

R-01-2007

YIES Research Report

山梨県環境科学研究所研究報告書

第17号

プロジェクト研究

「森林による地球温暖化ガスの吸収効率に関する研究」

平成18年度

山梨県環境科学研究所

R-02-2007

YIES Research Report

山梨県環境科学研究所研究報告書

第17号

プロジェクト研究

「森林による地球温暖化ガスの吸収効率に関する研究」

平成18年度

山梨県環境科学研究所

は じ め に

社会経済活動の拡大や資源・エネルギー大量消費型のライフスタイルは、二酸化炭素等の増加による地球温暖化、フロンガス等によるオゾン層の破壊、酸性雨による森林被害など、地球的規模での環境問題の原因となっている。とりわけ、地球温暖化の問題は、非常に長期間にわたって地球環境全般に深刻な影響を与えることが考えられると同時に、すぐに目に見える形で影響が表面化しないという性格を持っており、対策を講じる必要のある現世代にはその脅威を身近に感じることができない。自分の子や孫といった将来世代のことを見通して、地球温暖化の問題を理解し考えていくことが必要である。

地球温暖化防止に向けて国際社会では平成9年に京都議定書が採択され、平成17年2月に発効の運びとなった。わが国においても新たな地球温暖化対策推進大綱の策定や地球温暖化対策の推進に関する法律の改正により対策の推進が図られており、本県では県民、事業者及び行政がそれぞれの立場で積極的に地球温暖化防止の取り組みを進めていくための具体的な行動指針として、平成16年2月に「山梨県地球温暖化対策推進計画」を策定し、県全体の温室効果ガス排出量の削減目標値を設定しており、温室効果ガス排出量の継続的な削減において、森林吸収源対策は本県の重要施策のひとつとなっている。

県土の78%を森林が占める本県は地球温暖化の緩和に大きく寄与することが期待されることから、科学的な手法に基づき県内森林による二酸化炭素収支を正確に観測・定量することが望まれている。こうした状況を踏まえ、本プロジェクト研究「森林による地球温暖化ガスの吸収効率に関する研究」では、生態学的な調査により様々な森林生態系の二酸化炭素収支基礎データを得るとともに、衛星観測画像などの融合解析で二酸化炭素収支の空間的な分布を明らかにすることを目的とした。本研究は植物生態学の手法とリモートセンシングの手法を統合的に用いることで、それぞれの分野の持ち味を生かした連携による研究となっている。本研究の成果が、県内森林による二酸化炭素吸収量の正確な把握のための基礎資料として活用されるとともに、将来的に森林のもつ炭素吸収能力に関する観測技術がさらに進展することで地域における温暖化対策・環境対策の取り組みに貢献することを期待したい。

平成19年3月

山梨県環境科学研究所

所 長 荒 牧 重 雄

目 次

はじめに

概要編

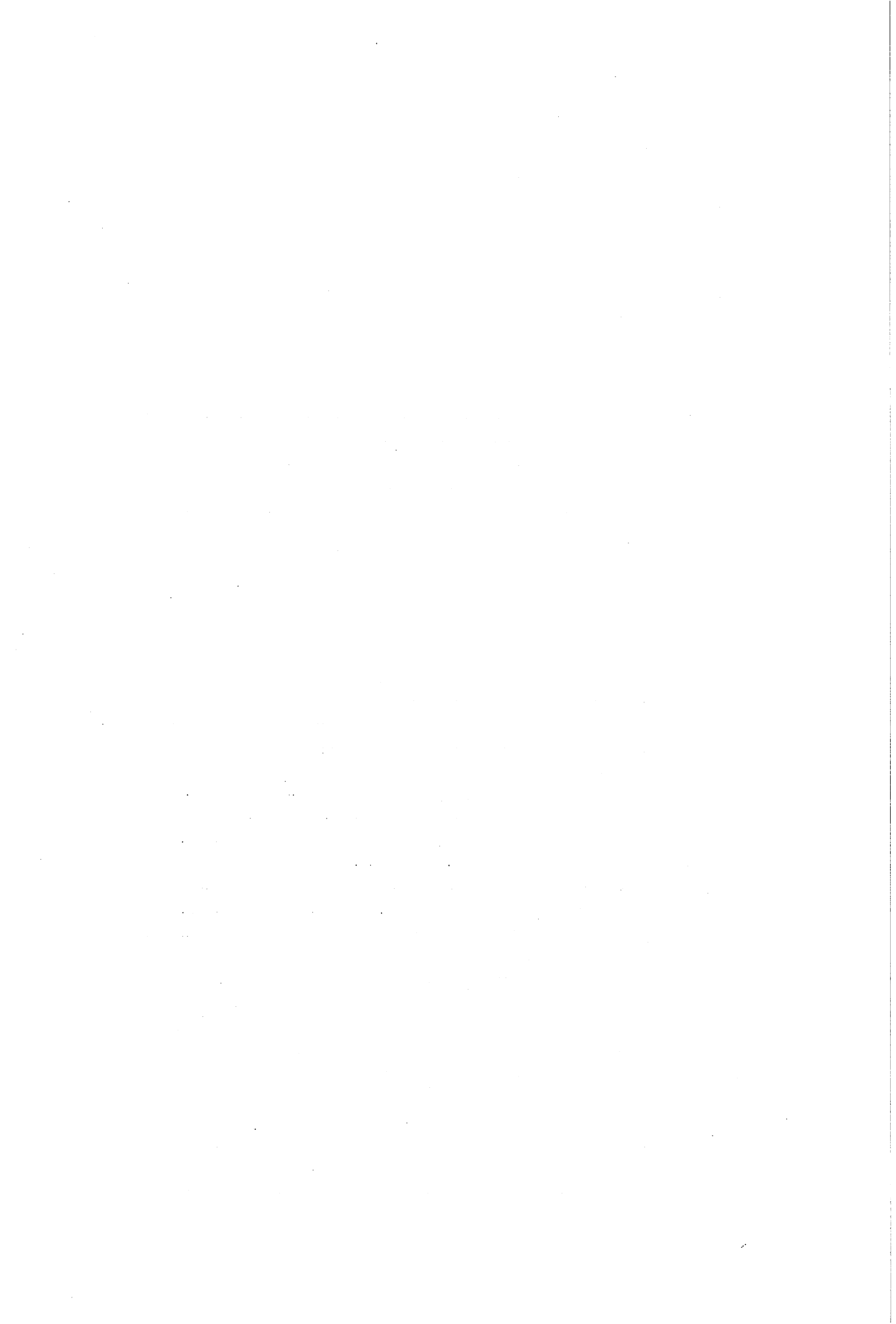
I プロジェクト研究の概要

| | |
|------------------------|---|
| I-1 研究テーマおよび研究期間 | 1 |
| I-2 研究体制 | 1 |
| I-3 研究目的 | 1 |
| I-4 研究成果の概要 | 1 |
| I-5 研究資料 | 5 |

本 編

II 研究成果報告

| | |
|---------------------------------------|----|
| II-1 研究の目的 | 9 |
| II-2 森林生態系における炭素収支の生態学的な定量化手法 | 11 |
| 2-1 はじめに | 11 |
| 2-2 陸上生態系の炭素循環 | 11 |
| 2-3 森林生態系の炭素収支の生態学的定量化手法 | 12 |
| 2-4 まとめ | 15 |
| II-3 森林による二酸化炭素収支の定量化に関する生態学的調査 | 20 |
| 3-1 はじめに | 20 |
| 3-2 調査地の概要と植生構造 | 20 |
| 3-3 森林の土壌呼吸量 | 23 |
| 3-4 剣丸尾アカマツ林の純一次生産量と生態系純生産量 | 24 |
| 3-5 2004年11月における現存量および純一次生産量の測定 | 27 |
| II-4 リモートセンシングによる森林構造の面的把握 | 44 |
| 4-1 富士北麓地域の樹種分類 | 44 |
| 4-2 富士北麓地域の森林生態系構成比 | 44 |
| 4-3 富士北麓地域の森林の現存量推定 | 44 |
| 4-4 まとめ | 47 |
| II-5 富士北麓地域の森林における二酸化炭素収支の面的推定 | 54 |
| 5-1 少数地点の観測データを用いた土壌呼吸量の面的推定 | 54 |
| 5-2 純一次生産量の面的推定 | 55 |
| 5-3 生態系純生産量の面的推定 | 56 |
| 5-4 まとめ | 57 |



概要編

I プロジェクト研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間

研究テーマ名：

森林による地球温暖化ガスの吸収効率に関する研究

研究期間：

平成14年度～17年度（4カ年）

I-2 研究体制

研究代表者：杉田 幹夫（環境計画学研究室）

共同研究者：池口 仁（環境計画学研究室）

中野 隆志（植物生態学研究室）

安田 泰輔（植物生態学研究室）

鞠子 茂（筑波大学）

坂田有紀子（都留文科大学）

木部 剛（静岡大学）

小泉 博（岐阜大学）

大塚 俊之（茨城大学）

I-3 研究目的

近年の大気中の温室効果ガス濃度上昇に伴う地球温暖化現象は人類が取り組むべき課題として深く認識されている中、1997年12月、京都において「気候変動枠組条約第3回締約国会議」（COP3）が開催され、「京都議定書」が採択された。京都議定書では、先進国などに対して2008年～2012年の間に温室効果ガスを1990年比で一定数値を削減することを義務づけた。温室効果ガスの中でも二酸化炭素による温室効果は大きく、その効果は全体の約60%であるといわれている。そのため、現在の二酸化炭素濃度の急激な上昇を抑えることが各国の取り組むべき最大の課題として挙げられている。二酸化炭素排出量の削減を実現させるためには、定量的な二酸化炭素の吸収・排出量収支の評価が必要不可欠である。

二酸化炭素濃度の増減に影響を与える要因のひとつとして、吸収要因である森林による炭素同化が挙げられる。森林による二酸化炭素吸収量の影響は大きく、二酸化炭素収支を計上する上で重要な要因として考えられていえる。本県は県土の78%が森林で覆われており、地球温暖化防止に大きく寄与していると思われることから、森林による二酸化炭素収支の正確な測定が望まれている。正確な二酸化炭素収支データは、実用的にも学問的にも欠かせない基盤情報として今後益々重要性を増していくと予想される。このような要請が急速に高まる中、陸上生態系、特に森林生態系の二酸化炭素収支の実測データが不足していることが課題となっている。

このような背景から、本研究では県内の森林の二酸化炭素収支のモデル化において基礎となる様々な森林生態

系の二酸化炭素収支データを得ること目的とした。グローバルな炭素循環の機能モデルとは異なり、メソスケールでの二酸化炭素吸収効率の推定は、リモートセンシングデータによる特定地域の植生分類と、そのグランドトゥールースとしての各森林生態系炭素収支の地上での測定との両者を組み合わせることによって可能になる。このテストエリアにおいて植物生態学とリモートセンシングの連携による地域レベルでの二酸化炭素吸収効率推定のための方法を検討した（図1）。

テストエリアに選んだ富士北麓地域は、富士山の噴火により生み出された立地であり、様々な人為的な影響を受けてはいるが、基本的に溶岩噴火後の一次遷移途上の植生と考えられる。本研究では、富士北麓地域の一次遷移の段階が異なる3つの森林生態系に調査地を設けることにより、植生遷移の進行に伴う炭素収支の変化の解明に繋がる科学的知見の集積を研究目標のひとつに加えた。このような視点では、現在、広域性、均質性、周期性といった特徴を兼ね備える衛星観測データによる二酸化炭素収支の観測への期待が高まっている。本研究では、衛星観測データを用いたリモートセンシング技術の活用により森林の空間分布構造の解析を行い、調査地で測定された森林タイプ別による土壌呼吸量を含めた二酸化炭素の収支データをグランドトゥールースとして、森林現存量の分布、森林による二酸化炭素の吸収量分布を面的に推定する手法の開発を目標とした。

I-4 研究成果の概要

1 森林による二酸化炭素収支の定量化に関する生態学的調査

富士北麓地域は同標高地域で気温や降水量がほとんど同じとみなせる溶岩流上の生態系が点在しており、また富士山麓の斜面で標高差はあるが尾根や谷といった複雑な地形的構造を持たないなどの点で、リモートセンシングと生態学的な炭素収支の地上観測の統合を考える上では都合の良い地域であると考えられる。

メソスケールでの生態系の炭素吸収能力を推定するための第一段階として、1）遷移段階も考慮しながら富士北麓地域のほぼ同標高の地域における代表的な森林生態系を選定して、植生構造と動態についての群落生態学的な基礎的調査を行うこと、2）生態系の炭素収支測定の上で重要な土壌中の炭素動態を明らかにするために、森林の土壌呼吸速度を測定すること、3）また代表的な森林生態系の中でタワー観測による二酸化炭素フラックス測定調査地でもある剣刈尾アカマツ林において、生態系炭素フラックスに関する属性について詳細に調査し、森林生態系の純一次生産量及び生態系純生産量の年変動について測定した。

調査地の選定

富士北麓地域は年代の異なる様々な富士山の噴火堆積物の上に成り立っており、溶岩の噴出時期の違いにより様々な地質年代の土地が存在し、また同一の地質年代の立地でも人間による森林利用の歴史の違いなどによって遷移段階の異なる様々な植生タイプが存在することになる。このような様々な植生タイプの中から富士北麓地域の標高約1,000mの下部山地帯地域において火山噴火後の溶岩流上の一次遷移系列を再現しようと考えられる以下の3箇所の森林生態系を抽出した。

- I 剣丸尾溶岩流上のアカマツ林
- II 青木ヶ原溶岩流上のヒノキ・ツガ林
- III 大室山麓の落葉樹林

調査地Ⅰは富士北麓地域の剣丸尾溶岩流上に成立したアカマツ林である。剣丸尾溶岩は西暦937年に富士山の北麓の割れ目火口より流出したとされ、現在では富士スバルラインに沿って広範囲に立派なアカマツ林が存在している。剣丸尾溶岩流上の土壌は、未成熟土壌で層構造はほとんど観察されない。本調査地は明治後期以降に天然更新してできたアカマツ二次林である。

調査地Ⅱは西暦864～866年に流出した青木ヶ原溶岩流上に成立した常緑針葉樹林で、いわゆる青木ヶ原樹海である。この調査地ではヒノキとツガの二種の針葉樹が優占しているが、ミズメやミズナラなどの落葉樹も出現した。

調査地Ⅲは大室山麓にあり、青木ヶ原樹海の中に取り残されたように出現する落葉樹林である。この調査地は地形的な要因などにより青木ヶ原溶岩の被害を免れており、地質的には2000年以上前の大室山噴火による火山流出物上に成立している。この調査地に出現した種は落葉広葉樹がほとんどである。

群落調査の結果

3箇所の調査地で森林の群落調査を行った結果、次の知見が得られた。3箇所の調査地での幹数密度を比較すると、植生の遷移段階が進むに従って減少することがわかった。高木樹種の幹数密度（本/ha）は剣丸尾1,474、青木ヶ原2,456、落葉樹林1,612となり、青木ヶ原ヒノキ・ツガ林で最も高くなっていて、落葉樹林でも極端に少ないわけではない。しかし、亜高木・低木樹種の幹数密度（本/ha）は剣丸尾6,122、青木ヶ原2,196、落葉樹林100であり、遷移段階が進むに従って大幅に減少することが分かった。このように主に亜高木・低木層の発達具合によって遷移系列に伴う幹数密度の大幅な減少が見られた。特に大室山麓・落葉樹林では亜高木種の密度が低く、低木樹種そのものが全く出現しなかった。人為的な下刈りなどの可能性も現段階では否定できず、このような幹数密度の変化が富士北麓地域の一次遷移系列上の

特徴であるかどうかについては、今後も詳しい歴史的な調査が必要であると考えられる。

一方で森林の現存量は剣丸尾アカマツ林で最も小さく、ヒノキ・ツガ林と落葉樹林ではほぼ同程度であった。胸高断面積合計は幹数密度ほどの大きな違いは見られなかった。剣丸尾では断面積合計は立地面積の0.54%で、青木ヶ原では0.60%、落葉樹林では0.46%であった。一般的に胸高断面積合計はよく発達した広葉樹林で0.5%程度、針葉樹林で0.7%程度になるといわれ、それぞれの各森林は各優占種の成熟度という意味では発達した森林と考えることができる。

土壌呼吸量の測定結果

3箇所の調査地での土壌呼吸速度の測定結果から次の知見が得られた。土壌呼吸速度はどの調査地においても地温の増加と相関が見られ、雪解け後徐々に増加して夏に最大の値に達した。しかし鬱閉した森林であり、標高がほぼ等しい3箇所の調査地では明確な地温の差異は認められないと考えられるが、各時期の土壌呼吸速度の瞬間値は調査地相互の間で大きな差が見られた。1時間ごとの1㎡あたりの二酸化炭素重量（mgCO₂/㎡/h）を単位として、土壌呼吸速度は夏の最盛期にはアカマツ林で350.4mgCO₂/㎡/h（気温20.9℃）であった。一方でヒノキ・ツガ林での土壌呼吸速度はアカマツ林よりもかなり大きくなり、夏の最盛期では558.4mgCO₂/㎡/h（18.9℃）に達した。さらに落葉広葉樹林では季節的な土壌呼吸速度の変化が大きくなり、夏の最盛期には1198.2mgCO₂/㎡/h（18.5℃）とヒノキ・ツガ林の2倍以上の土壌呼吸速度を持っていた。さらに各調査地での季節ごとの地温と土壌呼吸速度の測定値から両者の相関を求め、さらに各調査地での地温の連続的モニタリングから、年間の積算土壌呼吸量を推定したところ、年間土壌呼吸量（炭素トン/ha）は、アカマツ林では3.5、ヒノキ・ツガ林では倍増し6.9、落葉広葉樹林ではさらに増加して10.9となり、一次遷移に伴って土壌呼吸量は大きく増加していくことが示唆された。

炭素収支の測定結果

3箇所の調査地における純一次生産量および現存量（バイオマス）の測定結果から次の知見が得られた。純一次生産量（乾燥重量トン/ha）はアカマツ林で10.88、ヒノキ・ツガ林で13.32、落葉広葉樹林で12.91だった。純一次生産量は、「現存量の増加量」と「枯死・脱落量」の総和として求めているが、その内訳は次のような内容である。アカマツ林では現存量の増加量が3.77、枯死量が1.15、脱落量が5.96（葉3.87、その他2.09）であった。ヒノキ・ツガ林では現存量の増加量が4.20、枯死量が2.15、脱落量が6.96（葉4.10、その他2.86）であった。落

葉広葉樹林では1年間の測定のみで枯死量を求めることができず、現存量の増加量が7.24、脱落量が5.67（葉3.42、その他2.25）であった。アカマツ林では純一次生産量が他の2つの森林に比較して低く、ヒノキ・ツガ林と落葉広葉樹林では同程度であった。これは、それぞれの森林で優占する樹種の成長速度が異なることのほか、様々な原因が考えられるため、今後も継続した調査が必要となる。

また、現存量（乾燥重量トン/ha）はアカマツ林で288.21、ヒノキ・ツガ林で446.16、落葉広葉樹林で318.71という測定結果であり、剣丸尾アカマツ林で最も小さく、落葉広葉樹林ではやや増大し、ヒノキ・ツガ林で最も大きくなる結果となった。

各調査地で測定した地上部現存量および純一次生産量は、本報告書の後半でリモートセンシングにより地上部現存量および純一次生産量の面的推定を行うためのグラントゥールスとして利用することが可能となった。

2 リモートセンシングによる森林構造の面的把握 富士北麓地域の森林生態系分類結果

リモートセンシングにより森林の現存量を評価する上で、対象範囲の樹種・森林生態系を区分するために土地被覆分類が必須となる。このため現存量および炭素収支のメソスケールでの推定の第一段階として、富士北麓地域を対象に衛星データ（スポット衛星）から生態系の分布図を作成した。生態系分類図の分類項目として設定したのは8項目であり、そのうち森林生態系は「アカマツ」「ヒノキ・ツガ」「落葉広葉樹林」「カラマツ」「（その他の）針葉樹」の5つであり、残りは「草地（牧草地、ゴルフ場を含む）」「その他の陸地（市街地、裸地、畑を含む）」「水域」である。生態系分類の結果、富士北麓地域の71%を森林生態系が占め、草地（牧草地、ゴルフ場を含む）が3%、その他（市街地、裸地、畑を含む）が22%、水域が3%の構成比であった。

富士北麓地域における森林の地上部現存量推定

植生現存量はリモートセンシングによって推定することができる最も重要なパラメータの一つである。中でも可視光赤色バンドと近赤外バンドの組み合わせを用いた各種植生指標が開発され、植生指標と葉面積指数やバイオマス（現存量）との相関について研究がなされてきた。本研究では、衛星データ（ランドサット衛星）から算出した植生指数NDVIと調査地において生態学的に測定された地上部現存量との関係を基に、森林生態系ごとの地上部現存量を推定するとともに、この結果を上記の森林生態系分布に当てはめることにより富士北麓地域の現存量分布の面的把握を試みた。

本研究では、2つのアプローチにより現存量推定を行

った。一方は植生指数から森林生態系ごとの原単位を推定する方法（原単位法）であり、他方は植生指数の大きさを森林生態系ごとに現存量の大小に換算する方法である。前者の原単位法では、単位面積あたりの地上部現存量（炭素トン/ha）の原単位として、アカマツ林144、ヒノキ・ツガ林および針葉樹林223、落葉広葉樹林およびカラマツ林159を用いた結果、富士北麓地域の森林全体では炭素換算で528万トンと見積もられ、単位面積あたりの地上部現存量は171炭素トン/haと推定された。また後者の方法では、森林生態系ごとの地上部現存量は、アカマツ林が126、ヒノキ・ツガ林が173、落葉広葉樹林が140と調査地実測値の78～88%の値となり、またカラマツ林では137、針葉樹林では172と求まり、富士北麓地域の森林全体では炭素換算で446万トンと見積もられ、単位面積あたりの現存量は144炭素トン/haと推定された。これらの値は原単位法による推定値の84%に相当する。

以上の結果、富士北麓地域の森林の地上部現存量は144～171炭素トン/haと概算推定された。本研究で用いた2つの方法のうち原単位法では、地上調査地に設定された場所が好適な条件に恵まれ、同一森林生態系の中では現存量が多いほうに偏っていることが予想され、メソスケールで面的に推定した場合に過大評価になる恐れがあると考えられる。また、もう一方の方法は原単位法と同じ森林生態系分布を用いるものの、森林区分に使用したのは別の現地調査と同時期に観測された衛星データから植生指数を計算し、これと現存量の現地調査結果とを関連付け、現存量分布を推定する方法である。この方法は、原単位法で憂慮される点を避け、森林の樹幹密度の大小および活性の度合いを反映する効果を狙ったものである。この方法では植生指数から葉部現存量を推定し、さらに地上部現存量に換算しているが、葉部現存量は地上部現存量の数パーセントに過ぎず、葉部現存量の数値のわずかな誤差が地上部現存量の増減に拡大して反映され、推定誤差の拡大につながる。本研究で採用した人工衛星搭載の光学センサ観測データから計算される植生指数を用いた方法は、基本的に植物体の葉部の光学的特性に基づいており、森林の葉の現存量を捉えやすいが、幹部・枝部を含めた地上部全体としての現存量の把握には適さない。このためマイクロ波センサによる観測などの利用で地上部現存量を直接測定する方法の確立が必要であると考えられる。また、地上で現存量の異なる森林サンプル、樹齢・樹高の異なる森林サンプルを用意して、現存量と衛星データの詳細に調べていくことも重要であるが、地上調査の労力と面的推定の精度向上のトレードオフについても慎重に検討していくことが必要である。

3 富士北麓地域の森林における二酸化炭素収支の面的推定

土壌呼吸量の面的推定

森林の成長量を面的に知ろうとする場合、地上部の成長量については、現地の調査による測定や、各種のリモートセンシングを用いてある程度の推定が工夫されている。これに対して地下部分の活動を計測する土壌呼吸量は、点的な測定手法ですら現在でも改良が進められている段階であり、面的な計測は困難である。また、リモートセンシングその他の手法を用いるにしても衛星／航空機などのプラットフォームを用いる限り、主に樹冠の情報のみが得られるため、間接的な推測となる。ここでは調査地点の近傍に面的な推定を拡張する「メソスケール推定」の利点を活かし、調査地点において得られた知見を中心に近傍について既知のデータを用いて推定可能な変動要因のみを変化させ、その他の要因については調査地点と同一と見なすことにより面的な推定を行うというアプローチにより、異なる森林生態系ごとにいくつかの地点における土壌呼吸量と深さ 5 cm における地温の関係の定式化を次のように行った。標高と河口湖測候所における月平均気温平年値から解析対象範囲の月平均気温を面的に推定し、衛星データから決定された森林生態系の分類項目に従い各月の平均土壌呼吸速度を求め、これをもとに年間の土壌呼吸量の推定を行った。その結果、森林生態系ごとの年間土壌呼吸量（炭素トン/ha）は、アカマツ林が4.7、ヒノキ・ツガ林が8.3、落葉広葉樹林が12.4、カラマツ林が7.7、針葉樹林では6.7と推定され、富士北麓地域の森林全体の年間土壌呼吸量は8.9と推定された。

調査地での土壌呼吸量実測地と温度情報からの推定結果を比較すると、推定結果は実測値に比べ10%程度の過大評価になっている。この原因は、林内気温、林内地温を用いず露場気温、露場地温を用いてモデルを作成したため、やや温度を高め推定していることが影響したものと考えられる。今後、調査地点近傍での林内気温、林内地温のデータ集積を行い、林内気温の推定についても森林生態系別に推定していくことによって精度の向上が見込める。

純一次生産量の面的推定

衛星リモートセンシングデータから純一次生産量（NPP）を推定する方法としては、光利用効率とAPAR（光合成有効放射吸収量）によるアプローチがよく用いられる。本研究では、スポット衛星4号搭載VEGETATIONセンサの観測データから整備された長期間の植生指数時系列データセットを用いることにより、純一次生産量の面的推定を行った。森林生態系ごとに推定された純一次生産量の原単位（炭素トン/ha/年）は

アカマツ林で5.5、ヒノキ・ツガ林で5.8、落葉広葉樹林で5.4、カラマツ林で5.5、その他針葉樹林で6.0となり、青木ヶ原に代表されるヒノキ・ツガ林とその他の針葉樹林で純一次生産量が相対的に大きく、アカマツ林、落葉広葉樹林、カラマツ林で相対的に小さいという結果が得られた。この原単位を森林生態系分類結果に当てはめることで、富士北麓地域の森林の純一次生産量分布を面的に推定したところ、森林生態系ごとの純一次生産量（炭素トン/ha/年、カッコ内は構成比）はアカマツ林36（21%）、ヒノキ・ツガ林27（16%）、落葉広葉樹林66（39%）、カラマツ林26（15%）、針葉樹林16（9%）となり、対象地域の合計では年間に約16万トンの炭素を固定しており、単位面積あたりでは5.6トン/haの年間炭素固定量に相当すると見積もることができた。

本研究で行った純一次生産量推定では、植生指数の年間積算値と純一次生産量と間の比例係数について森林生態系間の差異を無視していること、標高や気象条件による影響を考慮していないことなど、まだ問題点が多い。これらの問題をひとつひとつ解決していくために、地上での実測データを集積して推定結果の検証を行うことが今後の重要な課題であるが、前述の通り地上調査の労力と面的推定の精度向上のトレードオフについても慎重に検討していかねばならない。

生態系純生産量の面的推定

本研究では富士北麓地域をテストケースとして、衛星リモートセンシングからアカマツ林、ヒノキ・ツガ林、落葉広葉樹林、カラマツ林、針葉樹林の5箇所の森林生態系を区分した。各森林生態系における土壌呼吸速度は、剣丸尾アカマツ林、ヒノキ・ツガ林、落葉広葉樹林の3箇所の生態系における土壌呼吸速度の実測からメソスケールでの土壌呼吸量を推定するためのモデルを作成した。また各生態系における純一次生産量（NPP）については剣丸尾アカマツ林の実測値をグランドトゥールース（衛星データとの比較評価用の現地調査結果）として、衛星リモートセンシングによる植生指数時系列データから推定した。これらのモデルを用いることによって、富士北麓地域（30,877ha）の総純一次生産量は年間159（千炭素トン）であり、総土壌呼吸量は1年間に275（千炭素トン）と推定された。土壌呼吸における微生物呼吸量と根呼吸量の割合については、現段階ではグランドトゥールースとしての実測データがないため、過去の複数の文献的データを基に単純な平均値として土壌呼吸における根の呼吸量の割合46%を適用した。

解析対象地域内における面積比が22%であるアカマツ林では、年間NPPが37（千炭素トン）で、従属栄養生物の呼吸による二酸化炭素排出量（HR）が17であり1年間に20（千炭素トン）の炭素を吸収している。同様にヒ

ノキ・ツガ林、カラマツ林、針葉樹林ではそれぞれ10、7、5（千トン）の炭素を1年間に吸収していた。しかしながら落葉広葉樹林ではNPPが64に対してHRが82を占めており、結果的に年間に18（千炭素トン）もの放出という結果になった。これらを総計して富士北麓地域における炭素収支は1年間に18（千炭素トン）の吸収となった。単位面積あたりでの炭素収支を見ると、落葉広葉樹林以外の森林生態系では1haあたり1年間に1.4～3.0炭素トンの二酸化炭素吸収量であるが、落葉広葉樹では1.5炭素トンの炭素の放出源となった。落葉広葉樹林は面積比が大きいので富士北麓地域の森林生態系全体では1haあたり1年間にNPPが5.6炭素トン、HRが4.8であり、二酸化炭素吸収量は1年間にわずかに0.8炭素トンという結果となった。

総括

本研究では、落葉広葉樹林における炭素収支がマイナスとなり炭素のソースとして機能しているという結果となった。一般的に極相林においては純一次生産量NPPと従属栄養生物の呼吸による二酸化炭素排出量HRは等しくなり、炭素収支としては吸収源でも放出源でもなくなる。このため富士北麓地域においても、一次遷移の先駆相にあるアカマツ林の生態系純生産量NEPが最も高く、ヒノキ・ツガ林に続いて落葉広葉樹林のNEPが相対的に一番小さくなるものと考えられる。しかしながら、落葉広葉樹林において総計で年間23（千トン）、単位面積あたりでも1.9（トン/ha）もの炭素の放出となった現段階での結果が、事実を正しく反映しているかどうかについては、今後様々な検討を必要とする。

1-5 研究資料

1 誌上発表（発表順）

大塚俊之・鞠子茂・安部良子（2002）森林による二酸化炭素吸収量の評価，第28回リモートセンシングシンポジウム講演論文集，43-48。

Anisuzzaman, G.M., Nakano, T and Masuzawa, T. (2002) Relationships between soil moisture and content and root morphology of three herbs on alpine scoria desert of Mt. Fuji. *Polar Bioscience*, 15, 108-113.

Ohtsuka, T., Kibe, T., Mariko, S., Kobayashi, K., Adachi, T. and Koizumi, H. (2002) Effect of Free-Air CO₂ Enrichment (FACE) on structures of weed communities in a rice paddy field. *Vegetation Science*, 19, 25-31.

大塚俊之・安部良子（2002）高地アカマツ林における炭素循環過程—生態学的手法による炭素固定量の推定—，関東の農業気象，第28号，41-46。

杉田幹夫（2003）第3章スペクトル分析3. 3. 4植生指標，資源・環境リモートセンシング実用シリーズ第3巻，

地球観測データからの情報抽出，84-94。

大塚俊之・後藤巖寛・杉田幹夫・中島崇文・池口仁（2003）富士北麓剣丸尾溶岩流上のアカマツ林の起源，植生学会誌，Vol.20，pp.43-54。

Isogai, N., Yamamura, Y., Mariko, S. and Nakano, T. (2003) Seasonal pattern of photosynthetic production in a subalpine ever-green herb, *Pyrola incarnata*. *Journal of Plant Research*, 116, 199-206.

Tanabe, H., Nakano, T., Mimura, M., Abe, Y. and Mariko, S. (2003) Biomass and net primary production of a *Pinus densiflora* forest established on a lava flow of Mt. Fuji, central Japan. *Journal of Forest Research*, 8, 247-252.

大塚俊之・鞠子茂・小泉博（2004）陸上生態系における炭素循環—森林生態系の炭素収支の生態学的な定量化手法に焦点を当てて—，地球環境，9，181-190。

杉田幹夫・宮崎忠國（2004）分光放射計の開発と利用，計測と制御，Vol.43（11），pp.825-831。

Ohtsuka, T., Akiyama, T., Hashimoto, Y., Inatomi, M., Sakai, T., Jia, S. Mo, W., Tsuda, S. and Koizumi, H. (2005) Biometric based estimates of annual net primary production (NPP) in a cool-temperate deciduous forest stand beneath a flux tower. *Agriculture and Forest, Meteorology*, 134（1-4），27-28.

Qingmin Han, Tatsuro Kawasaki, Takashi Nakano and Yukihiro Chiba（2004）Spatial and seasonal variability of temperature responses of biochemical photosynthesis parameters and leaf nitrogen content within a *Pinus densiflora* crown. *Tree Physiology*, 24, 737-744.

Tanabe, H., Abe, Y. and Nakano, T. (2004) Nitrogen use by *Pinus densiflora* trees growing on Mt. Fuji lava flow. *Journal of Forest Research*, 9, 249-254.

