

フィールドサイエンス

Journal of Field Science

No.7 2008



東京農工大学農学部附属広域都市圏
フィールドサイエンス教育研究センター

平成20年 3月

フィールドサイエンス 第7号

目次

原 著

- 1 東京農工大学フィールドミュージアム本町水田圃場の精密土壌図／田中治夫・中村嘉孝・本林 隆

- 11 落葉広葉樹林のスギ・ヒノキ人工林化が土壌養分動態特性に及ぼす影響／市川貴大

研究資料

- 71 FM多摩丘陵における気象要素と降水化学の解析／篠崎孝一・蒲生祐輔・飯泉佳子・田中 茂・
原 宏

原 著東京農工大学フィールドミュージアム
本町水田圃場の精密土壌図田中 治夫*¹・中村 嘉孝*¹・本林 隆*²The Detailed Soil Map of Paddy Fields Located in Field Museum Honmachi,
Tokyo University of Agriculture and TechnologyHaruo TANAKA*¹, Yoshitaka NAKAMURA*¹ and Takashi MOTOBAYASHI*²

We made up the detailed soil map of paddy fields in Field Museum Honmachi (FM Honmachi), Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology. Using the map, we examined whether the soil management of each field could be planned.

FM Honmachi has approximately 2.5 ha in which there are 14 paddy fields with “Skeletal Grayed Lowland Paddy soils, clayey~clay-loamy” (0.2 ha), “Fine-textured Grayed Lowland Paddy soils, clay-loamy” (0.4 ha), “Skeletal Haplic Gray Lowland soils, clayey~clay-loamy” (0.8 ha), “Fine-textured Haplic Gray Lowland soils, clay-loamy” (0.9 ha), “Medium-textured Haplic Gray Lowland soils” (0.2 ha), and “Skeletal Haplic Regosolic Lowland soils” (0.1 ha). Because minimum map units of existing soil map with 1/50,000 scale are 1 ha, it is difficult to distinguish the distribution of “Skeletal” soils in each field. For soil management in each paddy field, it is necessary to make and apply the detailed soil map. The results show the soils classified “skeletal” had shallow gravelly layer and hydraulic conductivity was high for rice cultivation. In this area, it is necessary to prevent the excess percolation.

Key words : detailed soil map, soil classification, paddy soil, soil management

東京農工大学農学部附属広域都市フィールドサイエンス教育研究センターフィールドミュージアム本町 (FM 本町) の水田圃場で1,000分の1縮尺の精密土壌図を作成し、圃場ごとの土壌管理計画が可能かどうかを検討した。

FM 本町水田圃場は、面積約2.5 ha で、14区画の水田があり、「礫質灰色化低地水田土、強粘~粘質」(0.2 ha)、「細粒質灰色化低地水田土、粘質」(0.4 ha)、「礫質普通灰色低地土、強粘~粘質」(0.8 ha)、「細粒質普通灰色低地土、粘質」(0.9 ha)、「中粒質普通灰色低地土」(0.2 ha)、「礫質普通未熟低地土」(0.1 ha) の土壌が分布していた。既存の5万分の1縮尺土壌図では最小図示面積が1 ha と大きいため、「礫質」土壌の分布を把握することは難しい。水田1区画ごとに土壌管理を行うためには精密土壌図の作成と活用が必要である。「礫質」と分類された土壌は礫層が浅く、透水係数が高かったため、漏水田防止の対策が必要である。

キーワード：精密土壌図，土壌分類，水田土壌，土壌管理

*¹ 東京農工大学大学院農学府生物生産科学専攻 〒183-8509東京都府中市幸町3-5-8 : Division of Science of Biological Production, Graduate School of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

*² 東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センター 〒183-8509東京都府中市幸町3-5-8 : Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

1. はじめに

土壌断面の調査、理化学性の分析から、土壌の分類を行い、得られた土壌調査地点のデータを面的に広げて、土壌の分布を図示したものが土壌図である。土壌図は作物栽培に適した地域の把握や土壌の性質に合わせた施肥管理の指針の策定などの資料として利用するだけでなく、土地利用計画や環境保全などに役立てることができる。

土壌図は、その縮尺によって、小縮尺（30万分の1以下）、中縮尺（10万～30万分の1）、大縮尺（1万～5万分の1）、精密土壌図（1万分の1以上）に分けられる（三土，1993）。土壌図における図示では、最小図示単位があり、通常2 mm四方である。そこに表示される土壌は、小縮尺の土壌図では土壌群や土壌亜群などの上位の土壌分類のカテゴリーで分類された土壌で、大縮尺の土壌図では土壌統やそれをさらに細分した土壌区などの下位のカテゴリーで分類された土壌である。

土壌図の精度は、調査密度と最小図示単位の実面積に依存するため、より縮尺の大きい土壌図を作成するためには、調査地点を増やした土壌調査を行う必要がある。現在、わが国では、土地分類基本調査土壌図や地力保全基本調査耕地土壌図などの5万分の1縮尺の大縮尺土壌図が一般的な土壌図として用いられているが、最小図示単位での実面積が1 haと広く、圃場単位での土壌の情報を得るには不十分である。そこで、より縮尺の大きい土壌図の作成が望まれる。日本の主要な農地の利用形態である水田は、基盤整備工事などによって大区画化が進められているものの、依然として1 ha未満のものも多い。このため、既存の大縮尺の土壌図よりもさらに縮尺の大きい精密土壌図が必要である。

本研究では0.5 ha未満の複数の水田が集合した圃場で土壌調査を行い、精密土壌図を作成した。さらに、精密土壌図を用いて、圃場ごとの土壌管理計画が可能かどうかを検討した。

本研究における調査地土壌については、すでに坂上ら（1978，1979）により、理化学性や窒素肥沃度、粘土鉱物組成などの報告がある。しかし、調査されてから約30年経っているので、再度調査・分析を行い、国内外の土壌分類体系を用いて分類をし、土壌図を作成するとともに、30年前の土壌特性値との比較を行った。

2. 試料と方法

2.1 調査地の概要

本研究は、東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センターフィールドミュージアム本町（FM本町）の水田圃場で行った。FM本町は、北緯35°39.9′，東経139°28.3′の多摩川の沖積平野に位置している。約200 m北側には府中崖線があり、火山灰台地である立川面との境をなしている。水田圃場は14区画あり、総面積は約2.5 haである。1971年からは灌漑水として地下水をくみ上げ、各区画の水田に供給している（坂上ら，1978）。現在の灌漑水の取り入れ口である水口（inlet），および排出口である水尻（outlet）の配置をFig. 1に示した。

FM本町の粘土組成は、イライト、Al-パーミキュライト、クロライト、14Å/10Å混合層鉱物、カオリナイトから成り、イライトが優勢である（坂上ら，1979）。

なお、本地域の土壌は、1/50,000土地分類基本調査図（坂上ら，1995）では、「褐色低地土壌・礫質（斑紋なし）」と分類され図示されており、1/50,000水田および畑地土壌図（東京都農業試験場，1982）では、「細粒灰色低地土（灰色系）」の「下田統」と分類され図示されている。

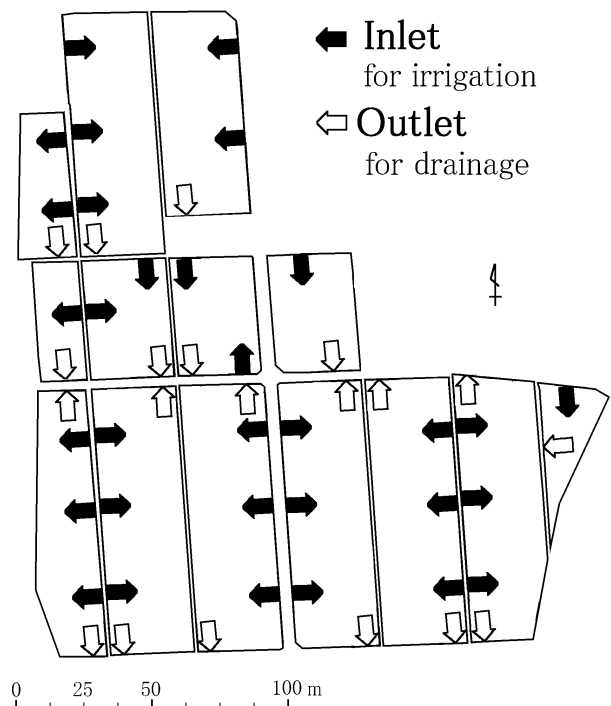


Fig. 1 Irrigation system in FM Honmachi

2.2 土壌断面調査および土壌分類

FM 本町を南北20 m×東西10 mの間隔に区分した計116地点を調査地点として (Fig. 2), 2006年に検土杖による土壌調査を行った。検土杖が礫によって試坑できない深さを礫層の上端とし、深さ1 mまたは礫層までの調査を行った。土壌断面の調査・記載は、土壌調査ハンドブック (土壌調査ハンドブック改訂編集委員会, 1997) に従って行い、土壌層位名も土壌調査ハンドブックの方法に従った。

検土杖による土壌調査をもとに、代表土壌地点を選定し、地点①~④ (Fig. 3) において試坑を掘り、土壌断面調査を行った。また、各土壌層位の試料を採取し、理化学性の分析を行った。

理化学性の分析は、主として土壌環境分析法 (土壌環境分析法編集委員会, 1997) に従って行った。非攪乱試料として土壌を100 mL容採土円筒を用いて1層から3点採取し、飽和透水係数と、土壌三相計 (大起理化工業, DIK-1120) を用いて実容積と三相分布を測定した。攪乱試料は、室温で風乾後2 mmの篩を通したものを風乾細土として分析に供試した。pH(H₂O)およびpH(KCl)は、土壌:溶液比を1:2.5としてガラス電極法で測定した。電気伝導度 (EC) は、土壌:溶液比を1:5として測定した。交換性陽イオンおよび陽イオン交換容量 (CEC) は、セミマイクロショールンベルガー法に

より得られた抽出液について、交換性陽イオン (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) は原子吸光光度計 (日立製作所, Z-5010) で、アンモニウムイオンはホルモル滴定法 (越野, 1988) で測定しCECを算出した。リン酸吸収係数は、リン酸アンモニウム液法で測定した。pH(NaF)は、天野 (1983) に従い、土壌1 gに1 mol L⁻¹フッ化ナトリウム溶液50 mLを加え、2分間振とうした後、ガラス電極法で測定した。遊離酸化鉄 (Fe_d), ジチオナイト-クエン酸抽出マンガン (Mn_d) は、Holmgren法 (Van Reeuwijk, 2002) で抽出し、原子吸光光度計で測定した。全炭素, 全窒素はNCアナライザー (住友化学, SUMIGRAPH NC-80) を用いて乾式燃焼法で測定した。攪乱試料を用いた各分析は2連で行った。

土壌分類は、農耕地土壌分類第3次案改訂版 第2刷 (農耕地土壌分類委員会, 1995) にもとづいて土壌統のカテゴリーで分類を行った。分類結果から、最小図示単位2 mm四方 (=実面積0.04 ha) で、1,000分の1縮尺の精密土壌図を作成した。また、代表土壌断面については、日本の統一的土壌分類体系第二次案 (日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会, 2003) および世界土壌照合基準 (WRB) (IUSS Working Group WRB, 2007) による土壌分類を行った。

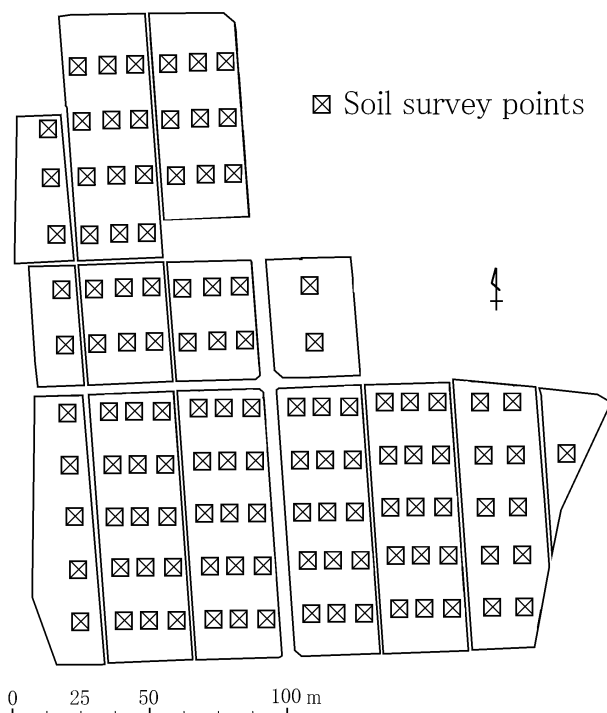


Fig. 2 Soil survey points

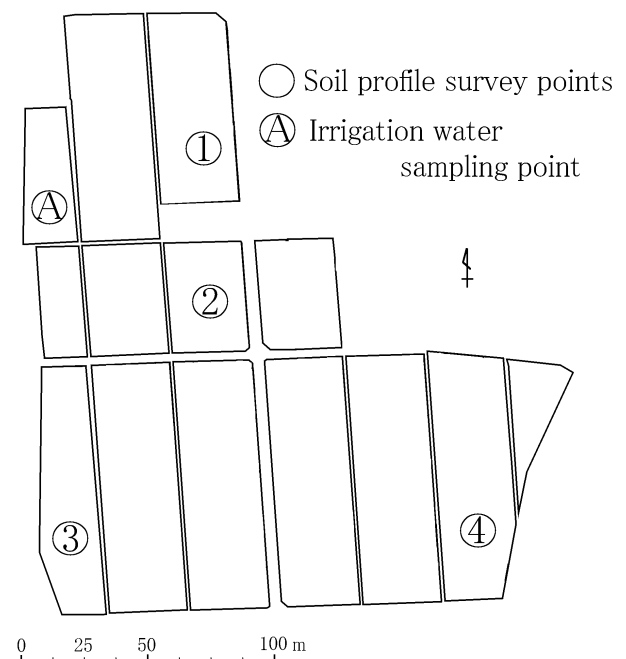


Fig. 3 Soil profile survey points and irrigation water sampling point

2.3 灌漑水の採取および分析方法

FM本町では地下からくみあげた地下水を灌漑水として用いている。灌漑水はパイプラインによって各区画に独立して供給されており、ある水田に供給された灌漑水は他の水田に供給されることなく排水される。2007年6月に、灌漑水の供給口である水口Aのポンプ口 (Fig. 3) から2L容ポリエチレンびんを用いて灌漑水を採取し、ろ過後、pH、EC、陽イオン (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) およびケイ素の測定を行った。ケイ素は、モリブデン青吸光度法で測定した。

3. 結果および考察

3.1 土壌断面形態および土壌分布

農耕地土壌分類では、土壌の分類カテゴリーは上位から、土壌群、土壌亜群、土壌統群、土壌統である。調査の結果、FM本町の土壌は、土壌統のカテゴリーで、「礫質灰色化低地水田土、強粘～粘質、Skeletal Grayed Lowland Paddy soils, clayey～clay-loamy, 12513) (それぞれ、土壌統の和名、英名、土壌統番号の順)」、「細粒質灰色化低地水田土、粘質、Fine-textured Grayed Lowland Paddy soils, clay-loamy, 12522)」、「礫質普通灰色低地土、強粘～粘質、Skeletal Haplic Gray Lowland soils, clayey～clay-loamy, 14613)」、「細粒質普通灰色低地土、粘質、Fine-textured Haplic Gray Lowland soils, clay-loamy, 14623)」、「中粒質普通灰色低地土、Medium-textured Haplic Gray Lowland soils, 14630)」、「礫質普通未熟低地土、Skeletal Haplic Regosolic Lowland soils, 15210)の6種が分布していた (Fig. 4)。

その分布割合は、「細粒質普通灰色低地土、粘質」が0.9 haと最も広く、次いで「礫質普通灰色低地土、強粘～粘質」が0.8 ha分布していた。これに「中粒質普通灰色低地土」0.2 haを含めた土壌亜群カテゴリーでの「普通灰色低地土」、土壌群カテゴリーでの「灰色低地土」がFM本町の水田土壌全域の約75%を占めた。次いで分布が広がったのは、「細粒質灰色化低地水田土、粘質」0.4 haと「礫質灰色化低地水田土、強粘～粘質」0.2 haの土壌亜群カテゴリーでの「灰色化低地水田土」、土壌群カテゴリーでの「低地水田土」が約20%を占め、「礫質普通未熟土」0.1 haの土壌亜群カテゴリーでの「普通未熟低地土」、土壌群カテゴリーでの「未熟低地土」は約5%であった。

礫層は北側、中央部および南東側の一部で深く、

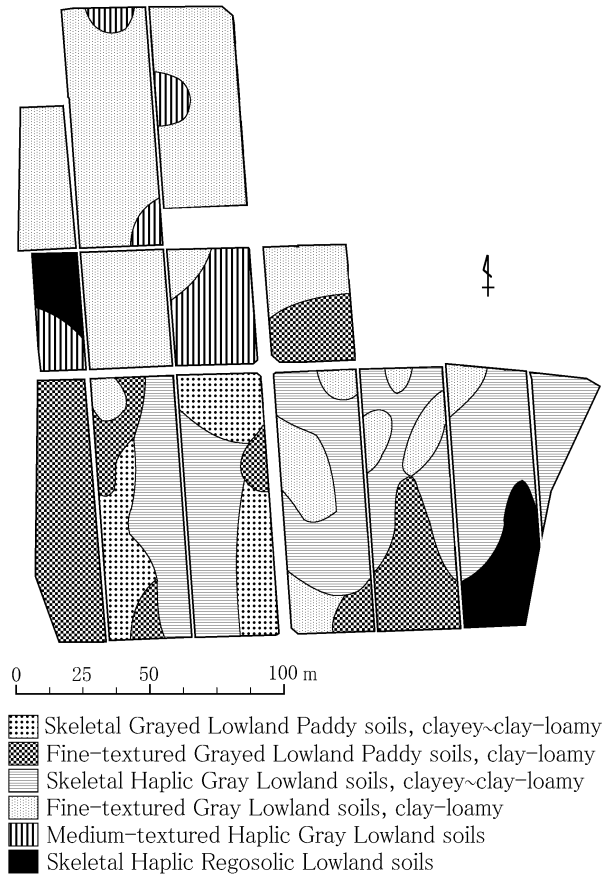


Fig. 4 Detailed soil map of FM Honmachi

南西部から南東部にかけて浅くなった。土壌分類では、地表下60 cm以内に礫層が現れる場合、土壌統群のカテゴリーで「礫質」として分類される。FM本町では礫層の出現深さを反映して南側では「礫質」が主に分布し、北側には「細粒質」および「中粒質」が分布した。しかし、同じ「礫質」であっても上位の土壌群のカテゴリーで南西側は「低地水田土」が、南東側では「未熟低地土」が分布していた。

Table 1 および Table 2 に代表土壌断面の断面記載および土壌分類名を示した。

「灰色低地土」(土壌群カテゴリー)は、季節的地下水の飽和により発達した斑鉄層が地表下50 cm以内に現れる土壌をいう。地下水による斑鉄層は管状、糸根状などの孔隙に沿う斑鉄の存在で特徴づけられる。地点①および地点②の代表土壌断面において、すき床層下のCgir 2層(添字のgはグライ化を示し、三二酸化物の斑紋を生じた層に付け、irはその酸化物が斑鉄であることを示している)、Cgir 3層は、土色の基色が灰褐色であり、その孔隙に沿って水稻などの植物根跡の形状をした管状斑紋がみられたので、斑鉄層とみなした。

Table 1 Soil profile description of typical pedons in FM Honmachi

Pedon Horizon	Depth (cm)	Soil color	Soil texture	Mottle* ¹		Soil* ² structure	Soil reaction		
				Fe	Mn		Fe ^{2+*} ³	Mn* ⁴	Al* ⁵
No. ①									
Ap	0~13	10 YR 3/2	CL	None	None	CR SB	-	-	±
Cgir 1	13~21	10 YR 3/2	CL	FI (5%), RO (4%)	None	SB	+	-	±
Cgir 2	21~32	10 YR 4/2	CL	TH (15%), SP (2%)	None	M	-	-	±
Cgir 3	32~50	10 YR 4/2	CL	IR (13%), TU (2%)	None	M	-	-	±
Cgir 4	50~56	10 YR 4/2	CL	SP (15%)	SP (1%)	M	-	±	±
Cgmn 1	56~85	10 YR 3/2	CL	None	SP (1%)	M	-	+	±
Cgmn 2	85~100+	10 YR 3/2	CL	None	SP (1%)	M	-	++	±
No. ②									
Ap	0~16	10 YR 3/2	CL	R (5%)	None	SB	-	-	±
Cgir 1	16~24	10 YR 3/2	CL (L)	FI (7%), RO (5%)	None	SB	-	-	±
Cgir 2	24~28	10 YR 4/2	CL	TU (3%)	None	SB	-	-	±
Cgir 3	28~50	10 YR 2/3	L	TU (2%), SP (2%)	None	SB	-	-	±
Cgirmn	50~76	10 YR 4/2	LiC	None	SP (2%)	SB	-	++	±
C 1	76~95	10 YR 2/2	LiC	None	None	SB	-	-	±
C 2	95~115+	10 YR 4/4	LiC	None	None	SB	-	-	-
No. ③									
Ap	0~15	10 YR 3/2	CL	R (5%)	None	SB	-	-	±
Cgir 1	15~24	10 YR 3/2	CL	FI (5%), RO (3%)	None	SB	-	-	±
Cgir 2	24~33	10 YR 3/3	CL	TU (3%)	None	SB	-	-	±
Cgirmn	33~44	10 YR 4/3	CL	IR (30%)	SP (3%)	SB	-	++	±
Cgmn	44~56	10 YR 3/2	CL	None	SP (3%)	SB	-	++	±
Cgir 3	56~71	10 YR 4/3	FSL	IR (30%)	None	M	-	-	±
C	71~80+	10 YR 3/3	FSL	None	None		-	-	±
No. ④									
Ap	0~20	10 YR 3/2	CL	FI (5%)	None	SB	-	-	±
C 1	20~31	10 YR 3/2	CL	FI (7%)	None	SB	-	-	±
C 2	31~55+	10 YR 3/2	CL	None	None		-	-	±

*¹: Mottle, RO-Root-like, FI-Filmy, TU-Tubular, IR-Irregular, SP-Speckled

*²: Soil structure, CR-Crumb, SB-Subangular blocky, M-Massive

*³: Dipyriddy reaction test, *⁴: Tetrabase reaction test, *⁵: Active aluminum reaction test

「低地水田土」(土壌群カテゴリー)は、灌漑水の影響を強く受けて生成した土壌で、灌漑水の影響によって形成される鉄集積層(作土の2倍以上の遊離酸化鉄)をもつが、灰色化層の下端が地表から50 cm以深に及ぶ土壌である。地点③の代表土壌断面において、Cgirmn層(添字のmnはマンガン斑・

結核であることを示している。)は不定形の斑鉄に富み(30%)、Fedが作土の2倍以上であった(Table 3)。「灰色低地土」に分類された地点①のCgir 3層は、不定形の斑鉄を含んだ(13%)が、Fedは作土の1.6倍であった。このため、検土杖による土壌調査結果において次表層が不定形の斑鉄に富む

Table 2 Classification of typical pedons in FM Honmachi

English name	和 文 名
No. ①	
1 Fine-textured Haplic Gray Lowland soils, clay-loamy	細粒質普通灰色低地土, 粘質
2 Typic Gray Fluvisols	典型灰色沖積土
3 Fluvisols (Hypereutric)	沖積成水田次表層質人工土壌 (高高飽和)
No. ②	
1 Medium-textured Haplic Gray Lowland soils	中粒質普通灰色低地土
2 Typic Gray Fluvisols	典型灰色沖積土
3 Fluvisols (Hypereutric)	沖積成水田次表層質人工土壌 (高高飽和)
No. ③	
1 Fine-textured Grayed Lowland Paddy soils, clay-loamy	細粒質灰色化低地水田土, 粘質
2 Typic Illuvial Paddy soils	典型集積水田土
3 Fluvisols (Hypereutric)	沖積成水田次表層質人工土壌 (高高飽和)
No. ④	
1 Skeletal Haplic Regosolic Lowland soils	礫質普通未熟低地土
2 Typic Gray Fluvisols	典型灰色沖積土
3 Fluvisols (Orthoentric)	沖積成水田次表層質人工土壌 (正高飽和)

1 : Classified with "Classification of cultivated soils in Japan, 3rd approximation" by 農耕地土壌分類委員会 (1995).

2 : Classified with "Unified soil classification system of Japan, 2nd approximation" by 日本ペドロジー学会第四次土壌分類・命名委員会 (2003).

3 : Classified with "World reference base for soil resources 2006" by IUSS Working Group WRB (2007).*

* : WRB の和文名は中井 (2000) を参考に著者が付けたもので正式なものではない。

層位を鉄集積層の指標とした。

「未熟低地土」(土壌群カテゴリー) は、鉄が風化遊離しないため斑紋をもたず、ふつう灰色をしていることが多い。地点④の代表土壌断面において、C2層は斑紋をもたず、灰褐色であった。斑紋を持たなかったことは、礫層が浅いため排水が過良になり、作土における還元層の発達が弱かったことも原因の一つとして考えられる。検土杖による土壌調査結果においても斑紋がなかった土壌は礫層が地表下60 cm以内に現れる「礫質」の土壌であった。「未熟低地土」では、排水過良による漏水田化が危惧される。

3.2 代表土壌断面の理化学性

代表土壌断面の化学性を Table 3 に、物理性を Table 4 に示した。pH(H₂O)はいずれの地点も作土を除いて7前後の中性を示した。CECは作土で26.8~28.8 cmolc kg⁻¹で、下層土よりも高かった。

坂上ら (1978) の報告から、30年前の土壌断面の理化学性と今回の結果を比較すると、pH, CEC, 塩基飽和度およびCa²⁺およびMg²⁺が増加していた。30年前の下層土のCECは15 cmolc kg⁻¹前後であったが、20 cmolc kg⁻¹前後と増加していた。藤原

ら (1996) によると、水稻栽培に望ましい塩基 (交換性陽イオン) は、Ca²⁺で1,000~5,000 mg kg⁻¹ (3.6~17.8 cmolc kg⁻¹に相当), Mg²⁺で150~450 mg kg⁻¹ (0.7~2.2 cmolc kg⁻¹に相当), K⁺で150~400 mg kg⁻¹ (0.3~0.8 cmolc kg⁻¹に相当) とされている。FM本町は、Mg²⁺が全層で望ましい範囲の値以上であった。

FM本町水田の灌漑水の水質、30年前のFM本町水田の灌漑水の水質 (坂上ら, 1978), および全国の灌漑水の平均値 (吉田, 1968) を Table 5 に示した。FM本町灌漑水中の塩類濃度は全国平均濃度よりも3倍前後と高く、特にMg²⁺が全国平均よりも7.3倍と高かった。ECは30.6 mS m⁻¹であった。水稻用農業用水の塩類濃度 (電気伝導率) の基準は30 mS m⁻¹以下であり (農林省公害研究会, 1970), 基準値の上限よりも高かった。

過去30年間で、ほぼ全層でCECが増加したにもかかわらず、塩基飽和度が高いままであること、および全国平均よりも塩類に富んだ濃度の灌漑水を供給されたことから、FM本町土壌は灌漑水から供給される塩基の富化作用を受けたものと推察される。また、この富化作用により土壌pHも高くなったも

Table 3 Chemical properties of typical pedons in FM Honmachi

Soil sample	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	EC (dS m ⁻¹)	Pab ^{*1} (g kg ⁻¹)	pH (NaF)	Total carbon (g kg ⁻¹)	Total Nitrogen (g kg ⁻¹)	C/N	CEC ^{*2}	Exchangeable cation				BS ^{*3} (%)	Fed (g kg ⁻¹)	Mnd (g kg ⁻¹)
										Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺			
No. ①																
Ap	6.2	5.5	0.15	11.70	9.4	50.0	3.7	13.5	28.1	17.1	3.7	1.0	0.4	79	39	0.1
Cgir 1	6.3	5.5	0.13	13.75	9.3	47.0	3.7	12.8	28.8	16.9	3.6	1.4	0.3	77	43	0.1
Cgir 2	7.1	6.3	0.07	12.42	9.6	27.4	2.3	12.0	25.4	17.8	3.9	0.9	0.3	90	47	0.3
Cgir 3	7.1	6.1	0.06	12.62	9.7	22.4	1.8	12.2	21.2	14.0	3.4	0.7	0.4	87	60	0.4
Cgir 4	7.0	6.0	0.05	9.85	9.6	14.3	1.2	11.9	18.5	11.4	3.0	0.7	0.3	83	59	0.3
Cgmn 1	7.0	5.9	0.05	10.67	9.6	16.2	1.2	13.0	23.1	14.8	3.6	0.6	0.3	84	43	0.7
Cgmn 2	6.9	5.9	0.05	11.56	9.6	16.5	1.3	13.1	20.8	14.6	3.6	0.4	0.3	91	39	0.5
No. ②																
Ap	6.3	5.3	0.08	13.75	9.4	43.7	3.2	13.8	26.8	14.3	3.4	0.4	0.4	69	46	0.1
Cgir 1	6.7	5.8	0.08	13.41	9.3	37.3	2.5	15.1	26.8	16.9	4.0	0.4	0.4	81	41	0.3
Cgir 2	6.9	6.1	0.07	12.76	9.5	27.3	1.8	15.1	23.4	15.7	3.8	0.3	0.3	86	44	0.9
Cgir 3	7.0	5.9	0.05	12.38	9.6	16.9	0.9	18.2	23.1	15.3	3.7	0.5	0.4	86	39	1.9
Cgmn	7.2	5.9	0.04	9.51	9.4	13.3	0.9	14.9	20.3	13.3	3.5	0.5	0.4	87	28	0.9
C 1	7.2	5.9	0.04	9.65	9.4	14.3	0.9	15.4	20.5	13.5	3.5	0.5	0.4	87	30	0.7
C 2	7.3	5.7	0.03	6.94	8.9	4.9	0.2	21.7	14.1	9.3	2.9	0.5	0.3	92	33	0.4
No. ③																
Ap	6.1	5.3	0.13	12.38	9.3	49.6	3.3	14.9	26.9	15.6	3.1	0.6	0.4	73	26	0.1
Cgir 1	6.2	5.5	0.11	13.10	9.3	48.4	3.2	15.1	27.1	16.2	3.3	0.5	0.4	75	29	0.1
Cgir 2	6.9	6.1	0.07	11.87	9.4	28.8	2.1	13.6	21.5	14.4	3.5	0.6	0.3	87	37	0.5
Cgirmn	7.1	6.1	0.06	9.78	9.2	18.9	1.3	14.6	17.4	11.4	3.1	0.6	0.4	89	58	0.5
Cgmn	7.2	6.0	0.04	7.45	9.2	12.6	0.8	15.4	15.0	9.8	2.8	0.5	0.3	89	25	2.9
Cgir 3	7.3	5.9	0.03	5.47	8.9	5.8	0.3	19.8	11.8	7.5	2.6	0.4	0.2	91	28	1.9
C	7.3	5.9	0.03	4.44	8.9	4.9	0.3	15.4	10.7	5.9	2.2	0.3	0.2	81	18	0.8
No. ④																
Ap	6.3	5.3	0.09	11.32	9.1	43.6	2.9	15.2	28.8	15.3	3.2	0.8	0.2	69	25	0.1
C 1	6.8	5.8	0.06	11.53	9.1	34.9	2.0	17.2	23.8	15.5	3.6	1.1	0.2	86	31	0.5
C 2	7.0	5.7	0.04	6.98	9.1	14.8	0.6	23.4	19.8	13.9	2.9	2.1	0.2	97	22	1.6

*1 : Phosphate absorption coefficient, *2 : Cation exchange capacity, *3 : Base-saturation

のと考えられる。

リン酸吸収係数はいずれの地点においても農耕地土壌分類第3次案改訂版における黒ボク土壌グループの分類指標である15 g-P₂O₅ kg⁻¹以下であったが、黒ぼく特徴に関する分類基準の一つに、pH (NaF)が9.2より高いことが用いられている (日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会, 2003)。地点④を除く多くの層位で、pH (NaF)は9.2よりも高かった。坂上ら (1979) は、FM 本町土壌上層部における周辺段丘からの火山灰土壌 (アロフェン) の混入を推察している。FM 本町土壌はリン酸吸収係数が分類基準以下であったため、黒ボク土壌グループに分類されないが、周辺からの黒ボク土の混入や客土による影響を受けていると考えられ

る。

次表層の鉄・マンガン集積層の形成、塩基 (交換性陽イオン) の量および組成の変化は、土壌を水田利用することによって引き起こされる水田土壌特有の作用 (水田土壌化作用) である。FM 本町土壌は、必ずしも鉄集積層を持つ土壌ではなく、礫層の出現位置によって土壌断面形態は異なる傾向であった。しかし、透水性が良く、多量に供給される高い塩類濃度の灌漑水の影響を受けて、土壌中の交換性陽イオン量は増加しており、水田土壌化作用が進んでいると考えられる。

WRB の分類では、「水田次表層 (hydragric horizon)」の特徴に、次表層の Fed が表層の2倍以上であるか Mnd が表層の4倍以上であることが挙げ

Table 4 Physical properties of typical pedons in FMHonmachi

Soil sample	Hydraulic conductivity (m s^{-1})	Three phases ratio			Bulk density (g cm^{-3})	Gravel content (%)
		Gaseous	Liquid ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	Solid		
No. ①						
Ap	6.5×10^{-4}	0.33	0.43	0.24	0.6	2.3
Cgir 1	1.5×10^{-6}	0.03	0.61	0.36	0.9	3.5
Cgir 2	3.6×10^{-8}	0.04	0.54	0.42	1.1	6.6
Cgir 3	4.6×10^{-6}	0.09	0.52	0.39	1.0	1.5
Cgir 4	2.8×10^{-5}	0.10	0.48	0.42	1.2	6.2
Cgmn 1	7.4×10^{-5}	0.16	0.44	0.41	1.1	3.8
Cgmn 2	2.0×10^{-6}	0.12	0.49	0.39	1.2	3.1
No. ②						
Ap	1.2×10^{-6}	0.03	0.62	0.35	0.9	6.8
Cgir 1	2.3×10^{-6}	0.04	0.57	0.38	1.0	3.0
Cgir 2	1.1×10^{-6}	0.06	0.53	0.41	1.1	3.4
Cgir 3	3.8×10^{-7}	0.08	0.52	0.41	1.1	0.5
Cgmn	8.1×10^{-8}	0.06	0.51	0.43	1.2	1.7
C 1	1.9×10^{-7}	0.07	0.52	0.41	1.1	0.6
C 2	1.4×10^{-7}	0.03	0.46	0.51	1.4	0.1
No. ③						
Ap	8.0×10^{-7}	0.06	0.62	0.32	0.8	1.5
Cgir 1	1.1×10^{-5}	0.04	0.62	0.34	0.9	1.3
Cgir 2	7.1×10^{-5}	0.08	0.54	0.38	1.0	7.4
Cgirmn	1.2×10^{-6}	0.08	0.51	0.41	1.1	7.1
Cgmn	2.9×10^{-6}	0.08	0.43	0.49	1.3	17.9
Cgir 3	1.4×10^{-5}	0.08	0.37	0.54	1.5	13.8
C	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	73.0
No. ④						
Ap	4.8×10^{-5}	0.19	0.53	0.27	0.9	5.8
C 1	9.6×10^{-7}	0.12	0.52	0.37	1.0	9.9
C 2	4.0×10^{-6}	0.12	0.33	0.55	1.3	46.4

Table 5 Concentration of nutrients of irrigation water in FM Honmachi

	pH	EC mS m^{-1}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Si
			mg L^{-1}				
FMH (This study)	7.9	30.6	40.1	14.6	3.0	22.7	23.7
FMH (30 years ago) ^{*1}	8.4	—	46.0	13.1	3.5	12.4	—
The mean for Japan ^{*2}	7.0	—	10.9	2.0	1.4	8.7	8.5

^{*1}Sakagami (1978), ^{*2}Yoshida (1968)

られている。調査断面は次表層の Fe_d が表層の2倍以上ではなかったが、 Mn_d は表層の4倍以上であった。このため、代表土壌断面はいずれも Hydragric Anthrosols に分類された。灌漑水による影響を強く受けた人工土壌であることが、WRBの土壌分類からわかる。

3.3 精密土壌図の必要性

最小図示幅を 2 mm (図示面積 4 mm^2) として土壌図を作成する場合、5 万分の 1 縮尺の土壌図では最小図示面積は実幅 100 m (実面積 1 ha) となる。5 万分の 1 縮尺の土壌図では、土壌統群レベルで示し、FM 本町の北側の土壌を「細粒質普通灰色低地

土」, 南西側を「細粒質灰色化低地水田土」, 南東側を「礫質普通灰色低地土」で表示することが適切である。精密土壌図で示したそれ以外の土壌は包含土壌として表示されない。FM 本町で最も大きい水田 1 区画の面積は 0.27 ha であり, 土壌統レベルでの表示は可能だが, 圃場内での土壌の分布を知ることはできない。このため, 5 万分の 1 縮尺の土壌図では, 1 区画内での土壌の違いを把握できない。今回作成した精密土壌図は 1,000 分の 1 縮尺のものであり, 最小図示面積は実幅 2 m (実面積 0.0004 ha) となる。この縮尺規模であれば, 圃場内の土壌の分布も把握することができる。

透水係数は地点②の下層土が 10^{-7}m s^{-1} 前後であったことを除いて, $10^{-5} \sim 10^{-6} \text{m s}^{-1}$ の範囲であった (Table 4)。藤原ら (1996) は水田における望ましい値を $2 \sim 5 \times 10^{-7} \text{m s}^{-1}$ としている。礫含量は北側の地点①および地点②で 5% 前後と少なく, 地点③は 71 cm 以深, 地点④は 31 cm 以深に 40% 以上と多かった。透水係数が望ましい値よりも大きく, 礫層が浅く出現することから, FM 本町水田土壌は不適切な代かきやすき床の破壊により漏水田となることが危惧される。また, 漏水田防止のため, 深耕は行わないほうがよい。

坂上 (1979) が指摘したように, FM 本町を水田利用するにあたっては, 礫層が浅いこと, 下層に礫が多いこと, 黒ボク土の混入が推察されることから, 漏水田となる危険性がある。藤原ら (1996) によると, 排水過良田ではベントナイトの施用やブルドーザーなどによる床締めが有効であるとされている。これらのことから, 礫層が浅かった圃場, 特に「礫質灰色化低地水田土, 強粘~粘質」, 「礫質普通灰色低地土, 強粘~粘質」, 「礫質普通未熟低地土」の分布する圃場では床締めを行うことが有効であろう。

もし, 水稻栽培に適した土壌特性値にするために圃場ごとに床締めなどの土壌管理を行うとすると, 5 万分の 1 縮尺の土壌図ではどの圃場で行えば適切か判断が難しい。しかし, 精密土壌図を用いれば, 圃場規模での「礫質」の分布が把握でき, 適切な改良が可能となる。

精密土壌図を作成することは, 現在の利用だけに限らない。圃場ごとの排水性の良し悪しから輪換畑などへの転換の判断資料として, 将来の土地管理計画の基礎資料に利用できる。日本は地形が複雑であることから土壌の分布も複雑であることが考えられ

る。持続可能な土壌管理のために, 精密土壌図の作成が必要であり, それを活用して管理計画を立てる必要がある。

引用文献

- 天野洋司 (1983) : Andisol 提案と日本の火山灰土, 火山灰土, 日本土壌肥料学会編 : 187-204, 博友社, 東京.
- 土壌調査ハンドブック改訂編集委員会 (1997) : 土壌調査ハンドブック 改訂版, 日本ペドロロジー学会編, 博友社, 東京.
- 土壌環境分析法編集委員会 (1997) : 土壌環境分析法, 日本土壌肥料学会監修, 博友社, 東京.
- 藤原俊六郎・安西徹郎・加藤哲郎 (1996) : 土壌診断の方法と活用 : 188, 農山漁村文化協会, 東京.
- IUSS Working Group WRB (2007) : World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rome.
- 越野正義 (編著) (1988) : 第二改訂 詳解肥料分析法 : 39-42, 養賢堂, 東京.
- 中井 信 (訳監修) (2000) : 世界の土壌資源 照合基準, 国際食糧農業協会, 東京.
- 日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会 (2003) : 日本の統一的土壌分類体系第二次案 (2002), 博友社, 東京.
- 農耕地土壌分類委員会 (1995) : 農耕地土壌分類 第 3 次改訂版 第 2 刷, 農業環境技術研究所資料, 17 : 1-79.
- 農林省公害研究会 (1970) : 農業 (水稻) 用水基準.
- 三土正則 (1993) : 土壌図, 土壌の事典, 久馬一剛ら編 : 310, 朝倉書店, 東京.
- 坂上寛一・下田博之・渡辺直吉 (1978) : 東京農工大学農学部附属農場の土壌, 第 2 報 本町農場 (水田) の土壌の理化学性と窒素肥沃度, 東京農工大学農学部農場研究報告, 8 : 23-35.
- 坂上寛一・内山直明・渡辺直吉・下田博之 (1979) : 東京農工大学農学部附属農場の土壌, 第 3 報 府中農場土壌 (畑地) と本町農場土壌 (水田) の粘土鉱物組成, 東京農工大学農学部農場研究報告, 9 : 1-13.
- 坂上寛一・田中治夫・宇津川 徹・浜田竜之介 (1995) : 土地分類基本調査, 八王子・藤沢・上野原土壌図 : 42-56, 東京都, 東京.

東京都農業試験場 (1982) : 水田および畑地土壌
図, 東京都西部・南部・北部地域, 内外地図,
東京.

Van Reeuwijk, L. P. (ed) (2002) : Procedures for Soil
Analysis (6ed). International Soil Reference In-

formation Centre, the Netherlands.

吉田昌一 (1968) : 土壌および河川による養分の天
然供給, 土壌肥料講座 1, 小西千賀三・高橋治
助編 : 21-40, 朝倉書店, 東京.

原 著

落葉広葉樹林のスギ・ヒノキ人工林化が
土壌養分動態特性に及ぼす影響^{*1}市川 貴大^{*2}Effects on characteristics of soil nutrient dynamics of
conversion from deciduous broad-leaved forest to
Japanese cypress and Japanese cedar plantations^{*1}Takahiro ICHIKAWA^{*2}

The purpose of this study was to clarify the effects on soil fertility and nutrient dynamics of conversion from natural deciduous broad-leaved forest to Japanese cypress and Japanese cedar plantations. The study was carried out at the Field Museum, Kusaki, (Tokyo University of Agriculture and Technology) in the Northern Kanto region of Japan. Therefore, soil fertility was considered to have been maintained and even improved due to the conversion from natural deciduous broad-leaved forests to Japanese cedar plantations, and had declined with the conversion to Japanese cypress forests, where cypress forest productivity had decreased. The soil fertility was maintained and improved with long rotation in coniferous plantations. Hence, it is thought that long rotation was effective in countering soil fertility decline in coniferous forests.

Key words : artificial Japanese cedar forest, artificial Japanese cypress forest, deciduous broad-leaved forest, slope position, stand age

本研究は群馬県勢多郡東村にある東京農工大学フィールドミュージアム草木（旧草木演習林）において、落葉広葉樹林のスギ・ヒノキ人工林化が土壌養分動態特性に及ぼす影響を明らかにすることを目的にした。スギ人工林化は土壌肥沃度を維持・増進させるが、ヒノキ人工林化は生産性の低いとき、土壌肥沃度を低下させる可能性が指摘された。また、長伐期化によりスギ・ヒノキ人工林の土壌肥沃度は維持・増進されるため、特にヒノキ人工林で起こる地力低下の対策としての長伐期化は有効であることが示唆された。

キーワード：ヒノキ人工林，落葉広葉樹林，林齢，斜面位置，スギ人工林

1. 序論

1.1 研究の目的

わが国の森林は、木材等の供給の他に、国土の保全、水資源の涵養、土砂流出防止、土砂崩壊防止、保健休養、野生鳥獣保護、酸素供給、大気浄化などの多面的機能を有しており、かけがえのない環境を形成している（日本林業調査会，1997）。森林土壌は森林生態系内の各種生物の生存基盤や上記に掲げた多面的機能を支えている。ただし、森林が破壊され土壌への落葉落枝などの有機物の供給が遮断され

ると、森林土壌の各種機能の働きが次第に低下し、瘠悪化も進行する。しかも、一旦瘠悪化した土壌の回復は容易ではなく、回復のためには多大な時間とエネルギーを必要とする（八木，1994）。したがって、その森林における林木の生産、環境保全などの公益的機能を持続していくためには、森林土壌の肥沃度を維持・増進させることが重要である。また、森林では植物が水分や各種無機養分を土壌から吸収し、太陽エネルギーを利用して光合成を行い有機物の生産を行う。一方、それらの有機物の一部は落葉落枝や枯死根などとして再び土壌に還元され、そこ

*1 平成15年度千葉大学学位論文を要約したものである

*2 栃木県農政部農村振興課中山間地域担当 〒320-8501 栃木県宇都宮市埜田1-1-20 : Tochigi Prefecture, 1-1-20 Hanawada, Utsunomiya-city, Tochigi 320-8501, Japan.

