

CDM植林が生物多様性に与える影響評価と予測技術の開発

独立行政法人森林総合研究所

| | |
|------------------|-------|
| 研究コーディネータ | 福山研二 |
| 関西支所 森林生態研究グループ | 五十嵐哲也 |
| 野生動物研究領域 チーム長 | 岡 輝樹 |
| 森林昆虫研究領域 チーム長 | 松本和馬 |
| 北海道支所 森林生物研究グループ | 上田明良 |
| 北海道支所 森林管理研究グループ | 高橋正義 |
| 九州支所 森林動物研究グループ | 安田雅俊 |

(研究委託先)

神戸大学農学部 生物環境制御学科昆虫科学研究室 前藤 薫

平成16～20年度合計予算額 106,018千円

(うち、平成20年度当初予算額 18,854千円)

[要旨] 温暖化問題を解決するための一つの方法として、京都議定書においてCDM (Clean Development Mechanism) が了承された。CDM植林では、環境影響も考慮しなければならないとされており、熱帯で人工林を作ることは生物多様性の保全上問題があるとの指摘もある。そこで、CDM植林を想定し、インドネシアの東カリマンタンにおいて、アカシアマンギウムの植林地における生き物の回復状況を調べた。その結果、昆虫や鳥は人工林ができることにより荒廃草原よりも種数が増え、多様性は高まることが分かり、荒廃草原に対する植林は、生物多様性を損なうものではなく、CDM植林は生物多様性を高める効果をもたらす。しかし、ある程度回復するものの、天然林のレベルに達することはなく、また質的にも天然林と人工林の生物相はかなり異なった。特に人工林では、天然林の奥深くに住むボルネオ島の固有種はなかなか回復しなかった。鳥では天然林と人工林では種構成が異なる上、人工林の鳥は定住性が低いこともわかった。人工林にはアカシアマンギウムのように早く生長する樹種が選ばれるため、速やかに林冠が鬱閉する結果、林床には草原性の植物が減り、種子分散力の乏しい天然林の植物の移入はほとんど見られない。人工林に回復しにくい天然林の生物を回復するには、人工林を作るだけでなく火災で荒廃した二次林をうまく回復させたり、人工林に二次的に天然林の樹種を植栽して行くことが大切である。鳥や哺乳動物は人工林を移動経路やかくれ場所（回廊）として利用することがわかり、各地に点在する荒廃林の鳥は林の面積によって種数変ることが分かった。衛星画像から推定した、土地被覆状況と植物や昆虫などの生息状況が良く対応することと、天然林からの距離が離れると減少することもわかったことから、衛星画像の解析によりある程度の植生や昆虫、鳥の多様性を評価できるモデルを作れることが分かった。今後、人工林の適正配置を図ることと荒廃林の回復を促進することが、過去の人為により生物多様性が低下した地域の多様性回復に繋がると考えられる。

[キーワード] 遠隔探査、GIS、アカシアマンギウム人工林、生物多様性、回廊

1. はじめに

CDM (Clean Development Mechanism) は、1997年12月のCOP3 (気候変動枠組条約第3回締約国会合)において、温室効果ガス排出削減目標を達成するためのひとつの手段として規定され、COP9においてルールが定まった⁴⁾。しかし、CDM事業のうち新規植林の対象となる無立木地は、熱帯においては、湿原や蛇紋岩、石灰岩などの特殊な条件により維持されている場合があり、そこには特異な生物や植生、生態系などが存在していることが多い。また、CDM植林は大面積単一人工林となることが多いため、生物多様性に与える影響について懸念されており⁷⁾、我が国としては、CDM植林事業を実施するに当たって科学的な生物多様性評価手法を開発するとともに、CDM植林が生物多様性に与える影響を評価予測する技術を開発しておく必要がある。さらに、CDM事業を温暖化対策ばかりではなく、荒廃した熱帯林の再生という位置づけのもとに、生物多様性を回復させる植林手法、残存林など生物種の供給地確保とその適正配置方法など、ランドスケープレベルでの総合的森林管理システムの開発を行うことが重要である。しかし、CDM植林が実施されるであろう熱帯地域における単一大面積人工林や無立木地での生物多様性に関する研究はほとんど行われていないのが現状である。

(1) CDM対象地と植栽地の類型化と植物の多様性評価

二十世紀以降、熱帯林は世界的に急激に減少しており、現在も進行中である。多くの森林に依存する生物が絶滅の危機にさらされており、生物多様性の保全は緊急の課題となっている。植物の生物多様性の視点から見ると、森林においては下層植生が重要な意味を持つ。多くの草本種や低木種の生育はこの層のみに限られており、また高木種も稚樹の時期に必ずこの層に生育しなければならないからである(Gilliam, 2007)。

アカシア・マンギウム (*Acacia mangium*) のような早生樹の単一樹種一斉造林はしばしば多様性の視点から批判されるが、アランアラン草原のような荒廃した立地に造成した場合、遷移を早め、多様性を増加させるという報告が多数ある(Parrotta, 1992; Kuusipalo *et al.*, 1995; Otsamo, 2000)。

しかし、アカシア・マンギウム人工林が、天然林や二次林と比較して、天然性の樹種の生育地としてどれだけの能力があるのか、現時点では明らかではない。

CDM植林の生物多様性への影響を評価するためには、CDM植林が適用可能な地域を把握とともに、土地利用被覆を把握し、ランドスケープレベルでの生物多様性の状態を推定しなければならない。衛星リモートセンシングや地理情報システムは、試験区レベルの情報を広域の情報にスケールアップするためのツール(藤間2009)であることから、生物多様性の状態が推定できるベースマップを作成し、プロット調査結果の解析とスケールアップモデルのためのパラメータを提供する必要がある。

(2) CDM対象地と植栽地に生息する昆虫類の多様性評価

熱帯地域における生物多様性の研究のほとんどは、天然林において行われており、人工林や植林対象となる非森林地における研究は非常に少ない。本研究の材料である昆虫についてみると、マレーシア国サバ州におけるガ類群集を天然林といくつかの人工林の間で比較した研究例がある(Holloway *et al.*, 1992; Chey *et al.*, 1997)。糞・腐肉食性コガネムシ科甲虫についてはアメリカ・中米・スラウェシ島・ボルネオ島北部において天然林と人工林の群集を比較した例

(Nummelin and Hanski, 1989; Estrada et. al., 1998; Davis et. al. 2000, 2001; Davis and Philips, 2005, 2009; Estrada and Coates-Estrada, 2002; Shahabuddin et. al., 2005; Harvey et. al. 2006) がある。これらの報告では、人工林にも多様なガ類が生息するが、多様性は天然林より低く、群集構造も異なることが知られている。また、糞食性甲虫類では、人工林での多様性が若干低くなるものの、ほとんどが天然林との共通種であるという例、天然林と群集構造が異なるという例、天然林の種のうち川沿いに生息する種が植林地でもみられるという例が知られている。非森林地では、糞・腐肉食性コガネムシ科甲虫について天然林と放牧地や開伐地の群集についての報告はあるが、植林地を交えた報告はない。特に、チガヤ草原は熱帯アジアの焼き畑放置地に広く分布しているにもかかわらず、まったく昆虫群集が調べられていない。このように、CDM植林の主たる対象地となる熱帯地域において、非森林地、人工林、および対照区としての天然林を網羅した昆虫類の多様性を調査した研究はない。

(3) CDM植林が天敵昆虫の種多様性と機能に与えるインパクトの評価

さらに、大規模な人為攪乱や森林火災あるいはその後の植林活動が、熱帯林の節足動物多様性に与える影響を定量的に評価した研究は少なく、対象とされた生態機能群も植物食者など一部のグループに限られていた(Chey et. al. 1997; Hosokawa et. al. 2005)。植林活動の生物多様性に対する影響をあらかじめ予測し、実施後の経過をモニタリングしながら必要に応じて計画を修正してゆくためには、熱帯林の節足動物多様性を総合的に把握できる簡便な指標が必要である(Maleque et. al. 2006; Maleque et. al. 2009)。そこで本サブテーマでは、A/R CDM植林が行われる地域の森林景観管理の指針策定に役立てるため、さまざまな食性タイプの昆虫に広く寄生する高次消費者であり、森林生態系の劣化や回復を鋭敏に反映する(Hilszczański et. al. 2005; Sääksjärvi et. al. 2006; Shaw 2006)、とされている捕食寄生蜂に注目し、その多様性を指標として森林火災と早生樹植林が生態系に与える影響の定量化を試みた。森林火災によって形成されたチガヤ草原に植栽される植林地の生態系は、近隣する二次林から土着生物種が供給されることによって次第に回復する。従って、二次林の植生や景観構造が植林地の回復過程に大きく影響すると考えられる。そこで、天然林から森林火災によって劣化した二次林にかけて調査ラインを設定し、SPOT衛星画像を用いて景観構造を把握したうえで、捕食寄生蜂の多様性の空間的变化を分析し、土着生物種の供給源としての二次林の機能を評価した。

(4) CDM対象地と植栽に生息する鳥類・小ほ乳類の多様性評価および周辺環境との関連

ボルネオ島では鳥類は500種以上、哺乳類は222種記録されており(MacKinnon and Phillips 1993; Payne, et. al. 2005; Sukmantoro et. al. 2007)、これらのうち鳥類では約10%、哺乳類では約20%が固有種といわれている。東南アジアの低地熱帯林における鳥類、哺乳類の種多様性は、その森林構造の複雑さに依るところが大きい。しかし、近年の森林伐採や火災などの人為的攪乱によりこの島の熱帯林は過去数十年の間に急速に劣化し(Lambert and Collar 2002; MacKinnon and Phillips 1993)、その跡地では荒廃したアランアランの草原となることが多い。こうした森林破壊は鳥類、哺乳類においても種多様性の低下を引き起こしている。

CDM植林を行う際に、野生鳥獣の多様性を保全するためには、草原から天然林に至るさまざまな環境における野生鳥獣の生息状況を把握し、それぞれの動物種がもつ生態特性を理解する必要

がある。そして、良好な状態で残存する森林の配置あるいは指標となる動物種の現在の分布を考慮しながらCDM事業予定地を適正に選択することができれば、生物多様性の維持及び回復を考慮することにもなる。すなわち、指標となる動物種の現在の分布から良好な状態で残存する森林を把握し、その情報に基づいて生物多様性に対してより効果的なCDM事業予定地候補を絞り込むことができるならば、CDM植林事業と生物多様性の維持は両立できることになるであろう。

2. 研究目的

(1) CDM対象地と植栽地の類型化と植物の多様性評価

アカシア植林地の下層植生として、天然性の植物が再生する可能性を評価する。CDM植林の対象地を含む広域の生物多様性評価のためのベースマップとして、2003年および2005年衛星画像を用いたCDM対象地全域の土地利用／被覆図を把握、作成する。過去の空中写真や衛星画像を用いて土地利用／被覆の変遷を把握する。

(2) CDM対象地と植栽地に生息する昆虫類の多様性評価

非森林地における昆虫類の生物多様性が熱帯地域早生樹種の植林によってどのように変化する明らかにし、生物多様性に対するCDM植林の影響を評価することが、本課題全体の目的である。そして、その仮説として、植林することで、植栽後の年数を経ることで、また、林内の樹種が豊富になることで環境がより複雑となり、多様性が高くなり、天然林でみられる多様性に近づくことが予測される。このことを、非森林地、林齢の異なる人工林、および対照区としての天然林で各分類群の多様性を調査し、比較することで明らかにする。ところで、現在のところCDM植林の認証を得た造林地はわずかしかない。そこで、本課題ではCDM植林の模擬試験地として、チガヤ草原（以下草原）、すでにアカシアマンギウムやゴムが植栽されている人工林（以下人工林）、および天然林において各分類群の多様性を調査し、比較することで、人工林の生物多様性を評価した。

また、近年熱帯雨林において火事が多発し、火事林が大きく広がってきている。熱帯地域では、このような火事林に隣接するよう人工林が形成されるケースが多く、火事林が人工林への生物の供給源となっている可能性がある。このように火事林内の生物多様性を明らかにしその役割を明らかにすることは、今後の森林再生や植林施策に重要な情報をもたらす。そこで、火事を免れた森林からそのまわりの火事林内への距離別に生物相を調査し、火事林の役割を評価した。

研究対象は、食葉性昆虫の代表的存在にあり、植物種との生物間相互作用をもつチョウ類と、脊椎動物との生物間相互作用が強く、森林内の物質循環、土壌耕転、植物成長促進、二次的種子散布といった生態系サービスを提供する(Nichols et al. 2007) 糞・腐肉食性コガネムシ類とした。

(3) CDM植林が天敵昆虫の種多様性と機能に与えるインパクトの評価

森林生物多様性に対する森林火災の影響と火災によって形成されたチガヤ草原の生態系回復に寄与するアカシア植林の効果を、捕食寄生蜂の多様性を指標として評価する。

植林地に土着生物種を供給する生物多様性リソースとしての二次林の機能を評価するため、被災二次林の景観要因が捕食寄生蜂の多様性に及ぼす効果を解明する。

(4) CDM対象地と植栽に生息する鳥類・小ほ乳類の多様性評価および周辺環境との関連

生物多様性の維持及び回復を考慮した効果的な再植林、新規植林をおこなうためには、まず、現在の動物の分布状況をいかに広範囲に、効率よく、正確に把握できるかが重要な課題となる。ボルネオの低地では、植林地および草原が広がっており、植林地は草原に比べると鳥類、哺乳類の多様性が高く、さらに植林地の周辺には大小様々な二次林も点在しており、植林地の育成がこれら分類群の種多様性の維持に貢献している可能性がある。しかし、このような地域での生息状況はこれまで十分に解明されていない。そこで本課題では、多くの種が個体の生存と繁殖を直接植物に依存している鳥類及び哺乳類を対象に、将来的にCDM事業の対象地となりうるいくつかの劣化生態系と植林地、さらに比較的良好な状態で残存する森林において生息状況をモニタリングし、生物多様性的観点から見たCDM事業予定地域の現況を評価する手法、この地域における動物の多様性を維持する方法を提案するとともに、多様性の維持及び回復を考慮した再植林、新規植林のあり方について提言するための科学的根拠を得ることを目的とした。

これら4小課題を総合化し、CDM植林事業対象地の類型化とその多様性を評価、CDM植林後の時間経過に伴う生物多様性の変遷を明らかにし、CDM植林事業における多様性の適正評価とそれを活用した生物多様性を考慮したCDM植林技術の開発し、CDM事業に関連する生物多様性評価のガイドライン案作成を目指す。

3. 研究方法

(1) CDM対象地と植栽地の類型化と植物の多様性評価

アカシア植林地の下層植生の組成を択抜林や二次林、アランアラン草原などの植生と比較した。調査を行ったアカシア植林地は植林から3年から5年を経ており、樹高は10~20メートル、林冠はほぼ閉鎖していた。二次林の調査地は部分的に火災の被害を受けたワナリセット試験地（低被害二次林）および繰り返し強度の火災を受けた高被害二次林の両タイプを対象とした。調査地はインドネシア東カリマンタン州バリクパパン市郊外のスンガイワイン水源保護林（1970年に一部を択抜）およびその周辺に設置した。各プロットに16平米の下層植生調査プロットを置き、出現種、被度、高さを記録した。また、プロットによって面積は異なる（100平米~1600平米）ものの、上木調査プロットを置いて直径5cm以上の植物の種名と胸高直径を記録した。

各森林タイプに属するプロットの下層植生の種数の平均値を比較した。下層植生の類似度を元にNMDS(Nonmetric Multidimensional Scaling)を用いて序列化し、二次元の図上に布置した。上木の密度、平均胸高直径、BA/ha、下層植生の被度などを環境変数として座標軸との相関を求め、植生の変化をもたらす要因を推定した。アカシア人工林、二次林およびアランアラン草原を特徴付ける種の抽出をindicator species analysisを用いて行った。一部の人工林プロットでは下層植生を2004年および2007年の2回調査して3年間の変化を明らかにし、これによってアカシア人工林の遷移の様子を推定した。また、スンガイワイン保護林の辺縁部から林外に向かって長さ1.85Kmの調査トランセクトを設置して、天然林からの距離が下層植生の組成に与える影響を調査した。

分解能が10m（マルチ画像）および2.5m（パンクロ画像）の衛星画像で、プロジェクト期間中に雲が非常に少ないアーカイブ画像が存在したSPOT5画像を用いて土地利用被覆図を作成した。使用した画像は2003年2月27日2:42:04（GMT）撮影（以下2003年画像）および2005年6月

19日 2:27:04(GMT)撮影（以下2005年画像）の画像(図1-1)である。

土地利用被覆図の作成方法は SPOT 画像とほぼ同レベルの中分解能衛星画像である LANDSAT を使った先行研究（山口・露木 2001）を参考にした(図1-2)。まず、雲および雲の影を目視判読で取り除いた 2003 年画像を教師無し分類したベースマップを作成した。これを用いて現地調査を 2007 年 12 月に行い、グランドトゥルース情報を収集した。

現地調査では、昆虫、植生、鳥類の多様性調査プロットが設定されているスンガイワイン保護林、ムルワルマン大学ブキツスハルト演習林、ブキツバンキライ保護林、アカシア林、アランアラン草原林の各地点について GPS による座標情報を取得した。さらに調査プロットおよびその周辺のランドスケープについて座標情報付きの画像で記録、把握した。また、過去のプロット調査情報をプロジェクト関係者から収集しグランドトゥルース情報に加えた上で、生物多様性評価のためのカテゴリー区分を検討した。現地調査結果とベースマップを比較したところ、2003 年画像では若齢の人工林が正しく判読できないことが判明した。これは 2003 年時点では植栽前あるいは植栽直後であること（図1-3、左）、2005 年画像では成林し十分判読できること（図1-3、右）などから、2005 年画像を 2003 年画像と同様の処理を施し、この画像とグランドトゥルース情報による教師付き分類を用いた生物多様性評価に耐えうるカテゴリー区分での土地利用被覆図を作成した。作成範囲は 2 つの衛星画像の違いが比較可能な、2003 年画像および 2005 年画像の両方が存在するエリアとした。

対象地内では貴重な成熟林であるスンガイワイン保護林とブキツバンキライ保護林周辺の土地利用被覆について、1980年代の空中写真(Bakosurtanal, 1981)、および1992年2月11日、1998年12月11日撮影のLANDSAT衛星画像を用いて推定し、2005年画像による土地利用被覆と合わせてその変遷を把握した。

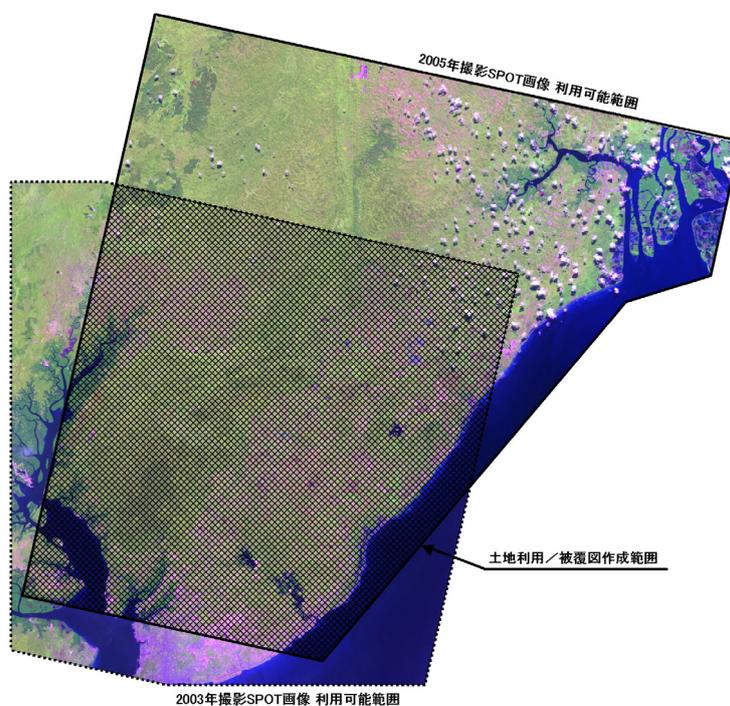


図1-1 2003年,2005年画像の利用可能範囲と土地利用/被覆図作成対象範囲

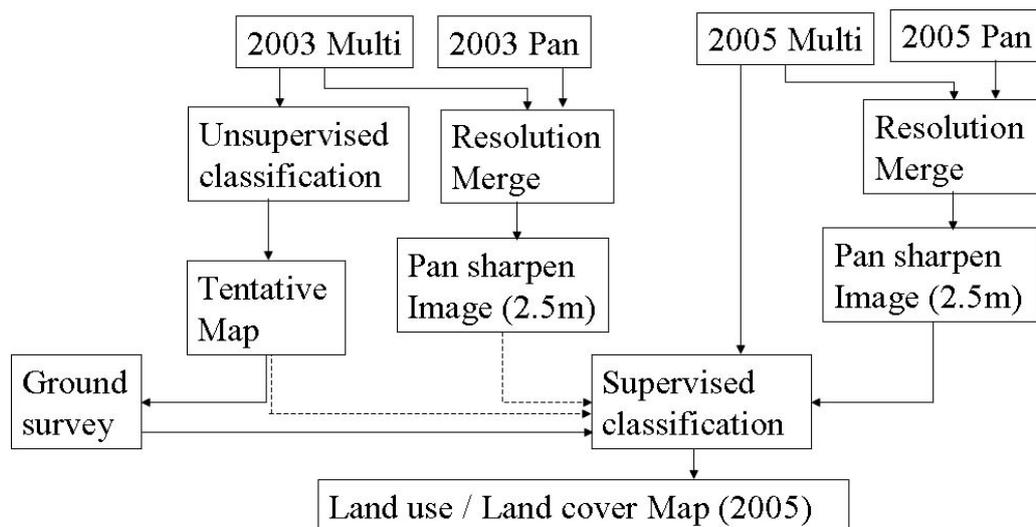


図 1 - 2 土地利用／被覆図作成フローチャート



図 1 - 3 アカシア造林地(km29)の 2003 年画像 (左) と 2005 年画像 (右) での違い

(2) CDM対象地と植栽地に生息する昆虫類の多様性評価

□調査地

インドネシア共和国東カリマンタン州バリクパパン市の北10～40kmに出現するチガヤ草原，アカシヤマンギウム人工林，火事林（近年火事にあった天然林）と弱度の択伐が入っただけの良好な天然林（スンガイワイン保護林とブキットバンキライ保護林）で調査を行った。また，スンガイワイン保護林の西端にある火事からの残存林を含む比較的良好な森林を中心として，その西北

