

R-01-2020

MFRI Research Report

山梨県富士山科学研究所研究報告書

第39号

基盤研究

「広域的昆虫・クモ相調査による富士山の自然生態系の
保全生態学的研究」

令和1年度

山梨県富士山科学研究所

はじめに

富士山には青木ヶ原樹海のような原生的自然から人が利用する里山や植林地に至る様々な自然環境が存在しています。富士山は古くから県内の重要な観光地でしたが、平成 25 年に世界遺産に登録されて以来多くの観光客が訪れるようになり、富士山の自然の保全と利活用の両立はますます重要な課題となっています。様々な環境問題の中でも、生物多様性の減少とその影響は国際的にも大きな問題となっており、生物多様性の保全に関する研究の重要性は増しています。

当研究所の前身である環境科学研究所の時代から、生物の分布や動態を研究する生態学は、重要な研究分野の一つとして多くの研究員が研究成果を蓄積してきました。しかし、山梨県側の富士北麓に限っても、非常に広大な領域に植物、昆虫、鳥、哺乳類など様々な生物が生息しており、未解明な点も多く残されています。富士山の生物多様性を効果的に保全する手法を見出すためには、様々な生物について広域的に調査し、地道に研究を積み重ねていくことが必要です。

本研究では、西は本栖湖周辺から東は山中湖周辺まで、標高は 900 m 付近から 2400 m までの広大な地域の様々な植生や標高帯で、植物や昆虫類、クモ類の多様性を調査しました。本研究では、これまで調査が充分ではなかった地域や分類群の調査も行い、富士北麓の生物多様性を保全するにはどのような環境をどのように管理すべきかに関して重要な知見を提供しています。本報告が地域の方々、特に土地利用計画の立案者や林業従事者、土地所有者などに参照され、富士山の生物多様性の保全と観光・地域産業の両立に寄与することを期待しています。

山梨県富士山科学研究所

所 長 藤 井 敏 嗣

目 次

はじめに

概要編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間	1
I-2 研究体制	1
I-3 研究目的	1
I-4 研究成果の概要	1
I-4-1 山地帯（標高 900～1550 m）の結果	1
I-4-2 亜高山帯・高山帯（標高 1800～2350 m）の結果	2
I-5 研究成果の発表	2
I-5-1 誌上发表	2
I-5-2 口頭発表	2
I-5-3 シンポジウムの企画・実施	3
I-6 謝辞	3

本編

II 研究成果報告

II-1 研究の背景と目的	5
II-2 サブテーマ 1：植林地と天然の遷移系列が保持する生物多様性の解明	5
II-2-1 サブテーマ 1 の目的	5
II-2-2 材料と方法	6
1) 調査地	6
2) 生物の調査・捕獲方法	7
3) 環境変数の調査	8
4) 解析方法	9

II-2-3	結果	9
1)	植林と天然林の植物とチョウの多様性を高める要因	9
2)	草原性植物とチョウの生息環境としての伐採地の評価	9
3)	草原の放棄と火入れに対する越冬特性と関連したチョウの反応	10
4)	植林と天然の遷移系列におけるオサムシ科・クモ類群集	10
5)	植林と天然の遷移系列におけるカミキリムシ科群集	11
II-3	サブテーマ2：亜高山帯・高山帯の遷移系列が生み出す生物多様性	11
II-3-1	サブテーマ2の目的	11
II-3-2	材料と方法	11
1)	調査地	11
2)	生物の調査・捕獲方法	11
3)	解析方法	11
II-3-3	結果	11
II-4	考察	12
II-5	引用文献	14

概 要 編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間

研究テーマ：

広域的昆虫・クモ相調査による富士山の自然生態系の保全生態学的研究

研究期間

平成 28 年度 ～ 30 年度（3 年間）

I-2 研究体制

研究代表者：大脇 淳（山梨県富士山科学研究所 自然環境研究部）

共同研究者：中野 隆志（山梨県富士山科学研究所 環境教育・交流部）

I-3 研究目的

本研究の目的は、複数分類群について富士北麓を広域的に調査することによって、この地域の生物多様性の現状と保全上重要な植生・地点を解明し、この地域の生物多様性を保全するための管理手法を提案することである。種数の多い環境や希少種が生息する環境は分類群によって異なるため、本研究では植物、小型節足動物（主に昆虫）のチョウ、地表性オサムシ科とクモ類（クモ目）、カミキリムシ科を調査対象として選んだ。これらの分類群を選んだ理由は、植物は生態系の土台であること、チョウ、地表性オサムシ科とクモ類、カミキリムシ科は互いに生活史や食性が異なるため（チョウは植食者、カミキリムシ科は主に材食者、オサムシ科は捕食者や雑食者、クモ類は捕食者）、種数や希少種の多い植生や地点は分類群間で異なると予想されるためである。

I-4 研究成果の概要

I-4-1 山地帯（標高 900～1550 m）の結果

この区域では、草原、落葉広葉樹林、アカマツ天然林、針広混交林（以上、自然植生）、伐採地、アカマツ植林、カラマツ植林、シラビソ植林（以上、植林地）で植物、チョウ、地表性オサムシ科とクモ類、カミキリムシ科を調査し、以下のことが明らかになった。

- 草原には絶滅危惧種が集中しており、最も優先的に保全すべき植生であった。
- ただし、草原の草丈の増加は植物とチョウの種数（特に絶滅危惧種）を減少させ、春の全面火入れは地上越冬や地表越冬のチョウの多くの生存を困難にした。
- 植林の伐採地は一部の草原性絶滅危惧種（特にチョウ類）の一時的な生息環境になっていた。
- 落葉広葉樹林地の林道を明るくすると、植物やチョウの種数が劇的に増加した。また、植林地においても、林道を明るく保つことが植物やチョウの多様性を高めるうえで効果的であった。
- 自然植生である草原や老齢天然林は、その環境に固有な地表性オサムシ科やクモ類を保持していた。
- カミキリムシ科は解析に十分な個体数が捕獲されなかった。

