

環 動 昆

特集：昆虫を指標とした環境アセスメントの最前線

解 説

- 石谷正宇：地表性甲虫類を指標とした環境影響評価の現状 73

- 中村寛志：チョウ類を指標種とした環境評価手法と環境アセスメント 85

原 著

- 江田慧子・中村寛志：長野県安曇野における野焼きがメアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生に及ぼす影響について 93

- 松本和馬：森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ類群集 5年間の変動 99

- 北原正彦・柿崎愛子・中野隆志・丸田恵美子・安田泰輔：富士山北西地域のチョウ類の多様性および希少種保全における半自然草原の重要性 115

- 久松正樹：茨城県筑波山腹における野生ハナバチの種の多様度性と構成（英文） 127

- 書 評 135
新刊紹介 136
会 報 139
投稿規定 143

Vol. 21

2

2010

日本環境動物昆虫学会



JSEEZ

日本環境動物昆虫学会

解 説

地表性甲虫類を指標とした環境影響評価の現状¹⁾

石谷正宇²⁾

大阪産業大学 人間環境学部³⁾

1. はじめに

地表性甲虫類とは、一般的には文字通り地表を徘徊する甲虫類の総称で、地表徘徊性のオサムシ類、ゴミムシ類、ハネカクシ類、シデムシ類、食糞性コガネムシ類などを含む種群の総称である。英名では「ground beetles」であるが、ここでは「地表性甲虫類」とは、日本産オサムシ亞目中6科のうち、主にオサムシ科 Carabidae やホソクビゴミムシ科 Brachinidae の分類群に対して適用している。この分類群は、全世界から40,000種以上が知られており (Turin, 1981)、地表徘徊性の種が多いが、一部には樹上に生息する種や飛翔活動を活発に行う種も含まれている。地表を徘徊するのは、これら多くの種で後翅が退化あるいは弱体化しているためであり、したがって移動範囲が狭く、地理的隔離を引き起こしやすく、古くから生物地理学的な関心が払われてきた。

地表性甲虫類は、ヨーロッパから約2,800種、北アメリカ（新北区）から約3,800種、日本からは1,300種余りが記録されている。日本での種数は、英国の約350種 (Turin, 1981) と比較するとかなり多いが、わが国では石灰岩地帯の洞窟や地下浅層などに分布するチビゴミムシ亞科がかなり大きなウエイトを占めることも一つ理由と考えられる。

これまで種々の環境影響評価における地表性甲虫類を指標昆虫として用いる試みは、主に種多様度指数（シンプソンの多様度指数やシャノン・ウィーナー指数等）の相互比較により行われてきた。これに対して、地表性甲虫類は他の指標性昆虫類（例えば、チョウ類）などに比べ、種数が多く、また分類学的問題点も多く残しており、個々の種の生活史が不明な種が大半であることなどから、安易に指標昆虫として使用すべきではないとの批判の声もある。

しかしながら、地表性甲虫類はこれらの欠点を補つてあまりある特徴が多い分類群であると言える。その特徴を列記してみよう。

第一は、地球上のすべての地表面の内、水で閉ざされている極地帯を除いて（極地帯ではこれまで調査がされていないのであるが）ありとあらゆる地域（海岸、砂丘、

砂漠、洞穴、山岳、高地、湿地、河川敷、農耕地等々）のほとんどすべてに亘って、島嶼部、草原、森林、都市部、里山等々の生息環境を問わず広く分布している。おそらく地表性甲虫類が生息していない地表といえば、温泉、塩田、油田など特殊な環境においてしかないと考えられる。また、水平的な広がりのみでなく、熱帯林の高木の上層や樹冠（キャノピー）に生息する種群が知られており、これらの水平方向、垂直方向のあらゆる地表に地表性甲虫類は生息すると言っても過言ではなく、これらの広い生息分布は、種によって生息場所が特定されているものであると考えられる。そうすると、この生息場所特異性のある地表性甲虫類は指標昆虫として取り扱うことが出来るであろう。

第二に、地表性甲虫類は主に夜行性種が多く、見つけ採り法による採集は調査者による採集の技量がまちまであるが、ピットフォールトラップ法（落とし穴法、Pitfall Trappings Methods、以下「PT法」と略記する）という調査者の採集能力によることなく、採集できる調査方法が普及し、地表性甲虫類を定量的に（実際の証明は困難であるが）採集することができるようになった。このPT法の普及と相まって、先に述べた種多様度指数による生息場所間、あるいは時系列間の違いの相互比較により、地表性甲虫類は環境評価に利用される種群となっている。Luff (1987) によれば、本法を通年実施すれば、同一種については生息密度に比例した結果が得られるとしているが、種間の差には注意を要すると述べている。Turner & Gist (1965) による知見では、標識再捕獲法として使用される場合のみ本法は有効であるとしている。このように本法の評価は研究者により必ずしも一致しているものではない。

この方法により得られたデータは実際に採集者によって現場で直接カウントされて得られたデータではないため、データ自体が持つ調査精度の検証なしに、論議に及ぶことは避けねばならないだろう（石谷、未発表）。但し、本法は長期間に及ぶ調査期間に亘って調査を行う場合、現在採用し得る最も実用的な調査方法であることは変わりない。

地表性甲虫類の生態・分類研究者数は国内では限られ

1) Evaluating ground beetles as indicator species to assess the environments.

2) Masahiro Ishitani (e-mail : carabid@nifty.com)

3) Faculty of Human environment, Osaka Sangyo University

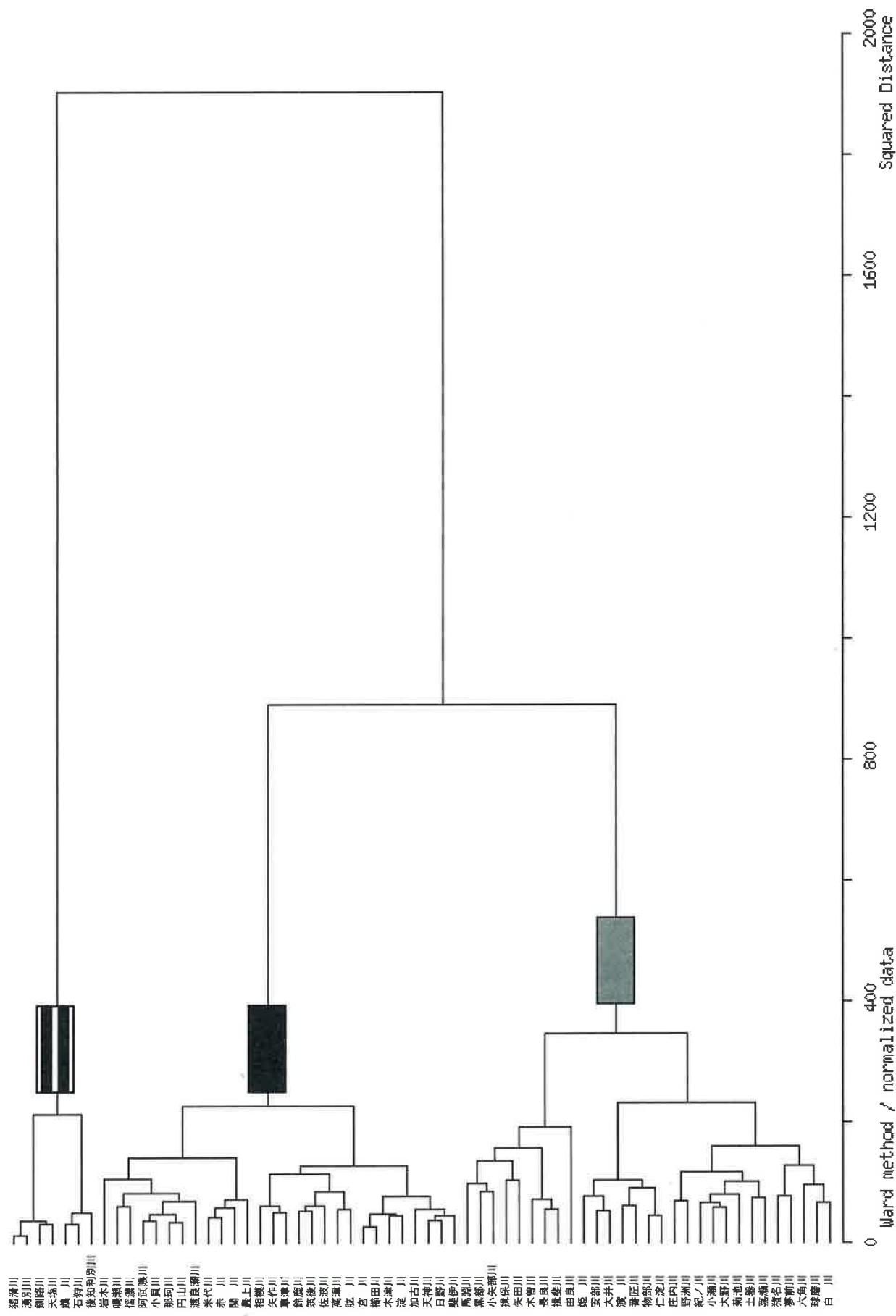


図1 地表性甲虫類の在／不在によるクラスター分岐図（2000年～2002年に河川水辺の国勢調査での確認種による）

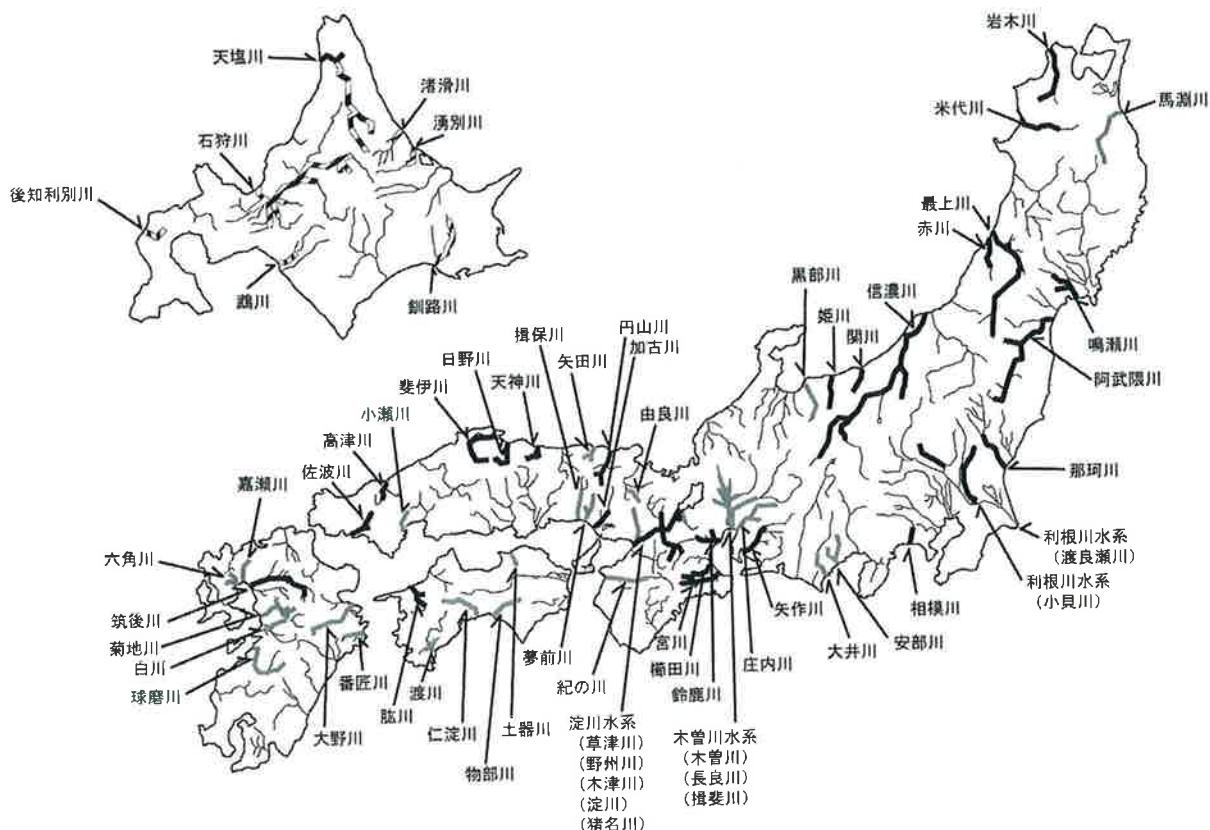


図2 地表性甲虫類による河川分岐図（在／不在クラスターを各河川ごとに表示、凡例は図1に対応している）

3. 地表性甲虫類を利用した環境影響評価の将来

生物の存／不在による環境影響評価で、生物群集の種多様度指数や類似度指数を基準にして環境評価する手法は、種構成が指値に直接影響しないため、明らかに異なる環境において抽出されたサンプルであっても、その中の種群ごとの個体数割合が似かよっていると、指値は同じような値をとることになる。

地表性甲虫類は、一般に種特異的な環境指標ではないと考える見解もあるが (Muller-Motzfeld, 1989; Dufrene *et al.*, 1990)、各環境における地表性甲虫類群集を単なる個体群の集まりとしてだけではなく、地表性甲虫類群集が持つ多様性や機能性を総合的に判断し、生物環境評価としてとらえていくことが必要であろう。これまでの研究から地表性甲虫類群集は環境にきめ細かく適応し、また擾乱の程度によく反応しており、有力な環境指標として利用できると考えられている (石谷, 1996)。

環境影響評価法においては、自然環境評価項目に新たに「生態系」項目が追加されているが、生態系の予測・評価がいかに難解であるかは、著者の言を待つまでもないであろう。この生態系項目における予測・評価の手法

をオーソライズさせていくことは極めて重要である。その切り口として、今回述べてきた地表性甲虫類による群集生態学的手法を生物環境評価に利用することは十分可能である。また、ニッチの異なる生物同士を組み合わせた生物環境評価を行うことにより、群集間での相互比較も可能となるであろう。

今日まで、環境影響評価の題材として、多くの研究論文に登場し、クローズアップされているものも相当数にのぼる。その例として、ルートセンサス法 (トランセクト法) によるチョウ類による環境調査 (石井ら, 1991; 中村, 2000)、ツルグレン装置による土壤性ササラダニ類による土壤の健全度調査 (青木, 1981)、竹筒トラップによる膜翅目昆虫等調査などがある。これらの調査研究手法に、今回述べたピットフォールトラップ法による地表性甲虫類を加えて、陸域生態系での環境影響評価の生態系の調査・予測・評価に利用できるのではないかと考えられる。

今後の課題として、地表性甲虫類群集が生物的要因の一つである土地利用の多様性とどのように関連し、またどのような生物指標としていくかを議論することが重要である。環境指標 (あるいは生物指標) とは生物を用いて環境の移り変わりを推測する手法で、生物の営みや生

活形からその個々の環境が持つさまざまな性質を表すことと、つまり生物の活動全般を用いて、生物の目で環境を評価する試みとして位置付けられているが、今後、地表性甲虫類を利用した環境影響評価における生物学的な試みが益々進展することを期待したい。

引用文献

- 青木淳一 (1981) 土壤ダニによる環境診断. 科学, 51 : 132-141.
- Dufrene, M., M. Baguette, K. Desender & J. Maelfait (1990) Evaluation of carabids as bioindicators : a case study in Belgium. poster 12. In: Stork, N. E. (ed.), *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. pp. 377-381. Intercept. Andover, Hampshire.
- 石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎 (1991) 大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性. 環動昆, 3 (4) : 183-195.
- Ishii, M., T. Hirowatari, T. Yasuda and H. Miyake (1996) Species diversity of ground beetles in the riverbed of the Yamato River. *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 8 (1) : 1-12.
- 石谷正宇 (1996) 環境指標としてのゴミムシ類 (甲虫目:オサムシ科, ホソクビゴミムシ科) に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究報告, 34 : 1-110.
- Ishitani, M., T. Tsukamoto, K. Ikeda, K. Yamakawa and K. Yano (1994) Faunal and biological studies of ground beetles (Coleoptera ; Carabidae and Brachinidae) Species compositions on the banks of the same river system. *Jpn. J. Ent.*, 65 (4) : 704-720.
- 李 哲敏・石井 実 (2010) 大和川の河川敷における地表性甲虫類群集の種多様性. 環動昆, 21 (1) : 15-28.
- Luff, M. L. (1987) Biology of polyphagous ground beetles in agriculture. *Agric. Zool. Rev.*, 2 : 237-278.
- Muller-Motzfeld, G. (1989) Laufkafer (Coleoptera : Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiol.*, 33 : 145-153.
- 中村寛志 (2000) チョウ類群集の構造解析による環境評価に関する研究. 環動昆, 11 (3) : 109-123.
- Niemela, J., J. R. Spence & D. H. Spence (1992) Habitat association and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *Canad. Ent.*, 124 : 521-540.
- & J. Kotze (2000) <http://www.Helsinki.fi/science/globenet>.
- Turner, F. B. & C. S. Gist (1965) Influences of a thermonuclear cratering device on close-in populations of lizard. *Ecology*, 46 : 645-652.
- Turin, H. (1981) Provisional checklist of the European ground-beetles (Coleoptera : Cicindelidae & Carabidae). *Mon. Ned. Ent. Ver.*, (9). 249pp.