方向のライン上に出現する火事林とアカシア人工林において調査を行った。

□チョウ類

ア. 人工林とそれと関わる良好な天然林，火事林，チガヤ草原での調査

2004～2005年に良好な天然林（スンガイワイン保護林）の林縁と林内，アカシヤマンギウム人工林，チガヤ草原に踏査ルートを設定し，約2時間かけて歩きながら，チョウ類を可能な限り全て捕虫網で捕獲した。また，取り逃がした種および遠距離や高所で目撃した種を可能な限り記録した。

イ. 良好な天然林から火事林・アカシヤマンギウム人工林への距離別調査

2006～2007年にアカシヤマンギウム人工林～火事林～良好な天然林～火事林～アカシヤマンギウム人工林と続くラインルートに50mおきにカラーテープで目印をつけた上，歩きながら捕虫網でチョウを採集した。また比較のため火災を全く経験していないスンガイワイン保護林でも採集調査を行った。捕獲虫については起点からの距離100mごとに区間を分けて，種数を集計した。一方衛星画像をもとにルート上の植生を分類し，火災の影響のほとんどない状態から，立木被度が著しく低く半草原状の状態までの4段階を識別して（図2-1），距離と植生状態を説明変数，種数を応答変数とする一般化線形モデル（ポアソン対数線形モデル）にあてはめた。

□糞・腐肉食性コガネムシ科

ア. アカシヤマンギウム人工林とそれと関わる良好な天然林，火事林，チガヤ草原での調査

糞・腐肉食性コガネムシ科の捕獲にはベイトと衝突板を用いたピットフォールトラップを使用した。開口部が地表面になるようにうめたプラスチックカップ上にB5サイズ透明下敷きを2枚交叉させて立て，そのうえに屋根を設けた衝突板トラップを用いた。カップのなかには蓋に5mm径の穴を6箇所開けた餌入りガラス瓶とプロピレングリコール入れた。餌として人糞10gまたは生魚の切り身30gを用いた。捕獲虫の回収は5日後に行った。トラップは直線状に10m間隔で，人糞と生魚が交互になるように配置した。良好な天然林では，大型動物によるトラップの破壊を防ぐため，生魚を用いたトラップのまわりに3cmメッシュのナイロンネットをもちいた高さ約70cmの柵を設けた。捕獲は2006～2008年の12月に行った。

良好な天然林の調査地として，スンガイワイン保護林内では，キャンプ2付近(SWCtr2)，キャンプへのトレイルの入り口(SWEnt)，保護林の西端にある火事からの残存林(KM24NF)，ブキットバンキライ保護林では，中央部(BBCtr)とトレイルの入り口(BBEnt)で捕獲した。火事林の調査地は，KM24NFの南側(KM24LBFa)と西北側(KM24LBFb)に隣接する火事の程度が弱い林と，西北方向に2km離れた火事の程度が強い林(KM29HBF)とした。アカシヤマンギウム人工林の調査地は9カ所で，その林況を表2-1に示した。チガヤ草原の調査地は，表2-1に示したアカシヤ人工林のうちKM12Pを除くすべての人工林に隣接する場所にした。牛の放牧地の調査地はKM12Pに隣接している。

イ. 良好な天然林から火事林への距離別調査

スンガイワイン保護林の西端にある火事からの残存林(KM24NF)およびその西北側の火事林内において調査を行った。調査地点は，KM24NFからの直線上の1km以内に出現する3つの尾根と2つの谷の頂点を中心にその前後のライン上で行った。捕獲方法は(1)と同じで，2007年12月と2008年12月に各調査地点で同時に行った。また，対照として，スンガイワイン保護林内のキャンプ1付近でも捕獲調査を行った。

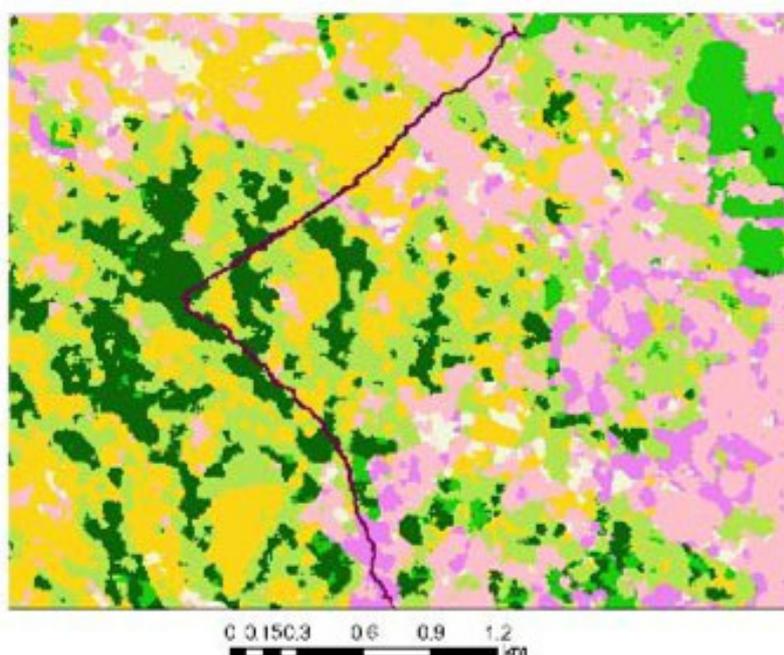


図2-1. スンガイワイン保護林の西端にある火事からの残存林からのラインルートに沿った植生の分布と調査ルート。右上のやや濃いグレーはアカシア人工林, 他のやや薄いグレーは耕作地, 人家など。濃いグレーは良好な天然林または軽度の火事林, 最も薄いグレーが草原または藪状の火事林である。黒色の線はGPSによる調査者の歩行ルートのトラック。距離別調査では大きく曲がる地点を起点(0 m)として右上方向に距離を測った。

表2-1. 調査したアカシヤマンギウム人工林の林況

| 植林地 No. | SWエリ アとの 隣接 | SWエリ アから の距離 (m) | 背後林 を含む 森林面 積(ha) | 平均胸 高直径 (cm) | 樹幹断 面積BA (m ² /ha) |
|------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|--------------------|-------------------------------------|
| KM12P | no | 5282 | 1084.6 | 17.1 | 28.2 |
| KM18P | no | 2001 | 1.9 | 22.7 | 54.4 |
| KM22P | no | 1168 | 5.5 | 10.3 | 16.6 |
| KM23P | no | 2336 | 9.5 | 17.1 | 20.2 |
| KM24P1 | yes | 0 | 10830.7 | 8.7 | 16.0 |
| KM24P2 | yes | 0 | 10830.7 | 12.0 | 10.2 |
| KM24P3 | yes | 0 | 10830.7 | 18.5 | 20.7 |
| KM26P | no | 1446 | 1.3 | 22.8 | 21.4 |
| KM29P | yes | 0 | 10830.7 | 11.2 | 7.4 |

(3) CDM植林が天敵昆虫の種多様性と機能に与えるインパクトの評価

□インドネシア東カリマンタン州のバリクパパン市の北10~30kmに位置するスンガイワイン保護林とその周辺地域を調査対象とし、火災履歴のない天然林(2林分)、1997/98年の被火災二次林(2林分)、アカシアマングラムの6-12年生の植林地(3林分)、同6年生以下の若い植林地(2林分)、および火災によって形成・維持されているチガヤ草原(5林分)に、それぞれ調査地を設定した(図3-1)。各調査地ではネットスーピング法(360回往復)によってコマユバチ科捕食寄生蜂(Yu et. al. 2005)を捕獲し、個体数、全種数および寄主昆虫の食性別に類別した種数を植生タイプ間で比較した。また、除歪対応分析(DCA)によって植生タイプによる捕食寄生蜂の種組成の違いを解析した。

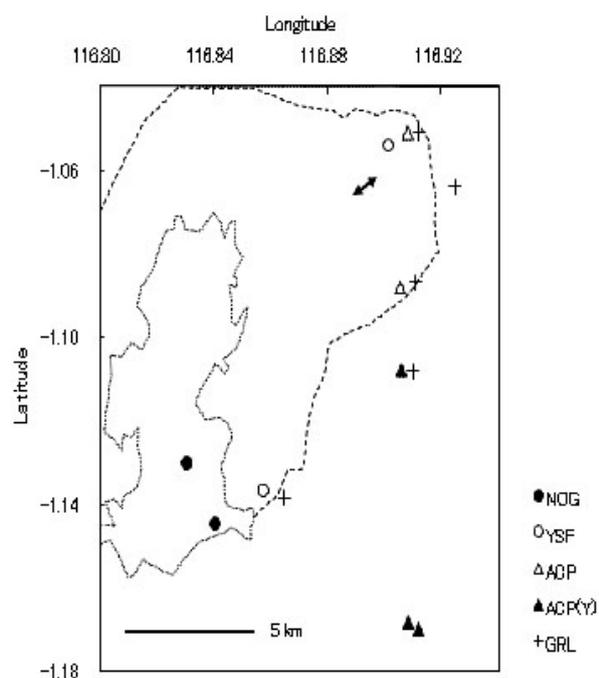


図3-1. スンガイワイン保護林とその周辺に設定した調査地(2004-2006年調査).

NOG-火災履歴のない天然林、YSF-被火災二次林、ACP(Y)-若いアカシア植林地、ACP-成林したアカシア植林地、GRL-チガヤ草原。矢印は、図2の調査ラインのおよその位置

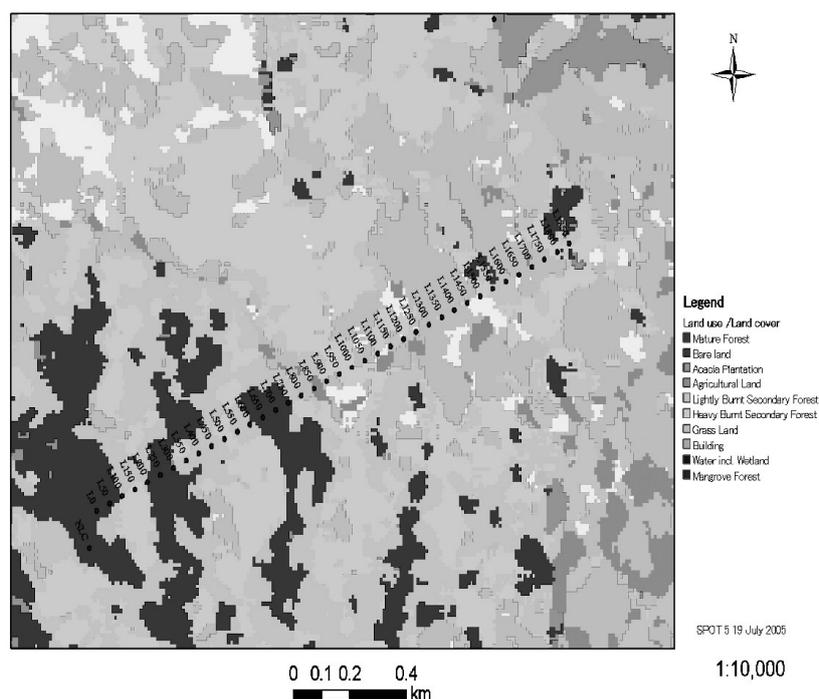


図3-2. SPOT衛星画像によって推定された調査ライン周辺の植生(2003年).

天然林(左の濃い部分)から火災によって著しく劣化した疎林(右上)に至る約1.1kmの調査ラインを設定した。その途中、水系に沿って2箇所の小面積天然林パッチが抽出された。

□同地域において、1997/98年の大規模火災を免れた比較面積の大きい天然林から火災によって劣化した疎林へと連続する二次林に約1.1kmの調査ラインを設定し、SPOT衛星画像データ(2003年)を用いて周辺植生の景観構造を解析した(図3-2)。ライン上に約100m間隔で調査プロットを設置し、2006年と2007年に同じネットスーピング法でコマユバチ科捕食寄生蜂を捕獲した。(1)の調査地を含めて、捕食寄生蜂の個体数と種数を比較し、ノンパラメトリック多次元尺度法(NMS)によって種組成の座標分析を行った。算出された寄生蜂の個体数と種数、種組成スコアに対する、天然林からの距離および各植生パラメータの効果を一般線形モデルGLMによって解析した。

(4) CDM対象地と植栽に生息する鳥類・小ほ乳類の多様性評価および周辺環境との関連

鳥類を対象とした調査では、まずボルネオ島の低標高地における典型的な環境である草原、植林地、二次林における鳥類の多様性を明らかにした。草原環境としては、スンガイワイン保護林周辺の二次林及び植林地に接する地域の、アランアランが優占する草原を調査地とした。植林地としては、若齢(3~5年生、PL-1)および壮齢(10年生、PL-2)のアカシアマンギウム植林地のそれぞれを調査地とした。若齢植林地は、スンガイワイン保護林から連なる二次林に接した場所を、壮齢植林地は、ダスマンガルのダム湖に隣接する場所を調査地とした。二次林は、小面積二次林(重度被火災、1ヘクタール程度、SF-S)、中面積二次林(重度被火災、5ヘクタール程度、SF-M)、大面積二次林(重度被火災、10ヘクタール以上、SF-L)、軽度被火災二次林(SF-R)の4種類の環境を対象とした。小面積二次林は、スンガイワイン保護林から連なる二次林に、中面

積二次林は、ダスマンガルのダム湖に接する二次林に、大面積二次林はムラワルマン大学ブキットスハルト演習林に、軽度被火災二次林はスンガイワイン保護林に接する二次林内に、それぞれ調査地を設けた。

調査では、かすみ網による捕獲再捕獲法を用いて行った。捕獲調査は、前述の各環境において、それぞれ4ヶ所の調査プロットを設置し、各プロットにおいて各5枚のかすみ網を用いて連続3日間捕獲調査を行った。調査時期は、繁殖期直後である6～7月頃と、繁殖期初期である11～1月頃の2回とし、同じ調査プロットで行った。捕獲は、原則として連続する3日間に、各日の午前7時から午後5時までの10時間に行った。捕獲個体には金属足環を装着し、体各部の計測及び糞の採取を行ったのち、速やかに放鳥した。

鳥類の多様性を評価するため、それぞれの環境において多様性指数を算出した。鳥類多様性は、Shannon-Wienerの H' 、逆Simpson $1/D$ 、Simpson多様度 $1-D$ 、対数逆Simpson $\log(1/D)$ 、Pielou の均衡度指数 J' を用いた。また、森林タイプと鳥類の定住性の関係を明らかにするため、植林地、二次林、草原における約6ヶ月後の再捕獲率を算出した。再捕獲率は、各調査地における1度目の捕獲調査での全鳥種の捕獲個体数に対する6ヶ月後の再捕獲個体数の割合とした。なお、同じ調査期間中における再捕獲個体数は、捕獲個体数に含めなかった。さらに、生息環境と鳥類の多様性の関係を明らかにするため、それぞれの調査地プロットにおける森林構造の記録を行った。ここでは、それぞれの森林を階層にわけ、各階層の樹高と被度を記録し、主成分分析により森林構造の複雑さの指数を算出した。

哺乳類相モニタリング調査は森林火災の被災のない森林（スンガイワイン保護林）と、1982/83年、1997/98年に2回森林火災を受けた森林（ブキットスハルト演習林）において、自動撮影装置を用いて調査した。それぞれの調査地では、200m間隔で線上に配置した10ヶ所の固定調査地点で、バナナまたは生エビを誘引餌として、8ヶ月間以上にわたって毎月調査を行った。また、捕獲調査が可能な調査地については、ワナ法により地上性の小型哺乳類を捕獲した。

一方、動物相のより広域的なモニタリング方法を探るため、地域住民を対象とした聞き取り、アンケート調査を導入した。まず、15歳以上の地域住民約240人を対象に、生態写真等を用いて霊長類3種を識別しているかどうかを確認するための聞き取り調査を実施した。ここで用いられた3種はギボン、リーフモンキー、テングザルであり、その生態的特徴からいずれも森林の連続性に対して敏感な種である。その後、これら霊長類3種の生息を広域的にモニタリングするため、東カリマンタン州南部の約1600平方キロ地域の国立小学校47校の小学4～6年生とその家族約2690人を対象にヒアリング調査を実施した。調査では、各小学校を訪問し、まず熱帯林やそこにすむ動物の多様性に関して講義を行い、その後上記3種の現在の生息の有無のみを尋ねるアンケート用紙を配布し、3日後に回収した。

4. 結果・考察

(1) CDM対象地と植栽地の類型化と植物の多様性評価

種数は低被害二次林（LD Secondary）でもっとも高く、16平米あたり61.92種を記録した。続いて択伐林が50.0種、アランアラン草原で31.25と続き、高被害二次林はアランアラン草原よりも少ない26.98種、そしてアカシア人工林で最も低く、19.58種であった(図1-4)。

NMDSによる解析結果を図1-5に示した。左端にアランアラン草原が、右端に択伐林が配置されており、第一軸は攪乱強度を表す軸と推定される。第2軸とは、平均直径との相関が高く、上木サイズを反映した軸と考えられる。人工林は図の左上部に集中して分布しており、第一軸上ではアランアラン草原と二次林の中間に位置しており、依然として強い攪乱を受けた植生であることが見て取れる。また、2軸上で見るとアカシアの早い成長速度を反映して、同程度の林齢の二次林よりも上木サイズが大きく、それが種組成にも反映していると推定された。

Indicator species analysisの結果によると、アカシア人工林、二次林ともに、草原性の特に明るい場所を好む種が減少しており、上木サイズの増大によって林内環境が変化し、遷移が進みつつあると推定される。ただし、二次林、人工林を特徴付ける種は、いずれも明るい立地を好む種であり、天然林からの移入種と見なせるような森林性の植物は見られなかった。3年間の調査期間の間にアカシア人工林から消滅した種は12種、侵入した種は6種で、いずれも明るい立地を好む種であり、森林性の種の侵入は見られなかった。

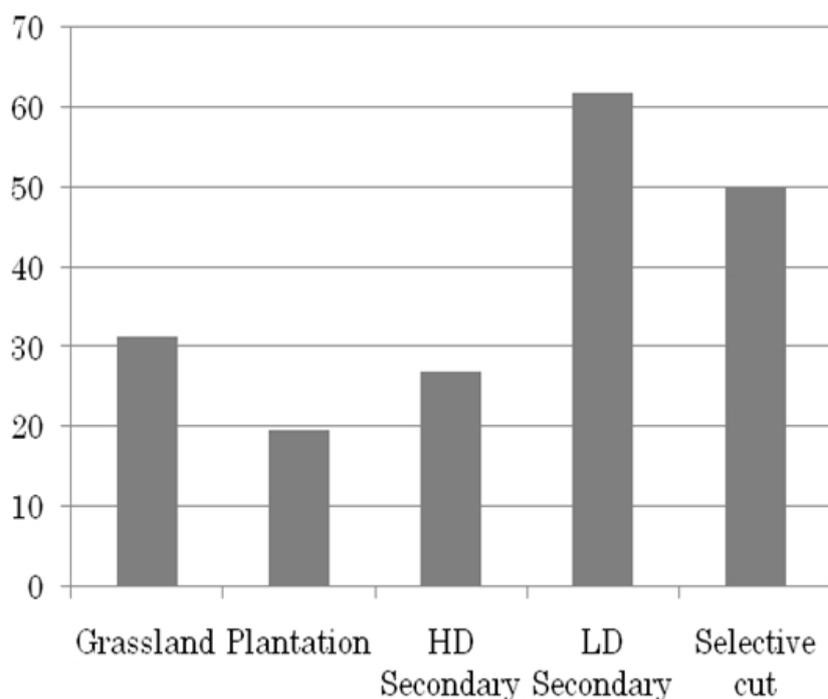


図1-4 Species richness of each type of forest. (number of species par 16 square meters)

天然林から近い林分と遠い林分では下層植生の組成に違いが見られた、*Stachyphrynium jagorianum* と *Etilingera metriochelios* などの天然林や二次林の林床に多い多年生草本が天然林から近い林分に偏って出現していた。おそらくはこれらの種の散布能力の貧弱さ（地下茎による栄養

繁殖が主、おそらく重力散布) が原因で再侵入が困難なのだと推察される。

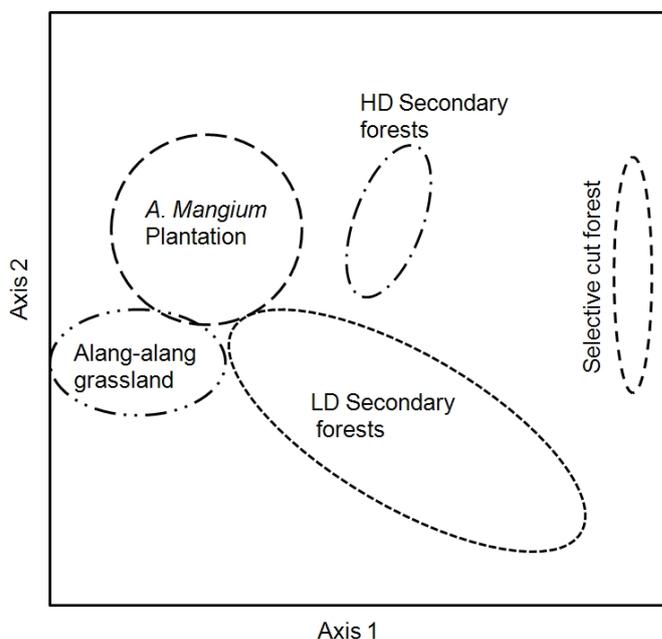


図 1 - 5 Result of NMDS Ordination. Compositions of Understory Vegetation.