I-4-2 亜高山帯・高山帯（標高 1800～2350 m）の結果

この区域では、亜高山帯・高山帯の遷移系列、つまり高山の裸地、低木地、カラマツ天然林、ダケカンバ天然林、シラビソ天然林において、オサムシ科、クモ類、カミキリムシ科の群集を調査した。その結果、以下のことが明らかになった。

- オサムシ科、クモ類ともに、裸地の高山植生には特異的な種が生息しており、低木地の種構成は裸地よりも森林に似ていた。
- 裸地を除いて低木地・天然林に着目すると、オサムシ科の種数、個体数は標高 2100 m 以下の天然林では多かったが、標高 2200 m 以上の森林では極めて少なかった。
- クモ類では標高傾度に沿った種数、個体数の変化は見られなかった。
- カミキリムシ科は十分に捕獲されなかったが、種数、個体数はダケケンバ天然林に偏っていた。

以上の結果を踏まえて、富士北麓地域の生物多様性の保全管理のために以下の提案をした：

- 草刈されていない草原で草刈を実施する。
- 過去 50 年の間に著しく面積が減少している放棄草原の復元（面積拡大）を行う。
- 火入れ草原では全面火入れからローテーションの火入れに変更する。
- 草原の周辺および草原の間にある植林地では短伐期で積極的に伐採地を作り出し、老齢林周辺の植林地では長伐期が望ましい。
- 暗くなったナラの二次林の林道は明るく維持する。
- 亜高山帯では雪崩などの攪乱跡に成立するとされるダケカンバ林でカミキリムシ科の種数が高かったため、大規模攪乱と共存する土地利用を実施する。

I-5 研究成果の発表

I-5-1 誌上発表

- 1) Ohwaki A, Maeda S, Kitahara M, Nakano T (2017) Associations between canopy openness, butterfly resources, butterfly richness and abundance along forest trails in planted and natural forests. *European Journal of Entomology*, 114, 533-545.
- 2) Ohwaki A, Koyanagi TF, Maeda S (2018) Evaluating forest clear-cuts as alternative grassland habitats for plants and butterflies. *Forest Ecology and Management*, 430, 337-345.
- 3) Ohwaki A (2019) Entire-area spring burning versus abandonment in grasslands: butterfly responses associated with hibernating traits. *Journal of Insect Conservation*, 23, 857-871.

I-5-2 口頭発表

- 1) 大脇淳, 中野隆志, 北原正彦 (2016) 富士北麓の植林伐採地と半自然草原のチョウ群集. 第 63 回日本生態学会 (仙台).
- 2) 大脇淳, 前田沙希, 北原正彦, 中野隆志 (2016) 植林地と天然林におけるチョウの多様性の決定要因. 第 19 回自然系調査研究機関連絡会議 調査研究・活動発表会 (静岡).
- 3) 大脇淳, 前田沙希, 北原正彦, 中野隆志 (2017) 明るい林道は植林地と天然林のチョウの多様性を高める. 第 64 回日本生態学会 (東京).
- 4) 大脇淳, 谷川明男, 岸本年郎, 前田沙希, 北原正彦 (2017) 林業サイクルが保持する生物多様性 - 地表性節足動物による評価 -. 日本昆虫学会第 77 回大会 (松山).
- 5) 大脇淳, 小柳知代, 前田沙希 (2018) 草原の代替生息地としての植林伐採地の可能性 - 植物とチョウの視

点から - . 第 65 回日本生態学会 (札幌).

6) 大脇淳 (2018) 放棄草原と火入れ草原のチョウ群集の違い. 日本昆虫学会第 78 回大会 (名古屋).

7) 大脇淳 (2019) 草原を考える新たな視点: チョウからみた草原生態系の保全の意義. 日本チョウ類保全協会 第 15 回チョウ類の保全を考える集い (東京) (招待講演).

I-5-3 シンポジウムの企画・実施

1) 大脇淳 (2018) 富士北麓の森林の利用と生物多様性の保全. 富士吉田市.

I-6 謝辞

自然環境研究部の助手であった前田沙希氏には、野外調査、データ入力など、非常に多くの点で助けて頂いた。また、勝俣英里氏にもデータ入力などを手伝って頂いた。現在の研究部自然環境科およびその前身の自然環境研究部の研究員である北原正彦氏、杉田幹夫氏、安田泰輔氏、小平真佐夫氏には、日々の会話やセミナーにおいて、多くの有益な情報やコメントをいただいた。森田誠司氏、武智正一氏、谷川明男氏 (東京大学)、岸本年郎氏 (ふじのくに地球環境史ミュージアム)、小柳知代氏 (東京学芸大学)、渡辺恭平氏 (神奈川県立生命の星・地球博物館) にはそれぞれ、ゴミムシ、カミキリムシ、クモ、甲虫、植物、ヒメバチを同定して頂いた。厚くお礼を申し上げます。また、本研究は以下の土地所有者や土地管理者の許可のもとに実施した。山梨県県有林課、山梨県みどり自然課、環境省、文化庁、富士吉田恩賜林組合、鳴沢・富士河口湖恩賜林組合、陸上自衛隊北富士駐屯地、忍野村、富士吉田市、鳴沢村、忍草区、船津共有財産区、平野共有財産管理組合、鳴沢第一区、長池 38 人持共有財産管理組合、芙蓉台富士山麓開発株式会社。本研究のサブテーマ 1 は科学研究費補助金基盤 C (16K07800 代表: 大脇淳) の助成を受けて実施できたため、より多くの成果をあげることができた。