解説

チョウ類を指標種とした環境評価手法と環境アセスメント¹⁾

中村寛志²⁾

信州大学農学部附属アルプス圏フィールド科学教育研究センター³⁾

1. はじめに

本稿ではチョウ類を指標種とした環境評価手法を解説し、それらが実際の環境アセスメントやモニタリングなどどのように応用されているかについて述べる。ここでは環境アセスメントの語は、環境影響評価法に従い行われる環境影響評価 (environmental impact assessment) をさす。また環境影響評価法に定められている事業以外においても、自主的に事業の事前・事後に行われる環境調査も含める。一方、環境評価 (environmental evaluation) という語は、調査データから対象とする自然環境の状況や構造あるいは自然度を把握することをいうものとする。

環境を構成する個々の要素は、一般的に 1) 物理的因素、2) 化学的因素、3) 生物的因素の 3 つに分類される。1) と 2) は気温、湿度、窒素酸化物濃度などの要素であり、これらは機器を使って測定できる。したがってその測定データをもとに、環境を定量的に把握し評価することは容易である。

3) の生物を通して環境を評価する方法は、生物特有の変異性・多様性があるため、客観性、定量性に問題があるといわれている。この方法はまた数量化しにくい、反応時間が遅い、異なる環境の反応が生物上では同一の反応として現れるなどという欠点を持っている。一方、複数要因の交互作用・相乗作用の影響や低濃度汚染の蓄積効果の測定、また物理化学的測定では表現できない環境の自然度の評価などが可能であり、環境評価をおこなう上で有効な手法である。

現在では生物の調査から環境の状況を測定する手法は、物理化学的測定法と並んで、いろいろな目的に沿って様々な生物種を指標種 (indicator species) として実施されている。環境評価手法を學問的に確立した Clements (1920) は、植物をはじめて生物指標として用いたが、水生昆虫による水質汚染程度の判定など昆虫を用いた環境や自然度を評価する方法も多い。昆虫類は地球上に存在する生物の中で最も種類が多い上に、それぞれ食性や化性などの生活様式や生息する環境が異なって

いるため、その地域に生息する昆虫類は、その自然環境を正確に反映する指標種として利用できるからである。

2. 指標種としてのチョウ類

指標種となるには、次の 10 項目の条件が必要であると言われている (大野, 1980)。1) 種の同定が容易、2) 現地での見取り調査が可能、3) 天候・時刻に影響されにくい、4) 調査経費が安い、5) 分布域の広い種、6) 移動性が小さい、7) 密度が高い、8) 数量化が容易、9) 狹適應種、10) 誰もが調査員となる。

チョウ類は天候や時刻によって活動性が大きく影響されるが、そのほかの条件はほぼ満たしている。さらに昼行性で種の同定が容易であること、種数が適當であること、生活史の情報が多いなど群集全体を指標種にする条件をも備えている (石井, 2001)。特に種の生活史と生態が判明していることは、環境との結び付きや地域ごとの分布を正確に把握することができるという利点がある。

さらにチョウ類群集全体が指標種として用いられる大きな理由として、チョウの愛好家が多く数十年前からの採集記録が数多く残されているという点をあげることができる。これにより過去にさかのぼって、環境の時間的変化を評価できるという他の昆虫種群ではできない長所がある。

3. 環境評価の手法

特定種

特定の種を指標種として取り上げ、環境変動をモニタリングする方法がある。ナガサキアゲハやツマグロヒヨウモンによる温暖化のモニタリングはその典型的な例としてあげられる。またタカネヒカゲなどの中部山岳域に生息する高山チョウは、代表的な山岳生態系の指標種となる。現在環境省が進めているモニタリングサイト 1000 において、地球温暖化の顕著な影響が予想される高山帶生態系について平成 21 年度に試行調査が開始された (自然環境研究センター, 2010)。高山帶の様々な

1) Environmental evaluation method using butterflies as indicator species and environmental impact assessment

2) Hiroshi Nakamura (e-mail: insect2@shinshu-u.ac.jp)

3) Education and Research Center of Alpine Field Science, Faculty of Agriculture, Shinshu University, Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan

環境要素を調査する中で、ベニヒカゲなど高山チョウを指標種として調査が始まっている。

環境アセスメントにおいては、生態系への影響を予測・評価するために、環境単位ごとに上位性、典型性、特殊性の3つの観点から特定の種を選定し、これらを「地域を特徴づける生態系に関わる指標種」としている。このチョウ類への実際の事例については後で述べる。

レッドリスト種

もともとレッドリスト種は、「開発による生息地の破壊や乱獲などのため、地球的規模で野生生物の種の減少が進んでおり、人為による種の絶滅の防止と保護対策の実施」のために選定されたものである。しかし、自然開発など人間活動が野生生物に与えている影響を評価する指標種としてレッドリスト種を利用することができる。

たとえばオオルリシジミ本州亜種は、環境省レッドデータブックでは絶滅危惧Ⅰ類、長野県レッドデータブックでは絶滅危惧Ⅱ類に指定され、現在では長野県の安曇野市と東御市に分布しているにすぎない(田下・丸山, 2007)。オオルリシジミの分布域の消滅を時間的に捉えていくと、放牧と草原環境の衰退を示す指標種であることがわかる。このように絶滅危惧種の個体数変動やその分布域の変遷は、その種が生息している環境の変化や破壊の程度についてのよい指標を与えてくれる。したがって環境アセスメントにおいては、注目すべき動物の選定根拠として真っ先にレッドリスト種があげられている。

中村(2007)は、調査対象地域に生息するレッドリスト種のチョウをもとに、レッドポイントという数値を算出し、環境変化の程度を評価する手法を提案している。これより長野県においては、山岳域の高地生態系よりも低地の河川環境の改変が著しいことを、レッドリスト種のチョウ類から数量的に示すことができた。

目 錄

対象地域に生息する一部の特定種だけでなく、チョウ類群集全体を指標種とする環境評価手法が数多く考案されている。その最も基本的なものとして、種の目録から調査地域の環境を概括的に評価する方法である。

表1にチョウ類の4つのモデル群集を示した。個体数は考慮せずに種名だけでA～Dの環境を評価すると、Cは都市近郊の農村とその周辺の里山、Dは山地の渓流沿いの林道、AとBは広い地域の調査データだろうと結論づけられる。ここに示したモデルのチョウ類は、意図的に選択したものなので評価は容易である。しかし、一般的に目録にリストされた種の環境指標性を判別し、客観的な環境評価をするには対象種に対する評価者の専門的知識が要求される。さらに評価が記述的になり客観性・定量性が欠如するため、目録から直接評価する手法を一般化することは困難である。

特定グループの存在割合

もう少し複雑な数量化の方法として、種名リストから特定のグループ（科、ある属性を持った種など）の割合を算出し、環境を簡単に数量化して評価する手法がある。浜ら(1996)は、長野県産チョウ類149種を5つの生息区分（高山、高原、里山、河畔・郊外、市街地）に分類している。表1にあげたチョウ類の生息区分を表2に示した。これよりCは市街地性種57%，里山性種43%，高原性種0%，またDは市街地性種0%，里山性種43%，高原性種57%となり、生息区分別割合は目録からみた評価と一致する。

今井(1995)はチョウ相の1化性種の比率、草原性と森林性の種の比率および地理的分布型（旧北区、東洋区、日華区）種群の割合を総合して、京都西加茂地区の都市化傾向の環境変化を評価している。

種の指標値

チョウ類のもつ環境指標性を有効に利用して目録を数量化する方法がある。あらかじめ個々のチョウに環境を評価する指標値を定めておく方法である。この手法は、稻泉(1975)や豊嶋(1988)の種自然度などいくつかの方法が提案されている。巣瀬(1993, 1998)は、日本産チョウ類全種について、人類の営力とは無関係に生息している多自然種に3、人類の営力のもとで生息している都市（農村）種に1、両者の中間的な存在の準自然種に2、という指標値を与えた。これよりチョウ類によって自然度を判断する基準であるEIは、確認されたチョウの指標値の和として求められる。

表2に示したモデル群集のチョウの指標値より、巣瀬のEIは、AとBが22、Cが10、Dが16と数量化され(表1)、CよりDのほうが自然度の高い環境であると数量的に評価できた。種に指標値を与える手法は、特定種ではなくチョウ類群集のすべての情報を利用した評価が可能になる。しかし、この方法の課題は指標値の与え方と種によって地理的分布が異なるため普遍性に乏しい点である。

多様度指数の利用

ここまでチョウ類のもつ環境指標性を使った評価手法を解説してきた。ここでは群集構造を数量的に解析する多様度指数を利用した評価を示す。表1のチョウのモデル群集(A～D)について、Simpsonの $1/\lambda$ 、Shannon-Weaver関数の H' 、森下の繁栄指数およびRI指数の4種類の多様度指数を求めた(解説は夏原, 1998; 巢瀬, 1998など)。

その結果、 H' は種数と均一性を表現する平均多様度なので、密度は異なるが種構成の頻度分布は同じであるAとBでは同じ値(2.48)になる。一方、全多様度であ

表1 チョウ類のモデル群集による環境評価手法の比較

種名	モデル群集の個体数、指數			
	A	B	C	D
アゲハ	30	3	180	0
モンシロチョウ	30	3	100	0
ヤマトシジミ	30	3	30	0
イチモンジセセリ	30	3	20	0
アサマイチモンジチョウ	30	3	10	0
ミズイロオナガシジミ	30	3	10	10
ミドリヒヨウモン	30	3	10	10
ルリタテハ	30	3	0	10
ミヤマカラスアゲハ	30	3	0	20
クロヒカゲ	30	3	0	30
コチャバネセセリ	30	3	0	100
オオチャバネセセリ	30	3	0	180
個体数合計	360	36	360	360
種数	12	12	7	7
Simpson の多様度指數(1/λ)	12.38	17.50	2.96	2.96
Shannon-Weaver 関数の H'	2.48	2.48	1.37	1.37
Pielou の均衡性指數(J')	1.00	1.00	0.55	0.55
森下の繁栄指數	4457	630	1066	1066
RI 指數*	1.00	0.33	0.47	0.47
巣瀬の EI 指數	22	22	10	16
グループ別 RI 指數				
RI(I) 指數 (市街種)	1.00	0.33	0.92	0.00
RI(II) 指數 (里山種)	1.00	0.33	0.50	0.50
RI(III) 指數 (高原種)	1.00	0.33	0.00	0.92
環境階級存在比(ER)**				
ER(ps) 原始段階	2.35	2.35	1.09	3.37
ER(as) 非定住利用段階	5.23	5.23	3.09	4.91
ER(rs) 農村段階	2.04	2.04	4.19	1.72
ER(us) 都市段階	0.38	0.38	1.62	0.00
一次元化した環境段階度(ER'')	65.13	65.13	45.53	72.17
人為攪乱指數(HI)	74.19	74.19	25.74	100.00
遷移ランク(SR)のチョウの密度				
SR1	60	6	130	0
SR2	0	0	0	0
SR3	30	3	20	0
SR4	0	0	0	0
SR5	180	18	200	60
SR6	90	9	10	300
SR7	0	0	0	0
SR8	0	0	0	0
一次元化した遷移ランク値(SR'')	4.42	4.42	3.47	5.17

* : 対象種 S=12, ランク数 M=4, (ランク 0=0 個体, ランク 1=1~5 個体, ランク 2=6~20 個体, ランク 3=21 個体以上) として計算

** : 与えられたデータを年間補正総個体数と見なして計算

る森下の繁栄指数は A では 4457, B では 630 となるなど、それぞれの多様度指数の特徴をよく表現している。ここで問題となるのは、多様度指数では目録や *EI* で区別できた D と E の相違を評価できないことである。これは多様度指数では、それぞれのチョウがもつ環境指標性を数値として反映できないからである。

環境階級存在比 (ER)

上述した多様度指数の問題を解決するため、あらかじめそれぞれのチョウに環境の重み付けをした指標値を与えてから、種数と個体数のデータを数量化する手法が考案されてきた。その一つに田中 (1988) の環境階級存在比 (ER) がある。これはチョウに「種別生息分布度」と「指標値」という環境による重み付けを導入し、調査した種数と個体数のデータから 4 つの環境階級（原始段階 ps, 非定住利用段階 as, 農村段階 rs, 都市段階 us）の割合を算出して調査地の環境を評価する手法である。

モデル群集の 4 つの環境段階の ER の計算値は表 1 のようになった。ER は種名目録から判断した C と D の相異を明確に区別し、なおかつ C は都市近郊の農村とその周辺の里山、D は山地の渓流沿いの林道という環境まで数量的に表現できている。しかし、定義式の性格上 A と B のようなケースは区別できないことがわかる。

グループ別 RI 指数法

中村 (2000a, 2000b) は調査対象種を、いくつかの指標グループに分類してから多様度指数の 1 つである RI 指数を用いるグループ別 RI 指数法によって、チョウ類による環境評価を試みる手法を提案した。

モデル群集では、まず 12 種を浜ら (1998) の生息区分別に従って、3 つのグループ (I : 市街種, II : 里山種, III : 高原種) に分類する。次いでそれぞれグループごとに求めた RI 指数 (RI (I), RI (II), RI (III)) をレーダーチャートで表現して環境を評価するものである。

結果は各 RI 指数の数値から C と D は環境的にも (C は RI (I) が高く都市型種が豊富な環境で、D は RI (III) が高く高原種が豊富な環境である)、構造的にも定量的に評価されている。同様にほかの指数では区別できなかった A と B の密度の違いも評価することができた。

一元化した環境階級度 (ER'')

田下・市村 (1997) は、田中 (1988) の ER を調査地間の比較をしやすくするため各階級の指標に重みをつけ、1 つの数値に集約した一元化した環境階級度 (ER'') を次の式で算出している。

$$ER'' = \{4ER(ps) + 3ER(as) + 2ER(rs) + ER(us) - 10\} / 30 \times 100$$

この指標は、原始段階の環境から都市化した環境へ 100 から 0 の範囲で変化する。

表 1 に示したモデル群集の ER'' は、A と B が 65.13, C が 45.53, D が 72.17 となった。この結果は、ER でグラフ化された評価を、一つの指標で表現できており多くの地域を比較する上では有効な指標といえる。

人為攪乱指標 (HI)

田下・市村 (1997) は、人為による土地への攪乱の状況を判別する HI 指数を提唱している。種数と個体数のデータに「分布の広さ (D)」と「幼虫期の食性 (F)」

表 2 環境評価のためのモデル種の生息区分、指標値などの属性

種名	生息区分*	巣瀬の指數	HI の指標		遷移ランク
			F (食性)	D (分布)	
アゲハ	市街	1	1	3	5
モンシロチョウ	市街	1	0	3	1
ヤマトシジミ	市街	1	0	3	1
イチモンジセセリ	市街	1	0	0	3
アサマイチモンジチョウ	里山	2	3	3	5
ミズイロオナガシジミ	里山	2	3	3	6
ミドリヒヨウモン	里山	2	3	2	5
ルリタテハ	里山	2	3	3	5
ミヤマカラスアゲハ	高原	3	3	2	6
クロヒカゲ	高原	3	3	3	6
コチャバネセセリ	高原	2	3	3	5
オオチャバネセセリ	高原	2	3	3	5

* : 浜ら (1996) による

という環境の攪乱状況を表す指標値を加えて数量化する手法である。HI の指標となる F と D の値が全種のチョウに与えられていないためまだ広く用いられていないが、河川工事などの事業がチョウ類群集に与える攪乱状況を評価するには適した指標である。

$$HI = \sum n_i D_i F_i / \sum 3D_i F_i \times 100$$

HI は、0 から 100 までの値を取り 0 に近いほど人為の攪乱程度が大きいことを示す。

n_i : i 番目の種の個体数。 D_i : 分布の広さの指標で、(1) 住宅地、(2) 耕作地、(3) 浅い山地・里山、(4) 深い山地の植栽林・二次林、(5) 極相的環境のうち、すべての環境、4 つの環境、3 つの環境、1 つか 2 つの環境に生息する種にそれぞれ 0, 1, 2, 3 の値を与える。 F_i : 幼虫期の食性の指標で、帰化植物・栽培種・攪乱地への先駆植物を食草としている種は 0、これらが多い場合を 1、少ない場合を 2、大部分がこれら以外の在来植物を食草としている種を 3 としている。