大塚俊之（2005）生態学的手法による植物の生産と枯死の定量，日本生態学会誌，55，117-124。

杉田幹夫・池口仁・大塚俊之・小熊宏之・後藤巖寛（2005）リモートセンシングを用いた森林成長量推定手法の開発，平成15-16年度科学研究費補助金（基盤研究（C）（2）），研究成果報告書，58p。

鞠子茂・小泉博・戸田任重・関川清広・杉田幹夫（2006）生態系温暖化ポテンシャルによる生態系の温暖化影響力の総合評価，平成15-17年度科学研究費補助金（基盤研究（B）），研究成果報告書，158p。

2 口頭発表（学会・シンポジウム）（発表順）

杉田幹夫（2002）Lidar計測データを用いた富士北麓剣丸尾アカマツ林における樹冠高分布の均一性評価，第28回リモートセンシングシンポジウム（小金井）

- Mariko, S. and Ohtsuka, T.. (2002) Soil respiration measured continuously using automated open/close chamber system and net ecosystem production in a Japanese cool-temperate Pinus forest. VIII International Congress of Ecology (Seoul, Korea)
- 大塚俊之・後藤巖_一・杉田幹夫・中嶋崇文・池口仁 (2002) 富士北麓剣丸尾溶岩流上のアカマツ林の起源, 第50回日本生態学会大会 (つくば)
- 大塚俊之 (2002) 遷移に伴う炭素循環機能の変化 ～研究の新しい方向性～, 第50回日本生態学会大会 (つくば)
- 新谷健一・大塚俊之・鞠子茂 (2002) 冷温帯アカマツ林における土壌炭素フラックス, 第50回日本生態学会大会 (つくば)
- Tanabe, H., Abe, Y. and Nakano, T. (2003) Nitrogen use, soil carbon and nitrogen dynamics of Pinus densiflora forest established on a lava flow of Mt. Fuji in central Japan. International Workshop "Ecophysiology of Ecotones" (Fuji-Yoshida)
- 韓慶民・川崎達郎・千葉幸弘・中野隆志 (2004) アカマツ針葉の葉内窒素含量と光合成能力の季節変化に及ぼす樹齢および土壌養分の影響, 第115回日本林学会大会 (東京)
- 川崎達郎・千葉幸弘・荒木眞岳・韓慶民・中野隆志 (2004) アカマツ成木の直径成長と幹呼吸速度の季節変化, 第115回日本林学会大会 (東京)
- 川崎達郎・千葉幸弘・韓慶民・荒木眞岳・中野隆志 (2004) アカマツ成木樹幹内における熱収支法測定による蒸散流速の季節変化, 第51回日本生態学会大会 (釧路)
- 山村靖夫・柴田麻友子・中野隆志 (2004) 富士山剣丸尾溶岩上のアカマツ林亜高木層での常緑広葉樹優占の生態学的意義, 第51回日本生態学会大会 (釧路)
- 齋藤良充・田中厚志・真崎雄太・山村靖夫・中野隆志 (2005) 富士山北斜面における亜高山帯上部の森林の発達過程, 第52回日本生態学会大会 (大阪)
- 杉田和之・大塚俊之・中野隆志 (2005) 富士北麓冷温帯アカマツ林における生態系純生産量の年変動解析, 第52回日本生態学会大会 (大阪)
- 横澤隆夫・大塚俊之・中野隆志 (2005) 富士山北東斜面における土壌発達段階の異なる三つの森林の窒素無機化速度とNPPの比較, 第52回日本生態学会大会 (大阪)
- 谷晃・小鈴木堅司・矢崎徳洋・江口敦士・中野隆志 (2005) 富士吉田のアカマツ林における針葉および林床からのモノテルペン放出, 農業環境工学関係7学会2005年合同大会 (金沢)

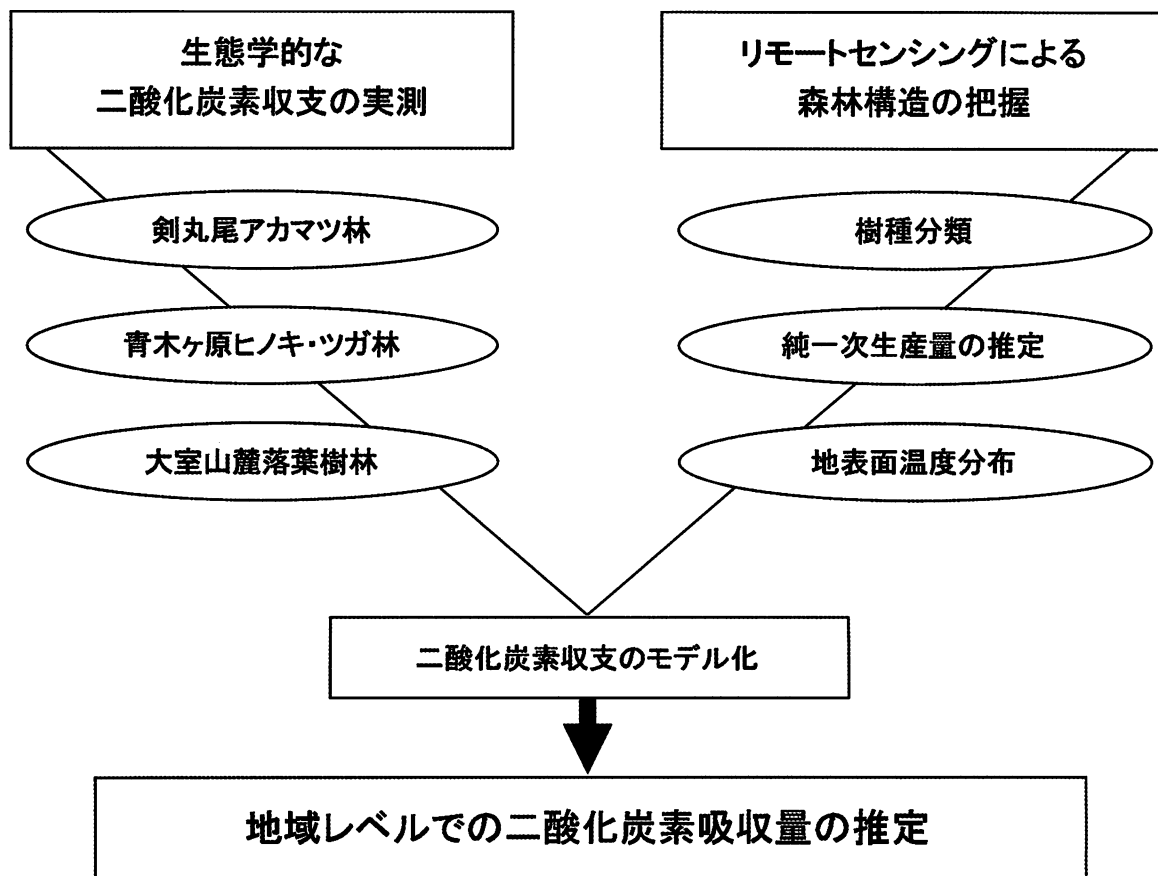


図1 研究の概要

本編

Ⅱ 研究成果報告

Ⅱ－１ 研究の目的

近年の大気中の温室効果ガス濃度上昇に伴う地球温暖化現象は人類が取り組むべき課題として深く認識されている中、1997年12月、京都において「気候変動枠組条約第3回締約国会議」(COP3)が開催され、「京都議定書」が採択された。京都議定書では、先進国などに対して2008年～2012年の間に温室効果ガスを1990年比で一定数値を削減することを義務づけた。日本の削減率は6%となり、削減目標には法的な拘束力があると決められた。また、国際的に協調して目標を達成するために、温室効果ガスの排出量取引ができる仕組みを柱とする「京都メカニズム」や、森林吸収源などの新たな制度や仕組みも導入された。京都議定書は採択後長く発効ができない状態が続いていたが、ロシアが2004年11月に京都議定書の批准案に署名し、2005年2月16日、京都議定書が発効した。温室効果ガスの中でも二酸化炭素による温室効果は大きく、その効果は全体の約60%であるといわれている。そのため、現在の二酸化炭素濃度の急激な上昇を抑えることが各国の取り組むべき最大の課題として挙げられている。二酸化炭素排出量の削減を実現させるためには、定量的な二酸化炭素の吸収・排出量収支の評価が必要不可欠である。

二酸化炭素濃度の増減に影響を与える要因のひとつとして、吸収要因である森林による炭素同化が挙げられる。森林による二酸化炭素吸収量の影響は大きく、二酸化炭素収支を計上する上で重要な要因として考えられていえる。本県は県土の78%が森林で覆われており、地球温暖化防止に大きく寄与していると思われることから、森林による二酸化炭素収支の正確な測定が望まれている。日本では京都議定書で定められた二酸化炭素削減目標6%のうち、森林による吸収を3.7%と見込んでいる。その算出方法は、林野庁の所有している森林インベントリーを用いて森林の面積、樹齢から森林による吸収量を推定する方法である。しかし、天然林や民有林のデータが無いことや、土壌による呼吸量を考慮していないなど、科学的根拠に乏しい。そのため、国では森林による二酸化炭素吸収量の正確な値を決定するための基礎的な調査研究を各方面へ要求している。

正確な二酸化炭素収支データは、地球温暖化プロセスの解明を目指すグローバルな炭素循環モデルを使った計算機シミュレーションへの入力データの精度向上に直結するので、実用的にも学問的にも欠かせない基盤情報として今後益々重要性を増していくと予想される。このような要請が急速に高まる中、陸上生態系、特に森林生態系の二酸化炭素収支の実測データが不足していることが

課題となっている。またグローバルスケールの炭素循環モデルと同時に、今後は県単位などの一地域を対象とするメソスケールでの炭素収支に関わるデータが必要となると思われるが、このようなデータがとりまとめられた例は少ない。

このような背景から、本研究では県内の森林の二酸化炭素収支のモデル化において基礎となる様々な森林生態系の二酸化炭素収支データを得ること目的とした。グローバルな炭素循環の機能モデルとは異なり、メソスケールでの二酸化炭素吸収効率の推定は、リモートセンシングデータによる特定地域の植生分類と、そのグラントゥールスとしての各森林生態系炭素収支の地上での測定の両者を組み合わせることによって可能になる。

本報告書では、テストエリアとして、(1) 一様な緩斜面であり複雑な地形を持たないこと、(2) 火山噴火と二次的な人間利用による攪乱によって様々な植生タイプから構成されること、の二点に着目し富士北麓地域を選択した。このテストエリアにおいて植物生態学とリモートセンシングの連携による地域レベルでの二酸化炭素吸収効率推定のための方法を検討した(図1-1)。

ある限定された気候帯の地域を抽出した場合、人為的な改変を除けば、自然の陸上生態系における空間的なパターンは、基本的には植生の自律的な時間変動の結果が空間的にモザイク状に配置することによって生み出されていると考えられる。このため、ある地域での自然生態系を中心とした炭素収支の科学的解明のための効果的なアプローチとして、植生の時間的変動(遷移)の段階が進むのに伴ってどのように炭素収支が変化するかを明らかにすることが考えられよう。テストエリアに選んだ富士北麓地域は、富士山の噴火により生み出された立地であり、様々な人為的な影響を受けてはいるが、基本的に溶岩噴火後の一次遷移途上の植生と考えられる。本研究では、富士北麓地域の一次遷移の段階が異なる3つの森林生態系に調査地を設けることにより、植生遷移の進行に伴う炭素収支の変化の解明に繋がる科学的知見の集積を研究目標のひとつに加えた。

また、地域レベルにおける森林の二酸化炭素吸収量を評価するためには、広域についての定期的で均質な評価が求められる。このような視点では、現在、広域性、均質性、周期性といった特徴を兼ね備える衛星観測データによる二酸化炭素収支の観測への期待が高まっている。本研究では、衛星観測データを用いたリモートセンシング技術の活用により森林の空間分布構造の解析を行い、調査地で測定された森林タイプ別による土壌呼吸量を含めた二酸化炭素の収支データをグラントゥールスとして、森林現存量の分布、森林による二酸化炭素の吸収量分布を面的に推定する手法の開発を目標とした。

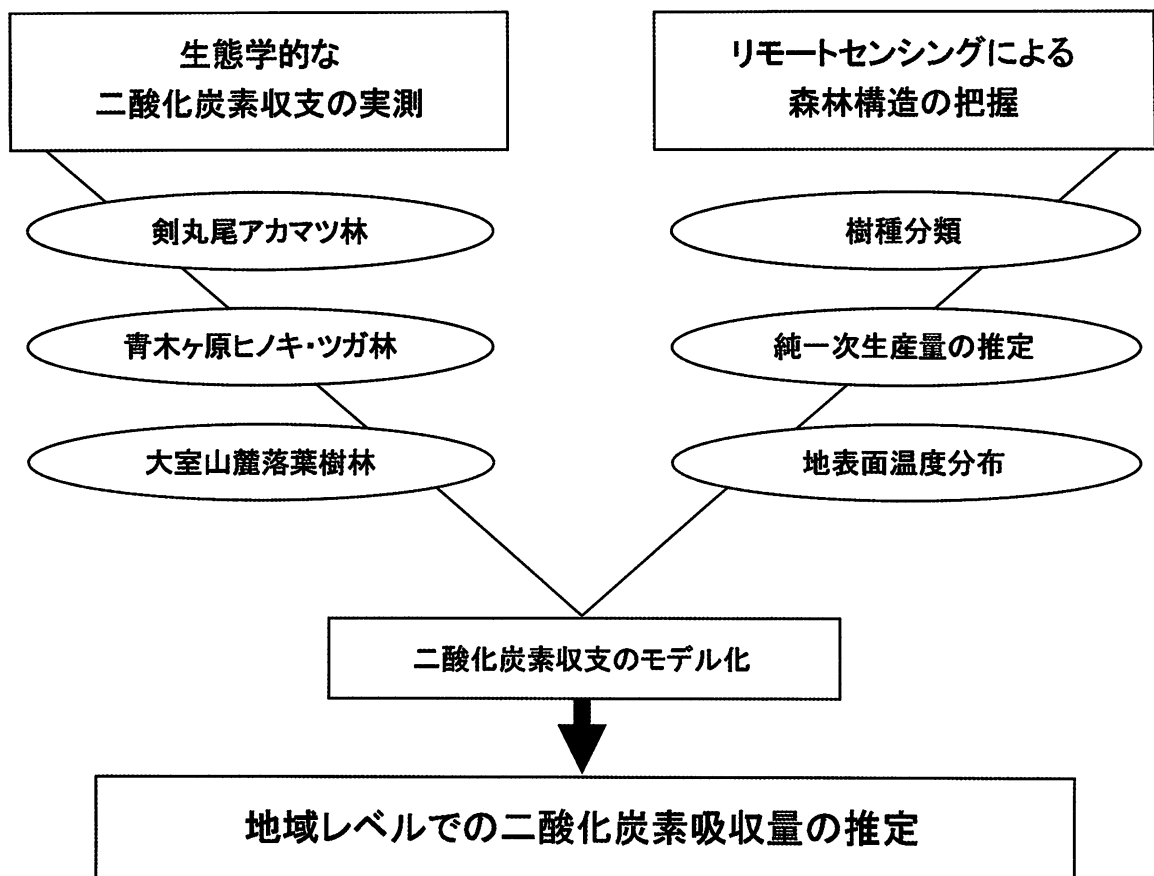


図1-1 研究の概要

Ⅱ－２ 森林生態系における炭素収支の生態学的な定量化手法

２－１ はじめに

地球上に存在する炭素は大気・海洋・陸上生態系といった様々な地球上の貯蔵庫に分かれて存在しており、これらの貯蔵庫の間を気体・無機炭素・有機炭素と形を変えながら循環している。地球上の表面の約 7 割を占める海洋は、炭酸として大量の二酸化炭素を溶解させ、さらに表層の植物プランクトンによる光合成生産がその取り込みを促進するため、二酸化炭素の大きな吸収源である (Broecker et al.1979; 野崎1994)。一方で陸上には森林や草原・農耕地・都市など様々な生態系が存在しており、人間による土地利用の変化も速いことから、その二酸化炭素収支は複雑である。IPCC (気候変動に関する政府間パネル) の第三次評価報告書 (Houghton et al. 2001) では、地球規模での炭素収支の最新の結果が示された (表 2－1)。1990年代には化石燃料などによる炭素放出量が年間 63 ± 4 億炭素トンであるのに対して大気中の増加量は年間 32 ± 1 億炭素トンであり、海洋—大気間の炭素フラックス (移動量) として年間 17 ± 5 億炭素トン、陸地—大気間の炭素フラックスとして年間 14 ± 7 億炭素トンが吸収されたとしている。しかし陸地—大気間の炭素フラックスは陸上生態系の土地利用変化 (例えば熱帯地域での森林伐採) による二酸化炭素放出量と、植物による実質的な二酸化炭素吸収量 (表 2－1 の「その他の要因による陸域への吸収」に相当) のバランスによって決定しているが、現段階では両者を分離するためのデータが不足している。

そこで陸上生態系の実質的な二酸化炭素吸収量を把握するために、1990年代からは陸上生態系 (特に森林生態系) における、いわゆる「タワーフラックス観測」が世界中に急速に広まった (Wofsy et al.1993; Yamamoto et al.1999)。森林の上層と大気間の二酸化炭素フラックスを直接観測することによって、森林生態系の二酸化炭素の取り込み量を時々刻々と測定することが出来るようになったのである (藤沼ら2003)。現在ではフラックス観測を含む様々なデータの蓄積から、熱帯地域ではなく、むしろ温帯や亜寒帯の森林生態系が二酸化炭素の吸収源として大きな寄与を持っていることが徐々に明らかになってきた (Wofsy et al.1993; Brown and Schroeder1999; Houghton et al.1999; Pacala et al.2001)。微気象学的なタワーフラックス観測は森林生態系における炭素収支の解明のために現在欠かせない手法である一方で、タワーフラックス観測だけで森林生態系の炭素の行方がすべて解明されるわけではない。森林生態系にはバイオマスの他に、立ち枯れなどの粗大有機物や土壌炭素など炭素貯蔵庫が複数存在し、長期的に貯蔵される傾向にある。この

ため個々の生物プロセスを測定する生態学的な手法によって、炭素の収支だけでなく生態系の「どこ」に「どのように」炭素が貯蔵されていくのか、また「どの」フラックスの「どのような」変化が生態系全体の炭素収支に影響しているのかを解明する必要がある。陸上生態系の炭素貯留量の 5 割以上は森林生態系によって占められており、また単位面積あたりの炭素貯留量は森林が圧倒的に高い (Houghton et al. 2001) ことから、生物地球化学的な炭素循環の解明に対して、森林生態系の炭素収支の観測が持つ大きな役割は現在でも変わってはいない。本項では、陸上生態系 (特に森林生態系) の炭素循環についてまず概説し、その結果としての炭素収支を生態学的な手法によってどのように定量化するかについて説明すると共に、現在の生態学的な手法の問題点について整理する。

２－２ 陸上生態系の炭素循環

２－２－１ 炭素循環から見た生態系の構造と機能

生態系は生物群集と物理的環境で構成されており、相互に作用を及ぼし合いながら一つのまとまりをもったシステムを形成している。生態系内の大気や植物バイオマス、立ち枯れなどの粗大有機物、土壌炭素のように炭素が貯留しているところをプールといい、これらのプール間の炭素の流れをフラックスという。炭素循環はこのプールとフラックスの組み合わせで表現され、それを模式化したものをコンパートメントモデルという (図 2－1)。コンパートメントモデルでは、生態系の構造がプールの大きさ (単位面積あたりの炭素量) に対応し、生態系の機能はフラックスの向きと大きさ (単位面積・単位時間あたりの炭素の流れ) に対応すると言うことが出来る。

炭素循環の重要なプロセスを担っているのは第一に生態系の生産者である植物群落である。植物は、光合成によって大気中の二酸化炭素を吸収するとともに、地上部の呼吸 (R_a) および地下部の呼吸 (R_r) の呼吸によりその一部を再び大気へ戻す双方向の炭素フラックスを生み出す。植物が光合成によって二酸化炭素を吸収して生産する有機物総量は総一次生産量 (gross primary production, GPP) と呼ばれ、そこから植物の呼吸による有機物消費を差し引いたものが純一次生産量 (net primary production, NPP) であり、次式で表せる。

$$NPP = GPP - (R_a + R_r) \quad (2-1)$$

この NPP が生産者による実質的な炭素固定量ということになるが、そのすべてが植物バイオマスの増加として生態系内に蓄積されるわけではない。例えば、落葉樹ではすべての葉は毎年作り変えられるので、その年に生産

された葉（NPPの一部）はリターフォール（litter fall, LF）として脱落し、土壌表面に落葉枝（リター）として蓄積される。さらに地下部からも、根の枯死（特に細根）や比較的低分子の有機物質の放出などがあり、この有機物供給をリゾデポジション（rhizodeposition, RD）という（Chen 1999）。さらに森林生態系では、立ち枯れのような粗大有機物（coarse woody debris, CWD）として、NPPの一部は長期的に枯死植物体内に蓄積される。

生態系内に固定された有機物は、腐食連鎖と生食連鎖を通じて従属栄養生物の呼吸（heterotrophic respiration, HR）により分解され、二酸化炭素として放出される。腐食連鎖とは、主にリターフォールやリゾデポジションにより土壌へ供給された有機物（soil organic carbon, SOC）を土壌中の微生物（細菌類や菌類）や小動物が取り込んで分解するプロセスである。また生食連鎖とは、昆虫や草食動物により生きた植物体が被食されて分解されるプロセスである。一般的に生食連鎖による有機物分解量は通常の森林生態系においてはわずかであり（Kimura et al.1982）、無視できるレベルとして扱う場合が多い。図2-1では生食連鎖によるフラックスを省いて単純化している。

2-2-2 生態系純生産量

森林生態系全体での炭素収支は、植物群落による実質的な二酸化炭素吸収量（NPP）と、従属栄養生物の呼吸による二酸化炭素排出量（HR）との差によって決定し、これを生態系純生産量（net ecosystem production, NEP）として評価される。一般的に生物の呼吸作用によって土壌表面から放出される二酸化炭素フラックスを土壌呼吸（soil respiration, SR）と呼び（図2-1）、これは主として土壌中の従属栄養生物の呼吸（HR）と植物根の呼吸（R_r）に由来すると考えられている。もし生食連鎖によるフラックスが無視できるレベルであれば、土壌中の従属栄養生物呼吸が生態系全体のHRのほとんどを占めることになるので、SRとR_rの差をHRとみなすことが出来る。結果的に生態学的手法によるNEPの推定には次式が通常用いられる。

$$NEP = NPP - (SR - R_r) \quad (2-2)$$

NEPの値がプラスであれば、その生態系は炭素の吸収源として、マイナスであれば炭素の排出源として機能していることになる。このように生態学的手法に基づく炭素収支の定量化のためには、各プールの炭素量とともにNPPやSR、R_rといった炭素フラックスの速度を測定する必要がある。

2-3 森林生態系の炭素収支の生態学的定量化手法

ここでは、森林生態系において炭素のプールとフラックスをどのように測定するかについて、具体的な測定結果も交えながら紹介する。

2-3-1 炭素プール

植物バイオマス（現存量）

森林のバイオマスの測定手法は木村（1976）に詳しいが、その基本的なプロセスは次の3段階からなっている。

- 1) 一定面積の調査枠を設定し、枠内のすべての樹木について直径の調査を行なう。
- 2) 試料木を選び切り倒して（可能であれば根を掘り出し）、各器官の重量の測定を行なう。
- 3) 試料木の直径と各器官の乾燥重量と間の相対成長関係（アロメトリー）から単位土地面積あたりの現存量を求める。

岐阜大学流域圏科学研究センター高山試験地にある落葉広葉樹林では1993年からタワーフラックス観測が続けられており（Yamamoto et al.1999）、森林生態系の炭素収支研究の日本における先駆けである。ここでは、このサイトでの実際の森林バイオマスの測定例（買ら2002a; 買ら2002b）を紹介しながら具体的な方法を概説する。このサイトではフラックスタワーを含む1 haの永久コドラートが設置されており、樹高1.3 m以上の全樹木の幹にナンバーを打ち、位置座標と胸高直径（樹高1.3 mでの幹の直径）が測定された。また永久コドラート周辺の均質な森林において15本の試料木を選び、さらにその中の7本については根堀調査を行なって、各試料木の地上部（葉は除く）と太根の乾燥重量をそれぞれ測定した。一般的に樹木の胸高直径（D）と各器官の乾燥重量（W）の間には $W = aD^b$ という関係があることが知られている（a, bは林分固有の定数）。これは相対成長（アロメトリー）式と呼ばれ、両対数グラフでは直線関係で表すことが出来る（ $\log W = \log a + b \log D$ ）。高山サイトでは地上部重（W_a, kg）及び太根重（W_r, kg）と樹木直径（D, cm）との関係は次式のようになった。

$$\log W_a = -0.95 + 2.32 \log (D) \quad (n=15) \quad (2-3)$$

$$\log W_r = -1.10 + 1.98 \log (D) \quad (n=7) \quad (2-4)$$

この相対成長式を用いて各樹木の胸高直径から樹木バイオマスを推定することが可能となる。ただし、この式は樹木の乾燥重量ベースであり、炭素プールとして炭素量ベースで算出する場合には各器官の炭素含有量をNC分析計などにより測定しておく（植物栄養実験法編集委員会編1990）必要がある。高山サイトでは永久コドラート内の直径調査の結果と式（2-3）、（2-4）から、樹木バイオマスは地上部（葉を除く幹と枝）が1 haあた

り71.4炭素トン、地下部が22.9炭素トンと推定された。ただし相対成長式における定数値は同一林分に生育する同じ生活形をもった樹木であれば異種間にも成立することが、いろいろな森林で確かめられている（木村1976）が、別の林分で推定する場合には各調査サイトで試料木を選んで相対成長式を算出することが必要である。

地上部リター

森林生態系ではリターフォールとして植物遺体によって新しい有機物が土壌に常に供給されている。このため森林土壌では、植物の形がはっきりと残っている地表面の有機物層から、鉱質土壌へと有機物の分解プロセスが層状に積み重なっているのが通常である。この地表面の有機物層は土壌学的にはO層あるいはA_o層と呼ばれ、分解の程度によってL・F・H層に細分して呼ぶことが多い（久馬1997）。森林のO層の炭素プールを推定するためには、一定面積の方形枠内においてO層のリターをすべて採取して、乾燥重量を測定した後、NC分析計で炭素含量を測定する方法による。賈ら（2002b）は高山サイトの永久コドラート内において20cm×20cmの面積で32箇所のサンプリングを行い、落葉枝の炭素プール量を15.3炭素トン/haと推定した。

一方で粗大有機物量は空間的にまばらに分布しているために、その存在量の推定には大面積の測定が必要となる。また大型枯死材では直接の秤量が難しいので、体積推定のためにその場で長さで両端の直径を測定し、さらに腐朽段階評価を行なう必要がある（日本林学会「森林科学」編集委員会編2003）。賈ら（2002b）高山サイトにおいて永久コドラート内のすべての立ち枯れ残存幹について円錐または円錐台近似により体積を求め、立ち枯れ木の密度をかけることによってその炭素プール量を推定した。また倒木については腐朽段階を3段階に分けて容積比重を測定して、直径5 cm以上のすべての倒木量を測定した。これらの結果から高山サイトの粗大有機物量を4.6炭素トン/haと推定した。

土壌炭素

土壌中には炭酸塩として無機炭素が含まれている場合もあるが、日本のような酸性になりがちな土壌では、含まれている炭素のほとんどは植物遺体によって供給された有機物は徐々に分解されていくので、土壌表面のO層が最も炭素含量が大きく、鉱質土壌においても深くなるほど土壌中の炭素量は減少していくのが普通である。このため鉱質土壌中の炭素量を正確に推定するためには深さ別に土壌をサンプリングする必要がある。一般的には、土壌断面を作成して土壌の色や構造などから土壌学的な層位区分を行なって各層ごとに土壌をサンプリングする

のが好ましい。土壌学的にはO層の下は鉱質土壌はA・B・Cの三層に区分される（久馬1997）。ほとんど風化していない母岩からなるC層にはほとんど炭素は含まれていないのでA・Bの各層位において、いくつかのサンプルを取れば土壌中の炭素量の推定には十分である。土壌は採土管と呼ばれる一定容積（100mlの物が良く用いられる）の管を用いてサンプリングされる。A層とB層の深度がかなり深い場合には、どこまでサンプリングすれば良いか明確な基準は無いが、実際には1 m程度の深さまでサンプリングすれば土壌中の積算炭素量のほとんどを推定できる（日本林学会「森林科学」編集委員会編2003）。

サンプリングした土壌は根や礫（レキ）を除いて風乾した後、NC分析計を用いて炭素含有率を測定する（土壌標準分析・測定法委員会編1986）。これにより土壌中の炭素の重量比が計算されるが、土壌は固体部分だけでなく水分と空気を含んでおり、その密度は深さや場所によって異なっている。このため単位容積あたりの炭素量を推定するためには、分析用とは別の採土管で土壌をサンプリングして105℃で乾燥させ、土壌の密度（g/cm³）を測定する必要がある。こうして得られた各土層の炭素濃度と密度と層の厚さを乗じて各土層における単位容積あたりの炭素量が求められる。これを積算することによってその地点における単位面積あたりの土壌炭素量を推定することが可能になる。また場所によってはA層やB層に礫が多く存在する場合もあり、この場合には土壌断面調査から礫率（%）を求め、勘案する必要がある。さらに通常の森林生態系では地形などによる土壌炭素の面的なばらつきの影響も無視できない。

賈ら（2002b）は高山サイトの永久コドラートを9つの地形単位に区分し、土壌断面調査と土壌サンプラーによる土壌深度調査を併用して土壌中の炭素貯留量を推定した。彼らの推定によると地形単位によって2倍以上の炭素量のばらつきが見られ、コドラート全体では土壌のA層とB層に318.3炭素トン/haの土壌が蓄積していることを明らかにした。

2-3-2 炭素フラックス

森林生態系の純一次生産量（NPP）

生態系のNPPは単位時間・面積あたりに生産される有機物量（乾物重や炭素量）やエネルギー量で表される。NPPはGPPから呼吸量を差し引いた値（式（2-1））であるから、ある植物群落の光合成量と呼吸量を理論的な数理モデルを構築して計算する方法や、野外の植物群落に同化箱を直接かぶせてNPPを測定する大型同化箱法などの方法も存在するが、現在のところ森林生態系においてはあまり現実的な方法ではない。森林生態系においては、一定期間の光合成と呼吸の結果として生態系内に

実際に蓄積した炭素量を測定する積み上げ法と呼ばれる方法が一般的に用いられる (Shidei and Kira 1977)。

積み上げ法の概略を図2-2に示す。森林バイオマス (B_{t1}) を測定したサイトにおいて、ある時間間隔 (例えば1年) をおいて再度そのバイオマス (B_{t2}) を測定したとすると、新しく蓄積された有機物量がNPPであり、その一部はその期間内に枯死 (L_n) する。また古いバイオマス (濃い灰色の部分) の一部も落枝や立ち枯れとして枯死 (L_o) していく。生食連鎖による被食量が無視できるレベルであるとすれば、一定期間後のバイオマスである B_{t2} は以下の式 (2-5) で表されることになる。

$$B_{t2} = (B_{t1} - L_o) + (NPP - L_n) \quad (2-5)$$

式 (2-5) から $NPP = (B_{t2} - B_{t1}) + (L_o + L_n)$ となり、($B_{t2} - B_{t1}$) はバイオマスの増加量 (ΔB) であるので、積み上げ法では森林生態系のNPPは次式で表される。

$$NPP = \Delta B + L + G \quad (2-6)$$

ΔB : ある時間間隔における森林現存量の増加

L : ある時間間隔における枯死・脱落量

G : ある時間間隔における被食量 (一般的には無視できるレベル)

過去の平均的なNPPを求める場合には樹幹解析などのように樹木の年輪成長から ΔB を求める場合もある。しかしフラックス観測と連携して森林のNPPを推定するためには、永久コドラートにおいて、ある時間間隔 (通常1年間) で森林の胸高直径を再測して、相対成長式を用いて森林の現存量の変化を推定する方法が最も良い。図2-3に高山サイトの永久コドラート内における全樹木 (胸高直径5 cm以上) の1年間の直径成長を測定した結果を示す (大塚未発表データ)。1年間に枯死した個体を除いて、各樹木の直径変化から、式 (2-3)、(2-4) を用いて森林生態系の地上部と地下部の1年間の ΔB を推定することが可能となる。

ただしこの場合、式 (2-3)、(2-4) で表される相対成長関係が森林の成長に伴って変化しないことを仮定している点に問題がある。また直径が小さい個体 (主に被陰されて樹勢の弱った個体) では、枯死していても直径成長がマイナスになる場合もある (図2-3)。このように温帯の天然林では年間の直径成長量はわずかであり、その正確な測定のためには、測定時期の選定 (例えば春の開葉前には変動が大き)、測定部位をペンキ等で丁寧にマーキングする、金属製のなるべく幅の狭いメジャーを使うなどの細心の注意が必要である。

森林生態系の枯死・脱落量

何百年と生きる樹木であっても、体の一部は毎年作り

変えられ、枯死したり脱落した部分は土壌有機物として供給される。土壌への有機物供給と腐食連鎖を通じた土壌からの二酸化炭素フラックスは生態系の炭素循環において極めて重要な意味を持っており、そのフラックス量を正確に推定することが必要である。一般的に林冠の樹木からの枯死・脱落量を推定するためには落葉・落枝を直接採取するリタートラップ法が用いられる。これはリタートラップと呼ばれるリターを集める装置を林内に設置して (図2-4) その量を推定する方法である。現在のところ最も簡便かつ効率よく測定できるので、森林生態系の枯死・脱落量の推定のために広く用いられている。以下にその概略を説明する。

リタートラップとは一定面積の受け口をもった袋状のネットを張った枠である。枠の形状は捕捉量には有意な影響を与えないことが知られているが、正方形や円形のものが普通である (図2-4)。受け口の大きさは1 m²以上であれば葉のサイズに左右されず落葉量が測定できるとされる。トラップを設置する高さは地上1 mぐらいが適当で、ネットを筒状にして底が地面に触れないように紐で縛っておくと回収が楽である。トラップの数は林分によって異なるが、閉鎖した林分内では6~7個以上あれば十分という意見もある (日本林学会「森林科学」編集委員会編2003)。トラップ内のリターは多少の溶脱や分解を受けるので、回収間隔は1ヶ月以内が望ましい。回収したリターは樹種や器官 (葉や小枝・花・果実など) に分けた後、乾燥重量を測定する。また炭素ベースで推定するためには試料の一部を粉碎してNC分析計で炭素含量を測定する必要がある。

リタートラップに入らないような大枝の落枝量についてはリタートラップ法だけでは精度良い推定は難しい。大枝の落下は空間的に非常に不均一であるからである。そこで林床に数m四方程度の面積をいくつか作り、そこに新しく落ちてきた枝をきれいに回収する方法が取られる。この小区画の合計面積は、少なくとも調査林分の面積の10%を超えることが望ましい。

90年生のアカマツ二次林における1年間の枯死・脱落量の測定例を図2-5に示す (杉田・横澤 未発表)。二酸化炭素フラックス観測用のタワーに隣接するこの林分には0.89haの永久コドラートが設置されており (大塚ら2003)、この中に面積1 m²のリタートラップを20個設置して毎月回収した (図2-5A.)。さらに永久コドラート内の10m×10mのサブコドラートを9箇所選択して、落ちていた枝をいったんすべてきれいに取り払い、その後落ちてくる直径2 cm以上の枝を毎月回収して落枝量を推定した (図2-5B.)。アカマツの落葉季は秋で、ミズナラなどの落葉樹も混じっているので葉のリターは秋に集中している。一方でこの年は特に冬から春に枝のリター量が多くなる現象が見られた。

このような方法で推定した林冠からの落下量は、森林生態系においては枯死量とは異なる点に注意する必要がある。葉は枯死すると通常はすぐに落下するが、枝は枯れても長い間落ちてこない場合が多いのでリタートラップで測定された値は林冠からの脱落量であり枯死量ではない。例えば図2-5において冬季に枝リター量が増加するのは枯死量が多いわけではなく、幹に枯れ残っていた枝が雪によって落ちてきたためである。このため森林生態系の枯死・脱落量の正確な推定には1年間だけでは不十分であり、数年間続けて測定を行なう必要がある。

土壌呼吸と従属栄養生物呼吸

先に述べたように土壌呼吸とは生物の呼吸作用によって土壌から放出される二酸化炭素のことであり、主として土壌中の従属栄養生物の呼吸(HR)と植物根の呼吸(R_r)に由来する(図2-1)。森林生態系におけるHRのほとんどは土壌表面からの二酸化炭素フラックスであり、根の呼吸量を含んだ土壌呼吸量はチャンバーなどを用いて測定することが可能である。土壌呼吸量の測定法等の問題については木部・鞠子(2004)に詳しいのでそちらを参考にされたい。

2-4 まとめ

京都会議以降、陸上生態系(特に森林生態系)の炭素固定機能の定量的評価が最重要課題となり、現在までに日本でも10ヶ所以上のサイトでタワーフラックス観測が行なわれるようになった(藤沼ら2003)。一方で生態学的手法による測定は物理的な困難さもあって、これに比べるとかなり遅れているのが現状である。高山サイトではタワーフラックス観測は10年を越え、森林のNEPが年によって倍以上変動する(Saigusa et al.2002)ことなど、生態学者があまり予測しなかったような新しい問題が提出されつつある。

ここで述べた積み上げ法によるNPP測定では、森林生態系の年間の枯死量を直接的に調べることが不可能であり、リタートラップ法では平均値しか算出できない。この他にも様々な注意点、課題が存在するが、生態系内の各炭素プールと炭素フラックスを測定する生態学的な研究は、森林生態系における二酸化炭素吸収量の年変動の原因解明や、今後の吸収量変化の予測のためにも、微気象学的なタワーフラックス測定と並んでますますその重要性を増してきている(Schimel et al.2001; Barford et al.2001; Curtis et al.2002)。今後は、光合成や呼吸などの炭素フラックスを野外で精度よく測定する技術だけでなく、リモートセンシング(尾西ら2002)やトレーサーとしての安定同位元素(Diels et al.2001)を利用して生態系内の炭素プールの変化量を直接的に測定するような技術の開発とその標準化が必要となってくるだろう。

引用文献

- Barford, C.C., S.C. Wofsy, M.L. Goulden, J.W. Munger, E.H. Pyle, S.P. Urbanski, L. Hutya, S.R. Saleska, D. Fitzjarrald and K. Moore (2001) Factors controlling long- and short-term sequestration of atmospheric CO₂ in a mid-latitude forest. *Science*, 294, 1688-1691.
- Broecker, W.S., T. Takahashi, H.J. Simpson and T.-H. Peng (1979) Fate of fossil fuel carbon dioxide and the global carbon budget. *Science*, 206, 409-418.
- Brown, S.L. and P.E. Schroeder (1999) Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody biomass for eastern U.S. forests. *Ecological Application*, 9, 968-980.
- Curtis, P.S., P.J. Hanson, P. Bolstad, C. Barford, J.C. Randolph, H.P. Schmid and K.B. Wilson (2002) Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five eastern North American deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 3-19.
- Diels, J., B. Vanlauwe, N. Sanginga, E. Coolen and R. Merckx (2001) Temporal variations in plant $\delta^{13}C$ values and implications for using ^{13}C technique in long-term soil organic studies. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1245-1251.
- 土壌標準分析・測定法委員会編(1986) 土壌標準分析・測定法, 博友社, 354p.
- 藤沼康実・三枝信子・平野高司(2003) 温室効果ガスのモニタリングと森林フラックスの測定, 「地球温暖化」生物の科学・遺伝別冊, No.17, 48-57.
- Houghton, R.A., J.L. Hackler and K.T. Lawrence (1999) The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574-578.
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguier M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., Johnson C.A eds. (2001) *Climate Change 2001, Scientific Basis*, Cambridge U.P.
- 賈書剛・酒井徹・秋山侃・小泉博(2002a) 冷温帯林土壌圏の炭素動態, 1 地形、植生と土壌分布, システム農学会, 18, 26-35.
- 賈書剛・秋山侃・小泉博(2002b) 冷温帯林土壌圏の炭素動態, 2 現地詳細調査に基づく生態系炭素貯留量の推定, システム農学会, 18, 26-35.
- 木村允(1976) 陸上植物群落の生産量測定法, 共立出版, 112p.
- Kimura, M., M. Funakoshi, S. Sudo, T. Masuzawa, T. Nakamura and K. Matsuda (1982) Productivity and mineral cycling in an oak coppice forest. 2. Annual net production of the forest. *Bot. Mag. Tokyo*, 95, 359-373.
- 木部剛・鞠子茂(2004) 土壌呼吸の測定と炭素循環, 地

- 球環境, 9, 203-212
- 久馬一剛 (1997) 最新土壌学, 朝倉書店, 216p.
- 日本林学会「森林科学」編集委員会編 (2003) 森を測る, 古今書院, 233p.
- 野崎義行 (1994) 地球温暖化と海, 東京大学出版会, 196p.
- 大塚俊之・後藤巖寛・杉田幹夫・中島崇文・池口仁 (2003) 富士北麓剣尾溶岩流上のアカマツ林の起源, 植生学会誌, 20, 43-54.
- 尾西恭亮・六川修一・加藤叔史 (2002) 地中レーダー法による土壌分類と地下部炭素固定量推定の試み, 日本リモートセンシング学会誌, 22, 558-569.
- Pacala, S.W., G.C. Hurtt, D. Baker, P. Peylin, R.A. Houghton, R.A. Birdsey, L. Heath, E.T. Sundquist, R.F. Stallard, P. Ciais, P. Moorcroft, J.P. Caspersen, E. Shevliakova, B. Moore, G. Kohlmaier, E. Holland, M. Gloor, M.E. Harmon, S.-M. Fan, J.L. Sarmiento, C.L. Goodale, D. Schimel and C.B. Field (2001) Consistent land- and atmosphere-based U.S. carbon sink estimates. *Science*, 292, 2316-2320.
- Saigusa, N., S. Yamamoto, S. Murayama, H. Kondo and N. Nishimura (2002) Gross primary production and net ecosystem production of a cool-temperate deciduous forest estimated by the eddy covariance method. *Agricultural and Forest Meteorology*, 112, 203-215.
- Schimel, D.S., J.I. House, K.A. Hibbard, P. Bousquet, P. Ciais, P. Peylin, B.H. Braswell, M.J. Apps, D. Baker, A. Bondeau, J. Canadell, G. Churkina, W. Cramer, A.S. Denning, C.B. Field, P. Friedlingstein, C. Goodale, M. Heimann, R.A. Houghton, J.M. Melillo, B. Moore III, D. Murdiyarso, I. Noble, S.W. Pacala, I.C. Prentice, M.R. Raupach, P.J. Rayner, R.J. Scholes, W.L. Steffen and C. Wirth (2001) Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414, 169-172.
- Shidei, T. and T. Kira (1977) Primary productivity of Japanese forests-Productivity of terrestrial communities. JIBP Synthesis Vol. 16, University of Tokyo Press, Tokyo.
- 植物栄養実験法編集委員会編 (1990) 植物栄養実験法, 博友社, 488p.
- Wofsy, S.C., M.L. Goulden, J.W. Munger, S.-M. Fan, P.S. Bakwin, B.C. Daube, S.L. Bassow and F.A. Bazzaz (1993) Net exchange of CO₂ in a mid-latitude Forest. *Science*, 260, 1314-1317.
- Yamamoto, S., S. Murayama, N. Saigusa and H. Kondo (1999) Seasonal and inter-annual variation of CO₂ flux between a temperate forest and the atmosphere in Japan. *Tellus* 51B, 402-413.

