- 課題名 D-1006 熱帯林のREDDにおける生物多様性保護コベネフィットの最大化に関する研究
- 課題代表者名 北山 兼弘 (京都大学大学院農学研究科地域環境科学専攻 森林生態学研究室 教授)
- 研究実施期間 平成22~24年度
- 累計予算額 78,079千円(うち24年度19,856千円) 予算額は、間接経費を含む。
- 本研究のキー 衛星LiDAR、高分解能衛星、3次元構造、熱帯低地林、バイオマス、樹木群集組成、哺乳 ワード(5~10個 動物群集、森林劣化、層化ランダム抽出法、Landsat衛星画像 以下程度)

研究体制

- (1)リモートセンシングによる森林の3次元構造とその変化の把握手法の開発((独)森林総合研究所)
- (2) REDDにおける生物多様性の効果的モニタリング手法の開発(京都大学)

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

気候変動枠組条約における新たな枠組みとしてREDD+(発展途上国での森林減少・劣化に伴う温室効果ガ ス排出の抑制)が検討されており、採択を目指して国際交渉が行われている。REDD+は消失率の高い熱帯途上 国の森林を対象としている。その具体的な実施方法の詳細については未だに合意が得られていないものの、国 毎に過去の「森林炭素蓄積量」を参照してベースラインを設定し、REDD+の約束期間にそのベースライン以上の 森林保護が達成された場合に炭素クレジットが発行されるという考え方が有力である。「森林炭素蓄積量」には、 森林面積の減少(森林減少)と面積当りの炭素量の減少(森林劣化)の2つの要素が関わっている。

REDD+は炭素排出抑制を通した気候変動緩和策であるが、森林消失が回避されることにより生物多様性の 保護も同時達成されることから(生物多様性保護のコベネフィット)、生物多様性条約サイドはREDD+実施に大き な期待を寄せている。しかし、REDD+を通して熱帯林の生物多様性保護コベネフィットが達成されるためには2つ の問題が解決されなければならない。第一に、森林減少率と森林劣化率は個別に把握されなければならない。 森林はその定義上、植被率に数十なから100なまでの大きな幅が認められている。そこで、原生林が森林利用 によって劣化しても植被率が下限以上であれば、森林面積は定義上変化しない。しかし、実質的な森林劣化に よりその生物多様性は大きく変容する懸念がある。従って、森林劣化率が正当に評価されない限り、生物多様 性の保護効果が過大評価されてしまう。第二に、生物多様性保全のインセンティブをREDD+の制度設計に組み 込む必要がある。その具体的な方法として、1)生物多様性指標を用いた森林生態系の健全度診断と炭素マー ケットでの優位性確保、及び2)生物多様性の希少性に基づく経済的なプレミアム発生、の2つが考えられる。東 南アジアをはじめとする熱帯諸国の森林は、そのほとんどが既に激しく荒廃しており、これらの森林を劣化から回 復させるために保全インセンティブを活用する必要がある。

これらの問題を回避し、REDD+における生物多様性保護コベネフィットを最大化するための制度設計や技術 は依然として確立されていない。

2. 研究開発目的

本課題は、熱帯林におけるREDD+(森林減少・劣化に伴う温室効果ガス排出の抑制)の実施において、生物多様性保護コベネフィットが最大に達成されるための技術開発を目的とする。また、その対象を保護区ではなく、 熱帯材産出のための森林経営がなされている生産林とする。インドネシアやマレーシアでは、商業的な木材伐 採のための生産林は国土の過半を占めており、10万端レベルの管理区に分割されて管理されている。REDD+に おいては、国レベルの空間スケールで森林現況調査と炭素アカウンティングが行われる可能性が高い。これに対し て、10万端レベルでの管理区毎のアカウンティング導入を主張する意見もある。国レベルの空間スケールにおいて は、生物多様性に影響を与える地表の森林劣化を高精度に把握するのは困難であり、生物多様性保護の立場を 優先すると、管理区毎のアカウンティング導入が望ましい。

森林劣化は単位時間当たりの地上部バイオマス減少として把握されるが、バイオマスの推定が期待される合成 開ロレーダーでは「高バイオマス域における後方散乱の飽和の問題」があって、技術的には高バイオマス域でのバ イオマス変化の把握は実現されていない。これに対して、本課題ではレーザー技術による高さ方向での構造把握が 可能な衛星LiDARを用いて熱帯林の3次元構造を評価し、管理区スケールにおいて3次元構造の変化からバイオ マスの変化を推定する技術を開発する(サブテーマ1)。これによって、劣化によるバイオマス減少だけではなく、持続 的森林管理の導入によるバイオマス増加をも把握できる技術を開発する。

さらに、REDD+において生物多様性保全のインセンティブが有効に働くように、最も効果的な生物多様性指標と そのモニタリング手法を開発する(サブテーマ2)。このために樹木群集と哺乳動物群集の指標の有効性を検討する。 樹木群集は森林劣化度や更新状況を指標できる可能性があり、このため森林生態系の健全度診断に活用できる。 哺乳動物群集はゾウやオランウータンなど多くの絶滅危惧種を含み、社会的に関心が高いため、これにより経済的 なプレミアム発生が期待できる。生物多様性モニタリングは、高いコストと専門的知識が必要なために、これまで実 務レベルでの実施が困難であった。この問題を解決するために、10万ペレベルの空間スケールにおいて実務レベル で実施が可能な生物多様性の広域モニタリング手法を開発する。

3.研究開発の方法

(1)リモートセンシングによる森林の3次元構造とその変化の把握手法の開発

熱帯低地の生産林が広がるマレーシア・サバ州中央部において,サバ州森林局が管理する異なる森林施業 形態をもつ隣接する3ヶ所の森林管理区にまたがる地域(5°14-30'N,117°11-36'E)を対象とした。

本研究では、森林の3次元構造を捉えることが可能な衛星LiDARと樹冠の1つ1つを観測可能な高分解能衛 星のデータを用いた。衛星LiDARデータとしては、アメリカ航空宇宙局(NASA)が2003年1月12日に打ち上げた ICESat衛星GLASデータを用いた。また、高分解能衛星データから森林を林冠状態の類似した領域ごとにゾーニ ングし、林冠からみた林分構造と地上部バイオマスを推定する手法を開発するため、2009年9月16日に撮影され た高分解能衛星IKONOSの画像を用いた。さらにバイオマスの面的変化を時系列で把握するため、2003年7月 28日に撮影された高分解能衛星SPOT-5の画像を用いた。

まず、ICESat衛星GLASデータから3次元構造を表す波形データを切り出すためのアルゴリズムを作成し、レー ザー照射域(フットプリント)における反射強度の波形データを切り出し、波形を可視化した。複数のフットプリント において現地調査を実施し、その場所での熱帯林の3次元構造を明らかにし、それと可視化した波形との対応 関係を解析した。調査したフットプリント以外での熱帯林の3次元構造を捉えるため、高分解能衛星画像と調査 したフットプリントの重ね合わせを行い、地上調査や高分解能衛星画像から得られた樹冠の状態と波形データを 比較した。さらに、衛星LiDARの各観測点でのノイズを取り除いたエネルギーの反射強度について、地面からの 最大樹高までの相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さ(*h*₁₀, *h*₂₅, *h*₅₀, *h*₇₅, *h*₉₀)を算出し、これらの変数を 用いて地上部バイオマス(AGB)を推定するための重回帰モデル(AGB= β₀h₁₀^{β1}h₂₅^{β2}h₅₀^{β3}h₇₅^{β4}h₉₀^{β5})を作成し た。

次に、高分解能衛星データを用いた地上部バイオマス推定手法を開発するため、高分解能衛星IKONOSのマ ルチスペクトル画像とスペールシャトルにより作成されたDEMを用い、オブジェクトベース画像解析ソフトウェア eCognitionを用いて衛星画像を林冠状態が類似する場所に領域分割し、分割された領域ごとに、林冠の特徴や 地形条件を示す多数の特徴量を算出した。さらに、プロット毎の地上部バイオマスとプロットが含まれる画像領域 における各種特徴量との関係を、分類回帰木や一般化線形モデル等の統計モデルを用いて解析し、地上部バ イオマスの大小に関わりのある特徴量を調べた。そして、得られた統計モデルを調査プロットがない多数の画像 領域に外挿し、対象地全体における地上部バイオマスの分布特徴を捉えた。

最後に、高分解能衛星データ解析で得られた地上部バイオマス推定を教師データとして過去の衛星データに 対してバイオマスに関する画像分類を行い、過去の地上部バイオマス分布図を作成した。異なる時間の分布図 を比較することによりバイオマス変化(劣化や回復)を推定した。

(2) REDDにおける生物多様性の効果的モニタリング手法の開発

マレーシア・サバ州の4ヶ所およびインドネシア、東カリマンタン州の1ヶ所の森林管理区(面積5万~10万公) において社会実装が可能な生物多様性モニタリング手法の開発を行った。まず、広大な面積の森林から最小努 力量で樹木群集のサンプルを抽出(調査区を使った毎木調査)するため、Landsat衛星画像を用いた層化ランダ ム抽出法を開発した。Landsat TMバンド7、バンド3&4、バンド3&4&5、バンド3&4&7の4種類の組み合わせに より植生を6クラスに教師なし分類し、分類されたクラスとそこに置いた調査区で実測された地上部バイオマスと の対応関係を明らかにした。 開発した層化ランダム抽出法を3つの管理区に適用し、原生林的林分から重度に劣化した林分までまんべん なく樹木群集のサンプル抽出を行った。各森林管理区にそれぞれ50個の半径20mの円形プロットを置き、胸高 直径10cm以上の樹木について毎木調査を行った。これらのデータを用い、各プロットの地上部バイオマスを Chaveのアロメトリ式により求めた。プロット間の個体密度の違いが種数の評価に影響しないように、各プロットの 樹種多様性を単位幹数当たりの樹種数として計算した。次に、生物群集の多変量解析のひとつ、非計量多次 元尺度法 (nMDS)を用いて、樹木の群集組成の解析を行った。代表的な2つの生物多様性指標(種数と群集組 成)のどちらが森林劣化の指標として適切であるかを明らかにするために、これら2つの指標と地上部バイオマス との関係を調べた。ここで地上部バイオマスは、そのプロットの森林劣化の程度を示す。群集組成には、各プロッ トのnMDSの1軸(プロット間の種組成のばらつきを最も高い説明力で示す軸)の軸値を用いた。

最後に、プロットがない場所に生物多様性指標を外挿し、景観レベルで生物多様性指標を評価する方法の開発を行った。後述するように、群集組成が森林劣化を最も忠実に指標できると判断されたため、まず衛星データを用いた群集組成推定モデルの開発を行った。プロットの樹木群集指標(nMDSの1軸値)を説明する説明変数として、Landsat TMの分光反射値から3つの植生指数の平均や標準偏差などを計算し、それらの説明変数の様々な組み合わせとnMDSの1軸値との関係を総当たりの重回帰分析により求め、最適モデルを選択した。選択したモデルを全域に外挿し、景観レベルでの群集組成の分布地図を作成した。

哺乳動物群集のモニタリング手法の開発では、まず、2つの森林管理区(合計827km²)にほぼ5km間隔で29 個の円形プロット(半径500m)を設置した。各プロットで、3台の自動撮影カメラを3~5ヶ月毎にシフトすることに よって、多点での撮影を行った。各プロットにおける調査のベ日数(カメラ日)と撮影種数の関係は、全調査のベ 日から50~980カメラ日を抽出し、それぞれの期間に撮影された種数を数えることを500回繰り返し、平均を取る ことによって求めた。また、各プロット間の群集組成の類似度はBray-Curtis距離によって評価し、非計量多次元 尺度構成法(nMDS)によって図示した。異なった森林タイプ間(原生林-軽度伐採林間、原生林-重度伐採林間、 軽度伐採林-重度伐採林間)でBray-Curtis距離が有意に大きくなるかを、マンテル検定によって検定した(100 回繰り返し)。また、特に森林タイプ間で撮影頻度が大きく異なる種を、クラスカル・ウォリィス検定によって特定し た。この2つの検定の十分な検定力を得られるサンプルサイズを求めるために、各プロットの全データから100~ 900カメラ日を各100回繰り返して抽出してそれぞれ検定し、検定力(100回の内、差が有意であった割合)の変 化を求めた。

4. 結果及び考察

(1)リモートセンシングによる森林の3次元構造とその変化の把握手法の開発

衛星LiDARの波形のピークにおける反射強度は択伐の度合いによって大きく異なり、樹冠閉鎖率の低い観測 点(フットプリント)での反射強度は樹冠サイズの大きい立木で占められている観測点と比較して顕著に弱かった (図1)。各階層に立木の樹冠が多いほど反射強度は高くなると考えられる。択伐による林冠のギャップ率が20% 以上の場合、少なくとも25%のLiDARの反射が、地上5m以下からであった。また、高分解能衛星データから認識 されたさまざまな林冠の状態と照合したところ、劣化した森林における波形は一定ではなかった。これらのことか ら、衛星LiDARの観測波形におけるピークの反射強度が、森林劣化の度合いを表す指標となりうると考えられ た。

次に、衛星LiDARデータのエネルギーの反射強度の波形データから地面および最大樹高の位置を同定し、衛星LiDARデータから推定された最大樹高と現地調査における最大樹高を比較した結果、推定された最大樹高と 測定された最大樹高はよく合致した。また、衛星LiDARの各観測点でのエネルギーの反射強度について、地面 からの最大樹高までの相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さの対数値を独立変数とし、各観測点にお ける地上バイオマスの推定値の対数値を従属変数として重回帰分析を行った結果、AGB = 3.75h₁₀^{0.742}h₂₅^{-2.864}h₅₀^{3.406}h₇₅^{-3.364}h₉₀^{-0.170}というモデルが得られた。決定係数は0.62であった。これにより、衛星 LiDARから林分の最大樹高や地上部バイオマスといった林分情報を定量的に推定することが可能となった。

高分解能衛星画像IKONOSを用いたオブジェクトベース画像解析の結果、植生に覆われ、林冠における太陽 光の反射のばらつきが少なく、林冠のテクスチャ(樹冠の陰影等による肌理)の均質性が高い場所ほど、地上部 バイオマスが高い傾向が見られた。これは高バイオマスの森林では林冠に択伐や伐採道等によるギャップが少 ないためと考えられた。さらに地形条件を加えると、周囲より標高が高い場所ほど地上部バイオマスが高い傾向 がみられ、湿性の疎林や草地が分布しにくい斜面の中上部に高バイオマスの場所が多い傾向を示していると考 えられた。得られた回帰式にもとづき地上部バイオマスの分布を面的に推定すると、施業履歴による劣化状況の 違いを反映した推定図を作成できた。

オブジェクトベースでのバイオマス推定を教師として、過去と現在におけるバイオマスの変化地の抽出を行った。 本対象地では、今回解析に用いた衛星データが得られた2003年以降大きな森林伐採は行われておらずバイオ マス変化の抽出は困難と思われたが、伐採のための作業道開設による変化が抽出され、本方法はバイオマス 変化(森林劣化)の抽出法として有効であることが確認された。



図1 衛星LiDARデータによる成熟林と劣化林の違いの把握

(2) REDDにおける生物多様性の効果的モニタリング手法の開発

層化ランダム抽出法の開発においては、Landsat TMの単バンド7を用いる分類が、他の複数のバンドの組み 合わせを用いた教師無し分類よりも、地上部バイオマスの違いを最もよく反映して植生区分(層化)できた。この 原理に従い、広大な森林管理区をLandsat TMの単バンド7により6クラスに層化(分類)し、各層(クラス)毎にラ ンダム点を主要道の周りに発生させる層化ランダム抽出法を考案した。この方法を適用したところ、5名程度の 人員が面積5万~10万為の森林管理区を1か月程度で調査(樹木群集と炭素量)できることが実証され、調査努 力量の大幅な削減につながった。

開発した層化ランダム抽出法により得られた植生データを解析したところ、地上部バイオマスの増加に伴い、 胸高断面積合計、大径木の密度、最大(胸高)直径は増加した。こうした構造的特徴の変化から判断して、地上 部バイオマスは森林劣化度を適正に指標できていると考えられた。地上部バイオマスと胸高直径10cm以上の樹 木の種数の関係を見たところ、バイオマス100 Mg/ha以下の重度劣化林のみで種数は低かったものの、100 Mg/ha以上の森林では原生林と劣化林間で種数に差はなかった。一方、多変量解析nMDSの1軸値と地上部バ イオマスの間には、正の有意な相関関係が見られた。したがって、群集組成は森林劣化とともに線形に変化する 指標であり、種数よりも、森林劣化度を指標するためにより有効な生物多様性指標であることが分かった。

群集組成推定モデルを検討した結果、樹木群集組成の指標値であるnMDS1軸値(応答変数)を最もよく説明できる説明変数として、Landsat衛星画像の中間赤外波長バンド(バンド5あるいはバンド7)、およびバンド4の90m×90m内変動係数、植生指数EVIの90m×90m内標準偏差の3つが選択された。主要効果である中間赤外波長バンドは主にバイオマスを表し、これとnMDS1軸値との単相関係数は0.7-0.75、決定係数は0.5-0.56であった。中間赤外波長バンドに、90m×90m内の林冠のばらつきを指標するバンド4の変動係数、EVIの標準偏差の調整効果を追加した結果、重回帰係数は0.04-0.14上昇し、モデルの推定精度を改善した。開発したモデルをプロット外に外挿した結果、樹木群集組成に基づき熱帯降雨林の劣化度を広域に診断できることが可能となった(図2)。

哺乳動物については、合計34386カメラ日のデータ(各森林について983~1762日)を解析したところ、合計42 種11282回の撮影画像を得た。プロットごとのカメラ日と撮影種数の関係を検討したところ、ほとんどのプロットに おいて約500カメラ日で種数が頭打ちとなり、1000カメラ日をかければどのような多様性のプロットでも生息する種 のほとんどを撮影できることが明らかになった。全調査カメラ日のデータを用いた群集組成の違い(Bray-Curtis 距離)は、原生林-低インパクト伐採林間では差がないが、原生林-従来型伐採林間では有意な差があった(マ ンテル検定、P<0.05)。この傾向は、調査日数を100カメラ日/プロットまで減らしても高い検定力で維持された。 哺乳動物群集の調査については、本研究と同様の森林管理区であれば、最低500カメラ日の調査努力量を払 えば、各調査林分の生息種のおおよそを把握することができることが分かった。



図2 マレーシア・サバ州の3つの森林管理区における樹木群集組成を指標値とした生物多様性推定図

5. 本研究により得られた主な成果

(1)科学的意義

熱帯林におけるバイオマスとその変化の面的推定は、熱帯林の広域保全に欠かせない技術である。高分解 能衛星画像におけるテクスチャ(肌理)情報を活用することにより、地上部バイオマスの推定精度を向上させるこ とができた。また、衛星LiDARにより観測された森林の3次元構造から地上部バイオマスを推定できることが明ら かになった。

世界的に汎用されている樹木の多様度指数(種多様性指数など)は森林劣化度に対して実際には線的に変 化しないことを明らかにした。これに対して、樹木群集組成の指標値(nMDS1軸値)が森林劣化度に対して線的 に変化することを世界で初めて明らかにした。森林劣化を表すために樹木群集組成が有効であることが学術的 に示され、REDD+への適用可能性が示唆された。これについては学術原著論文として公表した。さらに、熱帯降 雨林での大型哺乳動物群集の広域モニタリング手法を開発し、その有効性を学術的に証明した。これまでは、 熱帯降雨林での視認性の高い単独の種について分布モデルは知られているが、群集としての把握方法は前例 がない。これも学術原著論文として公表した。

(2)環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

本研究の成果は、現在、宇宙航空研究開発機構が国際宇宙ステーション日本実験モジュールへの搭載を計 画している植生ライダー(MOLI)の開発において活用されている。

環境省委託事業「平成22年度 生物多様性に配慮したREDDプラス・プロジェクトに向けたMRV指針等のコンセプト(案)作成業務」、あるいは環境省委託事業「REDDプラスと生物多様性の両立に関するメカニズム検討 (三菱UFJリサーチ&コンサルティング株式会社)」において、本研究成果に基づき助言を行った。

く行政が活用することが見込まれる成果>

すでに人為的なインパクトを受けている熱帯林の修復において、現状を正確に把握して対策を講じることが重要であり、本研究で開発した林相区分の手法は、政策決定者に対して必要な情報を提供する手段となる。また、気候変動枠組条約のREDD+に関する交渉で現在検討されている炭素MRV(モニタリング、報告、検証)について

は、その手法について専門家会合やFAOで議論されており、衛星LiDARについてもその適用の可能性がIPCCの 専門家会合などで検討されている。本研究の成果は、熱帯林への適用の可能性を示す重要な事例となる。

当研究課題が開発した、樹木群集や哺乳動物群集の調査方法には、国際的自然保護団体WWF-Japanや WWF-Indonesiaが高い関心を寄せており、本成果の一部も彼らとの協力の下にインドネシアの森林管理区にお いて実施した調査から得られたものである。特に、WWF-Indonesiaでは、この調査を国内標準手法として採用す るための実証研究として位置づけており、今後、本調査方法がインドネシアの広域の熱帯降雨林で実施される 可能性が高い。

衛星LiDARを用いたモニタリングは、択伐施業などにより構造変化を伴う森林劣化の監視方法として有効であ ることが示された。本方法は、国連のREDD+における、国あるいは準国レベルでの広域の熱帯降雨林の劣化の 監視方法として有効であろう。一方、樹木群集組成を用いることにより、森林伐採による熱帯降雨林の劣化を生 物多様性変化の観点から指標することが可能となった。本方法は森林管理区レベルでの生物多様性の時空間 変化を定量的に評価する際に有効であり、小規模のREDD+やその他の森林管理事業の適切性の診断に適用 できるだろう。

6. 研究成果の主な発表状況

(1)主な誌上発表

<査読付き論文>

- Imai N, Seino T, Aiba S, Takyu M, Titin J, Kitayama K (2012) Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. Plant Ecology 213:1413-1424
- Imai N, Kitayama K, Titin J (2012) Effects of logging on phosphorus pools in a tropical rainforest of Borneo. Journal of Tropical Forest Science 24:5-17
- 3) Langner A, Samejima H, Ong RC, Titin J, Kitayama K (2012) Integration of carbon conservation into sustainable forest management using high resolution satellite imagery: a case study in Sabah, Malaysian Borneo. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 14:305-312
- 4) Samejima H, Ong R, Lagan P, Kitayama K (2012) Camera-trapping rates of mammals and birds in a Bornean tropical rainforest under sustainable forest management. Forest Ecology and Management 270:248-256
- 5) Aoyagi R, Imai N, Kitayama K (2013) Ecological significance of the patches dominated by pioneer trees for the regeneration of dipterocarps in a Bornean logged-over secondary forest. Forest Ecology and Management 289:378-384
- Sollmann R, Mohamed A, Samejima H, Wilting A (2013) Risky business or simple solution Relative abundance indices from camera-trapping. Biological Conservation 159:405-412
- 7) 松浦俊也、平田泰雅、Langner, A.、齋藤英樹、北山兼弘、Phua MH、Korom A、Wong W:関東森林研究,
 63, 2, 69-72 (2012)「マレーシア・サバ州中央部の熱帯生産林におけるIKONOSを用いた地上部バイオマスの分布推定」

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 北山兼弘、今井伸夫、鮫島弘光(2011)脅かされる熱帯林の生物多様性. 森林科学 63:13-17
- Samejima H, Ong R (2012) Distribution of Mammals in Deramakot & Tangkulap Forest Reserves, Sabah, Malaysia. Kyoto Working Papers on Area Studies No.129

く著書>

- Kitayama K (ed.) (2013) Co-benefits of Sustainable Forestry -Ecological Studies of a Certified Bornean Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer
- 2) Imai N, Titin J, Kita S, Ong R, Kitayama K (2013) Co-benefits of sustainable forest management for carbon sequestration. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 129-148
- 3) Imai N, Seino T, Aiba SI, Takyu M, Titin J, Kitayama K (2013) Management effects on tree species diversity and dipterocarp regeneration. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 41-61
- 4) Ong RC, Langner A, Imai N, Kitayama K (2013) Management history of the study sites: the Deramakot

and Tangkulap Forest Reserves. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 1-21

- 5) Samejima H. Lagan P, and Kitayama K. (2013) Impacts of two different forest management practices on the abundance of mammals. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 89-111
- 6) Langner A, Titin J, Kitayama K (2013) The application of satellite remote sensing for classifying forest degradation and deriving above-ground biomass estimates. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 23-40
- 7) Takyu M, Matsubayashi H, Wakamatsu N, Nakazono E, Kitayama K (2013) Guidelines for establishing conservation areas in sustainable forest management: Developing models to understand habitat suitability for orangutans. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 113-128
- Kitayama K, Ong RC, Lee YF (2013) Synthesis: Co-benefits of sustainable production forestry. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 149-157

(2)主な口頭発表(学会等)

- Hirata Y, Phua MH, Saito H, Matsuura T, Chiong WWV, Korom A, Kitayama K (2011) Estimation of three-dimensional structure of tropical rain forest using GLAS ICEsat data. 1st Forestry Workshop -Operational Remote Sensing in Forest Management-, in 31st EARSeL Symposium, Prague, Czech Republic
- 2) Hirata Y, Phua MH, Saito H, Matsuura T, Wong W, Korom A, Kitayama K. (2011) Characteristics of satellite LiDAR waveform in tropical rain forests from the comparison with canopy condition derived from high resolution satellite data. Silvilaser 2011, Hobart, Australia
- 3) Goh MH, Phua MH, Matsuura T, Hirata Y, Saito H. (2011) Potential of forest biomass estimation with topographic variables generated from SRTM data. 32th Asian Conference on Remote Sensing, Taipei
- 4) 齋藤英樹、平田泰雅、松浦俊也、北山兼弘、ムイ・ホウ・プア:第123回日本森林学会(2012)「択伐を受けた熱帯林の D-H 関係を用いた3次元構造の類型化」
- 5) 松浦俊也、平田泰雅、ラングナー・アンドレアス、齋藤英樹、プア・ムイ・ハウ、コロン・アレクシャス、ウォン グ・ウィルソン、北山兼弘:第123回日本森林学会(2012)「IKONOS画像のオブジェクトベース解析による地 上部バイオマスの推定」
- 6) 平田泰雅、鷹尾元、齊藤英樹、松浦俊也、ラングナー・アンドレアス、ルイス・ベガ、高橋正義、ソック・ヘン、レン・チビン、アジズ・ハムザカリー、レハラナ・ノグエラ・ラリーサ:第123回日本森林学会(2012)「REDDにおける参照レベル設定のためのリモートセンシングの活用」
- 7) Korom A, Phua MH, Hirata Y, Matsuura T (2012) Individual delineation of oil palm tree using WorldView 02 satellite image. The 33rd Asian Conference on Remote Sensing (ACRS), Pattaya, Thailand
- Korom A, Phua MH, Hirata Y, Matsuura T (2012) Detecting oil palm objects from satellite images. 1st. International Plantation Conference, Bogor Indonesia
- 9) 平田泰雅、斎藤英樹、松浦俊也、Phua Haw Mau、Chiong Wilson Wong Vun、Alexius Korom:第124回日 本森林学会(2013)「衛星LiDARを用いた熱帯林の3次元構造の計測」
- 10) 今井伸夫、田中厚志、北山兼弘、Jupiri Titin:第 59 回日本生態学会(2012)「熱帯林の REDD+における 効果的な生物多様性モニタリング(1):樹木群集組成を利用した新しい手法の検討」
- 11) 田中厚志、今井伸夫、北山兼弘、Jupiri Titin:第 59 回日本生態学会(2012)「熱帯林の REDD+における 効果的な生物多様性モニタリング(2):ランドサットTM画像と地上調査を用いた種多様性指標の広域評 価」
- 12) Tanaka A, Imai N, Kitayama K, Titin J:第123回日本森林学会(2012)「Monitoring of biodiversity using LandsatTM image and field measurements for REDD+」

- 13) Imai N, Tanaka A, Kitayama K, Titin J:第 123 回日本森林学会(2012)「Tree community composition as an indicator in biodiversity monitoring of REDD+」
- 14) 北山兼弘:第123回日本森林学会(2012)「REDD+における生物多様性への配慮」

7. 研究者略歴

課題代表者:北山 兼弘 ハワイ大学植物学科博士課程修了、Ph.D.(植物学)、現在、京都大学大学院農学研究科教授

研究参画者

- (1):北山 兼弘 (同上)
- (2):平田 泰雅

東京大学農学部卒業、農学博士、現在、森林総合研究所温暖化対応推進室長

(3):齋藤 英樹

筑波大学農林学類卒業、農学博士、現在、森林総合研究所森林管理研究領域主任研究員

D-1006 熱帯林のREDDにおける生物多様性保護コベネフィットの最大化に関する研究

(1) リモートセンシングによる森林の3次元構造とその変化の把握手法の開発

(独)森林総合研究所

温暖化対応推進拠点温	暖化対応推進室	平田	泰雅
森林管理研究領域	資源解析研究室	齋藤	英樹
<研究協力者>			
森林管理研究領域	資源解析研究室	松浦	俊也

平成22~24年度累計予算額:18,322千円

(うち、平成24年度予算額:2,968千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

施業履歴に応じて森林劣化状況に違いが見られる熱帯生産林が広がるマレーシア・サバ州デラ マコット、タンクラップおよびピナンガ森林管理区を対象に、衛星LiDARと高分解能衛星画像の オブジェクトベース画像解析および統計モデルを用いて、森林の3次元構造や地上部バイオマス 量を推定するモデルを構築した。まず、森林の3次元構造を捉えるために、2003年から2009年に 取得された衛星LiDARデータのうち、雲などの影響が少ないことを前処理により確認できた2008 年の観測地点(直径70m)28ヶ所にGPSを用いて到達し、直径40mの円形プロットを設定し、胸高 直径と樹高の毎木調査を行った。次に、衛星LiDARの観測波形から最大樹高と地面からの反射強 度の相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さを求め、地上調査で得られた森林の3次元 構造との関係を解析し、地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。とくに、地面からの反 射強度の相対積算値が50%の高さが地上部バイオマスや森林劣化状況と相関が強いことが明らか になった。さらに、森林劣化状況の違いを面的に捉えるために、高分解能衛星画像IKONOSを用い たオブジェクトベース画像解析により林冠構造の類似したエリアをゾーニングし、各バンドの平 均値や標準偏差、林冠のテクスチャおよび地形条件等の様々な特徴量をエリアごとに算出し、一 般化線形モデル等を用いて地上部バイオマスを推定するモデルを構築した。高分解能衛星画像は、 一般にスペクトル分解能が低い(バンド数が少ない)弱点があるが、林冠のテクスチャや地形条 件などのエリア毎の特徴量を加えることで、施業履歴の違いによる地上部バイオマスの相違を推 定することが可能であった。さらに、このバイオマス推定結果を教師データとして2005年撮影の SPOT 5衛星画像のうちバイオマスが大きく変化した場所を抽出し、択伐によって森林劣化が進ん だ場所を検出できた。

[キーワード]

衛星LiDAR、高分解能衛星、3次元構造、地上部バイオマス、熱帯低地林

1. はじめに

気候変動枠組条約における京都メカニズム後の新たな枠組みとして、REDD (Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation in developing countries:発展途上国での森林減少・劣化に伴う温室効果ガス排出削減)が検討されている¹⁾。REDD実施においては、国あるいは準国レベルで森林減少と森林劣化を評価する必要上、人工衛星データに基づく広域での森林炭素蓄積把握の技術開発が急務となっている²⁾。日本政府もその技術開発において国際ワークショップの開催や研究支援を通じた国際的貢献を行っているが、高バイオマスを有する熱帯林での森林劣化を高い精度で把握する技術は未確立である。

東南アジアの熱帯低地の生産林では、択伐林施業により森林減少・劣化が進行している。択伐 林では、高木の伐採に加え、搬出のために多数の作業道が林内に作られ、これらの影響で森林の 林冠構造が変化する³⁾。劣化した森林への再造林もなされつつあるが、衛星画像を用いて林冠構造 の違いにもとづき林相を区分できれば、優先順位をつけた効率的な森林の再生を行う上で有効と 考えられる。REDDと生物多様性のコベネフィットを両立させるためには、森林減少と森林劣化の 両方の状況を捉える手法が求められる。ここで、樹冠よりも小さい1~4m程度の解像度をもつ高分 解能衛星画像は林相把握に利用でき、オブジェクトベース画像分類による林冠構造把握にもとづ く林相区分が各地の人工林や天然林でなされつつある⁴⁾。様々な施業履歴をもつ熱帯低地の生産林 への高分解能衛星画像解析の適用可能性を調べることは、これらの地域における森林減少・劣化 の状況の面的な把握において重要である。

また衛星LiDAR (Light Detection and Ranging) は、衛星から照射された近赤外のレーザー光が林 冠表面から地表面までの各階層で反射して返ってくるまでの時間と反射強度を計測する技術であ り、これにより森林の3次元構造を推定することが可能である⁵⁾。とりわけ、各階層の林冠からの 反射強度を観測できることから(図(1)-1)、森林の高さの情報のみならず、森林劣化の度合いを 評価することが期待される。



図(1)-1 衛星LiDARによる森林の3次元計測

2. 研究開発目的

10 万公レベルの熱帯林管理区を対象として、衛星 LiDAR を用いた森林の3次元構造の把握手法 を開発する。また、高分解能衛星から得られる林冠の面的構造と組み合わせることにより、リモ ートセンシングによる地上部バイオマス推定の高度化を図る。衛星 LiDAR は、衛星から照射され た近赤外のレーザー光が林冠表面から地表面までの各階層で反射して返ってくるまでの時間と反 射強度を計測する技術であり、これにより森林の3次元構造を推定することが可能である。また、 現在高分解能衛星は地上分解能が1m以下で林冠を構成する各樹冠を観測することができる。そ こで、森林の3次元構造の異なるエリアに調査プロットを設置して3次元構造に関する調査を行 い、衛星 LiDAR データにおける各階層からの反射強度との関係を明らかにする。さらに高分解衛 星データから得られる樹冠の面積と対応する立木のバイオマスとの関係を相対成長を仮定するこ とにより推定するとともに、林冠以外の階層のバイオマスを衛星 LiDAR から推定することにより、 森林全体のバイオマス推定精度を向上させる手法を開発する。

まず、対象とする熱帯林管理区の林分特性を明らかにするため、高分解能衛星データを用いてオ ブジェクトベース画像分類により、林冠の構造の類似したエリアをゾーニングする。さらに、衛 星 LiDAR データを整備すると共に、検証用のデータを得るため、衛星 LiDAR の観測点(フット プリント)の中心点の位置を GPS を用いて同定し、現地調査を行う。現地調査ではプロットを設 定し、樹高や胸高直径、樹種などの森林の3次元構造を調査する。次に、衛星 LiDAR の各観測点 でのレーザー光の各階層からの反射強度の波形を解析し、現地調査の結果との比較から、森林の 3次元構造との関係を明らかにする。また、高分解能衛星データのゾーニング結果と地上での毎 木調査の結果を統計解析し、林冠からみた林分構造とバイオマスの推定手法を開発する。最後に、 高分解能衛星データから得られる林冠の面的構造と衛星 LiDAR データから得られる森林の3次元 構造に関する情報から、リモートセンシングによるバイオマス推定定の高度化を図る。

3. 研究開発方法

本研究のフローを図(1)-2に示す。

本研究では、衛星LiDARを用いた熱帯低地林の3次元構造の把握手法を開発し、衛星LiDARと 高分解能衛星データを複合的に用いることで森林バイオマスの推定手法を高度化した。また、時 系列で推定したバイオマスを比較することによりその変化をとらえた。衛星LiDARデータとして はICESat (Ice, Cloud, and Land Elevation Satellite)衛星GLAS (Geoscience Laser Altimeter System) のデータを用いた。また、高分解能衛星としては、2009年のIKONOS衛星データおよび2003年の SPOT衛星5号のデータを用いた。

まず、衛星LiDARを用いて森林の3次元構造を把握するために、衛星で観測された時間に沿っ た反射強度を表す波形と現地調査から得られた林分の情報とを比較した。森林の3次元構造がこ の波形に与える影響を明らかにし、波形の情報から林分因子を推定する手法を開発した。

次に、林分を類型化し、地上部バイオマス量の類似した林相区分から森林のバイオマスを推定 するため、高分解能衛星データに対してオブジェクトベース画像分類を行った。オブジェクトベ ース画像分類においては、スペクトル反射特性に加え、林冠表面の凹凸が作り出すテクスチャや 地形情報などを加えることにより、地上部バイオマス推定の高度化を図った。

最後に、高分解能衛星データ解析で得られた地上部バイオマス推定結果を教師データとして過

去の衛星データに対してバイオマスに関する画像分類を行い、過去の地上部バイオマス分布図を 作成した。両者を比較することによりバイオマス変化を推定した。



図(1)-2 本研究のフロー

以下に、本研究で開発した手法について、詳細に述べる。

(1)研究対象地

熱帯低地の生産林が広がるマレーシア・サバ州中央部において、サバ州林業局が管理する異なる森林施業形態をもつ隣接する3ヶ所の森林管理区にまたがる地域(5°14-30'N、117°11-36'E)を対象とした(図(1)-3)。

1995年より低インパクト施業(Reduced Impact Logging)が進められているデラマコット森林管 理区(C)では蓄積量の豊かな森林が広がっている(図(1)-4c)⁶。ここでは包括的伐採計画の策定が 行われており、伐採後の河川への影響調査や、搬出重機による森林への影響を最小限に抑えるた めの搬出路の設定など、森林の健全性の維持に向けた配慮がなされている。

西隣するタンクラップ森林管理区(B)では、2000年頃まで従来型のインパクトの大きい択伐林施 業が行われ、その後再植林が進むものの前者に比べて劣化した森林が広がっている(図(1)-4b)⁷⁾。

同区の南西に隣接するピナンガ森林管理区(A)は、2006~2007年に皆伐林施業が行われ(図(1)-4a)、 その後再植林がなされている⁷⁾。これらの生産林地域の周囲には、1980年代頃からの大規模皆伐後 に土地利用転換された広大なアブラヤシ園が広がっている。標高は数10mから300m程度で、東側 にかけてやや標高が高くなる。



注:(a)ピナンガ森林管理区、(b)タンクラップ森林管理区、(c)デラマコット森林管理区.各森林管 理区の周囲には広大なアブラヤシプランテーションが広がる。

図(1)-3 対象地の位置図

(A) サバ州における生産林の分布。(B)解析対象地周辺の Landsat TM 画像(2005 年)



(a) 皆伐地

(b) 択伐林

(c) 低インパクト施業

図(1)-4 対象地の森林の様子

(2) 使用した衛星データ

本研究では、森林の3次元構造を捉えることが可能な衛星LiDARと単木樹冠を観測可能な高分 解能衛星のデータを用いた。

まず、森林の3次元構造を波形解析から明らかにするための衛星 LiDAR データとしてアメリカ 航空宇宙局(NASA)が2003年1月12日に打ち上げた ICESat 衛星 GLAS データを用いた。ICESat 衛星 GLAS データは、照射したレーザー光が地表面から反射してくるエネルギーを1ナノ秒(ns) 単位で544回記録する波形型 LiDAR データである。この衛星 LiDAR のフットプリントは直径が 約70m であり、170m 間隔でライン上に並んでいる。観測高は1nsから151nsまでは60cmに、152ns 以降は15cmに相当する。データは、ICESat のホームページからリクエストし、アメリカ国立雪氷 データセンター(NSIDC)によって処理されたものをダウンロードした。ダウンロードしたデー タはASCII データに変換処理して統計ソフトを用いて解析した。解析には2008年10月8日に取 得されたデータを用いた。GLAS データは14のデータセットから構成されている。このうち反射 の波形の再現にはGLA01の データを、また観測位置の地理座標の取得にはGLA14のデータを用 いた(図(1)-5)。なお、ICESat 衛星 GLAS は観測機器の故障により、2009年10月11日に観測を 終了している。

次に、高分解能衛星データから森林を林冠の状態の類似した領域ごとにゾーニングし、林冠か らみた林分構造と地上部バイオマスを推定する手法を開発するため、2009年9月16日に撮影された 高分解能衛星IKONOSの画像を用いた。IKONOSには1m解像度のパンクロ画像と4m解像度の赤(R)、 緑(G)、青(B)、近赤外(IR)のマルチバンドの観測波長域がある(表(1)-1)。解析に先立ち、画像の 精密幾何補正を行い、さらに、画像内に散在する雲や影の場所にマスクをかけて解析から除外し た。次に、各バンドに加え、植生の活力を表す正規化植生指数

NDVI=(IR-R)/(IR+R)(1)-1

を算出した。

また、バイオマスの面的変化を時系列で把握するため、2003年7月28日に撮影された高分解能衛 星SPOT-5の画像を用いた。SPOT-5には2.5m解像度のパンクロ画像と10m解像度の赤(R)、緑(G)、 赤外(IR、SWIR)のマルチバンドの観測波長域がある(表(1)-1)。SPOT画像の幾何補正については 時系列での変化を抽出するために用いることから、先のIKONOS衛星画像と一致するように IKONOS画像を参照画像として幾何補正を行った。

図(1)-5 ダウンロードしたICESat衛星GLASGLA・GLA01データのASCIIへの変換

バンド	IKONOS衛星	SPOT衛星5号
青	0.445-0.516 µm	-
緑	0.506-0.595 µm	0.50 ~ 0.59 μm
赤	0.632-0.698 µm	0.61 ~ 0.68 μm
近赤外	0.757-0.853 μm	0.78 ~ 0.89 μm
短波長赤外	-	1.58 ~ 1.75 μm
パンクロ	0.45-0.90 μm	0.48 ~ 0.71 μm

表(1)-1 IKONOS衛星とSPOT衛星の観測波長帯

(3) プロット設定と調査

衛星 LiDAR による観測は、衛星の軌道に沿ったライン上の観測となっている。軌道に沿って観 測点(フットプリント)が170m 間隔で並ぶ一方、軌道間の距離は数10 kmに及ぶため、本対象地 ではタンクラップ森林管理区にのみ観測点(フットプリント)が存在した。そこで、衛星 LiDAR による森林の3次元構造解析用の参照データと、高分解能衛星データによる画像分類用のグラン ドトゥルースデータを取得するため、対象地域内にそれぞれの目的に応じた暫定プロットを設定 した。衛星 LiDAR データの解析用に設定したプロットデータのうち IKONOS 画像の範囲に含まれ るものについては画像分類にも用い、それぞれのプロットにおいて共通の項目について調査を行 った。また、サバ州林業局森林研究所の厚意により、サバ州林業局森林研究所が対象地域で実施 したプロット調査のデータも使用することができた。

まず、衛星 LiDAR データ解析用の暫定プロットを衛星 LiDAR のフットプリントと中心が一致 するように設置した(図(1)-6)。各フットプリントの中心点には、予め LiDAR データから算出し た座標に GPS のナビゲーション機能を使って到達し、現地でフットプリントの中心点を中心とし た直径 40m の円形プロットを設定した。円形プロットの設定には、距離計測の可能な Vertex IV (Haglof 社製、スウェーデン)を用い、なるべく下層植生の刈り払いを少なくしたうえで、フッ トプリントの中心からプロット周囲を確定した。距離は水平距離とした。また、プロットの位置 の正確性を高めるために、プロットの中心点において GPS を用いてプロット設定および毎末調査 実施中に1時間以上の測位データの平均化を行った。この座標を GIS にインポートし、すべての プロットが衛星 LiDAR のフットプリント内に設置されていることを確認した。胸高直径 10cm 以 上のすべての樹木について、直径テープを用いて胸高直径 (DBH)を、Vertex IVを用いて樹高(H) を測定した(図(1)-7)。樹種については、先駆樹種で非常に比重の軽い Macaranga かどうかにつ いて野帳に記述した。

ここで得られたデータはプロットごとに表計算ソフトで整理・集計した(表(1)-2)。現地調査 は、マレーシア・サバ大学国際森林学科の協力を得て、2010年11月、2011年2月、10月、2012 年2月、2012年12月に実施した(図(1)-7)。最終的に、28か所の暫定プロットを衛星 LiDARの フットプリント内に設置した。

高分解能衛星データの分類のためのグランドトゥルースデータとしては、2010~2012 年に設定 した円形プロット(半径 20m で 35 ヶ所、半径 15m で 29 ヶ所)と、サバ州林業局森林研究所およ びデラマコット森林管理区が 2007~2008 年に設置した半径 20m 円形プロット(計 69 ヶ所)にお ける毎木調査結果(DBH が 10cm 以上)を用い、このうち、IKONOS 画像の範囲内に含まれ、か つ雲や影等の影響が少ないプロットを抽出した(図(1)-8)。衛星 LiDAR データ解析用のプロット が全て択伐林(タンクラップ森林管理区)に設定されているため、低インパクト施業が行われて いるデラマコット森林管理区(高バイオマス)や皆伐跡地のピナンガ森林管理区(低バイオマス) にもプロットを配置した。なお、プロット内に池が含まれた3プロットは解析から除外し、サバ 州林業局森林研究所のプロットについては、本研究の共同研究者が現地確認できたプロットのみ を用いた。また、同一の画像セグメントに含まれたプロット(2ヶ所)では、地上部バイオマスの算出 には、熱帯雨林地域において作成されてきた複数の一般アロメトリ式を用いた(表(1)-3)。なお、 本研究で新たに設置したプロットでは樹種を記録していないため、Chave et al 式では材密度を一定 値 0.5 とした。



図(1)-6 衛星 LiDAR 解析用の暫定プロットの配置 衛星 LiDAR の観測点上に調査プロットを設定した。





図(1)-7 現地調査の様子(左:樹高の計測、右:胸高直径の測定)

Plot No.	立木 密度	地上部バ イオマス (t/ha)	最小値	中位数	最大値	平均值	標準 偏差	20m 以上 の本 数
18-02	525	331	7.9	14.8	38.9	16.7	6.9	17
18-07	263	132	4.0	11.7	34.0	14.2	7.9	7
18-08	350	154	8.1	16.0	36.8	17.2	6.0	13
18-09	350	202	6.7	14.5	36.4	16.5	7.3	7
18-10	223	197	5.2	15.0	37.9	17.3	9.4	9
18-11	501	426	6.5	18.9	47.5	21.1	9.0	29
18-12	509	278	6.1	16.6	48.0	18.5	7.2	20
23-28	406	325	5.8	13.0	45.6	15.3	8.0	11
23-29	398	412	8.4	14.6	69.5	19.2	11.7	13
23-30	517	795	7.7	15.5	45.1	19.1	9.1	24
23-31	271	98	5.6	12.3	35.4	14.5	7.1	7
23-32	414	195	7.2	15.8	33.4	16.6	6.3	13
28-12	541	428	2.9	16.5	39.0	19.3	7.8	24
28-13	621	309	7.4	14.5	45.2	16.5	6.9	18
28-14	859	289	9.6	17.3	42.4	18.0	5.4	28
28-15	525	266	6.0	15.9	40.7	17.0	6.8	18
28-16	589	179	6.6	16.1	32.0	15.7	4.3	9
28-17	382	172	8.5	14.7	28.7	15.9	5.2	11
28-18	422	243	6.0	16.2	44.0	17.8	7.9	17
28-19	477	239	7.3	12.4	44.8	14.2	6.6	7
28-21	462	158	9.1	17.5	40.9	18.9	7.4	24
28-22	676	196	7.3	16.2	43.0	17.9	6.4	20
28-23	660	181	8.5	15.8	47.0	17.5	7.1	15
28-24	692	252	9.2	18.4	46.7	19.9	6.4	27

表(1)-2 現地調査にて取得したプロットの概要



注:(A)ピナンガ森林管理区(皆伐地あり)、(B)タンクラップ森林管理区(2000年まで従来型の高インパク ト択伐後に再植林)、(C)デラマコット森林管理区(1995年から低インパクト施業(RIL))。IKONOS ©

図(1)-8 高分解能衛星データ解析用の暫定プロットの配置

Forest type	Equation	Reference
1 Asian moist forest (a)	exp (-2.134+2.530*In(D))	Brown (1997)
2 Asian moist forest (b)	42.69-12.8*D+1.242*D ²	Brown (1997)
3 Moist forest, $p = 0.5$	$p * \exp(-1.499 + 2.148 * \ln(D) + 0.207 * (\ln(D))^2 - 0.02081 * (\ln(D))^3)$	Chave et al. (2005)
4 Moist forest, Borneo	exp(2.62*D-2.3)	Yamakura et al. (1986)
5 Degraded moist forest, Borneo	0.0829* <i>D</i> ² .43	Kenzo et al. (2009)

表(1)-3 一般アロメトリ式

D: dbh, p: wood density

(4) 地上調査による樹高と地上バイオマスとの関係

衛星 LiDAR から得られる樹高に関する情報からバイオマスが推定可能であるかを検証す るため、まず胸高直径を用いて地上部バイオマス量(AGB)を Brown の式(表(1)-3-1)より 求めた。次にプロット内の立木密度(本/ha)を計算し、さらに樹高データからプロット内の 最小値、第2四分位数、中位数、第3四分位数、最大値、平均値、標準偏差および20m以上 の本数などの樹高関連変数を計算した(表(1)-2)。これらのデータから地上部バイオマス量を 目的変数、樹高関連変数を説明変数とした重回帰分析を行い、樹高関連変数からの地上部バ イオマス量推定可能性を調べた。また、樹高変数を用いてクラスタ分析を行い、得られたク ラスタのバイオマスと樹高変数の関連を調べ、樹高変数を用いてプロットをバイオマスに応 じたクラスに分類可能かどうかを調べた。

現地調査では、多数の樹木について胸高直径と樹高の両方を測定したが、一般に熱帯林で

の調査では胸高直径の測定しか行われていない。このため胸高直径(DBH)から樹高(H) を予測するモデルの検討を行った。今回は既存の DBH-H 関係を示すモデルとして、指数モ デル

$$H = a + b * \log(DBH)$$
(1)-2

と、非線形モデル⁸⁾

$$H = 1/(1/(a*DBH)+1/b)$$
(1)-3

を選定し、これらへ現地調査で測定したデータをあてはめモデルからパラメータを算出した。 図(1)-9に示すように、すべての樹木の DBH -H パターンと、低バイオマス林(-200Mg/ha)、中 バイオマス林(200-300Mg/ha)、高バイオマス林(300Mg/ha-)では DBH -H パターンは異なって いる。このため、あてはめに際しては、すべての樹木のデータを用いたあてはめだけでなく、 森林劣化の程度に応じてプロットを低バイオマス、中バイオマス、高バイオマスに層化し、 それぞれについてあてはめを行った。あてはめた結果については赤池の情報量基準 (AIC) を用いて評価し、直径のみを測定したプロットから森林の3次元構造が再現可能であるかど うか調べた。





(5) 衛星LiDARを用いた森林の3次元構造の計測

1)森林の林冠の状態と衛星LiDARデータとの関係

まず、ICESat衛星GLASデータから森林の3次元構造を把握するため、レーザー光の反射強度の 波形データをGLA01データから抽出するプログラムを作成し、現地調査を実施した観測点(フッ トプリント)における反射強度の波形データを切り出した。さらに波形を可視化し、熱帯林の3 次元構造をとらえる際のGLASデータの特徴を明らかにした。反射強度の情報にはノイズが含まれ るが、この段階ではノイズ量の評価は行わず、可視化された波形のパターンだけを用いた。

地上では把握困難な林冠の状態について、高分解能衛星画像とフットプリントを重ね合わせ、 高分解能衛星画像から得られた樹冠の状態と比較した。衛星LiDARの観測範囲であるタンクラッ プ森林管理区では択伐が行われているが、択伐の強さは必ずしも一様ではなく、非常に劣化した 森林から比較的林冠が閉鎖した状態の森林まで、劣化の段階の異なる森林が見られる。そこで、 劣化の状態に着目して、衛星LiDARの観測波形が劣化の状態によりどのように変化するのかを調 べた。

2) 最大樹高の推定

衛星LiDARによる観測において、衛星から照射されたレーザーは、フットプリント内の最大高 の樹木の樹冠で反射を開始し、地面で最後に反射する⁹⁾(図(1)-10)。このため、衛星LiDARの反 射の最初の信号と最後の信号の時間差から、林分の最大樹高が推定できると期待される。林分の 最大樹高は、森林の遷移段階、立地環境、地上部バイオマスなどを推定するための有効なパラメ ータである。そこで、現地調査を実施した暫定プロットを含むフットプリントの衛星LiDARの観 測波形データから、反射の信号の開始と終了を調べて最大樹高を推定した。

衛星LiDARのレーザーの反射強度の値にはノイズ情報が含まれているため、波形データからノ イズ部分を推定し、ノイズの値を引いた値を各時間に観測された反射強度から減じた。この反射 強度を観測時間に対してプロットし、反射の最後のピークの地点を地面とし、ノイズを引いた値 が0またはマイナスでなくなる地点を樹木の最高地点とした(図(1)-10)。ここで推定した最大樹 高を現地調査の暫定プロットで得られた最大樹高と比較した。

3) 地上部バイオマスの推定

衛星LiDARで観測された反射強度の波形は、森林の林冠表面の構造によって形成される。すな わち、上空から観測可能な林冠の高さと階層構造により波形が決定される。森林の地上部バイオ マスは、林冠を構成する樹木の高さや林冠の開空率、森林の階層構造と強い相関がある。衛星 LiDARが観測する反射強度は、地面からのそれぞれの高さにおける上空から観測可能な林冠の面 積と密接に関係していると考えられる。そこで、この反射強度の積算値を用いて地上部バイオマ ス推定モデルを作成した。

衛星LiDARの各観測点でのノイズを取り除いたエネルギーの反射強度について、地面からの最 大樹高までの相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さ(*h*₁₀, *h*₂₅, *h*₅₀, *h*₇₅, *h*₉₀)を算出し(図 (1)-10)、これらの変数を用いて地上部バイオマス(AGB)を推定するための次式の重回帰モデル を作成した。

$$AGB = \beta_0 h_{10}^{\beta_1} h_{25}^{\beta_2} h_{50}^{\beta_3} h_{75}^{\beta_4} h_{90}^{\beta_5}$$
(1)-4

(1)-4式は両辺の対数をとり、

$$\ln (AGB) = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln h_{10} + \beta_2 \ln h_{25} + \beta_3 \ln h_{50} + \beta_4 \ln h_{75} + \beta_5 \ln h_{90}$$
(1)-5

となる。このモデルから、どの高さでの反射が地上部バイオマスの推定に影響しているかを調べた。



図(1)-10 GLAS データの反射強度と地面からの最大樹高までの反射強度の相対積算値

(6) 高分解能衛星データを用いたバイオマス推定手法の開発

1) 解析の流れ

解析方法の概要を図(1)-11 に示す。まず、対象地内に多数の毎木調査プロットを設定し、胸高 直径(DBH)10cm 以上の全樹木について DBH を計測し、熱帯雨林地域において構築された、DBH のみにもとづく複数の一般アロメトリ式を用いてプロット毎の地上部バイオマスを算出した。次 に、高分解能衛星画像 IKONOS と 30m DEM (SRTM:シャトルレーダートポグラフィックミッシ ョンにより作成されたもの)を用い、衛星画像を林冠状態が類似する場所に領域分割した上で、 分割された領域ごとに、衛星画像の各バンドの特徴や地形条件を示す多数の特徴量を算出した。 さらに、プロット毎の地上部バイオマスと、プロットが含まれる画像領域における各種特徴量と の関係を、分類回帰木 (CART: Classification and regression tree)や一般化線形モデル等の統計モ デルを用いて解析し、地上部バイオマスの大小に関わりのある特徴量を調べた。そして、得られ た回帰式を、調査プロットがない多数の画像領域に外挿し、対象地全体における地上部バイオマ スの分布特徴を捉えた。以下に解析内容を詳述する。



図(1)-11 解析の流れ

2) IKONOS 衛星画像の前処理とオブジェクトベース画像解析

2009 年 9 月 16 日に撮影された高分解能衛星画像 IKONOS を用いた。IKONOS には 1m 解像度 のパンクロ画像と 4m 解像度の赤(R)、緑(G)、青(B)、近赤外(IR)のマルチバンドの観測波長域が ある。まず、衛星画像の RPC ファイルと SRTM 30m (30m DEM)を用いて衛星画像を幾何補正した。 次に、マルチバンド(4 バンド)の画素値を用い、オブジェクトベース画像解析ソフトウェア cCognition Developer 8.7(Trimble 社)を用いて画像を領域分割した。領域分割には多重解像度領域 分割法を用いた。この手法は、region growing アルゴリズム(領域拡張法)にもとづき画像内で近 接する似た画素を同じ領域(セグメント)に分けていくもので、人間の判読結果に近い領域分割 結果を得られることからオブジェクトベース画像解析において最もよく用いられる。eCognition では、いくつかのパラメータを設定することで解析目的に適した大きさや形状の領域分割が行え る。本研究では、森林に関わる既往研究を参考に、カラー、シェープ、コンパクト性の各パラメ ータを 0.5 に設定した。ここで、カラーとシェープのパラメータは画素値と分割領域の形状の複 雑さとの相対的な重要度を決めるものであり、両パラメータを合計すると1になる。森林におい ては形状よりも個々の画素値が重要となるが、高分解能衛星画像において画素値を重視しすぎる と、樹冠の影やギャップに沿った複雑な形状のセグメントが生成されやすくなり、後述する毎木 調査プロットが単一領域に収まらない場合が多くなる。そこで、カラーとシェープを同等に重み 付けることで、個々の毎木調査プロットができるだけ一つのセグメントに含まれやすいようにし た。また、生成される分割領域の面積に関わるスケールパラメータ(SP)を段階的に変化させて、 領域分割結果を黙示判読で比較し、林冠構造の違いにより林相を良好に区分できた SP=50 にて領 域分割した。このときセグメントの平均面積は 1.19 ha となり、後述する円形調査プロット(半径 15m で 0.07ha、半径 20m で 0.13ha)よりも十分大きいセグメントが生成された。SP を変えること で領域分割結果が変化する様子を図(1)-12 に示す。なお、用いる画像の解像度に応じて適した SP の大きさは変化する。IKONOS のパンクロマティックバンド(解像度 1m)を含めて解析した場合、 同程度の面積の領域分割には、マルチバンド(解像度 4m)を用いた場合に比べて 4 倍程度大き い SP=200 を用いると、同程度の大きさ(平均面積 0.83ha)の領域分割が行えた。なお、CART による解析ではパンクロマティックバンドを含めて解析したため SP=200 の領域分割結果を用い たが、同バンドを含めることが解析結果の向上に寄与しないことが分かったため、一般化線形モ デルによる解析ではマルチスペクトルバンドのみを用いて SP=50 による領域分割結果を利用した。

IKONOS 画像内には多数の鱗状の雲とその影が散在しており、これらの場所は解析に利用でき ないため、マスクを作成して解析対象から除外した。ここで、高分解能衛星画像においては、個々 の樹冠の影や林冠のギャップと雲の影とをピクセル単位で区別することが難しい。そこで、領域 分割の結果を利用し、各領域内における青バンドと近赤外バンドの平均値について閾値を設定し、 雲やヘイズ、裸地や道路などの明るい場所を青バンドにて、影や水域を近赤外バンドにて閾値を 設定してマスクをかけた。さらに、マスク結果と元画像を重ねあわせて目視判読し、マスクの過 不足がある場合はセグメントごとに追加または削除することで調整した。このようにして、個々 の樹冠の影やギャップなどの小面積の特徴を残しつつ、雲やヘイズ、雲の影、裸地、水域などの 十分な面積をもつセグメントのみにマスクをかけた。



図(1)-12 スケールパラメータ(SP)を変化させた場合の領域分割結果.(A) SP=30、(B)SP=50

注1: IKONOS©マルチスペクトル画像(空間解像度4m)を対象地の一部を切り出したもの.オレンジの線はオブジェクトベース画像解析による領域分割の境界線を示す。

注2:(a) ピナンガ森林管理区の2006年以降の皆伐・植林地、(b) タンクラップ森林管理区の従 来型択伐跡地、(c) タンクラップ森林管理区内の保存林 表(1)-4 説明変数

Variables	Equation
Mean and standard deviation (SD) of digital number	r (DN)
Blue, Green, Red, NIR	
Mean and SD of vegetation index	
NDVI	(NIR-Red)/(NIR+Red)
SVI	NIR/Red
GNDVI	(NIR-Green)/(NIR+Green)
TNDVI	(NDVI+0.5) ^{0.5}
Terrain feature derived from SRTM 30m	
Mean_slope_position	Mean {elevation (center) - Mean elevation (7*7)}
Mean_gradient	
Mean TWI (topographic wetness index)	Mean {In (A/tan B)}
Area ratio of pixel-based ISODATA class within a	segment ¹⁾
shadow ratio	
bareland_ratio	
darker_vege_ratio	
lighter vege ratio	
Grey level co-occurrence matrix (GLCM) based te	exture variable
Angular second moment	$\sum_{i} \sum_{j} \left\{ p(i,j) \right\}^2$
Contrast	$\sum_{n=0}^{N-1} n^2 \left\{ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N p(i,j) \right\}$
Correlation	$\frac{\sum_{i}\sum_{j}(ij)p(i,j)-\mu_{x}\mu_{y}}{\sigma_{x}\sigma_{y}}$
Dissimilarity	$\sum_{n=0}^{N-1} n \left\{ \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1}^{N} p(i,j) \right\}$
Entropy	$-\sum_{i}\sum_{j}p(i,j)\log(p(i,j))$
Homogeneity	$\sum_i \sum_j \frac{1}{1+(i-j)^2} p(i,j)$

 $^{1)}$ 15 classes --> 4 classes (shadow, bareland, darker vegetation, lighter vegetation)

3) セグメント毎の各種特徴量の算出

オブジェクトベース画像解析により生成したセグメント毎に算出した各種特徴量を表(1)-4 に 示す。まず、IKONOS マルチスペクトルの4つのバンド(青、緑、赤、近赤外)について、セグ メント毎に平均と標準偏差(SD)を求めた。また、正規化植生指数(NDVI)等の各種植生指数 についても、セグメント毎に平均と標準偏差を求めた。樹冠の影や林冠のギャップの割合と地上 部バイオマスとの関わりを見るために、対象画像全体についてピクセルベースでの ISODATA 法 に基づく教師なし分類を行い、影や裸地の面積割合をセグメント毎に算出した。また、地上部バ イオマスとテクスチャとの関係をみるために、グレーレベル同時生起行列(GLCM)を用いた各 種テクスチャ情報を各バンドについてセグメント毎に算出した。その他、地形条件と地上部バイ オマスとの関係をみるために、傾斜度、各ピクセルと周囲の7×7ピクセルの平均標高との差から 求めた斜面相対位置、地形湿性指数(TWI)の3指標を 30m DEM から算出し、セグメント毎の 平均値を求めた。

次に、個々の毎木調査プロットと、オブジェクトベース画像解析で生成されたセグメントを重 ねあわせ、単一のセグメントにプロットが完全に含まれる場合は、同プロットがそのセグメント を代表しているとみなして各種特徴量を対応づけた。部分的に複数のセグメントにまたがるプロ ットについては、円形プロット領域内に占める各セグメントの面積割合を求め、面積按分によっ て、各プロットとセグメントの特徴量を対応づけた。

4) 分類回帰木 (CART) による解析

ノンパラメトリックな解析手法のひとつである CART を用いて、IKONOS 画像と地上部バイオ マスとの関係を解析した。CART では、各説明変数の二分割を繰り返し、目的変数ごとのばらつ きが最小となるように分類基準が選択される。この手法は、欠損値をもつデータや非線形のデー タも扱うことができ、得られた結果を解釈しやすいなどの利点をもつ。分類には統計ソフトウェ ア R.2.12.1 の mvpart パッケージを用いた。目的変数には、前述の直径 30m または 40m の円形の 毎木調査プロットデータから Brown (a)によるアロメトリ式(表(1)-3 参照) により求めた地上部 バイオマスの値をあらかじめ大中小に 3 区分したものを用いた(小:<150、中:150-300、大: 300<、単位:t/ha)。一方、説明変数には、各円形プロット内における IKONOS 画像の各バンドの DN と NDVI それぞれの平均値と標準偏差を用いた。さらにクロスバリデーションにより、CART により生成された樹形図を樹形の複雑さと予測誤差の関係に基づき剪定した。

5) 一般化線形モデルによる統計解析

地上部バイオマスと各種特徴量との対応関係の把握には一般化線形モデル(GLM)を用いた。 GLM は線形回帰モデルを拡張したもので、リンク関数を変えることで様々な確率分布を仮定した モデルを扱うことができる。本項では、リンク関数にガウジアンの identity(通常の線形回帰)、 inverse(反比例)、log(ポアソン回帰)の3つを用いた。目的変数には各種アロメトリ式から算 出した地上部バイオマスの整数値を用い、説明変数にはプロット毎の各種特徴量を用いた。ここ で、ポアソン回帰は非負の整数値を目的変数とするモデルであるが、プロット間の地上部バイオ マスの小数点以下での差異は無視できる程十分に小さいため、地上部バイオマスを整数値とする ことで利用しうると考えた。

統計解析には R version 2.14.0 を用い、単回帰で有意(p<0.01)となる変数について重回帰にあて はめ、ステップワイズ減数選択法により、赤池の情報量基準(AIC)が最小となる変数の組合せ を把握した。なお、相関係数の絶対値が 0.7 以上の変数は一方のみを使用して多重共線性の影響 を避けた。さらに、得られた回帰式を用いて対象地全体の地上部バイオマスの分布を面的に推定 した。 6) モデルの妥当性の検討

本項では、統計解析に用いたプロット数が 40 数ヶ所と少なく、独立したデータセットを用いた 検証が難しい。そこで、CART についてはトレーニングデータの何割が正しく分類されたかを用 い、一般化線形モデルについては決定係数を用いてモデルの妥当性を評価した。なお、inverse と log のリンク関数を用いた場合は決定係数が求められない。そこで、得られた回帰式から求めた 地上部バイオマスの推定値と実測値(アロメトリ式から求めた地上部バイオマスの算出値)を相 関係数や散布図を用いて比較することで代用した。また、森林管理の面からは、地上部バイオマ スの値を正確に推定するよりも、地上部バイオマスの大きさをいくつかのクラスに分けて森林劣 化の程度を段階的に示した地図があると有用である。そこで、一般化線形モデルの結果について、 地上部バイオマスを 200 t/ha 毎にクラス分けした場合の実測値と推定値の対応関係も調べた。さ らに、対象地全体で推定した地上部バイオマスの分布図の妥当性を調べるために、サバ州林業局 の森林管理区毎の報告書^{6,7)}に記載された、林班毎の情報が記載された地図(保護林や劣化林の 分布図)と比較し、推定結果の妥当性を確認した。

(7)時系列高分解能衛星データによる地上部バイオマス変化のモニタリング

時系列での地上部バイオマスの変化を広域でモニタリングするには、リモートセンシングデー タが有効であるが、森林の施業履歴などによる劣化をとらえる高分解能衛星データの過去のアー カイブは非常に限られる。これは、高分解能衛星は商用衛星であるため、注文による撮影以外の データが極端に少ないためである。このため過去と現在の比較を行うのに、異なる衛星のデータ を使用しなければならないことが多い。この場合、衛星センサの地上分解能のほか、観測波長帯 が異なること(表(1)-1)にも留意が必要である。とりわけオブジェクトベース画像分類を用いる 場合、地上分解能の違いに応じた分類パラメータの選択が必要となる。

ここでは地上部バイオマスの分布を調べた 2009 年の IKONOS 衛星データと 2003 年の SPOT 衛 星 5 号のデータを用いて、地上部バイオマスの変化をモニタリングした。まず、バイオマスの変 化をモニタリングするためには、2 時期の衛星データの差分をとる必要があるため、IKONOS 衛 星データを参照して、SPOT 衛星データの精密幾何補正を行った。さらにオブジェクトベース画像 分類ソフトウェアの eCognition Developer を用いて、林相の類似したエリアの領域分割を行った。 その際、時系列データの地上分解能が異なることから、それぞれのデータ間で平均オブジェクト サイズがほぼ同じサイズになるよう領域分割パラメータを調整した。次に、先の IKONOS 衛星デ ータ解析で得られたバイオマス推定を教師データとして過去の SPOT 衛星データに対してバイオ マスに関する画像分類を行い、過去(2003 年)のバイオマス分布図を作成した。これを比較する ことにより2時期の地上部バイオマス変化を推定した。

4. 結果及び考察

(1) 地上調査による樹高と地上バイオマスとの関係

プロットごとに計算した平均樹高、標準偏差、最大樹高、20mを超える木の本数と地上部バイオマスの関係を図示した。これらの中で地上部バイオマスと最大樹高(r=0.64)、そして 20m 以上の樹木の本数(r=0.77)には相関が見られた(図(1)-13、表(1)-5)。平均やメディアンは関連が見られ

るもののレンジの幅が小さかった。これら樹高から得られる変数を用いてクラスタ分析を行った ところ、得られたクラスタは地上部バイオマス量と対応していた(図(1)-14)。その中でバイオマ ス量が多いクラスタは最大樹高が高く、また最大樹高が大きなクラスタは、20mを超える樹木の 本数によりクラスをさらに分けることが可能であった。このことから最大樹高と 20mを超える樹 木の本数はプロットを地上部バイオマスに応じたクラスに分けるのに有効であり、プロット内の 最大樹高および 20m 以上の樹木の本数を求めることでプロットを地上部バイオマスに応じたク ラスに分類することが可能であることが明らかとなった。このことは衛星 LiDAR から求められる 最大樹高や林分の構造に応じた変数を用いることにより森林を地上部バイオマスに応じたクラス の分けることができることを示している。

表(1)-6 に地上部バイオマス量を目的変数、樹高関連変数を説明変数とした重回帰分析の結果を 示す。地上部バイオマス量の推定には、樹高の中位数、平均値、樹高 20m 以上の本数が有意であ ることが示され、決定係数は 0.56 であった。各変数と地上部バイオマス量との相関は、中位数が -0.63、平均値が 0.55、樹高 20m 以上の本数が 0.42 であった。この結果より、樹高から得られる 変数である中位数、平均値、樹高 20m 以上の樹木の本数は、直径から Brown の式で求められる地 上部バイオマス量との相関が強く、この 3 つの変数からから地上部バイオマス量が推定可能であ ることが示された。中位数や平均樹高あるいは樹高 20m 以上の(いわゆる樹冠から突出している 樹木)本数は、これに関係するパラメータを衛星 LiDAR や高解像度衛星画像から導出できる。

DBH-H 関係を指数モデルと非線形モデルにあてはめ結果を表(1)-7 に示す。表(1)-8 には、それ ぞれのあてはめ結果についての AIC を示す。図(1)-15 と図(1)-16 は指数モデルおよび非線形モデ ルにあてはめた結果のグラフである。指数モデルと非線形モデルの比較では、いずれの地上部バ イオマス量のクラスにおいても、指数モデルと比較して非線形モデルの方が AIC の値が小さく、 あてはめの結果が良かった。次に地上部バイオマス量クラス間を比較すると、指数モデルでは低 バイオマス林と中バイオマス林では、定数項 a、係数 b ともにほぼ同じ値であり、高バイオマス 林で、定数項 a が小さくなり、係数 b がやや大きくなった。すべての樹木を用いてあてはめた結 果では、定数項 a、係数 b は、低・中バイオマス林と高バイオマス林の中間の値を示した。非線 形モデルにおいても、低・中バイオマス林では、係数 a、定数項 b のいずれもほぼ同じ値であり、 高バイオマス林において定数項bが大きくなっていた。すべての樹木を用いてあてはめた結果で は、やはり係数 a、定数項 b は、低・中バイオマス林と高バイオマス林の中間の値を示した。非 線形モデルでは定数項 b は低・中バイオマス林で小さく、高バイオマス林では大きくなっており、 すべての樹木を用いてあてはめた結果では中間的な値となっていた。モデルの選択としては、非 線形モデルの方がややあてはまりが良かったが、それほど重要ではなかった。一方で全ての樹木 を用いたモデルに比べて、バイオマをスクラスに分けてモデル化した場合、当てはまりがよくな った。これはバイオマスクラス、すなわち森林劣化に応じて D-H 関係が異なっており、それぞれ に適当なモデルをあてはめる必要があることを示している。また低バイオマス林と中バイオマス 林では係数の値の大きさに違いが少なかったので、実際にデータに適用する際には、低・中バイ オマス林と高バイオマス林の2つのクラスに分けて予測を行うのが適当である。



図(1)-13 地上部バイオマスと樹高(H)からの変数の関係



図(1)-14 樹高から得られる変数を用いたクラスタ分析結果



図(1)-15 指数モデルへあてはめ結果 赤点、赤線:低バイオマス林、緑点、緑線:中バイオマス林、 青点、青線:高バイオマス林、黒線:すべての樹木



図(1)-16 非線形モデルへのあてはめ結果 凡例は図(1)-15と同じ

最大樹高	樹高中位数	樹高 標準偏差	20m 以上の 本数	地上部 バイオマス
1.000	-	-	-	-
0.147	1.000	-	-	-
0.616	0.002	1.000	-	-
0.376	0.650	0.075	1.000	-
0.639	0.428	0.153	0.772	1.000
	最大樹高 1.000 0.147 0.616 0.376 0.639	 最大樹高 樹高中位数 1.000 - 0.147 1.000 0.616 0.002 0.376 0.650 0.639 0.428 	最大樹高樹高中位数樹高1.0000.1471.000-0.6160.0021.0000.3760.6500.0750.6390.4280.153	最大樹高樹高中位数樹高 標準偏差20m 以上の 本数1.0000.1471.000-0.6160.0021.0000.3760.6500.0750.6390.4280.153

表(1)-5 バイオマスと樹高関連変数との関係

表(1)-6 地上部バイオマスを目的変数、樹高を説明変数とした回帰分析結果

回帰式に含まれる変数

(偏回帰係数・信頼区間等)

				偏回帰係 有意性の	数の 検定			
変 数	偏回帰 係数	標準誤 差	標準偏回 帰係数	F 值	t 值	P 值	判	定
中位数	-87.4486	24.3045	-1.1078	12.9459	-3.5980	0.0018	**	
平均值	75.7241	25.7177	0.9540	8.6697	2.9444	0.0080	* *	
20m 以上の本 数	12.2381	5.8584	0.6052	4.3638	2.0890	0.0497	*	
定数項	110.6979	317.0894		0.1219	0.3491	0.7307		

表(1)-7 D-H 関係のモデルへのあてはめ結果

Model	対象プロット	係数	推定值	標準誤差	t value	Pr(> t)
Evenoportial	低バノナウマサ	а	-15.7719	1.1684	-13.50	<2e-16 ***
Exponential	低ハイオマス杯	b	11.3152	0.4006	28.25	<2e-16 ***
Exponential	中バイナマフサ	а	-15.2990	1.2950	-11.82	<2e-16 ***
Exponential	サハイスマム州	b	11.3530	0.4410	25.74	<2e-16 ***
Exponential	百バイナフサ	а	-19.6922	1.3344	-14.76	<2e-16 ***
Exponential	向ハイオマス杯	b	12.8456	0.4424	29.03	<2e-16 ***
Exponential	すべてのプロッ	а	-16.8695	0.7205	-23.41	<2e-16 ***
Exponential	F	b	11.8291	0.2440	48.48	<2e-16 ***
Nonlincor	低バイオマス林	а	1.3257	0.0458	28.98	<2e-16 ***
Nontinear		b	53.4005	2.8786	18.55	<2e-16 ***
Nonlincor	中バイオマス林	а	1.4110	0.0507	27.81	<2e-16 ***
Nontinear		b	52.5126	2.6777	19.61	<2e-16 ***
Nonlincor	吉バノナフマサ	а	1.3204	0.0473	27.91	<2e-16 ***
Nonlinear	向ハイオマス杯	b	58.6107	2.8447	20.60	<2e-16 ***
Nonlincor	ナッイの母ナ	а	1.3522	0.0268	50.38	<2e-16 ***
Nonlinear	うへしの樹木	b	54.8413	1.5760	34.80	<2e-16 ***

AIC	低バイオマス林	中バイオマス林	高バイオマス林	すべての樹木
Exponential model	2982.82	2629.50	2111.20	7982.73
Nonlinear model	2968.26	2622.25	2108.61	7957.12

表(1)-8 赤池の情報量基準

(2) 衛星 LiDAR を用いた熱帯林の3次元構造の解明

1)森林の林冠の状態と衛星 LiDAR データとの関係

本対象地における高分解能衛星データから算出された衛星 LiDAR の観測円での林冠閉鎖率は 65% から 100 %であった。対象地域のフットプリントに対する波形を可視化し、高分解能衛星データの林 相区分の結果と比較した結果、対象地域において最大樹高を表す波形幅に大きな違いは見られなかっ た。これは、伐採が行われた林分においても、伐採される立木は商業的価値の高い樹種に限られるた め、直径 70m の観測円内の残存木にもともと林冠層を占めていた立木が残っている場合が多く、LiDAR で捉えられる最大高が大きくは変わらないためと考えられる。

これに対して、択伐の度合いによって波形のピークにおける反射強度が大きく異なり、樹冠閉鎖率 の低い観測点での反射強度は、樹冠サイズの大きい立木で占められている観測点と比較して顕著に弱 かった(図(1)-17)。ここで得られた波形のピークの位置は、特に、成熟した森林における平均的な林 冠高と一致していると考えられた。これに対して劣化した森林では、波形のピークが複数現れる傾向 が見られ、劣化の進んだ森林で特に顕著であった。ただし、このピークの高さ、すなわち反射強度に は一定の傾向が見られず、劣化が進んでいる場合でも、プロットによっては特に大きなピークがある 波形と、反射強度の強くないピークをいくつも持つ波形とが見られた。

森林の最大樹高を求める場合、地面の高さが基準となるが、地面からの反射による波形のピークが はっきりと現れる波形と、林冠による反射のあと明らかな地面のピークが現れない波形のパターンが 見られた。後者の波形については、林冠の影響と地形の影響の両方が考えられた。まず、林冠の葉量 が非常に多く、上空からのレーザー光がほとんど地上に到達しない場合、地面のピークが現れないこ とが考えられる。また、地形が複雑であったり、斜面傾斜が急な場合、レーザー光の地面からの反射 に時間的なずれが生じ、地面のはっきりとしたピークが衛星 LiDAR の波形データに表れないことが考 えられる。どちらの場合にも、地面の高さの推定に曖昧さが残り、このことが最大樹高や地面からの 高さの推定を悪くさせる原因となり得る。

各階層に立木の樹冠が多いほど反射強度は高くなると考えられる。択伐により林冠のギャップが20%以上の場合、少なくとも25%のLiDARの反射が、地上5m以下からであった。また、劣化した森林における波形は、高分解能衛星データから認識されたさまざまな林冠の状態により一定ではなかった。これらのことから衛星LiDARの観測波形におけるピークの反射強度が、森林劣化の度合いを表す指標となりうると考えられた。



(a) 林冠の閉鎖している森林での衛星 LiDAR データの波形



(b) 択伐された森林での衛星 LiDAR データの波形

図(1)-17 調査プロットにおける衛星 LiDAR データと高分解能衛星画像

2) 衛星 LiDAR からの最大樹高の推定

衛星 LiDAR データのエネルギーの反射強度の波形データから地面および最大樹高の位置を同 定し、衛星 LiDAR データから推定された最大樹高と現地調査における最大樹高を比較した結果、 推定された最大樹高と測定された最大樹高の差の平均は 1.93m で現地調査の結果の方が高く、ま た、標準偏差は 4.61m であった(図(1)-18)。全調査プロットの最大樹高の平均は 40.8m で、標準 偏差は 5.40m であった。平均誤差が 5%以内であることから、衛星 LiDAR による最大樹高推定は 概ね実用的であると言えるが、誤差が 10m を超えるものもあり、その利用には注意が必要である。 これは、地面での反射を特定することが困難な観測点があることや、斜面位置により、樹高が過 大評価されたり、過小評価されたりすることに起因すると考えられる。特に、衛星からのレーザ ー光が地面まで透過しにくい林冠が鬱閉した観測点や、下層植生の繁茂している観測点では、地 面での反射を同定するのが困難である場合が多い。また、地面に傾斜がある場合、地面からのレ ーザー光の反射は連続的に弱い反射となり、地面のピークが波形に現れにくくなる。本解析では、 各観測波形データを目視判読して地面位置を特定したが、広域での評価のためには地面位置を特 定する作業の自動化が不可欠であり、正確な地形情報などの追加の情報が必要となる。



図(1)-18 衛星 LiDAR データから推定された最大樹高と現地調査における最大樹高の差

3) 衛星 LiDAR からの地上部バイオマスの推定

次に、衛星 LiDAR の各観測点でのノイズを取り除いたエネルギーの反射強度について、地面からの最大樹高までの相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さ(*h*₁₀, *h*₂₅, *h*₅₀, *h*₇₅, *h*₉₀)を算出した。ここで得られた値の対数値を説明変数とし、各観測点における地上部バイオマスの推定値の対数値を目的変数として重回帰分析を行った。その結果、

$$AGB = 3.75h_{10}^{0.742}h_{25}^{-2.864}h_{50}^{3.406}h_{75}^{-3.364}h_{90}^{-0.170}$$
(1)-6

というモデルが得られた。重回帰分析における決定係数は0.62であった。

地上部バイオマスを推定するモデルで相対積算値が10%、25%、50%、75%、90%の高さに対 する各係数を見ると、*h*₅₀の係数3.406 が最も大きく、地上部バイオマスを推定する際に大きな影 響を及ぼしていることがわかる。一方、h₇₅や h₉₀の係数は小さく、バイオマス推定にあまり影響 していないことがわかる。

衛星 LiDAR の観測点のあるタンクラップ森林管理区では、択伐による影響で林冠にギャップの 見られる林分が多い。このことは高分解能衛星画像からも確認されている。この地域では 2000 年まで強度の択伐が行われていたが、高木のうち商業用の価値が低い樹種は林内に残存している。 このため、プロット間での最大樹高には大きな差がなく、上層での反射の高さ (*h*₇₅, *h*₉₀) は地上 部バイオマスの推定に大きな影響及ぼさなかったと考えられる。一方 *h*₅₀ は、劣化が進んだ択伐 された森林において林冠高とほぼ一致すると考えられる。このため、択伐が強度に行われた森林 では、レーザー光の反射がより低木の樹冠からの反射となり、*h*₅₀ の高さが小さくなる (図(1)-19 左図) のに対し、森林が成長して成熟した林に近づくと、林冠のギャップが閉鎖するにつれて *h*₅₀ の高さが大きくなっていく (図(1)-19 右図)。このことは地上部バイオマスの増加につながる。 択伐林において *h*₅₀ が地上部バイオマスの推定に大きく影響するという本研究での結果は、森林 での実際の現象を考えた場合、妥当な結果であると考えられる。

本研究では、熱帯の択伐林を対象として衛星 LiDAR データによる地上部バイオマスの推定モデ ルを開発した。本モデルは他の地域における熱帯択伐林にも適用可能であると考えられるが、異 なるタイプの森林での適用においてはパラメータの検証が必要である。また、地面の検出のみな らず、地面から最大樹高までの相対積算値が 10%、25%、50%、75%、90%の高さの推定におい ても、斜面傾斜は大きく影響すると考えられることから、全世界をカバーする 30m または 90m 解像度のスペースシャトル地形データを用いて、モデルの適用前に地形の評価を行っておくこと が必要である。



図(1)-19 衛星 LiDAR と森林の構造変化との関係の概念図

(3) 高分解能衛星データを用いたバイオマス推定手法の開発

1) 毎木調査プロットの地上部バイオマス

本項で用いた一般アロメトリ式により算出した地上部バイオマスを値の大きい方から順に並べたものを表(1)-9 に示す。地上部バイオマスは Chave et al の式¹⁰⁾で最大になり、劣化二次林を対象とする Kenzo et al¹¹⁾の式で最小になった。両者の差は 2~3 倍程度と大きくなった。サバ州や本対象地における既往研究で多く用いられる Brown (a)式と(b)式を比べると¹²⁾、地上部バイオマスは (b)式でわずかに大きくなった。なお、地上部バイオマスの値に 0.49 をかけると炭素蓄積に換算できる¹³⁾。

表(1)-9 一般アロメトリ式を用いて算出したプロット毎の地上部バイオマス (t/ha)

Allometry eq.	Mean	SD
1 Chave et al. (2005), <i>p</i> =0.5	453.5	295.5
2 Yamakura et al. (1986)	377.0	227.7
3 Brown (1997) b	317.7	162.7
4 Brown (1997) a	312.3	180.9
5 Kenzo et al. (2009)	148.1	81.9
and the second		

p: wood density

2) CART による解析結果

CART の樹形図では、円形プロット内の各バンドの画素値の平均値と標準偏差によりバイオマ スの異なる森林が区別されていった(図(1)-20)。まず、赤バンドの平均値が大きい場所が植生の 少ない低バイオマスの森林(地上部バイオマス<150t/ha)として区別された。次に、緑バンドの平均 値が大きい場所が、主に中程度のバイオマス(地上部バイオマス:150-300t/ha)の森林として区分さ れた。さらに近赤外バンドの標準偏差の大きさにより中程度のバイオマスと高バイオマスの森林 (地上部バイオマス>300t/ha)が区別された。近赤外バンドの標準偏差は森林の樹冠の粗密を表して いると考えられた。以上によりトレーニングデータの 82.2%が分類された。得られた分類木の条 件式を、オブジェクトベース画像解析における各セグメントに当てはめて作成した地上部バイオ マスの分布推定図を図(1)-21 に示す。皆伐や強度択伐後の低バイオマスの森林とそれ以外の森林 を区別できた。

なお、CART ではあらかじめ設定した地上部バイオマスの区切りや分類数を変えると結果は変 化する。例えば、高バイオマスの森林をさらに2区分して(地上部バイオマス: 300-450t/haと >450t/ha)計4区分で解析したところ、3区分の場合と同様に、まず平均値、次に標準偏差により 森林タイプが区分されていった。しかし、樹形図の複雑さと予測誤差に基づき選定すると、低バ イオマスの森林を緑や赤バンドの平均値で分類した後に標準偏差に関する変数が選ばれず、高バ イオマスの森林を区別できない場合が多くなった。また、目的変数に地上部バイオマスの値を直 接用いた回帰木においても、同様に高バイオマスの森林の区分がなされない場合が多かった。こ れは、樹冠どうしの影が多くみられる高バイオマスの森林と、ギャップの多い中程度のバイオマ スの森林が、類似する標準偏差の値をとり区別が難しいことなどが理由と考えられた。


図(1)-20 CART により生成された樹形図 (棒グラフは地上部バイオマスの3区分毎のプロット数を示す)



図(1)-21 CARTの分類木に基づき作成した地上部バイオマスの分布推定図

3) 一般化線形モデルの結果

単回帰で有意(p < 0.01)となった変数のうち、重回帰でも有意となったものは、いずれのリンク 関数を用いた場合でも、緑バンドの平均値、相対標高、近赤外バンドのテクスチャの均質性の 3 変数であった(表(1)-10、図(1)-22)。ここで、Inverse(反比例)をリンク関数に用いた場合は、Identity や log を用いた場合と係数の符号が逆になる。緑バンドの平均値が低く、相対標高およびテクス チャの均質性が高い場所ほど地上部バイオマスが高い傾向があった。この結果は、地上部バイオ マスの小さい劣化した森林では、強度な間伐等によって林冠が粗でテクスチャの均質性が低くな る傾向があることを表していると考えられた。一方、地形について、斜面上部ほど地上部バイオ マスが高くなったのは、斜面下部や谷筋には湿性の疎林や草地が分布しやすいことが一因と考え られた。また、対象地の東側はやや標高が高く、アクセス困難な湿地を避けて斜面の中腹から上 部に毎木調査プロットが設置されやすいことも影響した可能性がある。なお、用いるプロットを 部分的に変えると、地形条件が重回帰において選択されない場合も見られた。地形条件を反映し たモデルはローカルな地上部バイオマスの分布を詳細に捉える上では有効であるが、汎用性の面 では問題もあると考えられた。また、本項ではセグメント毎に地形条件を平均化しており、細か な斜面の位置などを表現できないことも、地形条件の影響が弱く現れる一因と考えられた。なお、 単回帰では樹冠の影の面積割合が大きい場所ほど地上部バイオマスが高い傾向がみられたが、重 回帰では選択されなかった。地形条件のうち、湿性指数(TWI)と斜面位置が単回帰で選ばれた が、両者は相関が高く、より説明力が強い斜面位置のみを重回帰で選択した。

いずれのアロメトリ式による地上部バイオマスを目的変数に用いた場合も、重回帰で選ばれる 変数は同様であった。ここから、用いるアロメトリ式によって地上部バイオマスの値は大きく異 なるが、衛星画像との関係を統計解析で調べる上では変数選択結果には差が少ないことがわかる。 但し、アロメトリ式によって、決定係数や、地上部バイオマスの実測値と予測値の相関にはいく らか差が生じた。

例えば、通常の線形回帰を用いた場合について、異なるアロメトリ式を用いた場合で比較する と、Brown (b)の式を用いたときに決定係数が最も高くなり (R²=0.56, adjusted R²=0.53)、次に Kenzo et al.式(同 0.53 と 0.50)、Brown (a)式(同 0.52 と 0.48)、Yamakura et al.式¹⁴)(同 0.50 と 0.46)、Chave et al.式(同 0.47 と 0.43)の順となった。他のリンク関数を用いた場合も含めて、地上部バイオマス の実測値 (アロメトリ式によるもの) と予測値との関係をみると、ピアソンの相関係数は 0.70~ 0.75 の間に分布し、やはり Brown (b)式で最も高くなった。以上より、地上部バイオマスの値の妥 当性と、モデルの当てはまりの良さの両面から、適したアロメトリ式を選択することが望ましい と考えられた。本対象地では、Brown(a)式を用いた既往研究が多い一方、本解析では Brown(b)式 を用いた方が、地上部バイオマスの値は若干大きくなるものの、僅かにモデルの当てはまりがよ くなった。

異なるリンク関数を用いた場合について、地上部バイオマスの実測値(アロメトリ式によるもの)と予測値を比較した散布図を図(1)-23 に示す。Brown (b)のアロメトリ式を用いた場合の方が、 散布図の散らばりがやや小さくなっている。各リンク関数についてみると、いずれのアロメトリ 式を用いた場合も、通常の線形回帰に比べ、リンク関数に log や Inverse を用いた場合には、低バ イオマスのプロットで推定値が高めになりやすい傾向が見られる。また、高バイオマスのプロッ トでは、log や Inverse をリンク関数に用いた場合に、推定値のばらつきが通常の線形回帰よりも やや大きくなりやすい傾向が見られた。他のアロメトリ式を用いた場合も同様の傾向があった。 地上部バイオマスの実測値と予測値の相関について、リンク関数の違いによる差が小さいことか ら、ばらつきの少なさの点で、通常の線形回帰は有効と考えられた。なお、通常の線形回帰では 負の予測値を取りうる問題があるが、その多くは雲の影や水域などのマスク領域であり、それ以 外は、地上部バイオマスの小さい場所に区分することで対処できる。

地上部バイオマスの計算結果の差が小さい Brown (a)、(b)の2つのアロメトリ式を用い、identity、 inverse、logの3つのリンク関数のGLMによって推定した地上部バイオマスについて、地上部バ イオマスの実測値と推定値それぞれを200t/ha毎に4クラスに集計した対応関係を表(1)-11にまと めた。全体の一致度は5割程度と低いが、上下のクラスに大半のプロットが入ることが分かる。 ここから、本項の解析結果にもとづいて、地上部バイオマスからみた森林劣化の程度を2、3のク ラスに分けることは可能であることがわかった。

表(1)-10 一般化線形モデルの結果

(Brown (1997)(a)のアロメトリ式を用いた場合)

Link function	Variable	Coefficient		t-value	Pr(> t)		R^2	adjusted
		Estimate	SE					R^2
Gaussian Identity	(Intercept)	1687.9	520.3	3.244	0.003	**	0.52	0.48
	GLCM_Homog	16728.1	8400.2	1.991	0.054			
	Mean_g	-5.0	1.1	-4.477	0.000	***		
	AVE_D7_M_1	23.9	11.1	2.154	0.038	*		
Gaussian Inverse	(Intercent)	-6/3E-03	5 76E-03	-1 116	0 272		_	_
	GLCM_Homog	-2.09E-01	8.35E-02	-2.507	0.017	*		
	Mean_g	4.28E-05	1.28E-05	3.344	0.002	**		
	AVE_D7_M_1	-1.52E-04	5.06E-05	-3.008	0.005	**		
Gaussian log	(Intercept)	10.096	1.963	5.143	0.000	***	_	_
_	GLCM_Homog	62.515	27.588	2.266	0.029	*		
	Mean_g	-0.017	0.004	-3.844	0.000	***		
	AVE_D7_M_1	0.058	0.026	2.195	0.035	*		



(注1)地上部バイオマスはBrown(a)のアロメトリ式から算出。 (注2)緑は回帰直線、赤は平準化曲線を示す。

図(1)-22 各プロットにおける地上部バイオマスと多変量 GLM で選択された各変数との散布図



(注)(A)はBrown (a)のアロメトリ式、(B)はBrown(b)のアロメトリ式を用いた場合。 X軸はアロメトリ式に基づくAGBの実測値、Y軸はAGBの予測値を示す。

図(1)-23 地上部バイオマス(t/ha)の実測値と予測値の散布図

4)地上部バイオマス分布推定

得られた回帰式を対象地全体のセグメントに当てはめて地上部バイオマス分布推定図を作成した結果を図(1)-24 に示す。施業履歴を反映して、西端の森林管理区 A に地上部バイオマスの小さい皆伐跡地が分布し、従来型の環境負荷の大きい択伐が 2000 年まで行われていた森林管理区 B に地上部バイオマスの小さい森林が多く分布し、その東側の森林管理区 C には低インパクト施業がなされた地上部バイオマスの高い森林が分布する全体的傾向を捉えられ、地上部バイオマスの低い林分から高い林分までを段階的に捉えることができた。また、地図の西南端(森林管理区 A の外側)にあるバイオマスの低い場所は、アブラヤシプランテーションである。森林管理区 C の北部のバイオマスの低い場所は、アブラヤシプランテーションである。森林管理区 C の北部のバイオマスの低い場所は、サバ州林業局の報告書では非常に劣化した森林とされる場所とされており本項の結果と対応する(図(1)-25)。また、森林管理区 B の北西部にバイオマスの高いなが見られるが、ここは林業局の報告書では保護林や、地上部バイオマスの高い林班が分布しており本項の結果と対応している。一方、森林管理区 C の南東部は、本推定図ではバイオマスが高い森林となっているが、林業局の報告書では劣化した森林となっている。この場所で行った4カ所の毎本調査プロットでは、低インパクト施業(RIL)が行われたバイオマスの高い森林が分布していたため、推定図はこの結果を反映したものとなっている。

本解析で用いた IKONOS のような高分解能衛星画像は、空間分解能が高い一方、スペクトル分 解能が低く(バンド数が少なく)、時間分解能も低い(撮影頻度が少ない)弱点がある。オブジェ クトベース画像解析による画像の領域分割を行った上で、領域内の画像や地形の特徴量を捉える ことで、施業履歴の違いによる地上部バイオマスの相違を推定できることが明らかになった。ま た、地上部バイオマスの分布推定には様々な統計モデルを利用できるが、通常の線形回帰でも問 題は少ないことがわかった。さらに、適切なアロメトリ式を用いることで、回帰モデルの記述力 を高められることが明らかになった。



図(1)-24 IKONOS 衛星データを用いた地上部バイオマスの推定結果



図(1)-25 サバ州林業局による同地区の森林区分図 (Sabah Forestry Department, 2005; 2006 を元に作成)

表(1)-11 地上部バイオマスの実測値と推定値をそれぞれ 200t/ha 毎に集計したマトリックス

		Referenc	Reference AGB (t/ha)			Row sum	User's acc.
		<200	200-400	400-600	600>		
Estimated AGB (t/ha)	<200	3				3	100.0
	200-400	27	66	18	5	116	56.9
	400-600		36	46	23	105	43.8
	600>			8	14	22	63.6
Column sum		30	102	72	42	246	
Producer's acc.		10.0	64.7	63.9	33.3		
Overall acc.		52.4					

(注)Brown (a) (b)の両アロメトリ式と3つのリンク関数(identity, inverse, log)にもとづく計6つのGLMによるAGBの推定結果を200 t/ha毎に集計したクロス表から作成。回帰モデルの作成に用いたデータに基づくため独立データによる検証ではない。 (4)時系列高分解能衛星データによるバイオマス変化のモニタリング

衛星データは、過去の森林の状態を推定するのに用いることができる利点がある一方で、衛星 データからバイオマスを推定する場合、その結果の検証は、長期にわたる現地でのモニタリング を実施している場合を除き、直近の衛星データから推定したものに対してしか検証することがで きない。そこで、先に得られたオブジェクトベースでのバイオマス推定を教師として、過去と現 在におけるバイオマスの変化地の抽出を行った。その際、表(1)-12に示すような生じる可能性のあ る変化のみを解析で求めた。

本対象地は、2000 年代初頭まで従来型択伐がなされた後に再植林が進むタンクラップ森林管理 区、低インパクト施業(RIL)がなされてきたデラマコット森林管理区であり、今回解析に用いた衛 星データが得られた 2003 年以降、大きな森林伐採は行われておらず、また、一部択伐が行われて いる可能性があるものの、規模が小さいため本対象地での衛星データでの確認は困難であった。 ただし、作業道開設による地形の変化により、所々に池ができており、これがオブジェクトベー ス画像分類における変化地として抽出された(図(1)-26)。

		2003 yr			
		Other	Low	Medium	High
	Other	0	Δ	Δ	Δ
9 yr	Low	Δ	0	Δ	Δ
200	Medium	×	Δ	0	Δ
	High	×	×	Δ	0

表(1)-12 2009年が既知の場合の発生しうるバイオマス変化に関するマトリックス

注) 生じる可能性 ○: 高い、△: 中程度、×: 低い、またはない



2009年IKONOS画像2003年SPOT-5画像図(1)-26 時系列衛星データによるバイオマス変化地の抽出

5. 本研究により得られた成果

(1)科学的意義

熱帯林におけるバイオマスとその変化の面的推定は、熱帯林の広域保全に欠かせない技術である。高分解能衛星画像におけるテクスチャ(肌理)情報を活用することにより、地上部バイオマスの推定精度を向上させることができた。また、衛星LiDARにより観測された森林の3次元構造から地上部バイオマスを推定できることが明らかになった。

(2)環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

本研究の成果は、現在、宇宙航空研究開発機構が国際宇宙ステーション日本実験モジュールへの搭載を計画している植生ライダー(MOLI)の開発において活用されている。

<行政が活用することが見込まれる成果>

すでに人為的なインパクトを受けている熱帯林の修復において、現状を正確に把握して対策を 講じることが重要であり、本研究で開発した林相区分の手法は、政策決定者に対して必要な情報 を提供する手段となる。また、気候変動枠組条約のREDDに関する交渉で現在検討されている MRV(モニタリング、報告、検証)については、そのモニタリング手法について専門家会合やFAO で議論されており、衛星LiDARについてもその適用の可能性が検討されている。本研究の成果は、 熱帯林への適用の可能性を示す重要な事例となる。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1)誌上発表

<論文(査読あり)>

 松浦俊也、平田泰雅、A. LANGNER、齋藤英樹、北山兼弘、M.H. PHUA、A. KOROM、W. WONG: 関東森林研究, 63, 2, 69-72 (2012) 「マレーシア・サバ州中央部の熱帯生産林におけるIKONOSを用いた地上部バイオマスの分布 推定」

<その他誌上発表(査読なし)>

- 平田泰雅:海外の森林と林業、78,2-6 (2010) 「REDDプラスの最近の動きとその課題」
- 2) 平田泰雅:森林科、60, 10-13 (2010)
 「REDD+ におけるリモートセンシングの役割」
- Y. HIRATA, G. TAKAO, T. SATO, J. TORIYAMA (eds.): REDD-plus Cookbook, Forestry and Forest Products Research Institute, 14-19 (2012)
 "IO2 Key REDD-plus concepts (Y. HIRATA)"

D-1006-36

- 4) Y. HIRATA, G. TAKAO, T. SATO, J. TORIYAMA (eds.) : REDD-plus Cookbook, Forestry and Forest Products Research Institute, 72-74 (2012)
 "P13 Reference emission level and reference level (Y. HIRATA)"
- 5) Y. HIRATA, G. TAKAO, T. SATO, J. TORIYAMA (eds.): REDD-plus Cookbook, Forestry and Forest Products Research Institute, 60-63 (2012)
 "PO8 Area estimation using remote sensing (H. SAITO)"
- 6) Y. HIRATA, G. TAKAO, T. SATO, J. TORIYAMA (eds.) : REDD-plus Cookbook, Forestry and Forest Products Research Institute, 96-97 (2012)
 "TO6 Clouds and seasonality differences in images (H. SAITO)"
- Y. HIRATA, G. TAKAO, T. SATO, J. TORIYAMA (eds.): REDD-plus Cookbook, Forestry and Forest Products Research Institute, 96-97 (2012)
 "TO8 Ground truth (T. MATSUURA)"

(2) 口頭発表(学会等)

 Y. HIRATA, M. H. PHUA, H. SAITO, T. MATSUURA, W. W. V. CHIONG, A. KOROM, K. KITAYAMA: 1st Forestry Workshop - Operational Remote Sensing in Forest Management-, in 31st EARSeL Symposium, Prague, Czech Republic, 2011

"Estimation of three-dimensional structure of tropical rain forest using GLAS ICEsat data"

- 2) Y. HIRATA, M. H PHUA, H. SAITO, T. MATSUURA, W. WONG, A. KOROM, K. KITAYAMa: Silvilaser 2011, Hobart, Australia, 2011 "Characteristics of satellite LiDAR waveform in tropical rain forests from the comparison with canopy condition derived from high resolution satellite data"
- 3) M. H. GOH, M. H. PHUA, T. MATSUURA, Y. HIRATA, H. SAITO: 32th Asian Conference on Remote Sensing, Taipei, 2011 "Potential of forest biomass estimation with topographic variables generated from SRTM data"
- 4) 齋藤英樹、平田泰雅、松浦俊也、北山兼弘、ムイ・ホウ・プア:第123回日本森林学会(2012) 「択伐を受けた熱帯林の D-H 関係を用いた3次元構造の類型化」
- 5) 松浦俊也、平田泰雅、ラングナー・アンドレアス、齋藤英樹、プア・ムイ・ハウ、コロン・ アレクシャス、ウォング・ウィルソン、北山兼弘:第123回日本森林学会(2012) 「IKONOS 画像のオブジェクトベース解析による地上部バイオマスの推定」
- 6) 平田泰雅、鷹尾元、齊藤英樹、松浦俊也、ラングナー・アンドレアス、ルイス・ベガ、高橋 正義、ソック・ヘン、レン・チビン、アジズ・ハムザ カリー、レハラナ・ノグエラ・ラリー サ:第123回日本森林学会(2012) 「REDDにおける参照レベル設定のためのリモートセンシングの活用」
- A. KOROM, M. H. PHUA, Y. HIRATA, T. MATSUURA : The 33rd Asian Conference on Remote Sensing (ACRS), Pattaya, Thailand, 2012
 "Individual delineation of oil palm tree using WorldView 02 satellite image."

- 8) A. KOROM, M. H. PHUA, Y. HIRATA, T. MATSUURA : 1st. International Plantation Conference, Bogor Indonesia 2012
 "Detecting oil palm objects from satellite images."
- 9) 平田泰雅、斎藤英樹、松浦俊也、M.H. PHUA、W. WONG、A. KOROM: 第124回日本森林学会(2013) 「衛星LiDARを用いた熱帯林の3次元構造の計測」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催(主催のもの)

特に記載すべき事項はない。

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 平田泰雅(2010)「REDD プラスの最近の動きとその課題」 海外の森林と林業 78:2-6
- Takao G (2012) Measurement of forest carbon. In Hirata Y, Takao G, Sato T, Toriyama J (Eds.) *REDD-plus Cookbook.* Forestry and Forest Products Research Institute, pp. 44-45
- 3) Okuda T, Suzuki M, Adachi N, Quah ES, Hussein NA, Manokaran N (2003) Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. Forest Ecol. Manag. 175:297-320
- 4) Hirata Y, Furuya N, Sakai A, Takahashi T, Awaya Y, Sakai T (2011) Segmentation and classification with discriminant analysis of QuickBird multispectral and panchromatic data to distinguish Cryptomeria japonica and Chamaecyparis obtusa patches. J. For. Plan. 16:273-284
- 5) Sun G, Panson KJ, Kimes DS, Blair BJ, Kovacs K (2008) Forest vertical structure from GLAS: An evaluation using LVIS and SRTM data. Remote Sens. Environ. 112:107-117
- 6) Sabah Forestry Department (2005) Forest Management Plan 2: Deramakot Forest Reserve, Forest Management Unit No. 19 Sandakan 2005-2014. Sabah Forestry Department, Sabah, Malaysia
- Sabah Forestry Department (2006) Forest Management Plan: Tangkulap/ Pinangah Forest Reserves (FMU 17A) 2006-2015. Sabah Forestry Department, Sabah, Malaysia
- Ogawa H, Kira T (1977) Methods of estimating forest biomass. In Shidei T, Kira T (Eds.) Primary production of Japanese forest. JIBP Synthesis 16:15-25

- 9) Blair JB, Rabine DL, Hofton MA (1999) The laser vegetation imaging sensor (LVIS): A medium-altitude, digitations-only, airborne laser altimeter for mapping vegetation and topography ISPRS J. Photogrammetry Remote Sens. 54:115-122
- 10) Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Réra B, Yamakura T (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia 145:87-99
- Kenzo T, Furutani R, Hattori D, Kendawang JJ, Tanaka S, Sakurai K, Ninomiya I (2009) Allometric equation for accurate estimation of above ground biomass in logged-over tropical rainforests in Sarawak, Malaysia. J. For. Res. 14:365-372
- Brown S (1997) Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO Forestry Paper. 134, Rome.
- 13) Imai N, Kitayama K, Titin J (2010) Distribution of phosphorus in an aboveto-below-ground profile in a Bornean tropical rain forest. J. Trop. Ecol. 26:627-636
- 14) Yamakura T, Hagihara A, Sukardjo S, Ogawa H (1986) Aboveground biomass of tropical rain forest stands in Indonesian Borneo. Vegetatio 68:71-82

(2) REDDにおける生物多様性の効果的モニタリング手法の開発

京都大学

農学研究科	北山	兼弘	
〈研究協力者〉			
京都大学農学研究科	今井	伸夫、田中	厚志
京都大学東南アジア研究所	鮫島	弘光	

平成22~24年度累計予算額:59,757千円

(うち、平成24年度予算額:16,888千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

REDD+における生物多様性保護コベネフィットを最大化するために、社会実装可能な生物多様性 保全効果の定量的評価手法を開発した。森林伐採により様々に劣化した熱帯降雨林が10万ペレベ ルで広がるボルネオ島の生産林をREDD+の実施場所と想定し、そこでの樹木と哺乳動物群集の計 測・報告・検証の手法を検討した。まず、広大な面積の森林から最小努力量で樹木群集のサンプ ルを抽出(調査区を使った毎木調査)するため、Landsat衛星画像のバンド7の分光反射値を用い た層化ランダム抽出法を開発した。この手法により、10万%レベルの熱帯降雨林を5名の人員が 1ヶ月程度で調査することが可能となった。得られた毎木データを基に、樹木群集と森林劣化度 の関係を解析したところ、樹木の種多様度指数は森林劣化に対して線的な変化を示さず、多変量 解析(nMDS)の1軸値を指標とする群集組成が線的変化を示すことが確認された。このことから サンプルサイズの影響を受けにくい群集組成の方が、種多様度よりも有効な指標であることが示 された。さらに、直径10cm以上の樹木を属レベルまで同定すれば、種レベルで解析した場合と同 じ結果を得られることが分かった。このことは同定コストの大幅な軽減につながった。樹木群集 組成の指標値をLandsat衛星画像の分光反射値で説明するモデルを構築し、これに基づいて景観レ ベルへの樹木群集組成の外挿手法を開発した。これにより、10万%シベルの熱帯降雨林の原生度 あるいは劣化度を図化することが可能となり、森林管理の適切性を生物多様性に基づき客観的に 評価できることが可能となった。中大型哺乳動物の自動撮影システムによる解析結果からは、最 低500カメラ日/林分の調査努力量を払えば、動物群集の組成や土地利用に伴う群集組成の変化を 明らかにできることが示された。樹木群集組成の方が動物群集に比べて森林劣化をより鋭敏に評 価でき、調査コストも低いので、REDD+事業においてはまず樹木群集組成を指標とした生物多様性 の計測・報告・検証を行うのが現実的と考えられる。

[キーワード]

樹木群集組成、哺乳動物群集、森林劣化、層化ランダム抽出法、Landsat衛星画像

1. はじめに

気候変動枠組み条約における、新たな枠組みとしてREDD+(Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in Developing Countries:発展途上国での森林減少・劣化に伴 う温室効果ガス排出の抑制)が検討されている。REDD+は、熱帯降雨林を対象とした、炭素排出抑 制を通した気候変動緩和策であるが、森林消失が回避されることにより熱帯降雨林の生物多様性 保護も同時達成されることから(生物多様性保護のコベネフィット)、もう1つの国際条約であ る「生物多様性条約」サイドはREDD+実施に大きな期待を寄せている。しかし、REDD+の実施にお いては、植林による炭素貯留も認められていることから、自然林を外来樹一斉植林に転換するこ とによる生物多様性への悪影響についても同時に懸念が持たれている。このため、気候変動枠組 み条約では、生物多様性に配慮するための遵守事項の導入を検討している。これは「生物多様性 のセーフガード」と呼ばれる。さらに、別の懸念もある。それは、熱帯降雨林の農地利用による 機会費用がREDD+による炭素収入よりも相対的に大きく、REDD+が導入されたとしても森林破壊に 歯止めがかかりにくいことである。例えば、森林を維持して炭素収入を得るよりも、農地に転換 した方が大きな収入になるので、森林は転換されてしまう。このため、REDD+の浸透は限定的にな るのではないかと懸念されている。これに対しては、生物多様性の純増加をインセンティブとし てREDD+に取り込む、新たな仕組みを構築する必要がある。これらの問題が解決されれば、REDD+ は炭素貯留と同時に生物多様性保護メカニズムとして機能することになり、地球環境問題の解決 に向けて有効な手段となり得る。しかし、「生物多様性のセーフガード」の遵守を証明する方法 や生物多様性の純増加を広域を対象として定量的に評価する手法は確立されておらず、それらを 確立することが急務である。

本課題では、REDD+の実施場所として、自然林において木材の生産を行う生産林に着目した。森 林減少が最も激しい地域の1つであるボルネオ島には3500万端に及ぶ自然性の生産林が広がって おり、ここでは持続的に森林を管理し、木材の生産を長期間に渡って維持することが求められて いる。しかし、持続的森林管理は実際には限られた森林管理区でしか実施されておらず、広大な 面積の熱帯降雨林が劣化している。このような木材の生産現場に、炭素貯留による温暖化緩和や 生物多様性保護などに対する「生態系サービスへの支払い制度」を導入できれば、持続的森林管 理の適用面積が増え、熱帯降雨林の保全効果が高まると考えられる。実際に、木材の生産現場で は、生物多様性に配慮した森林管理を導入する動きが加速化している。しかし、ここでも、生物 多様性の評価手法が確立されていないことが、持続的森林管理導入の障害となっている。

以上のような背景から、10万%レベルの熱帯林管理区を対象とし、実務レベルで実施が可能な 生物多様性の広域モニタリング手法を開発することが本課題の目的である。生物多様性の評価に おいては、特定の種だけに着目するのではなく、樹木と哺乳動物の群集組成の適正な評価を目的 とした。調査においてはコストを極力軽減できるような手法の開発を目指した。このため、衛星 データを用いた層化手法(調査区数を減らすために、10万%レベルの管理区を幾つかのクラスに 分類すること)、調査区のサイズ、数、配置デザインについて研究を行った。哺乳動物群集にお いては、自動撮影カメラの設置および解析方法の研究を行った。さらに、調査区から得られた点 のデータを景観レベルに外捜するための手法を開発した。

2. 研究開発目的

生物多様性モニタリングにおいては、複数分類群の種数や種構成、個体数の詳細な分布パター ンとその経時変化が広域スケールで把握できれば理想的である。しかし、そのような詳細な生物 多様性モニタリングを広域において行うのは、時間・費用・人的資源・技術の不足により非現実 的である。そのため実際の生物多様性モニタリングでは、代替的に、ある特定の指標生物(分類 群)のモニタリングがプロットレベルにおいてのみ行われている¹⁾。もし、生物多様性モニタリン グにも炭素量の計測、報告、検証(MRV、Measurable、Reportable、Verifiable)のような衛星画 像と地上調査を組み合わせる方法が適用できれば、生物多様性の広域地図の作製が可能だと考え られる。しかしながら、そのような技術はまだ確立されていない。

生物多様性モニタリングにおける問題点のひとつは、生物多様性に炭素(例:Mg C/ha)のよう な明示的な単位が無いために、膨大な数の生物種のなかでどの生物(分類群)をモニタリング対 象に選べばよいのか分からないことである。REDD+の生物多様性モニタリングの指標生物(分類群) には、①調査の簡便さ、低コスト ②容易な同定 ③高い指標性 ④広域/長期モニタリングが可能、 等の要件が求められる。

REDD+における生物多様性モニタリングは、自然林から早生樹一斉植林への転換などREDD+が持 ちうる悪影響の監視だけでなく、生物多様性に及ぼす森林管理の影響評価にも利用できる。特に、 森林管理区レベルのボランタリーなREDD+事業では、生物多様性モニタリングによって、環境配慮 型の施業を行っている森林管理区に対し生物多様性へのプラス評価を与えることができる。これ により事業主体側に生物多様性保全へのインセンティブが働き、REDD+事業がより広域に浸透して ゆくことが期待できる。したがって、REDD+事業における生物多様性モニタリングは、現地の事業 主体でも実施可能な、簡便で低コストな手法である必要がある。そのため指標分類群は、目につ きやすく(例:樹上性動物や微小な土壌動物は難しい)、安価な調査用具を用いて、少人数で短 時間に簡単に調べられる分類群である必要がある。②の同定の簡便さの観点からは、分類体系や、 図鑑や標本庫などの同定ツールが整っており、種同定が簡単で、同定できる専門家が多い分類群 が良い²⁾。③の指標性については、森林劣化や土地利用変化などの人為撹乱に対して、その生物 (分 類群)の何らかの指標(在/不在、個体数、種数、多様度指数、群集組成、原生林依存種の種数や 個体数など)が線的に変化する必要がある。また、森林劣化に対するその分類群の種数や群集組 成の反応が、他分類群のそれと高い相関を示す必要がある。例えば、絶滅が危惧される大型哺乳 類オランウータンPongo pygmaeusは、その高い保護価値ゆえにモニタリングに適しているように みえるものの、サバ州に生息する個体数の6割以上が劣化の進んだ木材生産林に生息していると 推定されている³⁾。保護価値の高い生物の個体数分布が、必ずしも森林劣化の程度と相関するわけ ではない。特定の場所に生息地や利用資源が集中しているような分類群(例:特定の洞窟に営巣 するコウモリ)や個体数が少ない希少種も、その存在が森林劣化や他分類群の多様性と相関しな いことが多いため4)、指標分類群には向かない。④の広域/長期モニタリングの可能性については、 リモートセンシング技術を活用して、その分類群の種数や群集組成などの指標を広域かつ長期に わたり把握できるような分類群がよい。例えば、リモートセンシングを用いた森林バイオマス推 定の際に不可欠なground-truth調査(比較的小面積のプロットを用いた多点での毎木調査)と同 時に調査が行え⁵⁾、かつ③の項目(森林劣化に対する線的な反応)を満たす分類群であれば、生物

多様性指標の広域分布パターンを把握できる可能性がある。

これまで、生物多様性指標として多くの種や分類群が提案されてきたが、これらの項目を全て 満たすような指標は提案されてこなかった。一方、樹木群集は、こうした項目すべてを満たす分 類群である可能性がある。まず、樹木多様性調査は、炭素MRVのためのground-truth調査と同時に 調べることができるため、①の条件を満たし、広域かつ多数点において低コストで調査を行うこ とができる。また木材生産林の場合、資源量調査を行う必要があることから、事業主体には毎本 調査や樹種同定のノウハウが蓄積している。樹木種は他分類群に比べて、分類体系が比較的整っ ており、同定できる専門家も比較的多いので②の条件を満たす。さらに、固着性生物である樹木 群集は、移動性の高い分類群よりも伐採や土地利用変化などの人為撹乱に対してより鋭敏に反応 する可能性があり、③の条件を満たす。また、樹木は生態系内のバイオマスの大部分を占めてい る。樹木群集の種多様性や種組成は、他分類群のそれと高い相関を示すことが知られている4⁰⁶⁷⁷。 そのため、リモートセンシング技術を活用して熱帯林の樹木多様性や群集組成の地図化の可能性 があり⁸⁹⁹、④の条件を満たすことができる。

一方、樹木群集を指標とする際、いくつかの問題点が挙げられる。まず、樹木群集に関する様々 な指標(種数、群集組成など)のうち、どれが生物多様性指標として適切なのかが分からない。 そこで、森林劣化に対しどの指標が高い指標性(森林劣化に対する線的な変化)を示すのかを検 討する必要がある。また、事業主体側にある同定ノウハウは、伐採対象の商業樹種に偏っている 可能性が高く10、正確な樹木多様性調査を行うにはやはり専門家による同定が必要である。伐採 対象以外の熱帯性樹木の同定は専門家でも容易ではなく、標本採集と標本庫での同定という非常 に時間・費用のかかる作業を伴う。この同定コストの高さが樹木モニタリングを阻む大きな要因 であり、そのコスト削減策が求められる。削減策として、以下の2つのアプローチが考えられる。 通常の熱帯林での毎木調査は、胸高直径(dbh)10cm以上のすべての樹木について種レベルで同定 を行う。1つは、これを種レベルではなく、属レベルでの同定にして同定負担を減らす、という 方法である。もう1つは、調査木の下限dbhを10cmから20cmに上げて、同定すべき個体数そのもの を減らす、という方法である。こうした負担軽減策(例:dbh≥20cm、属レベル同定)により同定 コストを大幅に下げられる可能性があるものの、通常の調査(≥10cm、種レベル)とは異なるパタ ーンが現れ生物多様性を過小/過大評価してしまう危険性もある。したがって、正確な評価を維持 しながらどの程度まで同定努力を下げられるのかを検討し、正確かつ簡便な調査手法を提案する 必要がある。

生物多様性モニタリングにおける2つ目の問題点は、REDD+事業に適用可能な生物多様性の地図 化手法と評価手法が確立していないことである。リモートセンシングを用いた生物多様性の広域 評価手法は次の3つのカテゴリーに分類できる¹¹⁾:1)高空間分解能画像を利用した樹木個体、 あるいは種のマッピング¹²⁾¹³⁾、2)画像分類によって抽出した生育地に基づいた、種分布のマッピ ング¹⁴⁾¹⁵⁾、3)地上調査から得られた生物多様性指標値と衛星画像の分光反射値との関係に基づく モデル構築と空間への展開⁸⁾⁹⁾。画像から植物個体を識別する手法は、高い空間分解能をもつ画像 を必要とする。しかし高分解能衛星画像は、観測幅が狭い上に衛星画像データの蓄積が少ないた め、国レベルでのモニタリングには適していない。また、高価であるため、森林管理区レベルの ボランタリーなREDD+には望ましくない。さらに、Ikonos衛星画像のような高分解能画像は、分解 能がむしろ高すぎて、熱帯林の生物多様性の評価に適しておらず、Landsat衛星画像のような中間 空間分解能画像のほうが適していることが知られている¹⁶。画像分類による植生分布図を用いた 評価手法(上記2)については、高い精度での評価が難しいという欠点がある。したがって、REDD+ の主要対象地である熱帯林での生物多様性モニタリングには、地上調査から得られる生物多様性 指標値と衛星画像データとの関係をモデル化して推定する手法(上記3)が有効であると考えら れる。これに関しては、樹木の群集組成や種多様性を指標値として生物多様性の地図化を行った 事例がある⁸⁾⁹⁾が、手法が確立されたわけではない。特に、後述するように、樹木種の群集組成は 地上部バイオマスと高い相関があり、生物多様性の指標として極めて有効であることから¹⁷⁾、樹 木群集組成と衛星画像の関係のモデル構築が大きな課題である。

生物多様性の広域地図は生物多様性の時空間変化の抽出を可能にし、これに基づき森林管理に 伴う生物多様性の時空間的な評価ができると期待される。しかしながら、地図を用いてどのよう に生物多様性の時空間変化を抽出するのかについては、手法がまだ開発されていない。そこで、 生物多様性地図を利用した生物多様性の時空間変化評価手法の開発も課題である。

生物多様性モニタリングにおける3つ目の問題点は、様々な劣化度の林分から代表性の高い地 上調査データを取得する手法が確立していないことである。東南アジアの熱帯低地林は、伐採に 伴う様々な劣化林分からなるモザイク構造を示す。リモートセンシングによる高精度なモニタリ ングを実現するためには、このような林分から代表性の高い地上データを取得することが重要で ある。そのために、森林劣化の程度に応じて植生を層化して層化クラス毎にプロットをランダム 配置する、層化ランダム抽出法の有効性が指摘されている¹⁸⁾。しかし、層化ランダム抽出法は、 層化のための対象地を覆う主題図(植生図やバイオマスマップなど)が予め必要になる。また、 ランダム抽出法による植生調査では、アクセスの悪い場所が含まれやすく、応用には不向きであ る¹⁸⁾。そこで、情報量の少ない東南アジア熱帯地域でも可能な主題図の作成方法と、実務レベル でも実施が可能なランダム抽出法の検討を行った。主題図の開発に当たっては、地上部バイオマ スと高い相関がある衛星データの中間赤外波長に着目し、これに基づく植生の層化方法を検討し た。

以上は、樹木種を使った熱帯林の劣化度の指標検討であるが、絶滅危惧種などの保全という観 点からは、哺乳動物の多様性評価も必要になる。中大型哺乳動物はゾウやオランウータンなど多 くの絶滅危惧種を含み、社会的に関心が高いため、REDD+によって生物多様性保護コベネフィット を獲得するための生物多様性の指標として有望な分類群のひとつである。しかしながら現在まで、 熱帯林の管理単位として一般的な数百〜数千km²といった広域スケールで実施することができ、経 済的かつ簡便で、多くの種を網羅的に対象とできる、中大型哺乳動物の調査手法は確立されてこ なかった。そこで本研究では、これまでに研究協力者らによって開発された、自動撮影カメラを 使ったランダムサンプリング調査方法(ランダムカメラトラッピングシステム)のREDD+への適用 性について検討した。カメラが多数ランダムに設置されているならば、ランダムカメラトラッピ ングシステムによる各種の撮影頻度・撮影種構成は、基本的には生息密度・種構成と相関すると 考えられる。しかし、動物のハビタットの利用嗜好性の時空間的偏りによる分散や観測誤差によ る分散が存在するため、調査努力量(カメラ日=カメラ設置点数×稼働日数)が十分大きくなけ れば正しく評価できない。このため、撮影頻度・種構成によって生息密度・種構成を指標するた めには、対象林分あたりどれほどの調査努力量が必要なのかを事前に知っておく必要がある。そ こで、管理履歴の異なる3つの森林を利用し、その中大型哺乳動物相・撮影頻度の違いを高い検 出力で検出することのできる調査努力量を求めた。

以上のように本研究の目的は、商業伐採によって様々な劣化度の林分がモザイクに分布する熱 帯低地林における、REDD+事業で有効な生物多様性の広域モニタリング手法を開発することである。 そのために、以下の4つについて研究を行った。

- (1) 効果的な抽出方法の開発:衛星データを利用した層化ランダム抽出法
- (2) 生物多様性指標の開発:プロットデータを活用した樹木群集指標
- (3) 生物多様性指標の景観レベルへの外挿方法の開発:衛星データを活用したモデル構築とス ケールアップ
- (4) 哺乳動物群集のモニタリング手法の開発

3. 研究開発方法

調査は、インドネシア東カリマンタン州Kutai Barat県の民間木材生産企業Ratah Timber社が管 理する森林管理区、マレーシア・サバ州の民間木材生産企業Sapulut Forest Developmentが管理 するSapulut森林管理区とKTS Plantationが管理するSegaliud Lokan森林管理区、サバ州政府が管 理するDeramakot森林管理区とTangkulap森林管理区の5ヶ所において行われた(図(2)-1)。Ratah Timber、Sapulut、Segaliud Lokan、Deramakot、Tangkulapの面積はそれぞれ、934、953、572、 551、275km²である。これらの森林管理区の潜在的な自然植生は、大部分が低地混交フタバガキ林 である。

これらの森林管理区は、自然林に自生する大径木を数十年サイクルで抜き切りする、択伐施業 が行われてきた木材生産林である。森林への悪影響の大きい従来型の択伐施業が長らく行われて きたために森林劣化が進んでいたが、1990-2000年代にかけて持続的森林管理が導入された。Ratah Timber、Sapulut、Segaliud Lokan、Deramakotでは、低インパクト伐採が2010、2001、1998、1995 年からそれぞれ採用された。低インパクト伐採は、大径木の分布図の作成、伐採対象木の入念な 選別、伐採影響を最小限にするための路網計画の作成、ツル切り、伐倒方向の入念な選定など、 森林への悪影響を極力低減した伐採手法である。なかでもDeramakotは、1989年にサバ州政府によ って持続的管理のモデルサイトに選定され、持続的管理を行っている森林として東南アジアの中 で最も早くFSC森林認証を得た。Tangkulapは、長らく従来型伐採が行われて森林劣化が進んでい たが、2001年にサバ州政府の管理下に置かれて以降は禁伐となって植生は回復傾向にある。その 後、Ratah Timber、Sapulut、TangkulapもFSC森林認証を、Segaliud Lokanもマレーシア版森林認 証(MTCC)をそれぞれ取得している。



図(2)-1 調査地位置図。1:Ratah Timber、2:Sapulut、3:Segaliud Lokan、4:Deramakot、5: Tangkulap

(1) 効果的な抽出方法の開発:衛星データを利用した層化ランダム抽出法

1)森林劣化度に応じた植生層化に用いるバンドセットの検討

森林劣化度に応じた植生層化に用いる衛星画像のバンドセットの検討を、Deramakotを対象地と して行った。地上調査データは、2007年にサバ州森林局によって測定された23個の半径20mの円 形プロットでのプロット中央の正確なGPS座標データと、胸高直径(dbh)10cm以上の個体のdbhであ る。これら23プロットに加え、半径20mの裸地に設置されたプロット1ヶ所におけるデータを用 いて解析を行った。

地上部バイオマスを、Brown (1997)のアロメトリ式を用いて求めた¹⁹⁾。

$AGB = e^{-2.134 + 2.53 \times \ln(abh)}$. . . (1)

ここで、AGBは地上部バイオマスを示す。この地上部バイオマスは、2007年の調査実施時のもので ある。この解析では2009年に撮影された衛星画像を利用したため(後述)、地上調査実施時との 時間差による地上部バイオマスのズレが生じる。このズレを補正するためにClark et al. (2001) の推定式²⁰⁾に基づいた次式を用いた。

$AGB_{year+1} = AGB_{year} + (1.05 \times \ln(AGB_{year}) - 2.91) \quad \cdot \cdot \cdot (2)$

ここで、AGB_{year}はある年の地上部バイオマス、AGB_{year+1}はその1年後の地上部バイオマスを示す。補 正後の地上部バイオマスに、この地域の樹木木部の平均的な炭素濃度である49%²¹⁾を乗じて、地 上部バイオマス炭素量に換算した。

植生層化に用いる衛星画像として、雲による被覆が最も少ないLandsat TM衛星画像(空間分解

能30m) をアメリカ地質研究所のホームページEarth Explorerから探し、2009年8月11日撮影の Deramakot周辺 (Path 117/Row 56) の画像を取得した。また、地形効果補正のための数値標高モ デル (Digital Elevation model: DEM) として、2000年に撮影された空間分解能90mのShuttle Radar Topography Mission (SRTM) を取得した。これらの画像を解析するために、ArcGIS ver. 9. 3. 1 (Esri 社) とArcGIS用の2つの拡張プログラムSpatial Analyst toolと3D analyst tool、ERDAS IMAGINE 2011 (ERDAS社) を利用した。

ダウンロードしたLandsatのバンド6画像以外のすべてのバンド(バンド1-5、7)画像から、対 象地域を切り出した。SRTMはLandsat画像の切り出し範囲より若干広めに切り出し、共一次内挿法 によってLandsat衛星画像と同じ解像度(30m)に変換した。大気補正や地形効果補正を行うため に、各調査区のオリジナル衛星画像データのデジタルナンバー(DN)を大気上部の分光反射率に 変換した²²⁾²³⁾。まず、DNから分光放射輝度への変換は、次式を用いた。

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Ocalmax - Ocalmin}\right) (Qcal - Qcalmin) + LMIN_{\lambda} \qquad \cdot \cdot \cdot (3)$$

ここで、L_λは分光放射輝度 [W/(m² sr μm)]、QcalはDN値、Qcalmaxは最大DN値(=255)、Qcalmin は最小DN値(=1)、LMAX_λはバンド別の最大放射輝度 [W/(m² sr μm)]、LMIN_λはバンド別の最小放 射輝度 [W/(m² sr μm)]である。次に、分光放射輝度から大気上部の分光反射率への変換は、次式 を用いた。

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi L_{\lambda} d^2}{\text{ESUN}_{\lambda} \cos \theta_{\text{S}}} \qquad \cdot \cdot \cdot \quad (4)$$

ここで、 ρ_{λ} は大気上部の分光反射率、dは地球と太陽の距離、ESUN_{λ}はバンド別の太陽放射量 [W/(m² sr μ m)]、 θ sは太陽高度である。

地形の起伏によって生じる画像の陰影の影響を可能な限り除去するための地形効果補正を、次のSun-Canopy-Sensor (SCS)モデルによって行った²⁴⁾²⁵⁾。

$$\rho_n = \rho_\lambda \left(\frac{\cos \alpha \cdot \cos \theta}{\cos \theta \cdot \cos \alpha + \sin \theta \cdot \sin \alpha \cdot \cos \phi} \right) \qquad \cdot \cdot \cdot (5)$$

ここで、ρ_nは補正後の大気上部の分光反射率、ρ_λは補正前の大気上部の分光反射率、αは斜面傾斜 角、θは太陽天頂角、φは太陽方位に対する相対的な地形方位角である。

本研究で用いたLandsat画像には、雲と影によって植生判別が困難な部分があったため、これら のピクセルにマスク処理をして解析から除外した。また、植生の層化分類の対象ではない河川や 湖沼のピクセルも、マスク処理により解析から除外した。大気上部の分光反射率に変換した画像 を用いて約120ピクセルのスペクトルを調べた結果、バンド1画像において分光反射率が0.1以上の ピクセルを雲の影響のある場所としてマスクした。影と河川のマスクには、バンド4の分光反射率 が0.22未満の場所を指定した。本研究は、潜在自然植生が低地混交フタバガキ林の地域を対象と したため、SRTMを用いて標高650m以上の丘陵地と傾斜角35度以上の急傾斜地をマスクして解析か ら除外した。

森林劣化に応じた植生層化に利用するバンドセットの候補として、バンド7、バンド3&4、バンド3&4&5、バンド3&4&7の4種類の組み合わせを検討した。中間赤外波長バンドであるバンド5と7は、地上部バイオマスと相関の高いバンドである。バンド3と4は、葉の活性と相関のある指標 値、正規化植生指数(NDVI)の算出に使われるバンドである。バンド7はレベルスライス法、バン ド3&4、バンド3&4&5、バンド3&4&7はISODATA法によって教師なし分類を行い、画像を100ク ラスに自動分類した。その後、ナチュラルカラー合成(RGB = LandsatTM バンド7-4-2)した画像 の観察によって植生の状態を判断し、100クラスの分類を6クラスに統合した(原生林植生と推定 される層化クラス1から裸地の層化クラス6まで)。ナチュラルカラー合成画像の観察による原生 林植生の判断基準は、濃い緑でテクスチャの変化が見られる範囲とした。また、各層化クラスの 分画基準はピクセルの分布パターンの変化とした。各バンドセットの層化は互いに独立的に行っ た。その後、バンドセット間の各層化クラスのピクセル出現頻度がおおよそ一致するように調整 した(表(2)-1)。

衛星画像に基づく層化の妥当性を検証するために、層化クラスと地上プロットで実測された地 上部バイオマスとの対応関係を明らかにした。まず、地上調査時に得られたGPS座標データを利用 して、各バンドセットから調査プロットの位置に対応する層化クラスを抽出した。抽出エリアは 半径20mの円形とした。抽出する際に、円形の抽出エリアはいくつかのピクセルに跨がるため、 各プロットで複数の層化クラス値が異なる面積をもって抽出される。このとき、プロットの抽出 エリアを構成する最大面積をもつ層化クラス値を代表値として用いた。

各層化クラスでの地上部バイオマスの平均値やばらつきを、バンドセット間で評価した。デー タサンプリングの代表性を評価するために、層化クラス1から6に向かってのバイオマスの減少パ ターンや層化クラス間でのデータのばらつきの重なり具合を評価基準とし、代表性の高いバンド セットを選択した。

表(2)-1 各バンドセットにおける層化クラス別のピクセル相対出現頻度(%)。バンド7とバン ド3&4&5において、他のバンドセットとおおよそ一致するように調整を行った。表中の矢印の前後 はそれぞれ、調整前と調整後のピクセル相対出現頻度である

層化クラス\バンド	7	3&4	3&4&5	3&4&7
1	9.7	6.8	8.1	8.6
2	18.7	22.0	$17.1 \rightarrow$	22.5
			21.3	
3	26.6 \rightarrow	31.7	29.5 \rightarrow	30.1
	32.3		29.9	
4	$34.3 \rightarrow$	31.8	38.3 \rightarrow	30.6
	28.7		30.8	
5	9.8	7.1	6.1 \rightarrow	7.1
			9.1	
6	0.9	0.6	0.9	1.1

2) 層化ランダム抽出法を用いた植生調査方法の有効性の検討

Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timberの3森林管理区において、層化ランダム抽出法を用いた植生調査方法の有効性の検討を行った。特に、層化図に発生させるランダム点の発生方法の検討を行った。植生層化に用いる衛星画像として、雲による被覆が最も少ないLandsat TM衛星画像を探した。Segaliud Lokan (Path 117/Row 56)では2009年8月11日撮影、Sapulut (Path 117/Row

57) では2005年9月17日撮影、Ratah Timber (Path 118/Row 60) では2010年2月10日撮影の画像を 取得した。地形効果補正のためのDEMには、SRTM を利用した。各森林管理区において、衛星画像 に前述のような前処理を実施し、森林劣化度に応じた6クラスの層化図を作成した。

層化ランダム抽出法の問題点として、アクセスの悪い場所が選ばれる点が挙げられている¹⁸⁾。 現実的にアクセス可能な場所を地上調査の候補地として設定するために、衛星画像上でトラック が走行可能な主要道路および伐採林道の周辺をアクセス可能エリアとし抽出した。アクセスの容 易性と道路の影響を考慮して、主要道路から150~600m、伐採林道からは50~500mの範囲をアクセ ス可能エリアとした。次に、抽出したエリア内において、層化クラスごとに最少距離間隔300mの 100点のポイントをランダムに発生させ、これをプロット設置候補地点とした(図(2)-2)。

候補地点の座標情報を入力したGPSレシーバを用いて各候補地点に到達し、その場所の地形や植 生、森林の構造を観察した上でプロット設置の可否を決めた。本調査地の潜在的な自然植生は低 地混交フタバガキ林であるため、到達した候補地点が急峻な尾根や谷、氾濫原などの特殊な地形 上に位置した場合や、ヒース林や河畔林、植林地であった場合は、その候補地点は破棄した。ま た、想定と実際の層化クラスが合致していない場合、例えば、原生林的な森林を想定して候補地 点に達したのに、現場で確認したところ劣化度が激しいと判断されれば、その候補地点は破棄し た。一方、大きな差が無い場合、例えば、層化クラス2が想定される候補地点に達したところクラ ス3と判断された場合は、クラス3の森林として調査を行った。択伐施業が行われてきた本調査地 内では、層化クラス1の原生林は、ごく小面積のパッチに断片化して存在するのみであった。そこ で、層化クラス1については、実際には、候補地点周辺や森林管理区内の保護エリアなどを入念に 踏査して原生林の林分を探索し、層化クラス1のプロットを設置した。

プロットは、半径20mの円形プロット(面積1258m²)とした。各森林管理区において層化クラス 毎に10個、計60個のプロットを設置した。層化クラス6は裸地であるため、実際には50プロットに おいて樹木データを得た。半径20mの円形プロット内の、胸高直径(dbh)10cm以上のすべての樹木 のdbhを計測した。測定位置を赤色スプレーでマーキングし、アルミタグを用いて個体識別した。 板根が張り出している樹木は、長梯子を用いて、板根の影響がなくなったところから約50cm上の 所を測定した。後日、専門家とともにプロットを再訪し種同定を行った(Ratah Timberのみ、プ ロット設置と同時に同定を行った)。現場で種名が分からなかった個体からは標本を採取し、地 元政府などの標本庫に収蔵されている標本と照合して同定した。標本庫での同定作業でも種名が 分からなかった場合は、形態種として区別できるようにした。

REDD+における生物多様性モニタリングは、現地の事業主体でも実施可能な手法である必要がある。そこで本研究の地上調査は、事業主体自らが実施する実証調査の形をとることで、開発手法の適用性も検証した。以下の手順で行った。

①層化ランダム抽出法に基づくプロット設置候補地点の設定(京都大)
②2-3週間の毎木調査のトレーニングコース(京都大+管理区)
③管理区スタッフによるプロット設置とdbh測定(管理区)
④現地の植物分類の専門家がプロットを再訪し、同定(管理区)
⑤管理区スタッフがすべてのデータをパソコンに入力、京都大側に送信(管理区)
⑥解析(京都大)

各森林管理区において、プロット設置は、約5名の人員によって約1ヶ月かけて行われた(表 (2)-2)。同定は、1~2名の植物分類の専門家によって約2週間かけて行われた。層化ランダム 抽出法において、実際の調査現場での有効性を検討するために、層化クラス1から6に向かって地 上部バイオマス炭素の減少パターンや層化クラス間でのデータ範囲の重なり具合を評価した。

表(2)-2 調査	奎日数と人員数
-----------	---------

	プロット設置のための	日数	
	平均人員数	プロット設置	同定
Ratah Timber	5.4	23	23
Sapulut	4.9	37	11
Segaliud Lokan	7.1	38	12
平均±SD	5.2±0.3	32±8	15 ± 7

(a) Segaliud Lokan森林管理区





図(2)-2 層化ランダム抽出法による森林劣化度に応じた植生層化図と調査候補地点の配置。白い 範囲は、雲や影、山岳地のためにマスクしたエリア。道路周辺の黒い線で囲まれた範囲は、アク セス可能エリア (2) 生物多様性指標の開発:プロットデータを活用した樹木群集指標

1) 樹木群集の指標性評価

Ratah Timber、Sapulut、Segaliud Lokanの3森林管理区の計150プロットにおいて、延べ9376 個体、1215種のデータが得られた。地上部バイオマスを、前述のBrown式ではなく、Chaveのアロ メトリ式²⁶⁾により求めた。本モニタリングは、炭素MRVのための地上調査も兼ねており、事業主体 が炭素と生物多様性のモニタリングを同時に、低コストで行えるものであることを目指している。 Chave式は、変数としてdbhと材密度(g/cm³)を用いる。一方Brown式は、用いる変数がdbhのみで、 材密度は0.57 g/cm³の固定値である¹⁹⁾。Chave式には、変数に材密度が含まれることにより、原生 林構成種や遷移初期種のような材密度の高い/低い種のバイオマスの推定誤差が小さくなる、とい う利点があり炭素推定の精度向上に寄与する。材密度は、文献値を用いた²⁷⁾²⁸⁾²⁹⁾³⁰⁾。材密度が文献 に無かった場合は、その属の平均値を用いた³¹⁾³²⁾。

面積当たりの種数は個体密度が高くなるほど高くなる一方³³⁾、個体密度は一般に森林間で大き く異なる。そこで、プロット間の個体密度の違いが種数の評価に影響しないように、単位幹数当 たりの樹種数を評価に用いた³³⁾。オープンソース統計解析言語Rを用いて、各プロットから10本の 樹木をランダムに選んだ時の種数を求める作業を100回繰り返し、その平均値を種数とした。

一般に、森林劣化が進むほど遷移初期種の種数や個体数は増加し、遷移後期種のそれは低下す る。このような更新ギルド間での反応の違いを明らかにするために、全種の中から遷移初期種と 後期種を抽出した。遷移初期種は、文献上や経験的によく知られている33種を抽出した。一方、 遷移後期種については、熱帯樹木の多くが成長速度や更新に関する生態情報を欠くため、その抽 出が非常に難しい。ここで、樹木の材密度がその種の成長速度や更新パターンとよく相関するこ とが知られている³⁴⁾。一般に、遷移初期種の多くは材密度が低く、遷移後期種の多くは材密度が 高い。Slik et al. (2008) はボルネオ島において森林劣化と材密度との関係を調べ、平均材密度 が0.70 g/cm³以上の森林は、原生林である確率がおよそ100%であることを示した³⁵⁾。そこで材密度 0.70 g/cm³以上の種を高材密度種とし、遷移後期種の代替とした。その結果、273種の高材密度種 が抽出された。各プロットから10本の樹木をランダムに選んだ時の遷移初期種および後期種(高 材密度種)の種数を求める作業を100回繰り返し、その平均値を各更新ギルドの種数とした。

生物群集データの多変量解析のひとつ、非計量多次元尺度法(nMDS: non-metric multi-dimensional scaling)を用いて、群集組成の解析を行った。nMDSにより、似た樹種組成を 持つプロット同士を近くに、異なったプロットを互いに遠くに配置した視覚的な図を作成するこ とができる。プロット間の群集組成の類似度は、熱帯林樹木群集のような低頻度出現種の多い群 集において推奨されているChao非類似度指数を用いた³⁶⁾。Rのveganパッケージ、metaMDSコマンド によるnMDSにより、各種の個体数データに基づく群集組成の解析を行った。これにより、種のリ ストと各種の個体数に基づく群集組成の50プロット間での遠近関係が、2次元平面上に図示され る。

代表的な2つの生物多様性指標(種数と群集組成)のどちらが指標として適切であるかを明ら かにするために、これら2つの指標のどちらがより地上部バイオマスと高い相関関係を示すのか を調べた。ここで地上部バイオマスは、そのプロットの森林劣化の程度を示す。種数には、各プ ロットの単位幹数当たりの樹種数を用いた。群集組成には、各プロットのnMDSの1軸(プロット 間の種組成のばらつきを最も高い説明力で示す軸)の軸値を用いた。 2) 同定コストの削減策の検討

通常の熱帯林での毎木調査は、dbh10cm以上のすべての樹木について種レベルで同定を行う。こ の通常調査に対する同定コストの削減策として、以下の3つがある。①dbh10cm以上の属レベル同 定、②dbh20cm以上の種レベル及び③dbh20cm以上の属レベル同定の3つである。通常調査の生物 多様性指標とこれら3手法のそれとの相関関係を調べた。Dbh20cm以上の個体を抽出する際、 dbh20cm以上の個体が存在しない低木林プロットは解析から除外した(Sapulutで3、Segaliud Lokan で4、Ratah Timberで4プロット)。

(3) 生物多様性指標の景観レベルへの外挿方法の開発:衛星データを活用したモデル構築とス ケールアップ

1) 衛星データを用いた群集組成推定モデルの作成と地図化

後述するように、樹木組成が森林劣化を最も忠実に指標できると判断されたため、衛星データ を用いた群集組成推定モデルの開発を行った。樹木群集指標値を衛星画像データによって推定す るために、地上調査から得られた樹木群集組成の指標値と衛星画像から抽出したデータの重回帰 分析を行い、推定モデルを求め、群集組成地図を作成した。

生物多様性推定図の作成を5ヶ所すべての森林管理区で行った。DeramakotとTangkulapでは、 他の3森林管理区のように層化ランダム抽出法に基づく地上調査を行っていない。しかし DeramakotとTangkulapは、Segaliud Lokanと隣接しており、潜在自然植生は同じであると仮定で きる。そこでDeramakotとTangkulapには、Segaliud Lokanの群集組成推定モデルを適用すること とした。

各管理区当たり、裸地であると推定した層化クラス6を除く、合計50プロットを解析に用いた。 しかし、プロット設置位置が衛星画像上において雲や地形によって生じる影の影響を受けている 場合、そのプロットを解析から除外した。層化クラス4や5のようなバイオマスの低いプロットの いくつかは衛星画像上で裸地のピクセルを含んだため、それらも除外した。こうした作業の結果、 解析に用いることができた実際の地上調査プロット数は、Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timber でそれぞれ43、34、36プロットであった。表(2)-3に、実際に解析に利用した層化クラス別のプロ ット数を示した。

アメリカ地質研究所のホームページEarth Explorerから、雲による被覆が最も少ないLandsat TM 衛星画像を探し、Segaliud-Deramakot-Tangkulap (Path 117/Row 56)とSapulut (Path 117/Row 57) では2009年8月11日撮影、Ratah Timber (Path 118/Row 60)では2010年2月10日撮影の画像を取得 した。また、地形効果補正のためにSRTM を取得した。各衛星画像のバンド6以外のすべてのバン ド(バンド1-5、7)画像から、対象地域を切り出した。SRTMはLandsat衛星画像の切り出し範囲よ り若干広めに切り出し、共一次内挿法によってLandsat衛星画像と同じ解像度に変換した。大気補 正や地形効果補正を行うために、各調査区のオリジナル衛星画像データのデジタルナンバー (DN) を式(3)を利用して分光放射輝度に変換した。次に、6S codeを用いて、分光放射輝度から大気 補正済みの分光反射率へ変換した³⁷⁾。得られた大気補正係数を用いて、各バンドの分光放射輝度 を大気補正済みの分光反射率に変換した。地形補正には、SCS法²⁴⁾²⁵⁾とModified Minnaert approach 法³⁸⁾³⁹⁾を比較検討し、Modified Minnaert approach法を用いた。Modified Minnaert approach法は 以下の通りである。

$cos \beta = cos \theta \cdot cos \alpha + sin \theta \cdot sin \alpha \cdot cos \phi$	•	•	•	(6)
$\rho_L = \frac{\rho_\lambda}{\cos\beta}$	•	•	•	(7)
$ \rho_{MM} = \rho_L \left(\frac{\cos\beta}{\cos\beta_m}\right)^b $	•	•	•	(8)

ここで、 ρ_{λ} は補正前の分光反射率、 α は斜面傾斜角、 θ は太陽天頂角、 φ は太陽方位に対する相対 的な地形方位角である。 β は太陽入射角、 β_{T} は太陽入射角の閾値、 ρ_{L} はランベルトモデルによる補 正後の分光反射率、 ρ_{MM} はModified Minnaert approach法による地形補正後の分光反射率、bは地表 対象物やスペクトルの違いによって異なる係数である。Modified Minnaert approach法は以下の 条件に従う。

・ 地形補正後の分光反射率は、 $\beta \ge \beta_T$ のとき ρ_M 、 $\beta < \beta_T$ のとき ρ_L となる

- ・ $\theta < 45^{\circ}$ のとき $\beta_{T} = \theta + 20^{\circ}$
- ・ $45^{\circ} \leq \theta \leq 55^{\circ} \mathcal{O}$ とき $\beta_{T} = \theta + 15^{\circ}$
- ・ $\theta > 55^{\circ} \mathcal{O}$ とき $\beta_{T} = \theta + 10^{\circ}$
- 地表対象物が植生以外のとき b = 1/2
- ・ 地表対象物が植生で可視スペクトルのとき b = 3/4
- ・ 地表対象物が植生で可視外スペクトルバンドのとき b = 1/3
- 補正項 (cosβ/cosβ₇)^b < 0.25のとき、補正項の値を 0.25とする

本研究において、地表対象物は森林植生であるため、可視光バンドであるバンド1、2、3に対して b = 3/4を、赤外光バンドであるバンド4、5、7に対してb = 1/3を用いた。

地形補正を行ったLandsat衛星画像に対して、雲、影、水域(河川・湖沼など)、主要道路のマ スク処理を行い、植生および裸地だけの画像を作成した。また、SRTMデータを用いて山地植生地 域(標高650m以上、傾斜角35°以上)をマスクし、低地林の地域だけを抽出した。

生物多様性推定モデルのために、地形効果補正後のすべてのバンド(バンド1-5、7)の分光反 射率、3つの植生指数(NDVI、Enhanced Vegetation Index: EVI、Green Vegetation Index: GVI)、 熱帯の木材生産林における地上部バイオマス推定のための指標値(Crown Cover and Forest Status: CCFS)⁴⁰⁾、これら10項目のばらつきの指標値として変動係数(CV)あるいは標準偏差(SD) を用い、合計20項目の説明変数候補を用意した。NDVIとEVIはそれぞれ、次式によって算出した。

$$NDVI = \frac{b4-b3}{b4+b3} \qquad \cdot \cdot \cdot (9)$$

 $EVI = \frac{2.5(b4-b3)}{(b4+6\times b3-7.5\times b1+1)} \quad \cdot \cdot \cdot (10)$

ここで、b4、b3、b1はそれぞれ地形効果補正されたLandsatのバンド4、3、1である。GVIは、同 ーピクセル内に含まれる植生以外の被覆物による反射の影響を考慮した植生指数であり、タッセ ルドキャップ変換という重回帰分析によって経験的に得られた次のモデル式により算出した。

GVI = -0.3344 × b1 - 0.3544 × b2 - 0.4566 × b3 + 0.6966 × b4 - 0.0242 × b5 - 0.263 × b7 ···(11) ここで、b1-5、7はバンド1-5、7であり、各バンドは式(4)で算出される大気上部の分光反射率 となる。CCFSは、次式により算出した。

$$CCFS = \frac{1}{b7_{corr} - 0.3 \times b1_{mod}} \quad \cdot \quad \cdot \quad (12)$$

ここで、b7_{corr}は地形効果補正後のバンド7からその画像内の最少ピクセル値を引いた分光反射率、 b1_{mod}は地形効果補正前のバンド1から画像内の最小ピクセル値を引き224近傍内ピクセル(15×15ピ クセル)の中央値を算出した値である。

ばらつきの指標値として、比例尺度の値である各バンドの分光反射率とCCFSにはCVを用い、それ以外の3つの植生指数にはSDを用いた。CVあるいはSDの算出は、当該ピクセルを中心にした3×3 ピクセルで行った。

地上調査時に各プロットの中心で約2時間のGPSアベレージング機能を利用した高精度の座標 データを用いて、各衛星画像データから、地上調査プロットの位置に対応する衛星データを抽出 した。抽出エリアは、Landsatのピクセルサイズ(900m²)とほぼ一致するように、中心座標から半 径16.9m(897.27m²)の円形とした。抽出する際に、円形の抽出エリアはいくつかのピクセルに跨 がるため、抽出したデータは異なる面積の複数ピクセルの値となる。このとき、各バンドの分光 反射率とCCFS、3つの植生指数では面積按分した。一方、ばらつきの指標であるCVとSDのデータ では、抽出エリアを構成する最大面積をもつピクセル値を代表値として用いた。

生物多様性推定モデルの目的変数である樹木群集組成指標値として、nMDSの1軸値を用いた。 ここでは、dbh10cm以上の樹木の属レベルの組成を使った。nMDS1軸値を目的変数、衛星画像から 抽出した20個のパラメータを説明変数候補として、総当たりの重回帰分析を行った。一般に、多 数の説明変数を用いてモデル選択するとき、ステップワイズ法によるAICを基準としたモデル選択 が行われる。しかしながら、この方法では使用したステップワイズのアルゴリズム、説明変数出 入力の順番、説明変数の数などによって選択されるモデルが影響を受ける。また、多重共線性の 排除も行っていない。これらの問題を回避し、最適なモデルを選択するために、総当たりの重回 帰分析を行い、以下の5つの基準によってモデルを選択した。

 多重共線性の可能性を排除するために、分散拡大因数(Variance Inflation Factor: VIF) を基準として一次選択する。

 $VIF = \frac{1}{1 - r^{i\bar{i}}} \qquad \cdot \cdot \cdot \quad (13)$

ここで、rⁱⁱは説明変数間の相関係数行列の逆行列の要素である。一般にVIF>10のとき多 重共線性の危険性が高いと言われることから、本研究ではVIFが10未満のモデルを一次選 択した。

- 説明変数の数を最大で4とし、それ以上の説明変数をもつモデルを排除する。説明変数の 数が多いと、各変数の意味付けや各変数の間接作用の理解が困難になり、経験的なモデ ルとなる。本研究では、説明変数の効果や意味を理解できるモデルを目指した。
- 3. 地上部バイオマスと相関のある説明変数(バンド5、7、CCFS)が含まれるモデルを選択する。
- 地上部バイオマスと相関のある説明変数以外は、Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timber で共通の説明変数を持つモデルを選択する。これは、ボルネオ島の他の木材生産林にお いても利用できるような、汎用性のあるモデルを選択するためである。

5. これらの条件の中で、最大の自由度調整済み決定係数(adj. R²)を持つモデルを採用する。 総当たりの重回帰分析および各モデルのVIF算出は、総当たりの重回帰分析のRのスクリプト⁴¹⁾ にVIF算出コードを書き加えて行った。また、群集組成値推定モデルの精度評価をLeave-one-out cross-validation (LOOCV) によって行った。LOCCVには、Rのbootパッケージを用いた。

採用された群集組成推定モデルを衛星画像に適用し、群集組成地図を作成した。このとき、回 帰モデルによる推定には、外挿の問題が生じる。たとえば、リモートセンシングを用いて地上部 バイオマスの推定を行う場合、現実的にはあり得ない非常に高い値やマイナス値が算出されるこ とがある。これらの値は外挿によって生じた誤りであり、地上データや先行研究のデータに基づ いた適切な処理が必要となる。本研究では、原生林から重度に劣化した疎林まで、両極端な群集 組成を持つ森林のデータを用いており、nMDS1軸値の最大値と最小値はそれぞれ原生林と重度劣 化林(疎林)の群集組成を示すと考えられる。そこで、外挿処理は、地上調査から得られたnMDS 1軸値の最大値と最小値をそれぞれ閾値とし、原生林側の外挿値は閾値に一致させ、重度劣化林 側の外挿値は裸地として処理した。

2) 生物多様性の時空間変化の診断手法

広域を対象とする生物多様性診断手法の1つとして、対象地域における原生林の時空間変化に 基づく診断が考えられる。そのために、重回帰モデルによって得られた群集組成地図から、原生 林的な樹木群集組成をもつ森林を抽出した。原生林的な群集組成を示す層化クラス1と非常に軽度 な劣化林である層化クラス2のnMDS値は類似する。層化クラス1と2のnMDS1軸値の閾値を決定する ことで、原生林的な群集組成をもつ林分の抽出を試みた。この閾値の決定には、層化クラス1のデ ータ範囲を定義する方法と、層化クラス2のデータ範囲を定義する方法の2通りが考えられる。地 上調査プロットの層化クラス1と2のnMDS1軸値データから、ノンパラメトリックBCa法によってブ ートストラップ95%信頼区間を導出した⁴²⁾⁴³⁾。層化クラス1では信頼限界の下限値を、層化クラス2 では信頼限界の上限値を閾値の候補として検討した。各森林管理区において、それぞれの閾値を 用いて原生林的林分の面積率を算出した。原生林的な林分を抽出する閾値の決定は、誤分類によ る原生林的林分の面積率の増加に基づいた。

もう1つの診断手法として、森林管理区間の森林劣化度の比較手法を開発した。リモートセン シングによる森林劣化に関する研究は、高分解能衛星画像を利用した林冠構造の把握⁴⁴⁾や画像分 類⁴⁵⁾⁴⁶⁾⁴⁷⁾によって行われており、生物多様性に基づいた研究はほとんどない⁴⁸⁾。群集組成推定図か ら劣化林を抽出し、群集組成に基づいた森林劣化度を森林管理区間で比較した。Landsat衛星画像 は地上30m×30m範囲にある対象物が反射/放射する電磁波のデータを1ピクセルに格納したピクセ ルの集合であり、それから作成された群集組成推定図は、モデルによって推定された群集組成値

(nMDS1軸値)をもつピクセルの集合である。群集組成推定図におけるピクセル値の頻度分布図 (ヒストグラム)は、森林管理区間の森林劣化度の違いを明示的に示すツールになりうる。群集 組成値のヒストグラムにおいて、劣化が軽度な管理区では群集組成値の出現頻度のピークが原生 林側に偏り、重度に劣化した管理区では劣化林側にピークが偏ると考えられる(図(2)-3)。そこ で、5つの森林管理区において、群集組成値のヒストグラムを作成しピーク位置を比較した。互 いに近接するSegaliud Lokan、Deramakot、Tangkulapの間には、同じ推定モデルを用いてヒスト グラムを作成し、比較して、異なる森林管理の生物多様性(群集組成)への効果を検討した。ま た、互いに遠くに位置し原生林の群集組成自体が異なる3つの管理区間(Segaliud Lokan、Sapulut、 Ratah Timber)には、管理区ごとに異なる推定モデルを作成し、劣化度の違いを比較した。nMDS 分析は種組成の非類似性の程度を相対的に評価する手法であり、そのままでは異なる推定モデル 間の比較が出来ないので、nMDS1軸値を標準化した。

表(2)-3 各森林管理区における層化クラス別の利用プロット数

層化クラス	Segaliud	Sapulut	Rata Timber
1	7	6	5
2	10	8	6
3	10	9	8
4	8	5	8
5	8	6	9



図(2)-3 群集組成値ヒストグラムによる森林劣化度の広域診断概念図

(4) 哺乳動物群集のモニタリング手法の開発

哺乳動物群集のモニタリング手法の開発も、サバ州中部のDeramakot森林管理区とTangkulap森 林管理区において行った。両管理区の全域(合計827km²)にほぼ5km間隔で半径500mの円形プロッ トが29個設置された。各プロットには3台の自動撮影カメラが設置され、それぞれのカメラの設 置場所を3~5ヶ月毎にシフトすることによって、2008年以降継続して多点撮影を行なってきた (先行研究の期間も含む)。これまでに、各プロットにつき合計12~15設置点のデータが得られ た。2010年3月以降は調査プロット数が減少したために、本研究では2010年3月までに得られたデ ータについて解析を行った。対象とする種は、マメジカ、メガネザルよりも大きい中大型脊椎動 物39種とした。哺乳動物の他、地上性鳥類3種とオオトカゲを含む。マメジカ、カワウソ、オオト カゲについては、写真からでは種レベルでの同定が困難であったため、それぞれ1つの分類単位 として評価した。

調査地の全域は1956年~80年代に1回以上伐採を受けているが、Deramakot内の15プロットは80 年代後半以後伐採されなかった森林(原生林)、5プロットは1995年~2005年にふたたび低インパ クト伐採を受けた森林(低インパクト伐採林)、Tangkulapの9プロットは90年代にふたたび従来 型の伐採を受けた森林(従来型伐採林)である。これら3タイプの森林をREDD+対象地として想定 し、3森林間の動物群集の差について検定した。 まず、各プロットにおける調査のベ日数(カメラ日)-撮影種数の関係を、全調査のベ日から50 ~980カメラ日を抽出し、その期間に撮影された種数を数えることを500回繰り返し、平均を取る ことによって求めた。また、各プロット間の群集組成の類似度をBray-Curtis距離によって評価し、 非計量多次元尺度構成法(nMDS)によって図示した。森林タイプが異なったプロット間(原生林-低インパクト伐採林間、原生林-従来型伐採林間、低インパクト林-従来型伐採林間)でBray-Curtis 距離が有意に大きくなるかを、マンテル検定によって検定した(100回繰り返し)。さらに、クラ スカル・ウォリィス検定によって森林タイプ間で撮影頻度が大きく異なる種を特定した。この2 つの検定の十分な検定力を得られるサンプルサイズを求めるために、各プロットの全データから 100~900カメラ日を各100回繰り返して抽出してそれぞれ検定し、検定力(100回の内、差が有意 であった割合)の変化を求めた。

4. 結果及び考察

(1) 効果的な抽出方法の開発:衛星データを利用した層化抽出法

1) 植生層化に利用するバンドセットの検討

図(2)-4にDeramakotで得られた各バンドセットにおける層化クラス毎のバイオマス炭素量の箱 ヒゲ図を示す。バンド7を用いた層化では、原生林的な層化クラス1から重度に劣化した植生の層 化クラス4まで、バイオマス炭素量の四分位範囲(箱ヒゲ図の箱部分)はオーバーラップしながら 単調減少した。各層化クラスの四分位範囲は、後に述べる他のバンドセットと比較して狭い範囲 に収まり、層化分類の精度が良いことを示唆した。一方で、層化クラス4は層化クラス3の四分位 範囲との重なりが強く、この2つの層化クラスの分離が不十分であることが示された。裸地プロ ットは、裸地を推定した層化クラス6に分類された。バンド3&4を用いた植生層化では、バイオマ ス炭素の平均値は層化クラスの序列に従って単調減少したものの、層化クラス2の四分位範囲は層 化クラス3の四分位範囲に完全に含まれており、層化クラス2と3は全く分離できていなかった。ま た、裸地プロットは疎林を推定した層化クラス5に誤分類された。バンド3&4&5を用いた植生層 化でも、平均値は単純減少を示したが、層化クラス2と3の分離が悪かった。また、層化クラス10 四分位範囲が広く、層化クラス1と2の分離も悪かった。バンドセット3&4&7を用いた植生層化の 結果も、バンド3&4&5と非常によく似た結果だった。これらの結果から、熱帯低地の木材生産林 において様々な劣化度の森林を効率的にサンプリングするには、バイオマスに相関がある中間赤 外波長域のバンド7を用いた植生層化が有効であると考えられた。

2) 層化ランダム抽出法を用いた植生調査方法の有効性の検討

図(2)-5に、バンド7によって植生層化した、Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timberにおける 層化クラス毎のバイオマス炭素量の箱ヒゲ図を示す。これらの森林管理区ではバンド7による層化 が行われた。層化クラス毎に伐採道の周囲に発生させたランダム点をサンプルし、それを集計し た結果を図(2)-5に示した。すべての森林管理区において、層化クラスの序列(層化クラス1から6) に従ってバイオマス炭素量の平均値と中央値は単調減少し、四分位範囲は単調減少した。このよ うに、森林管理の現場での実証調査においても、バンド7に基づく層化ランダム抽出法されたバイ オマス炭素量の平均値および中央値と層化クラスとの対応関係が線的であることが確かめられた。 層化ランダム抽出法は様々な劣化度の森林から代表的な地上調査データを得るために有効である ことが改めて確認された。

バンド7の層化図からアクセスしやすい道路周辺だけを抽出して調査候補地をランダム発生さ せる手法は、全域にランダム点を発生させる方法に比べて、プロット設置場所への到達時間の削 減に大きく役立っていると考えられる。表(2)-2に、各管理区における調査日数と人員数を示した が、どの管理区においても、平均5名の人員で1ヶ月程度の期間で5万%~10万%の面積を調査で きたことになる。我々が開発した層化ランダム抽出法では、ランダム抽出によって恣意性を排除 しながら、短時間で地上調査を完成できる。この方法では、円形プロットの設置によって、炭素 量と生物多様性(樹木種組成)の2つを同時に計測できるため、REDD+の実施において非常に有効 だと考えられる。生物多様性評価ばかりではなく、リモートセンシングによる炭素量評価のため の地上調査の時間短縮や推定精度の向上にも寄与すると考えられる。

その一方で、Sapulutでは、層化クラス4と5のデータ範囲のオーバーラップがなく、低バイオマ ス域でデータの連続性が悪かった。これは、層化に利用したSapulutの衛星画像撮影時から地上調 査の実施までに約6年間の時間差があったことが影響していると考えられる。この間に、重度に 劣化した森林を推定した層化クラス4では、Macaranga属などに代表されるパイオニア種の速い成 長によって地上部バイオマスが増加したと考えられる。熱帯地域でのLandsat衛星画像のような光 学センサーを利用したリモートセンシングでは、雲の影響を受けるために利用可能な画像の取得 が難しいことが良く知られており、地上調査と衛星画像撮影の時間差が解析の障害になることが ある。全体的には森林劣化に応じた層化によって、高バイオマスから低バイオマスまでまんべん なくサンプリングでき、Landsat衛星のバンド7画像を利用した層化が代表性の高いデータの取得 において有効であることが確かめられたが、地上調査に近い時期に撮影された衛星画像を入手す る配慮が必要である。



図(2)-4 異なるバンドセットにおける層化クラス別のバイオマス炭素量の箱ヒゲ図。図中の箱部 分は、四分位範囲を示す。バーは、第一四分位点と第三四分位点から四分位範囲の最大1.5倍の範 囲を示す。白丸は飛び値、黒丸は平均値を示す



図(2)-5 3つの管理区における、バンド7で植生層化された層化クラス別のバイオマス炭素量の 箱ヒゲ図。図中の箱部分は、四分位範囲を示す。バーは、第一四分位点と第三四分位点から四分 位範囲の最大1.5倍の範囲を示す。白丸は飛び値、黒丸は平均値を示す

(2) 生物多様性指標の開発:プロットデータを活用した樹木群集指標

1) 樹木群集の指標性評価

図(2)-6に、Brown (1996)のアロメトリ式を用いて計算された地上部バイオマスと、Chave et al. (2006)によって得られた地上部バイオマスの関係を示した。Brown式は材密度が0.57 g/cm³の固 定値として扱われる一方、Chave式は材密度が変数に含まれる。多くの遷移初期種の材密度は、0.57 g/cm³より小さい。そのため、遷移初期種が優占する劣化した森林では、Brown式はChave式よりも バイオマスを過大評価していた(図(2)-6b)。地上部バイオマス125 Mg/ha以下の劣化林では、Brown 式はChave式よりも16.3±19.6%(平均±SD)、最大で59%も過大に評価していた。逆に、材密度が 0.57 g/cm³より大きい高材密度種がしばしば優占するような発達した森林では、Brown式はChave 式よりもバイオマスをわずかに過小評価していた(図(2)-6c)。地上部バイオマス400 Mg/ha以上 の発達した森林では、-2.8±2.8%、最大-5.6%の過小評価だった。Brown式は、発達した森林にお けるバイオマス調査データに基づき作られたため¹⁹、高バイオマス域ではChave式によるバイオマ スとあまり違わなかった、と考えられた。以上から、炭素推定の高精度化のためには、特に低バ イオマス域での推定精度向上のためには、材密度を変数に含むChave式の方がBrown式よりも有効 であることが分かった。

地上部バイオマスの増加に伴い、胸高断面積合計、大径木の密度、最大dbhは増加した(図 (2)-7a-c)。こうした構造的特徴の変化から判断して、地上部バイオマスは森林劣化度を適正に 指標できていると考えられた。地上部バイオマスの増加に伴い、遷移後期種(材密度≥0.7g/cm³の 高材密度種で代替)の個体数密度(図(2)-7d)と種数(図(2)-8b)は増加した。逆に、遷移初期 種の個体数密度(図(2)-7e)と種数(図(2)-8c)は低下した。このように、遷移初期/後期種はそ れぞれ、森林劣化に対して対照的な反応を示した。全種込みでの種数は、バイオマス100 Mg/ha以 下の重度劣化林のみで低かったものの、100 Mg/ha以上の森林では原生林も劣化林もおおよそ8-9 種/10個体であり、森林間で大きな違いはなかった(図(2)-8a)。森林劣化に伴う2つの更新ギル ドの反応が互いに打ち消し合う形になることで、結果的に、プロットレベルでの種数は森林劣化 の程度によらずほぼ一定になったのだと考えられた。

多変量解析nMDSによる群集組成の解析結果を、図(2)-9に示す。似た樹種組成を持つプロット同 士は近くに、異なった種組成を持つプロット同士は互いに遠くに配置されるように、50点(プロ ット)が1軸と2軸の2次元平面上に展開されている。バイオマス100 Mg/ha以下の重度劣化林(-) と原生林を多数含む600 Mg/ha以上の森林(●)は、1軸の左端と右端の両極にそれぞれプロット された。その他の中程度に劣化した森林は、1軸に沿ってバイオマスクラスの順番に並んでプロ ットされた。以上から、群集組成は森林劣化とともに連続的に変化しており、その変化はnMDSの 1軸によって指標されることが分かった。言い換えれば、nMDS1軸値は原生林からの種組成の乖 離度を示すと言える。

3森林管理区のそれぞれに於いて、地上部バイオマスとnMDS1軸値の間には、正の相関関係が 見られた(図(2)-10)。したがって群集組成は、森林劣化とともに線形に変化する指標であり、 この指標性は地域が異なっても低地混交フタバガキ林を主体とする森林では普遍的であることが 分かった。これは、森林が劣化してもほとんど変化しない種数とは対照的である(図(2)-8a)。 森林劣化に線的に変化する群集組成の方が、種数よりも、森林劣化度を指標するために有効な生 物多様性指標である。 2) 同定コストの削減策の検討

図(2)-11に、x軸にdbh10cm以上種レベル同定(通常調査)で得られたnMDS1軸値を、y軸に3つのコスト削減策を行った際に得られるnMDS1軸値をとった時の関係を示した。下限dbhが10cmの場合、種レベル同定の時(通常調査)と属レベル同定の時のnMDS1軸値は、森林管理区によらず非常に高い相関を示した(r^2 値=0.90 - 0.96、図(2)-11a-c)。これは、同定の負担軽減のために属レベルでの同定にしたとしても、種レベルでの同定とほぼ同じ精度で生物多様性の評価ができることを示す。

フィールドにおける種レベルでの同定は専門家でも困難であるため、現場で種名が分からなかった個体からは標本を採取する必要がある。Sapulutでは24%(865/3599本)、Segaliud Lokanでは10%(308/3067本)の個体から標本を採取する必要があった(Ratah Timberはデータなし)。これらの標本は、標本庫収蔵の標本との照合作業を経て同定された。この標本庫での同定には、専門家による長時間の作業を要する。しかし、属レベル同定ならば専門家はほぼ全ての個体を野外において同定できるため、標本採集と標本庫での同定作業が不必要になる。本研究では、種レベルから属レベル同定にすることによる時間・費用の削減効果は調べていない。しかしBalmford(1996)は、熱帯林での樹種同定を種レベルから属レベルにすると、フィールドでの同定時間が

27%減って標本庫作業が無くなるため、結果的に同定コストを61%も低減できることを示した4%)。

同定の分類階級をさらに科レベルにまで下げると、同定コストをさらに低減することができる ⁴⁹⁾。しかし、同定の解像度を科レベルにまで下げることには、評価の精度の点で問題がある。そ れは、1つの科の中に遷移初期種と後期種が混在するような科が、しばしばみられるためである。 例えば、アジア熱帯林において優占するトウダイグサ科やアカネ科は、森林劣化とともに個体数 が増加する遷移初期種(図(2)-12a,b)と減少する遷移後期種(図(2)-12c,d)が科の中で混在し ている。科レベル同定だと、森林劣化に伴って増加/低下する種群の反応が1つの科の中で互いに 打ち消し合う形になり、群集の変化をうまく検出できない可能性がある。したがって、種レベル 同定と同精度で生物多様性を評価するためには、科レベルでは解像度が低すぎるため、上述のよ うに属レベルでの同定が適当であると考えられた。

普通、森林内での樹木密度は小径木ほど高く、大径木になるほど低くなる。下限dbhが20cmの時 の樹木密度は、10cmの時より52-85%も少ないことが分かった(図(2)-13)。これは、下限dbhを10cm から20cmに上げると、同定の対象個体数が約6割も減り大幅な同定コスト削減が見込まれることを 示す。しかし、下限dbhが10cmの時の種レベル解析(通常調査)と20cmの時の種及び属レベル解析 のnMDS1軸値は、相関関係がやや低かった(種レベル、r²値=0.69-0.84(図(2)-11d-f);属レベ ル、r²値=0.52-0.92(図(2)-11g-i))。これは、同じ森林内でも、dbh10-20cmの小径木の群集組 成とdbh20cm以上の大きな個体の群集組成がしばしば異なるためである⁵⁰⁾。このように下限dbhを 上げて同定コストを削減する方法は、通常調査より正確性がやや劣ること、またdbh20cm以上の個 体が存在せず解析できない低木林プロットが出てくることから(研究方法を参照)、推奨できな いことが分かった。

以上、本研究により、群集組成(nMDS1軸値)が生物多様性指標として有効であることが分かった。種数は、森林劣化とともに増える種群(遷移初期種)と減る種群(後期種)の反応を互いに相殺してしまうために、森林劣化の程度に関わらずほぼ一定になってしまう。一方、群集組成は、原生林からの種組成の乖離度を示すため、森林劣化とともに一方向的に変化してゆく。この

ように生物多様性指標には、森林劣化に対し線的に反応する群集組成を用いるべきであることが 分かった。また、樹種同定は種レベルでの同定が最も推奨されるものの、同定作業に充てられる 時間や費用、専門家の数が限られる場合は、属レベルの同定に変更しても種レベル同定と同精度 で群集組成を把握できることが分かった。これにより、同定コストを約6割も削減できる⁴⁹⁾。本モ ニタイリング手法により、炭素貯留量の把握と同時に、簡便かつ低コストに生物多様性を評価で きることが分かった。



図(2)-6 アロメトリ式の違いによる地上部バイオマスの違い。材密度が0.57 g/cm³の固定値とし て扱われるBrown (1997) 式と、各樹種の材密度を変数に用いるChave et al. (2005) 式により得 られた地上部バイオマスの関係。直線は1:1を表す。Segaliud Lokanの結果のみ例として示し た



図(2)-7 地上部バイオマスと、胸高断面積合計(a)、大径木密度(b)、最大dbh(c)、高材密 度種(d)と遷移初期種の樹木密度(e)との関係



図(2)-8 地上部バイオマスと、全種込み(a)、高材密度種(b)、遷移初期種(c)の種数との 関係



図(2)-9 非計量多次元尺度法(nMDS)による群集組成の解析結果。3森林管理区のそれぞれにお ける50プロットの群集組成の類似度の遠近関係をnMDSの1軸と2軸で展開。似た樹種組成を持つ プロット同士は近くに、互いに異なった種組成を持つプロットは遠くに配置されている



図(2)-10 3森林管理区のそれぞれにおける地上部バイオマスとnMDS1軸値の関係


図(2)-11 通常調査(dbh10cm以上種レベル同定)で得られたnMDS1軸値と、3つの同定コスト削 減策(dbh10cm以上属レベル同定(a-c)、20cm以上種レベル同定(d-f)、20cm以上属レベル同 定(g-i))で得られたnMDS1軸値との相関関係。3森林管理区のそれぞれにおける関係を示す



図(2)-12 トウダイグサ科とアカネ科における、遷移初期種(a,b)とそれ以外の種(c,d)の樹 木密度と地上部バイオマスとの関係。Sapulut、Segaliud Lokan、Ratah Timberではそれぞれ、ト ウダイグサ科が2、2、1番目、アカネ科が3、3、9番目に個体数の多い科であった



図(2)-13 下限dbhの違いによる樹木密度の違い。下限dbhを10cmから20cmに上げると、調査個体数を52-85%減らすことができる(地上部バイオマスクラスや森林管理区により変わる)

- (3) 生物多様性指標の景観レベルへの外挿方法の開発:衛星データを活用したモデル構築とス ケールアップ
 - 1) 衛星データを用いた群集組成推定モデルの作成と地図化

表(2)-4に、応答変数をnMDS1軸値とした群集組成推定モデルの説明変数の選択結果を示す。選 択された説明変数は中間赤外波長バンド(バンド5、あるいはバンド7)、バンド4の変動係数(CV)、 EVIの標準偏差(SD)の3つだった。中間赤外波長バンドは、地上部バイオマスと相関がある波長 帯である。各森林管理区において中間赤外波長バンドの偏回帰係数は負値だったが、中間赤外波 長バンドと地上部バイオマスには負の相関関係があるので、負値は地上部バイオマスに対して正 の効果を持つ。また、中間赤外波長バンドは、他の説明変数に比べて標準化偏回帰係数の絶対値 が最も高く、偏回帰係数の符号がnMDS1軸値との単相間係数の符号と一致していた。したがって、 中間赤外波長バンドは推定モデルに対して主要な効果をもつ説明変数であると考えられる。

バンド4は植物の葉が最も強く反射する波長帯であり、衛星画像を用いた樹種分類において有効 性が指摘されている⁵¹⁾。バンド4のCV(以下、バンド4cv)は、90m×90m内(3×3ピクセル)の種 のばらつきを示す指標となる。各森林管理区において、バンド4cvの偏回帰係数は負値であり、推 定モデルに対して負の効果を示した。たとえば、フタバガキ科優占林に*Macaranga*属などのパイオ ニア種が分布した場合には種のばらつきは大きくなり、その結果、モデルによって推定される群 集組成値は小さくなる。また、バンド4cvは他の説明変数に比べて標準化偏回帰係数の絶対値が最 も小さかった。nMDS1軸値との単相関係数は、Segaliud Lokanでは正値だったが、他の森林管理 区では負値だった。偏回帰係数の符号とnMDS1軸値との単相間係数の符号は、SapulutとRatah Timberでは一致したが、Segaliud Lokanでは一致しなかった。加えて、単相関係数の絶対値は非 常に小さな値だった。したがって、バンド4cvは種のばらつきの程度を示し、推定モデルに対して 調整効果を持つ説明変数と考えられる。

EVIはNDVIの改良型であり、植生が高密度な場所での感度を改善している指数である。EVIのSD (以下、EVIsd)は、90m×90m内の植物の活性のばらつきと相関のある説明変数であると考えら れる。Sapulutでは、EVIsdの偏回帰変数は負値で、nMDS1軸値との単相関係数の符号が一致した が、他の森林管理区では偏回帰係数は正値で、nMDS1軸値との単相関係数の符号が一致しなかっ た。したがって、EVIsdも推定モデルに対して調整効果をもつ説明変数であると考えられる。

主要効果である中間赤外波長バンドとnMDS1軸値との単相関係数は0.7-0.75、決定係数は 0.5-0.56であった。中間赤外波長バンドにバンド4cvとEVIsdの調整効果を追加した結果、重回帰 係数は0.04-0.14上昇し、モデルの推定精度を改善した。したがって、樹木群集組成を生物多様性 の指標値としたモデル推定において、Landsat衛星画像から抽出したデータによって汎用性のある 高精度の説明変数を選択できた。ボルネオ島全体に見られるような様々な劣化度の森林がモザイ ク状に広がる地域では、中間赤外波長バンド(バンド5あるいは7)、バンド4cv、EVIsdを説明変 数とすることで、生物多様性(樹木群集組成)推定地図の作成が可能であると考えられる。

Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timberにおける生物多様性指標値の推定モデルを、それぞれ 式(14)、(15)、(16)に示す。

$nMDS1 = 3.1077 - 68.9365 \times b7 - 8.2209 \times b4cv + 26.1416 \times EVIsd$	•	•	•	(14)
$nMDS1 = 4.1094 - 24.2384 \times b5 - 1.6193 \times b4cv - 18.1656 \times EVIsd$	•	•	•	(15)
$nMDS1 = 5.1919 - 123.879 \times b7 - 25.022 \times b4cv + 55.2662 \times EVIsd$	•	•	•	(16)

ここで、nMDS1はnMDS1軸値、b7はバンド7、b5はバンド5を示す。これら推定モデルの自由度調 整済みR²は、Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timberでそれぞれ0.601、0.6334、0.5993、推定誤 差(LOOCV)は0.302、0.214、0.544であった。図(2)-14に、それぞれのモデルに従って作成した、 Segaliud-Deramakot-Tangkulap、Sapulut、Ratah Timberの生物多様性(樹木群集組成)推定地図 を示す。DeramakotとTangkulapには、これらと同じ潜在自然植生をもつと考えられるSegaliud Lokanのモデルを適用した。各森林管理区において、高精度の生物多様性推定図が作成できた。

利用した衛星画像上の雲やその影による被覆率は、Segaliud-Deramakot-Tangkulap、Sapulutと Ratah Timberでそれぞれ、0.04%、25.6%、14.0%だった。Landsat衛星画像などの光学センサー を用いたリモートセンシングにおいて、雲やその影による衛星データの損失は広域モニタリング の障害となり、この問題は熱帯地域において顕著である。この問題を回避するために、比較的近 い時期や季節に取得された複数の衛星画像を組み合わせてモザイク画像を作成する方法がある。 本研究が開発した生物多様性(樹木群集組成)推定地図の作成手法も、モザイク画像に推定モデ ルを適用することで、雲によるデータ損失を最小限に回避できると考えられる。

2) 生物多様性の時空間変化の診断手法

生物多様性の時空間変化の診断手法の1つとして、原生林的な群集組成を持つ林分の面積変化 を定量する方法を考案した。このために、原生林的な群集組成を持つ林分の抽出方法を検討した。 表(2)-5に、各森林管理区における、地上調査データに基づいた層化クラス1および2の信頼限界値 を閾値としたときの原生林的林分の面積率を示す。原生林的林分の面積率は、Segaliud Lokanと Ratah Timberでは、信頼限界の閾値が層化クラス1か2かによらず一定であった。一方Sapulutでは、 層化クラス1の信頼限界下限値を閾値としたときは面積率が20.2%であったが、層化クラス2の信 頼限界上限値を閾値としたときは6.3%であった。層化クラス1と2において、nMDS1軸値のデータ 範囲(四分位範囲)は、Segaliud LokanとRatah Timberではわずかに重複したが、Sapulutでは非 常に強く重複した(図(2)-15)。層化クラス1の信頼限界下限値を閾値にすると、層化クラス2や3 の群集組成をもつ森林も原生林的な群集組成をもつ林分として誤分類されることで、原生林的林 分の面積率が高くなったと考えられる。一方、層化クラス2の信頼限界上限値を閾値とした場合、 このような重複による誤分類は最小限に回避できる。したがって、誤分類を防ぐ観点から、非常 に軽度な森林劣化の群集組成(層化クラス2)と原生林的な群集組成(層化クラス1)の閾値は、 層化クラス2の信頼限界上限値を利用することが有効であると考えられた。この閾値を用い、5箇 所の森林管理区において原生林的な群集組成をもつ森林を抽出した(図(2)-16)。

森林管理区間で森林劣化度を比較するために、管理区ごとにnMDS1軸値のヒストグラムを求め た。図(2)-17に、各森林管理区におけるnMDS1軸値のヒストグラムを示す。異なる3つの推定モ デルによって得られたnMDS1軸値は、標準化によってほぼ一致した値(-1.7から1.7)に変換され、 比較評価が可能な指標になった。サバ州政府により持続的森林管理が行われてきたDeramakot、 2001年からサバ州政府下で禁伐となり植生が回復傾向にあるTangkulap、民間企業による商業伐採 が行われているSegaliud Lokanの比較において、Deramakotのヒストグラムのピーク位置は原生林 的な群集組成側に最も偏っていた(図(2)-17(a))。他の2つの森林管理区は、ピークの位置がそ れよりも劣化林側に偏っていた。3森林管理区のヒストグラムを比較すると、原生林的な群集組 成側ではDeramakot、Tangkulap、Segaliud Lokanの順で相対頻度が低くなり、重度の劣化林側で は逆の順序だった。森林管理の生物多様性への影響(あるいは効果)をnMDS1軸値のヒストグラ ムによって評価できることが示された。これら3つの森林管理の違いは空間の差であるが、1つ の管理区の経時変化の把握にも応用できる。したがって、劣化林の樹木群集組成値のヒストグラ ムによる評価は、生物多様性に基づいた森林劣化度の評価手法として有効であると考えられた。

この方法を民間企業によって管理されている3つの森林管理区(Segaliud Lokan、Sapulut、Ratah Timer) に適用したところ、3森林管理区間でヒストグラムのピークが出現するnMDS1 軸値に違い は見られなかった(図(2)-17(b))。原生林的な群集組成が多く見られたRatah Timberではヒスト グラムのピークが低かったが、原生林側の出現頻度が高かった。一方、重度の劣化林側では森林 管理区間で違いが見られなかった。これらの民間企業は、低インパクト伐採の実施によって重度 の劣化が抑えられており、ヒストグラムのピークや裸地側の違いとしては現れにくいのかもしれ ない。このように、同様の森林管理を行っている森林間では、森林劣化度評価のためのヒストグ ラムはよく似た傾向を示した。

以上のように、異なる森林管理が行われている管理区間では異なるヒストグラムのパターンが、 同様の管理が行われている管理区間では似たパターンが示されることから、この評価手法の堅牢 性は高いと考えられた。これまでの広域を対象とするリモートセンシングを用いた森林劣化のモ ニタリングでは、生物多様性に基づいた研究はほとんどなかった⁴⁸⁾。本研究によって、生物多様 性(nMDS1軸値)に基づいて劣化林の抽出や森林劣化の程度の評価する方法を開発することがで きた。

説明変数	森林管理区	標準化偏回帰係数 (標準誤差)	偏回帰係数 (標準偏差)	t値	p值	nMDS 1 軸値の 単相関係数
中間赤外 (b7)	Segaliud Lokan	-1.13 (0.17)	-68.94 (10.59)	-6.51	0.000	-0.75
(b5)	Sapulut	-0.67 (0.13)	-24.24 (4.68)	-5.18	0.000	-0.70
(b7)	Ratah Timber	-1.03 (0.15)	-123.88 (18.49)	-6.70	0.000	-0.74
バンド4cv	Segaliud Lokan	-0.31 (0.16)	-8.22 (4.36)	-1.89	0.067	0.07
	Sapulut	-0.06 (0.26)	-1.62 (6.91)	-0.23	0.816	-0.14
	Ratah Timber	-0.74 (0.27)	-25.02 (9.29)	-2.69	0.011	-0.08
EVIsd	Segaliud Lokan	0.57 (0.21)	26.14 (9.85)	2.65	0.011	-0.33
	Sapulut	-0.37 (0.26)	-18.17 (13.00)	-1.40	0.173	-0.22
	Ratah Timber	0.76 (0.29)	55.27 (21.28)	2.60	0.014	-0.24
切片	Segaliud Lokan	0.00 (-)	3.11 (0.48)	6.52	0.000	
	Sapulut	0.00 (-)	4.11 (0.72)	5.72	0.000	
	Ratah Timber	0.00 (-)	5.19 (0.84)	6.21	0.000	

表(2)-4 群集組成値(nMDS1軸値)推定モデルの説明変数の要約結果。t値とp値は偏回帰係数の統計量を示す。b7はバンド7、b5はバンド5を示す

	原生林的な植生の面積率(%)				
	層化クラス1の	層化クラス2の			
	95%信頼限界下限值	95%信頼限界上限值			
Segaliud Lokan	3.46	5.30			
Sapulut	20.20	6.33			
Ratah Timber	26.70	21.85			
Deramakot	9.60	14.32			
Tangkulap	3.30	5.26			

表(2)-5 原生林的な群集組成をもつ林分の面積率





図(2)-14 樹木群集組成を指標値とした生物多様性推定図



図(2)-15 層化クラス別の群集組成値(nMDS1軸値)の箱ヒゲ図。図中の箱部分は、四分位範囲 を示す。バーは、第一四分位点と第三四分位点から四分位範囲の最大1.5倍の範囲を示す。白丸は 飛び値を示す





図(2)-16 原生林的な樹木群集組成をもつ林分の抽出図



図(2)-17 各森林管理区におけるnMDS1軸値の頻度分布図。横軸は標準化したnMDS1軸値、縦軸 はピクセル数の相対出現頻度(%)。(a)異なる森林管理の履歴を持つ3つの管理区の比較、(b) 互いに似た森林管理の履歴や似た管理方法を導入している3つの管理区の比較

(4) 哺乳動物群集のモニタリング手法の開発

各プロット983-1762日、合計34386カメラ日のデータについて解析したところ、合計42種11282 回の撮影画像を得た。これにはBay cat、Otter civetなど多くの絶滅危惧種やボルネオ全島スケ ールで見ても報告例の極めて少ない種が含まれ、調査エリアの種多様性の高さを明らかにすると もに、ランダムカメラトラッピングシステムの有効性を示した。プロットごとのカメラ日と撮影 種数の関係を、図(2)-18に示す。ほとんどのプロットにおいて約500カメラ日で種数が頭打ちにな り、1000カメラ日をかければどのような多様性のプロットでも生息する種のほとんどを撮影でき ることが明らかになった。

全調査カメラ日のデータを用いた群集組成の林分間の違い(Bray-Curtis距離)は、原生林-低 インパクト伐採林間では大きくないが、原生林-従来型伐採林間では有意に大きかった(マンテル 検定、P<0.05:図(2)-19)。この傾向は、調査日数を100カメラ日/プロットまで減らしても高い 検定力(1-β>0.8)で維持された。

各種の撮影頻度を森林タイプ間で比較したところ、原生林-低インパクト伐採林間では種のみが 有意に異なったが、原生林-従来型伐採林間では7種について有意に異なった。調査努力量(カメ ラ日)を減少させて、撮影頻度の森林間差を検出する検定力の変化を調べたところ、撮影頻度が 高く、プロット間の差が非常に顕著であったMalay civet、Banded civet、 Bornean yellow munt jac の3種では、100カメラ日に努力量を減らしても原生林での撮影頻度は従来型伐採林よりも有意に 大きかった(1-β>0.8)。他の4種については、十分な検定力を得るのに約500カメラ日の調査日 数を必要とした(図(2)-20)。これらの結果から、本研究と同様の森林管理区であれば、最低500 カメラ日ほどの調査努力量を払えば、各調査プロット(林分)の生息種のおおよそを把握するこ とができることが分かった。また、従来型伐採のような強度撹乱であれば、群集組成全体の変化 と、生息密度が高く伐採に対する反応性が高い種の生息密度の変化を検出できることが明らかと なった。REDD+プロジェクトでの適用にあたっては、以下の2段階で生物多様性保護効果を監査す るのが適切と思われる:1)最初に1000カメラ日/林分程度の調査努力量をかけて対象森林管理区 のベースデータを収集し、他の森林管理区との相対的評価を行い、初期状態を把握する、2)定期 的に500カメラ日/林分以上の調査努力量をかけて、生息種組成と生息密度が高くかつ伐採に対す る感受性が高い種(Malay civet、Banded civet、Bornean yellow muntjacなど)の生息密度の変 化をモニタリングし悪影響を監視する。



図(2)-20. 各種ごとのa)原生林-低インパクト伐採林間、およびb)原生林-従来型伐採林間で 撮影頻度が有意に異なる割合(クラスカル・ウォリィス検定、P<0.05)。「群集全体」 はプロット間の群集組成の違い(Bray-Curtis距離)が異なる森林タイプ間で有意に大き くなる割合(マンテル検定、P<0.05)。全て100回ずつ繰り返した中での割合

5. 本研究により得られた成果

(1)科学的意義

REDD+の実施において自然林から植林地への転換などによる生物多様性への悪影響排除の観点 から、広域を対象とした生物多様性の計測・報告・検証(生物多様性 MRV)手法の開発が世界的 に待たれている。その中で、当研究課題(サブテーマ)は学術的に裏打ちされた社会実装が可能 な手法の開発に向けて大きな貢献を果たした。まず、世界的に汎用されている樹木の多様度指数 (種多様性指数など)は森林劣化度に対して実際には線的に変化しないことを明らかにした。こ れに対して、樹木群集組成の指標値(nMDS1軸値)が森林劣化度に対して線的に変化することを 世界で初めて明らかにし、原著論文として公表した。さらに、熱帯降雨林での大型哺乳動物群集 の広域モニタリング手法を開発し、その有効性を学術的に証明した。これまでは、熱帯降雨林で の視認性の高い単独の種についての分布モデルは知られているが、群集としての把握方法は前例 がない。これも原著論文として公表した。さらに、樹木と哺乳動物の調査において、最低必要努 力量の検定を厳密に行い、コストの観点から検討したことにも大きな科学的意義がある。樹木群 集組成の指標値を、衛星データを使った、景観レベルに外捜するための手法を確立したことも、 科学的な意義が高い。これについては、投稿論文を作成中である。

多くの成果を英文の単行本としてとりまとめ、国際的な出版社Springer社から出版した: Kitayama K. (ed.) (2013) Co-benefits of Sustainable Forestry -Ecological Studies of a Certified Bornean Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer

(2)環境政策への貢献

く行政が既に活用した成果>

環境省委託事業「平成22年度 生物多様性に配慮したREDDプラス・プロジェクトに向けたMRV指 針等のコンセプト(案)作成業務(株式会社三菱総合研究所)」の専門家検討会委員長としてMRV 指針作成に関わり、本研究成果に基づき助言を行った。また、環境省委託事業「REDDプラスと生 物多様性の両立に関するメカニズム検討(三菱UFJリサーチ&コンサルティング株式会社)」にお いて、本研究成果に基づき助言を行った。

<行政が活用することが見込まれる成果>

森林劣化を表すための生物多様性(樹木群集組成)の指標化方法と広域への外挿方法を世界で 初めて開発し、この指標を用いてREDD+における生物多様性MRV(計測・報告・検証)を実施する ことを提案した。我々の方法に従えば、生物多様性指標を基に広域(東京都の面積程度)の熱帯 降雨林の健全度(劣化度)の時空間変化を簡便に比較的低コストで評価できる。今後は、我々の 方法を用いた生物多様性評価の社会実装が見込まれる。実際、本件の社会実装には、国際的自然 保護団体WWF-JapanやWWF-Indonesiaが高い関心を寄せており、本成果の一部も彼らとの協力の下 にインドネシアの森林管理区おいて実施した調査から得られたものである。特に、WWF-Indonesia では、この調査を国内標準手法として採用するための実証研究として位置づけており、今後、本 調査方法がインドネシアの広域の熱帯降雨林で実施される可能性が高い。

6. 国際共同研究等の状況

マレーシア・サバ州森林局と学術交流協定を結び共同研究として本研究を実施した。また、 WWF-Indonesiaとも学術交流協定を結び共同研究として本研究を実施した。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- Imai N, Seino T, Aiba S, Takyu M, Titin J, Kitayama K (2012) Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. Plant Ecology 213:1413-1424
- Imai N, Kitayama K, Titin J (2012) Effects of logging on phosphorus pools in a tropical rainforest of Borneo. Journal of Tropical Forest Science 24:5-17
- 3) Langner A, Samejima H, Ong RC, Titin J, Kitayama K (2012) Integration of carbon conservation into sustainable forest management using high resolution satellite imagery: a case study in Sabah, Malaysian Borneo. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 14:305-312
- 4) Samejima H, Ong R, Lagan P, Kitayama K (2012) Camera-trapping rates of mammals and birds in a Bornean tropical rainforest under sustainable forest management. Forest Ecology and Management 270:248-256
- 5) Aoyagi R, Imai N, Kitayama K (2013) Ecological significance of the patches dominated by pioneer trees for the regeneration of dipterocarps in a Bornean logged-over secondary forest. Forest Ecology and Management 289:378-384
- 6) Sollmann R, Mohamed A, Samejima H, Wilting A (2013) Risky business or simple solution
 Relative abundance indices from camera-trapping. Biological Conservation 159:405
 412

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 北山兼弘、今井伸夫、鮫島弘光(2011) 脅かされる熱帯林の生物多様性.森林科学 63:13-17
- Samejima H., Ong R. (2012) Distribution of Mammals in Deramakot & Tangkulap Forest Reserves, Sabah, Malaysia. Kyoto Working Papers on Area Studies No. 129

<著書>

- Kitayama K. (ed.) (2013) Co-benefits of Sustainable Forestry -Ecological Studies of a Certified Bornean Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer
- 2) Imai N, Titin J, Kita S, Ong R, Kitayama K (2013) Co-benefits of sustainable forest management for carbon sequestration. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 129-148
- 3) Imai N, Seino T, Aiba SI, Takyu M, Titin J, Kitayama K (2013) Management effects on

tree species diversity and dipterocarp regeneration. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 41-61

- 4) Ong RC, Langner A, Imai N, Kitayama K (2013) Management history of the study sites: the Deramakot and Tangkulap Forest Reserves. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 1-21
- 5) Samejima H. Lagan P, and Kitayama K. (2013) Impacts of two different forest management practices on the abundance of mammals. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 89-111
- 6) Langner A, Titin J, Kitayama K (2013) The application of satellite remote sensing for classifying forest degradation and deriving above-ground biomass estimates. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 23-40
- 7) Takyu M, Matsubayashi H, Wakamatsu N, Nakazono E, Kitayama K (2013) Guidelines for establishing conservation areas in sustainable forest management: Developing models to understand habitat suitability for orangutans. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 113-128
- 8) Kitayama K, Ong RC, Lee YF (2013) Synthesis: Co-benefits of sustainable production forestry. In: (ed) Kitayama K. Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Tropical Rain Forest, Ecological Research Monographs, Springer, pp 149-157

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 今井伸夫、田中厚志、北山兼弘、Jupiri Titin:第59回日本生態学会(2012)「熱帯林の REDD+ における効果的な生物多様性モニタリング(1):樹木群集組成を利用した新しい手法の検討」
- 2) 田中厚志、今井伸夫、北山兼弘、Jupiri Titin:第59回日本生態学会(2012)「熱帯林の REDD+ における効果的な生物多様性モニタリング(2):ランドサットTM画像と地上調査を用いた 種多様性指標の広域評価」
- 3) A. Tanaka, N. Imai, K. Kitayama, Titin J:第123回日本森林学会(2012) "Monitoring of biodiversity using LandsatTM image and field measurements for REDD+"
- 4) N. Imai, A. Tanaka, K. Kitayama, Titin J: 第 123 回日本森林学会(2012) "Tree community composition as an indicator in biodiversity monitoring of REDD+"
- 5) 北山兼弘:第123回日本森林学会(2012)「REDD+における生物多様性への配慮」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4)シンポジウム、セミナー等の開催(主催のもの)

熱帯雨林における生物多様性MRVを確立するために:第60回日本生態学会企画集会(2013)(静岡、 2013年3月6日)鮫島弘光、今井伸夫、北山兼弘

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

(6) その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- Favreau JM, Drew CA, Hess GR, Rubino MJ, Koch FH, Eschelbach KA (2006) Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. Biodivers. Cons. 15:3949-3969
- 2) Gardner TA, Barlow J, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa, JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres CA (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. Ecol. Lett. 11:139-150
- Ancrenaz M, Gimenez O, Ambu L, Ancrenaz K, Andau P, Goossens B, Payne J, Sawang A, Tuuga A, Lackman-Ancrenaz I (2005) Aerial surveys give new estimates for orangutans in Sabah, Malaysia. PLoS Biol 3:1-8
- 4) Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Avila-Pires TCS, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres CA (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary and plantation forests. P. Natl. Acad. Sci. USA. 104:18555-18560
- 5) Pistorius T, Schmitt CB, Benick D, Entenmann S (2010) Greening REDD+: Challenges and opportunities for forest biodiversity conservation. Policy Paper, University of Freiburg, Germany
- 6) Howard PC, Viskanic P, Davenport TRB, Kigenyi FW, Baltzer M, Dickinson CJ, Lwanga JS, Matthews RA, Balmford A (1998) Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. Nature 394: 472-475
- 7) Kati V, Devillers P, Dufrêne M, Legakis A, Vokou D, Lebrun P (2004) Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at local scale. Conserv. Biol. 18:667-675
- 8) Foody GM, Cutler MEJ (2003) Tree biodiversity in protected and logged Bornean tropical rain forests and its measurement by satellite remote sensing. J Biogeogr. 30:1053-1066

- 9) Thessler S, Ruokolainen K, Tuomisto H, Tomppo E (2005) Mapping gradual landscape-scale floristic changes in Amazonian primary rain forests by combining ordination and remote sensing. Global Ecol. Biogeogr. 14:315-325
- 10) Lacerda AEBd, Nimmo ER (2010) Can we really manage tropical forests without knowing the species within? Getting back to the basics of forest management through taxonomy. Forest Ecol. Manag. 259:995-1002
- Nagendra H (2001) Using remote sensing to assess biodiversity. Int. J. Remote Sens. 22:2377-2400
- 12) Gougeon FA (1995) Comparison of possible multispectral classification schemes for tree crowns individually delineated on high spatial resolution MEIS images. Can. J. Remote Sens. 21:1-9
- Nagendra H, Gadgil M, (1999) Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity: an assessment. J. Appl. Ecol. 36:388-397
- Munyati C, Ratshibvumo T (2010) Differentiating geological fertility derived vegetation zones in Kruger National Park, South Africa, using Landsat and MODIS imagery. J. Nat. Conserv. 18:169-179
- 15) Sesnie SE, Gessler PE, Finegan B, Thessler S (2008) Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. Remote Sens. Environ. 112:2145-2159
- 16) Nagendra H, Rocchini D, Ghate R, Sharma B, Pareeth S (2010) Assessing plant diversity in a dry tropical forest: comparing the utility of Landsat and Ikonos satellite images. Remote Sens. 2:478-496
- 17) Su JC, Debinski DM, Jakubauskas ME, Kindscher K (2004) Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. Conserv. Biol. 18:167-173
- 18) 松浦俊也(2012)「Recipe T08 グランドトゥルース」「第7章 リモートセンシングを 用いた森林面積の推定」 『REDD plus COOKBOOK』 荒木誠、平田泰雅、鷲尾元、佐藤保、 鳥山淳平、塚田直子、福見智美 編集 REDD 研究開発センター
- Brown S (1997) Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO Forestry Paper. 134, Rome.
- 20) Clark DA, Brown S, Kicklighter DW, Chambers JQ, Thomlinson JR, Ni J, Holland EA (2001) Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. Ecol. Appl. 11:371-384
- 21) Imai N, Kitayama K, Titin J (2010) Distribution of phosphorus in an aboveto-below-ground profile in a Bornean tropical rain forest. J. Trop. Ecol. 26:627-636
- 22) Chander G, Markham BL, Helder DL (2009) Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. Remote Sens. Environ. 113:893-903
- 23) Foody GM, Boyd DS, Cutler MEJ (2003) Predictive relations of tropical forest biomass

from Landsat TM data and their transferability between regions. Remote Sens. Environ.85:463-474

- 24) Gu D, Gillespie A (1998) Topographic normalization of Landsat TM images of forest based on subpixel Sun-Canopy-Sensor geometry. Remote Sens. Environ. 64:166-175
- 25) Kane VR, Gillespie AR, McGaughey R, Lutz JA, Ceder K, Franklin JF (2008) Interpretation and topographic compensation of conifer canopy self-shadowing. Remote Sens. Environ. 112:3820-3832
- 26) Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Réra B, Yamakura T (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia 145:87-99
- 27) Lemmens RHMJ, Soerianegara I, Wong WC (1995) Timber trees: minor commercial timbers, plant resources South- east Asia 5(2). Backhuys Publishers, Leiden, p 655
- 28) Oey DS (1951) Perbandingan berat dari djenis2 kaju Indonesia dan pengartian beratnja kaju untunk keperluan praktek. Penjelidikan Kehutanan, Bogor, p 183
- 29) Soerianegara I, Lemmens RHMJ (1993) Timber trees: major commercial timbers, Plant Resources South-east Asia 5(1). Backhuys Publishers, Leiden, p 605
- 30) Sosef MSM, Hong LT, Prawirohatmodjo S (1998) Timber trees: lesser-known timbers, Plant Resources South-east Asia 5(3). Backhuys Publishers, Leiden, p 859
- 31) Baker TR, Phillips OL, Malhi Y, Almeida S, Arroyo L, Di Fiore A, Erwin T, Killeen TJ, Laurance SG, Laurance WF, Lewis SL, Lloyd J, Monteagudo A, Neill DA, Patiño S, Pitman NCA, Silva JNM, Martinez RV (2004) Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. Global Change Biol. 10:545-562
- 32) Slik JWF (2006) Estimating species-specific wood density from the genus average in Indonesian trees. J. Trop. Ecol. 22:481-482
- 33) Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379-391
- 34) King DA, Davies SJ, Nur Supardi MN, Tan S (2005) Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. Funct. Ecol. 19:445-453
- 35) Slik JWF, Bernard CS, Breman FC, Van Beek M, Salim A, Sheil D (2008) Wood density as a conservation tool: quantification of disturbance and identification of conservation-priority areas in tropical forests. Conserv. Biol. 22:1299-1308
- 36) Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen T (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. Ecol. Lett. 8:148-159
- 37) Vermote EF, Member of IEEE, Tanré, Deuzé JL, Herman M, Morcrette JJ (1997) Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 35:675-686

- 38) Richter R (2009) Atmospheric/topographic correction for satellite imagery. Report DLR-IB 565-01/09, available online at: ftp://ftp.dfd.dlr.de/put/richter/ATCOR/
- Richter R, Kellenberger T, Kaufmann H (2009) Comparison of topographic correction methods. Remote Sens. 1:184-196
- 40) Langner A, Samejima H, Ong RC, Titin J, Kitayama K (2012) Integration of carbon conservation into sustainable forest management using high resolution satellite imagery: a case study in Sabah, Malaysian Borneo. Inter. J. Appl. Earth Observ. Geoinf. 18:305-312
- 41) 青木繁伸 (2009) 「第6章 多変量解析」 『Rによる統計解析』 オーム社 pp139-145
- 42) Efron B, Tibshirani RJ (1991) Statistical analysis in the computer age. Science 253:390-395
- 43) 汪金芳, 桜井裕仁(2011)「第4章ブートストラップ信頼区間」 『ブートストラップ入門』
 金明哲(編) Rで学ぶデータサイエンス4 共立出版 pp. 82-107
- 44) Asner GP, Michael P, Michael K, Rodrigo P Jr, Jose NMS, Johan CZ (2002) Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONOS satellite observations. Biotropica 34:483-492
- 45) Margono BA, Turubanova S, Zhuravleva I, Potapov P, Tyukavina A, Baccini A, Goetz S, Hansen MC (2012) Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. Environ. Res. Lett. 7:1-16
- 46) Shearman PL, Ash J, Mackey B, Bryan JE, Lokes B (2009) Forest conversion and degradation in Papua New Guinea 1972-2002. Biotropica 41:379-390
- 47) Souza CMJR, Roberts D (2005) Mapping forest degradation in the Amazon region with Ikonos images. Int. J. Remote Sens. 26:425-429
- 48) Joseph S, Murthy MSR, Thomas AP (2011) The progress on remote sensing technology in identifying tropical forest degradation: a synthesis of the present knowledge and future perspectives. Environ. Earth Sci. 64:731-741
- Balmford A, Jayasuriya AHM, Green MJB (1996) Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local applications. P. Roy. Soc. B-Biol. Sci. 263:1571-1575
- 50) Verburg R, van Eijk-Bos C (2003) Effects of selective logging on tree diversity, composition and plant functional type patterns in a Bornean rain forest. J. Veg. Sci. 14:99-110
- 51) Durgante FM, Higuchi N, Almeida A, Vicentini A (2013) Species spectral signature: discriminating closely related plant species in the Amazon with near-infrared leaf-spectroscopy. Forest Ecol. Manag. 291:240-248

Maximizing the Co-benefits of REDD in the Biodiversity Conservation of Tropical Rain Forests

Principal Investigator: Kanehiro KITAYAMA Institution: Kyoto University Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo-ku, Kyoto 606-8502, JAPAN Tel: +81-75-753-6078 / Fax: +81-75-753-6080 E-mail: kanehiro@kais.kyoto-u.ac.jp Cooperated by: Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

[Abstract]

Key Words: Biomass, High-resolution satellite, Satellite LiDAR, Three-dimensional structure, Tropical lowland forest, Tree-species community, Mammal-species community, Forest degradation, Stratified random sampling, Landsat

Reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries (REDD) has been proposed as a post Kyoto mechanism in the United Nations Framework Convention on Climate Change. REDD can reduce net carbon emissions by avoiding the deterioration of forests, which will in turn work to protect the biodiversity in the forests (co-benefits for biodiversity conservation). This research aimed at maximizing the co-benefits of the biodiversity conservation in tropical rain forests through 1) developing methods to evaluate forest degradation using a satellite-borne LIDAR, and 2) developing rapid methods to evaluate biodiversity on a landscape level. Firstly, using satellite LiDAR data and object based image analysis of very high resolution satellite imagery, this study analyzed three-dimensional forest structure and above ground biomass (AGB) in tropical production forests at different degradation stages in central Sabah, Malaysia. Satellite LiDAR ICESat/GLAS data taken in 2008 were compared with tree-inventory data collected at 28 LiDAR footprints (70m in diameter). Maximum canopy height was estimated and the relative heights at 10, 25, 50, 75 and 90 % of accumulation of the laser pulse waveform intensity were calculated. The results of the regression analysis between AGB and the relative heights particularly at the 50 % of accumulation of the laser pulse waveform intensity indicated a strong relation, suggesting that satellite LiDAR can detect spatio-temporal changes of forest degradation. Secondly, a stratified random sampling method was developed to sample vegetation data from a

large, highly heterogeneous terrain consisting of mosaics of logged-over forests. A multivariate analysis (nMDS analysis) on tree inventory data collected from 50 plots in each of three regions in Sabah and East Kalimantan, Indonesia, demonstrated a high correlation between axis-1 values of the plots and AGB (a surrogate of forest degradation). By contrast, tree-species diversity did not correlate with AGB. We concluded that the index of tree-species composition (axis-1 values of an nMDS analysis to ordinate plots), but not species diversity, was a consistent and robust indicator of forest degradation. Subsequently, we developed a model using Landsat reflectance values to explain the index of tree-species composition and a method to extrapolate the model to a landscape in the order of 100,000 ha. So-derived maps can be used to diagnose the magnitude of forest degradation based on biodiversity. Results of our research will contribute to synergizing emission reduction and biodiversity conservation by providing a technical basis for detecting forest degradation to safeguard biodiversity.

D-1006 熱帯林のREDDにおける生物多様性保護コベネフィットの最大化に関する研究 (京都大学)