モデル群集のチョウの D と F の指標値を表 2 に示した。これより計算された HI の値は A と B が 74.19, C が 25.74, D が 100 となった(表 1)。今まで述べてきた手法と同じ結果で、人間活動による土地攪乱程度を一つの指標で表現できている。

遷移ランク SR

Nishinaka & Ishii (2007) は利用する寄主植物の出現する遷移段階（低茎草原、高茎草原、若齢林、落葉広葉樹、常緑広葉樹）にもとづいてチョウ類をランク分けする遷移ランク SR を考案した。SR は 1～9 までの値を取り、寄主植物が初期遷移段階に出現するチョウほど SR 値が小さくなる。彼らは各 SR に属するチョウの種数、個体数/km の割合比較から調査地域の環境景観の分析を行っている。

表 2 に示したモデル群集の SR より、各 SR ランクのチョウの個体数を示した(表 1)。その結果は、C と D の環境はある程度評価しているが、アゲハの SR(5) が高いことの影響がみえる。一方、A と B については、グループ別 RI 指数法と同様に密度の違いを評価していることがわかる。

遷移ランクによる解析は、生物多様性保全と適切な植生管理のために考案されたものである。しかし、1 つの指標で環境を評価できないため、複数の調査地を比較することに向いていない。そこでチョウの種に与えられた SR と個体数データをもとに、一元化した遷移ランク値(SR") を次の式で求めてみた。

$$SR'' = \sum n_i \cdot SR_i / \sum n_i$$

n_i : i 番目の種の個体数。 SR_i : i 番目の種の SR

この式より、SR" は 1 から 9 までの値をとり、値が小さいほどその地域の植生は、遷移系列の初期遷移段階にあると解釈できる。

モデル群集の SR" は、A と B が 4.42, C が 3.47, D が 5.17 となった(表 1)。SR の考え方を一つの指標で表現した結果は、今までの手法と同様に C と D の環境の違いをよく評価している。また SR" は HI とほぼ同様な傾向を示しており、4 群集であるが相関係数は 0.991 と高かった。これはいずれもチョウの幼虫の食草に注目して指標値を与えたことによる。また SR は植生の遷移系列に注目して指標値を与えており、結果的に HI の食草の指標値（帰化植物・栽培種・攪乱地への先駆植物から在来植物）をカバーしており、その意味で SR を一元化した遷移ランク値 (SR") は、HI 同様、人為攪乱の程度を評価する指標や開発事業のモニタリング指標として利用できることを示唆している。

4. 環境アセスメントと希少種のチョウ

環境アセスメントとは、環境影響評価法によると「環境の保全について適正に配慮し、現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に資すること」を目的として、「事業（土地の形状の変更、工作物の新設）の実施に当たりあらかじめその事業に係る環境への影響について自ら適正に調査、予測又は評価を行うこと」としている。これは環境問題が深刻化する中で、大量生産、大量消費、大量廃棄型の社会経済システムや生活様式を見直し、環境への負荷の少ない持続的な発展を目指す必要性からきている（環境庁、1997）。環境アセスメントについては、数多くの解説があるのでそちらに譲るとして（東海林、1994；北沢、1998 など）、筆者は長野県環境影響評価技術委員の経験から、レッドリスト種のチョウやチョウ類群集を指標種とした環境評価手法が、実際の環境アセスメントにおいてどのように扱われているかについて解説する。

環境影響評価の実施手順は、まず方法書の作成段階でアセスメントの対象項目となる環境要素が抽出され、準備書の作成段階で調査・予測・保全対策・評価が行われる。チョウ類に関係ある環境要素としては、「生物の多様性の確保及び自然環境の体系的保全」の大区分に入る「動物」と「生態系」の中区分である。さらに「動物」には、「動物相・注目すべき種」と「注目すべき個体群」に関する影響評価を行うこととなっている。

まず長野県のある道路建設事業の環境影響評価の実施例からレッドリスト種や指標種のチョウがどのように関わっているかを見てみよう。このアセスメントでは、まず方法書で「動物」と「生態系」要素は環境影響評価を詳細に実施する項目として選定された。次いで準備書段階で 8 回の現地調査によって 64 種のチョウ類目録が作成されている。環境アセスメントでは、この目録の種構成から生息環境を評価するためではなく、次のアセスメントの段階である「注目すべき種・個体群」を選定する

ためのシーザリストとして使われている。現地調査 64 種とそれ以外に文献に記録のある種の中から、国や長野県指定の天然記念物、環境省や長野県のレッドリスト種など注目すべき種の選定基準に照らし合わせて、19 種のチョウが選定された。この選定基準は、リストの種を法令、条例、レッドリスト種などに記載されている希少種であるかどうかを分別するものである。

その中からオオムラサキなど現地調査で確認された7 種と、現地調査では確認できなかったが文献で生息可能性的あるミヤマシジミなど 6 種、合計 13 種が予測対象種として選定された。次に食草や生息場所の検討から、準絶滅危惧種である A 種以外は、「事業による生息環境の改変はわずかであり、生息環境は保全されると予測されることから、影響はきわめて小さいと判断し、保全対策は検討しません」となった。A 種に対する事業の影響として生息域の縮小と分断が生じると予測されたため、回避または最小化を検討し、それでも食草に影響がある場合は食草とともに移植（代償）する保全対策が示された。このようにチョウについては、食草や生態がわかつていているためマニュアルに沿ったきっちとした環境アセスメントを実施することによって、保全方法を策定しやすいといえる。しかし、前節で解説した環境を評価する上での指標種となるチョウ目録やレッドリスト種は、環境アセスメントにおいては、予測対象種を選ぶためのフィルターとして使われているにすぎない。

5. 生態系評価の現状

もう一つの「生態系」の予測評価はどのようにされているのであろうか。環境影響評価法では、「生態系」の基本的な考え方として「注目される生物種等を複数選び、これらの生態、ほかの生物種との相互関係および生息・生育環境の状態を調査し、これらに対する影響の程度を把握する方法またはその他の適切に生態系への影響を把握する方法による」としている。

マニュアルでは生態系の予測評価のために、事業地域を環境単位に分けその構造や生態系における生物間や環境単位間の相互関係を推測することとなっている。具体的には準備書作成段階では、上位性、典型性、特殊性の 3 つの観点から指標種を選定し、その種について予測評価を行う作業が生態系評価となる。ここで上位性とは、生態系の上位に位置する種、その種の存続を保証することが、おのずと多数の種の存続を確保する。典型性とは、当該地域の生態系の特徴をよく表す種、ありふれた種特に注目する。特殊性とは、特異な立地環境を指標する種、生活の重要な部分を多くの生物に依存する種などとされている（長野県生活環境部、2003）。

実際の環境アセスメントの実施例では、対象地域を河畔混交林、渓谷混交林などの環境単位に分け、その環境

単位ごとに上位性種、典型性種、特殊性種をとりあげ、これらを「地域を特徴づける生態系に関わる指標種」として選定している。その中から現地調査で確認された種を予測対象種としている。チョウ類では河畔・渓谷混交林の特殊性種としてクロツバメシジミなど 2 種が選定され、影響予測から判断して保全対策を検討された種は A 種のみであった。これは環境要素「動物」で選定された同じ種で、チョウに関してみると「動物」と「生態系」の保全対策は全く同じになってしまった。生態系評価に関する方法論が明確でないため、予測・評価が適切に行われていないなど多くの指摘があり今後の課題である（東海林、1996）。

6. おわりに

このようにチョウ類を使った環境評価手法は、実際の環境アセスメントにはほとんど活用されていない。その理由は、環境アセスメントでは注目種の有無だけで評価されており、また保全対象が主に種単位であるためである。チョウ類の環境評価手法は、むしろ桜谷・藤山（1991）が道路の建設前後の環境の変化を評価するために、ER を有効的に利用した研究に代表されるように、河川護岸工法の評価（田下、1996）や里山管理方法の評価（Nishinaka & Ishii, 2007；田下, 2009）など事業手法や農林業技術の評価に利用されている。また地球環境変動のモニタリングなど時間的な環境変動をとらえる手段として有効である（中村、2000）。これから環境アセスメントは、生物の繁殖状況や自然度の高さなどによって評価する新たな環境評価手法を確立し、地区の土地利用計画や整備手法に反映させることが重要であるといわれている（増山、2007）。そのためには実際の環境アセスメントにおいて、事業対象地域のチョウ類群集への影響を予測・評価し、さらに保全対策を策定する手法を研究していく必要がある。

引用文献

- Clements, F. E. (1920) Plant indicators - the relation of plant communities to process and practice. Carnegie Institution of Washington.
- 浜 栄一・栗田貞多男・田下昌志（1996）「信州の蝶」。信濃毎日新聞社。
- 今井長兵衛（1995）京都西賀茂における都市化チョウ相の変化。環動昆 7 : 119 - 133.
- 稻泉三丸（1975）蝶類による自然度の判定。「栃木の蝶」。栃木県の蝶編纂委員会編, pp148 - 160, 昆虫愛好会。
- 石井 実（2001）広義の里山の昆虫とその生息場所に関する一連の研究。環動昆 12 : 187 - 193.

- 環境庁編 (1997) 環境研究・環境技術ビジョン—持続可能な未来のために—. 大蔵省印刷局.
- 北沢克巳 (1998) 環境影響評価法の手続と実務. 環境アセスメント動物調査手法 8, 日本環境動物昆虫学会編, pp75–86, 日本環境動物昆虫学会.
- 増山哲男 (2007) 環境アセスメントにおける生態系評価. 「野生生物保全技術」, 新里達也・佐藤正孝編, pp259–274, 海游舎.
- 長野県生活環境部 (2003) 長野県環境影響評価技術指針マニュアル. 長野県.
- 中村寛志 (2000a) チョウ類群集の講造解析による環境評価に関する研究. 環動昆 11: 109–123.
- 中村寛志 (2000b) チョウ類群集の講造解析による環境評価—RI指数によるデータの分析—. 昆虫と自然 35 (14): 10–13.
- 中村寛志 (2007) 指標種による環境評価. 「野生生物保全技術」, 新里達也・佐藤正孝編, pp242–258, 海游舎.
- 夏原山博 (1998) 多様度指数を利用した解析. 日本環境動物昆虫学会編, 今井長兵衛・石井実監修「チョウの調べ方」, pp69–91, 文教出版.
- Nishinaka, Y. and M. Ishii (2007) Mosaic of various seral stages of vegetation in the Satoyama, the traditional rural landscape of Japan as an important habitat for butterflies. Trans. lipid. Soc. Japan 58 (1): 69–90.
- 大野正男 (1980) 指標生物としてのハムシ科甲虫. 自然科学と博物館 47 (3): 112–115.
- 桜谷保之・藤山静雄 (1991) 道路建設とチョウ類群集. 環動昆 3: 15–23.
- 自然環境研究センター編 (2010) モニタリングサイト 1000 高山帯調査 調査速報 1, 環境省.
- 巣瀬 司 (1993) 蝶類群集研究の一方方法. 「日本産蝶類の衰亡と保護」第 2 集, 日本鱗翅学会編, pp83–90, 日本鱗翅学会・日本自然保護協会.
- 巣瀬 司 (1998) 環境指標性を利用した解析. 日本環境動物昆虫学会編, 今井長兵衛・石井実監修「チョウの調べ方」, pp59–69, 文教出版.
- 東梅林克彦 (1994) 自然環境アセスメントの現状と今後のあり方. 環境アセスメント動物調査手法 4, 日本環境動物昆虫学会編, pp85–105, 日本環境動物昆虫学会.
- 田中 蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法. 「蝶類学の最近の進歩」日本鱗翅学会特別報告 6: 527–566.
- 田下昌志 (1996) 河川護岸工法とチョウ類群集の多様性. 「日本産蝶類の衰亡と保護」第 4 集, 日本鱗翅学会編, pp119–139, 日本鱗翅学会・日本自然保護協会.
- 田下昌志 (2009) 里山の管理とチョウ群集の多様性. 蝶と蛾 60 (1): 52–62.
- 田下昌志・市村敏文 (1997) 標高の変化とチョウ群集による環境評価. 環動昆 8: 73–88.
- 田下昌志・丸山潔 (2007) 本州中部地方におけるオオルリシジミの現状と増殖活動. Butterflies 44: 24–31.
- 豊嶋 弘 (1988) チョウ類の分布をもとにした香川県の自然度. 香川県自然環境保全指標策定調査研究報告書 (自然度評価の総括): 87–108.

原 著

長野県安曇野における野焼きが メアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生に及ぼす影響について

江田慧子*・中村寛志

信州大学農学部附属アルプス圏フィールド科学教育研究センター

(受領 2010年1月11日；受理 2010年4月9日)

myiidae) inducing leaf galls on *Fagus cren*

The effect of bush burning on parasitism by the egg parasitoid, *Trichogramma chilonis* Ishii (Hymenoptera : Trichogrammatidae) on *Shijimiaeoides divinus barine* (Leech) (Lepidoptera : Lycaenidae) eggs in Azumino, Nagano Prefecture. Keiko Koda* and Hiroshi Nakamura. Education and Research Center of Alpine Field Science, Faculty of Agriculture, Shinshu University, 8304 Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan.

Abstract

Bush burning was carried out in Azumino, Nagano Prefecture on March 29 2009, in order to determine its effect on parasitism of the eggs of *Shijimiaeoides divinus barine* by the parasitoid *Trichogramma chilonis*. Immediately after bush burning, cages were set up in the burned and a control area. Afterward, *S. divinus barine* eggs were taken for observation, and *T. chilonis* adults were collected using sticky traps placed inside and outside the cages. On June 9, the percentage of parasitism inside the cage from the burned area was 2.3%, and 30.3% in the control area ($P<0.01$). Between May 5 to June 9, 21 *T. chilonis* were captured by the sticky traps inside the cage in the control area. However no parasitoids were captured in the burned area. By contrast, on June 6, the percentage of parasitism on eggs outside the cage was 57.1% in the burned area, and 43.8% in the control area ($P=0.714$). Therefore, there was no significant difference between the numbers of *T. chilonis* captured in these two areas. It was concluded that bush burning had an effect on parasitism of *T. chilonis* on *S. divinus barine* eggs.

Keywords : Bush burning, Azumino, Egg parasitism, *Trichogramma chilonis*, *Shijimiaeoides divinus barine*

春先の野焼きが、メアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生を抑制する効果があるのかを検証するため、野焼き試験を実施した。野焼きは、長野県安曇野市国営アルプスあづみの公園用地内において 2009 年 3 月 29 日に行った。野焼き直後から野焼き区と野焼きを行っていない対照区にケージを設置し、ケージの内と外で卵の寄生率調査と粘着トランプによるメアカタマゴバチの捕獲調査を実施した。その結果、ケージ内での寄生率は、6 月 9 日の調査では野焼き区が 2.3 %、対照区が 30.3 % となり、野焼き区が有意に低かった ($P<0.01$)。またケージ内でのメアカタマゴバチの捕獲数は、対照区では 3 回の調査の合計は 21 個体であったが、野焼き区では 1 個体も捕獲されなかった。一方、ケージ外においては 6 月 6 日に行った寄生率調査では、野焼き区が 57.1 %、対照区が 43.8 % となり有意差はなかった。また 5 月 5 日～7 月 7 日の間に行なった計 4 回のメアカタマゴバチの捕獲調査においても、野焼き区と対照区では有意差はなかった。以上の結果から、メアカタマゴバチの寄生に対する野焼きの有効性が認められた。

緒 言

オオルリシジミ本州亜種 *Shijimiaeoides divinus barine* (Leech) (シジミチョウ科;以下オオルリシジミ) は、年生化性で、本州中部では 5 月下旬に成虫が出現し交尾・

産卵する。卵は 1 週間ほどで孵化し、約 1 ヶ月の幼虫期を経たのち蛹となり、そのまま翌年まで約 10 ヶ月を蛹で過ごす。

現在では長野県の安曇野市と東御市にしか生息が確認されていない (福田ら, 1984)。そのため環境省のレッ

*Corresponding author : a08a108@shinshu-u.ac.jp

ドデータブックで絶滅危惧Ⅰ類、長野県版レッドデータブックにおいても絶滅危惧Ⅱ類に指定されている（長野県、2004）。また、長野県では2003年に施行された「長野県希少野生動植物保護条例」に基づいて、指定希少野生動植物に指定することにより、届出をしないで捕獲した者に対して罰金の対象とする等の保護対策を行っている（長野県、2009）。

安曇野市ではかつてオオルリシジミが数多く生息していたと報告されているが（田下・丸山、2007）、1990年頃には絶滅したと考えられていた。しかし、近年ごく僅かに生息している場所が発見され、1994年に愛好者らを中心として「安曇野オオルリシジミ保護対策会議」が設立された。そのメンバーらにより、生息地の管理と監視など保護活動が行われるようになった（丸山、2005）。また最近では、国営アルプスあづみの公園用地内でオオルリシジミの食草であるクララ *Sophora flavescens* Sophora が多く残されている区域に、人工飼育された蛹を、放す活動が毎年行われている。しかし、放した蛹から羽化した成虫は数多くの卵を産卵するものの、孵化した幼虫は蛹期まで生存する個体が少なく、次世代でほぼ全滅してしまう状態が続いている（浜、2007）。