表 2－1 1980年代および1990年代における地球全体の平均年間炭素収支（億トン）

| | 1980年代 | 1990年代 |
|--------------------------|---------------|---------|
| 大気中への蓄積 | 33 ± 1 | 32 ± 1 |
| 化石燃料燃焼および セメント製造による排出 | 54 ± 3 | 63 ± 4 |
| 海洋への吸収 | -19 ± 6 | -17 ± 5 |
| 陸域への正味の吸収 | -2 ± 7 | -14 ± 7 |
| 土地利用変化からの排出 | 17 (6 ～ 25) | NA |
| その他の要因による陸域への吸収 | -19 (-38 ～ 3) | NA |

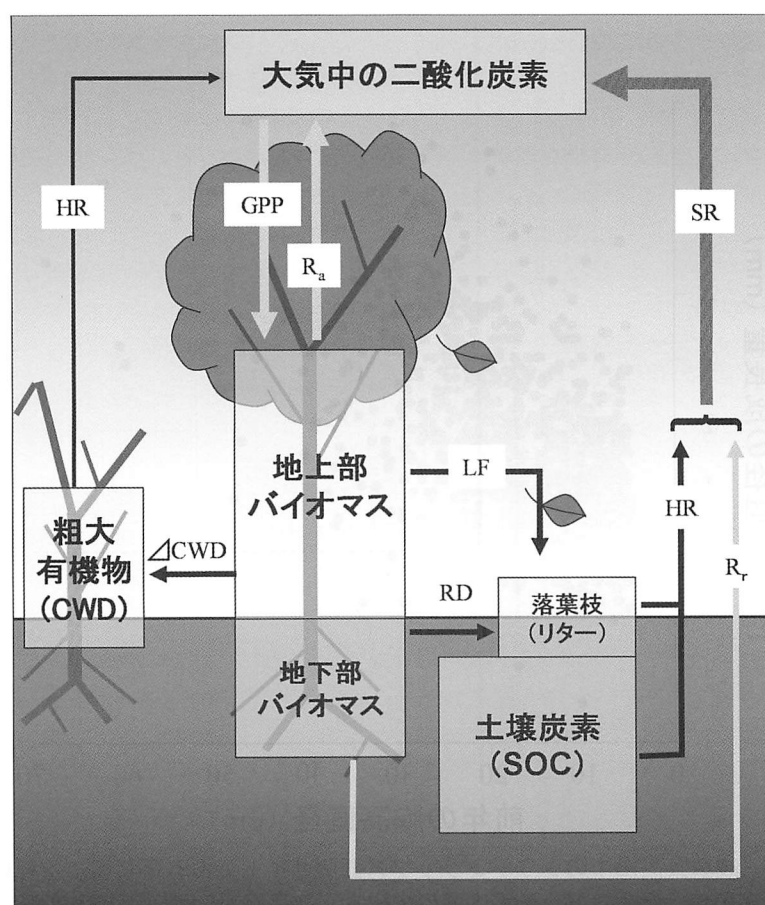


図 2－1 森林生態系における炭素循環のコンパートメントモデル
大気中の二酸化炭素、地上部バイオマス、地下部バイオマスなどは炭素プールを示し、矢印は炭素フラックスを意味している。この図では草食動物による被食（生食連鎖）を省略して単純化している。

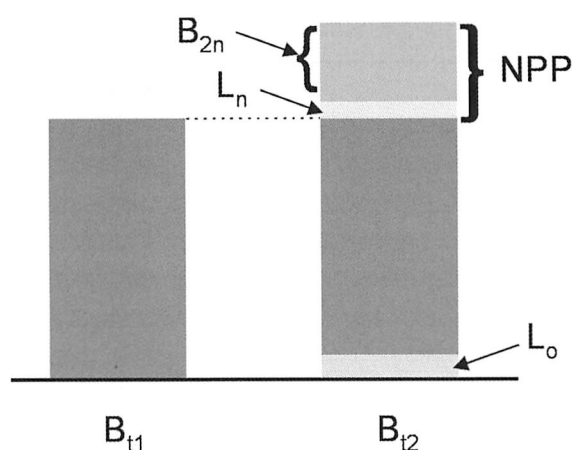


図 2-2 積み上げ法による純一次生産量（NPP）の推定方法の概略図
ある森林生態系におけるバイオマス（ B_{t1} ）と一定期間後の同じ森林生態系のバイオマス（ B_{t2} ）の変化を模式的に表している。

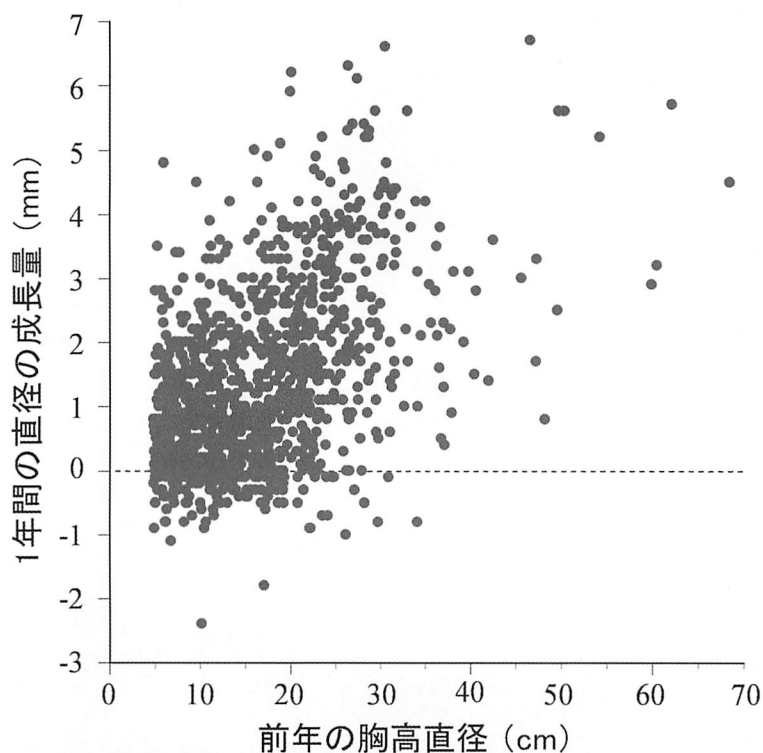


図 2-3 岐阜県高山市のタワーフラックス観測サイトである落葉樹二次林に設置された永久コドラート内での全樹木（胸高直径5cm以上）の2003年の1年間の直径成長量
2002年11月の各個体の胸高直径（cm）と、2003年11月に再測した際の1年間の直径成長量（mm）との関係を示す（大塚、未発表データ）。



図 2-4 山梨県富士吉田市のタワフラックス観測サイトであるアカマツ二次林内に設置されたリタートラップ
受け口の面積は 1 m² であり、筒状のネットの底部を地面に触れないように紐で縛ってある。周辺の樹木には直径の測定位置をペンキでマーキングしてある。

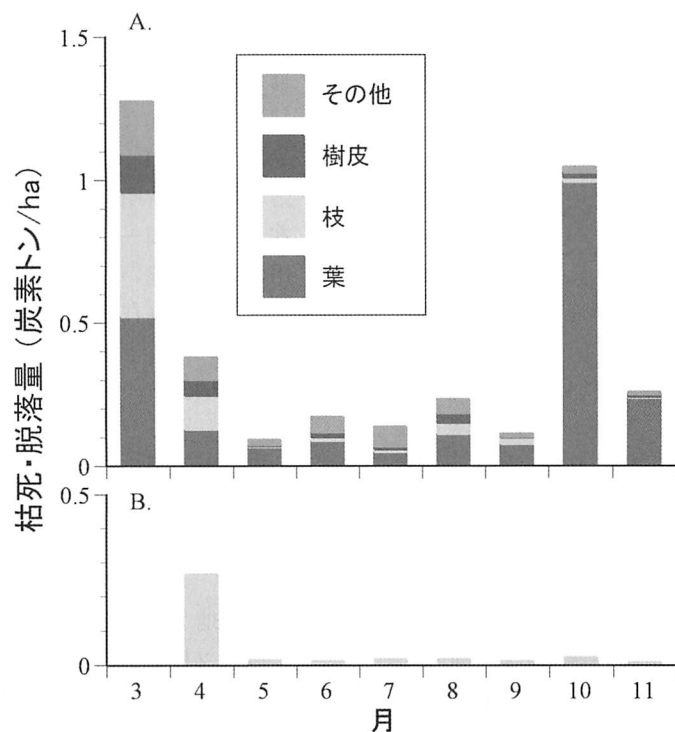


図 2-5 図 2-4 のサイトにおけるリタートラップ法による 2003 年の 1 年間の枯死・脱落量 (A.) と、林床に設置したサブコドラートを利用した大枝の枯死・脱落量 (B.) の季節変化
基本的に月に 1 度回収しているが、積雪の影響によりリタートラップでは 12 ~ 3 月までの 4 ヶ月分を、大枝では 12 ~ 4 月までの 5 ヶ月分をまとめて回収している (杉田・横澤、未発表データ)。

Ⅱ－３ 森林による二酸化炭素収支の定量化に関する生態学的調査

３－１ はじめに

メソスケールでの陸域生態系の炭素収支を定量的に評価することの難しさは、海洋などと比較した場合に炭素フラックスの時空間的な変動が極端に大きい点にある。グローバルスケールでの自然の陸上生態系は気温と降水量のパターンによって決定しており、砂漠から草原、熱帯林のような多様性の高い森林など様々な植生タイプがある。同時に現在では人為的な影響により自然植生が人工林や農耕地、都市などに改変されている場合が多く、同じ気候帯においてもモザイク状に様々な陸上生態系が存在することになる。さらにパターンを複雑にしているのは、このような生態系の空間的な変動と同時に生態系の時間的な変動が存在する点にある。森林が農地に改変され、さらに都市に作り変えられるといった人為的な影響により、土地利用が時間とともに変化していくことは言うまでもない。人為的な影響がなくとも植生は時間とともに一定の方向性をもって自然に変化していくことが知られ、この現象は生態学的には遷移とよばれる。

このようなメソスケールでの空間的モザイク構造は、衛星画像などを利用したリモートセンシング技術によって認識が可能となる。一方でメソスケールでの炭素収支の定量化のためにはリモートセンシングにより認識された空間的モザイク構造（各種生態系）のそれぞれにおいてランドトゥールースとしての地上での観測データがまず必要となる。富士北麓地域は同標高地域で気温や降水量がほとんど同じとみなせる溶岩流上の生態系が点在しており（篠原1968）、また富士山麓の斜面で標高差はあるが尾根や谷といった複雑な地形的構造を持たないなどの点で、リモートセンシングと生態学的な炭素収支の地上観測の統合を考える上では都合の良い地域であると考えられる。本項ではまず、メソスケールでの生態系の炭素吸収能力を推定するための第一段階として、１）遷移段階も考慮しながら富士北麓地域のほぼ同標高の地域における代表的な森林生態系を選定して、植生構造と動態についての群落生態学的な基礎的調査を行うこと、２）生態系の炭素収支測定の上で重要な土壌中の炭素動態を明らかにするために、森林の土壌呼吸速度を測定すること、３）また代表的な森林生態系の中でタワー観測による二酸化炭素フラックス測定調査地でもある剣丸尾アカマツ林（Ohtani et al.2001）において、生態系炭素フラックスに関する属性について詳細に調査し、森林生態系の純一次生産量及び生態系純生産量の年変動について測定した。

３－２ 調査地の概要と植生構造

３－２－１ 方法

調査地の選定

既存の植生が自然的あるいは人為的に関わらず何らかの攪乱で破壊されると新しい植物群の侵入が始まる。この段階を先駆相と呼び、途中相のいくつかの段階を経て、最終的にそれ以上大きく変化しない極相に至る。このような生態系の時間的な変動に伴う炭素収支パターンの解明のためには大きく直接法と間接法の二つの方法がある。直接法はある特定の調査地に永久方形区を設置して長期間に渡って調査を継続する方法である。この方法は遷移的变化を直接的に観察できるので確実な方法であるが、裸地から極相に至るまでの遷移速度は数百年から数千年に及ぶと考えられており、耕作放棄地の初期遷移などの短期間の研究を除いてはあまり現実的ではない。そのため普通は裸地化後の年代が異なり結果的に先駆相から極相までの様々な段階を示していると考えられる生態系を同一気候帯の地域内で抽出して、個々の生態系の諸属性を比較することによって時間的な変動を推定するという間接的な方法を用いることになる。

一般的に遷移系列には火山、埋立地などの新生地であつて植物が全く生育したことのない土地に始まる一次遷移と、既存の植生のみが破壊されて土壌やその中の埋土種子、植物の根株などが残っている土地で始まる二次遷移とが区別される。図３－１からわかる通り富士北麓地域は年代の異なる様々な富士山の噴火堆積物の上に成り立っている（小山1998）。このように富士北麓地域では溶岩の噴出時期の違いにより様々な地質年代の土地が存在し、また同一の地質年代の立地でも人間による森林利用の歴史の違いなどによって遷移段階の異なる様々な植生タイプが存在することになる。このような様々な植生タイプの中から富士北麓地域の標高約1,000mの下部山地帯地域において火山噴火後の溶岩流上の一次遷移系列を再現しようと考えられる以下の３箇所の森林生態系を抽出した（図３－１、表３－１）。

Ⅰ 剣丸尾溶岩流上のアカマツ林

Ⅱ 青木ヶ原溶岩流上のヒノキ・ツガ林

Ⅲ 大室山麓の落葉樹林

調査地Ⅰは富士北麓地域の剣丸尾溶岩流上に成立したアカマツ林である。剣丸尾溶岩は西暦937年に富士山の北麓の割れ目火口より流出したとされ（小山1998）、現在では富士スバルラインに沿って広範囲に立派なアカマツ林が存在している（湯浅・駒形1971、図３－２）。剣丸尾溶岩流上の土壌は、蓄積したアカマツのリターとその腐植からなる未成熟土壌で層構造はほとんど観察されない。本調査地は明治後期以降に天然更新してできたアカマツ二次林である（大塚ら2003）。

調査地Ⅱは西暦864～866年に流出した青木ヶ原溶岩流

上に成立した常緑針葉樹林で、いわゆる青木ヶ原樹海である。この調査地ではヒノキとツガの二種の針葉樹が優占しているが、ミズメやミズナラなどの落葉樹も出現した。

調査地Ⅲは大室山麓にあり、青木ヶ原樹海の中に取り残されたように出現する落葉樹林である。この調査地は地形的な要因などにより青木ヶ原溶岩の被害を免れており、地質的には2000年以上前の大室山噴火による火山流出物上に成立している。この調査地に出現した種は落葉広葉樹がほとんどである。

気候

剣丸尾アカマツ林内に位置する山梨県環境科学研究所での気象観測（図3-3）によれば、年平均気温は9.7℃、最暖月平均気温は8月の20.3℃、最寒月平均気温は2月の-0.7℃であり、冷温帯落葉広葉樹林地域に相当する（1998～2000年の3年間の平均値）。研究所の北約5kmに位置する河口湖測候所（標高860m）における年平均降水量（1995～1999）は1,484mmであった。一般的にこの地域では冬季には降水量はやや少なくなるが、11月から3月までは降雪があり積雪量は年変動がかなり大きい。各調査地は、ほぼ同標高（約1,000m）に位置し（図3-1）、距離的にもさほど離れていないことから気温や降水量といった基本的な気象条件はほとんど変わらない。

群落調査

山梨県環境科学研究所に隣接する剣丸尾アカマツ林内には1999年に0.89haの永久方形区が設置され、10m×10mの89個のサブコドラートに分割した（図3-4）。2000年の生育期間の開始前に、方形区内に出現した樹高1.3m以上の全ての樹木個体にナンバーを打ち、各個体の位置と胸高直径を測定した。調査地「のヒノキ・ツガ林および調査地」の落葉樹林においては2001年に50m×50m（0.25ha）の永久方形区をそれぞれの林内に設置した。剣丸尾アカマツ林と同様に、10m×10mの25個のサブコドラートに分割して、出現した樹高1.3m以上の全ての樹木個体にナンバーを打って各個体の位置と胸高直径を測定した。

各調査地での森林のバイオマス（現存量）は、樹木の胸高直径と各器官の乾燥重量との間の相対成長式を利用して算出した（Ⅱ-2参照）。剣丸尾アカマツ林の相対成長式はTanabe et al.（2003）によるこの森林での実測を用い、ヒノキ・ツガ林の相対成長式は古野・川那部（1967）による和歌山演習林内のモミ・ツガ林の測定値を用いた。また落葉広葉樹はOhtsuka et al.（2005）による岐阜大学高山試験地の落葉樹二次林での測定値をそれぞれ用いた。

3-2-2 結果と考察

剣丸尾アカマツ林

2000年4月の時点で、0.89haの永久コドラート内には51種の樹木が存在し、樹高1.3m以上の幹数密度は1haあたり7,595本であった（表3-2）。全個体の胸高断面積合計（樹高1.3mの位置での幹の断面積の合計値）は53.89m²/haで、最大直径はアカマツの47.9cmに達した。常緑高木種はすべて針葉樹でアカマツ・ツガ・モミ・ウラジロモミの4種が存在した。また常緑亜高木のソゴ・ネズ及び常緑低木のアセビの3種を除く亜高木・低木種はすべて落葉樹であった。幹数が最も多いのは常緑亜高木のソゴの1,725本/haであり、落葉亜高木のネジキ（984）、アカマツ（912）がそれに続いている。優占種はアカマツ1種で、RBA（胸高断面積合計の相対値）が79.71%と圧倒的な量であった。それ以降はソゴ（6.87%）、コナラ（1.87%）、ネジキ（1.70%）、リュウブ（1.16%）、ミズナラ（1.06%）の順であり、この5種以外はすべてRBAが1%以下であった。

主要樹種の永久方形区内での分布を見ると、アカマツの成熟個体（樹高1.3m以上）は全域にわたって広く出現した一方で、常緑針葉高木種のツガは成熟個体が6本で、モミ、ウラジロモミはそれぞれ3本であった（図3-5）。主要樹種の直径階分布を見ると（図3-6）、アカマツは20～25cmのサイズクラスにピークをもつ山型分布を示し、15cm以下のクラスでの枯死個体が多かった。落葉高木種のコナラとミズナラはどちらも5～10cmのサイズクラスにピークを持つが、個体数はアカマツの1/6以下（どちらも137本/ha）で、特にミズナラでは萌芽幹の割合（ミズナラ66.4%、コナラ36.9%）が多かった。亜高木のソゴは個体数も多く、逆J型分布を示して旺盛な更新をしていた。ネジキ・ミツバツツジ・ナツハゼは、ほとんどが直径5cm以下の個体で、萌芽幹が多かった。

青木ヶ原ヒノキ・ツガ林

2002年夏の時点で、0.25haの永久コドラート内には28種の樹木が存在し、樹高1.3m以上の幹数密度は1haあたり4,652本であった（表3-3）。胸高断面積合計は60.45m²/haで、最大直径はヒメコマツの79cmにも達した。常緑高木樹種はヒノキ・ツガ・ヒメコマツ・ウラジロモミの針葉樹4種で、優占種であるヒノキとツガの2種で胸高断面積合計は70%以上に達している。亜高木としては剣丸尾アカマツ林と同様にソゴが最も多いが、本数密度（660本/ha）はアカマツ林に比べるとかなり少なかった。低木としては常緑のアセビ（924本）とクロソゴ（192本）が多かったが、全体的な低木樹種の密度はやはりアカマツ林に比べるとかなり少なかった。

主要樹種の永久方形区内での分布を見ると、ヒノキは

コドラート全体に広く分布しているが、ツガの大径木個体は分布が限定されており（図3-7）、ヤマザクラやミズメなどの落葉広葉樹はツガの出現しないサブコドラートに多く分布している。主要樹種の直径階分布を見ると（図3-8）、優占種のヒノキ・ツガはほぼ逆J字型の直径階分布を示し、順調な更新を示していた。代表的な落葉樹種であるミズメやミヤマザクラは一山型の直径階分布を示し、攪乱に対応したギャップ更新を行っている可能性がある。

青木ヶ原溶岩は西暦864～866年に噴出したとされ、剣丸尾溶岩よりわずかに60年ほど古いだけであるがその植生タイプは全く異なっていた。青木ヶ原溶岩はいくつかの割れ目火口より流出して富士北麓地域の広い地域に広がって現在の本栖湖・西湖・精進湖にまで達した。現在では溶岩流上の大部分にはヒノキ・ツガを中心とした広大な常緑針葉樹が形成されており（篠原1967、呉ら1989）、青木ヶ原樹海として有名である。年代の差異があまり無い剣丸尾溶岩流と青木ヶ原溶岩流の植生が大幅に異なっている理由の第一は、剣丸尾上の植生が江戸時代から入会地として利用されて遷移が停滞していたためであり、青木ヶ原の方は人間の居住地域から比較的離れていたために剣丸尾ほどの人間による利用がなかったことによる。

しかしながら青木ヶ原樹海が溶岩流出後、全く自然のままの遷移に任されていたかどうかについては疑問の余地がある。この地域の森林の人間利用の歴史については不明点が多いが、現在でも林内には昔の炭焼窯の跡がいくつか見られる。このことは1960年代の燃料革命の頃までは、樹海内の落葉樹を抜き切りして林内で木炭を作っていたことを示している。針葉樹を中心とする青木ヶ原樹海は溶岩流上の地形的な極相とみなされる場合もあるが、落葉樹が少ない原因として人為的な影響も無視できないものと考えられる。しかし剣丸尾と比較した場合、針葉樹の直径は60～80cmにも達していることから、森林の皆伐のような大規模な人為的攪乱は溶岩の流出後ほとんどなかったのであろう。

大室山麓落葉広葉樹林

2002年夏の時点で、0.25haの永久コドラート内には25種の樹木が存在し、樹高1.3m以上の幹数密度は1haあたり1,712本であった（表3-4）。胸高断面積合計は45.63m²/haで、最大直径はブナの53.2cmであった。常緑高木樹種はサワラ・モミ・カヤ・ツガの4種であるが、これらの胸高断面積合計は10%以下であった。この落葉樹林は青木ヶ原樹海の中に島状に残る林分であるが、樹海に一般的なヒノキは全く出現せず、ツガもごくわずかで、樹海の常緑針葉樹林とは全く異なった植生タイプである。落葉高木樹種としてはミズナラのRBAが31.13%

で最も高く、その後イヌシデ（12.46%）、イタヤカエデ（9.74%）、ブナ（9.43%）、イヌブナ（5.26%）が続いている。剣丸尾アカマツ林や青木ヶ原ヒノキ・ツガ林と比較すると、優占樹種ははっきりとしておらず7種の優占群落で多様性の高い森林となっていた。一方で亜高木樹種はカエデ類を中心に出現するが、その密度は極端に低く（100本/ha）、また低木性の樹種は全く出現しなかった。剣丸尾アカマツ林や青木ヶ原ヒノキ・ツガ林と比較すると相観的には林床が非常に疎で見通しの良い森林となっていた。

主要樹種の永久方形区内での分布を見ると、ミズナラやイヌシデ、イタヤカエデなどの落葉高木の優占樹種はコドラート全体に比較的広く出現した（図3-9）。また常緑高木樹種のサワラも比較的広く出現した。一方でイヌブナは萌芽個体がほとんどであり、集中的な分布を示した。主要樹種の直径階分布を見ると（図3-10）、個体数の多いミズナラ、イヌシデ、サワラなどは細いクラスの個体が少なく一山型に近い直径階分布を示していた。イヌブナは細いサイズクラスの個体が比較的多かったが、ほとんど全ての幹が萌芽個体であり、実生による更新は全く見られなかった。

調査プロットを設置した調査地は、その地質図を見ると青木ヶ原溶岩流の中において、その被害を免れ島状に残存した古い地質の立地である（図3-1）。周囲には青木ヶ原溶岩の流れた跡が観察され、そこを境として植生パターンがはっきりと区別される。この古い地質は新富士火山中期溶岩流で、この地域は2900年ほど前に噴出したとされる大室山溶岩流にあたる。新富士火山新期溶岩である青木ヶ原溶岩が西暦864～866年に流出したときには、大室山が盾となってその裏側は溶岩の流入が遮られ古い地質が残ったことが図3-1から見て取れる。また調査地設定地点は島状に残っていることから大室山の影響だけでなく、マウント状の地形などのために、たまたまその被害を免れたものと考えられる。

この調査地は剣丸尾や青木ヶ原に比べて地質年代が古いことから、土壌深度も深く、70cm以上の深さである。剣丸尾や青木ヶ原は基本的に溶岩流上に未分解のリターが溜まっているだけであり、溶岩の窪みなどでは一部深いところもあるが全体的には土壌深度は10～20cm程度しかない。

この調査地においても過去にどの程度の人間による利用があったかについてはまだわかっていない。青木ヶ原林内で炭焼きが行われていたとすれば、島状に残存したこの落葉樹林についても同様の利用がなされてきたと考えられる。しかし冷温帯の極相的な種であるブナやミズナラの直径が50cmを越していることから、青木ヶ原林内と同様に森林構造を破壊するような大規模な人為的攪乱は少なくとも最近には起こっていないと考えてよい。一

方でこの森林の横には精進湖から富士山頂に続く、精進湖林道が通っている。一般的な登山客が現在この林道を通して富士登山を行うことは稀であるが、国道に繋がっているためにモトクロスバイクなどが林道内に入ることを確認しており、直接的・間接的な影響は無視できないものと考えられる。

各植生の比較

3箇所の調査地での幹数密度を比較すると、遷移段階が進むに従って減少することがわかる（図3-11）。高木樹種の幹数密度（本/ha）は剣丸尾1,474、青木ヶ原2,456、落葉樹林1,612と青木ヶ原ヒノキ・ツガ林で最も高くなっており落葉樹林でも極端に少ないわけではない。しかし亜高木・低木樹種の幹数密度（本/ha）を見ると剣丸尾6,122、青木ヶ原2,196、落葉樹林100と大幅に減少することが分かった。このように主に亜高木・低木層の発達具合によって遷移系列に伴う幹数密度の大幅な減少が見られることになる。特に大室山麓・落葉樹林では亜高木種の密度が低く、低木樹種そのものが全く出現しなかった。人為的な下刈りなどの可能性も現段階では否定できず、このような幹数密度の変化が富士北麓地域の一次遷移系列上の特徴であるかどうかについては、今後もう少し詳しい歴史的な調査が必要である。

一方で森林の現存量は剣丸尾アカマツ林で最も小さく、ヒノキ・ツガ林と落葉樹林ではほぼ同程度であった。胸高断面積合計は幹数密度ほどの大きな違いは見られなかった。剣丸尾では断面積合計は立地面積の0.54%で、青木ヶ原では0.60%、落葉樹林では0.46%であった。一般的に胸高断面積合計はよく発達した広葉樹林で0.5%程度、針葉樹林で0.7%程度になるといわれ、それぞれの各森林は各優占種の成熟度という意味では発達した森林と考えてよい。

3-3 森林の土壌呼吸量

3-3-1 土壌呼吸の測定方法

剣丸尾アカマツ林における土壌呼吸量（大気-土壌間の二酸化炭素フラックス）の測定には自動開閉式チャンバーを組み入れた自動連続測定システムによる測定を試みた（図3-12）。自動開閉式チャンバーは測定期間中には蓋を閉じ、それ以外は蓋を開ける仕組みになっており、チャンバー内の環境が外界に近い条件でフラックスを測定することができる。このチャンバーを用いた測定法をここでは自動開閉式チャンバー法（Automatic open/close chamber-method: AOCC-method）と呼ぶ。

システムの概略図を図3-13に示す。このシステムは制御用パソコンによって自動的に蓋が開閉する1~4番までのチャンバーを持っている。これら4個のチャンバーを永久コドラート内に約3mおきに設置した（図3-

12）。チャンバーの底面積は1,200cm²、土壌表面からの高さは約5cmである。制御用パソコンにセットした測定スケジュールでは、チャンバー1から自動的に蓋が閉まり測定が開始される。その直後にチャンバー内の空気はポンプによってガスクロマトグラフのガス吸入口との間を結ぶループ状の配管内を一定の流量で循環する。10分毎にガスサンプラーが空気サンプルを15cc採取し、ガスクロマトグラフによって濃度が測定され、その結果が制御用パソコンに送られる。1つのチャンバーに対して閉鎖系を作ってから、この一連の操作が10分毎に4回行われる。これにより、1つのチャンバー内のガス濃度変化が明らかにされ、この結果から1地点のフラックスを計算できる。各チャンバー内には熱電対が設置され、気温、土壌表面温度、地温（深さ5cm）を測定した。これらのデータも、同じく制御用パソコンに送られる（図3-13）。このシステムは本来3週間ほどの完全連続測定を続けることによって土壌呼吸を年間に渡って測定することが可能であるが、器械の調整などのためシステムが充分には稼動しない場合がある。フラックスの測定が行えなかった時期については実測データから以下の方法により推定を行った。まずこのシステムはフラックス測定を行っていないときには地温のモニタリングが出来ないので、研究所内の気象観測により1時間ごとに連続測定している地温（深さ1cm）と同時間のフラックス測定時の林内地温（深さ5cm）との相関をあらかじめ求めた。

$$ST_{AOCC} = 0.833 ST_{YIES} + 0.450 \quad (r^2 = 0.97) \quad (3-1)$$

ST_{AOCC}：AOCC法の測定地点での深さ5cmの地温

ST_{YIES}：山梨県環境科学研究所で連続測定している深さ1cmでの地温

この式を用いてAOCCシステムが止まっている間の林内の地温変化を推定した。さらに実測したフラックスデータと林内地温との相関を求め、推定した林内の1時間ごとの地温変化から1時間毎のフラックスの変化を計算した。

2003年には各調査地における土壌呼吸速度を測定した。調査地Ⅱと調査地Ⅲにおいては土壌呼吸速度（土壌表面からの二酸化炭素放出速度）の測定にDC（the dynamic closed chamber）法を用いた。開放型携帯用光合成蒸散測定装置（LI-6400, LI-COR社）に土壌呼吸チャンバー（LI-6400-09, LI-COR社、直径10.5cm）を取りつけたものを使用した。測定はほぼ毎月、ヒノキ・ツガ林では11時から12時、ミズナラ・ブナ林では13時30分から14時30分の時間帯に、それぞれ15地点で土壌呼吸速度を測定し、同時に土壌温度（地表面及び深さ5cmでの地温）、土壌含水率（深さ5cmまでの平均の体積含水率）の測定

を行った。2003年度には剣丸尾アカマツ林の土壤呼吸速度（土壌表面からの二酸化炭素放出速度）をCC（the closed chamber）法を用いて測定した。内径21cmのチャンバーを群落内に30個設置し、蓋を被せた後に真空バイアル瓶でチャンバー内の空気をサンプリングしてガスクロマトグラフにより二酸化炭素濃度の増加量を測定した。

3-3-2 剣丸尾アカマツ林の土壤呼吸量の年変動

剣丸尾アカマツ林におけるAOCC法により2000年に連続測定された土壤呼吸速度と気温と地温の日変化を示す（図3-14）。ここでは各季節において代表的な日を選んで、連続した2日間の土壤呼吸速度の変化を示した。土壤呼吸速度は4個の自動開閉式チャンバーの平均値を示している。2月の冬季には一般的に剣丸尾アカマツ林は雪に覆われており、気温は氷点下を示す場合もあるが地温は0℃で安定している。地温の変化がほとんどないので、土壤呼吸速度も明確な日変化は見せないが雪面上からもわずかな炭素フラックスが見られる（最大で33.7mgCO₂/m²/h）。雪解け後の4月になると気温と地温の日変化が見られるようになり、土壤呼吸速度も冬季より高くなって（最大74.6）わずかな日変化も観察されるようになる。夏季の8月になると、林内気温は日中には20℃を超えるようになり、気温・地温ともに明確な日変化が見られる。これに伴って、土壤呼吸速度も基本的には温度に依存した日変化を見せるようになり、最大で452.2 mgCO₂/m²/hの土壤呼吸速度を持つ。しかし夏季には各チャンバー間の土壤呼吸速度のばらつきが大きくなる傾向になる。11月の秋季になると気温は15℃以下でだいぶ低くなるが気温・地温の日変化に伴って土壤呼吸速度には日変化が見られた。

2000年から2002年の秋までにおいてAOCC法により連続測定が行えたすべての時期の土壤呼吸速度と土壤温度の実測値を図3-15に示す。2000年1年間は5月、6月を除くとほぼ年間に渡って土壤呼吸速度を連続的に測定できた。しかし2001年には機械のトラブルによって夏の最盛期のデータを取ることが出来なかった。土壤呼吸量の年変化を見ると、積雪に覆われている場合には3月の終わりまでは土壤温度はほぼ0℃で変化は少なくフラックスも少ないが、3月末からの地温の急速な上昇に伴ってフラックスも上昇し夏季に最大になるという明確な季節的变化を見せる。

AOCC法により算出された土壤呼吸速度と深さ5cmでの地温の間には明確な相関関係がある。図3-15に示した、3年間の実測値を使って林内地温と土壤呼吸速度との相関関係を見ると、温度の増加に伴って指数関数的に土壤呼吸速度は上昇した（図3-16）。図3-16の地温と土壤呼吸量との相関関係と、アカマツ林内の深さ5cmでの地温の推定値から1時間毎のフラックスを計算して

月ごとに積算した結果が図3-17である。一般的に夏に土壤呼吸量は最大になり、2000年では8月で0.80炭素トン/ha/月に、2001年には7月に0.86炭素トンに達した。一方で12～3月の冬の間は0.1炭素トン/ha/月以下であった。この値から2000年と2001年の1年間のフラックス（炭素トン/ha）を積算するとそれぞれ3.51、3.38と推定された。