に生息する無数の動物や微生物によって分解無機化され可給態養分となり、再び植物に吸収される。森林ではこのような物質循環が間断なくおこなわれている。したがって、森林土壌の肥沃度や各種公益的機能を維持・増進していくためには、生態的な物質循環が絶えず順調に行われている必要がある(八木, 1994)。

日本経済の戦後復興から経済成長への転換点であった1955年以降、外貨不足の状態でも材輸入の余地がなかったため、造林の目的も荒廃した山林の復旧から森林資源の新たな造成・充実へと転換され、拡大造林が時代のスローガンになった(半田, 1997)。現在、わが国の森林面積全体の約4割が人工林であり、そのうち約7割がスギ林やヒノキ林によって占められている(日本林業調査会, 1997)。しかし、人工造林地の中には不成績造林地も存在しており、現在林木の生産のみならず、環境保全の上からも問題になっている(横井・山口, 1998, 2000)。

森林生態系内における養分の蓄積量や循環量は、気候条件、地形、構成樹種などによって異なることが知られている(堤, 1987)。したがって、落葉広葉樹天然林から針葉樹林に転換された林地における土壌養分特性や養分動態特性は変化すると考えられる。しかし、これまでにわが国では、落葉広葉樹天然林と植林された針葉樹人工林の土壌養分特性や養分動態特性の違いを系統的に把握した研究はみられない。針葉樹林化による土壌養分特性や養分動態特性の変化を把握することは、森林生産、環境保全などの公益的機能を持続していくために重要である。

人工林では森林の伐採や搬出手法、植栽される樹種などが適切でないと、生態系外へ養分が流亡するなど、最終的に地力が低下する(木平, 1994)。このような弊害を防ぐため、わが国では経験的に自然の地力をありのままに利用する“適地適木”の考えに基づく植栽がおこなわれてきた(太田ら, 1996)。この“適地適木”は樹木の成長量が多くなるように決められてきた(竹原, 1965)。ただし、針葉樹林化によって地力の維持機構が変化することが考えられる。したがって、樹種の違いによる地力の維持機構を土壌養分特性や養分動態特性から明らかにする必要がある。

近年、木材価格の長期低迷と経営コストの上昇による採算性の悪化により、40~50年生の伐期から付加価値を高めた優良大径材生産のための長伐期化が

進んでいる(竹内・伊藤, 2003)。また、短伐期で皆伐を繰返すより長伐期にするほうが、土壌養分の損失の度合いが少ないと推察され、人工林で起こる地力低下の対策として有効であると指摘されている(堤, 1987, 1989)。このため、長伐期化が土壌養分特性や養分動態特性に及ぼす影響を把握することも今後の森林施業を考える上で重要である。

本研究では樹種の違いによる土壌養分特性の変化とその原因の解明をおこなうことによって、地力が維持される造林手法を提案することを目的とした。

1.2 研究小史

1.2.1 森林における樹種の違いによる土壌養分特性の変化

海外では針葉樹、特にトウヒ(*Picea* spp.)の植栽に伴う土壌養分特性の悪化についての報告が多い。例えば、トウヒを植栽すると土壌は酸性化し、土壌養分特性が悪化する傾向にあり(Ranger and Nys, 1994)、ポドゾル化すると報告もある(Grieve, 1978)。また、トウヒ葉はカバノキ(*Betula* spp.)葉に比べて窒素含有量が少なく、難分解性であり、可給態窒素の供給を低下させる(Paster *et al.*, 1987)。Nihlgård (1971)はブナ(*Fagus* spp.)林とそれを伐採して造成されたトウヒ林を比較して、トウヒ林化によってモル型土壌になり、土壌が酸性化することにより表層土壌の交換性カリウム(K)、カルシウム(Ca)が減少し、ポドゾル化することを報告している。

このようなトウヒ単純一斉林による地力低下への対策としてカバノキ(*Betula* spp.)を混交することが提案されている(Tham, 1994; Saetre *et al.*, 1997)。ヨーロッパではカバノキは“soil improver”として造林学者に認識されていた(Gardiner, 1968; Attiwill and Adams, 1993)。例えば、Dimbleby (1952)は荒地に再生した林齢の異なるカバノキ林では、林齢にともないモル型土壌を発達させ、表層土壌のpHが上昇するとしている。また、カバノキ林はトウヒ林に比べ養分動態が活発であるといわれている(Mikola, 1985)。一方、農地にヨーロッパアカマツ(*Pinus sylvestris*)、ドイツトウヒ(*Picea abies*)、シダレカンバ(*Betula pendula*)を植林して23~24年間経過しても、表層土壌のpH、微生物バイオマス炭素(C)・窒素(N)、C無機化量、N無機化量、N固定活性などに樹種による違いはみられなかった(Priha and Smolander, 1997)。また、ドイツトウヒとシダレカンバの混交

林とドイツトウヒ林を比較して、混交林では土壤動物は増加したが、表層土壤の微生物バイオマス、土壤呼吸、C・N・リン (P) 無機化速度に違いはみられなかった (Saetre *et al.*, 1999)。

わが国においても針葉樹林の一斉造林に伴う土壤養分特性悪化の対策として、広葉樹を混交することが提案されている (高橋ら, 1996 a; Takahashi *et al.*, 1999 b; 藤田・中田, 2001)。ところが、土壤の不良な針葉樹林に広葉樹を混交しても、その広葉樹の落葉もまた養分に乏しく大きな効果が見られないという報告があることを堤 (1987) は指摘している。また、落葉を混合して分解させても分解速度に変化はなかったという報告 (河原, 1975; Precott *et al.*, 2000) と、分解の遅い落葉は数種混合することによって分解が促進されたという報告 (石井ら, 1982; Kaneko and salamanca, 1999) とがあり、樹種の違いによる土壤養分特性に及ぼす影響は十分に明らかにされているとはいえない。

Rothe and Binkley (2001) は針葉樹単純一斉林と他の樹種との混交林に関する世界の研究をまとめ、窒素固定能や有機物分解速度、土壤養分特性などは針葉樹の単純一斉林と混交林には概ね違いがみられないと述べている。この原因として混交地の立地特性 (あるいは植栽地の前歴) などによる影響が大きいことを挙げている。

森林生態系内における養分の蓄積量や循環量は、気候条件、地形、構成樹種などによって異なることが知られている (堤, 1987)。これまでにわが国では、環境要因を同一にして植生の変化がもたらす土壤養分特性の変化を複数の樹種間で比較した研究は、筆者らの知るところ、隣接したスギ (*Cryptomeria japonica*) 林とヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 林を比較した原田ら (1969) と澤田・加藤 (1991, 1993)、隣接したスギ林とアカマツ (*Pinus densiflora*) 林を比較した Takahashi *et al.* (1999 a)、の報告しかみられない。ただし、これらの報告は調査林分の前歴が考慮されていない。

1.2.2 森林における樹種の違いによる養分動態特性の変化

森林生態系においては水や養分は絶えず植物体を通じ移動、循環している。この間断のない循環が自己施肥系といわれる森林の生産力を恒常的に維持している (西村, 1973)。ただし、森林の養分循環は開放系でもあり、生態系外からの物質の流入や、生態系外への物質の流出が常に生じている (大手・徳

地, 2002)。

森林ではリターフォール (落葉落枝) を通じて物質が循環しており、そのリターフォールは地力の維持や生産力にきわめて重要な意味をもっていることはよく知られている (堤ら, 1968)。また、有機物動態とは異なる養分循環として、降水の移動に伴う溶存元素が森林生態系の物質循環に重要な役割を果たしている (岩坪, 1976; 高橋ら, 1996 b)。

欧米では森林のリターフォールの乾重および養分含有量は落葉広葉樹林よりも常緑針葉樹林のほうが少ないと認識されている (Cole and Rapp, 1981)。しかしながら、わが国のリターフォールの乾重や元素含有量は樹種によって、また、同じ樹種でも土壤型や林齢、斜面位置によって相違が見られるとされ (Tsutsumi *et al.*, 1983; 河田, 1989)、落葉広葉樹林と常緑針葉樹林のリターフォールの乾重や元素含有量を比較するには、土壤型や斜面位置をそろえることが必要である。

落葉広葉樹林と常緑針葉樹林の林内雨の年間溶存イオン量についてとりまとめた井上 (1991) は、両者について特にはっきりとした差はみられないとしている。しかし、林内雨は林外雨が樹冠を通過することにより、樹体からの物質の溶脱と樹体の表面に付着しているエアロゾルの洗脱によるとされるが (河田, 1989)、溶脱する量やイオン組成などは植物の種類によっても異なることが知られている (Tukey, 1970)。また、エアロゾルは発生源からの距離だけでなく葉面積の影響をうけるため (堤, 1989; Shibata and Sakuma, 1996)、たとえ同じ場所であったとしても樹種によって相違が見られると考えられる。したがって、林内雨による年間溶存イオン量は針葉樹林と広葉樹林で異なっている可能性がある。

森林生態系外への養分流亡量は主に土壤中の水移動によって起こる。これまで、わが国において針葉樹林と広葉樹林の土壤水の養分濃度を比較した研究は、岩坪ら (1976)、有光 (1982)、加藤ら (1993) などがある。岩坪ら (1976)、有光 (1982) は樹種の違いによる差をみいだしていないが、加藤ら (1993) は広葉樹林の硝酸濃度はスギ、ヒノキ林の数十分の一であったとしている。針葉樹林と広葉樹林における年間の土壤水による養分移動量を比較した研究は、筆者らの知るかぎり、ライシメーターを用いて土壤水を採取し、生態系外へのカチオン流出量を求めた柴田 (1997) を除いておこなわれていな

い。また、これまでに針葉樹林の生態系外からの養分の流入から生態系外への養分の流亡における一連の研究としては、濃度変化（例えば Feller, 1977; Edmonds *et al.*, 1995; Tokuchi and Iwatsubo, 1999; Bockheim and Crowley, 2002）や量的変化（Sollins *et al.*, 1980; Cole and Rapp, 1981; Johnson and Lindberg, 1992; Adamson *et al.*, 1993; 高橋ら, 1996 b; Bockheim and Langley-Turnbaugh, 1997; Shibata *et al.*, 1998）を取り扱ったものがある。これらの報告は、単一の針葉樹林や異なる場所の針葉樹林、あるいは針葉樹林と隣接した広葉樹林の養分動態を調査している。ただし、森林の養分動態は気象や立地条件（母材、斜面位置など）や測定期間によって異なる可能性がある（Tsutsumi *et al.*, 1983; 河田, 1989; Friedland and Miller, 1999）。

以上で述べてきたように、異なる樹種の森林間で土壌養分特性や養分動態を比較するためには、気象や立地条件（母材、斜面位置など）をそろえる必要がある。その上でリターフォール中に含まれる養分や林外雨、林内雨、生態系外に流出する養分などの動態を同時に調査することによって、樹種の違いによる土壌養分特性の変化の機構をより正確に明らかにすることができる。

1.2.3 森林における樹種の違いによる土壌微生物相および有機物分解の変化

土壌有機物は植物への無機養分の供給源となり、土壌の養分保持能力を高め、多くの土壌動物や微生物のエネルギー源となるなど、重要な役割を果たしている（高井・三好, 1977）。

多くの有機物はリターフォールとして森林土壌へ常に供給されている（Young and Giese, 2003）。リターフォールは分解され、林床の有機物集積（Ao）層、土壌有機物と形を変える途中で、二酸化炭素（CO₂）として大気中に放出されたり、溶存有機態炭素（DOC）として土壌中に供給され、移動する（Michel and Matzner, 2002）。森林の物質循環が定常状態のとき、Ao層量もほぼ一定となる（堤, 1963; Fisher and Binkley, 2000）。堤（1963）は概ね60年程度の林分で土壌における有機物の収支は定常状態になることを示した。このような森林では、土壌中の有機物量は概ねリターフォールとその無機化速度によって決まる（堤, 1987）。

森林の種組成と土壌微生物相の間に密接な関係があることはすでに指摘され（Hesselman, 1917; 沖永, 1952; Witkamp, 1966; 仁王, 1976; 安藤, 1994

; Bauhus *et al.*, 1998）、また、微生物は有機物の分解・無機化の90%以上を担っている（Heal and MacLean, 1975）。加藤・鈴木（1977）は土壌型の異なるスギ林とヒノキ林において細菌数、糸状菌数を調査し、細菌数/糸状菌数の値が B_B型（乾性褐色森林土）、B_C型（弱乾性褐色森林土）、B_D型（適潤性褐色森林土）土壌の順に増加していることを示した。千原ら（2000）は斜面位置の異なる広葉樹林、ヒノキ林、スギ林の微生物相を比較し、明確な違いを認めていない。

一般的に針葉樹の落葉は広葉樹の落葉に比べ分解されにくいと指摘されている（大政・森, 1937; 斎藤, 1974; 堤, 1987）。例えば、リターバッグ法により世界各地の森林における落葉の分解率を算出した Takeda *et al.*（1987）は針葉樹で広葉樹より低いことを示した。また、有機物の分解速度を示す滞留時間（Ao層量/年間のリターフォール量）は針葉樹林化によって遅くなっていった（市川ら, 2003 a）。ただし、有機物はまず土壌動物の働きによって粉碎される（木村, 1991 b）。したがって、野外測定により得られた有機物の分解特性は分解（粉碎化）と無機化の両者の働きを示している。このように、リターフォールの分解速度にはリターフォールや土壌生物による物理的、化学的、生物学的な要因が相互に影響しあっている（Cousteaux *et al.*, 1995; Heal *et al.*, 1997）。このため、野外測定により得られた有機物の分解特性は必ずしもリターフォールの無機化速度を反映しているわけではない。堤（1956）は有機物の無機化特性を調べる方法として、粉末状にした針葉樹や広葉樹の落葉を土壌に混合し、室内で一定期間、一定条件下で培養させ CO₂発生量を測定し、分解速度を比較したところ、ハンノキ（*Alnus japonica*）>コナラ（*Quercus serrata*）≥ヒノキ>スギとしている。

土壌微生物の種類および数量は土壌 pH、温度、水分、有機物などによる影響をうけ、また測定方法、測定条件の相違などによっても異なり、同一林内においても不均一である（河田, 1978）。また、Melin（1930）は同じ樹種でも落葉の採取場所の気象や立地条件によって CO₂発生量が異なることを明らかにしている。したがって、樹種の違いによる土壌微生物相や落葉の無機化特性を調査するためには、異なる樹種の森林間の気象条件や立地条件（母材、斜面位置、土壌型など）をそろえ、測定方法や測定条件を同一にする必要がある。

1.2.4 スギ人工林とヒノキ人工林の土壤養分特性および養分動態特性の比較

わが国の人工林では“適地適木”の考え方にに基づき、斜面下部にスギ、中部にヒノキ、上部にアカマツが植栽されてきた(片桐, 1996)。これらの針葉樹林において土壤養分特性や養分動態特性の把握がこれまでに精力的におこなわれてきた(たとえば、堤, 1987, 1989; 河田, 1989; 岩坪, 1996)。また、スギ人工林とヒノキ人工林の土壤養分特性や養分動態特性を比較した研究も多数報告されてきた(原田ら, 1969; 吉田ら, 1979; 生原・相場, 1982; 杓名ら, 1988 a; 下野ら, 1989; 村上ら, 1990; 佐々ら, 1991; 澤田・加藤, 1991, 1993; 戸田ら, 1991, 1996 a, 1996 b, 1997 a, 1997 b; 加藤ら, 1993; 渡邊ら, 1993; 凶子ら, 1993; 戸田・生原, 1994; 高橋ら, 1994 a, 1996 b; 加藤・白井, 1995; 小林ら, 1995; 呉ら, 1996, 1998; 島田ら, 1998 a, 1998 b; 宗ら, 1999; 稲垣・山田, 2002; 稲垣ら2002; 小柳ら, 2002 a, 2002 b, 2002 c)。しかし、これらの研究も原田ら(1969), 澤田・加藤(1991, 1993), 加藤ら(1993), 加藤・白井(1995)を除いて、斜面位置が異なっていることや、あるいは、調査地が隣接していないなどの問題点が挙げられる。

1.3 研究のすすめ方と本論文の構成

本研究ではまず、落葉広葉樹天然林と、同一斜面に隣接した落葉広葉樹天然林を伐採して造成されたヒノキおよびスギによる人工林の土壤養分特性および養分動態特性を調査し、針葉樹林化による土壤養分特性の変化とその原因について検討した。しかし、針葉樹林化による土壤養分特性や養分動態特性の変化について、樹種による影響と斜面位置による影響を分離できなかった。そこで、尾根(斜面上部)から沢すじ(斜面下部)まで同一斜面上にスギまたはヒノキが隣接して植栽された人工林において、土壤養分特性および養分動態特性を調査し、樹種の違いによる土壤養分特性の変化とその原因について斜面位置ごとに検討した。ただし、広葉樹林を伐採して造成されたヒノキおよびスギ林と、同一斜面上に隣接して植栽されたスギまたはヒノキ林の林齢はそれぞれ33年生と65年生であった。そこで、スギとヒノキが同一斜面に隣接して植栽されたさまざまな林齢の人工林において、土壤養分特性および有機物動態を調査し、樹種の違いによる土壤養分特性の変化とその原因について検討した。また、森林土壌ではばらつきが大きいので、多量の試料を測定す

る必要がある。このため、現在さまざまな測定法があるが、森林土壌を測定するためには、迅速かつ信頼性の高い測定法を確立することが重要である。

なお、樹種の違いによる土壤養分特性の変化とその原因を解明するためには、樹種の違い以外の環境要因(気象や立地条件(母材, 斜面位置など))をなるべく同一にして、土壤養分特性や養分動態特性を調査し、研究の全般に配慮した。

このような研究のすすめ方をふまえて、本論文は以下のように構成されている。

2章では、土壤養分特性および養分動態特性を把握するための簡易な測定法を検討した。

3章では、落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギ人工林化による土壤の養分特性の変化を明らかにすることを目的に、土壤養分特性(鉱質土壌の化学的性質など)および養分動態(Ao層, リターフォールの元素含有量, 林外雨, 林内雨による養分供給量, および生態系外へ流亡した養分量), 有機物動態(Ao層, リターフォールの乾重, 土壤微生物相および有機炭素の無機化特性)を調査した。

4章では、樹種の違いが養分動態特性および土壤養分特性に及ぼす影響を斜面位置(上部, 中部, 下部)ごとに明らかにするために、土壤養分特性, 養分動態, 有機物動態をスギ林とヒノキ林で斜面位置ごとに比較した。

5章では、林齢および樹種の違いが土壤養分特性と有機物動態に及ぼす影響を明らかにすることを目的に、同一斜面に隣接したスギ林およびヒノキ林において、若齢林から壮齢林において、土壤養分特性, 有機物動態を比較した。

6章では、3~5章までの結果と考察をふまえ、樹種の違いによる土壤養分特性の変化とその原因について総合的に考察した。

2. 土壤養分動態特性を把握するための簡易測定法の検討

一般に土壤養分特性や養分動態特性を測定するためには、特殊な機材や化学的な知識や経験を必要とする。本章では、土壤養分特性や養分動態特性を迅速かつ正確に測定するために、アンモニア態窒素($\text{NH}_4^+\text{-N}$)および微生物活性の簡易測定法, イオン交換樹脂(ion exchange resin: IER)の乾燥によるイオン吸着能への影響について検討したが、紙面の都合上要約のみを示す。なお、詳しくは市川ら(2001, 2002 a, 2002 b, 2003 b)をご参照ください

い。

- (1) 試験管法（試料 2 mL を 25 mL の試験管にとり、水を 10 mL 加える。つぎにフェノール・ニトロプルシッドナトリウム溶液を 2 mL 加えたのちに、すばやく次亜塩素酸ナトリウム溶液を 2 mL 加えて混和し、室温で一定時間放置する。この液の吸光度を 635 nm で測定する）は簡易かつ原法（インドフェノール青法）と同様の精度で雨水や塩化カリウムによる土壤抽出液に含まれるアンモニア濃度を測定することができる。
- (2) Schnürer and Rosswall (1982) の方法を一部改変し、緩衝液 100 mL に対して土壤試料の量を乾重で 5 g 以下とし、フルオレセイン・ジアセテート (FDA) の反応時間を 30 分にすることで、わが国の森林土壤に FDA 加水分解活性法を適用できるものと考えられた。また、得られた A_{490} (FDA の発色を波長 490 nm で測定した吸光度の値) は年間を通じてほぼ一定であり、土壤間のセルロース分解能の大小関係を概ね反映していた。このことから、測定時期に関わらず、一回の A_{490} の測定によって、土壤の相対的な微生物活性を概ね明らかにできると推察された。
- (3) FDA 濃度の改変および測定条件について検討したところ、 A_{490} は 0.25 g 乾土相当の生土をとり、pH 7.6 の 0.06 M リン酸ナトリウム緩衝液を 20 mL 加えたのち、FDA 溶液を 1.0 mL 程度加え、直ちに 25°C の恒温器内で 30 分間振とうした後、直ちにアセトン 20 mL を加え、No. 3 のろ紙でろ過し、ろ液の 490 nm での吸光度を測定することにより求められる。これにより測定された A_{490} は微生物バイオマス炭素量や土壤呼吸速度、糸状菌数、有機物分解能などを反映しており、森林生態系内における分解者としての微生物活性を示す指標になるものと考えられる。
- (4) IER におけるイオンの吸着量は重量含水率 51.9% から 1.4% への減少にかかわらず低下しなかった。このことから、IER は乾燥状態に置かれても十分溶存イオンを吸着する能力を有することが明らかにされた。

3. 落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギ人工林化による土壤養分動態特性の変化

3.1 はじめに

わが国の古い林業地では、ヒノキの短伐期施業を繰り返すと次第に地力が低下し、森林の成長が低下

するということが経験的に知られている（明永・芝本, 1933; 堤, 1987）。ヒノキ単純一斉林内は一般に暗くて下層植生が乏しく（赤井, 1977, 1980）、林床の有機物集積 (Ao) 層として有機物を堆積しにくい（原田ら, 1969; 塚本, 1989）ために、表層侵食が発生したり（吉村ら, 1981; 塚本, 1989）、地表面に難透水性の被膜であるクラストが形成される（湯川・恩田, 1995; 恩田・湯川, 1995）といわれている。また、澤田・加藤 (1991) はヒノキ林における土壤酸性化の機構を示している。

一方、スギ林では土壤中に交換性 Ca が蓄積し（加藤ら, 1989）、その蓄積は林齢とともに増加して土壤の塩基飽和度と pH を上昇させることが報告されている（澤田・加藤, 1991）。

ただし、これらには樹種の他にさまざまな環境要因（気象や立地条件）の影響も含まれている。したがって、1.2 節で述べたように、異なる樹種間で土壤養分特性を比較するためには、異なる樹種間の環境要因（気象や立地条件）をなるべくそろえる必要がある。しかし、わが国では針葉樹林化による土壤養分特性の変化について明らかにされていない。

そこで 3.3 節では、落葉広葉樹天然林と、同一斜面に隣接した落葉広葉樹天然林を伐採して造成されたヒノキおよびスギによる人工林（針葉樹林）の土壤養分特性を斜面位置ごとと比較することにより、針葉樹林化による土壤養分特性の変化を明らかにすることを目的とした。

また 3.4 節では、ヒノキおよびスギ人工林化による養分動態特性の変化が土壤養分特性を変化させる機構を明らかにすることを目的として、リターフォールの乾重および元素含有量、林外雨、林内雨による養分供給量、および生態系外へ流亡した養分量を調査することによって、それぞれの林分での養分動態特性を把握した。

さらに 3.5 節では、針葉樹林化による土壤微生物相の変化や土壤に供給される有機物の質的变化が土壤有機物量を変化させる機構を明らかにすることを目的として、土壤の微生物相や微生物活性、落葉の炭素無機化速度を調査した。

3.2 調査地の概況

調査地の概況を図-3・1、表-3・1 に示す。調査地は群馬県みどり市東町（旧勢多郡東村）にある東京農工大学フィールドミュージアム草木内の落葉広葉樹天然林（広葉樹林）と、同一斜面に隣接する落葉広葉樹天然林を伐採して造成された 65 年生の針葉樹

林である。広葉樹林、針葉樹林ともに斜面の上部と下部に約150 m²の調査区を設置した。針葉樹林の斜面上部にはヒノキが(ヒノキ林)、斜面下部にはスギが(スギ林)それぞれ植栽してある。広葉樹林は1918年に伐採後、人の手が加えられていない天然林であり、針葉樹林は1936年に植栽され、植栽12, 20, 30年後に除間伐が行われた後、人の手は加えられていない。広葉樹林の主要な樹種はミズナラ(*Quercus mongolica*), イヌシデ(*Carpinus tschonoskii*), ヤマザクラ(*Prunus jamasakura*), マンサク(*Hamelis japonica*)などである。針葉樹林では下層植生として広葉樹が斜面上部で2369本/ha, 斜面下部で3678本/ha含まれていたが、胸高断面積合計は上層木の1%以下であった。針葉樹林の下層植生の主要な樹種はアブラチャン(*Lindera praecox*), ヤ

チダモ(*Fraxinus mandshurica*), オオツリバナ(*Euonymus planipes*), イヌシデなどである。

3.3 針葉樹林化が土壤養分特性に及ぼす影響

3.3.1 調査方法

1997年8月に各調査区の林床に一辺50 cmの方形区をAo層の状態が平均的な地点に4ヵ所ずつ設定し、Ao層を採取した。採取したAo層は針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、重量を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。ヒノキ葉は細片化しやすく、鉍質土壤への混入が指摘されている(酒井ら, 1987)。このことから土壤中に混入したヒノキ葉量を、ヒノキ林内の6地点から400 cm³の採土円筒を用いて採取した土壤深0~4, 4~8 cmの土壤に含まれるヒノキ葉の乾重から算出した。土壤中に混入したヒノキ葉量をAo層量に加えた。1997年8月に各調査区内において、Ao層の状態が平均的な6地点から土壤深0~10, 10~20, 20~30 cmの鉍質土壤を採取した。各調査区の土壤深ごとに、3地点から400 cm³の採土円筒を用いて土壤を回収し、2 mmのふるいを通過させて細土量を求めた。

鉍質土壤のpH(H₂O)(生土:H₂O=1:2.5)をガラス電極法(堀場製作所pHメーターF-21)(亀和田, 1997)で測定した。Ao層、鉍質土壤中の全C・全NをCNコーダー法(柳本製作所CNコーダーMT-500)(山田, 1997)で測定した。鉍質土壤の陽イオン交換容量(CEC)をセミマイクロSchollenberger法による抽出後に水蒸気蒸留法(Bremner and keeney, 1966)で測定した。Ao層中の全K, Ca, マグネシウム(Mg), ナトリウム

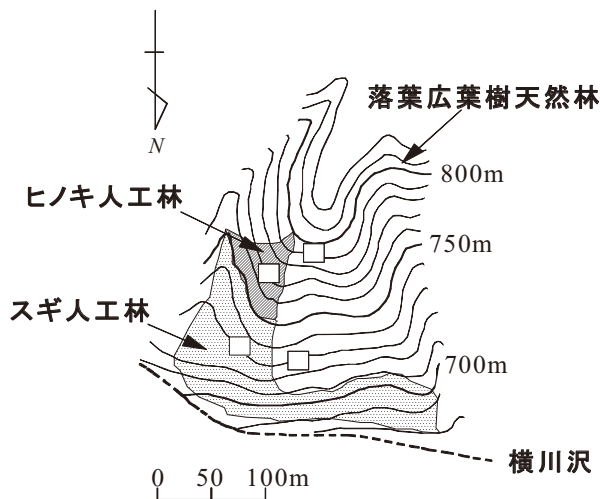


図-3・1 調査地の概況

□, 調査区

表-3・1 調査地の概況

斜面位置	調査区	標高 (m)	傾斜 (度)	土壤型	林齢 (年)	樹高*** (m)	胸高直径*** (cm)	立木本数* (/ha)	胸高断面積合計* (m ² /ha)
斜面上部	ヒノキ人工林	770	30	B _c	65***	24.5±2.5 (2.0±0.6)	31.6±5.7 (1.2±0.7)	508 (2369)	39.8 (0.3)
	広葉樹天然林	790	27	B _c	-	12.5±3.9 (3.0±1.3)	16.9±11.2 (2.0±1.2)	1022 (5503)	22.9 (1.7)
斜面下部	スギ人工林	730	38	B _D	65***	24.1±2.2 (2.1±0.6)	32.9±7.1 (1.0±0.6)	897 (3678)	76.3 (0.3)
	広葉樹天然林	730	31	B _D	-	11.5±4.1 (2.7±1.0)	16.4±7.5 (1.9±1.4)	1125 (4022)	23.8 (1.1)

*, 上層木, 植栽木のみ(下層木)

**, 平均値±標準偏差

***, 2000年現在

(Na), マンガン (Mn) を湿式灰化 (HClO₄ + HNO₃) の後に ICP 発光分光分析法 (島津 ICPS-1000 IV) (後藤, 1997) で測定した。鈳質土壤中の交換性塩基 (K, Ca, Mg, Na) は 1 N CH₃COONH₄ (pH 7.0) 溶液によって抽出した後, ストロニウム (Sr) を 1000 ppm になるように添加し, 原子吸光法 (日立 原子吸光分光光度計 170-10) (山崎, 1997) で測定した。なお, 鈳質土壌の pH (H₂O) と交換性塩基量は各調査区内の採取土壌を土壌深ごとに測定し (6 反復), 全 C, 全 N と CEC は各調査区内の採取土壌を土壌深ごとに混合した試料について測定した。

3.3.2 結果と考察

3.3.2.1 鈳質土壌の元素含有量

鈳質土壌の元素濃度を表-3・2に示す。各斜面位置, 各土壌深の pH (H₂O), C, N 含有率 (g/kg), C/N 比, 交換性塩基, CEC (cmol (+)/kg), 塩基飽和度 (%) は河田 (1989) のまとめたわが国の一般的な森林土壌の値の範囲内であった。各斜面位置, 各土壌深の pH (H₂O) には樹種による違いは見られなかった。

鈳質土壌の元素含有量を表-3・3に示す。土壌深 0~30 cm における全 C, N (Mg/ha), CEC (kmol (+)/ha) は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林のそれぞれ約 0.6, 0.6, 0.8倍, 斜面下部のスギ林では広葉樹林のそれぞれ約 1.0, 1.1, 1.1倍であった。本調査地において, 土壌中の N 含有率 (g/kg) は C 含有率 (g/kg) と正の相関関係にあった (図-3・2)。また CEC (cmol (+)/kg) においても加藤ら (1989) の報告と同様, C 含有率と正の相関関係にあった (図-3・2)。樹種の違いにかかわらず, 土壌中の N 含有率および CEC は C 含有率を反映していた。したがって, ヒノキ人工林では広葉樹林に比べて, 全 C 量, 全 N 量や CEC が少なく, 土壌の肥沃度が低かった。

土壌深 0~30 cm における交換性 K, Ca, Mg 量 (kmol (+)/ha) は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林のそれぞれ約 0.7, 1.3, 0.6倍, 斜面下部のスギ林では広葉樹林のそれぞれ約 0.8, 1.9, 1.3倍であった。斜面上部のヒノキ林では交換性 K と Mg

表-3・2 鈳質土壌の元素濃度

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	鈳質土壌の元素濃度 (g/kg)						交換性塩基合計* (cmol (+)/kg)			塩基飽和度 (%)	
			C	N	C/N	pH (H ₂ O)*	CEC	交換性 K*	交換性 Ca*	交換性 Mg*	交換性 Na*		
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	57	3.3	17	4.18±0.15 ^a	18.4	0.13±0.02 ^a	0.46±0.12 ^a	0.19±0.03 ^a	0.01±0.01 ^a	0.79±0.17 ^a	4.3
		10~20	29	1.6	18	4.53±0.15 ^a	10.5	0.05±0.02 ^a	0.12±0.03 ^a	0.06±0.03 ^a	0.01±0.01 ^a	0.24±0.09 ^a	2.2
		20~30	17	0.8	21	4.72±0.06 ^b	6.8	0.03±0.01 ^a	0.07±0.02 ^a	0.02±0.00 ^a	0.01±0.00 ^a	0.12±0.04 ^a	1.8
斜面下部	スギ人工林	0~10	131	7.2	18	4.41±0.19 ^a	31.1	0.30±0.07 ^b	0.58±0.29 ^a	0.37±0.12 ^b	0.04±0.02 ^c	1.30±0.49 ^b	4.2
		10~20	68	3.6	19	4.58±0.05 ^a	16.2	0.11±0.04 ^b	0.06±0.02 ^a	0.11±0.03 ^b	0.03±0.01 ^b	0.30±0.09 ^a	1.8
		20~30	34	1.9	18	4.59±0.06 ^a	10.6	0.03±0.02 ^a	0.06±0.02 ^a	0.06±0.01 ^b	0.05±0.02 ^d	0.21±0.07 ^b	2.0
斜面下部	スギ人工林	0~10	106	6.9	15	4.30±0.16 ^a	30.2	0.27±0.05 ^b	1.59±0.50 ^c	0.44±0.10 ^b	0.03±0.00 ^b	2.32±0.21 ^c	7.7
		10~20	67	4.7	14	4.72±0.14 ^b	19.1	0.10±0.03 ^b	0.61±0.20 ^c	0.16±0.02 ^c	0.03±0.01 ^b	0.90±0.26 ^c	4.7
		20~30	50	3.5	14	4.81±0.18 ^b	15.6	0.05±0.02 ^a	0.57±0.18 ^c	0.12±0.02 ^d	0.03±0.01 ^b	0.76±0.23 ^d	4.9
斜面下部	広葉樹天然林	0~10	118	7.2	16	4.41±0.11 ^a	31.2	0.32±0.07 ^b	1.12±0.49 ^b	0.43±0.11 ^b	0.04±0.01 ^c	1.91±0.68 ^c	6.1
		10~20	90	5.5	16	4.59±0.14 ^a	21.4	0.21±0.03 ^c	0.31±0.12 ^b	0.16±0.02 ^c	0.04±0.01 ^b	0.71±0.19 ^b	3.3
		20~30	56	3.2	17	4.79±0.17 ^b	15.2	0.08±0.04 ^b	0.30±0.09 ^b	0.09±0.03 ^c	0.04±0.01 ^c	0.50±0.16 ^c	3.3

* , 平均値 ± 標準偏差

アルファベットは各調査区の平均値間に有意差があることを示す (ダンカンの新多重範囲検定, p<0.05) (新城, 1986)

表-3・3 鉍質土壤の元素含有量

斜面位置	調査区	土壤深 (cm)	細土量 (Mg/ha)				交換性 (kmol(+)/ha)				交換性 Na*	交換性 Mg*	交換性塩基合計* 塩基飽和度 (%)
			C	N	C/N	CEC	交換性 K*	交換性 Ca*	交換性 Mg*	交換性 Na*			
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	477.0	27.1	1.59	17	87.7	0.64±0.11 ^a	2.17±0.55 ^a	0.89±0.12 ^a	0.06±0.02 ^a	3.76±0.80 ^a	4.3
		10~20	675.6	19.7	1.09	18	70.9	0.34±0.10 ^a	0.79±0.22 ^b	0.38±0.21 ^a	0.08±0.05 ^a	1.59±0.59 ^a	2.2
		20~30	784.8	13.3	0.63	21	53.4	0.21±0.09 ^a	0.52±0.17 ^a	0.17±0.04 ^a	0.06±0.01 ^a	0.97±0.27 ^a	1.8
		鉍質土壤合計	1937.4	60.1	3.31	18	212.0	1.20±0.30 ^a	3.48±0.94 ^a	1.44±0.34 ^a	0.20±0.09 ^a	6.32±1.68 ^a	3.0
斜面下部	スギ人工林	0~10	334.9	43.8	2.40	18	104.2	1.00±0.24 ^b	1.95±0.82 ^a	1.25±0.39 ^b	0.14±0.05 ^a	4.34±1.49 ^a	4.2
		10~20	552.4	37.6	2.01	19	89.5	0.58±0.19 ^b	0.30±0.11 ^a	0.59±0.15 ^a	0.17±0.03 ^b	1.64±0.49 ^a	1.8
		20~30	597.6	20.5	1.11	18	63.3	0.20±0.12 ^a	0.36±0.12 ^a	0.38±0.08 ^b	0.31±0.11 ^c	1.26±0.43 ^a	2.0
		鉍質土壤合計	1484.9	101.9	5.52	18	257.1	1.79±0.56 ^c	2.61±1.04 ^a	2.23±0.62 ^b	0.62±0.19 ^d	7.25±2.43 ^a	2.8
斜面下部	スギ人工林	0~10	362.1	38.3	2.50	15	109.5	0.98±0.19 ^b	5.74±1.83 ^c	1.58±0.36 ^c	0.09±0.02 ^a	8.39±2.39 ^c	7.7
		10~20	346.6	23.3	1.63	14	66.2	0.34±0.11 ^a	2.11±0.70 ^c	0.56±0.06 ^a	0.09±0.03 ^a	3.10±0.90 ^c	4.7
		20~30	470.3	23.3	1.65	14	73.4	0.22±0.08 ^a	2.67±0.83 ^c	0.56±0.12 ^c	0.15±0.05 ^b	3.59±1.07 ^c	4.9
		鉍質土壤合計	1179.0	84.9	5.78	15	249.1	1.55±0.39 ^b	10.52±3.35 ^c	2.69±0.53 ^c	0.33±0.09 ^b	15.09±4.40 ^c	6.1
斜面下部	広葉樹天然林	0~10	300.3	35.6	2.18	16	93.8	0.95±0.21 ^b	3.38±1.47 ^b	1.28±0.33 ^b	0.12±0.03 ^a	5.72±2.04 ^b	6.1
		10~20	290.3	26.0	1.58	16	62.1	0.60±0.09 ^b	0.91±0.35 ^b	0.45±0.07 ^a	0.11±0.04 ^a	2.07±0.56 ^b	3.3
		20~30	413.4	23.0	1.31	18	62.8	0.32±0.16 ^b	1.24±0.36 ^b	0.35±0.11 ^b	0.17±0.03 ^b	2.08±0.66 ^b	3.3
		鉍質土壤合計	1004.0	84.6	5.07	17	218.8	1.86±0.47 ^c	5.52±2.17 ^b	2.09±0.51 ^b	0.40±0.10 ^c	9.87±3.21 ^b	4.5

* , 平均値±標準偏差

アルファベットは各調査区の平均値間に有意差があることを示す (ダンカンの新多重範囲検定, $p < 0.05$)

量が広葉樹林に比べて少なかったが, 土壤深 0~30 cm における交換性塩基合計に違いは見られなかった。Takahashi *et al.* (1999 b), 高橋 (2000) はヒノキ林では広葉樹林に比べ交換性塩基量は少ないと報告している。本調査地のヒノキ林では広葉樹林に隣接しており, また下層植生が約2400本/ha 含まれることから, 後述するように広葉樹落葉の供給がある。一方, 斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて交換性K量は少なかったが, 交換性Ca, Mg量は多かった。スギ林では土壤中に交換性Caが蓄積する傾向にあると報告されており (Usui *et al.*, 1982; 加藤ら, 1989; 澤田・加藤, 1991; 戸田ら, 1991; 高橋ら, 1996 b), 本研究においてもスギ人工林化によって交換性Caが増加したものと推察される。

塩基飽和度はいずれの調査区でも10%以下であった。斜面下部ではスギ林の塩基飽和度 (5~8%) は広葉樹林 (3~6%) よりも1.3~1.5倍高かった。この違いはスギ林で特に交換性Ca量が多いことによる。

3.3.2.2 Ao層の乾重および元素含有量

各調査区のAo層の形態はムル型であった。ヒノキ林のL層の厚さは1 cm, F層の厚さは0.5 cm, スギ林のL層は認められず, F層の厚さは1~2 cmであった。広葉樹林では斜面位置にかかわらずL層の厚さは1~2 cm, F層の厚さは1 cmであった。Ao層の乾重を表-3・4に, Ao層の元素含有量を表-3・5に示す。Ao層量は斜面位置にかかわらず, 広

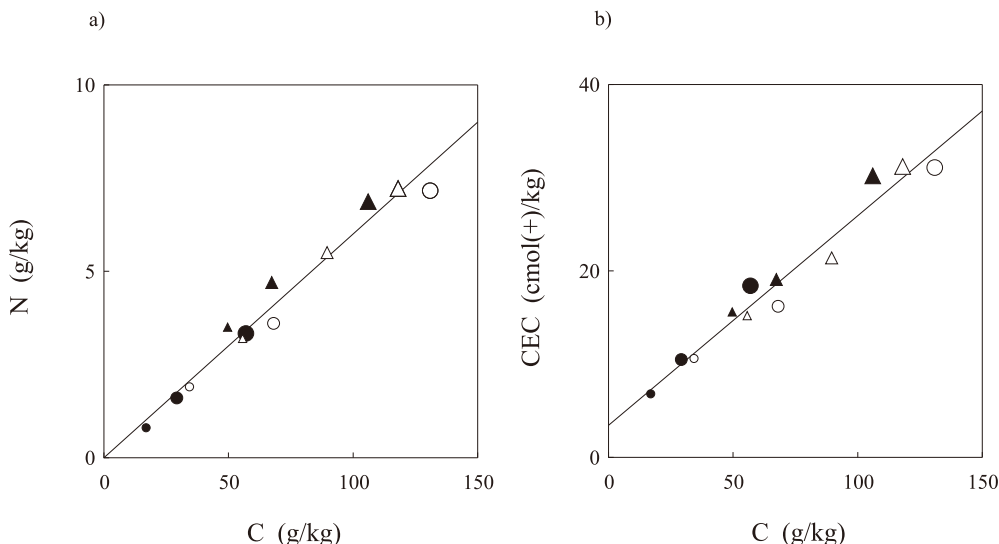


図-3・2 土壤中のC含有率とN含有率の関係 (a), およびC含有率とCECの関係 (b)
 ●, ヒノキ林; ○, 広葉樹林斜面上部; ▲, スギ林; △, 広葉樹林斜面下部
 マーク 大, 土壌深0~10 cm; 中, 土壌深10~20 cm; 小, 土壌深20~30 cm
 回帰式: a), $Y = 0.060X + 0.000$ ($R^2 = 0.965$); b), $Y = 0.225X + 3.432$ ($R^2 = 0.958$)
 回帰直線については, $p < 0.05$ (t 検定)。

表-3・4 Ao層の乾重

斜面位置	調査区	針葉	土壤中の針葉	Ao層の乾重				合計
				広葉	枝・樹皮	球果	その他	
(Mg/ha)								
斜面上部	ヒノキ人工林	2.0 ± 0.7 ^{b**}	1.9 ± 0.5	1.7 ± 0.4 ^a	3.2 ± 0.8 ^a	0.5 ± 0.0 ^c	0.2 ± 0.0 ^b	9.5 ± 2.5 ^b
	広葉樹天然林	0 ^a	-	4.2 ± 0.5 ^b	2.7 ± 1.0 ^a	0 ^a	0.1 ± 0.0 ^a	7.1 ± 1.6 ^a
斜面下部	スギ人工林	3.7 ± 1.3 ^b	-	2.3 ± 0.6 ^a	3.1 ± 0.8 ^a	0.3 ± 0.0 ^b	0.2 ± 0.0 ^a	9.5 ± 2.7 ^b
	広葉樹天然林	0 ^a	-	4.9 ± 1.4 ^b	2.0 ± 0.4 ^a	0 ^a	0.1 ± 0.0 ^a	7.1 ± 1.8 ^a

*, 平均値 ± 標準偏差

** , ヒノキ人工林の針葉の有意差検定には土壤中の針葉も含めた

アルファベットは各調査区の平均値間に有意差があることを示す (ダンカンの新多重範囲検定, $p < 0.05$)

表-3・5 Ao層の元素含有量

斜面位置	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na
		(Mg/ha)	(kg/ha)						
斜面上部	ヒノキ人工林	4.7	102	46	3.4	5.3	73.7	7.3	0.7
	広葉樹天然林	3.7	100	37	5.9	5.2	65.3	8.2	0.4
斜面下部	スギ人工林	4.9	87	56	2.9	6.0	147.6	9.7	0.6
	広葉樹天然林	3.6	123	30	4.7	5.4	80.0	9.4	0.4

葉樹林で約7.1 Mg/ha, ヒノキ林とスギ林では共に約9.5 Mg/haであった。ヒノキ林では土壌深0~4 cmにヒノキ葉が1.9 Mg/ha含まれていた。土壌深4~8 cmにはヒノキ葉がほとんど含まれていなかった。原田ら (1969) は隣接する28年生スギ林とヒノキ林における土壤中に混入したヒノキ葉を含まないAo層量について, スギ林で8~9 Mg/haあ

るのに対して, ヒノキ林ではそのおよそ1/3~1/4程度の2~3 Mg/haであり, この原因としてヒノキの落葉が雨滴衝撃などで飛散したことが考えられると述べている。本調査地ではヒノキ人工林化によってAo層量が広葉樹林の約1.3倍になっている原因の一つとして, 土壌中へのヒノキ葉の混入や, 広葉樹林に隣接しており, また下層植生が約2400本/ha

含まれるため、広葉樹落葉の供給があり、ヒノキの落葉は雨滴衝撃などで飛散しにくいことが考えられる。

各調査区におけるAo層中のC含量はほぼ一定であるのに対して、Ao層中のN含量は斜面上部のヒノキ林で広葉樹林とはほぼ同じ、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.7倍であった。この原因として、斜面位置にかかわらず針葉樹林の針葉と枝・樹皮のN含有率が6~8g/kgと広葉樹林の広葉と枝・樹皮に比べて0.4~0.5倍であることが挙げられる。本調査地のAo層のC/N比は広葉樹林に比べて針葉樹林で高かった。このことから、広葉樹林に比べて針葉樹林で有機物の分解速度が遅くなると考えられる。Ao層中のMn含量は斜面位置にかかわらず針葉樹林で広葉樹林の約0.6倍であった。Mnはリグニン分解に関与しており(Perez and Jeffries, 1992)、また、Berg *et al.* (2000)は落葉のMn濃度と落葉の分解速度には正の高い相関があり、有機物中に含まれるMn濃度は有機物分解に影響することを指摘した。これらのことから、本研究の針葉樹林と広葉樹林のAo層量の差にはC/N比だけではなく、Ao層中のMn含量も影響していると推察される。しかしながら、本研究の針葉樹林と広葉樹林のAo層量の差は、リターフォールの量や質も影響していると考えられるので、次節(3.4)において検討する。Ao層中のK, Mg含量はヒノキ林、スギ林ともに広葉樹林と同じであった。Ao層中のCa含量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林と同じであったが、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約1.8倍であった。この原因として、Ao層中のスギ葉のCa含有率は23g/kgであり、広葉樹林斜面下部の広葉の約1.8倍であることが挙げられる(データ省略)。

