

(千葉大学学位申請論文)

落葉広葉樹林のスギ・ヒノキ人工林化が 土壌養分特性に及ぼす影響

2004年1月

千葉大学大学院自然科学研究科
人間・地球環境科学専攻環境システム学講座

市川 貴大

目次

| | |
|---|-----|
| 第1章 序論 | 1 |
| 第1節 研究の目的 | 1 |
| 第2節 研究小史 | 3 |
| 第3節 研究のすすめ方と本論文の構成 | 7 |
| 第2章 土壤養分動態特性を把握するための簡易測定法の検討 | 8 |
| 1. はじめに | 8 |
| 2. 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 | 10 |
| 3. FDA加水分解活性法による森林土壤の微生物活性の測定 | 16 |
| 4. FDA加水分解活性を用いた森林土壤の微生物活性の簡易測定 | 24 |
| 5. IER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 | 35 |
| 6. おわりに | 46 |
| 第3章 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 | 49 |
| 第1節 針葉樹林化が土壤養分特性に及ぼす影響 | 49 |
| 1. はじめに | 49 |
| 2. 調査地の概況 | 49 |
| 3. 調査方法 | 52 |
| 4. 結果と考察 | 53 |
| 5. おわりに | 62 |
| 第2節 針葉樹林化が生態系内の養分動態に及ぼす影響 | 64 |
| 1. はじめに | 64 |
| 2. 調査方法 | 64 |
| 3. 結果と考察 | 65 |
| 4. おわりに | 76 |
| 第3節 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 | 79 |
| 1. はじめに | 79 |
| 2. 調査方法 | 79 |
| 3. 結果と考察 | 81 |
| 4. おわりに | 91 |
| 第4章 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壤養分動態特性の変化 | 97 |
| 第1節 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 | 97 |
| 1. はじめに | 97 |
| 2. 調査地の概況 | 97 |
| 3. 調査方法 | 100 |

| | |
|------------------------------------|-----|
| 4. 結果と考察 | 102 |
| 5. おわりに | 115 |
| 第2節 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 | 120 |
| 1. はじめに | 120 |
| 2. 調査方法 | 120 |
| 3. 結果と考察 | 121 |
| 4. おわりに | 130 |
| 第5章 スギ林とヒノキ林での林齢による土壌養分動態特性の変化 | 131 |
| 1. はじめに | 131 |
| 2. 調査地の概況 | 132 |
| 3. 調査方法 | 132 |
| 4. 結果と考察 | 135 |
| 5. おわりに | 143 |
| 第6章 総合考察 | 147 |
| 摘要 | 151 |
| 謝辞 | 154 |
| 引用文献 | 155 |
| Summary | 174 |

第1章 序論

第1節 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、森林土壌の養分状態を維持・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、森林土壌の養分状態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(天然林を伐採した跡地や原野等に人工造林すること)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”は樹木の生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壤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, 土壤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, 長伐期化が土壤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壤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。

第2節 研究小史

1. 森林における樹種の違いによる土壤養分特性の変化

海外では針葉樹，特にトウヒ (*Picea* spp.) の植栽に伴う土壤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壤は酸性化し，土壤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 (1974) 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壤になり，土壤が酸性化することにより表層土壤の交換性 K, 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，林齢にともないムル型土壤を発達させ，表層土壤の 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，表層土壤の pH，微生物バイオマス炭素・窒素，炭素無機化量，窒素無機化量，窒素固定活性などに樹種による違いはみられなかった (Phiha 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，炭素・窒素・リン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, 1996b ; Takahashi *et al.*, 1999a ; 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, 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.* (1999b)、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。

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亡が常に生じている(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, 1996a)。

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壌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壌水を採取し、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出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, 1996a ; 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。

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

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, B_C, B_D型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回転率(Ao 層量/年間のリターフール量)は針葉樹林化によって遅くなっていた(市川ら, 2003c)。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, 1991b)。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、リターフールの分解速度にはリターフ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(Couteaux *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壤に混合し、室内で一定期間、一定条件下で培養させ炭酸ガス(CO₂)発生量を測定し、分解速度を比較したところ、ハンノキ>コナラ≧ヒノキ>スギとしている。

土壤微生物の種類および数量は土壤 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壤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、土壤型など)をそろえ、測定方法や測定条件を同一にする必要がある。

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; 沓名ら, 1988a; 下野ら, 1989; 村上ら, 1990; 佐々ら, 1991; 澤田・加藤, 1991, 1993; 戸田ら, 1991, 1996a, 1996b, 1997a, 1997b; 加藤ら, 1993; 渡邊ら, 1993; 岡子ら, 1993; 戸田・生原, 1994; 高橋ら, 1994a, 1996a; 加藤・白井, 1995; 小林ら, 1995; 呉ら, 1996, 1998; 島田ら, 1998a, 1998b; 宗ら, 1999; 稲垣・山田, 2002; 稲垣ら 2002; 小柳ら, 2002a, 2002b, 2002c)。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。

第3節 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つた。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。

第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。

第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(A₀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(A₀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。

第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。

第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。

第6章では、第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。

第2章 土壤養分動態特性を把握するための簡易測定法の検討

1. はじめに

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(NH_4^+-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。

塩化カリウム(KCl)などの中性塩溶液で土壤から交換抽出された NH_4^+-N の定量には一般的に水蒸気蒸留法(Bremner and Keeney, 1966)、フローインジェクション分析法(竹迫, 1991a, b)など、淡水(例えば雨水など)の NH_4^+-N の定量にはイオンクロマトグラフ法(日本工業標準調査会, 1992)などがある。しかし、水蒸気蒸留法は操作が煩雑であり、フローインジェクション分析法やイオンクロマトグラフ法は迅速で高精度であるが、高価な装置を要する。

NH_4^+-N の簡易な測定法として雨水、土壤抽出液ともにインドフェノール青法を利用した方法(都築, 1994 ; 半谷・小倉, 1995 ; 日高, 1997)がある。ところが、これらのインドフェノール青法を利用した方法は測定試料の種類などによって測定手法が異なっている。試料と試薬を反応させた温度や反応時間についてはさまざまなものが見られる。都築(1994)、半谷・小倉(1995)、日高(1997)には反応させた温度が室温(約22~27°C)としか明記されていない。また、反応時間は都築(1994)では45分、半谷・小倉(1995)では3~4時間以上、日高(1997)では30分としている。このため、本節では50mLメスフラスコを用いて厳密な試料・試薬の定量を行う都築(1994)の方法(以下、原法)の試料・試薬を少量化し、操作を簡易化し(以下、試験管法)、吸光度に及ぼす試料のKCl濃度、反応させた温度、反応時間の影響について検討した。また、測定結果を原法と試験管法で比較した。

微生物活性や微生物バイオマスを測定する方法として、直接顕鏡法(Jones and Mollison, 1948)、ATP法(Jenkinson and Oades, 1979)、菌体のヘキソサミン(キチン)やエルゴステロール量を測定する方法(Swift, 1973 ; Seitz *et al.*, 1979)、土壤呼吸量(Van Cleve *et al.*, 1979)、デヒドロゲナーゼ活性(Smith and Pugh, 1979)、グルコースなどの易分解性有機物を添加して土壤を培養し二酸化炭素発生の最大初速度を求める基質誘導法(Anderson and Domsch, 1978)、放出される熱量を測定する微小熱量計法(Mortensen *et al.*, 1973)、クロロホルムくん蒸培養法(Jenkinson and Powlson, 1976)、クロロホルムくん蒸抽出法(Vance *et al.*, 1987)などがある。これらの方法は微生物活性や微生物バイオマスを測定するために考案されたが、特殊な測定機器や測定技術、多くの時間や労力を必要とする。

フルオレセイン・ジアセテート(3', 6'-diacetylfluorescein, FDA)は無蛍光物質であるが、生きている細胞内に取り込まれたのち、プロテアーゼやリパーゼ、エステラーゼなど

の酵素によって加水分解され、蛍光物質であるフルオレセインを生成する (Rotman and Papermaster, 1966 ; Ziegler *et al.*, 1975)。フルオレセインの発色については動物細胞 (Rotman and Papermaster, 1966), 植物細胞 (Widholm, 1972), バクテリア (Medzon and Brady, 1969 ; Lundgren, 1981 ; Tsuji *et al.*, 1995), 糸状菌 (Söderström, 1977 ; Barak and Chat, 1986), 藻類や原生動物 (Medzon and Brady, 1969) などでおこることが明らかにされている。

Swisher and Carroll (1980) はダグラスファーの針葉を用いて, Schnürer and Rosswall (1982) は土壌と大麦のわらを用いて FDA の発色を波長 490nm での吸光度 (A_{490}) で表わした。さらに Schnürer and Rosswall (1982) は微生物活動を停止させるために, 細胞膜を破壊するアセトンを用いた。わが国では小野ら (1989), 小野 (1993) が Schnürer and Rosswall (1982) の方法を改変し, 森林土壌の水抽出液の A_{490} を測定した。しかし, この方法には操作が煩雑であること, 測定値のばらつきが大きいこと, 発色に要する時間が 3 時間と比較的長いことなどの難点が挙げられる。

そこで, わが国の緑地土壌に FDA 加水分解活性法による土壌微生物活性の測定を導入するための基礎として, わが国の森林土壌を対象として, Schnürer and Rosswall (1982) の方法での測定をおこなった。また, 測定された A_{490} の有効性について検討するために, 微生物炭素量, 土壌呼吸および土壌の有機物分解活性の指標として用いられているセルロース分解能との比較を行った。

しかし, Yokoyama *et al.* (1993) や市川ら (2001) 報告では, 振とう時間が長くなると FDA からフルオレセインを生成する反応速度は低下する傾向にあった。この原因として, FDA 濃度が反応途中で低下したこと (Swisher and Carroll, 1980 ; 石塚・石塚, 1996) が考えられた。これまでの研究 (Swisher and Carroll, 1980 ; Schnürer and Rosswall, 1982 ; Federle *et al.*, 1986 ; Song and Bartha, 1990 ; Inber *et al.*, 1991 ; Adam and Duncan, 2001 ; Gaspar *et al.*, 2001 ; 市川ら, 2001) において, 例えばリン酸緩衝液 20mL に対して FDA 溶液を 0.08~0.2mL 添加して A_{490} を測定しており, FDA 濃度の反応速度論的解析は行われていない。このことから, 微生物活性の高いわが国の森林土壌の微生物活性を測定する場合には, 酵素反応に十分な FDA 濃度を求めることが必要である。

そこで, 迅速, 簡易である FDA 加水分解活性法 (Schnürer and Rosswall, 1982) を, わが国の森林土壌に適用するための基礎として, 同一地質の微生物活性の異なる土壌を用いて, 反応速度論的手法による FDA 濃度の改変について検討した。また, 測定して得られた A_{490} と土壌の生物・化学性との関連性を調べることにより, A_{490} の土壌微生物活性の指標としての有効性について検討した。

生態系内の養分動態に関する研究では, IER の吸着能を利用した可給態窒素の測定 (Binkley and Matson, 1983 ; Binkley, 1984 ; Kjønnass, 1999a) や, レジンコア法による野外での可給態窒素の測定 (Distefano and Gholz, 1986 ; Kolberg *et al.*, 1997) などに利用されている。わが国では森林土壌において主要カチオン (Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) と可給態

窒素(NH_4^+-N , NO_3^--N)の量的垂直移動特性の把握(生原ら, 1990 ; Wu *et al.*, 1996)に利用されている。既往の報告では IER を使用する上での問題点として, IER で吸着される可給態窒素量が少ない(Giblin *et al.*, 1994 ; Kjonass, 1999a)ことが挙げられている。このような IER の吸着能の減少について HCO_3^- と NO_3^--N との置換(Giblin *et al.*, 1994), 乾燥による(48 時間室内で風乾) NO_3^--N の吸着能の低下(Kjonass, 1999b)が指摘されている。また, 生原ら(1990)も IER の乾燥が樹脂の吸着能力に及ぼす影響について検討する必要があると述べている。雨水中の養分イオン量を IER により測定する際に, IER を地上部に設置するため, IER が乾燥することも考えられる。そこで, IER による雨水中の養分イオン量を簡易測定するための基礎的研究として, IER の乾燥がイオン吸着能に及ぼす影響について検討を行った。

2. 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

2-1 実験方法

試料には土壌の KCl 溶液による抽出液と降雨水を用いた。土壌試料として群馬県勢多郡東村にある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 草木演習林内のスギ林の表層土壌を用いた。土壌型は B_c 型(弱乾性褐色森林土)であった(土じょう部, 1976)。生土 20g に 2M-KCl 100mL を加え, 1 時間浸とうし, ろ液を分析に供した。また, 風乾した土壌の CEC を測定するためにセミマイクロ Schollenberger 法(亀和田, 1997b)による KCl 抽出液も分析に供した。

雨水の試料として千葉県松戸市にある千葉大学園芸学部構内で 2001 年 7 月に採水した雨水を用いた。

試薬である NH_4^+-N 標準原液, フェノール・ニトロプルシッド溶液, 次亜塩素酸ナトリウム溶液は都築(1994)の方法にしたがった。

原法では試料と試薬の反応を 50mL のメスフラスコで行うが, 試験管法では 25mL の試験管で行えるように溶液量を調節した。測定方法を以下に示す。

試料 2mL を 25mL の試験管にとり, 水を 10mL 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 2mL 加えたのちに, すばやく次亜塩素酸ナトリウム溶液を 2mL 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 635nm で空試験溶液を対照として測定する。空試験溶液は NH_4^+-N を含まない水または KCl 溶液を試料として同様の操作を行ったものである。

KCl 溶液には濃度に従いインドフェノール青の吸光度を上昇させる増感作用があるといわれている(竹迫, 1991a)。このことから, 水, 1M-KCl, 2M-KCl の 0, 0.5, 1, 2, 5, 10ppm の NH_4^+-N 標準溶液を調整して吸光度を測定した。室温は約 25°C, 反応時間は原法と同様に 45 分とした。

反応させた温度の影響について検討するために, あらかじめ 10, 20, 25, 30, 40°C に設

定しておいた恒温器内で試料と試薬を反応させた。測定には 2M-KCl の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 標準溶液を用い、反応時間は原法と同様 45 分とした。

反応時間の影響について検討するために、2M-KCl と水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 標準溶液についてそれぞれ試料と試薬を混合後 0.5, 0.75, 1, 1.5, 2, 3, 5 時間放置したときの吸光度を測定した。反応させた温度は 25°C とした。

試験管法の精度について検討するために、試料について、原法と試験管法で求めたそれぞれの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を比較した。このときの試験管法の測定条件は 2M-KCl を含む試料では反応時間を 1 時間 30 分、反応させた温度を 25°C、雨水の試料では反応時間を 2 時間、反応させた温度を 25°C とした。なお、CEC を測定するための KCl 抽出液は後述する測定限界を超える $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を含んでいたため、2M-KCl で 50 倍に希釈したものを原法と試験管法の測定試料とした。

2-2 結果と考察

水、1M-KCl, 2M-KCl の標準溶液の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係を図-2.1 に示す。いずれの標準溶液でも $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係を直線回帰できた。回帰式の傾きは KCl 濃度が高いほど大きくなっていることから、KCl 溶液には濃度に従い吸光度を上昇させる増感作用が認められた。この現象を竹迫(1991a)も報告している。したがって測定に際して、標準溶液と試料の KCl 濃度を統一する必要がある。また、いずれの標準溶液でも回帰式の決定係数(R^2)が 0.998~0.999 と高いことから、KCl 濃度の測定精度への影響は見られない。

反応させた温度ごとの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係(検量線)を図-2.2a に、反応させた温度と吸光度の関係を図-2.2b に示す。温度が上がるとインドフェノール青の生成速度が上昇し、吸光度は大きくなった。温度 25°C 以上で $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 標準溶液 10ppm の吸光度が頭打ちになったため、10ppm を除外して検量線を求めた(図-2.2a)。吸光度は温度の違いによって大幅に変わるものの(図-2.2b)、検量線は温度の違いにかかわらずほぼ原点をとおる直線で示された。このことから、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の測定では検量線作成時と試料測定時の温度をほぼ一定に保つように注意する必要がある。

反応させた時間ごとの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係(検量線)を図-2.3a に、反応時間と吸光度の関係を図-2.3b に示す。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 10ppm で吸光度が頭打ちになったため、10ppm を除外して検量線を求めた(図-2.3a)。反応時間にかかわらず検量線はほぼ原点をとおる直線で回帰できた。吸光度の経時変化(図-2.3b)を見ると、吸光度は 2M-KCl では 1.5 時間以降で定常状態になった。ところで、水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 標準溶液について同様の操作を試みた結果、反応時間にかかわらず検量線はほぼ原点をとおる直線で回帰でき、吸光度の経時変化は 2 時間以降で定常状態になった(図-2.4a)。しかし、定常状態においても水の検量線の傾きは 2M-KCl の検量線の傾きを数%下回っていた(図-2.4b)。

2-1 で示した試料について原法と試験管法でそれぞれ求めた $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を比較した。このときの試験管法の測定条件は 2M-KCl を含む試料では反応時間を 1 時間 30 分、反応させ

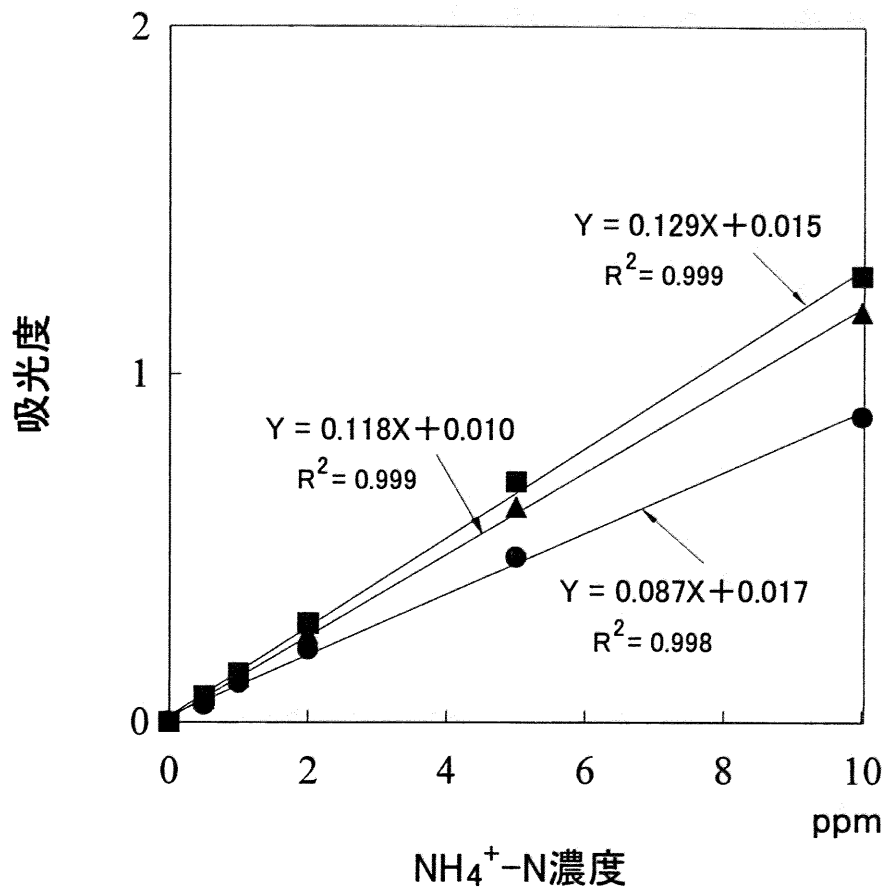


図-2-1 標準溶液中の NH₄⁺-N 濃度と吸光度の関係

● : 水, ▲ : 1M-KCl, ■ : 2M-KCl

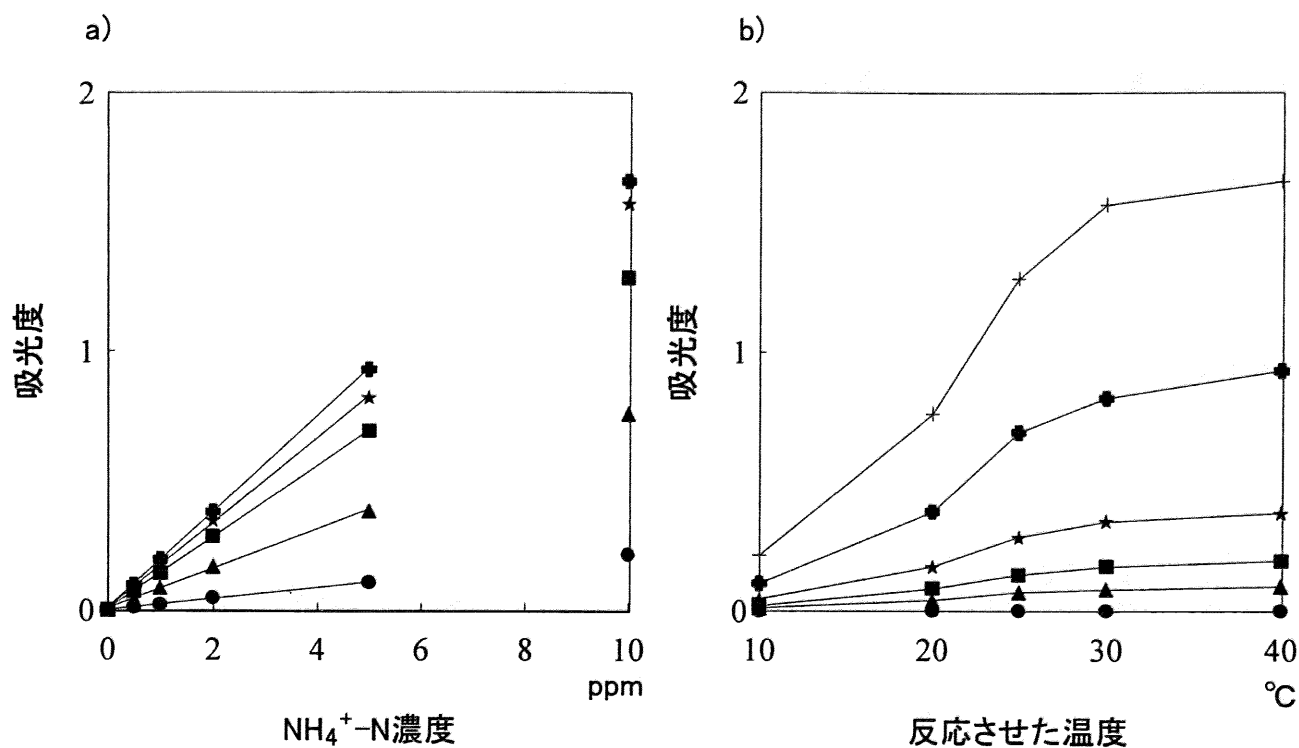


図-2.2 反応させた温度ごとの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係(a), および反応させた温度と吸光度の関係(b)

a) ● : 10°C $Y=0.021X+0.000$ $R^2=0.998$,

▲ : 20°C $Y=0.076X+0.005$ $R^2=0.998$,

■ : 25°C $Y=0.138X+0.003$ $R^2=1.000$,

★ : 30°C $Y=0.164X+0.006$ $R^2=0.999$,

+ : 40°C $Y=0.185X+0.004$ $R^2=1.000$.

b) ● : 0ppm, ▲ : 0.5ppm, ■ : 1ppm, ★ : 2ppm, + : 5ppm, + : 10ppm.

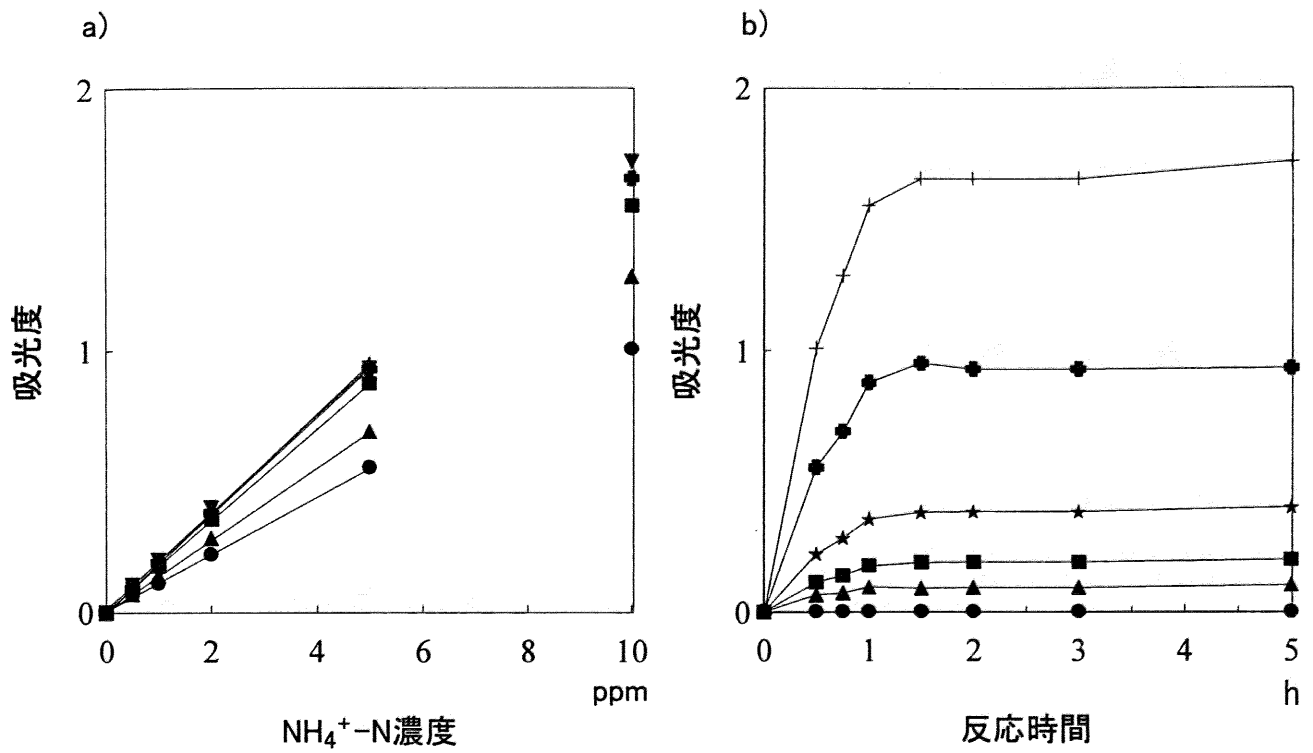


図-2-3 反応させた時間ごとの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係(a), および反応時間と吸光度の関係(b)

- a) ● : 0.5h $Y=0.110X+0.004$ $R^2=1.000$,
▲ : 0.75h $Y=0.138X+0.003$ $R^2=1.000$,
■ : 1h $Y=0.175X+0.003$ $R^2=1.000$,
★ : 1.5h $Y=0.191X-0.002$ $R^2=1.000$,
+ : 2h $Y=0.186X+0.003$ $R^2=1.000$,
+ : 3h $Y=0.186X+0.003$ $R^2=1.000$,
▼ : 5h $Y=0.185X+0.012$ $R^2=0.999$.

b) 凡例は図-2-2b と同じ。

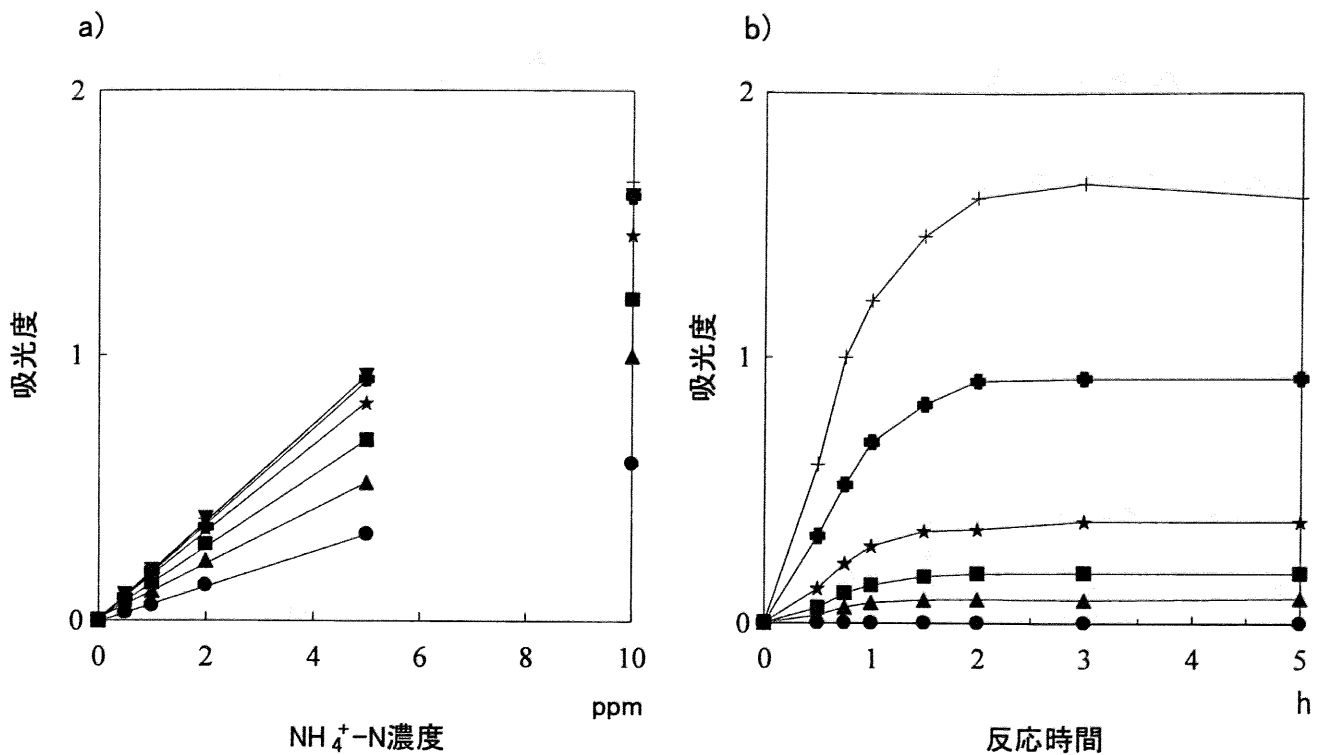


図-2.4 水の標準溶液についての反応させた時間ごとの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度と吸光度の関係(a), および反応時間と吸光度の関係(b)

- a) ● : 0.5h $Y=0.066X-0.004$ $R^2=0.999$,
 ▲ : 0.75h $Y=0.103X+0.007$ $R^2=0.999$,
 ■ : 1h $Y=0.136X+0.007$ $R^2=0.999$,
 ★ : 1.5h $Y=0.164X+0.007$ $R^2=0.999$,
 ⊕ : 2h $Y=0.182X-0.002$ $R^2=1.000$,
 + : 3h $Y=0.185X+0.002$ $R^2=1.000$,
 ▼ : 5h $Y=0.184X+0.005$ $R^2=1.000$.

b) 凡例は図-2.2b と同じ。

た温度を 25℃、雨水の試料では反応時間を 2 時間、反応させた温度を 25℃とした。原法と試験管法による測定値はほぼ 1:1 の直線で回帰できた(図-2・5)。このことから、試験管法は簡易かつ原法と同様の精度で雨水や KCl による土壌抽出液の NH_4^+-N 濃度を測定することができる。

試験管法では原法と同様の測定条件(室温約 25℃, 反応時間 45 分)で 0~10ppm までの検量線が作成できた(図-2・1)。しかし、図-2・2, 図-2・3 の結果では、 NH_4^+-N 濃度 10ppm で吸光度がほとんど頭打ちになった。このことから、試験管法では試料の NH_4^+-N 濃度を 5ppm 以下にして測定することが望ましい。

3. FDA 加水分解活性法による森林土壌の微生物活性の測定

3-1 実験方法

供試土壌の採取地は群馬県勢多郡の東京農工大学農学部附属草木演習林内の落葉広葉樹天然林(広葉樹林)と 65 年生常緑針葉樹人工林(針葉樹林)である。調査地の母材は接触変成岩のホルンフェルスであり、土壌型は B_0 型(適潤性褐色森林土)であった。広葉樹林、針葉樹林ともに斜面上部、斜面下部から土壌深 0~10, 10~20, 20~30cm の土壌を 6 回繰り返しで採取した。1999 年 5 月から 12 月まで毎月 1 回の土壌採取を行った。採取した土壌を速やかに 5℃の冷蔵庫に入れ、1 週間以内に A_{490} の測定に用いた。

Schnürer and Rosswall(1982)(以下、原法)に以下に示すような遠心分離を省略した方法で、 A_{490} を測定した。300mL 容の三角フラスコに一定量の生土をとり、60mM リン酸ナトリウム(Na_2HPO_4)緩衝溶液(pH7.6, 以下、緩衝液)100mL を加えた後、FDA を 2mg mL^{-1} 含むアセトン溶液 0.5mL を加え、直ちに 24℃の恒温器内に設置された振とう機で一定時間振とうした。なお、FDA のアセトン溶液は調整後 -20℃で保存した(Schnürer and Rosswall, 1982)。振とう後、直ちに微生物活動を停止させるためのアセトン 100mL を加え No. 3 の濾紙で濾過した。原法では遠心分離(6000rpm, 5 分間)と濾紙による濾過を併用しているが、本研究では遠心分離を省略した。濾液の A_{490} (波長 490nm での吸光度)を分光光度計で測定した。土壌を用いずに同様の操作を行ったものをブランクとした。

測定の精度を上げ、ばらつきを減らすには、測定に用いる土壌試料の量を増やす必要がある。また多数の試料で測定する場合、反応時間の短縮は重要な課題である。そこで測定に必要な土壌の量と反応時間(恒温器内での振とう時間)について検討した。土壌の量を緩衝液 100mL に対して乾重換算で 1g から 10g まで 10 段階に変え A_{490} を測定した。また、原法では試料によって 60 または 120 分とされている FDA の反応時間の短縮について検討するため、土壌(乾重)5g を用いて反応時間を 15, 30, 45, 60, 90 分とし、 A_{490} を測定した。土壌試料には異なる微生物活性を示す 1999 年 5 月に採取した広葉樹林斜面上部 0-10cm, 広葉樹林斜面下部 10-20cm, 針葉樹林 20-30cm の土壌を測定に用いた。なお、後述するように本法の再現性は高い。そこで、測定の繰り返しを行わなかった。

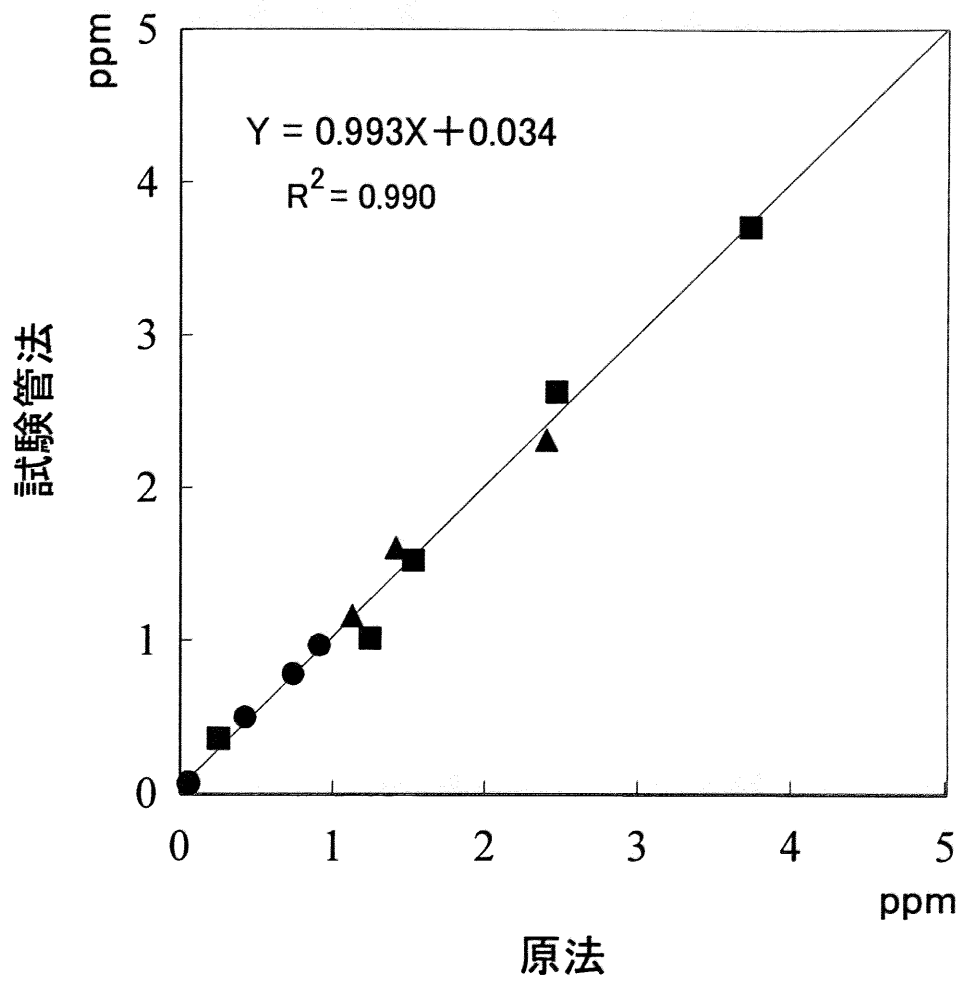


図-2.5 原法と試験管法で測定された NH₄⁺-N 濃度の比較

● : 雨水, ▲ : CEC 測定溶液, ■ : 2M-KCl 土壌抽出液

微生物バイオマス量、土壌呼吸量と A_{490} との関係について検討した。微生物バイオマス量、土壌呼吸量測定用の土壌を広葉樹林、針葉樹林それぞれの斜面上部、斜面下部において土壌深 0-10cm, 20-30cm から 6 回繰り返して採取し、土壌深ごとに混合した。微生物バイオマス量測定用の土壌を 1999 年 10 月に、土壌呼吸量測定用の土壌を 2000 年 5 月に採取した。混合した土壌について微生物バイオマス量をクロロホルムくん蒸抽出法(犬伏, 1992)で、土壌呼吸量をアルカリ性吸収剤による方法(長縄, 1992)でそれぞれ 3 連により測定した。1999 年 5 月から 1999 年 12 月にかけて A_{490} の季節変化を各土壌採取地点・土壌深ごとに調査した。また、1999 年 7 月に A_{490} 測定用の土壌採取地点・土壌深でのセルロース分解能(埋設期間中のセルロースの減少率)をベンチコートシート法(山本, 1992)で測定し、 A_{490} と比較した。埋設したベンチコートシートの大きさは $5 \times 20 \text{cm}^2$ 、埋設期間は 1 か月、各地点・土壌深ごとの繰り返しは 25 回である。

3-2 結果と考察

測定に用いる土壌試料の量と A_{490} の関係を図-2.6 に示す。いずれの土壌でも土壌試料の量の増加に伴って A_{490} は増加する傾向にあった。土壌試料 5g(乾重)以下では、 A_{490} の増加はいずれの土壌でもほぼ直線的であったが、土壌試料(乾重)5g 以上にすると、 A_{490} の高い土壌では緩やかになり、または停止した。この結果、土壌間の A_{490} の差は土壌試料 5g で不明瞭になった。このことから、測定に用いる土壌試料の量を原法同様、緩衝液 100ml に対して乾重で 5g 以下にする必要がある。

振とう時間と A_{490} の関係を図-2.7 に示す。土壌試料の量は 5g(乾重)である。いずれの土壌でも振とう時間が長くなるほど A_{490} は増加する傾向にあった。 A_{490} の高い土壌では、振とう時間が長くなるにつれて A_{490} の増加は頭打ちになる傾向を示し、土壌間の A_{490} の差を不明瞭にした。また試料によって頭打ちになる時間が異なっていた。このことから、本研究で用いたようなわが国の森林土壌の微生物活性では、振とう時間は A_{490} がある程度高まり、土壌間における微生物活性の差が明瞭である 30 分が適当であると考えられる。

本研究で用いた土壌試料は有機物含有量が比較的多く(およそ $20 \sim 160 \text{mg kg}^{-1}$)、微生物活動も活発であると推察される。したがって、多量の試料や長時間の反応によって分解基質である FDA が分解され尽くし、 A_{490} の増加を緩やかにし、または停止させる(Swisher and Carroll, 1980)ことも考えられる。今後、微生物活性の活発な土壌を測定する際の基質濃度について検討する必要がある。

なお、振とう後にアセトンを加えることで、少なくとも 1 時間の間 A_{490} はほぼ一定に保たれた(図-2.8)。また、土壌試料の量(乾重)5g、振とう時間 30 分とし、同一試料を 3 連で測定したところ、 A_{490} のばらつきは 2%以下と小さかった(表-2.1)。このことから本法は再現性の高い方法であるといえる。

微生物バイオマス量、土壌呼吸量と A_{490} の関係を図-2.9 に示す。微生物バイオマス量、土壌呼吸量と A_{490} は正の高い相関が見られ、対数関数で近似できた。しかし、微生物バイ

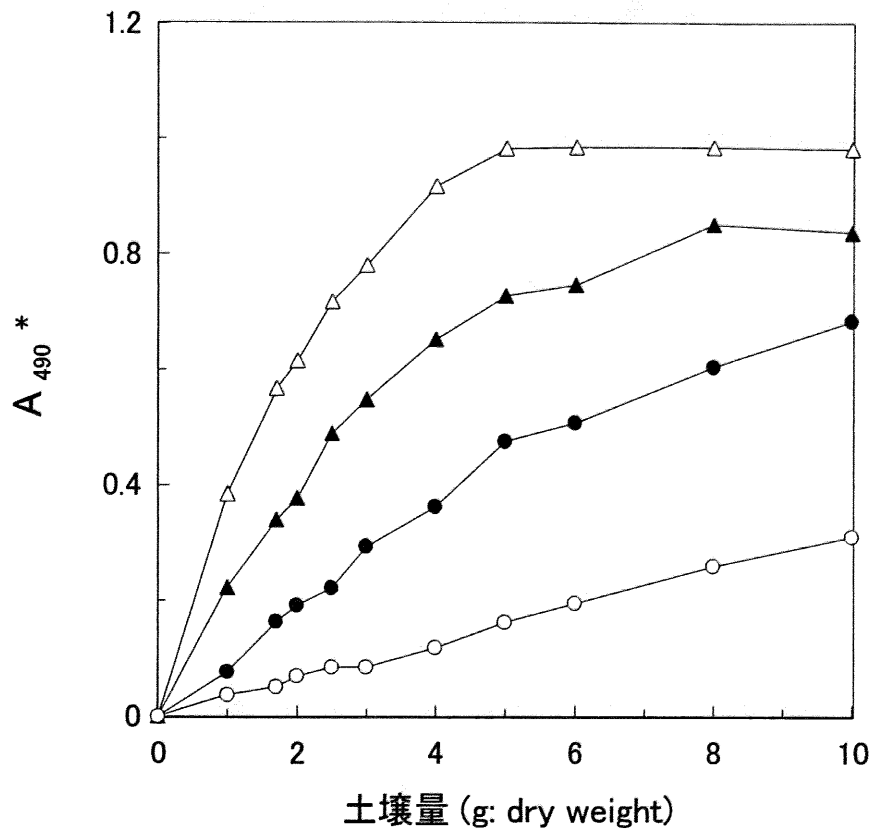


図-2-6 土壌の量と A_{490} の関係

△: 広葉樹林斜面上部 土壌深 0-10cm, ▲: 広葉樹林斜面下部 土壌深 10-20cm,

○: 針葉樹林斜面上部 土壌深 20-30cm, ●: 針葉樹林斜面下部 土壌深 20-30cm.