3-3-3 2003年における3地点の土壤呼吸量の比較

2003年における各調査地での土壤呼吸速度（mgCO₂/m²/h）の測定値を図3-18に示す。土壤呼吸速度はどの調査地においても地温の増加と相関が見られ、雪解け後徐々に増加して夏に最大の値に達した。しかし鬱閉した森林であり、標高がほぼ等しい3箇所の調査地では明確な地温の差異は認められないと考えられるが、各時期の土壤呼吸速度の瞬間値は調査地間によって大きな差が見られた。土壤呼吸速度は夏の最盛期にはアカマツ林で350.4mgCO₂/m²/h（20.9℃）であった。一方でヒノキ・ツガ林での土壤呼吸速度はアカマツ林よりかなり大きくなり、夏の最盛期では558.4mgCO₂/m²/h（18.9℃）に達した。さらに落葉広葉樹林では季節的な土壤呼吸速度の変化が大きくなり、夏の最盛期には1198.2mgCO₂/m²/h（18.5℃）とヒノキ・ツガ林の2倍以上の土壤呼吸速度を持っていた（坂田・大塚 未発表データ）。

さらに各調査地での季節ごとの地温と土壤呼吸速度の測定値から両者の相関を求め、さらに各調査地での地温の連続的モニタリングから、年間の積算土壤呼吸量を推定することが可能である。年間土壤呼吸量（炭素トン/ha）は、アカマツ林ではAOCC法により2000年と2001年に測定した値とほぼ同じであり、3.5であった。一方でヒノキ・ツガ林では年間土壤呼吸量は倍増し6.9、落葉広葉樹林ではさらに増加して10.9となり、一次遷移に伴って土壤呼吸量は大きく増加していくことが示唆された。

3-4 剣丸尾アカマツ林の純一次生産量と生態系純生産量

3-4-1 方法

純一次生産量（NPP）とは植物による二酸化炭素取りこみ量の森林全体での総量をいい、一定期間内に植物体の組織や貯蔵物質のかたちで具現化し蓄積された有機物量である。森林の純一次生産量は動物による捕食が無視できると仮定すれば、ある期間内の森林の成長量と枯死・脱落による損失量の和として求められる（木村1976; Shidei and Kira1977）。このような方法は積み上げ法と呼ばれ実際の1年間の純一次生産量（ANPP）は、

Ⅱ-2で説明したように以下の式で表される。

$$\text{ANPP} = 1 \text{ 年間の現存量の増加量} + \text{枯死・脱落量} \quad (3-2)$$

$$= 1 \text{ 年間の新生部分の現存量} + \text{新生部分の枯死・脱落量} \quad (3-3)$$

式(3-3)では新生部分の現存量を調査するとともに、枯死・脱落量についても新生部分と古い部分を分離する必要がある。アカマツは葉の寿命が約2年であるためにリターとして回収される葉にはその年に出来た新しい葉と過去に作られた古い葉が混在しており、その分離は実際上困難である。

このため本研究では主に式(3-2)を利用して森林のANPPを推定した。森林全体での成長量(現存量の増加量)を調べる方法はいくつかあるが、非破壊的な調査が行えること、樹種やサイズに依存した成長量が把握できることなどの利点のために、全個体の胸高直径(DBH)を毎年測定して森林全体の現存量の変化を調べる方法を採用した。DBHと樹木個体の乾燥重量との間には一般的に高い相関関係があり、本調査地の樹木についてこの関係式が調べられている(Tanabe et al.2003)。このためDBHの年成長量を正確に測定することができれば、各個体の乾重成長量と森林全体の現存量の変化を推定することができる。そこで測定位置をペンキで記したDBH5cm以上の全個体について2001年3月にDBHの再測を行い、さらに同年9月に生死の確認を行って2000年1年間での樹木成長と生残を調査した。また2001年12月に3回目の直径測定を行い、2002年9月に生死の確認を行い2001年1年間での樹木成長と生残を調査した。

森林全体での枯死・脱落量を測定するために、まず林冠から落ちてくる葉や小枝(リターフォール)の量を測定する方形のリタートラップ20個(各1m²)を永久コードラート内にランダムに設置した(図3-4)。また大型の枝はリタートラップでの計測が難しいために、永久コードラート内の9個のサブコードラート(各100m²)に落ちている枝を一旦きれいに切り払ったのち、そこを枝トラップとして利用した(図3-4)。リタートラップと枝トラップは2000年4月より毎月1回収した。枝トラップでは地表に落ちている直径1.5cm以上の枝をすべて拾い集め、リタートラップでは葉・枝・樹皮・果実・花などに仕分けして70℃で48時間以上乾燥後重量を測定した。

3-4-2 結果と考察

リター量の変動

図3-19に2000年から2002年までの3年間の剣丸尾アカマツ林でのリタートラップと枝トラップによる枯死・脱落量の季節変化を示した。落葉広葉樹林だけでなく常

緑針葉樹林でもリターフォールは一般的に秋の落葉季に集中する場合が多い。

本調査地はアカマツとソヨゴを中心とする常緑針広混交林であるが落葉季は秋で、リターフォールのほとんどが10、11月に集中していた。

枝トラップによる太枝の枯死・脱落量は明確な季節変化をもたず、リター量に比べて通常はわずかな量であった。しかし特に冬季にたくさんの枝が落ちる傾向がある。2000年から2001年の冬は記録的な大雪で(河口湖測候所では観測史上最高)、雪による重みで冬の間に多くの枝が落下したと考えられた。このように剣丸尾アカマツ林では夏季の台風のような風による影響よりも冬季の降雪によって枝が落下するケースが多く、初春の枯死・脱落量が他の季節よりもやや大きくなる傾向が見られた。

2000年4月から2001年3月までの1年間での林冠からの枯死・脱落量(乾燥重量トン/ha)は枝トラップによる太枝を含めて6.58(葉が3.91、その他が2.67)であり、2001年4月から2002年3月までの枯死・脱落量は4.93(葉が3.63、その他が1.30)、2002年4月から2003年3月までの1年間は7.26(葉が3.83、その他が3.43)で2001年はだいぶ少なかった。葉のリター量は3年間であまり変化がなく、枯死・脱落量の年較差は主に枝の脱落量の差異であり、特に冬季の降雪量の差異が影響している。3年間の枯死・脱落量の平均値は葉が3.79、その他が2.47であり、合計で6.26であった。通常リターフォールは年変動が大きく5年以上は継続して調査しないと正確な値は把握できない。特に枝トラップによる大型の枝は、降雪や台風などの攪乱によって大幅に増減することが考えられ、今後も継続した調査が必要となる。

剣丸尾アカマツ林の3年間の個体群動態

2000年4月から2002年4月までの2年間における永久コードラート内の群落変化を表3-5にまとめた。2000年4月の段階では直径5cm以上の幹数は2,236本であった。このうちアカマツは819本であったが、この中の13本が2000年に立ち枯れて1年後には806本となり、さらに2001年に7本が枯れて799本となった。アカマツは直径5cm以下の個体は全く存在せず、毎年10本程度の個体が枯れて確実に個体数は減少傾向にある。

アカマツ以外の高木種については、2000年に2本、2001年に4本が立ち枯れたが5cm以下からの新規加入個体がそれぞれの年に3本と2本あった。結果的に322本から2年後には321本になりほとんど個体数は変化していない。直径5cm以上の亜高木・低木種(主にソヨゴ)は個体数が多く2000年4月に1,095本存在した。立ち枯れ木は2000年には9本、2001年には4本あったが、5cm未満からの新規加入個体数が比較的多く、2002年の4月時点では幹数は1,149本に増加した。

森林の現存量はアカマツ及びその他の樹種とも増加傾向にある。本森林では森林全体の現存量の85%以上をアカマツが占めていた。全体の現存量（1 haあたりの乾燥重量）は2000年4月時点で247.66トン、2001年4月には250.72トン、2002年4月には253.12トンと現存量は毎年2トン以上増加していた。また1年間の立ち枯れ木は全体で2000年は24本、2001年は15本であり、その重量（乾燥重量）はそれぞれ1.18トン、0.77トンと換算された。

2年間の樹木成長量

本研究では永久コドラート内の直径5 cm以上の全ての樹木個体の直径成長を連続的に調査しているので、立ち枯れで死んでいく個体を除いた生残個体の直径成長を乾燥重量に換算することによって、森林の現存量の変化ではなく樹木個体の1年間の総成長量を計算することが可能になる。図3-20にアカマツとその他の樹種を区別して1年間の直径成長量を示した。アカマツの直径成長量は基本的に樹木サイズ（胸高直径）に比例しており、一次での正の相関関係が両年ともに認められた。アカマツは最大で7 mm程度の年間直径成長量を持っていたが、1割程度の個体は直径成長がマイナスになった。2000年（a）と2001年（b）のアカマツの成長量を比較してみると2001年の方が回帰直線の傾きが小さく、全体的に各個体の成長が悪いことが明らかとなった。アカマツ以外の樹種については成長量自体が小さいので個体サイズと年間直径成長量との間には明瞭な相関関係は認めたいが、全体としてはやはり2000年のほうが直径成長量は大きい傾向があった。樹木全体での年間の乾重成長量は、アカマツでは2000年の総成長量（太根を含む）が3.46トン、2001年は2.48トンであり、2000年は2001年よりも約1.5倍大きかった。アカマツ以外の樹種についても2000年の方が2001年よりわずかに大きく、全体としては2000年の総成長量が4.32トンで2001年は3.25トンとなった。このことは2001年に比べて、2000年の方が樹木にとっての生育環境が良かったことを物語っている。

剣丸尾アカマツ林の1年間の純一次生産量（ANPP）

表3-5に示した1年間の森林の現存量変化量と立ち枯れ木の年間量、図3-19に示したリターフォールによる枯死・脱落量の1年間での集計量から、本調査地の2年間のNPPを計算することが出来る。立ち枯れ木の枯死量は実際にその年に枯死した量であるのでそのまま利用し、リタートラップによる枯死・脱落量は3年間の平均値を使用した。

$$\begin{aligned} \text{ANPP} &= \text{森林全体での成長量} + \text{枯死・脱落量} \\ &= (250.72 - 247.66) + (1.18 + 6.26) = 10.50 \text{ トン} \\ &\quad (2000\text{年}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} &= (253.12 - 250.72) + (0.77 + 6.26) = 9.43 \text{ トン} \\ &\quad (2001\text{年}) \end{aligned}$$

2000年と2001年の純一次生産量を比較すると2000年のほうが1トン以上大きくなった。これは現存量増加量が2000年のほうが0.66トンほど大きく樹木成長が2000年の方が大きかったことに起因している。このように純一次生産量は同じ森林でも年によりかなり変動することが明らかとなった。

Kira (1977) がアカマツ林の地上部NPPについてまとめた研究によれば、平均で13.64±5.00トンであり、本調査地の値はアカマツの地下部の成長量も加算していることを考えると、やや平均値より小さい。しかしながら本調査地は標高1,030mの落葉広葉樹林帯で、アカマツ林としてはかなりの高標高に成立する森林であり、降雪量も多い。また一般的に森林の発達に伴って純一次生産量はやや減少しながら安定した値になることが知られており、アカマツ林の研究では樹齢20年前後でNPPがピークとなり、その後減少して70年生ぐらいでほぼ安定した値になることも知られている（蜂屋ら1989）。本研究ではアカマツの地下部の年間成長量も算入されているが、この値を差し引いても貧栄養の溶岩立地上に成立した90年生以上の成熟したアカマツ林としては比較的大きなNPPを持っていることがわかってきた。

剣丸尾アカマツ林の1年間の生態系純生産量

森林生態系の実質的な二酸化炭素吸収能力を示す生態系純生産量（NEP）は、いままで結果で示してきたような個々の生物活動の総計として以下の式によって表せる。

$$\begin{aligned} \text{NEP} &= \text{森林の純一次生産量（NPP）} \\ &\quad - (\text{土壌呼吸量} - \text{根の呼吸量}) \quad (3-4) \end{aligned}$$

$$\text{土壌呼吸量} - \text{根の呼吸量} = \text{微生物の呼吸量}$$

剣丸尾アカマツ林において2000年と2001年の樹木による純一次生産量とAOCC法による年間の土壌呼吸量の推定を行った。純一次生産量は乾燥重量ベースで計算したので、植物体中の炭素含有量を仮に50%とすると炭素ベースでは2000年と2001年でそれぞれ1haあたり5.25炭素トン、4.72炭素トンとなる。年間の土壌呼吸量は図3-17に示したように2000年と2001年それぞれで3.51炭素トン、3.38炭素トンとなった。根の呼吸量についてはその測定法について現在検討中であり、過去の文献の単純な平均値である土壌呼吸量の46%を採用すると2000年と2001年それぞれで1.61炭素トン、1.55炭素トンと計算された。微生物呼吸量は土壌呼吸量から根の呼吸量を差し引いた値である。この結果から、1年間の生態系純生産

量 (NEP) を計算すると2000年1年間では3.35炭素トン、2001年1年間では2.89炭素トンであると推定された (表3-6)。

2000年と2001年の2年間の測定結果から、剣丸尾アカマツ林の炭素循環のプロセスを図3-21に示した。剣丸尾アカマツ林の実質的な炭素吸収量である純一次生産量は年間1haあたり5.0炭素トンである。固定された炭素のうち1.4が植物バイオマスの増加量として植物体中に蓄積し、残りの3.6は枯死・脱落して土壌へと供給されている。土壌呼吸量は3.4であり根呼吸の割合を46%とすると微生物呼吸量は1.9であり、地上部からの枯死・脱落量が3.6であるので土壌中炭素は1.7増加した。結果的に剣丸尾アカマツ林のNEPは3.1であり、土壌植物体中に1.4、土壌中炭素として1.7が1年間に蓄積されたことになる。

2年間のNEPの変動要因

岐阜大学高山試験地での先駆的な研究によって、森林生態系の生態系純生産量 (NEP) は年によってかなり変動することが明らかとなり (Yamamoto et al.1999)、今後のモデリング研究等に重大なインパクトを与えた。このため近年になって、アジア各地の様々な陸上生態系でタワー観測を利用した微気象学的な手法によるNEP (NEE) の連続測定が増加している。しかし、森林のNEPの年変動原因をタワー観測だけで明らかにするのは困難である。NEPは森林の純一次生産量 (NPP) から土壌呼吸量 (厳密には根の呼吸量を除いた土壌微生物の呼吸量) を差し引いたものであり、植物の物質生産による有機物の蓄積速度と、土壌微生物による土壌有機物の分解速度のバランスで決まっている。このためNEPの正確な推定と年変動メカニズムの解明のためには、タワー観測を使った微気象学的な手法による測定と連動して、生物の機能変化を直接調べるバイオプロセス調査によるNEPの定量的評価が急務である。

本研究では、2000年と2001年の2年間の生態系純生産量 (NEP) の推定を試みた。その結果2000年は実質的な炭素吸収量が年間1haあたり3.35トンで2001年は2.89トンであり両者の間に差異があることが明らかとなった (表3-6)。今後タワーフラックスデータとのつき合わせなどによって、数値の信頼性について検討する必要があるが、この値は植物による実質的な炭素吸収量 (ANPP) と微生物による呼吸量 (土壌呼吸-根の呼吸) のバランスとして算出されており、2001年は2000年に比べてANPPは少ないにもかかわらず、土壌呼吸量には大きな差がなく結果的にNEPに大きな差異が見られた。2001年のANPPが小さくなった原因としては、植物の成長量そのものが2001年で悪くなっていることが影響しており、植物にとっての生育環境が2001年のほうが悪かったこと

を意味しているだろう。

ANPPの推定に関わるもうひとつの重大な問題は地下部の生産量である。本研究ではアカマツについては胸高直径と地下部現存量との相対成長関係から、地下部の毎年の成長量を算入している。しかしながら掘り取り調査によって推定できる地下部は主に主根となる太い根だけである。一方で細根のバイオマスは主根に比べて非常に少ないが、その寿命が短いためにターンオーバーは主根の10倍以上になる場合もあり、1年間の根の生産量としてはむしろ細根の成長量を調査する必要がある。これについては方法論も含めて森林の炭素収支における最重要問題となっており、土壌中にカメラを埋め込んで直接的に観察する方法なども行われている。しかし本調査地では溶岩流上の植生で土壌がほとんど存在せず、根を掘り取ったり、直接観察することには物理的な困難さがあり、今後検討する必要がある。

3-5 2004年11月における現存量および純一次生産量の測定

メソスケールでの炭素収支の定量化を考えた場合、解析対象範囲を代表する生態系のそれぞれの調査地においてより小さなスケールで観測されたデータは、メソスケールでの面的定量把握のために必須のグランドトゥールースとして機能する。本報告書の後半 (Ⅱ-4およびⅡ-5) では、リモートセンシングにより認識された森林生態系の空間的モザイク構造を基に現存量および純一次生産量の面的推定を行っているが、ここではそのグランドトゥールースとして用いた地上での実測データについて述べる。

3-5-1 測定方法

純一次生産量NPPは、「3-4 剣丸尾アカマツ林の純一次生産量と生態系純生産量」に述べた方法で式(3-2)を利用して測定した。

現存量の増加量 (成長量) の測定方法は次の通りである。

調査地Ⅰ：剣丸尾アカマツ林では、2003年11月および2004年11月に胸高直径DBHを測定し、Tanabe et al. (2003) による相対成長式を用いてDBHから現存量に換算した後、2003年11月から2004年11月までの1年間の現存量増加量として決定した。

調査地Ⅱ：青木ヶ原樹海ヒノキ・ツガ林では、2001年11月および2004年11月にDBHを測定し、Shidei and Kira (1977) による相対成長式を用いてDBHから現存量に換算した後、2001年11月から2004年11月までの現存量増加量を求めて年数で除算して決定した。

調査地Ⅲ：大室山麓落葉広葉樹林では、展葉前の2004

年4月と2004年11月にDBHを測定し、Shidei and Kira (1977) による相対成長式を用いてDBHから現存量に換算した後、2004年4月から2004年11月までの現存量増加量として決定した。

枯死・脱落量のうち、枯死量については、展葉中に樹木の生死を確認して枯死量を求めた。また、脱落量については、1 m²のリタートラップをアカマツ林とヒノキ・ツガ林で10個、落葉広葉樹林で8個設置し、2004年5月から2004年11月までのリターを集めた。集めたりターは葉とその他に分類し、70℃で48時間以上乾燥させ、重量を測定した。

3-5-2 測定結果と考察

各調査地における純一次生産量NPPおよび現存量（バイオマス）の測定データを表3-7に示す。純一次生産量NPP（乾燥重量トン/ha）はアカマツ林で10.88、ヒノキ・ツガ林で13.32、落葉広葉樹林で12.91だった。NPPの内訳は次のような内容である。アカマツ林では現存量の増加量が3.77、枯死量が1.15、脱落量が5.96（葉3.87、その他2.09）であった。ヒノキ・ツガ林では現存量の増加量が4.20、枯死量が2.15、脱落量が6.96（葉4.10、その他2.86）であった。落葉広葉樹林では1年間の測定のみであったので枯死量は求めることができず、現存量の増加量が7.24、脱落量が5.67（葉3.42、その他2.25）であった。この結果、アカマツ林では純一次生産量が他の2つの森林に比較して低く、ヒノキ・ツガ林と落葉広葉樹林では同程度であった。これは、それぞれの森林で優占する樹種の成長速度が異なることなど、様々な原因が考えられる。また、落葉広葉樹林では1年分の枯死・脱落量が求まっていないことがあり、十分な結果とはなっていないため、今後も継続した調査が必要となる。

一方、2004年11月時点の現存量（乾燥重量トン/ha）はアカマツ林で288.21、ヒノキ・ツガ林で446.16、落葉広葉樹林で318.71であり、剣丸尾アカマツ林で最も小さく、落葉広葉樹林ではやや増大し、ヒノキ・ツガ林で最も大きくなる結果となった。

NPPについては1年分の枯死・脱落量が求まっていないことがあり十分な結果とはならなかった。

本報告書の後半、リモートセンシングによる地上部現存量（Ⅱ-4）および純一次生産量（Ⅱ-5）の面的推定では、ここで述べた2004年11月に調査地で測定した現存量および純一次生産量をグラントゥールースとして利用している。

引用文献

古野東洲・川那辺三郎（1967）和歌山演習林におけるモミ、ツガ林の生産力調査，第1報 主としてモミ林に

ついて，京都大学演習林報告，39，9-26.

呉建業・中村俊彦・濱谷稔夫（1989）富士山青木ヶ原における針葉樹林の分布と群落構造，東大農学部演習林報告，81，69-94.

蜂屋欣二・竹内郁雄・秋一延（1989）高密度のアカマツ林の一次生産の解析，林試研報，354，39-97.

Kira, T. (1977) Production rates. In: Primary productivity of Japanese forests — productivity of terrestrial communities— (Ed. by Shidei, T. & Kira, T.), pp. 101-114. University of Tokyo Press.

木村允（1976）陸上植物群落の生産量測定法，共立出版株式会社

Ohtani, Y., Mizoguchi, Y., Watanabe, T., Yasuda, Y. and Toda, M. (2001) Carbon dioxide flux above an evergreen needle leaf forest in a temperate region of Japan. Proc. Sixth Int'l Carbon Dioxide Conf., 1-5.

大塚俊之・後藤巖寛・杉田幹夫・中島崇文・池口仁（2003）富士山北麓剣丸尾溶岩流上のアカマツ林の起源，植生学会誌，20，43-54.

Ohtsuka, T., Akiyama, T., Hashimoto, Y., Inatomi, M., Sakai, T., Jia, S. Mo, W., Tsuda, S. and Koizumi, H. (2005) Biometric based estimates of annual net primary production (NPP) in a cool-temperate deciduous forest stand beneath a flux tower. Agricultural and Forest Meteorology, 134 (1-4), 27-28.

小山真人（1998）歴史時代の富士山噴火史の再検討，火山，43（5），323-347.

篠原博（1967）富士山麓青木ヶ原原生林の植生，都留文科大学紀要，4，45-87.

篠原博（1968）富士山丸尾上の植生について，都留文科大学紀要，5，14-29.

Shidei, T. and Kira, T. ed. (1977) Primary productivity of Japanese forests, — Productivity of terrestrial communities—, JIBP Synthesis, vol.16, University of Tokyo Press, 289p.

Tanabe, H., Nakano, T., Mimura, M., Abe, Y. and Mariko, S. (2003) Biomass and net primary production of a *Pinus densiflora* forest established on a lava flow of Mt. Fuji in central Japan. J. For. Res., 8, 247-252.

Yamamoto, S., Murayama, S., Saigusa, N. and Kondo, H. (1999) Seasonal and inter-annual variation of CO₂ flux between a temperate forest and the atmosphere in Japan. Tellus 51B, 402-413.

湯浅保雄・駒形英之（1971）富士山剣丸尾溶岩流上の天然生アカマツ林の植生，静岡大学農学部研究報告，21，15-22.

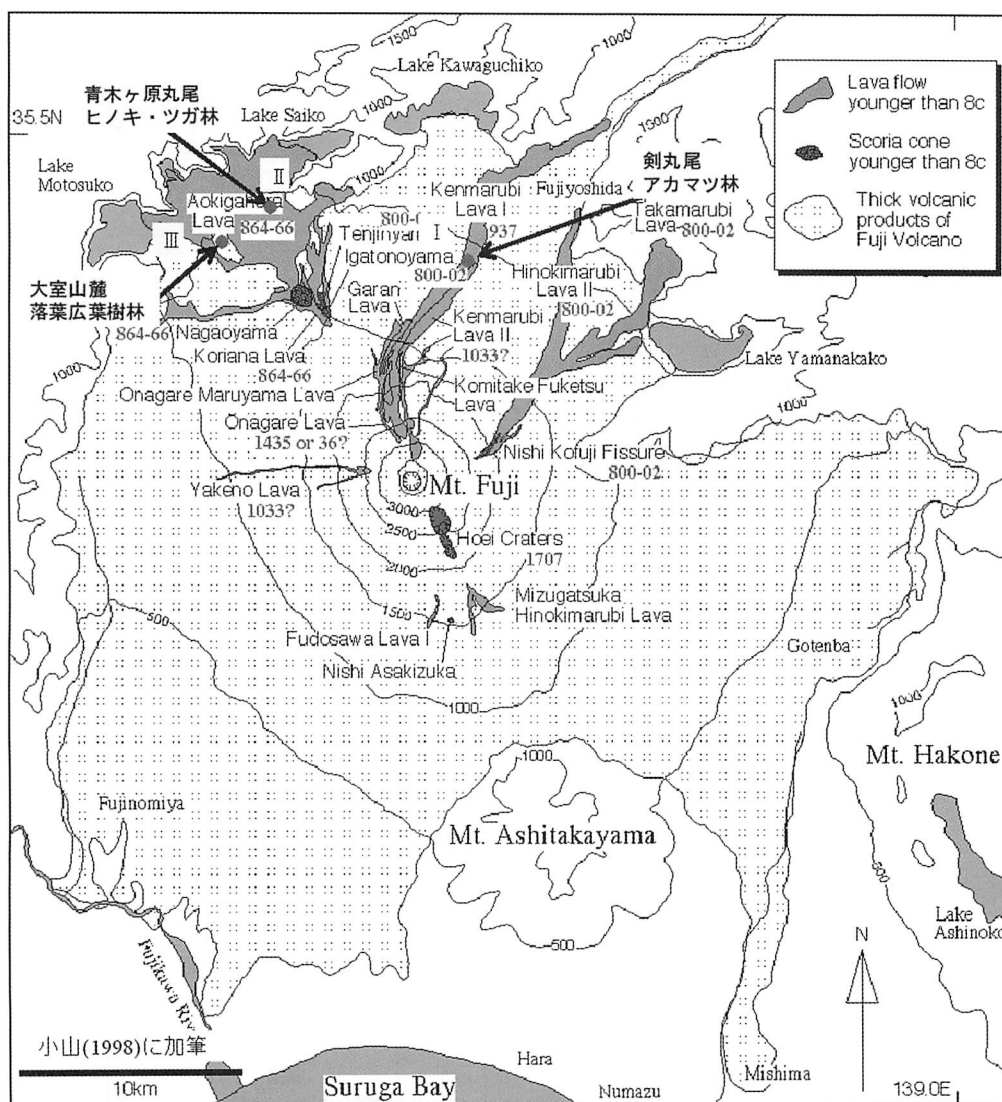


図3-1 富士北麓地域における生態学的手法による炭素収支測定を行った3箇所の森林生態系
富士北麓地域には、流出年代の異なる複数の溶岩（丸尾）が存在している。

表3-1 調査地の状況

| 調査地 | I. 剣丸尾 | II. 青木ヶ原 | III. 大室山麓 |
|-----------|--------|-----------|------------------------------|
| コードラートサイズ | 0.89ha | 0.25ha | 0.25ha |
| 優占種 | アカマツ | ヒノキ ツガ | ミズナラ クマシデ イタヤカエデ ブナ |
| 母岩 | 剣丸尾溶岩 | 青木ヶ原溶岩 | 大室山噴出物 |
| 噴火年 | 西暦937年 | 西暦864年 | 二千年以上前 |
| 森林成立年代 | 90年前 | 数百年前 | 千年以上前 |



図 3-2 炭素収支測定を行った、富士北麓剣丸尾溶岩流上のアカマツ林の相観

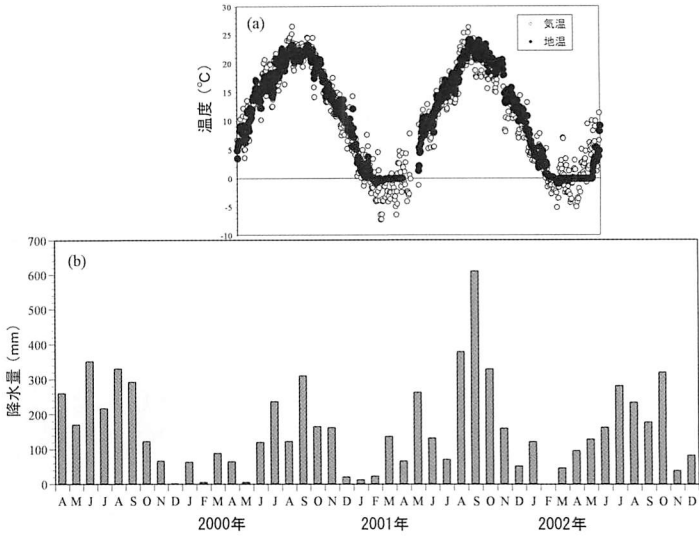


図 3-3 剣丸尾アカマツ林内に位置する山梨県環境科学研究所における気象観測データ
(a) 気温と深さ 1 cm での地温
(b) 月別の積算降水量

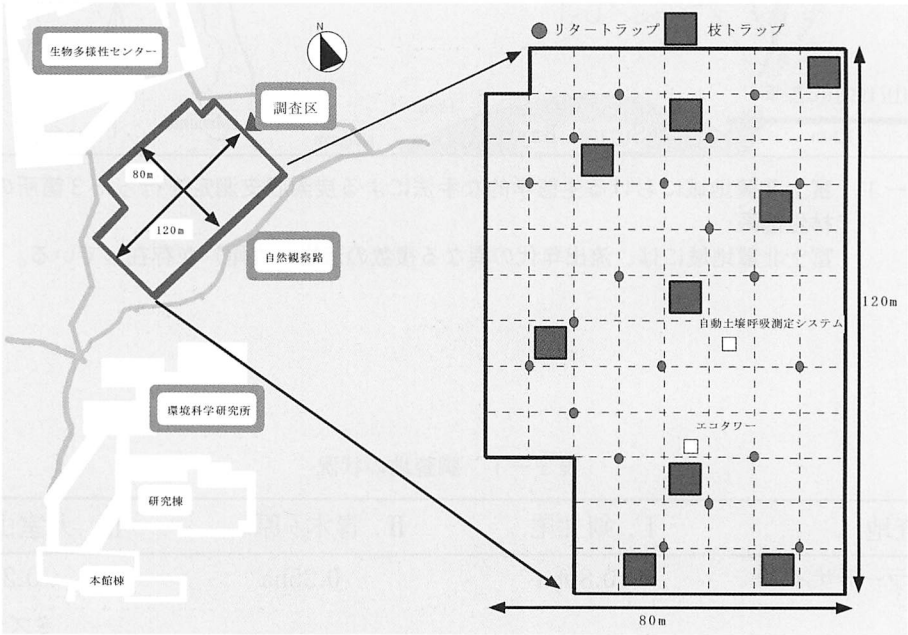


図 3-4 剣丸尾アカマツ林内に設置された0.89haの永久方形区と、永久方形区内のリタートラップ（20個）、枝トラップ（9箇所）の位置を示す
点線は10m×10mのサブコドラートを示す。

表 3-2 剣丸尾アカマツ林の永久方形区における樹高1.3m以上の個体の種組成

| 種 (*は優占種) | 胸高断面積 | | 胸高直径 (cm) | | 幹数 | |
|--------------|--------------------|--------|-----------|------|------|--------|
| | m ² /ha | % | 平均値 | 最大値 | 本/ha | % |
| 常緑高木樹種 | | | | | | |
| * 1 アカマツ | 42.96 | 79.71 | 23.5 | 47.9 | 912 | 12.01 |
| 2 ツガ | 0.12 | 0.23 | 10.0 | 27.3 | 7 | 0.09 |
| 3 モミ | 0.07 | 0.13 | 10.0 | 28.0 | 3 | 0.04 |
| 4 ウラシノモミ | 0.01 | 0.01 | 3.8 | 8.9 | 3 | 0.04 |
| 落葉高木樹種 | | | | | | |
| 5 コナラ | 1.01 | 1.87 | 8.6 | 24.2 | 137 | 1.80 |
| 6 ミスナラ | 0.57 | 1.06 | 6.4 | 20.2 | 137 | 1.80 |
| 7 クマシデ | 0.42 | 0.79 | 4.9 | 22.4 | 164 | 2.16 |
| 8 ミヤマサクラ | 0.39 | 0.73 | 9.6 | 23.9 | 44 | 0.58 |
| 9 ミスメ | 0.24 | 0.44 | 18.3 | 38.9 | 7 | 0.09 |
| 10 シナノキ | 0.12 | 0.22 | 6.0 | 16.1 | 32 | 0.41 |
| 11 シラカンバ | 0.10 | 0.19 | 14.2 | 21.8 | 6 | 0.07 |
| 12 カラマツ | 0.10 | 0.18 | 23.0 | 27.3 | 2 | 0.03 |
| 13 クヌギ | 0.06 | 0.12 | 11.5 | 17.2 | 6 | 0.07 |
| 14 ケヤマハンノキ | 0.02 | 0.05 | 16.8 | 16.8 | 1 | 0.01 |
| 15 コハウチワカエデ | 0.02 | 0.04 | 14.6 | 14.6 | 1 | 0.01 |
| 16 ミスギ | 0.02 | 0.03 | 6.8 | 9.0 | 5 | 0.06 |
| 17 コシアブラ | 0.01 | 0.02 | 11.1 | 11.1 | 1 | 0.01 |
| 18 イロハモミジ | 0.01 | 0.02 | 10.3 | 10.3 | 1 | 0.01 |
| 19 ヤマナラシ | 0.01 | 0.01 | 9.3 | 9.3 | 1 | 0.01 |
| 20 イヌエンジュ | 0.01 | 0.01 | 6.3 | 8.0 | 2 | 0.03 |
| 21 イタヤカエデ | 0.01 | 0.01 | 4.4 | 8.3 | 2 | 0.03 |
| 小計 | 46.27 | 85.86 | 17.3 | 47.9 | 1474 | 19.41 |
| 常緑亜高木樹種 | | | | | | |
| 22 ソコ | 3.70 | 6.87 | 4.8 | 16.7 | 1725 | 22.71 |
| 23 ネズ | 0.25 | 0.47 | 9.7 | 18.1 | 29 | 0.38 |
| 落葉亜高木樹種 | | | | | | |
| 24 ネシギ | 0.91 | 1.70 | 3.1 | 10.4 | 984 | 12.96 |
| 25 リョウブ | 0.62 | 1.16 | 4.6 | 9.4 | 344 | 4.53 |
| 26 マルバアオダモ | 0.40 | 0.74 | 3.4 | 8.5 | 375 | 4.94 |
| 27 ヒロハツリバナ | 0.26 | 0.48 | 2.9 | 9.1 | 248 | 3.27 |
| 28 ウリカエデ | 0.26 | 0.48 | 6.5 | 13.4 | 67 | 0.89 |
| 29 アスキナシ | 0.14 | 0.26 | 5.6 | 11.4 | 47 | 0.62 |
| 30 アオハダ | 0.11 | 0.21 | 5.2 | 10.0 | 44 | 0.58 |
| 31 タンコウハイ | 0.08 | 0.15 | 3.0 | 6.4 | 92 | 1.21 |
| 32 ヤマウルシ | 0.07 | 0.13 | 3.9 | 6.8 | 52 | 0.68 |
| 33 マメサクラ | 0.05 | 0.09 | 3.6 | 12.9 | 32 | 0.41 |
| 34 ズミ | 0.01 | 0.01 | 5.4 | 6.0 | 2 | 0.03 |
| 35 ヤマトアオダモ | 0.00 | 0.01 | 5.6 | 5.6 | 1 | 0.01 |
| 小計 | 6.88 | 12.77 | 4.1 | 18.1 | 4043 | 53.22 |
| 常緑低木樹種 | | | | | | |
| 36 アセビ | 0.05 | 0.10 | 3.3 | 8.1 | 44 | 0.58 |
| 落葉低木樹種 | | | | | | |
| 37 ミツハツツシ | 0.26 | 0.48 | 1.8 | 4.3 | 885 | 11.66 |
| 38 ナツハセ | 0.18 | 0.32 | 1.8 | 4.6 | 575 | 7.57 |
| 39 リウツギ | 0.16 | 0.29 | 3.8 | 7.4 | 116 | 1.52 |
| 40 ツクハネウツギ | 0.04 | 0.08 | 1.4 | 2.8 | 228 | 3.00 |
| 41 ミヤマガマズミ | 0.02 | 0.04 | 1.8 | 3.7 | 72 | 0.95 |
| 42 ツリバナ | 0.01 | 0.02 | 1.8 | 5.1 | 30 | 0.40 |
| 43 ナンキンナナカマド | 0.01 | 0.01 | 1.5 | 3.8 | 27 | 0.36 |
| 44 ウツギ | 0.00 | 0.01 | 1.4 | 2.4 | 25 | 0.33 |
| 45 ツノハシハミ | 0.00 | 0.01 | 1.6 | 2.9 | 17 | 0.22 |
| 46 スノキ | 0.00 | 0.01 | 1.3 | 2.4 | 24 | 0.31 |
| 47 オトコウツメ | 0.00 | 0.00 | 1.2 | 2.0 | 17 | 0.22 |
| 48 コマユミ | 0.00 | 0.00 | 2.3 | 2.5 | 3 | 0.04 |
| 49 ハナイカダ | 0.00 | 0.00 | 1.0 | 1.0 | 12 | 0.16 |
| 50 ハイカウツギ | 0.00 | 0.00 | 3.2 | 3.2 | 1 | 0.01 |
| 51 ヤブムラサキ | 0.00 | 0.00 | 1.3 | 1.8 | 2 | 0.03 |
| 小計 | 0.74 | 1.37 | 1.9 | 8.1 | 2079 | 27.37 |
| 合計 | 53.89 | 100.00 | 6.1 | 47.9 | 7595 | 100.00 |