本 編

II 研究成果報告

II-1 研究の背景と目的

これまでにない速度で多くの生物が危機的状況に陥っている現在は、第六の大量絶滅の時代に近づきつつあると言われている(Barnosky et al. 2011)。生物多様性(多様な生物の存在)は、それ自体の価値だけでなく、生産力・分解といった生態系機能や在来生物による作物の受粉・害虫防除といった生態系サービスを支えていることが認識されるようになり(Hooper et al. 2012; Kremen et al. 2002)、生物多様性の保全是国際的にも喫緊の課題となっている。2010年にはCOP10(生物多様性条約第10回締結国会議)において「愛知目標」が採択され、日本においても愛知目標の達成に向けて、生物多様性の損失状況の改善、生態系サービスの強化、科学的基盤の強化といった目標が掲げられている(環境省自然環境局 2012)。

日本の象徴である富士山の周辺には、数多くの絶滅危惧種や特異な生態系が存在していることから、本地域は山梨県だけでなく日本の生物多様性を保全する上でもきわめて重要である。一方で、富士山は平成25年6月に世界文化遺産に登録され、多くの観光客が訪れる日本有数の観光地であるため、開発や自然への人為的圧力が小さくない。これまで、山梨県側の富士北麓における様々な分類群のインベントリー(生物リスト)や保全上貴重な場所については、当研究所の北原らによる研究(Kitahara and Watanabe 2003; 北原 2003)、アマチュアによる記録、総合的な生物調査である生態系多様性地域調査(富士北麓地域)(山梨県富士北麓生態系調査会 2003)などによって知見が蓄積されてきた。しかし、上述の調査でカバーされていない場所も多く、様々な植生で複数の分類群を広域的かつ定量的に調べた研究は皆無であるため、複数分類群の知見に基づいて富士北麓の生態系の現状や生物多様性の保全に重要な植生・地点を科学的に提示する研究が必要とされている。

本研究の目的は、複数分類群について富士北麓を広域的に調査することによって、この地域の生物多様性の現状と保全上重要な植生・地点を解明することである。種数の多い環境や希少種が生息する環境は分類群によって異なるため(Lawton et al. 1998)、本研究では植物、小型節足動物(主に昆虫)のチョウ、地表性オサムシ科とクモ類、カミキリムシ科を調査対象として選んだ。これらの分類群を選んだ理由は、植物は生態系の土台であること、チョウ、地表性オサムシ科とクモ類、カミキリムシ科は互いに生活史や食性が異なるため(チョウは植食者、カミキリムシは主に材食者、オサムシ科は捕食者や雑食者、クモ類は捕食者)、種数や希少種の多い植生や地点は分類群間で異なると予想されるためである。本研究で対象とした地域は、東西は山中湖から本栖湖まで、標高は約900 mから2350 mまでと広く、これらの場所を同時に一つのテーマで研究することが難しかったため、本研究では山地帯を対象とするサブテーマ1と亜高山帯・高山帯を対象とするサブテーマ2の二つのサブテーマを立てた。

これら二つのサブテーマの成果を統合することによって、富士北麓の生物多様性を保全する上で重要な植生・地点を抽出し、それぞれの植生・地点をどのように管理すればよいか提言することを目標とした。

II-2 サブテーマ1: 植林地と天然の遷移系列が保持する生物多様性の解明

II-2-1 サブテーマ1の目的

これまでの植林地の生物多様性の評価では、主に成熟した植林地と天然林が比較されてきたが、植林地が健全に利用されていれば、伐採地が常に創出される。しかし、伐採地の生物群集は日本ではほとんど評価されてこなかった。植林地の生物多様性を正しく評価するためには、伐採地から成熟植林地の遷移系列全体を評価しなければならない。特に植林地が広大な面積を占める富士北麓では、植林地がどの程度の生物多様性

を保持しているか評価することは重要である。本サブテーマの目的は、標高 900～1550 m の山地帯において、植林地の遷移系列（伐採地から成熟植林地）と天然の遷移系列（半自然草原から二次林、老齢天然林）を比較することによって、植林地の生物多様性を正しく評価すると同時に、天然植生が生物多様性の保全に果たす役割を解明することである。

II-2-2 材料と方法

1) 調査地

調査地については、サブテーマ 1 と 2 の両方を同時に記述した方が分かりやすいため、ここで両方を一緒に記述する。

サブテーマ 1 では、草原、落葉広葉樹林、アカマツ天然林、針広混交林（以上、天然植生）、伐採地、アカマツ植林、カラマツ植林、シラビソ植林（以上、植林地）を調査した（図 1、表 1）。調査した草原は、かつては採草地として火入れと草刈が行われていたが、現在は 60 年近く放棄されているか（大平山、野尻草原、本栖草原）春に全面火入れのみの管理（パノラマ台、高座山、梨ヶ原）であり、草刈は火入れ草原でごく散発的に小面積で実施されるに過ぎない。調査した伐採地は伐採後 4～8 年経っていた。調査した森林の林齢は、過去の航空写真や森林簿から推定すると、植林では 32～70 年、天然林では 40 年以上であり、林齢が 100 年以上の天然林が 5 サイトあった。サブテーマ 1 では全分類群を調査した。

サブテーマ 2 では、亜高山帯・高山帯の遷移系列、つまり遷移初期の裸地から低木地、ダケカンバ天然林、カラマツ天然林、遷移後期のシラビソ天然林を調査した（図 1、表 1）。天然林の林齢は不明であるが、人間による伐採などはずっと行われていないと考えられる。富士山には元々、希少な高山蝶が生息していないため、サブテーマ 2 ではオサムシ科・クモ類とカミキリムシ科のみを対象とした（表 1）。