対象地域およそ 40km×40km の範囲での土地利用被覆を図 1 - 6 に示した。概観すると、全体のおよそ半分が森林で覆われていた。成熟林は土地利用全体の 10%に満たず、軽度な火災被害を受けた二次林が 2 割、重度の火災被害を受けた林が 1 割、アカシア人工林が 5%程度であった。農地は 15%程度で、アランアラン草原が軽度火事林と同程度の 25%を占めていた (図 1 - 7)。アランアラン草原を CDM 対象地と見なすならば植栽可能地は対象地に現存するアカシア造林地面積の約 5 倍存在することになり、CDM 対象地のポテンシャルとしては十分あると考えられる。

対象域内には生物多様性の核となるような成熟林がおおきく 2カ所、すなわちスンガイワイン保護林とブキットバンキライ演習林に別れて存在している。これら 2つの成熟林はそれぞれ孤立状態であり、その周囲には火災の影響を受けた二次林が広がっている。アカシアを主とする人工林はブキットバンキライ演習林の西方 (km29) とダスマンガル貯水池周辺に大規模なものが見られるほか、小規模な植栽地が点在することが明らかになった。ダスマンガル貯水池周辺は比較的高齢の林分であるのに対し、km29 は若齢の林分であった。2003 年画像で判読できなかったのは後者の林分である (図 1 - 3)。

成熟林が残るスンガイワイン保護林とブキットバンキライ保護林周辺の土地利用について把握した。1980 年代のはじめにはほとんどが成熟した森林で覆われていた。このとき 2つの成熟林は一続きの大きな成熟林であった (図 1 - 8 a)。80 年代から 90 年代前半にかけて開拓等による成熟林の伐採が進み、徐々に分断化していった。また、2つの成熟林の西方にはバリクパパンとサマリダを結ぶフリーウェイが 1976 年に開通し、急速な開発による伐採が進んだことから、西側の成熟林はこの時点で消失していた (図 1 - 8 b)。1998 年の画像にはこの年に発生した大規模な山火事で成熟林の外縁部が広範囲に渡って被害を受け、焼け残った成熟林はほとんどが成熟林の中心部であったことが見受けられた。この時点でスンガイワイン保護林とブキットバンキライ

保護林はそれぞれ孤立した林分になったことがわかる（図1-8 c.）。2005年画像では2つの成熟林の面積はほとんど変化がなかった。また、1998年の火災で被害を受けた地域の中に成熟林とほぼ同じような林分が編み目のように残存していることが明らかになった（図-1-8 d.）。現地での地形調査から、この地域には地表面に凹凸があり、残存林分は主として谷筋のややしめった部分と一致していた。このことから、火災の被害を受けた地域でもその影響の大きさには濃淡があり、影響が小さかったところでは画像の上では成熟林と非常に似た特性まで回復していることが示された。残存林は植生調査からも成熟林に近い状態であることから、火災後の長期的な回復過程を衛星画像で判読することは可能であると考えられた。

植生および昆虫の主要な調査プロットの一つである km24 周辺をみるとラインプロットに沿って成熟林と山火事の影響を受けた二次林が繰り返して出現していることが把握できた。また、km 24 はスングアイワイン保護林の東端付近に位置し、火災の被害を免れた残存成熟林によってスングアイワイン保護林核心部分と繋がっていることが明らかになった。

現地調査時と画像取得日（2003年画像）との差は4年ほどであるが、上述の km29 のアカシア造林地など現地調査から土地利用／被覆が変化していると推察できる場所が散見された。アカシアなどに代表される早生樹の人工林は一般に成長が非常に早いため、わずか数年の差で土地利用被覆の分類が異なるほど大きな違いを示す事例だと言える。CDM 植林は主として早生樹が選択されることから、衛星画像を用いて CDM 植林の影響を評価する場合、適切な時期に撮影された画像を用いる必要がある。

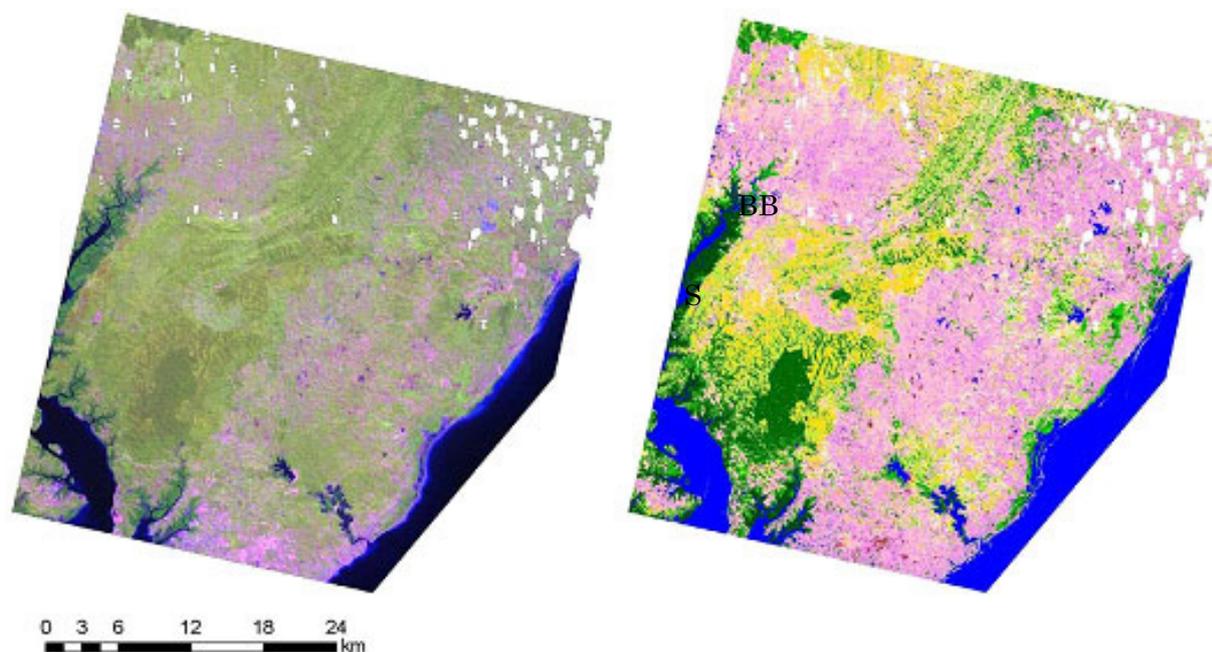


図1-6 2005年衛星画像と土地利用／被覆図
SW：スングアイワイン保護林、BB：ブキッドバンキライ保護林

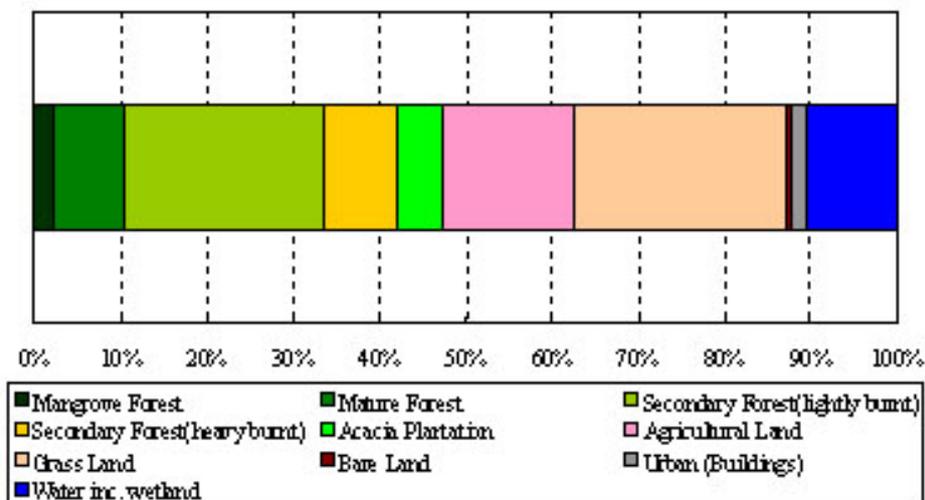
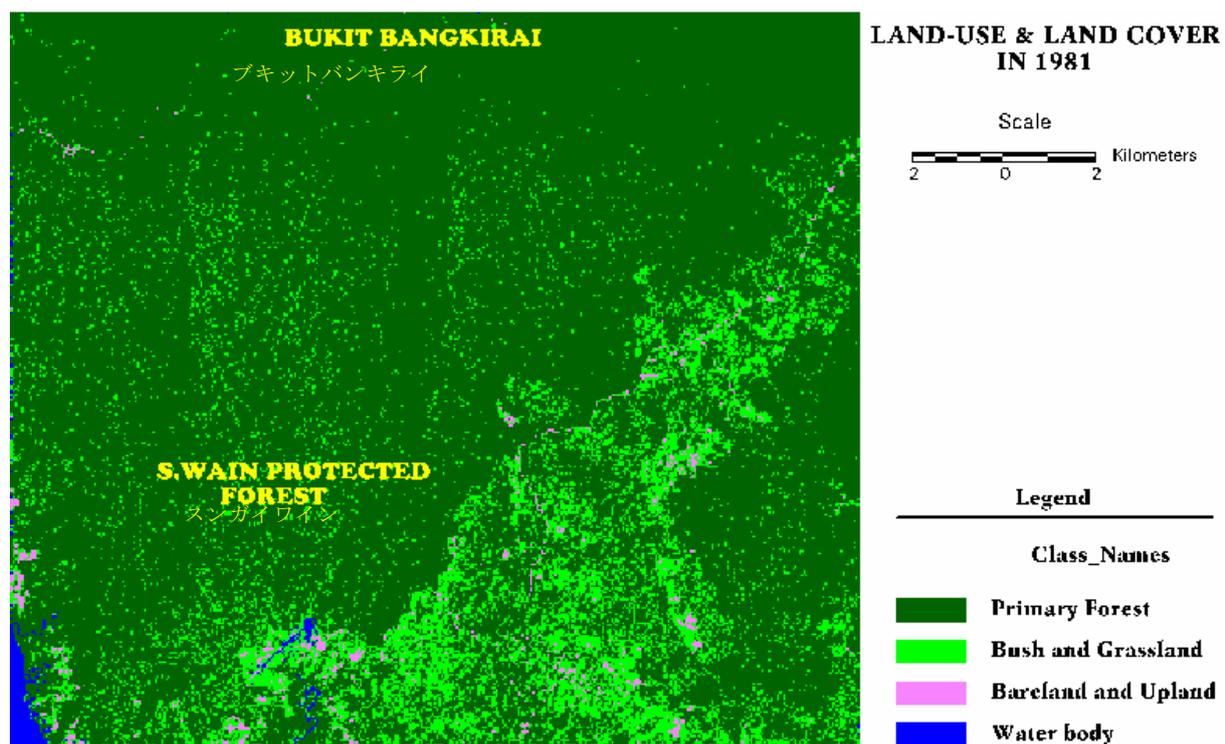
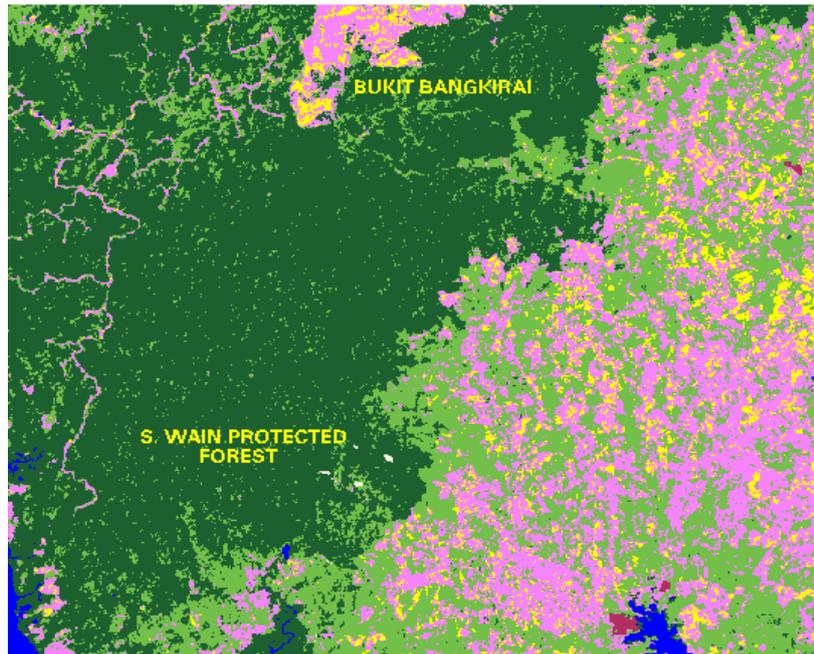


図 1 - 7 対象地域の土地利用／被覆面積割合

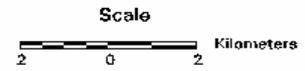
a)



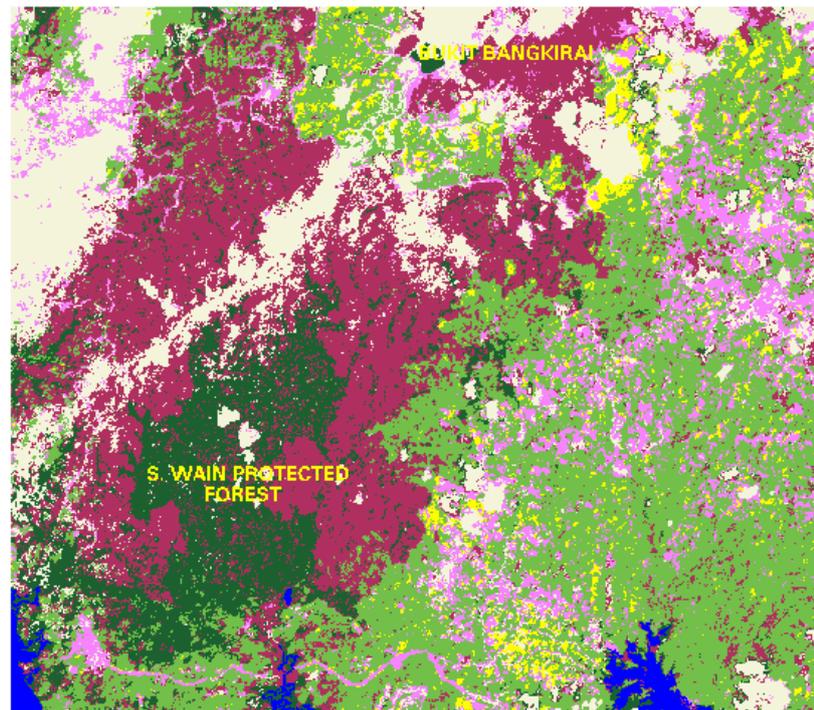
b)



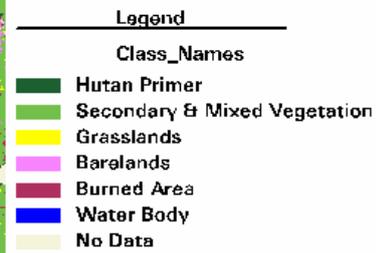
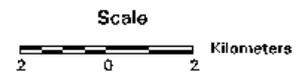
**LAND-USE & LAND COVER
IN 1992**



c)



**LAND-USE & LAND COVER
IN DECEMBER 1998**



d)

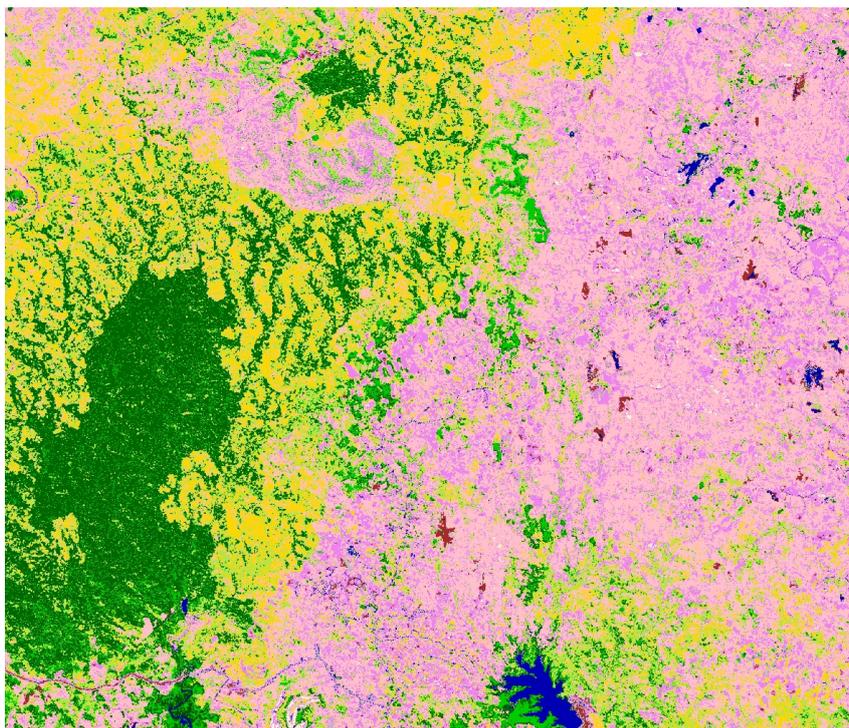


図1-8 スンガイワイン保護林、ブキットバンキライ演習林周辺における土地利用被覆の変遷
a)1980年代、b)1992年、c)1998年火災後、d)2005年（暗いところが森林）

(2) CDM対象地と植栽地に生息する昆虫類の多様性評価

□チョウ類

ア. 人工林とそれと関わる良好な天然林、火事林、チガヤ草原での調査

種数は良好な天然林でもっとも多く、アカシアマンギウム人工林では、チガヤ草原よりも多かったが、良好な天然林よりも少なかった（図2-2）。捕獲数をみると、アカシアマンギウム人工林がもっとも多く、次いで良好な天然林で多かった（図2-3）。アカシアマンギウム人工林が多かった原因は、良好な天然林ではみられない森林性種2種と、草原性種が捕獲されたためであった（図2-3）。DCA解析によって群集構造を解析したところ、アカシアマンギウム人工林の座標は草原よりも良好な天然林の林縁に近いところにあった（図2-4）。しかし、良好な天然林の林内とはかけ離れていて（図2-4）、群集構造が異なっていた。これらの結果から、アカシアマンギウムの植林によって、草原のまま放置するよりは、種数が増え、森林性種の個体数も多くなるが、良好な天然林の林内にいる種はほとんど生息できないことがわかる。

イ. 良好な天然林から火事林・アカシアマンギウム人工林への距離別調査

図2-5に示すように、火災を経験した二次林のチョウ類は、若いアカシア人工林よりも豊かであり、かなり荒廃した火事林にも森林性種が生息していた。したがって人工林に隣接する二次林は相当荒廃した火事林を含め、人工林への森林性種の供給源、およびコリドーとして機能していると考えられる。良好な天然林と人工林の間のライン上の種数の変化を見ると、良好な天然林からの距離とともに減少する傾向が見られたが、途中の沢沿いに小面積残る火災を免れた箇所周辺では増加した（図2-6）。線形モデルへのあてはめの結果は有意であり（ $p < 0.001$ ）、距離の効果が有意（ $p < 0.001$ ）なのに対し、植生の効果は有意ではなかった（ $p > 0.05$ ）。これは火事林に生息できない種、および火事林のような明るい環境を通過できない種が存在し、このような種は、火災で荒廃した植生の中にパッチ状に取り残された良好環境に到達できないため、距離による隔絶の効果が大きく現れたのであろう。このような種に相当すると考えられる、火事林や若いアカシア人工林に見られず暗い良好な天然林内のみ生息する種として、*Losaria neptunus*, *Erites* spp., *Thaumantis* spp., *Coelites* spp.等が認められた。