3.4 針葉樹林化が生態系内の養分動態に及ぼす影響

3.4.1 調査方法

各調査区に直径1mの円形リタートラップを、あらかじめAo層量が平均的な場所を選んで3個設置し、リターフォールを採取した。リターフォールは2週間~2ヵ月の間隔で、1998年5月から2000年5月にかけて回収した。ただし、12月16日~5月15日におけるリターフォールの採取を5月15日にまとめて行った。

林外雨、林内雨の採水装置として口径18cmのロートをとりつけた採水容量10Lのポリバケツを

用いた。この採水装置は約400mm相当の降水量を回収可能である。林外雨採水装置を調査地近くの土場に1個、林内雨採水装置を各調査区に3個設置した。林外雨、林内雨の採水を1998年5月から1999年4月にかけてほぼ15日おきに行った。冬季(1998年12月16日~1999年4月15日)における林外雨、林内雨の採水は凍結により困難であったため、4月15日にまとめて行った。

鉱質土壤に供給され、あるいは土壤中を水とともに移動するイオンの量を把握するために高さ2cm、直径6cmのステンレス製円筒の中にイオン交換樹脂(IER)30gをつめたIERバック(生原ら, 1990)を各調査区のAo層の下および土壤深5cm, 25cmにそれぞれ8個、土壤深50cmに4個設置した。用いたIERはローム・アンド・ハース社製一般用アンバーライトMB1である。苧住(1996)によると、スギ、ヒノキの土壤深0~30cmには総根系表面積のそれぞれ50~96%, 69~93%が分布している。このことから、本研究では植物根による養分吸収が少ないと考えられる土壤深50cmにおけるイオン通過量を生態系外への養分流亡量とした。IERの設置を1998年5月1日に行い、同年10月31日に各調査区のAo層、土壤深5cm, 25cmのIERバッグを4個ずつ、1999年4月30日に残りのIERバッグを回収した。

回収したリターフォールは針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、通風乾燥機で80℃、2日間乾燥させ、乾重を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。IERに吸着された陽イオン(K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+)を1M- CH_3COONH_4 (pH 7.0)、無機態N(NH_4^+-N , 硝酸態窒素($NO_3^- - N$))を2M-KClにより抽出した(生原ら, 1990)。

リターフォール中の全C, N, Mn, K, Ca, Mg, Naを3.3節と同様に測定した。林外雨、林内雨のpHをガラス電極法(堀場製作所pHメーターF-23)(川村・藤井, 1994)により測定した。林外雨、林内雨およびIERの1M- CH_3COONH_4 抽出液に含まれる陽イオン(Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+})をICP発光分光分析法(島津ICPS-1000IV)(神, 1994)で、林外雨・林内雨の陰イオン(NO_3^-)をイオンクロマトグラフ法(横川IC500)(上館・瀬川, 1994)で測定した。林外雨・林内雨の NH_4^+-N をインドフェノール青法(都築, 1994)で測定した。IERの2M-KCl抽出液に含まれる NH_4^+-N を都築(1994)の方法を簡易化した方法(市川ら, 2002a)

で、 NO_3^- -Nをヒドラジン還元法(林ら, 1997)で測定した。

林外雨と林内雨のイオン濃度については年間の加重平均を用いた。樹冠からの溶脱量はBredermeier *et al.* (1988)の式で算出した。水移動に伴う林床への養分供給源には樹幹流もある。しかし、樹幹流量は本調査地に近いスギ・ヒノキ壮齢林で林外雨の4%程度であり(生原・相場, 1982)、本試験地においても微量であることが予想された。このため、本研究では樹幹流の測定を省略した。

3.4.2 結果と考察

3.4.2.1 リターフォールの供給と分解

年間のリターフォール量を表-3・6に示す。本調査地の針葉樹林では隣接する広葉樹林や下層植生からの広葉樹落葉の供給がある。年間のリターフォール量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.8倍の3.6 Mg/ha、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.7倍の3.1 Mg/haであった。ヒノキ林、スギ林の年間のリターフォール量は、それぞれ同じ斜面位置の広葉樹林のそれよりも少なかった。齋藤(1981)はわが国の森林における年間のリターフォール量について、落葉広葉樹林で 4.5 ± 1.1 Mg/ha、ヒノキ林で 4.4 ± 1.3 Mg/ha、スギ林で 5.2 ± 1.1 Mg/haとしている。また、本調査地付近で調査された年間のリターフォール量は71年生のヒノキ林およびスギ林

でそれぞれ5.6, 7.1 Mg/ha(生原・相場, 1982)、75年生のヒノキ林およびスギ林でそれぞれ4.7, 6.3 Mg/ha(戸田ら, 1991)、84年生のヒノキ林およびスギ林でそれぞれ4.3, 5.2 Mg/ha(高橋ら, 1996b)であった。本研究におけるヒノキ林、スギ林の年間のリターフォール量はこれらの報告より少ない。年間のリターフォール量は森林の純生産量と正の相関関係にある(Perry, 1994)。このことから、北向き斜面に位置している本調査地のヒノキおよびスギ林分では純生産量が減少し、リターフォール量を減少させていたと推察される。

年間のリターフォール中の元素含有量を表-3・7に示す。針葉樹林化による年間のリターフォール中の元素含有量の変化は年間のリターフォール量の変化を概ね反映していた。すなわち、斜面位置にかかわらず針葉樹林の年間のリターフォール中の元素含有量は広葉樹林に比べて少なかった。リターフォール中のスギ落葉のCa含有率は約2.5%であり、広葉樹林斜面下部の広葉の約1.4倍であった(データ省略)。しかしながら、年間リターフォール中のCa量は斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.8倍であり、スギ人工林化によってリターフォール量が減少していること、リターフォールに含まれるスギ落葉の割合が4割程度と少ないこと(表-3・6)による。

Ao層量と年間のリターフォール量から土壤に供

表-3・6 年間のリターフォール量

斜面位置	調査区	針葉	広葉	枝・樹皮	球果	その他	合計
斜面上部	ヒノキ人工林	$1.6 \pm 0.2^{**}$	$1.5 \pm 0.1^{**}$	0.4 ± 0.1	trace	$0.1 \pm 0.0^*$	$3.6 \pm 0.4^*$
	広葉樹天然林	trace	3.2 ± 0.3	0.6 ± 0.4	0.5 ± 0.5	0.1 ± 0.1	4.4 ± 1.2
斜面下部	スギ人工林	$1.2 \pm 0.1^{**}$	$1.3 \pm 0.1^{**}$	0.3 ± 0.1	$0.1 \pm 0.0^*$	$0.2 \pm 0.0^{**}$	$3.1 \pm 0.4^{**}$
	広葉樹天然林	0	4.0 ± 0.2	0.4 ± 0.1	trace	trace	4.4 ± 0.3

*, **は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す(*t*検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) ($n = 3$)

***, 平均値 ± 標準偏差

表-3・7 年間のリターフォール中の元素含有量

斜面位置	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na
斜面上部	ヒノキ人工林	1.7	25	66	3.8	8.4	41	7.8	0.2
	広葉樹天然林	2.0	43	47	5.6	15.1	57	13.0	0.4
斜面下部	スギ人工林	1.5	27	55	1.8	9.9	58	7.7	0.3
	広葉樹天然林	2.0	55	36	5.1	18.2	73	16.6	0.5

給されたりターフォールが分解されるのに要する時間（滞留時間：Ao層量/年間のりターフォール量）を表-3・8に示す。滞留時間は斜面上部と下部の広葉樹林で1.6年、ヒノキ林で2.6年、スギ林で3.1年であった。これらのことから、針葉樹林化によって地表に堆積したりターが分解されにくくなっていと推察された。

土壤深0~30 cmにおける全C量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.6倍の60 Mg/ha、斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じの85 Mg/haであった（3.3節）。また、Ao層中のC含量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約1.3倍の4.7 Mg/ha、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約1.4倍の4.9 Mg/haであった（3.3節）。ヒノキ林におけるりターフォール量が広葉樹林よりも少ないことや、林床での有機物分解速度が隣接する広葉樹林に比べて遅いと考えられることから（表-3・8）、土壤への

有機物供給量の減少がヒノキ林における土壤中の全C量の減少を引き起こしている可能性がある。また、本調査地のヒノキおよびスギ林では地表面にエロージョンがみられないことから、土壤中のC量がヒノキ人工林化によって減少し、スギ人工林化によって変化しない原因の一つとして、斜面上部のヒノキ林の土壤では広葉樹林にくらべて有機物が最終的に無機化されやすく、蓄積しにくいこと、斜面下部のスギ林の土壤では広葉樹林に比べて有機物が最終的に無機化されにくく、蓄積しやすいことが考えられた。この他に、針葉樹林土壤の全C量には伐採・造林時の地表面のかく乱の影響が残っている可能性もある。ヒノキおよびスギ人工林化による土壤中の全C量変化の原因をさらに明らかにするため、有機物の無機化特性や分解・無機化にかかわる土壤微生物相について次節（3.5）で検討する。

表-3・8 年間のりターフォールとAo層の乾重および滞留時間****

斜面位置	調査区	Ao層****	りターフォール***	滞留時間****
		(Mg/ha)		(年)
斜面上部	ヒノキ人工林	9.5±2.5**	3.6±0.4*	2.6
	広葉樹天然林	7.1±1.6	4.4±1.2	1.6
斜面下部	スギ人工林	9.5±2.7*	3.1±0.4**	3.1
	広葉樹天然林	7.1±1.8	4.4±0.3	1.6

*, **は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す（*t*検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$ ）（Ao層, $n = 4$; りターフォール, $n = 3$ ）

***, 平均値±標準偏差

****, 3.3節

*****, Ao層量/年間のりターフォール量

表-3・9 年間の林外雨と林内雨の降水量, pH および溶存イオン量

斜面位置	調査区	降水量 (mm)	pH	溶存イオン量 (kg/ha)					
				K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
林内雨 斜面上部	ヒノキ人工林	1753	4.66	12.0 (0.6)	9.7 (6.5)	2.5 (1.8)	6.7 -	6.4 (-7.5)	12.6 (4.9)
	広葉樹天然林	1678	5.19	20.2 (11.5)	9.0 (6.6)	3.2 (2.6)	5.1 -	4.1 (-6.5)	6.3 (0.4)
斜面下部	スギ人工林	1730	5.18	20.2 (10.8)	9.7 (7.1)	2.6 (2.0)	5.5 -	4.5 (-7.0)	8.1 (1.8)
	広葉樹天然林	1759	5.26	25.4 (16.8)	9.2 (6.8)	2.8 (2.2)	4.6 -	5.2 (-5.3)	7.7 (1.9)
林外雨		2217	5.28	8.6	2.4	0.6	5.0	10.4	5.7

() 内は樹体からの年間イオン溶脱量を示す。(Bredermeier *et al.* (1988) の式で算出した)

3.4.2.2 生態系内の水移動に伴う養分の移動特性

年間の林外雨と林内雨の溶存イオン量を表-3・9に示す。針葉樹林、広葉樹林ともに林外雨に比べて林内雨の溶存イオン量は林外雨に比べてK⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻-Nが増加, NH₄⁺-Nが減少していた。K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻-N増加量はそれぞれ3~17, 7, 2~3, 1~7 kg ha⁻¹y⁻¹, NH₄⁺-Nの減少量は4~6 kg ha⁻¹y⁻¹であった。林内雨のNH₄⁺はスギ, ヒノキ, コナラ, シラカシ林 (小林ら, 1995; 大河内ら, 1995)の樹冠において吸収されていることが指摘されている。したがって, 各調査区の林内雨のNH₄⁺-Nが林外雨に比べて減少した原因として, 植物体の葉面でのNH₄⁺吸収が考えられる。

林内雨に含まれるK⁺量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.6倍の12 kg ha⁻¹y⁻¹であり, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.8倍の25 kg ha⁻¹y⁻¹であった。林内雨に含まれるCa²⁺, Mg²⁺量には斜面位置にかかわらず針葉樹林と広葉樹林の間で差がみられなかった。林内雨に含まれるNO₃⁻-N量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約2.0倍の12.6 kg ha⁻¹y⁻¹であったが, 斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じであった。斜面上部のヒノキ林で林内雨に含まれるK⁺量が広葉樹林より少ない理由として, K⁺溶脱量が広葉樹林の約5%の0.6 kg ha⁻¹y⁻¹と少ないことが挙げられる。斜面上部のヒノキ林で林内雨に含まれるNO₃⁻量が広葉樹林より多いのは, 主にNO₃⁻-N溶脱量が広葉樹林より4.5 kg ha⁻¹y⁻¹多いことによる。斜面下部のスギ林では林内雨の溶存イオン量は広葉樹林と概ね同等であった。このように, 針葉樹林化による林内雨の年間溶存イオン量の変化はヒノキ人工林化によるK⁺, NO₃⁻-Nのみでみられた。

Ao層および土壌深ごとのイオン通過量を表-3・10に示す。Ao層を通過したK⁺量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹

表-3・10 Ao層および土壌深ごとのイオン通過量

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	成長期 (1998年5月~10月)						年間 (1998年5月~1999年4月)					
			K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
斜面上部	ヒノキ人工林	Ao層***	12.4±5.6**	34.2±16.8	14.6±5.0	18.4±3.4	15.7±3.8**	7.1±3.8	17.7±2.0**	30.0±5.9	14.8±2.4	17.9±0.3*	12.7±1.9**	11.5±1.7**
		Ao層での付加量****	7.3	28.8	13.6	14.8	11.5	-1.2	5.7	20.3	12.3	11.2	6.3	-1.1
		5 cm****	13.2±3.1	13.7±7.8*	5.2±1.9	20.9±2.4**	6.0±1.2*	13.0±4.8**	17.1±7.1	12.2±3.0	5.7±1.1	24.4±4.3	6.2±2.4	18.0±12.0*
	広葉樹天然林	25 cm****	2.1±0.6*	5.1±2.3	1.8±0.9	13.9±0.9	1.4±0.7	7.5±5.7	2.8±2.0	9.4±1.6	4.1±1.2	20.3±3.4	2.4±0.7	13.5±5.3**
		50 cm****	-	-	-	-	-	-	0.1±0.2*	9.5±3.0*	3.0±0.9*	17.5±0.6	1.9±0.2**	10.9±3.1**
		Ao層での付加量****	30.9±8.3	24.8±6.9	8.5±1.9	14.5±0.8	7.2±1.5	3.6±0.8	49.8±5.4	31.2±1.6	12.1±0.1	19.8±0.8	7.4±0.2	5.0±0.4
斜面下部	スギ人工林	Ao層***	15.7	18.9	6.2	11.7	5.3	-0.1	29.6	22.2	8.9	14.7	3.3	-1.3
		Ao層での付加量****	9.1±3.3	6.8±2.9	3.8±1.0	13.7±1.6	2.8±1.5	2.4±0.6	16.3±8.2	12.2±4.2	6.0±2.3	22.3±5.6	4.5±1.5	3.9±1.5
		25 cm****	5.0±1.8	3.0±1.0	2.9±0.9	13.9±1.6	1.7±0.7	1.2±0.6	6.9±4.3	8.3±2.7	5.1±1.6	22.8±3.2	2.6±0.9	2.1±0.5
	広葉樹天然林	50 cm****	-	-	-	-	-	-	2.4±1.5	4.5±1.2	1.6±0.6	16.4±2.8	3.0±0.5	0.7±0.7
		Ao層での付加量****	33.2±5.8	105±24.7**	12.3±2.4	16.3±1.4*	8.9±3.4*	5.2±0.6*	43.6±20.1	118±12.5**	13.2±2.0	18.6±0.5	11.7±1.6**	18.4±0.2**
		5 cm****	16.8±5.3	55.5±7.8**	7.6±0.8**	13.9±0.4	2.3±0.3*	16.5±5.0	23.4±9.0	62.9±24.2	8.8±3.9	17.1±1.9	7.7±3.1*	26.4±11.1
広葉樹天然林	Ao層での付加量****	25 cm****	12.6±6.7	9.6±4.2*	1.3±0.7**	13.0±0.9*	0.6±0.3*	2.1±0.8**	5.2±6.4**	10.6±7.9**	1.3±0.8**	13.2±0.8**	2.5±0.6	7.1±2.7**
		50 cm****	-	-	-	-	-	-	4.7±4.9**	19.4±10.4**	3.3±1.9**	15.7±1.8**	2.7±0.3**	12.9±6.0**
		Ao層での付加量****	25.7±12.3	30.1±10.5	10.4±3.4	14.1±1.0	2.9±0.8	3.0±1.6	51.7±24.4	53.0±24.2	12.9±6.3	16.0±2.0	4.8±2.0	5.5±3.6
	Ao層での付加量****	5 cm****	4.7	23.6	8.4	11.2	-0.2	-2.4	26.3	43.8	10.1	11.4	-0.4	-2.2
		25 cm****	14.9±6.2	17.4±2.4	4.1±0.9	12.5±1.4	3.6±0.8	18.8±3.5	40.2±17.2	59.8±12.1	12.5±2.0	18.1±1.5	3.7±0.3	34.0±12.3
		50 cm****	17.1±2.6	46.6±9.7	10.4±1.7	14.4±0.5	2.7±1.0	35.6±11.9	66.0±32.6	83.8±38.6	22.7±11.1	20.3±3.1	3.4±2.3	81.6±41.1
		年間平均	-	-	-	-	-	42.2±12.8	1082±45.4	37.5±0.8	94.8±2.0	2.0±0.1	442±90.2	

*, **は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (n=4)

***, 平均値±標準偏差

****, 林内のAo層を通過したイオン量—林内雨のイオン量

本調査地の5月上旬は樹木の開葉期, 10月下旬は樹木の落葉期であることから, 5月~10月は樹木の成長期, それ以外の期間を成長休止期とした。

林の約0.4倍の $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.8倍の $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ であった。Ao層を通過した Ca^{2+} 量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林とほぼ同じであり, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約2.1倍の $113 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ であった。Ao層を通過した無機態N量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林のそれぞれ約2.0倍の $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, 斜面下部のスギ林では広葉樹林のそれぞれ約2.9倍の $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ であった。Ao層を通過した Mg^{2+} , Na^{+} 量には針葉樹林と広葉樹林の差はみられなかった。

Ao層を通過した K^{+} 量が斜面上部のヒノキ林で広葉樹林に比べて少ない原因としては, 前述したような斜面上部のヒノキ林で林内雨の K^{+} 溶存量が少ないことの他にAo層での K^{+} 付加量が少ないことも考えられる。Ao層での K^{+} 付加量が少ないのは, ヒノキ林のリターフォールによるK供給量が広葉樹林斜面上部の約0.6倍であること(表-3・8)による。スギ林におけるAo層を通過した Ca^{2+} 量は林内雨によるCa供給量とリターフォールのCa含有量を合計した値のよりも約1.7倍の $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 多かった。スギ林におけるAo層を通過した Ca^{2+} 量は実際より過大に評価されていると考えられるが, Ao層中のCa量が斜面下部のスギ林では広葉樹林の約1.8倍の 148 kg/ha であることを反映した(3.3節)とも考えられる。ヒノキおよびスギ林ではそれぞれ隣接する広葉樹林に比べてAo層を通過した無機態N量が多い原因として, Ao層でのNの無機化量が広葉樹林よりも多いことが考えられた。

斜面下部の広葉樹林を除く各調査区では成長期のAo層および土壤深ごとのイオン通過は年間イオン通過量の60%以上であった。本調査地では水移動に伴う養分移動の大半は成長期にみられた。各調査区の K^{+} のAo層通過は成長休止期にも比較的活発にみられた。この原因として, 有機物に含まれるKは水溶性で溶脱されやすい(Lousier and Parkinson, 1978)ことが考えられる。

斜面下部の広葉樹林では成長休止期の Na^{+} , $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 以外のイオン通過量は年間イオン通過量の40~70%であり, 成長期よりも多かった。特に, 生態系外への養分流亡量(土壤深50 cmでのイオン通過量)は他の調査区より著しく多かった。そこで, 改めて成長休止期の1999年11月~2000年4月に斜面下部の広葉樹林の土壤深25 cm, 50 cmにおけるイオン通過量を測定したところ, 成長休止期のみで1998~1999年の年間のイオン通過量と概ね同等で

あった(データ省略)。このような成長休止期における斜面下部の広葉樹林の生態系外への流亡量の増加は, 落葉広葉樹林では冬季に蒸発散が起こりにくく, 土壤中の縦方向への水移動が針葉樹林に比べて活発であること(塚本, 1998)や, 成長休止期に斜面上部から斜面下部に移動してきた土壤水の影響をうけたためと考えられる。また, 広葉樹林斜面下部は土壤深50 cm付近で岩盤が出現し, 不透水層になっていたことも土壤深50 cmでのIERの養分吸着量を多くした一因と考えられる。

生態系外への養分流亡量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林に比べて K^{+} と $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ でそれぞれ約0.1, 0.6倍, Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ でそれぞれ約2.1, 1.9, 15.6倍であった。土壤水中では, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ と Ca^{2+} , Mg^{2+} は一定の割合で存在する(生原, 1992)。このことから, ヒノキ林では $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 流亡に伴って Ca^{2+} , Mg^{2+} が流亡したと考えられる。斜面上部のヒノキ林では生態系外への無機態N流亡量は, 林外雨の無機態N量よりも $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 少なかった。一方, 斜面上部の広葉樹林では生態系外の無機態N流亡量は, 林外雨の無機態N量よりも $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ も少なく, 生態系内での吸収が盛んであった。この他に, 斜面上部の広葉樹林ではAo層でのNの無機化量がヒノキ林よりも少ないことが考えられた。

以上のことから, ヒノキ人工林化によってKは樹体からの溶脱量, リターフォール中の含有量, Ao層での付加量, 生態系外への流亡量のすべてが広葉樹林に比べて少なくなっており, 循環速度の遅い物質循環系になっていた。また, 無機態Nは広葉樹林に比べて生態系外への流亡量が多く, 現在のヒノキ林は養分吸収量が少ないと考えられた。斜面下部のスギ林では広葉樹林よりも生態系外への養分流亡量は明らかに少なかったことから, 広葉樹林よりも養分の吸収が盛んであった。また, スギ人工林化によって特にAo層での Ca^{2+} 付加量が多かった。このことは, 広葉樹林に比べて鉍質土壤中の交換性Ca量が多くなっている(3.3節)一因であると推察される。

3.4.2.3 Ao層と土壤中の交換性塩基量の関係, およびAo層を通過して鉍質土壤に供給される養分イオン量と土壤中の交換性塩基量の関係

森林土壤への有機物や交換性塩基の供給は一般には主にAo層の分解によって行われる(河田,

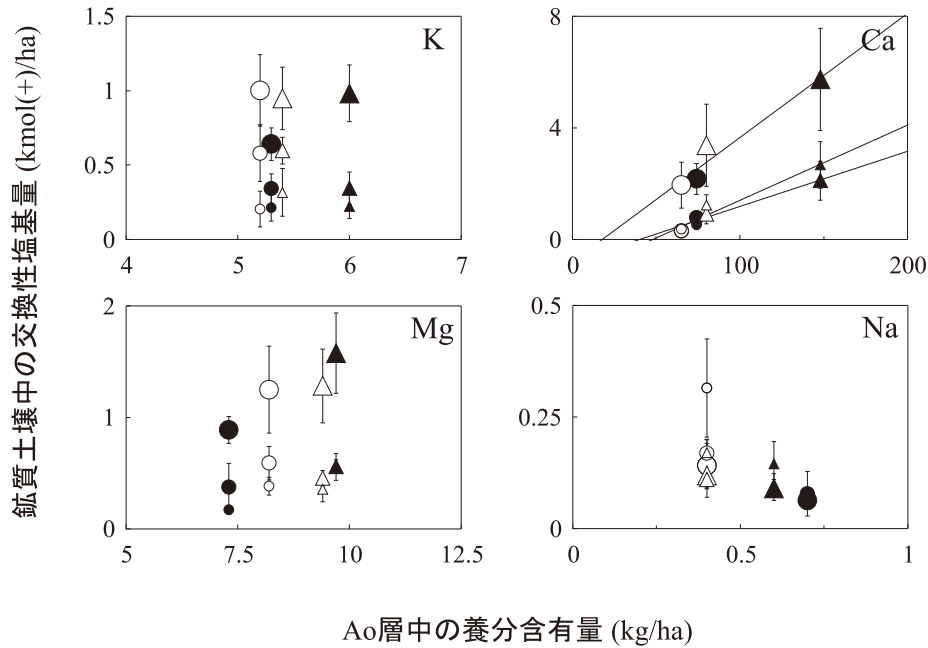


図-3・3 Ao層中の養分含有量と土壌中の交換性塩基量の関係

凡例は図-3・2と同じ。

縦棒，標準偏差

Caに関する回帰式：0～10 cm, $Y=0.044X-0.771$ ($R^2=0.945$)；10～20 cm, $Y=0.020X-0.790$ ($R^2=0.964$)；20～30 cm, $Y=0.027X-1.273$ ($R^2=0.945$)

回帰直線については、 $p<0.05$ (t 検定)のみ示した。

1989；高橋，2000)。Ao層中のK, Ca, Mg, Na含量と鉍質土壌中の交換性K, Ca, Mg, Na量の関係について検討したところ，Caについてののみ有意な正の相関関係がみられた(図-3・3)。スギ人工林化による交換性Ca量の増加については，澤田・加藤(1991)と同様，Ao層中に蓄積されたCaによる影響を受けていると推察された。土壌中の交換性塩基量に影響を及ぼす要因として，林床への主要な養分供給源であるAo層を通過して鉍質土壌に供給される養分イオン量も考えられた。そこでAo層を通過して鉍質土壌に供給される養分イオン量と土壌中の交換性塩基量の関係を検討した。土壌深0～10 cmの交換性K量と土壌深0～30 cmの交換性Ca量はAo層を通過して鉍質土壌に供給される K^+ , Ca^{2+} 量と有意な正の相関関係にあった(図-3・4)。このことから，Ao層を通過して鉍質土壌に供給される K^+ , Ca^{2+} 量は土壌深0～10 cmの交換性K量と土壌深0～30 cmの交換性Ca量に影響を及ぼしていると考えられた。したがって，ヒノキ人工林化によるAo層を通過して鉍質土壌に供給される K^+ 量の減少は土壌の交換性K量減少の一因であると考えられた。また，スギ人工林化によるAo層を通過して鉍質土壌に供給される Ca^{2+} 量の増加は土壌

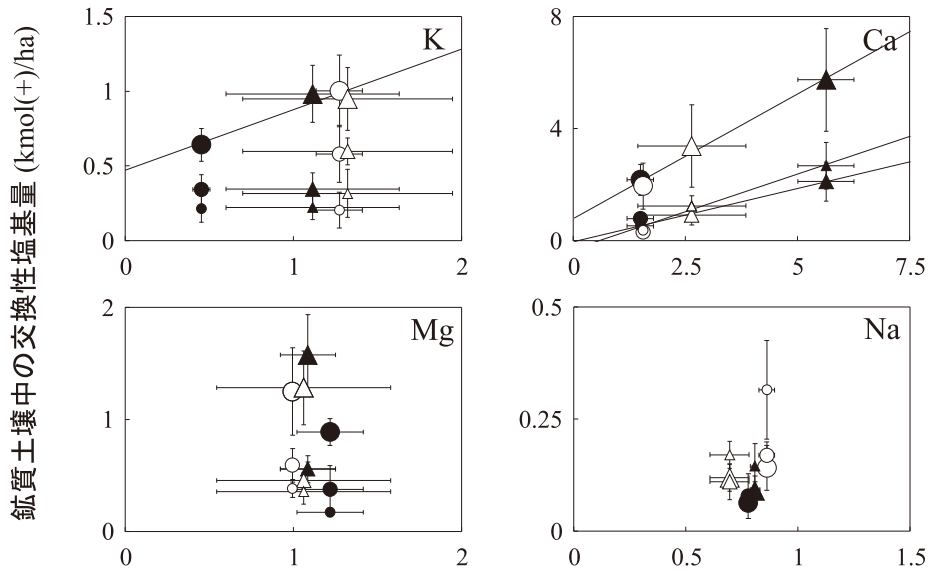
の交換性Ca量増加の一因であると考えられた。Ao層を通過して鉍質土壌に供給されるMg, NaについてはAo層中のMg, Na量と同様，鉍質土壌中の交換性Mg, Na量と相関関係がみられなかった。この原因の1つとしては，Ao層を通過して鉍質土壌に供給される Mg^{2+} , Na^+ 量は斜面位置にかかわらず針葉樹林と広葉樹林において違いが不明瞭であることによると考えられた。

3.5 針葉樹林化が土壤微生物相および有機炭素の無機化特性に及ぼす影響

3.5.1 調査方法

C含有量，微生物バイオマスC量，室内培養による土壌呼吸速度，微生物の加水分解酵素活性，セルロース分解菌数を測定するために，各調査区のAo層の状態が平均的な6地点で土壌深0～10, 20～30 cmの土壌を採取した。また，一般細菌(細菌)数，放線菌数，糸状菌数を測定するために，各調査区のAo層の状態が平均的な6地点で土壌深0～10, 10～20, 20～30 cmの土壌を採取した。分析試料の採取は1999年8月から2000年6月にかけて行った。

土壌中のC含有量を3.3節と同様に測定した。土壌中の微生物バイオマスC量をクロロホルムくん



Ao層を通過して鉍質土壌に供給される養分イオン量(kmol(+)/ha)

図-3・4 Ao層を通過して鉍質土壌に供給される養分イオン量と土壌中の交換性塩基量の関係

●, ヒノキ林; ○, 広葉樹林斜面上部; ▲, スギ林; △, 広葉樹林斜面下部
 マーク 大, 土壌深0~10 cm; 中, 土壌深10~20 cm; 小, 土壌深20~30 cm
 縦棒, 標準偏差

K: 0~10 cm, $Y=0.404X+0.472$ ($R^2=0.914$).

Ca: 0~10 cm, $Y=0.890X+0.788$ ($R^2=0.988$); 10~20 cm, $Y=0.380X-0.049$ ($R^2=0.925$); 20~30 cm, $Y=0.538X-0.327$ ($R^2=0.986$)

回帰直線については, $p<0.05$ (t 検定)のみ示した。

蒸抽出法 (犬伏, 1992) で測定した。室内培養による土壤呼吸速度をアルカリ性吸収剤 (0.5 M-KOH) による方法 (長縄, 1992) で, 土壌中の微生物の加水分解酵素活性をFDA加水分解活性法 (市川ら, 2002 b) で測定した。土壌中の細菌数, 放線菌数, 糸状菌数を希釈平板法 (加藤, 1992) で, セルロース分解菌数をMPN法 (石栗, 1992) で測定した。各調査区において土壌深ごとに混合した土壌試料について, C含有量, 細菌数, 放線菌数, 糸状菌数を2反復で, 微生物バイオマスC量, 土壤呼吸速度を3反復で, セルロース分解菌数を5反復で測定した。微生物の加水分解酵素活性 (A_{490}) を各採取地点, 土壌深ごとに測定した。

セルロース分解能をベンチコートシート法 (山本, 1992) により1999年5月~2000年の4月にかけて現地で調査した。ベンチコートろ紙の埋設時間は1ヵ月間, 12月から3月にかけては土壌の凍結により回収不能であったため4ヵ月間とした。各調査区内の1地点において, $5 \times 20 \text{ cm}^2$ のベンチコートシートを0~5, 5~10, 10~20, 20~30 cmの土壌深ごとに25枚ずつ埋設し, 1ヵ月間のろ紙部分の

重量減少割合を分解率とした。

窒素 (N) 無機化量を野外培養法の1つであるバッグ法 (Eno, 1960; 高橋ら, 1994 b) により, 1999年5月~2000年4月にかけて現地で測定した。ポリエチレンバッグの埋設時間は1ヵ月間, 12月から4月にかけては地温が低いことから5ヵ月間とした。土壌につめたポリエチレンバッグを0~10, 10~20, 20~30 cmの土壌深ごとに6個ずつ埋設した。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ を埋設前と埋設後の生土20 gに2 M-KCl 100 mLを加えて1時間振とうした後, ろ過をおこない, ろ液中に含まれる $\text{NH}_4^+\text{-N}$ をインドフェノール青法 (市川ら, 2002 a) で, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ をヒドラジン還元法 (林ら, 1997) により定量した。

針葉樹林, 広葉樹林ともに斜面上部と下部の中間地点に地温計 (オンセットコンピューター社 H 08-006-04) を設置し, 1時間ごとに各調査区の土壌深 2.5, 7.5, 15, 25 cmの地温を測定した。

落葉の無機化されやすさを検討するために, 以下のような室内実験により, 同一の環境条件での落葉の無機化速度を調査区ごとに測定した。降雨の影響

が少ない日に各調査区内の6地点において採取した土壌深0~10 cmの土壌を同じ重量ずつ混合した。このようにして得られた土壌を4つの調査区から同じ重量ずつ混合した土壌(混合土壌)を実験に用いた。混合土壌50 g(生重)に、粉末状(粒径0.25 mm以下)に粉碎した各調査区の年間リターフォール中の落葉1 gを混合して500 mLガラスビンに入れた。土壌水分を採取時の状態に保ったまま、それらの土壌を30日間25℃の恒温器内で培養した。CO₂発生量をアルカリ性吸収剤(0.5 M-KOH)による方法(長縄, 1992)で測定した。落葉粉末を混合した土壌から発生したCO₂量と落葉を混合しない土壌から発生したCO₂量の差を落葉のC無機化速度とした。混合土壌を用いた室内実験は4反復で行った。

3.5.2 結果と考察

土壌中のC含有量、微生物バイオマスC量および微生物活性を表-3・11に示す。微生物バイオマスC量は斜面上部のヒノキ林では土壌深にかかわらず広葉樹林の約0.4倍、斜面下部のスギ林では土壌深0~10 cmで広葉樹林の約0.8倍、土壌深20~30 cmで広葉樹林とほぼ同等であった。一般的に微生物バイオマス量は栄養源としての可給態炭素化合物の含量に影響される(丸本, 1994)。本研究においても土壌中の微生物バイオマスC量とC含有量は正の相関関係($R=0.946$, $p<0.01$)にあった(データ省略)。このことから、本調査地においては植栽樹種にかかわらず土壌中の微生物バイオマスC量はC含有量を概ね反映していた。

土壌中の微生物活性の指標となる土壌呼吸速度およびA₄₉₀は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.3~0.4倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林の0.6~0.7倍であった。針葉樹林化によって微生物バイオマスC量の減少割合よりも微生物活性は低下していた。このことは針葉樹林化によって土壌中の有機物が分解されにくくなっていることを示している。

有機物の分解速度を示す滞留時間(A₀層量/年間のリターフォール量)は針葉樹林化によって遅くなっていた(3.4節)。このことは、土壌に供給されるリターフォールが針葉樹林化によって分解されにくくなっていることを示している。ところで、土壌中のC含有量に占める微生物バイオマスC量の割合(B_c/C)は土壌の変化の指標につかわれている(Sparling *et al.*, 1994)。B_c/Cは斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同等であったが、斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.6~0.8倍であった。斜面上部のヒノキ林では広葉樹林に比べて土壌中の有機物量が少なくなっており、微生物量も少なくなっていることから、滞留時間が遅くなっていると推察される。

土壌中の細菌、放線菌、糸状菌の菌数を表-3・12に示す。針葉樹林化による土壌中の細菌と放線菌数の変化は大きな差がなく、差にも一定の傾向が認められなかった。土壌中の糸状菌数は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.1~0.3倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林の0.2~0.5倍であった。針葉樹林化によって糸状菌数は大幅に減少した。一般にわが国の

表-3・11 土壌中のC含有量、微生物バイオマスC量および微生物活性

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	C (g/kg)	B _c ^{***}	B _c ^{***} /C (%)	土壌呼吸速度 (gC/kg/30 days)	A ₄₉₀ ^{****, *****}
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	89	0.98	1.1	0.55	0.226±0.044 ^{**}
		20~30	35	0.17	0.5	0.18	0.049±0.030 ^{**}
	広葉樹天然林	0~10	159	2.23	1.4	2.03	0.626±0.077
		20~30	53	0.42	0.8	0.44	0.191±0.078
斜面下部	スギ人工林	0~10	132	1.21	0.9	1.21	0.403±0.065 ^{**}
		20~30	68	0.59	0.9	0.33	0.184±0.080 [*]
	広葉樹天然林	0~10	170	1.62	1.0	1.83	0.665±0.048
		20~30	70	0.57	0.8	0.57	0.311±0.104

^{*}, ^{**}は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す(*t*検定, ^{*}, $p<0.05$; ^{**}, $p<0.01$) ($n=6$)

^{***}, 微生物バイオマス炭素

^{****}, 平均値±標準偏差

^{*****}, FDA加水分解酵素活性(市川ら, 2002b)

表-3・12 一般細菌 (細菌), 放線菌, 糸状菌の菌数

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	細菌*		糸状菌
			($\times 10^6/g$)	($\times 10^4/g$)	
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	1.51	1.17	0.55
		10~20	1.71	0.65	0.49
		20~30	0.94	0.23	0.44
	広葉樹天然林	0~10	1.85	1.02	2.75
		10~20	0.90	1.22	4.61
		20~30	0.53	0.23	1.78
斜面下部	スギ人工林	0~10	3.08	2.41	1.43
		10~20	4.07	1.51	0.71
		20~30	2.29	0.95	0.42
	広葉樹天然林	0~10	4.04	2.24	3.10
		10~20	3.01	0.23	3.34
		20~30	1.58	1.54	1.37

*, 一般細菌

森林土壌では酸性条件下で生育良好な糸状菌の働きは大きいといわれている (河田, 1989; 服部・宮下, 1996)。本研究において土壌中の微生物バイオマスC量と糸状菌数は正の相関関係 ($R=0.757$, $p<0.05$) にあった (データ省略)。ただし, 針葉樹林では土壌中の微生物バイオマスC量の減少よりも糸状菌数の減少のほうが大きかった。本調査地の土壌 pH (H_2O) には各調査区内の違いが見られなかった (3.3節) ため, 針葉樹林化による糸状菌数の減少は土壌酸性の変化によるものではない。

各調査区, 各土壌深のセルロース分解能の経時変化を図-3・5に示す。12~3月の値は月当たりの単純平均で示した。セルロース分解能は各調査区, 各土壌深にかかわらず, 7~8月に最大値となり12~3月に最低値となった。一般的に, 土壌中の微生物活性は地温の影響をうけて季節変動する (木村, 1994)。したがって, セルロース分解能は現地の微生物活性を反映していると推察される。セルロース分解能は各土壌深において, 斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.3~0.5倍, 斜面下部のスギ林では土壌深20~30 cmを除いて広葉樹林の0.7~1.2倍であった。ただし, 斜面下部では土壌深20~30 cmのセルロース分解能はスギ林で広葉樹林の1.0~2.0倍であった。これらの針葉樹林化の影響は土壌中の微生物バイオマスC量の傾向と同様であった。そこで, 土壌中の微生物バイオマスC量とセルロース分解能が高まる7, 8月のセルロース分解能の関係を検討した結果, 両者はそれぞれ正の相関関係 (R

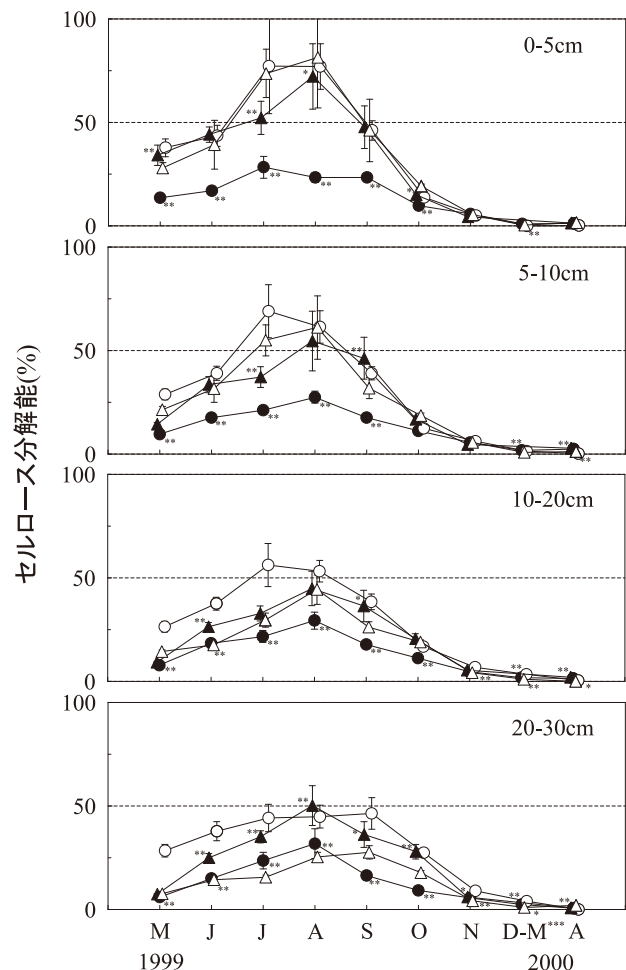


図-3・5 セルロース分解能の経時変化

●, ヒノキ林; ○, 広葉樹林斜面上部; ▲, スギ林; △, 広葉樹林斜面下部

縦棒, 標準偏差

*, **は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す (t 検定, *, $p<0.05$; **, $p<0.01$) ($n=25$)

***, 12~3月の値は月当たりの単純平均で示した。

=0.833, $p < 0.05$; $R = 0.745$, $p < 0.05$) がみられた (データ省略)。前述したように、土壌中の微生物バイオマスC量はC含有量を概ね反映していた。このことから、セルロース分解能すなわち現地の微生物活性は概ね土壌中のC含有量を反映していると推察された。

野外におけるセルロース分解に関与していると考えられる土壌中のセルロース分解菌数を表-3・13に示す。土壌中のセルロース分解菌数は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.1~0.2倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて土壌深0~10 cmで約0.9倍、土壌深20~30 cmで約4倍であった。土壌中のセルロース分解菌数はセルロース分解能が高まる

7, 8月のセルロース分解能とそれぞれ正の相関関係 ($R = 0.818$, $p < 0.05$; $R = 0.640$, $p < 0.1$) にあった (データ省略)。土壌中のセルロース分解菌数はセルロース分解能を概ね反映していた。

セルロース分解菌数は糸状菌数とも弱い正の相関関係 ($R = 0.646$, $p < 0.1$) にあった (データ省略)。しかし、スギ人工林化によって土壌中の糸状菌数は減少していた (表-3・12) にもかかわらず、セルロース分解菌数はほぼ同等かまたは多かった (表-3・13)。セルロースを分解する微生物は糸状菌のほかに細菌、放線菌にも多数存在している (山本, 1992)。したがって、スギ林では、細菌、放線菌もセルロース分解への影響が大きいと考えられ

表-3・13 セルロース分解菌数

斜面位置	調査区	土壌深	セルロース分解菌
		(cm)	($\times 10^3/g$)
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	0.17
		20~30	0.32
	広葉樹天然林	0~10	2.43
		20~30	1.57
斜面下部	スギ人工林	0~10	0.70
		20~30	0.60
	広葉樹天然林	0~10	0.79
		20~30	0.15

表-3・14 年間のN無機化量

斜面位置	調査区	土壌深	N無機化量
		(cm)	(kg/ha)
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	23.7
		10~20	5.6
		20~30	8.2
		鉍質土壌合計	37.5
	広葉樹天然林	0~10	68.6
		10~20	16.5
		20~30	10.7
鉍質土壌合計	95.8		
斜面下部	スギ人工林	0~10	63.0
		10~20	12.1
		20~30	10.5
		鉍質土壌合計	85.6
	広葉樹天然林	0~10	45.1
		10~20	12.6
		20~30	9.4
鉍質土壌合計	67.1		

る。

各調査区, 各土壌深の年間のN無機化量を表-3・14に示す。N無機化量の経時変化は夏期に最大, 冬期に最低となり, 既往の報告 (Powers, 1990; 高橋ら, 1994 a) と同様, 地温と正の相関関係にあった (データ省略)。各調査区の土壌深0~10 cmにおけるN無機化量は鉍質土壌合計の2/3~3/4を占めていた。土壌深0~30 cmにおける年間のN無機化量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.4倍, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約1.3倍であった。各調査区, 各土壌深のN無機化量は全N量 (3.3節) と正の相関関係 ($R=0.835, p<0.01$) にあった (データ省略)。ヒノキ人工林化によるN無機化量の減少は, 土壌中の有機物量の減少に伴う全N量の減少 (3.3節) の影響をうけていた。

以上のように, 土壌中の微生物活性の指標となる土壌呼吸速度, $A_{490}, B_c/C$, 糸状菌数から針葉樹林化によって鉍質土壌中に蓄積されている有機物は分解されにくくなっていると考えられた。また, 微生物バイオマスC量や微生物活性は概ね鉍質土壌中の全C量を反映している傾向にあった。

一方, 各調査区の落葉のC無機化速度 (図-3・6) をみると, 落葉1gあたりのC無機化速度は斜面上部ではヒノキ落葉で広葉樹落葉の約1.2倍, 斜面下部ではスギ落葉で広葉樹落葉の約0.8倍であった。このことから, ヒノキ落葉は斜面上部の広葉樹

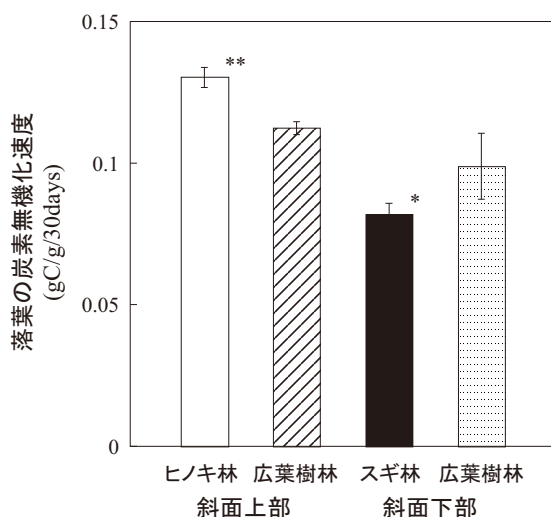


図-3・6 各調査区, 土壌深0~10 cmの土壌を混合した土壌を用いた各調査区の落葉のC無機化速度

縦棒, 標準偏差

*, **は広葉樹林と針葉樹林の平均値間に有意差があることを示す (t 検定, *, $p<0.05$; **, $p<0.01$) ($n=4$)