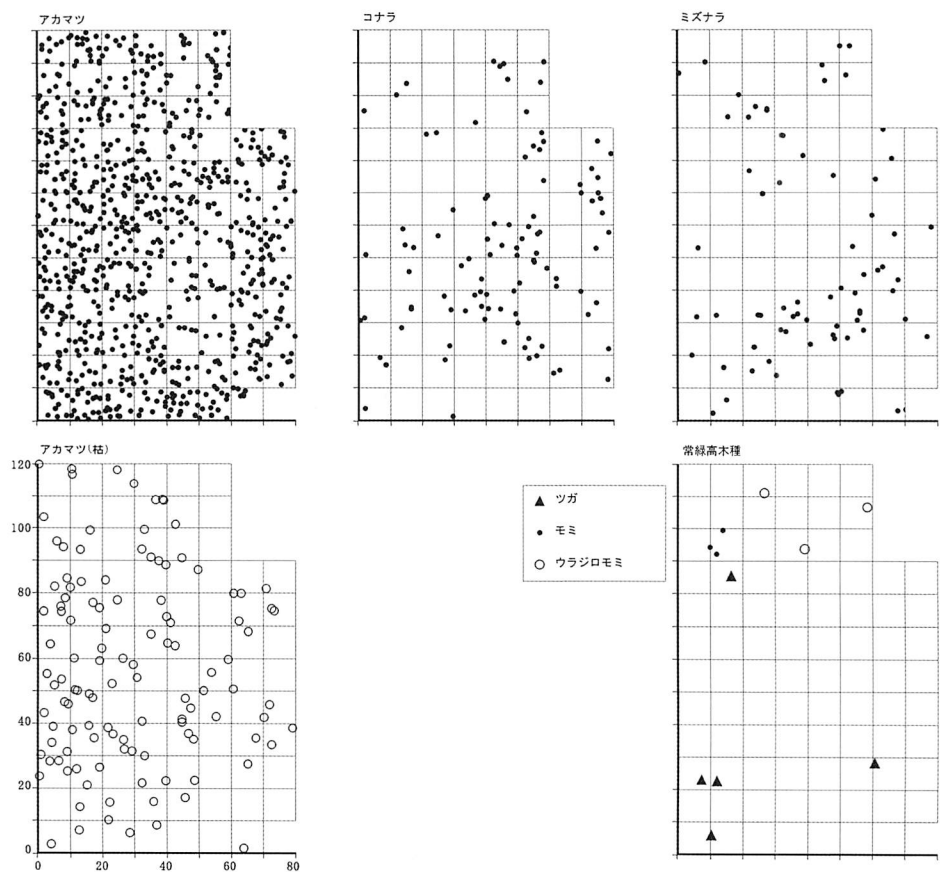


図 3-5 剣丸尾アカマツ林の永久方形区における主要樹種の位置図

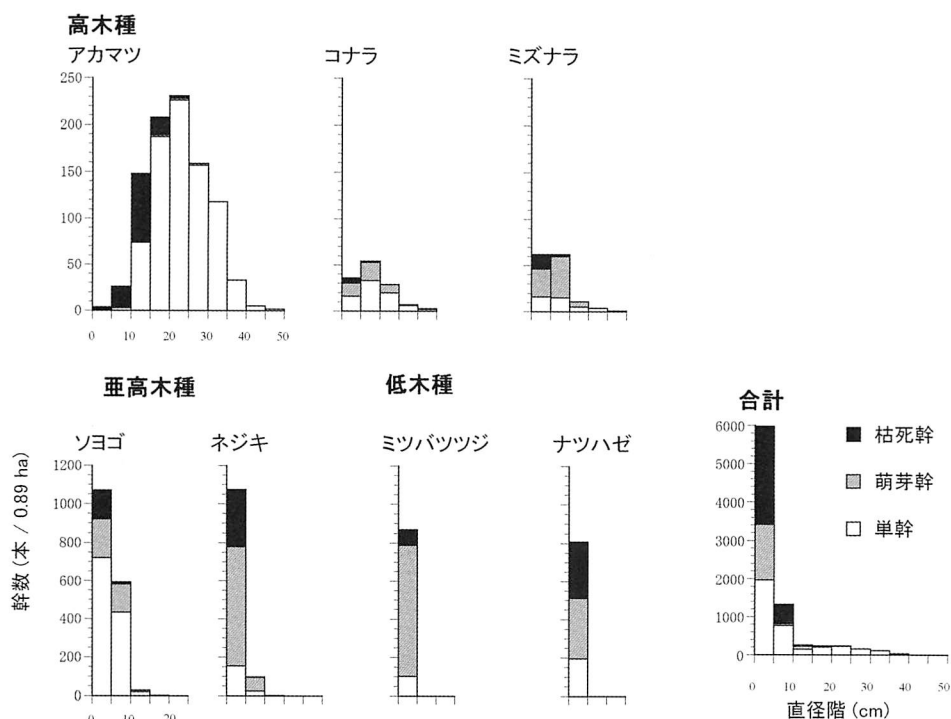


図 3-6 剣丸尾アカマツ林の永久方形区における主要樹種の直径階分布

表3-3 青木ヶ原ヒノキ・ツガ林の永久方形区における樹高1.3m以上の個体の種組成

| 種 (*は優占種) | 胸高断面積 | | 胸高直径(cm) | | 幹数 | |
|----------------|--------------------|--------|----------|------|------|-------|
| | m ² /ha | % | 平均値 | 最大値 | 本/ha | % |
| 常緑高木樹種 | | | | | | |
| * 1 ヒノキ | 27.42 | 45.36 | 13.4 | 59.6 | 968 | 20.8 |
| * 2 ツガ | 15.88 | 26.27 | 19.9 | 60.5 | 292 | 6.3 |
| 3 ヒメコマツ | 3.12 | 5.16 | 40.6 | 79.0 | 16 | 0.3 |
| 4 ウラシロモミ | 0.02 | 0.04 | 6.0 | 7.6 | 8 | 0.2 |
| 落葉高木樹種 | | | | | | |
| 5 ミスメ | 3.23 | 5.34 | 13.2 | 26.2 | 200 | 4.3 |
| 6 ミスナラ | 2.38 | 3.93 | 23.0 | 43.0 | 40 | 0.9 |
| 7 ヤマザクラ・ミヤマザクラ | 1.87 | 3.09 | 13.8 | 23.0 | 112 | 2.4 |
| 8 コミネカエデ | 1.32 | 2.18 | 6.7 | 16.0 | 312 | 6.7 |
| 9 ヒトツバカエデ | 0.88 | 1.45 | 7.9 | 18.0 | 156 | 3.4 |
| 10 クマシデ | 0.53 | 0.88 | 8.9 | 14.0 | 80 | 1.7 |
| 11 コハウチワカエデ | 0.51 | 0.84 | 5.7 | 14.0 | 152 | 3.3 |
| 12 シラカバ | 0.38 | 0.63 | 19.8 | 25.1 | 12 | 0.3 |
| 13 マルバアオダモ | 0.13 | 0.22 | 4.6 | 9.5 | 68 | 1.5 |
| 14 コシアブラ | 0.10 | 0.16 | 7.7 | 14.4 | 16 | 0.3 |
| 15 タケカンバ | 0.06 | 0.11 | 14.3 | 14.3 | 4 | 0.1 |
| 16 タカノツメ | 0.04 | 0.07 | 5.6 | 6.8 | 16 | 0.3 |
| 17 イタヤカエデ | 0.002 | 0.003 | 2.3 | 2.3 | 4 | 0.1 |
| 小計 | 57.88 | 95.74 | 12.3 | 79.0 | 2456 | 52.9 |
| 常緑亜高木樹種 | | | | | | |
| 18 ソヨコ | 1.11 | 1.83 | 4.3 | 9.7 | 660 | 14.2 |
| 落葉亜高木樹種 | | | | | | |
| 19 ヒロハツリバナ | 0.30 | 0.50 | 4.2 | 11.1 | 164 | 3.5 |
| 20 アオハダ | 0.20 | 0.33 | 3.9 | 10.2 | 128 | 2.8 |
| 21 リョウブ | 0.03 | 0.05 | 4.2 | 8.1 | 16 | 0.3 |
| 小計 | 1.64 | 2.71 | 4.2 | 11.1 | 968 | 20.8 |
| 常緑低木樹種 | | | | | | |
| 22 アセビ | 0.69 | 1.14 | 2.9 | 7.8 | 924 | 19.9 |
| 23 クロソヨコ | 0.22 | 0.36 | 3.5 | 7.5 | 192 | 4.1 |
| 落葉低木樹種 | | | | | | |
| 24 ツリバナ | 0.01 | 0.02 | 4.6 | 5.9 | 8 | 0.2 |
| 25 ミヤマカマスミ | 0.01 | 0.02 | 1.4 | 2.7 | 72 | 1.5 |
| 26 ナンキンナナカマド | 0.003 | 0.01 | 1.8 | 2.3 | 12 | 0.3 |
| 27 ベニトウダン | 0.003 | 0.004 | 1.7 | 1.8 | 12 | 0.3 |
| 28 ハイカウツギ | 0.001 | 0.002 | 1.4 | 1.9 | 8 | 0.2 |
| 小計 | 0.94 | 1.56 | 2.9 | 7.8 | 1228 | 26.5 |
| 合計 | 60.45 | 100.00 | 8.2 | 79.0 | 4652 | 100.0 |

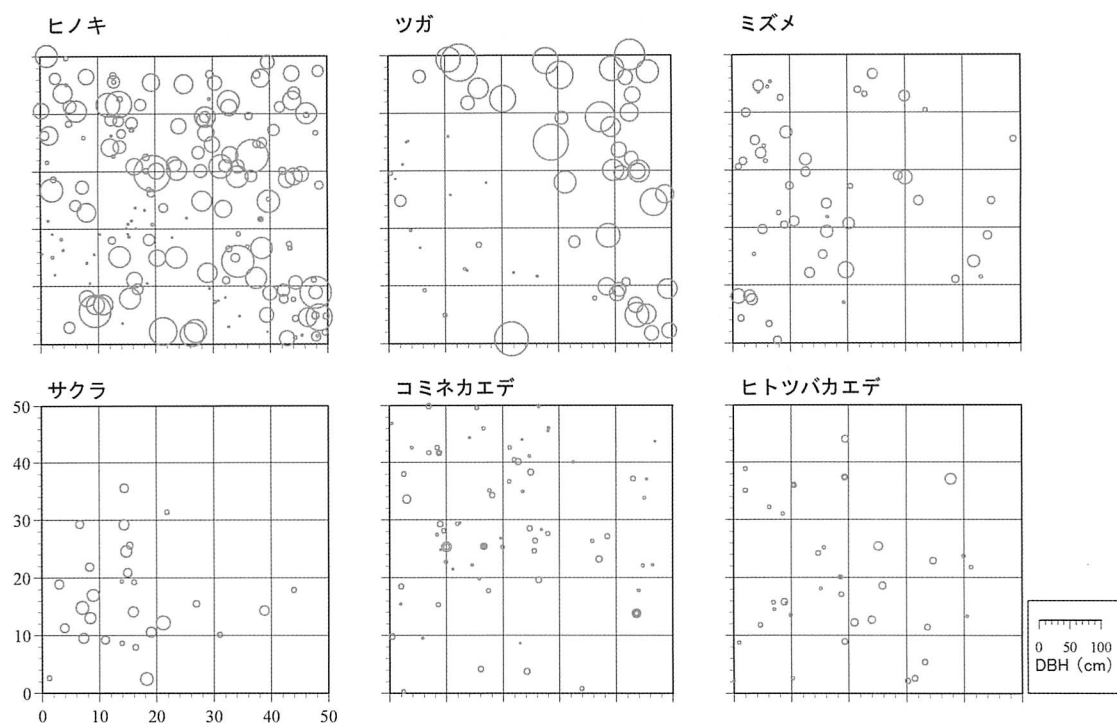


図 3-7 青木ヶ原ヒノキ・ツガ林の永久方形区における主要樹種の位置図

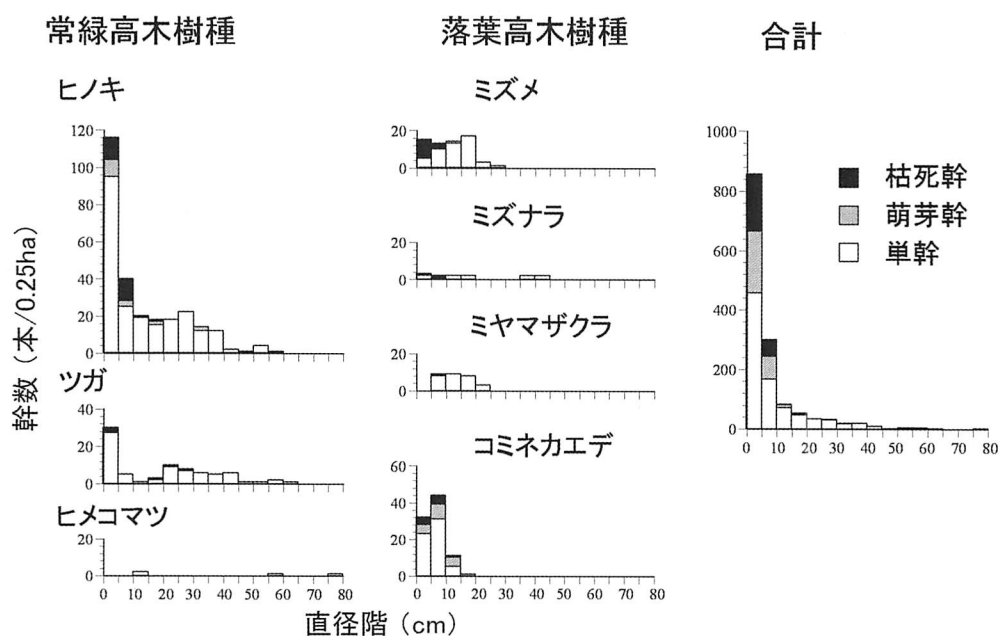


図 3-8 青木ヶ原ヒノキ・ツガ林の永久方形区における主要樹種の直径階分布

表 3 - 4 大室山麓落葉広葉樹林の永久方形区における樹高1.3m以上の個体の種組成

| 種 (*は優占種) | 胸高断面積 | | 胸高直径 (cm) | | 幹数 | |
|--------------|--------------------|--------|-----------|------|------|-------|
| | m ² /ha | % | 平均値 | 最大値 | 本/ha | % |
| 常緑高木樹種 | | | | | | |
| * 1 サワラ | 2.19 | 4.80 | 11.0 | 40.6 | 148 | 8.6 |
| 2 モミ | 1.07 | 2.35 | 8.6 | 44.8 | 60 | 3.5 |
| 3 カヤ | 0.01 | 0.01 | 4.5 | 4.5 | 4 | 0.2 |
| 4 ツガ* | 0.002 | 0.004 | 2.5 | 2.5 | 4 | 0.2 |
| 落葉高木樹種 | | | | | | |
| * 5 ミズナラ | 14.20 | 31.13 | 29.0 | 52.2 | 196 | 11.4 |
| * 6 イヌシデ* | 5.68 | 12.46 | 18.5 | 46.0 | 160 | 9.3 |
| * 7 イタヤカエデ* | 4.45 | 9.74 | 15.8 | 45.0 | 168 | 9.8 |
| * 8 ブナ | 4.30 | 9.43 | 20.5 | 53.2 | 92 | 5.4 |
| * 9 イヌブナ | 2.40 | 5.26 | 11.3 | 48.8 | 100 | 5.8 |
| * 10 メグスリノキ | 2.10 | 4.59 | 9.6 | 40.7 | 172 | 10.0 |
| 11 サワシハ* | 1.78 | 3.89 | 7.4 | 28.6 | 332 | 19.4 |
| 12 フメイ | 1.76 | 3.87 | 24.4 | 36.6 | 28 | 1.6 |
| 13 ミスメ | 1.35 | 2.95 | 31.4 | 44.0 | 16 | 0.9 |
| 14 ミスギ | 1.13 | 2.47 | 26.9 | 42.3 | 16 | 0.9 |
| 15 ヒナウチワカエデ* | 0.88 | 1.93 | 7.3 | 41.0 | 100 | 5.8 |
| 16 キハダ* | 0.70 | 1.53 | 47.2 | 47.2 | 4 | 0.2 |
| 17 ヤマザクラ | 0.63 | 1.38 | 31.6 | 32.0 | 8 | 0.5 |
| 18 ミヤマザクラ | 0.29 | 0.64 | 30.6 | 30.6 | 4 | 0.2 |
| 小計 | 44.92 | 98.45 | 14.6 | 53.2 | 1612 | 94.2 |
| 落葉亜高木樹種 | | | | | | |
| 19 ホリエカイデ* | 0.27 | 0.59 | 29.3 | 29.3 | 4 | 0.2 |
| 20 ウリハダカエデ* | 0.22 | 0.48 | 26.4 | 26.4 | 4 | 0.2 |
| 21 チトリノキ | 0.11 | 0.24 | 4.4 | 12.0 | 52 | 3.0 |
| 22 ガシカエデ* | 0.04 | 0.10 | 8.1 | 10.4 | 8 | 0.5 |
| 23 アオハダ* | 0.03 | 0.07 | 5.2 | 8.3 | 12 | 0.7 |
| 24 イロハモミジ* | 0.02 | 0.05 | 4.9 | 5.6 | 12 | 0.7 |
| 25 フシ* | 0.01 | 0.02 | 4.2 | 4.2 | 8 | 0.5 |
| 小計 | 0.71 | 1.55 | 6.7 | 29.3 | 100 | 5.8 |
| 合計 | 45.63 | 100.00 | 14.1 | 53.2 | 1712 | 100.0 |

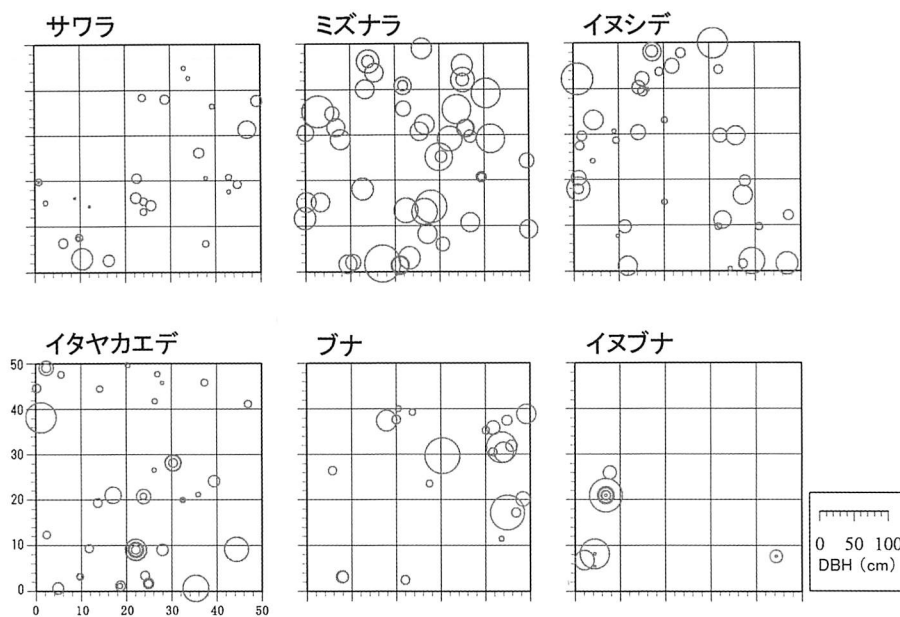


図 3-9 大室山麓落葉広葉樹林の永久方形区における主要樹種の位置図

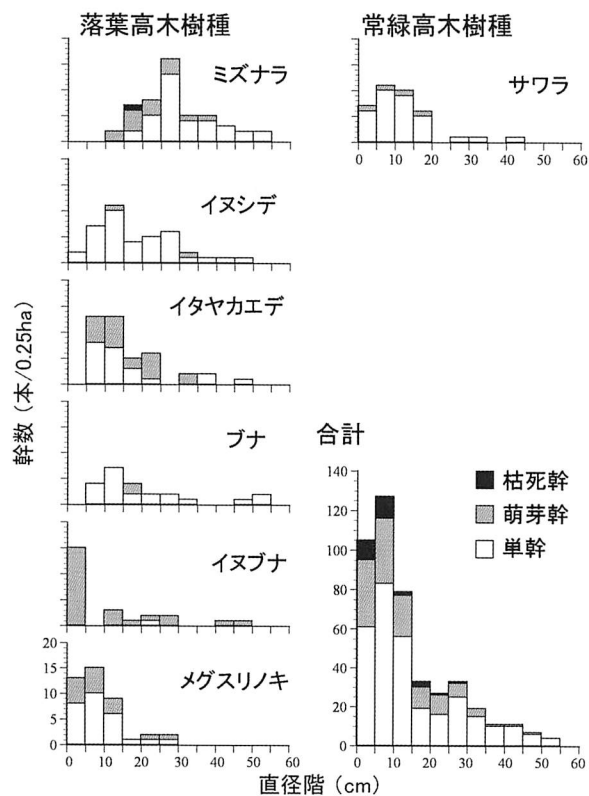


図 3-10 大室山麓落葉広葉樹林の永久方形区における主要樹種の直径階分布

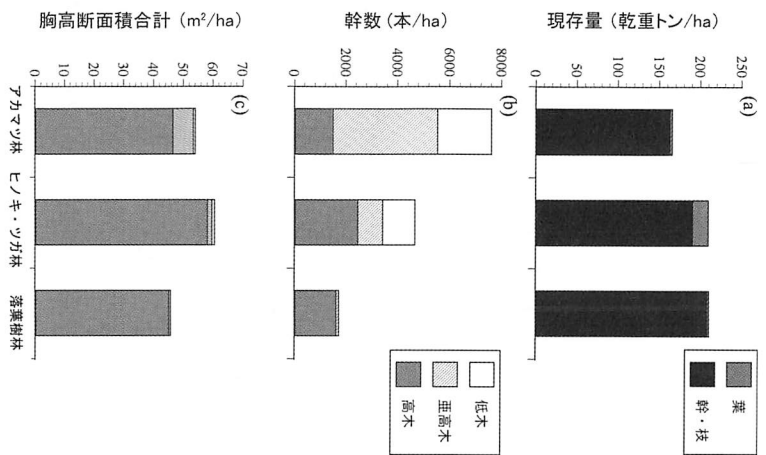


図 3-11 炭素収支測定を行った3箇所の森林生態系における (a) 現存量、(b) 幹数、(c) 胸高断面積合計の比較



図 3-12 剣丸尾アカマツ林内に設置した土壌呼吸測定用の自動開閉式チャンバー

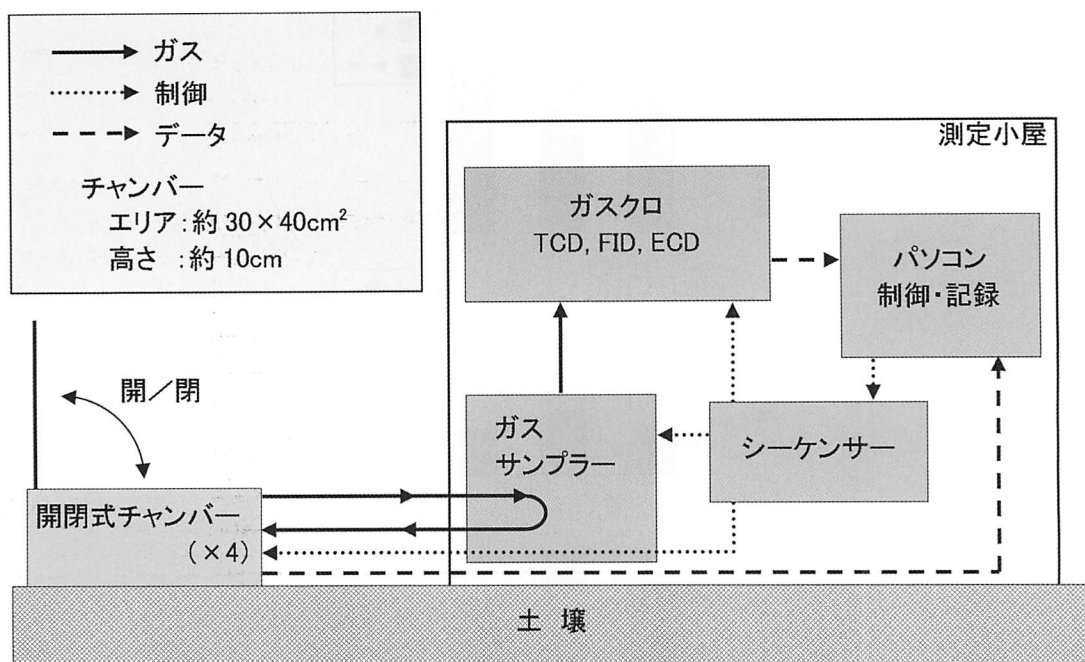


図 3-13 剣丸尾アカマツ林内に設置した自動開閉式チャンバー法 (AOCC法) による土壌呼吸測定システムの概略図

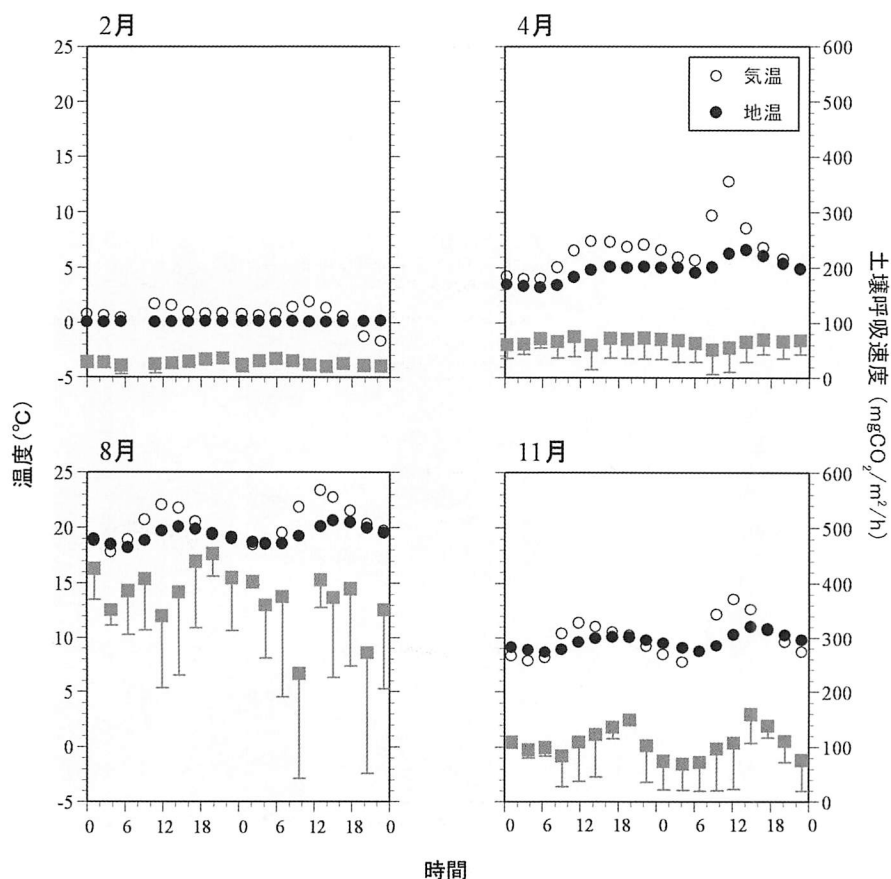


図 3-14 剣丸尾アカマツ林におけるAOCC法による土壌呼吸速度の日変化
各季節ごとに代表的な2日間の連続測定の結果を示す。

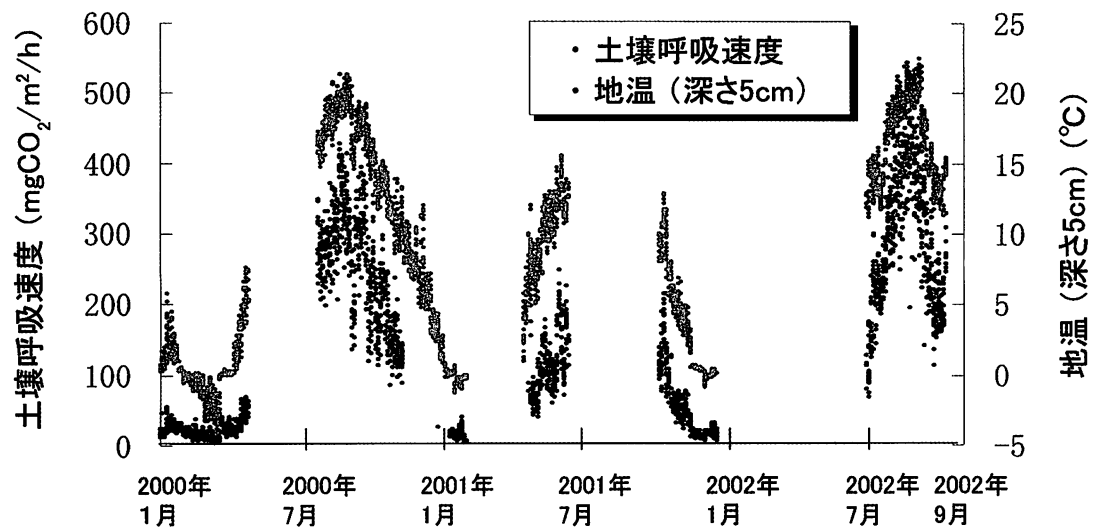


図3-15 剣丸尾アカマツ林において2000年1月からAOCC法により連続測定された土壌呼吸速度と深さ5cmでの地温の季節変化
間隔があいているところは機械の調整などによるデータの欠落期間である。

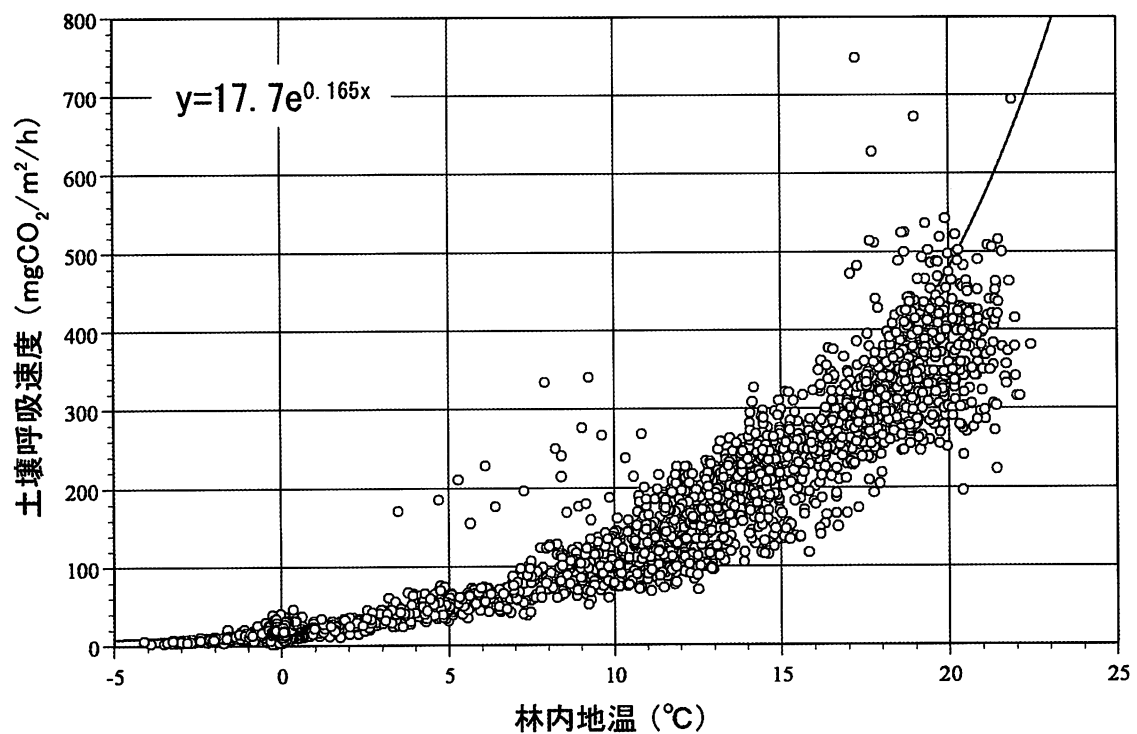


図3-16 剣丸尾アカマツ林においてAOCC法により測定された深さ5cmでの地温と土壌呼吸速度との相関関係

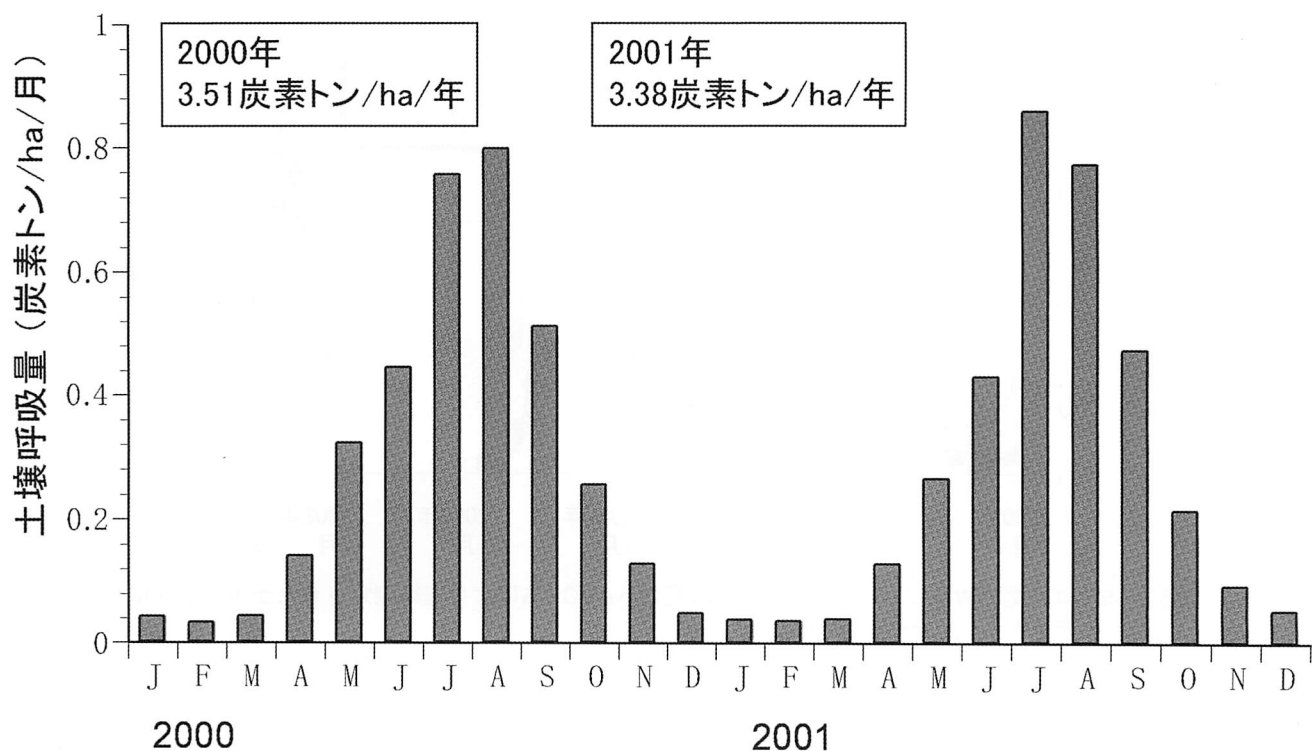


図3-17 2000年と2001年における剣丸尾アカマツ林の土壌呼吸量の月別積算値

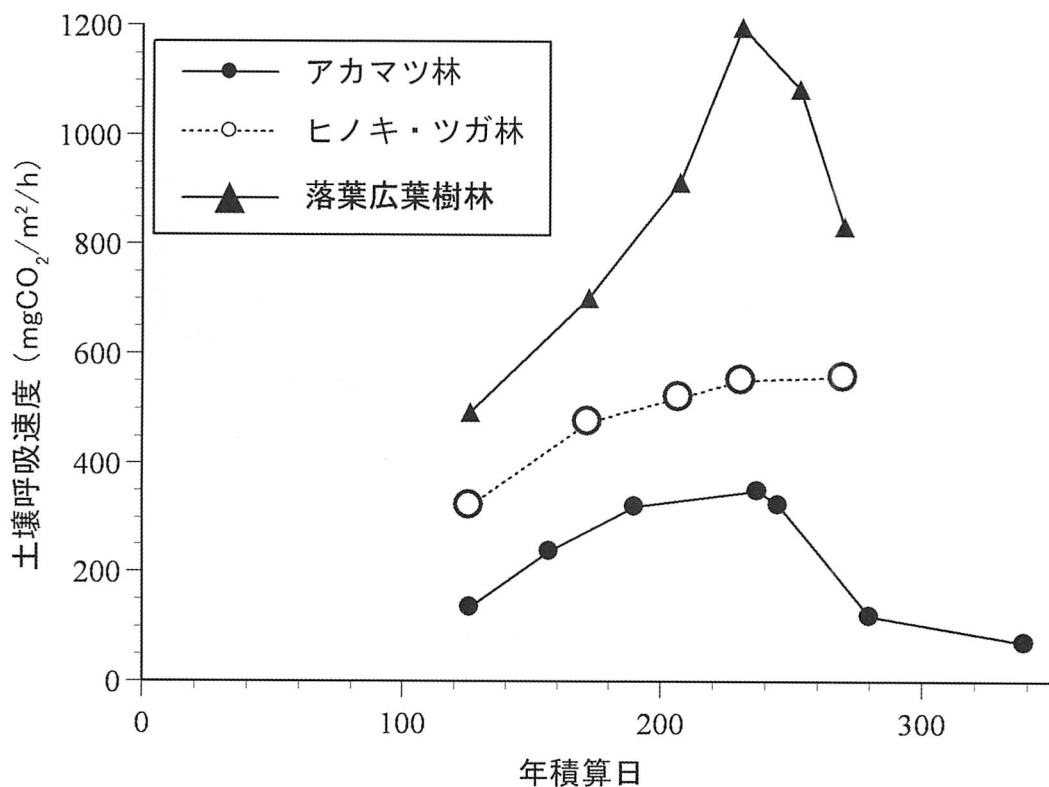


図3-18 富士北麓の各調査地における土壌呼吸速度の季節的变化（坂田・大塚 未発表データ）

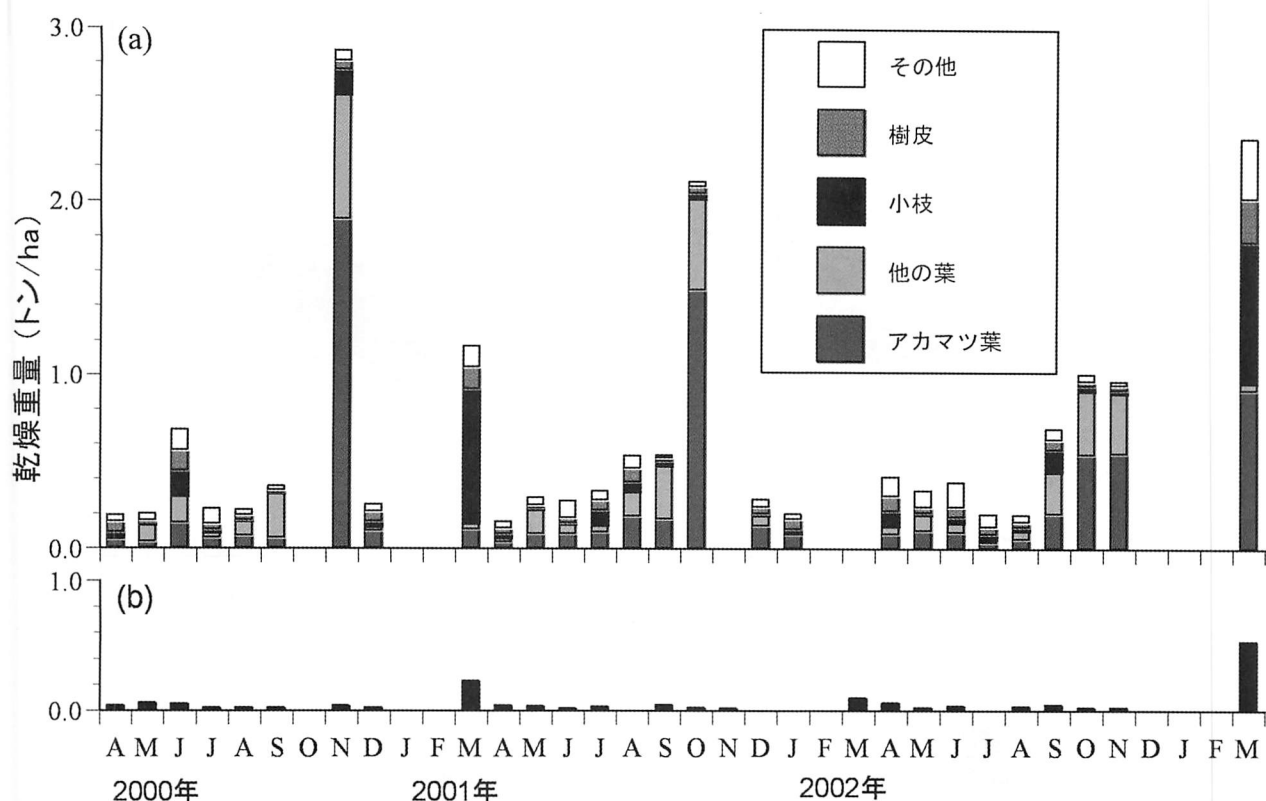


図 3-19 剣丸尾アカマツ林におけるリタートラップ (a) と枝トラップ (b) による枯死・脱落量の 3 年間の変動

表 3-5 剣丸尾アカマツ林における 3 年間の個体群動態
永久方形区内における直径5cm以上の個体（幹）の枯死個体と新規加入
個体の数、及び生個体の成長量を示す。