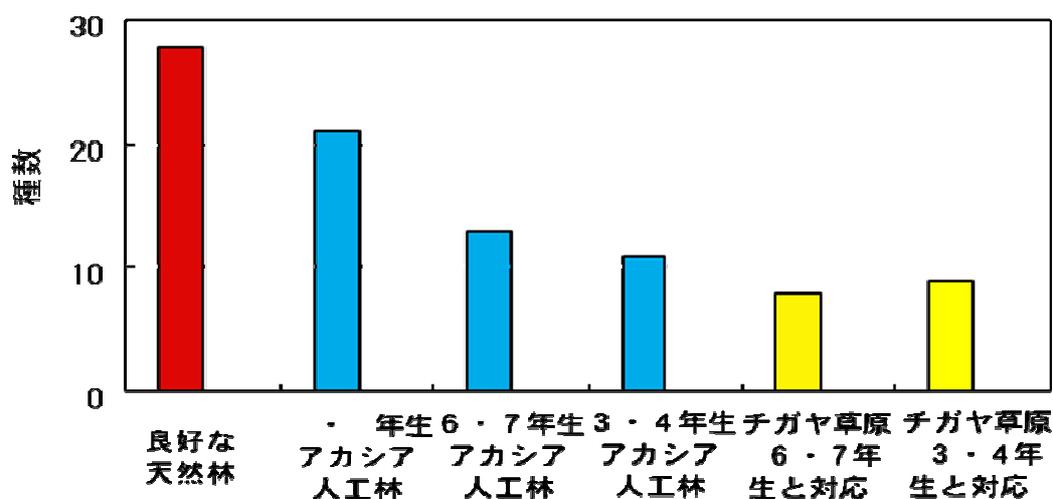


図2-2. 2004・2005年調査において良好な天然林・アカシア人工林・チガヤ草原で採集されたチョウ類の種数

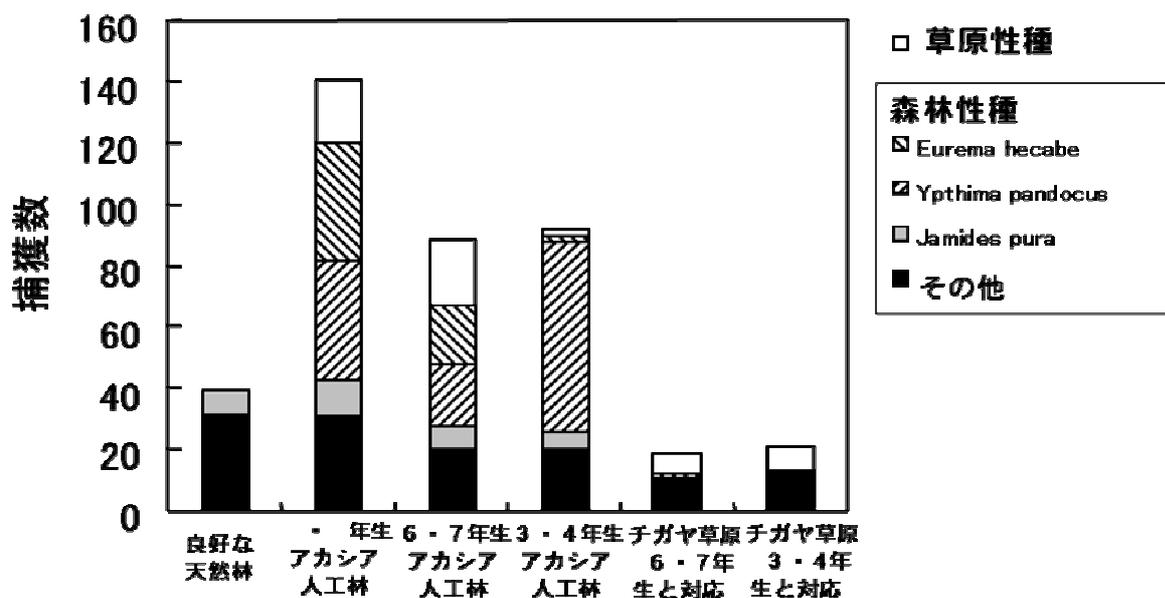


図 2 - 3. 2004・2005年調査において良好な天然林・アカシア人工林・チガヤ草原で採集されたチョウ類の捕獲数

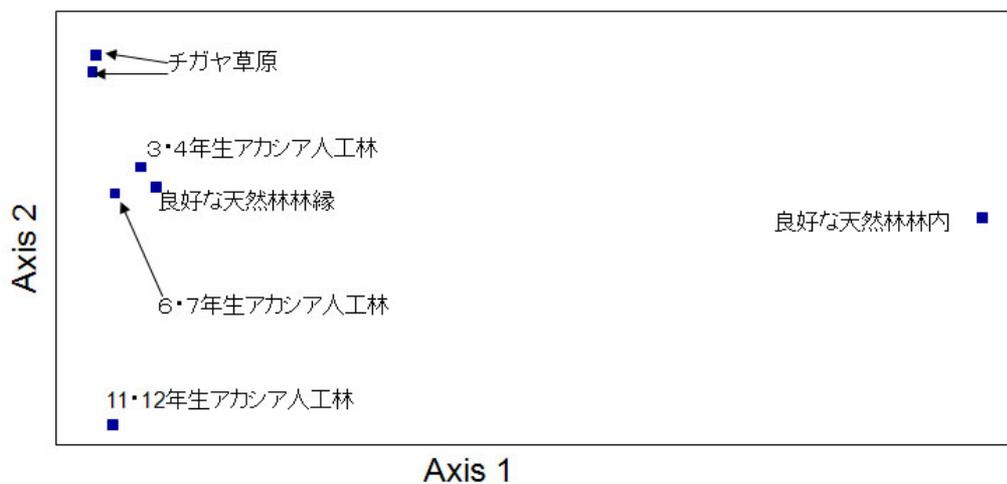


図 2 - 4. 2004・2005年調査におけるチョウ類の群集のDCAによる解析結果

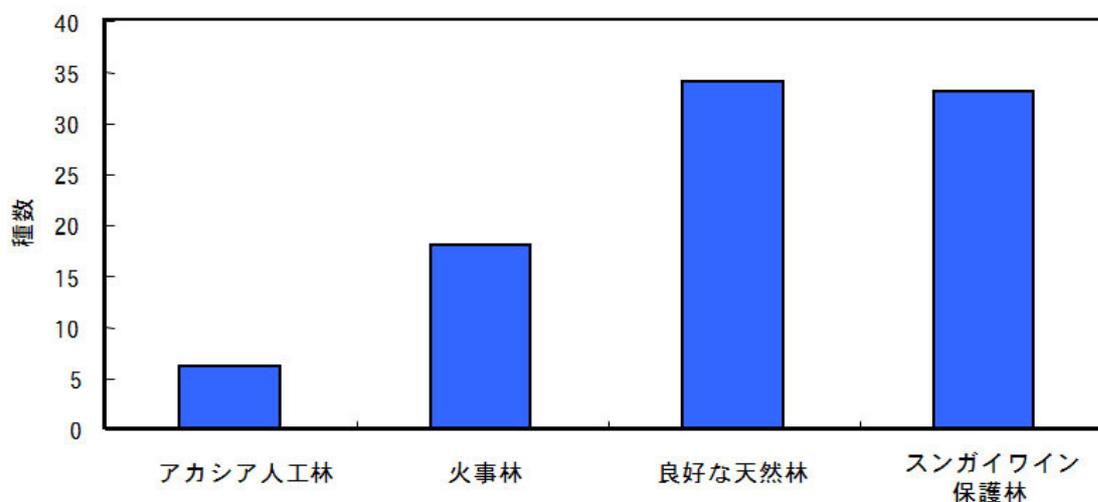


図2-5. ラインルートに沿ったアカシア人工林，火事林，良好な天然林（一部軽度な火災被害のある箇所を含む）およびスンガイワイン保護林（良好な天然林）で採集されたチョウ類の種数

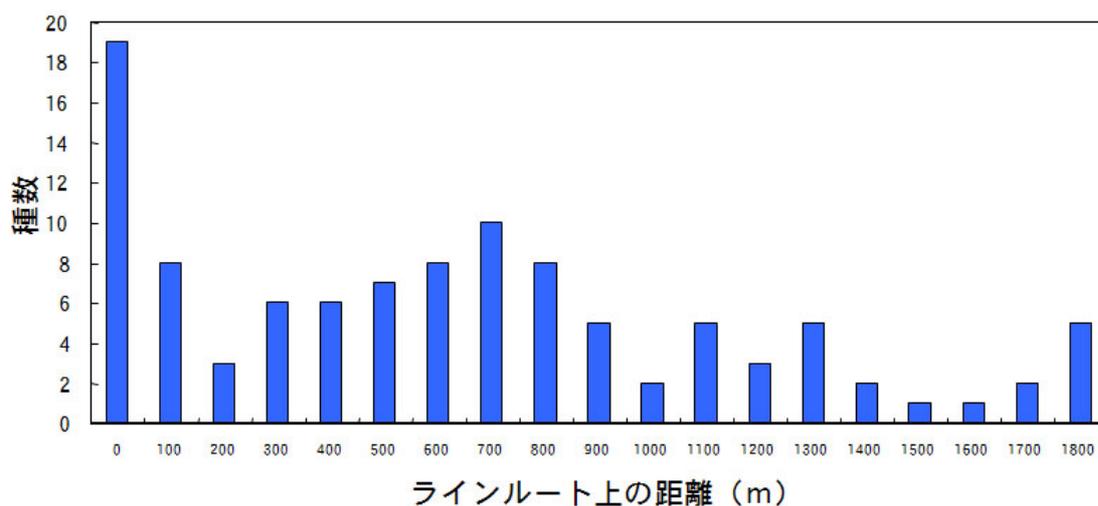


図2-6. 図1に示したラインルートに沿った100m区間ごとに採集されたチョウの種数

□糞・腐肉食性コガネムシ科

ア. アカシアマンギウム人工林とそれと関わる良好な天然林，火事林，チガヤ草原での調査

各調査地で捕獲した糞・腐肉植生コガネムシ科の種数を図2-7に示した。種数は良好な天然林と程度の弱い火事林で多く，他は違いがなかった。捕獲数は牛の放牧地で多く，アカシア人工林でKM24P2を除いて少なかった（図2-8）。シャノン・ウィナーの多様度指数（ H' ）は，種数同様良好な天然林と程度の弱い火事林で高く，他は違いがなかった（図2-9）。バイオマスは，調査地によるばらつきが大きかったが，チガヤ草原で小さい傾向が強かった（図2-10）。これらの結果から，良好な天然林と程度の弱い火事林で多様性が高いことが明らかとなった。また，種数と多様度指数にアカシア人工林とチガヤ草原の間で違いがないことが判明した。アカシア人工林で捕獲数が少ないことと，チガヤ草原でバイオマスが小さいことの要因として，糞・腐肉植生コガネムシ科の資源となる，脊椎動物の糞量や死骸量が少ないことが考えられる。逆に，

良好な天然林や程度の弱い火事林ではこういった資源、すなわち野生動物のバイオマスが高いと考えられる。

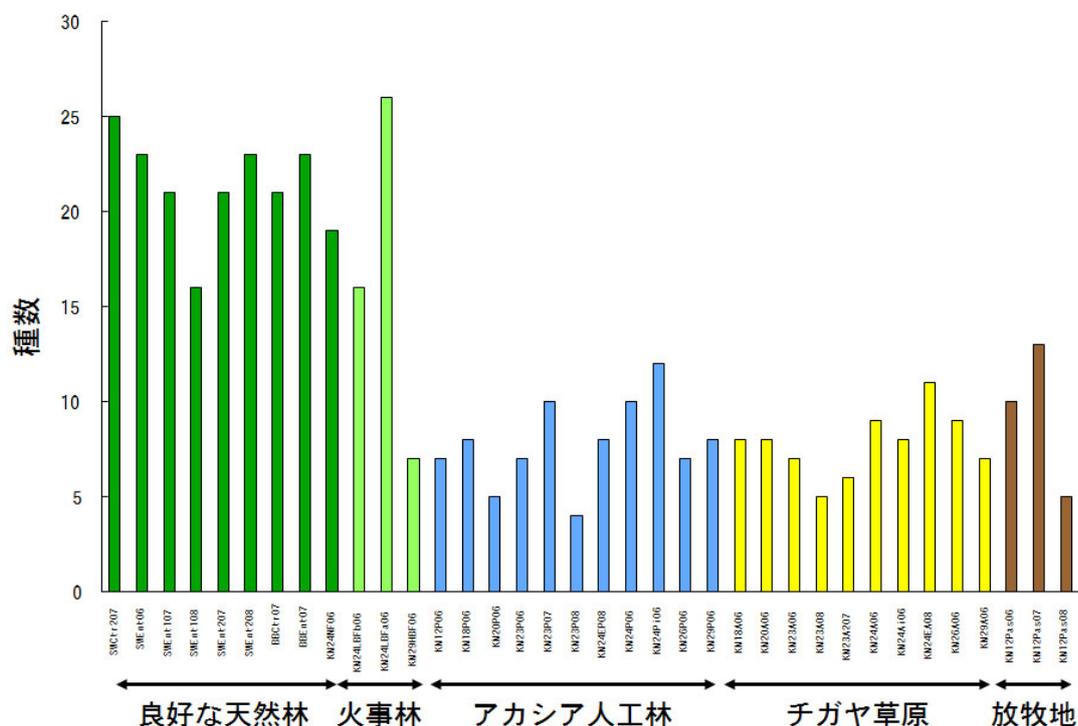


図2-7. 各調査地での糞・腐肉食性コガネムシ種数

NMSによる群集構造の解析結果を図2-11に示した。Axis 1 に添って良好な天然林，火事林，アカシア人工林，チガヤ草原，牛の放牧地の順にならんだ。MRPPのA の値は 0.238で，植生による分類が糞・腐肉植生コガネムシ科群集の構造に強く反映していることがわかる。Axis 1のスコアともっとも相関が高かったのは，後述する天然林の指標種の捕獲数であった($r^2 = 0.69$)。Axis 2相関が高かったのは捕獲数で($r^2 = 0.41$)，もっとも高いスコアはもっとも捕獲数が多かった2006年の牛の放牧地 (PS6捕獲数=1375)で，もっとも低いスコアは2008年のKM23アカシア増隣地

(KM3P8歩画数 = 16) であった。スンガイワイン保護林のキャンプ2 (図2-8中のSC) の座標は，ブキットバンキライ保護林の座標 (図2-11中のBCとBE) は，近接していて群集構造が似ていることがわかる。このことから，スンガイワイン保護林とブキットバンキライ保護林は現在ほぼ分断された状態にあるが，今のところ糞・腐肉植生コガネムシ科については，それぞれの保護林内で多様性の劣化は進んでいないと考えられる。アカシア人工林の座標は天然林 (良好な天然林+火事林) とチガヤ草原の中間にあった。このことは，アカシア人工林とチガヤ草原は，種数や多様度指数に違いはなかったが，その群集構造は大きく異なっていて，アカシア人工林の方がより良好な天然林の群集に近いことを示す。

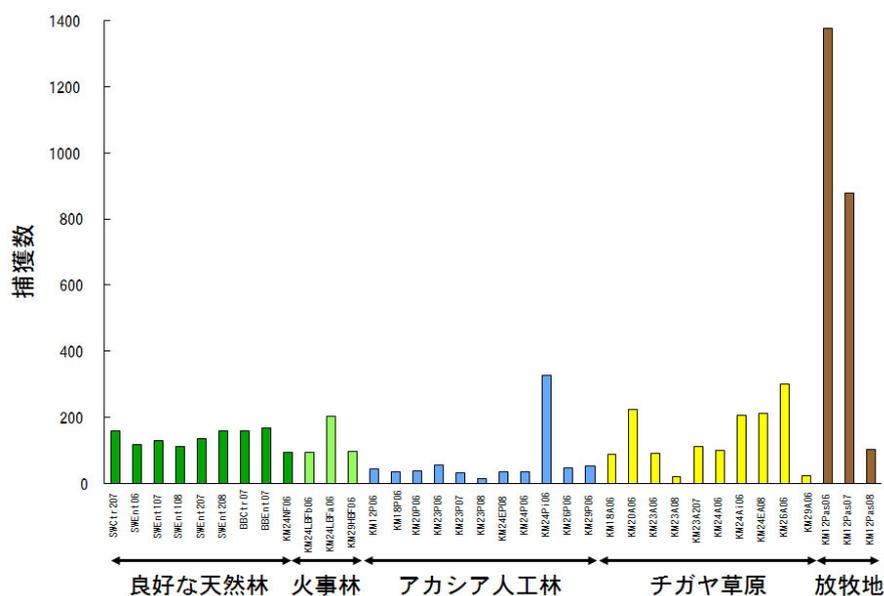


図 2 - 8. 各調査地での糞・腐肉食性コガネムシ捕獲数

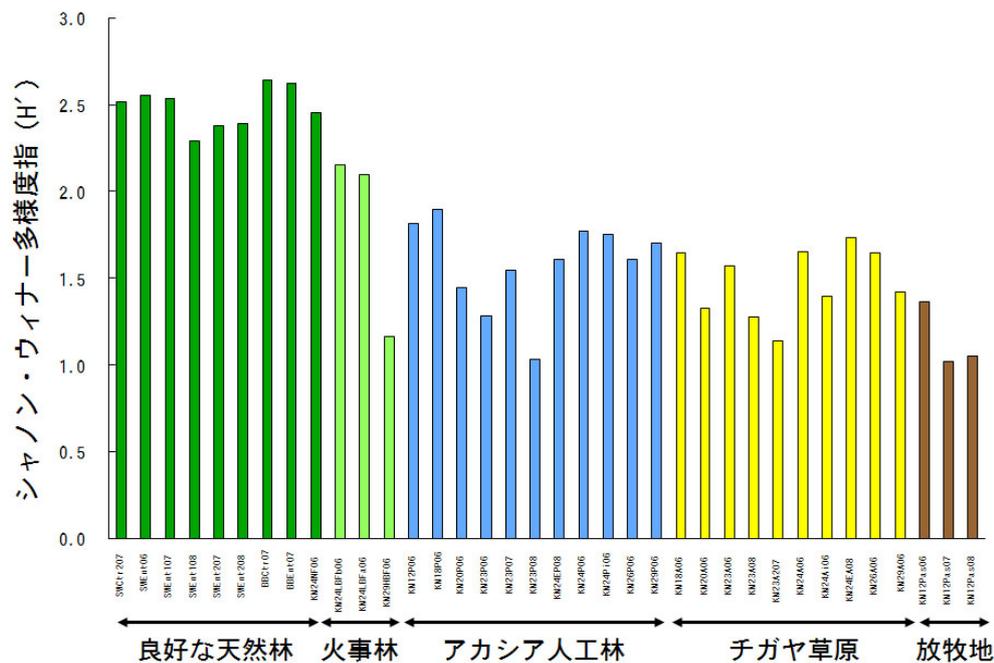


図 2 - 9. 各調査地でのシャノン・ウィナー多様度指数 (H')

それぞれの植生に対する指標種分析を行った結果、捕獲数が20頭以上で指標種として有意な値を示した種とその種の各植生での捕獲頻度を表 2 - 2 に示した。天然林 (良好な天然林+火事林) の指標種のほとんどはボルネオまたはスダラランド固有種で、これらはアカシア人工林である程度捕獲されたが、チガヤ草原ではほとんど捕獲されなかった。逆に、牛の放牧地やチガヤ草原の指標種は熱帯アジア全域や日本を含む温帯・熱帯アジアの種が多く、これらはアカシア人工林でもある程度みられたが、天然林ではほとんどみられなかった。これらの結果からCDM植林は草原

のまま放置するよりは天然林の多様性の回復に寄与するであろうと考えられる。

アカシア人工林での天然林（良好な天然林+火事林）指標種種数・捕獲数と人工林の特性との関係についての一般化線形モデルのあてはめによる検定結果を表2-3に示した。種数についてはスンガイワイン周囲林からの距離と背後林を含む森林面積で、捕獲数についてはすべての項目で有意な関係がみられた。各パラメータと天然林指標種捕獲数についての関係を図2-12に示した。スンガイワイン周囲林からの距離と背後林を含む森林面積については捕獲数と正の、樹幹断面積と胸高直径については負の関係の傾向がみられた。これらの結果から造林するならば、1) コアとなる良好な天然林と連続する地域で行うことが望ましいことがわかる。また、2) 孤立林の場合は、ある程度大きなサイズ（少なくとも2ha以上）が望ましいと考えられる。また、樹幹断面積と胸高直径についてはむしろ負の関係の傾向がみられたことから、3) 人工林の植栽密度や林齢を考慮する必要はない可能性が示唆された。