*波長 490nm での吸光度

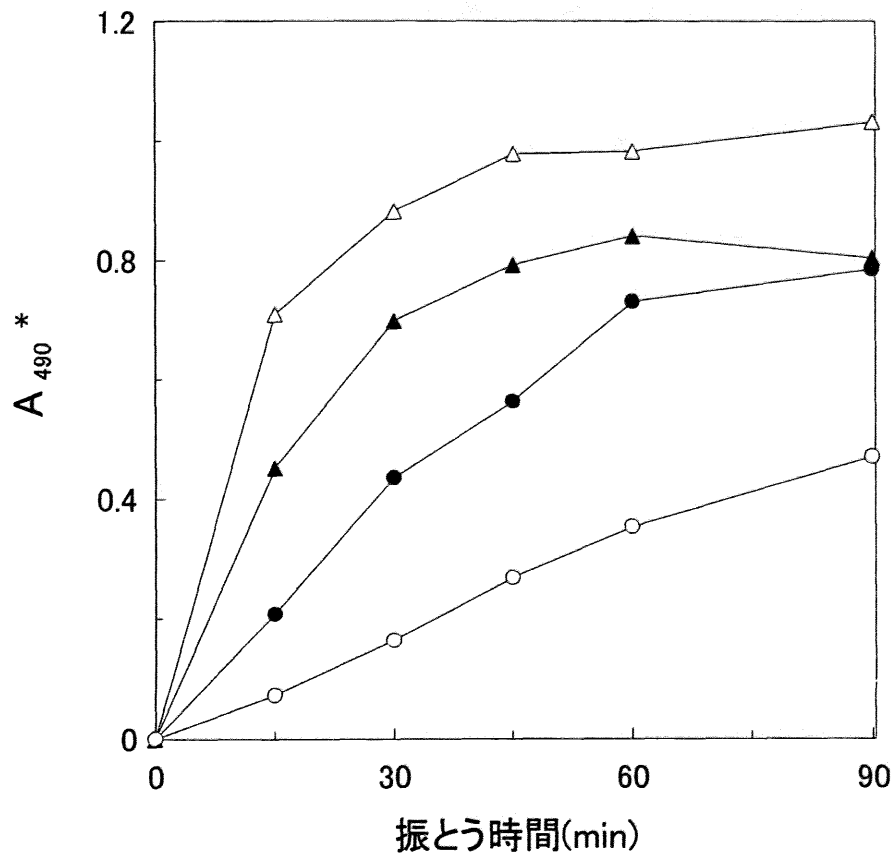


図-2.7 振とう時間と A_{490} の関係

凡例は図-2.6 と同じ

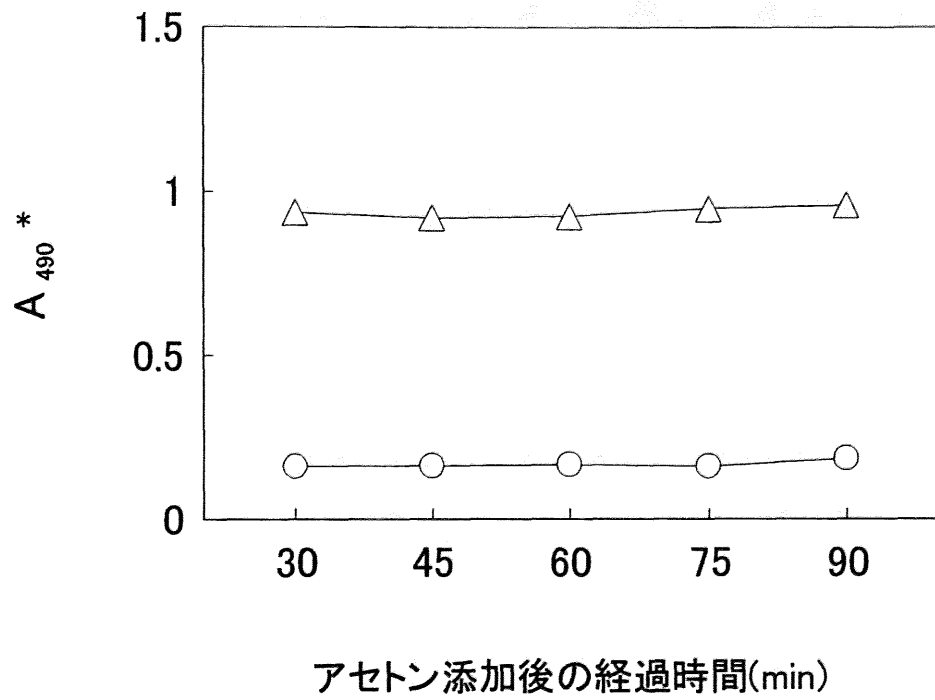


図-2・8 アセトン添加後の A_{490}

凡例は図-2・6 と同じ

表-2.1 3連で測定した同一サンプルの A_{490}

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | $A_{490}^{*,**}$ | CV ^{***} (%) |
|------|--------|-------------|------------------|--------------------------|
| 斜面上部 | 広葉樹天然林 | 0-10 | 0.893±0.007 | 0.8 |
| | ヒノキ人工林 | 20-30 | 0.164±0.002 | 1.0 |
| 斜面下部 | 広葉樹天然林 | 10-20 | 0.702±0.011 | 1.9 |
| | スギ人工林 | 20-30 | 0.457±0.009 | 1.5 |

*, 波長490nmでの吸光度

**, 平均値±標準偏差

***, 変動係数

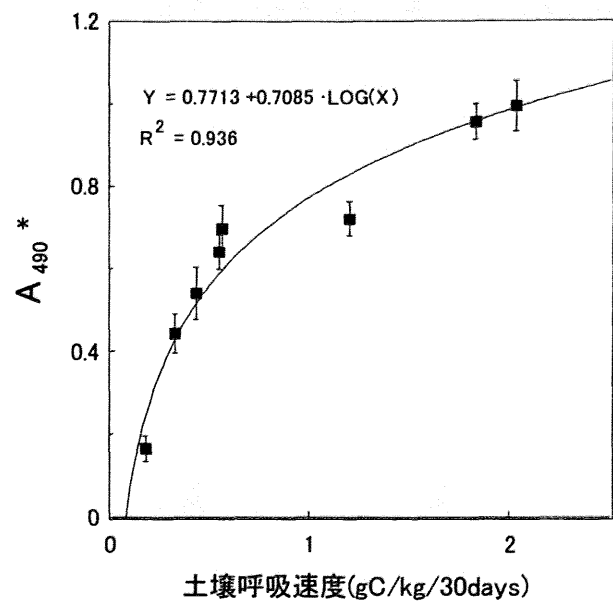
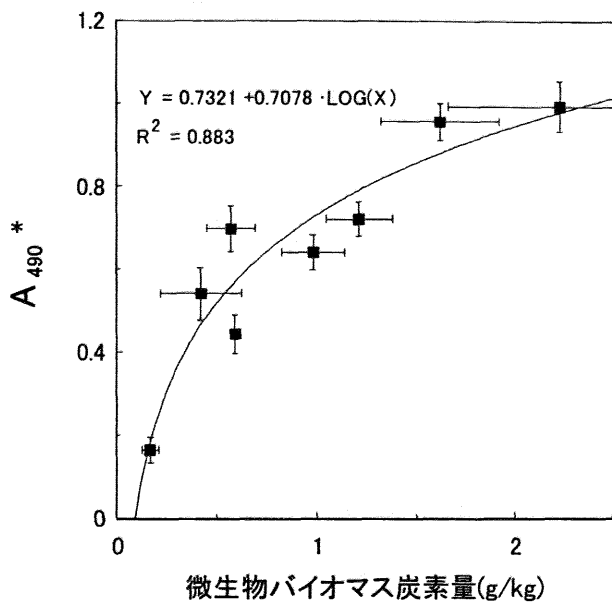


図-2・9 微生物バイオマス量,土壤呼吸量と A₄₉₀ の関係

縦棒・横棒, 標準偏差

*波長 490nm での吸光度

オマス量や土壤呼吸量の多い土壤では基質濃度の減少による頭打ちの可能性も考えられる (Swisher and Carroll, 1980)。今後、微生物活性の高い土壤での A_{490} の測定については、基質濃度を高めるなどして十分な基質濃度についての検討を行う必要がある。

A_{490} の経時変化を図-2・10 に示す。 A_{490} にはほとんど季節変化がみられなかった。 A_{490} はもともとセルロース分解能が高まる7月におけるセルロース分解能と正の相関関係にあった(図-2・11)。また、調査期間を通じて、土壤間の A_{490} の大小関係はほとんど変わらなかった。生態的に安定した土壤では微生物数や微生物バイオマスは年間をとおしてほぼ一定に保たれている (Whang and Hattori, 1988 ; 瀬戸, 1999)。このことから、 A_{490} は土壤中の微生物数や微生物バイオマスを表わし、概ね土壤の有機物分解の程度を表現することができるものと考えられる。

このように A_{490} はほとんど季節変動せず(図-2・10)、土壤間の相対的なセルロース分解能を概ね反映していることから(図-2・11)、季節に関わりなく一度の測定で土壤の相対的な微生物活性を表す有効な指標であると考えられる。

4. FDA 加水分解活性を用いた森林土壤の微生物活性の簡易測定

4-1 実験方法

供試土壤の採取地は落葉広葉樹天然林(広葉樹林)と隣接する65年生常緑針葉樹人工林(針葉樹林)である。広葉樹林、針葉樹林ともに土壤型は斜面上部では B_c (弱乾性褐色森林土)、斜面下部では B_0 (適潤性褐色森林土)であり(土じょう部, 1976)、わが国のもっとも一般的な土壤型である。全炭素(C)、全窒素(N)の最も高い広葉樹林斜面下部と最も低いヒノキ林では、河田(1993)がまとめたわが国の森林土壤の上限または下限に近い値であった(表-2・2)。また、各調査区のC/N比、 $pH(H_2O)$ についてもわが国の森林土壤の一般的な値であった(表-2・2)。

2000年6月に広葉樹林、針葉樹林ともに斜面上部、斜面下部から土壤深0-10、20-30cmの土壤を各調査区のAo層の状態が平均的な6地点で採取した。採取された土壤を2mmメッシュのふるいに通した後、速やかに5℃の冷蔵庫に保管し、2週間以内に測定に供した。

Schnürer and Rosswall(1982)の方法(以下、原法)を以下に示すように、本研究では遠心分離の行程を省略し、FDA濃度を改変して A_{490} を測定した。100mL容の三角フラスコに一定量の生土をとり、 $pH7.6$ 0.06Mリン酸ナトリウム緩衝液(862.5mLの0.06M Na_2HPO_4 +137.5mLの0.06M NaH_2PO_4) (Smith and Maw, 1988)を20mL加えたのち、FDAを2mg/mL含むアセトン溶液(以下FDA溶液)を一定量加え、直ちに25℃(大西, 1987)の恒温器内に設置された振とう機で一定時間振とうした。なお、FDAのアセトン溶液は調整後-20℃で保存した(Schnürer and Rosswall, 1982)。振とう後、直ちに微生物活動を停止させるためのアセトン20mLを加え、No.3のろ紙でろ過した。リン酸緩衝液とアセトンの混合溶液中ではアセトン濃度を40%以上にするとFDAの反応をとめることができる(Schnürer and Rosswall,

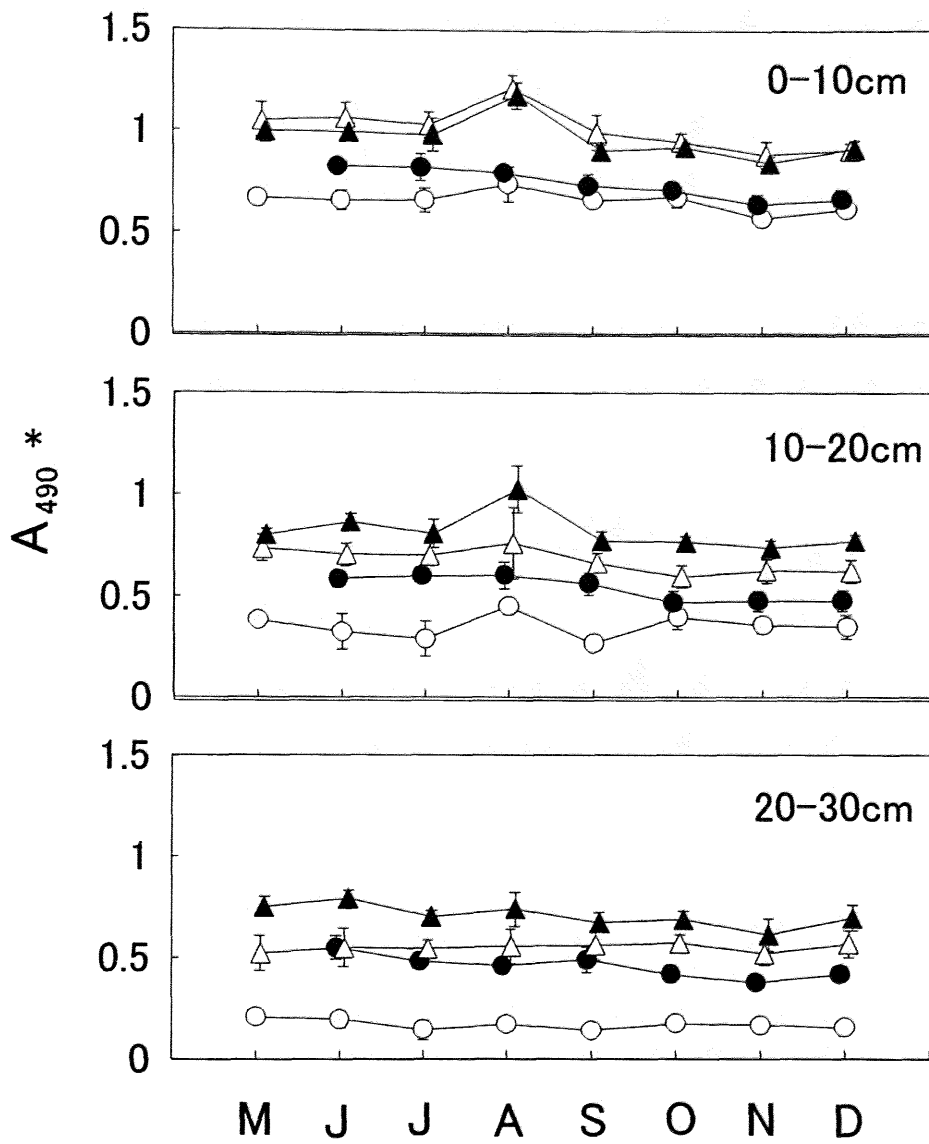


図-2.10 A_{490} の季節変化

凡例は図-2.6 と同じ

縦棒, 標準偏差

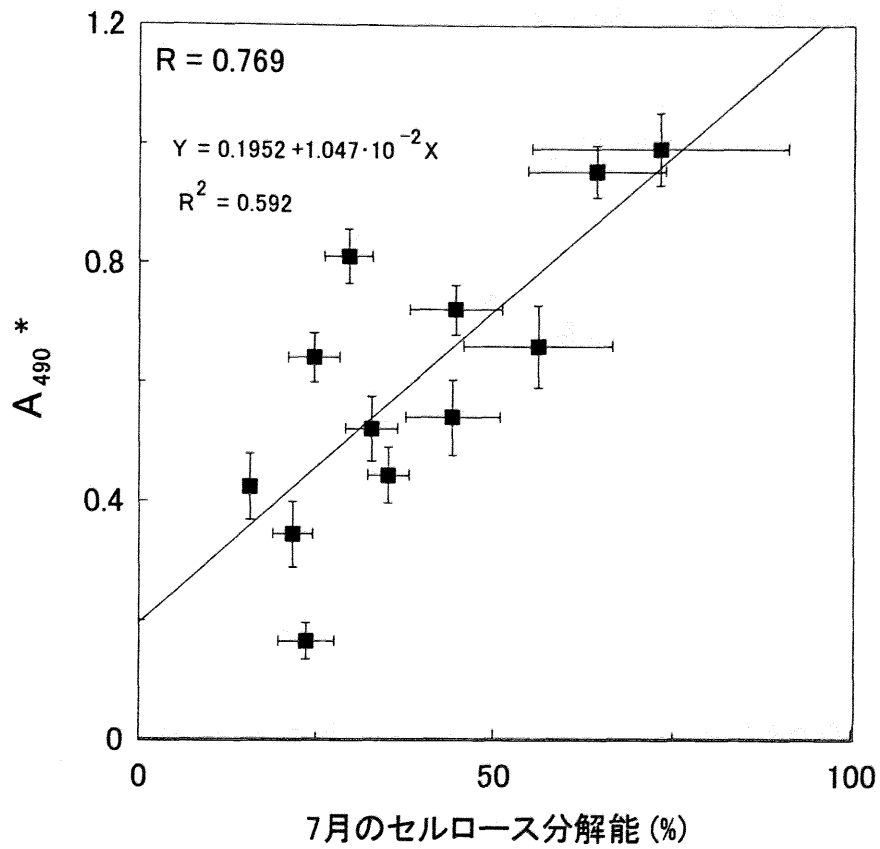


図-2・11 セルロース分解能(7月)とFDA の関係

縦棒・横棒, 標準偏差

*波長 490nm での吸光度

表-2.2 各調査区の土壌の化学的性質

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | C | N (g/kg) | C/N | pH(H ₂ O) |
|------|--------|-------------|-----|-------------|------|----------------------|
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 0-10 | 89 | 6.0 | 14.8 | 3.97 |
| | | 20-30 | 35 | 2.4 | 14.7 | 4.47 |
| | 広葉樹天然林 | 0-10 | 159 | 10.2 | 15.7 | 4.33 |
| | | 20-30 | 53 | 2.9 | 18.1 | 4.58 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 0-10 | 132 | 9.3 | 14.2 | 4.36 |
| | | 20-30 | 68 | 5.6 | 12.1 | 4.64 |
| | 広葉樹天然林 | 0-10 | 170 | 12.4 | 13.7 | 4.62 |
| | | 20-30 | 70 | 5.2 | 13.5 | 4.74 |

1982)。本研究では、リン酸緩衝液とアセトンの混合溶液中のアセトン濃度がおよそ 50% であることから、アセトンを希釈しないで用いた。なお、作業の迅速化と試料の少量化のため、リン酸緩衝液とアセトンの添加量を原法の 1/5 である 20mL にした。原法では遠心分離 (6000rpm, 5 分間) とろ紙によるろ過を併用しているが、本研究では遠心分離を行わなくても同様の結果が得られる (表-2・3) ことから、遠心分離を省略した。分光光度計でろ液の A_{490} を測定した。土壌を用いずに同様の操作を行ったものをブランクとした。蒸留水の吸光度を 0 としたとき、ブランクの 490nm における吸光度は 0.003 ± 0.003 ($n=20$) であり、本研究において最も A_{490} の低いヒノキ林の土壌深 20-30cm の約 6% であった。そこで、微生物活性をより正確に表わすためにブランクの吸光度を 0 にして A_{490} の測定を行った。本研究ではリン酸緩衝液を使用直前に作成することで、滅菌のために行われていたリン酸緩衝液のオートクレーブ (Yokoyama *et al.*, 1993) を省略した。また、作成したリン酸緩衝液を 25°C の恒温器にいれ、液温を 25°C にした後に分析に用いた。

測定条件の検討には市川ら (2001) において最も微生物活性の高かった広葉樹林斜面上部 0-10cm と最も微生物活性の低かった 20-30cm の土壌を用いた。FDA 濃度を 8 段階 (FDA 溶液; 0.01, 0.02, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 0.75mL) に変えて FDA 濃度と反応速度との関係を検討した。これらの測定を石塚・石塚 (1996) にならい 2 反復で行った。反応速度に A_{490} の値を用いた。

市川ら (2001) では、FDA からフルオレセインを生成する反応速度は、振とう時間が長くなると低下する傾向にあり、基質としての FDA 濃度不足の可能性を示していた。このため、本研究では酵素反応に十分な FDA 濃度を求めた。この基質濃度を基質濃度と反応速度 (A_{490}) の関係を示すミカエリス・メンテン定数 (K_m) の 10 倍程度に設定すれば、反応は最大反応速度 (V_{max}) の 9 割程度の速さで直線的に進行する (早野, 1992)。

ところで、アセトンは腐植物質を抽出する (Porter, 1967; Inber *et al.*, 1991)。このことから、腐植の多い褐色性森林土壌を用いた測定ではリン酸緩衝液やアセトンによって抽出された腐植物質によって 490nm における吸光度が増加されている可能性が考えられた。このため、酵素反応に十分な FDA 濃度を算出するためには、 A_{490} から腐植物質による吸光度の増加分を差し引く必要があると考え、FDA 溶液を加えずに同様の操作を行ったろ液の 490nm における吸光度 (A_{soil}) を求めた。

FDA 濃度と測定された A_{490} および $A_{490} - A_{soil}$ の関係をラインウィーバー・バーク式によって直線回帰して K_m を算出し、酵素反応に十分な FDA 濃度を K_m の 10 倍に設定した。

測定に用いる土壌量 (乾土あたり 0.125, 0.25, 0.375, 0.5, 0.75g) を 3 反復で、振とう時間 (15, 30, 45, 60, 90 分) を 2 反復で測定をおこない、反応速度が低下しない $A_{490} = 1.2$ 以下 (Schnürer and Rosswall, 1982) に収まるような土壌量と反応時間の条件を求めた。

A_{490} がどのような微生物や土壌の特性を指標しているかを検討するために、 A_{490} と土壌の生物・化学性との関係を求めた。鉱質土壌中の生物的性質の分析は、微生物バイオマス炭

表-2.3 ろ過のみおよび遠心分離後のろ過により得られた試料の A_{490}

| ろ紙 | ろ過のみ | | | 遠心分離＋ろ過 |
|-----|-------|-------|-------|---------|
| | No.1 | No.3 | No.5B | No.3 |
| 土壌A | 0.589 | 0.587 | 0.575 | 0.582 |
| 土壌B | 0.117 | 0.122 | 0.120 | 0.117 |

素量をクロロホルムくん蒸抽出法(犬伏, 1992)で, 室内培養による土壌呼吸速度をアルカリ性吸収剤(0.5M-KOH)による方法(長縄, 1992)で, 細菌, 糸状菌, 放線菌を希釈平板法(加藤, 1992)で測定した。鉍質土壌の化学的性質の分析は, 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, 1997a)で, 全炭素, 全窒素をCNコーダー法(柳本製作所CNコーダーMT-500)(山田, 1997)で, 可給態炭素と考えられる水抽出態溶存炭素を土壌と蒸留水を1:5(Haynes and Williams, 1999)の割合で混合し, 振とう機により振とう後, 0.45 μ メンブランフィルターでろ過(Michalzik and Matzner, 1999)したのち, TOC分析装置(島津TOC-5000)(那須・橋, 1994)で測定した。各調査区, 各土壌深ごとに混合した土壌試料について, 全炭素, 全窒素, 微生物相を2反復で, 微生物バイオマス炭素量, 土壌呼吸速度を3反復で測定した。また, pH(H₂O), 水抽出態溶存炭素を各採取地点, 土壌深ごとに測定した。セルロース分解能について, ベンチコートろ紙を埋設し, セルロースの減少率から分解能を算出するベンチコートシート法(山本, 1992)により1999年7月1日~7月31日にかけて調査した。各調査区内の1地点において, 5 \times 20cm²のベンチコートシートを0-10, 10-20, 20-30cmの土壌深ごとに25枚ずつ埋設し, 調査期間中のろ紙部分の重量減少割合を分解率とした。

4-2 結果と考察

FDA 濃度と A_{490} および $A_{490} - A_{soil}$ の関係を図-2.12 に示す。 A_{490} , $A_{490} - A_{soil}$ は FDA 濃度に依存して飽和曲線を描いており, 酵素反応に特異的な現象である触媒反応を示していた。 K_m を求めるための FDA 濃度と FDA 濃度/ A_{490} および $A_{490} - A_{soil}$ の関係を図-2.13 に示す。

FDA 濃度を, 得られた K_m の 10 倍にするために必要な FDA 溶液量は, 広葉樹林斜面上部 0-10cm の A_{490} では 0.48mL, $A_{490} - A_{soil}$ では 0.79mL, ヒノキ林 20-30cm の A_{490} では 0.04mL, $A_{490} - A_{soil}$ では 0.05mL であった。このことから, 原法の FDA 濃度(リン酸緩衝液 20mL に対して FDA 溶液 0.1mL)は本研究におけるヒノキ林 20-30cm の土壌では十分であったが, 広葉樹林斜面上部 0-10cm の土壌では不十分であった。本調査区の森林土壌の微生物活性測定に必要な FDA 濃度はリン酸緩衝液 20mL に対して K_m の 10 倍程度である FDA 溶液 0.8mL にすることが適当である。なお, 本研究では過剰な FDA 濃度下でも微生物活性の低い土壌の測定が可能であることが示された。

各調査区, 各土壌深のそれぞれ 6 地点で採取された土壌から得られた A_{soil} は A_{490} の 9.5 ~ 29.9% を占めていた(表-2.4)。しかし, 本研究では, A_{490} と $A_{490} - A_{soil}$ はほぼ正比例の関係を示した(表-2.4)。このことから, 腐植の多い褐色性森林土壌においても原法同様に A_{soil} を考慮せずに微生物活性を示すことができる。

振とう時間を 30 分としたときの, 三角フラスコにとる土壌量(乾重)と A_{490} の関係を図-2.14 に示す。Schnürer and Rosswall(1982)は A_{490} が 1.2 までは微生物量と A_{490} を直線回帰できるとしている。広葉樹林斜面上部 0-10cm では土壌量 0.75g のときの A_{490} が 1.2 以上となったため, 土壌量 0.75g のときの A_{490} を除外して回帰直線を求めた。本研究においても,

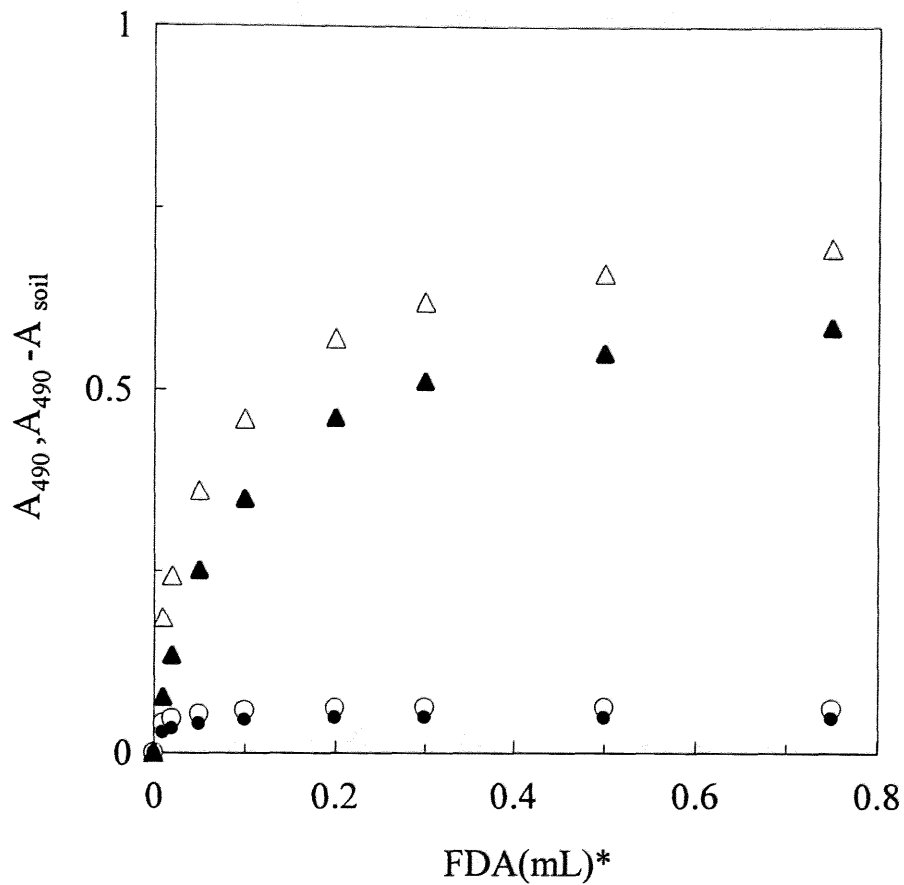


図-2.12 FDA 濃度*と A_{490} , $A_{490} - A_{soil}$ の関係

△：広葉樹林斜面上部0-10cmにおける A_{490}

▲：広葉樹林斜面上部0-10cmにおける $A_{490} - A_{soil}$

○：針葉樹林斜面上部(ヒノキ林)20-30cmにおける A_{490}

●：ヒノキ林20-30cmにおける $A_{490} - A_{soil}$

測定条件

pH7.6 の 60mM リン酸緩衝液 20mL に 0.25g 乾土相当の生土を加え、30 分間振とうした。

*: FDA 溶液の濃度 (2mg/mL)

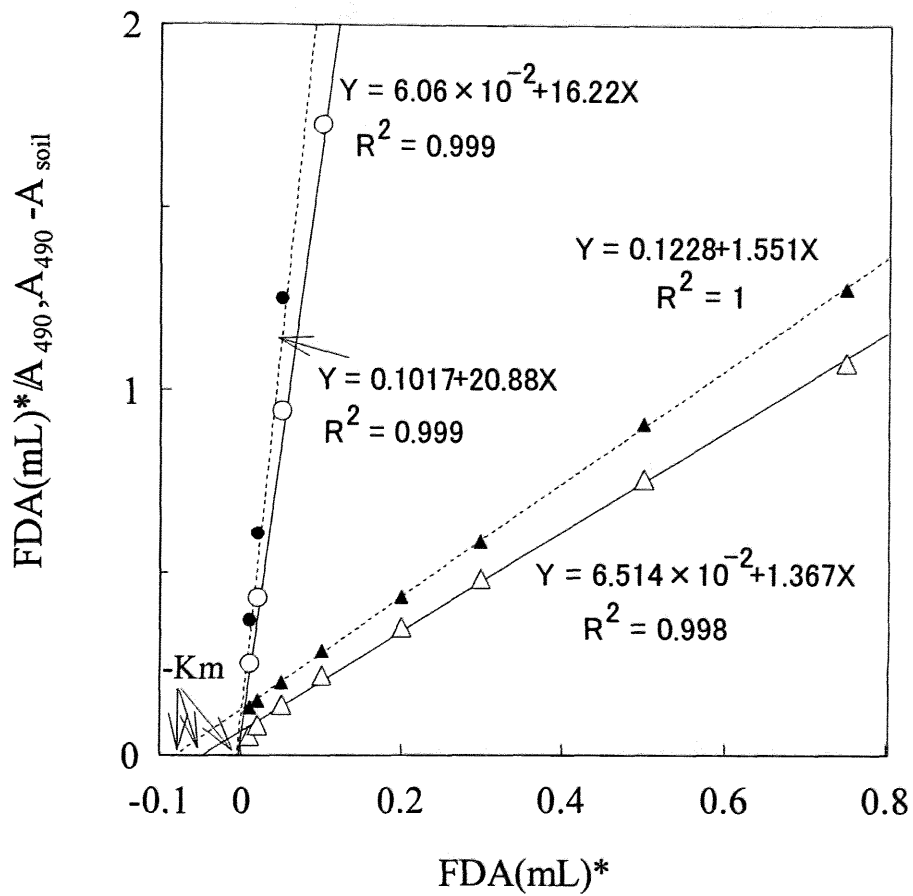


図-2・13 FDA 濃度と FDA 濃度 / $A_{490} - A_{soil}$ の関係

凡例・測定条件は図-2・12 と同じ。

K_m : ミカエリスメンテン定数

表-2.4 腐植物質による吸光度の増加

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | A_{490}^* | A_{soil}^* | A_{soil}/A_{490}^* (%) |
|------|--------|-------------|---------------|---------------|-----------------------------|
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 0-10 | 0.226 ± 0.044 | 0.067 ± 0.011 | 29.9 ± 4.7 |
| | | 20-30 | 0.049 ± 0.030 | 0.010 ± 0.006 | 21.3 ± 12.4 |
| | 広葉樹天然林 | 0-10 | 0.626 ± 0.077 | 0.104 ± 0.019 | 16.7 ± 3.1 |
| | | 20-30 | 0.191 ± 0.078 | 0.019 ± 0.004 | 10.0 ± 2.3 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 0-10 | 0.403 ± 0.065 | 0.087 ± 0.031 | 21.7 ± 7.6 |
| | | 20-30 | 0.184 ± 0.080 | 0.026 ± 0.008 | 14.3 ± 4.2 |
| | 広葉樹天然林 | 0-10 | 0.665 ± 0.048 | 0.122 ± 0.026 | 18.3 ± 3.9 |
| | | 20-30 | 0.311 ± 0.104 | 0.030 ± 0.011 | 9.5 ± 3.7 |

*, 平均値 ± 標準偏差

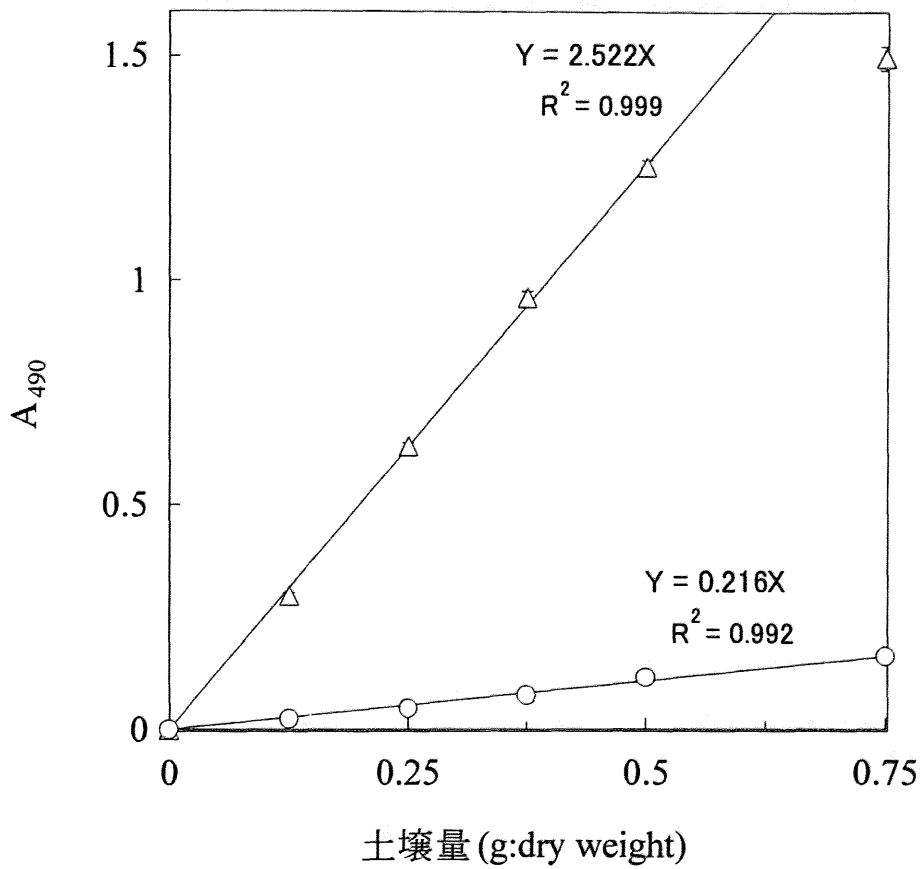


図-2・14 土壌量とA₄₉₀の関係

凡例は図-2・12と同じ。

測定条件

pH7.6の60mMリン酸緩衝液20mLに異なる土壌量を加え、30分間振とうした。

縦棒，標準偏差

土壌量と A_{490} の関係は吸光度が 1.2 付近まで原点を通る直線で回帰された。このことから、わが国の森林土壌でも A_{490} が 1.2 以下になるような土壌量であれば、 A_{490} を測定可能である。 A_{490} が 1.2 以下になる土壌量は A_{490} の最も低いヒノキ林 20-30cm の土壌では 0.75g 以上であり、 A_{490} の最も高い広葉樹林斜面上部の 0-10cm の土壌では 0.5g 以下であった。ただし、ヒノキ林 20-30cm における土壌量 0.125g の A_{490} の変動係数は 23 となり、同じ土壌の 0.125g 以外の土壌量および広葉樹林斜面上部 0-10cm の土壌(変動係数 < 5) と比べ大きかった。これらのことからわが国の森林土壌の FDA 加水分解活性を測定する際にはリン酸緩衝液 20mL に対して 0.25g 乾土相当の生土で測定するべきである。