| | 2000年4月 | 枯死 | 新規加入 | 2001年4月 | 枯死 | 新規加入 | 2002年4月 |
|--------------------------------|---------|------|------|---------|------|------|---------|
| 幹数(本/0.89ha、DBH≧5cm) | | | | | | | |
| アカマツ | 819 | 13 | 0 | 806 | 7 | 0 | 799 |
| その他の高木種 | 322 | 2 | 3 | 323 | 4 | 2 | 321 |
| 亜高木・低木種 | 1095 | 9 | 41 | 1127 | 4 | 26 | 1149 |
| 合計 | 2236 | 24 | 44 | 2256 | 15 | 28 | 2269 |
| 現存量(乾重トン/ha、DBH≧5cm、新規加入個体は除く) | | | | | | | |
| アカマツ | | | | | | | |
| 葉 | 2.75 | — | | 2.75 | — | | 2.75 |
| 枝 | 9.77 | 0.06 | | 9.82 | 0.04 | | 9.86 |
| 幹 | 152.82 | 0.73 | | 154.52 | 0.47 | | 155.77 |
| 根 | 50.9 | 0.23 | | 51.52 | 0.15 | | 51.97 |
| 小計 | 216.25 | 1.02 | | 218.61 | 0.67 | | 220.36 |
| その他の高木種 | | | | | | | |
| 亜高木・低木種 | 17.66 | 0.06 | | 17.96 | 0.08 | | 18.21 |
| | 13.76 | 0.09 | | 14.15 | 0.03 | | 14.55 |
| 合計 | 247.66 | 1.18 | | 250.72 | 0.77 | | 253.12 |

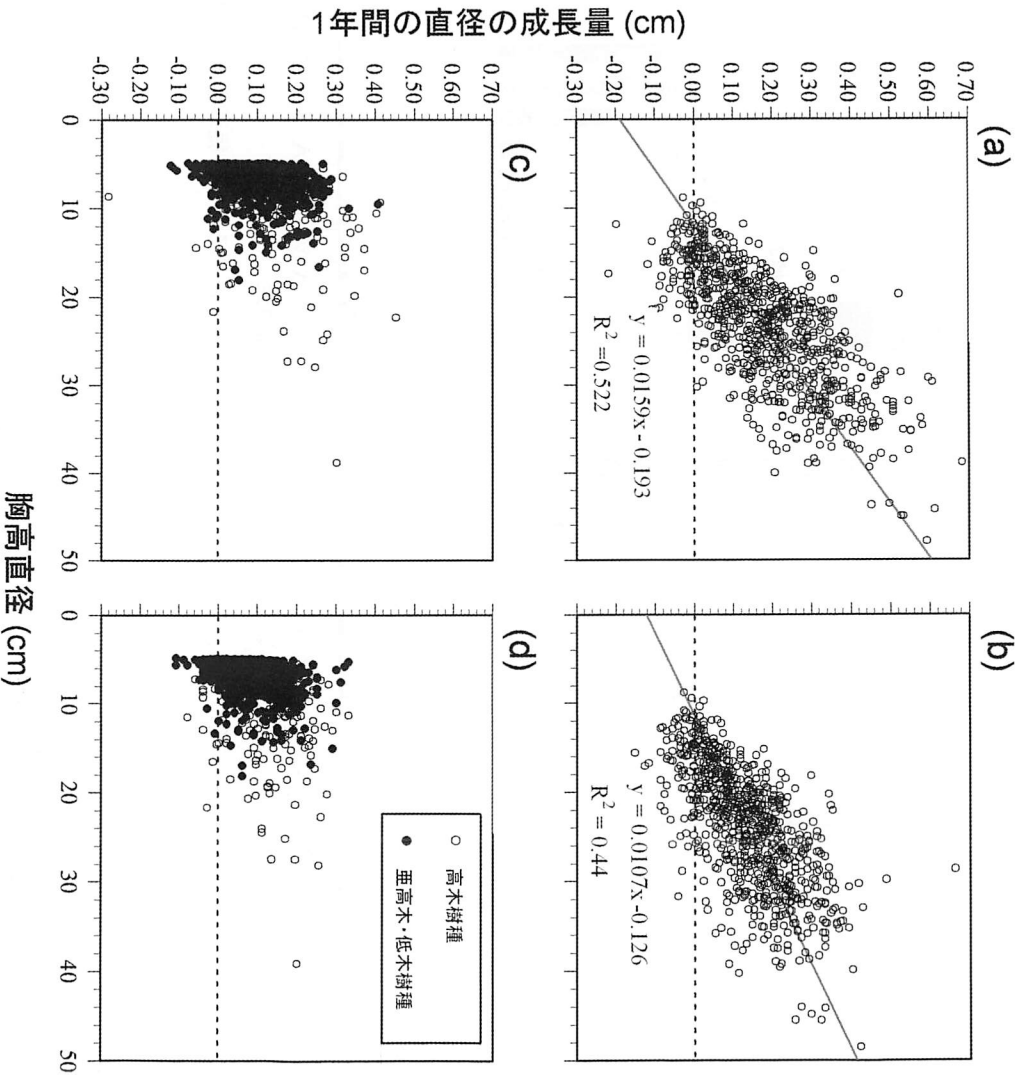


図3-20 剣丸尾アカマツ林における直径5cm以上の個体の直径と1年間の直径成長量との関係を示す
(a) 2000年アカマツ、(b) 2001年アカマツ、(c) 2000年アカマツ以外の樹種 (○ 高木樹種・● 亜高木と低木樹種)、(d) 2001年アカマツ以外の樹種 (○ 高木樹種・● 亜高木と低木樹種)。

表3-6 剣丸尾アカマツ林における2年間の生態系純生産量 (NEP) NPP (純一次生産量) とSR (土壌呼吸量) は2年間の実測値でSRの46%を根の呼吸量 (RR) として微生物呼吸量 (HR) を推定した。

| | 2000年 | 2001年 | 平均 | |
|---------|-------|-------|------|-----|
| 純一次生産量 | NPP | 5.25 | 4.72 | 5.0 |
| 土壌呼吸量 | SR | 3.51 | 3.38 | 3.4 |
| 植物根の呼吸量 | RR | 1.61 | 1.55 | 1.6 |
| 微生物呼吸量 | HR | 1.90 | 1.83 | 1.9 |
| 生態系純生産量 | NEP | 3.35 | 2.89 | 3.1 |

(炭素トン/ha/年)

(炭素トン/ha/年)

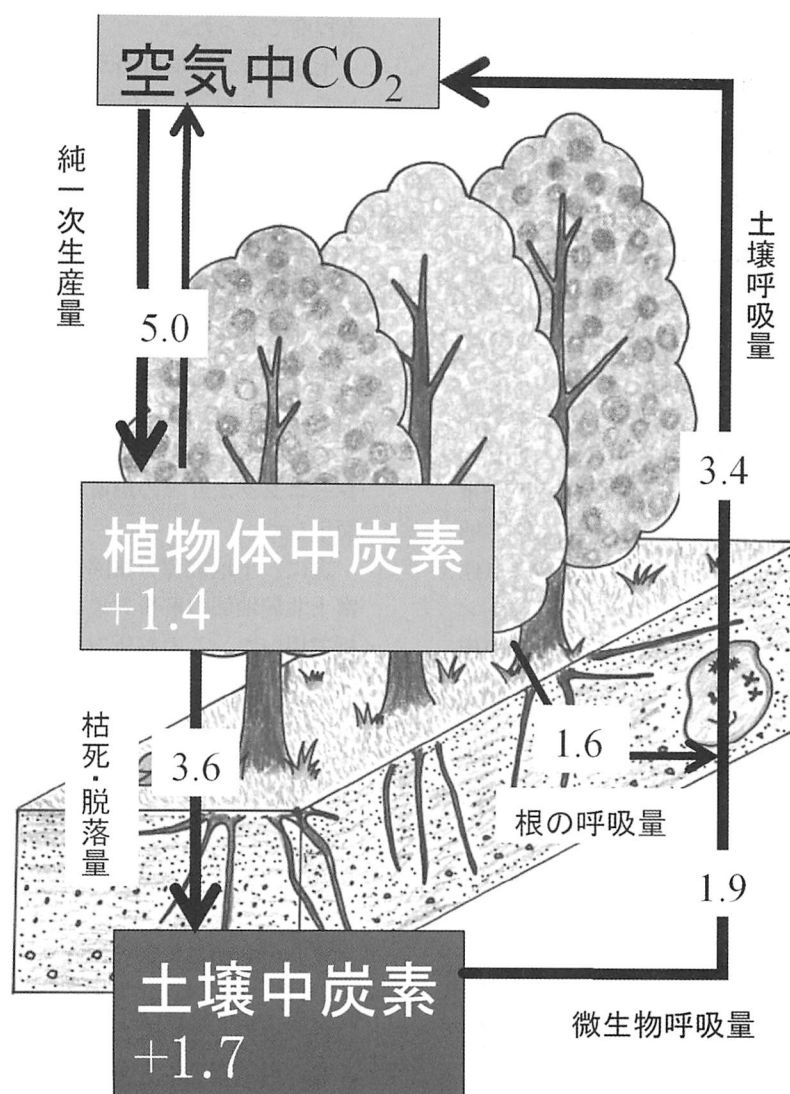


図 3-21 剣丸尾アカマツ林における平均的な炭素フラックス（炭素トン/ha/年）

表 3-7 各調査地の現存量と純一次生産量（NPP）

| | アカマツ林 | ヒノキ・ツガ林 | 落葉広葉樹林 |
|---------|--------|---------|--------|
| 幹・枝 | 283.81 | 440.46 | 315.51 |
| 葉 | 4.39 | 5.70 | 3.20 |
| 合計 | 288.21 | 446.16 | 318.71 |
| 現存量の増加量 | 3.77 | 4.20 | 7.24 |
| 枯死量 | 1.15 | 2.15 | — |
| 成長量 | 4.92 | 6.36 | 7.24 |
| 葉のリター | 3.87 | 4.10 | 3.42 |
| その他リター | 2.09 | 2.86 | 2.25 |
| NPP | 10.88 | 13.32 | 12.91 |

（乾燥重量トン/ha/年）

Ⅱ－４ リモートセンシングによる森林構造の面的把握

４－１ 富士北麓地域の樹種分類

森林地上部の現存量（バイオマス）は炭素固定量を知る上で重要なパラメータである。リモートセンシングによる現存量推定として、森林の可視域と近赤外域の波長帯における反射特性の比率や植生指標などを求め、現存量を間接的に推定する方法が考えられる。このアプローチでは比率などを現存量へ変換するための変換式、もしくは係数を樹種や森林タイプごとに決定することが重要である。また、地域レベルでの森林現存量の算出方法として、対象範囲において森林生態系ごとに測定された単位面積あたりの現存量に、衛星データを用いた森林生態系分類結果から得られる面積を乗じて合算する方法（原単位法）が考えられる。このように、リモートセンシングにより森林の現存量を評価する上で、対象範囲の樹種・森林生態系を区分するために土地被覆分類が必須となる。このため現存量および炭素収支のメソスケールでの推定の前段として、富士北麓地域を対象に衛星データから土地被覆分布図を作成した。土地被覆分布図の作成の具体的手順は次の通りである。

本研究で使用した衛星データは、1997年4月27日に人工衛星スポット（SPOT）2号に搭載のHRV（High Resolution Visible Imaging System; 高分解能可視観測装置）センサがマルチスペクトルモードで観測したデータ（パス/ロウ：329/279、ポインティング角＝9.5度）である。HRVセンサは3つのマルチスペクトル観測バンドを有し、一度に60km四方の範囲を地上解像度20mで観測できるため、富士北麓地域を1枚の観測画像で解析できる。使用したスポット衛星データのバンド3（波長0.78～0.89 μ m）の単バンド画像を図4－1に示す。この画像では、濃淡が淡いほど近赤外光の反射が強く、濃いほど反射が弱いことを示し、湖などの水面は近赤外光を吸収するため黒く表示されている。衛星データとして1997年観測のデータを使用した理由は、土地被覆分類のトレーニングエリア取得に際し1997年に行った現地調査の結果を参考にしていること、また1997年以降2004年までに大規模な土地改変が無いと判断したことにある。

土地被覆分類処理の前段の処理として「地球観測データ利用ハンドブックSPOT編」（宇宙開発事業団地球観測センター編1988）を参照して、大気補正および輝度補正を行った。その後、1/25,000地形図および1976年撮影の空中写真を正射投影変換（オルソ化）した画像を基準に地上基準点を用いて幾何補正（位置合わせ）を行い、日本測地系のUTM座標系第54帯、画素サイズ20mの画像データとした。幾何補正の精度は、ピクセル方向（東西方向）で0.74画素、ライン方向（南北方向）で0.50画

素程度であった。

土地被覆分類項目のうち、森林に対応する分類項目として「アカマツ」「カラマツ」「ミズナラ」「ヒノキ・ツガ」「シラビソ」「モミ」「ウラジロモミ」「混交林」の8項目を設定し、この他に「草地」「水域」「雪」「その他」の4項目を加えた計12の項目に分類した。前述のオルソ化した空中写真および現地調査（1997年実施）の結果を参考に、スポット衛星画像上から土地被覆分類項目それぞれのトレーニングデータを選定し、最尤法による教師付き分類処理を行った。土地被覆分類に用いたトレーニングエリアを図4－2に示す。図4－2の背景は図4－1の明るさを調整して淡くした画像であり、その上にトレーニングエリアの場所を黒く塗りつぶしたポリゴンで図示した。

次に、土地被覆分布図から図4－3の網掛けの範囲を富士北麓地域の解析対象範囲として切り出し、以降の解析で用いた。この解析対象範囲は東西約27km、南北約16kmに相当する。

４－２ 富士北麓地域の森林生態系構成比

上記の土地被覆分類の結果を基に、表4－1に示すように一部の分類項目を統合整理して、生態系の分類図とした。12ある土地被覆分類項目のうち地上調査地（Ⅱ－3参照）と直接対応するのは「アカマツ」と「ヒノキ・ツガ」の2項目である。大室山麓落葉広葉樹林に対応するのは「ミズナラ」であったが「混交林」とスペクトル特性が近似していたため、統合して「落葉広葉樹林」とした。針葉樹では、調査地点と対応する2つの生態系のほかに「カラマツ」が良好に分離できたが、「シラビソ」「ウラジロモミ」「モミ」はスペクトル特性を基準とした相互の分離が困難であり、この3つの樹種を統合して「針葉樹」とした。このほか、表4－1に示す通りに土地被覆分類項目から生態系の分類項目をまとめた。生態系分類図から作成した5つの森林生態系それぞれの分布図を図4－4に示す。生態系の面積構成比は表4－2に示した通りであり、対象範囲の71%を森林生態系が占め、草地（牧草地、ゴルフ場を含む）が3%、その他陸地（市街地、裸地、畑を含む）が22%、水域が3%であった。

４－３ 富士北麓地域の森林の現存量推定

植生現存量はリモートセンシングによって推定することができる最も重要なパラメータのひとつである。中でも可視赤色バンドと近赤外バンドの組み合わせを用いた比植生指数（RVI）、正規化植生指数（NDVI）、垂直植生指数（PVI）などの植生指数アルゴリズムが開発され、植生指数と葉面積指数（LAI）やバイオマス（現存量）との相関について研究がなされてきた（Jackson 1983）。

本研究では、衛星データから算出した植生指数NDVIと調査地において生態学的に測定された現存量の関係を基に、富士北麓地域の現存量分布の推定を試みた。

植生指数からの現存量推定に先立ち、調査地での現存量測定値を利用して、上記土地被覆分類図の各分類項目の現存量を原単位として設定し、富士北麓地域の森林の現存量評価を試みた。

4-3-1 原単位法による富士北麓地域の地上部現存量推定

5つの分類項目「アカマツ」「ヒノキ・ツガ」「落葉広葉樹」「カラマツ」「針葉樹」のうち、調査地の森林に対応するのは最初の3項目であり、カラマツおよび針葉樹に対応する地上測定値はない。本研究では、衛星データからの計算が容易で、かつ植生バイオマスとの正の相関が知られている植生指数NDVIの類似性を基準に、カラマツおよび針葉樹に対応する現存量原単位を、アカマツ、ヒノキ・ツガ、落葉広葉樹の現存量測定値の中から選択する方法をとった。

植生指数NDVIの算出にはランドサット (Landsat) 衛星7号に搭載のETM+センサが2002年11月5日に観測したデータ (パス/ロウ:108/35) を用いた。このランドサット衛星データは、調査地における生態学的調査による現存量測定時期 (2004年11月) と季節的に近い時期の観測日という理由で選択した。ETM+センサは、地表面を分解能30mで可視光域から熱赤外域まで7つの波長帯で観測するのに加え、地表分解能15mの高解像度を持つバンドを有し、一度に約180km四方の範囲を観測できる。

ランドサット衛星データの幾何補正には飯倉 (2002) の方法を使用した。すなわち、ランドサット衛星データ観測時の太陽位置を用いて、国土地理院発行の50mメッシュ数値標高データ (DEM) から直達日射光のシミュレーション画像を作成し、これとETM+センサのバンド4 (波長:0.76~0.90 μ m) 観測画像との画像相関が最大になるように正射投影変換 (オルソ化) を含む精密幾何補正処理を行い、日本測地系のUTM座標系第54帯、画素サイズ30mの画像に変換した。次に、観測日時における富士北麓地域での太陽高度が約35度であることから、地形の斜面方位と傾斜による影響 (地形効果) が無視できないと判断し、飯倉ら (2003) を参考に次の地形効果補正式を用いて、ランドサット衛星ETM+データの各バンド (バンド1~5およびバンド7) について地形効果補正処理を行った。

$$DN' = (DN - B + D \cdot H) / (\cos \beta + C) \quad (4-1)$$

ここで、DNは着目対象画素における衛星観測デジタル

値 (0~255の整数値) であり、DN' はその補正結果である。また、Hは標高 (m)、 $\cos \beta$ は太陽入射角の余弦、B、C、Dはそれぞれ定数である。定数のうち、DはETM+データのバンド4、5、7では0とした。定数BおよびCの値は、衛星データ観測時と整合する条件により放射伝達シミュレーション6S (Vermote et al.1997) の結果を利用して決定した。このとき6Sに与えた具体的なパラメータは、中緯度夏の大気モデル、海洋型のエアロゾル、視程30km、地上反射率0.373 (典型的な植生) である。幾何補正および地形効果補正を行った後にランドサット衛星データから植生指数NDVIを算出した。NDVIは、植物の生葉が赤領域の波長の光 (R) を吸収し、近赤外線領域の波長の光 (NIR) を強く反射するという特性を生かして指標化された植生指数である。ランドサットETM+データの場合、バンド3 (波長0.63~0.69 μ m) およびバンド4 (波長:0.76~0.90 μ m) における観測デジタル値がそれぞれR、NIRに対応し、NDVI算出式は次式で表される。

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R) \quad (4-2)$$

算出されたNDVIの分布図である植生指数図を図4-5に示す。生態系分類項目ごとのNDVI統計量を表4-3に示す。NDVI平均値は森林生態系で0.34~0.45、草地で0.40、その他の陸地で0.14、水域で-0.15であった。森林生態系についてみると、調査地のない2つの森林生態系、カラマツ林と針葉樹林のうち、カラマツ林 (0.34) は落葉広葉樹林 (0.36) と同程度のNDVIであり、針葉樹林 (0.45) はヒノキ・ツガ林 (0.45) と同程度のNDVI値を示した。カラマツ林が落葉する針葉樹であり、落葉期の11月に観測されたランドサット衛星から算出した植生指数NDVIは落葉広葉樹林とカラマツ林で同程度の値になったと考えられる。この結果を踏まえ、単位面積あたりの地上部現存量 (炭素トン/ha) として次の原単位を用いて、富士北麓地域の森林の現存量を試算した。すなわち、アカマツ林の地上部現存量原単位は144、ヒノキ・ツガ林および針葉樹林は223、落葉広葉樹林およびカラマツ林は159である。この方法により富士北麓地域の地上部現存量を推定し、森林生態系ごとに集計した結果を表4-4に示す。対象地域の地上部現存量構成比で見ると、アカマツ林が18%、ヒノキ・ツガ林が20%、落葉広葉樹林が37%、カラマツ林が14%、針葉樹林が11%であった。対象地域における森林生態系全体の地上部現存量は炭素換算で528万トンと見積もられ、単位面積あたりの現存量は171炭素トン/haと推定された。

4-3-2 植生指数を用いた地上部現存量推定

次に調査地における地上部現存量実測値とNDVIの関

係について調べた結果を表 4－5 に示す。調査地は0.25～0.89haの面積を持つのに対し、NDVIは30m四方(0.09ha)を単位(画素)として計算されている。ここでは、調査地と重なる3×3画素(0.27ha)におけるNDVI平均値を調査地のNDVIとした。

表 4－5 によると、調査地におけるNDVIの最小最大の幅は、アカマツ林が0.06で最も小さく、次いでヒノキ・ツガ林が0.07、落葉広葉樹林が0.09であった。この結果は、アカマツ林が最も均一性の高い森林であり、その調査地の代表性は高く、これに比べ落葉広葉樹林の調査地の代表性が劣っていることを示唆している。

NDVIと地上部現存量の対応では、NDVIの大小と葉部の現存量に対応関係が見られる。葉部現存量(炭素トン/ha)とNDVIの比は、アカマツ林4.8、ヒノキ・ツガ林5.7、落葉広葉樹林4.2となる。樹種の違いを無視した場合、3つの調査地のデータをもとにNDVIから葉部現存量を推定する直線回帰式は次式のように求まる(図 4－6)。

$$\text{葉部現存量} = 10 \cdot \text{NDVI} - 2.2 \quad (r^2 = 0.97) \quad (4-3)$$

NDVIは解析対象範囲全域で計算されているため、対応する調査地のない森林についても含めて集計することができる。森林生態系の分類が20m四方を単位として行ったのに対し、NDVI計算は30m四方を単位として行っている。森林生態系の分布の複雑さ(一様な分布か、パッチ状の分布か)は生態系ごとのNDVI集計値に影響を与えるが、分布の複雑さは解析する空間スケールにも依存する。このため、一様性の高いエリアでの集計と、エリア全体での集計を行った。ここで一様性の高いエリアは、生態系分布図(20m分解能)の着目画素の周囲に半径500mの円形範囲を設定し、その範囲の70%以上を着目画素の属する生態系が占有していることを条件として決定した。富士北麓地域の解析範囲における森林生態系ごとのNDVIの平均値と標準偏差を表 4－6 に示す。平均値に着目すると、相対的に大きなNDVI値を示す森林(ヒノキ・ツガ)は全域よりも一様性の高いエリアでNDVIの値が大きくなり、逆に相対的にNDVIが小さい森林(落葉広葉樹、カラマツ)では一様性の高いエリアを選択することでNDVIが小さくなっている。これは、全域でのNDVIは異なる森林生態系が隣接する部分や、林縁部(森林と森林以外の陸地生態系の境界部)における空間的不均一性の影響を受けることが原因になっていると予想される。調査地に対応する森林生態系では、一様性の高いエリアを選ぶことによってNDVIの標準偏差が小さくなる傾向が見られるが、カラマツ、針葉樹では、逆に標準偏差が大きくなっている。針葉樹では、土地被

覆分類結果から3つの樹種をひとつの森林生態系に統合していることが影響していると考えられる。カラマツで標準偏差が増大する原因としては、異なる樹齢で構成された複数のカラマツ植林地の存在などが考えられる。これら本来異なる生態系で個別に見たNDVIの分布が正規分布であると仮定しても、複数の生態系をひとつにまとめた場合には、正規分布の仮定が崩れてしまい、標準偏差による評価が不適切となることが考えられよう。

表 4－6 によると、ひとつの森林生態系のなかでも植生指数NDVIの値のばらつき(標準偏差)が大きいことがわかる。また、調査地に対応する位置におけるNDVIは森林生態系全体の平均に比べて若干大きな値になっている。このことから、調査地として選んだの森林は十分に密で活性が高く、逆にNDVIが低い値を示す箇所は、疎な森林であるか、活性が低いか、あるいはその両方であると考えられる。

森林生態系ごとのNDVI平均値に着目するならば、調査地のない森林生態系2つのうち、落葉する針葉樹であるカラマツは落葉広葉樹に近似し、針葉樹はヒノキ・ツガに近似している。

以上の結果から、次のアプローチにより植生指数NDVIから森林の地上部現存量の面的推定をおこなった。まず、樹種に関係なく、式(4－3)によりNDVIから葉部現存量を推定する。このとき、NDVIが0.22より小さい場合は計算結果が負の値となるので、この場合の葉部現存量を0.0とする。また、NDVIが0.5以上の場合については調査地実測値の最大(0.285)を超える現存量が出力されることになるが、大きな現存量に対応する調査地測定データが無いことから回帰式(4－3)の適用範囲を逸脱すると考え、現存量を2.8で一定とした。次に、樹種ごとに葉部現存量/地上部現存量の比を用いて、地上部現存量を推定する。ここで表 4－5 を基に地上部現存量に対する葉部現存量の割合として、アカマツ林1.5%、ヒノキ・ツガ林1.3%、落葉広葉樹林1.0%を用いる。また、調査地のない森林に対する葉部現存量/地上部現存量の比については、カラマツは落葉広葉樹と同じ1.0%を、針葉樹はヒノキ・ツガと同じ1.3%を使用する。この方法により富士北麓地域の地上部現存量を推定し、森林生態系ごとに集計した結果を表 4－7 に示す。単位面積あたりの地上部現存量(炭素トン/ha)は、アカマツ林が126、ヒノキ・ツガ林が173、落葉広葉樹林が140であり、地上実測値の78～88%の値であった。また、カラマツ林では137、針葉樹林では172であった。対象地域の地上部現存量構成比で見ると、アカマツ林が19%、ヒノキ・ツガ林が18%、落葉広葉樹林が38%、カラマツ林が14%、針葉樹林が10%であった。対象地域における森林生態系全体の地上部現存量は炭素換算で446万トンと見積もられ、単位面積あたりの現存量は144炭素トン

/haと推定された。これらの値は原単位法による推定値の84%に相当する。

4-4 まとめ

以上の結果、富士北麓地域の森林の地上部現存量は144~171炭素トン/haと概算推定された。

本研究では、2つの方法で地上現地調査と衛星データの融合利用による地上部現存量の面的推定を行った。一方は、地上調査地における現存量実測値を原単位として用い、衛星データから決定した森林生態系分布図に適用する方法（原単位法）である。地上実測値のない森林については、調査地のある森林の原単位から代用の値を選択して用いる方法をとった。この方法では、地上調査地に設定された場所が好適な条件に恵まれ、同一森林生態系の中では現存量が多いほうに偏っていることが予想され、面的に推定した場合、過大評価になる恐れがあると考えられる。また、もう一方は原単位法と同じ森林生態系分布を用いるものの、森林区分に使用したのとは別の現地調査と同時期に観測された衛星データから植生指数を計算し、これと現存量の現地調査結果とを関連付け、現存量分布を推定する方法である。この方法は、上記原単位法で憂慮される点を避け、森林の樹幹密度の大小および活性の度合いを反映する効果を狙ったものである。この方法では、植生指数から葉部現存量を推定し、さらに地上部現存量を推定した。葉部現存量は地上部現存量の数パーセントであるため、葉部現存量の数値の増減が地上部現存量の増減に拡大して反映され、推定誤差の拡大につながる。

人工衛星搭載の光学センサ観測データから計算される植生指数を用いた方法は、基本的に植物体の葉部の光学的特性に基づいており、森林の葉の現存量を捉えやすいが、幹部・枝部を含めた地上部全体としての現存量の把握には適さない。マイクロ波センサによる観測などの利用で地上部現存量を直接測定する方法の確立が必要であると考えられる。また、地上で現存量の異なる森林サンプル、樹齢・樹高の異なる森林サンプルを用意して、現存量と衛星データの詳細に調べていくことも重要であるが、地上調査の労力と面的推定の精度向上のトレードオフについても慎重に検討していくことが必要である。

引用文献

- 飯倉善和（2002）数値標高モデルを用いたランドサットTM画像の幾何補正の最適化，日本リモートセンシング学会誌，22（2），189-195.
- 飯倉善和・齊藤玄敏・丹波澄雄（2003）放射照度の空間的な変動を考慮した衛星画像の地形効果補正，日本リモートセンシング学会誌，23（4），386-392.

Jackson R.D. (1983) Spectral Indices in n-Space, Remote Sensing of Environment, 13, 409-421.

宇宙開発事業団地球観測センター編（1988）地球観測データ利用ハンドブックSPOT編，RESTEC.

Vermote, E.F., Tanré D., Deuzé, J.L., Herman, M., and Morcette, J.J., (1997) Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview., IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 35 (3), 675-686.