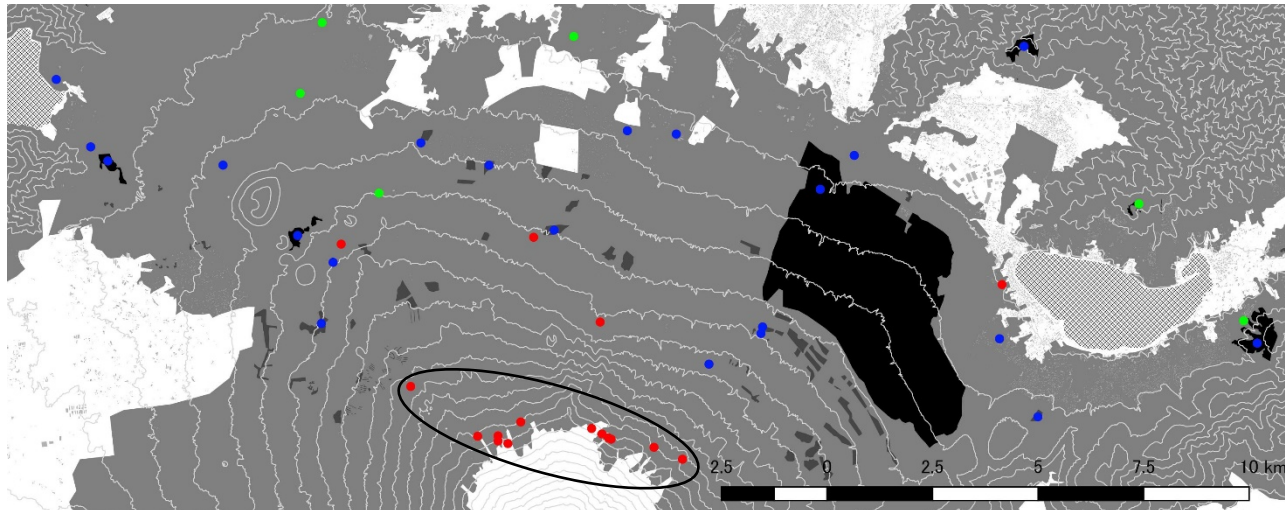


図 1 調査地の地図

黒塗りは草原、濃い灰色は伐採地（伐採後 10 年以内）、全体に広がる灰色は森林、薄い灰色は建造物、白い部分はそれ以外の開けた場所を示す。等高線は 100 m 間隔で示した。青丸は植物、チョウ、ピットフォールトラップ、マレーゼトラップの全ての調査を実施したサイト、赤丸はピットフォールトラップとマレーゼトラップのみ実施したサイト、緑丸は植物とチョウの調査のみ実施したサイト。黒の実線で囲った場所はサブテーマ 2 の調査サイト、他はサブテーマ 1 の調査サイト。

表1 各植生タイプの調査サイトの標高と各分類群のサイト数

植生タイプ	標高の範囲	サイト数			
		植物	チョウ	オサムシ科・クモ類	カミキリムシ科
サブテーマ1					
草原	980-1270 m	5	6	5	5
落葉広葉樹林	970-1130 m	4	4	4	4
アカマツ天然林	920-1040 m	2	2	2	2
針広混交林	930-1070 m	2	2	2	2
伐採地	1160-1420 m	5	5	5	5
アカマツ植林	960-1260 m	2	2	2	2
カラマツ植林	1030-1370 m	4	4	4	4
シラビソ植林	1320-1550 m	2	2	4	4
サブテーマ2					
高山植生	2270-2350 m	0	0	2	0
低木地	2230-2340 m	0	0	2	2
ダケカンバ天然林	2110-2270 m	0	0	3	3
カラマツ天然林	2230-2230 m	0	0	2	2
シラビソ天然林	1860-2230 m	0	0	3	3

2) 生物の調査・捕獲方法

調査は基本的に2016年に実施した。ただし、例外として、森林（草原と伐採地以外）の植物とチョウの調査については2015年6月～10月と2016年5月に、大平山の草原のチョウの調査は2017年5～10月に実施した。研究フレーム1の調査では、植物とチョウは5～10月、地表性オサムシ科とクモ類は5～9月、カミキリムシ科は6～9月に毎月一回調査した。

植物とチョウについては、森林サイトでは主に林道沿いに200mの調査ルート（トランセクト）を1本、草原と伐採地サイトでは3本（梨ヶ原の草原のみ6本）設置し、トランセクト上を一定の速度で歩き、観察されたチョウの種と個体数を記録した。植物については、200mトランセクトを10等分し、両側で観察された開花中の植物と絶滅危惧チョウ類の食草を全て記録した（誌上発表論文1～3）。

オサムシ科とクモ類については、各サイトにピットフォールトラップ（直径9cm、深さ9cmのボトル、図2左）を地表の高さに5個埋めた。カミキリムシ科については、各サイトにHOGA社製の4方向マレーゼトラップ（図2右）を1基設置した。両トラップともに、一回の調査につき4日間設置し、捕獲された昆虫を回収した。回収した昆虫は実験室に持ち帰り、種を同定した。



図2 ピットフォールトラップ（左）と
マレーゼトラップ（右）

ピットフォールトラップは地面と同じ高さにカップを設置し、地表を歩いている昆虫を採取する。マレーゼトラップは飛翔している昆虫が物にぶつかると上へ行く性質を利用して、トラップの頂上に虫を捕獲するボトルが装着されている。