振とう時間と A_{490} の関係を図-2・15 に示す。広葉樹林斜面上部 0-10cm では振とう時間 90 分のときの A_{490} が 1.2 以上となったため、振とう時間 90 分のときの A_{490} を除外して回帰直線を求めた。振とう時間と A_{490} の関係を見ると、吸光度は 60 分まで原点を通る直線で回帰された。振とう時間については広葉樹林斜面上部 0-10cm の土壌では 60 分以下にする必要がある。また、Widholm(1972) は培養後の 3 分間までは各微生物による FDA の取込みによってフルオレセインを生成されにくく、培養時間には少なくとも 15 分必要であるとしている。これらのことから、15~60 分の振とう時間が適当であると考えられる。

リン酸緩衝液 20mL に対して A_{490} の高い広葉樹林斜面上部 0-10cm と A_{490} の低いヒノキ林 20-30cm の 0.25g 乾土あたりの生土を 3 連で 30 分間振とうして得られた A_{490} の変動係数はそれぞれ 1.4, 1.7 と小さかった。このことから、本法は再現性の高い方法であるといえる。採取直後と 2 週間 5°C で保存した土壌試料について A_{490} を測定した結果、土壌の微生物活性の程度にかかわらず、 A_{490} はほとんど変化しなかった(表-2・5)。このことから、採取された土壌を速やかに 5°C で保管すれば、少なくとも 2 週間は A_{490} の測定が可能である。また、2 週間程度 25°C の恒温器内で保存したリン酸緩衝液をもちいて A_{490} のブランクを測定したところ、使用直前に作成したリン酸緩衝液を用いて測定した A_{490} のブランクの値と変わらなかった。蒸留水で作成したリン酸緩衝液では作成後 2 週間経過しても微生物の増殖は起きにくいものと考えられる。 A_{490} の測定では作成後 2 週間以内であればリン酸緩衝液をオートクレーブにかける必要はない。

リン酸緩衝液 20mL に対して、0.25g 乾土あたりの生土をとり、FDA 溶液 0.8mL を加え、振とう時間を 30 分として A_{490} を求め、微生物の特性値との関係について検討した。その結果、 A_{490} は微生物バイオマス炭素量、土壌呼吸速度、糸状菌数、7 月のセルロース分解能、水抽出態溶存炭素量と相関係数 0.8 以上の高い正の相関関係にあった(図-2・16~19)。

5. IER 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

5-1 実験方法

IER はあらかじめ強酸性陽イオン交換樹脂(ローム・アンド・ハース社のアンバーライト IR120B, 総交換容量 4.4meq/g 乾重)を H⁺形に、強塩基性陰イオン交換樹脂(ローム・アン

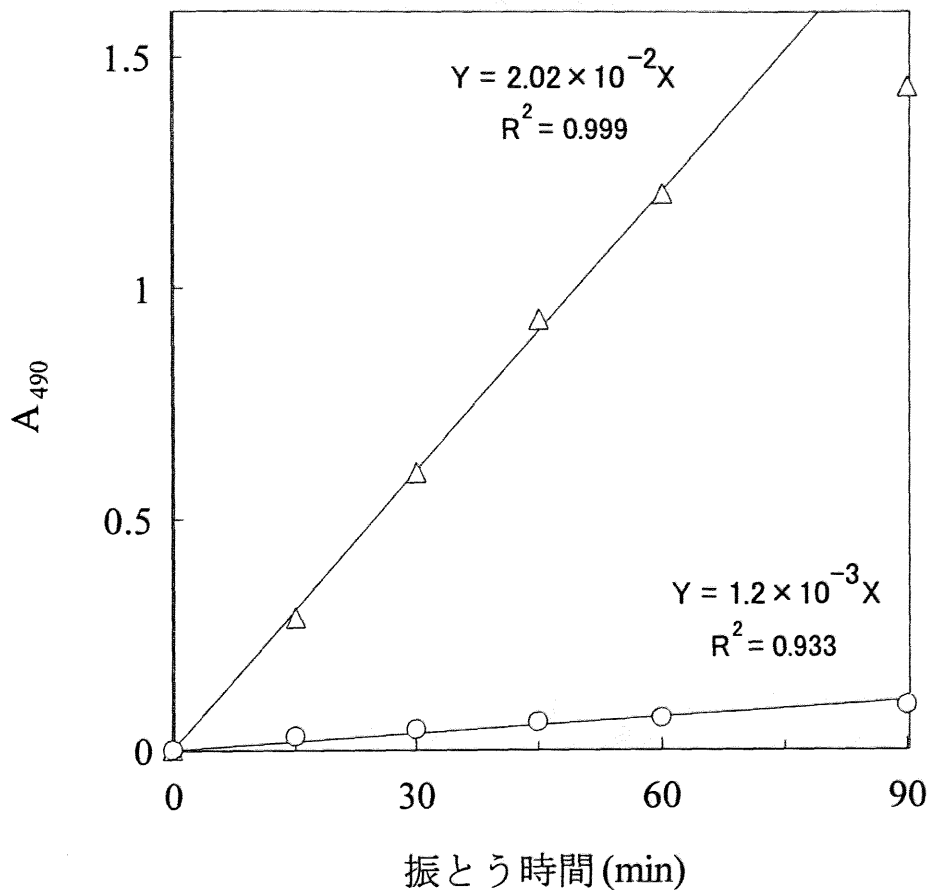


図-2・15 振とう時間と A₄₉₀ の関係

凡例は図-2・12 と同じ。

測定条件

pH7.6 の 60mM リン酸緩衝液 20mL に 0.25g 乾土相当の生土を加え、異なる時間振とうした。

表-2.5 5°Cで保存した土壌試料の A_{490}

| 保存期間 | 土壌A | 土壌B | 土壌C | 土壌D |
|------|-------|-------|-------|-------|
| 0日 | 0.900 | 0.710 | 0.429 | 0.174 |
| 7日 | 0.896 | - | - | 0.164 |
| 14日 | 0.896 | 0.699 | 0.436 | 0.162 |

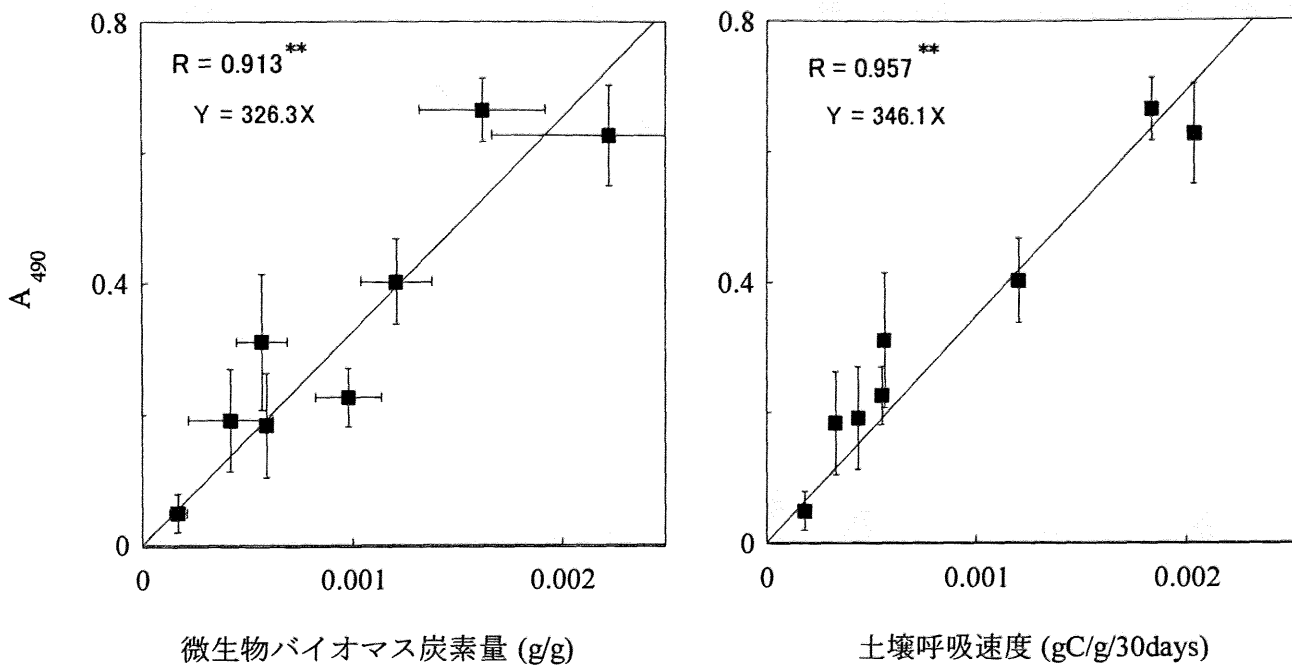


図-2-16 微生物バイオマス炭素量, 土壌呼吸速度と A_{490} の関係

測定条件

pH7.6 の 60mM リン酸緩衝液 20mL に各調査区の 0.25g 乾土相当の生土を加え, 30 分間振とうした。

縦棒・横棒, 標準偏差

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

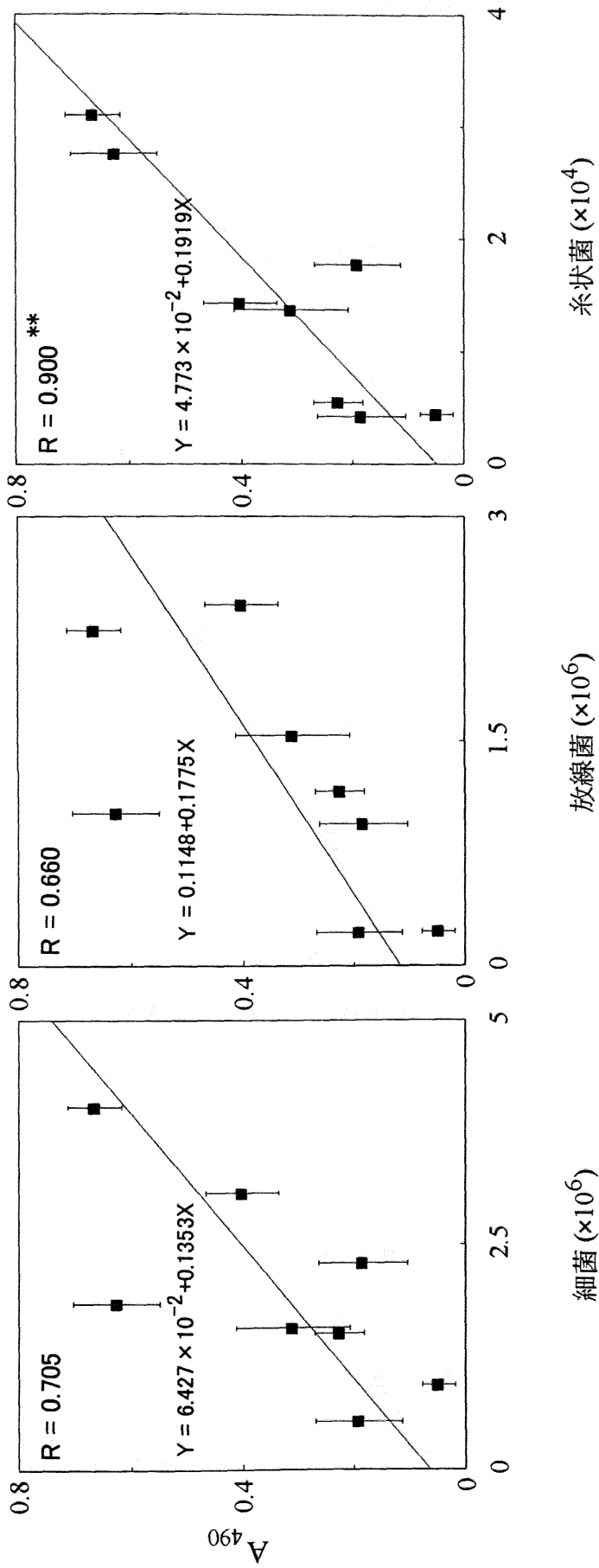


図-2・17 土壤微生物相と A_{490} の関係
 測定条件は図-2・16 と同じ。
 縦棒, 標準偏差 * : $p < 0.05$ ** : $p < 0.01$

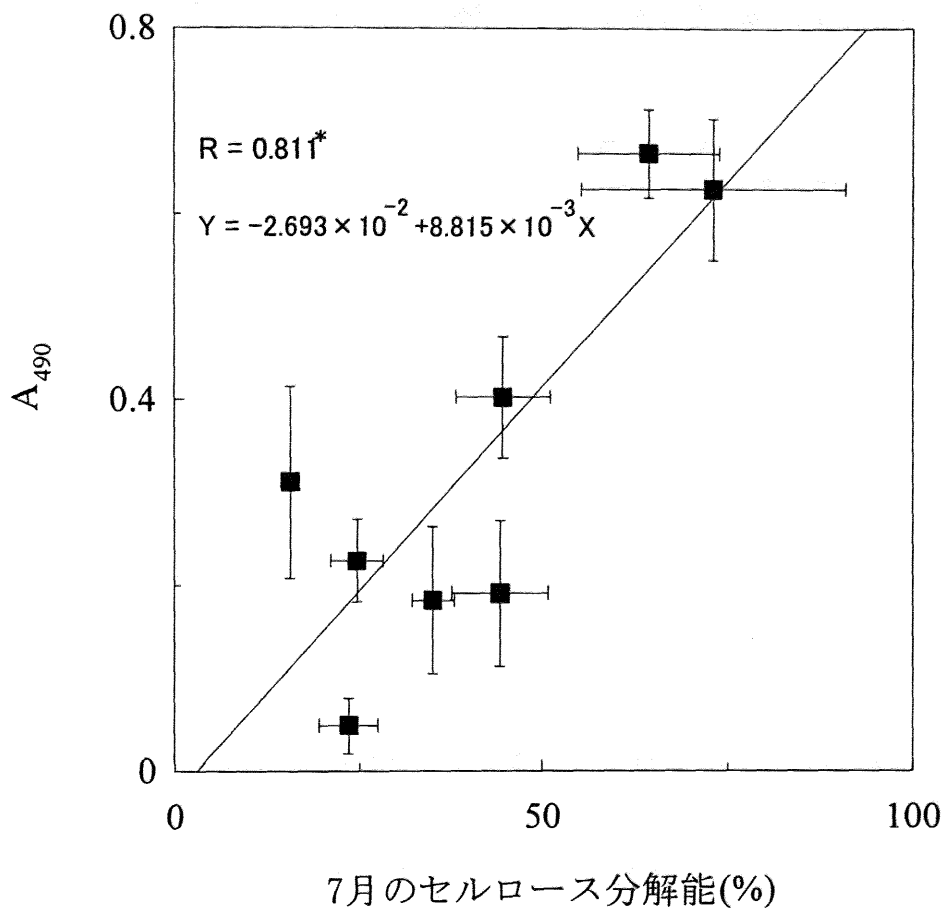


図-2・18 7月のセルロース分解能と A_{490} の関係

測定条件は図-2・16と同じ。

縦棒・横棒，標準偏差

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

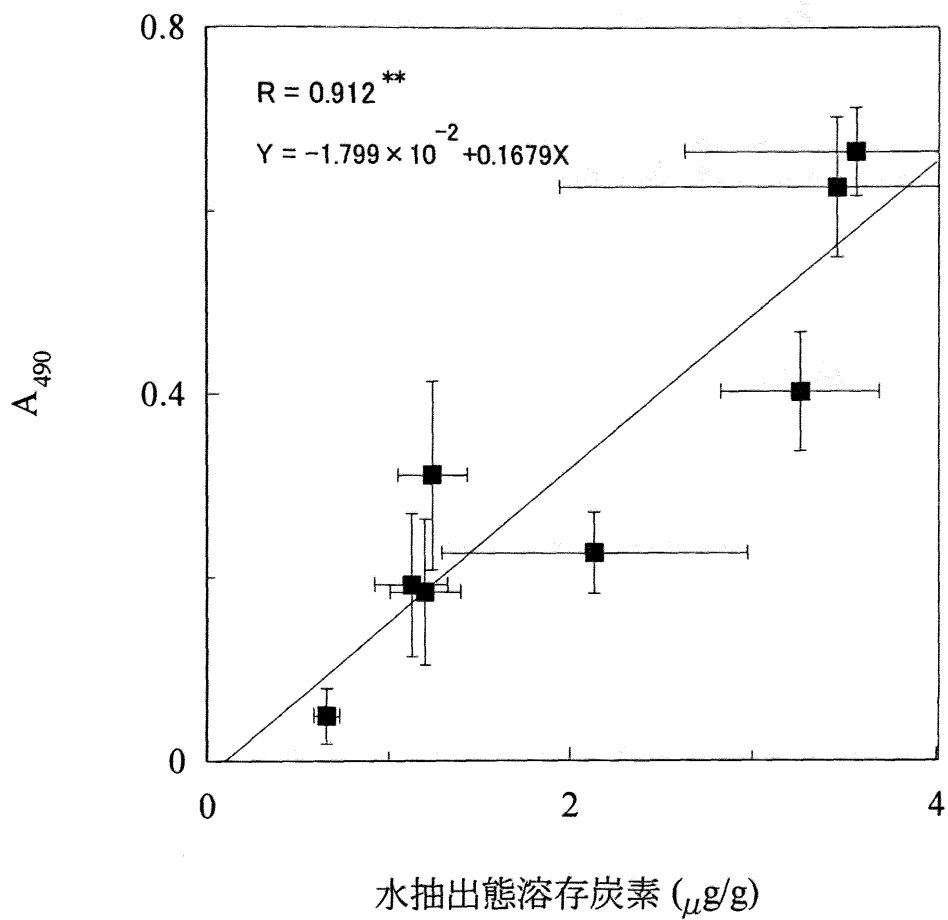


図-2・19 土壤中の水抽出態溶存炭素と A_{490} の関係

測定条件は図-2・16 と同じ。

縦棒・横棒, 標準偏差

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

ド・ハース社のアンバーライト IRA400, 総交換容量 3.7meq/g (乾重) を OH⁻ 形に変換し, 混合比を 1:1 としたローム・アンド・ハース社の再生済みの一般用アンバーライト MB1 を用いた。これらの IER は pH0~14 までイオン交換可能である。実験に使用する直前の IER の重量含水率は 51.9% であった。Kjønass (1999b) は再生済みの MB1 から NH₄⁺-N が 10.5 μeq/g 抽出されたことを示した。雨水中の養分イオン量は土壤中を移動する養分イオン量よりも少ないことから, 再生済みの MB1 に含まれる残存イオンの影響をうけやすいと考えられた。そこで, 再生済みである MB1 から抽出されるイオン量を検討した。再生済みの MB1 のイオン含有量を測定するために, 生原ら (1990) の方法で K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ を 1M-CH₃COONH₄ (pH7.0) で, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N を 2M-KCl により 3 反復で抽出した。

IER の乾燥に伴う吸着能力の変化について検討するために, シャーレに湿重で 30g つめて風通しのよい室内で自然乾燥させた。また乾燥機を用いた乾燥も行った。室内での乾燥を 2000 年 8 月 9 日から 24 日にかけて行い, 乾燥機での乾燥を 8 月 24 日から 26 日にかけて行った。重量含水率 51.9% から 1.4% までの 7 段階に乾燥させた IER を 300mL 三角フラスコにそれぞれ湿重で 4g とり, 所定のイオン量を含む溶液 (以下, 溶液) (表-2.6) 100mL を加え, 振とう機で 1 時間振とうさせた。振とう後, ろ紙でろ過した後, ろ液を分析試料とした。測定は 3 反復で行った。ろ液中の養分イオン量は IER が吸着できなかったことを示す。このことから, 溶液中の養分イオン量に対する, 溶液中の養分イオン量とろ液中の養分イオン量の差の割合で表したものを IER のイオン吸着率とした。

Na⁺, Mg²⁺, K⁺, Ca²⁺ を ICP 発光分析法 (島津 ICPS-1000IV) (神, 1994) で, NH₄⁺-N をインドフェノール青法 (市川ら, 2002a) で, NO₃⁻-N を KCl を含まない溶液ではイオンクロマトグラフ法 (横川 IC500) (上館・瀬川, 1994) で, KCl を含む溶液ではヒドラジン還元法 (林ら, 1997) で測定した。

5-2 結果と考察

再生済みである MB1 から抽出された測定対象としたイオン量を表-2.7 に示す。本研究ではすべてのイオン量において抽出量は 1 μeq/g 以下であり微量であることが確認された。

IER を室温で乾燥させた結果を図-2.20 に示す。IER は 3 日後以降重量含水率 20% 後半で推移した。このことは, IER が常に水分を含み膨潤しようとする傾向があることから (大橋ら, 1992), 樹脂中の水分と大気中の水分との間が平衡状態に達していることによると考えられた。IER は乾燥に伴い粒径が小さくなった。

IER の重量含水率 (%) とイオン吸着率 (%) を表-2.8 に示す。重量含水率 20.1% 以下は乾燥機を用いて 80℃ で乾燥させたときの状態である。すべてのイオンについて IER の重量含水率の減少に関わらずイオン吸着率は低下しなかった。IER は化学的・熱的に安定な物質であるといわれている (大橋ら, 1992)。本研究においても, IER が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し, 雨水中の養分イオン量の簡易測定に使用可能であることが示唆された。

表-2.6 溶液中の測定対象としたイオン濃度(mg/L)

| Na ⁺ | Mg ²⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | NH ₄ ⁺ -N | NO ₃ ⁻ -N |
|-----------------|------------------|----------------|------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| 2.0 | 1.0 | 10.0 | 3.0 | 3.0 | 5.0 |

表-2.7 再生済みである MB1 から抽出された測定対象としたイオン量(μeq/g)

| Na ⁺⁺ | Mg ²⁺⁺ | K ⁺⁺ | Ca ²⁺⁺ | NH ₄ ⁺ -N [*] | NO ₃ ⁻ -N [*] |
|------------------|-------------------|-----------------|-------------------|--|--|
| 0.39±0.11 | 0.51±0.04 | 0 | 0.27±0.01 | 0.83±0.46 | 0.95±0.05 |

*, 平均値±標準偏差

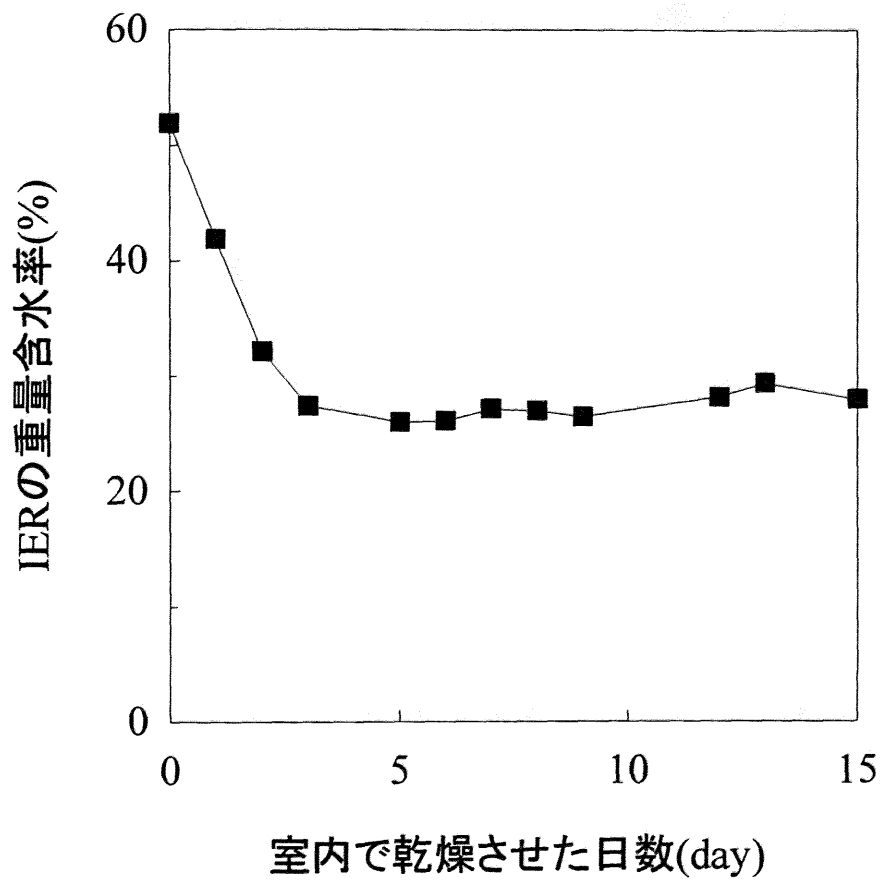


図-2・20 室内で乾燥させたときの IER の重量含水率の変化

表-2.8 IERの重量含水率(%)とイオン吸着率(%)

| 重量含水率 | イオン吸着率 | | | | | |
|-------|-------------------|--------------------|------------------|--------------------|---|---|
| | Na ⁺⁺⁺ | Mg ²⁺⁺⁺ | K ⁺⁺⁺ | Ca ²⁺⁺⁺ | NH ₄ ⁺ -N ^{**} | NO ₃ ⁻ -N ^{**} |
| 1.4* | 99.0±0.1 | 98.8±0.1 | 95.6±0.3 | 99.5±0.3 | 94.3±1.0 | 100±0 |
| 7.5* | 98.9±0.0 | 99.0±0.1 | 96.2±0.1 | 99.2±0.2 | 95.4±0.5 | 100±0 |
| 13.8* | 98.9±0.1 | 98.9±0.0 | 95.8±0.1 | 99.8±0.3 | 94.7±0.2 | 100±0 |
| 20.1* | 98.8±0.2 | 99.0±0.1 | 96.3±0.4 | 99.4±0.5 | 93.0±1.0 | 100±0 |
| 32.1 | 98.9±0.1 | 99.3±0.4 | 96.4±0.8 | 99.6±0.2 | 92.4±0.3 | 100±0 |
| 41.9 | 98.9±0.1 | 99.9±0.1 | 98.0±0.2 | 99.3±0.4 | 94.0±0.5 | 100±0 |
| 51.9 | 98.8±0.1 | 99.2±0.4 | 98.7±0.2 | 99.4±0.1 | 93.8±1.1 | 100±0 |

*、乾燥機による乾燥

**、平均値±標準偏差

6. おわりに

簡易かつ精度よく雨水や KCl による土壌抽出液に含まれる NH_4^+-N を定量するために、水質分析で用いられているインドフェノール青法(原法)の試料・試薬を少量化し、試験管で測定できるように簡易化した(試験管法)。試料の KCl 濃度、試料と試薬を反応させた温度と反応時間が測定結果に及ぼす影響について検討した。また、測定結果を原法と試験管法で比較した。吸光度は KCl 濃度、反応させた温度、反応時間の上昇に伴い高まる傾向にあった。試験管法では試料の NH_4^+-N 濃度を 5ppm 以下にして測定することが望ましい。検量線作成時と試料測定時の測定条件をほぼ一定に保って測定する必要がある。原法と試験管法による測定値はほぼ 1:1 の直線で回帰できた。このことから、試験管法は簡易かつ原法と同様の精度で雨水や KCl による土壌抽出液に含まれる NH_4^+-N 濃度を測定することができる。ところで、生土を用いることで、土壌抽出液の KCl 濃度の希釈がおこる。しかし、KCl 濃度の違いが吸光度に及ぼす影響は図-2・1 から数%であると推定される。したがって、生土に含まれる水分による吸光度への影響は少ないと考えられる。

わが国の森林土壌の微生物活性を FDA 加水分解活性法を用いて測定する際の測定条件と、FDA 加水分解活性法による測定結果(A_{490})の微生物活性(有機物分解能)の指標としての有効性について検討した。その結果、原法(Schnürer and Rosswall, 1982)を一部改変し、緩衝液 100mL に対して土壌試料の量を乾重で 5g 以下とし、FDA の反応時間を 30 分にするこゝで、FDA 加水分解活性法をわが国の森林土壌に適用できるものと考えられた。また、得られた A_{490} は年間を通してほぼ一定であり、夏期における土壌間の相対的なセルロース分解能の大小関係を概ね反映していた。以上のことから、わが国においても FDA 加水分解活性法は土壌の相対的な微生物活性を知る上で有効な方法になるものと考えられる。

FDA 加水分解活性により土壌微生物活性を測定する原法をわが国の森林土壌に適用するための一事例として、同一地質の微生物活性の異なる土壌を用いて FDA 濃度の改変および測定条件について検討を行った。また、測定して得られた A_{490} と土壌の生物・化学性の関連性を調べることにより、 A_{490} の土壌微生物活性の指標としての有効性について検討した。本研究では A_{490} は 0.25g 乾土相当の生土をとり、pH7.6 の 0.06M リン酸ナトリウム緩衝液を 20mL 加えたのち、FDA 溶液を 0.8mL 加え、直ちに 25℃の恒温器内で 30 分間振とうした後、直ちにアセトン 20mL を加え、No.3 のろ紙でろ過し、ろ液の 490nm 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壌呼吸速度、糸状菌数、土壌の有機物分解能などを概ね反映していた。本研究での FDA 濃度の改変によって A_{490} は微生物活性の高い土壌においても微生物活性を表わすことができた。これらのことから、簡便、迅速に測定できる本研究の A_{490} は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。なお、前述のように本研究では過剰な FDA 濃度下でも微生物活性の低い土壌の測定が可能であることが示されている。そこで FDA 溶液添加量を 1.0mL にして A_{490} を測定したところ、FDA 溶液添加量が 0.8mL であ

っても 1.0mL であってもほぼ同様の値を示した(表-2・9)。このため、FDA 量を 1.0mL 程度にして測定してもかまわない。ところで、母材によっては遠心分離の操作を行う必要があるものもあると考えられ、注意が必要である。また、泥炭土、Ao 層から抽出される腐植物質の影響については褐色森林土と大きく異なることも考えられる。FDA を加えない空試験を行う必要性について今後検討する必要がある。また、本研究では群馬県の褐色森林土を用いて土壌の微生物活性と A_{490} の関係を求めた。しかし、土壌の微生物活性と A_{490} の関係は気象や母材、植生などといった要因によって異なることも考えられる。この点について今後検討する必要がある。

IER による雨水中の養分イオン量を簡易測定するための基礎的研究として、IER の乾燥がイオン吸着能に及ぼす影響について検討した。その結果、IER は乾燥に伴い粒径が小さくなった。しかし、IER の重量含水率の減少に関わらずイオン吸着率は低下しなかった。このことから、IER が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し、雨水中の養分イオン量の簡易測定に使用可能であることが示唆された。

表-2・9 FDA 溶液添加量 0.8mL と 1.0mL における A_{490}

| | 0.8mL | 1.0mL |
|-----|-------|-------|
| 土壌A | 0.587 | 0.589 |
| 土壌B | 0.122 | 0.127 |

第3章 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

第1節 針葉樹林化が土壤養分特性に及ぼす影響

1. はじめに

わが国の古い林業地では、ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)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)のために、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(*Cryptomeria japonica*)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、第1章第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。

そこで本節では、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に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。

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150m²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 tschnoskii*), ヤマザクラ(*Prunus jamasakura*), マンサク(*Hamamelis japonica*)などである。調査地の標高は斜面上部ではヒノキ林で約770m, 広葉樹林で約790m, 斜面下部ではスギ林, 広葉樹林ともに約730mであ

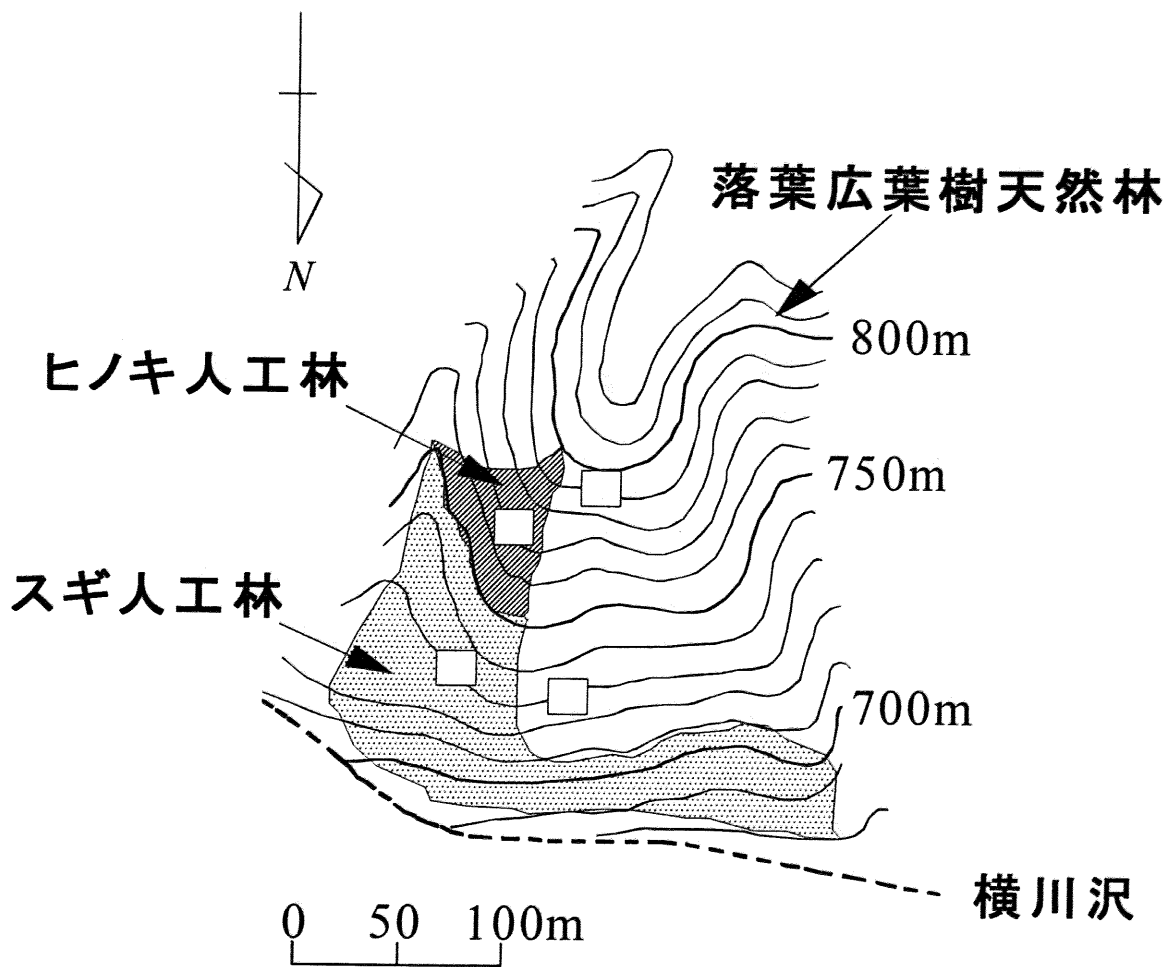


図-3.1 調査地の概況
 □, 調査区

表-3・1 調査地の概況

| 斜面位置 | 調査区 | 標高 (m) | 傾斜 (度) | 土壌型 | 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

る。斜面向きは北～北東、傾斜は斜面上部ではヒノキ林で30°、広葉樹林で27°、斜面下部ではスギ林で38°、広葉樹林で31°である。基岩は接触変成岩のホルンフェルスであり、土壌型は斜面上部でB_c(弱乾性褐色森林土)、斜面下部でB₀(適潤性褐色森林土)(土じょう部, 1976)である。針葉樹林では斜面位置にかかわらず、平均樹高は24～25m、平均胸高直径は32～33cmであった。しかし、haあたりの立木本数はヒノキ林で約500本、スギ林では約900本であり、スギ林でヒノキ林より約400本多かった。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。広葉樹林では斜面位置にかかわらず、上層木の平均樹高は12～13m、平均胸高直径は16～17cmで立木本数はhaあたり1000～1100本であった。片桐・堤(1973)、堤・片桐(1974)の報告によると、京都府北部の生態的に安定した落葉広葉樹天然林の胸高断面積合計は26.7m²/haであり、本調査地の落葉広葉樹天然林はその平均値に近かった。

3. 調査方法

1997年8月に各調査区の林床に一辺50cmの方形区をAo層の状態が平均的な地点に4カ所ずつ設定し、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6地点から400cm³の採土円筒を用いて採取した土壌深0-4、4-8cmの土壌に含まれるヒノキ葉の乾重から算出した。土壌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地点から土壌深0-10、10-20、20-30cmの鉍質土壌を採取した。各調査区の土壌深ごとに、400cm³の採土円筒を用いて1200cm³の土壌を回収し、2mmのふるいを通過させて細土量を求めた。

鉍質土壌の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, 1997a)で測定した。Ao層、鉍質土壌中の全炭素(C)・全窒素(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。鉍質土壌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, Mg, Na, Mnを湿式灰化(HClO₄+HNO₃)の後にICP発光分光分析法(島津ICPS-1000IV)(後藤, 1997)で測定した。鉍質土壌中の交換性塩基(K, Ca, Mg, Na)は1N CH₃COONH₄(pH7.0)溶液によって抽出した後、Srを1000ppm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、鉍質土壌の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2反復で測定した。

4. 結果と考察

4-1 鈣質土壌の元素含有量

鈣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。

鈣質土壌の元素含有量を表-3・3に示す。土壌深 0-30cm 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 0-30cm 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 量が広葉樹林に比べて少なかったが, 土壌深 0-30cm 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.* (1999a), 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。スギ林では土壌中に交換性 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, 1996a), 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。

4-2 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 1cm, F 層の厚さは 0.5cm, スギ林の L 層は認められず, F 層の厚さは 1~2cm 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 1~2cm, F 層の厚さは 1cm 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, 広葉樹林で約 7.1Mg/ha, ヒノキ林とスギ林では共に約 9.5Mg/ha であった。ヒノキ林では土壌深 0-4cm にヒノキ葉が 1.9Mg/ha 含まれていた。土壌深 4-8cm にはヒノキ葉がほとんど含まれてい