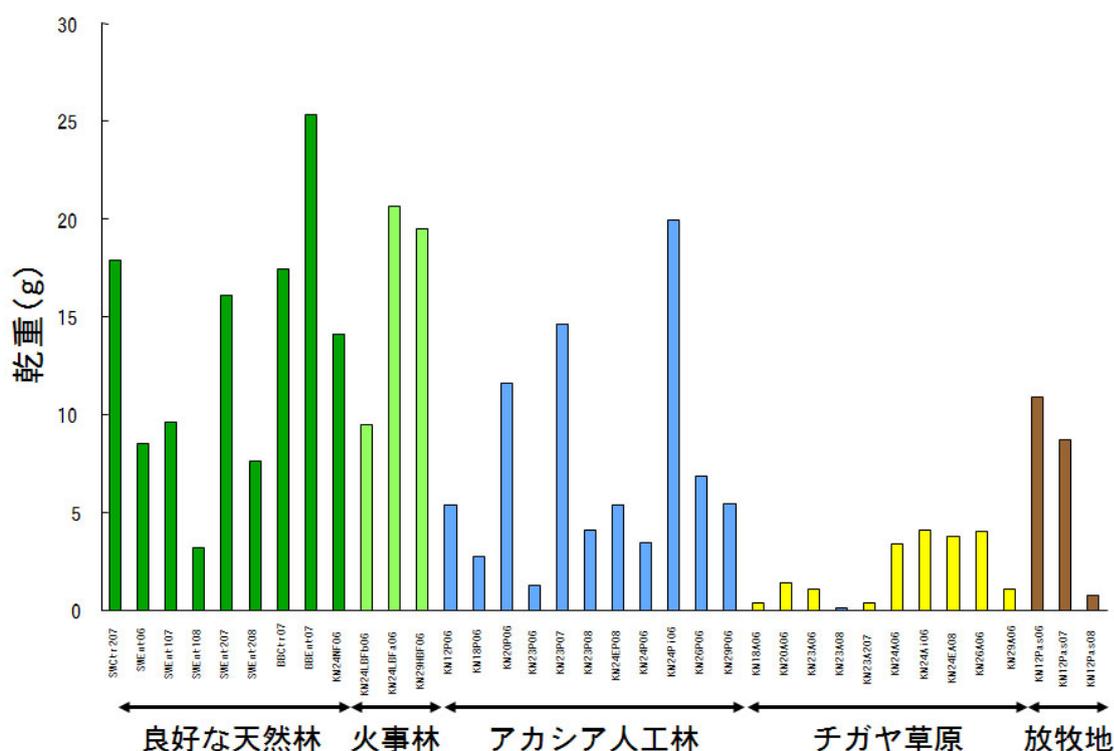


図2-10. 各調査地での糞・腐肉食性コガネムシのバイオマス（乾重）

イ. 良好な天然林から火事林への距離別調査

種数は、全種および良好な天然林指標種ともスンガイワイン保護林内で最も多かった（図2-13）。火事林の調査地では、残存林と1つ目の尾根で多く、3つ目の尾根を除くと、距離とともに減少し、2つ目の谷で最も少なかった。（図2-13）。捕獲数は1つ目の尾根で最も多く、スンガイワイン保護林内、残存林の順であった（図2-13）。1つ目の尾根と谷の間で捕獲数は激減し、3つ目の尾根を除くと、さらに距離とともに減少し、2つ目の谷で最も少なかった（図2-13）。このことから、残存林でもスンガイワイン保護林内と同程度の比較的多くの種が生息し、これらは隣接する火事林の尾根までは出てくるが、谷があるとそれ以上はほとんど出てこないことがわかる。ただし、飛翔性の高い種は、距離を隔てても少ないながらも捕獲されることから、

捕獲数と比べると種数の減少は緩やかであったと考えられる。

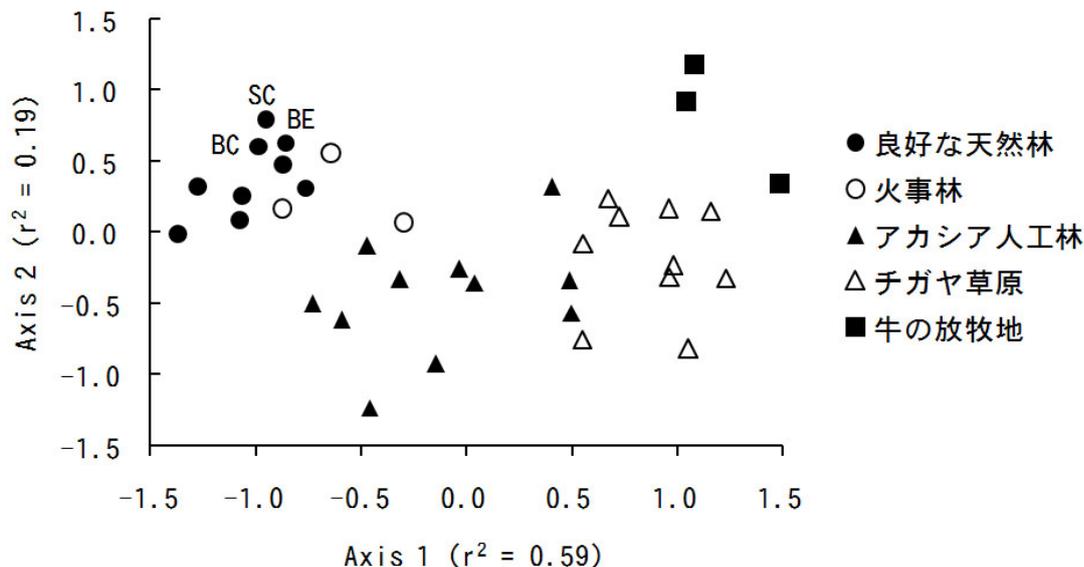


図 2 - 11. NMSによる各地調査における群集構造解析結果

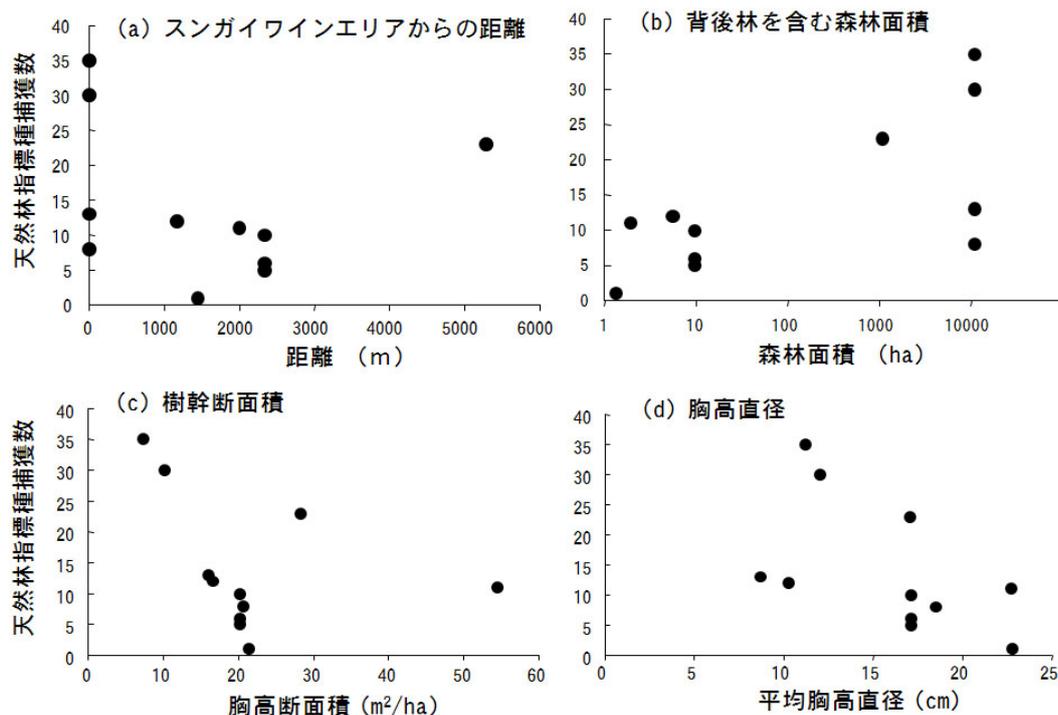


図 2 - 12. 各人工林パラメータと天然林指標種捕獲数の関係

NMSによる群集構造の解析結果を図 2 - 14に示した。スンガイワイン保護林内，残存林と1つ目の尾根が近接し，これから離れて1つ目の谷と2つ目と3つ目の尾根が近接し，2つ目の谷がさらにはなれた座標となった。Axis 1のスコアともっとも相関が高かったのは，良好な天然林の指標種の捕獲数で ($r^2 = 0.900$)，Axis 2では全種の種数であった($r^2 = 0.959$)。結果から，1つ目の尾根までは，良好な天然林とほぼ同じ多様性がみられるが，次の谷で多様性が劣化し，さらに次の谷で劣化することがわかる。

全種および良好な天然林指標種種数・捕獲数と各調査地の特性の関係についての一般化線形モデルのあてはめによる検定結果を表2-4に示した。全種と良好な天然林指標種とも種数について有意な関係はみられなかったが、捕獲数については距離、地形と樹幹断面積が有意に影響していた。また、火事の程度の指標となるヴェルノニア属樹幹断面積の有意な影響はなかった。このことから、火事林での多様性の回復には、残存林に近い場所での樹木密度の回復が重要で、特に尾根での植生回復が重要であると考えられる。

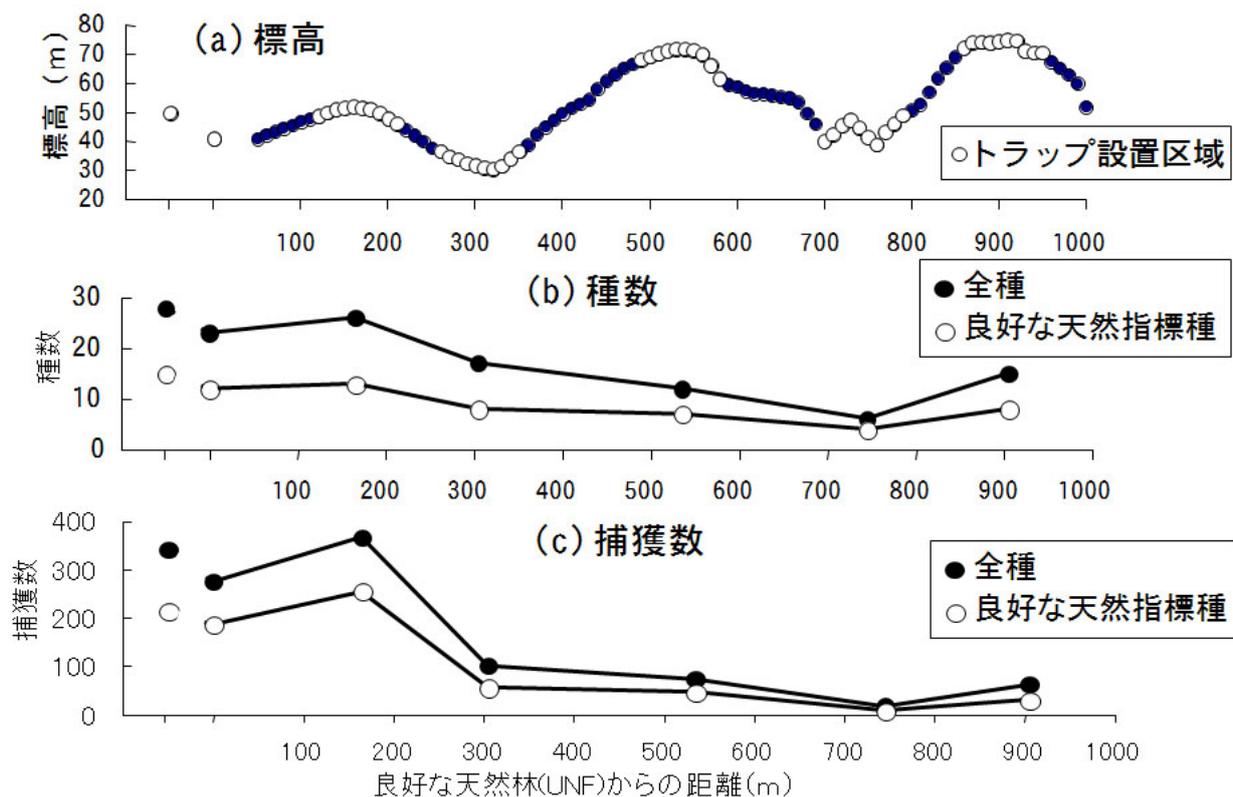


図2-13. 残存する良好な天然林から火事林内への距離と各調査地の標高および糞・腐肉食性コガネムシ科種数・捕獲数

SW:スンガイワイン保護林内調査地、UNF:残存する良好な天然林

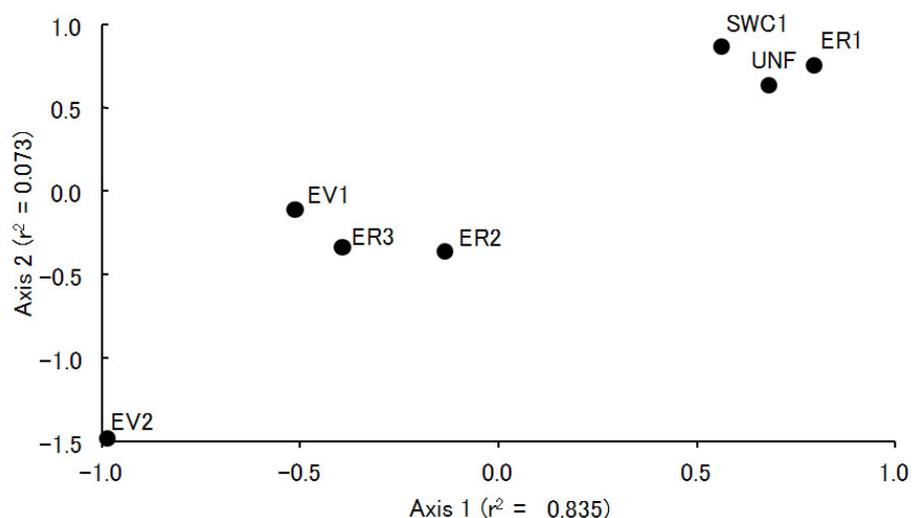


図 2 - 14. NMSによる距離別調査における群集構造解析結果

表 2 - 2. 捕獲数が20頭以上で観察指標値が有意な種の各植生での相対出現率

| 種名 | 分布 | 捕獲数 | 最大捕獲植生 | 観察指標値 | ランダム化したグループからの指標値 | | | 相対出現率 | | | | |
|----------------------------------|------|------|--------|-------|-------------------|------|-------|--------|-----|---------|-------|-----|
| | | | | | Mean | SD | P | 良好な天然林 | 火事林 | アカシア人工林 | チガヤ草原 | 放牧地 |
| <i>Onthophagus bonorae</i> | I | 110 | 良好な天然林 | 94.7 | 27.2 | 13.3 | 0.000 | 95 | 5 | - | - | - |
| <i>Paragymnopleurus maurus</i> | S | 167 | 良好な天然林 | 70.5 | 24.9 | 10.9 | 0.004 | 70 | 28 | 2 | - | - |
| <i>Onthophagus vulpes</i> | S+SI | 78 | 良好な天然林 | 71.1 | 21.0 | 10.8 | 0.005 | 80 | 20 | - | - | - |
| <i>Onthophagus incisus</i> | S | 29 | 良好な天然林 | 68.1 | 22.6 | 11.6 | 0.007 | 88 | 10 | 3 | - | - |
| <i>Onthophagus dux</i> | B | 107 | 良好な天然林 | 63.9 | 22.2 | 10.6 | 0.007 | 72 | 28 | 1 | - | - |
| <i>Catharsius dayacus</i> | B | 61 | 良好な天然林 | 61.2 | 20.9 | 10.3 | 0.009 | 69 | 31 | - | - | - |
| <i>Onthophagus semicupreus</i> | S | 161 | 良好な天然林 | 60.0 | 31.5 | 9.5 | 0.010 | 60 | 17 | 20 | 2 | 2 |
| <i>Onthophagus aurifex</i> | B | 27 | 良好な天然林 | 58.2 | 21.6 | 10.4 | 0.011 | 75 | 20 | 3 | 3 | - |
| <i>Onthophagus pastillatus</i> | B+Ph | 34 | 良好な天然林 | 50.9 | 20.3 | 10.9 | 0.026 | 92 | 8 | - | - | - |
| <i>Onthophagus semiaureus</i> | S | 59 | 良好な天然林 | 48.2 | 22.8 | 10.9 | 0.027 | 72 | 10 | 13 | 4 | - |
| <i>Onthophagus bornensis</i> | S | 27 | 良好な天然林 | 47.8 | 21.0 | 11.0 | 0.030 | 72 | 11 | 18 | - | - |
| <i>Onthophagus semipacificus</i> | B | 20 | 良好な天然林 | 44.4 | 18.0 | 10.7 | 0.040 | 100 | - | - | - | - |
| <i>Onthophagus schwaneri</i> | S+SI | 433 | 火事林 | 66.4 | 30.9 | 8.6 | 0.001 | 20 | 66 | 9 | 3 | 1 |
| <i>Catharsius renaudpauliani</i> | S | 114 | アカシア林 | 51.5 | 28.7 | 9.6 | 0.031 | - | 29 | 51 | 8 | 11 |
| <i>Onthophagus lilliputanus</i> | I | 427 | チガヤ草原 | 88.1 | 25.7 | 11.4 | 0.000 | - | - | 2 | 88 | 9 |
| <i>Onthophagus uedai</i> | B | 85 | チガヤ草原 | 66.7 | 24.0 | 10.3 | 0.003 | - | 7 | 9 | 74 | 10 |
| <i>Onthophagus trituber</i> | JB | 940 | 牛の放牧地 | 82.8 | 35.1 | 12.4 | 0.000 | - | - | 3 | 14 | 83 |
| <i>Aphodius marginellus</i> | JB | 69 | 牛の放牧地 | 100.0 | 16.8 | 10.2 | 0.001 | - | - | - | - | 100 |
| <i>Onthophagus limbatus</i> | I | 1335 | 牛の放牧地 | 93.2 | 36.7 | 14.8 | 0.001 | - | - | 3 | 4 | 93 |
| <i>Onthophagus papulatus</i> | B | 575 | 牛の放牧地 | 96.0 | 26.5 | 13.2 | 0.002 | - | - | - | 4 | 96 |

B: ボルネオ固有種, S: スンダランド, I: インドーボルネオ, JB: 東アジア (日本) ーボルネオ, SI: スラウェシ, Ph: フィリピン

表 2 - 3. アカシア人工林での天然林（良好な天然林+火事林）指標種種数・捕獲数と人工林の特性との関係についての一般化線形モデルのあてはめによる検定結果（分布：正規，リンク関数：恒等）

| 人工林パラメータ | 種数 <i>P</i> 値 | 捕獲数 <i>P</i> 値 |
|------------------|---------------|----------------|
| スングアイワイン周囲林からの距離 | 0.0222 | <0.0001 |
| 背後林を含む森林面積 | 0.0191 | <0.0001 |
| 樹幹断面積 | ns | <0.0001 |
| 平均胸高直径 | ns | 0.0002 |
| 距離*面積 | 0.0111 | <0.0001 |
| 距離*断面積 | ns | <0.0001 |
| 距離*直径 | 0.0194 | 0.0001 |

表 2 - 4. 全種および良好な天然林指標種種数・捕獲数と各調査地の特性の関係についての一般化線形モデルのあてはめによる検定結果（*P*値）（分布：ポアソン，リンク関数：対数）

| | 全種 | | 良好な森林指標種 | |
|---------------|----|---------|----------|---------|
| | 種数 | 捕獲数 | 種数 | 捕獲数 |
| 距離 | ns | <0.0001 | ns | 0.0001 |
| 地形（尾根の有無） | ns | <0.0001 | ns | <0.0001 |
| 樹幹断面積（BA） | ns | <0.0001 | ns | 0.0016 |
| 平均胸高直径 | ns | ns | ns | ns |
| ヴェルノニア属の樹幹断面積 | ns | ns | ns | ns |
| 幼木の種数 | ns | 0.0083 | ns | ns |

*スングアイワイン保護林内(SW)と直線プロット起点(UNF)を0とした。

(3) CDM植林が天敵昆虫の種多様性と機能に与えるインパクトの評価

□捕食寄生蜂の個体数と種数は、森林火災後の草原化によって著しく減少したものが、アカシアマンギウムの植林によって増加しつつあるが、天然林との間はまだ大きなギャップがある(図3-3)。寄主昆虫の食性別に類別して比較すると、火災による衰退と植林による回復効果は、ともに植物食性昆虫の寄生者よりも材食性昆虫の寄生者でより顕著であった(図3-4)。また、植林地の捕食寄生蜂の種組成は二次林と類似しており、草原や天然林とは大きく異なっていた(図3-5)。

チガヤ草原へのアカシア植林によって、捕食寄生蜂群集は回復過程にあることが分かった。早生樹植林によって更に種多様性が低下したり、植林地の種組成が天然林とは全く異なる方向に変化したりすることはなさそうである。捕食寄生蜂が寄主として利用する各食性の昆虫群集も、植林によって回復しつつあると考えて良いだろう。しかし、天然林と植林地のギャップは歴然としており、植林地の生物多様性の回復には、植林地の中・長期的保全のほか、生物種供給源を配慮した植林地の配置計画が重要と考えられる。