3) 環境変数の調査

サブテーマ1については、植物や昆虫の種数や個体数に影響を及ぼす環境要因として様々な環境要因を計測した（表2）。

表2 森林と草原・伐採地で計測した環境変数

森林における環境変数	草原・伐採地における環境変数
高木密度（本数/400 m ² ）	平均草丈（cm）
亜高木密度（本数/400 m ² ） ^{a, b}	草丈の標準偏差（ばらつき）
低木密度（本数/400 m ² ） ^a	植生の平均被度（%）
高木平均胸高直径（cm）	花の量 ^c
樹木種数 ^b	食草種数 ^c
針葉樹率（%） ^{a, b}	植生タイプ（草原 or 伐採地）
落葉樹率（%）	平均草丈×植生タイプ（交互作用）
花の種数 ^b	
花の量 ^b	
食草種数 ^c	
開空度（%）	
森林タイプ（植林 or 天然林）	
標高（m） ^b	
林縁までの距離（m）	
開空度×森林タイプ（交互作用）	

a: 他の説明変数と相関が高いため、植物の解析から除去された変数

b: 他の説明変数と相関が高いため、チョウの解析から除去された変数

c: チョウの解析でのみ用いた変数

森林サイトでは、20×5 mのコドラートを4つ設置し、胸高直径2 cm以上の幹の毎木調査を行った。ここから、高木密度、亜高木密度、低木密度、高木平均胸高直径、樹木種数、針葉樹率、落葉樹率を得た（誌上発表論文1）。花の種数は、200 mトランセクトの両側1.5 m以内にあるチョウが吸蜜する花の年間を通じた合計種数を用いた（誌上発表論文1～3）。花の量については、200 mトランセクトを20 mの区画に10等分し、区画ごとの各種の開花量（0～2点：花なしは0点、1～10 m²で1点、10 m²より多いと2点。一回の調査でのトランセクト当りの各種の開花量は最大20）を評価し、トランセクト当りの年間を通じた全花種の合計スコアを開花量とした。チョウの食草種数は、開花中の花の調査に加えて、開花と関係なく絶滅危惧チョウ類の食草の調査も行い、チョウの食草となる植物の種数を求めた。開空度は植物とチョウについてはトランセク

ト上で10地点(20 m間隔)、地表から1.3 mの高さから魚眼レンズを装着して真上を撮影し、CanopOn2というフリーソフトを使って撮影画像から開空度を算出した。

4) 解析方法

まず、応答変数として、トランセクト当りの植物およびチョウの種数と個体数、サイト当りの植物、チョウ(3~6つのトランセクトを調査した草原と伐採地のサイトではサイト全体の種数、個体数)、オサムシ科、クモ類、カミキリムシ科の種数を算出した。

十分な数が捕獲された種については、特定の植生タイプへの指標性をIndicator Species Analysis (IndVal)を用いて検定した(誌上発表論文2, 3)。

一般化線形モデル(GLMs、誌上発表論文1参照)または一般化線形混合モデル(GLMMs、誌上発表論文2, 3参照)を用いて、各分類群の種数、個体数と環境変数との関係を解析した。なお、これらの解析を行う前に、Variance Inflation Factor (VIF)によって説明変数間の相関をチェックし、互いに相関の高い説明変数は事前に除外した(誌上発表論文1~3)。

各サイトの種構成の類似性をNon-metric multidimensional scaling (NMDS)によって解析した。

II-2-3 結果

1) 植林と天然林の植物とチョウの多様性を高める要因

ここでは、植物とチョウの群集構造を植林と天然林で比較した。この内容の詳細については誌上発表論文1、「Ohwaki A, Maeda S, Kitahara M, Nakano T (2017) Associations between canopy openness, butterfly resources, butterfly richness and abundance along forest trails in planted and natural forests. *European Journal of Entomology*, 114, 533-545」で発表済みである。概要は以下の通りである。

チョウの潜在的な吸蜜源として92種の開花植物と33種187個体のチョウが観察された。植物では環境省の絶滅危惧種が1種記録された(サナギイチゴ)。

開花植物種数、チョウの種数・個体数は森林タイプ(天然林か植林か)と開空度に強く影響されていたが、他の要因にはほとんど影響されていなかった(誌上発表論文1のTables 1-4)。開空度の増加にともなう植物とチョウの種数の増加の程度は天然林の方が急であったが、植林でも開空度の増加とともに植物とチョウの種数は増加した(誌上発表論文1のFigures 1-2)。

2) 草原性植物とチョウの生息環境としての伐採地の評価

ここでは、植物とチョウの群集構造を伐採地と草原5サイトずつ調査して比較し、草原性種を保全する上で伐採地の役割を評価した。この内容の詳細については誌上発表論文2、「Ohwaki A, Koyanagi TF, Maeda S (2018) Evaluating forest clear-cuts as alternative grassland habitats for plants and butterflies. *Forest Ecology and Management*, 430, 337-345」で発表済みである。概要は以下の通りである。

調査を通じて 301 種の植物と 59 種 1652 個体のチョウが記録された。そのうち、11 種の植物と 12 種のチョウは環境省の絶滅危惧種であった。

サイト当りの植物総種数、チョウ総種数、チョウの食草種数、花の量は伐採地と草原で差はなかったが、絶滅危惧の植物種数と絶滅危惧のチョウ種数は草原の方が多かった（誌上発表論文 2 の Figure 2）。

植物では 123 種が草原に、102 種が伐採地に分布が偏ったが、76 種は偏りがなかった。チョウでは、20 種が草原、10 種が伐採地に偏ったが、29 種は偏りがなかった（図 3）。絶滅危惧種に着目すると、伐採地のみで観察された絶滅危惧種はほとんどなく、8 種の植物、6 種のチョウ類はほぼ草原でのみ観察されたが、両方に偏りなく出現した絶滅危惧種が植物で 2 種、チョウで 6 種（そのうち 5 種は伐採地に食草あり）記録された（図 3）。