表-3・2 鈣質土壌の元素濃度

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | C (g/kg) | | | C/N | pH(H ₂ O) ^a | CEC | 交換性陽イオン (cmol(+)/kg) | | | | 交換性Na ⁺ | 交換性Mg ²⁺ | 交換性Ca ²⁺ | 交換性K ⁺ | 交換性Mg ²⁺ | 交換性Na ⁺ | 交換性塩基合計 [*] | 塩基飽和度 (%) | |
|------|--------|-------------|----------|-----|----|------------------------|-----------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|--------------------|
| | | | C | N | | | | | | 交換性Ca ²⁺ | 交換性K ⁺ | 交換性Mg ²⁺ | | | | | | | | | 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 | 0.01±0.01 ^a | 0.19±0.03 ^a | 0.46±0.12 ^a | 0.13±0.02 ^a | 0.01±0.01 ^a | 0.79±0.17 ^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 | 0.01±0.01 ^a | 0.06±0.03 ^a | 0.12±0.03 ^a | 0.05±0.02 ^a | 0.01±0.01 ^a | 0.24±0.09 ^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 | 0.01±0.00 ^a | 0.02±0.00 ^a | 0.07±0.02 ^a | 0.03±0.01 ^a | 0.01±0.00 ^a | 0.12±0.04 ^a | 0.01±0.00 ^a | 0.12±0.04 ^a | 1.8 |
| 斜面下部 | 広葉樹天然林 | 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 | 0.04±0.02 ^c | 0.37±0.12 ^b | 0.58±0.29 ^a | 0.30±0.07 ^b | 0.04±0.02 ^c | 1.30±0.49 ^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 | 0.03±0.01 ^b | 0.11±0.03 ^b | 0.06±0.02 ^a | 0.11±0.03 ^b | 0.03±0.01 ^b | 0.30±0.09 ^a | 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 | 0.05±0.02 ^d | 0.06±0.01 ^b | 0.06±0.02 ^a | 0.03±0.01 ^b | 0.05±0.02 ^d | 0.21±0.07 ^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 | 0.03±0.00 ^b | 0.44±0.10 ^b | 1.59±0.50 ^c | 0.27±0.05 ^b | 0.03±0.00 ^b | 2.32±0.21 ^c | 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 | 0.03±0.01 ^b | 0.16±0.02 ^c | 0.61±0.20 ^c | 0.10±0.03 ^b | 0.03±0.01 ^b | 0.90±0.26 ^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 | 0.03±0.01 ^b | 0.12±0.02 ^d | 0.57±0.18 ^c | 0.05±0.02 ^a | 0.03±0.01 ^b | 0.76±0.23 ^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 | 0.04±0.01 ^c | 0.43±0.11 ^b | 1.12±0.49 ^b | 0.32±0.07 ^b | 0.04±0.01 ^c | 1.91±0.68 ^c | 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 | 0.04±0.01 ^b | 0.16±0.02 ^c | 0.31±0.12 ^b | 0.21±0.03 ^c | 0.04±0.01 ^b | 0.71±0.19 ^b | 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 | 0.04±0.01 ^c | 0.09±0.03 ^c | 0.30±0.09 ^b | 0.08±0.04 ^b | 0.04±0.01 ^c | 0.50±0.16 ^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, $p < 0.05$)

表-3・3 鈣質土壌の元素含有量

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

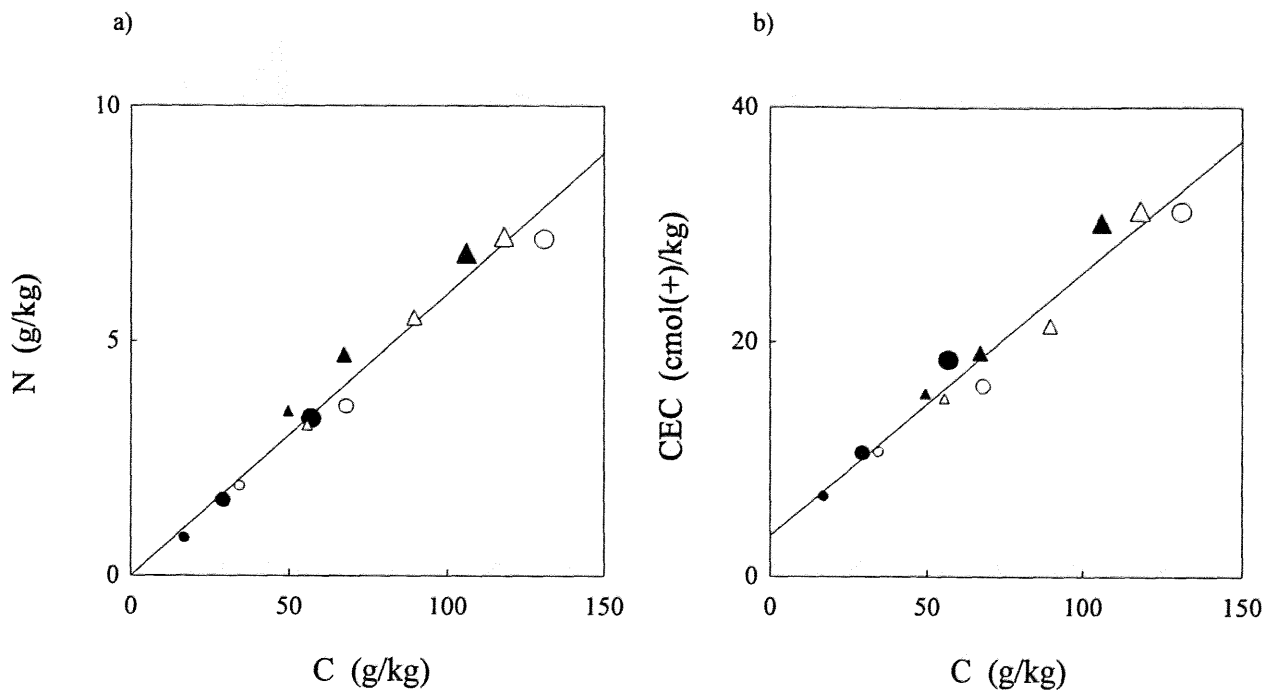


図-3・2 土壤中のC含有率とN含有率の関係(a), およびC含有率とCECの関係(b)

●, 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0-10cm; 中, 土壌深10-20cm; 小, 土壌深20-30cm

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 | 土壌中の針葉 | 広葉 | 枝・樹皮 | 球果 | その他 | 合計 |
|------|--------|------------------------|---------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 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壌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 A₀層の元素含有量

| 斜面位置 | 調査区 | C | | N (kg/ha) | 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 | | |

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Ao層量について、スギ林で8~9Mg/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2~3Mg/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、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。今後、各調査区のリターフォールの量や質を調査する必要がある。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(表-3・6)。

4-3 Ao層と鉱質土壌の元素含有量の関係

森林土壌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, 1989; 高橋, 2000)。各調査区の表層0-10cmの土壌は下層土壌10cm以深に比べ交換性塩基のみならず全C、N量も高く、これらの元素はAo層から供給されていると考えられる。そこで、樹種による土壌養分特性の変化の原因を解明する一環としてAo層と鉱質土壌の元素含有量の関係について検討した。各調査区のAo層中のC、N含量は土壌深0-30cmの全C、N量と有意な相関関係が見られなかった(図-3・3)。この原因の一つとしてはAo層が分解されるのに要する時間などが樹種によって異なることが考えられる。今後、各調査区の林床への有機物供給量や林床での有機物分解速度を検討する必要がある。Ao層中のK、Ca、Mg、Na含量と鉱質土壌中の交換性K、Ca、Mg、Na量の関係について検討したところ、Caについてのみ有意な正の相関関係が見られた(図-3・4)。スギ人工林化による

表-3-6 Ao層の養分濃度

| 斜面位置 | 調査区 | 部位 | C/N | | | | | Ca | | | | |
|--------|--------|------|-----|------|-----|-----|-----|------|-----|-----|--|--|
| | | | C | N | C/N | Mn | K | Ca | Mg | Na | | |
| | | | (%) | | | | | | | | | |
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 針葉 | 520 | 6.9 | 76 | 0.2 | 0.4 | 11.7 | 0.6 | 0.1 | | |
| | | 広葉 | 509 | 13.3 | 38 | 0.5 | 0.7 | 8.6 | 0.8 | 0.1 | | |
| | | 枝・樹皮 | 538 | 5.6 | 97 | 0.3 | 0.3 | 7.6 | 0.4 | 0.1 | | |
| | | 球果 | 574 | 8.9 | 64 | 0.2 | 0.4 | 4.8 | 0.7 | 0.1 | | |
| | | その他 | 87 | 11.7 | 7 | 0.5 | 1.5 | 4.6 | 2.5 | 0.3 | | |
| 土壌中の針葉 | | | 411 | 21.1 | 19 | 0.5 | 0.8 | 4.2 | 1.2 | 0.1 | | |
| <hr/> | | | | | | | | | | | | |
| 広葉樹天然林 | | | 507 | 14.3 | 35 | 1.0 | 0.9 | 9.9 | 1.4 | 0.1 | | |
| 枝・樹皮 | | | 544 | 14.0 | 39 | 0.5 | 0.5 | 8.4 | 0.7 | 0.0 | | |
| その他 | | | 214 | 8.6 | 25 | 0.6 | 1.3 | 5.1 | 2.3 | 0.4 | | |
| <hr/> | | | | | | | | | | | | |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 針葉 | 549 | 6.8 | 81 | 0.1 | 0.5 | 23.0 | 1.0 | 0.0 | | |
| | | 広葉 | 489 | 15.7 | 31 | 0.7 | 0.8 | 12.7 | 1.3 | 0.1 | | |
| | | 枝・樹皮 | 518 | 7.6 | 68 | 0.3 | 0.7 | 10.1 | 0.8 | 0.1 | | |
| | | 球果 | 520 | 4.0 | 130 | 0.1 | 0.4 | 5.2 | 0.8 | 0.0 | | |
| | | その他 | 313 | 10.6 | 29 | 0.6 | 1.1 | 10.2 | 2.3 | 0.3 | | |
| <hr/> | | | | | | | | | | | | |
| 広葉樹天然林 | | | 512 | 18.6 | 28 | 0.9 | 0.9 | 12.7 | 1.6 | 0.1 | | |
| 枝・樹皮 | | | 525 | 14.8 | 35 | 0.2 | 0.5 | 7.9 | 0.7 | 0.0 | | |
| その他 | | | 308 | 13.8 | 22 | 0.9 | 1.1 | 10.8 | 2.5 | 0.2 | | |

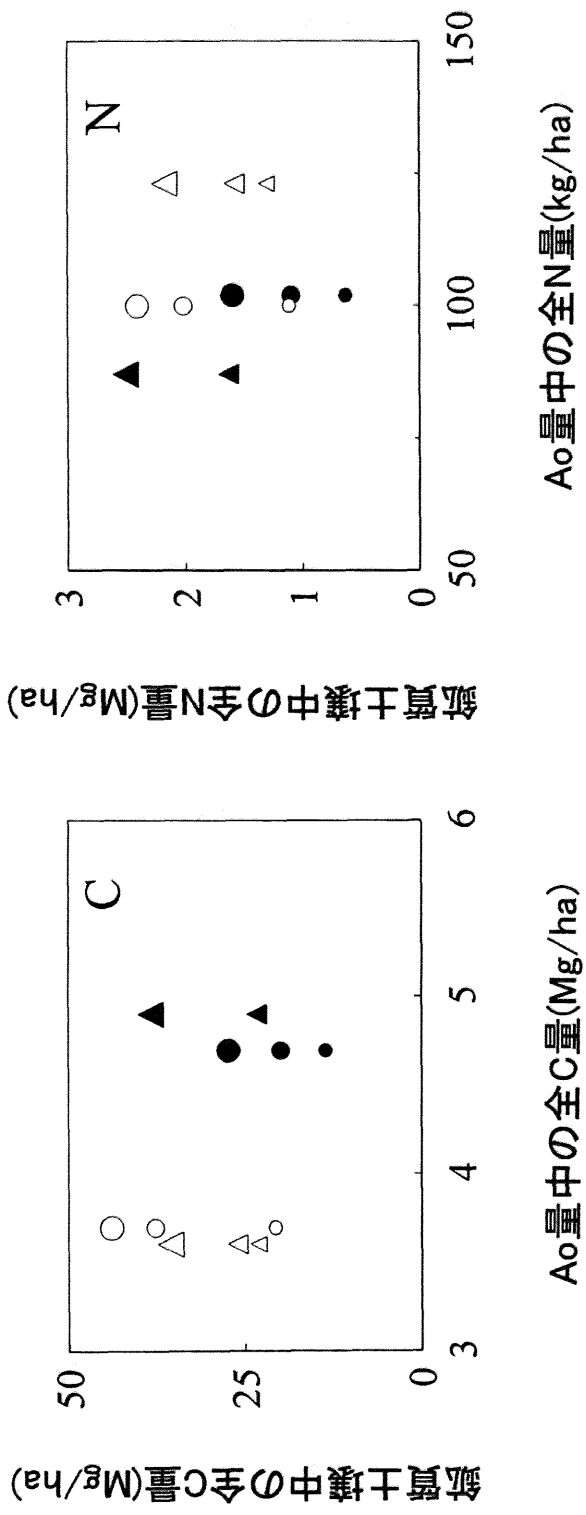


図-3・3 A₀層中の全C、N量と土壌中の全C、N量の関係
 凡例は図-3・2と同じ。

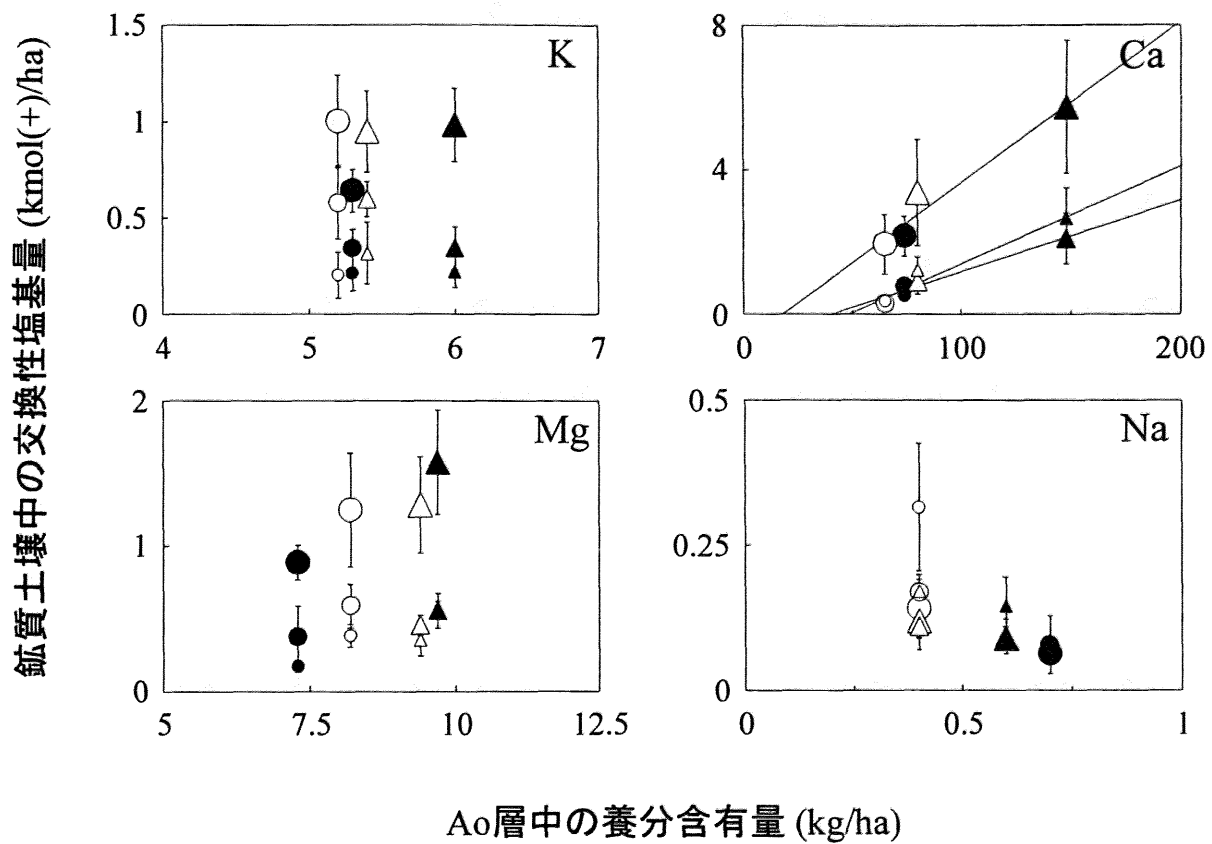


図-3・4 Ao層中の養分含有量と土壌中の交換性塩基量の関係

凡例は図-3・2と同じ。

縦棒，標準偏差

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

回帰直線については， $p<0.05$ (t検定)のみ示した。

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。林床への主要な養分供給源としてはリターフォールや林内雨などがある。交換性塩基量に対する樹種の影響については今後、さらにリターフォールや林内雨などによる養分動態も調査し検討する必要がある。

本調査地のヒノキ林では隣接する広葉樹林に比べて土壤中の全 C 量が少ない上に、土壤中の全 C 量とともに全 N 量や CEC も少なく(図-3・2)、土壤の肥沃度が低かった。ただし、各調査区の Ao 層中の C 含量は土壤深 0-30cm の全 C 量と有意な相関関係が見られなかった(図-3・3)。斜面上部の広葉樹林において、ヒノキ林よりも土壤中の C 含有率が高い原因としては、広葉樹林は斜面傾斜もヒノキ林に比べてやや小さく、広葉樹林の土壤中の C 含有率がもともと高かったこと、あるいは火山灰の影響を強く受けていることも考えられる。ただし、林床への有機物供給量や林床での有機物分解速度がヒノキ林の全 C 量の減少を引き起こしているとも考えられる。そこで、今後ヒノキ人工林化が土壤中の全 C 量を減少させるという仮説を実証するために、各調査区の林床への有機物供給量や林床での有機物分解速度を検討する予定である。

5. おわりに

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壤の養分特性に及ぼす影響について検討するために、落葉広葉樹天然林と同一斜面に隣接した斜面上部にヒノキが、斜面下部にはスギがそれぞれ植栽されている針葉樹人工林において、Ao 層の乾重および養分含有量、鉍質土壤の化学的性質を調査した。

ヒノキ人工林化によって土壤深 0-30cm における交換性塩基量に違いは見られなかった。しかしながら、土壤深 0-30cm における全 C, N 量, CEC は隣接する広葉樹林に比べて少なく、土壤の肥沃度が低かった。Ao 層量および Ao 層中の C 含量は約 1.3 倍であったが、Ao 層中の N, K, Mg, Ca 含量に違いは見られなかった。

スギ人工林化によって土壤深 0-30cm における全 C, N 量, CEC は変化せず、交換性塩基量、特に交換性 Ca 量は隣接する広葉樹林に比べて多かった。同様に、Ao 層量および Ao 層中の C 含量はそれぞれ約 1.3, 1.4 倍と多く、Ao 層中の Ca 含量は特に約 1.8 倍であった。さらに、土壤深 0-30cm の交換性 Ca 量と Ao 層中の Ca 含量は有意な正の相関関係がみられた。以上のことから、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。

ヒノキおよびスギ人工林化による C 動態や交換性塩基量の変化については、今後林床への有機物供給量や林床での有機物分解速度などの元素の動態特性について検討する必要がある。

第2節 針葉樹林化が生態系内の養分動態に及ぼす影響

1. はじめに

第3章第1節では、落葉広葉樹天然林伐採後に人工造林されたヒノキおよびスギ林と、天然更新した広葉樹林が同一斜面上に成立する調査地において、①ヒノキ人工林化によって土壌深0-30cmにおける全炭素(C)、窒素(N)量、陽イオン交換容量(CEC)、交換性カリウム(K)量は隣接する広葉樹林に比べて少ないこと、②スギ人工林化によって土壌深0-30cmにおける全C、N量、CECは変化せず、交換性塩基量、特に交換性カルシウム(Ca)量は隣接する広葉樹林に比べて多く、Ao層中に蓄積されたCa量による影響をうけていることを明らかにした。これらのことから、針葉樹林化による有機物動態や養分動態の変化が予想され、それを解明するために、林床への有機物供給量や林床での有機物分解速度、リターフォールや林内雨に含まれる養分量、さらに森林生態系外への養分流亡について調査する必要性を指摘した。

以上のことを背景に本節では、第3章第1節と同じ調査地において、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、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壌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た。

2. 調査方法

調査地は第3章第1節と同じ落葉広葉樹天然林(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。

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。

鉱質土壌に供給され、あるいは土壌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層の下および土壌深5cm、25cmにそれぞれ8個、土壌

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。荻住(1996)によると、スギ、ヒノキの土壌深 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壌深 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、土壌深 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°C、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 (pH7.0), 無機態 N(NH_4^+ , NO_3^-)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・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、リターフォール中の全マンガン(Mn), K, Ca, マグネシウム(Mg), ナトリウム(Na)を湿式灰化($HClO_4 + HNO_3$)の後に ICP 発光分光分析法(島津 ICPS-1000IV)(後藤, 1997)で測定した。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・林内雨のアンモニウムイオン(NH_4^+)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^+ を都築(1994)の方法を簡易化した方法(市川ら, 2002a)で、硝酸イオン(NO_3^-)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. 結果と考察

3-1 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・7 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 3.6Mg/ha, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約 0.7 倍の 3.1Mg/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

表-3・7 年間のリターフオール量

| 斜面位置 | 調査区 | 針葉 | 広葉 | 枝・樹皮 | 球果 | その他 | 合計 |
|---------|--------|-----------------------|-----------------------|---------|----------------------|-----------------------|-----------------------|
| (Mg/ha) | | | | | | | |
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 1.6±0.2 ^{**} | 1.5±0.1 ^{**} | 0.4±0.1 | trace | 0.1±0.0 [*] | 3.6±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±0.1 ^{**} | 1.3±0.1 ^{**} | 0.3±0.1 | 0.1±0.0 [*] | 0.2±0.0 ^{**} | 3.1±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

は71年生のヒノキ林およびスギ林でそれぞれ5.6, 7.1Mg/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, 6.3Mg/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, 5.2Mg/ha(高橋ら, 1996)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・8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(表-3・9)。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・7)による。

Ao層量と年間のリターフォール量から土壤に供給されたリターフォールが分解されるのに要する時間(回転率: Ao層量/年間のリターフォール量)を表-3・10に示す。回転率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リターが分解されにくくなっていたと推察された。

土壤深0-30cm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60Mg/ha, 斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同じの85Mg/haであった(第3章第1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4.7Mg/ha, 斜面下部のスギ林では広葉樹林の約1.4倍の4.9Mg/haであった(第3章第1節)。斜面上部の広葉樹林において, ヒノキ林よりも土壤中のC含有率が高い原因としては, 広葉樹林は斜面傾斜もヒノキ林に比べてやや小さく, 広葉樹林の土壤中のC含有率がもともと高かったこと, あるいは火山灰の影響を強く受けている可能性が考えられる。しかし一方で, ヒノキ林におけるリ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・10), 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も考えられた。本調査地のヒノキおよびスギ林は隣接する広葉樹林の一部を伐採して造成された。また, ヒノキ林, スギ林の下層植生にはそれぞれ約2400, 3700本/haの広葉樹低木が含まれるため, それらの落葉により裸地化が抑制されてきたと推察される。したがって, ヒノキおよびスギ林ではエロージョンが起りにくかったと考えられる。これらのことから, 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,

表-3・8 年間のリターフオール中の元素含有量

| 斜面位置 | 調査区 | C | | N | | C/N | Mn | K | (kg/ha) | | |
|------|--------|---------|--|---------|--|-----|-----|------|---------|------|-----|
| | | (Mg/ha) | | (kg/ha) | | | | | 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 |

表-3.9 リターフオールの養分濃度

| 斜面位置 | 調査区 | 部位 | C/N | | | | | Ca | | | | |
|------|--------|------|-----|------|-----|-------|-----|------|-----|-------|--|--|
| | | | C | N | C/N | Mn | K | Ca | Mg | Na | | |
| | | | (%) | | | | | | | | | |
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 針葉 | 479 | 6.2 | 77 | 0.9 | 2.1 | 12.0 | 1.9 | 0.02 | | |
| | | 広葉 | 452 | 8.4 | 54 | 1.5 | 3.1 | 12.1 | 2.9 | 0.12 | | |
| | | 枝・樹皮 | 436 | 2.9 | 148 | 0.2 | 0.4 | 8.8 | 0.6 | 0.01 | | |
| | | その他 | 500 | 12.8 | 39 | 0.4 | 1.5 | 5.9 | 1.2 | 0.03 | | |
| | 広葉樹天然林 | 広葉 | 454 | 11.0 | 41 | 1.6 | 3.9 | 16.0 | 3.6 | 0.13 | | |
| | | 枝・樹皮 | 459 | 3.6 | 127 | 0.4 | 0.4 | 8.6 | 0.8 | 0.03 | | |
| | | 球果 | 415 | 6.8 | 61 | 0.1 | 4.4 | 1.5 | 1.3 | trace | | |
| | | その他 | 429 | 16.3 | 26 | 0.8 | 2.9 | 6.6 | 3.7 | 0.01 | | |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 針葉 | 504 | 6.8 | 74 | 0.1 | 1.9 | 24.6 | 1.8 | 0.09 | | |
| | | 広葉 | 469 | 11.3 | 41 | 1.3 | 5.6 | 18.7 | 3.8 | 0.15 | | |
| | | 枝・樹皮 | 480 | 2.6 | 185 | trace | 0.2 | 6.8 | 0.3 | 0.02 | | |
| | | 球果 | 500 | 7.3 | 68 | trace | 1.3 | 5.3 | 1.1 | 0.01 | | |
| | | その他 | 474 | 13.3 | 36 | 0.2 | 1.1 | 5.9 | 1.2 | 0.02 | | |
| | 広葉樹天然林 | 広葉 | 458 | 13.3 | 35 | 1.2 | 4.4 | 17.3 | 4.0 | 0.13 | | |
| | | 枝・樹皮 | 419 | 5.5 | 76 | 0.4 | 1.6 | 8.4 | 1.3 | 0.02 | | |

表-3・10 年間のリターフオールとA₀層の乾重および回転率*****

| 斜面位置 | 調査区 | A ₀ 層***** | リターフオール*** | 回転率***** (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, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) (A₀層, $n = 4$; リターフオール, $n = 3$)

***, 平均値±標準偏差

****, 第3章第1節

*****, A₀層量/年間のリターフオール量

斜面上部のヒノキ林の土壌では広葉樹林にくらべて有機物が無機化されやすく、蓄積しにくいこと、斜面下部のスギ林の土壌では広葉樹林に比べて有機物が無機化されにくく、蓄積しやすいことが考えられた。この他に、針葉樹林土壌のC量には造林後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壌中の全C量変化の原因をさらに明らかにする上で、有機物の無機化特性や分解・無機化にかかわる土壌微生物相について調査する必要がある。

3-2 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・11 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^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NO_3^- が増加、 NH_4^+ が減少していた。 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NO_3^- の増加量はそれぞれ $3\sim 17$ 、 7 、 $2\sim 3$ 、 $1\sim 7$ $kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 、 NH_4^+ の減少量は $4\sim 6$ $kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ であった。林内雨の NH_4^+ 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 NH_4^+ 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 NH_4^+ 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 $12\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ であり、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約 0.8 倍の $25\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ であった。林内雨に含まれる Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 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 NO_3^- 量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約 2.0 倍の $12.6\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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 $0.6\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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 NO_3^- 量が広葉樹林より多いのは、主に NO_3^- 溶脱量が広葉樹林より $4.5\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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^+ 、 NO_3^- 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・12 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林の約 0.4 倍の $18\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約 0.8 倍の $44\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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 $113\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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 $24\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 、斜面下部のスギ林では広葉樹林のそれぞれ約 2.9 倍の $30\ kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ 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

表-3-11 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 | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ |
|---------|------|-------------|------|----------------|------------------|------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|
| (kg/ha) | | | | | | | | | |
| 林内雨 | 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 1753 | 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 | 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 | 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 | 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 | 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。

表-3・12 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 ⁺ | NO ₃ ⁻ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | | | | |
| 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 | | | | | | | | | | |
| | | 5cm ^{***} | 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 [*] | | | | | | | | | | |
| | | 25cm ^{***} | 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 ^{***} | | | | | | | | | | |
| | | 50cm ^{***} | — | — | — | — | — | — | 0.1±0.2 [*] | 9.5±3.0 [*] | 3.0±0.9 [*] | 17.5±0.6 | 1.9±0.2 ^{***} | 10.9±3.1 ^{***} | | | | | | | | | | |
| 斜面上部 | 広葉樹天然林 | Ao層 ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | Ao層での付加量 ^{****} | 15.7 | 18.9 | 6.2 | 11.7 | 5.3 | -0.1 | 29.6 | 22.2 | 8.9 | 14.7 | 3.3 | -1.3 | | | | | | | | | | |
| | | 5cm ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | 25cm ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | 50cm ^{***} | — | — | — | — | — | — | 2.4±1.5 | 4.5±1.2 | 1.6±0.6 | 16.4±2.8 | 3.0±0.5 | 0.7±0.7 | | | | | | | | | | |
| 斜面下部 | スギ人工林 | Ao層 ^{***} | 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 | 113±12.5 ^{***} | 13.2±2.0 | 18.6±0.5 | 11.7±1.6 ^{***} | 18.4±0.2 ^{***} | | | | | | | | | | |
| | | Ao層での付加量 ^{****} | 20 | 99.1 | 10.9 | 13.2 | 5.9 | 0 | 23.4 | 103.3 | 10.6 | 13.1 | 7.2 | 10.3 | | | | | | | | | | |
| | | 5cm ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | 25cm ^{***} | 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 ^{***} | | | | | | | | | | |
| | | 50cm ^{***} | — | — | — | — | — | — | 4.7±4.9 ^{***} | 19.4±10.4 ^{***} | 3.3±1.9 ^{***} | 15.7±1.8 ^{***} | 2.7±0.3 ^{***} | 12.9±6.0 ^{***} | | | | | | | | | | |
| 斜面下部 | 広葉樹天然林 | Ao層 ^{***} | 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 ^{****} | 4.7 | 23.6 | 8.4 | 11.2 | -0.2 | -2.4 | 26.3 | 43.8 | 10.1 | 11.4 | -0.4 | -2.2 | | | | | | | | | | |
| | | 5cm ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | 25cm ^{***} | 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 | | | | | | | | | | |
| | | 50cm ^{***} | — | — | — | — | — | — | 42.2±12.8 | 108.2±45.4 | 37.5±0.8 | 94.8±2.0 | 2.0±0.1 | 44.2±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月を樹木の成長期, それ以外の期間を成長休止期とした。

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Ca²⁺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 kg ha⁻¹ y⁻¹多かった。スギ林におけるAo層を通過したCa²⁺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148kg/haであることを反映した(第3章第1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層および土壌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⁺、NH₄⁺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(土壌深50cm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壌深25cm、50cm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(表-3・13)。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りにくく、土壌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壌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壌深50cm付近で岩盤が出現し、不透水層になっていたことも土壌深50cm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NH₄⁺でそれぞれ約0.1、0.6倍、Ca²⁺、Mg²⁺、NO₃⁻でそれぞれ約2.1、1.9、15.6倍であった。土壌水中では、NO₃⁻とCa²⁺、Mg²⁺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NO₃⁻の流亡に伴ってCa²⁺、Mg²⁺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 kg ha⁻¹ 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 kg ha⁻¹ 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

表-3・13 斜面下部の広葉樹林の広葉樹林の土壌深 25, 50cm におけるイオン通過量(1999 年 11 月～2000 年 4 月)

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | 成長休止期(1999年11月～2000年4月) | | | | | |
|------|--------|-------------|-------------------------|------------------|------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|
| | | | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ |
| 斜面下部 | 広葉樹天然林 | 25cm* | 18.7±9.0 | 160±165 | 35.8±39.1 | 46.9±31.0 | 0.9±0.2 | 164±193 |
| | | 50cm* | 41.8±16.6 | 716±307 | 199±81.4 | 210±62.4 | 1.4±0.4 | 551±167 |

*, 平均値±標準偏差 (n=6)

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、広葉樹林に比べて鉱質土壌中の交換性 Ca 量が多くなっている(第3章第1節)一因であると推察される。

3-3 Ao 層を通過して鉱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

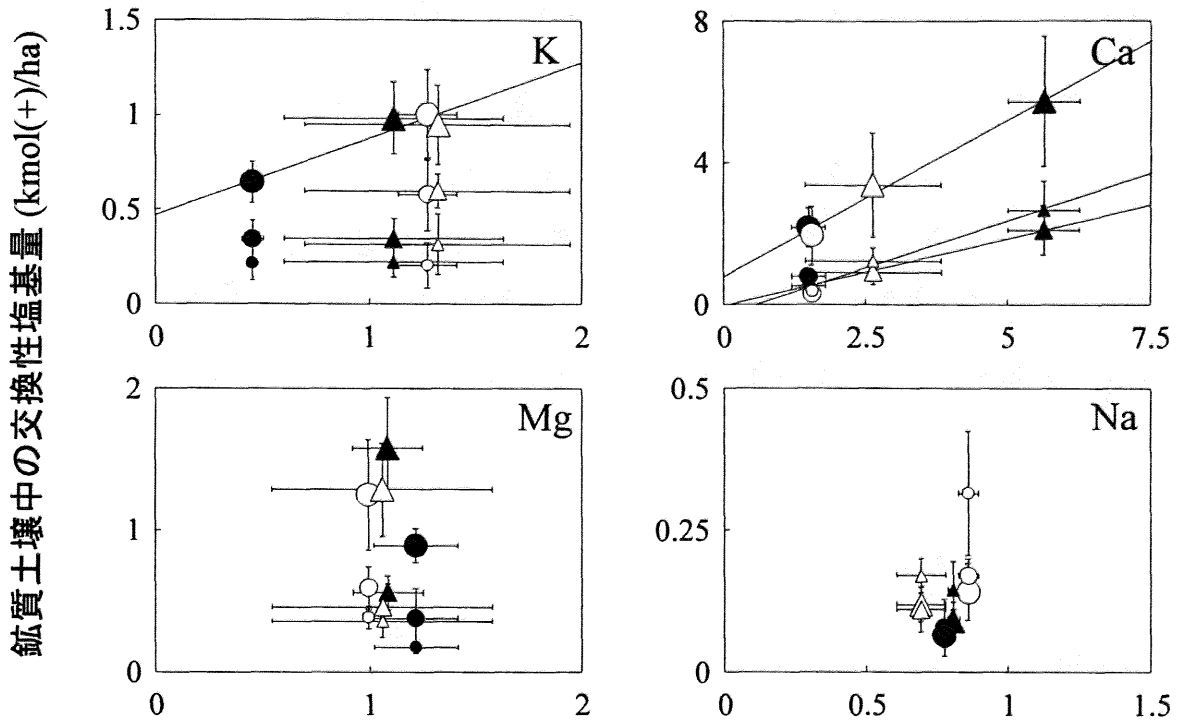
森林土壌への有機物や交換性塩基の供給は一般には主に Ao 層の分解によって行われる(河田, 1989; 高橋, 2000)。Ao 層中の K, Ca, Mg, Na 含量と鉱質土壌中の交換性 K, Ca, Mg, Na 量の関係について検討したところ、Ca についてのみ有意な正の相関関係がみられた(第3章第1節)。土壌中の交換性塩基量に影響を及ぼす要因として、林床への主要な養分供給源である Ao 層を通過して鉱質土壌に供給される養分イオン量も考えられた。そこで Ao 層を通過して鉱質土壌に供給される養分イオン量と土壌中の交換性塩基量の関係を検討した。土壌深 0-10cm の交換性 K 量と土壌深 0-30cm の交換性 Ca 量は Ao 層を通過して鉱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・5)。このことから、Ao 層を通過して鉱質土壌に供給される K^+ , Ca^{2+} 量は土壌深 0-10cm の交換性 K 量と土壌深 0-30cm 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 層を通過して鉱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 層を通過して鉱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。Mg, Na については第3章第1節と同様、本研究においても相関関係がみられなかった。この原因の1つとしては、Ao 層を通過して鉱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。

4. おわりに

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養分特性の変化の原因を解明する一環として、落葉広葉樹天然林と同一斜面に隣接した斜面上部にはヒノキが、斜面下部にはスギがそれぞれ植栽されている針葉樹人工林において、リターフォール量および元素含有量、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した。

有機物動態の結果から、斜面上部のヒノキ林の土壌では広葉樹林に比べて有機物が無機化されやすく、蓄積しにくい、斜面下部のスギ林の土壌では広葉樹林に比べて有機物が無機化されにくく、蓄積しやすい可能性が示唆された。

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。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



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-3.5 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 0-10cm ; 中, 土壌深 10-20cm ; 小, 土壌深 20-30cm

縦棒, 標準偏差

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

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

回帰直線については, $p<0.05$ (t 検定)のみ示した。

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。

土壌深 0-10cm の交換性 K 量と土壌深 0-30cm 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。このことから、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。

第3節 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

1. はじめに

これまでに、ヒノキおよびスギの土壤養分特性の比較がおこなわれている(原田ら, 1969; 澤田・加藤, 1991)。ただし、これらの報告は比較する調査林分間の前歴の違いが考慮されていない。また、樹種の違いによる土壤養分特性の変化の仕組みをAo層の元素含有量から考察しており、林床への有機物供給量や林床における有機物分解速度などの有機物動態特性については検討されていない。

土壤有機物は植物への無機養分の供給源となり、土壤の養分保持能力を高め、多くの土壤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壤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、Ao層、土壤有機物と形を変える途中で、CO₂として大気中に放出されたり、溶存有機態炭素(DOC)として土壤中に供給され、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年程度の林分で土壤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、土壤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)。第3章第1節の調査地のヒノキおよびスギ林は落葉広葉樹天然林伐採後に人工造林された65年生であり、同一斜面上に成立する落葉広葉樹天然林とともに定常状態にあると考えられる。

第3章第1節では、土壤深0-30cmにおける全炭素(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ことを示した。また、リターフォールによるC供給量は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林の約0.9倍、斜面下部のスギ林では広葉樹林の約0.8倍であった(第3章第2節)。このように、ヒノキ人工林化に伴う土壤中の全C量の減少はリターフォール量の減少に比べて大きかった。これに対して、スギ林では隣接する広葉樹林に比べてリターフォール量の減少にもかかわらず、土壤中の全C量は変わらなかった。したがって、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上で、有機物(リターフォール)の無機化特性や分解・無機化にかかわる土壤微生物の組成や活性を調査する必要がある。

そこで本節では、第3章第1節の調査地において、土壤の微生物相や微生物活性、落葉のC無機化速度を調査することによって、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た。

2. 調査方法

調査地は第3章第1節と同じ落葉広葉樹天然林(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。

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、20-30cm 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、20-30cm 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 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。土壌中の微生物バイオマス C 量をクロロホルムくん蒸抽出法(犬伏, 1992)で測定した。室内培養による土壌呼吸速度をアルカリ性吸収剤(0.5M-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, 2002b)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、土壌呼吸速度を 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 ヶ月間、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 ヶ月間とした。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、20-30cm の土壌深ごとに 25 枚ずつ埋設し、1 ヶ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, 1994b)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 ヶ月間、12 月から 4 月にかけては地温が低いことから 5 ヶ月間とした。土壌につめたポリエチレンバッグを 0-10、10-20、20-30cm の土壌深ごとに 6 個ずつ埋設した。アンモニア態 N、硝酸態 N を埋設前と埋設後の生土 20g に 2M-KCl 100mL を加えて 1 時間振とうした後、ろ過をおこない、ろ液中に含まれるアンモニア態 N をインドフェノール青法(市川ら, 2002a)で、硝酸態 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 H08-006-04)を設置し、1 時間ごとに各調査区の土壌深 2.5、7.5、15、25cm 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 0-10cm 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 50g(生重)に、粉末状(粒径 0.25mm 以下)に粉砕した各調査区の年間リターフォール中の落葉 1g を混合して 500mL 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(0.5M-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。