落葉より無機化されやすく, スギ落葉は斜面下部の広葉樹落葉より無機化されにくいことが示された。

一般に, ヒノキ単純一斉林内は一般に暗くて下層植生が乏しく (赤井, 1977, 1980), Ao層として有機物を堆積しにくく (原田ら, 1969; 塚本, 1989), また林床被覆率が低い (三浦, 2000) ため, 表層侵食が発生する (吉村ら, 1981; 塚本, 1989) といわれている。ただし, 本調査地のヒノキ林は広葉樹林に隣接しており, また下層植生が約2400本/ha含まれるため, 広葉樹落葉の供給があり, ヒノキの落葉は雨滴衝撃などで飛散しにくいことが考えられる (3.3節)。

以上の結果から, ヒノキ林林床には広葉樹林よりも無機化されやすい有機物が広葉樹林よりも少なく供給され, 鉍質土壌中に蓄積されにくいために, 長い年月を経過するにしたがって鉍質土壌中の全C量の減少をもたらしていると考えられる。スギ林では広葉樹林に比べて土壌への有機物供給量は減少していた (3.4節)。しかし, スギ林では広葉樹林に比べて土壌に供給される有機物が無機化されにくいことから, 鉍質土壌中の全C量は減少しないと考えられる。

3.6 おわりに

3章では, 落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギ人工林化による土壌の養分特性の変化を明らかにすることを目的に, 土壌養分動態特性を調査した。得られた結論を要約して示す。

(1) ヒノキ人工林化によって土壌深0~30 cmにおける交換性塩基量に違いは見られなかった。スギ人工林化によって土壌深0~30 cmにおける交換性塩基量は隣接する広葉樹林に比べて多く, 特に交換性Ca量は約1.9倍であった。土壌深0~30 cmにおける全C, N量, CECは斜面上部のヒノキ林では広葉樹林に比べそれぞれ約0.6, 0.6, 0.8倍であったが, 斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じであった。Ao層量は斜面位置にかかわらず, 広葉樹林で約7.1 Mg/ha, ヒノキ林とスギ林では共に約9.5 Mg/haであった。本調査地のAo層のC/N比は広葉樹林に比べて針葉樹林で高かった。各調査区のAo層中の元素含有量と土壌深0~30 cmの全C, N量および交換性K, Ca, Mg, Na量の関係について検討したところ, Caについてののみ有意な正の相関関係がみられた。スギ人工林化によってAo層中に蓄積されたCaの影響を受けて交換性Ca量が増加してい

ると推察された。

- (2) 斜面上部のヒノキ林では広葉樹林に比べて土壌深0~30 cmにおける全C量は約0.6倍で、リターフォールによるC供給量は約0.9倍であることから、ヒノキ林の土壌では有機物が最終的に無機化されやすく、蓄積しにくい可能性が示唆された。斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて土壌深0~30 cmにおける全C量はほぼ同じであったが、リターフォールによるC供給量は約0.8倍であることから、スギ林の土壌では有機物が最終的に無機化されにくく、蓄積しやすい可能性が示唆された。斜面上部のヒノキ林ではAo層を通過して鉍質土壌に供給される K^+ 量は広葉樹林の約0.4倍であった。斜面下部のスギ林ではAo層を通過して鉍質土壌に供給される Ca^{2+} 量は広葉樹林の約2.1倍であった。土壌深0~10 cmの交換性K量と土壌深0~30 cmの交換性Ca量は鉍質土壌に供給される K^+ 、 Ca^{2+} 量と有意な正の相関関係にあった。このことから、鉍質土壌に供給される K^+ 、 Ca^{2+} 量が土壌の交換性塩基量に影響を及ぼしていた。
- (3) 土壌深0~30 cmにおける全C量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.6倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じであった。土壌中のバイオマスC量、土壌中の微生物活性の指標となる土壌呼吸速度、微生物の加水分解酵素活性、セルロース分解能、窒素無機化量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の0.3~0.5倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林の0.6~1.3倍であった。これらの傾向は概ね土壌の全C量を反映していた。落葉のC無機化速度は斜面上部ではヒノキ落葉で広葉樹落葉の約1.2倍、斜面下部ではスギ落葉で広葉樹落葉の約0.8倍であった。このことから、ヒノキ落葉は斜面上部の広葉樹落葉より無機化されやすく、土壌中に有機物を最終的に蓄積されにくいこと、スギ落葉は斜面下部の広葉樹落葉より無機化されにくく、土壌中に有機物を最終的に蓄積されやすいことが考えられた。

4. 同一斜面に隣接するスギおよびヒノキ人工林における土壌養分動態特性の変化

4.1 はじめに

わが国の人工林では古くから“適地適木”の考え方に基づき、斜面下部から斜面上部まで同一樹種が植栽されることは少なく、斜面下部にスギ、中部に

ヒノキ、上部にアカマツが植栽される(片桐, 1996)。竹原(1965)は土壌条件の良否と土壌型および主要造林樹種(スギ, ヒノキ, アカマツ)の成長模式を示し、成長量のみを問題にするときは土壌条件の良にスギ, 中庸にヒノキ, 不良にアカマツを人工造林することをすすめた。

斜面位置と物質循環に関する研究は落葉広葉樹天然林(片桐・堤, 1973, 1975, 1976, 1978; 堤・片桐, 1974; 片桐, 1988; 徳地ら, 1993), スギ人工林(原田ら, 1969; Tokuchi *et al.*, 1999, 2000), ヒノキ人工林(原田ら, 1969; Tsutsumi *et al.*, 1983), 馬尾松人工林(劉ら, 1999)において行われてきた。また、斜面位置と土壌微生物の量や活性に関する研究には、落葉広葉樹天然林における土壌呼吸量(酒井・堤, 1987), セルロース分解能(市川ら, 2003c), スギ人工林における硝化菌数(杓名ら, 1988b), 硝化能(廣部ら, 1994; Hirobe *et al.*, 1998, 2003; Tokuchi *et al.*, 2000), バイオマス炭素・窒素(Hirobe *et al.*, 2003)などがある。ただし、これまでに同一斜面上に尾根から沢すじまで単一樹種が隣接して植栽された樹種間での物質循環および土壌微生物の量や活性に関する研究はおこなわれていない。これは、同一斜面上に尾根から沢すじまで単一樹種が隣接して植栽された林分はほとんど存在しないと考えられるためである。

そこで4.3節では、尾根から沢すじまで同一斜面上にスギまたはヒノキが隣接して植栽された人工林において、鉍質土壌の化学的性質, Ao層とリターフォールの乾重および養分含有量, 林外雨, 林内雨による養分供給量, および生態系外への流亡した養分量を比較することにより、樹種の違いが養分動態特性および土壌の養分特性に及ぼす影響について斜面位置ごとに明らかにすることを目的とした。

また4.4節では、土壌微生物の活性や量を調査し、樹種の違いによる土壌微生物の活性や量の変化およびそれに伴うリターの滞留時間の違いについて検討した結果を報告する。

4.2 調査地の概況

調査地の概況を図4・1, 表4・1に示す。調査地は群馬県みどり市東町(旧勢多郡東村)にある東京農工大学フィールドミュージアム草木内の同一斜面上に尾根から沢すじまで隣接した33年生のスギおよびヒノキ人工林(以下, スギ林, ヒノキ林)である。スギおよびヒノキ林ともに斜面上部, 中部, 下部にそれぞれ約400 m²の調査区を設置した。調査地付近

の経緯度は北緯36°32'30", 東経139°25'である。スギおよびヒノキ林は1968年に植栽され、植栽12、20年後に除間伐が行われた後、施業は行われていない。斜面下部のヒノキ林の樹高、胸高直径、胸高断面面積合計はそれぞれ10.6 m, 14.8 cm, 36.0 m²ha⁻¹であり、スギ林に比べて小さかった(表-4・1)。下層植生の主要な樹種はアブラチャン、クマシデ(*Carpinus japonica*)、ミズナラ、アオダモ(*Fraxinus lanuginose*)、ヤマツツジ(*Rhododendron obtusum*)、コアジサイ(*Hydrangea hirta*)などである。ただし、斜面中部と下部のヒノキ林では下層植生はみあたらなかった。

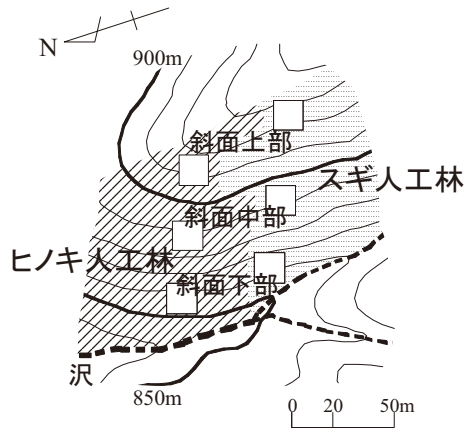


図-4・1 調査地の概況

□, 調査区

4.3 各斜面位置の針葉樹林間での生態系内の養分動態の比較

4.3.1 調査方法

2000年10月に各調査区の林床に一辺50 cm の方形区をAo層の状態が平均的な地点に6ヵ所ずつ設定し、Ao層を採取した。採取したAo層は針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、重量を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。ヒノキ葉は細片化しやすく、鉍質土壤への混入が指摘されている(酒井ら, 1987)。このことから土壤中に混入したヒノキ葉量を、ヒノキ林内の3地点において400 cm³の採土円筒を用いて採取した土壤深0~4, 4~8 cmの土壤に含まれるヒノキ葉の乾重から算出した。この土壤中に混入したヒノキ葉量をAo層量に加えた。2000年10月に各調査区内において、Ao層の状態が平均的な6地点から土壤深0~10, 10~20, 20~30 cmの鉍質土壤を採取した。各調査区の土壤深ごとに、3地点から400 cm³の採土円筒を用いて土壤を回収し、風乾後2 mmの円孔ふるいを通過させて細土量を求めた。

各調査区に直径1 mの円形リタートラップを、あらかじめAo層量が平均的な場所を選んで3個ずつ設置し、リターフォールを採取した。リターフォールは1~2ヵ月の間隔で、2000年9月から2001年8月にかけて回収した。ただし、12月~4月におけるリターフォールの採取を4月30日にまとめ

表-4・1 調査地の概況

斜面位置	調査区	標高 (m)	傾斜 (度)	土壤型	林齢* (年)	樹高**** (m)	胸高直径**** (cm)	立木本数** (ha ⁻¹)	胸高断面面積合計** (m ² ha ⁻¹)
斜面上部	スギ人工林	920	29	B _c	33	9.9±1.5 (2.3±0.8)	14.8±3.5 (1.0±1.4)	1887 (11376)	34.4 (2.7)
	ヒノキ人工林	910	31	B _c	33	9.7±1.5 (2.1±0.4)	17.1±4.4 (0.9±0.3)	1954 (175)	47.5 (0.0)
斜面中部	スギ人工林	890	33	B _D	33	13.8±2.3 (2.1±0.9)	19.0±4.7 (1.2±0.7)	1818 (2891)	54.8 (0.4)
	ヒノキ人工林	890	34	B _{D(d)}	33	12.6±1.9 -	19.9±4.3 -	1689 -	55.2 -
斜面下部	スギ人工林	870	34	B _D	33	17.1±3.2 (1.9±0.5)	20.7±4.7 (1.0±0.4)	1960 (603)	69.4 (0.0)
	ヒノキ人工林	860	38	B _D	33	10.6±2.8 -	14.8±5.9 -	1808 -	36.0 -

*, 2000年現在

** , 上層木, 植栽木のみ(下層木)

***, 平均値±標準偏差

て行った。回収したリターフォールは針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、通風乾燥機で80℃、2日間乾燥させ、乾重を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。

各斜面位置のヒノキ林において落葉の流亡量を2002年6月から9月(降水量合計, 1206 mm, 1日降水量最大326 mm)にかけて調査した。落葉の流亡量の測定には及川(1977)と同様の装置を用いて各斜面位置のヒノキ林に3個設置した。

林外雨, 林内雨の採水装置として口径18 cmのロートを取りつけた採水容量10 Lのポリバケツを用いた。この採水装置は約400 mm相当の降水量を回収可能である。林外雨採水装置を調査地近くの土場に1個, 林内雨採水装置を斜面上部と斜面下部のスギおよびヒノキ林に3個設置した。林外雨, 林内雨の採水を2000年9月から2001年8月にかけてほぼ15日おきに行った。冬季(2000年12月1日~2001年4月15日)における林外雨, 林内雨の採水は凍結により困難であったため, 4月15日にまとめて行った。

鉍質土壤に供給され, あるいは土壤中を水とともに移動するイオンの量を把握するために高さ2 cm, 直径6 cmのステンレス製円筒の中にイオン交換樹脂(IER) 30 gをつめたIERバック(生原ら, 1990)を各調査区のAo層の下および土壤深25 cm, 50 cmにそれぞれ4個設置した。用いたIERはローム・アンド・ハース社製一般用アンバーライトMB1である。荻住(1996)によると, スギ, ヒノキの土壤深0~30 cmには総根系表面積のそれぞれ50~96%, 69~93%が分布している。このことから, 本研究では植物根による養分吸収が少ないと考えられる土壤深50 cmにおけるイオン通過量を生態系外への養分流亡量とした。IERの設置を2000年9月1日に行い, 2001年8月31日にIERバックを回収した。IERに吸着された陽イオン(K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+)を1 M- CH_3COONH_4 (pH 7.0), 無機態窒素(NH_4^+-N , NO_3^--N)を2 M-KClにより抽出した(生原ら, 1990)。

窒素(N)無機化量を野外培養法の1つであるバッグ法(Eno, 1960; 高橋ら, 1994 b)により, 2000年10月~2001年9月にかけて現地で測定した。ポリエチレンバッグの埋設時間は1ヵ月間, 12月から4月にかけては5ヵ月間とした。土壤につめたポリエチレンバッグを0~10, 10~20, 20~30 cmの土壤深ごとに6個ずつ埋設した。 NH_4^+-N , NO_3^--

Nを埋設前と埋設後の生土20 gに2 M-KCl 100 mLを加えて1時間振とうして抽出した。 NH_4^+-N と NO_3^--N の合計量を無機態Nとした。

各調査区に地温計(オンセットコンピューター社H08-006-04)を設置し, 1時間ごとに各調査区の土壤深0, 5, 15, 25 cmの地温を測定した。

鉍質土壤のpH(H_2O) (生土: $H_2O=1:2.5$)および林外雨, 林内雨のpH(H_2O)の測定方法は3.3, 4節と同様である。鉍質土壤, Ao層, リターフォール中の全C・全Nの測定方法は3.3, 4節と同様である。鉍質土壤のCECをセミマイクロSchollenberger法による抽出後に簡易インドフェノール青法(市川ら, 2002 a)で測定した。Ao層およびリターフォール中の全K, Ca, Mg, Na, Mnの測定方法は3.3, 4節と同様である。鉍質土壤中の交換性塩基(K, Ca, Mg, Na)は1 M- CH_3COONH_4 (pH 7.0)溶液によって抽出した。鉍質土壤およびIERの1 M- CH_3COONH_4 抽出液, 林外雨, 林内雨に含まれる陽イオン(Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+})をICP発光分光分析法(島津ICPS-1000IV)(神, 1994; 後藤, 1997)で測定した。林外雨・林内雨の陰イオン(塩化物イオン(Cl^-), NO_3^- , 硫酸イオン(SO_4^{2-}))の測定方法は3.4節と同様である。林外雨・林内雨の NH_4^+-N を簡易インドフェノール青法(市川ら, 2002 a)で測定した。IERとポリエチレンバック埋設前と埋設後の土壤の2 M-KCl抽出液に含まれる NH_4^+-N の測定方法は3.4, 5節と同様である。

なお, 鉍質土壤のpH(H_2O)と交換性塩基量は各調査区内の採取土壤を土壤深ごとに6反復で測定し, 全C, 全NとCECは各調査区内の採取土壤を土壤深ごとに混合した試料について測定した。

林外雨と林内雨のイオン濃度については年間の加重平均を用いた。樹冠からの溶脱量はBredermeier *et al.* (1988)の式で算出した。水移動に伴う林床への養分供給源には樹幹流もある。しかし, 樹幹流量は本調査地に近いスギ・ヒノキ壮齡林で林外雨の4%程度であり(生原・相場, 1982), 本試験地においても微量であることが予想された。このため, 本研究では樹幹流の測定を省略した。

4.3.2 結果と考察

4.3.2.1 土壤の養分特性

鉍質土壤の元素含有量を表-4・2に示す。各斜面位置, 各土壤深のスギ林のpH(H_2O)はヒノキ林より0.1~0.9高かった。スギ林の土壤深0~30 cm

表-4・2 鈣質土壤の元素含有量

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	pH (H ₂ O)**	(Mg ha ⁻¹)				(kmol(+) ha ⁻¹)				交換性塩基合計***	塩基飽和度 (%)	
				細土量	C	N	C/N	CEC	交換性K***	交換性Ca***	交換性Mg***			交換性Na***
斜面上部	スギ人工林	0~10	5.00±0.11**	284	49.9	2.84	17.6	94.0	1.71±0.24	17.8±4.07**	2.97±0.58**	0.86±0.09	23.4±4.97**	24.9
		10~20	4.79±0.06**	367	34.7	1.79	19.4	84.2	1.07±0.34	1.35±0.25**	0.72±0.09	0.94±0.12	4.08±0.80	4.8
		20~30	4.73±0.07*	416	28.3	1.41	20.0	81.6	1.10±0.24	1.22±0.15**	0.59±0.07**	1.04±0.08**	3.95±0.54**	4.8
		鈣質土壌合計	-	1068	112.9	6.05	18.7	259.9	3.89±0.82	20.4±4.47**	4.27±0.73**	2.84±0.30**	31.4±6.32**	12.1
斜面中部	スギ人工林	0~10	4.14±0.16	275	47.0	2.74	17.2	111.0	1.53±0.48	1.89±0.53	1.43±0.48	0.70±0.13	5.55±1.62	5.0
		10~20	4.51±0.08	358	35.4	2.02	17.5	95.0	1.29±0.31	0.72±0.15	0.71±0.16	0.85±0.05	3.56±0.68	3.8
		20~30	4.61±0.07	364	21.4	1.11	19.3	63.3	0.97±0.15	0.63±0.09	0.45±0.07	0.81±0.02	2.87±0.33	4.5
		鈣質土壌合計	-	997	103.8	5.87	17.7	269.3	3.79±0.94	3.25±0.78	2.59±0.72	2.35±0.20	12.0±2.64	4.4
斜面下部	スギ人工林	0~10	5.01±0.09**	319	49.5	3.23	15.3	143.5	1.95±0.04	40.4±6.04**	4.06±0.48*	0.83±0.01	47.2±6.56**	32.9
		10~20	4.79±0.06**	388	36.6	2.39	15.3	110.0	1.60±0.16	6.24±0.80**	1.09±0.12*	0.91±0.07	9.84±1.15**	9.0
		20~30	4.73±0.07*	407	25.0	1.63	15.3	67.5	1.58±0.44	2.35±0.82**	0.58±0.08	0.91±0.05	5.42±1.39*	8.0
		鈣質土壌合計	-	1114	111.2	7.26	15.3	321.0	5.14±0.64	49.0±7.68**	5.73±0.67*	2.65±0.12	62.5±9.11**	19.5
斜面下部	スギ人工林	0~10	4.27±0.16	336	64.9	3.86	16.8	182.2	1.93±0.39	8.33±3.09	2.69±1.06	0.84±0.06	13.8±4.61	7.6
		10~20	4.54±0.11	356	39.6	2.39	16.5	134.9	1.44±0.17	1.70±0.61	0.86±0.18	0.89±0.09	4.89±1.05	3.6
		20~30	4.62±0.13	362	20.1	1.16	17.3	79.6	1.36±0.22	1.02±0.24	0.56±0.05	0.90±0.09	3.85±0.61	4.8
		鈣質土壌合計	-	1053	124.6	7.42	16.8	396.8	4.73±0.78	11.0±3.95	4.11±1.29	2.63±0.24	22.5±6.27	5.7
斜面下部	スギ人工林	0~10	4.82±0.18**	445	44.4	3.12	14.2	189.9	1.81±0.42	60.7±5.54**	5.03±0.27**	1.18±0.06**	68.7±6.29**	36.2
		10~20	4.81±0.19**	496	22.3	1.84	12.1	127.9	0.95±0.35	10.8±2.86**	1.33±0.26**	1.18±0.09**	14.3±3.55**	11.2
		20~30	4.86±0.19**	466	13.9	1.22	11.4	85.8	0.58±0.36	7.93±1.42**	0.97±0.13**	1.07±0.04**	10.6±1.95**	12.3
		鈣質土壌合計	-	1407	80.6	6.18	13.0	403.6	3.35±1.13	79.5±9.83**	7.34±0.66**	3.44±0.18**	93.6±11.8**	23.2
斜面下部	ヒノキ人工林	0~10	4.32±0.17	330	37.0	2.50	14.8	115.7	1.46±0.26	7.68±1.46	1.56±0.35	0.79±0.04	11.5±2.11	9.9
		10~20	4.45±0.08	384	25.0	1.77	14.1	107.7	1.31±0.18	2.67±0.34	0.71±0.13	0.88±0.06	5.57±0.71	5.2
		20~30	4.45±0.08	400	17.2	1.25	13.8	84.8	0.91±0.16	2.43±0.24	0.51±0.05	0.85±0.07	4.70±0.52	5.6
		鈣質土壌合計	-	1114	79.2	5.51	14.4	308.3	3.68±0.59	12.8±2.04	2.78±0.53	2.53±0.17	21.8±3.34	7.1

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (n=6)

***:平均値±標準偏差

における全C, N量は各斜面位置でヒノキ林と概ね同じであった。スギ林の土壌深0~30 cmにおけるCECは斜面上部, 中部, 下部でヒノキ林のそれぞれ1.0, 0.8, 1.3倍であった。スギ林の土壌深0~30 cmにおける交換性K量は各斜面位置でヒノキ林と概ね同じであった。スギ林の土壌深0~30 cmにおける交換性Ca, Mg量は, ヒノキ林に比べてそれぞれ斜面上部では6.3, 1.6倍, 斜面中部では4.4, 1.4倍, 斜面下部では6.2, 2.6倍であった。スギ林の土壌深0~30 cmにおける塩基飽和度はヒノキ林に比べて斜面上部では2.8倍, 斜面中部では3.4倍, 斜面下部では3.3倍であった。斜面位置にかかわらず, スギ林ではヒノキ林に比べて土壌深0~30 cmにおける全C, N量, CEC, 交換性K量ではほぼ同じ, 交換性Ca, Mg量が多かったため, 塩基飽和度も高かった。特に, 斜面位置にかかわらずスギ林とヒノキ林での表層の0~10 cmでpH (H₂O), 交換性Ca, Mg量の差が著しかった。

ヒノキ林ではスギ林や広葉樹林に比べて土壌pH (H₂O) が低いといわれており (澤田・加藤, 1991; 高橋ら, 1996b; 高橋, 2000), 本研究もこれらの報告と同様であった。スギ林では土壌中に交換性Caが蓄積し (加藤ら, 1989), その蓄積は林齢とともに増加して土壌の塩基飽和度とpHを上昇させることが報告されている (澤田・加藤, 1991)。本研究においても同様で, 各斜面位置でスギ林ではヒノキ林に比べて土壌中に交換性CaやMgを蓄積させ, 塩基飽和度を高くし, 土壌pH (H₂O) を上昇させていた。筆者らは土壌深0~30 cmにおける全C量が斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.6倍, 斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じであったことを示した (3.3節)。しかし, 本研究では

土壌深0~30 cmにおける全C量はいずれの斜面位置でもスギ林とヒノキ林で概ね同じであった。

4.3.2.2 有機物動態

年間のリターフォール量を表-4・3に示す。スギ林の年間のリターフォール量はヒノキ林に比べて斜面上部で1.1倍, 斜面中部で1.3倍, 斜面下部では0.8倍であった。斜面上部と下部でのスギ林の年間リターフォール量にはヒノキ林と有意な差はみられなかった。齋藤 (1981) はわが国の森林における年間のリターフォール量について, 落葉広葉樹林で $4.5 \pm 1.1 \text{ Mg ha}^{-1}$, ヒノキ林で $4.4 \pm 1.3 \text{ Mg ha}^{-1}$, スギ林で $5.2 \pm 1.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ としている。本研究における斜面上部のスギ林の年間リターフォール量は齋藤 (1981) の報告より少ない。年間のリターフォール量は森林の純生産量と正の相関関係にある (Perry, 1994)。斜面上部のスギ林では, 土壌型はスギ林の植栽地としては不適なB_cであり, 樹高・胸高直径は斜面中部, 下部のスギ林と比べてもっとも小さかった (表-4・1)。したがって, 斜面上部のスギ林では純生産量が減少し, リターフォール量を減少させていたことも推察される。

年間のリターフォール中の元素含有量を表-4・4に示す。年間リターフォール中のC, N量は年間リターフォール量を概ね反映していた。スギ林の年間リターフォール中の元素含有量は斜面位置にかかわらずヒノキ林に比べてK, Mgでほぼ同じ, Ca量で1.2~1.9倍, Mnで1~4%であった。いずれの斜面位置でも, スギ林の年間リターフォール中の養分量はヒノキ林に比べてCaが多かったが, Mnではさきわめて少なかった。スギ林の年間リターフォール中のCa量が斜面位置にかかわらずヒノキ林に比べて多い理由として, リターフォール中のスギ落葉

表-4・3 年間のリターフォール量

斜面位置	調査区	針葉***	広葉***	枝・樹皮***	球果***	その他***	合計***
(Mg ha ⁻¹)							
斜面上部	スギ人工林	2.1±0.4	0.7±0.5	0.5±0.3	0.2±0.1	0.1±0.1	3.6±1.3
	ヒノキ人工林	2.3±0.1	0.1±0.0	0.7±0.2	0.3±0.1	0.0±0.0	3.3±0.4
斜面中部	スギ人工林	3.9±0.5*	0.0±0.0	0.8±0.4	0.4±0.2	0.0±0.0*	5.1±1.1*
	ヒノキ人工林	2.6±0.4	0.1±0.1	0.6±0.1	0.5±0.1	0.1±0.0	3.8±0.7
斜面下部	スギ人工林	3.0±0.2	0.2±0.1*	0.6±0.4	0.5±0.0	0.0±0.0	4.3±0.8
	ヒノキ人工林	3.5±0.2	0.0±0.0	1.1±0.3	0.4±0.1	0.0±0.0	5.1±0.7

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) ($n = 3$)

***, 平均値±標準偏差

表-4・4 年間のリターフォール中の元素含有量

斜面位置	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na
		(Mg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)						
斜面上部	スギ人工林	1.9	34	56	0.03	6.0	43.2	3.0	0.1
	ヒノキ人工林	1.8	30	59	0.71	5.3	29.9	3.9	0.1
斜面中部	スギ人工林	2.7	58	47	0.01	7.4	67.0	3.4	0.2
	ヒノキ人工林	2.1	40	52	0.72	7.0	36.0	3.5	0.1
斜面下部	スギ人工林	2.3	48	49	0.03	5.2	52.7	3.4	0.1
	ヒノキ人工林	2.8	48	58	1.42	7.2	44.8	3.9	0.1

表-4・5 Ao層量

斜面位置	調査区	針葉***	土壌中の針葉***	広葉***	枝・樹皮***	球果***	その他***	合計***
		(Mg ha ⁻¹)						
斜面上部	スギ人工林	11.0±0.9	—	0.4±0.3**	3.2±1.0	0.8±0.4*	0.4±0.3*	15.8±2.9
	ヒノキ人工林	5.3±1.9	6.3±1.2	0.1±0.0	3.1±1.0	0.3±0.2	0.1±0.1	15.2±4.4
斜面中部	スギ人工林	9.7±1.7	—	0.2±0.1*	4.2±1.3	0.8±0.3**	0.3±0.2	15.2±3.5
	ヒノキ人工林	3.8±1.3	7.3±1.0	trace	3.1±0.9	0.3±0.1	0.1±0.1	14.5±3.4
斜面下部	スギ人工林	9.2±2.3**	—	0.1±0.0	5.4±2.1*	1.0±0.4**	1.0±0.3**	16.7±5.1**
	ヒノキ人工林	1.6±1.3	2.1±0.6	0.1±0.1	2.6±0.9	0.1±0.1	0.2±0.2	6.7±3.2

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (*t* 検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) ($n = 6$)

***, 平均値±標準偏差

ヒノキ人工林の針葉の有意差検定には土壌中の針葉も含めた

表-4・6 Ao層の元素含有量

斜面位置	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na
		(Mg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)						
斜面上部	スギ人工林	7.9	159	50	1.0	8.1	198	12.5	0.4
	ヒノキ人工林	7.7	265	29	1.5	6.8	48	13.9	0.8
斜面中部	スギ人工林	7.5	168	45	0.5	7.1	197	12.7	0.3
	ヒノキ人工林	5.8	204	29	1.7	7.9	46	28.2	1.2
斜面下部	スギ人工林	7.6	208	37	2.7	18.5	198	32.4	0.7
	ヒノキ人工林	2.5	68	36	2.5	9.8	26	23.6	0.6

のCa濃度が斜面位置にかかわらずヒノキ落葉の1.3~1.4倍の14~15 g kg⁻¹であることが挙げられる。スギ林の年間リターフォール中のMn量が斜面位置にかかわらずヒノキ林に比べて少ないのは、リターフォール中のスギ落葉のMn濃度がヒノキ落葉に比べてきわめて低いことによる。

Ao層量を表-4・5に示す。スギ林のAo層量はヒノキ林に比べて斜面上部および中部でほぼ同じであったが、斜面下部で約2.5倍であった。斜面下部

のヒノキ林のAo層量は他の調査区に比べて極端に少なかった。ヒノキ林の鉍質土壌に混入した針葉は斜面上部で6.3 Mg ha⁻¹、斜面中部で7.3 Mg ha⁻¹、斜面下部で2.1 Mg ha⁻¹であった。

Ao層中の元素含有量を表-4・6に示す。Ao層のC/N比は斜面上部および中部のヒノキ林ではスギ林よりも低かった。スギ林のAo層中のCa含量はヒノキ林に比べて斜面上部で4.1倍、斜面中部で4.3倍、斜面下部で7.7倍であり、それぞれ約200 kg

ha⁻¹であった。一方、スギ林のAo層中のMn含量はヒノキ林に比べて斜面上部で0.7倍、斜面中部で0.3倍、斜面下部で1.1倍であった。斜面上部および中部ではスギ林のAo層中のMn含量はヒノキ林よりも少なかった。Ao層中のヒノキ落葉のMn濃度はスギ落葉に比べて斜面上部では3.2倍の0.2 g kg⁻¹、斜面中部では7.0倍の0.3 g kg⁻¹、斜面下部では3.4倍の0.7 g kg⁻¹であった。Berg *et al.* (2000)は落葉のMn濃度と落葉の分解速度には正の高い相関があり、有機物中に含まれるMn濃度は有機物分解を促進することを指摘した。また、年間リターフォールのC/N比(表-4・4)には樹種間の差がみられないものの、Ao層中のC/N比はスギ林よりもヒノキ林で低かった。これらのことから、各斜面位置におけるAo層中のヒノキ落葉はスギ落葉より分解・無機化されやすいと推察される。スギ林のAo層中のCa含量が斜面位置に関わらずヒノキ林よりも多い理由として、Ao層中のスギ落葉のCa濃度は斜面位置にかかわらずヒノキ落葉の2.0倍の14~15 g kg⁻¹であることが挙げられる。スギ人工林化による土壌の交換性Ca量の増加については、Ao層中に蓄積されたCaによる影響をうけていると推察された(澤田・加藤, 1991; 3, 3節)。

Ao層量と年間のリターフォール量から土壌に供給されたりターフォールが分解されるのに要する時間(滞留時間: Ao層量/年間のリターフォール量)を表-4・7に示す。スギ林の滞留時間はヒノキ林に比べて斜面上部および中部ではほぼ同じであったが、斜面下部で約3倍遅かった。このことから、斜面下部のヒノキ林では他の調査区に比べて地表に堆積したりターが消失されやすいことが推察された。

この原因として、落葉が分解されやすいこと以外に落葉の流亡による影響も考えられた。ヒノキ林の落葉の流亡量は斜面上部および中部ではAo層量の2~3%の0.4 Mg ha⁻¹、斜面下部ではAo層量の23%の1.6 Mg ha⁻¹であった。このように、斜面下部のヒノキ林ではヒノキ落葉の移動量が斜面上部や中部のヒノキ林に比べて多かった。この原因として、斜面下部のヒノキ林は斜面上部や中部のヒノキ林に比べて傾斜がきついこと(表-4・1)、有機物分解がはやいこと、落葉量が約1 Mg ha⁻¹多いことなどが挙げられる。

澤田・加藤(1993)はスギ林におけるAo層や土壌中のCa蓄積の理由として、リターフォールによるCa供給量が多いことを推測している。しかし、本研究のスギ林の年間リターフォール中のCa量は40~70 kg ha⁻¹であり、澤田・加藤(1993)の推定値より1/2~1/3少なかった。本研究では、斜面位置にかかわらずリターフォールおよびAo層のスギ落葉のCa濃度は14~15 g kg⁻¹であったが、ヒノキ落葉のCa濃度はリターフォールで11 g kg⁻¹、Ao層で4~5 g kg⁻¹であった。したがって、スギ林では林床に供給された落葉のCaが高濃度であり、かつ落葉の分解、無機化に伴う溶脱をうけにくいので、Ao層に蓄積されやすいと考えられる。

4.3.2.3 生態系内の水移動に伴う養分の移動特性

年間の林外雨と林内雨の降水量、pHおよび溶存イオン量を表-4・8に示す。スギ林、ヒノキ林ともに斜面上部の降水量は斜面下部に比べて200 mmほど少なかった。尾根部では雨や雪が風で吹き飛ばされる影響により、その分谷部よりも降水量が少なくなることが示唆されており(山田, 1955; 片桐・

表-4・7 年間のリターフォールとAo層の量および滞留時間****

斜面位置	調査区	Ao層***	リターフォール***	滞留時間****
		(Mg ha ⁻¹)		
斜面上部	スギ人工林	15.8±2.9	3.6±1.3	4.4
	ヒノキ人工林	15.2±4.4	3.3±0.4	5.1
斜面中部	スギ人工林	15.2±3.5	5.1±1.1*	3.0
	ヒノキ人工林	14.5±3.4	3.8±0.7	3.8
斜面下部	スギ人工林	16.7±5.1**	4.3±0.8	3.9
	ヒノキ人工林	6.7±3.2	5.1±0.7	1.3

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す(*t*検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) (Ao層, $n = 6$; リターフォール, $n = 3$)

***, 平均値±標準偏差

****, Ao層量/年間のリターフォール量

表-4・8 年間の林外雨と林内雨の降水量, pH および溶存イオン量

斜面位置	調査区	降水量 (mm)	pH	溶存イオン量 (kg ha ⁻¹)						
				K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	
林内雨	斜面上部	スギ人工林	1404	4.45	30.7 (16.2)	24.7 (20.0)	5.8 (4.6)	6.6 -	6.0 (-8.8)	10.6 (2.6)
		ヒノキ人工林	1437	4.12	17.4 (2.9)	16.7 (12.0)	4.4 (3.2)	6.6 -	6.3 (-8.6)	11.9 (4.0)
	斜面下部	スギ人工林	1608	4.63	42.8 (29.0)	24.5 (20.2)	5.5 (4.4)	6.3 -	6.5 (-7.6)	7.5 (0.0)
		ヒノキ人工林	1626	4.29	28.1 (15.9)	14.5 (10.6)	3.6 (2.7)	5.5 -	5.7 (-6.7)	7.6 (1.0)
林外雨		2024	4.43	11.4	3.6	0.9	5.2	11.6	6.2	

() 内は樹体からの年間イオン溶脱量を示す。

堤, 1976), 本研究においてもこのような影響をうけていると推察される。

斜面位置にかかわらず, スギ林, ヒノキ林ともに林内雨の溶存イオン量は林外雨に比べてK⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻-Nで増加, NH₄⁺-Nで減少していた。K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻-Nの増加量はそれぞれ6~39, 10~21, 3~5, 1~6 kg ha⁻¹yr⁻¹, NH₄⁺-Nの減少量は5~6 kg ha⁻¹yr⁻¹であった。各調査区の林内雨のNH₄⁺-Nが林外雨に比べて減少した原因として, 植物体の葉面でのNH₄⁺吸収 (Parker, 1983; 小林ら, 1995; 大河内ら, 1995) が考えられる。ヒノキ林の林内雨のpHは斜面位置にかかわらずスギ林よりも0.3低く, 林外雨よりも0.1~0.3低かった。ヒノキによる林内雨の酸性化については井上ら (1993), 渡邊ら (1993) も指摘している。斜面位置にかかわらずスギ林の林内雨中に占めるK⁺, Ca²⁺, Mg²⁺量はヒノキ林の約1.3~2.2倍であり, スギ林でのK⁺, Ca²⁺, Mg²⁺溶脱量がヒノキ林よりも1.4~5.6倍の1~13 kg ha⁻¹yr⁻¹多いことによる。斜面位置にかかわらず林内雨中に占めるNH₄⁺-N, NO₃⁻-N量はスギ林とヒノキ林の間で差がみられなかった。これは, 各斜面位置において, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N溶脱量には樹種によって変わらないことによる。これらのことから, 斜面位置にかかわらずスギ林とヒノキ林の林内雨によるイオン供給量の差は乾性沈着量の影響ではなく, 樹体からの養分溶脱量によるものと推定される。

Ao層および土壌深ごとのイオン通過量を表-4・9に示す。Ao層でのNa⁺付加量は斜面上部のスギ林以外の調査区で3~18 kg ha⁻¹yr⁻¹あった。各斜

面位置のスギ林およびヒノキ林における年間リターフォール中のNa量は0.1~0.2 kg ha⁻¹ (表-4・4) とCa, K, Mgよりも明らかに少ない。本研究で使用したIERバックは採水面積が小さいために, 水量についての不確かさがある。あるいは, 土壌とIERバックでの透水性の違いや, IERバック内での微生物による変質などによる不確かさも考えられる。ヒノキ林のAo層を通過したMg²⁺, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N量はスギ林よりそれぞれ斜面上部で5.3, 4.7, 8.2倍, 斜面中部で2.1, 4.9, 1.4倍, 斜面下部で2.0, 2.5, 2.0倍であり, 斜面位置にかかわらず, ヒノキ林の方がスギ林よりも多かった。一方, ヒノキ林のAo層を通過したK⁺, Ca²⁺量は斜面上部のみでそれぞれ28, 57 kg ha⁻¹yr⁻¹多かった。各斜面位置では, ヒノキ林における林内雨中のNa⁺とNH₄⁺-Nの量はほぼ同じであったが (表-4・8), Ao層でのNH₄⁺-N付加量はAo層でのNa⁺付加量より7~25 kg ha⁻¹yr⁻¹多かった。このことから, ヒノキ林のAo層において有機物の無機化が比較的活発に行われていると推察される。

生態系外へのK⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N流出量はスギ林ではヒノキ林に比べてそれぞれ斜面上部で0.1~1.1倍, 斜面中部で0.6~0.9倍, 斜面下部で0.4~0.9倍であった。斜面位置にかかわらず, ヒノキ林の養分流出量はスギ林と同じかまたは多かった。生態系外へのNH₄⁺-N流出量は各斜面位置でスギ林およびヒノキ林で1~2 kg ha⁻¹yr⁻¹と林外雨よりも約10 kg ha⁻¹yr⁻¹1少なかった。土壌中ではNH₄⁺-NはNO₃⁻-Nの1/30倍程度の移動性しかない (Binkley, 1984)。また, 土壌中のNH₄⁺-

表-4・9 Ao層および土壌深ごとのイオン通過量

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺ (kg ha ⁻¹)	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N
斜面上部	スギ人工林	Ao層***	28.0±8.3*	44.7±9.4*	6.4±1.9**	5.3±1.4**	6.7±2.8**	5.3±2.2**
		Ao層での付加量****	-2.7	20.0	0.6	-1.3	0.7	-5.3
		25 cm***	15.1±6.0	11.3±5.2	5.0±2.5	6.0±1.8	1.1±0.2**	3.0±1.0*
		50 cm***	11.6±1.4**	5.8±4.3	2.7±1.3	6.5±2.6	1.2±0.6	1.1±0.4
斜面中部	スギ人工林	Ao層***	55.5±12.6	102±37.4	34.1±5.6	25.0±6.1	31.6±4.7	43.2±15.1
		Ao層での付加量****	38.1	85.3	29.7	18.4	25.3	31.3
		25 cm***	22.6±5.7	31.5±21.5	12.1±7.2	12.5±5.3	5.4±2.2	25.4±16.8
		50 cm***	18.3±0.9	17.9±14.7	5.7±4.1	8.7±5.6	1.1±0.3	16.2±16.8
斜面下部	スギ人工林	Ao層***	58.6±24.6	109±47.2	13.6±5.5**	10.0±3.8	8.1±2.9**	17.8±12.1
		Ao層での付加量****	8.1	84.5	8.5	3.6	2.3	9.4
		25 cm***	10.5±2.1**	25.7±10.9	4.9±1.1*	6.1±0.8	1.2±0.2*	15.5±5.7*
		50 cm***	19.3±4.3	67.2±12.2	11.2±2.4	7.9±1.5	1.0±0.1**	54.5±16.3
斜面上部	ヒノキ人工林	Ao層***	70.5±18.7	81.5±19.1	29.0±6.0	15.5±4.2	39.9±3.3	24.2±7.5
		Ao層での付加量****	47.2	68.3	25.0	9.2	34.1	12.6
		25 cm***	20.1±3.0	33.7±19.3	12.1±4.2	8.0±2.9	14.3±8.8	31.5±10.0
		50 cm***	24.1±9.4	71.5±60.2	14.4±9.6	12.9±6.4	1.7±0.3	59.8±41.6
斜面下部	スギ人工林	Ao層***	87.8±36.0	115±60.0	12.4±5.6*	8.9±3.2	11.3±3.5**	19.2±12.7*
		Ao層での付加量****	45.0	90.5	6.9	2.6	4.8	11.7
		25 cm***	40.7±6.6**	94.6±32.0	7.5±1.9	6.1±0.7	2.9±1.1	39.9±13.6
		50 cm***	48.0±55.4	114±133	13.0±14.6	14.0±14.5	1.6±0.4	79.3±88.6
斜面上部	ヒノキ人工林	Ao層***	60.0±8.5	122±27.0	25.2±7.7	11.6±2.3	28.5±5.6	37.9±5.4
		Ao層での付加量****	31.9	107.5	21.6	6.1	22.8	30.3
		25 cm***	20.4±3.9	64.2±39.4	10.8±5.5	6.8±2.2	3.2±1.0	55.1±30.4
		50 cm***	57.3±30.8	183±104	33.7±20.6	29.1±20.9	1.8±0.7	201±125

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (n=4)

***, 平均値±標準偏差

****, 林内のAo層を通過したイオン量—林内雨のイオン量

Nは微生物の働きによりアミノ酸や NO_3^- -Nに変えられる(服部・宮下, 1996)。これらのことから、本研究でも生態系外への NH_4^+ -N流亡量は生態系外からの流入量よりも少なくなっていた。斜面上部のスギ林を除く各調査区では NO_3^- と $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ の電荷がほぼ等量であり、 NO_3^- -Nの流亡に伴って Ca^{2+} 、 Mg^{2+} が流亡する(生原, 1992)ことによる。ヒノキ林の生態系外への NO_3^- -N流亡量はスギ林に比べて斜面上部では $15 \text{ kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ 、斜面下部では $122 \text{ kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ 多かった。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて樹木の生育が劣ることから、林分の養分吸収量が少ないと推察され、生態系外への養分流亡量が多かった。斜面下部のスギ林およびヒノキ林では生態系外への養分流亡量はAo層を通過して鉍質土壤に供給されるイオン量と同等かまたはそれ以上であった。この原因として、斜面上方からの土壤水の流入や土壤有機物の無機化の影響が考えられる。

生態系外(乾性+湿性沈着量あるいは林外雨)からの養分流入量から生態系外(根系外あるいはB層)への養分流亡量を差し引いた養分収支について、既往の報告と本研究についてについてまとめたものを表-4・10に示す。既往の報告での養分収支の様式は概ね①土壤鉍物の風化量が少なく、窒素飽和現象(Aber *et al.*, 1989)がみられないところでは、養分収支効率はきわめてよい(Cole and Rapp, 1981; Johnson and Lindberg, 1992; Bochheim and Langley-Turnbaugh, 1997; Friedland and Miller, 1999)、②土壤鉍物の風化量が多く、生成されたカチオンの大部分が生態系外へ流亡する(Sollins *et al.*, 1980; Edmonds *et al.*, 1995)、③窒素飽和現象による生態系外へのNの流出(Stevens *et al.*, 1989; Johnson and Lindberg, 1992; Adamson *et al.*, 1993)と分けることができる。本研究の斜面上部ではN収支はプラスであり、①型に分類され、養分収支効率が良い。斜面下部では、前述したように斜面上方からの土壤水の流入の影響も考えられるものの、既往の報告に比べて生態系外への養分流亡量は明らかに多い。斜面中部における生態系外への養分流亡量には樹種による違いがほとんどみられなかったことから(表-4・9)、斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて養分吸収量が少なく、系外への流亡量が多くなると考えられる。

4.3.2.4 N無機化量

各調査区の年間のN無機化量を表-4・11に示

す。N無機化量の経時変化は夏期に最大、冬期に最少となり、既往の報告(Powers, 1990; 高橋ら, 1994 a)と同様、地温と正の相関関係にあった(データ省略)。スギ林の土壤深0~30 cmにおける年間のN無機化量はヒノキ林に比べて斜面上部で0.6倍、斜面中部で1.5倍、斜面下部で1.0倍であった。特に、斜面上部のスギ林でのみ硝化率が17%とアンモニア生成量のほうが硝酸生成量よりも多かった。スギ林や広葉樹林では斜面上部よりも斜面下部でアンモニア酸化菌および亜硝酸酸化菌数が多く、活発に硝化が行われている(杳名ら, 1988 b; 千原, 2000)。一方、ヒノキ林では広葉樹林や広葉の混入があるヒノキ林に比べ硝化率が高いといわれている(高橋, 2000)。本研究においても斜面上部のヒノキ林では活発に硝化が行われていた。