トランセクト当たりの種数に着目すると、絶滅危惧種の多い草原でさえ、草丈が高くなり過ぎると絶滅危惧の植物やチョウは消失した（誌上発表論文 2 の Figure 4）。

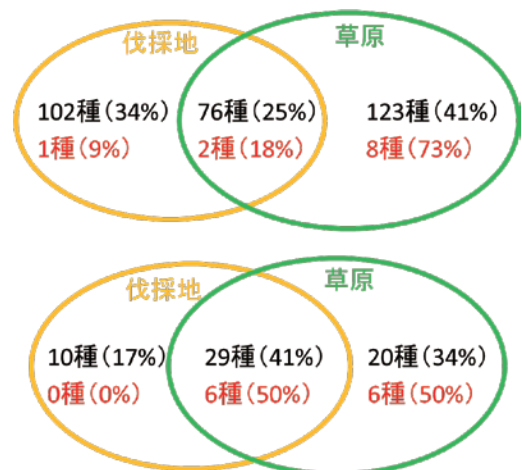


図 3 伐採地または草原の指標となる植物（上）とチョウ（下）の種数
黒の数字は全種数、赤の数字は絶滅危惧種の種数。

3) 草原の放棄と火入れに対する越冬特性と関連したチョウの反応

ここでは、放棄草原 3 サイトと火入れ草原 3 サイトでチョウ群集を比較し、チョウ群集に対する火入れと放棄の影響を評価した。この内容の詳細については誌上発表論文 3、「Ohwaki A (2019) Entire-area spring burning versus abandonment in grasslands: butterfly responses associated with hibernating traits. Journal of Insect Conservation, 23, 857-871」で発表済みである。概要は以下の通りである。

チョウの資源（吸蜜源の花の頻度や食草種数、絶滅危惧チョウ類の食草頻度）は放棄草原と火入れ草原でほとんど差はなかったが（誌上発表論文 3 の Table 2）、どの草原でも、食草の観点から保持できる絶滅危惧のチョウ種数に比べ、観察された絶滅危惧のチョウ種数は少なかった（誌上発表論文 3 の Figure 2b）。春の全面火入れは概ねチョウのパラメータにマイナスに作用しており、チョウの種数、個体数は放棄草原に比べ火入れ草原で少なく（誌上発表論文 3 の Figures 2 and 4）、放棄草原の指標種は 20 種であったのに対し、火入れ草原の指標種はわずか 7 種であった（非指標種は 17 種。誌上発表論文 3 の Figure 5a）。春に全面火入れする草原で生存できる種は地中越冬か疎な植生で地表越冬する種にほぼ限られ、多くの地表越冬種や地上越冬種は春の全面火入れによって壊滅的な影響を受けた（誌上発表論文 3 の Figure 5）。

4) 植林と天然の遷移系列におけるオサムシ科・クモ類群集

ここでは、植林地の遷移系列と天然の遷移系列でオサムシ科とクモ類の群集を比較し、植林地の遷移系列が保持する生物多様性と天然植生の生物群集の特徴を評価した。

オサムシ科は 43 種 611 個体、クモ類成体は 86 種 1034 個体が採集された。クモ類では準絶滅危惧種が 1 種捕獲された（カネコトタテグモ）。本種は興味深いことにシラビソ、カラマツ、アカマツの全ての植林で捕獲されたが、天然林では全く捕獲されなかった。

オサムシ科、クモ類ともに種構成は明るい環境（草原・伐採地）と森林で大きく異なっていた。また、オサムシ科では天然林と植林で種構成が異なっていた。一方、クモ類では天然林と植林で種構成に違いはなかったが、草原と伐採地では種構成が大きく異なっていた。

2 サイト以上で捕獲されたオサムシ科 25 種、クモ類 48 種について、天然林、植林、草原、伐採地のどの指

標となるか IndVal を用いて解析したところ、4 種は天然林、8 種は草原の有意な指標となった ($P < 0.1$ 水準)。天然林の指標種 4 種のうち 3 種は植林でもまれに捕獲されたため、これらは植林の管理次第で植林でも維持できると考えられたが、稀なため有意にならなかったフジヒメナガゴミムシ、ミナミカワクロモリヒラタゴミムシ、タンザワツヤヒラタゴミムシ (いずれも 2 サイトのみの捕獲) は 100 年以上の天然林のみで捕獲され、老齢林に強く依存していると考えられた。草原の指標種 8 種のうち、3 種は天然林や植林で捕獲されたが、草原以外では捕獲されなかった残り 5 種にとっては、伐採地は代替生息地とはならないと考えられる。

5) 植林と天然の遷移系列におけるカミキリムシ科群集

カミキリムシ科はマレーゼトラップで合計 21 種 55 個体が採集され、絶滅危惧種はいなかった。解析に十分な個体数が捕獲されず、最も種数の多いサイトで 5 種、最も捕獲数の多いサイトで 7 個体であり、28 サイトのうち 13 サイトで捕獲数が 3 個体以下だった。天然林で捕獲された種は 7 種だったのに対し、植林で捕獲された種は 14 種であった。伐採地では 5 種捕獲されたが、草原では 2 種だけしか捕獲されなかった。

II-3 サブテーマ 2 : 亜高山帯・高山帯の遷移系列が生み出す生物多様性

II-3-1 サブテーマ 2 の目的

富士山の亜高山帯・高山帯はほとんど人手の入っていない自然が残されているが、大部分が国立公園の特別保護区や名勝富士山に指定されているため、生物の調査が困難であり、そこに生息する生物に関する情報が極めて不足している。また、この地域は、溶岩やスコリアの裸地に低木が侵入し、その後、ダケカンバやカラマツなどの陽樹の林に置き換わり、最終的にシラビソ林になる遷移系列が存在する。しかし、この遷移系列に沿って、節足動物群集がどのように変化するか全く調査されていない。このサブテーマでは、標高 1850 ~ 2350 m の亜高山帯・高山帯において、ほぼ裸地の高山植生から低木地、ダケカンバ・カラマツ天然林、シラビソ天然林といった遷移系列で調査し、この遷移系列が保持する生物多様性を解明することを目的とする。