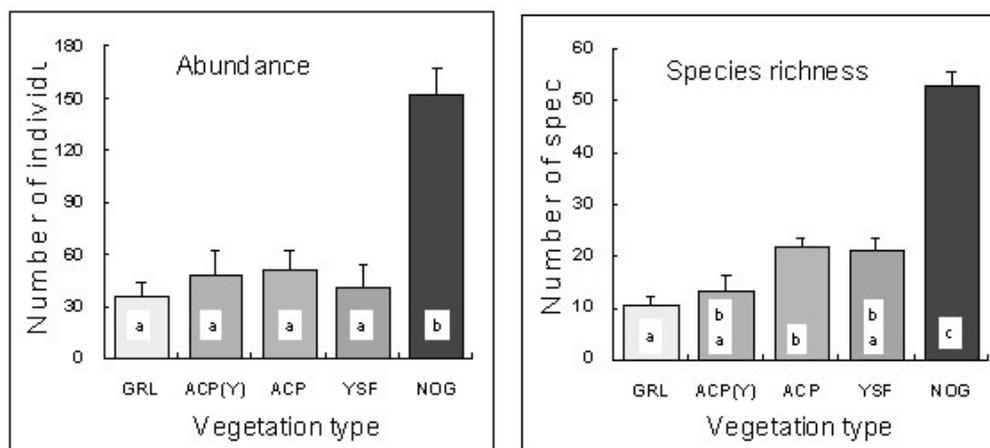


図3-3. コマユバチ科捕食寄生蜂の個体数(左)と種数(右)。

凡例は図1と同じ。異なる文字間には5%水準で有意差がある(Scheffeの多重比較)。

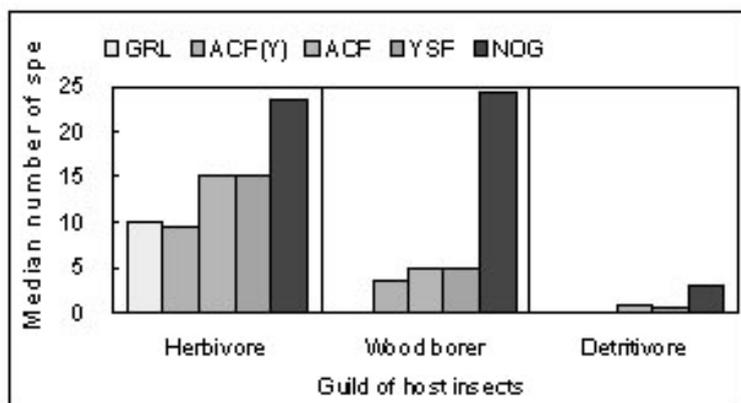


図3-4. 植物食昆虫(herbivore)、材食昆虫(wood borer)および腐植食昆虫(detritivore)に寄主するコマユバチ科捕食寄生蜂の種数。材食昆虫に寄生する寄生蜂の種数の変化が、最も顕著であった。

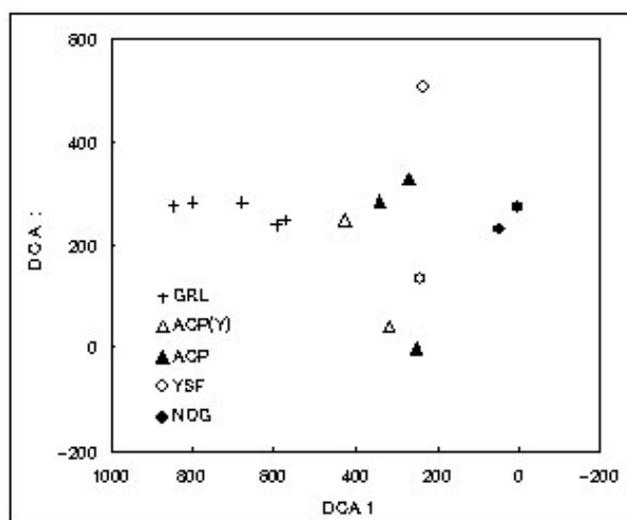


図3-5. コマユバチ科捕食寄生蜂の種組成にもとづく調査プロットの除歪対応分析(DCA).

凡例は図1と同じ。植林地(□、▲)と二次林(○)は類似しており、天然林(●)とチガヤ草原(+)の中間に位置づけられた。

火災後に天然更新した被火災二次林は、そこから植林地に土着生物種を供給する生息地として期待されるが、その節足動物群集は火災後10年近く経過してもあまり回復していないことが示唆された。しかし、ここで調査した二次林はどれもチガヤ草原に隣接し、火災による攪乱を強く被った林分であった。そこで、次の調査では二次林の景観立地の違いに注目し、天然林からの距離や植生などの要因が、二次林の捕食寄生蜂群集に及ぼす効果を解析することにした。

□図3-6左に示すように、二次林の捕食寄生蜂の個体数と種数(●2006と○2007)はいずれも、大面積天然林(□)とチガヤ草原(x)およびアカシア植林地(▲)の間にある大きなギャップを埋めて連続的に変化していた。種組成のNMD座標分析の結果(図3-6右)を見ても、二次林は天然林と植林地の間の連続帯に位置していた。二次林の寄生蜂群集は変化が著しく、天然林に近くて、かなり良好な状態にあるものから、著しく劣化したものまでであった。また、図3-6右のNMS第1軸に沿って、材・腐植食性昆虫の寄生蜂は顕著に増減したが(右側の天然林に多い)、植物食性昆虫の寄生蜂ではむしろ種の入替わりが起こっていた(図3-7)。

二次林の寄生蜂の個体数と種数、種組成(NMSの軸値)に対する、調査年(変量要因)、各プロットから大きな天然林までの距離および各プロットの上木(林冠構成木)種数の効果を一般線形モデルによって解析したところ、天然林からの距離とプロット内の上木種数が重要な変動要因であることが分かった(表3-1)。

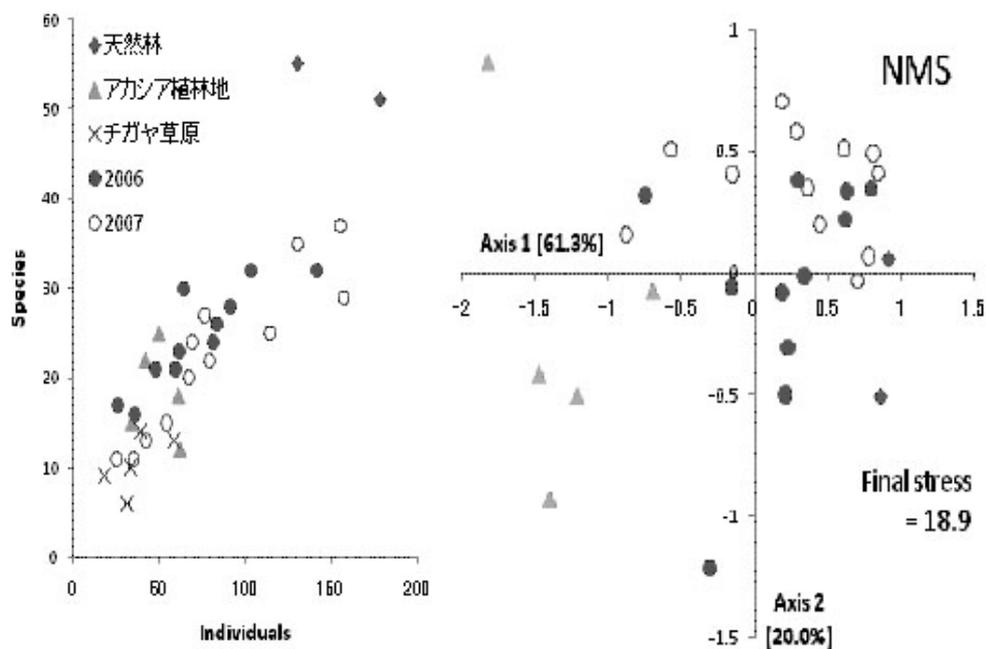


図3-6. コマユバチ科捕食寄生蜂の個体数と種数(左)および種組成の座標分析(右).

●2006と○2007は、それぞれ調査ラインの二次林(図2)における2006年と2007年のデータ。座標分析では種組成の著しく異なるチガヤ草原を除いてある。

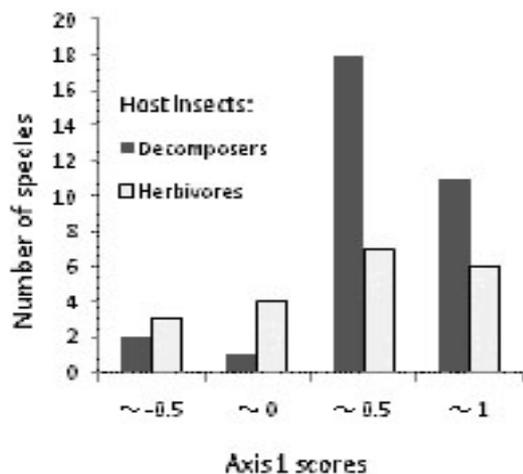


図3-7. 図6右のNMS第1軸に対応した捕食寄生蜂の種数.

材・腐植食性昆虫に寄生する寄生蜂は、天然林が位置する1軸の右側方向で顕著に増加するが、植物食性昆虫の寄生蜂ではむしろ種の入替わりが多い。

表 3-1. 調査ライン(図 3-2)の各プロットにおける捕食寄生蜂の個体数と種数、種組成(NMSの第1軸)に対する、調査年(変量要因)、大きな天然林からの距離および上木(林冠木)種数の効果。

| GLM, t = | 調査年 | 距離 | 上木種数 (対数) | adj R2 |
|----------|-----|----------|--------------|--------|
| 個体数 (対数) | ns | -6.28*** | 4.74*** | 0.832 |
| 種数 (対数) | ns | -4.19*** | 1.96ms | 0.680 |
| 種組成 第1軸 | ns | -5.02*** | 2.97** | 0.723 |

*** P < 0.001, ** P < 0.01, ms P < 0.1, ns P > 0.1

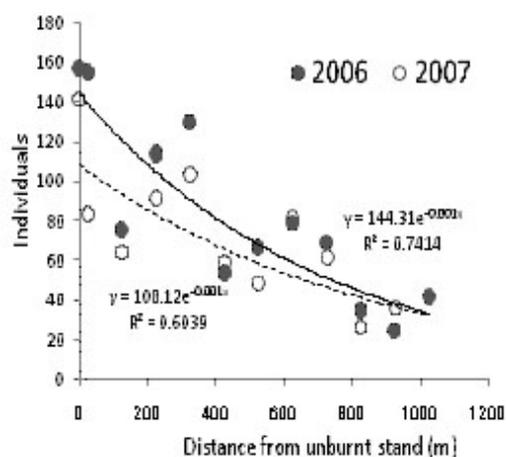


図 3-8. 二次林における捕食寄生蜂の個体数と天然林からの距離の関係。

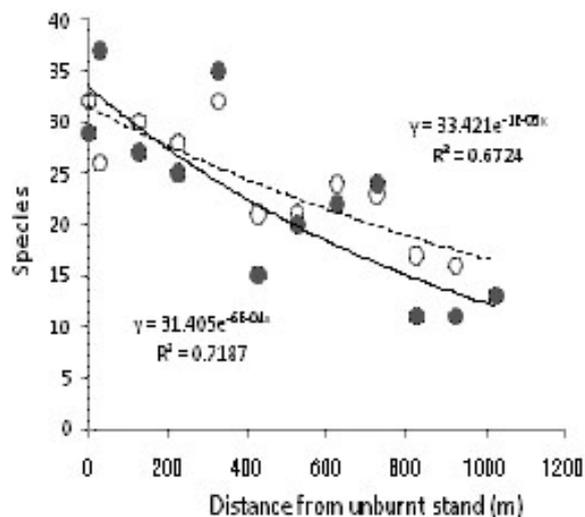


図 3-9. 二次林における捕食寄生蜂の種数と天然林からの距離の関係。

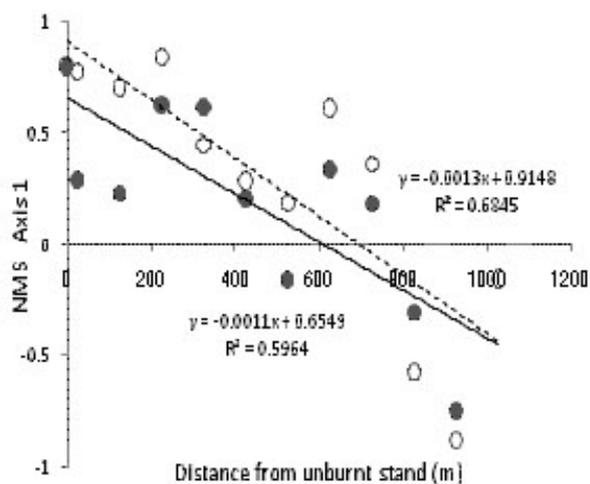


図3-10. 二次林における捕食寄生蜂の種組成(NMS軸値)と天然林からの距離の関係.

図3-8、9に示すように、コマユバチ科捕食寄生蜂の個体数と種数は天然林からの距離に応じて減少した。種組成(図3-6右のNMS第1軸値)も天然林からの距離によって変化した(図3-10)。ところが、いずれの指数も途中で数値が上昇する場所が2箇所あり、それらは林冠木の種数が突出し(図3-11)、SPOT衛星画像で小面積の天然林パッチが抽出された位置に対応していた(図3-2)。このことは、天然林からの距離のほかに、プロット内の林冠木の種数が多様性指数に寄与するという表3-1の解析結果と一致する。天然林からの距離の効果は、1 kmで個体数をほぼ1/3に、種数をほぼ半減させるほど強力であった(図3-8、9)。小面積天然林パッチの効果は弱いが、それでも天然林からの数百メートル分の距離効果を補うものであった。

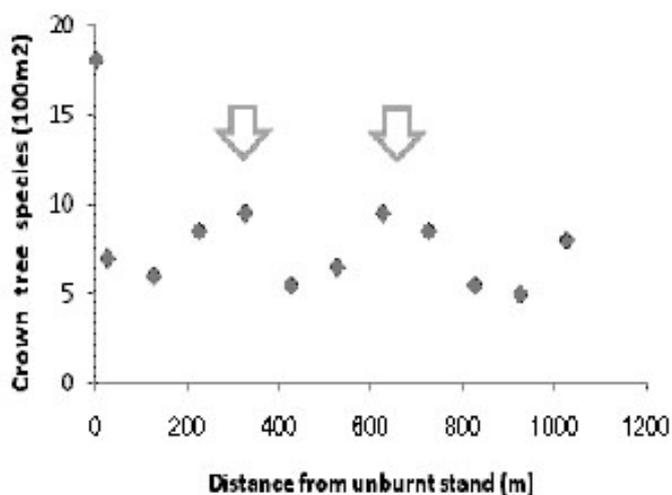


図3-11. 調査ライン(図2)に沿って観察された林冠木種数の変化.

矢印は、図2の濃い色の小面積天然林パッチに対応する.

以上の解析結果から、二次林がもつ土着生物種供給機能には景観要因が大きく関与しており、それは大小の天然林パッチの存在あるいはそれらからの距離によって変化することが明らかになった。天然林からの距離のマイナス効果はきわめて大きい、それには天然林からの種救援効果の低下だけでなく、距離に応じて火災の頻度や強度が増加していることも関連しているだろう。天然林からの距離は、植物の種組成を変化させ($R^2=0.383$)、草本の種数を増加させ($R^2=0.411$)、攪乱を好む樹種を増加させ($R^2=0.463$)、森林高を低下($R^2=0.192$)させる要因であった。一方で、上木樹種の残存は弱いながらプラスの効果をもち、水系沿いに焼け残った小面積天然林パッチの存在が無視できないことが分かった。林冠木の種数は、蔓の種数を増加させ($R^2=0.582$)、木本種数を増加させ ($R^2=0.438$)、森林高を向上($R^2=0.245$)させていた。こうした直接・間接的な効果によって森林生物種の種数とその関係性が豊かになり、結果として高次消費者である捕食寄生蜂の多様性が上昇したものと考えられる。

生物多様性の回復と保全を念頭において森林経営を進めるのであれば、CDM植林計画に先立って残存する大小の天然林の位置と面積を衛星画像によって詳細に把握したうえで、その機能を損なわないように植林地周辺の景観デザインを行なう必要がある。大きな天然林はあまり多く残されていないだろうが、衛星画像を利用して広域に抽出できる小面積天然林パッチを含めて、その周辺を計画的に保全・修復すれば、植林地に対する生物種供給の機能を向上させることが出来るだろう。

(4) CDM 対象地と植栽に生息する鳥類・小ほ乳類の多様性評価および周辺環境との関連

捕獲調査の結果、草原、若齢植林地、壮齢植林地、小面積二次林、中面積二次林、大面積二次林、軽度被火災二次林では、それぞれ繁殖期後期に7種、8種、11種、19種、21種、21種、18種、繁殖期初期に7種、8種、7種、11種、23種、14種、17種が捕獲され、おおむね繁殖期後期において捕獲種数が多かった。繁殖期直後の壮齢植林地及び二次林において捕獲された鳥類の種構成を表4-1に示す。繁殖期後期における捕獲種数の多さは、繁殖期の後になわばりが解消され遊動域が広くなり、移動範囲が拡大されるためと考えられる。二次林の優占種はコクモカリドリ

*Arachnothera longirostra*で、草原、植林地の優占種はメグロヒヨドリ *Pycnonotus goiavier* だった草原における鳥類の多様度指数は最も低く、壮齢植林地、若齢植林地が続いた(図4-1)。二次林における鳥類の多様性は、どの環境においても大きな違いはなかった。ただし、二次林の4つの環境における鳥類相は大きく異なり、それぞれの環境でしか記録されない種が少なくなかった。

それぞれの環境での再捕獲率(6月調査時の捕獲個体数に対する12月調査時の再捕獲個体数の割合)をMorisitaの類似度指数 λ (6月、12月調査時の種構成の類似度)に沿って比較したところ、草原、植林地、小面積二次林では5%以下だったのに対し、中面積以上の二次林では10%以上だった(図4-2)。このことから、前者では移動性の強い

鳥種が多い可能性がある。前者のような環境では、植物の多様性も低いいため、周年通して鳥類の食物が安定的に供給されておらず、鳥類の定住性を低くしているのかもしれない。これに対し、植物の多様性の高い広域の二次林では、食物が一年間を通して安定供給される結果、定住性の高い種が生息可能なのかもしれない。

各調査地の森林構造を主成分分析した結果、主成分1は森林の中層の複雑さ、主成分2は森林の上層の複雑さに関する軸となった(表4-2)。森林の中層の複雑さは、草原、植林地、二次林の順に複雑であることがわかった。森林構造と鳥類の多様性の関係を見ると、森林構造が複雑なほど、多様度指数が高かった(図4-3)。このことから、二次林で多様度指数が高いのは、植林地に比べて森林の構造が多様であるため、多様なマイクロハビタットに応じた様々な鳥種が生息可能なためと考えられる。

一方、自動撮影装置を利用した哺乳類相モニタリング調査では、両調査地で計31種が記録され、そのうち23種が共通種であった。生態系の上位種(ネコ科、ジャコウネコ科)の一部と地上性の齧歯類の一部(ミスジヤシリス、ネズミヤマアラシ)は、スンガイワインで記録されたがブキットスハルトで記録されなかった。一方、シカ科、ジャコウネコ科、イタチ科の一部の種がブキットスハルトで記録されたがスンガイワインでは記録されなかった。森林火災の影響を受けやすい種群が明らかとなったが、種多様性と機能群は森林火災後も比較的良好に保たれていることがわかった。

さらに、ヒアリングによる哺乳類相モニタリングでは、まず、住民の78%以上が対象となった霊長類3種を識別しており(図4-4)、特にギボン、テングザルでは識別率が高かった。これら2種はリーフモンキーに比べてギボンの場合はなわばりを維持するための音声「コール」が数キロに渡って可聴なこと、テングザルの場合はその形態的特徴によって判断が容易なものと考えられる。また、年齢別に識別率を調べると、40代、50代以上の識別率に比べて若い世代の識別率は低く(図4-5)、これら3種の生息域の減少が比較的近年に急速に進んだことを示していると考えられた。

その後実施された小学生とその家族を対象にしたアンケート調査結果は、東カリマンタン州最大の都市バリクパパン近郊（図4-6）から離れた地域（サンボジャ、図4-7）の方でギボン個体群の存在確率が高いなど明らかな地理的勾配があることを示した。得られる情報の範囲が不明確、小学校の分布が一様でない、など解決すべき課題もある反面、学校や地域における環境教育的な取り組みとも通ずるところがあり、森林の現況を広域的に評価する方法の一つとして本手法は有効ではないかと考えられた。住民からの情報は、地域の生物多様性の維持及び回復を考慮した再植林、新規植林事業地を選択するために必要な根拠を与えてくれるであろう。