Cole *et al.* (1992)は鉍質土壤においてC/N比が20以下でかつ全N量が 5 Mg ha^{-1} 以上の条件下では無機化されたNが硝化されやすく、流亡するとしている。本研究の各調査区の鉍質土壤ではC/N比が20以下でかつ全N量が 5 Mg ha^{-1} 以上であった(表-4・2)。ただし、斜面上部のスギ林での NO_3^- -N収支はプラスであった。斜面上部のスギ林ではヒノキ林に比べてN無機化量が少なく、かつ硝化が抑制されており流亡されにくい。また、降雨により供給された NO_3^- -Nが流亡量より多い。このことから、斜面上部のスギ林では降雨により供給される NO_3^- -Nを積極的に生態系内に取り込んでいると考えられる。

斜面下部のN無機化量には樹種による違いはみられなかった。しかし、斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて養分吸収量が少ないと考えられることから、ヒノキ林の土壤で生成された無機態Nの大部分が流亡していると推察された。

4.3.2.5 生態系内の養分動態

生態系内の養分動態の一例としてN(NH_4^+ -N+ NO_3^- -N)動態を図-4・2に示す。斜面上部のスギ林ではヒノキ林に比べてAo層を通過して鉍質土壤に供給されるイオン量、生態系外への養分流亡量および鉍質土壤中のN無機化量が少なくなっており、隣接するヒノキ林よりも循環速度の遅い物質循環系になっていた。また、無機化Nに占める NH_4^+ -Nの割合が高く、系外へのN流亡は起こりにくいと考えられる。したがって、斜面上部のスギ植栽はヒノキ林に比べて樹木の生育では不利であるが、土壤中の養分が保持されやすい。斜面中部のスギ林と

表-4・10 生態系外への養分流亡量と生態系内への養分流入量の収支

調査地	樹種	(kg ha ⁻¹ y ⁻¹)										文献
		K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	N*	N*	N*	N*	
英国	ベスゲラート	バイトウヒ (<i>Picea sitchensis</i>)	-1.6	-4.4	-9.3	-86.5	5.9	-9.6	-3.7	Stevens <i>et al.</i> (1989)		
英国	ドジャー		14.0	0.0	1.6	-58.5	9.4	-29.1	-19.7	Adamson <i>et al.</i> (1993)**		
米国	オレゴン	バイマツ (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	78.0	14.6	-0.6	-79.0	5.7	-10.7	-5.0	Sollin <i>et al.</i> (1980)		
米国	ワシントン		-8.6	-119.5	-7.4	-47.1			1.1	Cole and Rapp (1981)		
ドイツ			1.5	-4.2					-6.9			
米国	ノースカロライナ	ドイツトウヒ (<i>Picea abies</i>)	-1.6	0.9	1.1				4.6	Johnson and Lindberg (1992)		
		ストローブマツ (<i>Pinus strobus</i>)	-0.7	2.0	-2.9	-0.9	2.5	2.1	13.5			
		テーダーマツ (<i>Pinus taeda</i>)	-2.3	-6.3	-3.0	-1.1	5.3	8.2	-19.9			
		アカトウヒ (<i>Picea rubens</i>)	-3.4	-7.6	-2.0	-1.7	0.1	-19.9	1.9			
米国	ワシントン	ヨローツパモミ (<i>Abies alba</i>)	0.7	-0.9	-0.1	-11.7	0.8	1.1	0.1	Bockheim and Langley - Turnbaugh (1997)		
米国	オレゴン	バイトウヒ・バイツガ・バイマツ	27.4	-8.0	-8.5	27.6		0.1	4.3	Shibata <i>et al.</i> (1998)		
日本	北海道	<i>Picea sitchensis</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i>	10.2	-37.9	1.8	-2.1	2.9	1.4				
		ストローブマツ・チヨウセンゴヨウ (<i>Pinus strobus</i> , <i>Pinus koraiensis</i>)										
日本	群馬											
	斜面上部	スギ (<i>Cryptomeria japonica</i>)	2.9	-1.1	-1.5	-1.3	13.6	6.9	20.5	本研究		
		ヒノキ (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	-3.8	-13.2	-4.5	-3.5	13.8	-8.3	5.5			
	斜面下部	スギ (<i>Cryptomeria japonica</i>)	-34.2	-109.7	-11.9	-8.8	12.5	-71.8	-59.3			
		ヒノキ (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	-45.1	-179.1	-32.8	-23.9	10.6	-194.4	-183.8			

*, NH₄⁺-N + NO₃⁻-N

**, 生態系内への養分流入量 = 林内雨

表-4・11 年間のN無機化量

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	アンモニア生成量 硝酸生成量		N 無機化量	
			(kg ha ⁻¹)			
斜面上部	スギ人工林	0~10	21.5(81)	5.1(19)	26.6	
		10~20	2.7(94)	0.2(6)	2.9	
		20~30	1.3(92)	0.1(8)	1.4	
		鉍質土壌合計	25.5(83)	5.4(17)	30.8	
	ヒノキ人工林	0~10	2.6(10)	23.3(90)	25.8	
		10~20	3.6(24)	11.6(76)	15.2	
		20~30	3.2(34)	6.3(66)	9.4	
		鉍質土壌合計	9.4(19)	41.1(81)	50.5	
	斜面中部	スギ人工林	0~10	1.7(4)	44.0(96)	45.6
			10~20	0.3(2)	16.3(98)	16.6
			20~30	0.7(7)	9.3(93)	10.1
			鉍質土壌合計	2.7(4)	69.7(96)	72.3
ヒノキ人工林		0~10	3.1(9)	29.2(91)	32.3	
		10~20	2.1(19)	8.7(81)	10.7	
		20~30	2.3(36)	4.1(64)	6.3	
		鉍質土壌合計	7.4(15)	42.0(85)	49.4	
斜面下部		スギ人工林	0~10	1.8(4)	45.7(96)	47.5
			10~20	1.6(6)	25.1(94)	26.7
			20~30	1.7(11)	13.3(89)	15.0
			鉍質土壌合計	5.1(6)	84.1(94)	89.2
	ヒノキ人工林	0~10	1.8(4)	40.8(96)	42.5	
		10~20	2.7(11)	22.0(89)	24.7	
		20~30	3.7(19)	15.5(81)	19.2	
		鉍質土壌合計	8.2(9)	78.3(91)	86.5	

(), アンモニア生成量, 硝酸生成量/窒素無機化量×100 (%)
 数値は平均値のみを示した。

ヒノキ林ではAo層を通過して鉍質土壌に供給されるイオン量, 生態系外への養分流亡量, 有機物分解速度などが概ね同じであり, 循環速度がほぼ同じ物質循環系になっていた。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて有機物分解速度が速く, 可給態養分の供給量が同等かまたはそれ以上であったが, 生態系外(根系以深)への養分流亡量も多かった。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて樹木の生育が劣ることから, 林分の養分吸収量が少ないことが養分流亡量を増加させる原因と考えられる。したがって, 斜面下部のヒノキ植栽はスギ林より樹木の生育では不利であるばかりではなく, 土壤養分の維持・増進の観点からみても好ましくないと考えられる。

4.4 各斜面位置の針葉樹林間での土壌中の微生物の量および活性の比較

4.4.1 調査方法

フルオレセイン・ジアセテートを用いた微生物の加水分解酵素活性(A₄₉₀)の季節変化を調べるために, 2000年10月~2001年9月(2001年1月~4月は土壌の凍結等により測定していない)にかけて, 各調査区とも土壌深0~10, 10~20, 20~30 cmの土壌をそれぞれ6カ所ずつ採取した後, A₄₉₀(市川ら, 2002 b)を各採取地点, 土壌深ごとに測定した。

2001年9月, 炭素(C)含有量, 微生物バイオマス炭素量, A₄₉₀, 一般細菌(細菌)数, 放線菌数, 糸状菌数, セルロース分解菌数を測定するために, 各調査区のAo層と上記土壌を採取した付近の6地点で土壌深0~10, 10~20, 20~30 cmの土壌を採

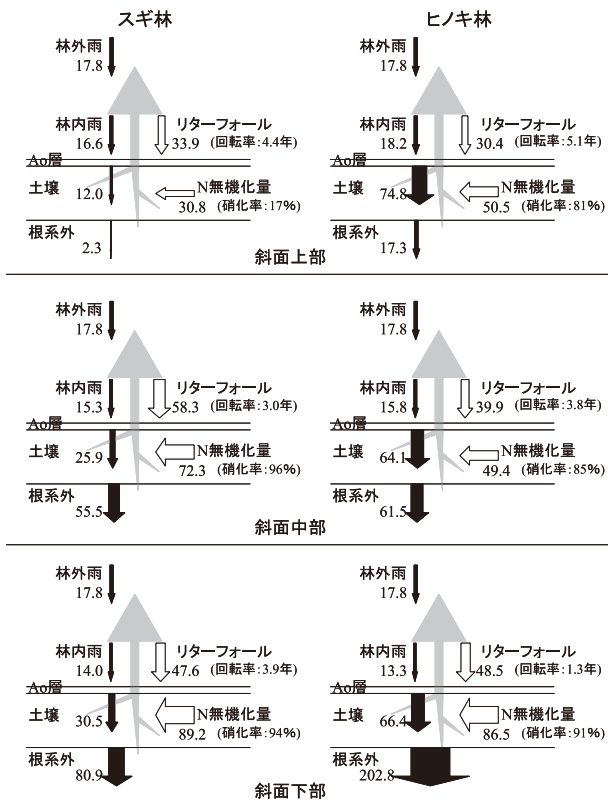


図-4・2 斜面位置別のN動態

矢印の幅はN ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)の移動速度を示している。矢印の数値の単位は $\text{kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ である。黒の矢印は水移動による養分速度を示している。リターフォール以外は無機態N ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)を示している。リターフォールは有機態Nを示している。

取した。一辺50 cmの方形区の中から各土壌深ごとに約1.5 kg程度採取した。採取した土壌はビニール袋に入れ、できるだけ密閉にして実験室に持ち込み、直ちに2 mmのふるいを通過させて、全試料の重量含水率および A_{490} を測定した。各調査区、6地点の各土壌深さにおいて、 A_{490} を求め、棄却検定した後、残った試料を等量ずつ混合した。混合した土壌について、微生物の量の測定終了まで5℃以下で保存し、採取後一週間以内に微生物の量の測定に供した。 A_{490} は微生物バイオマス炭素量、細菌、放線菌、糸状菌数と相関がある(市川ら, 2002b)。したがって、混合土壌で得られたデータは、調査区間の相対的な微生物の特性を反映しているものと考えた。

測定・分析方法は3.5節と同様である。

4.4.2 結果と考察

ヒノキ林およびスギ林における A_{490} 、地温、土壌の重量含水率、林内雨量の季節変化を図-4・3に示す。測定期間中のヒノキ林、スギ林における土壌深5 cmでの平均地温はそれぞれ、斜面上部で

8.5, 9.0℃、中部で8.3, 9.4℃、下部で8.6, 9.3℃であった。土壌深15 cm, 25 cmでの平均地温は、土壌深5 cmと概ね同じであった。ヒノキ林、スギ林の林内雨量は斜面上部では 1437 ± 291 , 1404 ± 155 mm/year ($p > 0.05$), 斜面下部では 1626 ± 304 , 1608 ± 260 mm/year ($p > 0.05$)であり、斜面位置にかかわらず両林分の違いはほとんどみられなかった。また、斜面位置にかかわらず A_{490} 、土壌含水率には両林分ともに季節変化はみられなかった。一般的に、土壌の微生物活性は野外において主に地温の変化の影響を受けて季節変化する(例えば、千葉・堤, 1967; Edwards, 1975; 3.5節)が、本節では、年間を通じて25℃の一定環境下で A_{490} を測定したため、現実の土壌条件を反映できず季節変化を的確に確認できなかった。

2001年9月における土壌中の微生物の量および A_{490} を表-4・11に示す。ヒノキ林の土壌深0~10 cmでは微生物バイオマスC量は、すべての斜面位置においてスギ林より有意に多く1.6~3.7倍であった。しかし、ヒノキ林の土壌深20~30 cmでは微生物バイオマスC量はスギ林に比べて斜面上部と中部でそれぞれ0.5, 0.4倍、斜面下部で1.6倍であった。このように、スギ林とヒノキ林で土壌深とともに微生物バイオマスC量の変化の違いがみられたが、微生物バイオマス量はエネルギー源としてのC化合物の含量に影響されることが報告されている(丸本, 1994)。本研究でも土壌中の微生物バイオマスC量は、C含有量と正の相関関係($R = 0.739$, $p < 0.01$)にあった(データ省略)。

ヒノキ林の土壌深0~10 cmでは細菌数は斜面下部で、放線菌数は斜面中部と下部で、糸状菌数は斜面上部と中部でいずれも有意にスギ林より多かった。また、土壌深0~10 cm以下の土壌では、ヒノキ林の放線菌数と糸状菌数は斜面位置にかかわらずスギ林と同程度または多かった。土壌中の細菌と糸状菌のバイオマス比は約1:3といわれており(Anderson and Domsch, 1980)、糸状菌が微生物バイオマス量を反映している。本研究でも糸状菌数は土壌中の微生物バイオマスC量と正の相関関係($R = 0.809$, $p < 0.01$)にあった(データ省略)。また、本調査地では斜面位置にかかわらずヒノキ林の土壌pH (H_2O)はスギ林よりも低かった(4.3節)。糸状菌は細菌に比べて一般に耐酸性が強い(Waksman, 1952; 木村, 1991a)。また、ヒノキ葉は細片化しやすく、鉍質土壌への混入が指摘され

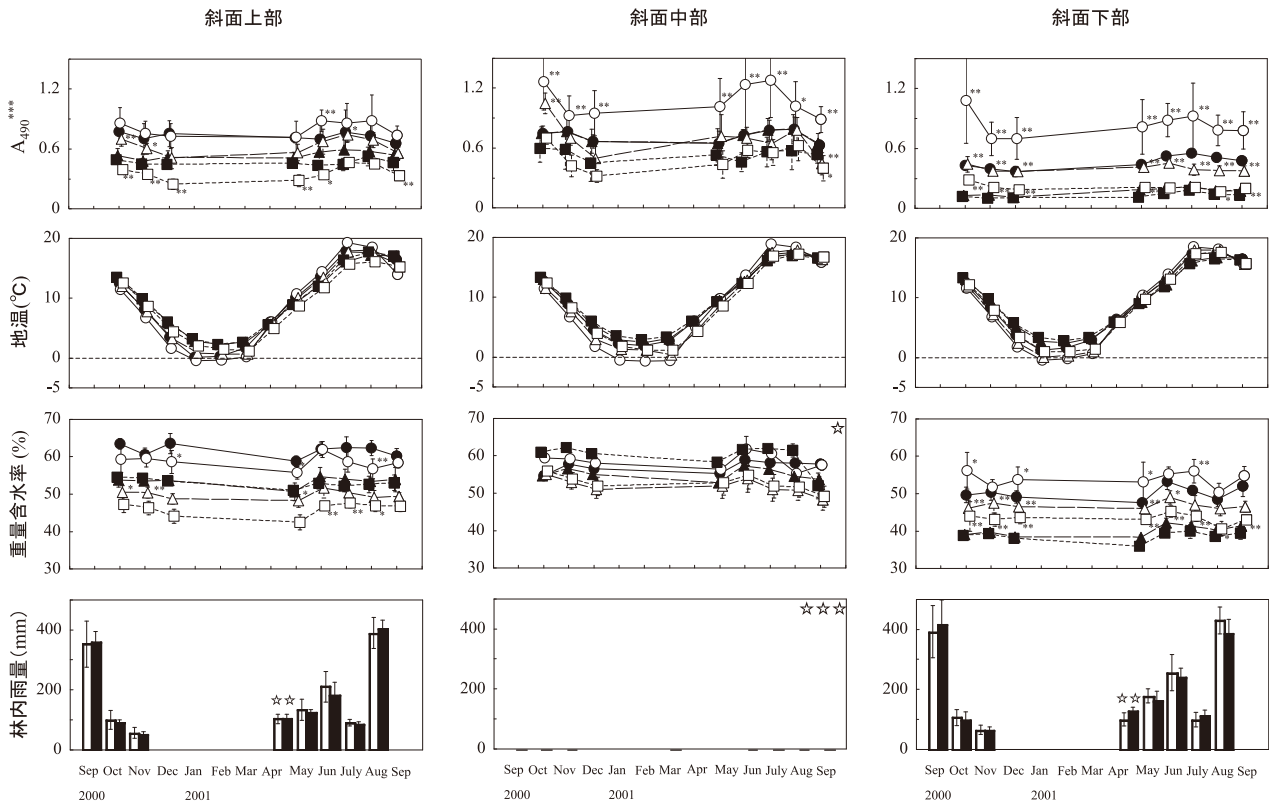


図-4・3 ヒノキ林およびスギ林における A_{490} , 地温 ($^{\circ}\text{C}$), 重量含水率 (%), 林内雨量 (mm) の季節変化

白抜, ヒノキ林; 黒塗, スギ林

まる, 土壌深 0~10 cm; 三角, 土壌深 10~20 cm; 四角, 土壌深 20~30 cm

縦棒, 標準偏差

*, $p < 0.05$ ** , $p < 0.01$ *** , FDA 加水分解酵素活性

☆, 常に各土壌深のヒノキ林とスギ林の平均値間に有意差があった (t 検定, $p < 0.01$, $n = 6$)

☆☆, 2001年4月については2000年12月から2001年4月までの合計を示す

☆☆☆, 斜面中部では測定していない

ており (酒井ら, 1987), 本調査地でも鈣質土壌への混入がみられた (4.3節)。したがって, 斜面位置にかかわらずヒノキ林では土壌へのヒノキ葉の混入により土壌中に微生物のエネルギー源となる有機物が供給され, スギ林に比べて表層土壌の pH (H_2O) が低く糸状菌数が多く, その結果, 土壌中の微生物バイオマス C 量がスギ林に比べて増加していると推察された。

ヒノキ林の A_{490} はスギ林に比べて斜面中部の土壌深 0~10 cm で 1.4 倍, 斜面下部では土壌深にかかわらず 1.5~2.2 倍であり, 有意に多かった (表-4・11)。微生物バイオマス C 量と A_{490} は正の相関関係 ($R = 0.709$, $p < 0.01$) にあった (データ省略)。したがって, ヒノキ林では糸状菌と同様の理由で微生物バイオマス C 量も増加していたと考えられる。

斜面上部および中部のヒノキ林の土壌深 0~10 cm における A_{490}/Bc (単位バイオマス炭素量あた

りの微生物活性) はスギ林に比べて 0.4~0.5 倍と低かった (表-4・11)。一般に, 生物の大きさとその生物の単位生物量あたりの代謝活性 (酸素吸収量) の間には反比例の関係がみられる (木村, 1991 a)。糸状菌に比べて細菌は小型であることから単位生物量あたりの活性も高い (木村, 1991 a)。したがって, 斜面上部および中部のヒノキ林の土壌深 0~10 cm における A_{490}/Bc がスギ林に比べて低い理由は, ヒノキ林ではスギ林に比べて細菌数/糸状菌数 (B/F) 値が小さいためであろう (図-4・4)。また, 斜面下部の A_{490}/Bc はヒノキ林とスギ林でおおむね同じであった。以上のことから, 微生物活性に占める細菌や糸状菌の割合が, 斜面位置や樹種の違いによって異なることが明らかになった。

斜面下部においては, ヒノキ林の土壌深 0~10 cm ではスギ林に比べて微生物バイオマス C 量が多く, また, 他のヒノキ林の調査区に比べて細菌数も有意に多かった ($p < 0.01$) (表-4・11)。斜面下部

表-4・12 土壌中の微生物の量および活性

斜面位置	調査区	土壌深 (cm)	C (g kg ⁻¹)	細菌(B)****		放線菌		糸状菌(F)	B/F*****	A ₄₀₀	A ₄₀₀ /Bc***
				(×10 ⁵ g ⁻¹)	(×10 ⁵ g ⁻¹)	(×10 ⁵ g ⁻¹)	(×10 ⁵ g ⁻¹)				
斜面上部	ヒノキ人工林	0~10	171	1.95**	4.40	1.68	6.64*	6.6	0.736±0.092	0.4	
		10~20	99	0.73	5.46	1.78	2.11*	25.9	0.557±0.063	0.8	
		20~30	59	0.41	3.00	1.00	1.22**	24.6	0.330±0.037**	0.8	
スギ人工林		0~10	175	0.82	8.29	1.51	2.60	31.9	0.654±0.117	0.8	
		10~20	95	0.91	4.56	1.37	1.30	35.1	0.538±0.118	0.6	
		20~30	68	0.77	2.06	0.57	0.78	26.4	0.464±0.081	0.6	
斜面中部	ヒノキ人工林	0~10	193	1.81**	6.05	6.13*	8.48**	7.1	0.885±0.130**	0.5	
		10~20	111	0.46	3.80	2.38	3.61	10.5	0.442±0.112**	1.0	
		20~30	56	0.26**	3.80	0.52	1.05	36.2	0.397±0.125*	1.5	
スギ人工林		0~10	155	0.49	7.51	1.58	2.21	34.0	0.627±0.051	1.3	
		10~20	94	0.42	4.67	1.22	3.45	13.5	0.645±0.101	1.5	
		20~30	61	0.60	4.16	0.97	0.97	42.9	0.535±0.086	0.9	
斜面下部	ヒノキ人工林	0~10	112	0.51**	12.90**	3.39**	3.61	35.7	0.780±0.187**	1.5	
		10~20	65	0.73**	6.04	1.93**	1.50	40.3	0.374±0.049**	0.5	
		20~30	43	0.21	3.15	1.28	0.70	45.0	0.198±0.014**	0.9	
スギ人工林		0~10	100	0.31	4.93	1.32	2.01	24.5	0.475±0.036	1.5	
		10~20	45	0.16	7.22	0.57	1.08	66.9	0.171±0.017	1.1	
		20~30	30	0.13	4.51	0.55	0.71	63.5	0.135±0.035	1.0	

*, **は同一斜面のヒノキ林とスギ林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (Bc, 細菌, 放線菌, 糸状菌, n=3; A₄₀₀, n=6)

***, 土壌微生物バイオマス炭素

****, 一般細菌

*****, 細菌/糸状菌

では、ヒノキ林のリターの滞留時間はスギ林の1/3であり (4.3節)、また、斜面上部や中部に比べて落葉の土壤中への混入量は少ない (4.3節) ことから、他の調査区に比べてリターを速やかに分解している

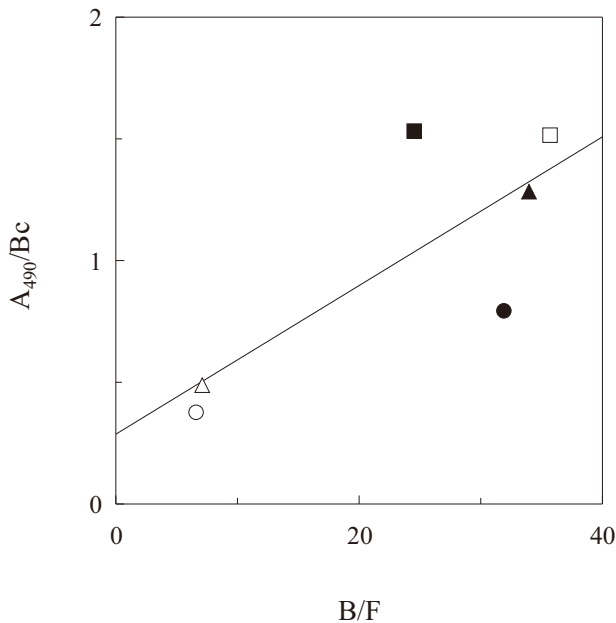


図-4・4 土壤深0~10 cmにおけるB/FとA₄₉₀/B_cの関係

B/FとA₄₉₀/B_cは表-4・12の注釈参照
 白抜, ヒノキ林; 黒塗, スギ林
 まる, 斜面上部; 三角, 斜面中部; 四角, 斜面下部
 回帰式: $Y = 0.031X + 0.29$ ($R = 0.790$), $p < 0.1$ (t 検定)

ことが推察された。森林における有機物分解は主に糸状菌によると考えられている (Entry and Backman, 1995; 仁王, 1996; Zhang and Zak, 1998) が、本研究において、土壤深0~10 cmにおける糸状菌にはリターの滞留時間と有意な相関がみられなかった ($p > 0.05$) (図-4・5)。しかし、斜面下部のヒノキ林では細菌量が多いことも (表-4・11)、リターの分解を速めている理由の1つと考えられた。そこで、リターの滞留時間と土壤深0~10 cmにおける細菌数の関係について検討したところ、負の相関関係 ($R = -0.859$, $p < 0.05$) にあった (図-4・5)。また、斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて土壤水分が多かった (図-4・3)。このことは、斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて林木のバイオマス量が少なく (4.3節)、蒸散量が少ないことの影響によると考えられる。細菌数と土壤水分の間には概ね有意な相関が成り立つ (田中, 1974) といわれており、斜面下部のヒノキ林でスギ林に比べて細菌数が多い理由の1つとして、土壤水分が多いこと (図-4・3) が挙げられる。

4.5 おわりに

4章では、樹種の違いが養分動態特性および土壤養分特性に及ぼす影響を斜面位置 (上部, 中部, 下部) ごとに明らかにするために、土壤養分動態特性をスギ林とヒノキ林で斜面位置ごとに比較した。得られた結論を要約して示す。

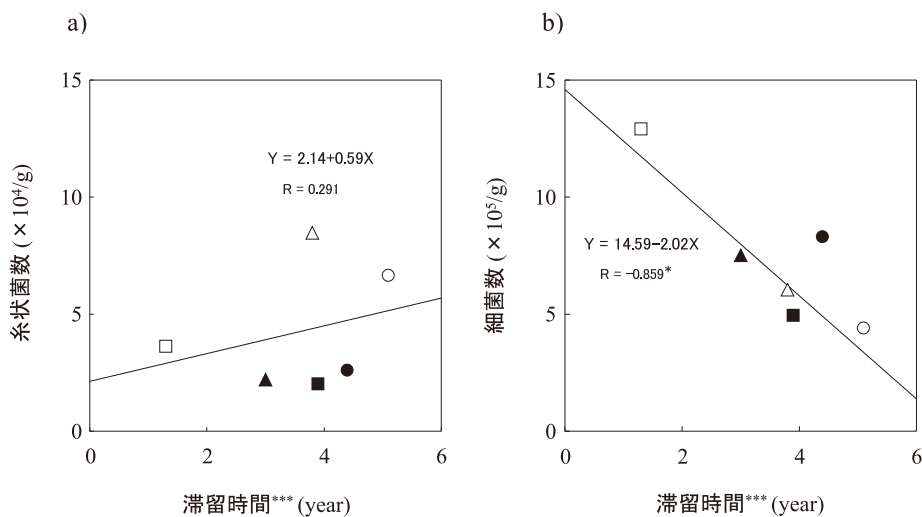


図-4・5 リターの滞留時間***と土壤深0~10 cmにおける糸状菌数の関係, およびリターの滞留時間***と土壤深0~10 cmにおける細菌数の関係

*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$ ***, Ao層量/年間リターフォール量 凡例は図-4・4と同じ

回帰式: a), $Y = 0.59X + 2.14$ ($R = 0.291$) $p > 0.1$ (t 検定); b), $Y = -2.02X + 14.59$ ($R = -0.859$), $p < 0.05$ (t 検定)

(1) スギ林の有機物の滞留時間 (Ao 層量/年間のリターフォール量) はヒノキ林に比べて斜面上部および中部でほぼ同じであり, 斜面下部で約3倍であった。斜面下部のヒノキ林では可給態養分の植物への供給量はスギ林に比べて同等かまたはそれ以上であったが, 生態系外 (根系以深) への養分流亡量も多かった。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて樹木の生育が劣ることから, 林分の養分吸収量が少ないことが養分流亡量を増加させる原因と考えられる。

(2) ヒノキ林の土壌深0~10 cmにおける糸状菌数, 放線菌数, 微生物バイオマス炭素量, 微生物活性は, 斜面位置にかかわらずスギ林に比べて1.1~3.9倍であった。斜面下部のヒノキ林の土壌深0~10 cmにおける一般細菌数は, スギ林に比べてそれぞれ約2.6倍であった。リターの滞留時間 (Ao 層量/年間リターフォール量) は土壌深0~10 cmにおける細菌数と有意な負の相関関係にあり, 斜面下部のヒノキ林で特に低かった。特に斜面下部のヒノキ林では糸状菌だけでなく, 一般細菌によっても, リターの分解を促進していると推察された。

斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて樹木の生育が劣ることから, 林地への供給養分量に対して林分の養分吸収量が少なく, そのため生態系外への養分流亡量が多いことが報告された (4.3節)。これに加えて4.4節では, 斜面下部のヒノキ林では糸状菌のほかに, 細菌の働きにより, リターの分解が他の調査区に比べて促進されていることも, 生態系外への養分流亡量をさらに増加させることが示唆された。

5. スギ林とヒノキ林での林齢による土壤養分動態特性の変化

5.1 はじめに

森林の土壤養分特性や養分動態特性は樹種, 斜面位置, 林齢などによって変化することが指摘されている (Kimmins, 1987; Pritchett and Fisher, 1987; 堤, 1987; 岩坪, 1996; Fisher and Binkley, 2000; Young and Giese, 2003)。

これまでに, 林齢にともなう土壤養分特性の変化 (Dimpleby, 1952; Ovington, 1959 a; 堤, 1963; Wilde, 1964; Bormann and DeBell, 1981; Gholz and Fisher, 1982; 澤田・加藤, 1991, 1993; Sharma, 1993; Binkley *et al.*, 1995), 土壤の微生物の量や活

性の変化 (Bauhus *et al.*, 1998; Taylor *et al.*, 1999; Cote *et al.*, 2000), 有機物動態の変化 (Ovington, 1959 b; Kira and Shidei, 1967; Turner, 1981; Gholz *et al.*, 1985 b; Bubb *et al.*, 1998; Sharma *et al.*, 2002 a, 2002 b), 水移動に伴う養分の移動特性の変化 (Gholz *et al.*, 1985 a; 加藤ら, 1993; Margues and Ranger, 1997; Ranger *et al.*, 2001, 2002) について調査されている。しかし, 林齢および異なる樹種の比較を行った報告は澤田・加藤 (1991, 1993), 加藤ら (1993) のみである。また, 林齢にともなう土壤養分特性と養分動態特性を同時に調査した研究は筆者の知るかぎりおこなわれていない。森林ではリターフォールを通じて物質が循環しており, そのリターフォールは地力の維持や生産力にきわめて重要な意味を持っていることはよく知られている (堤ら, 1968; Attiwill and Adams, 1993)。ただし, 同一林分においても, リターフォールの乾重および養分含有量の経年変化が著しく異なることも少なくない (河田, 1989)。したがって, スギ林とヒノキ林の林齢ごとのリターフォールの乾重および元素含有量や濃度を同時期に調査することによって, 測定時期の影響を排除して, 樹種および林齢の違いによる土壤養分特性および養分動態特性の変化の原因をより正確に明らかにすることができる。

そこで本章では, スギとヒノキが同一斜面に隣接して植栽されたさまざまな林齢の人工林において, 年間リターフォールおよびAo層の乾重および元素含有量, 鉍質土壌の化学的性質を調査し, 樹種の違いが有機物動態と土壌の養分特性に及ぼす影響を林齢ごとに明らかにするとともに, 林齢に伴う変化を明らかにすることを目的とした。

5.2 調査地の概況

調査地の概況を図-5・1, 表-5・1に示す。調査地は群馬県みどり市東町 (旧勢多郡東村) にある東京農工大学フィールドミュージアム (FM) 草木内の同一斜面に隣接する2001年現在13, 21, 34, 48, 66, 93年生のスギおよびヒノキ人工林 (以下, スギ林, ヒノキ林) である。各林齢においてスギ林とヒノキ林は同一斜面に隣接している。各林齢, 樹種ごとに尾根型斜面の中部に1カ所ずつ約400 m²の調査区を設置した。FM草木の面積, 年平均気温, 年降水量, 経緯度はそれぞれ414.8 ha, 13.8°C, 1346 mm, 北緯36°33', 東経139°25'である。FM草木のスギおよびヒノキ林は植栽後約12, 20, 30, 40~50年目に除間伐がおこなわれている。各調査区の下

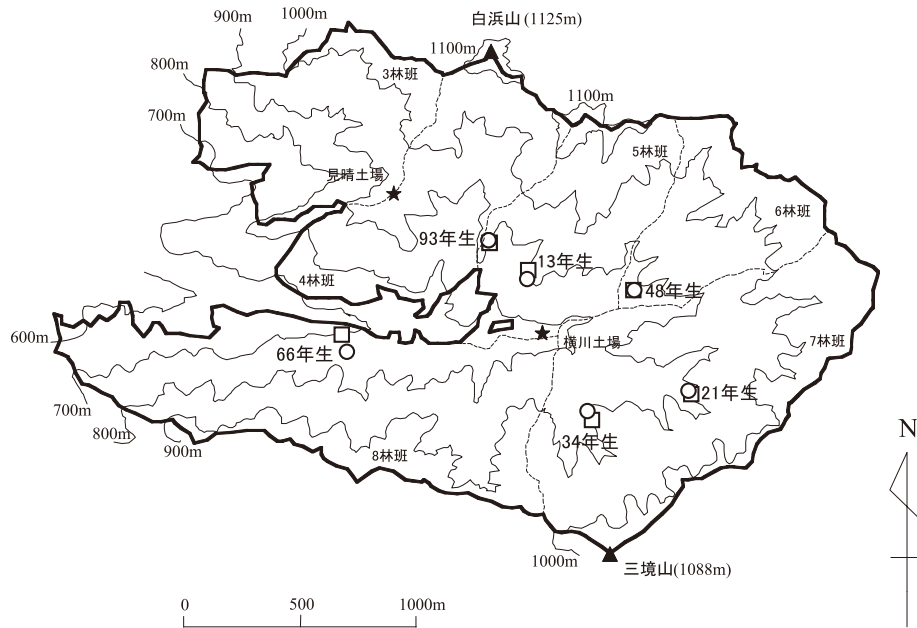


図-5・1 調査地の概況（東京農工大学フィールドミュージアム草木）
○，ヒノキ林；□，スギ林

表-5・1 調査地の概況

林齢*	調査区	標高 (m)	傾斜 (度)	斜面方位	土壌型	樹高*** (m)	胸高直径*** (cm)	立木本数** (ha ⁻¹)	胸高断面積合計** (m ² ha ⁻¹)
13年生	スギ人工林	870	37	西	B _D	8.1±1.4 (1.8±0.8)	10.4±2.1 (0.9±1.4)	3381 (1534)	28.4 (0.3)
	ヒノキ人工林	870	39	西	B _D	7.0±0.8 (1.6±0.2)	8.4±1.2 (0.5±0.2)	3925 (804)	22.4 (0.0)
21年生	スギ人工林	890	40	西	B _D	11.1±1.8 2.3±1.9	14.8±4.2 1.0±0.7	3068 (326)	56.8 (0.0)
	ヒノキ人工林	890	41	西	B _D	9.0±1.9 (6.0±1.8)	12.8±3.8 (4.2±1.3)	3611 (464)	50.7 (0.7)
34年生	スギ人工林	890	33	西	B _D	13.8±2.3 (2.1±0.9)	19.0±4.7 (1.2±0.7)	1818 (2891)	54.8 (0.4)
	ヒノキ人工林	890	34	西	B _{D(d)}	12.6±1.9 -	19.9±4.3 -	1689 -	55.2 -
48年生	スギ人工林	870	32	南西	B _D	18.4±2.6 (1.3±0.1)	20.2±4.9 (0.7±0.4)	2005 (88)	68.2 (0.0)
	ヒノキ人工林	870	33	南西	B _D	14.9±1.2 -	19.9±2.5 -	1878 -	59.3 -
66年生	スギ人工林	730	38	北	B _D	24.1±2.2 (2.1±0.6)	32.9±7.1 (1.0±0.6)	897 (3678)	76.3 (0.3)
	ヒノキ人工林	770	30	北	B _C	24.5±2.5 (2.0±0.6)	31.6±5.7 (1.2±0.7)	508 (2369)	39.8 (0.3)
93年生	スギ人工林	890	36	南東	B _D	25.8±3.6 (1.7±0.3)	35.9±7.2 (0.5±0.3)	618 (464)	65.0 (0.0)
	ヒノキ人工林	910	33	南東	B _D	23.1±2.1 -	35.7±6.2 -	805 -	82.8 -

*, 2001年現在

** , 上層木, 植栽木のみ (下層木)

***, 平均値±標準偏差

層植生の主要な樹種はアブラチャン、クマシデ、ヤマツツジ、コアジサイなどである。34, 48年生のヒノキ林では下層植生はみあたらなかったが、93年生のヒノキ林では調査区の1/2程度の面積が約1 mのコアジサイによって覆われていた。

5.3 調査方法

2002年8月に各調査区のAo層の状態が比較的均一な地点に一辺50 cmの方形区を6ヵ所ずつ設定し、Ao層を採取した。採取したAo層は針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、重量を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。ヒノキ葉は細片化しやすく、鉍質土壌への混入が指摘されている(酒井ら, 1987)。このことから土壌中に混入したヒノキ葉量を、ヒノキ林内の4地点において400 cm³の採土円筒を用いて採取した土壌深0~4, 4~8 cmの土壌に含まれるヒノキ葉の乾重から算出した。この土壌中に混入したヒノキ葉量をAo層量に加えた。2002年8月に各調査区内において、Ao層の状態が比較的均一な6地点から土壌深0~10, 10~20, 20~30 cmの鉍質土壌を採取した。各調査区の土壌深ごとに、3地点から400 cm³の採土円筒を用いて土壌を回収し、風乾後2 mmの円孔ふるいを通して細土量を求めた。

各調査区に直径1 mの円形リタートラップを、あらかじめAo層量が比較的均一な場所を選んで3個ずつ設置し、リターフォールを採取した。リターフォールは1~2ヵ月の間隔で、2001年12月から2002年11月にかけて回収した。ただし、12月~3月におけるリターフォールの採取を3月30日にまとめて行った。回収したリターフォールは針葉、広葉、枝・樹皮、球果、その他に分類し、通風乾燥機で80℃、2日間乾燥させ、乾重を測定した後、分類ごとに一部を分析用試料とした。

測定・分析方法は3.3, 4, 5節と同様である。

なお、鉍質土壌のpH (H₂O)、全C、N量、交換性塩基量およびA₄₉₀は各調査区内の採取土壌を土壌深ごとに6反復で測定し、CECは各調査区内の採取土壌を土壌深ごとに混合した試料について測定した。

5.4 結果と考察

5.4.1 土壌の養分特性

鉍質土壌の元素含有量を表-5・2に示す。スギ林の土壌深0~10, 10~20 cmにおけるpH (H₂O)はヒノキ林より34年生以上の林齢で0.3~0.7高かった。しかし、土壌深20~30 cmにおけるpH (H₂O)

には各林齢でスギ林とヒノキ林の差はみられなかった。土壌深0~30 cmにおける全C、N量、CECはスギ林とヒノキ林で概ね同じであった。各林齢のスギ林の土壌深0~30 cmにおける交換性Ca、Mg、K量はヒノキ林のそれぞれ1.9~5.4, 1.2~2.3, 1.0~1.4倍であった。スギ林の土壌深0~30 cmにおける塩基飽和度は13年生を除きヒノキ林の1.8~4.1倍であった。21年生以上のスギ林ではヒノキ林に比べて主に交換性Ca、Mg量が多かったために、塩基飽和度も高かった。

スギ林では高林齢になるにしたがい土壌中の交換性Caを蓄積し、塩基飽和度を高くし、土壌pH (H₂O)を上昇させていた。交換性塩基量に占める交換性Ca量の割合は林齢に伴いスギ林、ヒノキ林ともに大きくなっており、また、スギ林ではヒノキ林に比べて大きくなっていった(図-5・2)。各林齢においてスギ林の交換性K量がヒノキ林に比べて同じかまたは多い原因の一つとして、樹体からのK⁺溶脱量が多い(小林ら, 1995; 3.4節, 4.3節)ことが考えられる。土壌中のC含有率とCECの関係を図-5・3に示す。澤田・加藤(1991)は表層土壌において同じ炭素量でもスギ林のほうがヒノキ林よりもCECが約20 meq 100 g⁻¹ (cmol(+)kg⁻¹)多いことを示し、その原因として未分解のヒノキ葉が土壌表層部に侵入したことによると推定している。本研究では鉍質土壌中に混入したヒノキ葉をAo層に含めて考えており、土壌中のヒノキ葉を除去して土壌分析を行った。その結果、本研究ではスギ林とヒノキ林の土壌中のC含有率とCECの回帰直線の傾きに違いはみられなくなった。3.3節もヒノキ林、スギ林、広葉樹林という樹種の違いにかかわらず土壌中のCECはC含有率を反映していることを指摘している。土壌中のC含有率とCECの関係は林齢の違いによって変化しないと考えられる。本調査地のヒノキ林では林齢による土壌の酸性化はみられなかった。澤田・加藤(1991, 1993)によると、ヒノキ林土壌の酸性化の原因としてヒノキ林はスギ林に比べてAo層の乾重量やCa量が少なく、かつ裸地化しやすいことを挙げている。しかし、本研究ではスギ林とヒノキ林のAo層量はほぼ同じであり、ヒノキ林では裸地化していなかった。