広葉樹林と針葉樹林における A₄₉₀, セルロース分解能, 落葉の C 無機化速度の平均値間の差の検定および相関係数の有意性検定には *t* 検定を用いた。各調査区において土壌深ごとに混合した土壌試料で分析した C 含有量, 細菌数, 放線菌数, 糸状菌数, セルロース分解菌数, 微生物バイオマス C 量, 土壌呼吸速度については平均値のみを示した。年間の N 無機化量についてはその標準偏差が大きく, 有意差がみられなかったことから, その有意差の記述を省略した。

3. 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・14 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 0-10cm で広葉樹林の約 0.8 倍, 土壌深 20-30cm 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(図-3・6)。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回転率(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(第 3 章第 2 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, 回転率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・15 に示す。土壌中の細菌数は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林と比べて土壌深 0-10cm で約 0.8 倍, 土壌深 10-20, 20-30cm で 1.8

表-3・14 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) | Bc ^{***} | Bc ^{***} /C (%) | 土壌呼吸速度 (gC/kg/30days) | 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)

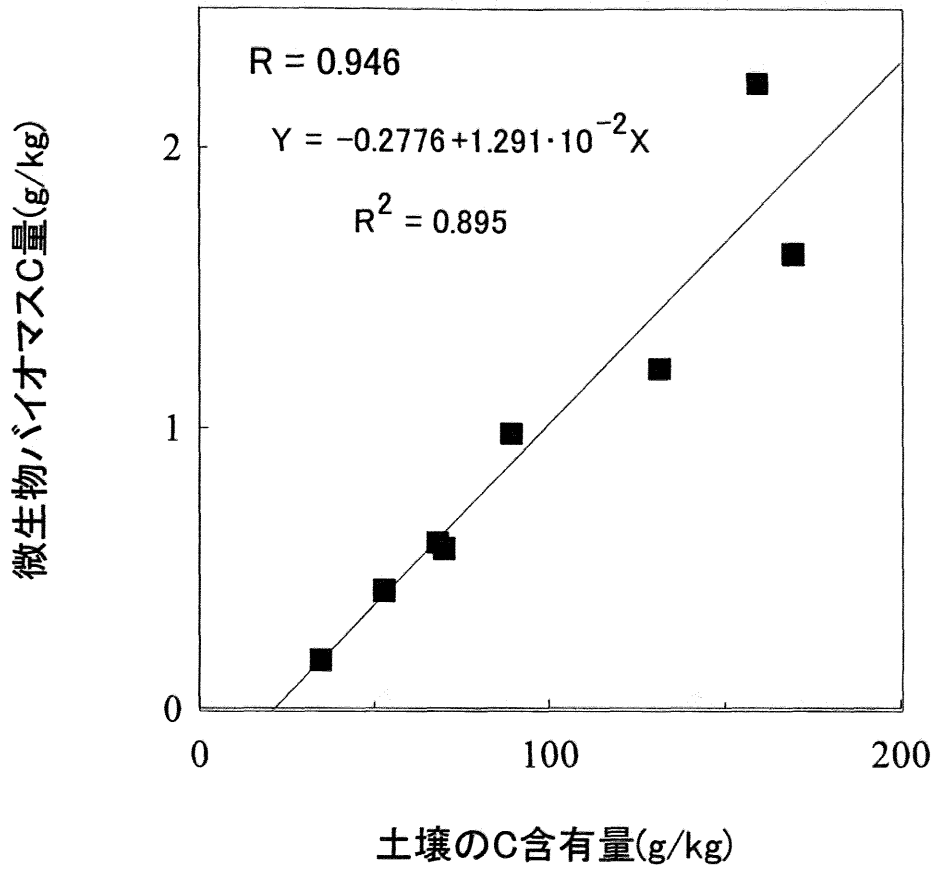


図-3-6 土壤中のC含有量と微生物バイオマスC量の関係

表-3・15 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* | 放線菌 | 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

～1.9倍, 斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて土壌深0-10cmで約0.8倍, 土壌深10-20, 20-30cmで約1.4倍であった。針葉樹林化によって土壌中の細菌数は表層で減って下層で増えていた。土壌中の放線菌数は斜面上部のヒノキ林では広葉樹林と比べて土壌深0-10cmで約1.2倍, 土壌深10-20cmで約0.5倍, 土壌深20-30cmではほぼ同等, 斜面下部のスギ林では広葉樹林に比べて土壌深0-10cmで約1.1倍, 土壌深10-20cmで約7倍, 土壌深20-30cmで0.6倍であった。針葉樹林化による土壌中の放線菌数の変化は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(図-3・7)。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(H₂O)には各調査区内の違いが見られなかった(第3章第1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・8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受けて季節変動する(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20-30cm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20-30cm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($R=0.833$, $p<0.05$; $R=0.745$, $p<0.05$)にあった(図-3・9)。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。

各調査区, 各土壌深の年間のN無機化量を表-3・16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, 1994a)と同様, 地温と正の相関関係にあった(図-3・10)。各調査区の土壌深0-10cm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0-30cm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(第3章第1節)と正の相関関係($R=0.835$, $p<0.01$)にあった。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

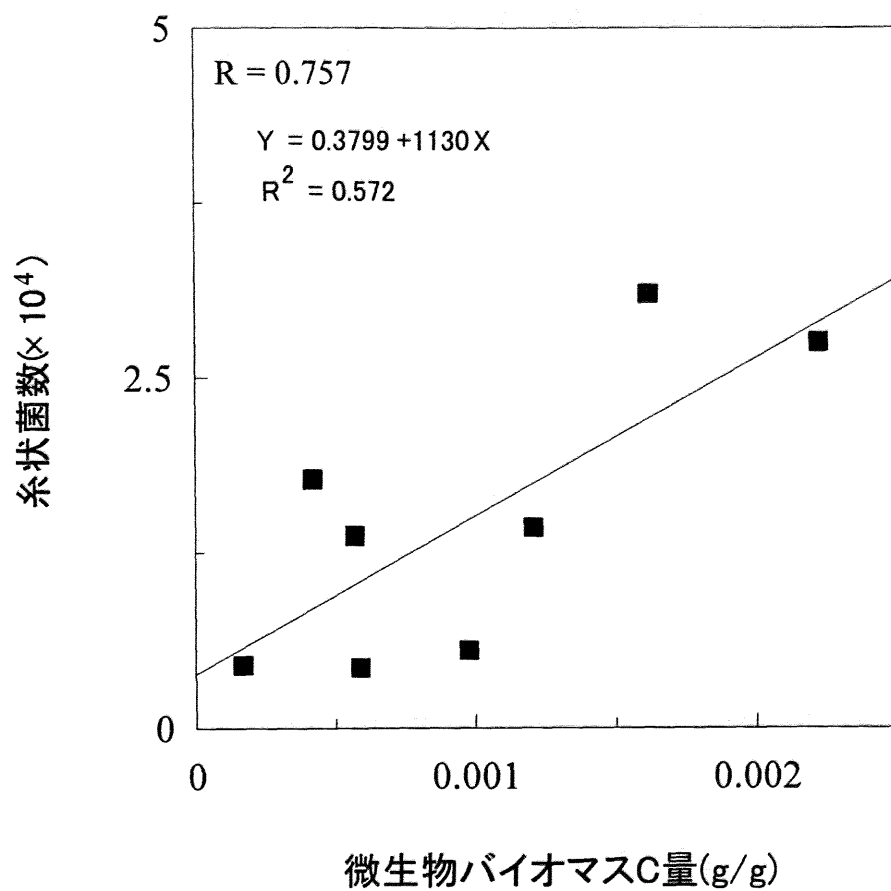


図-3-7 微生物バイオマス C 量と糸状菌数の関係

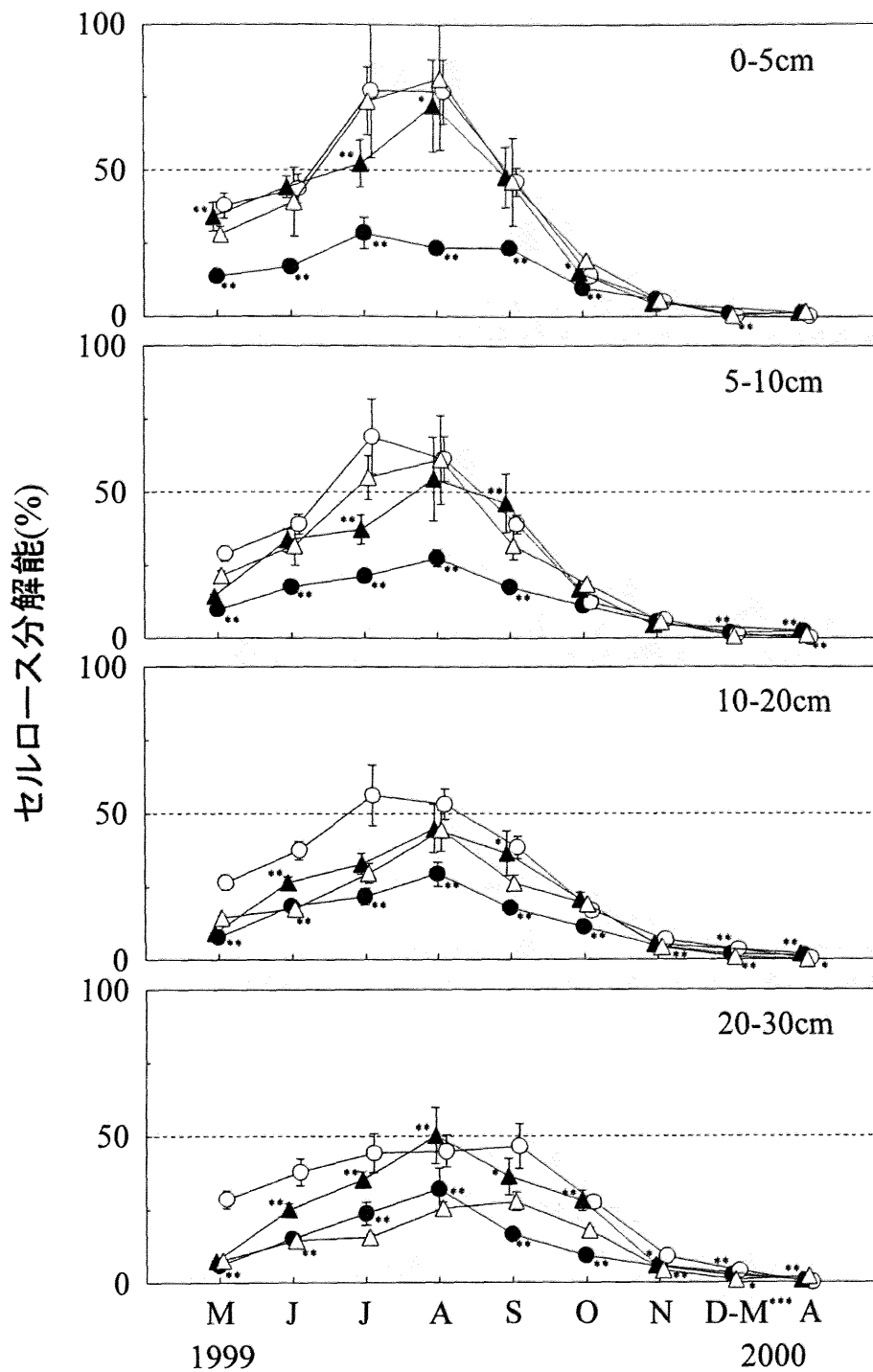


図-3・8 セルロース分解能の経時変化

●, 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。

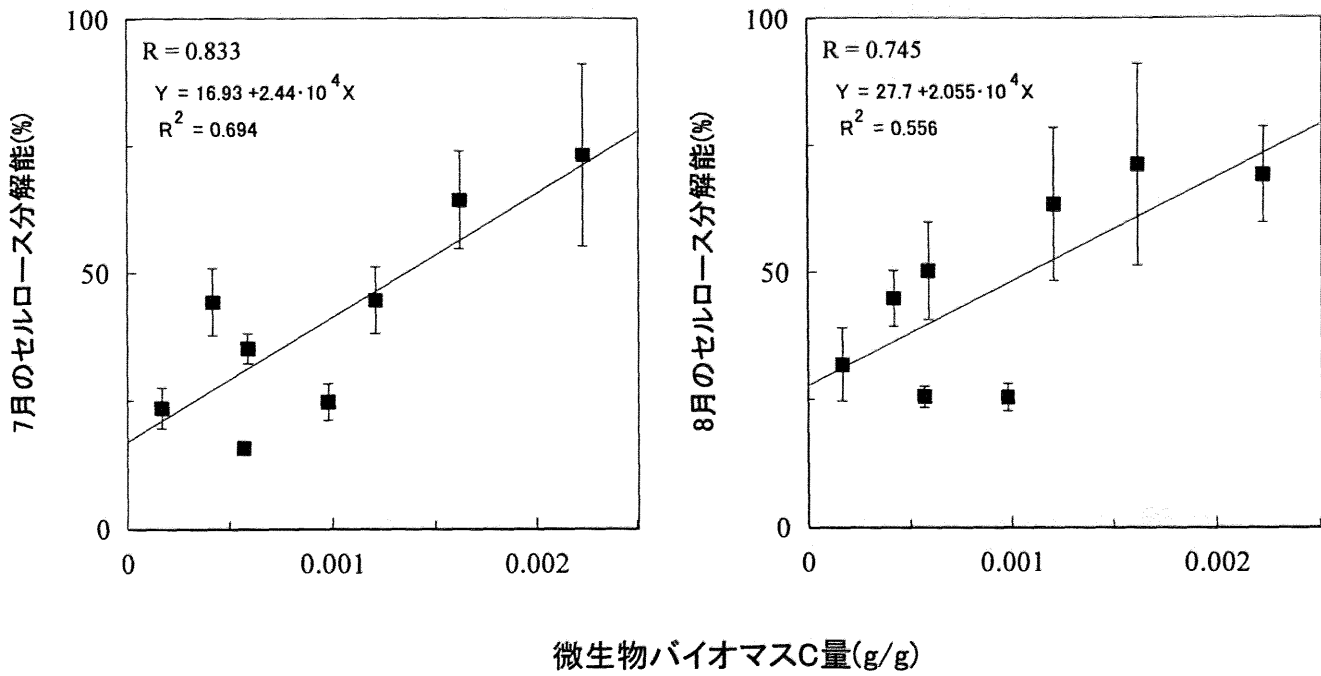


図-3-9 土壌中の微生物バイオマスC量とセルロース分解能が高まる7, 8月のセルロース分解能の関係

表-3・16 年間のN無機化量

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

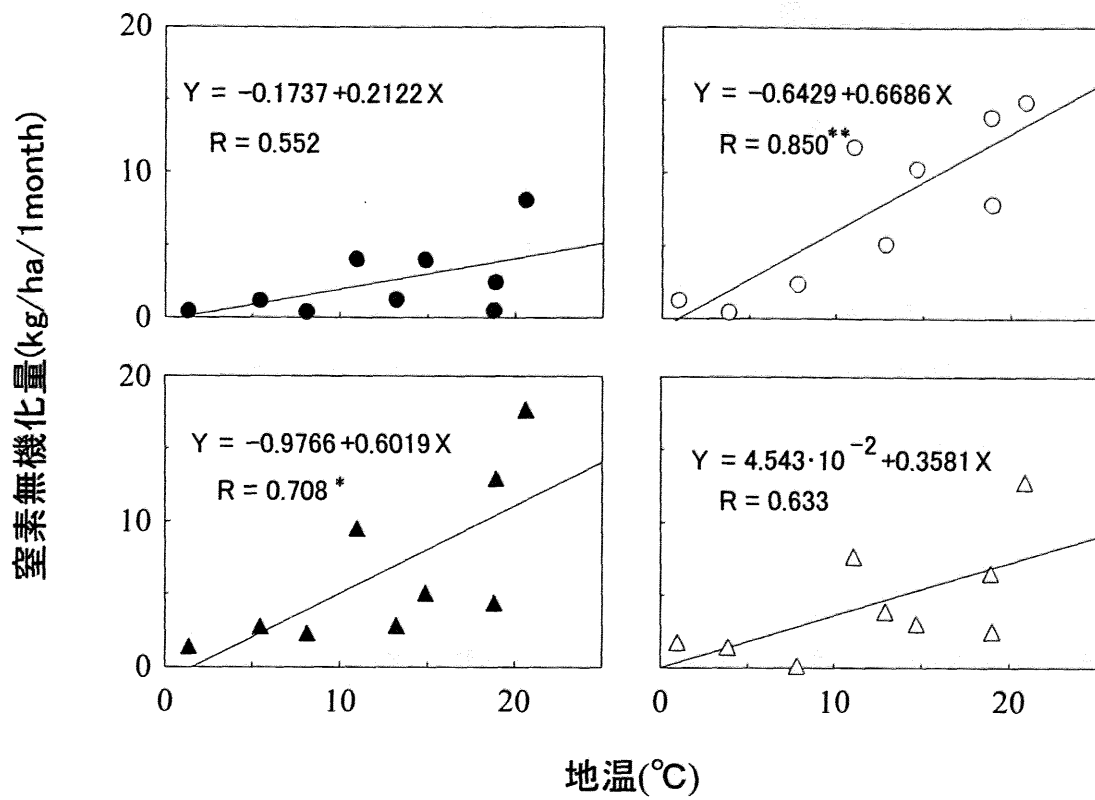


図-3-10 土壤深 0-10cm における窒素無機化量と地温の関係

凡例は図-3-8 と同じ。

N量の減少(第3章第1節)の影響をうけていた。

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・17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0-10cmで約0.9倍、土壌深20-30cm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(図-3・11)。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(図-3・12)。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・15)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・17)。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る。

以上のように、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・13)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)、林床の有機物集積(A_0)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(第3章第1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、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(第3章第2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。

4. おわりに

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養分特性の変化の原因を解明する一環として、落葉広葉樹天然林と同一斜面に隣接した斜面上部にヒノキが、斜面下部にはスギがそれぞれ植栽されている針葉樹人工林において、土壌の微生物相と微生物活

表-3・17 セルロース分解菌数

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | セルロース分解菌 ($\times 10^3/g$) |
|------|--------|-------------|---------------------------------|
| 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 |

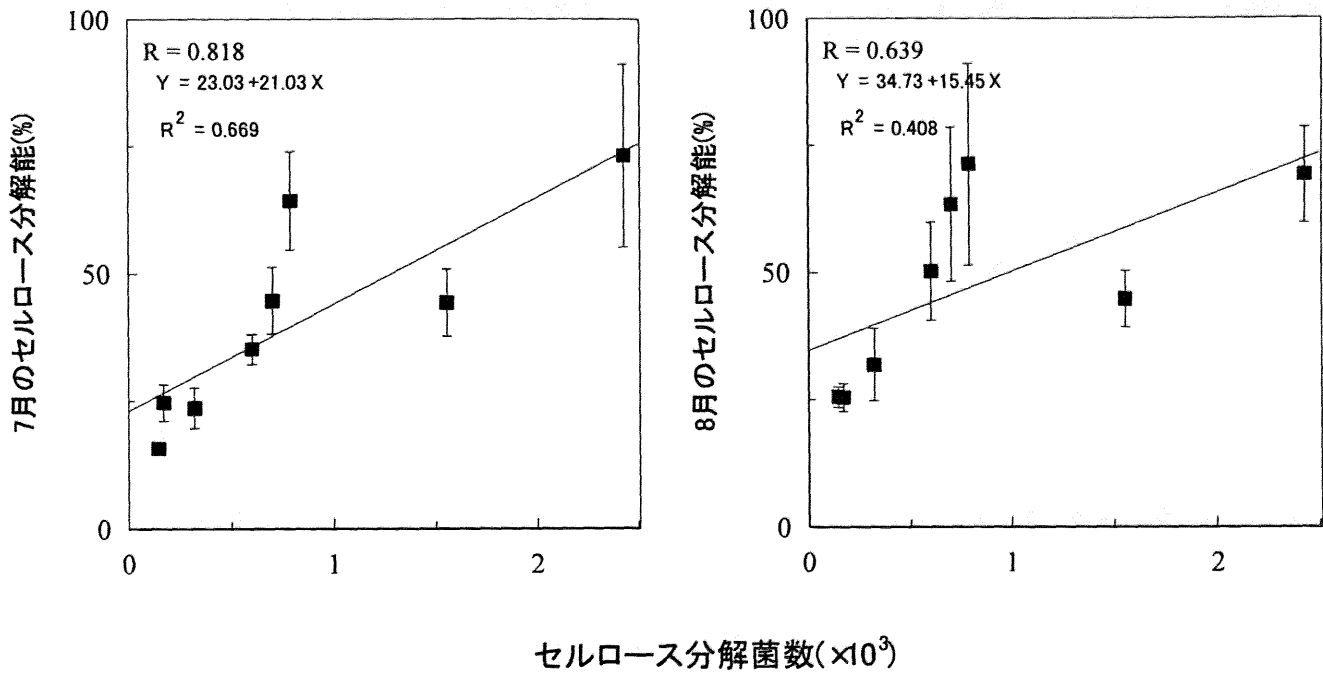


図-3-11 糸状菌数とセルロース分解能が高まる7, 8月のセルロース分解能の関係

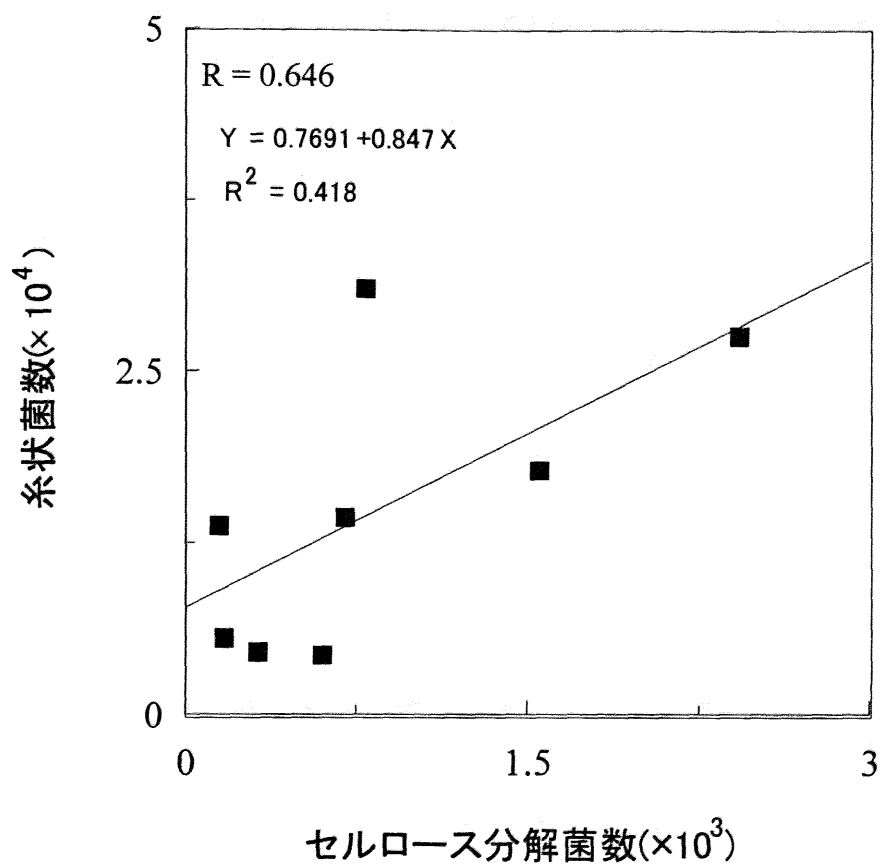


図-3・12 セルロース分解菌数と糸状菌数の関係

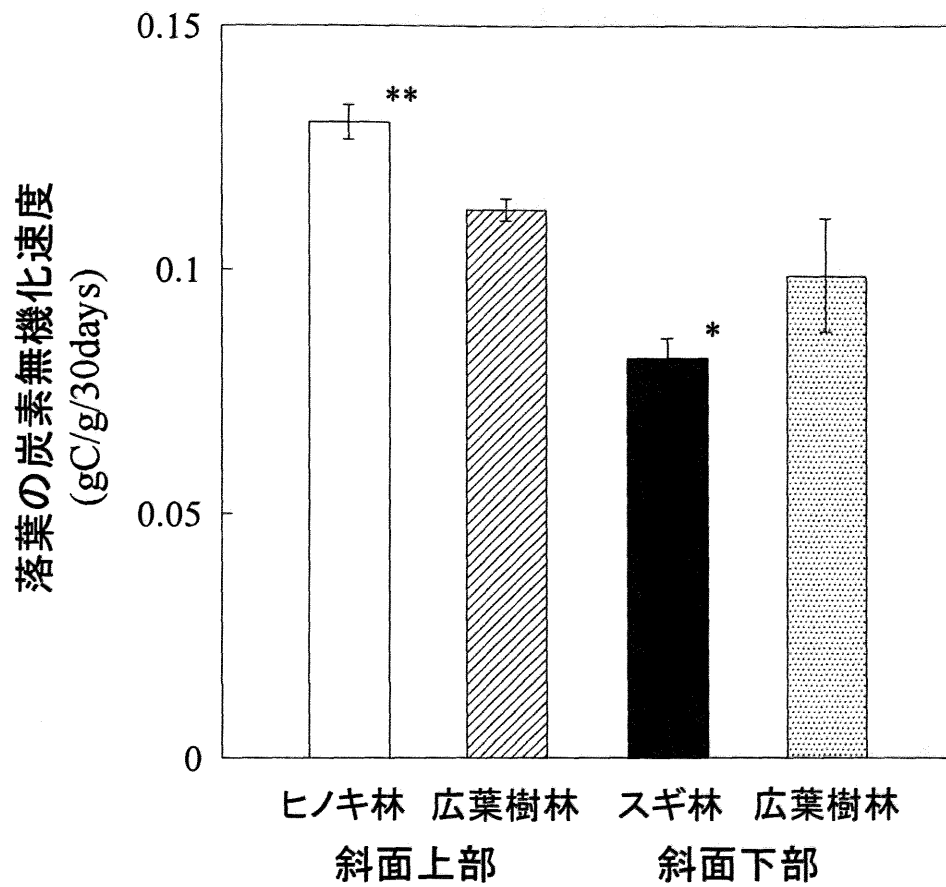


図-3-13 各調査区, 土壌深 0-10cm の土壌を混合した土壌を用いた各調査区の落葉の C 無機化速度

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, *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$) ($n=4$)

性、および落葉のC無機化速度を調査した。

その結果、土壤呼吸速度、 A_{490} 、 B_C/C 、糸状菌数から針葉樹林化によって鉍質土壤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。微生物バイオマスC量や微生物活性は概ね鉍質土壤中の全C量を反映している傾向にあった。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、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。これらのことから、ヒノキ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、鉍質土壤中に蓄積されにくいために、鉍質土壤中の全C量の減少をもたらすと考えられる。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ことから、鉍質土壤中の全C量は減少しないと考えられる。

以上のように、針葉樹林化の影響は斜面位置によって異なっていた。ところで、本調査地では斜面位置によって植栽樹種が異なっており、土壤の養分特性や養分動態は斜面位置と樹種の影響をうけていたことから、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。今後針葉樹林化の影響について、斜面位置の影響と樹種の影響を分離して評価する必要がある。

第4章 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壤養分動態特性の変化

第1節 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

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)は土壤条件の良否と土壤型および主要造林樹種(スギ, ヒノキ, アカマツ)の成長モードを示し、成長量のみを問題にするときは土壤条件の良にスギ, 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。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。

第3章では, これまでに落葉広葉樹天然林伐採後に人工造林されたヒノキおよびスギ林と, 天然更新した広葉樹林が同一斜面上に成立する調査地において, 土壤養分特性および養分動態を調査した。このときの調査地では斜面上部にはヒノキが, 斜面下部にはスギがそれぞれ植栽されていた。このため, 斜面位置による針葉樹林化による土壤養分特性や養分動態の変化について, 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。土壤養分の維持・増進や多様な森林を創設するためには樹種および斜面位置の違いが土壤養分特性や養分動態特性に及ぼす影響を明らかにする必要がある。

そこで本節では, 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, 鉍質土壤の化学的性質, A₀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壤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。

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400m²の調査区を設置した。調査地付近の経緯度は北緯36°

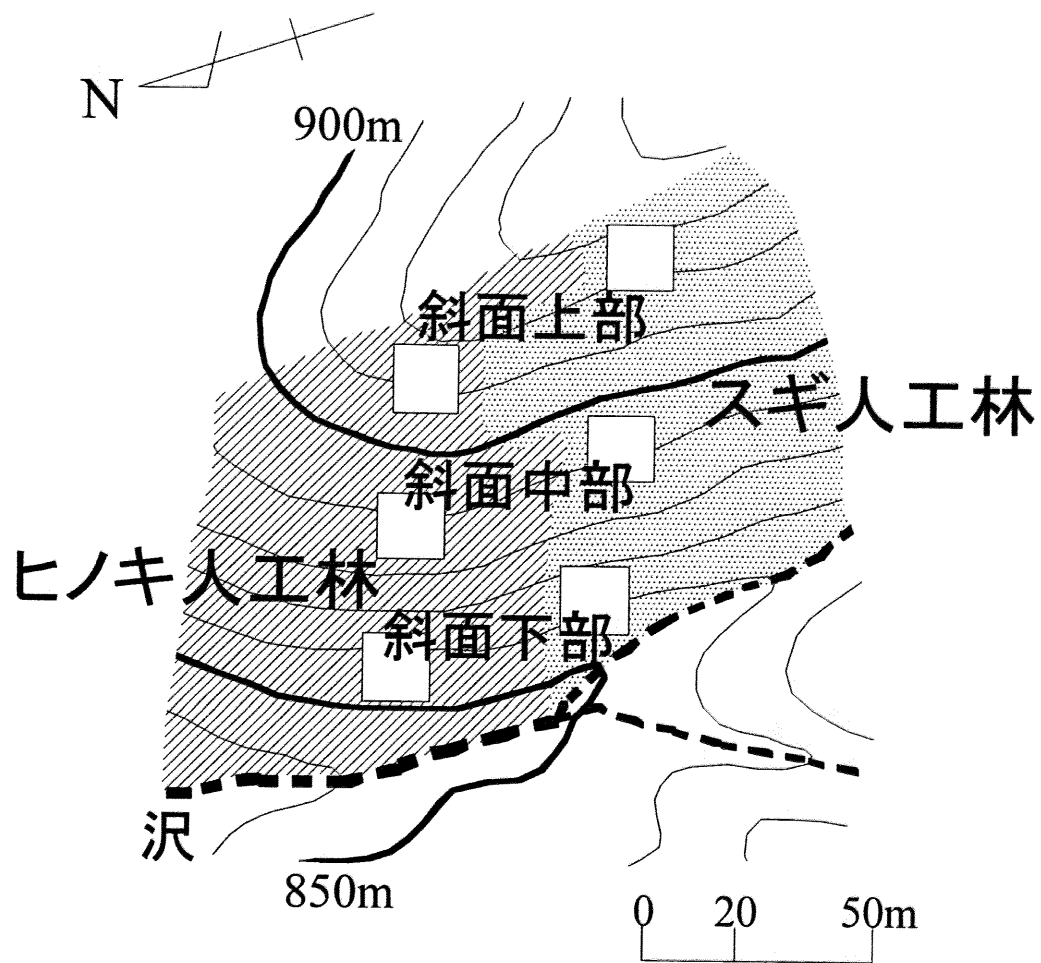


図-4.1 調査地の概況

□, 調査区

表-4.1 調査地の概況

| 斜面位置 | 調査区 | 標高 (m) | 傾斜 (度) | 土壌型 | 林齢* (年) | 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) |
|------|--------|-----------|-----------|-------------------|------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------------|---|
| 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

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、胸高断面積合計はそれぞれ 10.6m, 14.8cm, 36.0m² ha⁻¹ であり、スギ林に比べて小さかった(表-3・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。

3. 調査方法

2000 年 10 月に各調査区の林床に一辺 50cm の方形区を Ao 層の状態が平均的な地点に 6 ヶ所ずつ設定し、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 3 地点において 400cm³ の採土円筒を用いて採取した土壌深 0-4, 4-8cm 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。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 地点から土壌深 0-10, 10-20, 20-30cm の鉍質土壌を採取した。各調査区の土壌深ごとに、400cm³ の採土円筒を用いて 1200 cm³ の土壌を回収し、風乾後 2mm 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 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 ヶ月の間隔で、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、1206mm, 1 日降水量最大 326mm)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 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。

鉍質土壌に供給され、あるいは土壌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 層の下および土壌深 25cm, 50cm 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, ヒノキの土壌深 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壌深 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 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 1M- CH_3COONH_4 (pH7.0), 無機態窒素 (NH_4^+ , NO_3^-) を 2M-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, 1994b) 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 ヶ月間, 12 月から 4 月にかけては 5 ヶ月間とした。土壌につめたポリエチレンバッグを 0-10, 10-20, 20-30cm の土壌深ごとに 6 個ずつ埋設した。アンモニア態 N, 硝酸態 N を埋設前と埋設後の生土 20g に 2M-KCl 100mL を加えて 1 時間振とうして抽出した。アンモニア N と硝酸態 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壌深 0, 5, 15, 25cm の地温を測定した。

鉍質土壌の pH (H_2O) (生土: H_2O =1:2.5) および林外雨, 林内雨の pH (H_2O) の測定方法は第 3 章第 1, 2 節と同様である。鉍質土壌, Ao 層, リターフォール中の全 C・全 N の測定方法は第 3 章第 1, 2 節と同様である。鉍質土壌の陽イオン交換容量 (CEC) をセミマイクロ Schollenberger 法による抽出後に簡易インドフェノール青法 (市川ら, 2002a) 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 の測定方法は第 3 章第 1, 2 節と同様である。鉍質土壌中の交換性塩基 (K, Ca, Mg, Na) は 1M- CH_3COONH_4 (pH7.0) 溶液によって抽出した。鉍質土壌および IER の 1M- 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 (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) の測定方法は第 3 章第 2 節と同様である。林外雨・林内雨のアンモニウムイオン (NH_4^+) を簡易インドフェノール青法 (市川ら, 2002a) 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壌の 2M-KCl 抽出液に含まれる NH_4^+ の測定方法は第 3 章第 2, 3 節と同様である。

なお, 鉍質土壌の pH (H_2O) 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 6 反復で測定し, 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。

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。

4. 結果と考察

4-1 土壌の養分特性

鉱質土壌の元素含有量を表-4・2 に示す。各斜面位置, 各土壌深のスギ林の pH(H₂O) はヒノキ林より 0.1~0.9 高かった。スギ林の土壌深 0-30cm 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 0-30cm 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 0-30cm 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 0-30cm 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 0-30cm 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 0-30cm 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。

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, 1996a; 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 0-30cm 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(第 3 章第 1 節)。しかし, 本研究では土壌深 0-30cm 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。

4-2 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)。斜面上部のスギ林の土壌型はスギ林の植栽地としては不適な B_c(弱乾性褐色森林土: 土じょう部, 1976)であり(表-4・1), この林分では純生産量が減少し, リターフォール量を減

表-4・2 鉍質土壤の元素含有量

| 斜面位置 | 調査区 | 土壌深 (cm) | pH(H ₂ O) ^{***} | 細土量 (Mg ha ⁻¹) | | | C/N | CEC | 交換性K ^{***} (kmol(+) ha ⁻¹) | 交換性Ca ^{***} | 交換性Mg ^{***} | 交換性Na ^{***} | 交換性塩基合計 ^{***} | 塩基飽和度 (%) |
|------|--------|-------------|-------------------------------------|-------------------------------|------|------|-------|-----------|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|--------------|
| | | | | C | N | C/N | | | | | | | | |
| 斜面上部 | スギ人工林 | 0-10 | 5.00±0.11 ^{**} | 284 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 1068 | 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 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 997 | 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 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 1114 | 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 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 1053 | 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 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 1407 | 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 | 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 | 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 | 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 | |
| | | 鉍質土壌合計 | — | 1114 | 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(検定, *, p<0.05; **, p<0.01) (n=6)

***, 平均値±標準偏差

表-4.3 年間のリターフオール量

| 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

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 で多かったが, Mn では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は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。ヒノキ林の鉍質土壤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壤の交換性 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 ; 第 3 章第 1 節)。

Ao 層量と年間のリターフォール量から土壤に供給されたリターフォールが分解されるのに要する時間(回転率: Ao 層量/年間のリターフォール量)を表-4.7 に示す。スギ林の回転率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リタ

表-4-4 年間のリターフオ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) | (kg 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 ^{***} |
|------|--------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| 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 A₀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) | (kg 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 | | |

表-4.7 年間のリターフオールとA₀層の量および回転率****

| 斜面位置 | 調査区 | A ₀ 層*** (Mg ha ⁻¹) | リターフオール*** (年) | 回転率**** |
|------|--------|---|-------------------|---------|
| 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) (A₀層, *n* = 6; リターフオール, *n* = 3)

***, 平均値±標準偏差

****, A₀層量/年間のリターフオール量

一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有機物分解がはやいこと、胸高断面積合計が小さいこと、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 $40\sim70 \text{ kg ha}^{-1}$ であり、澤田・加藤(1993)の推定値より $1/2\sim1/3$ 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 $14\sim15 \text{ g kg}^{-1}$ 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 $4\sim5 \text{ g kg}^{-1}$ 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 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200mm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・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^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NO_3^- で増加、 NH_4^+ で減少していた。 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NO_3^- の増加量はそれぞれ $6\sim39$ 、 $10\sim21$ 、 $3\sim5$ 、 $1\sim6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 、 NH_4^+ の減少量は $5\sim6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であった。各調査区の林内雨の NH_4^+ 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 NH_4^+ 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^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 量はヒノキ林の約1.3~2.2倍であり、スギ林での K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 溶脱量がヒノキ林よりも1.4~5.6倍の $1\sim13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 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 NH_4^+ 、 NO_3^- 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、 NH_4^+ 、 NO_3^- 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

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 | (kg ha ⁻¹) | | | | | | |
|------|------|-------------|------|------------------------|------------------|------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|---------------|
| | | | | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | |
| 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) |
| 林内雨 | 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。