そこで、蛹導入個体群が定着しない要因を把握するため、平林ら（2009）は生命表調査を実施し、卵期と1齢幼虫期の死亡率が高いことを報告している。卵期の死亡要因として、阿蘇地方に生息しているオオルリシジミ九州亜種 *Shijimiaeoides divinus asonis* (Matsumura)においては、卵寄生蜂である *Trichogramma* の一種が報告されていたが（村田・野原、2003），安曇野においても丸

山（2004）が *Trichogramma* の一種の寄生を確認している。平林ら（2009）は、この卵寄生蜂がメアカタマゴバチ *Trichogramma chilonis* Ishii (タマゴバチ科) であり、オオルリシジミ卵の大きな死亡を引き起こす要因であることを明らかにした。

江田ら（2009）の調査によると、安曇野において蛹が放飼されている地区ではメアカタマゴバチによる寄生率が高く、一方自然個体群が維持されている地区では寄生率が低いことや、メアカタマゴバチの発生数に差があることがわかった。この要因として野焼きなどの生息地の環境管理と寄生蜂による寄生率との関係が示唆されている。

村田ら（1998）によると、阿蘇地方では早春の野焼きを継続している地域ではオオルリシジミの個体数は減少しないが、野焼きを停止すると個体数が著しく減少することが報告されている。また長野県におけるオオルリシジミのもう一つの生息場所である東御市では、寄生蜂は確認されているが（西尾、2007），毎年定期的な草刈りと野焼きが行われており、「北御牧のオオルリシジミを守る会」の保護活動により現在は自然個体群が回復している（清水、2009）。

本研究は野焼きとメアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生との関係を明らかにするために、長野県安曇野において野焼き試験を実施したものである。なお、本研究は長野県希少野生動植物保護条例によるオオルリシジミ保護回復事業として認定され（20自保第86号）、また都市公園法第12条に基づく許可（ア公用第17号）を受けて実施したものである。

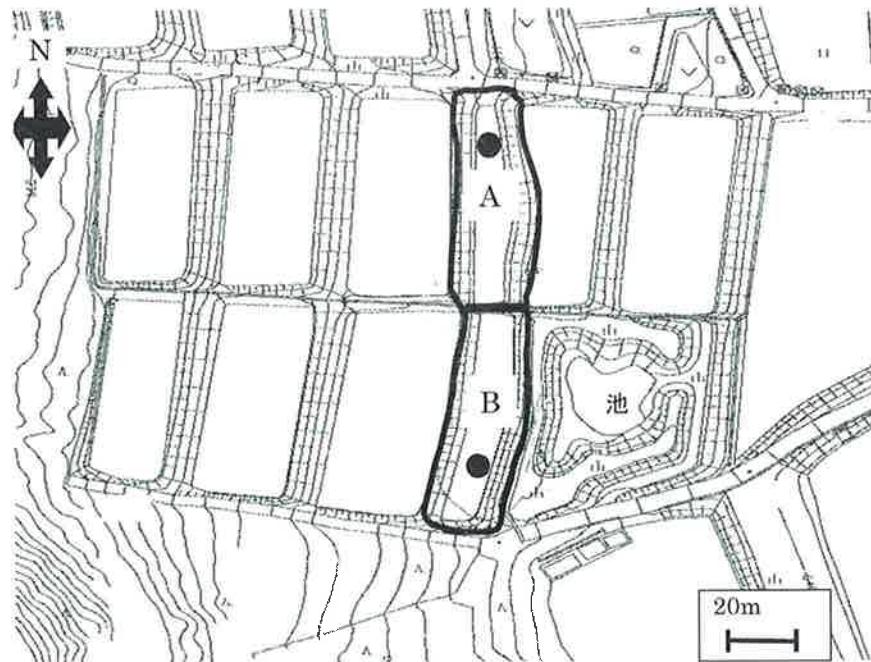


Fig.1 Map of the experiment area in Azumino City. The preservation area of *Shijimiaeoides divinus barine* is enclosed with solid line. A : Burned area, B : Control area, ● : Cage.

材料と方法

1. 試験地

野焼き試験は、長野県安曇野市の国営アルプスあづみの公園用地内にオオルリシジミの保護区として指定されている 100 m × 20 m の区域（以下保護区）で実施した。

保護区一帯は山裾にある東向き斜面の棚田で、かつては水田として利用されていたが、現在耕作は行われていない。クララはこの区域内に 246 株、またそのすぐ東側にある公園化に伴い造設された池の土手や周辺一帯にも点在している。

試験区域を含め保護区一帯は公園管理業者によって定期的に草刈が行われ、オオルリシジミの発生時期には成虫の吸蜜植物がなくならないような配慮がなされている。

野焼き試験は 2009 年 3 月 29 日に保護区の北側約半分の面積で実施し（野焼き区）、残り半分は野焼きを行わなかった（対照区）（Fig.1）。野焼きはバーナーを用いて、燃え残りがないように丁寧に行った（Fig.2）。

野焼きを行った 3 月はオオルリシジミの蛹は土の中で越冬しているため、野焼きの影響をあまり受けないことが知られている（西尾ら、2009）。一方、メアカタマゴバチは広範囲の鱗翅目昆虫の卵に寄生することが報告されており（平井、1987），この時期は寄生した卵の中で越冬している状態である。



Fig.2 Bush burning experiment on March 29, 2009.

寄生率調査用に 4 月 9 日にケージを野焼き区と対照区にそれぞれ 1 口ずつ、クララ数株を上から覆うように設置した（Fig.3）。ケージは外部からメアカタマゴバチが入らないようにするために、縦 1 m × 横 2 m × 高さ 1.8 m の骨組に不織布（商品名：（株）カインズ軽がるべたがけシート）をかけた。不織布は空調フィルタなどに使用されている繊維がランダムに配向している布シートのこと

で、体長 1 mm 以下のメアカタマゴバチでも通過することができない。また、本研究では透光性、通気性、通水性に優れた育苗用の不織布を使用したので、ケージ外との気象条件と変わらなかった。なお、保護区の所在地はオオルリシジミ保護のため省略した。



Fig.3 The cage to survey the percent age of parasitism by *Trichogramma chilonis* on eggs of *Shijimiaeoides divinus barine* in the burned area. The size of the cage is 2 m long × 1 m broad × 1.8 m height. The same cage was set in the control area.

2. 寄生率調査

寄生率調査は野焼き区と対照区で行った。ケージの外では 6 月 6 日に野焼き区と対照区において、卵のサンプリング調査を実施した。サンプリングは調査地内のクララの株を無作為に選定し、その株の花穂から、産卵されている蕾をピンセットで採集した。卵のサンプル数は Table 1 に示した。

ケージ内ではオオルリシジミ成虫が入って産卵できないため、信州大学農学部の昆虫生態学研究室で人工産卵させた鉢植えのクララを用いた。ケージ内での寄生率調査は 2 回を行い、第 1 回目は 6 月 2 日に産卵させた鉢植えクララを 6 月 4 日に試験地のケージ内に設置し、6 月 9 日に回収した。第 2 回目は 6 月 16 日に人工産卵させ、6 月 18 日にケージ内に設置し、6 月 23 日に回収した。産卵から回収までの期間は安曇野での卵期間である約 1 週間に合わせた。試験に供した卵数は Table 1 に示した。

サンプリングあるいは回収した卵は、研究室に持ち帰り 1 卵ずつサンプル管に入れ常温で保管して、オオルリシジミ幼虫が孵化した卵、寄生蜂が出現した卵、いずれも出現せず死亡した卵に分類した。死亡した卵は解剖して、卵内に寄生蜂の死体があった卵は寄生卵に含めた。なお、調査時期の 6 月におけるメアカタマゴバチは越冬後羽化し、オオルリシジミをはじめ鱗翅目昆虫の卵に寄生している時期である（江田ら、2009）。

3. 卵寄生蜂の個体数調査

野焼き区と対照区について、それぞれケージ内とケージ外でメアカタマゴバチの個体数調査を実施した。寄生蜂を捕獲するため農業害虫の簡易発生予察に用いられているサンケイ化学(株)のポリプロピレン製黄色粘着テープ(商品名 IT シート)をトラップとした。幅 10 cm の粘着テープを 500 ml のペットボトル(周囲長 23 cm)に巻き、長さ 150 cm のイボ付園芸支柱に差込み設置した。

粘着トラップは野焼き区、対照区ともケージ内は 2 個、ケージ外は 3 個設置した。トラップ回収はケージ内外とともに 4 回(5月 9 日設置 5月 14 日回収、5月 14 日設置 5月 23 日回収、5月 23 日設置 6月 1 日回収、6月 1 日設置 6月 9 日回収)実施した。ただし、ケージ内の 5月 14 日から 5月 23 日の調査は、強風の影響で粘着トラップがケージの不織布に付着してデータが得られなかった。回収した粘着トラップは研究室に持ち帰り、双眼実体顕微鏡を用いてメアカタマゴバチを判別し個体数を数えた。

結果

1. 卵の寄生率

野焼き区と対照区で実施した寄生率調査の結果を Table 1 に示した。これによると、ケージ外の野焼き区では 14 卵の内 8 卵(57.1%) が寄生されており、対照区の 16 卵の内 7 卵(43.8%) との間に有意な差は認められなかった(χ^2 検定, $P = 0.714$)。

ケージ内における 1 回目試験(6月 4 日設置、6月 9 日回収)では、野焼き区は 44 卵の内 41 卵(93.2%) が孵化し、寄生されていたのは 1 卵(2.3%) のみであった。一方、対照区では 33 卵の内 20 卵(60%) が孵化し、10 卵(30.3%) が寄生されており、野焼き区の寄生率は対照区よりも、有意に低くなかった(χ^2 検定, $P = 0.002$)。また 2 回目試験(6月 18 日設置、6月 23 日回収)では、野焼き区は 9 卵の内 7 卵(77.8%) が孵化し、寄生されたのは 1 卵(11.1%) であった。一方、対照区では 17 卵す

Table 1 Percent parasitism by *Trichogramma chilonis* on eggs of *Shijimiaeoides divinus barine* in the burned area and the control area

Survey area	Treatment	Egg setting	Sampling/Egg recovery	No. of eggs sampled	No. of egg hatched (%)	No. of egg unatched (%)	No. of eggs parasitized (%)
Outside cage	Burned	—	6/6	14	6(42.9)	0(0.0)	8(57.1)
	Control			16	7(43.8)	2(12.5)	7(43.8)
Inside cage	Burned	6/4	6/9	44	41(93.2)	2(4.5)	1(2.3)
	Control			33	20(60.6)	3(9.1)	10(30.3)
	Burned	6/18	6/23	9	7(77.8)	1(11.1)	1(11.1)
	Control			17	17(100)	0(0.0)	0(0.0)

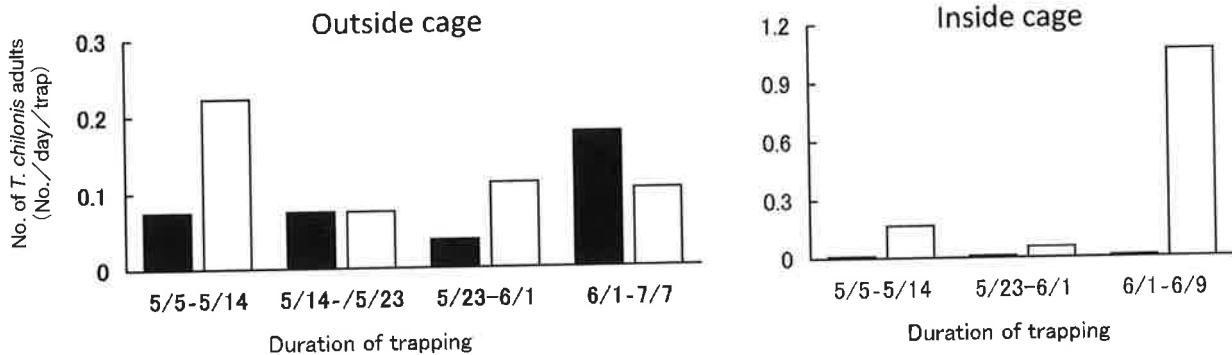


Fig.4 Number of *Trichogramma chilonis* adults captured by sticky traps. ■ : Burned area, □ : Control area.

べてが孵化し、寄生された卵はなく、野焼き区と対照区では寄生率に有意な差は認められなかった (χ^2 検定, $P = 0.742$)。なお、本調査でオオルリシジミの卵に寄生していたのはすべてメアカタマゴバチであった。

2. メアカタマゴバチの捕獲数

Fig.4 に粘着トラップに捕獲されたメアカタマゴバチの個体数をトラップ 1 個あたり、1 日あたりの捕獲数に換算して示した。ケージ外では野焼き区、対照区ともにメアカタマゴバチが捕獲された。ケージ外に 5 月 5 日から 7 月 7 日までに設置した 3 個のトラップを合計すると、野焼き区で 24 個体、対照区で 22 個体のメアカタマゴバチが捕獲された。これを回収日別にみると、野焼き区では 7 月 7 日に回収した 19 個体 (0.18 個体/トラップ/日) が最も多く、6 月 1 日に回収した 1 個体 (0.04) が最も少なかった。また対照区では 7 月 7 日に回収した 11 個体 (0.10) が最も多く、5 月 23 日に回収した 2 個体 (0.07) が最も少なかった。いずれの期間も両区において有意な差は見られなかった。

ケージ内においては、対照区では合計 21 個体のメアカタマゴバチが捕獲された。回収日別にみると、オオルリシジミの卵期間である 6 月 9 日の回収トラップには最も多い 17 個体 (1.06 個体/トラップ/日) が捕獲された。一方、野焼き区のケージ内ではすべての期間でメアカタマゴバチは 1 個体も捕獲されなかった。

考 察

村田ら (1998) は野焼きの効果として、クララの草丈が高く平均茎数が多くなり生長がよくなることや、スミレなどオオルリシジミの吸蜜植物が増加することをあげている。さらに野焼きを停止するとカヤやススキが繁りクララが埋没して、オオルリシジミの個体数が減少することを報告している。この報告では野焼きと卵寄生蜂の関係は述べられていないかったが、その後阿蘇地方においてオオルリシジミの卵寄生蜂として確認された *Trichogramma* sp. による卵寄生率が、放牧や野焼きと関係があることが明らかになってきた (村田・野原, 2003)。彼らは野焼きや放牧の中止によっておこる生息環境の変化が、タマゴバチの寄生率を高め、オオルリシジミの個体数を減少させる要因の一つになっている可能性を示唆している。

江川ら (2009) は、安曇野において 2005 年からメアカタマゴバチによる卵寄生を調査している。その結果、人工飼育をした蛹を放している保護区では、寄生率が最大で 80%にもおよぶ一方、安曇野で唯一自然個体群が残っている地区では、メアカタマゴバチの生息密度が低く、卵寄生率は保護区の 1/2 以下であることを報告している。

この寄生率の差が生じた要因として、江田ら (2009) は自然個体群が生き残っている地区では、毎年春先に火入れをして枯れ草を焼き、その後定期的に草刈りをして生息地を管理しているのに対して、保護区ではかなり以前から野焼きが行われなくなったことをあげている。

これら野焼きが実施されている地域と中止された地域における寄生率の比較調査による推論を実証するため、本研究において野焼き試験を行った。その結果、6 月 9 日にケージ内から回収したオオルリシジミ卵の寄生率は、野焼き区ではわずか 2.3% であるのに対して、対照区では 30.3% であった (**Table 1**)。また野焼き区ケージ内の粘着トラップには 1 頭もメアカタマゴバチが捕獲されなかったのに対して、対照区のケージ内では 5 月 5 日から 6 月 9 日までの期間で 21 個体の寄生蜂が捕獲された (**Fig.4**)。

Table 1 の第 2 回目の試験では、6 月 23 日に野焼き区のケージ内から回収した 7 卵のうち 1 卵が寄生されていたのに対して、対照区では全く寄生されていなかった。これは対照区ケージ内のメアカタマゴバチが 5 月 5 日から設置されていた粘着トラップに捕獲されてしまい (**Fig.4**)、さらに不織布で覆ってあるので外部から侵入できなかったためであると考えられる。