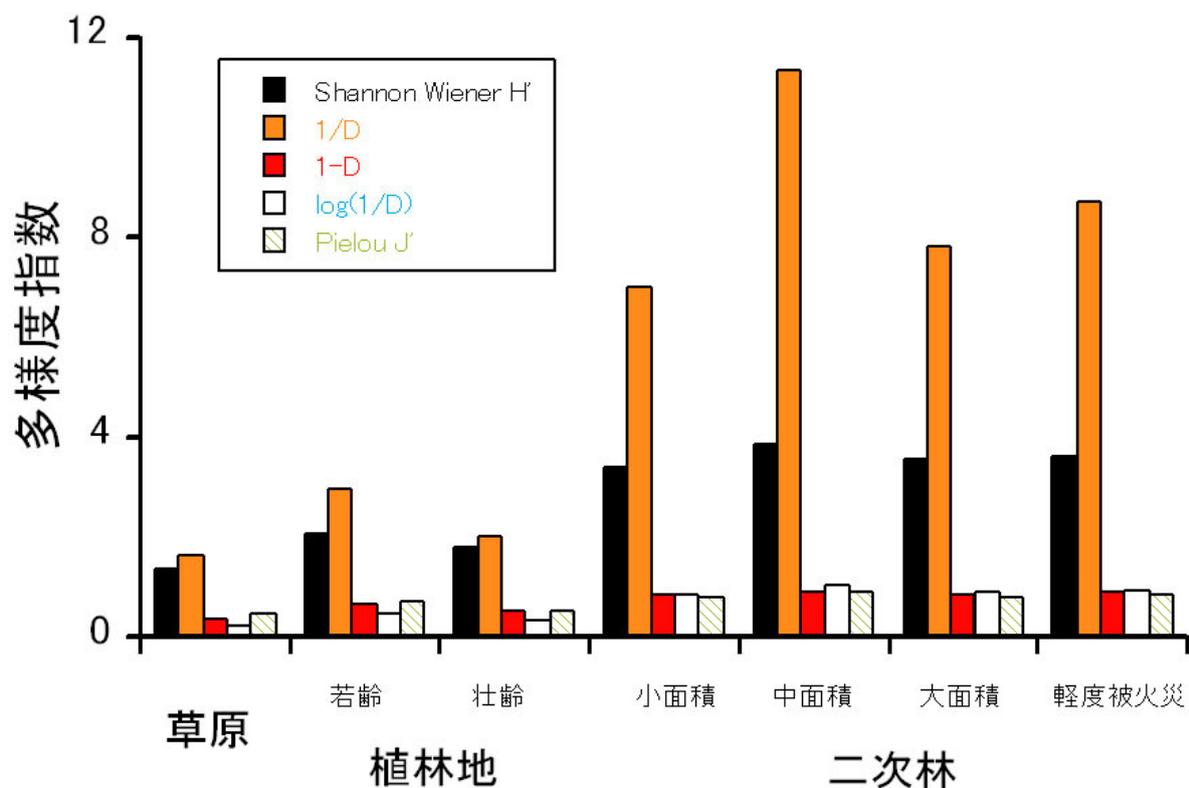


図4-1. それぞれの環境における鳥類の多様度指数。

表 4 - 1. 繁殖期直後の壮齢植林地及び二次林において捕獲された鳥類の種構成

| 種名 | 壮齢植林地 | | 二次林 | |
|-----------------------------------|-------|--------|-----|--------|
| | 個体数 | 頻度 (%) | 個体数 | 頻度 (%) |
| <i>Chalcophaps indica</i> | | | 2 | 2.4 |
| <i>Ceyx arithacus</i> | | | 2 | 2.4 |
| <i>Ceyx rufidorsa</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Sasia abnormis</i> | 1 | 0.6 | 2 | 2.4 |
| <i>Blythipicus rubiginosus</i> | | | 2 | 2.4 |
| <i>Pycnonotus goiavier</i> | 111 | 68.5 | | |
| <i>Pycnonotus bruneus</i> | | | 10 | 12.2 |
| <i>Pycnonotus erythropthalmos</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Pellorneum capistratum</i> | 3 | 1.9 | | |
| <i>Trichastoma rostratum</i> | | | 2 | 2.4 |
| <i>Malacocincla malaccense</i> | | | 13 | 15.9 |
| <i>Malacocincla sepiarium</i> | 1 | 0.6 | | |
| <i>Stachyris erythroptera</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Macronous gularis</i> | 4 | 2.5 | 4 | 4.9 |
| <i>Copsychus malabaricus</i> | | | 4 | 4.9 |
| <i>Orthotomus sericeus</i> | 17 | 10.5 | 6 | 7.3 |
| <i>Prinia flaviventris</i> | 2 | 1.2 | | |
| <i>Rhinomyias umbratilis</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Cyornis caerulatus</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Rhipidura javanica</i> | 7 | 4.3 | | |
| <i>Hypothymis azurea</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Antheptes melacensis</i> | | | 2 | 2.4 |
| <i>Hypogramma hypogrammicum</i> | | | 1 | 1.2 |
| <i>Arachnothera longirostra</i> | 6 | 3.7 | 22 | 26.8 |
| <i>Prionochilus xanthopygius</i> | | | 3 | 3.7 |
| <i>Dicaeum trigonostigma</i> | 8 | 4.9 | 1 | 1.2 |
| <i>Lonchura fusca</i> | 2 | 1.2 | | |
| Number of species | 11 | | 21 | |
| Total no. of individuals | 162 | | 82 | |

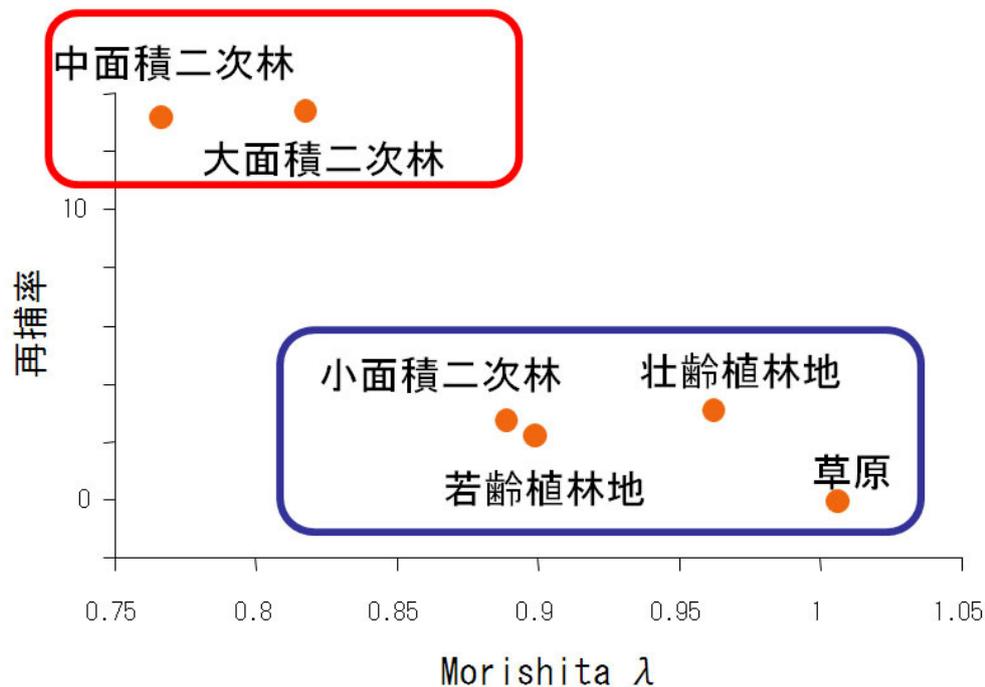


図4-2. 各森林タイプにおける鳥類の再捕率にと種構成の季節変化により定着性を評価した。再捕率は、繁殖期直後の捕獲個体数に対する6ヶ月後の再捕個体数の割合。横軸は繁殖期直前、直後の種構成の類似度で、Morisitaの類似度指数 λ 。

表4-2. 森林の各階層の樹高と被度の主成分分析結果

| | 主成分1 | 主成分2 |
|--------|-------|-------|
| 高木層1樹高 | 0.27 | 0.39 |
| 高木層1被度 | 0.27 | 0.38 |
| 高木層2樹高 | 0.18 | 0.41 |
| 高木層2被度 | -0.11 | 0.48 |
| 亜高木層樹高 | 0.49 | -0.13 |
| 亜高木層被度 | 0.36 | -0.25 |
| 低木層樹高 | 0.44 | -0.04 |
| 低木層被度 | 0.33 | -0.24 |
| 草本層高 | 0.04 | -0.39 |
| 草本層被度 | -0.37 | -0.12 |

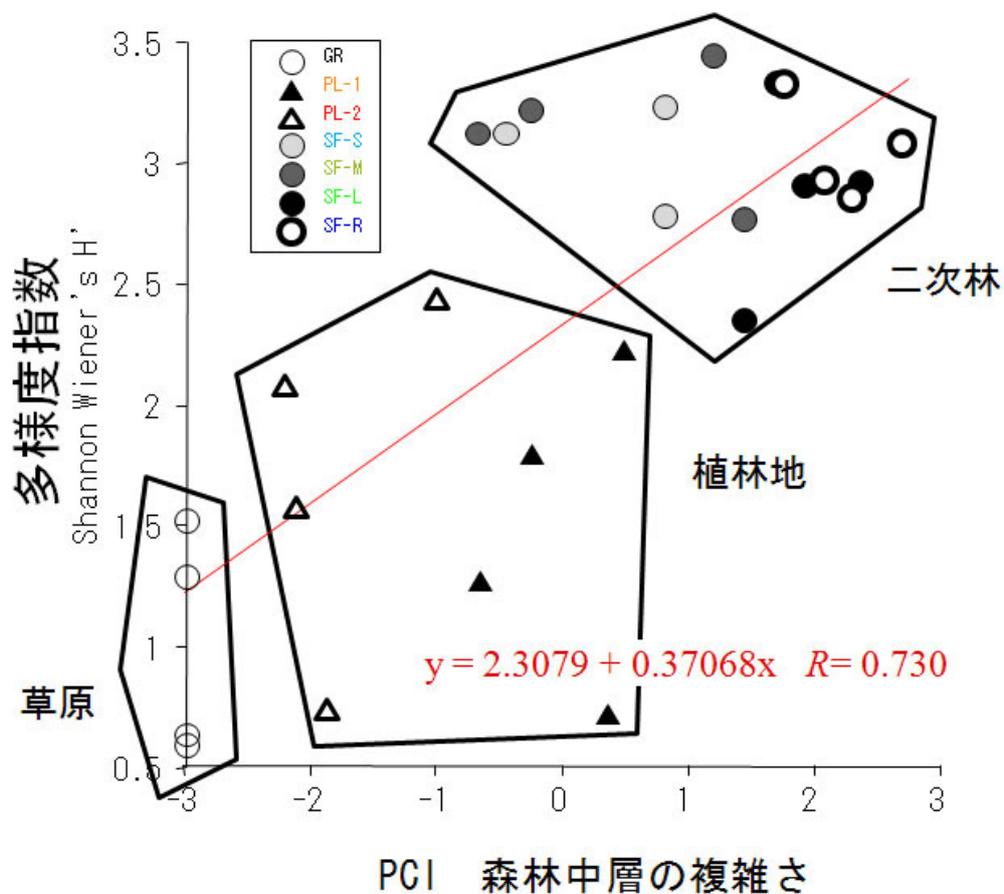


図4-3. 森林の構造と鳥類の多様度指数の関係

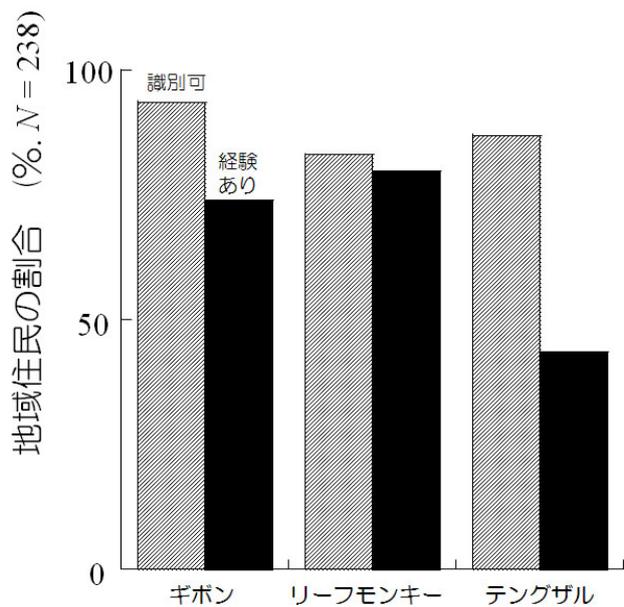


図4-4. 霊長類3種（ギボン、リーフモンキー、テングザル）を正確に識別することができた地域住民の割合。マングローブ林を主な生息地とするテングザルに対する遭遇経験は低い、その形態的特徴のため識別率は高い。

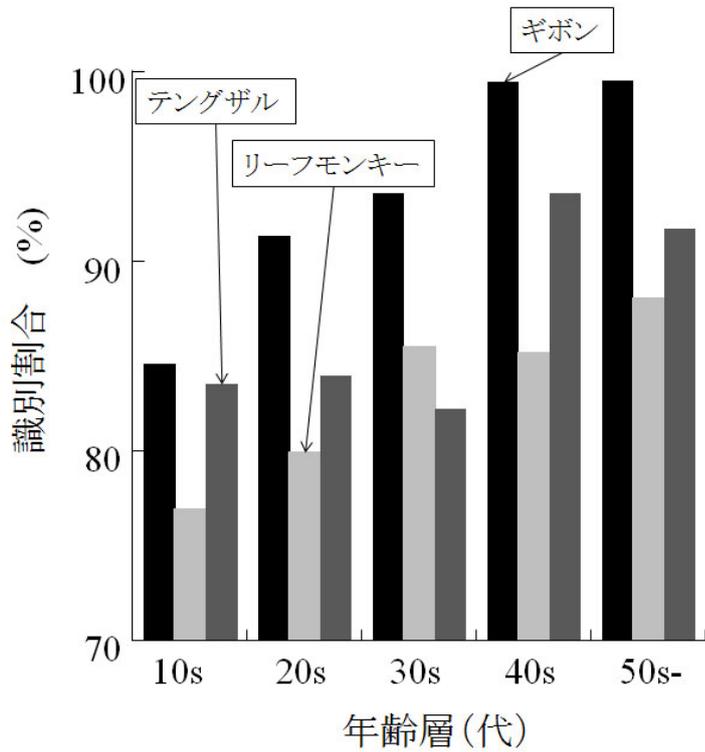


図 4 - 5. 年齢層による識別割合の違い。

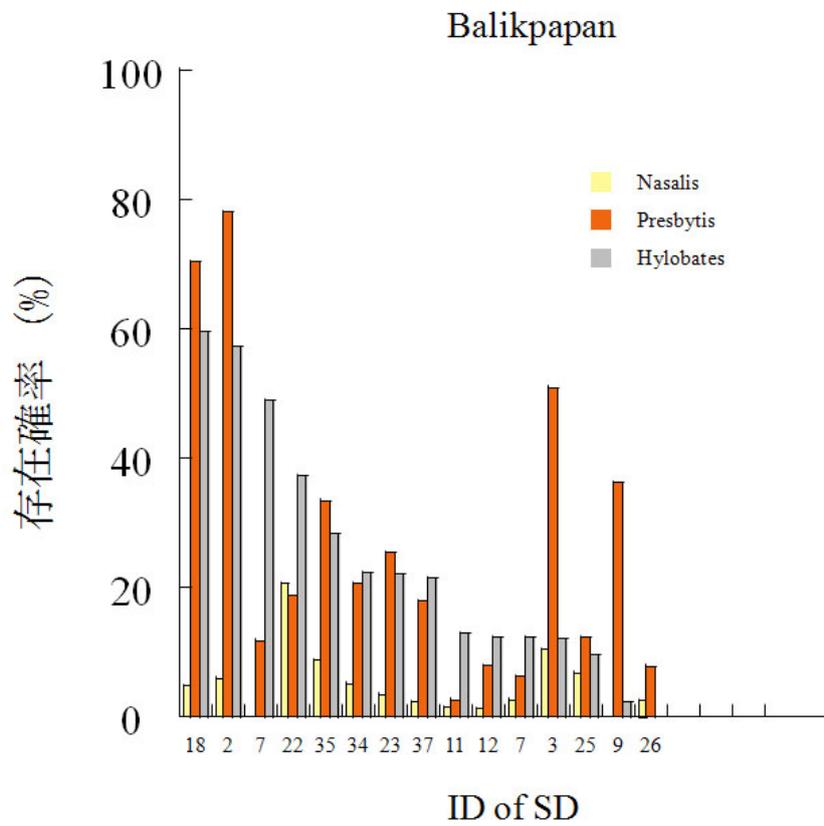


図 4 - 6. バリクパパン近郊の霊長類 3 種の存在確率。

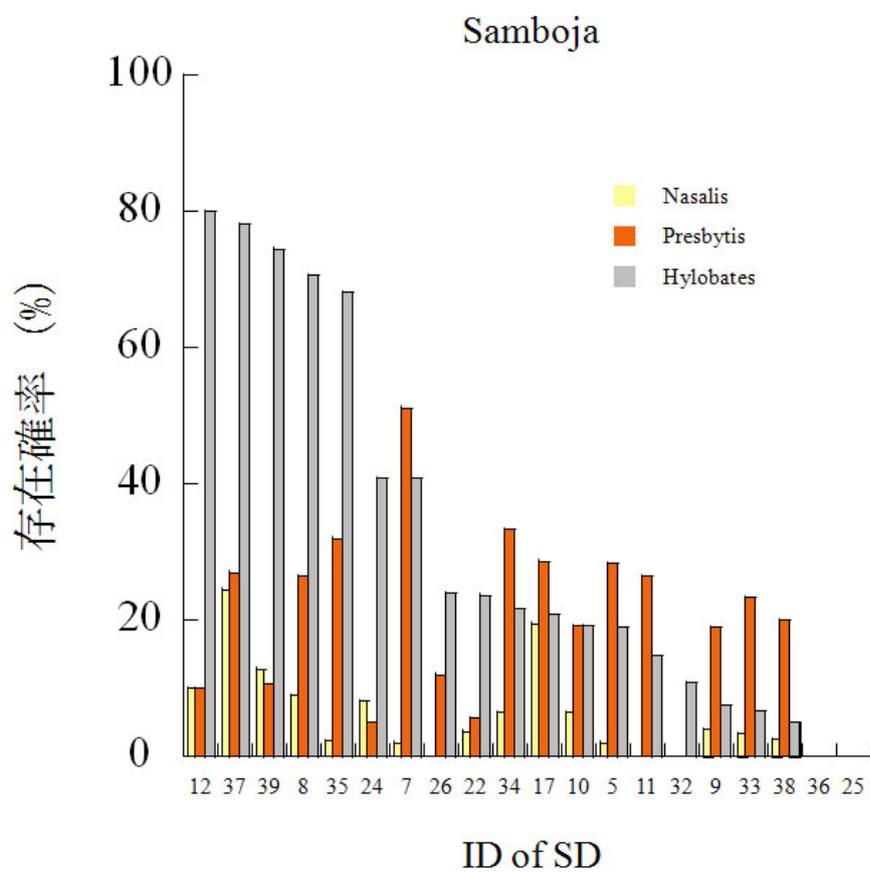


図4-7. サンボジャ地域の霊長類3種の存在確率。

5. 本研究により得られた成果

(1) 植生に関しては、アカシア人工林の種数は年数を経過しても少なく、種組成は高被害二次林に近い組成であることが明らかになった。成長が早いため、同林齢の二次林よりも早く林冠が閉鎖し、草原性の種が消滅しているが、一部のパイオニア種を除いて、森林性の種の移入は見られず、多様性の回復には長い時間が必要と推察された。また、下層植生の種組成は天然林からの距離に影響されており、散布距離が短い種が距離の影響を受けやすいことが示された。

2005年衛星データから生物多様性評価に適する土地利用／被覆図を作成した。1980年代以降の土地利用被覆の変遷を把握し、開発や火災等によって、2つの主要な成熟林が1990年代の終わりに分断状態となっていたことを明らかにした。

(2) 昆虫類はいずれの分類群においても、人工造林により昆虫相が豊かになると考えられた。このことは、草原のまま放置するよりも人工造林するほうが地域の昆虫多様性を増加させることに貢献することを示唆し、CDM植林が、生物多様性の増加に貢献することを示す資料となった。この結果は、植林により土着樹種の再生が促進されるとした報告 (Otsamo, 2000) や人工林でガ類や糞・腐肉食性コガネムシ科の多様性が高かったという報告 (Nummelin and Hanski, 1989; Holloway et al., 1992; Chey et al., 1997; Estrada et al., 1998; Harvey et al., 2006) と一致した。しかし、天然林と人工林の群集構造が異なっていたことから、天然林の消失に伴って衰退しつつある森林性稀少種を、単に人工造林を行うことのみによって回復するのは困難であると考えられた。人工

林での多様性を、天然林に近づけるためには、良好な天然林からの種の供給を受けられる配置を考慮することに加え、成林後には天然林の樹種や林床植物を導入することなど何らかの修復作業を行わなければならないであろう。

(3) 多様な生態機能群の昆虫を広く寄主として利用する捕食寄生蜂の多様性は、森林火災が生態系に与える影響とその後の回復過程をモニタリングする指標としてきわめて有効である。

早生樹植林は、草原化によって著しく劣化した節足動物群集を回復させる効果をもつ。

植林地に土着生物種を供給する二次林の機能は、大面積天然林までの距離と小面積天然林パッチの有無によって推定できる。天然林パッチの抽出には衛星画像の活用が効率的である。

(4) 野生鳥獣類では、本研究の結果から、植林地は、草原比べて鳥類の多様性が高いものの、二次林に比べると非常に低いことが明らかになった。これは、これらの地域の森林構造が貧弱であることと関係があると考えられる。このため、植林地単独では、鳥類の多様性を維持するのは難しい。これに対し、二次林は、例え小面積であっても多様性が高く、多様性の維持に貢献していると考えられる。ただし、小面積二次林に生息する種は定住性が低く、このような森林は多様性維持するための供給源とはなりにくい。多様性の供給源としては、ある程度の面積を持った二次林が必要である。ただし、小面積二次林は地域全体での多様性を維持するためのステップストーンとして重要と考えられる。また、植林地も、鳥類が二次林間を移動するための経路として重要である。