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 ⁺ | NO ₃ ⁻ |
|--------|--------|--------------|----------------|------------------|--|-----------------|------------------------------|------------------------------|
| 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 |
| | | 25cm*** | 15.1±6.0 | 11.3±5.2 | 5.0±2.5 | 6.0±1.8 | 1.1±0.2** | 3.0±1.0* |
| | ヒノキ人工林 | 50cm*** | 11.6±1.4** | 5.8±4.3 | 2.7±1.3 | 6.5±2.6 | 1.2±0.6 | 1.1±0.4 |
| | | 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 |
| 斜面中部 | スギ人工林 | 25cm*** | 22.6±5.7 | 31.5±21.5 | 12.1±7.2 | 12.5±5.3 | 5.4±2.2 | 25.4±16.8 |
| | | 50cm*** | 18.3±0.9 | 17.9±14.7 | 5.7±4.1 | 8.7±5.6 | 1.1±0.3 | 16.2±16.8 |
| | | 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 |
| | ヒノキ人工林 | Ao層での付加量**** | 8.1 | 84.5 | 8.5 | 3.6 | 2.3 | 9.4 |
| | | 25cm*** | 10.5±2.1** | 25.7±10.9 | 4.9±1.1* | 6.1±0.8 | 1.2±0.2* | 15.5±5.7* |
| | | 50cm*** | 19.3±4.3 | 67.2±12.2 | 11.2±2.4 | 7.9±1.5 | 1.0±0.1** | 54.5±16.3 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 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 |
| | | 25cm*** | 20.1±3.0 | 33.7±19.3 | 12.1±4.2 | 8.0±2.9 | 14.3±8.8 | 31.5±10.0 |
| | ヒノキ人工林 | 50cm*** | 24.1±9.4 | 71.5±60.2 | 14.4±9.6 | 12.9±6.4 | 1.7±0.3 | 59.8±41.6 |
| | | 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 |
| ヒノキ人工林 | スギ人工林 | 25cm*** | 40.7±6.6** | 94.6±32.0 | 7.5±1.9 | 6.1±0.7 | 2.9±1.1 | 39.9±13.6 |
| | | 50cm*** | 48.0±55.4 | 114±133 | 13.0±14.6 | 14.0±14.5 | 1.6±0.4 | 79.3±88.6 |
| | | 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 |
| | ヒノキ人工林 | Ao層での付加量**** | 31.9 | 107.5 | 21.6 | 6.1 | 22.8 | 30.3 |
| | | 25cm*** | 20.4±3.9 | 64.2±39.4 | 10.8±5.5 | 6.8±2.2 | 3.2±1.0 | 55.1±30.4 |
| | | 50cm*** | 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

部のスギ林以外の調査区で $3\sim 18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 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 $0.1\sim 0.2 \text{ kg ha}^{-1}$ (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 Mg^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- 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^+ , Ca^{2+} 量は斜面上部のみでそれぞれ 28, 57 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 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 NH_4^+ の量はほぼ同じであったが (表-4.8), Ao 層での NH_4^+ 付加量は Ao 層での Na 付加量より $7\sim 25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 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^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- 流亡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、ヒノキ林の養分流亡量はスギ林と同じかまたは多かった。生態系外への NH_4^+ 流亡量は各斜面位置でスギ林およびヒノキ林で $1\sim 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と林外雨よりも約 $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 少なかった。土壌中では NH_4^+ は NO_3^- の 1/30 倍程度の移動性しかない (Binkley, 1984)。また、土壌中の NH_4^+ は微生物の働きによりアミノ酸や NO_3^- 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^+ 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^- 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^- 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壌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、斜面上方からの土壌水の流入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土壌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土壌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.*,

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 | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | N [*] | 文献 |
|--|--|----------------|------------------|------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|----------------|--------------------------------------|
| (kg ha ⁻¹ y ⁻¹) | | | | | | | | | |
| 英国 | ベイトウヒ(<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 | 78.0 | 14.6 | -0.6 | -79.0 | 5.7 | -10.7 | -5.0 | |
| 米国 | ワシントン | -8.6 | -119.5 | -7.4 | -47.1 | | | 0.5 | Sollin <i>et al.</i> (1980) |
| ドイツ | ドイツトウヒ(<i>Picea abies</i>) | 1.5 | -4.2 | | | | | 1.1 | Cole and Rapp (1981) |
| 米国 | ノースカロライナ | -1.6 | 0.9 | 1.1 | | | | -6.9 | |
| | ストロブマツ(<i>Pinus strobus</i>) | -0.7 | 2.0 | -2.9 | -0.9 | 2.5 | 2.1 | 4.6 | Johnson and Lindberg (1992) |
| | テーダーマツ(<i>Pinus taeda</i>) | -2.3 | -6.3 | -3.0 | -1.1 | 5.3 | 8.2 | 13.5 | |
| 米国 | ワシントン | -3.4 | -7.6 | -2.0 | -1.7 | 0.1 | -19.9 | -19.9 | |
| 米国 | オレゴン | 0.7 | -0.9 | -0.1 | -11.7 | 0.8 | 1.1 | 1.9 | |
| | ベイトウヒ・ベイツガ・ペイマツ | 27.4 | -8.0 | -8.5 | 27.6 | | 0.1 | 0.1 | Bockheim and Langley-Tumbaugh (1997) |
| | (<i>Picea sitchensis</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i>) | | | | | | | | |
| 日本 | 北海道 | 10.2 | -37.9 | 1.8 | -2.1 | 2.9 | 1.4 | 4.3 | Shibata <i>et al.</i> (1998) |
| | ストロブマツ・チヨウセンゴウウ | | | | | | | | |
| | (<i>Pinus strobus</i> , <i>Pinus koraiensis</i>) | | | | | | | | |
| 日本 | 群馬 | | | | | | | | |
| | 斜面上部 | 2.9 | -1.1 | -1.5 | -1.3 | 13.6 | 6.9 | 20.5 | 本研究 |
| | スギ(<i>Cryptomeria japonica</i>) | | | | | | | | |
| | 斜面下部 | -3.8 | -13.2 | -4.5 | -3.5 | 13.8 | -8.3 | 5.5 | |
| | ヒノキ(<i>Chamaecyparis obtusa</i>) | | | | | | | | |
| | 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⁺ + NO₃⁻

**、生態系内への養分流入量 = 林内雨

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部からの土壌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。

4-4 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, 1994a)と同様、地温と正の相関関係にあった(図-4・2)。スギ林の土壌深 0-30cm 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(沓名, 1988 ; 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) は鉍質土壌において 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壌では 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^- 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^- 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^- 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、ヒノキ林の土壌で生成された無機態 N の一部も流亡していると推察された。

5. おわりに

樹種の違いが土壌養分特性および養分動態に及ぼす影響について検討するために、同一斜面上に尾根から沢すじまで隣接したスギおよびヒノキ林において、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斜面位置ごとに調査した。

土壌深 0-30cm における全 C, N 量には樹種による違いはみられなかった。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。各斜面位置でスギ林ではヒノ

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。

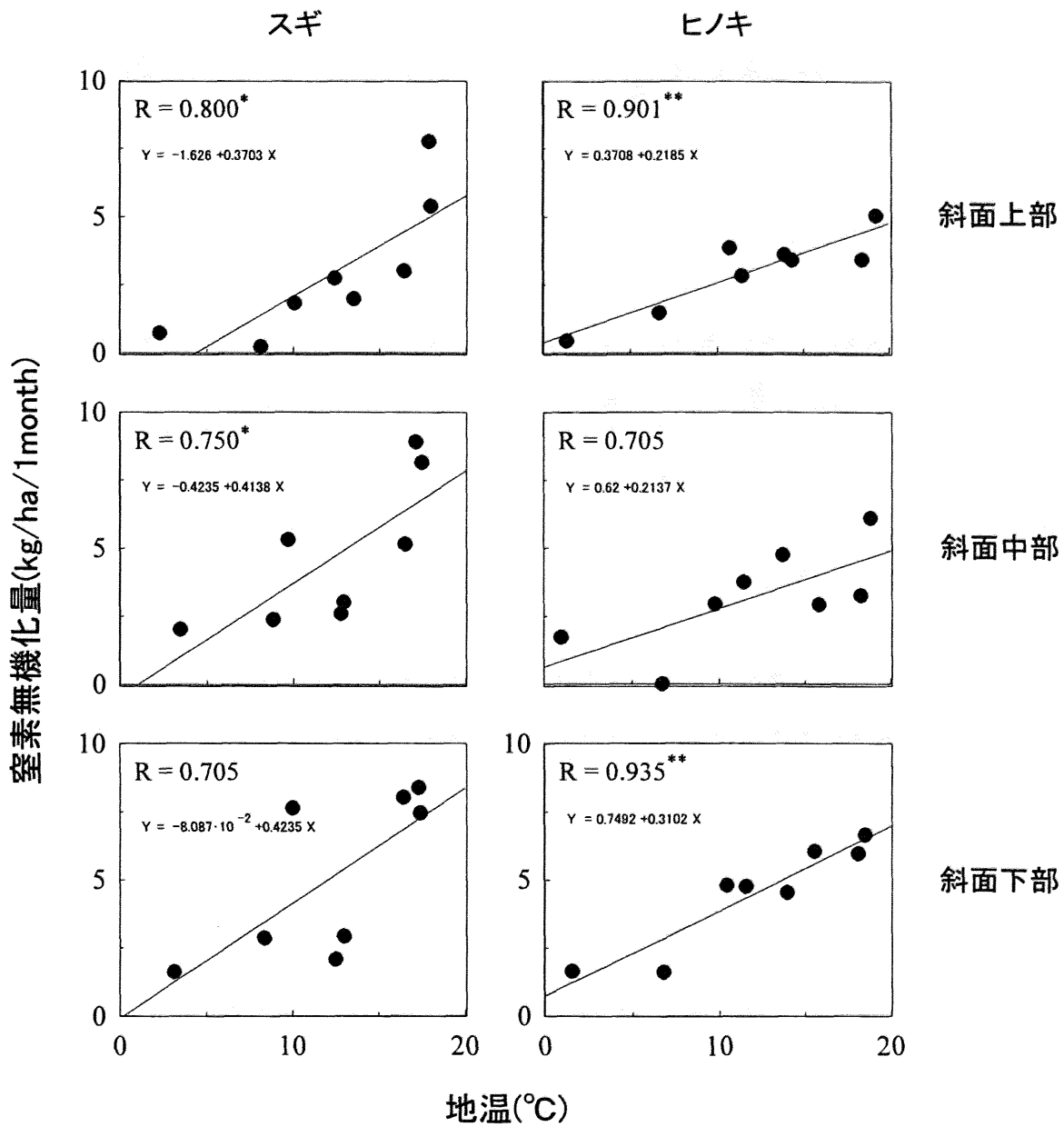


図-4.2 土壌深0-10cmにおける地温とN無機化量の関係

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

キ林に比べて土壤中に交換性 Ca や Mg を蓄積させ、塩基飽和度を高くし、土壤 pH(H₂O)を上昇させていた。

ヒノキ林の Ao 層量はスギ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 0.4 倍であった。スギ林の回転率(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 倍遅かった。これは、斜面下部のヒノキ林の Ao 層では有機物の分解だけでなく落葉の流亡がおこっているためである。斜面下部のヒノキ林では下層植生がほとんどみられず、かつ Ao 層量も他の調査区に比べて極端に少ないことから、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)により、地力が低下する危険性が指摘された。

生態系内の養分動態の一例として N(NH₄⁺+NO₃⁻)動態を図-4・3 に示す。斜面上部のスギ林ではヒノキ林に比べて Ao 層を通過して鉱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鉱質土壤中の 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 に占めるアンモニア態 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ヒノキ林では Ao 層を通過して鉱質土壤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。以上のように、養分動態は樹種および斜面位置の違いによって変化すること、“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。

本節と第 3 章における調査地のスギおよびヒノキ林の林齢はそれぞれ 33 年生と 65 年生である。スギ林とヒノキ林の土壤養分特性の違いは林齢 30 年前後からみられるようになると指摘されている(澤田・加藤, 1991)。また、リターフォール量も樹齢によって変化することから、森林の養分動態特性も林齢によって変化することが予想される。したがって、養分動態特性の変化とそれに伴う土壤養分特性の変化がどの程度の林齢からみられるようになるのかを今後検討する必要がある。

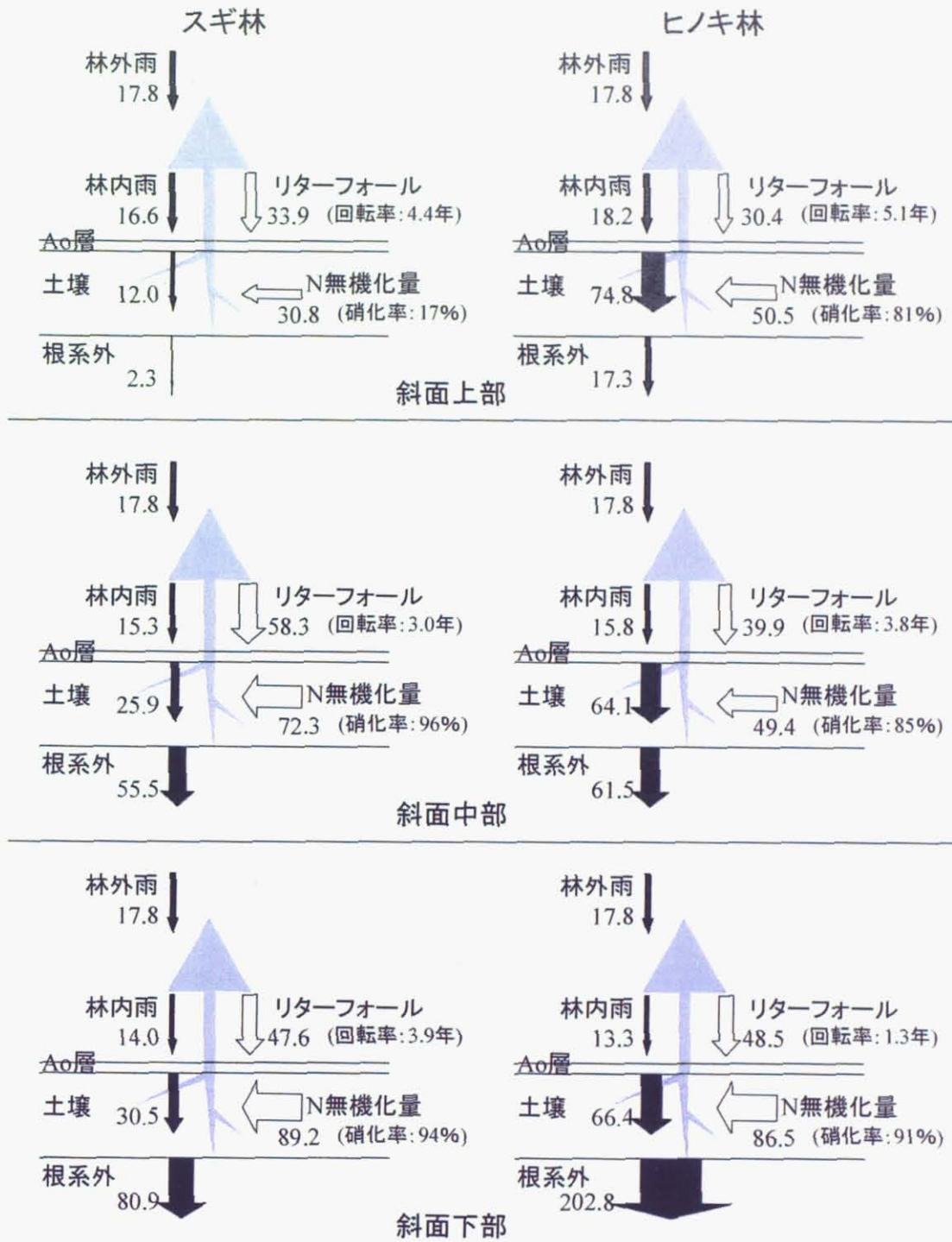


図-4.3 斜面位置別のN動態

矢印の幅は $\text{N}(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ 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 $\text{N}(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ を示している。リターフォールは有機態Nを示している。

第2節 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

1. はじめに

森林生態系は内部循環と外部循環を複合した生態系を形成している(堤, 1989)。堤に従うならば, 健全な森林の育成や持続的な森林利用のための土壌養分の維持・増進や多様な森林の造成について考える上で, 樹種の違いが土壌養分特性や養分動態特性に及ぼす影響を明らかにしなければならない。しかし, これらをふまえて“適地適木”の考え方は土壌養分特性や養分動態特性の面から証明されていない。そこで第4章第1節では, 尾根から沢すじまで同一斜面上にヒノキまたはスギが隣接して植栽された人工林(以下, ヒノキ林, スギ林)において, 土壌養分特性や養分動態特性を調査した。それによると, ヒノキ林の有機物の回転率(A_0 層量/年間のリターフォール量)はスギ林に比べて斜面上部および中部ではほぼ同じであり, 斜面下部で約3倍速いこと, また, 斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて生態系外(土壌深50cm以深)への養分流亡量が多く, 適地適木の考え方を裏づけられた。

これまでに, 林床のヒノキ落葉が消失しやすい理由として, ヒノキ落葉が分解されやすいことを示唆した報告がある(及川, 1977; 井上ら, 1987; 清野, 1988)。第3章第3節では落葉広葉樹天然林(以下, 広葉樹林)のヒノキおよびスギ人工林化の落葉の炭素無機化特性を比較したところ, ヒノキ落葉が広葉樹落葉やスギ落葉より無機化されやすいことを明らかにした。また, 第4章第1節の調査地では, 斜面位置の違いによってヒノキ林の落葉落枝の分解速度(回転率)が異なっていた。有機物動態には, 有機物の質だけでなく分解者の活性に影響する斜面位置による環境の違いも考慮しなければならない。

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(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)ことなどから, 樹種や斜面位置による有機物分解特性の違いがみられた第4章第1節の調査地では, 樹種や斜面位置により土壌微生物の活性や量が異なっていることが予想された。

本研究では, 第4章第1節の調査地において, 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有機物分解特性の変化について報告する。

2. 調査方法

調査地は第4章第1節と同じ, 同一斜面上に尾根から沢すじまで隣接した33年生のヒノキおよびスギ人工林(以下, ヒノキ林, スギ林)である。鈹質土壌, A_0 層, リターフォールの調査および測定・分析は第4章第1節に記載してある。

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(A_{490})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, 20-30cmの土壌をそれぞれ6カ所ずつ採取した後、 A_{490} (市川ら, 2002b)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、 A_{490} 、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, 20-30cmの土壌を採取した。一辺50cmの方形区の中から各土壌深ごとに約1.5kg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2mmのふるいを通させて、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・分析方法は第3章第3節と同様である。

3. 結果と考察

鉍質土壌の元素含有量は表-4.2に示してある。斜面位置にかかわらず、各土壌深のヒノキ林のpH(H₂O)はスギ林より0.1~0.9低かった。土壌深0-30cmにおける全C, N量, CEC, 交換性K量は、斜面位置にかかわらず、ヒノキ林とスギ林がおおむね同じ、交換性Ca, Mg量はスギ林が多く、したがって、塩基飽和度も高かった。ヒノキ林とスギ林の土壌養分特性の違いは林齢30年前後からみられるようになると指摘されており(澤田・加藤, 1991)、ここでも斜面位置にかかわらず、樹種の違いによる土壌養分特性の変化が明らかであった。

年間のリターフォールとAo層量, 回転率は表-4.7に示してある。ヒノキ林のAo層量は、スギ林に比べて斜面上部および中部でほぼ同じであったが、斜面下部では約0.4倍であった。ヒノキ林の年間のリターフォール量は、スギ林に比べて斜面上部で0.9倍、斜面中部で0.7倍、斜面下部では1.2倍であった。ヒノキ林の回転率はスギ林に比べて斜面上部および中部でほぼ同じであったが、斜面下部では約3倍大きかった(速かった)。このことから、斜面下部のヒノキ林では他の斜面位置のヒノキ林や各斜面位置のスギ林に比べて地表に堆積したリターが分解されやすいことが推察された。

斜面下部の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-4.4に示す。ヒノキ林、スギ林の平均地温は土壌深5cmで8.6, 9.3, 土壌深15cmで8.7, 9.4, 土壌深25cmで8.8, 9.5℃であった。ヒノキ林、スギ林の林内雨量は1626, 1608mmであり、両林分の違いはみられなかった。 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。また、斜面上部および中部のヒノキ林、スギ林でも季節変化はみられなかった。

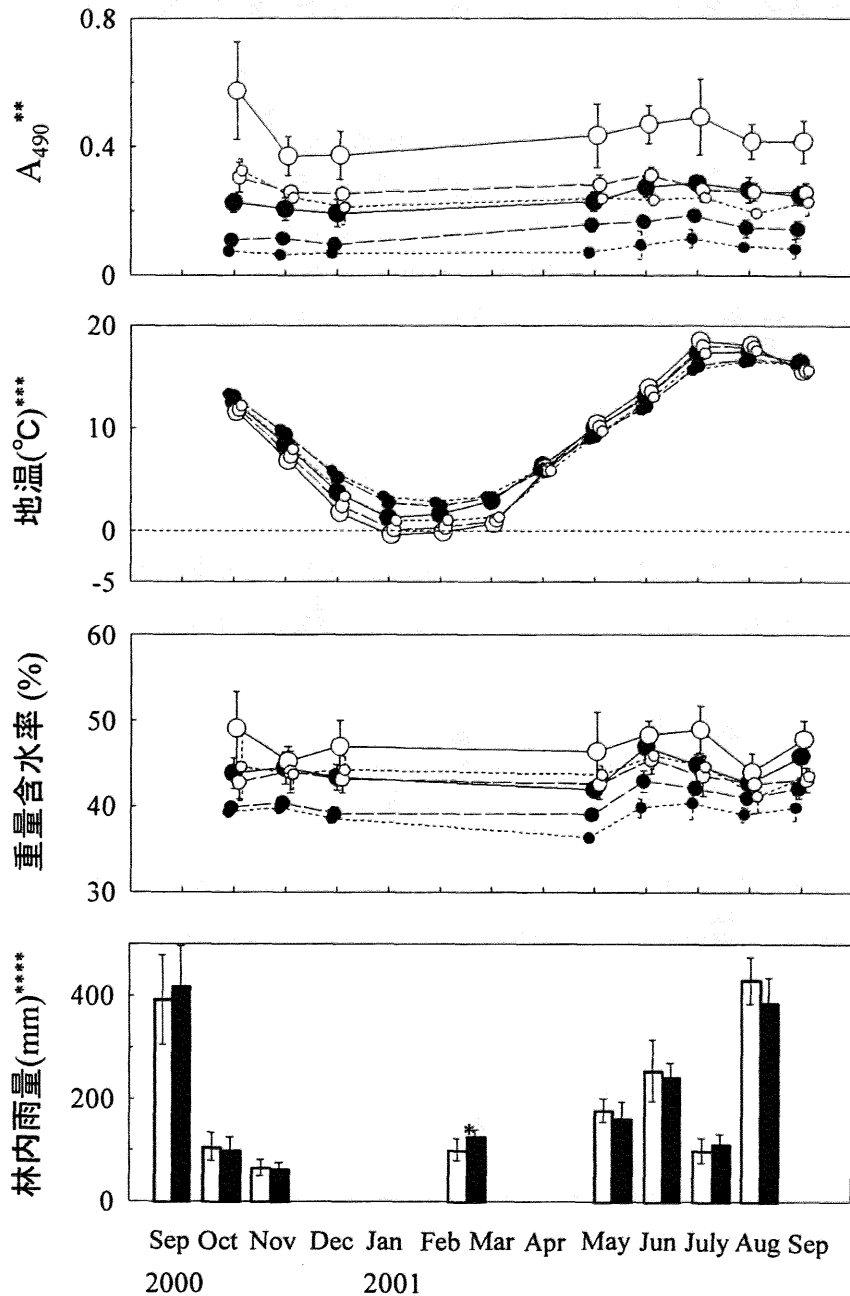


図-4.4 斜面下部のヒノキ林およびスギ林における A_{490} , 地温($^{\circ}\text{C}$), 重量含水率(%), 林内雨量(mm)の季節変化

白抜, ヒノキ林; 黒塗, スギ林

マーク大, 土壌深 0-10cm; マーク中, 土壌深 10-20cm;

マーク小, 土壌深 20-30cm

A_{490} は常に各土壌深で同一斜面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, $p < 0.01$, $n=6$)

**, FDA 加水分解酵素活性

*, 2000年12月から2001年4月までの合計

***, 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壌深 5, 15, 25cm の地温を測定した。

****, 第4章第1節

****, 第4章第1節

土壌の微生物活性については立地条件や降雨量、土壌水分量などの影響をうけて季節変化するとした報告(Lundgren and Söderström, 1983 ; Schnürer *et al.*, 1986 ; Rastin *et al.*, 1990)と、季節変化はみられないという報告(Bååth and Söderström, 1982)がある。一方、人為かく乱が少ない森林から対照的に多い農耕地までの土壌の微生物バイオマス量は、それぞれ季節を通じ一定の量を保っている(Patra *et al.*, 1990 ; 瀬戸, 1999)。また、斜面上部のヒノキ林と広葉樹林、斜面下部のスギ林と広葉樹林の土壌の A_{490} はほとんど季節変動しなかった(第3章第3節)。これらから、この調査地では季節にかかわらず一度の測定で調査区間の土壌の相対的な微生物活性を表わすことができると思われた。

野外における土壌の微生物活性は地温の変化の影響をうけて季節変化する(例えば、千葉・堤, 1967 ; Edwards, 1975 ; 第3章第3節)。本研究では室内において一定の温度環境下で年間を通じて微生物活性(酵素活性, A_{490})を測定したため、季節変化はみられなかった。

土壌中の微生物の量および活性を表-4・12 に示す。ヒノキ林の微生物バイオマス炭素量は、スギ林に比べて斜面上部および中部の土壌深 0-10cm でそれぞれ 2.4, 3.7 倍, 土壌深 20-30cm でそれぞれ 0.5, 0.4 倍, 斜面下部では土壌深にかかわらず 1.6~4.6 倍であった。微生物バイオマス量は栄養源としての炭素化合物の含量に影響される(丸本, 1994)。ここでも土壌中の微生物バイオマス炭素量は、C 含有量と正の相関関係($R= 0.739$, $p<0.01$)にあり(図-4・5), C 含有量をおおむね反映していた。

ヒノキ林の細菌数, セルロース分解菌数はスギ林に比べて斜面下部の土壌深 0-10cm でそれぞれ 2.6, 16.2 倍であったが、それ以外では両林分に違いはなかった。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各土壌深でスギ林に比べて同じか、または多かった。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) (4.1~4.6) はスギ林(4.7~5.0) よりも低かった(第4章第1節)。糸状菌は細菌に比べて一般に耐酸性が強いと指摘されている(Waksman, 1952 ; 木村, 1991a)。仁王ら(1989)はスギ落葉の分解実験で分解初期にのみ糸状菌が増殖することを示した。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ており(酒井ら, 1987), 本調査地でも鉍質土壌への混入がみられた(第4章第1節)。したがって、斜面位置にかかわらずヒノキ林では表層土壌の酸性化や土壌へのヒノキ葉の混入がスギ林に比べて表層土壌の糸状菌数を増加させていると推察された。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), 微生物バイオマス量に占める糸状菌の割合が高い。ここでも土壌中の微生物バイオマス炭素量と糸状菌数は正の相関関係($R=0.809$, $p<0.01$)にあった(図-4・6)。

ヒノキ林の A_{490} はスギ林に比べて斜面上部および中部の土壌深 0-10cm でそれぞれ 1.1, 1.4 倍, 土壌深 20-30cm でそれぞれ 0.7 倍, 斜面下部では土壌深にかかわらず 1.5~2.2 倍であった。微生物バイオマス炭素量と A_{490} は正の相関関係($R= 0.709$, $p<0.01$)にあった(図-4・7)。したがって、前述したように斜面位置にかかわらずヒノキ林の表層土壌では酸性化

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) | Bc ^{***} (×10 ⁵ g ⁻¹) | 細菌 ^{*****} (×10 ⁵ g ⁻¹) | | 糸状菌 ^{*****} (×10 ⁴ g ⁻¹) | | B/F ^{*****} | セルロース分解菌 (×10 ² g ⁻¹) | | A ₄₉₀ ^{*****} | A ₄₉₀ ^{*****} /Bc ^{*****} |
|------|--------|-------------|----------------------------|--|--|--------------------|---|----------|----------------------|---|-----|-----------------------------------|--|
| | | | | | 放線菌 | 糸状菌 | セルロース分解菌 | セルロース分解菌 | | | | | |
| 斜面上部 | ヒノキ人工林 | 0-10 | 171 | 1.95 ^{**} | 4.40 | 1.68 | 6.64 [*] | 6.6 | 0.40 | 0.736±0.092 | 0.4 | 0.4 | 0.8 |
| | | 10-20 | 99 | 0.73 | 5.46 | 1.78 | 2.11 [*] | 25.9 | 0.78 | 0.557±0.063 | 0.8 | 0.8 | 0.8 |
| | | 20-30 | 59 | 0.41 | 3.00 | 1.00 | 1.22 ^{**} | 24.6 | 1.30 | 0.330±0.037 ^{**} | 0.8 | 0.8 | 0.8 |
| 斜面中部 | スギ人工林 | 0-10 | 175 | 0.82 | 8.29 | 1.51 | 2.60 | 31.9 | 1.10 | 0.654±0.117 | 0.8 | 0.8 | 0.8 |
| | | 10-20 | 95 | 0.91 | 4.56 | 1.37 | 1.30 | 35.1 | 0.78 | 0.538±0.118 | 0.6 | 0.6 | 0.6 |
| | | 20-30 | 68 | 0.77 | 2.06 | 0.57 | 0.78 | 26.4 | 0.40 | 0.464±0.081 | 0.6 | 0.6 | 0.6 |
| 斜面下部 | ヒノキ人工林 | 0-10 | 193 | 1.81 ^{**} | 6.05 | 6.13 [*] | 8.48 ^{**} | 7.1 | 0.45 | 0.885±0.130 ^{**} | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| | | 10-20 | 111 | 0.46 | 3.80 | 2.38 | 3.61 | 10.5 | 1.10 | 0.442±0.112 ^{**} | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| | | 20-30 | 56 | 0.26 ^{**} | 3.80 | 0.52 | 1.05 | 36.2 | 0.45 | 0.397±0.125 [*] | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 0-10 | 155 | 0.49 | 7.51 | 1.58 | 2.21 | 34.0 | 3.30 | 0.627±0.051 | 1.3 | 1.3 | 1.3 |
| | | 10-20 | 94 | 0.42 | 4.67 | 1.22 | 3.45 | 13.5 | 3.30 | 0.645±0.101 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| | | 20-30 | 61 | 0.60 | 4.16 | 0.97 | 0.97 | 42.9 | 1.30 | 0.535±0.086 | 0.9 | 0.9 | 0.9 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 0-10 | 112 | 0.51 ^{**} | 12.90 ^{**} | 3.39 ^{**} | 3.61 | 35.7 | 11.0 | 0.780±0.187 ^{**} | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| | | 10-20 | 65 | 0.73 ^{**} | 6.04 | 1.93 ^{**} | 1.50 | 40.3 | 2.20 | 0.374±0.049 ^{**} | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| | | 20-30 | 43 | 0.21 | 3.15 | 1.28 | 0.70 | 45.0 | 3.30 | 0.198±0.014 ^{**} | 0.9 | 0.9 | 0.9 |
| 斜面下部 | スギ人工林 | 0-10 | 100 | 0.31 | 4.93 | 1.32 | 2.01 | 24.5 | 0.68 | 0.475±0.036 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| | | 10-20 | 45 | 0.16 | 7.22 | 0.57 | 1.08 | 66.9 | 2.30 | 0.171±0.017 | 1.1 | 1.1 | 1.1 |
| | | 20-30 | 30 | 0.13 | 4.51 | 0.55 | 0.71 | 63.5 | 1.30 | 0.135±0.035 | 1.0 | 1.0 | 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, 糸状菌数, n=3; A₄₉₀, n=6)

***, 微生物バイオマス炭素

****, FDA加水分解酵素活性

*****, 一般細菌

*****, 細菌数/糸状菌数

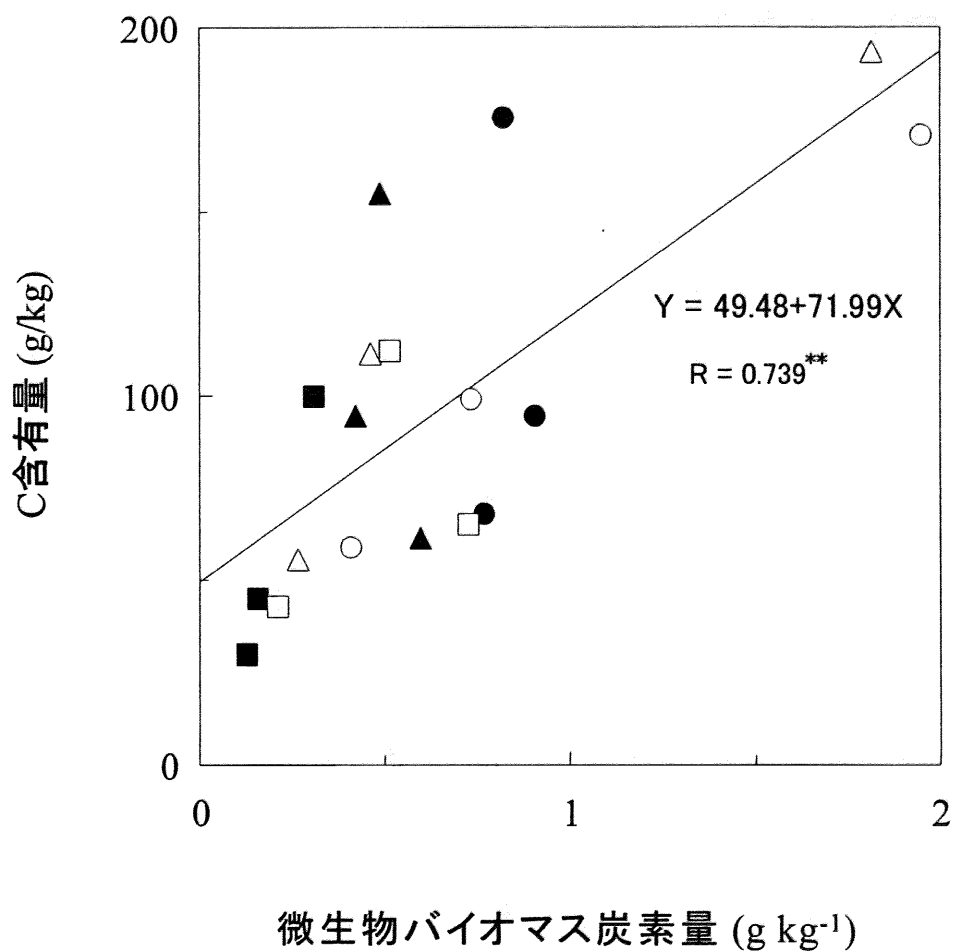


図-4.5 微生物バイオマス炭素量とC含有量の関係

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

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

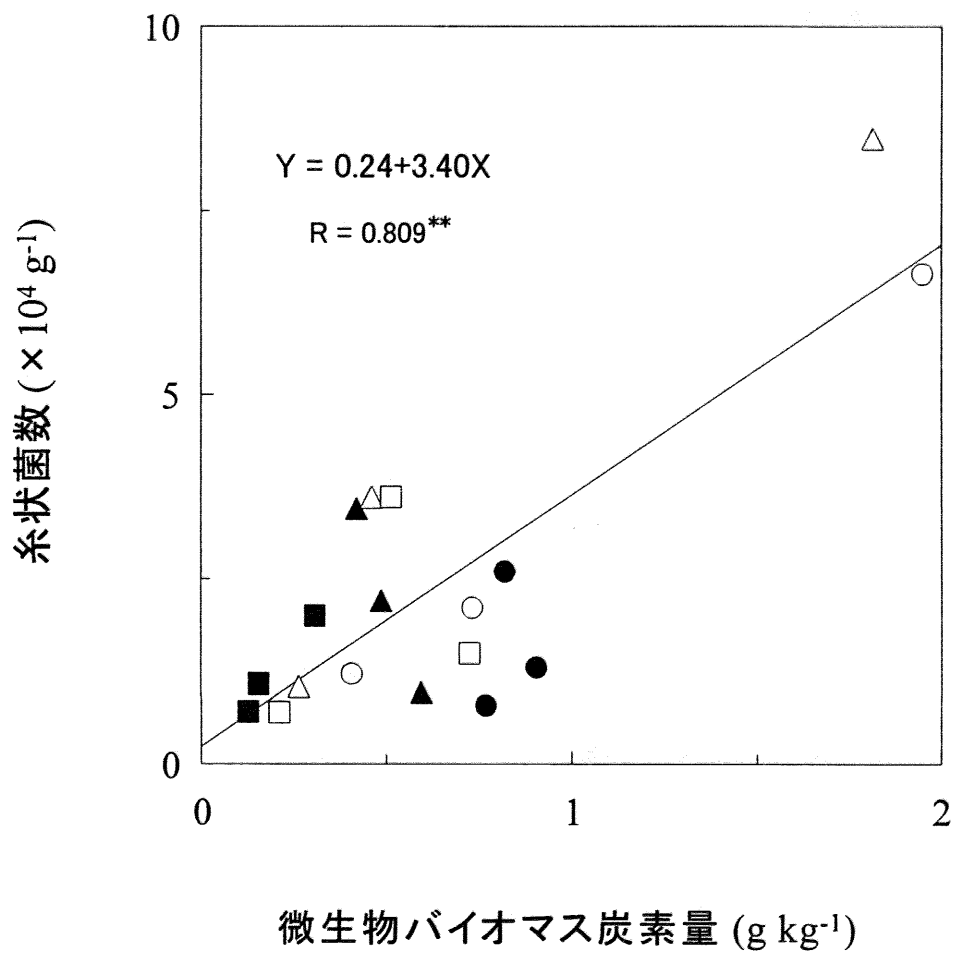


図-4.6 微生物バイオマス炭素量と糸状菌数の関係
凡例は図-4.5 と同じ

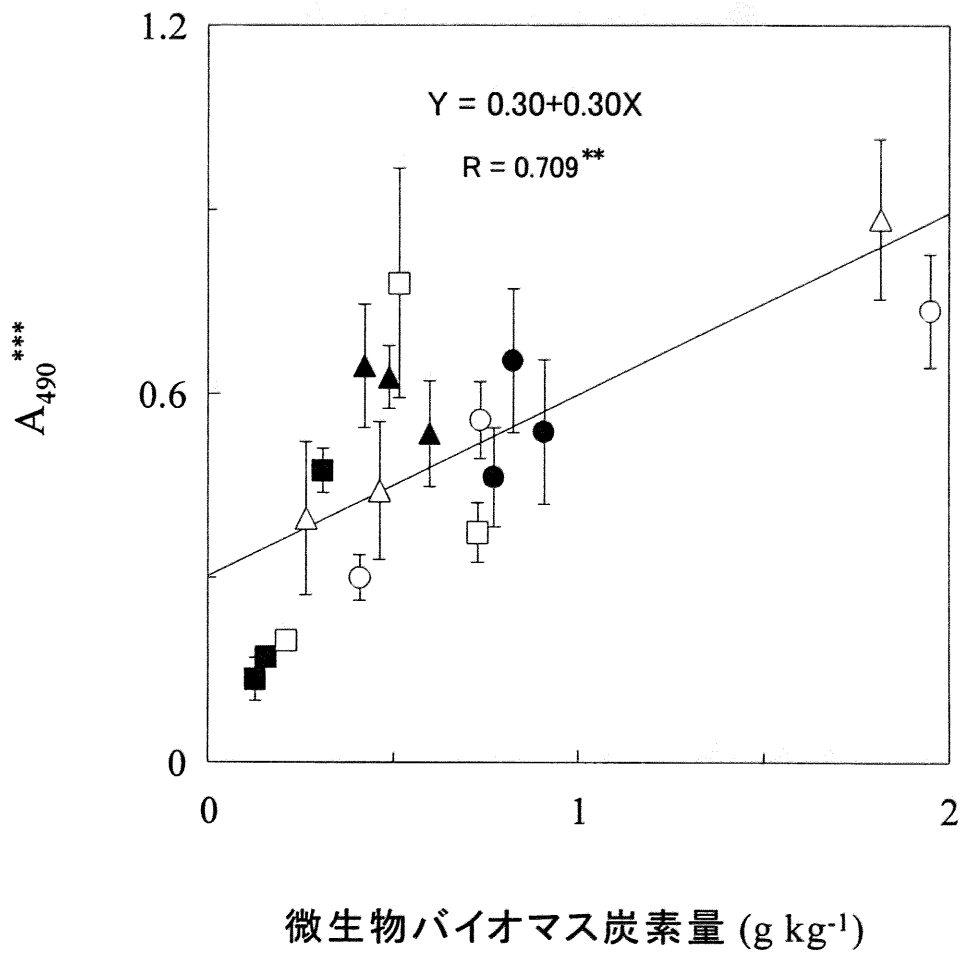


図-4.7 微生物バイオマス炭素量と A_{490}^{***} の関係

凡例は図-4.5 と同じ

縦棒, 標準偏差

***, FDA 加水分解酵素活性

が進み、かつヒノキ葉の混入のために、糸状菌数、微生物バイオマス炭素、 A_{490} がスギ林のそれよりも多くなっていると推察される。

斜面上部および中部のヒノキ林の土壤深 0-10cm における A_{490}/B_c (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。一般に、生物の大きさとその生物の代謝活性(酸素吸収量)の間には反比例の関係がみられる。糸状菌に比べて細菌は小型であることから微生物活性も高い(木村, 1991a)。したがって、斜面上部および中部のヒノキ林の土壤深 0-10cm における単位微生物量あたりの酵素活性がスギ林に比べて低い原因として、ヒノキ林ではスギ林に比べて細菌数/糸状菌数(B/F)値が小さいために、微生物活性が低いことが考えられる。斜面下部のヒノキ林の A_{490}/B_c はスギ林とおおむね同じであった。以上のことから、斜面位置や樹種の違いによって、微生物活性に占める細菌活性や糸状菌活性の割合が変化すると予想された。