5.4.2 有機物動態

年間のリターフォールとAo層の量および滞留時間(Ao層量と年間のリターフォール量から土壌に供給されたリターフォールが分解されるのに要する

表-5・2 鉍質土壌の元素含有量

林齢	調査区	土壌深 (cm)	pH(H ₂ O)****	細土量	C*** (Mg·ha ⁻¹)	N***	C/N	CEC	交換性 K*** (kmol(+)·ha ⁻¹)	交換性 Ca*** (kmol(+)·ha ⁻¹)	交換性 Mg***	交換性 Na***	交換性塩基合計***	塩基飽和度 (%)
13年生	スギ人工林	0~10	4.60±0.20	308	46.6±5.33**	2.69±0.30**	17.1	105.4	0.87±0.13*	5.78±0.95**	1.15±0.18**	0.72±0.08*	8.52±1.34**	8.1
		10~20	4.64±0.13	325	35.5±7.37**	1.95±0.45**	18.2	72.5	0.57±0.16*	1.30±0.80	0.62±0.16*	0.76±0.04	3.26±1.15*	4.5
		20~30	4.65±0.06	409	31.6±10.3**	1.67±0.57**	18.9	56.2	0.53±0.13	0.69±0.23	0.57±0.15	0.90±0.07**	2.70±0.58	4.8
	鉍質土壌合計	—	1042	—	113.4±23.0**	6.31±1.33**	17.9	234.1	1.98±0.41	7.77±1.98**	2.34±0.49*	2.38±0.19*	14.5±3.07**	6.2
		0~10	4.56±0.12	254	27.6±6.74	1.49±0.41	18.4	55.5	0.58±0.18	0.99±0.28	0.63±0.18	0.61±0.05	2.80±0.70	5.0
		10~20	4.65±0.06	282	19.6±5.89	1.04±0.33	18.8	33.3	0.44±0.07	0.59±0.10	0.44±0.10	0.68±0.17	2.15±0.45	6.4
21年生	スギ人工林	0~10	4.66±0.04	315	15.0±3.77	0.79±0.17	19.0	23.3	0.69±0.33	0.70±0.13	0.53±0.15	0.71±0.06	2.69±0.68	11.2
		10~20	—	851	62.2±16.4	3.33±0.91	18.7	112.2	1.71±0.59	2.27±0.52	1.59±0.44	2.00±0.28	7.57±1.83	6.7
		20~30	4.56±0.15	319	30.0±5.10*	2.11±0.37**	14.2	77.0	1.20±0.21	10.1±5.75	1.36±0.49	0.76±0.09*	13.4±6.55	17.4
	鉍質土壌合計	—	1350	—	83.2±13.5	5.75±1.00	14.5	233.6	3.90±0.49**	19.3±8.26*	3.14±0.82	3.40±0.73**	29.7±10.3*	12.7
		0~10	4.41±0.13	322	41.1±6.17	2.89±0.39	14.2	87.7	1.24±0.12	5.94±2.12	1.31±0.33	0.64±0.05	9.11±2.62	10.4
		10~20	4.46±0.22	408	35.6±10.4	2.42±0.73	14.7	88.5	0.89±0.27	2.37±0.93	0.69±0.11	0.73±0.06	4.68±1.38	5.3
34年生	スギ人工林	0~10	4.68±0.16	534	26.5±10.9	1.82±0.70	14.6	74.3	0.79±0.22	1.82±0.94	0.59±0.17	0.84±0.13	4.04±1.46	5.4
		10~20	—	1264	103.2±27.5	7.13±1.82	14.5	250.6	2.91±0.61	10.1±3.99	2.59±0.61	2.21±0.24	17.8±5.46	7.1
		20~30	5.01±0.09**	319	49.5	3.23	15.3	143.5	1.95±0.04	40.4±6.04**	4.06±0.48*	0.83±0.01	47.2±6.56**	32.9
	鉍質土壌合計	—	1114	—	111.2	7.26	15.3	321.0	5.14±0.64	49.0±7.68**	5.73±0.67*	2.65±0.12	62.5±9.11**	19.5
		0~10	4.27±0.16	336	64.9	3.86	16.8	182.2	1.93±0.39	8.33±3.09	2.69±1.06	0.84±0.06	13.8±4.61	7.6
		10~20	4.54±0.11	356	39.6	2.39	16.5	134.9	1.44±0.17	1.70±0.61	0.86±0.18	0.89±0.09	4.89±1.05	3.6
48年生	スギ人工林	0~10	4.73±0.07*	407	25.0	1.63	15.3	67.5	1.58±0.44	2.35±0.82**	0.58±0.08	0.91±0.05	5.42±1.39*	8.0
		10~20	—	1053	124.6	7.42	16.8	396.8	4.73±0.78	11.0±3.95	4.11±1.29	2.63±0.24	22.5±6.27	5.7
		20~30	4.77±0.10	323	12.2±6.87*	0.64±0.38**	19.2	25.4	0.52±0.07	0.99±0.19	0.30±0.15	0.99±0.18	2.80±0.60*	11.0
	鉍質土壌合計	—	803	—	69.6±20.5	3.66±1.24**	19.0	156.5	2.06±0.43	38.2±21.4**	3.71±1.65**	2.42±0.55	46.4±24.0**	29.7
		0~10	4.38±0.08	230	35.8±4.51	2.25±0.22	15.9	78.3	0.79±0.07	4.14±2.12	0.87±0.24	0.83±0.19	6.63±2.63	8.5
		10~20	4.61±0.15	298	25.7±2.94	1.68±0.20	15.3	59.5	0.63±0.18	1.48±0.52	0.41±0.06	0.96±0.23	3.48±0.98	5.8
66年生	スギ人工林	0~10	4.79±0.18	396	21.5±2.35	1.27±0.13	17.0	47.6	0.57±0.05	1.47±0.38	0.36±0.08	0.94±0.07	3.34±0.58	7.0
		10~20	—	924	83.0±9.80	5.21±0.55	15.9	185.4	1.99±0.30	7.09±3.02	1.64±0.38	2.72±0.49	13.4±4.19	7.2
		20~30	4.30±0.16	362	38.3	2.50	15.3	109.5	0.98±0.19**	5.74±1.83**	1.58±0.36**	0.09±0.02	8.39±2.39**	7.7
	鉍質土壌合計	—	1179	—	84.9	5.78	14.7	249.1	1.55±0.39**	10.52±3.35**	2.69±0.53**	0.33±0.09*	15.09±4.40**	6.1
		0~10	4.18±0.15	477	27.1	1.59	17.0	87.7	0.64±0.11	2.17±0.55	0.89±0.12	0.06±0.02	3.76±0.80	4.2
		10~20	4.53±0.15	676	19.7	1.09	18.1	70.9	0.34±0.10	0.79±0.22	0.38±0.21	0.08±0.05	1.59±0.59	2.3
93年生	スギ人工林	0~10	4.72±0.06	785	13.3	0.63	21.1	53.4	0.21±0.09	0.52±0.17	0.17±0.04	0.06±0.01	0.97±0.27	1.8
		10~20	—	1937	60.1	3.31	18.2	212.0	1.20±0.30	3.48±0.94	1.44±0.34	0.20±0.09	6.32±1.68	3.0
		20~30	4.81±0.18	470	23.3	1.65	14.1	73.4	0.22±0.08	2.67±0.83**	0.56±0.12*	0.15±0.05**	3.59±1.07**	4.9
	鉍質土壌合計	—	1179	—	84.9	5.78	14.7	249.1	1.55±0.39**	10.52±3.35**	2.69±0.53**	0.33±0.09*	15.09±4.40**	6.1
		0~10	5.37±0.06**	315	49.4±4.88	2.79±0.29	17.7	118.1	1.50±0.12**	74.6±14.3**	5.10±0.94**	0.89±0.19	82.1±15.5**	69.5
		10~20	5.17±0.08**	374	39.6±3.89	2.33±0.26	17.0	95.3	1.10±0.09**	25.3±8.18**	2.32±0.44**	0.87±0.16	29.6±8.87**	31.0
ヒノキ人工林	スギ人工林	0~10	4.85±0.11	480	31.0±9.74	1.80±0.61	17.3	64.2	0.81±0.11*	7.08±4.99	1.12±0.31	1.16±0.23	10.2±5.65	15.9
		10~20	—	1169	120.0±18.5	6.91±1.16	17.4	277.7	3.41±0.32*	106.9±27.4**	8.54±1.69**	2.82±0.58	122±30.0**	43.9
		20~30	4.70±0.27	300	49.6±6.57	2.69±0.37	18.4	103.9	1.03±0.11	19.4±11.5	2.45±1.06	0.85±0.13	23.7±12.8	22.8
	鉍質土壌合計	—	1161	—	119.7±29.3	6.29±1.54	19.0	236.2	2.52±0.35	29.3±19.7	4.66±1.76	2.95±0.31	39.5±22.1	16.7
		0~10	4.73±0.22	389	40.0±10.6	2.06±0.53	19.4	79.4	0.82±0.16	6.31±5.53	1.23±0.43	0.99±0.11	9.35±6.25	11.8
		10~20	4.79±0.20	472	30.9±12.2	1.54±0.64	19.6	52.9	0.66±0.06	3.68±2.61	0.98±0.26	1.12±0.07	6.45±3.00	12.2

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (t検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (n=6)
***, 平均値±標準偏差

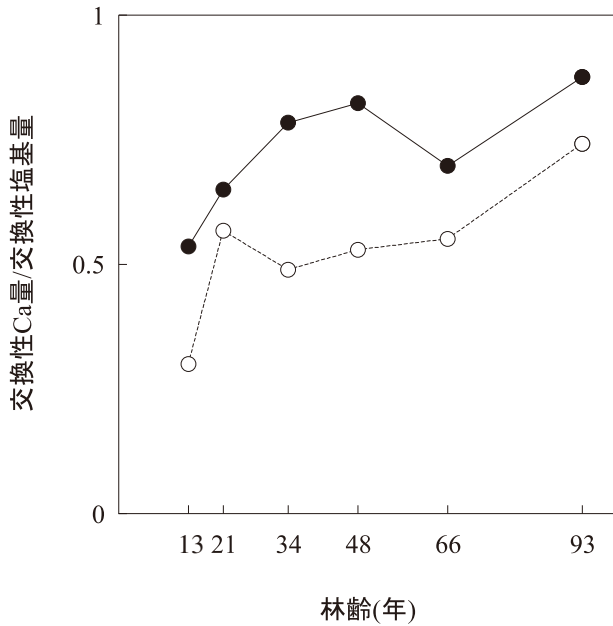


図-5・2 林齢と交換性 Ca 量／交換性塩基量の割合 (当量) の関係

○, ヒノキ林; ●, スギ林

時間 (A₀ 層量／年間のリターフォール量) を表-5・3に示す。スギ林の年間リターフォール量はヒノキ林に比べて21, 34年生で1.3倍であったが, 93年生で0.6倍であった。A₀ 層量にはいずれの林齢でもスギ林とヒノキ林で差はみられなかった。滞留時間は93年生のスギ林で4.7年, ヒノキ林で2.6年であった。93年生以外の各林齢のスギ林およびヒノキ林の滞留時間 (約3年) には違いはみられなかった。

小柳 (2002) は本調査地に近い FM 大谷山の94年生のスギ林のリターフォール量は10および20年前に調査した値 (生原・相場, 1982; 戸田ら, 1991) の約2/3であり, 林木の物質生産量の減少を指摘している。本調査地の93年生のスギ林ではヒノキ林に比べてリターフォール量が少ないのは, 高林齢に伴う林木の物質生産量の減少の可能性のほか, 立木本数が ha あたりヒノキ林 (805本) に比べて618本と少ない (表-5・1) ことも影響していると考えられる。これまでヒノキ林の A₀ 層量はスギ林に比べて少ないといわれてきた (原田ら, 1969; 澤田・加藤, 1991)。しかし, 本調査地においてヒノキ林における土壌中のヒノキ葉を A₀ 層に加えたところ, 各林齢のスギ林とヒノキ林の A₀ 層量は同等となった。土壌中のヒノキ葉は21年生と34年生のヒノキ林でそれぞれ6.1, 5.2 Mg ha⁻¹と他の林齢のヒノキ林に比べて多かった。66, 93年生のヒノキ林の林床に

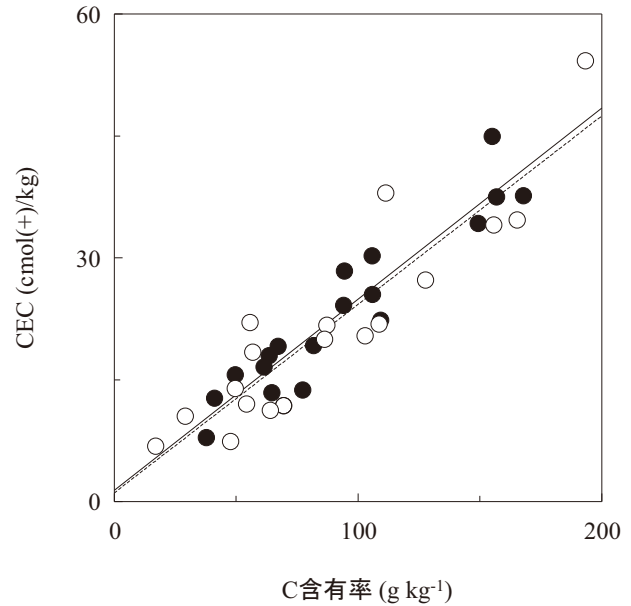


図-5・3 土壌中の C 含有率と CEC の関係

凡例は図-5・2と同じ

回帰式: スギ林 (実線), $Y=0.2353X+1.396$ ($R^2=0.889$) $p<0.01$ (t 検定); ヒノキ林 (点線), $Y=0.2319X+1.077$ ($R^2=0.828$), $p<0.01$ (t 検定)

は下層植生が繁茂しているが, 21, 34年生のヒノキ林では下層植生はほとんどみられなかった (表-5・1)。このことから, 下層植生が少ないことが土壌中へのヒノキ葉の混入に影響していると考えられた。

土壌の微生物活性を図-5・4に示す。各林齢ごとの微生物活性 (A₄₉₀) は樹種の影響をうけていなかった。土壌微生物活性は土壌の全 C 量の影響をうける (3.5節)。本研究では土壌深 0~30 cm における全 C 量は13年生以外の各林齢のスギ林とヒノキ林で違いはみられない (表-5・2) ことから, 各林齢のスギ林とヒノキ林における微生物活性の違いは不明瞭であったと推察される。21, 34年生のヒノキ林の A₄₉₀ はスギ林に比べて土壌深 0~10 cm でそれぞれ1.7, 1.4倍であった。この原因の一つとして, 土壌中へのヒノキ葉の混入による新鮮な有機物の混入が土壌微生物活性を高めたと考えられる。

年間リターフォール中の元素含有量を表-5・4に示す。年間リターフォール中の C, N 量は年間リターフォール量を概ね反映していた。ヒノキ林における年間リターフォール中の Mn 量はスギ林 (trace~1.8 kg ha⁻¹) に比べて各林齢で0.6~2.3 kg ha⁻¹多かった。一方, スギ林の年間リターフォール中の Ca 量はヒノキ林に比べて13, 93年生以外で1.4~1.7倍であった。スギ林の年間リターフォール中の Mn 量が各林齢でヒノキ林に比べて少ないの

表-5・3 年間のリターフォールと Ao 層の量および滞留時間****

林齢	調査区		針葉***	土壌中の針葉***	広葉***	枝・樹皮***	球果***	その他***	合計***
			(Mg ha ⁻¹)						
13年生	スギ人工林	リターフォール	1.3±0.4	—	trace	0.1±0.1	0.1±0.0**	trace	1.6±0.5
		Ao 層	1.8±0.8**	—	0.1±0.1	2.5±1.6	0.1±0.1	0.4±0.2	4.9±2.6
		滞留時間	1.4	—	2.4	18.2	0.6	13.2	3.0
	ヒノキ人工林	リターフォール	1.9±0.4	—	trace	0.1±0.0	trace	trace	2.0±0.4
		Ao 層	1.5±0.9	2.9±1.0	0.1±0.1	1.2±0.6	0.1±0.1	0.4±0.3	6.1±2.8
		滞留時間	2.2	—	3.4	14.9	3.6	—	3.0
21年生	スギ人工林	リターフォール	5.9±0.5*	—	0.1±0.0	0.8±0.2	0.3±0.1*	0.3±0.1*	7.4±0.9*
		Ao 層	6.2±2.1	—	0.1±0.1	2.4±0.9*	0.2±0.1**	0.5±0.3	9.3±3.5
		滞留時間	1.0	—	0.8	3.1	0.7	1.6	1.3
	ヒノキ人工林	リターフォール	4.8±0.4	—	0.2±0.1	0.5±0.1	0.1±0.0	trace	5.6±0.6
		Ao 層	1.1±0.6	6.2±2.0	trace	1.3±0.3	trace	0.2±0.1	8.7±3.1
		滞留時間	1.5	—	0.2	2.4	0.5	8.5	1.5
34年生	スギ人工林	リターフォール	3.9±0.5*	—	trace	0.8±0.4	0.4±0.2	trace	5.1±1.1*
		Ao 層	9.7±1.7	—	0.2±0.1*	4.2±1.3	0.8±0.3**	0.3±0.2	15.2±3.5
		滞留時間	2.5	—	4.0	5.4	2.2	—	3.0
	ヒノキ人工林	リターフォール	2.6±0.4	—	0.1±0.1	0.6±0.1	0.5±0.1	0.1±0.0	3.8±0.7
		Ao 層	3.8±1.3	7.3±1.0	trace	3.1±0.9	0.3±0.1	0.1±0.1	14.5±3.4
		滞留時間	4.2	—	0.3	5.5	0.6	1.1	1.9
48年生	スギ人工林	リターフォール	4.9±0.8*	—	trace	0.4±0.1**	0.3±0.1	0.2±0.1*	5.8±1.0
		Ao 層	10.5±3.6	—	trace	5.4±1.5	0.5±0.2*	1.1±0.7	17.4±5.9
		滞留時間	2.1	—	0.7	12.3	1.5	6.7	3.0
	ヒノキ人工林	リターフォール	3.1±0.4	—	trace	0.9±0.2	0.2±0.0	0.7±0.2	4.8±0.8
		Ao 層	6.0±3.1	5.2±1.7	trace	4.7±1.5	1.0±0.4	0.8±0.5	17.6±7.1
		滞留時間	3.6	—	0.1	5.4	4.1	1.2	3.6
66年生	スギ人工林	リターフォール	1.2±0.1	—	1.3±0.1	0.3±0.1	0.1±0.0	0.2±0.0	3.1±0.4
		Ao 層	3.7±1.3	—	2.3±0.6	3.1±0.8	0.3±0.0	0.2±0.0	9.5±2.7
		滞留時間	3.0	—	1.8	12.4	2.1	0.8	3.1
	ヒノキ人工林	リターフォール	1.6±0.2	—	1.5±0.1	0.4±0.1	trace	0.1±0.0	3.6±0.4
		Ao 層	2.0±0.7	1.9±0.5	1.7±0.4	3.2±0.8	0.5±0.0	0.2±0.0	9.5±2.5
		滞留時間	2.4	—	1.2	9.7	—	1.6	2.6
93年生	スギ人工林	リターフォール	1.7±0.2**	—	0.1±0.0	0.3±0.1**	0.4±0.0**	1.0±0.3*	3.6±0.7**
		Ao 層	7.7±1.4	—	0.1±0.0**	6.5±1.7*	1.5±0.4	0.9±0.4	16.8±3.9
		滞留時間	4.6	—	0.7	19.5	3.8	0.9	4.7
	ヒノキ人工林	リターフォール	4.5±0.4	—	0.3±0.2	0.9±0.2	0.3±0.0	0.3±0.2	6.3±1.0
		Ao 層	7.3±1.3	1.5±0.2	0.4±0.2	4.5±1.1	1.6±0.6	1.0±0.6	16.3±4.0
		滞留時間	1.9	—	1.4	4.8	5.6	3.5	2.6

*, **は同一斜面のスギ林とヒノキ林の平均値間に有意差があることを示す (*t* 検定, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) (Ao 層, $n = 6$; リターフォール, $n = 3$)

***, 平均値±標準偏差

****, Ao 層量/年間のリターフォール量, ただし土壌中の針葉は Ao 層中の針葉に含めた

は、リターフォール中のスギ落葉の Mn 濃度がヒノキ落葉に比べてきわめて低いことによる。有機物の Mn 濃度はリグニン分解に関与し (Archibald and Roy, 1992; Perez and Jeffries, 1992), 有機物の分解後期における分解を促進する (Berg *et al.*, 1995, 2000)。前述したように、本研究では93年生以外の各林齢のスギ林およびヒノキ林の滞留時間には違いはみられなく、93年生のヒノキ林の滞留時間はスギ林よりも速かった (表-5・3)。したがって、高林齢での林分では落葉の Mn 濃度が有機物分解に影響を及ぼし、滞留時間を変化させている可能性が考えられた。林齢の増加にともないスギ林に比べてヒノキ

林でリターの分解が促進される原因については、今後さらに検討する必要がある。

Ao 層の元素含有量を表-5・5に示す。Ao 層の C 量は Ao 層量を概ね反映していた。ヒノキ林の Ao 層の C/N 比はスギ林よりも各林齢で10~20小さかった。また、ヒノキ林の Ao 層の Mn 量はスギ林よりも各林齢で1.2~8.0倍であった。一方、スギ林の Ao 層の Ca 量はヒノキ林に比べて各林齢で1.5~4.3倍であった。この原因として、Ao 層のスギ落葉の Ca 濃度 (10~25 g kg⁻¹) はヒノキ落葉 (5~13 g kg⁻¹) の約2倍であることが挙げられる (図-5・5)。また、Ao 層の落葉の Ca 濃度はリター

フォールの落葉に比べてスギ林では概ね同じ、ヒノキ林では半分程度であった(図-5・5)。したがって、スギ林では林床に供給された落葉のCaが高濃度であり、かつ落葉の分解・無機化に伴う溶脱をうけにくいのでAo層中に蓄積され、林齢にともない

鉍質土壌の交換性Caを増加させていると考えられる。一方、ヒノキ林では落葉の分解・無機化に伴う溶脱をうけやすく、林齢による鉍質土壌の交換性Caはゆるやかな増加となっている。このことから、ヒノキ林では落葉で供給されたCaは溶脱により生態系外へ流亡していると推察された。

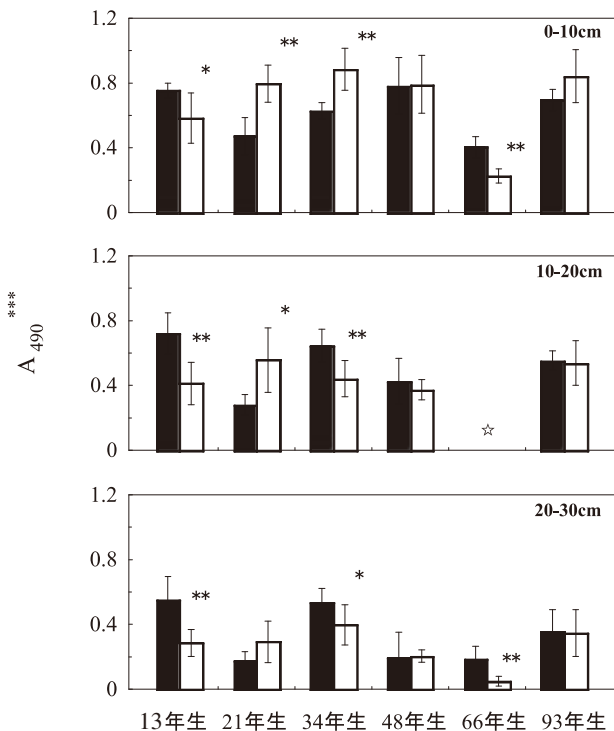


図-5・4 林齢とA₄₉₀の関係

白塗, ヒノキ林; 黒塗, スギ林

*, p<0.05; **, p<0.01

***, FDA加水分解酵素活性

☆, 未測定

5.5 おわりに

5章では、林齢および樹種の違いが土壌養分特性と有機物動態に及ぼす影響を明らかにすることを目的に、同一斜面に隣接したスギ林およびヒノキ林において、若齢林から壮齢林において、土壌養分動態特性を比較した。得られた結論を要約して示す。

(1) スギ林の年間リターフォール量はヒノキ林に比べて21, 34年生で1.3倍であった。Ao層量にはいずれの林齢でも樹種による差はみられなかった。しかし、スギ林のAo層のCa量はヒノキ林に比べて各林齢で1.5~4.3倍であった。スギ林ではヒノキ林よりも林床に供給される有機物中のCaは多く、かつ溶脱をうけにくいため、林齢とともにAo層や鉍質土壌中に蓄積されやすい。林齢にかかわらず土壌深0~30cmにおける全C, N量, CECはスギ林とヒノキ林で概ね同じであった。34年生以上の林齢でスギ林の土壌深0~10, 10~20cmにおけるpH(H₂O)はヒノキ林より0.3~0.7高かった。各林齢のスギ林の土壌深0~30cmにおける交換性Ca量はヒノキ林の1.9~5.4倍であった。スギ林では林齢に伴い交換性Ca量が増大し、土壌pH(H₂O)や塩基飽和

表-5・4 年間のリターフォール中の元素含有量

林齢	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na	P
		(Mg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)						
13年生	スギ人工林	0.8	17.4	46	0.06	1.1	14.8	1.2	0.03	0.5
	ヒノキ人工林	1.0	14.9	70	1.28	1.7	21.2	2.2	0.03	0.4
21年生	スギ人工林	3.7	71.5	51	0.21	6.7	95.6	6.7	0.15	2.8
	ヒノキ人工林	2.8	55.5	51	1.60	9.9	54.8	7.5	0.08	2.4
34年生	スギ人工林	2.7	58.3	47	0.01	7.4	67.0	3.4	0.20	1.9
	ヒノキ人工林	2.1	39.9	52	0.72	7.0	36.0	3.5	0.10	1.3
48年生	スギ人工林	2.9	48.1	61	0.13	5.8	99.5	4.7	0.08	1.7
	ヒノキ人工林	2.4	41.1	59	2.42	5.7	62.3	6.1	0.06	1.6
66年生	スギ人工林	1.5	27.0	55	1.79	9.9	58.0	7.7	0.32	0.4
	ヒノキ人工林	1.7	25.0	66	3.79	8.4	41.0	7.8	0.21	0.4
93年生	スギ人工林	1.8	31.1	57	0.82	4.3	52.3	3.4	0.07	1.1
	ヒノキ人工林	3.1	48.2	64	3.12	9.6	80.9	8.7	0.10	1.7

表-5・5 Ao層の元素含有量

林齢	調査区	C	N	C/N	Mn	K	Ca	Mg	Na	P
		(Mg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)							
13年生	スギ人工林	2.2	45	48	0.4	1.9	41	2.9	0.2	1.5
	ヒノキ人工林	2.3	71	33	2.2	4.7	20	8.1	0.5	3.2
21年生	スギ人工林	3.9	101	39	0.9	7.5	84	20.8	0.4	4.8
	ヒノキ人工林	3.0	101	29	2.6	11.8	36	43.2	0.8	6.7
34年生	スギ人工林	7.5	168	45	0.5	7.1	197	12.7	0.3	7.0
	ヒノキ人工林	5.8	204	29	1.7	7.9	46	28.2	1.2	9.5
48年生	スギ人工林	8.1	150	54	1.0	5.2	218	11.6	0.4	4.8
	ヒノキ人工林	7.9	229	34	4.9	9.7	107	14.3	0.8	7.7
66年生	スギ人工林	4.9	87	56	2.9	6.0	148	9.7	0.6	4.4
	ヒノキ人工林	4.7	102	46	3.4	5.3	74	7.3	0.7	4.1
93年生	スギ人工林	7.7	132	59	0.9	5.3	256	9.9	0.4	4.2
	ヒノキ人工林	7.3	183	40	7.2	9.2	175	14.5	0.7	6.0

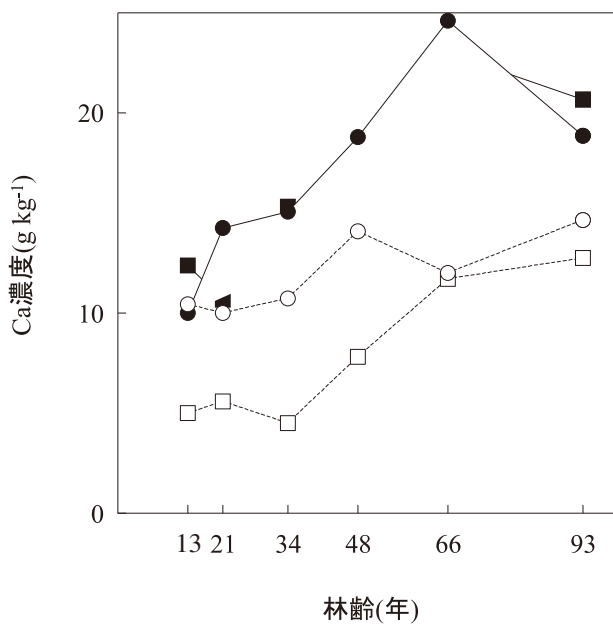


図-5・5 林齢とAo層およびリターフォールの針葉のCa濃度の関係
 白塗, ヒノキ林; 黒塗, スギ林; 丸, リターフォール;
 四角, Ao層

度が上昇し, 土壤の肥沃度が維持・増進される傾向にあった。

6. 総合考察

本研究では, 落葉広葉樹天然林と, 同一斜面に隣接した落葉広葉樹天然林を伐採して造成されたヒノキおよびスギによる人工林の土壤養分特性および養分動態特性を調査し, 針葉樹林化による土壤養分特性の変化とその原因について検討した。また, 尾根

から沢すじまで同一斜面上にスギまたはヒノキが隣接して植栽された人工林において, 土壤養分特性および養分動態特性を調査し, 樹種の違いによる土壤養分特性の変化とその原因について斜面位置ごとに検討した。さらに, スギとヒノキが同一斜面に隣接して植栽されたさまざまな林齢の人工林において, 土壤養分特性および有機物動態を調査し, 樹種ごとに, あるいは時間の変化に伴う土壤養分特性の変化とその原因について検討した。

第2章ではアンモニア態窒素および微生物活性の簡易測定法を開発し, 多数のサンプルの迅速な測定法として有効性を確認した。また, イオン交換樹脂が乾燥状態におかれても十分溶存イオンを吸着する能力を有することを示し, 生態系内のイオン移動量の測定に使用可能であることを指摘した。

落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギ人工林化による土壤養分特性の変化の原因について, 以下のようによまとめることができる。ヒノキ人工林化によって, 循環速度の遅い物質循環系になり(3.4節), 広葉樹林よりも無機化されやすい有機物が広葉樹林よりも少なく供給される(3.4, 5節)ことから, 鉍質土壤中の全C量の減少をもたらすと同時に, 全N量やCECも減少し, 土壤の肥沃度が低下したものと推察された。一方, 斜面下部のスギ人工林では広葉樹林よりも養分の吸収が盛んであったが, 林床に供給される有機物は少ない(3.4節)。しかし, 斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて土壤に供給される有機物が無機化されにくい(3.5節)ことから,

鉍質土壌中の全C量は減少せず、全N量やCECも変化していなく、交換性Ca量は多かった(3.3節)。このように、斜面下部のスギ林では土壌肥沃度は維持・増進の傾向にあった。

スギ林では土壌中に交換性Caが蓄積し(加藤ら, 1989), その蓄積は林齢とともに増加して土壌の塩基飽和度とpHを上昇させることが報告されており(澤田・加藤, 1991), 本研究においても同様であった(5章)。しかし、これまでスギ林における土壌中の交換性Caの蓄積の理由については明確に示されていなかった。本研究ではスギ林における土壌中の交換性Caが蓄積する理由を下記のように示した。スギ林では林床に供給された落葉のCaが高濃度であり、かつ落葉の分解・無機化に伴う溶脱をうけにくいのでAo層に蓄積される(5章)。そのAo層に蓄積されたCa, あるいはAo層を通過して鉍質土壌に供給されるCa²⁺量が鉍質土壌の交換性Ca量を増加させていると考えられたことを示した(3章)。一方、ヒノキ林ではスギ林や広葉樹林に比べて土壌pH(H₂O)が低く、土壌肥沃度も低下するといわれており(澤田・加藤, 1991; 高橋ら, 1996b; 高橋, 2000), 本研究でもこれらの報告とおおむね同様であった(3, 4, 5章)。ところが、ヒノキ林では13年生から66年生にかけて土壌養分特性はほとんど変化していなかった(5章)。また、93年生のヒノキ林では土壌中に交換性Caが蓄積し、土壌の塩基飽和度とpH(H₂O)を上昇させていた。この原因として、93年生のヒノキ林では他の林齢に比べてリターフォール量(生産量)が多いことが挙げられる(5章)。

土壌中の全C量は林齢や樹種にかかわらずほぼ一定であった(5章)。Ao層量もスギ林とヒノキ林で差はみられなかった(5章)。ただし、リターフォール量はスギ林では高齢林になるにしたがい減少する傾向がみられたが、ヒノキ林ではそのような傾向はみられなかった(5章)。したがって、高林齢のスギ林では他の林齢に比べて生産量は少なくなるが、スギ落葉は無機化されにくい(3.5節)ために、鉍質土壌中に炭素を蓄積させる。一方、高林齢のヒノキ林では他の林齢に比べて生産量が同じかまたは多くなるが、ヒノキ落葉は無機化されやすい(3.5節)ために、鉍質土壌中の全C量が林齢により変化しないと考えられた。

以上のことから、長伐期化により人工林土壌の肥沃度は維持・増進されるため、人工林で起こる地力

低下の対策としての長伐期化は有効であることが示唆された。

斜面下部のスギ林およびヒノキ林では土壌中の全C量が斜面上部、中部に比べて少なく、両林分の違いは見られなかった(4.3節)。斜面下部のヒノキ林のリターフォール量はスギ林の約1.2倍であった(4.3節)。したがって、斜面下部のヒノキ林では有機物が無機化されやすく(3.5節)、また、スギ林では有機物が無機化されにくい(3.5節)ために、両林分の土壌中の全C量に違いが見られなかったと推察される。斜面下部のヒノキ林のAo層量は他の斜面位置のヒノキ林やスギ林に比べて少なかった(4.3節)。また、斜面下部のヒノキ林では下層植生がほとんどみられない(4.3節)ことから、表層侵食やクラストの形成(吉村ら, 1981; 塚本, 1989; 湯川・恩田, 1995; 恩田・湯川, 1995)による地力低下の危険性が指摘された。斜面下部のヒノキ林では細菌が特に多いために、林床に供給された有機物が他の調査区に比べて速く分解・無機化されていると推察された(4.4節)。また、斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて、生態系外への養分流亡量も多かった(4.3節)。したがって、斜面下部のヒノキ植栽がスギ植栽に比べて表層土壌の微生物の量や活性を高め、有機物分解を速めることにより、Ao層量を減少させ、生態系外への養分流亡量をさらに増加させることも示唆された(4.4節)。以上のことから、斜面下部のヒノキ植栽はスギ植栽より樹木の生育に不利であるばかりでなく、物質循環や微生物の量や活性の観点からみても行われるべきではないと考えられた。

以上のように、“適地適木”の考え方が従来指摘されているような生産量にみられる特性のみならず土壌養分や養分動態の特性からも裏付けられることが明らかにされた。

以上の研究から明らかにした土壌養分特性や物質循環特性からスギおよびヒノキ植栽における注意点を示す。斜面下部のスギ林では広葉樹林よりもリターフォールによる供給が少なく、地表に堆積したリターは分解されにくくなっていたが、生態系外への養分流亡量は明らかに少なかったことから、広葉樹林よりも養分の吸収が盛んであった(3章)。また、スギ林の物質循環を斜面位置別に見てみると、土壌の肥沃度に違いは見られなかったが、斜面上部では斜面中部や下部に比べて循環速度の遅い物質循環系になっていた(4章)。特に、斜面上部のスギ

林では生産量が減少していた（4章）。したがって、斜面上部のスギ植栽は不適であると考えられ、斜面上部では広葉樹林または健全なヒノキ林にすることが望ましい。斜面中部，下部のスギ林の物質循環速度は斜面上部に比べて速かった（4章）。しかし、有機物分解速度は斜面位置にかかわらず一定であり（4章）、林床に供給された有機物は無機化されにくい（3章）ことから、斜面中部や下部のスギ植栽は土壤中に有機物を蓄積し、地力を維持させる。

一方、斜面上部のヒノキ林では広葉樹林に比べて循環速度の遅い物質循環系であった（3章）。また、ヒノキ林の物質循環速度を斜面位置別に見てみると、スギ林と異なり概ね斜面位置の違いはみられなかった（4章）。ただし、3章と4章のヒノキ林の物質循環速度を比較すると、あきらかに4章の斜面上部，中部，下部のヒノキ林の方が速かった。斜面下部のヒノキ林では前述したように地力維持の観点から問題であり、斜面下部のヒノキ植栽は不適である。斜面下部では広葉樹林やスギ林にすることが望ましい。3章，4章のヒノキ林の物質循環速度と土壤養分特性の違いの理由の一つとして、林木の生産量が挙げられる。3章のヒノキ林のヒノキ落葉量は他の林齢に比べて最も少ない1.6 Mg/ha/yであった（5章）。このことから、無機化されやすい有機物が林床に少なく供給される（3章）ために、土壤中の有機物量も減少し、物質循環速度が遅くなり、土壤養分特性も悪化する。したがって、斜面上部や斜面中部のヒノキ植栽の注意点として、齋藤（1981）の示す年平均落葉量よりも少ない林地では、地力減退の可能性があり、林床に供給される有機物量を増大させるなどの対策が必要である。例え

ば、高橋（2000）によると、隣接する広葉樹林から風によって広葉樹落葉が吹き上げられて供給されるヒノキ林のA₀層量は広葉樹落葉が供給されないヒノキ林の約2.2倍であるという。このように、地力減退の可能性のあるヒノキ林では広葉樹林を隣接させたり、パッチ上に配置するなどして、林床に広葉樹落葉を供給させることにより地力維持に努め、最終的には広葉樹林として保全することが肝要である。

7. 謝辞

フィールドサイエンスへの執筆の機会および研究フィールドの使用を許可していただいた東京農工大学フィールドサイエンス・センター岸洋一教授に衷心より感謝の意を表します。本研究を進めるにあたり、終始ご指導をいただいた千葉大学大学院自然科学研究科浅野義人教授，同大学園芸学部小林達明助教授，同大学園芸学部高橋輝昌助手に深く感謝いたします。本研究を進める上でご助言・ご協力いただいた東京農工大学農学部生原喜久雄教授，同大学農学部戸田浩人助教授，千葉大学園芸学部雨宮悠教授，同大学園芸学部沖津進教授，同大学園芸学部田川彰男教授，同大学園芸学部渡邊幸雄教授，同大学園芸学部坂本一憲助教授，同大学園芸学部丸尾達助教授，同大学園芸学部渡辺正巳助教授，同大学大学院自然科学研究科中山誠憲博士，同大学大学院自然科学研究科林佳貴氏，元同大学園芸学部矢橋晨吾教授，北海道大学大学院農学研究科柴田英昭助教授，ハイトカルチャー株式会社相場芳憲博士，東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センターFM草木の職員の方々に厚く謝意を申し述べます。また、本研究を進めるにあたり、東京農工大学大学院連合農学研究科小柳信宏博士，千原麻由氏，千葉大学大学院自然科学研究科田中昌子博士，ナズムル カリム カーン博士，延谷磨氏には分析機器使用の際にご協力いただいた。また、千葉大学園芸学部緑地植物学研究室の卒業生である深堀真大氏，篠原明日香氏，伊藤健一氏，三星暢公氏，山口倫之氏，岡部紀宏氏，池沼幸穂氏には調査・実験にご協力いただいた。これらの方々をはじめ、調査にご協力をいただいた皆さんに感謝の意を表します。最後に、物心両面の多大な援助をいただいた両親，兄弟，親戚のみなさま，自分を励ましてくださった友人や先輩のみなさま，そして学費を得るために9年間自分を雇用していただいた日本通運

表-6・1 地力が維持されるヒノキおよびスギ植栽

スギ林	ヒノキ林	
×	○or×	斜面上部
○	○	斜面中部
○	×	斜面下部

○は土壤養分特性および養分動態特性が維持または増進されていることを示す
 ×は土壤養分特性および養分動態特性が減退されていることを示す
 *，植栽可
 **，植栽可，ただし注意

株式会社川崎支店ならびに川崎ペリカンセンターのみなさまに心よりお礼申し上げます。

引用文献

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. and Melillo, J. M. (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39 : 378-386.
- Adamson, J. K., Hornung, M., Kennedy, V. H., Norris, D. A., Paterson, I. S. and Stevens, P. A. (1993) Soil solution chemistry and throughfall under adjacent stands of Japanese larch and Sitka spruce at three contrasting locations in Britain. *Forestry* 66 : 51-68.
- 赤井龍男 (1977) ヒノキ林の地力減退問題とその考え方. *林業技術* 419 : 7-11.
- 赤井龍男 (1980) ヒノキ林の林地保全と天然更新. *森林立地* 22 : 1-7.
- 明永久次郎・芝本武夫 (1933) 尾鷲地方に於ける扁柏林の施業上注意すべき土壤要素に就て. *日本林学会誌* 15 : 733-740.
- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. (1980) Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science* 130 : 211-216.
- 安藤辰夫 (1994) 森林植生と土壤真菌群集. *土と微生物* 44 : 1-14.
- Archibald, F. and Roy, B. (1992) Production of manganese chelates by laccase from the lignin-degrading fungus *Trametes (Coriolus) versicolor*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58 : 1496-1499.
- 有光一登 (1982) 森林土壤の水分動態に関する研究 (第2報) 森林土壤水分および溶存成分の動態. *林業試験場研究報告* 318 : 11-78.
- Attiwill, P. M. and Adams, M. A. (1993) Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124 : 561-582.
- Bauhus, J., Pare, D. and Côté, L. (1998) Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30 : 1077-1089.
- Berg, B., Johansson, M. B. and Meentemeyer, V. (2000) Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests : substrate quality and climate control. *Canadian Journal of Forest Research* 30 : 1136-1147.
- Berg, B., McClaugherty, C., Virzo De Santo, A., Johansson, M. B. and Ekbohm, G. (1995) Decomposition of litter and soil organic matter - can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup? *Scandinavian Journal of Forest Research* 10 : 108-119.
- Binkley, D. (1984) Ion exchange resin bags : Factors affecting estimates of nitrogen availability. *Soil Science Society of America* 48 : 1181-1184.
- Binkley, D., Smith, F. W. and Son, Y. (1995) Nutrient supply and declines in leaf area and production in lodgepole pine. *Canadian Journal of Forest Research* 25 : 621-628.
- Bockheim, J. G. and Crowley, S. E. (2002) Ion cycling in hemlock-northern hardwood forests of the southern lake superior region : A preliminary study. *Journal of Environmental Quality* 31 : 1623-1629.
- Bockheim, J. G. and Langley-Turnbaugh, S. (1997) Biogeochemical cycling in coniferous ecosystems on different aged marine terraces in coastal Oregon. *Journal of Environmental Quality* 26 : 292-301.
- Bormann, B. T. and DeBell, D. S. (1981) Nitrogen content and other soil properties related to age of red alder stands. *Soil Science Society of America* 45 : 428-432.
- Bredemeier, M., Matzner, E. and Ulrich, B. (1988) A simple and appropriate method for the assessment of total atmospheric deposition in forest ecosystem monitoring. *In* Acid deposition at high elevation sites. Unsworth, M. H. and Fowler, D. (eds.), 670 pp, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 607-614.
- Bremner, J. M. and Keeney, D. R. (1966) Determination of isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils : 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. *Soil Science Society of America Proceedings* 30 : 577-582.
- Bubb, K. A., Xu, Z. H., Simpson, J. A. and Saffigna, P. G. (1998) Some nutrient dynamics associated with litterfall and litter decomposition in hoop pine plantations of southeast Queensland, Australia. *Forest Ecology and Management* 110 :

- 343-352.
- 千葉喬三・堤 利夫 (1967) 森林の土壤呼吸に関する研究(1) 土壤呼吸と気温との関係について. 京都大学農学部演習林報告 39 : 91-99.
- 千原麻由・小柳信宏・戸田浩人・生原喜久雄 (2000) 森林土壌の窒素無機化に及ぼす土壌微生物相の影響. 森林環境資源科学 38 : 97-106.
- Cole, D. W., Miegroet, H. V. and Foster, N. W. (1992) Retention or loss of N in IFS sites and evaluation of relative importance of processes. *In* Atmospheric deposition and forest nutrient cycling : a synthesis of the integrated forest study. Johnson, D. W. and Lindberg, S. E. (eds.), 707 pp, Springer-Verlag, New York, 196-199.
- Cole, D. W. and Rapp, M. R. (1981) Elemental cycling in forest ecosystems. *In* Dynamic properties of forest ecosystems, IBP synthesis, 23. Reichle, D. E. (ed.), 683 pp, Cambridge University Press, New York, 341-409.
- Côté, L., Brown, S., Paré, D., Fyles, J. and Bauhus, J. (2000) Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry* 32 : 1079-1090.
- Couteaux, M. M., Bottner, P. and Berg, B. (1995) Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in ecology and evolution* 10 : 63-66.
- Dimbleby, G. W. (1952) Soil regeneration on the north-east Yorkshire moors. *Journal of Ecology* 40 : 331-341.
- Edmonds, R. L., Thomas, T. B. and Blew, R. D. (1995) Biogeochemistry of an old-growth forested watershed, Olympic national park, Washington. *Water Resources Bulletin* 31 : 409-419.
- Edwards, N. T. (1975) Effects of temperature and moisture on carbon dioxide evolution in a mixed deciduous forest floor. *Soil Science Society of America Proceedings* 39 : 361-365.
- Eno, C. F. (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings* 24 : 277-279.
- Entry, J. A. and Backman, C. B. (1995) Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* 25 : 1231-1236.
- Feller, M. C. (1977) Nutrient movement through western hemlock-western redcedar ecosystems in southwestern British Columbia. *Ecology* 58 : 1269-1283.
- Fisher, R. F. and Binkley, D. (2000) Ecology and management of forest soils -3rd ed. -. 489 pp, John Wiley & Sons, New York.
- Friedland, A. J. and Miller, E. K. (1999) Major-element cycling in a high-elevation Adirondack forest : patterns and changes, 1986-1996. *Ecological Applications* 9 : 958-967.
- 藤田恵美・中田 誠 (2001) 海岸砂丘地のクロマツ林における広葉樹の混交による立地環境の変化—新潟県下越地方における事例—. *日林誌* 83 : 84-92.
- Gardiner, A. (1968) The reputation of birch for soil improvement. *Forestry Commission Research and Development Paper No. 67* : 1-9.
- Gholz, H. L. and Fisher, R. F. (1982) Organic matter production and distribution in slash pine (*Pinus elliottii*) plantations. *Ecology* 63 : 1827-1839.
- Gholz, H. L., Fisher, R. F. and Pritchett, W. L. (1985 a) Nutrient dynamics in slash pine plantation ecosystems. *Ecology* 66 : 647-659.
- Gholz, H. L., Perry, C. S., Cropper, Jr. W. P. and Hendry, L. C. (1985 b) Litterfall, decomposition, and nitrogen and phosphorus dynamics in a chronosequence of slash pine (*Pinus elliottii*) plantations. *Forest Science* 31 : 463-478.
- 後藤逸男 (1997) ICP 発光分析法. 土壤環境分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427 pp, 博友社, 東京 : 179-185.
- Grieve, I. C. (1978) Some effects of the plantation of conifers on a freely drained lowland soil, forest of Dean, U. K.. *Forestry* 51 : 21-28.
- 生原喜久雄 (1992) 森林流域における渓流水質の形成. 森林水文学, 塚本良則編, 319 pp, 文永堂出版, 東京 : 215-237.
- 生原喜久雄・相場芳憲 (1982) スギ・ヒノキ壮齡林小流域における養分の循環とその収支. *日本林学会誌* 64 : 8-14.
- 生原喜久雄・相場芳憲・川島 裕 (1990) イオン交換樹脂による森林土壌浸透水の移動イオンの推