以上のことから、地域全体の鳥類多様性を維持するためには、植林地を作る場合に小規模な二次林を点在させることが現実的である。また、多様性の供給源となる一定面積以上の二次林を維持することも必要である。

鳥類に関しては、森林の中層の構造が複雑になるほど、多様性が増加することが明らかになった。哺乳類に関しては、人為攪乱の大小にかかわらず多樹種が混在して生育する森林で多様性が高く、林相が単純な森林（マカランガ林とアカシア人工林）では多様性は中程度であり、オープンな環境では最も多様性が低いことが明らかとなった。また、ヒアリング調査を広域的におこなうことで霊長類分布がモニタリングできる可能性が示唆された。

我々の調査地のひとつ（スンガイワイン保護林）において、我々の自動撮影装置による調査で、希少なボルネオヤマネコが記録されたため、これまでの同様な調査で記録されたネコ科動物をとりまとめて国際誌に報告した。

(5) 総成果

本プロジェクトでは、(1) CDM 植林事業対象地の類型化とその多様性を評価、(2) CDM 植林後の時間経過に伴う生物多様性の変遷を明らかにし、(3) CDM 植林事業における多様性の適正評価とそれを活用した生物多様性を考慮した CDM 植林技術の開発し(4) CDM 事業に関連する生物多様性評価のガイドライン案作成を目指した。

(1) については、山火事後草原化した地域に囲まれた保護林が存在する地域において、衛星画像の解析と地上調査により、成熟林、天然二次林、アカシア人工林、草地・農地・裸地を区分できることが分かった。植生や昆虫類の多様性は、天然林からの距離に依存することから、天然林からの距離と土地被覆区分から、生物多様性をある程度予測できるモデルが作れることが分かった（(図5-1)）。

(2) については、人工林植栽後、昆虫と鳥類は年数が経つほど生物多様性（種類）が増える傾

向があるが、地域固有種がほとんど回復せず、二次林には及ばないことが分かった。

(3) 林床植生は、天然林からの距離がある場合はほとんど回復しない。これは、天然林からの距離が離れているほど、天然林からの種子の供給がほとんど行われなためであると思われる。植生や昆虫類の種数が減少することから、そのため、人工林の昆虫は樹種に依存する地域固有種が回復しない。そこで生物多様性をできるだけ回復させるための人工林の管理法としては、まず人工林の林床植生を回復させるため、天然林の構成樹種を植栽していく必要があることが分かった。また、人工林を作る場合はできるだけ天然林に近いところを優先することが多様性の回復と防護帯や野生動物の移動分散のための回廊としての効果からいっても望ましい。また、孤立分断化している天然林の間をつなぐような形で人工林を造成し、その林床に天然林構成樹種を植栽するとともに、成熟した人工林の一部を伐採し新たな植栽を行いながら、樹冠構造を複雑にしていけることも鳥の多様性回復には有効であることが分かった。

(4) A R / CDM における生物多様性のガイドライン

- 1) 候補地としては、山火事あとや耕作放棄地など長期間無立木地である場所を選ぶこと。
- 2) その場合も、天然林に近いところを優先すること。
- 3) 一番近い他の天然林とをつなぐような形で配置することが望ましい。
- 4) 天然林から離れたところに人工林を造成する場合は、天然林構成樹種を林床に植栽する。

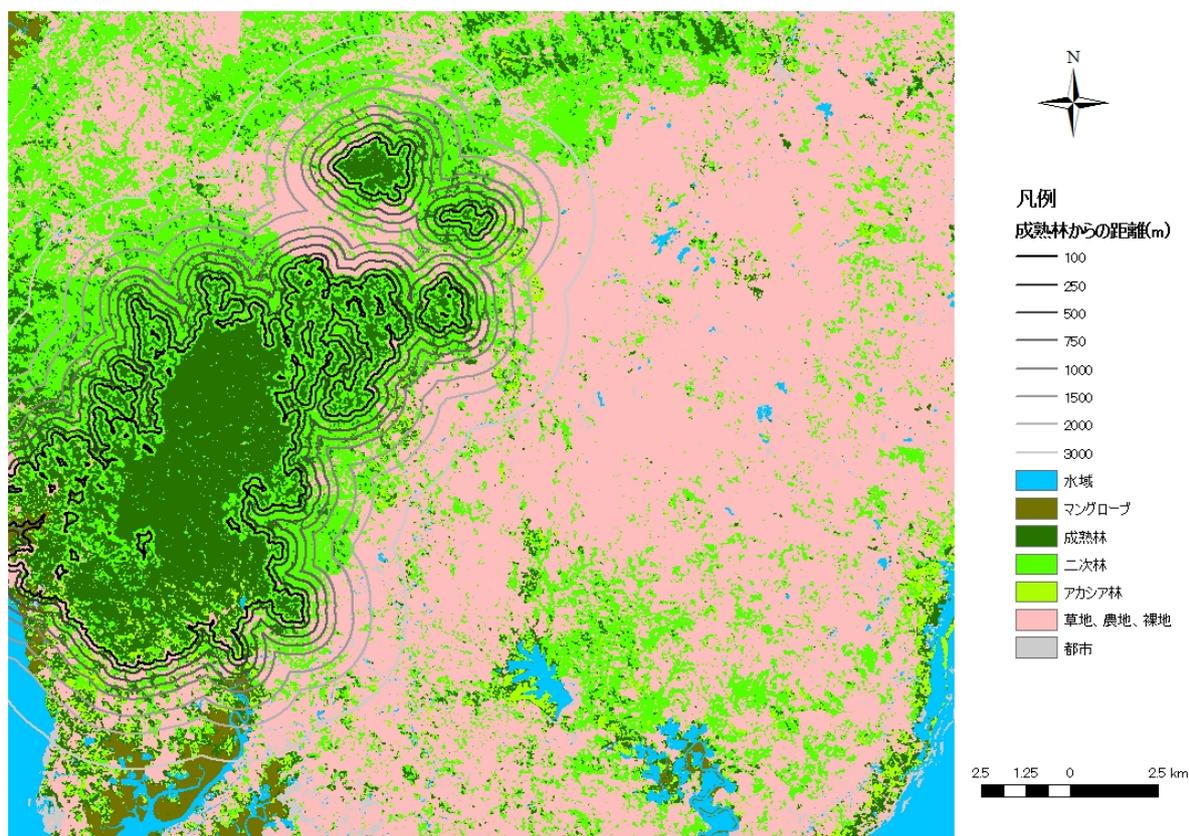


図5-1 衛星画像による土地利用区分と、コア（遺伝子供給源）となる天然林からの距離（等高線）を重ねることによる、生物多様性評価モデル。

6. 引用文献

- 山口綱士・露木聡(2001)リモートセンシングと GIS を利用したインドネシア東カリマンタン森林火災の被害評価, 東京大学農学部演習林報告 (106) 17-48
- 藤間 剛(2009) 熱帯の森林火災と人々の生計 –インドネシア大規模火災の原因、予防への動機付け–. 森林科学 55:24-28
- Chey V.K., Holloway J. D., and Speight M. R. (1997) Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. *Bulletin of Entomological Research* 87:371-385.
- Davis, A. J. and Philips, T. K. (2005) Effect of deforestation on a southeast Ghana dung beetle assemblage (Coleoptera: Scarabaeidae) at the Periphery of Ankasa Conservation Area. *Environ. Entomol.* 34: 1081-1088.
- Davis, A. J. and Philips, T. K. (2009) Regional fragmentation of rain forest in west Africa and its effect on dung beetle assemblage structure. *Biotropica* 41: 215-220.
- Davis, A. J., Huijbregts, H., and Krikken, J. (2000) The role of local and regional processes in shaping dung beetle communities in tropical forest plantations in Borneo. *Global Ecology and Biogeography* 9: 281-292.
- Davis, A. J., Holloway, J. D., Huijbregts, H., Krikken, J., Kirk-Spriggs, A. H., and Sutton, S. L. (2001) Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *J. Appl. Ecol.* 38: 593-616.
- Estrada, A. and Coates-Estrada, R. (2002) Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiv. Conserv.* 11: 1903-1918.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Dadda, A. A., and Cammarano, P. (1998) Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *J. Trop. Ecol.* 14: 577-593.
- Gilliam, F.S., (2007). The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 57, 845-858.
- Harvey, C. A., Gonzalez, J., and Somarriba, E. (2006) Dung beetle and terrestrial diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantation monocultures in Talamanca, Cost Rica. *J. Biodiv. Conserv.* 15: 555-585
- Holloway, J. D., Kirk-Spriggs, A. H., and Chey, V. K. (1992) The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 335:425-436.
- Hosokawa H, Watanabe H, Saharjo BH (2005) The abundance and composition of arboreal arthropods in *Acacia mangium* and *Paraserianthes falcata* plantations in South Sumatra, Indonesia. *Tropics* 14: 255-261.
- Kuusipalo, J., Adjers, G., Jafarsidik, Y., Otsamo, A., Tuomela, K., Vuokko, R., (1995.) Restoration of natural vegetation in degraded *Imperata cylindrica* grassland: Understorey development in forest plantations. *Journal of Vegetation Science* 6, 205-210.
- Lambert FR and Collar NJ (2002) The future for Sundaic lowland forest birds: long-term effects of commercial logging and fragmentation. *Forktail* 18: 127-146.
- MacKinnon J and Phillips K (1993) A field guide to the birds of Borneo Sumatra, Java and Bali. Oxford University Press.

- Maleque MA, Ishii HT, Maeto K (2006) The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *Journal of Forestry* 104: 113-117.
- Maleque MA, Maeto K, Ishii HT (2009) Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology* 44(1): 1-11.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcua, S., Favila, M. E., and The Scarabaeinae Res. Network (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* 141: 1461-1474.
- Hilszczański J, Gibb H, Hjältén J, Atlegrim O, Johansson T, Pettersson RB, Ball JP, Danell K (2005) Parasitoids (Hymenoptera, Ichneumonoidea) of saproxylic beetles are affected by forest successional stage and dead wood characteristics in boreal spruce forest. *Biological Conservation* 126: 456-464.
- Nummelin, M. and Hansli, I. (1989) Dung beetles of the Kibale Forest, Uganda; comparison between virgin and managed forests. *J. Trop. Ecol.* 5:349-352.
- Otsamo, R., (1998). Effect of nurse tree species on early growth of *Anisoptera marginata* Korth. (Dipterocarpaceae) on an *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. grassland site in South Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology & Management* 105, 303-311.
- Otsamo, R., (2000). Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* 19, 69-93.
- Parrotta, J.A., (1992). The Role of Plantation Forests in Rehabilitating Degraded Tropical Ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 41, 115-133.
- Payne, J., Francis, C. M. and Phillipps, K. (2005) A field guide to the mammals of Borneo. The Sabah Society.
- Sääksjärvi IE, Ruokolainen K, Tuomisto H, Samuli H, Fine PVA, Cárdenas G, Mesones I, Vargaset V (2006) Comparing composition and diversity of parasitoid wasps and plants in an Amazonian rain-forest mosaic. *Journal of Tropical Ecology* 22: 167-176.
- Shahabuddin, Schulze, C. H. and Tschardtke, T. (2005) Change of dung beetle communities from rainforests towards agroforestry systems and cultures in Sulawesi (Indonesia). *Biodiv. Conserv.* 14: 863-877.
- Shaw MR (2006) Habitat considerations for parasitic wasps (Hymenoptera). *Journal of Insect Conservation* 10:117-127.
- Sukmanto W, Irham M, Novarino W, Hasudungan F, Kemp N & Muchtar M (2007) Checklist of Birds of Indonesia no. 2 (Indonesian version). Indonesian Ornithologists Union, Bogor.
- Yu DS, van Achterberg K, Horstmann K (2005) World Ichneumonoidea 2004. Taxonomy, biology, morphology and distribution. Taxapad, Vancouver, CD-ROM.

[研究成果の発表状況]

(1) 誌上発表 (学術誌)

- Dewi, K., M. Irham, Dewi M. Prawiradilaga & K. Kawakami. 2006. New Record of *Synhimantus (Dispharynx) nasuta* (Rudolphi, 1819) Chabaud, 1975 (Nematoda, Acuarioidea) in Yellow Vented Bulbul (*Pycnonotus goiavier*) from East Kalimantan, Indonesia. *Treubia* Vol. 34: 89-95.

- Irham, M & N. Kawaji.2007. Black Magpie *Platysmurus leucopterus* eats a bees's nest. *BirdingASIA* 8: 73.
- Ochi, T., Ueda, A., Kon, M. (2007) Ochicanton (Coleoptera, Scarabaeidae) from Borneo, with descriptions of four new species and a key to the bornean species, *Elytra*, Tokyo 34: 309-325
- Ôhara, M., Ueda, A., Kon, M., Woro, A. N., and Hartini, S. (2007) A New record of *Epitoxus burneolus* (Coleoptera, Histeridae) from Kalimantan, Indonesia, *Elytra*, Tokyo 35: 295-297
- Kon, M., Ochi, T., Ôhara, M., Ueda, A., and Hartini, S.(2008) A New record of *Oniticellus cinctus* (Coleoptera, Scarabaeidae) from Borneo, *Elytra*, Tokyo 36: 290
- Nakamuta K., Matsumoto, K. and Woro A. Noerdjito (2008) Butterfly assemblages in plantation forest and degraded land, and their importance to Clean Development Mechanism-Afforestation and Reforestation. *Tropics* 17: 237-250.
- 安田雅俊、松林尚志 2008 自動撮影カメラをツールとした熱帯アジアの哺乳類研究. 哺乳類科学48:203-204. (2008.06)
- K. Maeto, W.A. Noerdjiti, S. A. Belokobylskij and K. Fukuyama : *J. Insect Conserv.*, 13, 245- 257 (2009) "Recovery of species diversity and composition of braconid parasitic wasps after reforestation of degraded grasslands in lowland East Kalimanta"

(2) 口頭発表

- ① 前藤薫、福山研二、S.A. Belokobylskij、W.A. Noerdjito : 日本応用動物昆虫学会第50回大会(2006) 「熱帯雨林の草原化と森林再生にともなう寄生蜂群集の変化」
- ② 前藤薫、福山研二 : 第53回日本生態学会大会(2006) 「熱帯雨林の草原化とアカシア植林が捕食寄生蜂の種多様性におよぼす影響」
- ③ 前藤薫、福山研二、S.A. Belokobylskij、W. A. Noerdjito : 日本昆虫学会第66回大会(2006) 「熱帯雨林の衰退と再生にともなうコマユバチ科寄生蜂の多様性と組成の変化」
- ④ 上田明良 (2006) CDM対象地と植栽地に生息する糞・腐肉食性コガネムシ科の多様性評価. 公開シンポジウム「東南アジアにおける節足動物の分類とその地理的パターン-フンに集まる節足動物を中心に-、要旨集 : 2
- ⑤ 五十嵐哲也・田内 裕之・ヘルウィント シンボロン (2006) インドネシア東カリマンタンにおける下層植生多様性の乾期前後の変化 第 117 回日本森林学会大会学術講演集
- ⑥ 五十嵐哲也・ヘルウィント シンボロン (2006) 東カリマンタン州における人工林下層植生の多様性 公開国際セミナー「CDM 植林と熱帯林の生き物 —地球温暖化対策の一つ CDM 植林が熱帯林の生物多様性におよぼす影響—」
- ⑦ 松本和馬 (2006) バリクパパン近郊の荒廃草原、人工林、天然林および村落のチョウ類群集. 日本昆虫学会第66回大会講演要旨集 : 34
- ⑧ 川上和人・川路則友・福山研二・Dewi Prawiradilaga (2006) . 幸せになるための植林計画 in インドネシア. 2006年度日本鳥学会大会講演要旨集: 42.
- ⑨ 中牟田潔・松本和馬 (2006)小規模CDM植林を実施するときの留意事項—生物多様性への配慮—. 公開国再セミナー「CDM植林と熱帯林の生き物」講演要旨集 : 5
- ⑩ 松本和馬・中牟田潔・Woro A. Noerdito (2007)荒廃草原の再造林に伴うチョウ類群集の変化か

- ら類推したAR-CDMのもたらす環境影響, 国際環境計画 世界多様性の日記念シンポジウム
「生物多様性と温暖化」講演要旨集 p.5
- ⑪ 松本和馬・Woro Noerdjito・中牟田潔 (2007) ロンボク島の天然林, 人工林, 荒廃草原のチョウ相, 日本昆虫学会第67回大会講演要旨, 72
- ⑫ Matsumoto, K., Ueda, A., Maeto, K., Woro A. Noerdjito, and Sugiarto (2007) Evaluation and forecasting of effects of CDM plantation on diversity of insects, 国際連携ワークショップ 東アジアの森林推移 一点と線と面— (ポスター発表)
- ⑬ 上田明良・松本和馬・楨原 寛・Woro A. N., Sugiarto (2007) 草原への植林による昆虫相の変化. 公開セミナー「CDM植林と熱帯林の生き物」. 講演要旨集: 8
- ⑭ 上田明良・Woro A. N., 福山研二 (2007) ボルネオ島低地における糞・腐肉食性コガネムシ類の採集-ベイトおよびトラップの形状の比較-, 日本応用動物昆虫学会北海道支部日本昆虫学会北海道支部2006年度共催大会要旨集: 9
- ⑮ 上田明良・Woro A. N.・近 雅博・福山研二 (2007) ボルネオ島低地の草原と人工林における糞・腐肉食性コガネムシ類群集の比較, 日本昆虫学会第67回大会講演要旨集, 72
- ⑯ 前藤薫, W.A. Noerdjito, 五十嵐哲也, 高橋正義, 福山研二: 日本昆虫学会第68回大会(2008) 「大規模森林火災がコマユバチ科寄生蜂の種多様性に与える影響」
- ⑰ 松本和馬・Woro Noerdjito (2008) 東カリマンタンにおけるアカシア植林地と攪乱度の異なる二次林のチョウ類群集. 日本応用動物昆虫学会第52回大会講演要旨
- ⑱ 前藤 薫・Woro A. Noerdjito・五十嵐哲也・高橋正義・福山研二(2008) 大規模森林火災がコマユバチ科寄生蜂の種多様性に与える影響 日本昆虫学会大会講演要旨集
- ⑲ 上田明良・高橋正義・五十嵐哲也・Woro A. N.・Dhian D. S.・近 雅博・福山研二(2008) ボルネオ島低地の森林からの距離と糞・腐肉食性コガネムシ類群集の関係 日本昆虫学会大会講演要旨集
- ⑳ Masayoshi Takahashi et al.(2008) Development of Landscape model for evaluating the Influences of AR-CDM Plantation on Biodiversity. 2008CIFOR Japan Day
- ㉑ Ueda, A., Woro, A. N., Kon, M., and Fukuyama, K. (2008) Comparison of dung and carrion scarabid beetle assemblages in grasslands, plantations, and natural forests at the lowland of Borneo Island. 公開シンポジウム Biogeographical studies of the fauna in Southeast Asia 要旨集: 6
- ㉒ 上田明良・高橋正義・五十嵐哲也・Woro A. N.・Dhian D. S.・近 雅博・福山研二 (2008) ボルネオ島低地の森林からの距離と糞・腐肉食性コガネムシ類群集の関係, 日本昆虫学会第68回大会講演要旨: 67
- ㉓ Yasuda, M., Oka, T., Fukuyama, K., Rustam, Boer, C. 2008. いかにして熱帯雨林の生物多様性の多面的価値を評価するか. 第18回日本熱帯生態学会年次大会講演要旨集:
- ㉔ Tetsuya Igarashi, Herwint Simbolon, and Agus Ruskandi (2009) Possibility of recovering natural forests species under Acacia mangium plantation forests Abstracts of the conference on CDM Plantation and Biodiversity
- ㉕ Herwint Simbolon, Tetsuya Igarashi, Agus Ruskandi and Dirman (2009) Amount of C stored in above ground biomass of trees of MDF East Kalimantan and its dynamics Abstracts of the conference on CDM Plantation and Biodiversity

(5) 一般への公表・報道等

□ 森林総研主催 公開国際セミナー「CDM植林と熱帯林の生き物ー地球温暖化対策の一つCDM植林が熱帯林の生物多様性に与える影響ー」開催（2006年4月16日（日）（東京大学弥生講堂）

□ 森林総研・ムラワルマン大学共催現地セミナー（2006年19～20日、インドネシア、サマリンダ）

□ 森林総研HPにてプロジェクトの紹介

<http://www.ffpri.affrc.go.jp/symposium/FFPRI-sympo/2006/cdm060416.html>

□ 森林総研・インドネシア科学院生物研究所共催国際セミナー（CDM Plantation and Biodiversity, Results of a collaborative research in East Kalimantan (RCB-LIPI, IPB, PPHT Unmul and FFPRI)(2009年1月14日、インドネシア、ボゴール)

□ 森林総研主催 公開国際セミナー「国際研究セミナー「CDM植林と生物多様性」ー東カリマンタンでの共同研究の成果（CDM Plantation and BiodiversityーResults of a collaborative research in East Kalimantan）（2009年2月24日、森林総研）

□ 朝日新聞（2009年3月16日、全国版）ボルネオ島「幻のネコ」撮影

(6) その他成果の普及、政策的な寄与・貢献について

なし