これらのことから、野焼きがメアカタマゴバチの発生を減少させ、寄生率を低下させる効果を有していると判断できる。

タマゴバチ類は一般に冬期は寄生した昆虫の卵の中で越冬するといわれている (原, 1995)。また平井 (1987) によるとメアカタマゴバチは、広範囲の鱗翅目昆虫の卵寄生蜂として知られており、寄生する種は 11 科 60 種のガ類が記録されている。6 月にメアカタマゴバチの成虫が出現して、オオルリシジミ卵に寄生する前に、春先に野焼きを行い、鱗翅目昆虫の卵を焼いてしまうことは寄生蜂の発生を抑制する上でかなり効果的な手段であると考えられる。

従って安曇野で唯一の生息地では、春の火入れとクララを残した定期的な草刈りなど環境管理が続けられていたために、寄生蜂による死亡が大きな要因とならずに自然個体群が存続できたのであろう。

また長野県のもう一つの個体群である東御市では、絶滅に瀕していた個体群が、蛹を放す活動によって個体数の回復に向かっている。この地域ではクララ群落が各所に残っていたこともあるが、本試験の結果から見て、毎年定期的な草刈りと大規模な野焼きを行っていることも (西尾, 2007), その成功の要因であると考えられる。

一方、本試験ではケージ外では寄生率、メアカタマゴバチの捕獲数ともに差がなかった (**Table 1**, **Fig.4**)。このことは 20 m × 50 m の区間のみの小規模な野焼き範囲では、寄生蜂は外部から移入して野焼きの効果がえられず、保護区においてオオルリシジミの自然個体群を

回復させるにはもっと大規模な野焼きを行い、広範囲で春先のメアカタマゴバチの個体数を減少させる必要があると考えられる。

かつてオオルリシジミが広く生息していた安曇野では、棚田の法面や河川の堤防で、採草のための草刈りと春先の火入れが行われていた（浜、2007）。しかし、保護区とその周辺一帯は、国営アルプスあづみの公園の管理区域で、草刈りは行われているものの春先の火入れは行われていない。今後、安曇野においてオオルリシジミ自然個体群を回復させるためには、クララの植栽地の拡大とともに野焼きの実施が重要な要因となってくるであろう。

謝 辞

本研究を実施するにあたり保護区での調査にご協力いただいた「安曇野オオルリシジミ保護対策会議」の那須野雅好氏と丸山潔氏、また調査に便宜を図っていただいた国営アルプスあづみの公園事務所と株式会社サンコーの皆様に厚く感謝する。この研究の一部は2009年度の公益信託増進会自然環境保全研究活動助成基金によって実施された。

引用文献

- 福田晴夫・浜 栄一・葛谷 健・高橋 昭・高橋真弓・田中 蕃・田中 洋・若林守男・渡辺康之（1984）日本原色蝶類生態図鑑（Ⅲ）。保育社、大阪。
- 浜 栄一（2007）蛹の野外導入によるオオルリシジミの保護。昆虫と自然42（7）：27–31。
- 原 秀穂（1995）タマゴバチによる森林害虫の生物的防除。光珠内季報100：22–25。
- 平林純之介・江田慧子・中村寛志（2009）国営アルプスあづみの公園保護区におけるオオルリシジミ *Shijimiaeoides divinus barine* 蛹導入個体群に関する

- 生命表調査。信州大学農学部紀要45：21–30。
- 平井一男（1987）マメシンクイガの卵寄生蜂メアカタマゴバチの生態と寄生様式。東北農試研報75：41–64。
- 江田慧子・平林純之介・中村寛志（2009）長野県安曇野における卵寄生蜂メアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生について。環動昆20（3）：95–102。
- 丸山 潔（2004）オオルリシジミ卵より寄生蜂。まつむし93：7。
- 丸山 潔（2005）安曇野のオオルリシジミを守る。環動昆16：137–138。
- 村田浩平・野原啓吾・阿部正喜（1998）野焼きがオオルリシジミの発生に及ぼす影響。昆蟲（ニューシリーズ）1：21–33。
- 村田浩平・野原啓吾（2003）オオルリシジミ（九州亜種）の発生に及ぼす天敵と生息環境の影響。昆蟲（ニューシリーズ）6：89–99。
- 長野県（2009）長野県希少野生動植物保護条例。
- web site 信州 長野県公式ホームページ
<http://www.pref.nagano.jp/kankyo/hogo/kisyoushi/>
 2009年2月13日閲覧。
- 長野県自然保護研究所（2004）長野県版レッドデータブック動物編—長野県の絶滅のおそれのある野生動物—。長野県、長野。
- 西尾規孝（2007）長野県東御市における放蝶されたオオルリシジミの生態2。やどりが214：5–9。
- 西尾規孝・武井秀彦・関 和弘・早武基好・小山 剛（2009）野焼きがオオルリシジミ蛹に及ぼす影響。New Entomologist 58：76–78。
- 清水敏道（2009）長野県東御市でのオオルリシジミ回復活動。昆虫と自然44（2）：4–9。
- 田下昌志・丸山 潔（2007）本州中部地方におけるオオルリシジミの現状と増殖活動。Butterflies 44：24–31。

森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ類群集 5 年間の変動

松本和馬*

独立行政法人森林総合研究所

(受領 2010年1月22日；受理 2010年3月9日)

Changes in the Butterfly Assemblage of the Tama Forest Science Garden in the Suburbs of Tokyo over a Five-year Period. Kazuma Matsumoto* (Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan)

Abstract

Butterfly assemblages were monitored in the Tama Forest Science Garden of the Forestry and Forest Products Research Institute (Hachioji City, Tokyo Metropolis). Transect counts were performed twice a month from April to November for a 5-year period from 2003 to 2007. Forty-two to 46 species were recorded each year with a total of 59 species observed during the 5 years of the study. Species diversity indices varied from year to year, but were relatively high in comparison with similar studies. The mean density of all species taken together was rather low every year. Forest species that used to be common in the coppice woods of the Tokyo suburbs were not abundant. *Zizeeria maha argia* was the most numerous species and predominated in open habitats. *Narathura japonica* and *Mycalesis francisca perdiccas* were abundant in forested areas, whereas *Eurema mandarina* and *Pieris melete* were abundant in both open and forest habitats. Population levels of *Parnara guttata*, *N. japonica*, *Z. maha*, *M. francisca*, *Lethe diana* and *Neope gochkevitschii* varied from year to year. The patterns of seasonal occurrence of 10 common species, and a multiple regression analysis of their abundance against cumulative temperature and precipitation, indicated that *N. japonica* and *Z. maha* were more numerous at high temperatures, and *M. francisca* and *L. diana* at low temperatures and high levels of precipitation. Indices for species diversity were low in 2004 and 2007 because of very high abundances of *Z. maha* and *N. japonica* in 2004, and of *Z. maha* in 2007. A series of *ER* ("existence ratio of environmental stage") indices indicated that the study area was at the "primitive stage" in 2005 and 2007, whereas an extraordinary *ER* pattern with a very high value of *ER_{ps}* was detected in 2003, 2004 and 2006. *EI* indices calculated for each year indicated an "average level" of the natural environment, whereas an *EI* index based on the combined data for all 5 years indicated a "rich" natural environment. Problems associated with measuring of these indices are discussed.

Keywords : butterfly assemblage, environmental assessment, transect census, biodiversity, climate

東京都八王子市の森林総合研究所多摩森林科学園で、2003 年から 2007 年まで 5 年間、4 月から 11 月まで毎月 2 回、トランセクト法によるチョウ類群集の調査を行った。記録された種数は各年 42~46 種、5 年間の合計では 59 種であり、多様度指数は比較的高い値を示したが、生息密度は概して低かった。最優占種はヤマトシジミで開放的な環境で見られ、高温年にはとくに個体数が多かった。森林環境に限ればコジャノメが優占種であり、高温年にはムラサキシジミの優占度も高かった。キタキチョウ、スジグロシロチョウは苗畠のような開放的な環境でも森林環境でも多かった。里山林的なチョウ類も記録されたが、ササ食のヒカゲチョウ類以外の個体数は概して少なかった。個体数上位種の季節消長パターン、および年間個体数を目的変数とし、積算温度と降水量を説明変数とする重回帰の結果から、ムラサキシジミとヤマトシジミは高い気温の下で増加する傾向が顕著なこと、コジャノメとクロヒカゲは低い気温と高い降水量の下で増加する傾向があることが示唆された。多様度指数は 2004 年と 2007 年に低下し、これは 2004 年にはヤマト

*Corresponding author : kazuma@ffpri.affrc.go.jp

シジミとムラサキシジミ、2007年にはヤマトシジミが増加してその占有率が非常に高かったことによる。ER指数は2005年と2007年には原始段階の自然環境を、2003年、2004年、2006年はそれよりもさらに原始段階が強調された異例のパターンを示し、現実と一致しなかった。各年別に計算したEI指数は「中自然」を示したが、5年分の記録種に基づくEI指数は「多自然」を示した。これらの環境評価指標の年次変動に関わる問題点についても論議した。

はじめに

地域の生物的自然環境を群集を対象として評価する指標としてチョウ類はよく選ばれ、またその有用性が認められている（山本、1988；石井、1993；中村、2003）。チョウ類群集の定量的調査法として通常採用されるのは一定ルートを巡回して目視同定により種ごとの遭遇個体数を記録するトランセクト法であり、近畿地方を中心で各地で実施された研究が多く、従来研究が少なかった関東地方でも事例が集積されつつある（森下、1967；日浦、1973、1976；巣瀬、1986、1993；田中、1988；石井ら、1991、1995；Kitahara and Fujii, 1994；今井、1995；山本、1996, 2007；吉田、1997, 2001；関谷、1998；Inoue, 2003；尾崎ら、2004；竹中ら、2004；吉田ら、2004；瀬田、2005, 2009；田下ら、2005；Nisinaka and Ishii, 2006, 2007；松本、2007, 2008；松本ら、2007；他）。

しかし、首都圏では森林環境での調査事例が少ないため、近年とくに問題となっている、里山林の放置や都市化に伴う林地の断片化などがチョウ類群集にどのように反映されるかを論議するための情報は多くない。これまで近畿地方における研究では、「日華区系」の森林性種は都市化に伴い衰退しやすいこと（日浦、1973；今井、1995），落葉広葉樹の里山林や照葉樹林は都市公園などに比べて多様度指数が高く、里山林は照葉樹林に比べ生息密度が高いこと（石井ら、1995）などが指摘されている。松本（2008）は薪炭林としての利用が停止して高林化した東京都多摩市の里山林でも多様度指数と生息密度は高いこと、しかし下層植生の管理の有無に関わらず、里山林を主な生息場所とするチョウ類の多くは生息密度が低いことを示した。また、松本（2007）は、高林齢の人工林と長期間遷移にまかされて常緑樹が高木層まで優占している天然林がある森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ類群集は、近畿地方の照葉樹林と同様、多様度指数は高いが生息密度が低いことを示し、これを森林の成熟、天然林の照葉樹林化の反映と考えている。

一方このような林相の変化を伴う長期的な変化とは別に、複数年の調査を行った巣瀬（1986, 1993）、竹中ら（2004）、松本（2008）は、対象としたチョウ類群集の多様度指数が年次により変化することを指摘し、山本（1996, 2007）は重回帰分析により、前年の多雨や当年の低い温度で多様度指数が高まることを指摘している。また松本（2008）は、田中（1988）の提案した環境評価指標であるER指数にも年次変化を認めている。松本

（2007）の多摩森林科学園における調査結果の報告は2003年から2005年までの3年間の調査結果の累計値に基づいて概略を述べたものであるが、本報告ではさらに2年分の調査結果を追加し、2003年から2007年までの調査結果を各年別にとりまとめ、植生環境の異なるトランセクト区間ごとの群集構造の年次変化、優占種の個体数および季節消長パターンの年次変化についての解析を行い、これらを基に多様度指数や環境評価指標が年によって変化するメカニズムについても検討する。

多摩森林科学園は東京都八王子市西部にあり、付属する森林は、江戸時代は天領、明治以後は宮内省所管を経て大正10年（1921年）に帝室林野管理局林業試験場となり、その後林野庁林業試験場、同庁森林総合研究所を経て現在の独立行政法人森林総合研究所に至るまで試験研究を目的に運営されて来た。チョウ類相に基づいた多摩森林科学園の環境の評価については、上記松本（2007）の2003～2005年の3年間の定量的調査に基づく報告のほかに、松本（2006）が生息種の目録を作成し、種構成からその特徴を定性的に考察して、東京都の里山で衰退しつつある種の多くが生息し、一部の山地性種も加わって豊かな自然を反映するチョウ相となっていることを報告している。

調査地と方法

1. 調査地

多摩森林科学園の総面積は57.1haで、その大部分は樹林に被われ、試験林（43.0ha）、樹木園（5.6ha）およびサクラ類の系統保存を目的としたサクラ保存林（6.0ha）がある（Fig.1）。試験林は人工林と天然林（二次林）に区分される。人工林で植栽面積が比較的大きい樹種にはイチョウ（*Ginkgo biloba* L.）、スギ（*Cryptomeria japonica* (L.f.) D. Don）、ヒノキ（*Chamaecyparis obtuse* (Sieb. et Zucc.) Endl.）、アカマツ（*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.）、テーダマツ（*Pinus taeda* L.）、ケヤキ（*Zelkova serrata* (Thunb.) Makino）、クヌギ（*Quercus acutissima* Carruthers）、コナラ（*Q. serrata* Thunb. ex Murray）、シラカシ（*Q. myrsinifolia* Blume）、オニグルミ（*Juglans mandshurica* Maxim. subsp. *sieboldiana* (Maxim.) Kitamura）、カツラ（*Cercidiphyllum japonicum* Sieb. et Zucc.）などがあり、ほかにも多くの樹種の小規模林分がある。人工林は大部分が大正から昭和初期の更新で、林冠の鬱閉度が高

く、最近刈払いを行っていないため低木層にアオキ (*Aucuba japonica* Thunb.)、ヒサカキ (*Eurya japonica* Thunb.)、ヤブツバキ (*Camellia japonica* L.)などの耐陰性の常緑低木やアラカシ (*Q. glauca* Thunb.)の幼樹が多い林分が過半である。幕末に植えられたヒノキ林は、天然更新によるモミ (*Abies firma* Sieb. et Zucc.)、アラカシ、スダジイ (*Castanopsis sieboldii* (Makino) Hatusima ex Yamazaki et Mashiba) が混じり、天然林と紛らわしい部分もある。天然林の高木層、亜高木層にもモミ、アラカシ、スダジイが多く、これらに混じってカヤ (*Torreya nucifera* (L.) Sieb. et Zucc.)、アカマツ、ウラジロガシ (*Q. salicina* Blume)、コナラ、ケヤキ、エノキ (*Celtis sinensis* Pers. var *japonica* (Planch.) Nakai)、ヤマザクラ (*Prunus jamasakura* Sieb. ex Koidz.)、イイギリ (*Idesia polycarpa* Maxim.)、ミズキ (*Swida controversa* (Hemsl.) Soják)、カラスザンショウ (*Zanthoxylum ailanthoides* Sieb. et Zucc.) などが点在している。高木層を構成する樹木は常緑樹が多いことに加えて高樹齢の大径木が主であるため林冠は鬱閉しており、亜高木層以下にもアラカシなど常緑樹が多い。このため林内は暗く、試験林区域内の比較的明るい環境は、わずかに一部の不成績林分と 2002~2003 年の冬に除伐・刈り払いを行った一部の落葉樹人工林、車両通行可能な作業用林道沿いなどに見られる程度である。

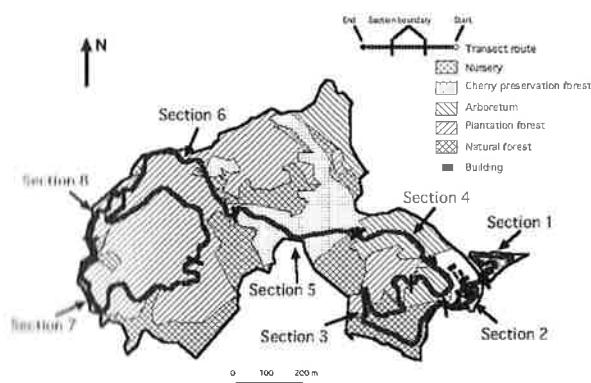


Fig.1 Sketch map of the Tama Forest Science Garden, showing forest types (or land uses) and the transect route used for monitoring butterflies. The route was divided into eight sections roughly representing different forest types and environments.