- 定. 日本生態学会誌 40:19-25.
- 半田良一 (1997) 林政学, 333 pp, 文永堂出版, 東京.
- 原田 洸・佐藤久男・堀田 庸・只木良也 (1969) 28年生スギ林およびヒノキ林の養分含有量. 日本林学会誌 51:125-133.
- 服部 勉・宮下清貴 (1996) 土の微生物学, 170 pp, 養賢堂, 東京.
- 林 敦敏・坂本一憲・吉田富男 (1997) ヒドラジン還元法を用いた土壤中の硝酸態窒素量の迅速測定法. 日本土壤肥料学会誌 68:322-326.
- Heal, O. W., Anderson, J. M. and Swift, M. J. (1997) Plant litter quality and decomposition: an historical overview. *In* Driven by nature: plant litter quality and decomposition. Cadisch, G. and Giller, K. E. (eds.), 409 pp, CAB International, Wallingford, 3-45.
- Heal, O. W. and MacLean S. F. Jr. (1975) Comparative productivity in ecosystems-secondary productivity. *In* Unifying concepts in ecology. Dobben, W.H. V. and Lowe-McConnell, R. H. (eds.), 302 pp., Dr. W. Junk B. V. Publishers, Hague, 89-108.
- Hesselman, H. (1917) Notice of publications of general bearing woodland and nitrification. *Journal of Ecology* 7:210-213.
- Hirobe, M., Koba, K. and Tokuchi, N. (2003) Dynamics of the internal soil nitrogen cycles under moder and mull forest floor types on a slope in a *Cryptomeria japonica* D. Don plantation. *Ecological Research* 18:53-64.
- 廣部 宗・徳地直子・岩坪五郎 (1994) 斜面上の位置の違いが土壌の窒素無機化に及ぼす影響. 日本林学会論文集 105:223-224.
- Hirobe, M., Tokuchi, N. and Iwatsubo, G. (1998) Spatial variability of soil nitrogen transformation patterns along a forest slope in a *Cryptomeria japonica* D. Don plantation. *European Journal of Soil Biology* 34:123-131.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人 (2003 a) 落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギによる人工林化が生態系内の養分動態に及ぼす影響. 森林立地 45(1):35-42.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2001) FDA (Fluorescein Diacetate) 加水分解活性法による森林土壌の微生物活性の測定. 日本緑化工学会誌 26(4):337-342.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2002 a) インドフェノール青法によるアンモニア態窒素の簡易定量法の検討. 日本緑化工学会誌 27(4):623-626.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2002 b) FDA (フルオレセイン・ジアセテート) 加水分解活性を用いた森林土壌の微生物活性の簡易測定. 森林立地 44(2):15-22.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2003 b) イオン交換樹脂による生態系内のイオン移動量の測定に及ぼす樹脂の乾燥の影響. 日本緑化工学会誌 28(3):448-450.
- 市川貴大・山口倫之・高橋輝昌・浅野義人 (2003 c) 落葉広葉樹天然林のヒノキおよびスギによる人工林化が土壌微生物相および有機炭素の無機化特性に及ぼす影響. 森林立地 45(2):81-87.
- 稲垣善之・三浦 寛・山田 毅・小谷英司 (2002) 四国地域において降水量がスギとヒノキ林の窒素動態に及ぼす影響. 森林立地 44(2):9-13.
- 稲垣善之・山田 毅 (2002) 成熟したスギとヒノキの人工林における窒素無機化および硝化特性. 日本林学会誌 84:159-165.
- 井上克弘 (1991) ブナ林の水質. ブナ林の自然環境と保全, 村井 宏・山谷孝一・片岡寛純・由井正敏編, 399 pp, ソフトサイエンス社, 東京:252-262.
- 井上克弘・横田紀雄・村井 宏・熊谷直敏・望月純 (1993) 富士山麓におけるブナ林, ヒノキ林の雨水および土壌浸透水の水質とブナの酸性雨中和機能. 日本土壤肥料学会誌 64:265-274.
- 犬伏和之 (1992) 土壌バイオマス測定法. 新編土壌微生物実験法, 土壌微生物研究会編, 411 pp, 養賢堂, 東京:173-190.
- 石栗 秀 (1992) MPN 法. 新編土壌微生物実験法, 土壌微生物研究会編, 411 pp, 養賢堂, 東京:45-52.
- 石井 弘・片桐成夫・三宅 登 (1982) 尾根筋にアカマツを混交した落葉広葉樹林の斜面位置による落葉種組成の相違と分解速度. 日本林学会誌 64:66-71.
- 岩坪五郎 (1976) 森林生態系での植物養分物質の循環—そこでの雨水のはたす役割について—. 山

- 岳森林生態学, 加藤泰安・中尾佐助・梅棹忠夫編, 473 pp, 中央公論社, 東京: 313-360.
- 岩坪五郎 (1996) 森林生態学, 306 pp, 文永堂出版, 東京.
- Johnson, D. W. and Lindberg, S. E. (1992) Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: a synthesis of the integrated forest study, 707 pp, Springer-Verlag, New York.
- 亀和田国彦 (1997) pH (ガラス電極法). 土壤環境分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427 pp, 博友社, 東京: 195-197.
- 神和夫 (1994) ICP. 水の分析—第4版—, 日本分析化学会北海道支部編, 493 pp, 化学同人, 京都: 478-480.
- 上館民夫・瀬川規 (1994) クロマトグラフィー. 水の分析—第4版—, 日本分析化学会北海道支部編, 493 pp, 化学同人, 京都: 121-130.
- Kaneko, N. and Salamanca, E. F. (1999) Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak-pine stand in Japan. *Ecological Research* 14: 131-138.
- 菊住昇 (1996) 林木の根系—根量測定法と吸収構造—. 植物根系の理想型, 山内章編, 172 pp, 博友社, 東京: 87-128.
- 片桐成夫 (1988) 中国山地の落葉広葉樹二次林における物質循環の斜面位置による相違. *日本生態学会誌* 38: 135-145.
- 片桐成夫 (1996) 異なる立地での物質生産と養分循環. 森林生態学, 岩坪五郎編, 306 pp, 文永堂出版, 東京: 224-258.
- 片桐成夫・堤利夫 (1973) 森林の物質循環と地位との関係について (I) Litter fall 量とその養分量. *日本林学会誌* 55: 83-90.
- 片桐成夫・堤利夫 (1975) 森林の物質循環と地位との関係について (III) 地上部現存量および養分集積量. *日本林学会誌* 57: 412-419.
- 片桐成夫・堤利夫 (1976) 森林の物質循環と地位との関係について (IV) 林地への養分供給量. *日本林学会誌* 58: 79-85.
- 片桐成夫・堤利夫 (1978) 森林の物質循環と地位との関係について (V) 斜面上部と下部の林分における物質循環の相違. *日本林学会誌* 60: 195-202.
- 加藤秀正・石倉隆範・赤間吉広・宗像芳子・澤田智志 (1993) スギ, ヒノキ林の土壤浸透水の養分組成. *日本土壤肥料学会誌* 64: 161-165.
- 加藤秀正・澤田智志・薄井宏 (1989) 日光スギ並木林下の土壤の塩基の蓄積. *日本土壤肥料学会誌* 60: 358-365.
- 加藤秀正・白井昌洋 (1995) スギおよびヒノキ樹幹近傍土壤の酸性化. *日本土壤肥料学会誌* 66: 57-60.
- 加藤邦彦 (1992) 好気性細菌. 新編土壤微生物実験法, 土壤微生物研究会編, 411 pp, 養賢堂, 東京: 15-23.
- 加藤邦彦・鈴木達彦 (1977) 各種土壤の B/F 値 (細菌数/糸状菌数) について. *土と微生物* 19: 1-4.
- 河田弘 (1978) 土壤微生物. 森林学, 帝国森林会編, 553 pp, 共立出版, 東京: 345-358.
- 河田弘 (1989) 森林土壤学概論, 399 pp, 博友社, 東京.
- 河原輝彦 (1975) リターの分解について II. 2種類の落葉混合が分解速度に及ぼす影響. *日本生態学会誌* 25: 71-76.
- 川村静夫・藤井清志 (1994) pH. 水の分析—第4版—, 日本分析化学会北海道支部編, 493 pp, 化学同人, 京都: 139-143.
- Kimmins, J. P. (1987) *Forest ecology*. 531 pp, Macmillan Publishing Company, New York.
- 木村真人 (1991 a) 土壤中の微生物とその働き (その1) —土壤の微生物, 微生物の特徴—. *農業土木学会誌* 59: 415-420.
- 木村真人 (1991 b) 土壤中の微生物とその働き (その3) —土壤動物の種類と働き—. *農業土木学会誌* 59: 667-675.
- 木村真人 (1994) 物質循環の場としての土壤の特徴. 土壤生化学, 木村真人ら著, 231 pp, 朝倉書店, 東京: 1-20.
- Kira, T. and Shidei, T. (1967) Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *日本生態学会誌* 17: 70-87.
- 小林禱樹・中川吉弘・玉置元則・平木隆年・正賀充 (1995) 森林樹冠への酸性沈着の影響評価—乾性沈着と溶脱の分別評価法の検討—. *環境科学学会誌* 8: 25-34.
- 木平勇吉 (1994) 森林科学論, 182 pp, 朝倉書店, 東京.
- 杳名重明・本庄真・鈴木道代・仁王以智夫 (1988

- a) 土壌型および樹種の相違による窒素の無機化と硝化活性. 日本林学会誌 70: 80-85.
- 沓名重明・鈴木道代・仁王以智夫 (1988 b) 同一斜面に植栽されたスギ林の土壌型の相違による窒素の無機化と硝化活性. 日本林学会誌 70: 127-130.
- 劉 発茂・譚 芳林・肖 祥希・生原喜久雄 (1999) 斜面位置の異なる馬尾松人工林の養分現存量. 日本林学会誌 81: 120-129.
- Lousier, J. D. and Parkinson, D. (1978) Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Canadian Journal of Botany* 56: 2795-2812.
- Marques, R. and Ranger, J. (1997) Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais mounts (France). 1: qualitative approach. *Forest Ecology and Management* 91: 255-277.
- 丸本卓哉 (1994) 微生物バイオマス. 土壌生化学, 木村真人ら著, 231 pp, 朝倉書店, 東京: 34-51.
- Melin, E. (1930) Biological decomposition of some types of litter from north American forest. *Ecology* 11: 72-101.
- Michel, K. and Matzner, E. (2002) Nitrogen content of forest floor Oa layers affects carbon pathways and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1807-1813.
- Mikola, M. (1985) The effect of tree species on the biological properties of forest soil. National Swedish Environmental Protection Board, Report No. 3017: 1-29.
- 三浦 覚 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の視点から見た林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日本林学会誌 82: 132-140.
- 村上雅志・武田博清・岩坪五郎 (1990) スギ, ヒノキ人工林における土壌の窒素無機化量の季節変化. 京都大学農学部演習林報告 62: 44-54.
- 長縄貴彦 (1992) 土壌呼吸活性の測定. 新編土壌微生物実験法, 土壌微生物研究会編, 411 pp, 養賢堂, 東京: 360-365.
- Nihlgård, B. (1971) Pedological influence of spruce planted on former beech forest soils in Scania, South Sweden. *Oikos* 22: 302-314.
- 日本林業調査会 (1997) よくわかる日本の森林・林業1997, 365 pp, 日本林業調査会, 東京.
- 仁王以智夫 (1976) 森林土壌の細菌群—土壌型および植生との関連について. 土と微生物 18: 55-65.
- 仁王以智夫 (1996) 森林土の物質変化と微生物. 新・土の微生物(1) 耕地・草地・林地の微生物, 土壌微生物研究会編, 154 pp, 博友社, 東京: 129-154.
- 西村武二 (1973) 山地小流域における養分物質の動き. 日本林学会誌 55: 323-333.
- 沖永哲一 (1952) 森林土壌の微生物学的研究 I. スギ人工林の土壌微生物相に就いて. 日本林学会誌 34: 156-160.
- 恩田裕一・湯川典子 (1995) ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響 (II) 下層植生の効果に関する室内実験. 日本林学会誌77: 399-407.
- 大河内博・細野哲也・丸山文隆・井川 学 (1995) 丹沢大山における酸性降下物とスギ・モミ樹冠との相互作用. 環境科学会誌 8: 305-315.
- 大政正隆・森 經一 (1937) 落葉に關する二・三の研究. 皇室林野林業試験場報告 3: 39-101.
- 太田猛彦・北村昌美・熊崎 実・鈴木和夫・須藤彰司・只木良也・藤森隆郎 (1996) 森林の百科事典, 826 pp, 丸善, 東京.
- 大手信人・徳地直子 (2002) 森林生態系の物質循環を理解するための流域研究に向けて—流出窒素の動態が示唆すること—. 日本生態学会誌 52: 131-137.
- Ovington, J. D. (1959 a) Mineral content of plantations of *Pinus sylvestris* L.. *Annals of Botany* 23: 75-88.
- Ovington, J. D. (1959 b) The circulation of minerals in plantations of *Pinus sylvestris* L. *Annals of Botany* 23: 229-239.
- 小柳信宏 (2002) 森林小流域における土壌系での炭素および窒素の動態バランスに関する研究. 東京農工大学大学院連合農学研究科博士論文.
- 小柳信宏・千原麻由・戸田浩人・生原喜久雄 (2002 a) 斜面位置および樹種の異なる森林土壌の炭素および窒素の無機化特性. 日本林学会誌 84: 111-119.
- 小柳信宏・千原麻由・戸田浩人・生原喜久雄 (2002 b) 分解程度の異なる樹種別リターの炭素およ

- び窒素無機化特性. 日本土壤肥料学会 73 : 363-372.
- 小柳信宏・浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄 (2002 c) スギ・ヒノキ壮齡人工林小流域における降雨の移動に伴う溶存有機態窒素および溶存有機態炭素の動態. 森林立地 44 : 11-20.
- Parker, G. G. (1983) Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Advances in Ecological Research* 13 : 58-133.
- Pastor, J., Gardner, R. H., Dale, V. H. and Post, W. M. (1987) Successional changes in nitrogen availability as a potential factor contributing to spruce declines in boreal North America. *Canadian Journal of Forest Research* 17 : 1394-1400.
- Perez, J. and Jeffries, T. W. (1992) Roles of manganese and organic acid chelators in regulating lignin degradation and biosynthesis of peroxidases by *Phanerochate chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology* 58 : 2402-2409.
- Perry, D. A. (1994) Forest ecosystems. 649 pp, The Johns Hopkins University Press, London.
- Powers, R. F. (1990) Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient : interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality. *Forest Ecology and Management* 30 : 19-29.
- Prescott, C. E., Zabek, L. M., Staley, C. L. and Kabzems, R. (2000) Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia : influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research* 30 : 1742-1750.
- Priha, O. and Smolander, A. (1997) Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biology and Fertility of Soils* 24 : 45-51.
- Pritchett, W. L. and Fisher, R. F. (1987) Properties and management of forest soils. 494 pp, John Wiley & Sons, Hoboken.
- Ranger, J., Allie, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Turpault, M. P. and Granier, A. (2002) Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* 171 : 3-16.
- Ranger, J., Marques, R. and Jussy, J. H. (2001) Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. *Forest Ecology and Management* 144 : 129-145.
- Ranger, J. and Nys, C. (1994) The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development : an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science* 45 : 193-204.
- Rothe, A. and Binkley, D. (2001) Nutritional interactions in mixed species forests : a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 31 : 1855-1870.
- Saetre, P., Brandtberg, P. -O., Lundkvist, H. and Bengtsson, J. (1999) Soil organisms and carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in Norway spruce and mixed Norway spruce - Birch stands. *Biology and Fertility of Soils* 28 : 382-388.
- Saetre, P., Saetre, L. S., Brandtberg, P. -O., Lundkvist, H. and Bengtsson, J. (1997) Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce - birch stands. *Canadian Journal of Forest Research* 27 : 2034-2042.
- 齋藤秀樹 (1974) ヒノキ人工林生態系の物質生産機構. ヒノキ林 その生態と天然更新, 四手井綱英・赤井龍男・齋藤秀樹・河原輝彦, 375 pp, 地球社, 東京 : 49-210.
- 齋藤秀樹 (1981) 森林におけるリターフォール研究資料. 京都府立大学農学部演習林報告 25 : 78-89.
- 酒井正治・井上輝一郎・岩川雄幸 (1987) 粗大有機物の土壤への混入量(3)—斜面位置の違いによるヒノキ葉混入量—. *日本林学会論文集* 98 : 193-196.
- 酒井正治・堤 利夫 (1987) 温帯落葉広葉樹林の2タイプの土壤における炭素収支 (Ⅱ) 土壤呼吸速度の季節変化とそれに及ぼす土壤環境要因. *日本林学会誌* 69 : 41-48.
- 佐々朋幸・後藤和秋・長谷川浩一・池田重人 (1991) 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成分—樹種による樹幹流の pH 固有値—. 森林立地

- 32: 43-58.
- 澤田智志・加藤秀正 (1991) スギおよびヒノキ林の林齢と土壤中の塩基の蓄積との関係. 日本土壤肥料学会誌 62: 49-58.
- 澤田智志・加藤秀正 (1993) スギおよびヒノキ林下の土壌における塩基の蓄積要因. 日本土壤肥料学会誌 64: 296-302.
- Schnürer, J. and Rosswall, T. (1982) Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology* 43: 1256-1261.
- Sharma, E. (1993) Nutrient dynamics in Himalayan alder plantations. *Annals of Botany* 72: 329-336.
- Sharma, G., Sharma, E., Sharma, R. and Singh, K. K. (2002 a) Performance of an age series of *Alnus-cardamom* plantations in the sikkim Himalaya: productivity, energetics and efficiencies. *Annals of Botany* 89: 261-272.
- Sharma, G., Sharma, R., Sharma, E. and Singh, K. K. (2002 b) Performance of an age series of *Alnus-cardamom* plantations in the sikkim Himalaya: nutrient dynamics. *Annals of Botany* 89: 273-282.
- 柴田英昭 (1997) 森林生態系における土壌水の化学性と物質循環との関係. 北海道土壤肥料研究通信 43: 1-9.
- Shibata, H., Kirikae, M., Tanaka, Y., Sakuma, T. and Hatano, R. (1998) Proton budgets of forest ecosystems on volcanogenous regosols in Hokkaido, northern Japan. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 63-72.
- Shibata, H. and Sakuma, T. (1996) Canopy modification of precipitation chemistry in deciduous and coniferous forests affected by acidic deposition. *Soil Science and Plant Nutrition* 42: 1-10.
- 島田博匡・戸田浩人・生原喜久雄・小池孝良 (1998 a) 異なる斜面位置の森林土壌中におけるCO₂ガス濃度の季節変化. 日本土壤肥料学会誌 69: 170-177.
- 島田博匡・戸田浩人・生原喜久雄・小池孝良 (1998 b) 森林土壌における斜面位置, 深さ別のガス拡散係数の特徴およびCO₂フラックス. 森林立地 40: 1-8.
- 下野竜志・武田博清・岩坪五郎・堤 利夫 (1989) スギとヒノキ人工林における土壌呼吸の季節変化. 京都大学農学部演習林報告 61: 46-59.
- 新城明久 (1986) 生物統計学入門, 138 pp, 朝倉書店, 東京.
- Sollins, P., Grier, C. C. and McCorison, F. M. (1980) The internal element cycles of an old-growth Douglas-fir ecosystem in western Oregon. *Ecological Monograph* 50: 261-285.
- 宗 芳光・小平哲夫・岡崎正規 (1999) 上総丘陵におけるスギ・ヒノキ・コナラ林に及ぼす酸性沈着の影響に関する事例研究. 環境情報科学論文集 13: 263-268.
- Sparling, G. P., Hart, P. B. S., August, J. A. and Leslie, D.M. (1994) A comparison of soil and microbial carbon, nitrogen, and phosphorus contents, and macro-aggregate stability of a soil under native forest and after clearance for pastures and plantation forest. *Biology and Fertility of Soils* 17: 91-100.
- Stevens, P. A., Hornung, M. and Hughes, S. (1989) Solute concentrations, fluxes and major nutrient cycles in a mature Sitka-spruce plantation in Beddgelert forest, North Males. *Forest Ecology and Management* 27: 1-20.
- 高橋輝昌 (2000) ヒノキ林林床への落葉広葉樹リターの供給が土壌の養分特性に及ぼす影響. 森林立地 42: 23-28.
- 高橋輝昌・生原喜久雄・相場芳憲 (1994 a) スギ・ヒノキ造林地での斜面位置別の表層土壌の窒素無機化量. 森林立地 36: 15-21.
- 高橋輝昌・生原喜久雄・相場芳憲 (1996 a) ヒノキ林への広葉樹の混交が土壌の化学的性質に及ぼす影響. 日本林学会誌 78: 244-249.
- 高橋輝昌・生原喜久雄・黒田孝一 (1994 b) ポリエチレンシートを用いた森林土壌の窒素無機化量の測定法の検討. 森林立地 36: 60-62.
- Takahashi, T., Minami, A., Asano, Y. and Kobayashi, T. (1999 a) Comparison of organic matter dynamics in soil between Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) forest and adjacent Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest established on flatland. *Journal of Forest Research* 4: 299-302.
- 高橋輝昌・添谷 稔・戸田浩人 (1996 b) スギおよびヒノキ壮齡人工林における元素の垂直的な移動特性. 日本林学会誌 78: 127-133.

- Takahashi, T., Toda, H. and Haibara, K. (1999 b) Changes in soil chemical and physical characteristics in Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endl.) stands by mixture of deciduous broad-leaved trees in the northern Kanto region of Japan. *Journal of Forest Research* 4 : 223-228.
- 高井康雄・三好 洋 (1977) 土壤通論, 229 pp, 朝倉書店, 東京.
- Takeda, H., Ishida, Y. and Tsutsumi, T. (1987) Decomposition of leaf litter in relation to litter quality and site conditions. *Memoirs of the College of Agriculture, Kyoto University* 130 : 17-38.
- 竹原秀雄 (1965) 土壤. 造林ハンドブック, 坂口勝美・伊藤清三監修, 935 pp, 養賢堂, 東京 : 58-86.
- 竹内郁雄・伊藤宏樹 (2003) スギ高齢人工林の樹高成長. *日本林学会誌* 85 : 121-126.
- 田中 博 (1974) 土壤細菌数と土壤水分ポテンシャル (土壤水分吸引力, pF, Bar) の関係. 土と微生物 16 : 70-76.
- 田中 樹 (1997) 山中式土壤硬度計法. 土壤環境分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427 pp, 博友社, 東京 : 33-35.
- Taylor, L. A., Arthur, M. A. and Yanai, R. D. (1999) Forest floor microbial biomass across a northern hardwood successional sequence. *Soil Biology and Biochemistry* 31 : 431-439.
- Tham Å (1994) Crop plans and yield predictions for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) and birch (*Betula pendula* Roth & *Betula pubescens* Ehrh.) mixtures. *Studia Forestalia Suecica* 195.
- 戸田浩人・阿部 徹・生原喜久雄 (1997 a) 森林土壤の炭素無機化の反応速度論的解析. *日本生態学会誌* 47 : 109-119.
- 戸田浩人・生原喜久雄 (1994) 森林土壤中における窒素無機化の反応速度論的解析 (I) 林齢・斜面位置・深さ別の窒素無機化特性. *日本林学会誌* 76 : 144-151.
- 戸田浩人・生原喜久雄・新井雅夫 (1991) スギおよびヒノキ壮齢林小流域の養分循環. *東京農工大学農学部演習林報告* 28 : 1-22.
- 戸田浩人・生原喜久雄・大里昌直・宮本美千子 (1996 a) スギおよびヒノキ林土壤の窒素無機化特性. *森林環境資源科学* 34 : 45-54.
- 戸田浩人・島田博匡・生原喜久雄 (1997 b) 森林土壤の破壊・非破壊培養における炭素無機化特性. *森林立地* 39 : 36-45.
- 戸田浩人・鈴木美恵子・生原喜久雄 (1996 b) 森林土壤および Ao 層における無機態窒素の季節変化. *森林環境資源科学* 34 : 33-43.
- Tokuchi, N., Hirobe, M. and Koba, K. (2000) Topographical differences in soil N transformation using ^{15}N dilution method along a slope in a conifer plantation forest in Japan. *Journal of Forest Research* 5 : 13-19.
- Tokuchi, N. and Iwatsubo, G. (1999) Soil solution chemistry at different positions on slope in a conifer plantation forest. *Journal of Forest Research* 4 : 99-106.
- Tokuchi, N., Takeda, H., Yoshida, K. and Iwatsubo, G. (1999) Topographical variations in a plant-soil system along a slope on Mt Ryuoh, Japan. *Ecological Research* 14 : 361-369.
- 徳地直子・辻 明子・岩坪五郎 (1993) イオン交換樹脂バックを用いた土壤溶液の移動に伴う森林土壤中の物質移動量の測定. *日本林学会論文集* 104 : 363-366.
- 都築俊文 (1994) アンモニア窒素 (NH_4^+-N). 水の分析—第4版—, 日本分析化学会北海道支部編, 493 pp, 化学同人, 京都 : 253-256.
- 塚本次郎 (1989) 林地斜面における表層物質の移動 (I) 細土の移動. *日本林学会誌* 71 : 469-480.
- 塚本良則 (1998) 森林・水・土の保全—湿潤変動帯の水文地形学—, 138 pp, 朝倉書店, 東京.
- 堤 利夫 (1956) 材木落葉の分解について. *京都大学農学部演習林報告* 26 : 59-87.
- 堤 利夫 (1963) 森林の成立および皆伐が土壤の 2, 3 の性質に及ぼす影響について (I) 森林の成立にともなう土壤の性質の変化. *京都大学農学部演習林報告* 34 : 37-64.
- 堤 利夫 (1987) 森林の物質循環, 124 pp, 東京大学出版会, 東京.
- 堤 利夫 (1989) 森林生態学, 166 pp, 朝倉書店, 東京.
- 堤 利夫・片桐成夫 (1974) 森林の物質循環と地位との関係について (II) 斜面の環境勾配と乾湿度指数. *日本林学会誌* 56 : 434-440.

- 堤 利夫・河原輝彦・四手井綱英 (1968) 森林生態系における養分の循環について (I) 個体および林分の地上部の養分量. 日本林学会誌 50: 66-74.
- Tsutsumi, T., Nishitani, Y. and Kirimura, Y. (1983) On the effects of soil fertility on the rate and the nutrient element concentrations of litterfall in a forest. 日本生態学会誌 33: 313-322.
- Tukey, H. B. Jr. (1970) The leaching of substances from plants. Annual Review of Plant Physiology 21: 305-324.
- Turner, J. (1981) Nutrient cycling in an age sequence of western Washington Douglas-fir stands. Annals of Botany 48: 159-169.
- Usui, H., Miyazawa, M., Miyakawa, N. and Iimura, T. (1982) Ecological studies on the Nikko sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) avenue. 日本林学会誌 64: 143-148.
- Waksman, S. A. (1952) Soil microbiology. 356 pp, John Wiley, New York.
- 渡邊浩一郎・岡本玲子・大嶋秀雄・藤井國博・嶋田典司 (1993) 筑波における樹冠雨の化学的性状と樹種間差. 日本土壌肥料学会誌 64: 402-407.
- Wilde, S. A. (1964) Changes in soil productivity induced by pine plantations. Soil Science 97: 276-278.
- Witkamp, M. (1966) Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. Ecology 47: 194-201.
- 呉 国南・生原喜久雄・相場芳憲・戸田浩人 (1996) スギおよびヒノキ林の林内雨成分に占める乾性沈着および樹冠溶脱の分離. 日本林学会誌 78: 461-466.
- 呉 国南・戸田浩人・生原喜久雄・相場芳憲 (1998) 森林土壌の窒素無機化が水溶性イオン量に及ぼす影響. 日本林学会誌 80: 21-26.
- 八木久義 (1994) 森林土壌. 造林学—基礎の理論と実践技術—, 佐々木恵彦・八木久義・大庭喜八郎・浅川澄彦・原田 洸・藤森隆郎・安藤貴・前田禎三, 238 pp, 川島書店, 東京: 23-37.
- 山田昌一 (1955) 微細地形解析に関する森林立地学的研究, 282 pp, 林野共済会, 東京.
- 山田 裕 (1997) CN コーダー. 土壤環境分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427 pp, 博友社, 東京: 222-226.
- 山本広基 (1992) 土壌のセルロース分解能の測定. 新編土壌微生物実験法, 土壌微生物研究会編, 411 pp, 養賢堂, 東京: 331-341.
- 山崎慎一 (1997) 原子吸光度法. 土壤環境分析法, 土壤環境分析法編集委員会編, 427 pp, 博友社, 東京: 176-179.
- 横井秀一・山口 清 (1998) 積雪地帯のスギ不成績造林地におけるスギと広葉樹の生育実態. 森林立地 40: 91-96.
- 横井秀一・山口 清 (2000) 積雪地帯におけるスギ不成績造林地の取扱い—スギと広葉樹の成長過程からみた施業案—. 森林立地 42: 1-7.
- 吉田重明・三宅大浄・仁王以智夫 (1979) 森林土壌中の窒素の動態 (I) 森林表層土における硝化細菌の分布と硝化活性. 日本林学会誌 61: 21-25.
- 吉村健次郎・赤井龍男・真鍋逸平・相場芳憲・杉浦孝蔵・有光一登・本城尚正 (1981) 人工降雨によるヒノキ林内の落葉, 土壌等の流出移動について (III) —保育の異なる壮齡林分のリター, 表層土の移動量—. 日本林学会論文集92: 215-216.
- Young, R. A. and Giese, R. L. (2003) Introduction to forest ecosystem science and management. 560 pp, John Wiley & Sons, Hoboken.
- 湯川典子・恩田裕一 (1995) ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響 (I) 散水型浸透計による野外実験. 日本林学会誌 77: 224-231.
- Zhang, Q. and Zak, J. C. (1998) Potential physiological activities of fungal and bacteria in relation to plant litter decomposition along a gap size gradient in a natural subtropical forest. Microbial Ecology 35: 172-179.
- 図子光太郎・生原喜久雄・相場芳憲・小林健吾 (1993) 森林土壌の交換性イオンの特性が土壌溶液のイオンの動態に及ぼす影響. 日本林学会誌 75: 176-184.

附表-1 フィールドミュージアム草木における施業歴*

植栽	ha あたり4500本, 前歴は落葉広葉樹天然林**
枝打ち	10年生
間伐	12, 20, 30年生 (間伐率は本数あたり20~30%) ***
択伐	50年生以降****,*****

*, 数年のずれはあり, 本研究の13, 21, 48年生については調査終了まで作業を待ってもらった。

** , 本研究の13年生のスギ林およびヒノキ林のみ, 93年生 (当時81年生) のスギ林を伐採して植林された。

*** , 12年生は切り捨て間伐。

**** , 収入を得るために行っており, 本研究の93年生では81年生時に本数あたりスギ林で20%, ヒノキ林で15%実施した。

***** , 本研究の66年生では56年生時に除伐を実施した。

附表-2 第3章における調査区の土壌断面

斜面位置	調査区	層位	層厚 (cm)	層界の状態	土色	土性	土壌構造	水湿状態	石礫	指標硬度*		堅密度
										圧入抵抗*	(mm)	
斜面上部	ヒノキ人工林	Ao	L 1 cm, F 0.5 cm	判	7.5 YR 3/3 10 YR 6/6	埴質壤土 埴質壤土	団粒状 塊状	潤 潤	なし なし	8.6 13.3	108 231	しょう 軟
		A	13~20									
		B	-									
広葉樹天然林	スギ人工林	Ao	L 1~2 cm, F 1 cm	判	7.5 YR 3/2 10 YR 5/4	壤土 埴質壤土	団粒状 塊状	潤 潤	なし 中礫あり	5.4 16.0	56 340	しょう 堅
		A	13~15									
		B	-									
斜面下部	スギ人工林	Ao	F 1~2 cm	判	7.5 YR 3/2 7.5 YR 4/6	壤土 埴質壤土	団粒状 塊状	潤 潤	小礫あり 小礫あり	9.5 13.2	126 226	しょう 軟
		A	15~20									
		B	-									
広葉樹天然林	スギ人工林	Ao	L 2 cm, F 1 cm	判~漸 漸	7.5 YR 3/2 7.5 YR 4/3 10 YR 4/6	埴質壤土 埴質壤土 埴質壤土	団粒状 塊状 塊状	潤 潤 湿	小礫あり なし 小礫あり 岩盤	6.8 15.6 9.7	76 324 130	しょう 堅 軟
		A ₁	13~17									
		A ₂	15~18									
		B	20~24									
		R	-									

* , 山中式土壌硬度計法 (田中, 1997) による。

附表-3 第4章における調査区の土壤断面

斜面位置	調査区	層位	層厚 (cm)	層界の状態	土色	土性	土壤構造	水湿状態	石礫	指標硬度*		堅密度
										(mm)	(kPa)	
斜面上部	スギ人工林	A ₀	0.5									
		A	10~16	漸	7.5 YR 3/3	壤土	団粒状	潤	なし	9.4	124	しろう
		B	-		7.5 YR 5/5	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	11.5	175	堅
ヒノキ人工林		A ₀	1~2									
		A ₁	15~17	漸	7.5 YR 3/4	埴質壤土	団粒状	潤	なし	13.1	223	軟
		A ₂	-		7.5 YR 4/3	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	13.8	249	軟
		B	-		7.5 YR 5/4	-	-	-	-	-	-	-
斜面中部	スギ人工林	A ₀	0.5									
		A	17~22	漸	7.5 YR 3/3	壤土	団粒状	潤	なし	6.4	70	しろう
		B	-		7.5 YR 4/4	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	11.6	176	堅
ヒノキ人工林		A ₀	1~2									
		A	12~16	判	7.5 YR 3/2	埴質壤土	団粒状	潤	小礫あり	10.1	139	しろう
		B	-		7.5 YR 5/4	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	14.1	261	軟
斜面下部	スギ人工林	A ₀	1									
		A ₁	9~12	漸	7.5 YR 3/3	壤土	団粒状	潤	なし	5.8	61	しろう
		A ₂	8~11	漸	7.5 YR 4/4	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	9.7	130	軟
		B	-		7.5 YR 6/5	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	11.4	172	
ヒノキ人工林		A ₀	1~3									
		A ₁	13~18	漸	7.5 YR 2/3	埴質壤土	団粒状	潤	小礫あり	4.7	46	しろう
		A ₂	-		7.5 YR 3/3	埴質壤土	塊状	潤	中礫富む	14.5	274	しろう
B	-		7.5 YR 5/4	-	-	-	-	-	-	-	-	

* , 山中式土壤硬度計法による。

附表-4 第5章における調査区の土壌断面

林齢	調査区	層位	層厚 (cm)	層界の状態	土色	土性	土壌構造	水湿状態	石礫	指標硬度*		圧入抵抗*	堅密度
										(mm)	(kPa)		
13年生	スギ人工林	Ao	1~2										
		A	19~25	漸	7.5 YR 2/3	埴土	団粒状	潤	なし	7.3	85	しょう	軟
		B	-		7.5 YR 4/3	埴土	塊状	潤	小礫あり	10.8	155		
21年生	ヒノキ人工林	Ao	0.5~1										
		A	18~22	判	7.5 YR 2/3	埴質壤土	団粒状	潤	小礫あり	5.9	63	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 5/3	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	8.6	107		
34年生	スギ人工林	Ao	1~4										
		A	14~17	判	7.5 YR 3/3	埴質壤土	団粒状	潤	中礫あり	7.0	79	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 4/4	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	10.1	139		
48年生	ヒノキ人工林	Ao	0.5										
		A	13~17	判	7.5 YR 3/3	埴質壤土	団粒状	潤	小礫あり	7.6	89	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 4/4	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	11.1	165		
66年生	スギ人工林	Ao	0.5										
		A	17~22	漸	7.5 YR 3/3	埴質壤土	団粒状	潤	なし	6.4	70	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 4/4	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	11.6	176		
93年生	ヒノキ人工林	Ao	1~2										
		A	12~16	判	7.5 YR 3/2	埴土	団粒状	潤	小礫あり	10.1	139	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 5/4	埴土	塊状	潤	中礫あり	14.1	261		
66年生	スギ人工林	Ao	2~5										
		A	16~23	漸	7.5 YR 2/3	埴質壤土	団粒状	潤	小礫あり	7.0	79	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 5/6	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	14.4	270		
93年生	ヒノキ人工林	Ao	1										
		A ₁	8~11	判	7.5 YR 3/2	埴土	団粒状	潤	小礫あり	5.7	60	しょう	しょう
		A ₂	15~18	判	7.5 YR 4/2	埴質壤土	塊状	潤	中礫あり	13.2	227	軟	軟
66年生	スギ人工林	Ao	1~2										
		A	15~20	判	7.5 YR 3/2	埴土	団粒状	潤	小礫あり	9.5	126	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 4/6	埴質壤土	塊状	潤	小礫あり	13.2	226		
93年生	ヒノキ人工林	Ao	1.5										
		A	13~20	判	7.5 YR 3/3	埴質壤土	団粒状	潤	なし	8.6	108	しょう	しょう
		B	-		10 YR 6/6	埴質壤土	塊状	潤	なし	13.3	231		
66年生	スギ人工林	Ao	1										
		A ₁	8~11	判	7.5 YR 2/3	埴土	団粒状	潤	なし	2.7	24	しょう	しょう
		A ₂	7~11	判	7.5 YR 3/2	埴土	塊状	潤	なし	7.3	83	軟	軟
93年生	ヒノキ人工林	Ao	1~2										
		A	14~19	漸	7.5 YR 3/3	埴土	団粒状	潤	なし	8.1	99	しょう	しょう
		B	-		7.5 YR 5/4	埴土	塊状	潤	なし	13.3	231		

*、山中式土壌硬度計法による。

研究資料

FM 多摩丘陵における気象要素と降水化学の解析

篠崎 孝一^{*1}・蒲生 祐輔^{*1}・飯泉 佳子^{*2}・田中 茂^{*3}・原 宏^{*1}

Analyses of meteorological elements and precipitation chemistry at FM Tamakyuryo

Koichi SHINOZAKI^{*1}, Yusuke GAMO^{*1}, Yoshiko IIZUMI^{*2},
Shigeru TANAKA^{*3} and Hiroshi HARA^{*1}

Linear regression analysis and Kendall-type tests were applied to the meteorological measurements from 1959 to 2003 and precipitation chemistry observations from 1999 to 2006 at FM Tamakyuryo experimental station (hereinafter called "FM Tama") in order to detect some time trends. The annual mean temperature at FM Tama was found to have increased by 0.5 °C over the 45 years. The increment of temperature was compared with those in the center of Tokyo, Otemachi and islands in the Tokyo area, Oshima and Miyakejima. The increment was smaller than those at Otemachi and Oshima, 1.4 °C, whereas the annual mean temperature was likely to remain unchanged in Miyakejima during the same period. Annual rainfall amounts showed no significant trends. Analysis of precipitation chemistry was focused on nitrogen species, NO₃⁻, NH₄⁺ and the sum ΣN (NO₃⁻ + NH₄⁺) at FM Tama as well as those in West Tokyo (Tama, Fussa and Hinohara), other regions in Japan and East Asia. Concentrations of NO₃⁻ and NH₄⁺ in West Tokyo showed no appreciable trends over the seven years. Volume-weighted mean monthly concentrations of NO₃⁻ and NH₄⁺ at FM Tama were 42.8 and 38.2 μmol L⁻¹, which were fairly higher than not only in West Tokyo but in Japan. Wet depositions of NO₃⁻, NH₄⁺ and ΣN at FM Tama were 40.9, 44.5 and 85.4 mmol m⁻² y⁻¹, respectively. These are also in a relatively high level compared to those in West Tokyo and other regions in Japan.

Key words : meteorological element, precipitation chemistry, nitrogen deposition, trend analysis, Kendall Test

本学の実験研究施設「FM 多摩丘陵」(以下 FM 多摩)における1959~2003年の気象観測データと1999~2006年の降水化学データに対して、線形回帰および Kendall 型の検定によりトレンド解析を行った。FM 多摩の年平均気温はこの45年間で0.5 °C増加した。対照地点として都心部の大手町、島嶼部の大島、三宅島をとると、大手町と大島では1.4 °C増加したが、三宅島では増加しなかった。年降水量については4地点とも有意なトレンドは認められなかった。降水化学の解析は無機態窒素成分のNO₃⁻、NH₄⁺、およびその和ΣNを中心に行い、公表データを用いて西東京(多摩、福生、檜原)、日本全域、東アジアとの比較を行った。FM 多摩および西東京のNO₃⁻、NH₄⁺濃度について有意なトレンドは認められなかった。FM 多摩のNO₃⁻、NH₄⁺の月間加重平均濃度の平均は42.8、38.2 μmol L⁻¹で、西東京3地点より1.6~1.9、1.5~2.1倍ほど高かった。FM 多摩の窒素湿性沈着量は、NO₃⁻、NH₄⁺、ΣNそれぞれ40.9、44.5、85.4 mmol m⁻² y⁻¹でいずれも4地点中で最大であり、西東京3地点より1.1~1.4、1.3~1.7、1.2~1.5倍ほど高かった。

キーワード：気象要素、降水化学、窒素沈着、トレンド解析、Kendall 検定

^{*1} 東京農工大学農学部 〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8 : Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, 3-5-8, Saiwai-cho, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

^{*2} 国際農林水産業研究センター 〒907-0002 沖縄県石垣市真栄里川原1091-1 : Japan International Research Center for Agricultural Sciences, 1091-1, Maezato-Kawarabaru, Ishigaki, Okinawa 907-0002, Japan

^{*3} 慶応大学理工学部応用化学科 〒223-0061 神奈川県横浜市港北区日吉3-14-1 : Department of Applied Chemistry, Faculty of Science and Technology, Keio University, 3-14-1, Hiyoshi, Kohoku, Yokohama, Kanagawa 223-0061, Japan

1. はじめに

環境問題の解決において、長期的なモニタリングデータは基礎的な科学資料である。しかし、長期的な環境モニタリングは技術的な問題はもとより予算や制度の上からも困難であり、特に大学では継続することがたいへん難しい。その中で、八王子市東部にある本学の実験研究施設「フィールドミュージアム多摩丘陵」(以下FM多摩と略す)では1959年から気象要素の観測を行っており、50年近くの気象観測データが蓄積されている。1959年から2000年までの気象観測データの解析からFM多摩における年平均気温・年降水量が上昇傾向にあることが報告されている(内川ら, 2001)。近年、気候変動問題への対策がますます必要になっており、過去に得られた長期気象観測データは現状を解明し、将来の予測を可能にする貴重な資料である。

また、FM多摩は慶応大学が主宰する首都圏酸性雨モニタリングネットワークに参加し、1999年6月から降水の採取を続けている。吉川ら(2001)によれば、1970年代後半から1990年代後半にかけて、FM多摩における降水中の無機態窒素成分濃度は増加傾向にある。この原因の一つは、周辺地の住宅・土地開発および道路整備による自動車の排ガス量の増によるとされている。

一方で、FM多摩の森林集水域では窒素養分が過剰に供給され、窒素飽和現象(Agren and Bosatta, 1988; Aber *et al.*, 1989)が見出されている(Baba and Okazaki, 1998)。同流域では物質循環の解明が求められており、大気からの窒素成分インプットの要因である湿性沈着のデータは窒素飽和現象を検証する上で欠かせないものとなっている。

本研究は、FM多摩のデータの他地点との比較により、FM多摩の状況を把握することを目的とした。気象要素では、年平均気温、年降水量についてトレンド解析を行い、大手町、大島、三宅島のデータと比較した。降水化学では、無機態窒素成分の濃度および沈着量について、西東京3地点(多摩、福生、檜原)、日本全域、東アジアのデータとの比較を行った。また、時系列データに対してトレンド解析を行ったが、その手法には線形回帰に加え、ノンパラメトリックな統計的手法であるKendall型の検定を用いた。

2. 方法

2.1 モニタリングデータ

2.1.1 気象観測データ

FM多摩の露場における気象要素の観測は1959年から現在も継続して行われており、気温、降水量の測定にはそれぞれオーガスト乾湿計の乾球温度計、指示雨量計を使用している。現在、1959年から2003年までのモニタリングデータが報告されている(茂沢・杉崎, 1968; 杉崎, 1981; 丹下 *et al.*, 1981; 丹下 *et al.*, 1988; 富沢 *et al.*, 1992; 富沢 *et al.*, 1995; 富沢 *et al.*, 1999; 富沢 *et al.*, 2007)。本研究では、年平均気温および年降水量データに対してトレンド解析を行った。また、FM多摩の長期トレンドの特徴を知るために、FM多摩より都市化の影響が大きい大手町と、FM多摩ほど都市化の影響を受けていない島嶼部の大島、三宅島の計3地点を対照地点として選び、同様のトレンド解析を行った。大手町、大島、三宅島については気象庁の気象官署のデータを使用した。

2.1.2 降水化学データ

FM多摩の露場に降水時開放型捕集装置が設置されており、1降水毎のモニタリングを行っている。解析には1999年6月から2006年6月までの期間の降水化学データを用いた。数ある降水成分のうち、今回は窒素飽和現象や水域の富栄養化などを引き起こす要因となる無機態窒素成分(硝酸イオンとアンモニウムイオン)の成分濃度および沈着量について解析を行った。

FM多摩の湿性沈着状況の特徴を知るために、多摩、福生、檜原を対照地点として選んだ。FM多摩からの距離はそれぞれ6, 13, 27 kmである。この3地点については東京都環境科学研究所の酸性雨自動測定機によるモニタリング結果が公表されており、そのデータを利用した。また、日本および東アジアとの比較には、環境省による酸性雨対策調査(JADS)と東アジア酸性雨モニタリングネットワーク(EANET)のデータを用いた。東京都環境科学研究所、JADS、EANETのモニタリングとも降水時開放型捕集装置が使用されている。

1降水毎のデータから月間値、年間値を算出する際には降水量加重平均値を用いた。加重平均濃度は、化学成分濃度が C_i ($\mu\text{mol L}^{-1}$)、その降水量を V_i (mm) とすると、次式によって求められる。

$$\bar{C} = \sum C_i \cdot V_i / \sum V_i \quad (1)$$

この濃度は、試料採取期間中の全ての降水を1つの容器に入れて1試料としたときの濃度に相当する。

2.2 トレンド解析の手法

時系列を解析する手法は、大きく2種類に分類できる。一つは、時系列に何らかの関数を仮定し、その関数のパラメータを推定するパラメトリックな手法である。残差の二乗和を最小にするような直線のパラメータを利用する線形回帰がこれに当たる。もう一つは、関数を定義することなく解析するノンパラメトリックな手法である。この手法は、もとのデータがどのような確率分布に従うかという仮定を必要とせず、確率分布がどのような分布であっても検定の結果に影響を及ぼさない。様々な種類の観測データに対してトレンド解析を行うことを想定すると、ノンパラメトリックな手法はもとの系列の関数系にとらわれないため、パラメトリックな手法よりもデータの制約を受けずに解析を行うことができる。

本研究では、パラメトリックな手法とノンパラメトリックな手法の両者を適用してトレンドを解析し、その結果を比較した。パラメトリックな手法には線形回帰を採用し、得られた回帰係数(傾き)の有意性を t -検定により判断した。ノンパラメトリックな手法として、気象データには Mann-Kendall 検定を用いた。Mann-Kendall 検定は水文量データの時系列の解析でも広く利用され、日本のデータにも応用される (Xu *et al.*, 2002) とともに、その適用可能性も検討されている (西岡・宝, 2004)。降水化学データには季節性 Kendall 検定を用いた。水質データの時系列は一般に季節性を有しており、その季節性に対応した季節性 Kendall 検定は降水化学でも利用されている (Hirsch and Peters, 1988)。この2つの手法を以下で説明する (Hirsch *et al.*, 1982)。

2.2.1 Mann-Kendall 検定

Mann-Kendall 検定の帰無仮説 H_0 は、

H_0 : n 個のデータ (x_1, x_2, \dots, x_n) が独立で同一の確率分布に従う変数である

と表現される。検定統計量 S は次のように定義される。

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \quad (2)$$

ここに、

$$\text{sgn}(\theta) = \begin{cases} 1 & \text{if } \theta > 0 \\ 0 & \text{if } \theta = 0 \\ -1 & \text{if } \theta < 0 \end{cases} \quad (3)$$

また、 S の平均と分散は、

$$E[S] = 0 \quad (4)$$

$$\text{var}[S] = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18} - \frac{\sum_t t(t-1)(2t+5)}{18} \quad (5)$$

t は (x_1, x_2, \dots, x_n) を大きさの順に並べたときと同じ値が連続して出現する個数を、 Σ_t はその出現した同じ値の組数を表す。例えば、(2, 2, 3, 3, 3, 4, 4, 7, 7) というデータがある場合、同じ値が2つの組が3組、3つの組が1組存在するので

$$\begin{aligned} \frac{\sum_t t(t-1)(2t+5)}{18} &= \frac{3 \times 2(2-1)(4+5)}{18} + \\ &\frac{1 \times 3(3-1)(6+5)}{18} = \frac{120}{18} \end{aligned}$$

となる。これらから標準正規偏差 Z を次式により算出する。

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{(\text{var}[S])^{1/2}} & \text{if } S > 0 \\ 0 & \text{if } S = 0 \\ \frac{S+1}{(\text{var}[S])^{1/2}} & \text{if } S < 0 \end{cases} \quad (6)$$

有意水準を α とすると、 $|Z| \leq Z_{\alpha/2}$ ($F_N(Z_{\alpha/2}) = \alpha/2$, F_N : 累積標準正規分布関数) であれば、帰無仮説 H_0 は採択される。よって、この仮説が棄却されると (x_1, x_2, \dots, x_n) が独立で同一の確率分布に従わないことになり、トレンドを有すると判断できる。 S が正ならば上昇トレンド、負ならば下降トレンドを時系列データが持つことを示している。

2.2.2 季節性 Kendall 検定

季節性 Kendall 検定は先の Mann-Kendall 検定の改良版である。この手法はパラメトリックな手法に比べてロバスト性が高い。統計学におけるロバスト性とは、データ内の外れ値や異常値の影響を受けにくい性質のことである。ロバストな検定は、欠測値、検出不可能値、季節性などを持つデータの解析に適している。

全標本を $X = (X_1, X_2, \dots, X_n)$, i 月の副次標本を $X_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ini})$ とおく。全標本は12ヶ月分の副次標本からなり、各副次標本は n_i 年分の i 月

のデータからなる。季節性 Kendall 検定の帰無仮説は、

H_0' : X は独立したランダムな変数 (x_{ij}) からなる標本であり、 X_i は独立で同一の確率分布に従う変数からなる副次標本であると表現される。式(2), (4), (5)と同様に、 i 月に対して検定統計量 S_i , 平均値 $E[S_i]$, 分散 $\text{var}[S_i]$ を定義する。ここで、季節性 Kendall 検定の検定統計量 S' を以下のように定義する。

$$S' = \sum_{i=1}^{12} S_i \quad (7)$$

これより、 S' の平均および分散が導かれる。

$$E[S'] = \sum_{i=1}^{12} E[S_i] = 0 \quad (8)$$

$$\text{var}[S'] = \sum_{i=1}^{12} \text{var}[S_i] + \sum_{i=1}^{12} \sum_{i=1}^{12} \text{cov}(S_i, S_i) = \sum_{i=1}^{12} \text{var}[S_i] \quad (9)$$

(cov 関数は共分散行列を計算する。 S_i は正規分布するため、 $\text{var}[S']$ は(9)式のようにになる。)そして、式(6)と同様に標準正規偏差 Z' を算出し、トレンドの有意性を検定する。

トレンド解析では、トレンドの有意性の検定に加えてトレンドの大きさを推定する必要があるが、Kendall 勾配推定量 β はその指標である。各月における副次標本の全ての組み合わせについて年あたりの変化を算出し、それらの全ての値の中央値を取る。

$$\beta = \text{Median} \left\{ \frac{x_{ij} - x_{ik}}{j - k} \right\} \quad (1 \leq k \leq j \leq n_i) \quad (10)$$

これは直線回帰のトレンド b に比べてロバストであり、歪度のあるデータについては、 $|b| > |\beta|$ という結果が典型的なものとなる。

3. 結果と考察

3.1 気象観測データの解析

3.1.1 気象観測データの経年変化

FM 多摩と大手町、大島、三宅島における年平均気温および年降水量の要約統計量を Table 1 に示す。1959年から2003年までの年平均気温の平均値は、FM 多摩の14.6℃が4地点中最も低く、最も高いのは三宅島の17.6℃であった。年降水量の平均値は、FM 多摩では1681 mm であった。島嶼部の大島、三宅島ではそれぞれ2830, 2907 mm と FM 多摩より1000 mm 以上も多かった。

次に、気象要素の経年変化を Fig. 1(a), (b)に示す。年平均気温は4地点で同期していることが読み取れる。FM 多摩、大手町、大島の3地点の年平均気温は上昇傾向だった。最近10年のFM 多摩と大手町の年平均気温の差は2℃前後であったが、初期の10年よりもその差は増加した。大手町と大島については、ここ10年ほどで年平均気温の差が認められなくなり、大島の年平均気温が大手町のそれを上回る年もあった。年降水量は全地点とも年平均気温のような明確な上昇傾向は認められなかった。

3.1.2 気象観測データのトレンド解析

視覚的に読み取れる傾向変動を客観的な指標として示すために、気象要素についてトレンド解析を行った。トレンドは、気象要素が経年的に増加傾向にあるか、減少傾向にあるかを意味するものである。気象要素の時系列には、季節的な変動や多雨年と少雨年が交互に繰り返される場合などの周期的な変動成分が含まれており、これらの成分と確率的な変動成分を除いたものがトレンドである。

単位期間あたりの変化量であるトレンドを線形回帰と Kendall 勾配推定量の2つの手法によって算出し、その値の有意性を調べた (Table 2)。

Table 1 Summary statistics for annual mean temperatures and rainfall amounts.