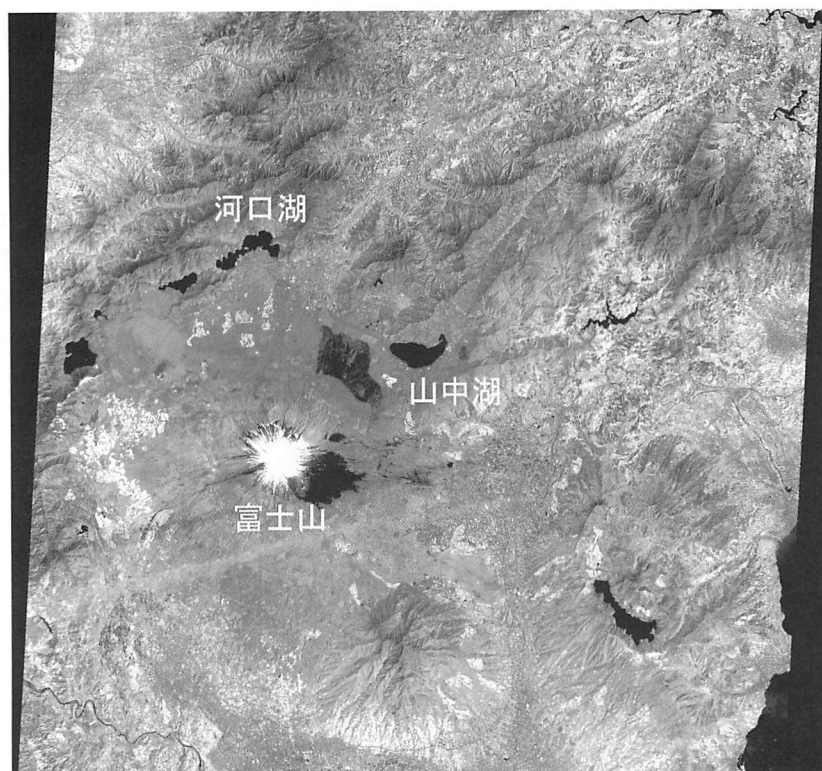


図 4-1 スポット (SPOT) 衛星観測画像
1997年4月27日観測
HRVセンサ、バンド3 (波長 $0.78\sim 0.89\mu\text{m}$) の単バンド画像。(衛星データ所有 :
COPYRIGHT CNES 1997、衛星データ提供 : SPOT (R) / 宇宙開発事業団)

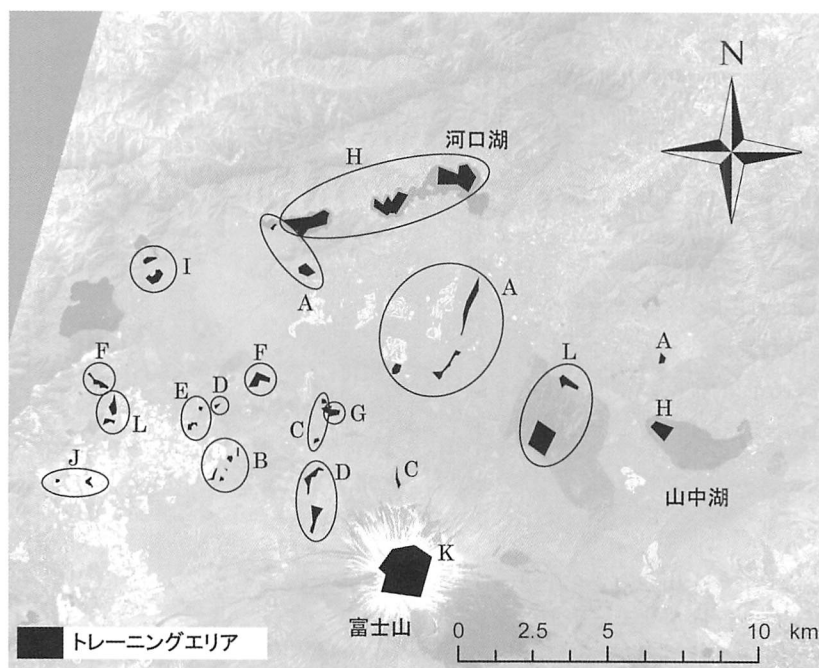


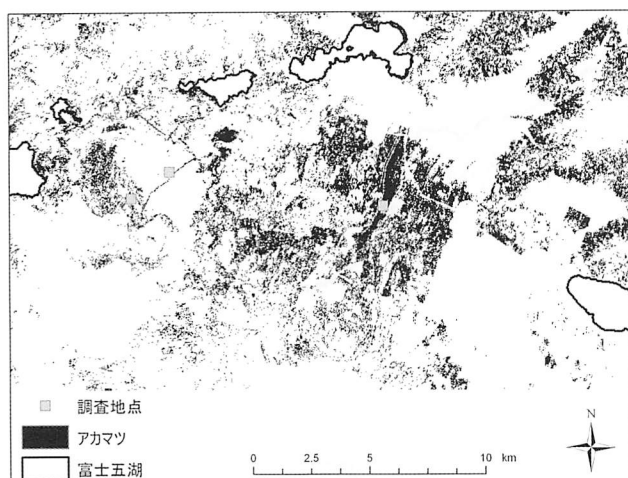
図 4-2 土地被覆分類のトレーニングエリア (12分類項目)
A: アカマツ、B: ウラジロモミ、C: カラマツ、D: シラビソ、E: ミズナラ、
F: ヒノキ・ツガ、G: モミ、H: 水域、I: 混交林、J: 草地、K: 雪、L: その他



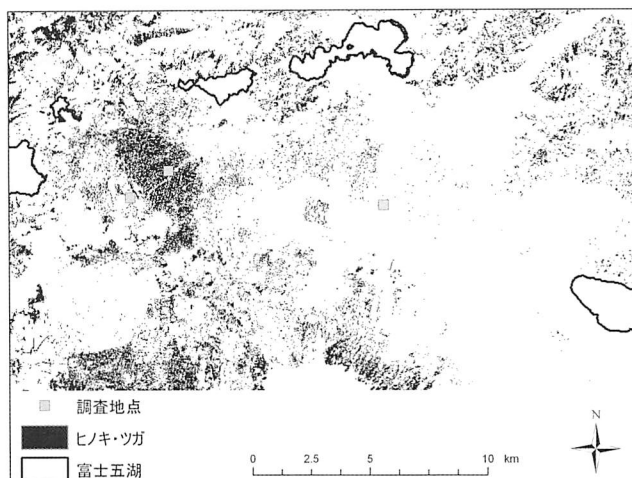
図 4－3 富士北麓地域の解析範囲
東西約27km、南北約16km。

表 4－1 土地被覆分類項目の一部統合

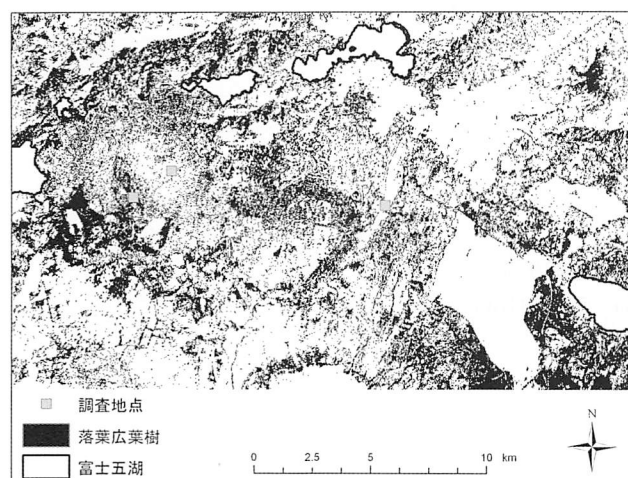
| 土地被覆分類項目 | 生態系分類項目 | 調査地との対応 |
|----------------------------|----------|---------------|
| 「アカマツ」 | 「アカマツ」 | 剣丸尾アカマツ林 |
| 「ヒノキ・ツガ」 | 「ヒノキ・ツガ」 | 青木ヶ原樹海ヒノキ・ツガ林 |
| 「ミズナラ」 「混交林」 | 「落葉広葉樹」 | 大室山麓落葉広葉樹林 |
| 「カラマツ」 | 「カラマツ」 | |
| 「シラビソ」 「ウラジロモミ」 「モミ」 | 「針葉樹」 | |
| 「草地」 | 「草地」 | |
| 「雪」 「その他陸地」 | 「その他陸地」 | |
| 「水域」 | 「水域」 | |



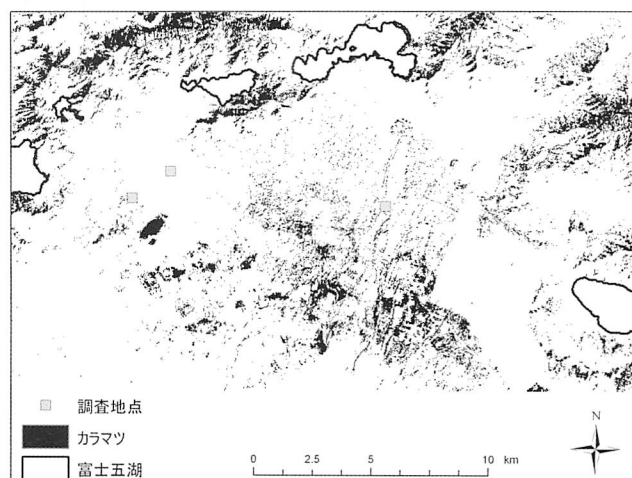
(a) アカマツ林



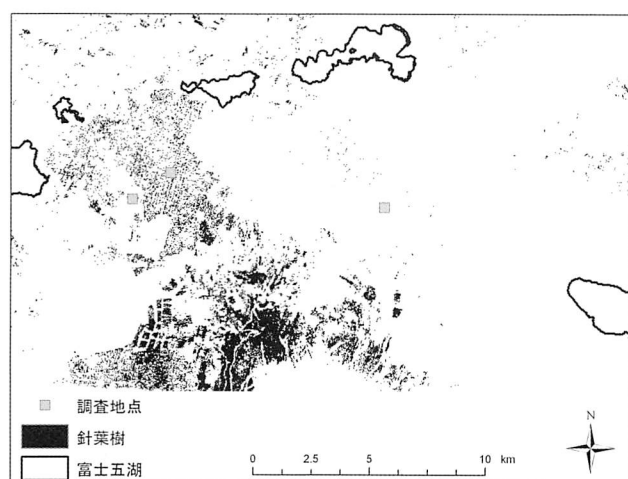
(b) ヒノキ・ツガ林



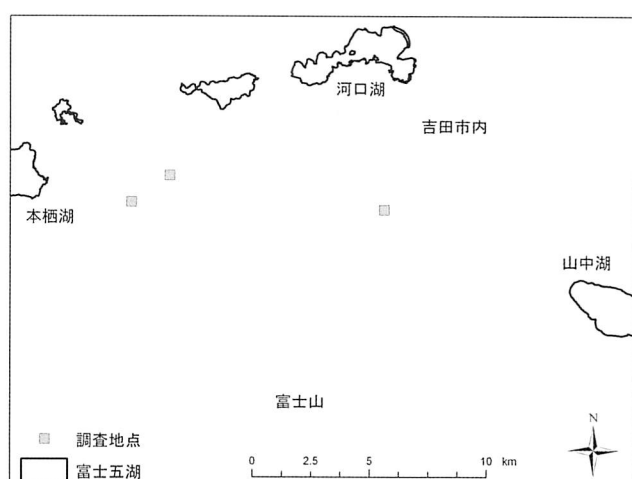
(c) 落葉広葉樹林



(d) カラマツ林



(e) 針葉樹林

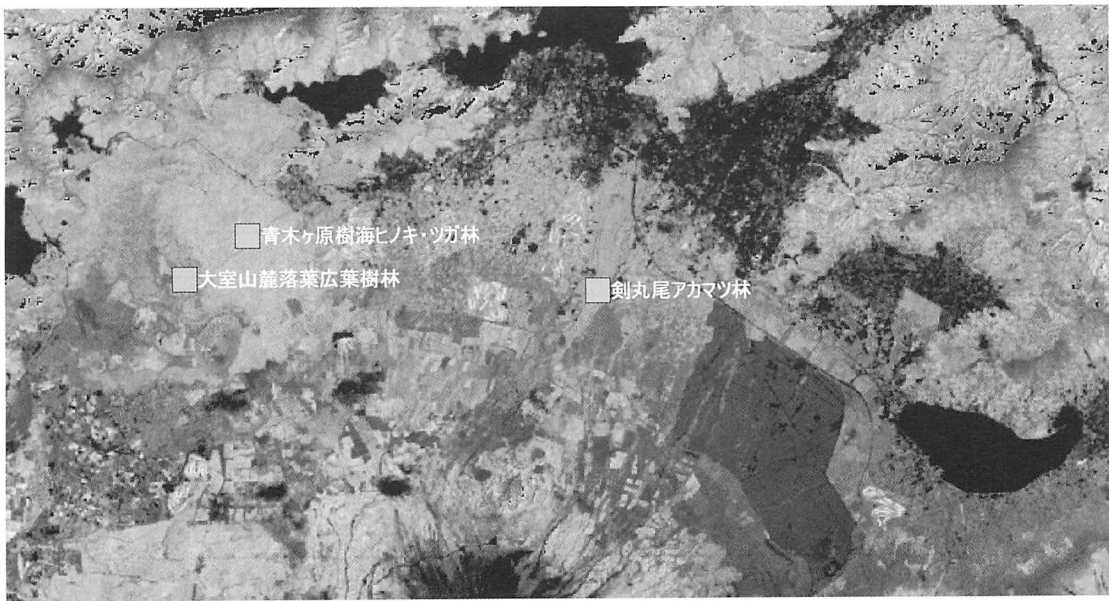


(f) 位置図

図 4-4 森林生態系の分布図

表 4－2 生態系の面積統計

| 生態系 | 面積 (ha) | 面積構成比 (%) |
|---------|------------|--------------|
| アカマツ林 | 6650 | 15 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 11 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 28 |
| カラマツ林 | 4671 | 11 |
| 針葉樹林 | 2702 | 6 |
| 草地 | 1441 | 3 |
| その他陸地 | 9476 | 22 |
| 水域 | 1395 | 3 |
| 合計 | 43190 | 100 |



凡例

調査地点

植生指数NDVI (2002年11月5日)

値

高 : 0.7

低 : 0.0



0 2.5 5 10 km

図 4－5 植生指数図

2002年11月5日観測のランドサット7号ETM+データから作成。(衛星データの所有：米国政府、衛星データ提供：Space Imaging／宇宙開発事業団)

表 4－3 生態系ごとの植生指数NDVI統計

| 生態系 | NDVI | |
|---------|-------|-------|
| | 平均値 | 標準偏差 |
| アカマツ林 | 0.41 | 0.089 |
| ヒノキ・ツガ林 | 0.45 | 0.106 |
| 落葉広葉樹林 | 0.36 | 0.109 |
| カラマツ林 | 0.34 | 0.140 |
| 針葉樹林 | 0.45 | 0.100 |
| 草地 | 0.40 | 0.130 |
| その他陸地 | 0.14 | 0.122 |
| 水域 | -0.15 | 0.058 |

表 4－4 原単位法による地上部現存量の推定

| 森林生態系 | 面積 (ha) | 面積構成比 (%) | 現存量 (千炭素トン) | 現存量構成比 (%) | 単位面積の現存量 (炭素トン/ha) |
|---------|------------|--------------|----------------|---------------|-----------------------|
| アカマツ林 | 6650 | 22 | 958 | 18 | 144 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 15 | 1043 | 20 | 223 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 39 | 1936 | 37 | 159 |
| カラマツ林 | 4671 | 15 | 743 | 14 | 159 |
| 針葉樹林 | 2702 | 9 | 603 | 11 | 223 |
| 合計 | 30877 | 100 | 5282 | 100 | 171 |

表 4－5 現存量実測値とNDVIの関係

| 森林生態系 | 地上部現存量(炭素トン/ha) | | | NDVI | | 葉部現存量/NDVI |
|--------|-----------------|-------|---------|-------|--------|------------|
| | 幹・枝 | 葉 | 合計 | 平均 | 最小最大の幅 | |
| アカマツ | 141.905 | 2.195 | 144.105 | 0.453 | 0.06 | 4.85 |
| ヒノキ・ツガ | 220.230 | 2.85 | 223.080 | 0.499 | 0.07 | 5.71 |
| 落葉広葉樹 | 157.755 | 1.6 | 159.355 | 0.377 | 0.09 | 4.24 |

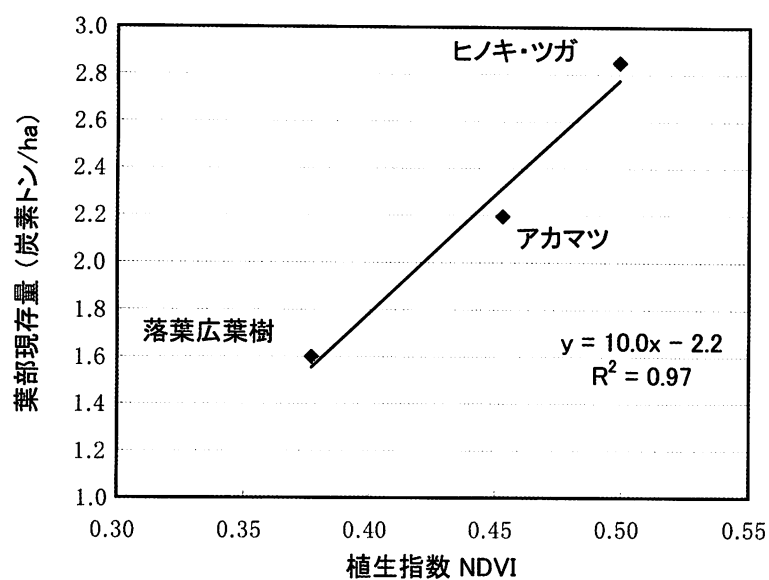


図 4－6 調査地における植生指数NDVIと葉部現存量の関係

表 4－6 森林生態系別のNDVI

| 森林生態系 | 高一様性エリア | 富士北麓全体 |
|--------|-------------|-------------|
| | 平均±標準偏差 | 平均±標準偏差 |
| アカマツ | 0.409±0.079 | 0.408±0.090 |
| ヒノキ・ツガ | 0.484±0.090 | 0.450±0.106 |
| 落葉広葉樹 | 0.339±0.105 | 0.357±0.110 |
| カラマツ | 0.320±0.153 | 0.344±0.140 |
| 針葉樹 | 0.450±0.112 | 0.449±0.101 |

表 4－7 森林生態系の現存量

| 森林生態系 | 面積 (ha) | 面積構成比 (%) | 現存量 (千炭素トン) | 現存量構成比 (%) | 単位面積の現存量 (炭素トン/ha) |
|---------|------------|--------------|----------------|---------------|-----------------------|
| アカマツ林 | 6650 | 22 | 835 | 19 | 126 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 15 | 809 | 18 | 173 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 39 | 1707 | 38 | 140 |
| カラマツ林 | 4671 | 15 | 642 | 14 | 137 |
| 針葉樹林 | 2702 | 9 | 464 | 10 | 172 |
| 合計 | 30877 | 100 | 4457 | 100 | 144 |

Ⅱ－５ 富士北麓地域の森林における二酸化炭素収支の面的推定

５－１ 少数地点の観測データを用いた土壌呼吸量の面的推定

森林の成長量を面的に知ろうとする場合、地上部の成長量については、現地の調査による測定や、各種のリモートセンシングを用いてある程度の推定が工夫されている。これに対して地下部分の活動を計測する土壌呼吸量は、点的な測定手法ですら現在でも改良が進められている段階であり、面的な計測は困難である。また、リモートセンシングその他の手法を用いるにしても衛星／航空機などのプラットフォームを用いる限り、主に樹冠の情報のみが得られるため、間接的な推測となる。

そこで、ここでは調査地点の近傍に面的な推定を拡張する「メソスケール推定」の利点を活かし、調査地点において得られた知見を中心に近傍について既知のデータを用いて推定可能な変動要因のみを変化させ、その他の要因については調査地点と同一と見なすことにより面的な推定を行うことを試みる。

ここで、この目的に照らして一連の研究成果の中から植生（土地被覆）カテゴリの異なるいくつかの地点における土壌呼吸量と深さ 5 cm における地温の関係の定式化と衛星データを用いた土地被覆カテゴリ分類があげられる。もちろん、植生タイプと温度条件の他に、土壌生物フローラ、水文条件、土壌条件、など多くの要因が土壌呼吸を支配していると考えた方がよい。しかし、ここでは解析対象範囲をメソスケールに限定することで、多くの要因をモデルに組み込むことを避け、研究の流れの中で最も顕著に土壌呼吸との対応関係が明らかとなった温度条件と植生タイプのみを説明変数、その他については「メソスケールでは定数」としてモデルを構築した。

土壌呼吸と土地被覆カテゴリ・地温の関係

研究対象地域における代表的な植生タイプとして、アカマツ林、ヒノキ・ツガ林、落葉広葉樹林があげられる。図 3－18 が示す通り、これら 3 タイプの樹林における土壌呼吸速度は深さ 5 cm の地温（℃）と関連をもち、坂田（未発表）によれば指数関数で近似され、任意の地温において土壌呼吸速度は落葉広葉樹林、ヒノキ・ツガ林、アカマツ林の順で大きい。坂田の推定式は、土壌呼吸速度を V ($\text{mgCO}_2/\text{m}^2/\text{h}$)、深さ 5 cm の地温を T (℃) として

アカマツ林 $V = 17.68 \times e^{0.1316T}$ (5－1)

ヒノキ・ツガ林 $V = 61.5 \times e^{0.1232T}$ (5－2)

落葉広葉樹林 $V = 104.4 \times e^{0.1651T}$ (5－3)

である。

用いた温度条件データ

ここで、二酸化炭素フラックスの研究資料としては、観測年のメソスケール推定も重要であるが、平年値での土壌呼吸量などを推定できることは意義深い。そこで、温度条件の情報源として長期間の観測歴を持ち、信頼できる平年値が計算されている気象台のデータ、具体的には甲府地方気象台河口湖測候所の月平均気温データを用いて推定するモデルを考えることとした。月平均気温と月平均地温（深さ 5 cm の地温の月間平均値）の関係はほぼ線形関係と言え（図 5－1）、単純な推定が可能である。しかし、土壌呼吸速度は地温と非線形の関係をもつので、月平均地温から式（5－1）～（5－3）を用いて月平均土壌呼吸速度を求めることはできない。詳細な気温と地温のセットデータによる補正が必要となる。これについては山梨県環境科学研究所気象観測ステーション露場における 1999 年から 2001 年の 3 年間の 1 時間間隔データを用いた。ただし、データ欠損があった 2001 年 3 月については、2002 年 3 月のデータを代用とした。また、深さ 5 cm での地温は深さ 1 cm での地温と深さ 10 cm での地温の平均値に等しいとして計算した（表 5－1）。

月平均気温からの土壌呼吸速度の推定手法

式（5－1）～（5－3）に山梨県環境科学研究所気象観測データの地温 1 時間間隔データを代入し、毎時の土壌呼吸量推定値を得て、これを各月について平均した平均土壌呼吸速度を目的変数とし、山梨県環境科学研究所における月平均気温を説明変数として分析したところ、指数関数によって良好な対応関係が表現されることが確かめられた（図 5－2、表 5－2）。ここで得られた土地被覆カテゴリ別モデルを用いて土壌呼吸量の推定を行った。

河口湖測候所月平均気温からの地点月平均気温の推定

河口湖測候所と山梨県環境科学研究所気象観測ステーションのデータを用いた標高による気温低減率 -0.00633 (℃/m) を得た。

推定結果

標高と河口湖測候所における月平均気温平年値から解析対象範囲の月平均気温を面的に推定し、Ⅱ－４において推定された森林生態系分類項目に従い各月の平均土壌呼吸速度を求め、これをもとに年間の土壌呼吸量の推定を行った（図 5－3、表 5－3）。

土壌呼吸の測定を行った地点と推定結果を比較すると推定は実測に比べ 10% 程度の過大評価になっている。この原因は、林内気温、林内地温を用いず露場気温、露場地温を用いてモデルを作成したため、やや温度を高め推定していることが影響したものと考えられる。今後、

観測地点近傍での林内気温、林内地温のデータ集積を行い、林内気温の推定についても土地被覆分類項目別に推定していくことによって精度の向上が見込める。

5-2 純一次生産量の面的推定

衛星リモートセンシングデータから純一次生産量(NPP)を推定する方法としては、LUE(光利用効率; Light Use Efficiency)とAPAR(光合成有効放射吸収量; Absorbed Photosynthesis Active Radiation)によるアプローチ(LUEモデル)がよく用いられる。LUEモデルは、Monteithによって示された生産効率の概念を基礎としたものである。年間の作物NPPと生育期間中に吸収された積算APARに関係付けたMonteith(1981)による方法(ホップス・ムーニー1993; Monteith 1981)によれば、次式のようにAPARをNPPに結びつけることができる。

$$NPP = \epsilon \cdot f [\Sigma APAR] \quad (5-4)$$

ここで、 ϵ は光利用効率である。光利用効率 ϵ は、土地被覆分類項目により異なる値を持つ。一定期間にわたって積算したAPARには、植物の光合成生産を直接的に決定している二つの要因、すなわち入射太陽放射の強度と持続時間に関する気象条件および葉面積と樹冠の放射吸収特性に関する植生パラメータがともに関与する。この関係は次のように定式化される。

$$APAR = fAPAR \cdot PAR \quad (5-5)$$

ここで、PARは光合成有効放射量(Photosynthesis Active Radiation)で気象学的要因に対応し、fAPARは光合成有効放射吸収率(Fraction of Absorbed Photosynthesis Active Radiation)で生物学的要因に対応する。このうちfAPARは植生指数NDVIの線形関数である。

$$fAPAR = f[NDVI] \quad (5-6)$$

以上の関係をまとめると次式のような関係が成立し、NDVIの積算値とNPPに比例関係が成り立つ。

$$NPP = \epsilon \cdot \Sigma NDVI \quad (5-7)$$

この関係により高頻度観測衛星データを利用して、植生指標NDVIの年間積算値からNPPを推定することができる。

NDVIの年間積算値を得るには、長期間連続して整備されたNDVIの時系列データセットが必要である。すでに、アメリカのノア(NOAA)衛星に搭載された

AVHRRセンサ(NOAA/AVHRR)、フランスのスポット(SPOT)衛星に搭載されたVEGETATIONセンサ(SPOT/VEGETATION)などの高頻度観測衛星によるグローバルな時系列データセットが整備されており、利用することができる。本研究では、これらの知見を基に、SPOT/VEGETATION観測データから作成されたNDVI時系列データセットを用いて、NPPの推定を行った。

SPOT/VEGETATION S10 データセット

フランスの地球観測衛星スポット4号に搭載されたVEGETATIONセンサ(SPOT/VEGETATION)はアメリカのノア衛星と同様、同じ場所を毎日のように観測している地上分解能1kmの高頻度観測衛星センサである。スポット4号は26日回帰で地球を周回しているが、VEGETATIONセンサの観測幅は最大で2,200kmあり、北緯32度以北では1日に少なくとも1回観測される。26日回帰のうち5日の不観測日を除いてほぼ毎日のデータが揃っている。

本研究ではSPOT/VEGETATION観測による植生指数NDVIを10日間(旬間)ごとに最大値合成して作成されたデータセットであるS10プロダクツデータをFree VEGETATION Productsのサイト(<http://free.vgt.vito.be>)からダウンロードして使用した。このサイトからは1998年4月以降、最新の3ヶ月前までの観測データについて、S10プロダクツデータが入手可能である。

S10プロダクツデータでは、次式により $-0.096 \sim 0.92$ の範囲のNDVIを1~255のデジタルナンバーDNに変換し、また例外値としてNDVIが -0.096 より小さいときを1に、データ不良を0にそれぞれ変換した8bitデータとして提供されている。

$$DN = (NDVI + 0.1) / 0.004 \quad (5-8)$$

本研究では富士北麓地域をカバーする1998年4月上旬から2005年12月下旬までの計279旬からなるS10プロダクツデータを利用した。S10プロダクツデータは雲やヘイズなどの影響、観測衛星と太陽および地表との位置関係に起因するパストラジアンスの影響などを多く含んでいるため、地表の状況を正確に表していないので、LMF(Local Maximum Fitting)モデル処理を施し、雲などの影響を軽減した(沢田・澤田2002)。使用したS10プロダクツデータセットに対してNDVIのLMFモデル処理を行った例を図5-4に示す。

NDVI年間積算値からの純一次生産NPPの推定

前述した通り、NPPとNDVIの年間積算値 $\Sigma NDVI$ の間に比例関係が成り立つ。この知見を基に、本研究では、LMF処理を施したSPOT/VEGETATION S10プロダクツ

データを用いてNDVI時系列データセットから年積算植生指数 Σ NDVIを求め、その森林生態系ごとの平均値の大小をNPPの大小に換算してNPPの原単位とすることで、富士北麓地域における森林生態系のNPPマッピングを試みた。式（5-7）において、比例係数 ϵ は樹種や生態系ごとに異なるが、生態系ごとに地上の多数のサンプルで計測されたNPPの検証データがないこと、使用する植生指数データセットのオリジナルの空間分解能が1 km（100ha相当）と粗くNPPの地上計測（0.25~0.89ha）と Σ NDVIの厳密な対応位置関係を検証できないことから、係数 ϵ を調査地域の範囲で一定と仮定した。この場合、森林生態系ごとの Σ NDVIの大小はNPPの大小に正比例し、 Σ NDVIとNPPのデータ対が得られれば、これを基準に森林生態系ごとのNPPを換算することができる。

年積算植生指数 Σ NDVIは次のように求めた。SPOT/VEGETATIONのS10プロダクツデータ（1 kmメッシュ、緯度経度座標系、10日間隔、6年9か月の期間）の全ての画素に対してLMFモデル処理を施した後、500mメッシュのUTM座標系第54帯データに再配列し、各メッシュにおいてNDVIを年間で積算する。積算には使用した時系列データのうち、2004年1~12月の1年間のデータを使用した。調査地に対応するメッシュにおける年積算植生指数と調査地でのNPP実測値の関係を表5-4に示す。NPPと Σ NDVIの比は3つの森林でいずれも0.25前後であったので、式（5-7）の比例係数 ϵ として0.25を採用した。

次に森林生態系ごとの年積算植生指数は次のように求めた。変換後のS10プロダクツデータの各メッシュは生態系分類図（画素サイズ20m、本報告書Ⅱ-4）の25×25（=625）画素に相当する。各メッシュで森林生態系ごとの面積占有率を計算し、このうち単一の森林生態系によりほぼ占有されているメッシュ（面積占有率70%以上）を選出する。森林生態系ごとに占有メッシュの Σ NDVIを平均して、各森林生態系の年積算植生指数 Σ NDVIとした（表5-5）。 Σ NDVIから式（5-7）を用いて森林生態系ごとのNPP原単位を決定した。その結果、NPP原単位（炭素トン/ha/年）はアカマツ林で5.5、ヒノキ・ツガ林で6.5、落葉広葉樹林で5.2、カラマツ林で5.6、その他針葉樹林で5.7となった。青木ヶ原に代表されるヒノキ・ツガ林で純一次生産量が相対的に大きく、針葉樹林、カラマツ林、アカマツ林が続き、落葉広葉樹林で相対的に小さいという結果が得られた。推定されたNPP原単位を調査地におけるNPP実測値と比較すると、アカマツ林とヒノキ・ツガ林では同程度の値となったのに対し、落葉広葉樹林では原単位が実測値の80%にとどまった。このNPP原単位を生態系分類結果に適用し、富士北麓地域の森林の純一次生産量分布をマッピングし

た結果を図5-5に示す。NPP原単位に森林生態系面積を積算して富士北麓地域におけるNPPの集計を行った結果、森林生態系ごとの純一次生産量（千炭素トン/ha/年、カッコ内は構成比）はアカマツ林37（21%）、ヒノキ・ツガ林31（18%）、落葉広葉樹林64（37%）、カラマツ林26（15%）、針葉樹林15（9%）となり、対象地域の合計では年間に17.3万トンの炭素を固定しており、単位面積あたりでは5.6トン/haの年間炭素固定量に相当すると見積もることができた（表5-5）。

本研究で行った純一次生産量NPPの推定では、 Σ NDVIとNPPと間の比例係数について森林生態系間の差異を無視していること、標高や気象条件による影響を考慮していないこと、メソスケールの解析に1 km分解能の衛星データを使用していることなど、問題点が多い。これらの問題をひとつひとつ解決していくために、地上での実測データを増やして推定結果の検証を行うことが今後の重要な課題であるが、前述の通り地上調査の労力と面的推定の精度向上のトレードオフについても慎重に検討していかねばならない。

5-3 生態系純生産量の面的推定

陸上生態系の二酸化炭素収支は生態系の炭素収支としての生態系純生産量（NEP：Net ecosystem production）で表される。生態系純生産量は植物群落による実質的な二酸化炭素吸収量である純一次生産量（NPP：Net primary production）と、従属栄養生物の呼吸による二酸化炭素排出量（HR：Heterotrophic respiration）との差によって決定される。土壌表面から生物の呼吸作用によって放出される二酸化炭素フラックスが土壌呼吸（SR：Soil respiration）であり、これは主として土壌中の従属栄養生物呼吸と植物根の呼吸（Rr）に由来する。森林生態系においては生食連鎖によるフラックスはほぼ無視できるレベルであるので、土壌からの従属栄養生物呼吸（SR-Rr）を生態系全体のHRとみなすことが可能である。結果的に森林生態系の二酸化炭素吸収量である生態系純生産量は以下の式で求めることが出来る。

$$NEP = NPP - (SR - Rr) \quad (5-9)$$

本研究では富士北麓地域をテストケースとして、衛星リモートセンシングからアカマツ林、ヒノキ・ツガ林、落葉広葉樹林、カラマツ林、針葉樹林の5箇所の森林生態系を区分した。各森林生態系における土壌呼吸速度は、アカマツ林、ヒノキ・ツガ林、落葉広葉樹林の3箇所の生態系における土壌呼吸速度の実測からメソスケールでの土壌呼吸量を推定するためのモデルを作成した。また各生態系における純一次生産量（NPP）については剣丸尾アカマツ林の実測値をグラントゥールスとして、衛

星リモートセンシングによるNDVI時系列データから推定した。これらのモデルを用いることによって、富士北麓地域（30,877ha）の総純一次生産量は年間173（千炭素トン）であり、総土壌呼吸量は1年間に275（千炭素トン）と推定された。土壌呼吸における微生物呼吸量と根呼吸量の割合については、現段階ではグランドトゥールースとしての実測データがない。根の呼吸量の測定手法についてはその手法的な標準化を含めて現在検討中であり、ここでは過去の複数の文献的データの単純な平均値として土壌呼吸における根の呼吸量の割合46%を適用した。

テストエリア内における面積比が22%であるアカマツ林では、年間NPPが37（千炭素トン）で、HRが17であり1年間に20（千炭素トン）の炭素を吸収している（表5-6）。同様にヒノキ・ツガ林、カラマツ林、針葉樹林ではそれぞれ10、7、5（千トン）の炭素を1年間に吸収していた。しかしながら落葉広葉樹林ではNPPが64に対してHRが82を占めており、結果的に年間に18（千炭素トン）もの放出という結果になった。これらを総計すると富士北麓地域（30,877ha）における炭素収支は1年間に25（千炭素トン）の吸収である。単位面積あたりでの炭素収支を見ると、落葉広葉樹林以外の森林生態系では1haあたり1年間に1.4~3.0炭素トンの二酸化炭素吸収量であるが、落葉広葉樹では-1.5炭素トンの炭素のソースとなった。落葉広葉樹林は面積比が大きいので富士北麓地域の森林生態系全体では1haあたり1年間にNPPが5.6炭素トン、HRが4.8であり、二酸化炭素吸収量は1年間にわずかに0.8炭素トンという結果となった（表5-6）。

5-4 まとめ

本研究では、落葉広葉樹林における炭素収支がマイナスとなり炭素のソースとして機能しているという結果となった。一般的に極相林においてはNPPとHRは等しくなり、炭素収支としてはシンクでもソースでもなくなる。このため富士北麓地域においても、一次遷移の先駆相にあるアカマツ林のNEPが最も高く、ヒノキ・ツガ林に続いて落葉広葉樹林のNEPが相対的に一番小さくなるものと考えられる。しかしながら、落葉広葉樹林において総計で年間18（千トン）、単位面積あたりでも1.5（トン/ha）もの炭素の放出となった現段階での結果が、事実を正しく反映しているかどうかについては、今後様々な検討を必要とする。

落葉広葉樹林におけるNEPがマイナスとなった原因はNPPの推定値が過小評価となっているか、土壌呼吸量（微生物呼吸量）が過大評価となっているか、あるいはその両方による。Kira（1977）は日本の森林生態系における純一次生産量の測定データをまとめている（表5-

7）。表5-7における乾燥重量の半分を炭素量とすると、冷温帯落葉広葉樹林では平均値が4.4（炭素トン/ha）で、マツ林は6.8である。本研究地のアカマツ林は冷温帯でアカマツの分布限界に近く、土壌条件も悪いことから平均値より小さくなることは十分考えられる。一方で分布の中心に位置し、土壌条件も良い本調査地の落葉広葉樹林のNPPの推定値5.2は、ほぼ実測の平均値と等しい。このように地上部の純一次生産量のみを考えた場合には、衛星リモートセンシングデータのNDVIから推定されたNPPは比較的実測に近い値である。しかしながら、森林生態系全体の炭素収支を精度よく推定するためには、特に地下部での土壌炭素動態の評価が重要である。一般的に、遷移初期段階の森林生態系では純一次生産は主に樹木の成長（バイオマスの増加分）として固定される。一方で遷移段階が進むほど、純一次生産により固定された炭素は、樹木の生長ではなく枯死木やリターなどのように土壌へ供給される割合が高くなる。このため遷移段階が進むほど、根のターンオーバーなどの地下部リター量を含めた土壌炭素動態が生態系全体の炭素収支に及ぼす影響が大きくなる。もし極相林においてNEPが0になるとすれば、それは地下部の炭素動態を含めた収支であり、地上部を中心とした生態学的なNPPの実測値やリモートセンシングのNDVIにより推定されるNPPデータを用いて炭素収支を算出すると、極相林においてはNEPがマイナスなるということも十分考えられる。このように、極相に近い森林ほど現在の推定方法ではNPPが過小評価になる可能性もあるため、生態学的手法による枯死木量や地下部リター量の測定が急務である。

澤田ら（1995）は青森県を一つの地域生態系として捉え、青森県内における自然生態系や農業生態系における炭素収支だけでなく、石油製品の消費及び電力生産による石油消費など人間活動による二酸化炭素排出量も勘案して地域生態系における二酸化炭素収支を算出した。澤田らによる青森県の地域生態系の炭素収支推定の中で、森林生態系における現存量や純一次生産量及び、土壌呼吸量（実際には微生物呼吸量）の推定値を表5-8に示す。

彼らの推定では青森県内の森林生態系全体（636,729ha）では、純一次生産量が年間3,600（千炭素トン）、土壌呼吸量（実際には従属栄養生物呼吸量）が1,200であり、蓄積量は2,400（千炭素トン）であった（実際には森林の収穫量が約200あるために蓄積量は2,200）。これを単位面積あたりに換算すると森林生態系全体ではNPPは年間5.7（炭素トン/ha）で、HRが1.9（炭素トン/ha）であり、NEPは1年間で3.8炭素トン/haの吸収となった。彼らは森林生態系を針葉樹林と針広混交林、落葉広葉樹林、未立木地に分類して、主に森林統計データと過去の生態学的な文献データから各種フラックスの推定を行っ

ているため、我々が行ったような地上でのグラントトゥールスとしての実測値と衛星リモートセンシングによるメソスケールへのスケールアップによる炭素収支の推定手法とはだいぶ異なっている。富士北麓地域での我々の研究では、単位面積あたりのNPPは澤田らの推定値とほぼ同じだが、HRが4.8炭素トン/haと澤田らの推定値の2倍以上の値となり、結果的にNEPは0.8であり、二酸化炭素吸収量は澤田らの推定値の5分の1程度の値となった。

澤田らが推定した青森県の森林生態系の現存量は、日本の自然の森林生態系における現存量推定値(表5-9)と比較するとかなり小さく、若齢の人工林や若い二次林などが多く含まれているものと考えられる。これらのことから我々が実測した、林齢としては比較的成熟した森林よりは土壤呼吸量が相対的に少ないことも考えられる。しかし、澤田らは土壤へ供給される年間の有機物量と、分解される有機物量が等しいと仮定して、林冠からの落葉・落枝量を土壤呼吸量(実際には根の呼吸量を含まない微生物呼吸量HRに相当する)として推定した。現在までに実測されている落葉・落枝量は地下部のリター量を含んでいない場合がほとんどであるので、落葉・落枝量=微生物呼吸量とみなす手法は実際にはかなりの過小評価になっており、結果的に澤田らの森林全体での二酸化炭素吸収量はかなりの過大評価になっている可能性が高い。

現在のところ、赤外線ガス分析計を使った最新の標準的手法を用いて、森林生態系における年間の土壤呼吸量を測定したような生態学的調査は少ない。本研究では少数ではあるが、3箇所の森林生態系における土壤呼吸の実測データと、リモートセンシングによる土地被覆分類からメソスケールでの土壤呼吸の推定を行っており、統計データなどを用いた従来の土壤呼吸量の面的な推定方法に比べて、比較的精度の高い推定が可能になっているものと考えている。

しかしながら、土壤呼吸における根呼吸量の割合の推定については我々の報告書においても実測データがない。また衛星リモートセンシングは林冠部については多くのデータを得ることが出来るが、地表面や土壤有機物などのデータを衛星から得るのは非常に難しい。今回の調査では土壤呼吸に占める根の呼吸の割合を46%であるとして推定を行ったが、遷移段階や種組成などの違いによって根呼吸の割合は変化するものと考えられるので、根の呼吸量と生態系構造との機能的な関係を明らかにすることが今後の最重要課題である。さらに現段階では森林生態系における地下部のターンオーバーを含めた土壌中の炭素動態については実測データが圧倒的に不足しているのが現状であり、今後生態学的な手法による実測データを集めること、及びその測定手法の標準化が求

められる。

引用文献

- Kira, T. (1977) Production rates, Net Production. In: Shidei, T. and Kira, T. (eds.), Primary productivity of Japanese forests. JIBP SYNTHESIS, 16, 101-114, University of Tokyo Press, Tokyo.
- Monteith, J.L. (1981) Climatic variation and the growth of crops. Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 107, 749-774.
- R.J. ホブス・H.A. ムーニー編, 大政謙次・恒川篤史・福原道一監訳 (1993) 生物圏機能のリモートセンシング, シュプリンガー・フェアラーク東京.
- 澤田信一・清野貴幸・土岐剛史 (1995) 青森県地域生態系におけるCO₂収支, 環境科学会誌, 8 (2), 139-153.
- 沢田治雄・澤田義人 (2002) 高頻度観測衛星データに基づく植生変化のモデル化, 環境情報科学論文集, 16, 181-186.