サクラ保存林は疎林的で明るく、毎年除草されているため低木層は発達せず、カラムシ (*Boehmeria japononivea* Koidz.)、ススキ (*Miscanthus sinensis* Anderss.)、など草本類が密生している。植えられたサクラ以外に造成時（1963~65 年）に伐り残された大径のカヤ、イロハモミジ (*Acer palmatum* Thunb.)、ミツ

デカエデ (*A. cissifolium* (Sieb. et Zucc.) K. Koch)、ケヤキ、アラカシ、イチイガシ (*Q. gilva* Blume)、カゴノキ (*Litsea coreana* Léveillé), ウワミズザクラ (*Prunus grayana* Maxim.)などの自生種も散在している。

樹木園は展示樹種や生育状態や植栽密度により状況が異なり、概して木が大きく暗い所が多いが、明るく草本類が多い所も混在する。樹下に被陰された所では草本層の発達が悪く、所によりジャノヒゲ (*Ophiopogon japonicus* (L.f.) Ker-Gawler)、チヂミザサ (*Oplismenus undulatifolius* (Arduino) Roem. et Schult.)、フユイチゴ (*Rubus buergeri* Miq.)などがあるが、明るい箇所ではカラムシが多い。樹木園も毎年除草されているため植栽木以外の低木は見られない。苗畠は高木がほとんどない開放的な空間であり、庁舎周辺は樹木の植え込みと芝生の庭園と建築物が混在している。

2. 野外調査法

Fig.1 に示すような全長 4.2 km の固定ルートを設定し、環境に応じて 8 区間に細分した。すなわち、高木がほとんどない苗畠内の 0.24 km を第 1 区、芝、庭園樹、建造物が混在する庁舎周辺の 0.22 km を第 2 区、主に天然林、一部幕末期に植えられたヒノキ林を通る試験林内の 0.77 km を第 3 区、樹木園内の 0.57 km を第 4 区、サクラ保存林内の 0.44 km を第 5 区、試験林の車両が通れる林道沿い 0.89 km を第 6 区、試験林の小径が天然林とヒノキ、ホオノキ (*Magnolia obovata* Thunb.) その他の小規模人工林内を通り 0.78 km を第 7 区、試験林の、ドイツトウヒ (*Picea abies* (L.) Karsten) 人工林であったが雪害のため立木数が少なく高茎草原状の不成績林分とクヌギ、コナラの林を通る 0.33 km を第 8 区とし、多摩森林科学園の主要な環境全てを通り、試験林では天然林部分と人工林部分を通るように配慮した。

2003 年~2007 年の 4 月~11 月に毎月 2 回（各月の前半と後半）、なるべく半月程度の間隔を置き、晴天または薄曇りで風の強くない日を選び、9 時から 15 時の間に調査を行った。ただし 4 月、11 月は気温の低い 9 時~10 時、7 月、8 月は気温の高い 13 時~15 時を避けた。ルートを約 2 時間かけて歩いて前方および左右約 5 m 以内に出現したチョウ類を目視同定して記録したが、必要に応じ捕獲して種名を確認した。

3. 群集構造・種多様性の解析法

得られたデータを全ルート分および区間ごとに集計し、種数、種別個体数、総個体数をそれぞれ計算した。種別個体数と総個体数を 1 センサス 1 km あたりに換算して生息密度とした。

記録されたチョウ類を田中（1988）に従い森林性種と草原性種に分類した。種多様度の評価指数として Simpson (1949) の指数 λ に基づく多様度指数

$D=1 - \lambda$ と Pielou (1969) の均衡度指数 J' を計算した。ただし、

$$\lambda = \frac{\sum N_i(N_i - 1)}{N(N-1)},$$

$$J' = \sum \left\{ \left(\frac{N_i}{N} \right) \ln_s \left(\frac{N_i}{N} \right) \right\},$$

N_i は種 i の個体数、 N は全種の個体数の合計、 S は合計種数である。チョウ類群集から見た環境の豊かさを示す環境評価指標として田中 (1988) の環境存在比 (ER) と巣瀬 (1993) の EI 指数を計算した。ただし、

$$ER = \frac{\sum X_i \cdot N_i \cdot I_i}{\sum N_i \cdot I_i},$$

$$EI = \sum x_i,$$

X_i は原始段階 (ps), 非定住利用段階 (as), 農村段階 (rs), 都市段階 (us) の4つに分けられる環境階級それぞれにおける種 i の生息分布度、 I_i は種 i の環境指標値で、いずれも田中 (1988) の定める値を用いる。

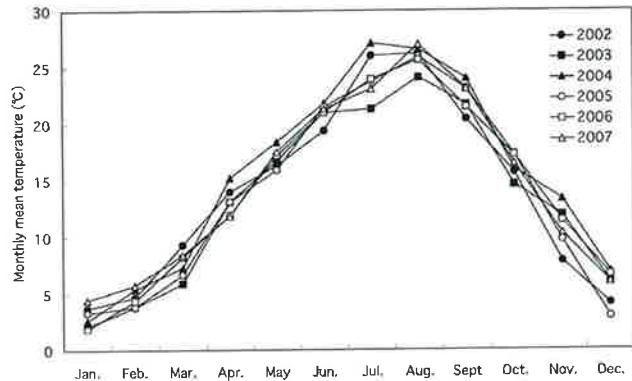


Fig.2 Monthly mean temperature measured at the Tama Forest Science Garden, 2002–2007.

また x_i は巣瀬 (1998) の定める種 i の環境指標値である。

4. 主要種の個体数変動および気象データとの重回帰分析

チョウ類の発生状況に影響すると考えられる気象条件について、多摩森林科学園 (2004, 2005, 2006, 2007, 2008a, 2008b) により調査開始前年の2002年と調査期間中に観測された気象データを参照した。各月の平均気温を Fig.2 に、降水量を Fig.3 に示す。また、各年の2月1日から11月30日までの積算温度と同期間の総降水量を計算し Table 1 に示す。ただし、積算温度は日平均気温から鱗翅目幼虫のおよその発育零点である10°C (桐谷, 1997) を差し引いた値の積算値として計算した。

各年の気温と降水量の概略は以下の通りである：2002年は7月と8月の気温が高かったが、6月と9月の気温は比較的低いなど、気温の変化の大きい年であり、また夏の降水量が比較的多かった。2003年の夏は雨が多く、7月と8月の気温が低い冷夏の年であった。2004年は春～夏の気温が高かった。とくに7月と8月は気温が高く、また少雨傾向であった。同年10月の降水量の急増は大型台風による。2005年は概ね中庸の気温と降水量であった。2006年はやや低温多雨の傾向があった。2007年は1～3月の気温が高く、4～7月は低温となった後、8月には気温が高く、後半が暑い夏となって変化が大きかった。また同年の8月はかなりの少雨でもあった。

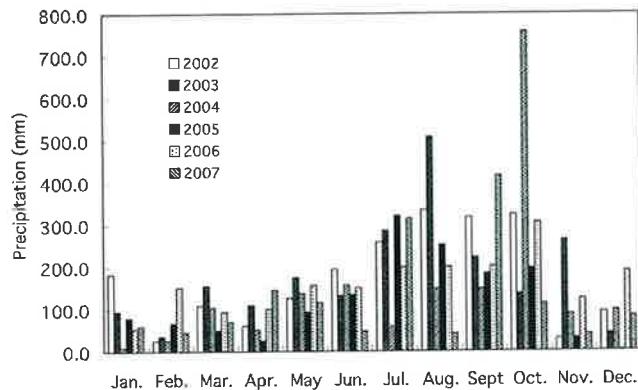


Fig.3 Monthly precipitation measured at the Tama Forest Science Garden, 2002–2007.

Table 1 Cumulative temperature (in degree days; DD) and cumulative precipitation (in mm) at the Tama Forest Science Garden for February through November, 2002–2007.

	Cumulative temperature (DD)	Cumulative precipitation (mm)
2002	2112.8	1960.5
2003	2004.9	2116.3
2004	2559.4	1680.2
2005	2199.5	1427.0
2006	2213.8	1732.0
2007	2227.8	1404.5

結 果

1. 生息密度と種構成

確認された種数は2003年が42種、2004年が42種、2005年が46種、2006年が46種、2007年が42種で、年による差は少なく、5年間の累計では59種となった（Table 4）。記録された総個体数は2003年が467個体、2004年が785個体、2005年が585個体、2006年が649個体、2007年が507個体で、やや変動が大きかった（Table 2）。

最も個体数が多かった種は5年間ともヤマトシジミで、全体の20~39%を占めた。2位以下の順位は年にによって異なったが、スジグロシロチョウ、キタキチヨウ

の2種が5年とも5位以内に含まれ、コジャノメとムラサキシジミも5年間の内それぞれ4年および3年5位以内となり、他にイチモンジセセリ、テングチョウ、ヒメウラナミジャノメ、クロヒカゲ、サトキマダラヒカゲが1年だけ5位以内になった（Table 3）。

5年間の合計に基づく個体数上位5種はヤマトシジミ、キタキチヨウ、ムラサキシジミ、スジグロシロチョウ、コジャノメの順であり（Table 3），以下10位までには、ヒメキマダラセセリ（全体の2.94%）、ヒメウラナミジャノメ（2.87%）、イチモンジセセリ（2.71%）、クロヒカゲ（2.21%）、サトキマダラヒカゲ（2.17%）の順であった。里山を特徴づけるコナラ属落葉樹を食樹とする種では、ミヤマセセリが5年間で21個体（全体の0.70%；26位）と比較的多かった以外は、ミズイロオナ

Table 3 Five dominant species in the butterfly assemblage of the Tama Forest Science Garden in 2003–2007.
Percentage occupancy for each species was also shown in parentheses

Rank	2003 Species	2004 Species	2005 Species	2006 Species	2007 Species	2003–2007 Species
1	<i>Z. maha</i> (21.4%)	<i>Z. maha</i> (32.4%)	<i>Z. maha</i> (34.5%)	<i>Z. maha</i> (20.3%)	<i>Z. maha</i> (38.5%)	<i>Z. maha</i> (29.5%)
2	<i>M. francisca</i> (11.6%)	<i>N. japonica</i> (20.5%)	<i>E. mandarina</i> (8.6%)	<i>E. mandarina</i> (12.0%)	<i>E. mandarina</i> (9.7%)	<i>E. mandarina</i> (9.1%)
3	<i>E. mandarina</i> (9.2%)	<i>P. melete</i> (8.4%)	<i>N. japonica</i> (5.8%)	<i>M. francisca</i> (10.9%)	<i>P. melete</i> (7.7%)	<i>N. japonica</i> (8.2%)
4	<i>P. melete</i> (7.9%)	<i>E. mandarina</i> (6.5%)	<i>L. lepita</i> (5.0%)	<i>P. melete</i> (10.0%)	<i>M. francisca</i> (6.9%)	<i>P. melete</i> (7.9%)
5	<i>L. diana</i> (6.0%)	<i>M. francisca</i> (4.1%)	<i>P. melete</i> (4.8%)	<i>Y. argus</i> (4.2%)	<i>N. japonica</i> (3.9%)	<i>M. francisca</i> (6.9%)
	<i>N. goschkevitschii</i> (6.0%)			<i>P. guttata</i> (4.2%)		

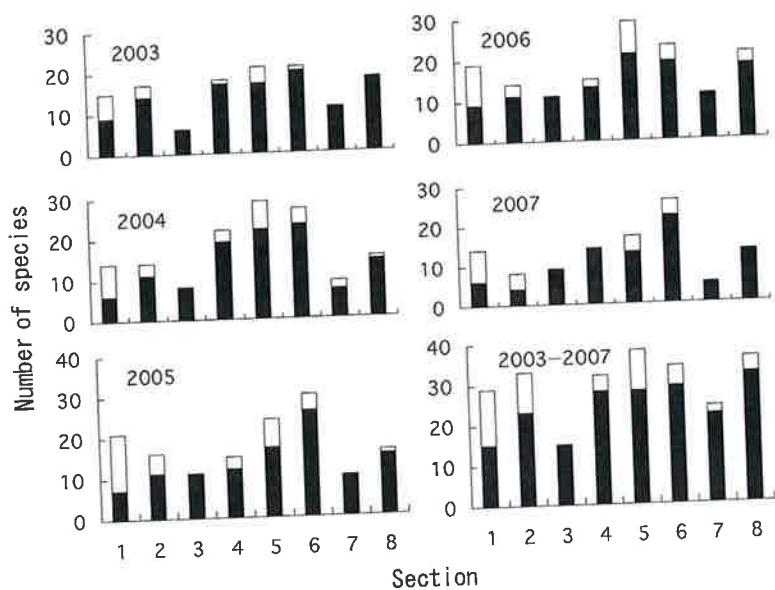


Fig.4 Number of butterfly species observed in the eight sections of the transect route in the Tama Forest Science Garden, 2003–2007. Solid and open sections of the column indicate forest species and grassland species, respectively.

ガシジミが6個体(0.20%；40位), アカシジミが2個体(0.07%；49位)と少なく, ウラナミアカシジミ *Japonica saepestriata* (Hewitson) とオオミドリシジミ *Favonius orientalis* (Murray) は生息していることが確認されているが(松本, 2006), 5年間のトランセクト調査では記録されなかった。クヌギ・コナラの樹液に集まる種では、上述のコジャノメ, クロヒカゲ, サトキマダラヒカゲ以外には、ヒカゲチョウが56個体(1.9%；12位), ルリタテハが20個体(0.68%；28位)と比較的多かった他は、スミナガシ5個体(0.17%；42位), オオムラサキ7個体(0.23%；39位), ゴマダラチョウとヒオドシチョウ各1個体(0.03%；53位)など個体数は少なかった。

5年間に記録された種を生息場所選好性で分類すると、森林性種が44種、草原性種が14種であった。**Fig.4**に示すように区間ごとの種構成は、開放的な環境の区間と閉鎖的な森林環境の区間とで顕著な対比が見られた。開放的な環境の第1区間、第2区間、第5区間ではイチモンジセセリ、モンキチョウ、モンシロチョウ、ベニシジミ、ヤマトシジミ、キタテハなどの草原性種の個数が比較的多かった。第1区間では森林性種が少なかったが、第5区間ではヒメキマダラセセリ、ウラギンシジミ、テングチョウ、ミドリヒヨウモン、メスグロヒヨウモンなどを含む森林性種の種数も多いため総種数は多かった。第4区間、第6区間、第8区間では森林性種が1つで草原性種の種数はわずかであった。第8区間では、上記のコナラ属落葉樹を食樹とする種や樹液に集まる種が集中的に記録された。鬱閉度の高い森林環境の第3区

間では森林性種のみが見られ、種数も少なかった。同様に閉鎖的な箇所が多い第7区間も草原性種はほとんど認められず、種数もやや少なかった。

Fig.5に示すように生息密度は開放空間の多い第1区間と第2区間および疎林的環境の第5区間では、草原性種の個体数が多いことにより高く、高茎草原状の不績林分やクヌギ林を伴う第8区間では森林性種の個体数が多いことにより比較的高かったが、閉鎖的な森林環境の他の区間の生息密度はより低く、とくに第3区間と第7区間では非常に低かった。この傾向は5年間基本的に変わらなかった。

第1区間、第2区間、第5区間では第1位の優占種は草原性種のヤマトシジミで、同種の全個体の96%(5年分累計値)がこの3つの区間で記録された。ヤマトシジミ以外の草原性種は個体数が少なく、この3区間以外にはほとんど出現していない。スジグロシロチョウとキタキチョウは森林性とされる種であるが、第3区間と第7区間を除く全ての区間で多かった。第3区間、第6区間、第7区間、第8区間ではムラサキシジミが第1位の優占種であった。第4区間ではコジャノメが第1位で、コジャノメは第3区間、第6区間、第7区間、第8区間でも比較的多かった。また第3区間、第4区間、第5区間、第6区間、第7区間、第8区間ではヒカゲチョウ、クロヒカゲ、ダイミョウセセリも比較的多かった。第3区間と第7区間の暗い林内ではこの他にアオスジアゲハ、クロアゲハ、モンキアゲハ、カラスアゲハ、アサギマダラなどが見られたが個体数はごく少なかった。

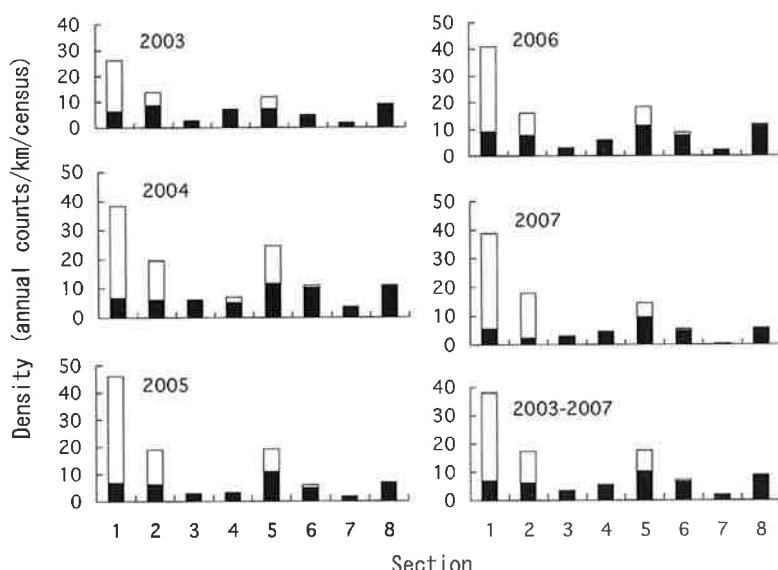


Fig.6 Density (counts/km/census) of butterflies observed in the eight sections of the transect route in the Tama Forest Science Garden, 2003–2007. Solid and open parts of the column indicate forest species and grassland species, respectively.