前述したように、ヒノキ林の有機物の回転率はスギ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 3 倍速かった(第 4 章第 1 節)。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リターが分解されやすいことが推察された。糸状菌は他の微生物群よりも外部にセルラーゼやヘミセルラーゼを産出する突出した役割を果たしている(Swift *et al.*, 1979)。また、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)。この有機物の回転率が速かった斜面下部ヒノキ林の土壤深 0-10cm ではスギ林に比べて糸状菌数や微生物バイオマス量が多かったが、他の調査区に比べて特異的に細菌数とセルロース分解菌数が多かった(表-4.12)。そこで、有機物の回転率と土壤深 0-10cm における細菌数の関係およびこの回転率とセルロース分解菌数の関係について検討したところ、両者はそれぞれ負の相関関係($R=-0.859$, $p<0.05$; $R=-0.923$, $p<0.01$)にあった(図-4.8)。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて土壤水分量が多かった(図-4.4)。農耕地土壤では、毛管水しか存在しない水分条件では糸状菌、放線菌が優勢となり、重力水の存在下で細菌が優勢となるという(石沢ら, 1958; 松口ら, 1973)。また、細菌数と土壤水分量の間には有意な相関が成り立つ(田中, 1974)。斜面下部のヒノキ林ではスギ林に比べて土壤水分量が多いことから、細菌数が多いことも推察される。以上のことから、斜面下部のヒノキ林では細菌活性が高まることによっても、林床に供給された有機物の分解を他の調査区に比べて速めていると考えられた。

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が多い理由として、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推察された(第 4 章第 1 節)。これに加えて本研究では、斜面下部のヒノキ植栽がスギ植栽に比べて表層土壤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、 A_0 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が示唆された。

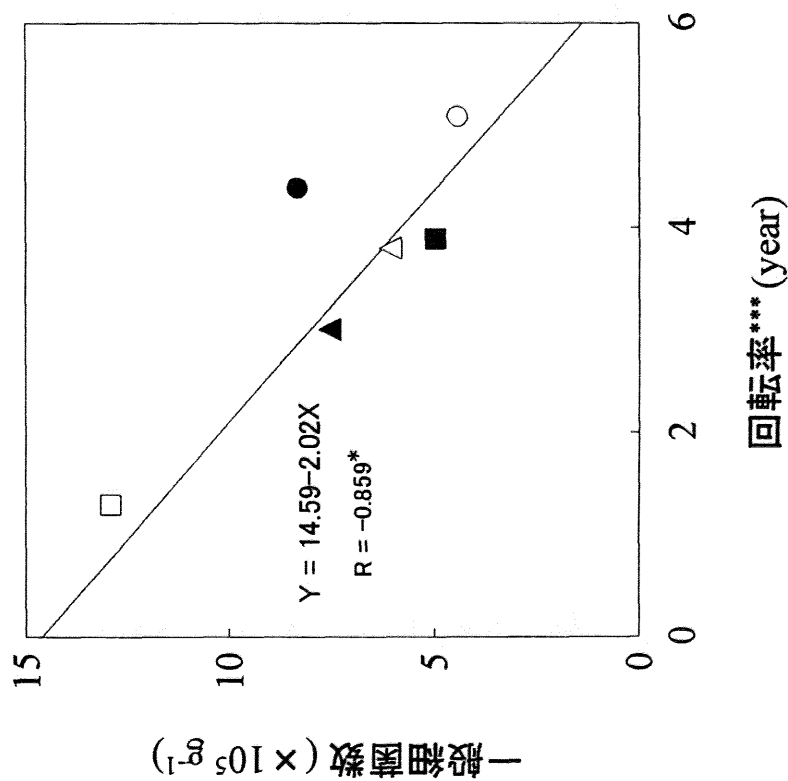
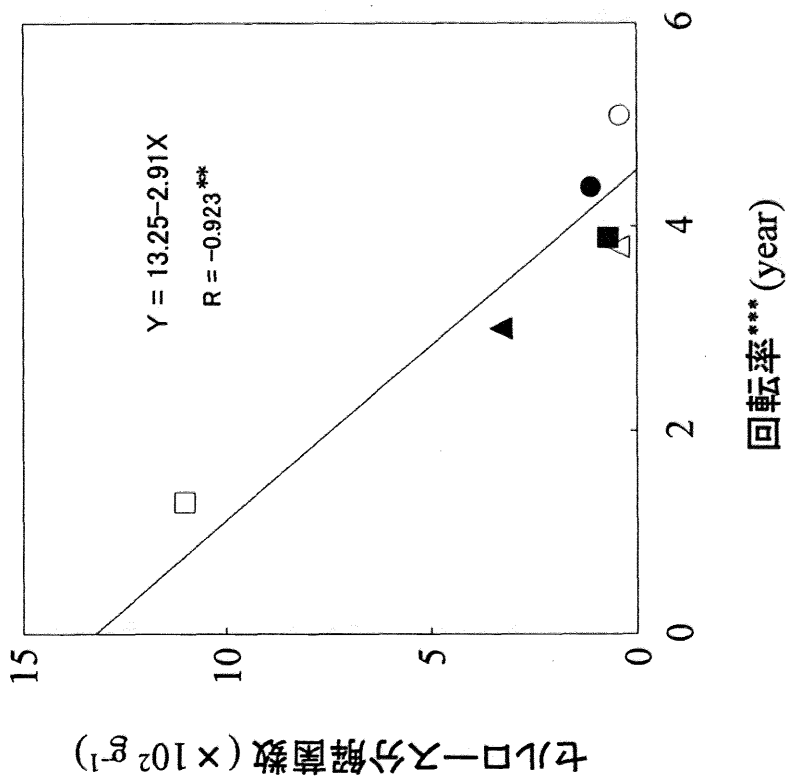


図-4.8 有機物の回転率***と土壌深0-10cmにおける細菌数の関係、および回転率***と土壌深0-10cmにおけるセルロース分解菌数の関係

*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$; ***, A_0 層量/年間リターンフォーラム 凡例は図-4.5と同じ

4. おわりに

樹種の違いが土壌の微生物の量および活性や微生物による有機物分解特性に及ぼす影響について検討するために、ヒノキおよびスギが同一斜面上の上部から下部にかけて隣接した所で、斜面位置(上部, 中部, 下部)ごとに細菌数, 放線菌数, 糸状菌数, セルロース分解菌数, 微生物バイオマス炭素量および微生物活性を調べた。

斜面位置にかかわらずヒノキ林の土壌深 0-10cm における糸状菌数, 放線菌数, 微生物バイオマス炭素量, 微生物活性はスギ林に比べて多かった。斜面下部のヒノキ林では土壌深 0-10cm における細菌数, セルロース分解菌数はスギ林に比べて多かった。有機物の回転率(Ao 層量/年間リターフォール量)と土壌深 0-10cm における細菌数の関係, およびその回転率とセルロース分解菌数の関係はいずれも有意な負の相関関係にあった。したがって, 斜面下部のヒノキ林では細菌やセルロース分解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。

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が多い理由として, 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推察された(第4章第1節)。これに加えて本研究では, 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が示唆された。これらから, 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る。

このように同一斜面に隣接するスギおよびヒノキ林において, 生態系内の養分動態や土壌微生物について斜面位置別に考察したところ, 養分動態や土壌微生物と有機物分解の特性は樹種および斜面位置の違いによって変化すること, また“適地適木”の考え方が養分動態や土壌微生物と有機物分解の特性からも裏付けられることが明らかにされた。

第5章 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

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)。第3章では落葉広葉樹天然林と同一斜面に隣接した、斜面上部にヒノキが斜面下部にスギがそれぞれ植栽されている65年生の針葉樹人工林の土壤養分特性や養分動態特性の樹種間の比較をおこなった。これらの研究では、針葉樹林化の影響は樹種と斜面位置によって異なっていた。この原因を明らかにするために、斜面位置の影響と樹種の影響を分離して評価する必要がある。そこで第4章第1, 2節では同一斜面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の土壤養分特性や養分動態特性の樹種間の比較をおこなった。以上の研究によって、土壤養分特性や養分動態特性は樹種および斜面位置の違いによって変化することが明らかにされた。例えば、土壤中の全C量について、斜面上部のヒノキ林では広葉樹林よりも少なかったが、斜面下部のスギ林では広葉樹林とほぼ同様であった(第3章第1節)。一方、各斜面位置でスギ林とヒノキ林に土壤中の全C量に違いはみられなかった(第4章第1節)。第3章と第4章における調査地のスギおよびヒノキ林の林齢はそれぞれ33年生と65年生である。このことから、森林の土壤養分特性や養分動態特性は林齢によっても変化することが考えられる。したがって、養分動態特性とそれに伴う土壤養分特性の林齢による変化について検討する必要がある。

これまでに、林齢にともなう土壤養分特性の変化(Dimbleby, 1952; Ovington, 1959a; 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, 1959b; Kira and Shidei, 1967; Turner, 1981; Gholz *et al.*, 1985a; Bubb *et al.*, 1998; Sharma *et al.*, 2002a, 2002b), 水移動に伴う養分の移動特性の変化(Gholz *et al.*, 1985b; 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。

そこで本節では、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、鉍質土壤の化学的性質を調査し、樹種の違いが有機物動態と土壤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。

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14、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一カ所ずつ約400m²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414.8ha、13.8℃、1346mm、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1mのコアジサイによって覆われていた。

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50cmの方形区を6カ所ずつ設定し、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4地点において400cm³の採土円筒を用いて採取した土壤深0-4、4-8cm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。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地点から土壤深0-10、10-20、20-30cmの鉍質土壤を採取した。各調査区の土壤深ごとに、400cm³の採土円筒を用いて1200cm³の土壤を回収し、風乾後2mm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1m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、

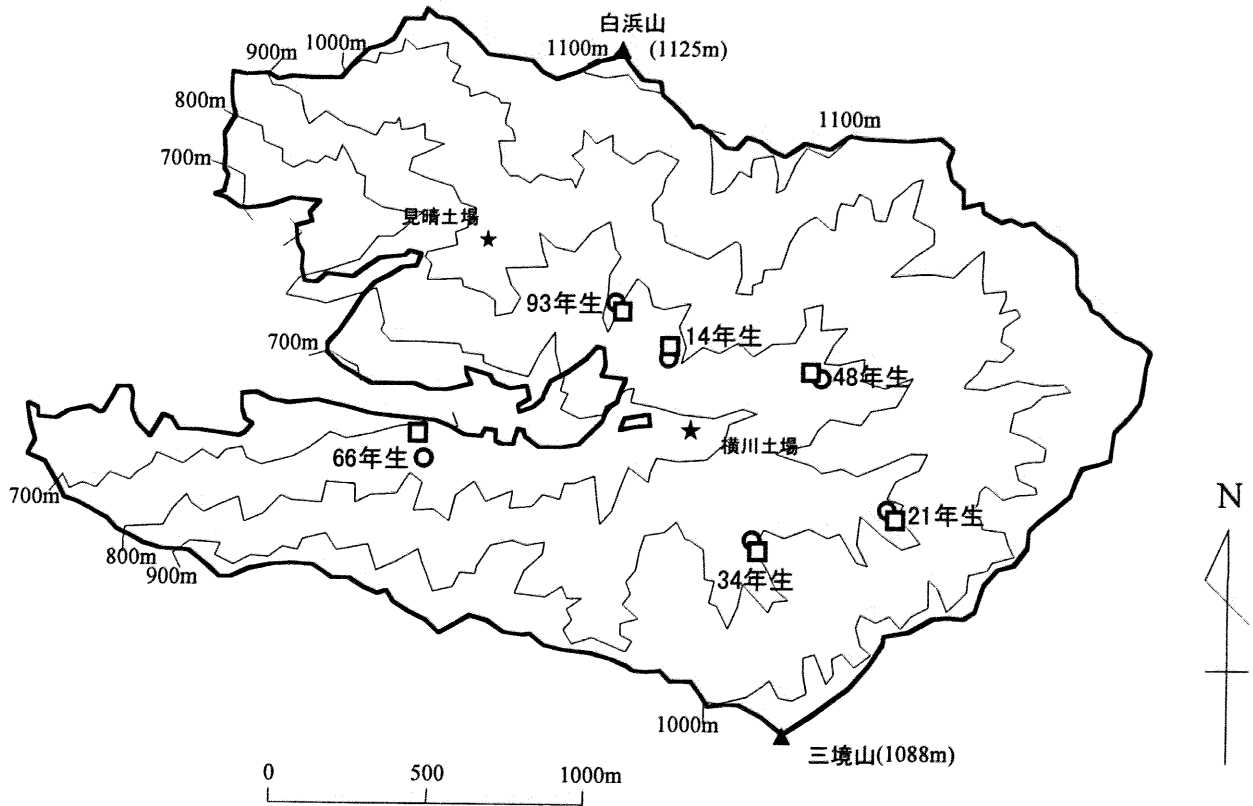


図-5-1 調査地の概況(東京農工大学フィールドミュージアム草木)

○, 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) |
|------|--------|-----------|-----------|------|-------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------------|---|
| 14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(e)} | 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

分類ごとに一部を分析用試料とした。

測定・分析方法は第3章第1, 2, 3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。

4. 結果と考察

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, 10-20cm 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 20-30cm 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 0-30cm 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。各林齢のスギ林の土壌深 0-30cm 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 0-30cm における塩基飽和度は 14 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; 第3章第2節, 第4章第1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 20meq 100g⁻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。第3章第1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。

表-5・2 鉱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 ^{***} | | | C/N | CEC | 交換性 ^{***} | | | | 交換性塩基合計 ^{***} | 塩基飽和度 (%) |
|-------|--------|-------------|-------------------------------------|------------|--------------------------|-------------------------|------------------------|-----------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|------------------------|--------------|
| | | | | | C ^{***} | N ^{***} | (Mg ha ⁻¹) | | | 交換性K ^{***} | 交換性Ca ^{***} | 交換性Mg ^{***} | 交換性Na ^{***} | | |
| 14年生 | スギ人工林 | 0-10 | 4.60±0.20 | 308 | 46.0±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±0.15 | 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 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 1042 | 113.1±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 | |
| | ヒノキ人工林 | 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 | |
| 20-30 | | 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 | 2.62±0.68 | 11.2 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |
| 21年生 | スギ人工林 | 0-10 | 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 | |
| | | 10-20 | 4.56±0.21 | 483 | 30.7±3.87 | 2.13±0.28 | 14.4 | 86.8 | 1.35±0.08 ^{**} | 5.09±1.21 ^{**} | 0.95±0.16 [*] | 1.39±0.39 ^{**} | 8.79±1.84 ^{**} | 10.1 | |
| | | 20-30 | 4.58±0.12 | 548 | 22.5±4.51 | 1.51±0.35 | 15.0 | 69.8 | 1.34±0.21 ^{**} | 4.10±1.30 ^{**} | 0.83±0.17 [*] | 1.25±0.25 ^{**} | 7.52±1.93 ^{**} | 10.8 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 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 | |
| | ヒノキ人工林 | 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 | |
| 20-30 | | 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 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |
| 34年生 | 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 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 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 | |
| | ヒノキ人工林 | 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 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |
| 48年生 | スギ人工林 | 0-10 | 5.01±0.06 ^{**} | 211 | 35.4±7.24 | 1.85±0.51 | 19.1 | 79.4 | 0.86±0.21 | 33.3±18.0 ^{**} | 2.68±1.20 ^{**} | 0.46±0.04 ^{**} | 37.3±19.5 ^{**} | 47.0 | |
| | | 10-20 | 4.86±0.08 ^{**} | 269 | 22.0±6.43 | 1.18±0.35 [*] | 18.7 | 51.7 | 0.68±0.14 | 3.92±3.15 | 0.73±0.30 [*] | 0.97±0.32 | 6.30±3.92 | 12.2 | |
| | | 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 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 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 | |
| | ヒノキ人工林 | 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 | |
| 20-30 | | 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 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |
| 66年生 | スギ人工林 | 0-10 | 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 | |
| | | 10-20 | 4.72±0.14 | 347 | 23.3 | 1.63 | 14.3 | 66.2 | 0.34±0.11 | 2.11±0.70 ^{**} | 0.56±0.06 | 0.09±0.03 | 3.10±0.90 ^{**} | 4.7 | |
| | | 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 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 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 | |
| | ヒノキ人工林 | 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 | 4.3 | |
| | | 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 | 2.2 | |
| 20-30 | | 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 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |
| 93年生 | スギ人工林 | 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 | |
| | | 20-30 | 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 | |
| | | 鉱質土壌合計 | - | 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 ^{**} | 2.92±0.58 | 122±30.0 ^{**} | 43.9 | |
| | ヒノキ人工林 | 0-10 | 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 | |
| | | 10-20 | 4.73±0.22 | 389 | 40.0±10.6 | 2.06±0.53 | 19.4 | 79.4 | 0.82±0.18 | 6.31±5.53 | 1.23±0.43 | 0.99±0.11 | 9.35±6.25 | 11.8 | |
| 20-30 | | 4.79±0.20 | 472 | 30.2±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 | | |
| | 鉱質土壌合計 | - | 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 | | |

*,**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

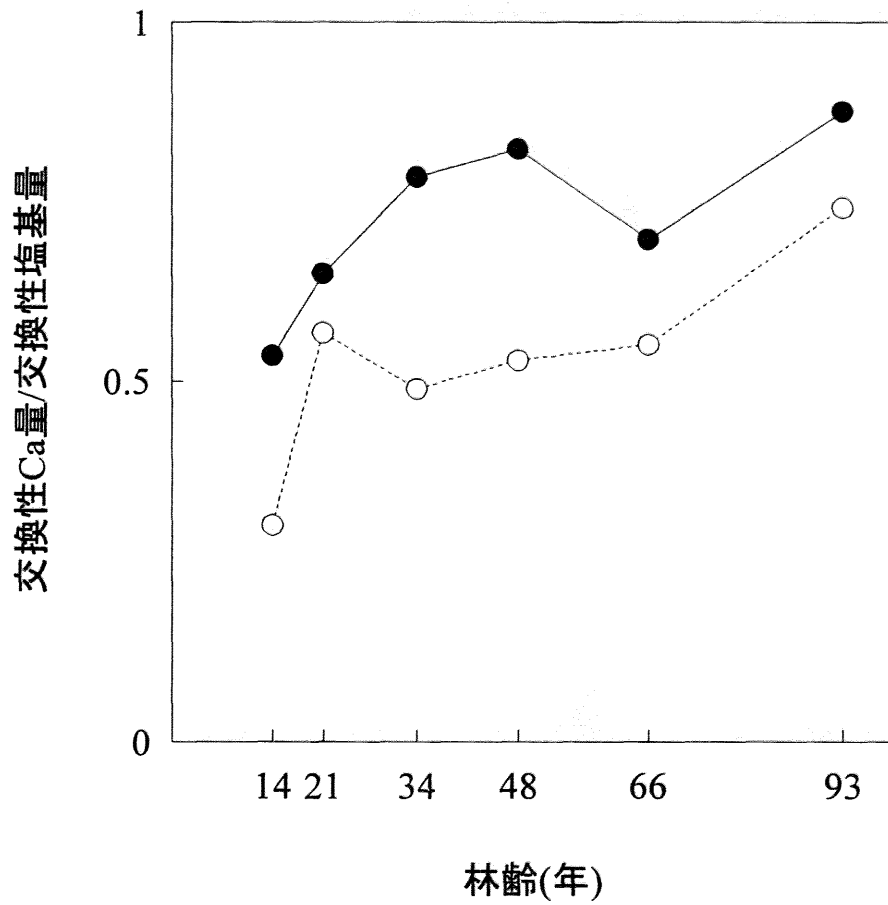


図-5・2 林齢と交換性 Ca 量/交換性塩基量の割合(当量)の関係

○, ヒノキ林; ●, スギ林

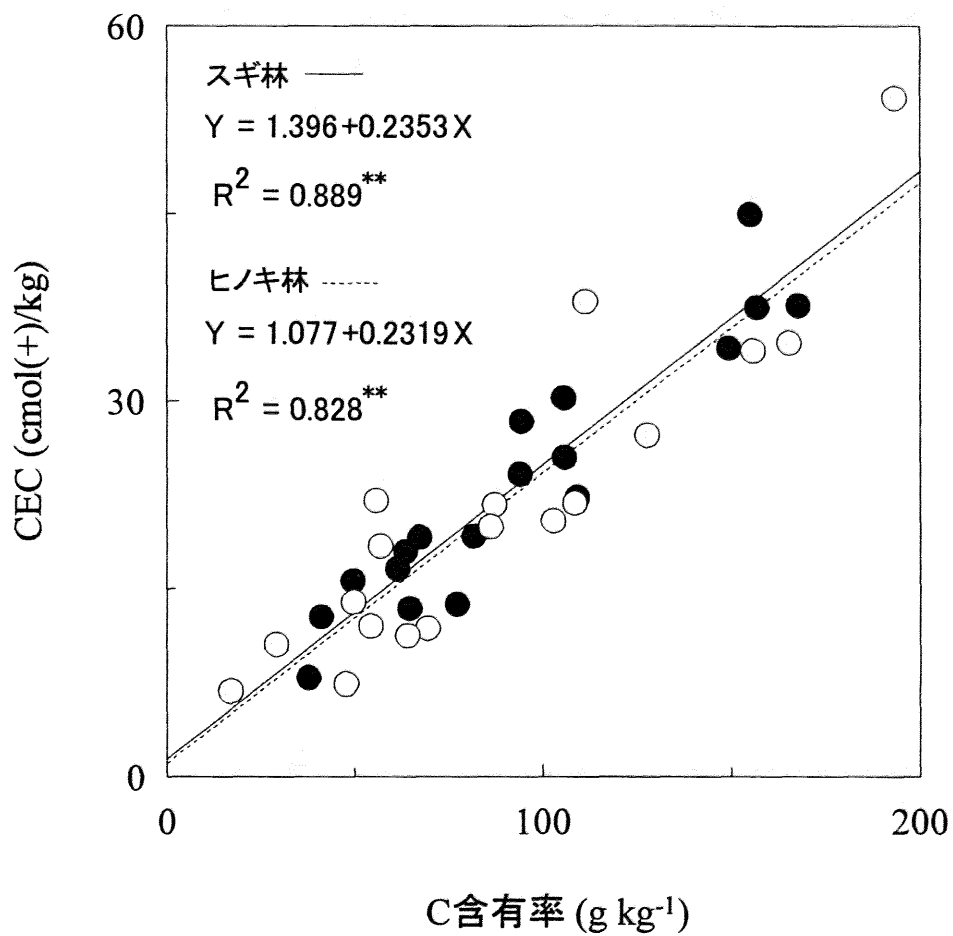


図-5.3 土壌中のC含有率とCECの関係

凡例は図-5.2と同じ

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

4-2 有機物動態

年間のリターフォールと Ao 層の量および回転率(Ao 層量と年間のリターフォール量から土壤に供給されたリターフォールが分解されるのに要する時間(Ao 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。Ao 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。回転率は 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回転率(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 Ao 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壤中のヒノキ葉を Ao 層に加えたところ, 各林齢のスギ林とヒノキ林の Ao 層量は同等となった。土壤中のヒノキ葉は 21 年生と 34 年生のヒノキ林でそれぞれ 6.1, 5.2Mg 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壤中へのヒノキ葉の混入に影響していると考えられた。

土壤の微生物活性を図-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。土壤微生物活性は土壤の全 C 量の影響をうける(第 3 章第 3 節)。本研究では土壤深 0-30cm における全 C 量は 14 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壤深 0-10cm でそれぞれ 1.7, 1.4 倍であった。この原因の一つとして, 土壤中へのヒノキ葉の混入による新鮮な有機物の混入が土壤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~1.8kg ha⁻¹)に比べて各林齢で 0.6~2.3kg 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 14, 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)。

表-5.3 年間のリターフールとAo層の量および回転率****

| 林齢 | 調査区 | | 針葉*** | 土壤中の針葉*** | 広葉*** | 枝・樹皮*** | 球果*** | その他*** | 合計*** |
|------|--------|--------|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|
| | | | (Mg ha ⁻¹) | | | | | | |
| 14年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 1.4 | — | 2.4 | 18.2 | 0.6 | 13.2 | 3.0 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 2.2**** | — | 3.4 | 14.9 | 3.6 | — | 3.0 |
| 21年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 1.0 | — | 0.8 | 3.1 | 0.7 | 1.6 | 1.3 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 1.5***** | — | 0.2 | 2.4 | 0.5 | 8.5 | 1.5 |
| 34年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 2.5 | — | 4.0 | 5.4 | 2.2 | — | 3.0 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 4.2***** | — | 0.3 | 5.5 | 0.6 | 1.1 | 1.9 |
| 48年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 2.1 | — | 0.7 | 12.3 | 1.5 | 6.7 | 3.0 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 3.6***** | — | 0.1 | 5.4 | 4.1 | 1.2 | 3.6 |
| 66年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 3.0 | — | 1.8 | 12.4 | 2.1 | 0.8 | 3.1 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 2.4***** | — | 1.2 | 9.7 | — | 1.6 | 2.6 |
| 93年生 | スギ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 4.6 | — | 0.7 | 19.5 | 3.8 | 0.9 | 4.7 |
| | ヒノキ人工林 | リターフール | 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 |
| | | 回転率 | 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, $n=6$; リターフール, $n=3$)

***, 平均値±標準偏差

****, Ao層量/年間のリターフール量

*****, (Ao層中の針葉+土壤中の針葉)/年間のリターフール中の針葉

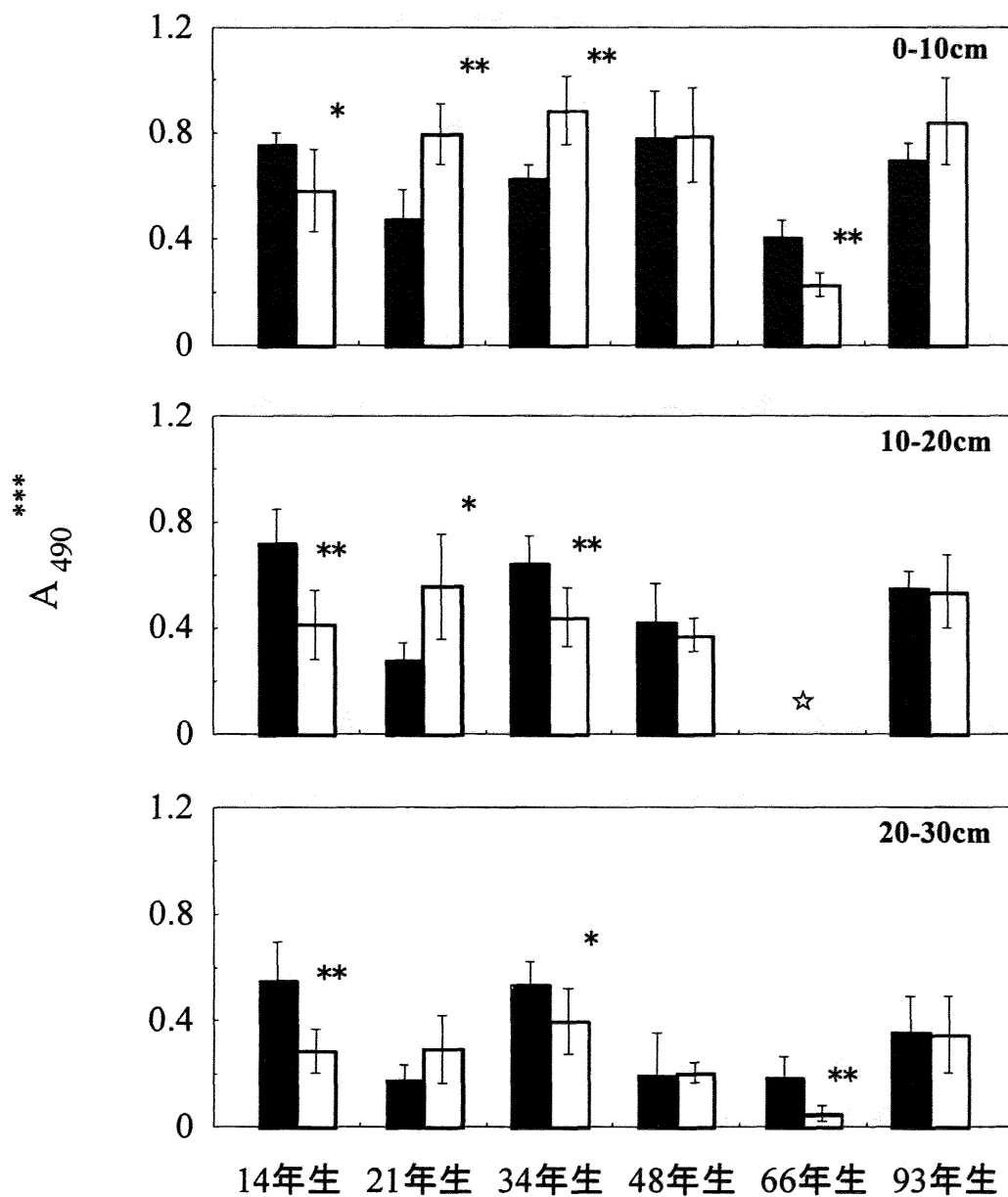


図-5・4 林齢とA₄₉₀の関係

白塗, ヒノキ林; 黒塗, スギ林

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

☆, 未測定

表-5.4 年間のリターフオーラル中の元素含有量

| 林齢 | 調査区 | C | | N | C/N | Mn | K | Ca | Mg | Na | P |
|------|--------|------------------------|------------------------|----|------|-----|------|-----|------|-----|---|
| | | (Mg ha ⁻¹) | (kg ha ⁻¹) | | | | | | | | |
| 14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 | |

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回転率には違いはみられなく、93 年生のヒノキ林の回転率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、回転率を変化させている可能性が考えられた。

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(10~25g kg⁻¹)はヒノキ落葉(5~13g 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、林齢にともない鉱質土壌の交換性 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、林齢による鉱質土壌の交換性 Ca は概ね変化しない。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。

5. おわりに

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について検討するために、各林齢ごとに同一斜面に隣接したスギおよびヒノキ林において、鉱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を調査した。

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 年生で多かった。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多かった。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に、林齢とともに Ao 層や鉱質土壌中に蓄積されやすい。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。スギ林の土壌深 0-10, 10-20cm における pH(H₂O) はヒノキ林より 34 年生以上の林齢で高かった。各林齢のスギ林の土壌深 0-30cm における交換性 Ca, Mg 量はヒノキ林に比べて多かった。

スギ林では林齢に伴い交換性 Ca 量が増大し、土壌 pH(H₂O) や塩基飽和度が上昇するなど、土壌の養分状態が維持・増進される傾向にあった。一方ヒノキ林では、林齢に伴う土壌養分特性の変化は不明瞭であった。以上のように、林齢に伴い、養分動態特性の変化が起こり、土壌養分特性に影響を及ぼすこと、さらに樹種の違いによりこれらの影響が異なることが明らかにされた。また、93 年生の土壌の養分状態は樹種にかかわらず他の林齢に比べて著しく高い。このことから、長伐期化により人工林土壌の養分状態は維持・増進される

表-5.5 A₀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) | | | | | | | | |
| 14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 | |

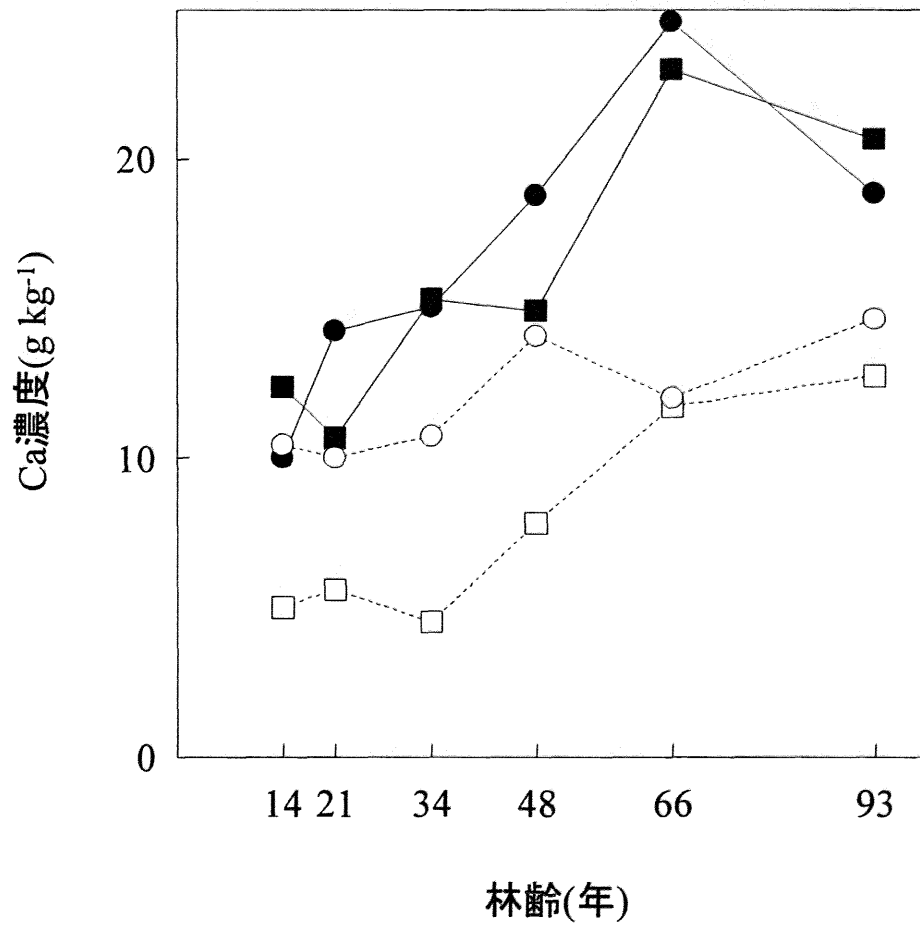


図-5.5 林齢とAo層およびリターフォールの針葉のCa濃度の関係
 白塗, ヒノキ林; 黒塗, スギ林; 丸, リターフォール; 四角, Ao層

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。

第6章 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。また、土壤養分特性や養分動態特性の迅速かつ正確な測定手法を検討した。

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(第3章第2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(第3章第2, 3節)ことから、鉱質土壤中の全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(第3章第2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(第3章第3節)ことから、鉱質土壤中の全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(第3章第1節)。このように、斜面下部のスギ林では土壤養分特性は維持・増進の傾向にあった。

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おり(澤田・加藤, 1991)、本研究においても同様であった(第5章)。しかし、これまでスギ林における土壤中の交換性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壤中の交換性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(第5章)。そのAo層に蓄積されたCa、あるいはAo層を通過して鉱質土壤に供給されるCa²⁺量が鉱質土壤の交換性Ca量を増加させていると考えられたことを示した(第3章)。一方、ヒノキ林ではスギ林や広葉樹林に比べて土壤pH(H₂O)が低く、土壤養分特性も悪化するといわれており(澤田・加藤, 1991; 高橋ら, 1996a; 高橋, 2000)、本研究でもこ

これらの報告とおおむね同様であった(第3, 4, 5章)。ところが、ヒノキ林では14年生から65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(第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(第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(第5章)。Ao層量もスギ林とヒノキ林で差はみられなかった(第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(第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(第3章第3節)ために、鉱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(第3章第3節)ために、鉱質土壌中の全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養分状態は維持・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(第4章第1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(第4章第1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(第3章第3節)、また、スギ林では有機物が無機化されにくい(第3章第3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(第4章第1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(第4章第1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やセルロース分解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(第4章第2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(第4章第1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(第4章第2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。斜面下部の広葉樹林とスギ林では循環速度がほぼ同じ物質循環系であった(第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(第4章)。特に、斜面上部のスギ林では生産量が減少していた(第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(第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(第4章)、林床に供給された有機物は無機化されにくい(第3章)ことから、斜面中部や下部のスギ植栽は土壌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(第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、スギ林と異なりおおむね斜面位置の違いはみられなかった(第4章)。ただし、第3章と第4章のヒノキ林の物質循環速度を比較すると、あきらかに第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。第3章の第4章のヒノキ林の物質循環速度と土壌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。第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1.6Mg/ha/yであった(第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(第3章)ために、土壌中の有機物量も減少し、物質循環速度が遅くなり、土壌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Ao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。

表-6・1 地力が維持されるヒノキおよびスギ植栽

| 広葉樹林 | 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

摘要

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壤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。

本研究で得られた主な知見は以下のとおりである。

第2章では、土壤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。

(1) 試験管法(試料 2mL を 25mL の試験管にとり、水を 10mL 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 2mL 加えたのちに、すばやく次亜塩素酸ナトリウム溶液を 2mL 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 635nm 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 100mL に対して土壤試料の量を乾重で 5g 以下とし、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} 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 0.25g 乾土相当の生土をとり、pH7.6 の 0.06M リン酸ナトリウム緩衝液を 20mL 加えたのち、FDA 溶液を 1.0mL 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 20mL を加え、No. 3 のろ紙でろ過し、ろ液の 490nm 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。

第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、土壤養分動態特性を調査した。

(1) ヒノキ人工林化によって土壤深 0-30cm 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壤深 0-30cm 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。土壤深 0-30cm 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 7.1Mg/ha, ヒノキ林とスギ林では共に約 9.5Mg/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壤深 0-30cm 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壤深 0-30cm 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, ヒノキ林の土壤では有機物が無機化されやすく, 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壤深 0-30cm 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, スギ林の土壤では有機物が無機化されにくく, 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壤に供給される 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壤に供給される Ca^{2+} 量は広葉樹林の約 2.1 倍であった。土壤深 0-10cm の交換性 K 量と土壤深 0-30cm の交換性 Ca 量は鉍質土壤に供給される K^+ , Ca^{2+} 量と有意な正の相関関係にあった。このことから, 鉍質土壤に供給される K^+ , Ca^{2+} 量が土壤の交換性塩基量に影響を及ぼしていた。

(3) 土壤深 0-30cm 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。土壤中のバイオマス C 量, 土壤呼吸速度, 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壤の全 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, 土壤中に有機物を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, 土壤中に有機物を蓄積されやすいことが考えられた。

第 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。

(1) スギ林の有機物の回転率(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はほぼ同じであり, 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) 斜面位置にかかわらず, ヒノキ林の土壤深 0-10cm 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、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では、土壌深0-10cmにおける一般細菌数、セルロース分解菌数は、スギ林に比べてそれぞれ約2.6, 16.2倍であった。有機物の回転率と土壌深0-10cmにおける細菌数の関係および回転率とセルロース分解菌数の関係は、有意な負の相関関係にあった。斜面下部のヒノキ林では、細菌やセルロース分解菌が特に多いために、林床に供給された有機物をスギ林よりも速やかに分解・無機化すると考えられた。

第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。

(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に、林齢とともにAo層や鉱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)や塩基飽和度が上昇し、土壌の養分状態が維持・増進される傾向にあった。

以上のように、スギ人工林化は土壌養分特性を維持・増進させるが、ヒノキ人工林化は生産性の低いとき、土壌養分特性を悪化させる可能性が指摘された。また、長伐期化により人工林土壌の養分状態は維持・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。

謝辞

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岸 洋一教授、同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。

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、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・参考文献

Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. and Melillo, J. M. (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39 : 378-386.

Adam, G. and Duncan, H. (2001) Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biol. Biochem.* 33 : 943-951.

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. *日林誌* 15 : 733-740.

Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10 : 215-221.

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 manganic 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. *林試研報* 318 : 11-78.

Attiwill, P. M. and Adams, M. A. (1993) Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124 : 561-582.

Bääth, E. and Söderström, B. (1982) Seasonal and spatial variation in fungal biomass in a forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 14 : 353-358.

Barak, R. and Chet, I. (1986) Determination, by fluorescein diacetate staining, of fungal viability during mycoparasitism. *Soil Biol. Biochem.* 18 : 315-319.

Bauhus, J., Paré, 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 Biol. Biochem.* 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. *Can. J. For. Res.* 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? *Scand. J. For. Res.* 10 : 108-119.

Binkley, D., and Matson, P. (1983) Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47 : 1050-1052.

Binkley, D. (1984) Ion exchange resin bags: Factors affecting estimates of nitrogen availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48 : 1181-1184.

Bockheim, J. G. and Langley-Turnbaugh, S. (1997) Biogeochemical cycling in coniferous ecosystems on different aged marine terraces in coastal Oregon. *J. Environ. Qual.* 26 : 292-301.

Bockheim, J. G. and Crowley, S. E. (2002) Ion cycling in hemlock-northern hardwood forests of the southern lake superior region: A preliminary study. *J. Environ. Qual.* 31 : 1623-1629.

Bormann, B. T. and DeBell, D. S. (1981) Nitrogen content and other soil properties related to age of red alder stands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 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.), 670pp, 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 Sci. Soc. Amer. Proc.* 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. *For. Ecol. Manage.* 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. *京大演報* 39 : 91-99.

千原麻由・小柳信宏・戸田浩人・生原喜久雄 (2000) 森林土壤の窒素無機化に及ぼす土壤微生物相の影響. *森林環境資源科学* 38 : 97-106.

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.), 683pp, Cambridge University Press, New York, 341-409.

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.), 707pp, Springer-Verlag, New York, 196-199.

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 Biol. Biochem.* 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. *J. Ecol.* 40 : 331-341.

Distefano, J. F. and Gholz, H. L. (1986) A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 17 : 989-998.

土壤微生物研究会編 (1992) 新編土壤微生物実験法. 411pp., 養賢堂, 東京.

土じょう部 (1976) 林野土壌の分類 (1975). 林試研報 280 : 1-28.

Edmonds, R. L., Thomas, T. B. and Blew, R. D. (1995) Biogeochemistry of an old-growth forested watershed, Olympic national park, Washington. *Water Resour. Bull.* 31 : 409-419.

Edwards, N. T. (1975) Effects of temperature and moisture on carbon dioxide evolution in a mixed deciduous forest floor. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39 : 361-365.

Eno, C. F. (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24 : 277-279.

Entry, J. A. and Backman, C. B. (1995) Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Can. J. For. Res.* 25 : 1231-1236.

Federle, T. W., Dobbins, D. C., Thornton-Manning, J. R. and Jones, D. D. (1986) Microbial biomass, activity, and community structure in subsurface soils. *Ground Water* 24 : 365-374.

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. -. 489pp, 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.

藤原俊六郎・安西徹郎・小川吉雄・加藤哲郎 (1998) 新版土壌肥料用語辞典. 338pp, 農文協, 東京.

Gardiner, A. (1968) The reputation of birch for soil improvement. For. Comm. Res. Dev. Pap. 67.

Gaspar, M. L., Cabello, M. N., Pollero, R. and Aon M. A. (2001) Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of fungal biomass in soil. Curr. Microbiol. 42 : 339-344.

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., Perry, C. S., Cropper, Jr. W. P. and Hendry, L. C. (1985a) Litterfall, decomposition, and nitrogen and phosphorus dynamics in a chronosequence of slash pine (*Pinus elliottii*) plantations. Forest Sci. 31 : 463-478.

Gholz, H. L., Fisher, R. F. and Pritchett, W. L. (1985b) Nutrient dynamics in slash pine plantation ecosystems. Ecology 66 : 647-659.

Giblin, A. E., Laundre, J. A., Nadelhoffer, K. J. and Shaver, G. R. (1994) Measuring nutrient availability in arctic soils using ion exchange resins : A field test. Soil Sci. Soc. Am. J. 58 : 1154-1162.

後藤逸男 (1997) ICP 発光分析法. (土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編, 427pp, 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・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. 日林誌 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. 日生態会誌 40 : 19-25.

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, 319pp, 文永堂出版, 東京). 215-237.

半田良一 (1997) 林政学. 333pp, 文永堂出版, 東京.

半谷高久・小倉紀雄 (1995) 第3版水質調査法. 335pp, 丸善, 東京.

原田 洗・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. 日林誌 51 : 125-133.

服部 勉・宮下清貴 (1996) 土の微生物学. 170pp, 養賢堂, 東京.

早野恒一 (1992) 土壌酵素活性の測定. (新編土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編,

411pp, 養賢堂, 東京). 366-376.

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. 土肥誌 68 : 322-326.

Haynes, R. J. and Williams, P. H. (1999) Influence of stock camping behaviour on the soil microbiological and biochemical properties of grazed pastoral soils. *Biol. Fertil. Soils* 28 : 253-258.

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.), 302pp., Dr. W. Junk B. V. Publishers, Hague, 89-108.

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.), 409pp, CAB International, Wallingford, 3-45.

Hesselman, H. (1917) Notice of publications of general bearing woodland and nitrification. *J. Ecol.* 7 : 210-213.

日高 伸 (1997) 窒素. (土壤環境分析法. 土壤環境分析法編集委員会編, 427pp, 博友社, 東京). 231-255.

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. 日緑工誌 26(4) : 337-342.

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2002a) 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. 日緑工誌 27 : 623-626.

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2002b) 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・深澤文貴・高橋輝昌・浅野義人 (2002c) 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の養分特性に及ぼす影響. 森林立地 44(2) : 23-29.

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2003a) 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. 日緑工誌 28(3) : 448-450.

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人 (2003b) 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 (2003c) 同一斜面に隣接するスギおよびヒノキ人工林における生態系内の養分動態の比較. 日林誌 85(3) : 222-233.

市川貴大・山口倫之・高橋輝昌・浅野義人 (2003d) 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.

市川貴大・岡部紀宏・高橋輝昌・浅野義人 同一斜面に隣接するヒノキおよびスギ人工林における土壌中の微生物の量および活性の比較. 日林誌 : 投稿中.

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人 林齢による土壌養分特性と有機物動態の変化のスギ人工林とヒノキ人工林での比較. 日林誌 : 投稿中.

Ichikawa, T., Takahashi, T. and Asano, Y. Comparison of organic matter dynamics between natural deciduous broad-leaved forest and adjacent artificial evergreen coniferous forest. The VIII international congress of ecology : submitted.

Inber, Y., Boehm, M. J. and Hoitink, H. A. J. (1991) Hydrolysis of fluorescein diacetate in sphagnum peat container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *pythium ultimum*. Soil Biol. Biochem. 23 : 479-483.

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. 日林誌 84 : 159-165.

稲垣善之・三浦 覚・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.

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, 399pp, 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. 土肥誌 64 : 265-274.

井上輝一郎・岩川雄幸・吉田桂子 (1987) ヒノキ単純林における落葉および土砂の移動. 林試研報 343 : 171-186.

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, 411pp, 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, 411pp, 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. 日林誌 64 : 66-71.

石沢修一・鈴木達彦・甲田知則・佐藤 修 (1958) 土壌の微生物とその作用に関する研究. 農技研報 B8 : 1-212.

石塚成宏・石塚和裕 (1996) 森林土壌への土壌酵素活性測定法の適用. 土肥誌 67 : 190-193.

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, 473pp, 中央公論社, 東京). 313-360.

岩坪五郎 (1996) 森林生態学. 306pp, 文永堂出版, 東京.

Jenkinson, D. S. and Powlson, D. S. (1976) The effects of biocidal treatments on

metabolism in soil V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8 : 209-213.

Jenkinson, D. S. and Oades, J. M. (1979) A method for measuring adenosine triphosphase in soil. *Soil Biol. Biochem.* 11 : 193-199.

Johnson, D. W. and Lindberg, S. E. (1992) Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: a synthesis of the integrated forest study, 707pp, Springer-Verlag, New York.

Jones, P. C. T. and Mollison, J. E. (1948) A technique for the quantitative estimation of soil micro-organisms. *J. Gen. Microbial.* 2 : 54-69.

亀和田国彦 (1997a) pH(ガラス電極法). (土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編, 427pp, 博友社, 東京). 195-197.

亀和田国彦 (1997b) 土壌交換能(CEC, AEC). (土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編, 427pp, 博友社, 東京). 208-215.

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, 493pp, 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, 493pp, 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.

刈住 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, 172pp, 博友社, 東京). 87-128.

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. *日林誌* 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. *日林誌* 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. *日林誌* 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. *日林誌* 60 : 195-202.

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. *日生態会誌* 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, 306pp, 文永堂出版, 東京). 224-258.

加藤秀正・澤田智志・薄井 宏 (1989) 日光スギ並木林下の土壌の塩基の蓄積. *土肥誌*

60 : 358-365.

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. 土肥誌 64 : 161-165.

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. 土肥誌 66 : 57-60.

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.

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, 411pp, 養賢堂, 東京). 15-23.

河田 弘 (1978) 土壤微生物. (森林学. 帝国森林会編, 553pp, 共立出版, 東京). 345-358.

河田 弘 (1989) 森林土壤学概論. 399pp, 博友社, 東京.

河田 弘 (1993) 土壤の化学的性質. (森林土壤の調べ方とその性質(改訂版). 森林土壤研究会編, 334pp, 林野弘済会, 東京). 242-278.

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. 日生態会誌 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, 493pp, 化学同人, 京都). 139-143.

Kimmins, J. P. (1987) Forest ecology. 531pp, Macmillan Publishing Company, New York.

木村真人 (1991a) 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 -. 農土誌 59 : 415-420.

木村真人 (1991b) 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 -. 農土誌 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, 231pp, 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. 日生態会誌 17 : 70-87.

清野嘉之 (1988) ヒノキ人工林の Ao 層被覆率に影響を及ぼす要因の解析. 日林誌 70 : 71-74.

Kjønass, O. J. (1999a) In situ efficiency of ion exchange resins in studies of nitrogen transformation. Soil Sci. Soc. Am. J. 63 : 399-409.

Kjønass, O. J. (1999b) Factors affecting stability and efficiency of ion exchange resins in studies of soil nitrogen transformation. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 30 : 2377-2397.

小林禧樹・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—. 環境科学会誌 8 : 25-34.

Kolberg, R. L., Rouppe, B., Westfall, D. G. and Peterson, G. A. (1997) Evaluation of an in situ nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J. 61 : 504-508.

木平勇吉 (1994) 森林科学論. 182pp, 朝倉書店, 東京.

沓名重明・本庄 真・鈴木道代・仁王以智夫 (1988a) 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. 日林誌 70 : 80-85.

沓名重明・鈴木道代・仁王以智夫 (1988b) 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. 日林誌 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. 日林誌 81 : 120-129.

Lousier, J. D. and Parkinson, D. (1978) Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. Can. J. Bot. 56 : 2795-2812.

Lundgren, B. (1981) Fluorescein diacetate as a stain of metabolically active bacteria in soil. Oikos 36 : 17-22.

Lundgren, B. and Söderström, B. (1983) Bacterial numbers in a pine forest soil in relation to environmental factors. Soil Biol. Biochem. 15 : 625-630.

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. For. Ecol. Manage. 91 : 255-277.

丸山明雄・岩坪五郎・堤 利夫 (1965) 森林内外の降水中の養分量について(第1報). 京大演報 36 : 25-39.

丸本卓哉 (1994) 微生物バイオマス. (土壌生化学. 木村真人ら著, 231pp, 朝倉書店, 東京). 34-51.

増田芳雄 (1988) 植物生理学[改訂版]. 386pp, 培風館, 東京.

松口龍彦・蘭 道生・石沢修一・鈴木達彦 (1973) 土壌構造と微生物の生育. 土壌の物理性 28 : 9-14.

Matsumura, S. and Witjaksono, G. (1999) Modification of cataldo method for the determination of nitrate in soil extracts by potassium chloride. Soil Sci. Plant Nutr. 45(1) : 231-235.

Medzon, E. L. and Brady, M. L. (1969) Direct measurement of acetylsterase in living protist cells. J. Bacteriol. 97 : 402-415.

Melin, E. (1930) Biological decomposition of some types of litter from north American forest. Ecology 11 : 72-101.

Michalczuk, B. and Matzner, E. (1999) Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a central european norway spruce ecosystem. *European J. Soil Sci.* 50 : 579-590.

Michel, K. and Matzner, E. (2002) Nitrogen content of forest floor Oa layers affects carbon pathways and nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 34 : 1807-1813.

Mikola, M. (1985) The effect of tree species on the biological properties of forest soil. *Nat. Swed. Env. Protect. Board.* 3017 : 1-29.

三浦 寛 (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. *日林誌* 82 : 132-140.

宮下清貴 (1992) 土壌放線菌の計数, 分離, 同定. (新編土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編, 411pp, 養賢堂, 東京). 55-61.

Mortensen, U., Norén, B. and Wadsö, I. (1973) Microcalorimetry in the study of the activity of microorganisms. *Bull. Ecol. Res. Comm.* (NFR Statens Naturvetensk Forskningsrad) 17 : 189-197.

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. *京大演報* 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, 411pp, 養賢堂, 東京). 360-365.

那須義和・橘 治国 (1994) 有機炭素(TOC). (水の分析-第4版-. 日本分析化学学会北海道支部編, 493pp, 化学同人, 京都). 248-252.

Nihlgård, B. (1971) Pedological influence of spruce planted on former beech forest soils in Scania, South Sweden. *Oikos* 22 : 302-314.

日本工業標準調査会 (1992) 工業用水試験方法 JIS K 0101-1991. 329pp, 日本規格協会, 東京.

日本林業調査会 (1997) よくわかる日本の森林・林業 1997. 365pp, 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・春田泰次・川上日出國 (1989) ポット内で分解させたスギ落葉の化学的・微生物学的変化. *東大演報* 81 : 21-37.

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, 154pp, 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. *日林誌* 55 : 323-333.

新田恒雄 (1992) 土壌糸状菌の計数, 分離, 同定. (新編土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編, 411pp, 養賢堂, 東京). 62-73.

- 及川 修 (1977) 斜面に生育するヒノキ林の土と有機物の地表面移動量. 日林誌 59 : 153-158.
- 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. 日林誌 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. 日林誌 77 : 399-407.
- 小野 裕・川上日出国・片岡 順 (1989) 林地土壌表層部の微生物活性の季節変化. 日林中支論 37 : 199-202.
- 小野 裕 (1993) 土壌微生物活性の斜面位置による違いについて. 日林中支論 41 : 97-100.
- 大橋弘三郎・小熊幸一・鎌田薩男・木原壮林 (1992) 分析化学. 307pp, 三共出版, 東京.
- 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) 落葉に関する二・三の研究. 帝室林野林試研報 3 : 39-101.
- 大西正健 (1987) 酵素反応速度論実験入門(生物科学実験法 21). 218pp, 学会出版センター, 東京.
- 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. 826pp, 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—, 日生態会誌 52 : 131-137.
- Ovington, J. D. (1959a) Mineral content of plantations of *Pinus sylvestris* L.. Ann. Bot. 23 : 75-88.
- Ovington, J. D. (1959b) The circulation of minerals in plantations of *Pinus sylvestris* L.. Ann. Bot. 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 (2002a) 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. 日林誌 84 : 111-119.
- 小柳信宏・浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄 (2002b) 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.
- 小柳信宏・千原麻由・戸田浩人・生原喜久雄 (2002c) 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. 土肥誌 73 : 363-372.
- Parker, G. G. (1983) Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Adv.

Ecol. Res. 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. *Can. J. For. Res.* 17 : 1394-1400.

Patra, D. D., Brookes, P. C., Coleman, K. and Jenkinson, D. S. (1990) Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. *Soil Biol. Biochem.* 22 : 739-742.

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*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58 : 2402-2409.

Perry, D. A. (1994) *Forest ecosystems*. 649pp, The Johns Hopkins University Press, London.

Porter, L. K. (1967) Factors affecting the solubility and possible fractionation of organic colloids extracted from soil and leonardite with an acetone-H₂O-HCl solvent. *J. Agr. Food Chem.* 15 : 807-811.

Powers, R. F. (1990) Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient: interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality. *For. Ecol. Manage.* 30 : 19-29.

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. *Biol. Fertil. Soils* 24 : 45-51.

Pritchett, W. L. and Fisher, R. F. (1987) *Properties and management of forest soils*. 494pp, John Wiley & Sons, Hoboken.

Ranger, J. and Nys, C. (1994) The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *Eur. J. Soil Sci.* 45 : 193-204.

Ranger, J., Marques, R. and Jussy, J. H. (2001) Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. *For. Ecol. Manage.* 144 : 129-145.

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. *For. Ecol. Manage.* 171 : 3-16.

Rastin, N., Schlechte, G., Hüttermann, A. and Rosenplänter, K. (1990) Seasonal fluctuation of some biological and biochemical soil factors and their dependence on certain soil factors on the upper and lower slope of a spruce forest. *Soil Biol. Biochem.* 22 : 1049-1061.

Regina, I. S. and Tarazona, T. (2001) Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. *Forestry* 74 : 11-28.

林学会 (2001) 森林科学用語集. 637pp, 林学会, 東京.

Rothe, A. and Binkley, D. (2001) Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. *Can. J. For. Res.* 31 : 1855-1870.

Rotman, B. and Papermaster, B. W. (1966) Membrane properties of living mammalian cells as studied by enzymatic hydrolysis of fluorogenic esters. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 55 : 134-141.

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. *Can. J. For. Res.* 27 : 2034-2042.

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. *Biol. Fertil. Soils* 28 : 382-388.

斎藤秀樹 (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・斎藤秀樹・河原輝彦, 375pp, 地球社, 東京). 49-210.

斎藤秀樹 (1981) 森林におけるリターフォール研究資料. 京都府大演報 25 : 78-89.

酒井正治・井上輝一郎・岩川雄幸 (1987) 粗大有機物の土壌への混入量(3) - 斜面位置の違いによるヒノキ葉混入量 -. *日林論* 98 : 193-196.

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壌中の塩基の蓄積との関係. *土肥誌* 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. *土肥誌* 64 : 296-302.

Schnürer, J., Clarholm, M., Boström, S. and Rosswall, T. (1986) Effects of moisture on soil microorganisms and nematodes: A field experiment. *Microb. Ecol.* 12 : 217-230.

Schnürer, J. and Rosswall, T. (1982) Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbiol.* 43 : 1256-1261.

Seitz, L. M., Sauer, D. B., Burroughs, R., Mohr, H. E. and Hubbard, J. D. (1979) Ergosterol as a measure of fungal growth. *Phytopathol.* 69 : 1202-1203.

瀬戸昌之 (1999) 微生物バイオマス炭素量と窒素. (森林立地調査法. 森林立地調査法編集委員会編, 284pp, 博友社, 東京). 216-218.

Sharma, E. (1993) Nutrient dynamics in Himalayan alder plantations. *Ann. Bot.* 72 : 329-336.

Sharma, G., Sharma, E., Sharma, R. and Singh, K. K. (2002a) Performance of an age series of *Alnus*-cardamom plantations in the sikkim Himalaya: productivity, energetics and efficiencies. *Ann. Bot.* 89 : 261-272.

Sharma, G., Sharma, R., Sharma, E. and Singh, K. K. (2002b) Performance of an age series of *Alnus*-cardamom plantations in the sikkim Himalaya: nutrient dynamics. *Ann. Bot.* 89 : 273-282.

Shibata, H. and Sakuma, T. (1996) Canopy modification of precipitation chemistry in deciduous and coniferous forests affected by acidic deposition. *Soil Sci. Plant Nutr.* 42 : 1-10.

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. 北海道土壌肥料研究通信 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 Soil Pollut.* 105 : 63-72.

島田博匡・戸田浩人・生原喜久雄・小池孝良 (1998a) 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. 土肥誌 69 : 170-177.

島田博匡・戸田浩人・生原喜久雄・小池孝良 (1998b) 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. 京大演報 61 : 46-59.

Smith, S. N. and Pugh, G. J. F. (1979) Evaluation of dehydrogenase as a suitable indicator of microbial activity. *Enzyme Microb. Technol.* 1 : 279-281.

Smith, R. N. and Maw, J. M. (1988) Relationships between tensile strength and increase in metabolic activity on cotton strips. *In* Cotton strip assay: an index of decomposition in soils, edited by A. F. Harrinson, P. M. Latter and D. W. H. Walton. (ITE symposium no. 24) Grange-over-Sands: Institute of Terrestrial Ecology. 55-59.

Sollins, P., Grier, C. C. and McCorison, F. M. (1980) The internal element cycles of an old-growth Douglas-fir ecosystem in western Oregon. *Ecol. Monogr.* 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.

Söderström, B. E. (1977) Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein diacetate. *Soil Biol. Biochem.* 9 : 59-63.

Söderström, B. E. (1979) Some problems in assessing the fluorescein

diacetate-active fungal biomass in the soil. *Soil Biol. Biochem.* 11 : 147-148.

染谷 孝 (1992) セルロース分解菌の計数, 分離. (新編土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編, 411pp, 養賢堂, 東京). 341-344.

Song, H. and Bartha, R. (1990) Effects of jet fuel spills on the microbial community of soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 56 : 646-651.

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. *Biol. Fertil. 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. *For. Ecol. Manage.* 27 : 1-20.

Swift, M. J. (1973) The estimation of mycelial biomass by determination of the hexosamine content of wood tissue decayed by fungi. *Soil Biol. Biochem.* 5 : 321-332.

Swift, M. J., Heal, O. W. and Anderson, J. M. (1979) *Decomposition in terrestrial ecosystems.* 372pp, Blackwell, Oxford.

Swisher, R. and Carroll, G. C. (1980) Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. *Microb. Ecol.* 6 : 217-226.

高橋輝昌・生原喜久雄・相場芳憲 (1994a) 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・黒田孝一 (1994b) 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.

高橋輝昌・添谷 稔・戸田浩人 (1996a) スギおよびヒノキ壮齢人工林における元素の垂直的な移動特性. *日林誌* 78 : 127-133.

高橋輝昌・生原喜久雄・相場芳憲 (1996b) 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. *日林誌* 78 : 244-249.

Takahashi, T., Toda, H. and Haibara, K. (1999a) 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. *J. For. Res.* 4 : 223-228.

Takahashi, T., Minami, A., Asano, Y. and Kobayashi, T. (1999b) : Comparison of organic matter dynamics in soil between Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) forest and adjacent Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest established on flatland. *J. For. Res.* 4 : 299-302.

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.

高井康雄・三好 洋 (1977) 土壌通論. 229pp, 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. Mem. Coll. Agric. Kyoto Univ. 130 : 17-38.

竹原秀雄 (1965) 土壌. (造林ハンドブック. 坂口勝美・伊藤清三監修, 935pp, 養賢堂, 東京). 58-86.

竹迫 紘 (1991a) フローインジェクション分析法による土壌抽出液のアンモニア態窒素の定量法. 土肥誌 62(2) : 128-134.

竹迫 紘 (1991b) フローインジェクション分析法による土壌抽出液の硝酸態窒素の定量法. 土肥誌 62(2) : 135-140.

竹内郁雄・伊藤宏樹 (2003) スギ高齢人工林の樹高成長. 日林誌 85 : 121-126.

田中 博 (1974) 土壌細菌数と土壌水分ポテンシャル(土壌水分吸引力, pF , Bar)の関係. 土と微生物 16 : 70-76.

Taylor, L. A., Arthur, M. A. and Yanai, R. D. (1999) Forest floor microbial biomass across a northern hardwood successional sequence. Soil Biol. Biochem. 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. Stud. For. Suec. 195.

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. 東京農工大演報 28 : 1-22.

戸田浩人・生原喜久雄 (1994) 森林土壌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. 日林誌 76 : 144-151.

戸田浩人・鈴木美恵子・生原喜久雄 (1996a) 森林土壌および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.

戸田浩人・生原喜久雄・大里昌直・宮本美千子 (1996b) スギおよびヒノキ林土壌の窒素無機化特性. 森林環境資源科学 34 : 45-54.

戸田浩人・阿部 徹・生原喜久雄 (1997a) 森林土壌の炭素無機化の反応速度論的解析. 日生態会誌 47 : 109-119.

戸田浩人・島田博匡・生原喜久雄 (1997b) 森林土壌の破壊・非破壊培養における炭素無機化特性. 森林立地 39 : 36-45.

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壌溶液の移動に伴う森林土壌中の物質移動量の測定. 日林論 104 : 363-366.

Tokuchi, N. and Iwatsubo, G. (1999) Soil solution chemistry at different positions

on slope in a conifer plantation forest. J. For. Res. 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.

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. J. For. Res. 5 : 13-19.

都築俊文 (1994) アンモニア窒素($\text{NH}_4^+ - \text{N}$). (水の分析-第4版-. 日本分析化学会北海道支部編, 493pp, 化学同人, 京都). 253-256.

都築俊文・内野栄治 (1994) 全窒素. (水の分析-第4版-. 日本分析化学会北海道支部編, 493pp, 化学同人, 京都). 266-269.

Tsuji, T., Kawasaki, Y., Takeshima, S., Sekiya, T. and Tanaka, S. (1995) A new fluorescein staining assay for visualizing living microorganisms in soil. Appl. Environ. Microbiol. 61 : 3415-3421.

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. 日林誌 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—. 138pp, 朝倉書店, 東京.

堤 利夫 (1956) 材木落葉の分解について. 京大演報 26 : 59-87.

堤 利夫 (1963) 森林の成立および皆伐が土壌の 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壌の性質の変化. 京大演報 34 : 37-64.

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. 日林誌 50 : 66-74.

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. 日林誌 56 : 434-440.

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. 日生態会誌 33 : 313-322.

堤 利夫 (1987) 森林の物質循環. 124pp, 東京大学出版会, 東京.

堤 利夫 (1989) 森林生態学. 166pp, 朝倉書店, 東京.

Tukey, H. B. Jr. (1970) The leaching of substances from plants. Annu. Rev. Plant Physiol. 21 : 305-324.

Turner, J. (1981) Nutrient cycling in an age sequence of western Washington Douglas-fir stands. Ann. Bot. 48 : 159-169.

Usui, H., Miyazawa, M., Miyakawa, N. and Iimura, T. (1982) Ecological studies on

the Nikko sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) avenue. J. Jap. For. Soc. 64 : 143-148.

Vance, E. D., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19 : 703-707.

Van Cleve, K., Coyne, P. I., Goodwin, E., Johnson, C. and Kelley, M. (1979) A comparison of four methods for measuring respiration in organic material. Soil Biol. Biochem. 11 : 237-246.

Waksman, S. A. (1952) Soil microbiology. 356pp, 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. 土肥誌 64 : 402-407.

Whang, K. and Hattori, T. (1988) Oligotrophic bacteria from rendzina forest soil. Antonie van Leeuwenhoek 54 : 19-36.

Widholm, J. M. (1972) The use of fluorescein diacetate and phenosafranine for determining viability of cultured plant cells. Stain Techn. 47 : 189-194.

Wiilde, 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. 日林誌 78 : 461-466.

Wu, G., Haibara, K., Koike, T. and Aiba, Y. (1996) Dynamics of water-soluble base cations in a forest soil measured by an *in situ* combined IER method. Jpn. J. For. Environment 38 : 92-97.

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. 日林誌 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, 238pp, 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. 282pp, 林野共済会, 東京.

山田 裕 (1997) CN コーダー. (土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編, 427pp, 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, 411pp, 養賢堂, 東京). 331-341.

山崎慎一 (1997) 原子吸光度法. (土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編, 427pp, 博友社, 東京). 176-179.

安田 洋 (1999) 林内雨, 林外雨, 樹幹流の化学分析用試料の採取法. (森林立地調査

法. 森林立地調査法編集委員会編, 284pp, 博友社, 東京). 182-185.

Yokoyama, K., Shimada, A. and Kawada, Y. (1993) An improved method for the determination of total soil microbial activity based on fluorescein diacetate (3',6'-diacetylfluoresceine) hydrolysis. Tech. Bull. Fac. Agr. Kagawa Univ. 45 : 25-29.

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. 日林誌 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—. 日林論 92 : 215-216.

Young, R. A. and Giese, R. L. (2003) Introduction to forest ecosystem science and management. 560pp, 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. 日林誌 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. Microb. Ecol. 35 : 172-179.

Ziegler, G. B., Ziegler, E. and Witzhausen, R. (1975) Vital fluorescent staining of microorganisms by 3',6'-diacetylfluoresceine for determination of their metabolic activity. Zentbl. Bakt. Hyg. Abt. I. Orig. A. 230 : 252-264.

関子光太郎・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. 日林誌 75 : 176-184.

Summary

The purpose of this study was to clarify the effects on soil fertility and nutrient dynamics of forest conversion from natural deciduous broad-leaved forest to managed plantations of Japanese cypress and Japanese cedar. The study was carried out at the Field Museum, Kusaki, (Tokyo University of Agriculture and Technology) in the Northern Kanto region of Japan.

Chapter 2

We studied simple methods of measuring soil fertility and nutrient dynamics.

(1) Test tube method: A sample (2mL) is put into a 25mL test tube, 10mL of distilled water is added. Then 2mL of phenol-sodium nitroprusside solution is added, thoroughly mixed with 2mL of sodium hypochlorite solution, and allowed to settle, for a given time, at room temperature. This solution is used to determine absorption (at 635nm.) and it is possible to measure the concentration of ammonium induced precipitation and KCl extract in the soil. This method is easy and as accurate as the basic indophenol blue method.

(2) We developed an easy method of measuring microbial activities in forest soils containing relatively abundant organic matter by FDA hydrolysis. The results indicated that the A_{490} values almost reflected cellulose decomposition activities and were approximately constant regardless of season. Hence, it is expected that the relative microbial activities in soils were easily detected from only a measurement by this method at any season.

(3) Fluorescence of FDA was measured by absorbance at 490nm (A_{490}). 0.25g (dry weight) of soil was added to 20ml of 60mM sodium phosphate buffer (862.5mL of 0.06M $\text{Na}_2\text{HPO}_4 + 137.5\text{mL}$ of 0.06M NaH_2PO_4), pH7.6, then about 1ml of FDA solution (2mg/mL) was added. Immediately, the mixture solution was shaken at 25°C for 30 minutes, and added with acetone to terminate the hydrolysis of FDA. Mixture solution filtered through no.3 filter paper was used to determine absorbance at 490nm. The resultant A_{490} reflected microbial biomass C, soil respiration rates, fungal counts and organic matter decomposition rates in soils. These results showed that A_{490} represented microbial activities as decomposer in forest ecosystem.

(4) The percentage of nutrient ions absorption by IER (ion exchange resin) didn't decrease in spite of the reducing amount of IER moisture contents (from 51.9% to 1.4%). IER was also capable of absorbing not less than 90 percent of amount of ions corresponding to annual amounts of nutrient ions in dryness conditions.

Chapter 3

In order to clarify the effects of the conversion of the forest management type from natural deciduous broad-leaved forests to artificial Japanese cypress and Japanese cedar forests on the soil fertility, we investigated the soil fertility and nutrient dynamics.

(1) The soil exchangeable base contents in the cypress forest were almost the same to those of the natural deciduous broad-leaved forest on the upper slope. The soil exchangeable calcium contents in the cedar forest were about 1.9 times greater than those in the natural deciduous broad-leaved forest on the lower slope. The soil carbon and nitrogen contents and CEC in the cypress forest were about 0.6, 0.6 and 0.8 times smaller than those in the natural deciduous broad-leaved forest on the upper slope, respectively. The soil carbon and nitrogen contents and CEC in the cedar forest were almost the same to those of the natural deciduous broad-leaved forest on the lower slope. The amounts on the forest floor were about 7.1Mg/ha in the natural deciduous broad-leaved forests, and about 9.5Mg/ha in the artificial evergreen coniferous forests regardless of the slope position. The C/N ratios of the forest floor in the artificial evergreen coniferous forests were higher than those in the natural deciduous broad-leaved forests. The amounts of calcium in the forest floor significantly correlated with the contents of exchangeable calcium in the soil. The accumulation of calcium in the forest floor was inferred to bring the increase of the exchangeable calcium in the soil.

(2) The soil carbon content and the amount of annual litterfall in the cypress forest were about 0.6 and 0.9 times lower than those in the broad-leaved forest on the upper slope, respectively. Therefore, it is considered that organic matter in the cypress forest soil had been easily mineralized and had been difficult to accumulate relative to that in the broad-leaved forest on the upper slope. On the other hand, the soil carbon content and the amount of annual litterfall in the cedar forest were about 1.0 and 0.8 times lower than those in the broad-leaved forest on the lower slope, respectively. Therefore, it is considered that organic matter in the cedar forest soil had been mineralized with difficulty which provided a rapid accumulation relative to that in the broad-leaved forest on the lower slope. The amount of K^+ in the percolated water through the forest floor in the cypress forest was about 0.4 times lower than that in the broad-leaved forest on the upper slope. The amount of Ca^+ in the percolated water through the forest floor in the cedar forest was about 2.1 times higher than that in the broad-leaved forest on the lower slope. The soil

exchangeable potassium at a 0-10cm depth and the soil exchangeable calcium at a 0-30cm depth were significantly correlated with the amounts of potassium and calcium ions dissolved in the water that reached the soil. The amounts of potassium and calcium ions dissolved in the water-reached soil influenced the soil exchangeable base contents.

(3) The soil carbon content in the cypress forest was about 0.6 times lower than that of the broad-leaved forest on the upper slope. On the other hand, the soil carbon content in the cedar forest was almost the same to that of the broad-leaved forest on the lower slope. The amounts of soil microbial biomass C and soil respiration rates, metabolic activity of the soil microorganisms, cellulose decomposition rates and the amounts of nitrogen mineralization of the cypress forest was 0.3-0.5 times lower than that of the broad-leaved forest. The amounts of soil microbial biomass C and soil respiration rates, metabolic activity of the soil microorganisms, cellulose decomposition rates and the amounts of nitrogen mineralization of the cedar forest was 0.6-1.3 times than that of the broad-leaved forest. These tendencies reflected the soil carbon contents. The carbon mineralization rate of the cypress litter was 1.2 times higher than that of the broad-leaved litter on the upper slope. The carbon mineralization rate of cedar litter was 0.8 times lower than that of the broad-leaved litter on the lower slope. This suggested that the cypress litter had been easily mineralized and had been difficult to accumulate relative to the litter in the broad-leaved forest on the upper slope, while the cedar litter had been mineralized with difficulty which provided a rapid accumulation relative to the litter in the broad-leaved forest on the lower slope.

Chapter 4

In order to clarify the effects of different species on the nutrient dynamics and soil fertility in each slope position (upper, middle, lower), we investigated the soil fertility and nutrient dynamics for the cedar and cypress forest on each slope.

(1) The turnover rate (amount of forest floor / amount of annual litterfall) in the cedar forest was almost the same as that of the cypress forest on the upper and middle slopes, but was about 3 times greater than that in the lower slope. The amounts of available nutrients in the cypress forest was supplied to plants equal to or greater than that in the cedar forest on the lower slope, but the percolated available nutrients through the 50cm soil depth in the cypress forest was greater than that in the cedar forest. This is because the cypress forest was thought to have a lower nutrient absorption than the cedar forest on the lower slope.

(2) The numbers of fungi and actinomycetes, the amounts of microbial biomass carbon, and microbial activity at a 0-10cm soil depth in the cypress forest were 1.1-3.9 times greater than those in the cedar forest regardless of the slope position. The number of bacteria and cellulolytic microorganisms at a 0-10cm soil depth in the cypress forest was 2.6 and 16.2 times greater than those in the cedar forest on the lower slope, respectively. The turnover rate (amount of forest floor / amount of annual litterfall) significantly correlated with the number of bacteria and cellulolytic microorganisms at the 0-10cm soil depth. On the lower slope, it was thought that decomposition and mineralization of organic matter supplied to the forest floor in the cypress forest were faster than those in the cedar forest due to the large number of bacteria and cellulolytic microorganisms.

Chapter 5

In order to clarify the effects of tree species on the organic matter dynamics and soil fertility based to stand age, we investigated soil fertility and organic matter dynamics for the cedar and cypress forests on the same slope with different stand ages (14, 21, 34, 48, 66, 93 years olds).

(1) The amounts of annual litterfall in the cedar forests were 1.3 times greater than those in the cypress forests of 21 and 34 years old. The amounts on the forest floor in the cedar forests were almost the same as those of the cypress forests for each stand age. The Ca contents of the forest floor in the cedar forests were 1.5-4.3 times greater than those in the cypress forests for each stand age. The Ca in the supplied organic matter on the forest floor in the cedar forests was more than cypress forests and difficult to leach. Therefore, the Ca easily accumulated in the forest floors and forest soils in the cedar forests. The soil carbon, nitrogen contents and CEC in the cedar forests at a 0-30cm depth were almost the same as those of the cypress forests except for the 14-year old stand. The soil pH(H₂O) in the cedar forests at 0-10 and 10-20cm depths were 0.3-0.7 higher than those in the cypress forests 34 years old or more. The soil exchangeable Ca contents in the cedar forests were 1.9-5.4 times greater than those in the cypress forests for each stand age. In the cedar forests, the exchangeable Ca, soil pH(H₂O) and base-saturation percentage were increasing with stand age, and the soil fertility was apt to be maintained and improve.

Therefore, soil fertility was considered to have been maintained and even improved due to the conversion from natural deciduous broad-leaved forest to a managed Japanese cedar plantation, and had declined with the conversion to Japanese cypress forest, where cypress forest productivity had decreased. The soil fertility was maintained

and improved with long rotation in the coniferous plantation. Hence, it is thought that long rotation was effective in countering soil fertility decline in managed coniferous forests.