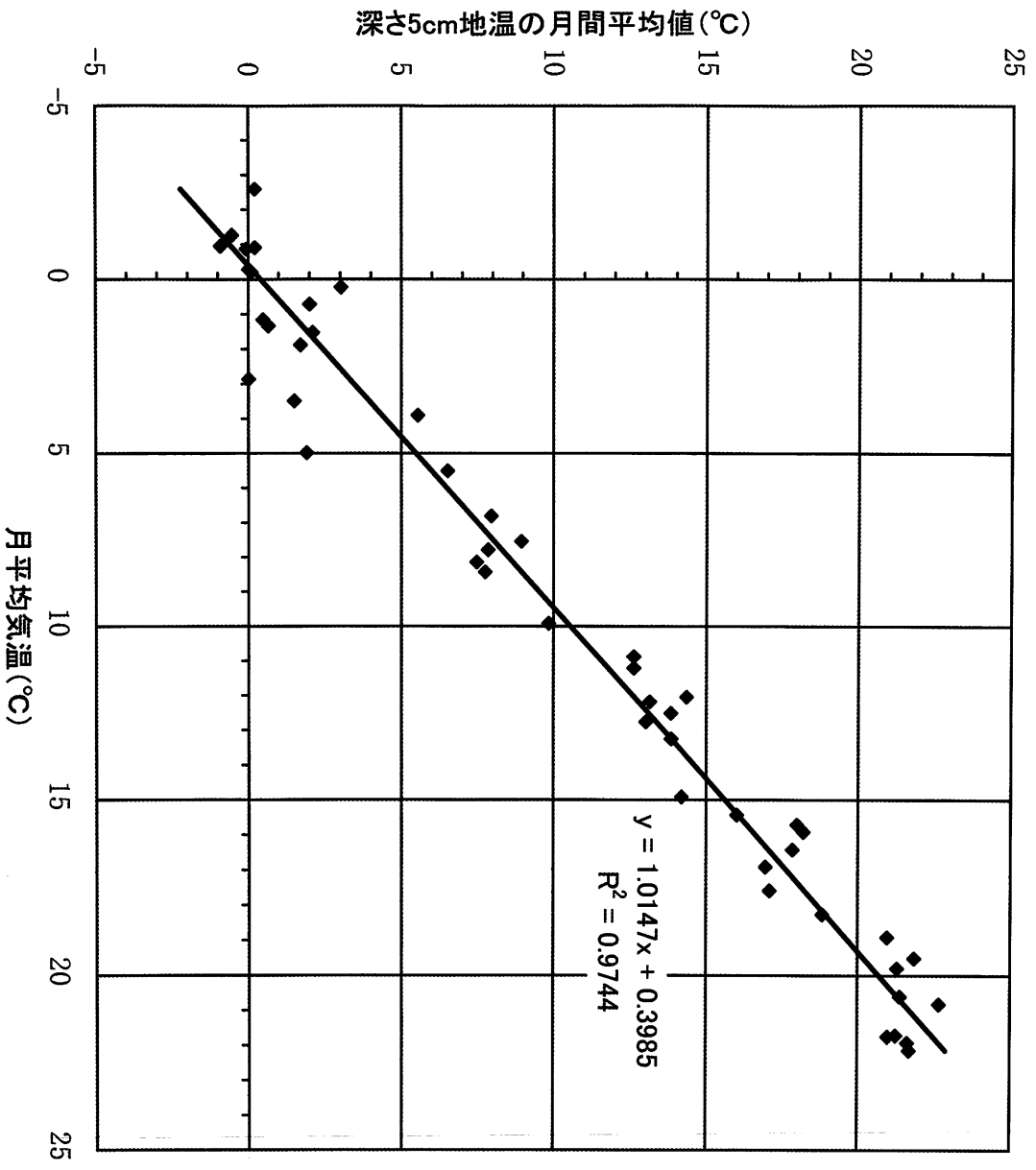


図 5 — 1 月平均気温と月平均地温（深さ5cm）の関係

表 5－1 月平均気温と月平均地温の関係

| 年 | 月 | 河口湖測候所 標高860m | YIES* 気象観測 標高1035m | |
|------|----|------------------|-----------------------|-----------------|
| | | 月平均気温(℃) | 月平均気温(℃) | 地温(深さ5cm)** (℃) |
| 1999 | 1 | -0.2 | -0.9 | -0.1 |
| | 2 | -0.3 | -0.9 | -0.9 |
| | 3 | 4.7 | 3.5 | 1.5 |
| | 4 | 9.1 | 7.8 | 7.8 |
| | 5 | 14.4 | 13.3 | 13.8 |
| | 6 | 17.9 | 16.4 | 17.8 |
| | 7 | 21.3 | 19.5 | 21.8 |
| | 8 | 22.6 | 20.8 | 22.7 |
| | 9 | 20.6 | 18.9 | 21.0 |
| | 10 | 13.5 | 12.0 | 14.3 |
| | 11 | 7.5 | 6.8 | 8.0 |
| | 12 | 1.6 | 1.9 | 1.7 |
| 2000 | 1 | 1.5 | 1.3 | 0.7 |
| | 2 | -0.9 | -1.3 | -0.5 |
| | 3 | 3.3 | 2.9 | 0.0 |
| | 4 | 8.6 | 8.4 | 7.8 |
| | 5 | 15.0 | 14.9 | 14.2 |
| | 6 | 17.8 | 17.6 | 17.1 |
| | 7 | 22.1 | 21.7 | 21.0 |
| | 8 | 22.6 | 22.1 | 21.7 |
| | 9 | 19.0 | 18.3 | 18.8 |
| | 10 | 13.5 | 12.5 | 13.8 |
| | 11 | 8.3 | 7.5 | 9.0 |
| | 12 | 2.2 | 1.5 | 2.1 |
| 2001 | 1 | -1.8 | -2.6 | 0.2 |
| | 2 | 0.0 | -0.9 | 0.2 |
| | 3 | 3.8 | | |
| | 4 | 9.4 | 8.1 | 7.5 |
| | 5 | 14.3 | 12.8 | 13.0 |
| | 6 | 18.5 | 16.9 | 17.0 |
| | 7 | 23.5 | 21.9 | 21.6 |
| | 8 | 21.6 | 19.8 | 21.3 |
| | 9 | 19.9 | 15.9 | 18.2 |
| | 10 | 12.7 | 11.2 | 12.6 |
| | 11 | 6.3 | 5.5 | 6.5 |
| | 12 | 1.5 | 0.7 | 2.0 |
| 2002 | 1 | 0.4 | -0.3 | 0.0 |
| | 2 | 0.8 | -0.2 | 0.1 |
| | 3 | 6.4 | 5.0 | 1.9 |
| | 4 | 11.1 | 9.9 | 9.8 |
| | 5 | 13.7 | 12.2 | 13.1 |
| | 6 | 17.1 | 15.4 | 16.0 |
| | 7 | 23.5 | 21.7 | 21.2 |
| | 8 | 22.6 | 20.6 | 21.4 |
| | 9 | 17.5 | 15.7 | 18.0 |
| | 10 | 12.5 | 10.9 | 12.6 |
| | 11 | 4.8 | 3.9 | 5.5 |
| | 12 | 1.1 | 0.2 | 3.0 |
| 2003 | 3 | 2.5 | 1.2 | 0.5 |

* : 山梨県環境科学研究所

** : 地温(深さ1cm)と地温(深さ10cm)の平均

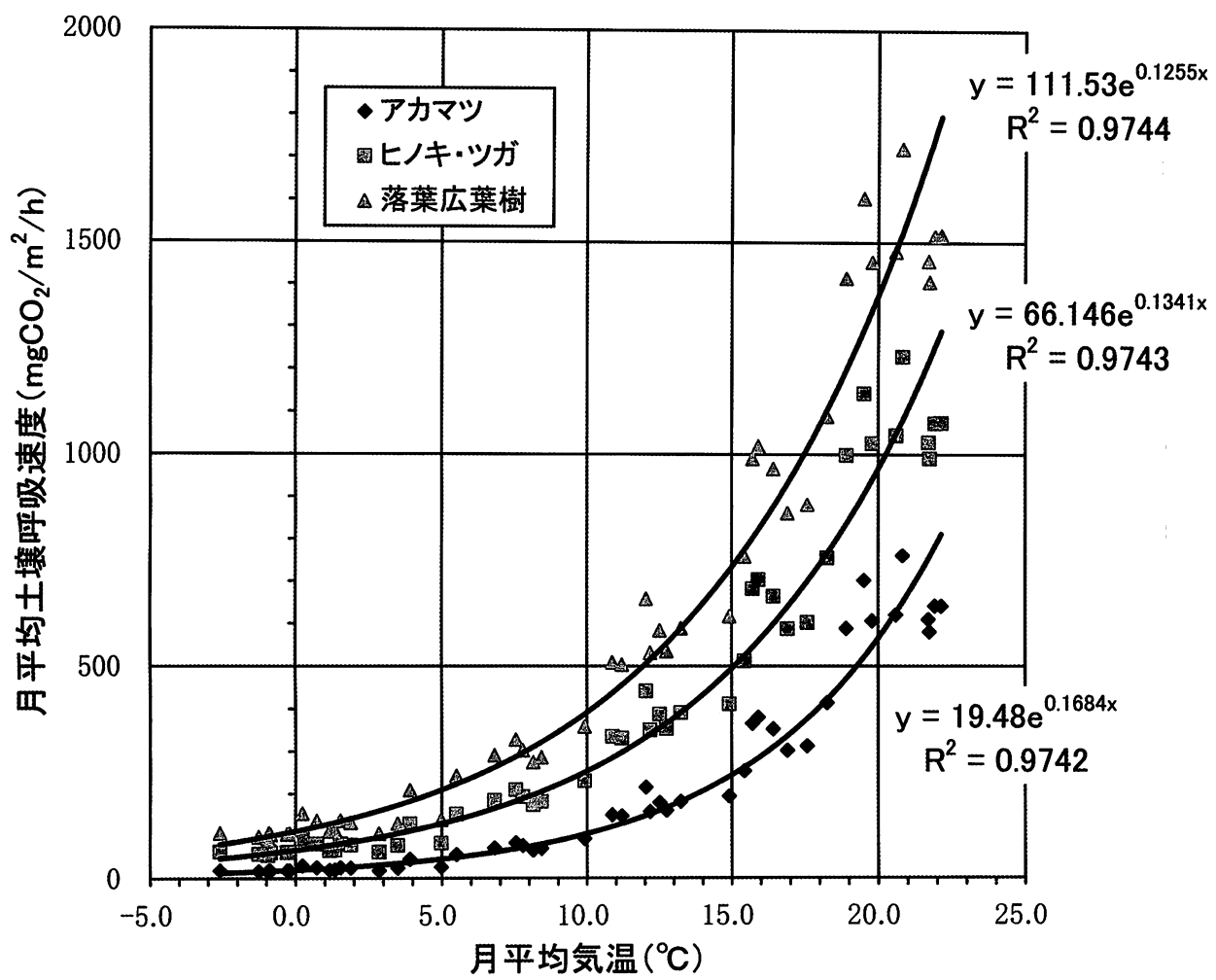


図 5 - 2 月平均気温と土壌呼吸速度

表 5 - 2 月平均気温と月平均土壌呼吸速度の関係

| 年 | 月 | YIES*観測値 | YIES観測地温から推定された毎時土壌呼吸速度の平均値 (mgCO ₂ /m ² /h) | | |
|------|----|----------|---|---------|--------|
| | | 月平均気温(℃) | アカマツ林 | ヒノキ・ツガ林 | 落葉広葉樹林 |
| 1999 | 1 | -0.9 | 17.5 | 61.1 | 103.7 |
| | 2 | -0.9 | 15.3 | 54.8 | 93.5 |
| | 3 | 3.5 | 24.0 | 77.7 | 129.5 |
| | 4 | 7.8 | 76.8 | 193.1 | 302.4 |
| | 5 | 13.3 | 181.1 | 390.7 | 588.0 |
| | 6 | 16.4 | 352.5 | 664.0 | 965.9 |
| | 7 | 19.5 | 701.7 | 1143.6 | 1605.0 |
| | 8 | 20.8 | 760.5 | 1229.9 | 1721.4 |
| | 9 | 18.9 | 588.1 | 998.4 | 1415.0 |
| | 10 | 12.0 | 215.0 | 441.8 | 657.5 |
| | 11 | 6.8 | 71.1 | 184.2 | 290.5 |
| | 12 | 1.9 | 24.3 | 78.9 | 131.5 |
| 2000 | 1 | 1.3 | 19.8 | 67.3 | 113.5 |
| | 2 | -1.3 | 16.3 | 57.6 | 98.1 |
| | 3 | 2.9 | 18.0 | 62.3 | 105.5 |
| | 4 | 8.4 | 69.8 | 181.0 | 285.6 |
| | 5 | 14.9 | 193.5 | 411.2 | 616.5 |
| | 6 | 17.6 | 312.1 | 602.0 | 881.0 |
| | 7 | 21.7 | 580.1 | 990.9 | 1406.1 |
| | 8 | 22.1 | 640.5 | 1074.6 | 1517.7 |
| | 9 | 18.3 | 413.9 | 754.8 | 1089.0 |
| | 10 | 12.5 | 178.7 | 387.2 | 583.2 |
| | 11 | 7.5 | 83.4 | 209.5 | 327.6 |
| | 12 | 1.5 | 25.5 | 82.1 | 136.7 |
| 2001 | 1 | -2.6 | 18.3 | 63.4 | 107.3 |
| | 2 | -0.9 | 18.3 | 63.3 | 107.2 |
| | 3 | | | | |
| | 4 | 8.1 | 65.8 | 173.3 | 274.4 |
| | 5 | 12.8 | 160.0 | 353.3 | 534.9 |
| | 6 | 16.9 | 301.8 | 587.2 | 861.1 |
| | 7 | 21.9 | 641.0 | 1073.4 | 1515.6 |
| | 8 | 19.8 | 605.8 | 1026.4 | 1453.5 |
| | 9 | 15.9 | 380.0 | 703.5 | 1019.0 |
| | 10 | 11.2 | 146.8 | 330.8 | 503.2 |
| | 11 | 5.5 | 55.7 | 151.8 | 242.4 |
| | 12 | 0.7 | 25.4 | 81.8 | 136.1 |
| 2002 | 1 | -0.3 | 17.7 | 61.7 | 104.6 |
| | 2 | -0.2 | 18.0 | 62.3 | 105.6 |
| | 3 | 5.0 | 26.2 | 83.0 | 137.7 |
| | 4 | 9.9 | 93.0 | 229.9 | 357.9 |
| | 5 | 12.2 | 156.9 | 349.9 | 530.8 |
| | 6 | 15.4 | 253.1 | 512.0 | 758.1 |
| | 7 | 21.7 | 609.1 | 1028.9 | 1456.1 |
| | 8 | 20.6 | 619.8 | 1045.0 | 1477.9 |
| | 9 | 15.7 | 365.3 | 681.6 | 989.4 |
| | 10 | 10.9 | 149.3 | 334.6 | 508.4 |
| | 11 | 3.9 | 44.9 | 129.0 | 208.6 |
| | 12 | 0.2 | 29.8 | 92.9 | 153.4 |
| 2003 | 3 | 1.2 | 19.4 | 66.1 | 111.5 |

*: 山梨県環境科学研究所

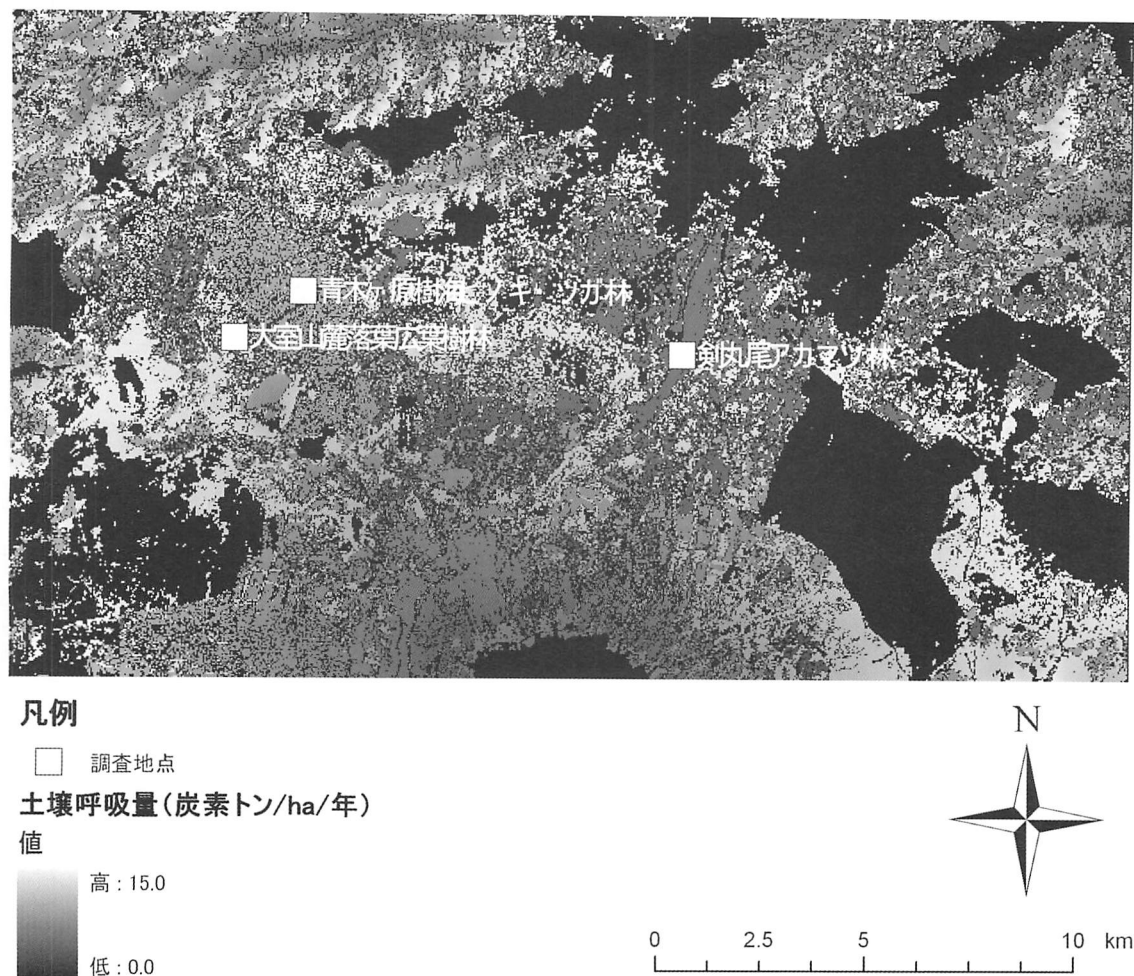


図 5－3 土壌呼吸量（推定量）分布図

表 5－3 土壌呼吸量推定結果の集計表

| 森林生態系 | 面積 (ha) | 調査対象に 占める面積率 (%) | 土壌呼吸量 (千炭素トン/年) | 土壌呼吸量 構成比 (%) | 単位面積あたり 土壌呼吸量 (炭素トン/ha/年) |
|---------|------------|------------------------|--------------------|---------------------|---------------------------------|
| アカマツ林 | 6650 | 22 | 31 | 11 | 4.7 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 15 | 39 | 14 | 8.3 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 39 | 151 | 55 | 12.4 |
| カラマツ林 | 4671 | 15 | 36 | 13 | 7.7 |
| 針葉樹林 | 2702 | 9 | 18 | 6 | 6.7 |
| 合計 | 30877 | 100 | 275 | 100 | 8.9 |

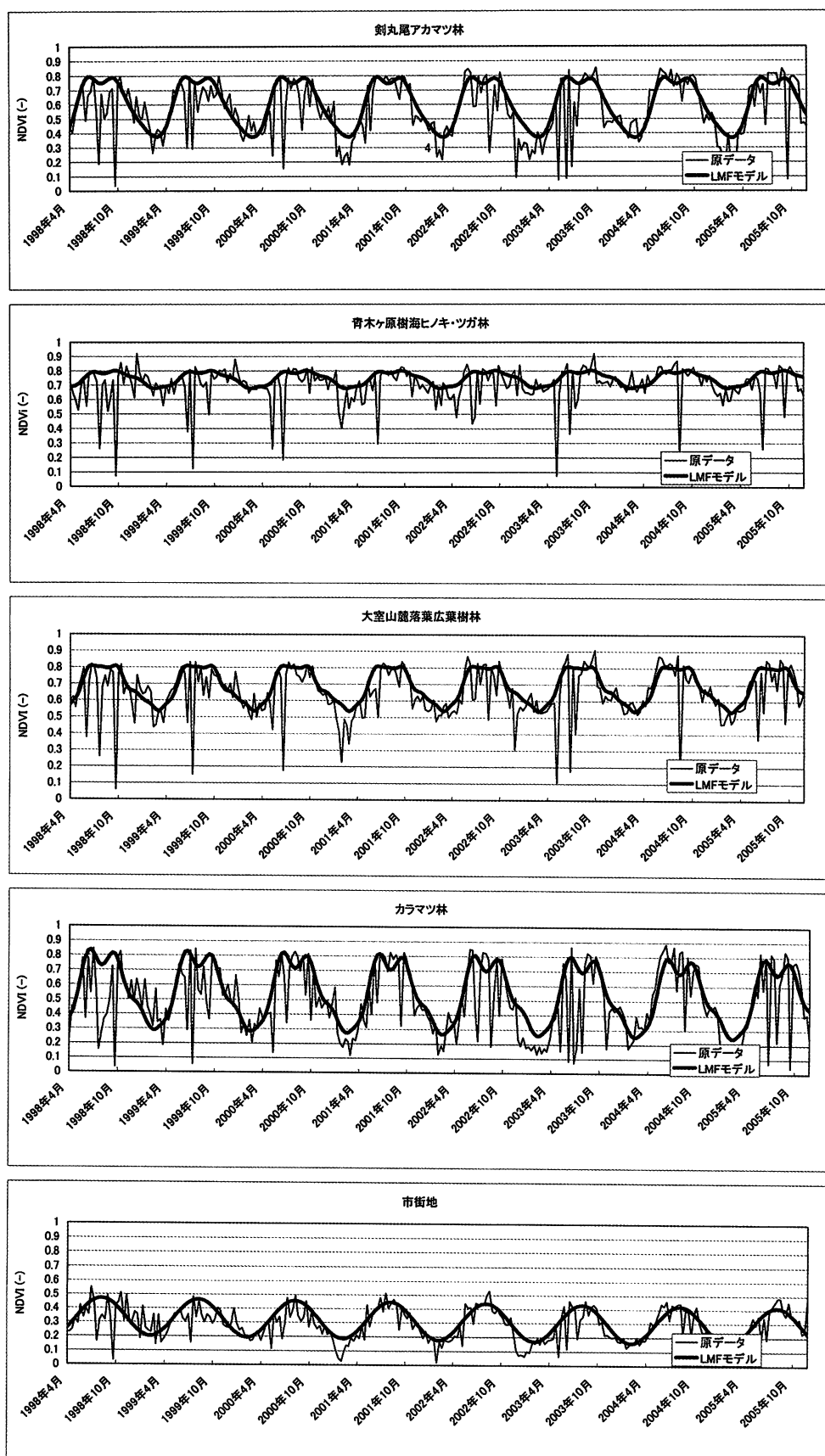


図5-4 SPOT/VEGETATION S10プロダクツの未処理データとLMFモデル処理の結果得られた植生指数NDVI時系列データの例

表 5－4 各調査地での年積算植生指数とNPP実測地の関係

| 森林生態系 | (A) 調査地NPP (炭素トン/ha/年) | (B) 調査地 ΣNDVI | NPPとΣNDVIの比 (A)/(B) |
|---------|---------------------------|------------------|------------------------|
| アカマツ林 | 5.44 | 21.60 | 0.25 |
| ヒノキ・ツガ林 | 6.66 | 26.93 | 0.25 |
| 落葉広葉樹林 | 6.46 | 24.74 | 0.26 |

表 5－5 森林生態系のNPP集計結果

| 森林生態系 | 面積 (ha) | 面積 構成比 (%) | 占有メッシュ ΣNDVI平均 | 単位面積あたりの NPP推定量 (炭素トン/ha/年) | NPP (千炭素トン/年) | NPP構成比 (%) |
|---------|------------|------------------|-------------------|-----------------------------------|------------------|---------------|
| アカマツ林 | 6650 | 22 | 22 | 5.5 | 37 | 21 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 15 | 26 | 6.5 | 31 | 18 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 39 | 21 | 5.2 | 64 | 37 |
| カラマツ林 | 4671 | 15 | 22 | 5.6 | 26 | 15 |
| 針葉樹林 | 2702 | 9 | 23 | 5.7 | 15 | 9 |
| 合計 | 30877 | 100 | | 5.6 | 173 | 100 |

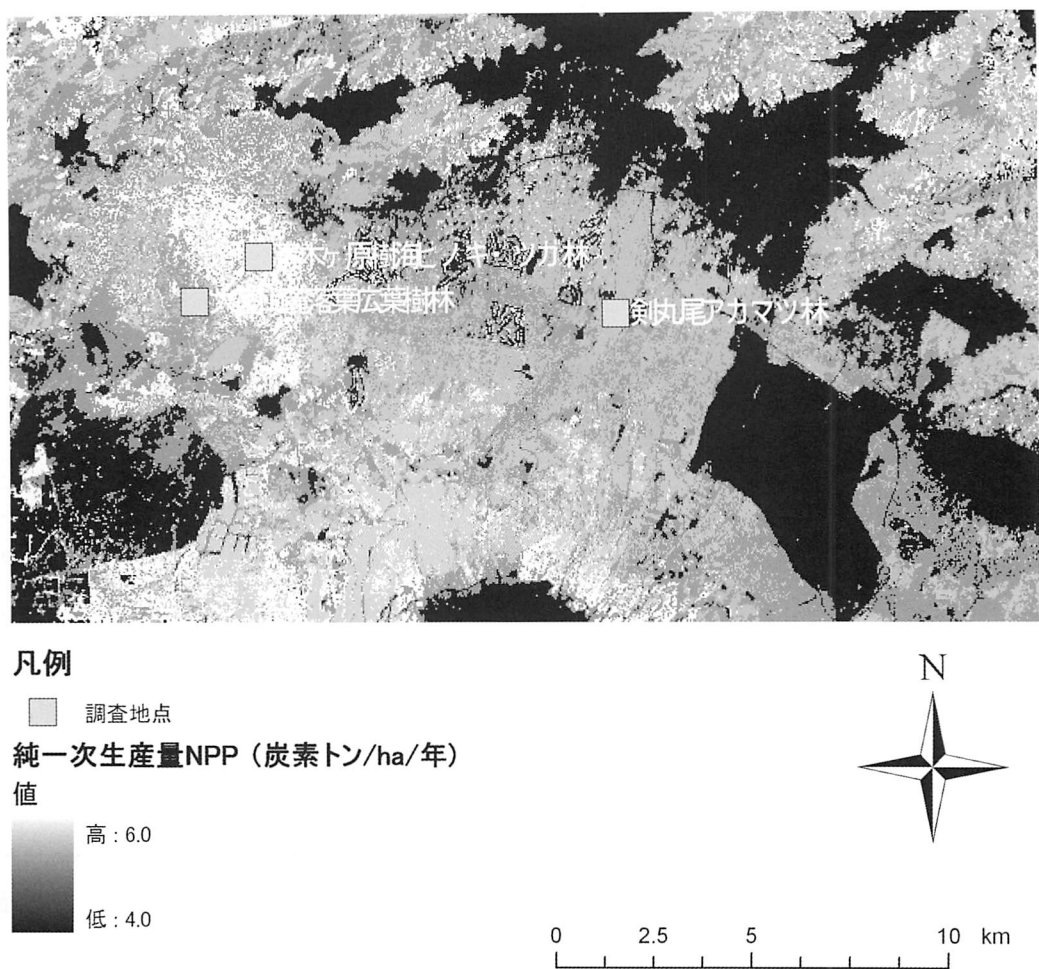


図5－5 純一次生産量（推定値）分布図

表5－6 富士北麓地域の各森林生態系の生態系純生産量

過去の文献データからSRの54％をHRとし、NPPとHRの差を生態系純生産量（NEP）とした。

| 生態系分類 | 面積 (ha) | NPP | SR | HR | NEP | NPP | SR | HR | NEP |
|---------|------------|-------------|-----|-----|-----|--------------------|------|-----|------|
| | | 総計(千炭素トン/年) | | | | 単位面積あたり(炭素トン/ha/年) | | | |
| アカマツ林 | 6650 | 37 | 31 | 17 | 20 | 5.5 | 4.7 | 2.5 | 3.0 |
| ヒノキ・ツガ林 | 4678 | 31 | 39 | 21 | 10 | 6.5 | 8.3 | 4.5 | 2.0 |
| 落葉広葉樹林 | 12176 | 64 | 151 | 82 | -18 | 5.2 | 12.4 | 6.7 | -1.5 |
| カラマツ林 | 4671 | 26 | 36 | 19 | 7 | 5.6 | 7.7 | 4.2 | 1.4 |
| 針葉樹林 | 2702 | 15 | 18 | 10 | 5 | 5.7 | 6.7 | 3.6 | 2.1 |
| 合計 | 30877 | 173 | 275 | 149 | 25 | 5.6 | 8.9 | 4.8 | 0.8 |

表 5－7 日本の森林生態系の純一次生産量の実測データ (kira1977)

| | | 立木本数 | 生産量 |
|-----------|--|--------------|------------------------------|
| | | No. of stand | Production rate (トン/ha/年) |
| 亜寒帯針葉樹林 | Subarctic conifer forest | 88 | 11.15±3.75 |
| 冷温帯落葉広葉樹林 | Cool-temperate deciduous broadleaf forest | 55 | 8.74±3.47 |
| 中間温帯針葉樹林 | Temperate conifer forest | 96 | 14.25±5.78 |
| マツ林 | Pine forest | 44 | 13.64±5 |
| 暖温帯常緑広葉樹林 | Warm-temperate evergreen broadleaf forest | 33 | 20.65±7.21 |

表 5－8 青森県内の森林生態系における、単位面積あたりの現存量とNPP及び土壌呼吸量の推定値 (澤田ら1995)

| 生態系分類 | 面積 (ha) | 現存量 (炭素トン/ha) | NPP | HR | NPP－HR | NPP | HR | NPP－HR |
|--------|------------|------------------|-----------------|------|--------|------------------------|-----|--------|
| | | | 総計 (千炭素トン/年) | | | 単位面積あたり (炭素トン/ha/年) | | |
| 針葉樹林 | 323487 | 41 | 2300 | 660 | 1640 | 7.1 | 2.0 | 5.1 |
| 針広混交林 | 56502 | 64 | 290 | 90 | 200 | 5.1 | 1.6 | 3.5 |
| 落葉広葉樹林 | 256740 | 40 | 1000 | 450 | 550 | 3.9 | 1.8 | 2.1 |
| 総計 | 636729 | | 3600 | 1200 | 2400 | 5.7 | 1.9 | 3.8 |

表 5－9 日本の代表的な自然の森林生態系における現存量の実測例

| | 標高 | 本数密度 | 胸高断面積 | 現存量 (トン/ha) | | 調査地 |
|---------------|------|--------|----------------------|-------------|-------|-------------------------------------|
| | (m) | (本/ha) | (m ² /ha) | 葉 | 地上部 | |
| 亜高山帯針葉樹林 | | | | | | |
| シラビソ林 | 1640 | 3179 | 64.8 | 20.0 | 226.7 | 富士山 八ヶ岳 |
| シラビソ林 | 2300 | | 61.5 | 20.8 | 203.1 | |
| 冷温帯落葉広葉樹林 | | | | | | |
| ミズナラ林 | 1430 | 1868 | 32.4 | 3.3 | 154.0 | 岐阜大高山試験地 カヤノ平、長野 芦生演習林 苗場山 |
| ブナ林 | 1500 | 1256 | 39.1 | 2.3 | 290.1 | |
| ブナ林 | 785 | 800 | | 3.0 | 292.4 | |
| ブナ林 | 1500 | 627 | 35.2 | 2.4 | 191.6 | |
| 温帯性針広混交林 | | | | | | |
| モミ林 | 420 | 2077 | 81.7 | 17.8 | 501.5 | Mt. Takatori, 高知 |
| ツガ林 | 720 | 1948 | 88.0 | 10.2 | 566.9 | Mt. Kubotani, 高知 |
| 亜熱帯-暖温帯常緑広葉樹林 | | | | | | |
| タブ林 | | | 68.0 | 12.6 | 280.6 | 秋吉台 |
| シイ・カシ林 | 500 | | | 11.4 | 323.4 | 大隈半島 |
| シイ林 | 500 | 7400 | 52.0 | 11.0 | 238.0 | 熊本県人吉 |

R-02-2007

平成18年度
山梨県環境科学研究所研究報告書
第17号

YIES Research Report

2007年 3 月発行

編集・発行
山梨県環境科学研究所

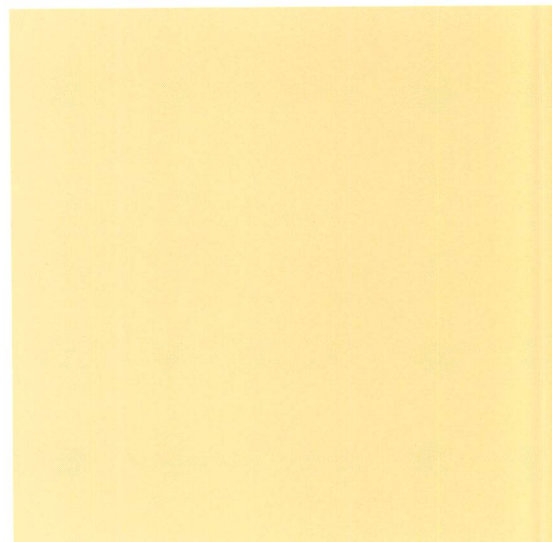
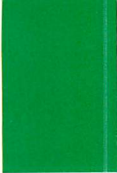
〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田字剣丸尾5597-1

電話：0555-72-6211

FAX：0555-72-6204

<http://www.yies.pref.yamanashi.jp/>

印刷 株式会社ヨネヤ



環境にやさしい古紙配合率100%再生紙と
植物性大豆インキを使用しています。