	地点	平均値	最大値	最小値	標準偏差	尖度	歪度
年平均気温 (°C)	FM 多摩	14.6	15.7	13.6	0.50	-0.65	0.20
	大手町	15.8	17.0	14.6	0.64	-0.78	0.32
	大島	15.2	16.9	14.0	0.74	-0.48	0.55
	三宅島	17.6	18.6	16.5	0.51	-0.66	0.31
年降水量 (mm)	FM 多摩	1681	2414	1073	284.4	0.13	0.25
	大手町	1445	2042	880	247.4	0.12	0.01
	大島	2830	3694	1770	472.4	-0.61	0.00
	三宅島	2907	4107	1900	488.5	-0.10	0.32

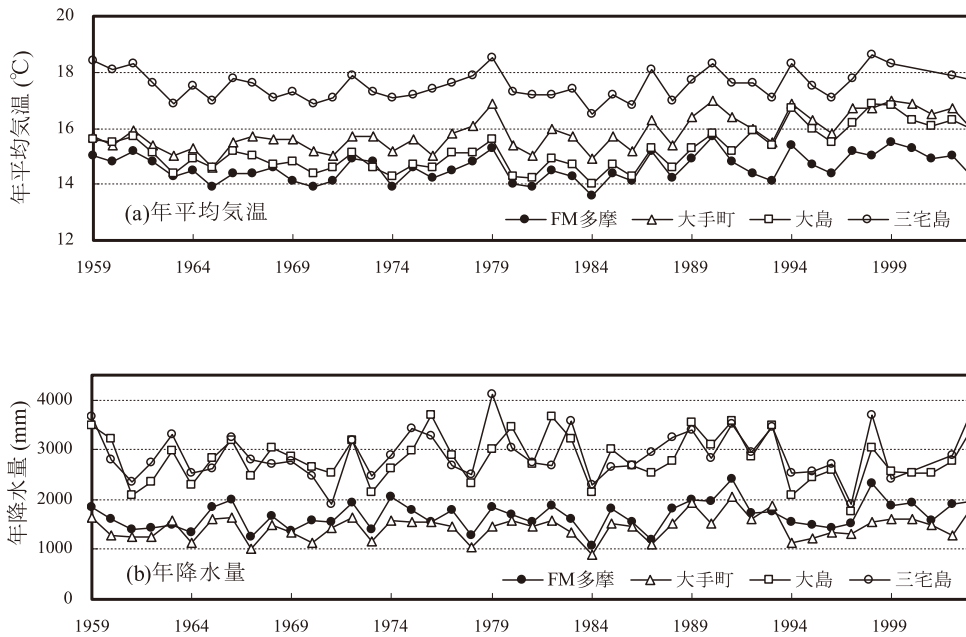


Fig. 1 Time series of meteorological elements at FM Tama, Otemachi, Oshima and Miyakejima.

(a) Annual mean temperatures, (b) Annual rainfall amounts

Table 2 The results of trend analysis by linear regression and Mann-Kendall test for meteorological elements.

気象要素	地点	線形回帰		Mann-Kendall 検定	
		トレンド(°C (45 y) ⁻¹)	p 値	トレンド(°C (45 y) ⁻¹)	p 値
年平均気温 (°C)	FM 多摩	0.46	0.071	0.45	0.129
	大手町	1.41	0.000	1.43	0.000
	大島	1.44	0.000	1.46	0.001
	三宅島	0.03	0.405	0.00	0.395
	地点	トレンド (mm y ⁻¹)	p 値	トレンド (mm y ⁻¹)	p 値
年降水量 (mm)	FM 多摩	6.33	0.051	5.81	0.064
	大手町	4.20	0.141	2.66	0.313
	大島	-0.99	0.858	-1.15	0.868
	三宅島	3.62	0.548	-1.57	0.551

年平均気温のトレンド解析は2つの手法ともほぼ同じ結果となった。FM 多摩は45年あたり+0.46°C (線形回帰), +0.45°C (Mann-Kendall 検定) の上昇トレンドを示した。これらの値は有意水準5%では統計的に有意ではなかった。

FM 多摩の気温のトレンドについては、内山ら(2001)が1959年から2000年までの気温データを線形回帰で解析し、1年あたり+0.0091°C (45年あたり+0.41°C) の気温上昇を報告した。この値は、今回の解析で2つの手法により得られた値+0.46°C, +0.45°Cと大きな違いはない。

一方、大手町と大島は帰無仮説が棄却され、45年

あたり+1.4~1.5°Cの上昇トレンドが認められた。FM 多摩と大手町の上昇気温の差は、森林に囲まれた里山とコンクリートで覆われた都市という環境の違いに起因していると考えられ、ヒートアイランド現象の影響が示唆される(三上, 2004)。また、三宅島では年平均気温のトレンドは認められなかった。都市部では上昇トレンドが認められたが、三宅島ではそれが認められなかったというこの事実から、45年間の気温上昇についてはヒートアイランド現象の影響が大きく、気候変動の寄与はそれほど大きくないという可能性が考えられる。しかし、地球温暖化という現象は地球全体が均一に温まるわけで

はなく、局地的に大きな差が出るとされているから、都市化と気候変動の寄与の問題を論ずるには、さらに解析地点を増やす必要があるといえる。

年降水量のトレンド解析の結果は2つの手法でやや差が見られたが、三宅島を除くとトレンドの大きさや正負は一致していた。4地点とも有意水準5%で有意な上昇トレンドは認められなかったが、FM多摩と大手町がやや上昇傾向にあることが読み取れる。

3.1.3 トレンド解析結果の検証

線形回帰と Mann-Kendall 検定の結果に大きな違いが見られたのは、三宅島における年降水量のトレンドであった。前者では上昇トレンドであったのに対し、後者は下降トレンドを示した。これは三宅島の年降水量の経年変化が1979年に小さなピークを持っているためであると考えられる。ピークを有するデータに対するトレンド解析には、線形回帰よりもロバストな Mann-Kendall 検定の方が適しており、後者の結果の方が信頼できると判断した。

このように、データの性質や検定方法によりトレンド解析の結果が異なることがあるので、トレンド解析を行う際には複数の手法を用いることが望ましいといえる。また、p 値を0.05に設定して帰無仮説の検定を行ったが、この値が小さいほどトレンドの値が科学的に信頼できるということを意味しているわけではない。データの性質、視覚的な図、複数の統計的なトレンド解析結果の比較などを総合し、それが科学的にどういう意味があるかを評価することが重要である。

3.2 降水化学の解析

降水中の無機態窒素成分のトレンドとレベルを解析し、FM多摩と近隣に位置する多摩、福生、檜原の3地点と比較した。まず、硝酸イオン (NO_3^-) とアンモニウムイオン (NH_4^+) の月間加重平均濃度についてトレンド解析を行った。次に濃度レベルを比較するために7年分の加重平均濃度の分布 (平均値 \pm 標準偏差) を示した。湿性沈着量についても硝酸イオンとアンモニウムイオンの和 ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ = \Sigma\text{N}$) を加え、同様の分布を示した。また、(a)日本全域、(b)東アジアの都市部、におけるアンモニウムイオンの年間加重平均濃度および年沈着量を硝酸イオンのそれに対してプロットし、広域におけるFM多摩の無機態窒素成分の位置づけを調べた。

3.2.1 窒素成分濃度の時系列

4地点における硝酸イオンおよびアンモニウムイオンの月間加重平均濃度の経年変化を Fig. 2 および Fig. 3 に示す。FM多摩の硝酸イオン濃度、アンモニウムイオン濃度は他3地点に比べて高いレベルにあった。両イオン濃度ともに4, 5月に高く10, 11月に低いという季節変動がFM多摩では強く出ていた。また、両イオンとも明瞭なトレンドは読み取れなかった。

3.2.2 窒素成分濃度のトレンド解析

窒素成分濃度に対して行ったトレンド解析の結果を Table 3 に示す。FM多摩の硝酸イオンおよびアンモニウムイオン濃度のトレンドはともに正となったが、有意なトレンドは認められなかった。西東京3地点の硝酸イオン濃度および福生、多摩のアンモニウムイオン濃度についても有意なトレンドは認められなかった。

檜原のアンモニウムイオン濃度については、線形回帰によるトレンドを回帰直線の傾きで表すと

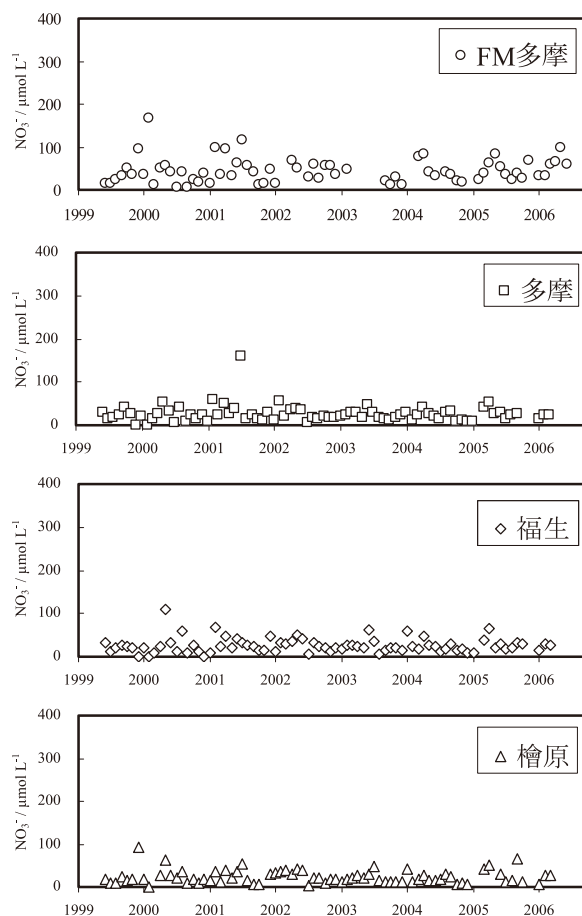


Fig. 2 Time series of volume-weighted mean monthly concentrations of NO_3^- at FM Tama, Tama, Fussa and Hinohara.

-4.057 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{y}^{-1}$ という値になり、有意水準 7% で有意な減少トレンドを示した。しかし、季節性 Kendall 検定では -0.754 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{y}^{-1}$ であり、有意な減少トレンドは認められず、線形回帰とは異なる結果となった。これは檜原のアンモニウムイオン濃度の時系列の1999年12月に外れ値があったこと

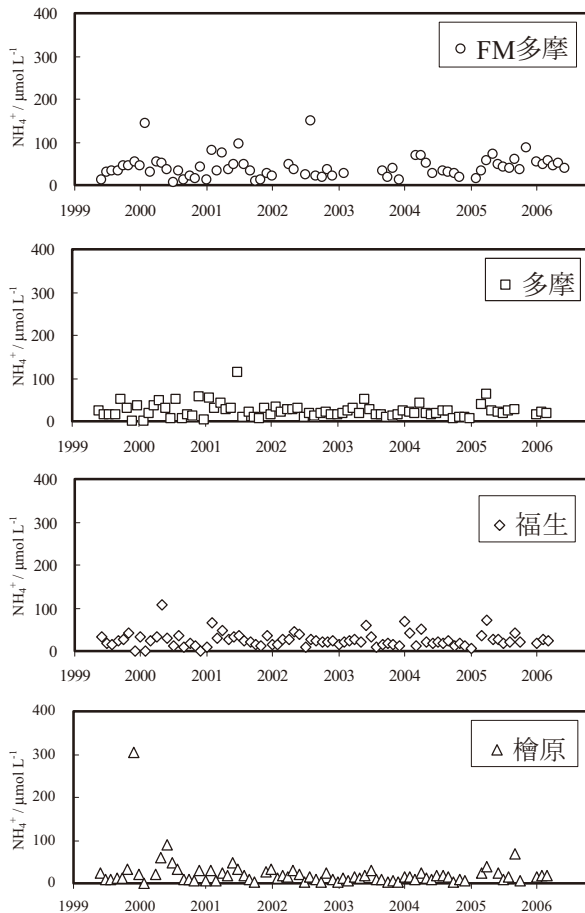


Fig. 3 Time series of volume-weighted mean monthly concentrations of NH_4^+ at FM Tama, Tama, Fussa and Hinohara.

が原因だと考えられる。今回のような時系列データに対しては、その影響を加味してトレンド解析を行う必要がある。外れ値を排除して線形回帰を行うという方法もあるが、ロバスト性を持つ季節性 Kendall 検定の結果を採用するのが妥当である。以上の結果より、両イオン濃度とも全地点においてトレンドはないと判断した。

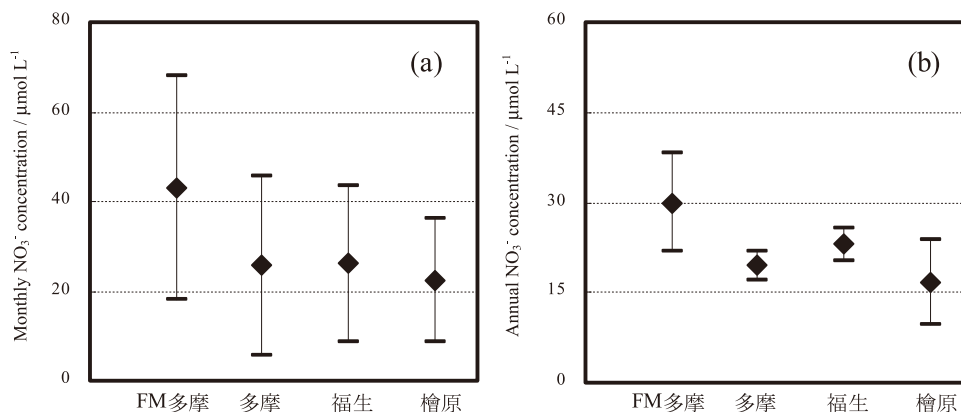
3.2.3 窒素成分濃度の比較

1999年6月から2006年6月までの期間における硝酸イオン、アンモニウムイオンの月間加重平均濃度および年間加重平均濃度の平均値と誤差範囲 ($\pm \sigma$) を Fig. 4 および Fig. 5 に示す。4 地点中、FM 多摩の硝酸イオン濃度が最も高かった。月間値では、FM 多摩の平均値が $42.8 \mu\text{mol L}^{-1}$ であったのに対して、他3地点は $22 \sim 26 \mu\text{mol L}^{-1}$ 程度であり、倍近くの差があった。アンモニウムイオン濃度についても FM 多摩における月間値の平均値は $38.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ で、他3地点の $18 \sim 26 \mu\text{mol L}^{-1}$ より高かった。年間値で見ても両イオン濃度とも FM 多摩の値が最も高かった。

FM 多摩における窒素成分濃度が高かった原因を考察する。FM 多摩の誤差範囲がやや大きいことを考えると、濃度の高いサンプルが平均値を引き上げた可能性はあるが、FM 多摩の時系列 (Fig. 2, Fig. 3) を見れば、FM 多摩における窒素成分濃度はやはり高い水準にあることがわかる。 NO_x の放出源となる自動車や都市開発などの人間活動が原因として考えられるが、近接している多摩と変動の振幅が異なることと矛盾する。すると、FM 多摩の地域的特性が関係していると考えられる。FM 多摩は全体が森林で覆われていることに加え、谷戸の地形である。また、尾根の近くに位置しており、大気の

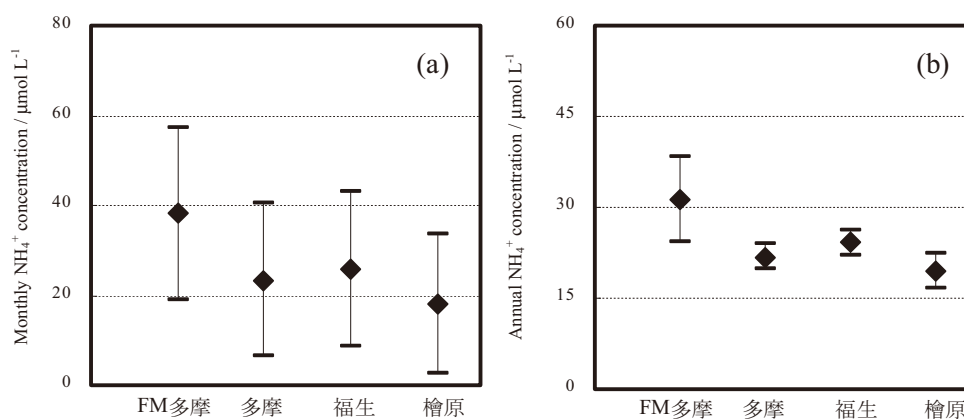
Table 3 The results of trend analysis by linear regression and seasonal Kendall test for volume-weighted mean monthly concentrations of NO_3^- and NH_4^+ .

物質	地点	線形回帰		季節性 Kendall 検定	
		トレンド ($\mu\text{mol L}^{-1} \text{y}^{-1}$)	p 値	トレンド ($\mu\text{mol L}^{-1} \text{y}^{-1}$)	p 値
NO_3^-	FM 多摩	0.561	0.729	0.883	0.501
	多摩	-0.637	0.595	-0.051	1.000
	福生	0.008	0.994	0.367	0.451
	檜原	-0.315	0.747	-0.454	0.580
NH_4^+	FM 多摩	0.944	0.521	0.784	0.313
	多摩	-0.908	0.368	-0.032	1.000
	福生	-0.160	0.875	0.000	1.000
	檜原	-4.057	0.065	-0.754	0.451

Fig. 4 Level of NO₃⁻ concentration.

(a) Volume-weighted mean monthly concentration,

(b) Volume-weighted mean annual concentration

Fig. 5 Level of NH₄⁺ concentration.

(a) Volume-weighted mean monthly concentration,

(b) Volume-weighted mean annual concentration

流れが平地とは異なる可能性がある。しかし、本研究ではその原因が何であるかの結論を出すには至らなかった。

3.2.4 窒素沈着量の比較

窒素成分の年間湿性沈着量を Fig. 6 に示す。NO₃⁻、NH₄⁺、ΣN のいずれの指標の平均も FM 多摩が 4 地点中で最も高かった。FM 多摩の硝酸イオン、アンモニウムイオンの沈着量の年間値の平均はそれぞれ 40.9、44.5 mmol m⁻² y⁻¹ であり、多摩とは 1.5 倍ほどの差が認められた。また、FM 多摩の ΣN の年間沈着量の平均は 85.4 mmol m⁻² y⁻¹ で、多摩の 56.4 mmol m⁻² y⁻¹ より高かった。近接している多摩を含め、全指標とも対照地点と差があることから、FM 多摩の窒素成分沈着量は 4 地点の中で異なるレベルにあると判断した。これは先に述べたように FM 多摩の地域的特性に起因しているのではないかと考えられる。

3.2.5 日本および東アジアのデータとの比較

(a) 日本全域 (56 地点)、(b) 東アジアの都市部 (17 地点)、における硝酸イオン、アンモニウムイオンの年間加重平均濃度と年沈着量を FM 多摩のそれと比較した (Fig. 7, Fig. 8)。

FM 多摩の硝酸イオン濃度、アンモニウムイオン濃度は日本全域と比較して高いことがわかった。両イオン濃度とも上位 10% に含まれていた。また、沈着量は両イオンともに日本の中では高い部類に入り、上位 30% ほどであった。立山、伊自良湖、越前岬、京都弥栄など日本海側の地点の沈着量が FM 多摩よりも高かった。

範囲を東アジアに広げると、中国の Shizhan やインドネシアの Jakarta など FM 多摩より硝酸イオン濃度の高い地点が散見された。それでも FM 多摩の硝酸イオン濃度は東アジアの中で高い方に分類された。アンモニウムイオン濃度については、日本

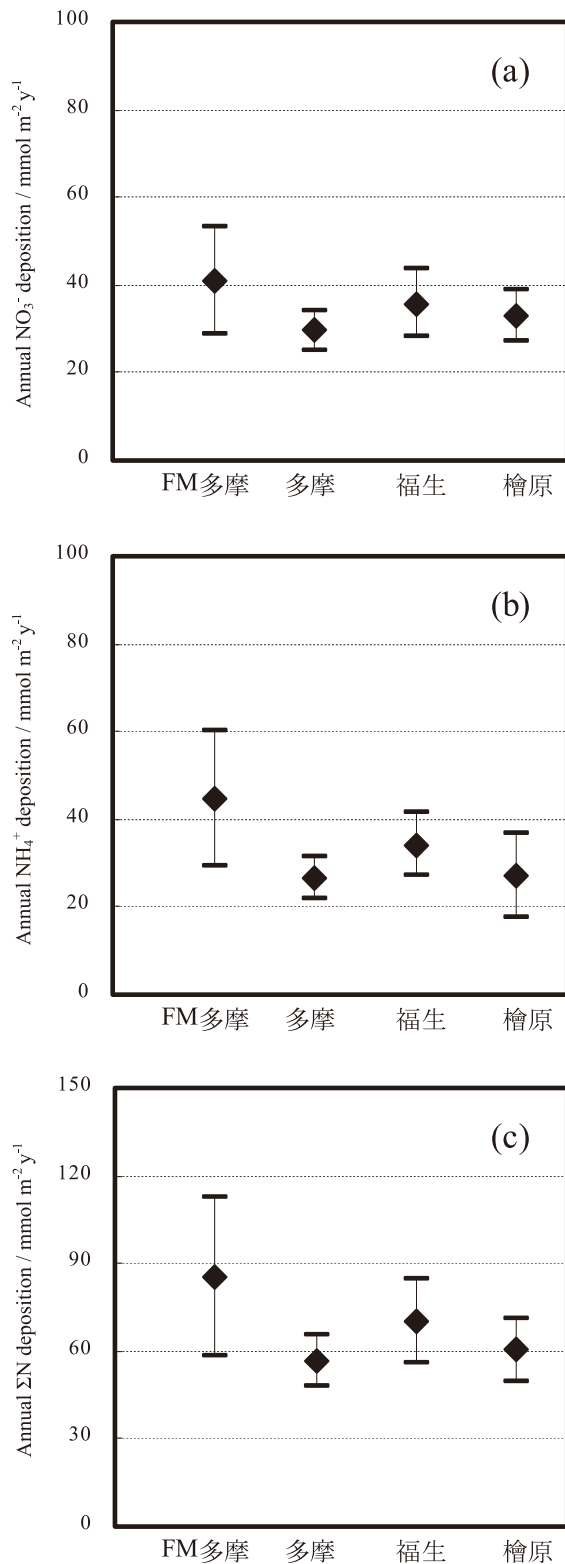


Fig. 6 Level of annual wet deposition of nitrogen.
(a) NO₃⁻, (b) NH₄⁺, (c) ΣN

よりも濃度の高いところが多く、FM 多摩は東アジアの中では平均的な水準であった。沈着量は東アジアの中で見ると、硝酸イオンは平均的な水準であり、アンモニウムイオンは低い方に分類された。

4. まとめ

本研究では、FM 多摩における気象要素と降水中の無機態窒素成分の解析を行い、日本や東アジアの地点と比較することでFM 多摩の状況を評価した。これより次のことが明らかになった。

1. FM 多摩の1959年から2003年までの年平均気温は45年間で0.5℃ほど上昇した。これは大手町や大島の上昇気温1.4℃より小さい。
 2. 年降水量については、全地点とも有意な長期トレンドは認められなかった。
 3. FM 多摩および西東京3地点における1999年から2006年までの硝酸イオンおよびアンモニウムイオン濃度の経年変化において、有意なトレンドは認められなかった。
 4. FM 多摩の硝酸イオンおよびアンモニウムイオンの月間加重平均濃度の平均は42.8, 38.2 μmol L⁻¹でそれぞれ西東京3地点より1.6~1.9, 1.5~2.1倍高かった。
 5. FM 多摩の湿性窒素沈着量は、硝酸イオン、アンモニウムイオンおよびその和がそれぞれ40.9, 44.5, 85.4 mmol m⁻² y⁻¹でいずれも4地点中で最大だった。それぞれ西東京3地点より1.1~1.4, 1.3~1.7, 1.2~1.5倍高かった。
 6. FM 多摩の窒素成分濃度および沈着量は、日本全域と比較しても高い水準にあり、特に硝酸イオン濃度およびアンモニウムイオン濃度は上位10%に含まれていた。沈着量は上位30%内であった。
- FM 多摩の窒素成分濃度が周辺地点、特に多摩と比べて高いことがわかったが、その原因については明らかにすることができなかった。今後は、硝酸イオンの元となる大気中のNO_xの輸送現象やそれが降水中に取り入れられる大気化学プロセスなどを考慮した解析を進め、その原因を検討する必要がある。

付記

本研究の一部は、科学研究費補助金「実験林への窒素沈着の空間変動の解明と湿性および乾性沈着の評価」(18510006) および、とうきゅう環境浄化財団の研究費補助「FM 多摩丘陵における長期モニタ

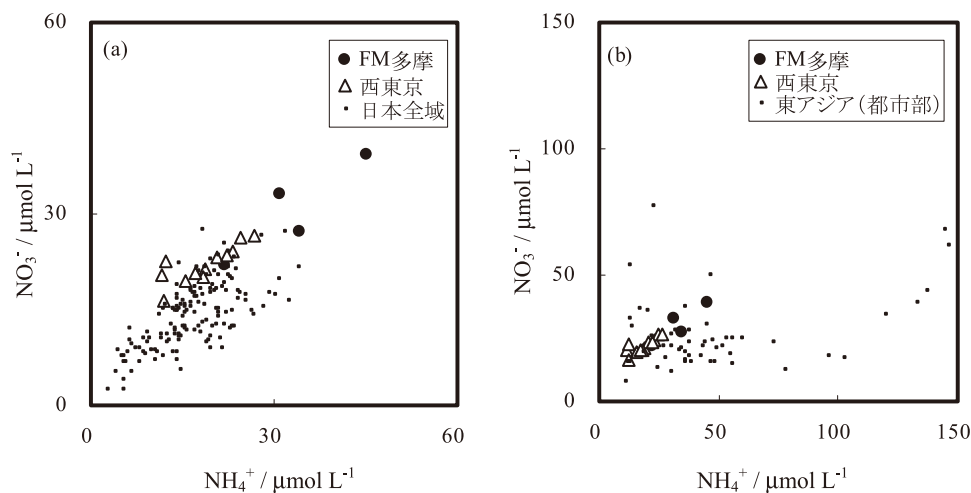


Fig. 7 Relationship between volume-weighted mean annual concentrations of NO_3^- and NH_4^+ .

(a) Japan, (b) East Asia

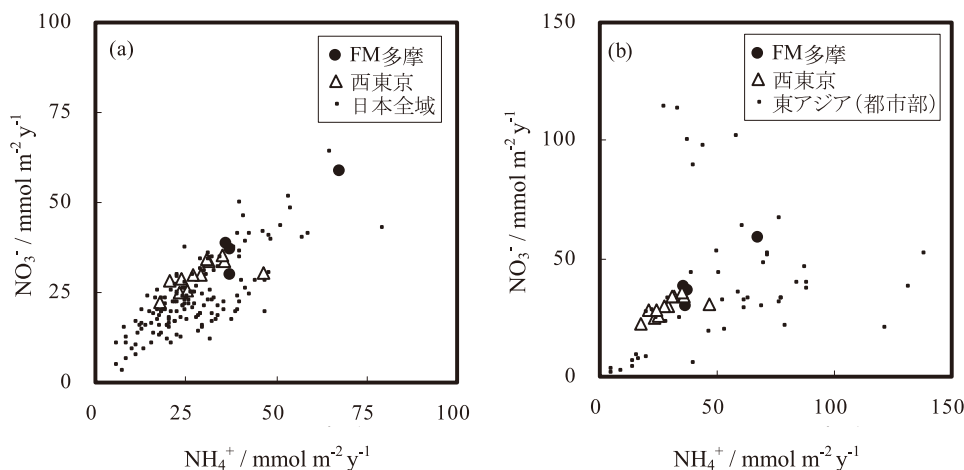


Fig. 8 Relationship between annual depositions of NO_3^- and NH_4^+ .

(a) Japan, (b) East Asia

リング」によって行われた。

引用文献

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steuler, P. and Melillo, J. M. (1989): Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems. *BioScience*, **39**, 378–386.
- Ågren, G. I. and Bosatta, E. (1988): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, **54**, 185–197.
- Baba, M. and Okazaki, M. (1998): Acidification in nitrogen-saturated forested catchment. *Soil Science and Plant Nutrition*, **44**, 513–525.
- Hirsch, R. M. and Peters, N. E. (1988): Short-term trends in sulfate deposition at selected bulk precipitation stations in New York. *Atmospheric Environment*, **22**, 1175–1178.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R. and Smith, R. A. (1982): Techniques of trend analysis for monthly-quality data. *Water Resources Research*, **18**, 107–121.
- Xu, Z. X., Takeuchi, K. and Ishidera, H. (2002): Long-terms of annual temperature and precipitation time series in Japan. *Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering*, **20**, 11–26.
- 内川 武・小倉紀雄・安部善也・楊 宗興・富沢実・土器屋由紀子 (2001): 波丘地の気象の記録, 土器屋由紀子・小倉紀雄, 多摩丘陵の自然と研究, pp. 134, けやき出版: 47–57.
- 茂沢隆之助・杉崎文三 (1968): 多摩試験地の気象観測 5 年報—1959年～1963年—, 波丘地農業研究所報第 4 号。

- 杉崎文三 (1981) : 多摩試験地の気象観測 5 年報(2) —1964年~1968年—, 波丘地農業研究所報第 5 号.
- 丹下 勲・富沢重徳・富沢 実 (1981) : 多摩試験地の気象観測 5 年報—1969年~1978年—, 波丘地農業研究所報第 5 号.
- 丹下 勲・富沢重徳・富沢 実 (1988) : 多摩試験地の気象観測 5 年報—1979年~1983年—, 波丘地農業研究所報第 6 号.
- 富沢重徳・富沢 実・鈴木重義・丹下 勲・安部喜也・小倉紀雄 (1992) : 多摩試験地の気象観測 5 年報—1984~1988年—.
- 富沢 実・富沢重徳・小倉紀雄・鈴木重義・安部喜也 (1995) : 多摩試験地の気象観測 5 年報—1989~1993年—.
- 富沢 実・楊 宗興・安部喜也・小倉紀雄・土器屋由紀子 (1999) : 多摩試験地の気象観測 5 年報—1994~1998年—.
- 富沢 実・手塚良子・土器屋由紀子・原 宏 (2007) : FM 多摩丘陵 (多摩試験地) の気象観測 5 年報—1999年~2003年—, フィールド・サイエンス, **6**, 63-74.
- 西岡昌秋・宝 馨 (2004) : Mann-Kendall 検定による水文時系列の傾向変動, 水文・水資源学会誌, **7**, 343-353.
- 三上岳彦 (2004) : ヒートアイランド研究の今後と政策へのかかわり, 天気, **51**, 118-122.
- 吉川哲生・苗村晶彦・土器屋由紀子 (2001) : 波丘地の降水の化学成分, 土器屋由紀子・小倉紀雄, 多摩丘陵の自然と研究, pp.134, けやき出版: 58-67.

投稿規程

「フィールドサイエンス」(英文名: Journal of Field Science) は、東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センターの研究報告誌で年1回以上発行される。

本誌には、広くフィールドサイエンスに関する研究成果などを掲載する。

1. 目的

フィールドサイエンスに関する研究成果を公表し、その発展に寄与する。

2. 投稿者

東京農工大学に所属する者およびフィールドサイエンスに関心をもつ者

3. 報文の種類と内容

- (1) 原著論文: 独創的な研究で、価値ある結論あるいは実験・調査結果を含むもので未発表のものに限る。
- (2) 研究資料: 測定・観察記録、既成の知見の確認など研究上報告する価値のあるもので未発表のものに限る。
- (3) 総説・解説: フィールドサイエンスに関するレビュー、実験・調査方法に関する解説など。

4. 報文の原稿

- (1) 原稿は、和文または英文とする。
- (2) 原稿は、別に定める執筆要領に従って作成し、刷り上がり20ページ以内とする。

5. 投稿手続き

原稿は、原著論文では原文1部とコピー2部、その他原稿では各1部を次の様式による原稿送付状を添えて、編集委員長に提出する。

- (1) 著書名
- (2) 表題
- (3) 原稿枚数(表紙、本文、要旨、図、表および写真のそれぞれの枚数)
- (4) 報文の種類
- (5) 別刷り希望部数

6. 原稿の受理・採否

- (1) 原著論文の審査は編集委員会で委嘱した学内および学外の審査員各1名以上が行い、論文等の採否は、審査結果に基づいて編集委員会が行う。
- (2) 研究資料および総説・解説の原稿の審査

は、審査員1名以上で行う。

- (3) 原稿が受理されたのち、原稿が入力されたフロッピーディスク(DOS/V 1.44 MB)にテキストあるいは書式付きテキスト)を提出する。

7. その他

- (1) 別刷希望者は実費負担とする。

執筆要領

1. 原著論文

- (1) 和文原稿
 - 1) 和文表題
 - 2) 著者名
 - 3) 英文表題
 - 4) 著者名のローマ字書きフルネーム
 - 5) ランニングタイトル(和文)
 - 6) 英文要旨・キーワードおよび和文要旨・キーワード
 - 7) 本文(はじめに、試料と方法、結果、考察)
 - 8) 引用文献
- (2) 英文原稿
 - 1) 英文表題
 - 2) 著者名のローマ字書きフルネーム
 - 3) 和文表題
 - 4) 著者名
 - 5) ランニングタイトル(英文)
 - 6) 和文要旨・キーワードおよび英文要旨・キーワード
 - 7) 本文(Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion)
 - 8) 引用文献
- (3) 原稿の表紙(第1枚目)には、上記1)~5)を記載し、脚注として著者の所属(学科名等)を和文および英文で記載する。

2. 用語等

- (1) 和文原稿は、A4判用紙(縦)を用い横書きとし、ワードプロセッサにより1000字(40字、25行)に印字する。
- (2) 英文原稿および英文要旨は、A4判用紙(縦)にワードプロセッサ1行約60字詰め、25行で印字する。
- (3) 動物・植物等の和名、外来語および原語によらない場合の外国の地名・人名はカタカナとする。学名はイタリックとする。

- (4) 用語は、原則として文部省編「学術用語集」に使われているものを用いる。
- (5) 量記号は、イタリックのローマ字もしくはギリシャ文字のアルファベットの1字、またはこれに添字を付けたものを用いる。
- (6) 単位は国際単位系 (SI) を用いることが望ましい。

3. 要旨・キーワード

- (1) 和文要旨は約500字以内に、英文要旨は約300語以内にまとめる。なお、和文原稿の英文要旨は約600語以内にまとめる。
- (2) キーワードは日本語および英語でそれぞれ5個以内とし、和文および英文要旨の後に書く。なお、英文の1つのキーワードは3単語以内とする。
- (3) 要旨は和文、英文ともそれぞれ別紙に記載する。

4. 本文

- (1) 和文、英文ともに本文の見出しはポイントシステムによる記号を用い、大見出し、中見出し、小見出しをそれぞれ1., 1.1, 1.1.1とする。さらに細分を要する場合は (a), (b), ……、を用いる。

5. 図・表

和文原著論文の場合、図・表の題名・注等は英文とする。

- (1) 図 (写真は図として取り扱う)
 - 1) 図の題名および注はその順序に図の下に書く。
 - 2) 図は白紙に鮮明に書く。また、図のサイズは印刷される大きさの約2倍に描く。
 - 3) 図は1枚ごとに別紙とし、図番号の表示は、Fig. 1. のようにする。
本文中で図番号を示すときも同様とする。
 - 4) 写真は鮮明なものを用いる。題名および注はその順序に写真の下に記載する。
 - 5) 図の挿入箇所は、原稿の該当位置の右欄外に図番号を朱書きして指定する。
- (2) 表
 - 1) 表の題名は表の上に、注は表の下にそれぞれ記載する。

2) 表は1枚ごとに別紙とし、表番号の表示は、Table 1. のようにする。

本文中で表番号を示すときも同様とする。

3) 表の挿入箇所は、原稿の該当位置の右欄外に表番号を朱書きして指定する。

6. 研究資料および総説・解説

原著論文の執筆要領に必ずしも準じなくても良い。

7. 引用文献

- (1) 引用文献は著者名のアルファベット順に記載し、本文の該当箇所に (著者名, 年号) または著者名 (年号) のように明示する。
- (2) 雑誌の場合は、著者名 (年) 表題. 雑誌名, 巻または号 (通巻ページでないものは巻号) : 最初のページ-最後のページとする。
- (3) 単行本の場合は、著者名 (発行年) 書名. ページ, 発行所, 所在地とする。

引用文献の書き方 (例)

文献は本文中に引用されたものすべてを記載する。雑誌名は原則として、省略しないで表記する。

(a) 雑誌論文

田中阿歌磨・星野隆一 (1933) 択捉島湖沼踏査概況及其の湖沼形態, 水の理化学的所見. 陸水学雑誌 3 : 1-19.

Birge, E. A. and Juday, C. (1934) Particulate and dissolved organic matter in inland lakes. *Ecological Monograph* 4 : 440-474.

(b) 単行本の全部

吉村信吉 (1937) : 湖沼学. 266 pp, 三省堂, 東京.
Ruttner, G. E. (1957) *Fundamentals of Limnology* (Translated by Frey, D. G. and Fry, F. E. J.). 380 pp, Toronto University Press, Toronto.

(c) 単行本の章または分冊

小林繁男 (1993) 熱帯林土壌のせき悪化. 熱帯林土壌, 真下育久編, 385 pp, 勝美堂, 東京 : 280-333.

Syrett, P. J. (1962) Nitrogen Assimilation. *In* *Physiology and Biochemistry of Algae*, Lewin, R.A. (ed.), 670 pp, Academic Press, New York : 171-188.

フィールドサイエンス編集委員会

編集委員長 竹内 道雄 東京農工大学農学部 FS センター長, 教授

編集委員 原 宏 FS センター教授
渡辺 直明 FS センター助教
鈴木 馨 FS センター准教授
島田 順 FS センター教授
松村 昭治 FS センター准教授
野見山敏雄 生物生産学科准教授
有江 力 応用生物科学科准教授
久保 隆文 環境資源科学科教授
峰松 浩彦 地域生態システム学科准教授
加茂前秀夫 獣医学科教授

事務局 田代 範彦 府中地区総務副 TL (FS 担当)

Editorial Committee of Journal of Field Science

Editor-in-Chief

Michio TAKEUCHI Director of Field Science Center, Professor of Tokyo University of Agriculture and Technology

Editorial Board

Hiroshi HARA Professor of Field Science Center
Naoaki WATANABE Assistant Professor of Field Science Center
Kaoru SUZUKI Associate Professor of Field Science Center
Jun SHIMADA Professor of Field Science Center
Shoji MATSUMURA Associate Professor of Field Science Center
Toshio NOMIYAMA Associate Professor of Dept. of Biological Production
Tsutomu ARIE Associate Professor of Dept. of Applied Biological Science
Takafumi KUBO Professor of Dept. of Environmental and Natural Resources Science
Hirohiko MINEMATSU Associate Professor of Dept. of Ecological Science
Hideo KAMOMAE Professor of Dept. of Veterinary Medicine

Management Office

Norihiko TASHIRO Chief of Field Science Center Office

平成20年 3月28日 印刷

平成20年 3月31日 発行

発行所 東京農工大学農学部附属 FS センター
〒183-8509 府中市幸町 3-5-8 ☎042-367-5799
印刷所 電算印刷株式会社
〒390-0821 松本市筑摩 1-11-30 ☎0263-25-4329



Journal of Field Science

No. 7

March, 2008

Originals

- 1 The Detailed Soil Map of Paddy Fields Located in Field Museum Honmachi, Tokyo University of Agriculture and Technology / H. TANAKA, Y. NAKAMURA and T. MOTOBAYASHI

- 11 Effects on characteristics of soil nutrient dynamics of conversion from deciduous broad-leaved forest to Japanese cypress and Japanese cedar plantations / T. ICHIKAWA

Research material

- 71 Analyses of meteorological elements and precipitation chemistry at FM Tamakyuryo / K. SHINOZAKI, Y. GAMO, Y. IIZUMI, S. TANAKA and H. HARA

FIELD SCIENCE CENTER, TOKYO UNIVERSITY OF
AGRICULTURE AND TECHNOLOGY
Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan