

Environment Research and Technology Development Fund

環境省環境研究総合推進費終了研究等成果報告書

愛知ターゲットの調和的達成のための生物多様性可視化技術の開発
(1-1403)

平成26年度～平成28年度

Developing Mapping Techniques of Biodiversity to Harmoniously Achieve Aichi Biodiversity Targets

京都大学

平成29年5月

環境省

総合環境政策局総務課環境研究技術室
環境保健部環境安全課環境リスク評価室
地球環境局総務課研究調査室

愛知ターゲットの調和的達成のための生物多様性可視化技術の開発

(1-1403)

I. 成果の概要	i
1. はじめに (研究背景等)		
2. 研究開発目的		
3. 研究開発の方法		
4. 結果及び考察		
5. 本研究により得られた主な成果		
6. 研究成果の主な発表状況		
7. 研究者略歴		
II. 成果の詳細		
要旨	1
1. はじめに	2
2. 研究開発目的	3
3. 生物多様性リスク評価ツール・キット (ERA) の開発	6
4. 生物多様性可視化技術の開発	19
5. より簡便な生物多様性指標 (樹木機能群の混合比) の開発	40
6. 無人航空機によるリモートセンシングの活用	60
7. 本研究により得られた成果	62
8. 国際共同研究等の状況	63
9. 研究成果の発表状況	63
10. 引用文献	67
III. 英文Abstract	72

課題名 1-1403 愛知ターゲットの調和的達成のための生物多様性可視化技術の開発

課題代表者名 北山 兼弘（国立大学法人京都大学大学院農学研究科地域環境科学専攻 教授）

研究実施期間 平成26～28年度

累計予算額 53,255千円（うち平成28年度：17,416千円）

予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード 熱帯降雨林、樹木多様性、リモートセンシング、生物多様性地図、生物多様性リスク評価ツール・キット

研究体制

(1) 愛知ターゲットの調和的達成のための生物多様性可視化技術の開発（国立大学法人京都大学）

研究概要

1. はじめに（研究背景等）

生物多様性条約が2020年目標として定めた愛知ターゲットにおいて、森林保全に直接関係するものとして、森林消失速度の半減（ターゲット5）、生物多様性保護を担保した持続的森林管理の浸透（ターゲット7）、生物多様性に重要な陸域の17%保護（ターゲット11）、劣化生態系の復元による生態系レジリエンスと炭素貯留の確保（ターゲット15）、が掲げられている。過去10年の森林減少がインドネシアとマレーシアの熱帯降雨林地域に集中していることから、これらの国際目標の達成のためにこの地域の森林管理が鍵を握る。愛知ターゲットの達成支援と進捗把握のため、ターゲット毎に指標を導入することが同条約下で検討されている。しかし、現在検討中のこれらの指標は、主に国レベルでの達成度を評価するためのものであり、森林保全・管理の現場でその達成度を評価するものではなく、さらにその達成を促すインセンティブとも成り得ない。さらに、上記4つのターゲット間には、森林の保存と活用という明らかなトレードオフが存在しており、相互に調和的な達成を促す新たな仕組みと指標が必要である。これらの愛知ターゲットを調和的に達成するためには、原生的保護区外に存在する、木材生産の劣化を抑止し連続性を確保することが現実的であり、そのような活動を支援するための定量的指標を開発しなければならない。

2. 研究開発目的

森林保全に関する4つの愛知ターゲットを調和的に達成することを支援するために、1) 熱帯林の生物多様性リスク要因を簡易に評価するツール・キット、2) 広域（日本の県レベルの広さ）の熱帯林の生物多様性の原生度や劣化度を地図として可視化する技術、の2つを開発する。

REDD+やその他の森林管理事業において、生物多様性モニタリングの遵守が義務付けられ、そのためのコストが森林管理の現場を圧迫する恐れが出てきている。熱帯林管理の現場において、生物多様性への潜在的なリスクを簡便に診断するキットがあると、診断結果によっては高コストの生物多様性モニタリングを回避でき、森林の利用と生物多様性保護の両立に貢献できる。本研究課題では、ボルネオの森林管理の現場で利用可能な生物多様性評価ツール・キットを開発し、その有効性を多数の森林管理区において実地検証することを目的とする。

先行研究から、森林樹木群集の指標が熱帯林生態系の生物多様性劣化度（健全性・機能）を最も鋭敏に反映できることが判明した。また同時に、現地調査により得られる森林樹木群集データを中解像度衛星画像に広域外挿することで、森林管理区レベルでの生物多様性可視化が原理的に可能であることが示された。本研究では、これまでの手法や技術を改善・高度化し、条件の異なる様々な熱帯林に適用でき、かつ1つの場所で繰り返し使用することによって生物多様性の時間変化をモニタリングできる技術の開発を行う。ランダムな効果やノイズ効果などがあっても、それらを除去する（あるいは統計的に処理する）ことで、生物多様性の時空間変化を広域に診断することが最終目的である。また、開発する手法の実施主体が林業従事者であることを考慮すると、その手法は専門性が低く簡便である必要がある。こうした要件を満たしたモニタリング技術を開発するため、本課題では、ボルネオ島の多数の森林管理区を対象として研究開発を実施した。

3. 研究開発の方法

(1) 生物多様性リスク評価ツール・キット(ERA)の開発

木材生産などの施業による生物多様性へのリスクを簡便に評価するため、アンケートから森林管理区の相対的なリスク度を診断するキットを構築した。まず、国際的森林認証機関である森林管理協議会(FSC)からプロトタイプを入手し、ボルネオに固有な生物相や森林伐採の特殊性を考慮して改善した。作成したキットの有用性を評価するための感度試験を実施した。感度試験においては、FSC森林認証を受けた管理区(低リスク、マレーシア・デラマコット森林保護区の管理手法を適用)と、そうでない管理区(高リスク)を想定して各質問に対する答えを入力し、結果として出力されるリスク度にどのような違いが見られるかを調べた。また、構築したキットを森林管理の現場へ浸透させるために、マレー語・インドネシア語に翻訳した。さらに、森林管理担当者や行政サイドからの視点やニーズを生物多様性リスク評価ツール・キットに反映させるため、京都およびインドネシアにおいて3回のワークショップを実施し、キットの改善を行った。

(2) 生物多様性可視化技術の開発

生物多様性可視化技術を開発するために、森林劣化度が異なる、ボルネオ島の8か所の森林管理区(木材生産林)において地上調査を行った。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。各森林管理区の全域から代表的なサンプルを得るため、事前にLandsat TM / OLIのband3-band7画像に教師無し分類(ISODATA法)を適用し、調査地全域を5つの植生劣化度クラスに分類した。その後、各森林管理区において劣化度クラス毎に10点ずつ半径20mの円形プロット(各調査地に計50プロット)を設置し、胸高直径(DBH)10cm以上の樹木種を対象にDBHの測定と種同定を行った。また、高精度GPSを用いてプロットの正確な位置情報を測定した。

地上調査から得られた種のリストと各種の個体数に基づき、プロット間の樹木群集組成の類似性・非類似性を非計量多次元尺度構成法(nMDS)により解析した。この際、任意の2プロット間の組成的距離の計算においては、Chao非類似度指数を用いた。nMDS解析によって得られる、プロット間の分散が最も大きな軸を1軸とし、各プロットの1軸値を各プロットの生物多様性指標とした。このようにして得られる生物多様性指標は、原生林と任意のプロットとの間の種組成の乖離度(nMDS1軸値)を表し、そのプロットの樹木群集の劣化度を示すものと解釈できる。さらにこのようにして得られた生物多様性指標を森林管理区間で比較するために、nMDS1軸値の標準化を行った。

次に、生物多様性指標値(樹木群集組成:nMDS1軸値)を景観に外挿するため、各プロットにおけるnMDS1軸値とLandsat TM / OLI衛星画像の間で回帰モデルを作成した。モデル作成にあたっては、nMDS1軸値を目的変数、各プロットに対応するLandsat TM / OLI衛星画像の情報を説明変数として、重回帰分析を行った。説明変数には、各バンドの分光反射率以外に、分光反射率のばらつきの指標値として3×3画素内(オブジェクトベース解析ではセグメント内の画素値)でのテクスチャの指標値も加えた。合計130の変数からステップワイズ変数選択法により説明変数を選択し、重回帰分析を行った。その後、採用されたモデルをLandsat画像に外挿し、nMDS1軸値の推定マップを作成した。モデルの精度検証は、Cross Validation法によっておこなった。この手法では、現地調査で得られた50の植生プロットデータを、モデル作成用(n=40)とモデル検証用(n=10)のプロットにランダムに分割し、モデル作成用データをもとに作られたモデルの予測値と検証用データとの自由度調整済みR²を計算した。この手順を1000回繰り返し、自由度調整済みR²の平均値とノンパラメトリックPercentile法による95%信頼区間の推定を行った。本研究手法が攪乱の強度に伴う生物多様性の変化を診断できるかどうかを検証するため、伐採履歴の異なる森林管理区を対象として、各地域で森林管理区全域の平均nMDS1軸値を比較した(空間比較)。平均nMDS1軸値の95%信頼区間は、ブートストラップ法を用いて推定した。さらに、本手法が生物多様性の継続モニタリングに応用可能かを調べるため、同一の調査区において繰り返し生物多様性の定量化・地図化を行い、生物多様性指数の変化を調べた(時間比較)。

4. 結果及び考察

(1) 生物多様性リスク評価ツール・キット(ERA)の開発

完成したキットは、エクセルの5シートから成り、基礎情報シート、森林管理区の生物多様性に関する環境要因シート、生物多様性に対して悪影響を及ぼすストレス要因シート、悪影響の緩和策シート、結果シートを含む。キットはExcelの質問票から成り、50以上の質問に森林管理者が定性・定量的に答えることによって、結果シート(Excelにおけるシート)に総合リスク度と環境価値毎のリスク度が数値で示される。

インドネシア・マハカムウル県内のRatah Timber社においてワークショップを開催し、県内の8つの森林管理区を対象にERAの実地検証を行った結果、ERAはこれらの森林管理区間の管理手法の違いを適切に反映できることが明らかになった(表1)。このようにERAツールを利用することによって、現場で採用されている森林管理体制がどの程度生物多様性に影響を与えるか、その原因は何かを簡便に指標できる可能性が示され、ERAツール

は、野外モニタリングコストの代替手段、現地担当者のキャパシティ・ビルディングの支援、リスクへの緩和策策定への支援に貢献できると考えられる。

表1. インドネシア・マハカムウル県の8つの森林管理区におけるERAの結果。総合リスクの点数(100点満点)とリスクを高めていると診断された要因。

森林管理区名	総合リ		リスクを高める要因
	スク	面積 (ha)	
PT. Ratah Timber	38	98000	広域の焼畑実施 違法伐採
PT. Kemakmuran Bekah Timber	26	89600	広域の焼畑実施
PT. Blayan Raiuter Timber	22	96000	インフラ整備
PT. Sumarindo II	22	258000	強度伐採
PT. Sumarindo V	20	60000	インフラ整備
PT. Mayang Putri Prima	19	13000	強度伐採
PT. Roda Mas	14	70000	
PT. Larya Wijaya Sukses	13	22000	

(2) 生物多様性可視化技術の開発

得られたモデルを対象としている8つの森林管理区に外挿し、景観レベルでの生物多様性の地図化を行ったところ、図1の結果が得られた。地図化の結果に対するCross-validation法による精度検証では、ほとんどすべてのモデルに対し $R^2_{adj}=0.54-0.69$ という高い精度が担保されていることが確認された。このことはボルネオのほぼ全域をカバーする対象地域での、本手法の高い適用性を示している。次に、生物多様性指標値(nMDS1軸値)の平均値を森林管理区間で比較したところ、原生林を多く含む管理区が最も高く、次いで持続的森林管理が行われている地域、従来型伐採が行われた地域、そして植林を行っている地域、の順に平均値が低下していることが示された(図2)。このことから、本手法は森林劣化度の空間比較評価に有効であることが示された。さらに、5つの森林管理区において、生物多様性指標値の平均値の時間変化を解析したところ、有意な時間変化を1か所の森林管理区で捉えることができた(図3)。このことから、本手法は生物多様性時間変化のモニタリング手法としても有効であることが示された。本課題では、生物多様性を、生物種の多様度というよりも、“森林生態系の健全性の基盤”と定義しており、本手法で図示される生物多様性は森林生態系の健全性を表している。

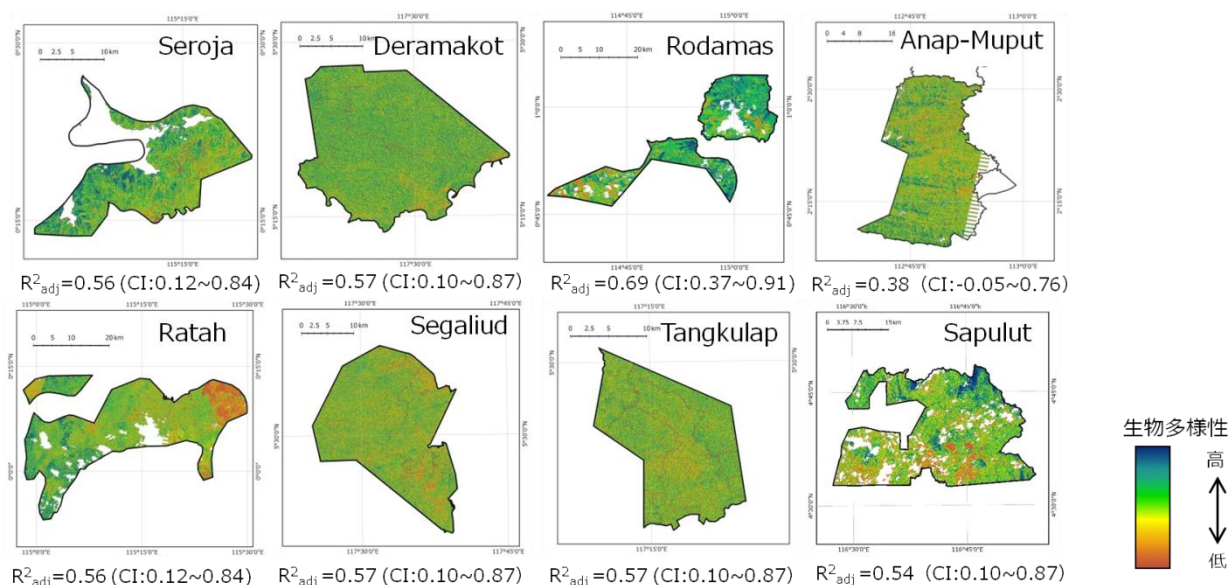


図1. 開発した手法によって作成された8か所の森林管理区の生物多様性地図(群集組成指標値のnMDS1軸値)。青は森林群集がより原生的(健全)であり、赤はより劣化していることを示す。

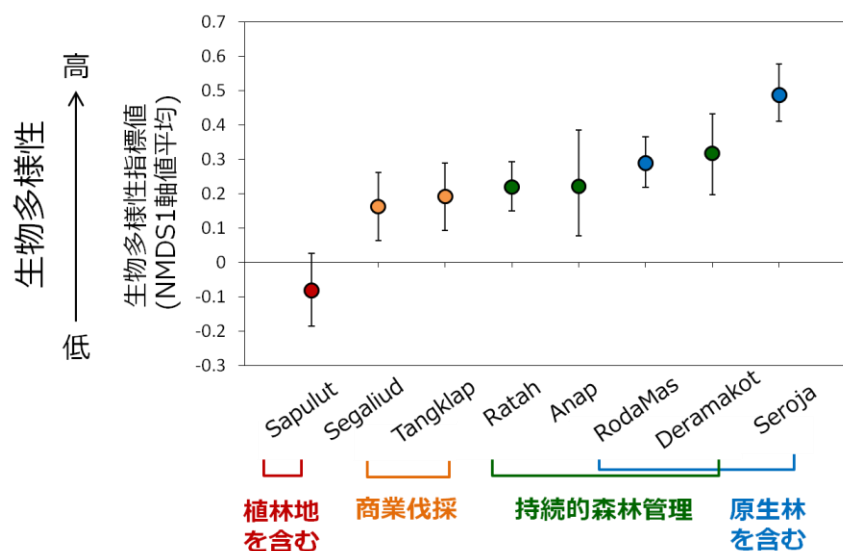


図2. 生物多様性指数 (nMDS1軸値平均±95%信頼区間) の森林管理区間の比較。ここでも、生物多様性は、生物種の多様度ではなく、森林生態系の健全性を示す。

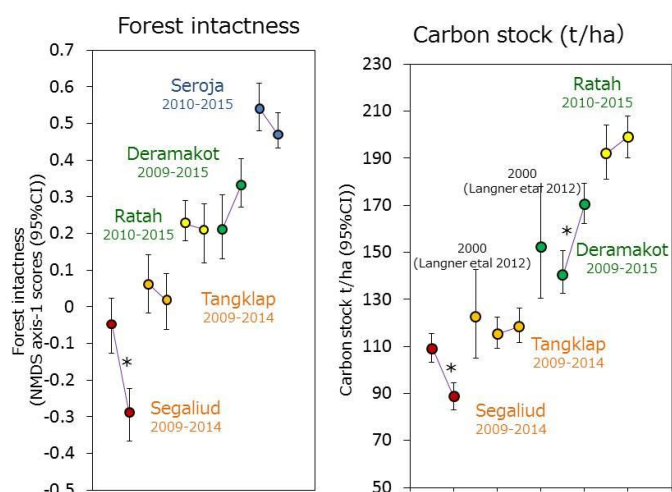


図3. ボルネオ島の5つの森林管理区における、生物多様性指標値の平均値の時間変化 (95%信頼区間を示す)。図には炭素貯留量の変化も示した(右図)。本手法を使って、炭素貯留量の推定も可能である。

(1) 科学的意義

熱帯降雨林の生物多様性(生態系の健全性)を定量的に評価する指標を世界に先駆けて開発し、マレーシア及びインドネシアの広域な森林において実証評価を行い、その指標が頑健でありかつ再現性と精度において優れていることを確認した。また、Landsat衛星データを使い、この指標を景観レベルで精度高く地図化する手法を世界に先駆けて確立した。本研究内容について以下の論文をopen access雑誌に公表したところ、公表後4か月間で閲覧数400回を記録した:

Fujiki S., Aoyagi R., Tanaka A., Imai N., Kusma A.D., Kurniawan Y., Lee Y.F, Sugau J.B., Pereira, J.T., Samejima H., Kitayama K. (2016) Large-scale mapping of tree-community composition as a surrogate of forest degradation in Bornean tropical rain forests. *Land* 5, 45; doi:10.3390/land5040045

さらに、本手法が、熱帯降雨林の生物多様性(生態系の健全性)の時間変化のモニタリングにおいて、有用であることを実証的に明らかにした。これにより、本手法が、REDD+生物多様性セーフガードや生物多様性条約の愛知ターゲット進捗評価に応用可能であることが示された。

東南アジアにおいては初めてとなる生物多様性リスク評価ツール・キット(ERA)の基本構造を開発し、熱帯林生物多様性へのリスクを簡便に評価するツールの社会的導入の可能性を示した。

(2)環境政策への貢献

本研究は、マレーシア・サバ州森林局、インドネシア東カリマンタン州マハカム・ウル県農林業局、WWF-インドネシアとそれぞれ共同研究実施協定を結んで、実施している。このため、本研究課題で開発する技術や得られる成果は現地の熱帯林管理の政策に反映される見込みである。また、生物多様性可視化手法については、森林管理協議会 FSC の生態系サービスの森林認証への適用性を検討した。森林管理協議会 FSCは国際的な森林認証団体であり、森林の持続的管理の国際的な枠組み作りにおいて国際的動向を牽引している。生態系サービスの森林認証は、森林管理の現場における生態系サービスへの保全配慮にたいして認証を発行する新たな試みである。生態系サービス認証を発行するためには、森林管理の現場において生物多様性など生態系サービスへのセーフガードを定量的に証明する必要があり、その手法開発が待たれていたところである。そのような時に、我々が開発した生物多様性可視化手法はFSCから大きく注目され、生態系サービス認証の基準指標として適用可能であることが実証的に示された。これにより、本研究成果は生態系サービス認証の基準指標として社会実装される可能性がますます高まっている。

開発した手法をマニュアル化し、以下のwebsiteで公開中である：

[http://www.rfecol.kais.kyoto-u.ac.jp/index%20\(ratah%20index\).html](http://www.rfecol.kais.kyoto-u.ac.jp/index%20(ratah%20index).html)

<行政が既に活用した成果>

森林管理協議会 FSC が森林保全の新たな国際的枠組みとして仕組み作りを進めている、生態系サービスの森林認証の実証試験において、本課題の成果が使用された。生態系サービスの森林認証においては、木材生産と生態系サービスの保全の両立が求められており、生態系サービスの保全効果を量的に証明しなければならない。他に有効な手立てがない中、本課題で開発した生物多様性可視化技術はその定量評価を可能とするものであり、評価書類の作成に成果が使用された。

<行政が活用することが見込まれる成果>

本課題で開発した生物多様性可視化技術は、生態系サービスの森林認証以外にも応用が大きく期待されている。特に、熱帯降雨林地域における、生物多様性条約の愛知ターゲットの進捗評価において、活用が期待される。

また、マレーシア、サバ州におけるEU支援によるREDD+プロジェクトの実施に向けて、本研究課題の技術や成果が活用される見込みである。本研究課題の実施に当たっては、サバ州政府の他に、インドネシア東カリマンタン州マハカム・ウル県農林業局、WWF-インドネシアの3組織とプロジェクトの共同実施協定を結んだ(3組織とも2014年11月に締結)。このため、本研究課題の技術や成果は現地の熱帯林管理の政策に反映される見込みである。

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>

- 1) Aoyagi, R. and Kitayama, K. (2015) Traits associated with nutrient impoverishment and shade-tolerance in tree juveniles of three Bornean rain forests with contrasting nutrient availability. *Journal of Tropical Ecology* 31: 231-242.
- 2) Aoyagi, R. and Kitayama, K. (2016) Nutrient allocation among plant organs across 13 tree species in three Bornean rain forests with contrasting nutrient availabilities. *Journal of Plant Research* 129: 675-684.
- 3) Aoyagi R., Imai N., Seino T., Kitayama K. (2016) Soil nutrients and size-dependent tree dynamics of tropical lowland forests on volcanic and sedimentary substrates in Sabah, Malaysian Borneo. *Tropics* 25: 43-52.
- 4) Fujiki S., Aoyagi R., Tanaka A., Imai N., Kusma A.D., Kurniawan Y., Lee Y.F, Sugau J.B., Pereira, J.T., Samejima H., Kitayama K. (2016) Large-scale mapping of tree-community composition as a surrogate of forest degradation in Bornean tropical rain forests. *Land* 5, 45; doi:10.3390/land5040045
- 5) Imai N., Samejima H., Malcom S., Tanaka A., Sugau J., Pereira J., Kitayama K. (2016) Response of tree species diversity to disturbance in humid tropical forests of Borneo. *Journal of Vegetation Science* 27:

739-748. doi:10.1111/jvs.12401

- 6) Fujiki S., Okada K., Nishio S., Kitayama K. (2016) Estimation of the stand ages of tropical secondary forests after shifting cultivation based on the combination of WorldView-2 and time-series Landsat images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 119: 280-293.
- 7) Fujiki S., Nishio S., Okada K., Nais J., Kitayama K. (2017) Plant communities and ecosystem processes in a succession-altitude matrix after shifting cultivation in the tropical montane forest zone of northern Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 33: 33-49.

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) Fujiki, S., Nishio, S., Okada, K., Nais, J. and Kitayama, K. (2014) Algorithm to estimate the ages of tropical secondary forests after shifting cultivation, 51st annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Australia, Cairns (2014 July)
- 2) 藤木庄五郎・岡田慶一・長野秀美・西尾尚悟・Jamili Nais・北山兼弘 (2015)「リモートセンシングによる焼畑二次林の炭素蓄積量と生物多様性評価及び将来シナリオ予測」第62回日本生態学会(2015年3月18日)
- 3) 鮫島弘光 (2015)「サラワクのランドスケープの現在」第62回日本生態学会
- 4) 鮫島弘光・Jason Hon・加藤裕美 (2015)「サラワクにおけるランドスケープの変容は、狩猟を介した生態系サービスの供給にどのような変化をもたらしているのか」第62回日本生態学会
- 5) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘(2015)「ボルネオにおける木材生産林の樹木組成の空間変異」2015年度第1回日本生態学会近畿地区例会(2015年6月13日)
- 6) 藤木庄五郎・田中厚志・青柳亮太・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘(2015)「REDD+実現に向けたボルネオ熱帯降雨林におけるリモートセンシングを用いた生物多様性可視化技術の開発」2015年度第1回日本生態学会近畿地区例会(2015年6月13日)
- 7) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2015)「ボルネオ森林管理区における原生林・伐採林の樹木組成:マレーシア、インドネシアにおける広域調査」第25回日本熱帯生態学会年次大会(2015年6月20日)
- 8) 藤木庄五郎・田中厚志・青柳亮太・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘(2015)「ボルネオ熱帯降雨林におけるLandsat衛星画像を用いた生物多様性可視化技術の開発」第25回日本熱帯生態学会年次大会(2015年6月20日)
- 9) Aoyagi, R., Kitayama, K. (2015) Traits associated with nutrient impoverishment and shade-tolerance in tree juveniles of three Bornean rain forests with contrasting nutrient availability, 52st annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Honolulu, Hawaii (July 2015)
- 10) Fujiki, S., Tanaka, A., Imai, N., Aoyagi, R., Samejima, H. and Kitayama, K. (2015) Biodiversity monitoring for REDD+ in SE Asian rain forests using Landsat images, 52st annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Honolulu, Hawaii (July 2015)
- 11) 藤木庄五郎・青柳亮太・今井伸夫・北山兼弘(2015)「UAV(Unmanned Aerial Vehicle)を用いた熱帯樹木3次元構造の測定技術開発」2015年度第2回日本生態学会近畿地区例会(2015年12月19日)
- 12) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・田中厚志・北山兼弘(2015)「ボルネオ森林管理区における原生林・伐採林の樹木組成:マレーシア・インドネシアにおける広域調査」2015年度第2回日本生態学会近畿地区例会(2015年12月19日)
- 13) 藤木庄五郎・青柳亮太・田中厚志・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2016)「衛星から熱帯林樹木群集組成の時空間変化をとらえられるのか?」第63回日本生態学会(2016年3月21日)
- 14) 園田隼人・藤木庄五郎・青柳亮太・北山兼弘(2016)「熱帯降雨林における伐採に対するレジリエンスの空間変異 -Landsat時系列解析を用いて-」第63回日本生態学会(2016年3月21日)
- 15) 藤木庄五郎・岡田慶一・西尾尚悟・長野秀美・北山兼弘(2016)「ボルネオ熱帯林-焼畑モザイクにおける時系列衛星解析を用いた植物群集組成の時空間動態予測」第127回日本森林学会大会(2016年3月28日)
- 16) 矢納早紀子・青柳亮太・藤木庄五郎・北山兼弘(2017)「標高傾度に沿った熱帯樹木種の空間的回転率への伐採撈乱の影響」第64回日本生態学会(2017年3月15日)

7. 研究者略歴

課題代表者:北山 兼弘

ハワイ大学植物学科修了、PhD(植物学)、現在、京都大学農学研究科教授

1-1403 愛知ターゲットの調和的達成のための生物多様性可視化技術の開発

国立大学法人京都大学

大学院農学研究科

北山兼弘

平成26(開始年度)～28年度累計予算額：53,255千円（うち平成28年度：17,416千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

本課題では、国際的に生物多様性の喪失が懸念されている熱帯林に着目し、熱帯林の生物多様性保護と持続的利用を調和的に達成するため、1) 熱帯林の生物多様性リスク評価ツール・キットの開発、および2) 生物多様性可視化技術の開発、を行った。生物多様性リスク評価ツール・キットについては、国際的森林認証団体である森林管理協議会（FSC）からプロト・タイプの提供を受け、東南アジアの木材生産林に適用可能なツール・キットを開発した。ツール・キットは4つのエクセル・シートから成る質問票で、これに森林管理者が答えることにより、生物多様性に対するリスクが点数として表示される。3回のインドネシア現地ワークショップで公開し、改良を進めた結果、森林管理の現場に存在する潜在的リスクを感度よく評価できるようになった。森林管理者の生物多様性に対する意識向上、リスクの自己診断、緩和策の策定などに応用が期待される。生物多様性可視化技術の開発については、ボルネオの8か所の森林管理区（木材生産林）と協力し、実証試験を行った。各管理区に約50個の地上プロットを設置し、林冠樹木種の群集組成を調べた。多変量解析（nMDS）を用い、プロット間の群集組成の変異を管理区毎に解析し、変異幅の最も大きな軸（1軸）の値を各プロットの群集組成指標値とした。この指標値を目的変数とし、プロットの位置のLandsat衛星データの分光特性を目的変数としたモデルを作成した。そのモデルを景観レベルに外推することによって、生物多様性地図（群集指標地図）を作成した。さらに、以上のアルゴリズムを8か所の森林管理区に適用し、生物多様性（群集指標）の時空間変化を統計的に解析する手法も開発した。本課題で開発した生物多様性可視化手法を用いると、森林劣化度の時空間変化を鋭敏かつ頑健に評価できる。本手法は、愛知ターゲットの進捗の評価に有効であるばかりか、森林管理協議会（FSC）が準備している生態系サービスの森林認証における基準としても有効であることが確かめられた。

[キーワード]

熱帯降雨林、樹木多様性、リモートセンシング、生物多様性地図、生物多様性リスク評価ツール・キット

1. はじめに

生物多様性条約が2020年目標として定めた愛知ターゲットにおいて、森林保全に直接関係するものとして、森林消失速度の半減（ターゲット5）、生物多様性保護を担保した持続的森林管理の浸透（ターゲット7）、生物多様性に重要な陸域の17%保護（ターゲット11）、劣化生態系の復元による生態系レジリアンスと炭素貯留の確保（ターゲット15）、が掲げられている。過去10年の森林減少がインドネシアとマレーシアの熱帯降雨林地域に集中していることから、これらの国際目標の達成のためにこの地域の森林管理が鍵を握る。愛知ターゲットの達成支援と進捗把握のため、ターゲット毎に指標を導入することが同条約下で検討されている。しかし、現在検討中のこれらの指標は、主に国レベルでの達成度を評価するためのものであり、森林保全・管理の現場でその達成度を評価するものではなく、さらにその達成を促すインセンティブとも成り得ない。さらに、上記4つのターゲット間には、森林の保存と活用という明らかなトレードオフが存在しており、相互に調和的な達成を促す新たな仕組みと指標が必要である。これらの愛知ターゲットを調和的に達成するためには、原生保護区外に存在する、木材生産などの利用を主目的とした熱帯林の劣化を抑止し連続性を確保することが現実的であり、そのような活動を支援するための定量的指標を開発しなければならない。

そこで、本課題では、森林保全に関する4つの愛知ターゲットを調和的に達成することを支援するために、1) 熱帯林の生物多様性リスク要因を簡易に評価するツール・キット、2) 広域（日本の県レベルの広さ）の熱帯林の生物多様性の原生度や劣化度を地図として可視化する技術、の2つを大きな開発目標とする。

REDD+やその他の森林管理事業において、生物多様性モニタリングの遵守が義務付けられ、その高コストにより森林管理の現場を圧迫する恐れが出てきている。対象となる熱帯林において森林管理事業によりリスクが発生する可能性がそもそも存在するのかを簡便に診断するキットがあると、診断結果によっては高コストの生物多様性モニタリングを回避でき、森林の利用と生物多様性保護の両立に貢献できる。本研究課題では、ボルネオの森林管理の現場で利用可能な生物多様性評価ツール・キットを開発し、それを多数の森林管理区において実地検証することを目的とする。

先行研究によるボルネオ森林管理区5か所での調査から、森林樹木群集の指標値が熱帯林生態系の生物多様性劣化度（健全性・機能）を最も鋭敏に反映することが判明した。また同時に、現地調査により得られる森林樹木群集データを中解像度衛星画像に広域外挿することで、森林管理区レベルでの生物多様性可視化が原理的に可能であることが示された。本研究では、これまでの手法や技術を改善・高度化し、条件の異なる様々な熱帯林に適用でき、かつ1つの場所で繰り返し使用することによって生物多様性の時間変化をモニタリングするための技術開発を行う。ランダムな効果やノイズ効果などがあっても、それらを除去する（あるいは統計的に処理する）ことで、生物多様性の時空間変化を広域に診断することが最終目的である。また、開発する手法の実施主体が林業サイドであることを考慮に入れると、その手法は専門性が低く簡便である必要がある。こうした要件を満たしたモニタリング技術を開発するため、自然条件や管理方法の異なる多くの森林管理区において、衛星解析技術の高度化、多地域での適用性の確認、そして、時間変化の観測への応用を検討した。

本課題では以上の2つを主要な目的としたが、この他にも熱帯林の生物多様性をより簡便に指標するための手法開発も行ったので、ここで報告したい。生物多様性の把握において最も問題になるのが、熱帯林管理の現場において生物分類に関する専門的知識が欠けていることである。このため、熱帯林管理において生物多様性を主流化しようとする、どうしても専門家への協力やモニタリングに投資する大きな費用が発生してしまう。そのような地域で生物多様性モニタリングを浸透させるためには、評価に必要なコストを可能な限り削減することが求められる。このために、生物分類に関する専門的知識がほとんど無くても適用が可能な新たな生物多様性指標の開発も行った。

2. 研究開発目的

(1) 生物多様性リスク評価ツール・キット (ERA) の開発

REDD+やその他の森林管理事業において、生物多様性モニタリングの遵守が義務付けられ、その高いコストにより森林管理の現場を圧迫する恐れが出てきている。対象となる熱帯林において事業によりリスクが発生する可能性がそもそも存在するのかを簡便に診断するキットがあると、診断結果によっては高コストの生物多様性モニタリングを回避でき、森林の利用と生物多様性保護の両立に貢献できる。また、ツールを利用することにより、森林管理施策が生物多様性に及ぼす影響について森林管理担当者の理解を補助できる可能性がある。持続的森林管理に関する知識が森林管理担当者に浸透すれば、将来的に森林管理区の生物多様性の改善に繋がる可能性がある。本研究課題では、ボルネオの森林管理の現場で利用可能な生物多様性評価ツール・キットを開発し、それを多数の森林管理区において実地検証することを目的とする。

(2) 生物多様性可視化技術の開発

東南アジアの赤道熱帯では熱帯降雨林の減少と劣化が近年になって急激に進み (Hansen *et al.*, 2013)¹⁾、それに伴う生物多様性の喪失が国際的な問題となっている。今日まで、生物多様性条約 (CBD) と気候変動枠組条約 (UNFCCC) の2つの国際条約が締結され、熱帯林の森林減少と劣化とそれに伴う生物多様性の喪失を抑制するために、世界各国で熱帯林保全の目標が掲げられている。そのため、そうした目標の達成の進捗を評価するための指標が必要である。ところが、生物多様性保全の進捗を把握するために必要な評価手法は未だ明確には定められておらず、広域の生物多様性の時空間変化に対して鋭敏で堅固な評価手法の開発が緊急の課題となっている。生物多様性評価をモニタリング手法として普及させていくためには、費用対効果が高く、生態系の健全度を代表し、幅広い分類群に対応し、信頼性が高く、実用的でなければならない (Su *et al.*, 2004)²⁾。近年報告された先行研究により、樹木群集組成が熱帯降雨林に加えられた人為影響の大きさを鋭敏に反映することが明らかにされた (Imai *et al.*, 2014)³⁾。Imai *et al.* (2014)³⁾は、ボルネオ島の木材生産林において、樹木の群集組成が生物多様性の堅固な指標として使用できることを提案した。彼らは、伐採林における相対的な樹木種 (または属) の存在量を用いて植生プロットを二元平面に序列化し、得られた1軸値 (X軸) のスコアが樹木群集組成の原生林との類似度を表すことを示した。このスコアは伐採強度の大きさ (地上部残存バイオマスの逆数) と有意な相

関を示し、伐採強度の増加に伴うパイオニア種（劣化林を好む種）の増加とクライマックス種（原生林を好む種）の減少の相互作用を反映している（Imai *et al.*, 2014³⁾, Kitayama *et al.*, 2013⁴⁾）。したがって、樹木群集組成の指標値（序列化されたプロットの1軸値）は、伐採による影響がほとんどない原生林からの組成の類似度の乖離を表すことができる。この指標の算出に必要な地上調査のカウントプロットは比較的早く、安価に実施でき、地元の林業関係者にも実施可能であることから、熱帯木材生産林の生物多様性劣化度をモニタリングするための実用的な指標となり得る。しかし、樹木群集組成は地上に設置された調査区では有効に算出できるものの、それを景観レベルに適用する手法については確立されていない。そこで本研究では、人工衛星データを用い、地上調査によって得られた樹木群集組成を景観レベルに外挿するアルゴリズムを開発することを目的とした。さらに、開発したアルゴリズムを用い、熱帯木材生産林の樹木群集組成地図を作成し、群集の時空間変化を広域的に定量評価した。ここでの樹木群集組成は原生林との類似度を表し、生態系/生物多様性の健全度とも言い換えることができることから、生物多様性条約（CBD）や気候変動枠組条約（UNFCCC）における生物多様性評価に応用できることが期待される。

（3）より汎用性の高い生物多様性指標の開発

樹木の群集組成は、1)伐採撈乱に対する高い指標性、2)高い費用対効果、3)幅広い分類群との対応、4)高い信頼性、5)衛星データとの高い親和性、といった特性をもつことから、森林管理に対する生物多様性の応答を指標するために最適であると考えられてきた。一方で、熱帯において、対象となる森林管理区は、専門家の協力やモニタリングに投資する費用が十分に得られない地域がほとんどである。そのような地域で生物多様性モニタリングを浸透させるためには、評価に必要なコストを可能な限り削減することが求められる。これまで種レベルでなく属レベルのデータを利用することにより、高い指標性を維持しつつ同定コストを削減できることが示されている（Imai *et al.*, 2014³⁾）。しかし、熱帯地域において、有用樹種以外の属を同定するためには高い専門知識が必要であり、同定の困難さがモニタリング手法を実施する上で無視出来ない障壁となる可能性がある。そのため、簡便さと指標性の両立できる新たな生物多様性指標の開発が課題とされてきた。

上の条件を満たす新たな生物多様性指標を開発するため、伐採撈乱に強く応答する特定の樹木グループを利用できる可能性がある（Caro and Doherty, 1999⁵⁾; Pearson, 1994⁶⁾）。ボルネオ熱帯林では、撈乱強度が増すにつれ、原生林を好む樹種（クライマックス種）が減少する一方、荒地を好む樹種（パイオニア種）が増加することが知られている（Imai *et al.*, 2014³⁾）。つまり、伐採強度が樹木群集に与える影響を評価する際に、これらの2つの機能群の混合比が利用できると推察できる。もし、新たな指標が有効であれば、伐採に強く応答する2つの機能群以外の属の同定を省略でき、モニタリングに必要なコストを大幅に削減できる。これまで、いくつかの属・種が伐採撈乱を反映する分類群として提案されてきた、e.g. *Macaranga*, *Mallotus*, *Neolamarkia* and *Trema*（Slik *et al.*, 2003⁷⁾; Swaine and Whitmore, 1988⁸⁾）。しかし、これらの属の撈乱の指標性は、地域によって変化する可能性がある。そのため、狭い地域で行われた先行研究の結果から、これらの属がボルネオ全域といった広いスケールで利用可能かどうか結論づけることができない。

本研究では、ボルネオ熱帯林の森林管理区を対象として、より簡便に評価可能な生物多様性指標を開発することを目的とした。第一に、ボルネオ島マレーシア、サバ州・サラワク州、インド

ネシア、東カリマンタン州において大規模な植生調査を行い、過去の研究 (Imai et al. 2014)³⁾ によって提案された樹木群集組成の指標が、地上部バイオマスによって表される伐採強度を反映できるかどうかを検証した。次に、Dufrene and Pierre (1997)⁹⁾の解析を用いて、地理的位置に無関係に伐採撓乱に強い応答を示す分類群を属レベルで同定した。最後に、これらの2つの機能群の混合比を計算し、それが伐採強度や過去の生物多様性指標と強い相関を示すかどうかを検証した。

(4) 無人航空機によるリモートセンシングの活用

目的(2)に付随して、樹木群集組成を地図化する目的で、無人航空機によるリモートセンシングの活用についても検討したので、報告したい。熱帯降雨林地域は頻繁に雲に覆われるために、人工衛星に搭載した光学センサーでは地表からの分光反射データを得ることが往々にして難しい。目的(2)の生物多様性可視化技術の開発においては、ランドサット衛星データを用いたが、実際に使用できるデータは干ばつ時(干ばつによる快晴時)のデータに限られる傾向にあった。このため、熱帯降雨林の生物多様性を可視化するために、より汎用性の高い無人航空機(UAV)の活用を検討した。無人航空機(UAV)を用いると、季節や天候にあまり左右されずに地表からの反射データを得ることができる。特に赤道熱帯では一年を通じて早朝に晴れることが多いので、天候の晴れ間に無人航空機を飛ばして地表を撮影できる利点がある。一方、飛行高度が低いので、一度に撮影できる範囲は極めて限られる。そこで、本研究では地上数百メートルの高度から地表の熱帯降雨林を撮影し、森林の劣化度を診断できるのかどうかを検討した。

3. 生物多様性リスク評価ツール・キット（ERA）の開発

（1）生物多様性リスク評価ツール・キット（ERA）の開発：研究開発方法

木材生産などの施業による生物多様性へのリスクを簡便に評価するため、アンケートから森林管理区の相対的なリスク度を診断するキットを、FSCの作成したプロト・タイプをボルネオ用に改変して構築した。森林管理担当者や行政サイドからの視点やニーズをERAキットに反映させるため、2015年3月6日から3月12日にかけて、WWFインドネシアのスタッフとインドネシア森林局のスタッフを京都大学に招聘し、ワークショップを企画した。また、構築したキットを森林管理の現場へ浸透させるために、マレー語・インドネシア語に翻訳した。

作成したキットの有用性を評価するため、FSC森林認証を受けた管理区（低リスク、マレーシア・デラマコット森林保護区の管理手法を適用）と、そうでない管理区（高リスク、全てのストレス要因について強度とスケールが2、緩和策がなし）を想定して各質問に対する答えを入力し、結果として出力されるリスク度にどのような違いが見られるかを調べた。また、作成したキットが多様な森林管理区に適用可能か、それらの森林管理区間の生物多様性リスクの違いを反映できるかどうかを調べるために、2015年11月18日から19日にかけてインドネシア・マハカムウル県内の8つの森林管理区（図1-1）のマネージャーをRatah Timber社に招聘し、ERAの試験を行った。さらに、2016年10月6日にインドネシア・サマリダ市内において東カリマンタン州にある、全40の管理会社のうち25の会社のマネージャーを招聘し、作成したERAを配布しパブリックオピニオンを求めた。

（2）生物多様性リスク評価ツール・キット（ERA）の開発：結果と考察

1) 開発したERAツール・キットの構造

キットはExcelの質問票から成り、50以上の質問に森林管理者が定性・定量的に答えることによって、結果シート（Excelにおけるシート）に総合リスク度と環境価値毎のリスク度が数値で示される（図1-2）。ERAは、基礎情報シート、森林管理区の生物多様性に関する環境要因シート、生物多様性に対して悪影響を及ぼすストレス要因シート、悪影響の緩和策シート、結果シートの5シートから成る。以下、各シートの内容について説明する。

基礎情報シート（図1-2-b）： アンケート回答者や森林管理区の基礎情報を記入する。

環境要因シート（図1-2-c）： 有用・貴重な動植物、それらの生物の個体群を維持する上で重要なハビタット、高い生物多様性を有する原生的な生態系の有無に関する情報を入力する。森林管理区内に貴重な生物や生態系が多いほどリスクが高まるように設定されている。

ストレス要因シート（図1-2-d）： 環境価値に悪影響を与える13のストレス要因に関する情報を記入する。ストレス要因には、森林管理の直接的な影響（道路網の建設状況や年間に収穫する樹木の量など）とそれ以外の要因（現地住民による森林の農地転換など）が含まれる。各ストレス要因に対して、スケール（面積）と強度をそれぞれ3段階で評価する。スケールと強度を特定する際の基準が各ストレス要因に設定されている（付録1）。FSC森林認証を受けた森林管理区で行われ

ている管理手法を低リスク（ストレス要因のスケール・強度=1）、強度伐採を行っている森林管理区での管理手法を高リスク（スケール・強度=3）と仮定し、基準を設定した。

緩和策シート（図1-2-e）：13のストレス要因それぞれに対して悪影響を和らげる緩和策を設定した。

結果シート（図1-2-a）：13のストレス要因と環境価値の表で構成され、環境価値毎のリスク度と総合リスク度が示される。森林管理区内の環境価値は、有用な動植物（伐採対象木や非木材産品など）、絶滅危惧種、土壌や水分フローなど生態系を支える物理環境などが含まれる。リスク度の値が、規定値（33.3%）を超えると、値が赤色に表示され、視覚的に高リスクの環境価値を認識できる。

2) ERAの検証と公開

作成したキットが森林管理方法の違いを反映するかを確認するために、異なる管理手法の森林管理区を想定したシミュレーションを行った。持続的森林管理を行っている森林管理区

（Deramakot森林管理区、マレーシア・サバ州）を想定し、各シートの質問に解答した結果、総合リスク度は18%となった。一方、相対的に強度の伐採を行っている管理区を想定した場合（全てのストレス要因について強度とスケールが2、緩和策がなし）では総合リスク度は48%、各環境価値のリスク度も全て33%以上となり、森林管理手法の違いによってリスク評価に大きな違いが示された。このことから、ERAを多くの森林管理区で実施することによって、森林管理区の相対的なリスク度を診断することができると考えられる。

また、2015年に8つの森林管理区でERAを検証した結果、森林管理区間で総合リスク度に違いが見られた（表 1-1）。FSC認証の有無によってリスクの違いは見られなかった一方、伐採を中止している、違法伐採や現地住民の焼畑の有無などの森林管理の現状を総合リスク度が反映していることがわかった。また、Ratah Timber社とRoda Mas社の総合リスク度の値は、本研究課題「ボルネオ熱帯雨林におけるリモートセンシングを用いた生物多様性時空間変化の広域評価」の結果と一致しており、ERAの結果は森林管理区の生物多様性リスクを診断できる可能性が示された（平均nMDS 1軸値：Ratah Timber社，0.209；Roda Mas社，0.276）。これらの2つの森林管理区のリスク度の違いの原因として、各ストレス要因の違いがあげられる（図3）。森林管理による直接的な要因（ストレス要因1-7）は両森林管理区で大きく異ならないが、それ以外の要因（ストレス要因8-13、とくに焼畑による農地転換、違法伐採、公共工事による道路建設）が2つの森林管理区間の総合リスクの違いに強く影響していることがわかった。このようにERAツールを利用することによって、現場で採用されている森林管理体制がどの程度生物多様性に影響を与えるか、その原因は何かを簡便に指標できる可能性が示され、ERAツールは、野外モニタリングコストの代替手段、現地担当者のキャパシティ・ビルディングの支援、リスクへの緩和策策定への支援に貢献できると考えられる。

表 1-1. インドネシア・マハカムウル県の 8 つの森林管理区における ERA の結果。総合リスクの点数（100 点満点）とリスクを高めていると診断された要因。

森林管理区名	総合リスク	面積 (ha)	リスクを高める要因
PT. Ratah Timber	38	98000	広域の焼畑実施 違法伐採
PT. Kemakmuran Bekah Timber	26	89600	広域の焼畑実施
PT. Blayan Raiuter Timber	22	96000	インフラ整備
PT. Sumarindo II	22	258000	強度伐採
PT. Sumarindo V	20	60000	インフラ整備
PT. Mayang Putri Prima	19	13000	強度伐採
PT. Roda Mas	14	70000	
PT. Larya Wijaya Sukses	13	22000	

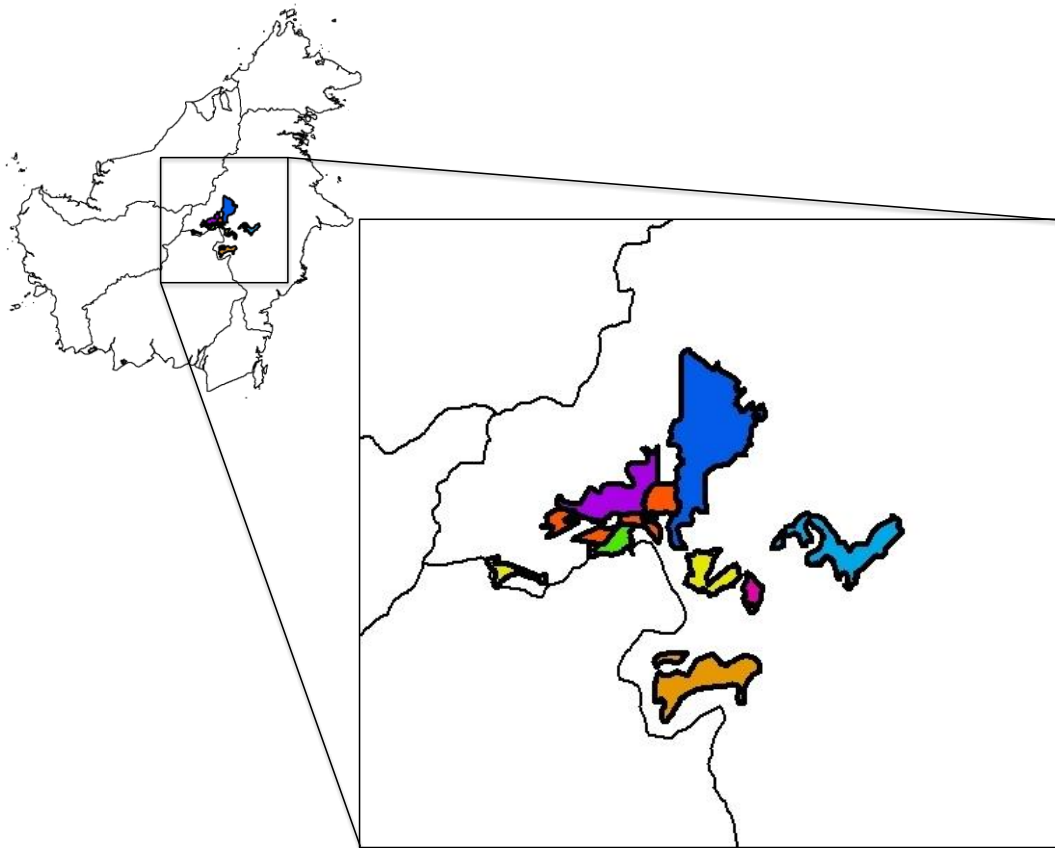
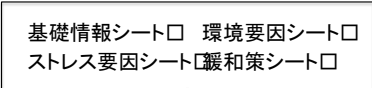


図 1-1. ERAの实地試験をした森林管理区の位置



環境リスク評価表	環境価値!										絶滅危惧種(HCV)													
	伐採面積	伐採年	NTFPs	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	環境価値	
リスク要因!																								
P01 = 主要道の建設と維持	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P02 = 水害や不気味な騒音の建設と維持	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P03 = フランケーションへの転機	4	5	7	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
P04 = 防火帯の設置	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P05 = アーチブット樹種の伐採（木材生産・薪炭生産）	13	18	8	2	4	14	3	1	18	7	5	6	5	3	18	4	2	18	4	2	18	4	2	18
P06 = 苗木搬出	4	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P07 = NTFPの収穫（植物）	2	4	7	2	4	3	2	2	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
P08 = 伐採でのインフラ建設（木材所など）	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P09 = 管理区での炭炭	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P10 = 管理区、薪炭、その他の動物の収集	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P11 = 薪炭	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
P12 = 運搬の投入、転機	10	18	5	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
P13 = 木材や竹の違法採集	7	6	8	2	6	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
P14 = 公共施設の建設（発電所、電線路の設置）	3	3	2	1	3	2	3	3	2	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
リスク度!	51	50	52	26	44	36	37	37	39	63	59	67	62	59	40	46	49	41	47					
リスク度の平均	38%	37%	33%	30%	28%	33%	33%	32%	32%	32%	32%	32%	32%	33%	33%	32%	32%	32%	33%					

図 1-2-a. 4つのエクセルシート（基礎情報シート、環境要因シート、ストレス要因シート、緩和策シート）に含まれる質問に答えることで、結果シートにリスク度が表示される。

回答者の情報

名前

メール

所属

FMUの情報

名前

総面積

過去の森林管理に関する情報

伐採強度

年	伐採面積 (ha)	伐採した材積(m ³)
2011		
2012		
2013		
2014		
2015		

図 1-2-b. 基本情報シート。回答者の連絡先や森林管理区の基礎情報についての質問を含む。ここに入力された内容は直接結果には影響しない。

1.1 Target species		Targeted?	2.1 Small scale sites or features of high ecological value		Present?
Target species group 1 (trees)			洞窟生態系		Yes
絶滅危惧Shorea IUCN Red data as CN	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	炬燵山	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes
絶滅危惧Hopea IUCN Red data as CN	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
絶滅危惧Dipterocarpus IUCN Red data as CN	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
絶滅危惧Vatica IUCN Red data as CN	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
ポリネオテンボク	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
Target species group 2 (fauna)			2.2 Habitat areas of importance to rare, threatened and endangered species		
ポリネオヘグイアシシ	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	塩害		<input checked="" type="checkbox"/>
サンショウ	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
パンゴリン	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes		<input type="checkbox"/>	No
	<input type="checkbox"/>	No		<input type="checkbox"/>	No
	<input type="checkbox"/>	No		<input type="checkbox"/>	No
Target species group 3 (NTFPs)			Endangered species group 5 (plants)		
次香	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	炭材林		<input checked="" type="checkbox"/>
ロタン	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	鉄樹ヒース林		<input checked="" type="checkbox"/>
ハーム(genus Oncozpermaなど)	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	マングローブ		<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	No		<input type="checkbox"/>	No
	<input type="checkbox"/>	No		<input type="checkbox"/>	No

図 1-2-c. 環境要因シート。絶滅危惧種や重要なハビタットの有無に関する質問を含む。環境要因が多いほどリスクが高くなる。

ストレス要因	スケール (a)	強度 (b)	(a x b)
RS1 - 主要道の建設	1	1	1
RS2 - 仮設道路の建設	3	2	6
RS3 - 伐採	2	3	6
RS4 - 丸太搬出	3	2	6
RS5 - NTFPの収穫	1	1	1
RS6 - 現場でのインフラ建設(製材所など)	0	0	0
RS7 - 管理区内での製炭	0	0	0
RS8 - 狩猟	2	2	4
RS9 - 火事	1	2	2
RS10 - 農地の侵入・転換	3	2	6
RS11 - 違法伐採	3	2	6
RS12 - 公共施設の建設	2	3	6
RS13 - 石油や石炭の採掘	1	3	3

図 1-2-d. ストレス要因シート。各ストレス要因に対してスケールと強度をそれぞれ4段階(0-3)で評価する。ストレス要因が大きいほどリスクが高まる。右: ストレス要因3「伐採」におけるスケールと強度の基準。ストレス要因が存在しない場合は0を入力する。

PS5 - ターゲット樹種の伐採(木材生産・薪炭採集)		
10%以上の土地面積が保護区に指定されている。	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes
20%以上の土地面積が保護区に指定されている。	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes
絶滅危惧種のハビタット(塩場など)や、自然林・貴重な生態系(溪畔林など)が保護区にしていされている。	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes
低インパクト伐採(RIL)を適用している。	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes
伐採樹種の植栽を行っている。	<input type="checkbox"/>	No

図 1-2-e. 緩和策シート。各ストレス要因に対して幾つかの緩和策が設定されている。多くの緩和策が採用している管理区ほどリスクは小さくなる。

図 1-2. ERAの構造と各シートの概要

ストレス要因	低リスク (Roda Mas)			高リスク (Ratah)		
	スケール (a)	強度 (b)	(a x b)	スケール (a)	強度 (b)	(a x b)
RS1 – 主要道の建設	2	1	2	1	1	1
RS2 – 仮設道路の建設	3	3	9	3	2	6
RS3 – 伐採	2	2	4	2	3	6
RS4 – 丸太搬出	1	2	2	3	2	6
RS5 – NTFPの収穫	1	1	1	1	1	1
RS6 – 現場でのインフラ建設 (製材所など)	1	2	2	0	0	0
RS7 – 管理区内での製炭	0	0	0	0	0	0
RS8 – 狩猟	2	1	2	2	2	4
RS9 – 火事	0	0	0	1	2	2
RS10 – 農地の侵入・転換	1	1	1	3	2	6
RS11 – 違法伐採	0	0	0	3	2	6
RS12 – 公共施設の建設	0	0	0	2	3	6
RS13 – 石油や石炭の採掘	0	0	0	1	3	3

図 1-3. Roda Mass社とRatah Timber社におけるストレス要因の違い

付録 1-1. 各ストレス要因について、スケールと強度を同定するために使う基準.

SCALE (area and/or frequency)	Intensity
Stress factor RS1 Construction and maintenance of permanent roads and tracks	
<p>Scale score 1: low Less than 20% of the management divisions (compartments) of the FMU contain a permanent road.</p> <p>Scale score 2: medium 20 - 40% of the management divisions (compartments) of the FMU contain a permanent road.</p> <p>Scale score 3: high More than 40% of the management divisions (compartments, RKT) of the FMU contain a permanent road.</p>	<p>Intensity score 1: low Less than 2% of the surface area of the FMU is taken up by permanent roads and associated constructions.</p> <p>Intensity score 2: medium 2 - 5% of the surface area of the FMU is taken up by permanent roads and associated constructions.</p> <p>Intensity score 3: high More than 5% of the surface area of the FMU is taken up by permanent roads and associated constructions.</p>
Stress factor RS2 Construction and maintenance of temporary roads, tracks and log-loading areas	
<p>Scale score 1: low Less than 50% of the management divisions (compartments) of the FMU contain or have contained a temporary road, track or log-loading areas.</p> <p>Scale score 2: medium 50 - 80% of the management divisions of the FMU contain or have contained a temporary road, track or log-loading area.</p> <p>Scale score 3: high More than 80% of the management divisions of the FMU contain or have contained a temporary road, track or log-loading area.</p>	<p>Intensity score 1: low Less than 2% of the surface area of the FMU is taken up by temporary roads, tracks or log-loading areas OR all are closed after use and revert to forest vegetation within two years.</p> <p>Intensity score 2: medium 2 - 5% of the surface area of the FMU is taken up by temporary roads, tracks or log-loading areas.</p> <p>Intensity score 3: high More than 5% of the surface area of the FMU is taken up by temporary roads, tracks or log-loading areas, OR they are not all are closed after use or do not revert to forest vegetation within two years.</p>

Stress factor RS3 Felling of target timber species (timber, poles, fuel wood)	
<p>Scale score 1: low Harvesting takes place in less than 2.5% of the production forest area per year (i.e. a maximum 40 year cycle).</p> <p>Scale score 2: medium Harvesting takes place in between 2.5% and 5% of the production forest area per year (i.e. a cycle of between 20 and 40 years).</p> <p>Scale score 3: high Harvesting takes place in more than 5% of the production forest area per year (i.e. less than a 20 year cycle).</p>	<p>Intensity score 1: low Harvesting is estimated to remove less than 50% of potential for harvesting in the harvested areas.</p> <p>Intensity score 2: medium Harvesting is estimated to remove between 50-70% of potential for harvesting in the harvested areas.</p> <p>Intensity score 3: high Harvesting is estimated to remove between more than 70% of potential for harvesting in the harvested areas.</p>
Stress factor RS4 Skidding	
<p>Scale score 1: low Temporary extraction tracks have been planned so that maximum skidding distance is less than 50m.</p> <p>Scale score 2: medium Temporary extraction tracks have been planned so that maximum skidding distance is less than 100m.</p> <p>Scale score 3: high Skidding distance regularly exceeds 100m.</p>	<p>Intensity score 1: low Skidding is by cable.</p> <p>Intensity score 2: medium Skidding is by combination of cable and tractor, or bulldozer.</p> <p>Intensity score 3: high Skidding is by bulldozer.</p>
Stress factor RS5 Harvesting of NTFP (plants only)	
<p>Scale score 1: low Community occasionally harvests NTFPs for self-consumption.</p> <p>Scale score 2: medium Community harvests NTFPs for local area consumption.</p> <p>Scale score 3: high Community harvests NTFPs for commercial purposes (export out the area of villages).</p>	<p>Intensity score 1: low Harvesting is not considered to have a significant impact on the reproductive potential of the species (e.g. is non-destructive, and does not make use of reproductive elements such as flowers or fruit).</p> <p>Intensity score 2: medium Harvesting is non-destructive, but is likely to affect the reproductive potential of the species, for example through the harvesting of a significant proportion of fruit or flowers.</p> <p>Intensity score 3: high Harvesting is destructive, including the removal or killing of individual whole plants, or the destruction of their reproductive potential.</p>
Stress factor RS6 Establishment and operation of processing facilities within the FMU (e.g. sawmill sites, charcoal burning sites)	
<p>Scale score 1: low Less than 0.01% of the production forest area is directly or indirectly affected (not including harvesting) by the presence of processing facilities within the FMU.</p> <p>Scale score 2: medium</p>	<p>Intensity score 1: low Processing facilities are not associated with any of the following characteristics: - evidence of damaged foliage as a result of heat, smoke, or emissions - more than 100m² of bare or compressed soil</p>

<p>Between 0.01% and 0.05% of the production forest area is directly or indirectly affected (not including harvesting) by the presence of processing facilities within the FMU.</p> <p>Scale score 3: high</p> <p>More than 0.05% of the production forest area is directly or indirectly affected (not including harvesting) by the presence of processing facilities within the FMU.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - latrines which allow sewage to come into contact with water or topsoil - large piles of sawdust or offcuts other than temporary storage prior to use or removal - evidence of oil, chemical or other spillage. <p>Intensity score 2: medium</p> <p>Processing facilities are associated with one of the following characteristics:</p> <ul style="list-style-type: none"> - evidence of damaged foliage as a result of heat, smoke, or emissions - more than 100m2 of bare or compressed soil - latrines which allow sewage to come into contact with water or topsoil - large piles of sawdust or offcuts other than temporary storage prior to use or removal - evidence of oil, chemical or other spillage. <p>Intensity score 3: high</p> <p>Processing facilities are associated with two or more of the following characteristics:</p> <ul style="list-style-type: none"> - evidence of damaged foliage as a result of heat, smoke, or emissions - more than 100m2 of bare or compressed soil - latrines which allow sewage to come into contact with water or topsoil - large piles of sawdust or offcuts other than temporary storage prior to use or removal - evidence of oil, chemical or other spillage.
---	--

Stress factor RS7 Charcoal burning within the FMU	
<p>Scale score 1: low Less than 0.01% of the production forest area is directly affected (not including harvesting) by charcoal burning activity in any year.</p> <p>Scale score 2: medium Between 0.01% and 0.05% of the production forest area is directly affected (not including harvesting) by charcoal burning activity in any year.</p> <p>Scale score 3: high More than 0.05% of the production forest area is directly affected (not including harvesting) by charcoal burning activity in any year.</p>	<p>Intensity score 1: low Charcoal burning sites are not associated with any of the following characteristics: - fire damaged foliage - more than 100m2 of bare or compressed soil on each site</p> <p>Intensity score 2: medium Charcoal burning sites are associated with one of the following characteristics: - fire damaged foliage - more than 100m2 of bare or compressed soil on each site</p> <p>Intensity score 3: high Charcoal burning sites are associated with both of the following characteristics: - fire damaged foliage - more than 100m2 of bare or compressed soil on each site</p>
Stress factor RS8 Hunting and fishing (both authorized and unauthorized)	
<p>Scale score 1: low Occasional hunting for self-consumption</p> <p>Scale score 2: medium Hunting for local area consumption</p> <p>Scale score 3: high Hunting for commercial purposes (export out the area of villages)</p>	<p>Intensity score 1: low There is no evidence that numbers of other species taken is declining in relation to the hunting effort expended.</p> <p>Intensity score 2: medium There is anecdotal evidence that numbers of other species taken is declining in relation to the hunting effort expended.</p> <p>Intensity score 3: high There is reliable evidence that numbers of other species taken is declining in relation to the hunting effort expended.</p>
Stress factor RS9 Fires	
<p>Scale score 1: low Fire has affected less than 1% of the FMU area over the previous 25 years.</p> <p>Scale score 2: medium Fire has affected between 1% and 5% of the FMU area over the previous 25 years.</p> <p>Scale score 3: high Fire has affected more than 5% of the FMU area over the previous 25 years.</p>	<p>Intensity score 1: low In the areas affected by fire, most trees survived and continued to grow afterwards.</p> <p>Intensity score 2: medium In the areas affected by fire, most small trees were killed, but most canopy trees survived and continued to grow afterwards.</p> <p>Intensity score 3: high In the areas affected by fire, most trees were killed by the fire.</p>
Stress factor RS10 Agricultural encroachment and settlement	
<p>Scale score 1: low Agricultural encroachment and settlement affect less than 0.01% of the FMU per year.</p> <p>Scale score 2: medium Agricultural encroachment and settlement affect between 0.01% and 0.05% of the FMU per year.</p> <p>Scale score 3: high Agricultural encroachment and settlement</p>	<p>Intensity score 1: low Agricultural encroachment and settlement are temporary, and previously encroached areas returning to forest in less than three years.</p> <p>Intensity score 2: medium Agricultural encroachment and settlement are temporary, and previously encroached areas return to forest in between and 3 and 10 years.</p> <p>Intensity score 3: high</p>

affect more than 0.05% of the FMU per year.	Agricultural encroachment and settlement appear to be permanent, with previously forested areas remaining deforested for 10 or more years.
Stress factor RS11 Unauthorized harvesting of timber	
<p>Scale score 1: low Community occasionally harvests timber for self-consumption.</p> <p>Scale score 2: medium Community harvests timber for local area consumption.</p> <p>Scale score 3: high Community harvests timber for commercial purposes (export out the area of villages).</p>	<p>Intensity score 1: low Occasional harvest by local individual people.</p> <p>Intensity score 2: medium Occasional harvest by organized groups without skidding machine).</p> <p>Intensity score 3: high Intensive harvest not only by local people but by organized groups with skidding machine.</p>
Stress factor RS12 Public infrastructure: oil, gas, electricity, telephone lines and public road	
<p>Scale score 1: low Forest clearance for public infrastructure affects less than 1% of the total FMU area.</p> <p>Scale score 2: medium Forest clearance for public infrastructure affects between 1% and 5% of the total FMU area.</p> <p>Scale score 3: high Forest clearance for public infrastructure affects more than 5% of the total FMU area.</p>	<p>Intensity score 1: low Two years after infrastructure is installed more than 90% of the cleared area is covered with native vegetation.</p> <p>Intensity score 2: medium Two years after infrastructure is installed between 50% and 90% of the cleared area is covered with native vegetation.</p> <p>Intensity score 3: high Two years after infrastructure is installed soil remains exposed over more than 50% of the affected area.</p>

Stress factor RS13 Mining and oil exploitation	
Scale score 1: low Forest clearance for public infrastructure affects less than 1% of the total FMU area.	Intensity score 1: low Underground mining for oil or gas
Scale score 2: medium Forest clearance for public infrastructure affects between 1% and 5% of the total FMU area.	Intensity score 2: medium Underground mining for coal or traditional/unauthorized mining of gold and jewelry stones involving land modification
Scale score 3: high Forest clearance for public infrastructure affects more than 5% of the total FMU area.	Intensity score 3: high Open mining pit (coal)

4. 生物多様性可視化技術の開発

(1) 生物多様性可視化技術の開発における研究開発方法

本研究では、合法的な商業伐採を実施しているボルネオ島の6つの森林管理区を対象に樹木群集組成の地図化を行った。各森林管理区はマレーシアあるいはインドネシアの地方自治体から許可を得て商業伐採を実施しており、規定の大きさ以上の商業木（主にフタバガキ）だけを木材用に択伐している。ボルネオ島の森林管理区の面積は平均50,000~100,000ヘクタールに及び、土地の所有権はそれぞれの政府に属している。これらの森林管理区は、それぞれ異なる伐採履歴を有しており、伐採履歴に応じた様々な劣化程度のフタバガキ林に被覆されている。対象とした森林管理区は、マレーシア・サバ州に位置する、Segaliud Lokan (5° 20' -27' N, 117° 23' -39' E, 576 km²)、Deramakot (5° 14' -28' N, 117° 20' -38' E, 551 km²)、Tangkulap (5° 18' -31' N, 117° 11' -22' E, 276 km²)、Sapulut (4° 40' -55' N, 116° 30' -117° 00' E, 956 km²) 及び、インドネシア・東カリマンタン州に位置する Roda Mas (0° 46' -1° 05' N, 114° 25' -115° 06' E, 703 km²)、Ratah (0° 7' S-0° 13' N, 114° 58' -115° 30' E, 982 km²) の6つである (図 2-1)。

Segaliud Lokan、Deramakot、およびTangkulap森林管理区では、それぞれ1958年、1956年および1970年から従来型伐採（環境への配慮を考慮しない強度の伐採）が施業された。その後、Deramakotでは、森林の回復を促すため1989年から全ての伐採活動を停止し、低インパクト伐採を1995年から導入した。低インパクト伐採とは、森林樹木への攪乱を抑えるため考案された改良型の択伐であり、事前調査に基づく毎木地図から、攪乱の少ない伐採方法や伐採道の設置を計画するものである (Elias *et al.*, 2001¹⁰) ; Sabah Forestry Department, 2009¹¹)。また、Deramakotでは、そのような低攪乱の伐採と組み合わせ、持続的森林管理が厳密に遵守された。持続的森林管理とは、長期の管理計画に基づく長い伐採サイクル (40年) を導入し、森林のレジリエンス (回復力) を損なわないようにするものである (Lagan *et al.*, 2007¹²)。これらの複合的アプローチは、森林環境を維持するのに役立つと考えられており (Pinard and Putz, 1996¹³) ; Putz *et al.*, 2008¹⁴) ; Langner *et al.*, 2012¹⁵) ; Kitayama, 2013⁴)、Deramakotは1997年に森林管理協議会 (FSC) によって熱帯木材生産林として世界で初めて認証された。このような管理履歴を反映して、Deramakot森林管理区では地上部バイオマスや生物多様性を比較的維持できていることが観察された (Kitayama, 2013⁴)。対照的に、Segaliud Lokanは、2002年まで従来型伐採が繰り返され続け、その後、低インパクト伐採が実施された。Tangkulapは、2002年まで従来型伐採が繰り返され、その後、森林の回復を目的に全ての伐採施業が停止され、現在に至る。Sapulutは1956年に初めて従来型伐採が施業され、2000年まで繰り返し伐採が行われた。その後、低インパクト伐採が行われるようになったが、ゴムの植林が導入され、現在はゴム林が面積の約35%を占めている。Roda Masでは2008年以降に低インパクト伐採が実施された。Roda Masで伐採施業がそれより早期から実施されていた可能性は高いが、2008年までの伐採履歴に関する情報は存在していない。しかし、Roda Masでは原生林がまだ地域全体に残っていることが観察されたため、伐採による攪乱は軽度であったことが予想される。Ratahは1972年から2010年にかけて従来型伐採を実施し、その後、低インパクト伐採に基づく持続的森林管理が実施された。現在、Deramakot、Tangkulap、Roda Mas、Ratahは全てFSCによる認証を受けており、SapulutとSegaliud Lokanはマレーシア木材認証協議会 (MTCC) の認定を受けている (表2-1)。

2012年にSegaliud Lokan、Sapulut、Ratahで地上調査を実施し、その後、2014年にDeramakot、Tangkulap、Roda Mas、2015年に再びRatahで調査を実施した。各森林管理区に設置したプロットの数を表2-1に示す。Segaliud Lokan、Deramakot、およびTangkulapは地理的に隣接しており、潜在自然植生タイプが一致しているため、3つの森林管理区から得られたデータがこれら3つの森林管理区全ての樹木群集組成のパターンを同等に代表すると仮定した。

地上調査では、異なる劣化程度の森林を満遍なくサンプリングするため、森林劣化の程度に応じて各森林管理区をLandsat衛星画像から事前に5つの劣化段階に分類し、それぞれの段階に10点ずつプロットを設置した。森林劣化段階は、気候変動に関する政府間パネル（IPCC、2003⁴⁹）の定義に従い、残存地上部バイオマスに基づいて定義した。5つの劣化段階は原生林（クラス1）から樹冠の開けたパイオニア樹木の優占林（クラス5）までの劣化段階を均等に分割して得られた（Imai *et al.*, 2014³）。その後、各劣化段階の森林に半径20mの円形のプロット（面積1257m²）をランダムに10点ずつ設置した（各森林管理区に合計50プロット）。空間的自己相関の影響を低減するため、各プロットは100m以上距離を離して設置された。プロットの緯度経度の測定には、各プロットの中央点で最低1時間、全地球測位システム（GPS）データを収集した。プロット内の全ての樹木（dbh \geq 10cm）の胸高直径胸（dbh）測定し、出現樹木種名を同定した。但し、つる植物については測定から除外した。板根を持つ樹木については、板根上部の幹を測定した。全ての樹木は地元の植物学者によって同定され、現場で樹木を同定できなかった場合は標本を採集し、現地の植物標本庫で種名を確認した。種レベルで同定できなかった植物は、形態種として区別した。以上の円形プロットによる地上調査に加えて、DeramakotとTangkulapでは、解析の信頼性を高めるために2014年に24個の0.2 haの方形プロットを合わせて設置した。最終的に合計284のプロットから地上データを取得し、以後の解析に用いた。

設置した284プロット（合計37.5ヘクタール）から、85科と254属の合計14,783樹木個体が記録された。各森林管理区のプロットの樹木群集組成の指標値を計算するため、nMDS（非計量多次元尺度構成法）を用いてプロット間の樹木群集組成の差異を二次元平面に序列化し、各プロットのnMDS 1軸値を計算した。序列化には、Rソフトウェアプログラムveganパッケージを使用し、属ごとの樹木数に基づくChao距離（Chao *et al.*, 2005¹⁶）を用いた。木材生産林において、nMDS 1軸値が森林の劣化度（地上部バイオマス値）と相関している（ $R^2 = 0.52-0.71$ ）ことが知られているため（Imai *et al.*, 2014³）、得られたnMDS 1軸値を森林劣化に伴う樹木群集組成の指標値とみなした。ここで計算されたnMDS 1軸値は、伐採の影響が全く無い原生林からの樹木群集組成の類似度を表すと考えられる。原生林において高い生物多様性が保証されているため、指標値を用いて生物多様性を評価することが可能であると考えられる。各プロットは互いに距離を置いて設置したものの、プロット間の空間的自己相関の可能性が残っていたため、各森林管理区のプロット間の自己相関を事前に調べた。その結果、すべての森林管理区において空間的自己相関の影響がないことが確認された（付録2-1および付録2-2参照）。

さらに、森林管理区間の生物多様性の差異を比較するために、各森林管理区のnMDS 1軸値を正規化（平均0、標準偏差1）した。正規化された指標値が森林管理区間で比較可能であることを検証するため、正規化された指標値と各プロットのパイオニア種の相対出現数の関係を線形回帰したところ、全ての森林管理区の回帰直線が重なっていることが分かった（付録2-3参照）。これは、正規化された指標値が、全ての森林管理区で同じ意味（同じパイオニア種の比率）を持つこ

とを意味している。このため、正規化された指標値を用いて森林管理区間の樹木群集組成を比較することは可能であると考えられる。以降の解析は正規化されたnMDS 1 軸値を用いて行った。

各森林管理区全体のnMDS 1 軸値の推定には、Landsat TM / OLI衛星画像を用いた。使用される画像のデータセット（センサー、パス行および日付）の詳細は付録2-4に記載する。伐採道路で収集したGPS情報とそれに対応する画像の位置関係にずれがみられなかったため、用いたLandsat画像に大きな地理的誤差はないと判断された。画像の前処理として、各画素のデジタルナンバーを放射輝度に変換し、その後、大気による光の散乱と吸収効果を補償するため、6Sコード（Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum radiative transfer code, ver.1.1: Kotchenova *et al.*, 2006¹⁷⁾; Vermote *et al.*, 1997¹⁸⁾）に基づく大気補正アルゴリズムを用いて、大気放射輝度を表面反射率に変換した。最後に、Ekstrand (1996) ¹⁹⁾によって報告されている地形補正手法を使用して、地形による照度への影響を補正した。補正に必要な地形情報には、スペースシャトル地形データ（SRTM）を用いた。その後、雲・影で覆われたピクセルをオブジェクトベース分類手法により除去した。この際、ピクセルの類似性に基づき結合されたまとまり（セグメント）を作成し、その後、雲・影セグメントを検出するための閾値を計算し、該当するセグメントを除去した。

その後、雲の被覆により虫食い状に欠損した画像を利用可能な状態に復元するため、比較的取得時期の近い画像を複数枚用い、欠損箇所を補填する処理（モザイク処理）を実施した。モザイク処理では、比較的取得時期の近い画像を複数枚準備し、より雲の少ない画像を対象画像（補完される画像）とし、補完の参照にする画像を参照画像とした。両方の画像に共通して雲のない場所の画素値を取り出し、参照画像の画素値を説明変数、対象画像の画素値を目的変数とし、ロバースト回帰分析により対象画像の画素値を推定するモデルを作成した（Schott *et al.*, 1988²⁰⁾; Vogelmann, 1988²¹⁾; Hall *et al.*, 1991²²⁾; Olsson, 1993²³⁾; Oetter *et al.*, 2001²⁴⁾; Song *et al.*, 2001²⁵⁾; Du *et al.*, 2002²⁶⁾）。その後、得られた推定モデルを、対象画像で欠損しているが参照画像では欠損していない地域に外挿し、対象画像の欠損を補完した。対象画像として、Segaliud Lokan, Deramakot, Tangkulap (2014) には、Landsat-OLI (2014年6月6日)、Sapulut にはLandsat-OLI (2013年6月19日)、Roda Mas にはLandsat-OLI (2015年5月31日)、Ratah (2010) にはLandsat-TM (2010年2月10日)、Ratah (2015) にはLandsat-OLI (2015年2月8日)を用いた。オブジェクトベース分類にはeCognition Developer 8.7を使用し、その他の事前処理にはERDAS Imagine ver. 11.0とArcGIS 9.3.1を使用した。

各森林管理区全体のnMDS 1 軸値を推定するため、各プロットにおけるnMDS 1 軸値と事前処理を終えたLandsat TM / OLI衛星画像の画素値の間で回帰モデルを作成した。このモデルを衛星画像に外挿することで、広域における生物多様性を定量的に評価した。地域ごとの潜在自然植生の違いを考慮に入れるため、全ての森林管理区を単一のモデルで評価するのではなく、森林管理区ごとに個別のモデルを作成した。また、Segaliud Lokan, DeramakotおよびTangkulapでは、樹木群集組成の時間変化を検出するため、Landsat-TM (2009) とLandsat-OLI (2014) の2つの画像においてモデルを別々に作成した。また、Ratahにおいても、Landsat-TM (2010) とLandsat-OLI (2015) の2つの画像においてモデルを作成した。このプロセスでは、雲の被覆によって欠損した画素上に存在していたプロットは除外した。モデル作成にあたっては、nMDS 1 軸値を目的変数、各プロットに対応するLandsat TM / OLI衛星画像の様々な画素値を説明変数として、重回帰分析を行った。

説明変数には、各バンドの反射率（Band1_{TM / OLI}、Band2_{TM / OLI}、Band3_{TM / OLI}、Band4_{TM / OLI}、Band5_{TM / OLI}、Band6_{OLI}、Band7_{TM / OLI}）、及び植生指数（NDVI: normalized difference vegetation index, NDWI: normalized difference water index, NDSI: normalized difference soil index, and EVI: enhanced vegetation index）を用いた。植生指数は以下の式から計算した。

$$\text{NDVI-TM}_{(OLI)} = (\text{Band4}_{(Band5)} - \text{Band3}_{(Band4)}) / (\text{Band4}_{(Band5)} + \text{Band3}_{(Band4)})$$

$$\text{NDWI-TM}_{(OLI)} = (\text{Band3}_{(Band4)} - \text{Band5}_{(Band6)}) / (\text{Band3}_{(Band4)} + \text{Band5}_{(Band6)})$$

$$\text{NDSI-TM}_{(OLI)} = (\text{Band5}_{(Band6)} - \text{Band4}_{(Band5)}) / (\text{Band5}_{(Band6)} + \text{Band4}_{(Band5)})$$

$$\text{EVI-TM}_{(OLI)} = 2.5 * (\text{Band4}_{(Band5)} - \text{Band3}_{(Band4)}) / (\text{Band4}_{(Band5)} + 6 * \text{Band3}_{(Band4)} - 7.5 * \text{Band1}_{(Band2)} + 1)$$

上記の変数に加えて、変動係数（CV）、標準偏差（SD）、およびテクスチャ（Haralick, 1986²⁷⁾）を、スペクトルのばらつきの指標値として使用した。CV、SD、およびテクスチャは、3×3ピクセル内の反射率値および各植生指数に基づいて計算され、テクスチャの指標には、均質性、コントラスト、角二次モーメント、エントロピー、異質性、相関、平均、を使用した。回帰モデルの説明変数は変数間の多重共線性を避けるため、ステップワイズ変数選択法に基づき選択され、選択された変数のVIF値は、Roda Masを除いてすべて10未満であり、多重共線性がないことを確認した（付録2-5参照）。また、標高600m以上の自然植生は低地の自然林と異なっているため（Kitayama, 1992²⁸⁾; Aiba and Kitayama, 1999²⁹⁾）、600m以上の標高を除いて解析を行った。テクスチャの計算にはeCognition developer 8.7を、モデル作成には R ver 3.20を、その他の解析ではERDAS Imagine ver. 11.0とArcGIS 9.3.1を用いた。

モデルの精度検証には、クロスバリデーション法（Roff, 2006³⁰⁾; Langner *et al.*, 2012¹⁵⁾）を用いた。各モデルで使用された全てのプロット（約50プロット）をnMDS 1軸値の順位に従い5つのクラスに均等に分け、各クラスのプロットから4/5を無作為に取り出し、nMDS 1軸値予測モデルを作成した。このモデルに基づき、残りの1/5のプロットの前軸値を推定し、nMDS 1軸値の推定値と実測値との間の自由度調整済み相関係数（R²）を検定した。このステップを各森林管理区において1000回繰り返し、相関係数の95%信頼区間を計算した。この統計検定にはR ver 3.20を用いた。

森林管理区内および管理区間の生物多様性の空間的差異を評価するため、nMDS 1軸値の相対頻度のヒストグラムと平均値を計算し、森林管理区同士での比較を行った。また、結果の妥当性を検証するため、各森林管理区の管理履歴に着目し、管理履歴から予想される生物多様性の状態を反映しているかどうかを考察した。各森林管理区のnMDS 1軸値のヒストグラムを生物多様性の空間変異の指標とし、平均値を各森林管理区の生物多様性の代表値とみなした。ヒストグラムの計算には、各森林管理区に設置した全プロットから作成したモデルを管理区全域に外挿し、その値の相対出現頻度を求めた。また、6つの森林管理区の生物多様性の差異を比較するため、各森林管理区の平均nMDS 1軸値の95%信頼区間を計算した。信頼区間が任意の2つの森林管理区同士で重ならない場合、それらの森林管理区間の平均nMDS 1軸値の差は統計的に有意であるとみなした。平均nMDS 1軸値の信頼区間を計算するにあたっては、クロスバリデーション法と同様の手法を用いた。各森林管理区において、モデルの構築と外挿を1000回繰り返し、nMDS 1軸値の平均値のサ

ンプルを1000回取得した。95%信頼区間は、得られた1000サンプル中の25番目（上限）および975番目（下限）の値として計算された。こうして得られた平均nMDS 1 軸値の95%信頼区間を用いて森林管理区同士を比較し、管理履歴の違いによる生物多様性への影響を考察した。

本研究の手法が木材生産林の生物多様性の時間的変化を検出できるかどうかを検証するために、Segaliud Lokan、Deramakot、TangkulapとRatahにおける平均nMDS 1 軸値の変化を調べた。この解析では、Segaliud Lokan、Deramakot、TangkulapにはLandsat_{TM} (2010) とLandsat_{OLI} (2015) を、RatahにはLandsat_{TM} (2009) とLandsat_{OLI} (2014) を用いた。各森林管理区内の時間変異の有意性を検出するために、森林管理区間の空間変異の比較と同じ手法を用いた。平均nMDS 1 軸値の95%信頼区間が重ならない場合、生物多様性の変化は統計的に有意であるとみなした。

(2) 生物多様性可視化技術の開発における結果と考察

1) 生物多様性地図

ステップワイズ法に基づく変数選択の結果、nMDS 1 軸値は主に中間赤外反射率、テクスチャ、およびSD (表2-2) によって説明された。nMDS 1 軸値の予測値と実測値との間の相関係数 R^2 は0.57～0.75の範囲であった (表 2-2、図2-2)。6つの森林管理区の樹木群集組成地図を図2-3に示す。この地図は、nMDS 1 軸値の推定値を示しており、地図の各ピクセルにnMDS 1 軸値が格納されている。青から赤への色のグラデーションは、属レベルでの樹木群集組成の原生林との類似度を表し、値が高い (青色) ほど樹木群集組成が原生林に近く、高い生物多様性が期待されることを意味し、値が低いほど (赤色) 強度に劣化した森林であることを意味する。対象とした森林管理区のいくつかのエリアにおいて原生林 (青色) の存在が確認された (例えば、Deramakotの左側部分、Ratahの左側、Roda Masの右上部分)。一方で、非常に劣化した森林 (赤～橙色) の存在も顕著に表れていた。1998年に森林火災があったRatahの東部のエリアや、地元住民によって焼畑が行われているRoda Masの西側のエリアは赤・橙色として表現された。また、Sapulutに見られるモザイク状の赤色のエリアは同地域で実施されているゴムの植林に対応していると考えられる。Deramakot内の生物多様性 (樹木群集組成の原生林との類似度) は、低インパクト伐採と長い伐採サイクル (40年) を反映して全体に高い値を示した。対照的に、Segaliud Lokanの生物多様性は総じて低く、攪乱強度の高い従来型伐採を2002年まで繰り返してきた影響が未だ残っている可能性が示された。また、森林の回復を促すため2002年以降全ての伐採施業を中断してきたTangkulapにおいても、まだ黄色い領域が数多く残っており、2002年以前に実施された従来型伐採による影響が12年後でも依然として残っている可能性が示唆された。

2) モデルの精度検証

クロスバリデーション検定の結果、森林管理区間でモデルの推定精度にばらつきはあるものの、すべてのモデルにおいて概して高い精度が出ていることが確認された。nMDS 1 軸値の推定値と実測値の反復計算された相関係数 (R^2) の平均値 (CI: 95%信頼区間) はそれぞれ、Segaliud Lokan、Deramakot、Tangkulap (2009) : 0.62 (CI 0.19-0.90)、Segaliud Lokan、Deramakot、Tangkulap (2014) : 0.64 (CI 0.42-0.83)、Sapulut (2013) : 0.57 (CI 0.31-0.83)、Roda Mas (2015) :

0.74 (CI 0.49-0.92)、Ratah (2010) : 0.60 (CI 0.30-0.79) Ratah (2015) : 0.51だった (図2-3)。

3) 森林管理区内／管理区間の生物多様性の時空間変異

同時期 (2013~2015年) の6つの森林管理区のnMDS1軸値のヒストグラムを図2-4に示す。ヒストグラムは、モードとパターンに関して森林管理区間で大きく変化した。Roda Masのモードは、6つの森林管理区の中で最も高いnMDS 1 軸値のスコアを示し、Roda Masにおいて比較的高い生物多様性が維持されている可能性を示した。しかし同時に、Roda Masでは、低いnMDS 1 軸値 (1.0以下) の密度も高いことから、現在の伐採施業、あるいは地元住民の森林管理区内での焼畑農業の影響が大きいことも示唆された。サバ州における持続的森林管理のモデルサイトであるDeramakotのモードは2番目に高いスコアだった。Segaliud Lokanのモードは、従来型伐採の歴史が長いことを反映して、6つの森林管理区のうち最も低かった。植林が施業されているSapulutのモードは、2番目に低いスコアを示した。Tangkulapにおいては全ての伐採活動は2002年から中断されてきたが、モードは持続的森林管理を実施している森林管理区 (Deramakot、Roda MasおよびRatah) よりも低く、過去の強度攪乱の伐採の影響が未だ残っていることが示唆された。全体として、6つの森林管理区のモードのスコアは、攪乱強度や管理履歴をよく反映していることが示された。

6つの森林管理区 (図2-3および2-4) のnMDS 1 軸値の平均値および95%信頼区間を昇順で図2-5aに示す。サバ州政府による持続的森林管理のモデルとして指定されたDeramakotでは、全森林管理区で最高の平均スコア0.333 (CI 0.271-0.405) を記録した。2番目に高いスコアは、Roda Masの0.276 (CI 0.209-0.348) であった。Ratahでは0.209 (CI 0.116-0.278)、Tangkulapでは0.189 (CI -0.061-0.091)、Sapulutでは-0.083 (CI -0.183-0.010)、Segaliud Lokanでは-0.289 (CI -0.367- -0.223) であった。低インパクト伐採に基づく持続的森林管理を実施している森林管理区 (Deramakot、Roda Mas、Ratah) の平均スコアは他の森林管理区よりも有意に高かった。

4つの森林管理区におけるnMDS 1 軸値の平均値および95%信頼区間の時間変化を図2-5bに示す。Segaliud Lokanの平均nMDS 1 軸値は、2009年から2014年にかけて有意に減少したが、他の森林管理区では有意な変化はなかった。有意ではないが、Deramakotの平均nMDS 1 軸値は大きく上昇した。すべての伐採活動を停止しているTangkulapと持続的森林管理を導入しているRatahの平均nMDS 1 軸値は低下傾向にあった。

4) 生物多様性可視化についての考察

広域の生物多様性の時空間変化に対して鋭敏で堅固な評価手法を確立するため、本研究は樹木群集組成に基づいてLandsat衛星から森林の生物多様性を地図化するアルゴリズムを開発した。これまで、樹木群集組成の広域評価においては、ハイパースペクトル画像のような高スペクトル／高空間解像度のセンサを用いることが一般的であった (Schmidtlein & Sassin, 2004³¹⁾; Schmidtlein *et al.*, 2007³²⁾; Feilhauer & Schmidtlein, 2009³³⁾; Feilhauer *et al.*, 2011³⁴⁾; Gu *et al.*, 2015³⁵⁾)。しかし、その機材・撮影コストの高さや撮影面積の狭さから、国家・準国家レベルでの実用的な生物多様性評価手法として用いるのは難しいと考えられる。一方で、Landsat衛星画像のようなマルチスペクトルセンサは、コストの低さ、データの継続性、撮影面積の広さから、国家・準国家レベルでの生物多様性モニタリングへの応用が期待されている (Turner *et al.*,

2015³⁶⁾)。しかし、その比較的大きなピクセルサイズ (30m解像度) では、異なる機能形質を有する複数種の光の反射がピクセル内で混合するため、個々の樹種または群集を包括的に地図化することはできないとされてきた (Asner & Martin, 2008³⁷⁾ ; Rocchini, 2007³⁸⁾)。そこで、本研究では各樹木個体の光反射特性ではなく、個体群全体としての光反射特性に着目した。そのために、まず樹木群集組成を序列化して指標値に変換し、その指標値を景観外挿したことが本研究の特徴の1つである。

Landsat衛星画像の情報から樹木群集組成の指標値を説明するモデルのクロスバリデーション法に基づく検定の結果、平均R²値はすべての森林管理区のモデルにおいて高い値 (0.51-0.74) を示した。この結果は、Landsat衛星センサから樹木群集組成の変異をとらえることが可能であることを示唆している。リモートセンシングを用いた樹木群集組成の地図化の概念は、群集組成の変化に伴い樹冠の反射スペクトル、化学組成、形態学的特徴、形態、構造などの形質が変化し、その形質の変化をセンサがとらえられるという仮定に基づいている (Feilhauer *et al.*, 2011³⁴⁾)。Landsat衛星画像は、低い空間/スペクトル分解能のために、ギルド内の微細な形質の変化 (例えば、クライマックスギルド内の形質変異) を効果的にとらえることは難しいが、ギルド間の形質の差異 (すなわち、パイオニア種とクライマックス種との間の形質差) については検出できるということがいくつか報告されている (Wittmann *et al.*, 2002³⁹⁾ ; Tangki & Chappell, 2008⁴⁰⁾)。本研究で用いた樹木群集組成の指標値 (nMDS 1軸値) は森林の劣化に伴い直線的に増加するパイオニアギルドと直線的に減少するクライマックスギルドの相互作用を前提としているため、Landsat衛星データからその連続的な変化をとらえることができたのではないかと考察される。

本研究のモデルで選択された説明変数は主に、中間赤外反射率およびスペクトルのばらつきの情報 (テクスチャおよびSD) であった。中間赤外反射率は熱帯二次林における年齢、樹高、バイオマスに強く相関していることが知られており (Steininger, 2000⁴¹⁾ ; Langner *et al.*, 2012¹⁵⁾)、テクスチャは樹冠構造の複雑さを表し (Dube & Mutanga, 2015⁴²⁾)、SDは種の多様性を代表することが知られている (Rocchini *et al.*, 2010⁴³⁾)。本研究において、中間赤外反射率は、伐採後の樹木成長 (すなわち、バイオマス) を説明し、テクスチャおよびSDは2つのギルドの混在によって生じる樹冠構造のばらつきを説明したものと考えられる。以上のように、本研究の結果はLandsat衛星の中間赤外の反射率とスペクトルのばらつきの情報が2つのギルドの相互作用を反映できることを示唆しており、開発されたアルゴリズムによって、木材伐採によって引き起こされる樹木群集組成の連続的な変化を効果的にとらえられることが示された。

ただし、選択された説明変数および係数は、モデルによって異なることにも留意すべきである。今回の研究対象はボルネオの広い地理的領域にまたがっているため、熱帯降雨林間の潜在植生の違いを含んでいる (Slik *et al.*, 2003⁵¹⁾)。したがって、選択された説明変数は、潜在植生の違いに基づく樹冠構造および葉の形質の変異を反映して、森林管理区間で変化したと予想される。

作成された地図は、各森林管理区内の原生林 (に近い樹木群集組成の森林) と強度に劣化した森林を区別するのに有用である。これにより、潜在的に高い保全価値のある地域、または緩和策が必要とされる地域の位置や程度を特定することができる。また、ヒストグラムとnMDS 1軸値の平均値とを組み合わせることで、森林の生物多様性の程度を定量的に診断することができる。ヒストグラムは生物多様性の頻度分布を示し、平均値は森林管理区全体の生物多様性の状態を代

表している。また、nMDS 1 軸値が低い地域は、パイオニアギルドが優占していることを意味しており、これは、森林のレジリエンス（回復力）の低下、他の分類群の多様性の低下、火災耐性の低下をもたらすことが知られていることから (Asner *et al.*, 2005⁴⁴) ; Langner *et al.*, 2007⁵⁰)、得られた地図は熱帯木材生産林の生態系の健全度を表しているとも言える。

すべての森林管理区モデルのR²値の95%信頼区間の幅は比較的広く (0.2-0.9)、クロスバリデーションに使用したプロットサンプルの数が少なかった可能性が示唆された。R²値の信頼区間の幅の広さから、平均nMDS 1 軸値それ自体は森林管理区間で異なっていたにもかかわらず、全ての森林管理区の生物多様性の違いを統計的に区別することはできなかった。しかし、持続的森林管理を実施している森林管理区 (Deramakot、Roda Mas、Ratah) と他の森林管理区の生物多様性の有意差を検出することは可能であった。また、Segaliud Lokanの指標値が有意に他の森林管理区よりも低いことも検出された。Segaliud Lokanは、1958年から2002年にかけて従来型伐採を施業しており、他の森林管理区に比べて強度攪乱の伐採を行った期間が長いため、その影響が明確に反映されたものと考えられる。さらに、Segaliud Lokanの平均nMDS 1 軸値は、2009年から2014年の間に有意に減少したが、他の森林管理区では有意な変化はなかった。これは、伐採あるいは植林によるSegaliud Lokanの森林劣化が近年においても激しく進行していることを示唆している。以上のように、本手法で得られた樹木群集組成地図と指標値の信頼区間を組み合わせることで、異なる管理履歴がもたらす生物多様性の時空間的变化への影響を診断することができる。

本手法の適用性は、ボルネオの大部分の地域をカバーする広い地理的範囲 (0°7' ~ 5°20' N, 114°25' ~ 115°30' E) において検証された。また、攪乱後 (伐採後) の2つの植生ギルド (パイオニアとクライマックス) の発生が一般的な生態学的現象であることを考慮すると、将来の検証が必要ではあるものの、ボルネオ以外の森林にも樹木群集組成に基づく生物多様性評価手法を適用できる可能性は高いと考えられる。

本研究は、樹木群集組成を景観レベルに適用できることを示し、開発したアルゴリズムが熱帯林広域の生物多様性モニタリングに応用できる可能性を示した。本手法の利点は、Landsat衛星画像を使用することに基づく、広域性、継続性、低コストにある。Landsat衛星画像はその3点において他のリモートセンシングデータよりも優れており、本研究に基づく樹木群集組成地図は、国家レベルあるいは準国家レベルでの生物多様性モニタリングに適していると考えられる。こうした利点は、愛知ターゲットとREDD +の生物多様性セーフガードに必要な生物多様性評価にとって極めて有用であり、本報告書では、開発したアルゴリズムを生物多様性の新たな評価手法として提案する。

表2-1. 対象とした森林管理区の詳細情報

Name	State/province, nation	Silviculture and timber harvest	Forest certification	Plot number
Segaliud	Sabah, Malaysia	1958–2002 CL, Since 2003 RIL	MTCC	50 (2012)
Lokan				44 (2014)
Deramakot		1956–1985 CL, Since 1995 SFM with RIL	FSC	
Tangkulap		1970–2002 CL	FSC	
Sapulut		1956–2000 CL, Since 2001 RIL	MTCC	50 (2012)
Roda Mas	East	Since at least 2008 SFM with RIL	FSC	50 (2014)
Ratah	Kalimantan, Indonesia	1972–2010 CL, Since 2010 SFM with RIL	FSC	50 (2012) 40 (2015)

括弧内の数字はプロットを設置した時の西暦を表す; CL, conventional logging; RIL, reduced impact logging; SFM, sustainable forest management; FSC, Forest Stewardship Council; MTCC, Malaysian Timber Certification Council

表2-2. 各森林管理区で作成されたモデル

	R ²	Coefficient	SE	T value	Pr (> t)
Segaliud Lokan-Deramakot-Tangkulap 2009 (N=50)					
B5 _{TM}	0.61	-0.53599	3.88E-04	5.2435	<0.001
GLCM_mean_NDSI		0.37928	1.89E-02	3.79207	<0.001
Segaliud Lokan-Deramakot-Tangkulap 2014 (N=86)					
B7 _{OLI}	0.64	-0.61447	8.92E-04	6.6404	<0.001
GLCM_mean_EVI		-0.16068	1.65E-02	2.4093	1.83E-02
GLCM_homogeneity_B3 _{OLI}		0.16754	7.36E+00	2.5411	1.30E-02
NDSI		-0.22618	2.99E+00	2.4598	1.60E-02
Sapulut (N=45)					
B6 _{OLI}	0.60	-0.46159	2.40E-05	3.7795	<0.001
GLCM_contrast_B3 _{OLI}		0.37483	3.10E-05	3.8679	<0.001
B5 _{OLI}		-0.36385	1.20E-05	3.0253	4.30E-03
GLCM_mean_B6 _{OLI}		-0.286	8.20E-03	2.8178	7.50E-03
Roda Mas (N=45)					
B6 _{OLI}	0.75	-0.86698	7.50E-05	4.9699	<0.001
SD_NDSI		-0.75056	1.20E-04	4.5416	<0.001
SD_NDWI		-2.12925	2.20E-04	4.6781	<0.001
SD_NDVI		2.00116	4.50E-04	3.373	1.70E-03
B4 _{OLI}		0.56146	4.70E-04	2.3481	2.40E-02
Ratah 2010 (N=64)					
B7 _{TM}	0.62	-1.42357	1.30E-03	7.02905	<0.001
B3 _{TM}		0.75859	2.80E-03	3.74366	<0.001
GLCM_dissimilarity_B4 _{TM}		0.25656	9.80E-03	3.2506	1.90E-03
Ratah 2015 (N=69)					
B6 _{OLI}	0.57	0.78594	4.22E-05	9.5079	<0.001
GLCM_homogeneity_B6 _{OLI}		-0.22183	7.07E+00	2.6836	9.20E-03

N, 用いたプロットの数; R², 自由度調整済み相関係数; Coefficient, 標準化編回帰係数; SE, 標準誤差; GLCM, grey level co-occurrence matrix; NDSI, normalized difference soil index; EVI, enhanced vegetation index; NDWI, normalized difference water index; NDVI, normalized

difference vegetation index

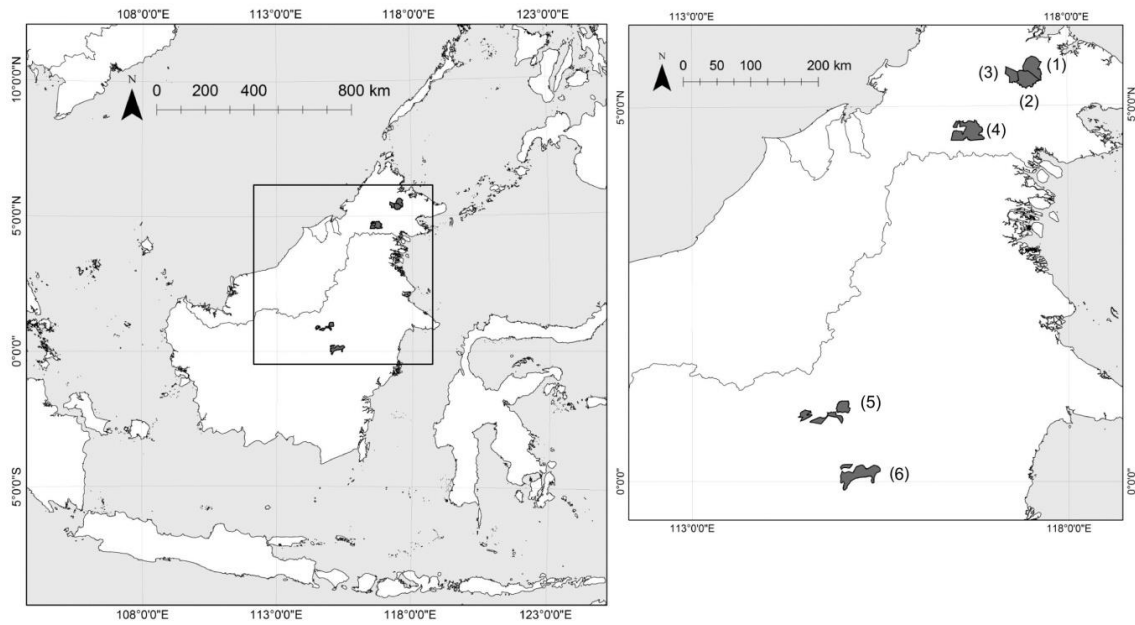


図2-1. 本研究で対象とした6つの森林管理区の地理的位置：(1) Segaliud Lokan、(2) Deramakot、(3) Tangkulap、(4) Sapulut、(5) Roda Mas、(6) Ratah.

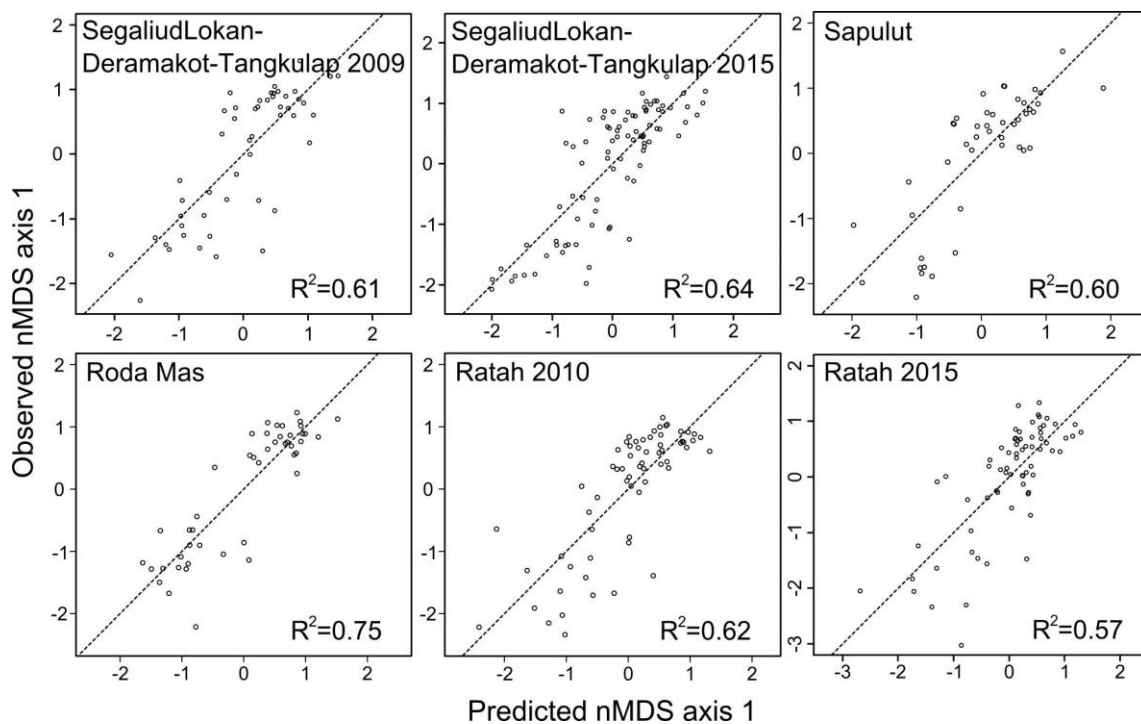


図2-2. 各森林管理区におけるモデルの予測値と実測値の関係：図中の1点が1つのプロットを、破線は1対1ラインを表す。

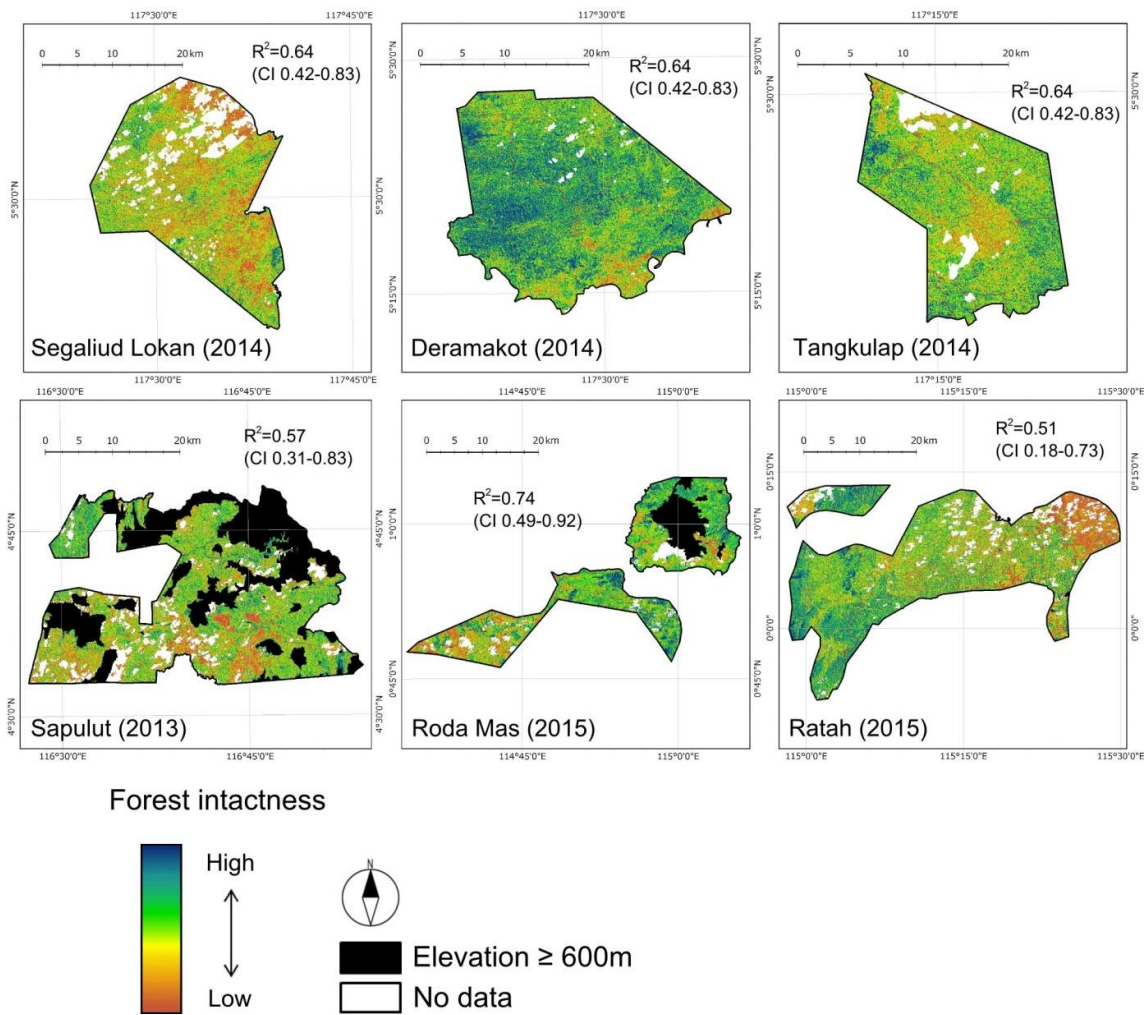


図2-3. 樹木群集組成に基づく生物多様性地図：青から赤への色のグラデーションは、樹木群集組成の原生林との類似度を表し、値が高い（青色）ほど樹木群集組成が原生林に近く、値が低いほど（赤色）強度に劣化した森林であることを意味する

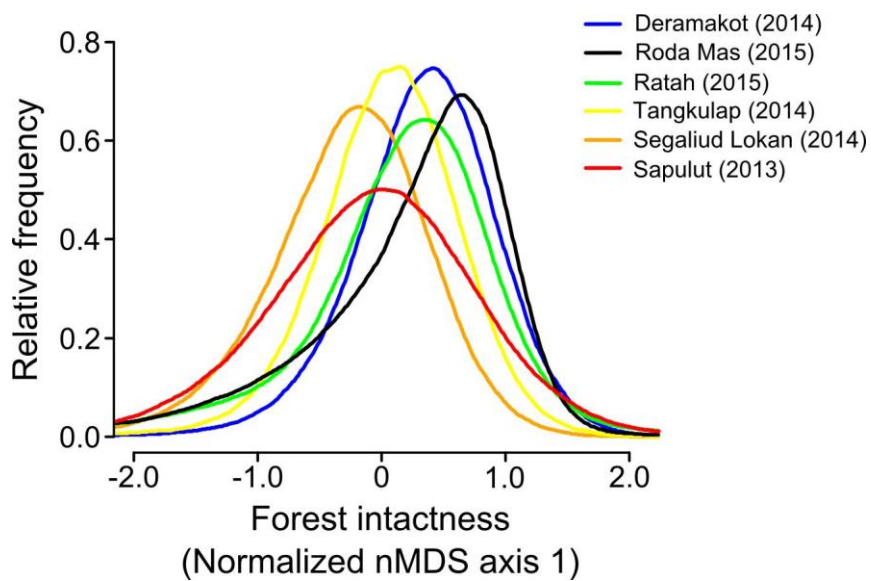


図2-4. 同時期の（2013-2015年）全森林管理区のnMDS 1 軸値のヒストグラム

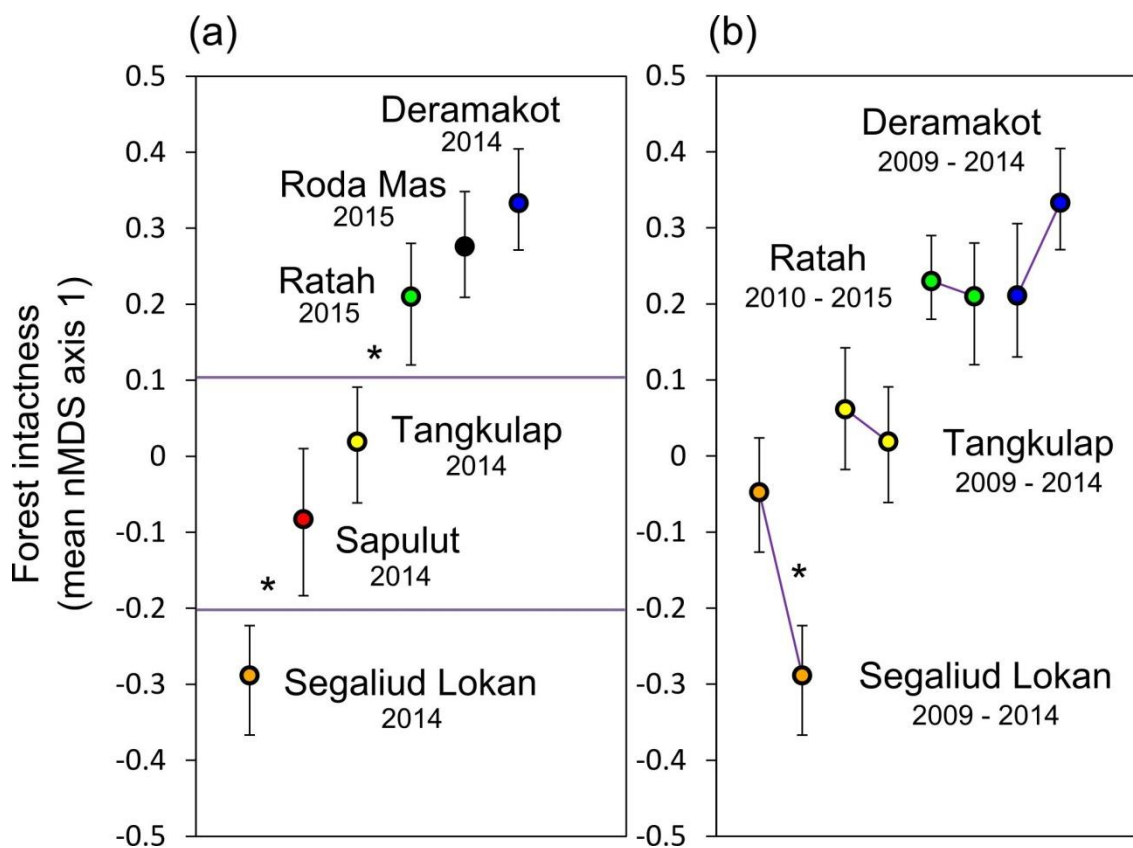
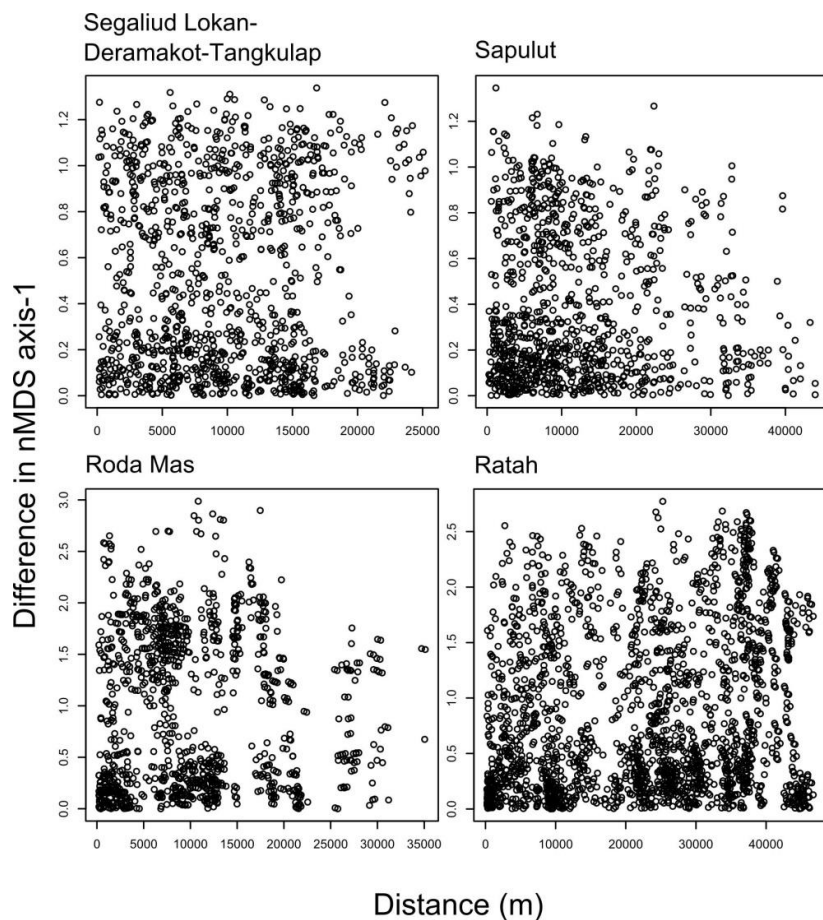


図2-5. (a):全森林管理区における同時期のnMDS 1 軸値の平均値と95%信頼区間の比較 (b): 4つの森林管理区における5年間のnMDS 1 軸値の平均値と95%信頼区間の変化。

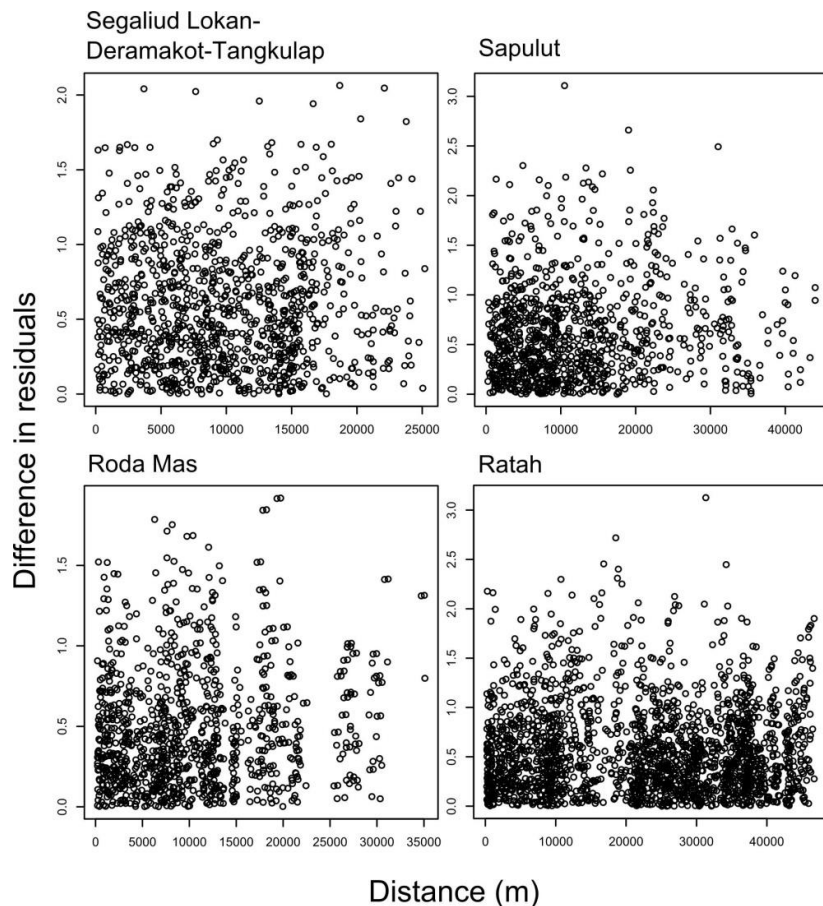
* 有意差あり

付録

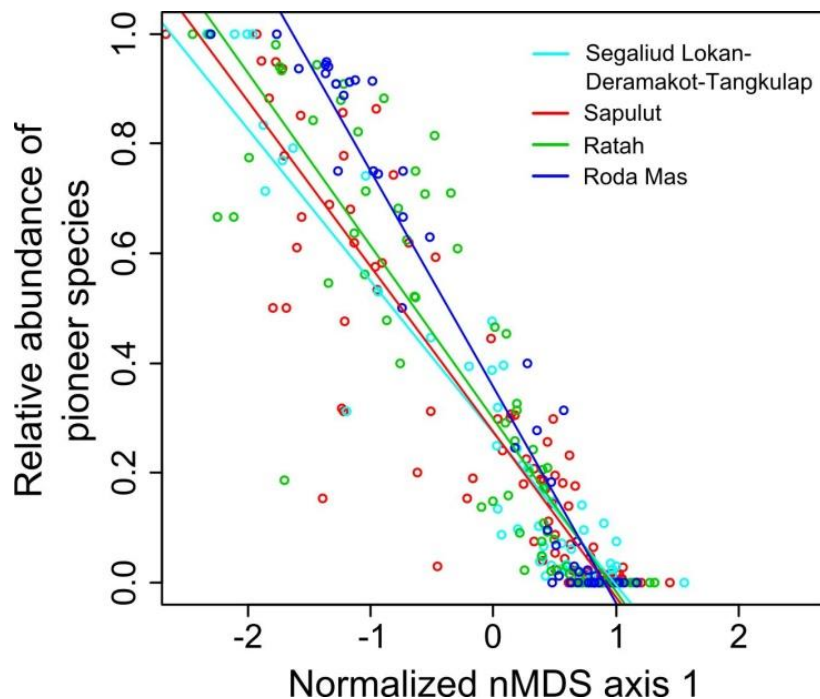


付録2-1. 任意の組み合わせの植生プロットのnMDS 1 軸値の差と距離の関係： 距離は植生プロットの中心点を使用して計算した。nMDS 1 軸値の差は、任意の対の植生プロットの差の絶対値を用いた。自由度調整済み R^2 値は全ての森林管理区において極めて低かった：

SegaliudLokan-Deramakot-Tangkulap, $R^2 = -0.00$, $P > 0.05$, n. s. ; Sapulut, $R^2 = 0.01$, $P < 0.001$;
 Roda Mas, $R^2 = 0.01$, $P < 0.0001$; Ratah, $R^2 = 0.00$, $P > 0.05$. n. s. 有意差なし



付録2-2. 任意の植生プロット間のnMDS 1 軸値の残差（実測値 - 推定値）と距離の関係。距離は植生プロットを中心点を使用して計算した。nMDS 1 軸値の残差は、任意の対の植生プロットの差の絶対値を用いた。自由度調整済み R^2 値は全ての森林管理区において低かった： $R^2 = -0.00$, $P > 0.05$, n. s.; Sapulut, $R^2 = 0.01$, $P < 0.001$; Roda Mas, $R^2 = 0.01$, $P < 0.0001$; Ratah, $R^2 = 0.00$, $P > 0.05$. n. s. 有意差なし



付録2-3. 正規化されたnMDS 1 軸値と各森林管理区のパイオニア種（属）の相対存在量の関係：自由度調整済み R^2 値は、全ての森林管理区において有意に高かった：

SegaliudLokan-Deramakot-Tangkalap, $R^2 = 0.72$, $P < 0.001$; Sapulut, $R^2 = 0.90$, $P < 0.001$; Roda Mas, $R^2 = 0.95$, $P < 0.001$; Ratah, $R^2 = 0.82$, $P < 0.001$ 。Segaliud LokanとSapulutにおける回帰直線の切片と傾きには有意差がなかった。Ratahの切片 ($P < 0.05$) とRoda Masの切片および傾き (切片、 $P < 0.05$; 勾配、 $P < 0.001$) は、他のFMUと有意に異なっていたが、回帰直線は他の森林管理区の分散の範囲内に収まっていた。

付録2-4.
用いたLandsat衛星の詳細情報

Name	Landsat sensor	Worldwide Reference System (WRS)	Acquisition date
Segaliud Lokan-Deramakot-Ta ngkulap 2009	TM	Path117/Row56	Aug/11/2009*
Segaliud Lokan-Deramakot-Ta ngkulap 2014	OLI	Path117/Row56	Jun/06/2014*, Dec/31/2014, Jul/15/2015
Sapulut	OLI	Path117/Row57	Jun/03/2013, Jun/19/2013*
Roda Mas	OLI	Path118/Row59	Oct/16/2013, Feb/05/2014, Sep/17/2014, Mar/28/2015, May/31/2015*
Ratah 2010	TM	Path117/Row60 Path118/Row60	Aug/11/2009 Feb/10/2010*
Ratah 2015	OLI	Path118/Row60	Apr/26/2014, Mar/28/2015*

*対象画像として用いた

付録2-5.

選択された変数の分散拡大係数 (VIF)

	VIF
SegaliudLokan-Deramakot-Tangkulap (2009)	
B5 _{TM}	1.255569
GLCM_Mean_NDSI	1.255569
SegaliudLokan-Deramakot-Tangkulap (2014)	
B7 _{OLI}	2.024439
GLCM_mean_EVI	1.051601
GLCM_homogeneity_B3 _{OLI}	1.02773
NDSI	1.99888
Sapulut (2013)	
B6 _{OLI}	1.659212
GLCM_contrast_B3 _{OLI}	1.044686
B5 _{OLI}	1.609069
GLCM_mean_B6 _{OLI}	1.146012
Roda Mas (2015)	
B6 _{OLI}	5.371266
SD_NDSI	4.820667
SD_NDWI	36.564958
SD_NDVI	62.127144
B4 _{OLI}	10.092117
Ratah (2010)	
B7 _{TM}	6.705413
B3 _{TM}	6.712582
GLCM_dissimilarity_B4 _{TM}	1.018423
Ratah (2015)	
B6 _{OLI}	1.069194
GLCM_homogeneity_B6 _{OLI}	1.069194

5. より簡便な生物多様性指標（樹木機能群の混合比）の開発

（1）より簡便な生物多様性指標（樹木機能群の混合比）の開発における研究開発方法

本研究は、ボルネオ島インドネシア・マレーシアに位置する6つの森林管理区で行った（図3-1、表3-1）。研究サイトは、Anap-Muput（マレーシア・サラワク州，1058 km²），Sapulut（マレーシア・サバ州，956 km²），Segaliud（マレーシア・サバ州，576 km²），Ratah（インドネシア・東カリマンタン州，982 km²），RodaMas（インドネシア・東カリマンタン州，703 km²），Seroja（インドネシア・東カリマンタン州，365 km²）である。これらの調査地のうち、Segaliud, Sapulut, Ratahでは2011-2012年度に行われた野外調査のデータを用いた（Imai et al. 2014）³⁾。Anap-Muputでは、2011-2013年、Roda Mas森林管理区では2014年10-11月、Seroja / Ratah森林管理区では、2015年1-2月に現地調査を実施した。

各森林管理区の全域から代表的なサンプルを得るため、事前にLandsat TM / OLIのband3-band7画像に教師無し分類（ISODATA法）を適用し、調査地全域を5つの植生劣化度クラスに分類した。その後、各森林管理区において劣化度クラス毎に10点ずつ半径20mの円形プロット（各調査地に計50プロット）を設置し、胸高直径（DBH）10cm以上の樹木種を対象にDBHの測定と種同定を行った。また、高精度GPSを用いてプロットの正確な位置情報を測定した。

Imai et al. (2014)³⁾では、樹木群集組成の非計量多次元尺度構成法（nMDS）を用いて得られた、任意の林分と原生的な林分との属組成の乖離度（＝劣化度）が地上部バイオマス（AGB，伐採強度を反映すると考えられる）と強く相関することが示されている。本研究のデータセットにおいても同様の指標が伐採強度と相関するかどうかを検証した。地上調査から得られた属のリストと各属の個体数に基づき各プロットの樹木群集組成をnMDSにより解析し、それにより得られた原生林との間の属組成の乖離度（nMDS1軸値）を計算した。解析に当たっては、Rのveganパッケージ、metaMDSコマンドを用い、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。

各樹木個体のAGB（kg）はChave et al., (2005)⁴⁶⁾のアロメトリー式を用いて計算した。

$$AGB = \rho * \exp(-1.499 + 2.148 * \ln(DBH) + 0.207 * (\ln(DBH))^2 - 0.0281 * (\ln(DBH))^3)$$

ここで、DBHは各個体の胸高直径（cm）、 ρ は材密度（g cm³）を表す。各属の材密度はImai et al. (2014)³⁾で用いられたデータベースを利用し、対象となる属の全ての種の平均値を利用した。各プロットの全個体の地上部バイオマスを足し合わせ、ヘクタールあたりのバイオマス（Mg ha⁻¹）を計算した。その後、プロットのnMDS 1軸値とAGBが強く相関するかどうかを検証した。

以下の3つのステップに従い、伐採に対する熱帯樹木群集の応答を評価できる新指標を開発した。1) まず、Dufrene and Pierre (1997)⁹⁾によって提案された解析を用いて、2つの機能群（クライマックスグループとパイオニアグループ）を統計的に同定した。2) 次に、それらの樹木機能群の混合率（新指標）を計算し、それらがnMDS 1軸値（従来の指標）と強い相関を示すかどうかを検証した。3) 第2ステップにおいて、統計的に検出される属は極めて同定の困難な属も含まれる可能性があるため、それらを利用した指標は、専門家の協力なしに利用できない。そのため、クライマックス・パイオニアグループの属数を大きく減少させ、同定の簡易な属のみを用いた場

合でも、新指標が従来の指標と相関するかどうかを検証した。以下に3つのステップについて、詳細に説明する。

第1ステップでは、まず、統計ソフトRのveganパッケージ、hclustコマンドを用い、得られた群集組成データに対してクラスター解析を行った。全てのプロットを10の小クラスターに分割した。その後、それぞれのクラスターに対してIndicator valueを計算した(Dufrene and Pierre 1997)⁹⁾。各属のIndicator Valueは、以下の式から計算した。

$$A_{ij} = N_{\text{individuals } ij} / N_{\text{individuals } i}$$

$$B_{ij} = N_{\text{plots } ij} / N_{\text{plots } j}$$

$$IV_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

ここで、 A_{ij} (relative mean abundance)、それぞれクラスターjにおける属iの個体数 ($N_{\text{individuals } ij}$) を全クラスターに出現する属iの総個体数 ($N_{\text{individuals } i}$) で割ったものとして計算した。一方、 B_{ij} (relative frequency) は、クラスターjに含まれるプロットの中で属iが出現するプロットの数 ($N_{\text{plots } ij}$) をクラスターjに含まれるプロットの数 ($N_{\text{plots } j}$) で割ったものとして計算した。Indicator Valueは、 A_{ij} と B_{ij} の積として計算した。そして、ランダムに個体の分布を入れ替えることによって得られたIndicator Value(1000回繰り返し)と比較して実際のIndicator Valueが有意に高いかどうかを検定した ($P < 0.05$)。クラスター解析により、全プロットは、よりAGBの低い劣化林と、よりAGBの高い成熟林の2つ植生タイプに分割されたため、それぞれのクラスターで有意に高いIndicator Valueを持つ属をパイオニアグループまたは、クライマックスグループとした。

第2に、有意に高いIndicator Valueを持つ属を利用し2つの機能群の混合比を計算した。

$$\text{樹木機能群の混合率} = (D_{\text{mature}} - D_{\text{disturbed}}) / D_{\text{total}}$$

ここで D_{mature} は、クライマックスグループの個体密度、 $D_{\text{disturbed}}$ はパイオニアグループの個体密度、 D_{total} は、プロット内の全個体の密度を表す。この指標は、1 (原生林に近い属組成) から -1 (原生林から乖離した属組成) の値を取りうる。樹木機能群の混合率が、過去の指標の代替として利用できるかどうかを検証するため、地上部バイオマス (伐採強度を代表) ・nMDS 1 軸値との相関を、Rソフトウェアのlmコマンドを用いて調べた。

さらに、第3のステップとして、それぞれの機能群に含まれる属の数を減らした場合でも、機能群の混合率が、伐採強度やnMDS 1 軸値と強い相関を示すかどうかを調べた。まず、クライマックスグループの指標属から、フタバガキ科に属する属 (*Anisoptera*, *Dipterocarpus*, *Dryobalanops*, *Hopea*, *Parashorea*, *Shorea*, *Vatica*) 以外の属を取り除き機能群の混合率を計算した (Option 2)。フタバガキ科を選んだのは、過去の植生学研究から、対象とするボルネオの低地原生林でフタバガキ科の樹木が林冠を優占していることが知られているためである (Whitmore, 1984)⁴⁷⁾。Option 2に加えて、パイオニアグループとして *Macaranga* 属と *Neolamarkia* 属以外のものを取り除き、クライマックスグループとしてフタバガキ科以外の属を取り除いた場合の、樹木機能群の混合比を計算した (Option 3)。*Macaranga* 属と *Neolamarkia* 属の2属を抽出したのは、劣化林で最も高い優占度を示しており (表3-2)、伐採撈乱を指標するために有用であると考えられるた

めである。また、フタバガキ科の属、*Macaranga*、*Neolamarkia*属は同定が比較的容易であり、とくに現地森林管理区のレンジャーであればこれらの樹木を同定可能である。Option 2・3をもとに計算した機能群の混合比と、伐採強度の指標(AGB)・nMDS 1軸値との相関を、統計ソフトRのlmコマンドを用いて解析した。

(2) より簡便な生物多様性指標（樹木機能群の混合比）の開発における結果及び考察

1) 樹木群集のパターン

地上調査によって、291のプロットを作成し、19756個体、296属、90科の樹木のデータを得た。nMDS解析の結果を図3-2に示す。ボルネオ熱帯林の群集組成は地理的位置によって変化することが知られている。こうした群集の地理的傾向は、分散制限、環境要因の地理的な違い、または、過去の攪乱の強度の違いによって説明できることが示唆されている(Slik et al., 2009)⁴⁸⁾。インドネシアとマレーシアのプロットの植生は2軸(Y軸)に沿って分離しており、本研究でも地理的距離の群集組成への効果が見られた。また、先行研究と同様1軸値(X軸)は強くAGBと相関しており、1軸が伐採強度を反映することが示された(図3-3)。これらの結果は、樹木の属組成は地理的には異なるが、伐採攪乱による優占属の変化は地域によらず一定であることを意味している(表3-2)。樹木群集組成が伐採強度の指標として、ボルネオの低地熱帯林において、広く適用できることを確認できた。

2) 樹木機能群混合比の汎用性

クラスター解析によって、全プロットは、よりAGBの低い劣化林(D1-8, 図3-2)と、よりAGBの高い成熟林(M1-2, 図3-2)の2つのクラスターに分割された(図3-3, 3-4)。それぞれのクラスターで有意に高いIndicator Valueを持つ属として、劣化林では8属、成熟林では91属が同定された(表3-3)。これらの属をもとに計算した機能群の混合比(Option 1)は、nMDS1軸値(図3-5)・AGB(自由度調整済み $R^2 = 0.66$, $P < 0.0001$)と強く相関していた。これにより、プロットに出現する全ての属を同定しなくても、機能群の混合比によって、伐採が樹木群集組成に与える影響を指標できることが明らかになった。機能群の混合比と樹木群集組成やAGBとの強い相関は、以下のように解釈できる。クラスター解析とDufrene and Pierre (1997)⁹⁾の解析により同定された二つの樹木グループは、先行研究で示されてきた2つの機能群(つまりパイオニア種とクライマックス種)として考えることができる。過去の研究から、これらの2つの機能群は、伐採に対する応答が正反対であることがわかっている。すなわち、パイオニア樹木は伐採強度が強まるにつれ個体密度が増加する一方で、クライマックス樹木は個体密度が低下する。以上のようなパイオニア樹種とクライマックス樹種の生理的特性の違いが存在するため、伐採強度に従って両グループの混合比が明瞭な応答を示したと考えられる。

さらに、各機能群に含まれる属の数を減少させた場合でも(Option 2・3)、機能群の混合率がnMDS 1軸値(図3-5)やAGB(Option 2, 自由度調整済み $R^2 = 0.61$, $P < 0.0001$; Option 3, 自由度調整済み $R^2 = 0.57$, $P < 0.0001$)と強く相関することが示された。*Shorea*、*Macaranga*、*Neolamarkia*の3つの属は他の属と比較して高い優占度を示しており(表3-2)、これらの属の伐採攪乱への応答は群

集組成全体の変化を代表できることが明らかになった。この結果は、伐採強度が樹木群集組成に当てる影響を評価する上で、これらの機能群に含まれる以外の多くの属の同定を省略できるということの意味している。

実用的側面から、本研究で提案した指標（機能群の混合率）は、従来の指標に対し、以下の3つの利点をもつ。第一に、新しい指標（特にOption 2・3）は、プロット内に出現するほとんどの属の同定が不要であり（Option3では、全296属中9属のみの同定）、野外調査のコストを著しく低く抑えることができる。二つめに、新指標を計算するために用いる計算式は、生態学の専門家でも容易に理解できるものである。先行研究で提案された指標に用いられる多変量解析は専門的であるため、現地の森林管理担当者の理解を得ることが難しかった。これに対し機能群の混合率を利用すればこの問題を解決できる。最後に、以前に提案された指標は、多くのプロットデータを用いて相互に比較することが必要とされてきたが、新しい指標は一つのプロットデータのみを用いて計算可能である。過去に用いられた手法は、原生林から強度劣化林まで幅広い劣化度の森林をサンプリングすることが必要とされていたが、新指標は恣意的に選んだプロットのみで森林の劣化度を評価可能である。これにより、全域が強い攪乱をうけ原生林を含まない森林管理区においても、本手法の適用が可能になった。

以上の結果から、ボルネオ熱帯林において、樹木機能群の混合比は時間・金銭的成本を低下させるために有用な指標であることが示された。一方で、本指標は樹木の多様性や群集組成を完全には指標できないという問題があるため、現地への適用には注意が必要である。特に、高い保護価値をもつ希少な種が保護対象となっている場合は、これらの種を対象とした、より詳細な調査が必要になると考えられる。そのため、今後のボルネオ森林管理区における多様性評価においては、様々な調査法を組み合わせることが必要であると考えられる。

表3-1. 研究対象とした森林管理区の情報

Name of FMU	Nation	Silviculture and timber harvest	Forest Certification
Segaliud Lokan	Malaysia	1958-2002 CL, 2003-RIL	MTCC
Sapulut	Malaysia	1956-2000 CL, 2001- RIL	MTCC
Anap-Muput	Malaysia	1977-2004 CL, 2005- RIL	MTCC
RodaMas	Indonesia	At least 2008- RIL	FSC
Ratah	Indonesia	1972- 2010 CL, 2010- RIL	FSC
Seroja	Indonesia	CL	-

CL, Conventional Logging; RIL, Reduced Impact Logging; MTCC, Malaysian Timber Certification Council; FSC, Forest Stewardship Council

表3-2. 成熟林(Mature)・劣化林(Disturbed)における上位20属の相対密度。地理的に離れた二つの地域について示す(Indonesia, East Kalimantan; Malaysia, Sabah and Sarawak)。成熟林・劣化林はクラスター分析の結果をもとに定義した。

Rank	Indonesia		Disturbed		Malaysia		Disturbed	
	Mature (n = 89)	%	(n = 51)	%	Mature (n = 114)	%	(n = 37)	%
1	<i>Shorea</i>	16	<i>Macaranga</i>	53	<i>Shorea</i>	23	<i>Neolamarkia</i>	24
2	<i>Syzygium</i>	7	<i>Neolamarkia</i>	22	<i>Macaranga</i>	7	<i>Macaranga</i>	22
3	<i>Macaranga</i>	5	<i>Melicope</i>	3	<i>Syzygium</i>	3	<i>Ixonanthes</i>	4
4	<i>Litsea</i>	5	<i>Vitex</i>	2	<i>Parashorea</i>	3	<i>Shorea</i>	4
5	<i>Dipterocarpus</i>	5	<i>Litsea</i>	2	<i>Vatica</i>	2	<i>Vitex</i>	3
6	<i>Xanthophyllum</i>	3	<i>Ficus</i>	1	<i>Lithocarpus</i>	2	<i>Glochidion</i>	3
7	<i>Palaquium</i>	3	<i>Shorea</i>	1	<i>Knema</i>	2	<i>Parashorea</i>	2
8	<i>Hopea</i>	3	<i>Nauclea</i>	1	<i>Dipterocarpu</i>	2	<i>Duabanga</i>	2
					<i>s</i>			
9	<i>Diospyros</i>	3	<i>Artocarpus</i>	1	<i>Diospyros</i>	2	<i>Pometia</i>	1
10	<i>Canarium</i>	2	<i>Duabanga</i>	1	<i>Hydnocarpus</i>	2	<i>Ficus</i>	1
11	<i>Horsfieldia</i>	2	<i>Pentace</i>	1	<i>Dryobalanops</i>	2	<i>Cratoxylon</i>	1
12	<i>Elasterospermu</i>	2	<i>Trema</i>	1	<i>Mallotus</i>	2	<i>Lithocarpus</i>	1
	<i>m</i>							
13	<i>Dillenia</i>	2	<i>Dillenia</i>	1	<i>Gluta</i>	2	<i>Adinandra</i>	1
14	<i>Baccaurea</i>	2	<i>Syzygium</i>	1	<i>Saurauia</i>	1	<i>Pterospermum</i>	1
15	<i>Dacryodes</i>	2	<i>Gmelina</i>	1	<i>Dacryodes</i>	1	<i>Callicarpa</i>	1
16	<i>Dryobalanops</i>	2	<i>Elmerrillia</i>	1	<i>Litsea</i>	1	<i>Alstonia</i>	1
17	<i>Myristica</i>	2	<i>Cratoxylon</i>	1	<i>Xanthophyllu</i>	1	<i>Nauclea</i>	1
					<i>m</i>			
18	<i>Lithocarpus</i>	2	<i>Camposperma</i>	1	<i>Baccaurea</i>	1	<i>Litsea</i>	1
19	<i>Dialium</i>	1	<i>Dryobalanops</i>	1	<i>Pentace</i>	1	<i>Bridelia</i>	1
20	<i>Knema</i>	1	<i>Monocarpia</i>	1	<i>Aporosa</i>	1	<i>Aporosa</i>	1

表3-3. 2つの植生タイプ(成熟林, Mature; 劣化林, Disturbed)それぞれについて、Indicator taxa分析により同定された属のリスト(Option 1)。指標価値(IV)も併記した。Option 2(#のついた属)では、フタバガキ科に含まれる属(成熟林)とOption 1と同じ属(劣化林)を用いた。また、Option 3(*のついた属)では、フタバガキ科に含まれる属(成熟林)と*Macaranga*・*Neolamarkia*属(劣化林)を用いた。

Mature forest (n = 92)				Disturbed forest (n = 8)			
Indicator genera	IV	Indicator genera	IV	Indicator genera	IV	Indicator genera	IV
<i>Shorea</i> #*	94	<i>Drypetes</i>	26	<i>Amoora</i>	11	<i>Neolamarkia</i> #	74
<i>Syzygium</i>	83	<i>Durio</i>	24	<i>Blumeodendron</i>	11	<i>Macaranga</i> #*	60
<i>Diospyros</i>	70	<i>Dillenia</i>	24	<i>Gonystylus</i>	10	<i>Vitex</i> #	25
<i>Xanthophyllum</i>	65	<i>Calophyllum</i>	22	<i>Millettia</i>	10	<i>Duabanga</i> #	23
<i>Litsea</i>	57	<i>Mezzettia</i>	22	<i>Actinodaphne</i>	10	<i>Ficus</i> #	18
<i>Dipterocarpus</i> #*	56	<i>Barringtonia</i>	21	<i>Gymnacranthera</i>	19	<i>Trema</i> #	11
<i>Dacryodes</i>	54	<i>Eusideroxylon</i>	21	<i>Scorodocarpus</i>	10	<i>Ixonanthes</i> #	7
<i>Palaquium</i>	54	<i>Scaphium</i>	21	<i>Timonius</i>	9	<i>Bridelia</i> #	6
<i>Knema</i>	53	<i>Aporosa</i>	21	<i>Rhodamnia</i>	9		
<i>Lithocarpus</i>	50	<i>Heritiera</i>	21	<i>Cleistanthus</i>	9		
<i>Baccaurea</i>	50	<i>Monocarpia</i>	21	<i>Dysoxylum</i>	9		
<i>Polyalthia</i>	47	<i>Swintonia</i>	21	<i>Neoscortechini</i>			
<i>Canarium</i>	45	<i>Dehaasia</i>	21	<i>a</i>	8		
<i>Vatica</i> #*	43	<i>Quercus</i>	20	<i>Parartocarpus</i>	8		
<i>Hopea</i> #*	41	<i>Parashorea</i> #*	19	<i>Ptychopyxis</i>	8		
<i>Myristica</i>	41	<i>Koompassia</i>	19	<i>Beilschmiedia</i>	8		
<i>Horsfieldia</i>	39	<i>Teijsmanniodendro</i>		<i>Chionanthus</i>	8		
<i>Aglaia</i>	38	<i>n</i>	18	<i>Mesua</i>	8		
<i>Artocarpus</i>	38	<i>Castanopsis</i>	17	<i>Anisoptera</i> #*	7		
<i>Santiria</i>	38	<i>Gironniera</i>	17	<i>Bhesa</i>	7		
<i>Gluta</i>	36	<i>Pleiocarpidia</i>	16	<i>Mangifera</i>	7		
<i>Madhuca</i>	34	<i>Microcos</i>	15	<i>Pimeleodendron</i>	7		
<i>Hydnocarpus</i>	32	<i>Sindora</i>	15	<i>Memecylon</i>	6		
<i>Dryobalanops</i> #*	31	<i>Celtis</i>	15	<i>Parinari</i>	6		
<i>Garcinia</i>	31	<i>Elaeocarpus</i>	15	<i>Porterandia</i>	6		
<i>Ochanostachys</i>	28	<i>Pternandra</i>	15	<i>Chisocheton</i>	6		
<i>Mallotus</i>	27	<i>Planchonia</i>	15	<i>Cryptocarya</i>	6		
<i>Nephelium</i>	27	<i>Alseodaphne</i>	14	<i>Trigonopleura</i>	6		
<i>Dialium</i>	27	<i>Saurauia</i>	14	<i>Cinnamomum</i>	5		
<i>Elastereospermu</i>	27	<i>Xylopia</i>	13	<i>Koilocedrus</i>	5		
<i>m</i>	27	<i>Lophopetalum</i>	13	<i>Moultonianthus</i>	5		
<i>Pentace</i>	27						

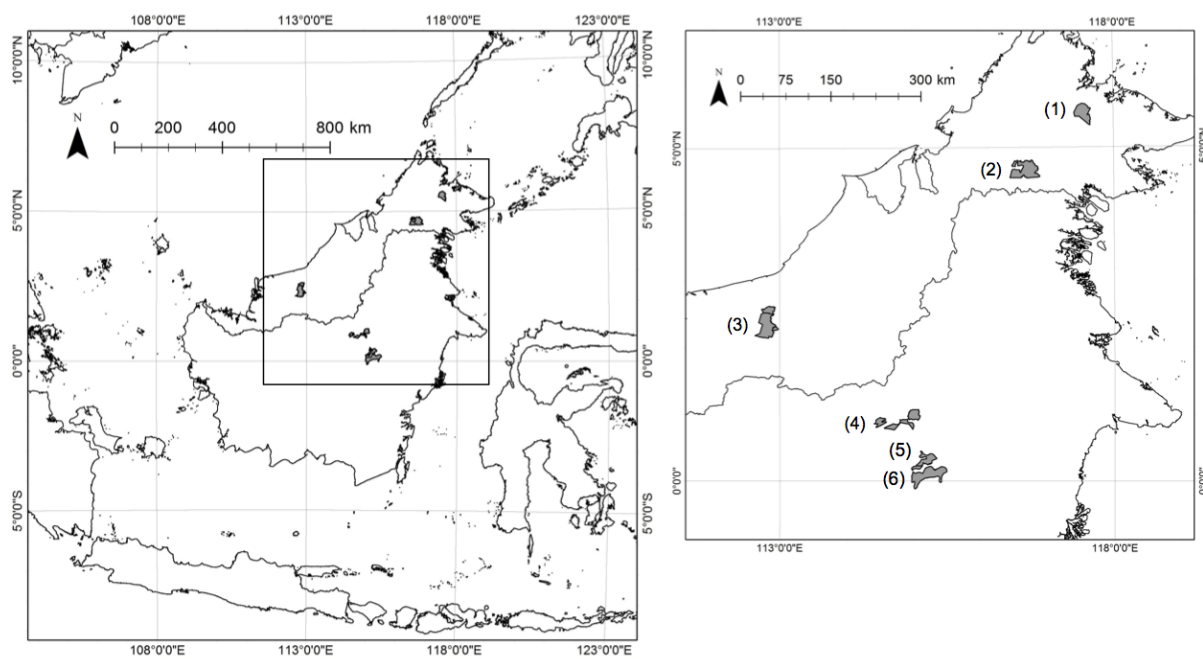


図3-1. 研究対象とした森林管理区の位置：1, Segaliud Lokan; 2, Sapulut; 3, Anap Muput; 4, Roda Mas; 5, Seroja; 6, Ratah.

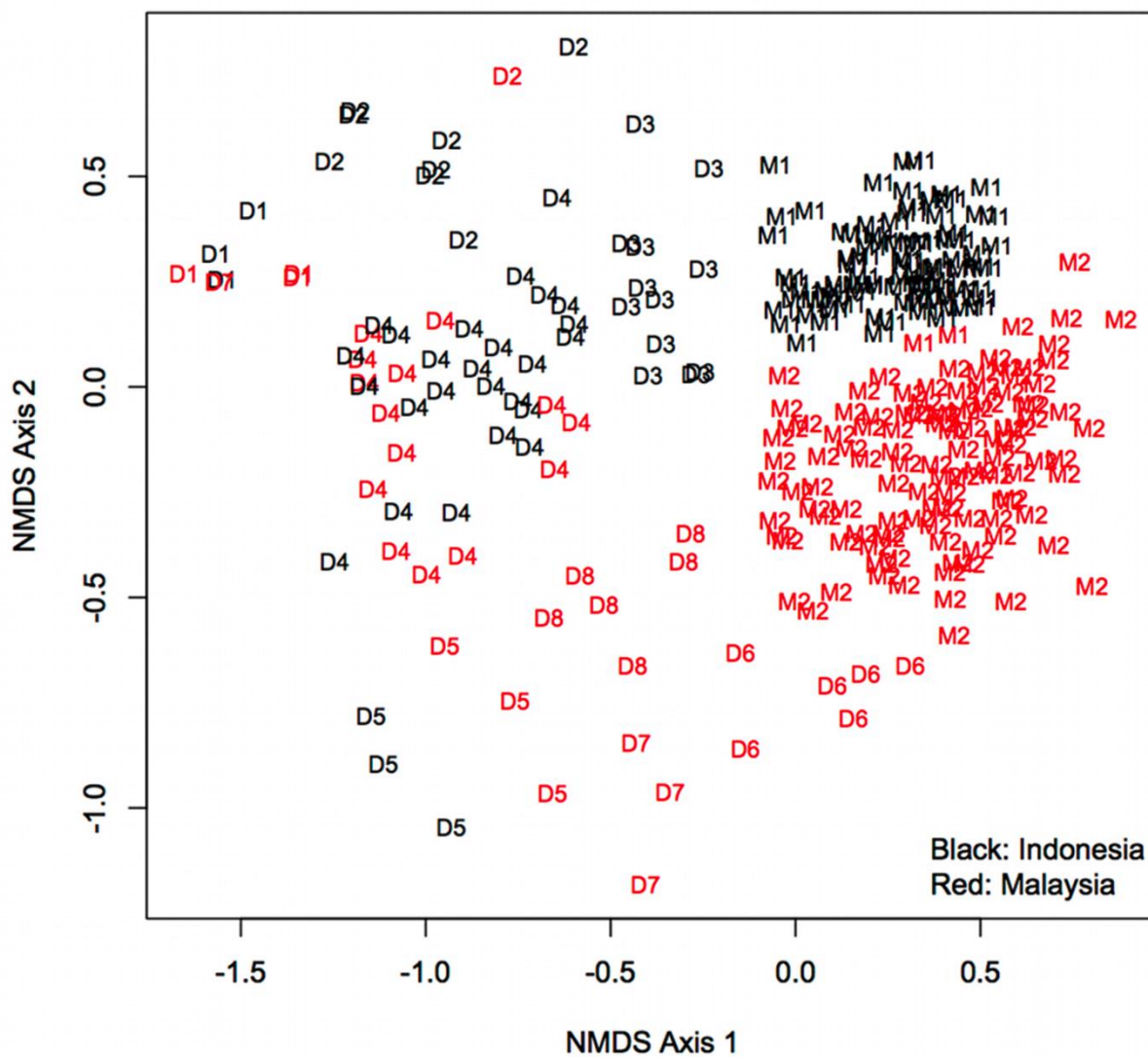


図3-2. nMDS解析の結果。インドネシア・マレーシアのプロットをそれぞれ黒・赤色で示す。図中の文字(M1-2、D1-8)は、クラスター解析によって同定された小クラスターの名前を表す。各クラスターについては、図2.3と付録2を参照。

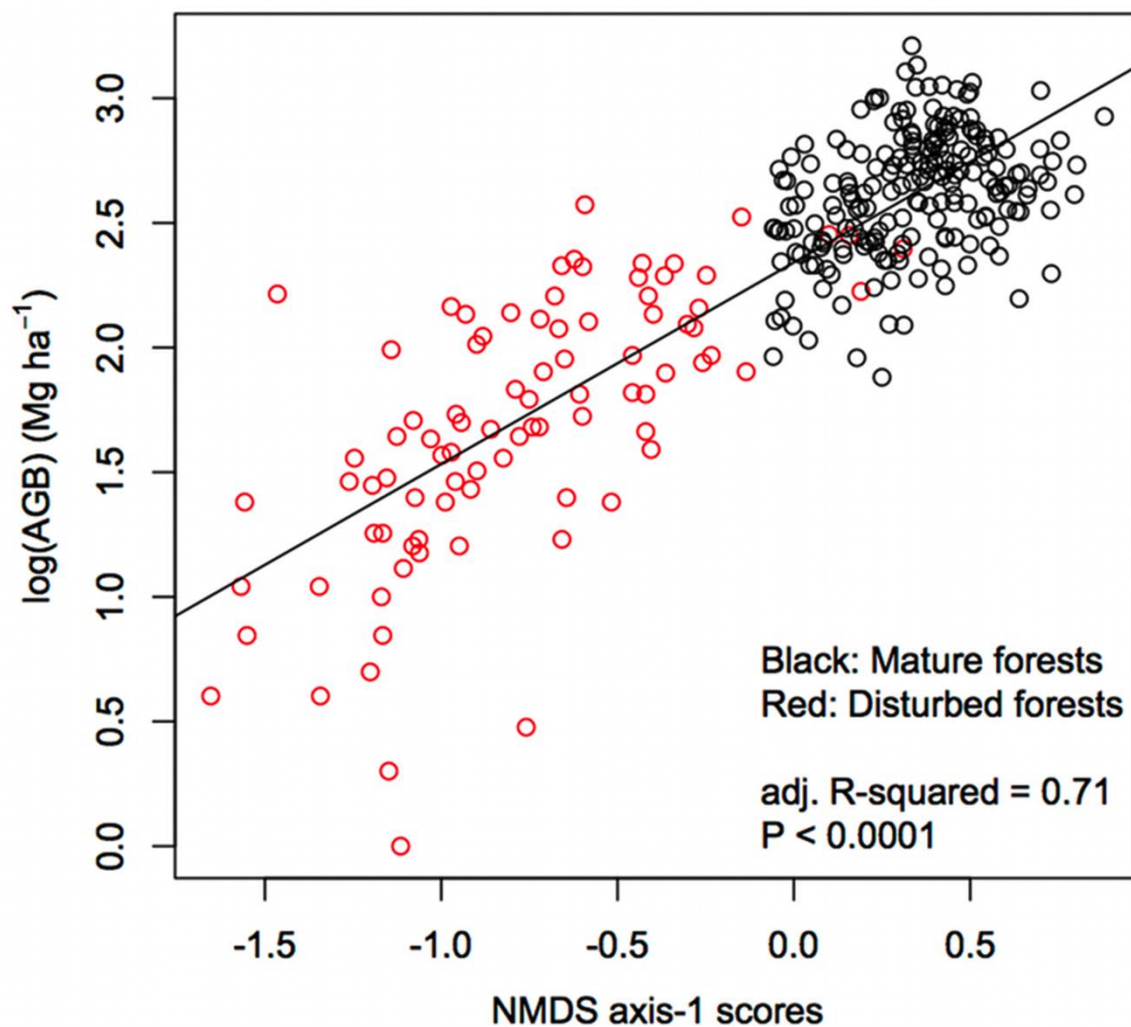


図3-3. nMDS1軸値と \log_{10} 変換した地上部バイオマス (AGB, Mg ha^{-1}) の関係。黒色・赤色のシンボルはそれぞれ成熟林(図2.4ではM1-2と表記)・劣化林(図2.4ではD1-8と表記)クラスターに含まれるプロットを示す。

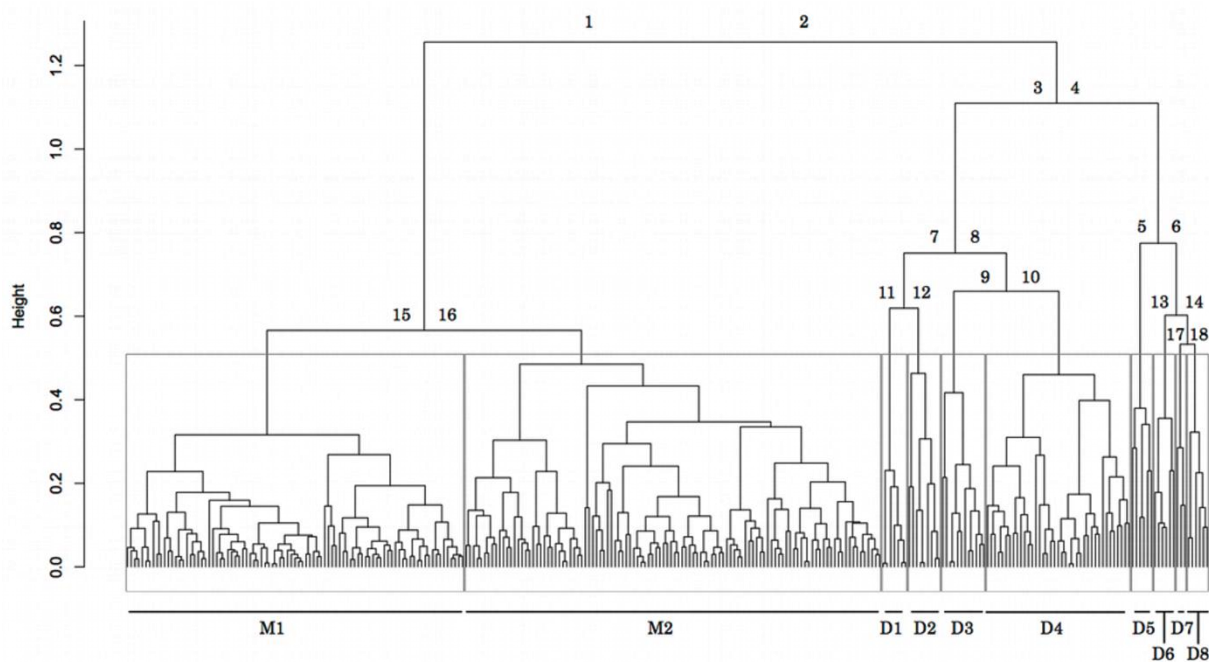


図3-4. 本研究で得られた291プロットの群集組成に基づくクラスター解析の結果。各枝に示されている数字は付録3のクラスター名に対応している。10の小クラスターの名前(M1-2, D1-8)はデンドログラムと下に表記した。

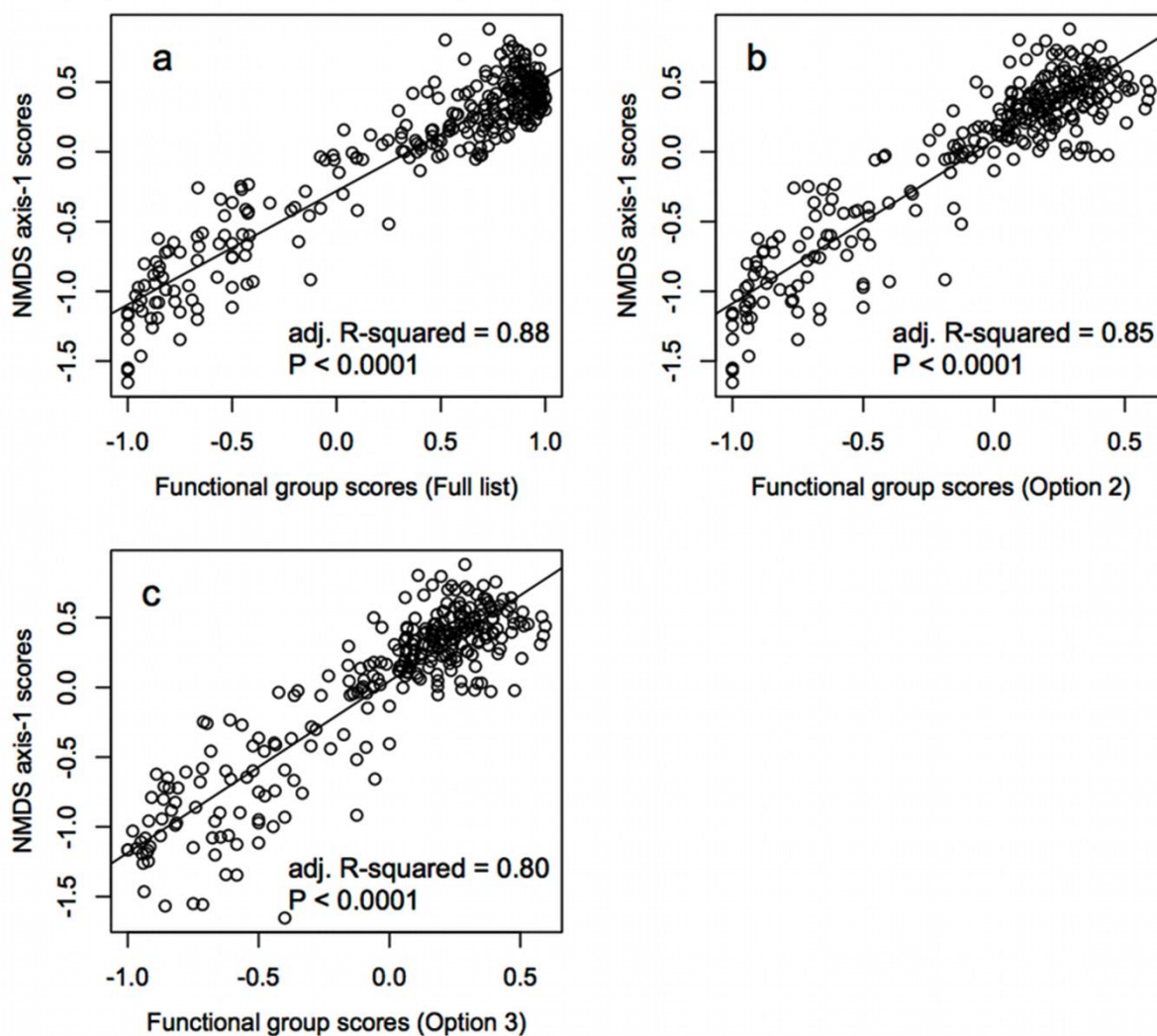


図3-5. 樹木機能群の混合率とnMDS 1 軸値との関係。機能群の混合率は、Table 2.3に示された3つのOptionに従い計算した。

付録3-1. 10の小クラスターの植生情報。地上部バイオマス(AGB)、フタバガキ科に属する樹木の個体密度(D_{mature})、*Macaranga*・*Neolamarkia*属の密度($D_{\text{disturbed}}$)、その他の個体の密度(D_{others})、機能群の混合比(Option3, Mix ratio)、nMDS1軸値(nMDS score)の平均 \pm SDを示す。

Cluster	AGB (Mg ha ⁻¹)	D_{mature} (plot ⁻¹)	$D_{\text{disturbed}}$ (plot ⁻¹)	D_{others} (plot ⁻¹)	Mix ratio (unitless)	nMDS score (unitless)
M1	579 \pm 318	17.9 \pm 12.6	3.8 \pm 6.7	47.1 \pm 15.5	0.18 \pm 0.18	0.28 \pm 0.16
M2	416 \pm 193	27.2 \pm 13.5	7.0 \pm 9.6	50.6 \pm 16.9	0.22 \pm 0.18	0.38 \pm 0.23
D1	34 \pm 64	0.2 \pm 0.4	7.5 \pm 4.4	0.3 \pm 0.5	-0.69 \pm 0.20	-1.49 \pm 0.13
D2	35 \pm 12	0.4 \pm 0.5	12.7 \pm 5.5	2.2 \pm 2.4	-0.74 \pm 0.20	-0.98 \pm 0.21
D3	113 \pm 51	2.4 \pm 4.6	30.8 \pm 24.3	13.3 \pm 5.9	-0.53 \pm 0.13	-0.36 \pm 0.08
D4	76 \pm 77	0.5 \pm 1.6	32.9 \pm 24.5	6.2 \pm 7.7	-0.75 \pm 0.20	-0.91 \pm 0.20
D5	29 \pm 53	0.0 \pm 0.0	2.8 \pm 2.1	3.5 \pm 2.8	-0.42 \pm 0.23	-0.93 \pm 0.19
D6	233 \pm 93	10.3 \pm 6.1	9.2 \pm 6.6	30.0 \pm 16.5	0.03 \pm 0.14	0.08 \pm 0.18
D7	125 \pm 108	0.0 \pm 0.0	5.0 \pm 4.5	26.3 \pm 23.8	-0.24 \pm 0.32	-0.68 \pm 0.58
D8	118 \pm 53	1.8 \pm 2.4	19.7 \pm 17.3	20.8 \pm 10.1	-0.33 \pm 0.20	-0.47 \pm 0.15

付録3-2. Indicator taxa解析によって有意に高いIndicator valueを示した属のリスト。Cluster numberは図2.4. 中に各枝に表記した番号を表す。

Genus	Cluster number	Indicator values	P values
<i>Shorea</i>	1	94.2	0.001
<i>Syzygium</i>	1	82.7	0.001
<i>Diospyros</i>	1	69.7	0.001
<i>Xanthophyllum</i>	1	64.7	0.001
<i>Litsea</i>	1	56.9	0.001
<i>Dipterocarpus</i>	1	56.1	0.001
<i>Dacryodes</i>	1	54.2	0.001
<i>Palaquium</i>	1	53.9	0.001
<i>Knema</i>	1	52.6	0.001
<i>Lithocarpus</i>	1	50	0.001
<i>Baccaurea</i>	1	49.7	0.001
<i>Polyalthia</i>	1	46.7	0.001
<i>Canarium</i>	1	44.5	0.001
<i>Vatica</i>	1	42.5	0.001
<i>Hopea</i>	1	41.2	0.001
<i>Myristica</i>	1	40.6	0.001
<i>Horsfieldia</i>	1	39.4	0.001
<i>Aglaiia</i>	1	38.1	0.001
<i>Artocarpus</i>	1	38.1	0.001
<i>Santiria</i>	1	37.7	0.001
<i>Gluta</i>	1	35.5	0.001
<i>Madhuca</i>	1	33.9	0.001
<i>Hydnocarpus</i>	1	32.1	0.001
<i>Dryobalanops</i>	1	31	0.001
<i>Garcinia</i>	1	30.5	0.001
<i>Ochanostachys</i>	1	28.1	0.001
<i>Mallotus</i>	1	27.3	0.001
<i>Nephelium</i>	1	27.1	0.001
<i>Dialium</i>	1	26.9	0.001
<i>Elastereospermum</i>	1	26.8	0.001
<i>Pentace</i>	1	26.5	0.001
<i>Drypetes</i>	1	26.1	0.001

<i>Durio</i>	1	24.1	0.001
<i>Calophyllum</i>	1	21.9	0.001
<i>Mezzettia</i>	1	21.5	0.001
<i>Barringtonia</i>	1	21.4	0.001
<i>Eusideroxylon</i>	1	21.1	0.001
<i>Swintonia</i>	1	20.7	0.001
<i>Dahaasia</i>	1	20.5	0.001
<i>Microcos</i>	1	15.3	0.001
<i>Scaphium</i>	1	21	0.002
<i>Aporosa</i>	1	20.8	0.002
<i>Monocarpia</i>	1	20.8	0.002
<i>Quercus</i>	1	20	0.002
<i>Teijsmanniodendron</i>	1	17.8	0.002
<i>Castanopsis</i>	1	16.7	0.002
<i>Alseodaphne</i>	1	14.1	0.002
<i>Pleiocarpidia</i>	1	15.7	0.003
<i>Sindora</i>	1	15.2	0.003
<i>Saurauia</i>	1	13.8	0.003
<i>Amoora</i>	1	10.8	0.003
<i>Dillenia</i>	1	23.5	0.004
<i>Heritiera</i>	1	20.8	0.004
<i>Gironniera</i>	1	16.6	0.005
<i>Planchonia</i>	1	14.5	0.005
<i>Koompassia</i>	1	18.9	0.006
<i>Celtis</i>	1	15.1	0.006
<i>Blumeodendron</i>	1	10.5	0.006
<i>Millettia</i>	1	10.3	0.006
<i>Elaeocarpus</i>	1	15.1	0.007
<i>Pternandra</i>	1	14.7	0.007
<i>Uncaria</i>	1	9.9	0.007
<i>Parashorea</i>	1	19	0.009
<i>Xylopi</i>	1	13.2	0.01
<i>Scorodocarpus</i>	1	9.9	0.01
<i>Gonystylus</i>	1	10.4	0.012
<i>Gymnacranthera</i>	1	9.9	0.013
<i>Actinodaphne</i>	1	9.9	0.014

<i>Ptychopyxis</i>	1	8.4	0.014
<i>Parartocarpus</i>	1	8.4	0.015
<i>Neoscortechinia</i>	1	8.4	0.017
<i>Mangifera</i>	1	7.4	0.017
<i>Anisoptera</i>	1	7.4	0.018
<i>Bhesa</i>	1	7.4	0.018
<i>Timonius</i>	1	9.4	0.021
<i>Mesua</i>	1	7.9	0.022
<i>Pimeleodendron</i>	1	7.4	0.022
<i>Porterandia</i>	1	6.4	0.022
<i>Dysoxylum</i>	1	8.7	0.024
<i>Lophopetallum</i>	1	12.9	0.025
<i>Beilschmiedia</i>	1	8	0.026
<i>Parinari</i>	1	6.4	0.026
<i>Cinnamomum</i>	1	5.4	0.032
<i>Chionanthus</i>	1	8	0.035
<i>Cryptocarya</i>	1	5.9	0.039
<i>Cleistanthus</i>	1	8.8	0.04
<i>Memecylon</i>	1	6.4	0.041
<i>Rhodamnia</i>	1	9.2	0.044
<i>Trigonopleura</i>	1	5.9	0.044
<i>Koiledepas</i>	1	5.4	0.047
<i>Chisocheton</i>	1	6.2	0.05
<i>Moultonianthus</i>	1	4.9	0.05
<i>Neolamarkia</i>	2	73.5	0.001
<i>Macaranga</i>	2	59.1	0.001
<i>Vitex</i>	2	24.8	0.001
<i>Duabanga</i>	2	22.5	0.001
<i>Trema</i>	2	11.2	0.001
<i>Ixonanthes</i>	2	6.8	0.001
<i>Bridelia</i>	2	5.5	0.033
<i>Ficus</i>	2	18.3	0.043
<i>Neolamarkia</i>	3	62.7	0.001
<i>Trema</i>	3	15.1	0.003
<i>Duabanga</i>	3	19.1	0.004
<i>Macaranga</i>	3	46.5	0.006

<i>Glochidion</i>	4	47.2	0.001
<i>Ixonanthes</i>	4	28.6	0.001
<i>Adinandra</i>	4	25	0.001
<i>Bridelia</i>	4	19.9	0.001
<i>Vernonia</i>	4	16.6	0.001
<i>Piper</i>	4	9.5	0.002
<i>Dimocarpus</i>	4	15.3	0.005
<i>Alstonia</i>	4	19.1	0.008
<i>Pterocymbium</i>	4	9.5	0.008
<i>Cynometra</i>	4	8.9	0.01
<i>Pometia</i>	4	12.6	0.011
<i>Fagraea</i>	4	8.2	0.02
<i>Vitex</i>	4	14.6	0.023
<i>Canthium</i>	4	8.6	0.023
<i>Chaetocarpus</i>	4	7.9	0.023
<i>Cratoxylon</i>	4	19.4	0.026
<i>Triomma</i>	4	7.9	0.028
<i>Buchanania</i>	4	10.1	0.029
<i>Croton</i>	4	7.6	0.03
<i>Alangium</i>	4	12.3	0.032
<i>Mastixia</i>	4	7.9	0.034
<i>Cubilia</i>	4	7.6	0.034
<i>Melanochyla</i>	4	8.8	0.042
<i>Terminalia</i>	4	7.8	0.048
<i>Piper</i>	5	33.3	0.002
<i>Ludekia</i>	5	16.7	0.024
<i>Leea</i>	5	16	0.025
<i>Norrisia</i>	5	14.2	0.044
<i>Ixonanthes</i>	6	40	0.001
<i>Bridelia</i>	6	29.3	0.004
<i>Glochidion</i>	6	38.8	0.006
<i>Adinandra</i>	6	36.3	0.007
<i>Alstonia</i>	6	29.5	0.007
<i>Vernonia</i>	6	24.2	0.016
<i>Pometia</i>	6	18.3	0.025
<i>Pterocymbium</i>	6	13.3	0.042

<i>Alangium</i>	6	19.2	0.044
<i>Buchanania</i>	6	15.4	0.046
<i>Duabanga</i>	7	22.1	0.014
<i>Neolamarkia</i>	7	36.1	0.015
<i>Macaranga</i>	8	58.7	0.001
<i>Macaranga</i>	9	42.1	0.004
<i>Litsea</i>	9	36.5	0.004
<i>Nauclea</i>	9	27.4	0.015
<i>Neolamarkia</i>	10	33.7	0.014
<i>Duabanga</i>	11	45.7	0.001
<i>Neolamarkia</i>	12	26	0.068
<i>Alangium</i>	13	35	0.002
<i>Cynometra</i>	13	32.7	0.003
<i>Parashorea</i>	13	39.3	0.004
<i>Mastixia</i>	13	31.5	0.004
<i>Triomma</i>	13	31.5	0.005
<i>Cubilia</i>	13	31	0.005
<i>Croton</i>	13	31	0.006
<i>Helicia</i>	13	29	0.01
<i>Ardisia</i>	13	26.3	0.01
<i>Magnolia</i>	13	26	0.012
<i>Lithocarpus</i>	13	27	0.02
<i>Scaphium</i>	13	23.9	0.025
<i>Melanochyla</i>	13	20.8	0.037
<i>Nothaphoebe</i>	13	19.4	0.039
<i>Acalypha</i>	13	16.7	0.04
<i>Alphonsea</i>	13	16.7	0.04
<i>Castanopsis</i>	13	19.2	0.044
<i>Aporosa</i>	13	22.2	0.045
<i>Spathiostemon</i>	13	15.4	0.045
<i>Pellacalyx</i>	13	15.7	0.046
<i>Ixonanthes</i>	14	54.1	0.001
<i>Glochidion</i>	14	53.6	0.001
<i>Alstonia</i>	14	37.6	0.005
<i>Vernonia</i>	14	22.9	0.019
<i>Chaetocarpus</i>	14	20.4	0.029

<i>Terminalia</i>	14	20.2	0.039
<i>Adinandra</i>	14	19.7	0.048
<i>Xanthophyllum</i>	15	55.6	0.001
<i>Palaquium</i>	15	53.8	0.001
<i>Syzygium</i>	15	48.9	0.001
<i>Horsfieldia</i>	15	40.1	0.001
<i>Monocarpia</i>	15	38.6	0.001
<i>Litsea</i>	15	38.2	0.001
<i>Canarium</i>	15	39	0.002
<i>Diospyros</i>	15	34.7	0.002
<i>Mezzettia</i>	15	30.5	0.002
<i>Dialium</i>	15	33.7	0.003
<i>Myristica</i>	15	32.1	0.003
<i>Baccaurea</i>	15	30.8	0.006
<i>Planchonia</i>	15	26.1	0.008
<i>Amoora</i>	15	24.2	0.009
<i>Polyalthia</i>	15	27.3	0.011
<i>Hopea</i>	15	33.6	0.012
<i>Dipterocarpus</i>	15	26.8	0.015
<i>Drypetes</i>	15	22.1	0.016
<i>Uncaria</i>	15	22	0.021
<i>Santiria</i>	15	24	0.022
<i>Dacryodes</i>	15	23.3	0.023
<i>Ochanostachys</i>	15	21.5	0.024
<i>Celtis</i>	15	21.1	0.027
<i>Elastereospermum</i>	15	23.1	0.039
<i>Hydnocarpus</i>	16	55.3	0.001
<i>Vatica</i>	16	51.7	0.001
<i>Shorea</i>	16	48.9	0.001
<i>Mallotus</i>	16	35	0.003
<i>Knema</i>	16	27.3	0.007
<i>Pleiocarpidia</i>	16	24.5	0.011
<i>Microcos</i>	16	27.7	0.014
<i>Saurauia</i>	16	25	0.019
<i>Gluta</i>	16	24.9	0.022
<i>Teijsmanniodendron</i>	16	23.9	0.023

<i>Millettia</i>	16	18.8	0.025
<i>Artocarpus</i>	16	21.7	0.037
<i>Lithocarpus</i>	16	22.6	0.041
<i>Barringtonia</i>	16	18.8	0.042
<i>Madhuca</i>	16	19.9	0.045
<i>Durio</i>	16	18.5	0.045
<i>Ixonanthes</i>	17	88.5	0.001
<i>Alstonia</i>	17	66.1	0.001
<i>Vernonia</i>	17	47.8	0.002
<i>Pternandra</i>	17	45.9	0.002
<i>Albizia</i>	17	31.6	0.002
<i>Glochidion</i>	17	46	0.004
<i>Atuna</i>	17	27.5	0.006
<i>Brownlowia</i>	17	31.4	0.008
<i>Cratoxylon</i>	17	35.2	0.009
<i>Irvingia</i>	17	22.9	0.028
<i>Terminalia</i>	17	23.3	0.03
<i>Canthium</i>	17	21.5	0.035
<i>Sterculia</i>	18	26.7	0.02

6. 無人航空機によるリモートセンシングの活用

(1) 無人航空機によるリモートセンシングの活用の方法

対象地区はマレーシア・サバ州のDeramakot及びTangkulap森林管理区とした。対象地区の森林を原生林、低インパクト伐採林、商業伐採林の3つの森林タイプに分け、それぞれに設置された2ha長期観測プロットを用いた。それぞれの森林タイプに対し、平成27年9月に無人航空機（UAV）と可視域カメラを用いた空中撮影を行い、高度150mから異なる角度で3つの森林を撮影した。得られた各300枚の画像をもとに同一被写体の撮影角度のズレから幾何学的に被写体（森林）の3次元座標を計算した。得られた各森林の3次元座標群から、出現個体数、樹高の分布パターンを計算し、森林管理履歴による森林劣化への影響の程度を定量的に評価することを試みた。精度検証には、長期観測プロットの毎木調査により経験的に得られた胸高直径と樹高のアロメトリー式を用いて、樹高の実測値と推定値を比較検証することで行った。

(2) 無人航空機によるリモートセンシングの活用の結果と考察

樹高の推定値と実測値の関係に基づく精度検証では、線形回帰 $R^2 = 0.609$ 、相対誤差12.91%という結果になった。低木での樹高測定の先行研究において相対誤差が11.5%であったことが報告されていることから、本研究の測量結果は妥当な誤差範囲に収まっていると言える。得られた樹高の平均値は原生林、低インパクト伐採林、商業伐採林の順に37.8、33.8、31.2（m）と減少していた。また、樹高のヒストグラム（図4-1）のピーク位置は原生林で右側に偏っていた。一方、低インパクト伐採林と商業伐採林はそれよりも中間的な位置に分布していた。中でも商業伐採林は出現個体数が他と比べて低く、伐採のダメージが大きいことが示唆された。このように、本手法により、森林への攪乱の強度の違いが森林の3次元構造にもたらす影響を定量的に評価することができた。熱帯林における生物多様性の劣化は森林バイオマスの劣化と共変化していることが知られていることから、本手法で求められた3次元構造の情報から生物多様性の健全度あるいは劣化度を間接的に評価できると考えられる。将来的にはこのような間接的な生物多様性評価に加えて、無人航空機に高スペクトル解像度を持つカメラ（ハイパースペクトルカメラ）を搭載し、直接的に熱帯樹木の樹種の分布を推定することでさらに精度の向上を図る必要があるだろう。

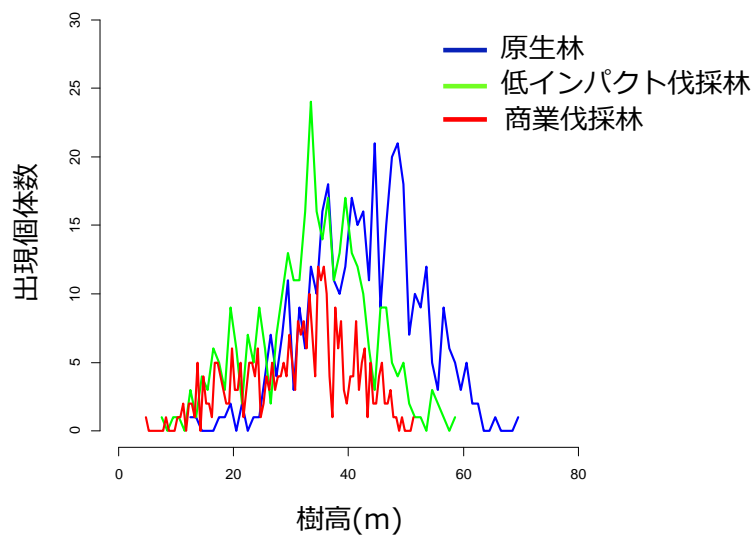


図4-1. 無人航空機撮影により推定された、管理履歴の異なる3つの森林における樹高と出現個体数の関係

7. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

熱帯降雨林の生物多様性および生態系の健全性を定量的に評価する指標を世界に先駆けて開発し、マレーシア及びインドネシアの広域な森林において実証評価を行い、その指標が頑健でありかつ再現性と精度において優れていることを確認した。また、Landsat衛星データを使い、この指標を景観レベルで精度高く地図化する手法を世界に先駆けて確立した。本研究内容について以下の論文をopen access雑誌に公表したところ、公表後2か月間で閲覧数330回を記録した：

Fujiki S., Aoyagi R., Tanaka A., Imai N., Kusma A.D., Kurniawan Y., Lee Y.F, Sugau J.B., Pereira, J.T., Samejima H., Kitayama K. (2016) Large-scale mapping of tree-community composition as a surrogate of forest degradation in Bornean tropical rain forests. *Land* 5, 45; doi:10.3390/land5040045

さらに、本手法が、熱帯降雨林の生物多様性の時間変化のモニタリングにおいて、有用であることを実証的に明らかにした。これにより、本手法が、REDD+生物多様性セーフガードや生物多様性条約の愛知ターゲット進捗評価に応用可能であることが示された。

東南アジアにおいては初めてとなる生物多様性リスク評価ツール・キット（ERA）の基本構造を開発し、熱帯林生物多様性へのリスクを簡便に評価するツールの社会的導入の可能性を示した。

(2) 環境政策への貢献

本研究は、マレーシア・サバ州森林局、インドネシア東カリマンタン州マハカム・ウル県農林業局、WWF-インドネシアとそれぞれ共同研究実施協定を結んで、実施している。このため、本研究課題で開発する技術や得られる成果は現地の熱帯林管理の政策に反映される見込みである。また、生物多様性可視化手法については、森林管理協議会 FSC の生態系サービスの森林認証への適用性を検討した。森林管理協議会 FSCは国際的な森林認証団体であり、森林の持続的管理の国際的な枠組み作りにおいて国際的動向を牽引している。生態系サービスの森林認証は、森林管理の現場における生態系サービスへの保全配慮にたいして認証を発行する新たな試みである。生態系サービス認証を発行するためには、森林管理の現場において生物多様性など生態系サービスへのセーフガードを定量的に証明する必要がある、その手法開発が待たれていたところである。そのような時に、我々が開発した生物多様性可視化手法はFSCから大きく注目され、生態系サービス認証の基準指標として適用可能であることが実証的に示された。これにより、本研究成果は生態系サービス認証の基準指標として社会実装される可能性がますます高まっている。

<行政が既に活用した成果>

行政における活用成果ではないが、森林管理協議会 FSC が新たな保全の国際的枠組みとして仕組み作りを進めている、生態系サービスの森林認証の実証試験において、本課題の成果が使用された。生態系サービスの森林認証においては、木材生産と生態系サービスの保全の両立が求められており、生態系サービスの保全効果を量的に証明しなければならない。他に有効な手立てがない中、本課題で開発した生物多様性可視化技術はその定量評価を可能とするものであり、評価書類の作成に成果が使用された。

<行政が活用することが見込まれる成果>

本課題で開発した生物多様性可視化技術は、生態系サービスの森林認証以外にも応用が大きく期待されている。特に、熱帯降雨林地域における、生物多様性条約の愛知ターゲットの進捗評価において、活用が期待される。

また、マレーシア、サバ州におけるEU支援によるREDD+プロジェクトの実施に向けて、本研究課題の技術や成果が活用される見込みである。本研究課題の実施に当たっては、このサバ州政府の他に、インドネシア東カリマンタン州マハカム・ウル県農林業局、WWF-インドネシアの3組織とプロジェクトの共同実施協定を結んだ（3組織とも2014年11月に締結）。このため、本研究課題の技術や成果は現地の熱帯林管理の政策に反映される見込みである。

8. 国際共同研究等の状況

本課題の実施のために、サバ州政府森林局と学術交流協定[Developing a monitoring, reporting & verification system based on “Biodiversity Observation for Land and Ecosystem Health (BOLEH)” approach in support of REDD+ implementation in Sabah]を締結した（2014年11月9日）。

また、同様に、インドネシア東カリマンタン州マハカム・ウル県農林業局およびWWF-インドネシアの2組織とプロジェクトの共同実施協定[The implementation of biodiversity safeguard activities in the district of Mahakam Ulu District]を締結した（2014年11月）。このため、本研究課題の技術や成果は現地の熱帯林管理の政策に反映される見込みである。

9. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) Aoyagi, R. and Kitayama, K. (2015) Traits associated with nutrient impoverishment and shade-tolerance in tree juveniles of three Bornean rain forests with contrasting nutrient availability. *Journal of Tropical Ecology* 31: 231-242.
- 2) Aoyagi, R. and Kitayama, K. (2016) Nutrient allocation among plant organs across 13 tree species in three Bornean rain forests with contrasting nutrient availabilities. *Journal of Plant Research* 129: 675-684.
- 3) Aoyagi R., Imai N., Seino T., Kitayama K. (2016) Soil nutrients and size-dependent tree dynamics of tropical lowland forests on volcanic and sedimentary substrates in Sabah, Malaysian Borneo. *Tropics* 25: 43-52.
- 4) Fujiki S., Aoyagi R., Tanaka A., Imai N., Kusma A. D., Kurniawan Y., Lee Y. F., Sugau J. B.,

- Pereira, J.T., Samejima H., Kitayama K. (2016) Large-scale mapping of tree-community composition as a surrogate of forest degradation in Bornean tropical rain forests. *Land* 5, 45; doi:10.3390/land5040045
- 5) Imai N., Samejima H., Malcom S., Tanaka A., Sugau J., Pereira J., Kitayama K. (2016) Response of tree species diversity to disturbance in humid tropical forests of Borneo. *Journal of Vegetation Science* 27: 739–748. doi:10.1111/jvs.12401
- 6) Fujiki S., Nishio S., Okada K., Nais J., Kitayama K. (2017) Plant communities and ecosystem processes in a succession-altitude matrix after shifting cultivation in the tropical montane forest zone of northern Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 33: 33–49.
- 7) Fujiki S., Okada K., Nishio S., Kitayama K. (2016) Estimation of the stand ages of tropical secondary forests after shifting cultivation based on the combination of WorldView-2 and time-series Landsat images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 119: 280–293.

<その他誌上発表（査読なし）>

- 1) 鮫島弘光 (2014) 持続的な熱帯林管理のための哺乳類多様性調査手法の開発. 海外の森林と林業, 89: 26–32.
- 2) Samejima, H. and Hon, J. (2014) Medium to Large Ground-dwelling Mammals around Settlement Areas in Bintulu Division, Sarawak. *Equatorial Biomass Society*. 11: 13–18.
- 3) Samejima, H. and Hon, J. (2014) Ground-dwelling Mammals and Birds Recorded by Camera Traps in Logged-over Forest in Anap Sustainable Development Unit, Sarawak, Malaysia. *Equatorial Biomass Society*. 10: 1–6.
- 4) Samejima, H., M. Demies, and Koizumi, M. (2014) Above Ground Biomass and Tree Species Diversity in Anap Sustainable Development Unit, with the Focus on the High Conservation Value Forest (HCVF). *Equatorial Biomass Society*. 10: 7–13.
- 5) Kato Y., and Samejima, H. (2014) Research report on wildlife habitat and hunting: from the Miri-Bintulu road to Samarakan. *Equatorial Biomass Society*. 11: 19–21.
- 6) Kato Y., H. Samejima, and Ichikawa, M. (2014) A Report on Longhouse Communities in the Anap River Basin: Based on Household Surveys. *Equatorial Biomass Society*. 10: 13–20.

(2) 口頭発表（学会等）

- 1) Fujiki, S., Nishio, S., Okada, K., Nais, J. and Kitayama, K. (2014) Algorithm to estimate the ages of tropical secondary forests after shifting cultivation, 51st Annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Australia, Cairns (2014 July)

- 2) 藤木庄五郎・岡田慶一・長野秀美・西尾尚悟・Jamili Nais・北山兼弘 (2015) 「リモートセンシングによる焼畑二次林の炭素蓄積量と生物多様性評価及び将来シナリオ予測」 第 62 回日本生態学会 (2015 年 3 月 18 日)
- 3) 鮫島弘光 (2015) 「サラワクのランドスケープの現在」 第 62 回日本生態学会
- 4) 鮫島弘光・Jason Hon・加藤裕美 (2015) 「サラワクにおけるランドスケープの変容は、狩猟を介した生態系サービスの供給にどのような変化をもたらしているのか」 第 62 回日本生態学会
- 5) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2015) 「ボルネオにおける木材生産林の樹木組成の空間変異」 2015 年度第 1 回日本生態学会近畿地区例会 (2015 年 6 月 13 日)
- 6) 藤木庄五郎・田中厚志・青柳亮太・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2015) 「REDD+実現に向けたボルネオ熱帯降雨林におけるリモートセンシングを用いた生物多様性可視化技術の開発」 2015 年度第 1 回日本生態学会近畿地区例会 (2015 年 6 月 13 日)
- 7) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2015) 「ボルネオ森林管理区における原生林・伐採林の樹木組成：マレーシア、インドネシアにおける広域調査」 第 25 回日本熱帯生態学会年次大会 (2015 年 6 月 20 日)
- 8) 藤木庄五郎・田中厚志・青柳亮太・今井伸夫・鮫島弘光・北山兼弘 (2015) 「ボルネオ熱帯降雨林における Landsat 衛星画像を用いた生物多様性可視化技術の開発」 第 25 回日本熱帯生態学会年次大会 (2015 年 6 月 20 日)
- 9) Aoyagi, R., Kitayama, K. (2015) Traits associated with nutrient impoverishment and shade-tolerance in tree juveniles of three Bornean rain forests with contrasting nutrient availability, 52st Annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Honolulu, Hawaii (2015 July 発表予定)
- 10) Fujiki, S., Tanaka, A., Imai, N., Aoyagi, R., Samejima, H. and Kitayama, K. (2015) Biodiversity monitoring for REDD+ in SE Asian rain forests using Landsat images, 52st Annual meeting of the Association for Tropical Biology & Conservation, Honolulu, Hawaii (2015 July)
- 11) 藤木庄五郎・青柳亮太・今井伸夫・北山兼弘 (2015) 「UAV(Unmanned Aerial Vehicle)を用いた熱帯樹木 3 次元構造の測定技術開発」 2015 年度第 2 回日本生態学会近畿地区例会 (2015 年 12 月 19 日)
- 12) 青柳亮太・藤木庄五郎・今井伸夫・鮫島弘光・田中厚志・北山兼弘 (2015) 「ボルネオ森林管理区における原生林・伐採林の樹木組成：マレーシア・インドネシアにおける広域調査」 2015 年度第 2 回日本生態学会近畿地区例会 (2015 年 12 月 19 日)
- 13) 藤木庄五郎、青柳亮太、田中厚志、今井伸夫、鮫島弘光、北山兼弘 (2016) 「衛星から熱帯林樹木群集組成の時空間変化をとらえられるのか？」 第 63 回日本生態学会 (2016 年 3 月 21 日)
- 14) 園田隼人、藤木庄五郎、青柳亮太、北山兼弘 (2016) 「熱帯降雨林における伐採に対するレジリエンスの空間変異 -Landsat 時系列解析を用いて-」 第 63 回日本生態学会 (2016 年 3 月 21 日)
- 15) 藤木庄五郎、岡田慶一、西尾尚悟、長野秀美、北山兼弘 (2016) 「ボルネオ熱帯林 - 焼畑モ

ザイクにおける時系列衛星解析を用いた植物群集組成の時空間動態予測」第127回日本森林学会大会（2016年3月28日）

- 16) 矢納早紀子・青柳亮太・藤木庄五郎・北山兼弘 「標高傾度に沿った熱帯樹木種の空間的回転率への伐採撈乱の影響」第64回日本生態学会、2017年3月14日～18日（早稲田大学）

（3）知的財産権

特に記載すべき事項はない。

（4）「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 東南アジア焼畑地域における熱帯林連結のための生態系モニタリング（2015年3月18日、日本生態学会自由集会、鹿児島大学、参加者約50名）
- 2) ボルネオの生物多様性・生態系サービスの現在 ―変容しつつあるランドスケープの中で（2015年3月21日、日本生態学会企画集会、鹿児島大学、参加者約100名）
- 3) ボルネオ熱帯林における生物多様性定量評価手法の開発とその応用（2016年3月24日、第63回日本生態学会自由集会、仙台、参加者約50名）
- 4) IPBESアセスメントから示唆される生物多様性と生態系サービス研究の将来展望（2016年3月22日、第63回日本生態学会自由集会、仙台、参加者不明）（共同研究者による開催）
- 5) Synthesis workshop based on the results from Mahakam Ulu, East Kalimantan. Biodiversity and carbon assessment in forest management units and its relevance to FSC Ecosystem Services Certification and REDD+. ボゴール農科大学、2016年8月1日～3日
- 6) International seminar “Biodiversity observation for land and ecosystem health and environmental risk assessment” インドネシア東カリマンタン州林業協会、2016年10月6日

（5）マスコミ等への公表・報道等

- 1) WWFジャパン広報誌（「REDD+」を視野に、ボルネオで森の森林調査を実施）（WWFジャパンwebsite）
- 2) WWFジャパン広報誌（ボルネオの森の豊かさを測る～森林の利用と保全の両立に向けて）（WWFジャパンwebsite）

（6）その他

- 1) 本課題の成果については、以下のwebsiteを設置し、広報に努めている：

[http://www.rfecol.kais.kyoto-u.ac.jp/index%20\(ratah%20index\).html](http://www.rfecol.kais.kyoto-u.ac.jp/index%20(ratah%20index).html)

- 2) 本課題で開発したアルゴリズム、統計解析ソフトウェア、マニュアル等についても、上記websiteに英文で掲載し、ダウンロードが可能である。国際的な衆知に努めている。

10. 引用文献

- 1) Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- 2) Su, J. C., Debinski, D. M., Jakubauskas, M. E., & Kindscher, K. (2004). Beyond species richness: Community similarity as a measure of cross -taxon congruence for coarse- filter conservation. *Conservation Biology*, 18(1), 167-173.
- 3) Imai, N., Tanaka, A., Samejima, H., Sugau, J.B., Pereira, J.T., Titin, J., Kurniawan, Y., Kitayama, K., 2014. Tree community composition as an indicator in biodiversity monitoring of REDD+. *For. Ecol. Manage.* 313, 169-179. doi:10.1016/j.foreco.2013.10.041
- 4) Kitayama, K. (Ed.), (2013). *Co-benefits of Sustainable Forestry: Ecological Studies of a Certified Bornean Rain Forest*. Springer, Tokyo.
- 5) Caro, T.M., Doherty, G.O., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13, 805-814.
- 6) Pearson, D.L., 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philos. Trans. R. Soc. London. B* 345, 75-79.
- 7) Slik, J.W.F., Keßler, P.J.A., Welzen, P.C. Van, 2003. *Macaranga* and *Mallotus* species (Euphorbiaceae) as indicators for disturbance in the mixed lowland dipterocarp forest of East Kalimantan (Indonesia). *Ecol. Indic.* 2, 311-324.
- 8) Swaine, M.D., Whitmore, T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75, 81-86.
- 9) Dufrene, M., Pierre, L., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*
- 10) Elias, Applegate, G., Kartawinata, K., Machfudh, Klassen, A. (2001). *Reduced Impact Logging Guidelines for Indonesia*. Center for International Forestry Research (CIFOR).
- 11) Sabah Forestry Department. (2009). *RIL Operation Guide Book, 3rd ed.*; Sabah Forestry Department: Sandakan, Malaysia.
- 12) Lagan, P., Mannan, S., & Matsubayashi, H. (2007). *Sustainable use of tropical forests*

by reduced-impact logging in Deramakot Forest Reserve, Sabah, Malaysia. *Ecological Research*, 22(3), 414-421.

13) Pinard, M. A., & Putz, F. E. (1996). Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, 278-295.

14) Putz, F. E., Zuidema, P. A., Pinard, M. A., Boot, R. G., Sayer, J. A., Sheil, D., ... & Vanclay, J. K. (2008). Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biol*, 6(7), e166.

15) Langner, A., Samejima, H., Ong, R. C., 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*, 18, 305-312.

16) Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8(2), 148-159.

17) Kotchenova, S. Y., Vermote, E. F., Matarrese, R., & Klemm, F. J. (2006). Validation of a vector version of the 6S radiative transfer code for atmospheric correction of satellite data. Part I: Path radiance. *Applied Optics*, 45, 6762-6774.

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

19) Ekstrand, S. (1996). Landsat TM-based forest damage assessment: correction for topographic effects. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(2), 151-162.

20) Schott, J. R., Salvaggio, C., & Volchok, W. J. (1988). Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment*, 26(1), 1-16.

21) Vogelmann, J. E. (1988). Detection of forest change in the Green Mountains of Vermont using multispectral scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 9(7), 1187-1200.

22) Hall, F. G., Strebel, D. E., Nickeson, J. E., & Goetz, S. J. (1991). Radiometric rectification: toward a common radiometric response among multitime, multisensor images. *Remote Sensing of Environment*, 35(1), 11-27.

- 23) Olsson, H. (1993). Regression functions for multitemporal relative calibration of Thematic Mapper data over boreal forest. *Remote Sensing of Environment*, 46(1), 89-102.
- 24) Oetter, D. R., Cohen, W. B., Berterretche, M., Maier-sperger, T. K., & Kennedy, R. E. (2001). Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 76(2), 139-155.
- 25) Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P., & Macomber, S. A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. *Remote sensing of Environment*, 75(2), 230-244.
- 26) Du, Y., Teillet, P. M., & Cihlar, J. (2002). Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. *Remote sensing of Environment*, 82(1), 123-134.
- 27) Haralick, R. M. Statistical image texture analysis. *Handbook of pattern recognition and image processing*: 1986, 86, 247-279.
- 28) Kitayama, K. (1992). An altitudinal transect study of the vegetation on Mount Kinabalu, Borneo. *Vegetatio*, 102(2), 149-171.
- 29) Aiba S, Kitayama K. (1999). Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecol* 140:139-157.
- 30) Roff, D. A. *Introduction to computer-intensive methods of data analysis in biology*; Cambridge University Press: 2006.
- 31) Schmidtlein, S., & Sassin, J. (2004). Mapping of continuous floristic gradients in grasslands using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, 92(1), 126-138.
- 32) Schmidtlein, S., Zimmermann, P., Schüpferling, R., & Weiss, C. (2007). Mapping the floristic continuum: Ordination space position estimated from imaging spectroscopy. *Journal of Vegetation Science*, 18(1), 131-140.
- 33) Feilhauer, H., & Schmidtlein, S. (2009). Mapping continuous fields of forest alpha and beta diversity. *Applied Vegetation Science*, 12(4), 429-439.
- 34) Feilhauer, H., Faude, U., & Schmidtlein, S. (2011). Combining Isomap ordination and

imaging spectroscopy to map continuous floristic gradients in a heterogeneous landscape. *Remote Sensing of Environment*, 115(10), 2513-2524.

35) Gu, H., Singh, A., & Townsend, P. A. (2015). Detection of gradients of forest composition in an urban area using imaging spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, 167, 168-180.

36) Turner, W., Rondinini, C., Pettorelli, N., Mora, B., Leidner, A. K., Szantoi, Z., ... & Koh, L. P. (2015). Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 182, 173-176.

37) Asner, G. P., & Martin, R. E., (2008). Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5), 269-276.

38) Rocchini, D. (2007). Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem α -diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 111(4), 423-434.

39) Wittmann, F., Anhof, D., & Funk, W. J. (2002). Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18(06), 805-820.

40) Tangki, H., & Chappell, N. A. (2008). Biomass variation across selectively logged forest within a 225-km² region of Borneo and its prediction by Landsat TM. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1960-1970.

41) Steininger, M. K. (2000). Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7), 1139-1157.

42) Dube, T., & Mutanga, O. (2015b). Investigating the robustness of the new Landsat-8 Operational Land Imager derived texture metrics in estimating plantation forest aboveground biomass in resource constrained areas. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 108, 12-32.

43) Rocchini, D., Balkenhol, N., Carter, G. A., Foody, G. M., Gillespie, T. W., He, K. S., ... & Neteler, M. (2010). Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: recent advances and open challenges. *Ecological Informatics*, 5(5), 318-329.

44) Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J., Keller, M., & Silva,

- J. N. (2005). Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310(5747), 480–482.
- 45) Asner, G. P.; Martin, R. E. Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2009**, 7 (5), 269–276.
- 46) Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. doi:10.1007/s00442-005-0100-x
- 47) Whitmore, T.C., 1984. Tropical rain forests of the far east, 2nd editio. ed. Clarendon Press, Oxford, UK.
- 48) Slik, J.W.F., Raes, N., Aiba, S., Brearley, F.Q., Cannon, C.H., Meijaard, E., Nagamasu, H., Nilus, R., Paoli, G., Poulsen, A.D., Sheil, D., Suzuki, E., Van, J.L.C.H., 2009. Environmental correlates for tropical tree diversity and distribution patterns in Borneo 523–532. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00557.x
- 49) IPCC. (2003). Definitions and methodological options to inventory emissions from direct human-induced degradation of forests and devegetation of other vegetation types. In: Penman, J., Gytarsky, M., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. IPCC-IGES, Kanagawa (eds.).
- 50) Langner, A., Miettinen, J., & Siegert, F. (2007). Land cover change 2002–2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. *Global Change Biology*, 13(11), 2329–2340.
- 51) Slik, J. W. F., Poulsen, A. D., Ashton, P. S., Cannon, C. H., Eichhorn, K. A. O., Kartawinata, K., ... & Payne, J. (2003). A floristic analysis of the lowland dipterocarp forests of Borneo. *Journal of Biogeography*, 30(10), 1517–1531.

Developing Mapping Techniques of Biodiversity to Harmoniously Achieve Aichi Biodiversity Targets

Principal Investigator: Kanehiro KITAYAMA

Institution: Graduate School of Agriculture, Kyoto University
Kitashirakawa Oiwake-cho, Kyoto 606-8502, Japan
Tel: +81-75-753-6078 / Fax: +81-75-753-6080
E-mail: Kanehiro@kais.kyoto-u.ac.jp

[Abstract]

Key Words: Tropical rain forests, Tree-species diversity, Remote-sensing techniques, Biodiversity map, Environmental risk assessment toolkit

The loss of biodiversity in tropical rain forests has become a global concern and mechanisms to synergize biodiversity conservation and sustainable use of tropical rain forests are urgently needed. This study aimed at developing the environmental risk assessment toolkit and the techniques to map biodiversity in tropical rain forests in order to harmoniously achieve the conservation of biodiversity and the sustainable use of tropical rain forests.

For developing the environmental risk assessment toolkit, an earlier version of the toolkit, which was provided from the Forest Stewardship Council (FSC), was modified to meet the conditions of Southeast Asian rain forests. The toolkit consists of questionnaires in four Excel sheets and potential risks are indicated as scores after forest managers answer the questionnaires. The developed preliminary toolkit was further improved via a series of three workshops in Indonesia. The final version can accurately assess potential risks to biodiversity in production forests and is expected to be used for raising awareness on biodiversity, self-diagnosis of biodiversity risks, and developing mitigation measures.

For developing the techniques to map biodiversity, ecological investigations were conducted in eight forest management units (FMUs) in Borneo. A total of 50 plots were laid out to represent the varying magnitude of forest degradation in each forest management unit and the community assemblage of canopy tree species was investigated in each plot. Community dissimilarities among plots in each forest management unit were analyzed with a multivariate nMDS analysis and axis-1 values of the plots were considered as community composition indexes. Subsequently, a multi-regression model was developed to explain community composition indexes as dependent variable with reflectance values of Landsat satellite imagery as independent variables. A map to

elucidate biodiversity was derived by extrapolating this model to the entire landscape in each forest management unit. So derived biodiversity map actually demonstrates the forest intactness with community composition indexes. The same algorithm was applied to the eight forest management units. A statistical procedure was developed to evaluate spatial differences of biodiversity (forest intactness) among management units, and temporal changes of biodiversity within a management unit. Spatiotemporal changes of the biodiversity in production forests, where selective logging takes place, will be accurately and robustly assessed with the developed algorithms. The developed mapping techniques will be useful for assessing the progress of Aichi targets as well as for serving as criterion in the ecosystem-service forest certification.