2. 優占種の個体数の変動

5年間の合計個体数上位10種の季節消長（Fig.6）と年間個体数の変動（Fig.7）の概略は以下の通りである。

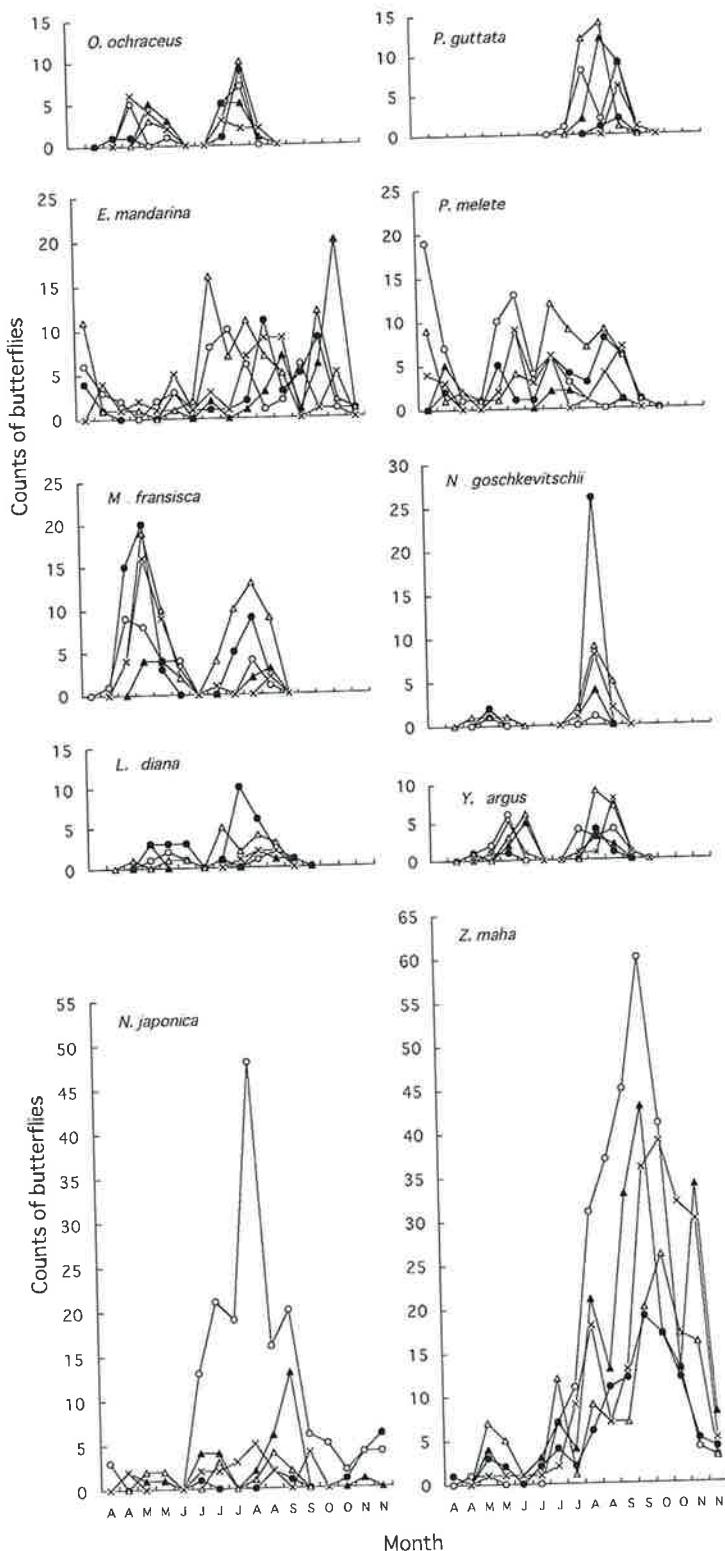


Fig.6 Seasonal changes in the counts of 10 dominant butterfly species in the Tama Forest Science Garden, 2003–2007.

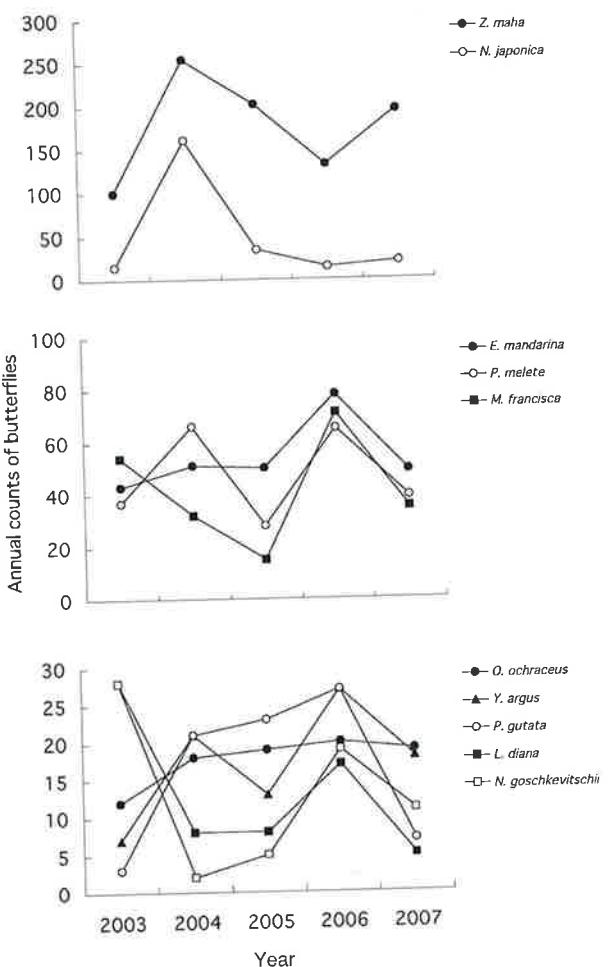


Fig.7 Changes in the annual counts of 10 dominant butterfly species during 2003–2007. Note different scaling of the ordinates for the three graphs due to variation in population levels among the species.

- 1) ヒメキマダラセセリ：年2化で、第1化が5～6月、第2化が8月に出現し、ほとんどの年で第1化より第2化の個体数が多かったが、2007年のみ第1化の個体数が第2化を上回った。2003年と2006年は第1化の個体数が比較的少なかったが、第2化の個体数が多くなった。2005年と2007年は第1化の個体数が比較的多かったが、第2化の個体数が少なくなった。年間個体数の変動は少なく、2006年が最多、2003年が最少で、変動幅は1.7倍であった。
- 2) イチモンジセセリ：一般に年3化であることが知られているが（中筋, 1988）、トランセクト調査で本種が発見されるのは、ほとんどが8月の2回目のセンサス以降であり、第1化（越冬世代）成虫は全く発見されていない。出現時期や個体数の年次変動が大きく、2003年と2007年は9月以降に第3化と見られる成虫少数が見られただけであったが、他の年

には8月から比較的多数が見られ、年間個体数は2006年が最多、2003年が最少で、変動幅は9.0倍であった。

- 3) キタキチョウ：ピークが年によってずれたり不明瞭になったりすることもあるが、初夏に第1化、盛夏に第2化、初秋に第3化、10月以降に第4化の越冬世代が出現することがグラフから示唆される。単純に増加するのではなく、4～5月に見られる越冬成虫よりもその子世代の第1化がさらに少ない傾向がある。第1化的ピークはとくに不明瞭であるが、最初の夏型世代なので調査時には季節型によって越冬世代と識別できる。また第2化以降のどの世代が最も多くなるかは年により一定しなかった。年間個体数は2006年が最多、2003年が最少で、変動幅は1.8倍であった。
- 4) スジグロシロチョウ：毎年ほぼ同じ時期に4つのピークが現れ、年4化であることがわかる。本種も個体数が多くなる時期が年によって異なり、とくに2003年は第1化（越冬世代）が最も少なく、世代を重ねながら徐々に増加したのに対し、2004年は第1化が最も多く、世代ごとに減少して全く逆の消長パターンを示した。年間個体数は2004年が最多、2005年が最少で、変動幅は2.4倍であった。
- 5) ムラサキシジミ：化数は消長曲線からは明瞭ではない。春に出現する越冬成虫が少なく、春から夏にかけて増加した。2004年の夏には著しく増加したが、他の年にはこのような顕著な増加は見られなかった。年間個体数は2004年が最多、2006年が最少で、変動幅は11.5倍であった。
- 6) ヤマトシジミ：化数は消長曲線からは明瞭ではない。春に出現する越冬世代が少なく、春から秋にかけて増加し、9月または10月に個体数の最大のピークが現れた。2004年の増加が顕著で2005年と2007年も比較的大きな増加が見られたが、2003年、2006年はあまり増加しなかった。年間個体数は2004年の254個体が最多、2003年の100個体が最少で、変動幅は2.5倍であった。
- 7) コジャノメ：年2化で、第1化が5～6月、第2化が7月後半ないし8月前半から9月前半に出現し、年間一貫して第1化的個体数が第2化より多かった。2003年と2006年は第1化、第2化とともに多かったが、2007年は第1化が多かったものの第2化は少なく、2004年と2005年は第1化、第2化とも少なかった。年間個体数は2006年が最多、2005年が最少で、変動幅は5.0倍であった。
- 8) ヒメウラナミジャノメ：年2化で、第1化が5～6月、第2化が8～9月に出現し、2007年には第1化と第2化がほぼ同数であった他は毎年第2化の個体数が第1化の個体数を上回った。年間個体数は

2006年が最多、2003年が最少で、変動幅は3.9倍であった。

- 9) クロヒカゲ：ほぼ年2化で、第1化が5～6月、第2化が7月後半から9月前半に出現し、部分的な第3化と思われる新鮮な個体が9月に少数見られることがある。毎年第1化より第2化の個体数が多く、とくに2003年と2006年は多かったが、2004年、2005年、2007年は比較的少なかった。2007年には第1化的個体が全く発見されなかつた。年間個体数は2003年が最多、2007年が最少で、変動幅は5.6倍であった。
- 10) サトキマダラヒカゲ：年2化で、第1化が5月、第2化が8月を中心に出現する。第1化的個体数は毎年少なく、2005年と2007年は全く発見されなかつた。第2化は通常第1化より多いが、その個体数には年格差が大きく、2003年は非常に多く、2006年と2007年も比較的多かったが、2004年はごく少なかった。年間個体数は2003年が最多、2004年が最少で、変動幅は14.0倍であった。

以上10種について、それぞれの年間個体数(N)と当年積算温度(Tc)、前年積算温度(Tp)、当年降水量(Pc)、前年降水量(Pp)との重回帰の結果、6種について以下の通り有意な回帰が得られた。

- 1) キタキチョウ： $N=0.0580Tc+0.0318Pc-0.0657Pp-11.96$ ($p<0.05, r^{**2}=0.9912$)
当年の高い積算温度と高い降水量および前年の低い降水量で増加することが示唆された。
- 2) ムラサキシジミ： $N=0.2366Tc+0.0996Pp-658.94$ ($p<0.05, r^2=0.9331$)
当年の高い積算温度と前年の高い降水量で増加し、とくに当年の積算温度の影響が大きいことが示唆された。本種の個体数は積算温度のみとの単回帰も有意であった ($N=0.2857Tc-591.51, p<0.05, r^2=0.8156$)。
- 3) ヤマトシジミ： $N=0.2669Tc-421.63$ ($p=0.05, r^2=0.7676$)
当年の高い積算温度で増加し、その影響が大きいことが示唆された。
- 4) ヒメウラナミジャノメ： $N=0.0299Tc-0.0175Tp-0.0285Pp-39.84$ ($p<0.05, r^{**2}=0.9962$)
当年の高い積算温度で増加し、前年の高い積算温度と高い降水量で減少することが示唆されたが、2003年に少なかったもののその後の個体数の年次変動は小さい。
- 5) コジャノメ： $N=-0.0700Tp+0.0405Pc-0.0732Pp-259.33$ ($p<0.05, r^{**2}=0.9990$)
当年の高い降水量で増加し、前年の高い積算温度と高い降水量で減少することが示唆された。
- 6) クロヒカゲ： $N=-0.0159Tc+0.0264Pc+4.71$ ($p<0.05,$

$r^{*2}=0.9664$

当年の高い積算温度で減少し、当年の高い降水量で増加することが示唆された。

ヒメキマダラセセリ、スジグロシロチョウ、イチモンジセセリ、サトキマダラヒカゲでは、有意な回帰は得られなかった。

3. 多様度指数と環境評価指数

種多様度を表す2つの指数はいずれも2003年に最も高く、 D は2007年に J' は2004年に最も低かった(表4)。多様度指数に影響すると考えられる個体数上位5種の年間個体数と D および J' との相関係数を計算したところ、ヤマトシジミの年間個体数は両指標と有意な負の相関が見られた(表5)。統計的に有意ではないが、比較的高い相関係数が得られたムラサキシジミの年間個体数も D および J' とは逆の年次変化を示し、同様に比較的高い相関係数が得られたコジャノメの年間個体数は D と J' の変化と似た変化を示した。

EI 指標は、単年度ごとの記録種に基づくと2003年が89、2004年が91、2005年94、2006年が96、2007年が96で年次変化は少なく、いずれも農村・人里に相当する「中自然」の上位と判定された。しかし、5年間に

記録された合計59種に基づく EI 指標は122で良好な林や草原に相当する「多自然」と判定された(表4)。

ER 指標は、いずれの年も ER_{as} (非定住利用段階の環境存在比)が最も高く、次いで ER_{ps} (原始段階の環境存在比)、 ER_{rs} (農村段階の環境存在比)、 ER_{us} (都市段階の環境存在比)の順で低下した(図8)。田中(1988)の類型によれば最も自然度が高い「原始段階」の典型とされるのは $ER_{as} >> ER_{ps} > ER_{rs} > ER_{us}$ で、2005年と2007年の結果はほぼこれに相当するが、 ER_{ps} の値が大きいため ER_{as} との差が小さく ER_{rs} との差が大きく、2003年、2004年、2006年は ER_{as} と ER_{ps} の差がかなり小さいため、田中の提示したどの類型にも当てはまらない。そこで、2003年、2004年、2006年に高い ER_{ps} をもたらした種を特定するため、 ER_{ps} の分子部分の $X_i \cdot N_i \cdot I_i$ の値のとくに大きい上位3種を年ごとに識別して表6に示した。2003年と2006年にこの値が大きく、 ER_{ps} を押し上げるのに最も貢献しているのはコジャノメ、次いでクロヒカゲであり、2004年はムラサキシジミの貢献が最大で次いでコジャノメであった。3年とも最上位種の値が1000を超え、分子部分のほぼ1/3を占めている。また、2003年と2004年は第2位種の値も500以上でかなり大きい。これに対し2005年と2007年はこれら3種の個体数は比較的少なく、他に ER_{ps} を

表4 Number of species recorded, Simpson's index of diversity ($D = 1 - \lambda$) , Pielou's evenness component diversity (J') and sunose's environmental index (EI) for the butterfly assemblage of the Tama Forest Science Garden, 2003–2007.

	2003	2004	2005	2006	2007	2003–2007
No. of species	42	42	46	46	42	59
Simpson D	0.914	0.838	0.860	0.913	0.826	0.881
Pielou J'	0.795	0.664	0.742	0.770	0.676	0.704
Sunose EI	89	91	94	96	96	122

表5 Correlation coefficient between annual counts for five dominant species and indices of diversity (Simpson's $D = 1 - \lambda$ and Pielow's J').

	<i>E. mandarina</i>	<i>P. melete</i>	<i>N. japonica</i>	<i>Z. maha</i>	<i>M. francisca</i>
Simpson's D	0.4030	0.0946	-0.4953	-0.8772*	0.7515
Pielou's J'	0.2106	-0.2451	-0.6608	-0.8968**	0.5345

* : $p = 0.05$

** : $p < 0.05$

表6 Products of habitat preference (X_i) for primitive stage, number of individuals (N_i) and indicator value (I_i) for three major species as components of numerator of ER_{ps} . Total sum of the products for whole species and percentage of each product in terms of the total were also shown.