II-3-2 材料と方法

1) 調査地

サブテーマ 1 の調査地 (II-2-2 1)) を参照。

2) 生物の調査・捕獲方法

ピットフォールトラップで地表性オサムシ科とクモ類、マレーゼトラップでカミキリムシ科を調査した。調査は 2017 年 6~9 月の間に三回実施した。サイト当りのトラップの個数、設置期間、トラップ回収後の処理はサブテーマ 1 と同様である。

3) 解析方法

オサムシ科とクモ類の種数、個体数と標高の関係を Spearman の順位相関を用いて解析した。

II-3-3 結果

亜高山帯・高山帯では、オサムシ科は 11 種 94 個体、クモ類成体は 20 種 421 個体、カミキリムシ科は 5 種 17 個体が採集された。

オサムシ科、クモ類ともに、裸地の高山植生には特異的な種が生息しており (オサムシ科ではミヤマヒメマルガタゴミムシとミズギワゴミムシの 1 種、クモ類ではタカネコモリグモとモリコモリグモ)、低木地の種

構成は裸地よりも森林に似ていた。裸地を除いて低木地・天然林に着目すると、オサムシ科の種数、個体数は標高と負の相関があり（種数： $r_s = -0.703$, $n = 10$, $P = 0.023$; 個体数： $r_s = -0.707$, $n = 10$, $P = 0.022$ ）、標高 2110 m 以下の天然林では多かったが、標高 2200 m 以上の森林では極めて少なかった（表 3）。一方、クモ類では標高傾度に沿った種数、個体数の変化は見られなかった（種数： $r_s = -0.258$, $n = 10$, $P = 0.472$; 個体数： $r_s = -0.158$, $n = 10$, $P = 0.663$ ）（表 3）。

カミキリムシ科は十分な種数、個体数が捕獲されなかったが、ダケケンバ天然林では 5 種全て採集され、個体数も 17 個体中 12 個体が捕獲された（表 3）。

表 3 亜高山帯・高山帯の各サイトで得られたオサムシ科、クモ類、カミキリムシ科の種数と個体数

	標高 (m)	オサムシ科		クモ類成体		カミキリムシ科	
		種数	個体数	種数	個体数	種数	個体数
裸地 1	2270	2	10	3	17	-	-
裸地 2	2350	2	4	3	30	-	-
低木地 1	2230	2	2	4	7	0	0
低木地 2	2340	0	0	7	82	2	3
カラマツ林 1	2230	1	1	4	21	1	1
カラマツ林 2	2220	0	0	4	39	0	0
ダケカンバ林 1	2110	5	12	8	57	2	2
ダケカンバ林 2	2220	1	1	4	34	3	4
ダケカンバ林 3	2270	1	1	4	32	4	6
シラビソ林 1	2050	5	28	5	39	0	0
シラビソ林 2	2230	0	0	2	31	1	1
シラビソ林 3	1860	6	35	5	32	0	0

II-4 考察

様々な植生におよぶ広域的な本調査より、生物多様性を保全する上で最も優先順位が高い環境は、絶滅危惧種が集中する草原であることが明らかになった。今後、富士北麓の草原の生物多様性を保全するためには、三つの問題点を解決する必要がある。第一に、草刈されなくなったことにより、放棄草原、火入れ草原ともに草丈が増加し、多くの草原性植物やチョウ類が失われていることである（誌上発表論文 2, 3）。草刈は競争力の強いススキや低木を抑制して草丈を低く保つため（Nagata and Ushimaru 2016）、富士北麓の草原における草刈の実施が早急に必要とされている。第二に、全面火入れの影響が挙げられる。本研究の火入れ草原と放棄草原の比較（誌上発表論文 3）より、全面火入れは多くのチョウ類にとってマイナスであることが明らかになった。北米では、草原を複数の区画に分け、ローテーションで火入れをすることが、絶滅危惧のチョウや昆虫の多様性の保全に効果的であることが知られている（Henderson et al. 2018; Moranz et al. 2014; Panzer and Schwartz 2000）。今後、富士北麓の草原性昆虫の保全のためには、草原内をいくつかの区画に分けて、数年に一度のローテーションでの火入れが望ましいであろう。その場合、火入れ方法を変えたことによって生物相がどのように変化するか、科学的なモニタリングが必要である。第三に、既に絶滅した個体群と将来の絶滅リスクへの対応である。今回調査した三ヶ所の放棄草原（大平山、野尻草原、本栖草原）の面積を航空写真によって 1960 年代と現在で比較すると、かつては 100~200 ha 程度あったと推定されるが、現在は 4~20 ha 程度しかない（誌上発表論文 3 の Table 1）。絶滅危惧の草原性チョウ類 12 種について、調査

した草原周辺における過去の記録を見ると、放棄草原の大平山や本栖草原、火入れ草原のパノラマ台では30年以上記録が途絶えている種があり、局所絶滅した可能性が高い。近年の研究より、分断化した生息環境における現在の種数は、現在の面積ではなく、過去の面積で説明されることが報告されている(Bommarco et al. 2014; Helm et al. 2006)。このことは、現在の面積のままだと、さらなる絶滅が将来起きることを示唆している。これは「絶滅の負債 (Extinction debt)」と呼ばれ、将来の生物多様性に対する大きな脅威と認識されている(Kuussaari et al. 2009)。本調査地においても、既に多くの草原で面積が著しく縮小しているため、現在の種数は過去の草原面積を反映しているかもしれない。その場合、現在の面積のままだと、将来、多くの種が絶滅する可能性がある。絶滅危惧種を多く保持する富士北麓の草原生態系の保全のためには、積極的な管理による草原面積の拡大や周辺の現存集団から絶滅サイトへの個体の再導入などを検討する必要がある。

伐採地については、一部の草原性絶滅危惧植物やチョウ類の貴重な生息環境となっていた。富士北麓は植林地が大きな割合を占めるが、草原は互いに孤立しているため、多くの草原性種にとって草原間の移動はほぼ不可能な状況となっている(誌上発表論文2)。このような状況において、草原周辺や草原をつなぐように伐採地が配置されれば、伐採地は草原性種の補足的ハビタットまたは飛び石として機能すると期待される。特に本栖草原と野尻草原は森林によって隔てられているが、生息する種が似ているため、この二つの草原をつなぐように伐採地を配置できれば、それぞれが孤立した現状を改善できる可能性がある。伐採地の創造は草原性種の保全に貢献しうるため、富士北麓における活発な林業活動は経済活動と生物多様性の保全を両立させることが期待できる。

草原だけでなく、森林も人の手が入らなくなったことによって生物多様性が低下していると言われる(田端 1997)。本研究の林道沿いの調査では、林道の開空度が低下すると植物やチョウの多様性が減少したが、落葉広葉樹林(主にナラ類の二次林)では、開空度の増加とともに植物やチョウの多様性が劇的に増加した。このことから、落葉広葉樹林の歩道や散策路を明るく保つことで、省力的かつ効果的に森林の植物やチョウの多様性を高めることができる。ただし、100年以上の天然林(青木ヶ原樹海)には老齢林に特異的なゴミムシ類(オサムシ科)が生息しているため、手を付けずに保存する林(老齢林)と積極的に管理する林(落葉広葉樹の二次林)を明確にゾーニングすることが森林の生物多様性を保全する上で重要と考えられる。

生物多様性の観点からは、植林地は目的に応じた管理が必要であろう。上述の通り、伐採地は一部の絶滅危惧の草原性生物の生息環境となるため、草原の周辺や草原と草原の間に存在する植林地については、短伐期管理によって伐採地の出現頻度を増加させることが望ましい。一方、老齢の天然林周辺の植林地では、長伐期管理によって老齢天然林を好む種を保持できるかもしれない。また、落葉広葉樹の二次林周辺の植林地では、針葉樹と広葉樹を混植し、林道沿いを明るく保つことによって、落葉樹林の生物相を植林地内である程度保持できる可能性がある。

最後に、亜高山帯・高山帯では、オサムシ科の多様性は標高1800~2100 mのシラビソやダケカンバの天然林で高く、カミキリムシ科の多様性は標高2200 m程度のダケカンバ林で高かった。標高1800 m程度の場所は植林地への転換の圧力があるかもしれないが、天然林を維持することが亜高山帯のオサムシ科の多様性の保持する上で重要であろう。一方、ダケカンバやカラマツの天然林は、雪崩などの大規模な攪乱によって景観スケールで維持されており、攪乱がない安定した環境では暗いシラビソ林に置き換わっていく。雪崩などの大規模攪乱は人的、経済的に大きな損害をもたらすために抑制されてきたが、本研究は大規模攪乱が作り出すダケカンバ林がカミキリの多様性を維持していることを示唆している。このような亜高山帯の生物多様性の維持機構を考慮すると、大規模攪乱と共存する土地利用を検討する必要があるであろう。

II-5 引用文献

- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, et al. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57.
- Bommarco R, Lindborg R, Marini L, Öckinger E (2014) Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. *Divers Distrib* 20, 591-599.
- Helm A, Hanski I, Pärtel M (2006) Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol Lett* 9, 72-77.
- Henderson RA, Meunier J, Holoubek NS (2018) Disentangling effects of fire, habitat, and climate on an endangered prairie-specialist butterfly. *Biol Conserv* 218, 41-48.
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich KL, et al. (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105-108.
- 環境省自然環境局 (2012) 生物多様性国家戦略 2012-2020. 環境省自然環境局.
- 北原正彦 (2003) 富士山山麓のチョウ類群集の多様性に関する一連の研究. *環動昆* 14: 49-60.
- Kitahara M, Watanabe M (2003) Diversity and rarity hotspots and conservation of butterfly communities in and around the Aokigahara woodland of Mount Fuji, central Japan. *Ecol Res* 18, 503-522.
- Kremen C, Williams NM, Thorp RW (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS* 99, 16812-16816.
- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Kraus, J, Lindborg R, et al. (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 24, 564-571.
- Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleton P, Hammond PM, et al. (1998) Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391, 72-76.
- Moranz RA, Fuhlendorf SD, Engle DM (2014) Making sense of a prairie butterfly paradox: The effects of grazing, time since fire, and sampling period on regal fritillary abundance. *Biol Conserv* 173, 32-41.
- Nagata YK, Ushimaru A (2016) Traditional burning and mowing practices support high grassland plant diversity by providing intermediate levels of vegetation height and soil pH. *Appl Veg Sci* 19, 567-577.
- Panzer R, Schwartz M (2000) Effects of management burning on prairie insect species richness within a system of small, highly fragmented reserves. *Biol Conserv* 96, 363-369.
- 田端英雄 (1997) 里山の自然. 保育社, 大阪.

R-01-2020

令和1年度
山梨県富士山科学研究所研究報告書
第39号

MFRI Research Report

2020年発行

編集・発行
山梨県富士山科学研究所

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1

電話 : 0555-72-6211

FAX : 0555-72-6204

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