Species	2003		2004		2005		2006		2007		
	$X_i \cdot N_i \cdot I_i$	%	$X_i \cdot N_i \cdot I_i$	%	$X_i \cdot N_i \cdot I_i$	%	$X_i \cdot N_i \cdot I_i$	%	$X_i \cdot N_i \cdot I_i$	%	
<i>M. francisca</i>	1134	34.9	<i>N. japonica</i>	1610	37.2	<i>Z. maha</i>	404	14.7	<i>M. francisca</i>	1491	38.3
<i>L. diana</i>	504	15.5	<i>M. francisca</i>	672	15.5	<i>N. japonica</i>	340	12.4	<i>L. diana</i>	306	7.9
<i>Z. maha</i>	200	6.2	<i>Z. maha</i>	508	11.8	<i>M. francisca</i>	315	11.5	<i>Z. maha</i>	268	6.8
Whole species	3247	100.0	Whole species	4323	100.0	Whole species	2748	100.0	Whole species	4323	100.0

高めている突出した種はいなかった。

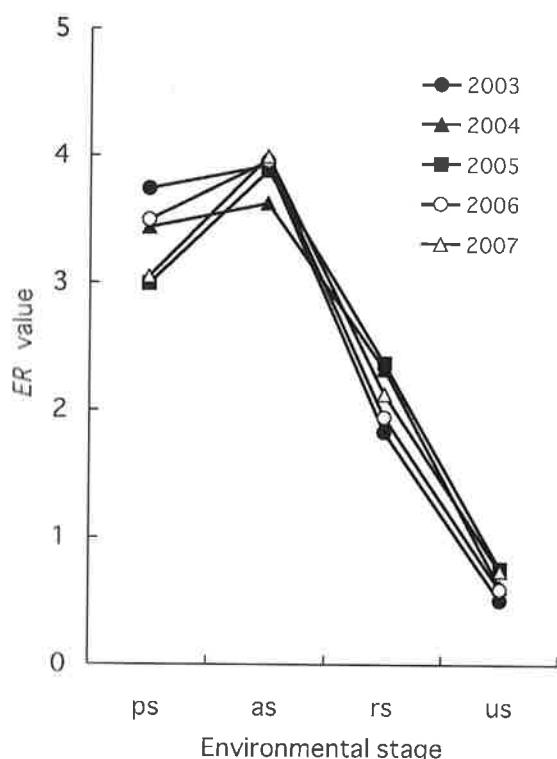


Fig.8 Diagram showing the environmental existence ratio (ER) of butterflies observed in the Tama Forest Science Garden, 2003–2007. ER values for primitive stage (ps), afforested stage (as), rural stage (rs) and urban stage (us) are plotted.

考察

1. 優占種と里山的な種の生息状況

本研究で最優占種となったヤマトシジミは、住宅地、都市公園、河川敷、谷戸の休耕地などのチョウ類群集を対象とした他の研究でも個体数上位種として記録されている（石井ら, 1991；吉田, 1997, 2001；瀬田, 2005；横木ら, 2007）。ヤマトシジミは草原性種であるが、多摩森林科学園では他の草原性種が開放的な環境に限定されていて個体数も少ないのでに対し、本種は林道沿いに試験林内の第6区間まで侵入している。また毎年夏の著しい増加に見られるように高い増殖能力もある。増殖・植民能力の高さが様々な環境で優占種となる背景にあると見るべきであろう。

キタキラチョウとスジグロシロチョウは、田中（1988）の分類では森林性とされているが、苗畠のように比較的開放的な場所にも多く、生息環境の範囲が比較的広いようである。Ohsaki (1979) はスジグロシロチョウのヒッチ幅が同属の他種より広いことを指摘している。キ

タキチョウは都市環境や河川敷においても個体数上位種として記録されている（吉田, 1997, 2001, 2004）。

ムラサキシジミとコジャノメはともに純粋な森林性種で、ムラサキシジミは常緑のカシ類を寄主とし、越冬前後は日溜まりに現れるが、高温期には樹陰にいることが多い。コジャノメは林床性の単子葉草本に依存し、樹陰や林床で見られる。この2種が個体数上位種として記録されたのは、林齢が高く暗い森林の多い多摩森林科学園が生息に好適な状態にあることを示唆している。

しかし、他の森林性種の多くは低密度であり、その理由も多摩森林科学園に暗い森林が多いことであろう。里山林を主な生息の場とする種としてミヤマセセリ、コチャバネセセリ、アオバセセリ *Choaspes benjaminii japonica* (Murray), ホソバセセリ、ヒメキマダラセセリ、カラスアゲハ、コツバメ、トラフシジミ、アカシジミ、ウラナミアカシジミ、ミズイロオナガシジミ、オオミドリシジミ、ゴイシシジミ、クロヒカゲ、ヒカゲチョウ、サトキマダラヒカゲ、ミドリヒヨウモン、メスグロヒヨウモン、ミスジチョウ、コミスジ、オオムラサキ、ゴマダラチョウ、スミナガシ、ヒオドシチョウ、ルリタテハなどが多摩森林科学園に生息していることが松本（2006）により確認されているが、これらの多くは比較的明るい落葉広葉樹林に多い種である。暗い林にも生息できるクロヒカゲやヒカゲチョウを別にすると、今回の調査では、その生息密度は概して低く、アオバセセリ、ウラナミアカシジミ、オオミドリシジミは5年間のトランセクト調査を通じて全く記録されなかった。

第8区間は里山林の主要樹種であるクヌギとコナラの林分があり、クヌギ林は2002～2003年の冬に除伐・刈り払いが行われた上、隣には高茎草原状の造林不成績林分があるため多摩森林科学園の森林としては例外的に明るい。また、クヌギ林では毎年2～4本の木から樹液が出る。オオムラサキ、ミズイロオナガシジミ、サトキマダラヒカゲなど里山的な種がこの区間で見られるのは、小規模ながらこのような条件が揃っているからであろう。

2. 種数・多様性と生息密度

松本（2008）は、雑木林が過半を占める東京都多摩市の森林総合研究所多摩試験地と都立桜ヶ丘公園のチョウ類群集の調査を2003年から2005年まで行って、多様度指数と生息密度がともに高く、里山的なチョウ類群集であることを報告している。同じ年に得られた多摩森林科学園のチョウ類群集の多様度指数（D および J'）は多摩市の両地の値をやや上回っている（Fig.9）。これは多摩森林科学園における自然度の高さに加え、多摩市には生息しない山地性種（ウスバシロチョウ、スギタニルリシジミ、サカハチチョウなど）が加わることにより種数が多いことにもよっていよう。しかし、多摩森林科学園では生息密度が低い（Fig.9）。このような低い生息密度

と高い多様度指数で特徴付けられるチョウ類群集は照葉樹林的であり（石井ら, 1995），高齢林分が多く林内が暗いこと，天然林は実際に照葉樹が多くなっていることを反映しているとみなせる。また，多摩森林科学園全体の生息種数は多いとはいえ，天然林と高齢人工林を通る第3区，第7区で記録された種数は少ない。

1964年に行われた林ら（1965）の植生調査によれば，試験林の天然林部分にはモミ林，アカマツ林，カシ・シイ林が区別され，この段階ですでにモミおよびアカマツ林の亜高木層にはアラカシが優占していた。アカマツは

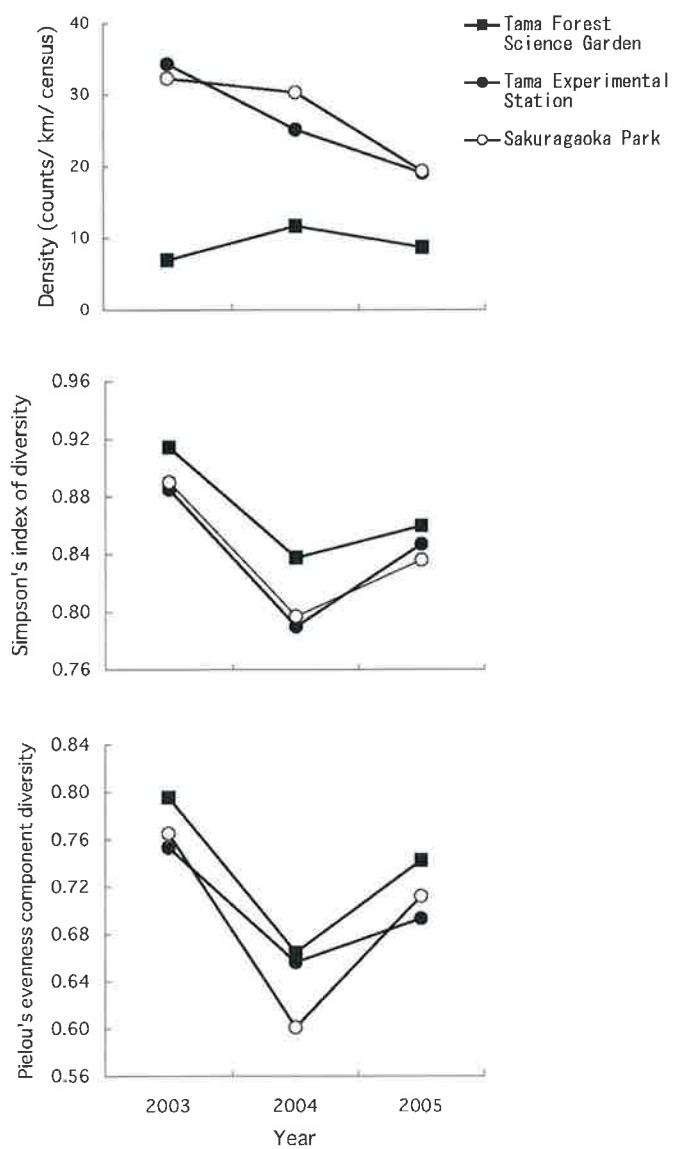


Fig.9 Comparison of density (counts/km/census), Simpson's index of diversity (D), and Pielou's evenness component diversity (J') for butterfly assemblages in the Tama Forest Science Garden, 2003–2005, with those obtained from the Tama Experimental Station and Sakuragaoka Park in the same years by Matsumoto (2008).

その後マツノザイセンチュウ病により大量に枯死し，モミも大発生したハラアカマイマイ (*Lymantria fumida* Butler) の食害の影響を受けて減少し，1985年から1991年に行われた豊田・谷本（2000）の調査では天然林全体でアラカシとスダジイが高木層に優占するようになっている。関東地方に見られるクヌギ・コナラ等の落葉樹の里山林は二次林であり，放置すれば植生遷移の結果照葉樹林に移行するとされているが（守山, 1988），多摩森林科学園の天然林は，薪炭林の管理放棄が一般化する1960年代よりだいぶ以前から遷移に任されて来たため，周辺の里山林に先駆けてすでに照葉樹林に移行した状態にあると考えられる。天然林を含む第3区間や第7区間のチョウ類の種数が少なく生息密度が低い生息状況は，東京近郊の里山林の照葉樹林化が進行すればチョウ相は貧弱になることを示す先例ともいえる。

Inoue (2003) は，茨城県北部の冷温帯の里山地帯でチョウ類群集を調査し，50年生以上の高齢二次林は，原生林に生息する種や希少種などを含む落葉樹林のチョウ類の refuge を提供するとしている。しかし現在の東京近郊の低地においてコナラ属落葉樹を主体とする暖温帯の里山林が長期間放置されて照葉樹林に移行した場合には，これを refuge として利用するようなチョウ類はあまり分布していない。また東京近郊には照葉樹林の植物が豊富ではないので，照葉樹林化した場合にチョウ類にとって利用可能な植物も限られる（例えば西南日本の照葉樹林でスミナガシとアオバセセリの寄主植物となっているヤマビワ (*Meliosma rigida* Sieb. et Zucc.) は関東地方に自生していない）。

2. 個体数の季節消長と年次変動

森下（1967）は，京都市近郊西賀茂地域の多化性チョウ類の季節消長をその地理的分布型と関連させて論議し，地理的分布が北に寄った「北方型」の種は1年の前半に，南に寄った分布の「南方型」の種は1年の後半に個体数が多くなることを指摘した。日浦（1973）は，檍原市箸喰におけるチョウ類の調査結果でこの傾向を追認とともに重大な意味を持つ現象として重視している。

森下（1967）と日浦（1973）はともにこの現象が成立する理由については検討していないが，これは論理的に理解可能である。まず，南方型の種は温暖な気候に適応しており，高温期には高い増殖能力を発揮する結果，越冬前の個体数が多いが，冬の寒さに十分適応しきれていないため越冬中の死亡率が高く，春に現れる成虫は少ないのだと考えられる。いわば，南方型は高温期に増殖率を高め，越冬に入る個体数を多く生産することで個体群を維持していると考えられる。逆に北方型の種は寒冷な気候に適応しているため，越冬期の死亡率は比較的低く，春に出現する越冬世代の個体数は多いが，高温期に何らかの不利な要因が働き増殖が抑制されて，前半に最大ビ

ークを持つ季節消長パターンとなることが多いのである。北方型種であるモンシロチョウの高温期の増殖抑制要因として松澤（1954）は、食草であるアブラナ科蔬菜の栽培量の減少に加え、高温そのものもたらす生理的な抑制、捕食性・寄生性天敵や病気による死亡率の上昇を挙げている。

森下（1967）の分類に従えば、種の分布が北方型であるN型や南方型であるS型、種の分布は日本または東アジアに限定されるが同属の種は旧北区や全北区に分布し系統的に北方型とみなせるN'型、同様に同属が東洋区的や汎熱帯区に分布する系統的に南方型とみなせるS'型、日本からヒマラヤにかけての東アジアに限って分布し、南方型とも北方型とも判定できないH型が区別される。

多摩森林科学園の個体数上位10種の中には、森下（1967）によりN型とされている種ではなく、S型のキチヨウ（*E. hecabe L.*）とされたキタキチヨウは定義に従えばS'型であり、この他、イチモンジセセリ、ムラサキシジミ、ヤマトシジミ、コジャノメ、ヒメウラナミジヤノメ、クロヒカゲがS'型とされている。「キマダラヒカゲ」とされた種はサトキマダラヒカゲであることが確実であり、H型である。

ヒメキマダラセセリは森下（1967）、日浦（1973）ともに記録していないので分布型は定められていないが、定義に従えばN'型である（ただし同属で北方に分布する種はわずかである）。本種は第1化よりも第2化が多く、北方型の典型と一致しない。本種は個体数の年次変動幅が小さく、また第1化が少ない年には第2化が多く、第1化が多い年には第2化が少ない傾向があって、何らかの個体群調節機構が働いている可能性もうかがえるが、単純な気候との関係があるようには見えない。

S'型のイチモンジセセリは、センサスでは第1化（越冬世代）が記録されていないが、2化目以降は多数見られる年もあり、後半に多いという典型と基本的には一致している。近隣の埼玉県のイチモンジセセリの季節消長は、神奈川県・千葉県以南の越冬地から5～6月に越冬世代成虫が飛来し、7～8月に第2化（第1世代）、9～10月に第3化（第2世代）の成虫が出現するとされている（江村・内藤、1988）。多摩森林科学園ではごく少数の越冬世代（第1化）成虫が出現することが確かめられている（松本、2006），その個体数は極めて少ないと、また第2化成虫が出現しているはずの7月後半および8月前半のセンサスで発見される個体がほとんどないことがあり、8月後半に多数出現する成虫は他所の水田などで成長した第2化（第1世代）が侵入して来たものであろう。本種の個体数が不安定であるのは、このような侵入の起こり方が不安定であることによるものと考えられる。

スジグロシロチョウはN'型であるが、年によって消長パターンが一定せず、必ずしも1年の前半に最大ピークを持つことはなかった。また、気象データとの重回帰

分析でも有意な回帰は得られなかった。しかし、低温であった2003年と2006年の夏の個体数增加傾向、および高温であった2004年の夏の個体数減少傾向から、本種の増殖は低温条件では助長され、高温条件では抑制されることが示唆される。本種の第1化個体数は年ごとの変動が大きいが、これが2003年に少なかったことは2002年夏の高温により夏～秋にかけて個体数が減少し越冬世代個体数が少なかったこと、逆に2004年に多かったことは2003年夏の低温による越冬世代個体数の増加によると考えられる。

S'型のキタキチヨウの季節消長は、後半に多いという南方型の典型と一致するが、第2化以降の消長パターンは不安定で、どの世代が多くなるかは年により一定していないかった。本種の第1化が越冬成虫よりも少ないので、主な食樹であるネムノキ（*Albizia julibrissin Durazz.*）の新葉の展開が遅く、越冬世代が産卵する時期には稚樹以外は葉がなく、多摩森林科学園ではほかの食樹・食草（ヤマハギ *Lespedeza bicolor Turcz.* など）も少ないためではないかと考えられる。重回帰の結果、当年の高い積算温度で増加することが示唆され、高温による増加は季節消長の特徴とも整合する。ただし、同時に示唆された降水量の効果が前年と当年で逆になる点は理解しにくく、個体数の年次変化が比較的小さいことも考慮すれば、高い決定係数が示す強い説明力には大きな意味はないかもしれない。

S'型のムラサキシジミとヤマトシジミは重回帰によても高温年に増加することが示唆されている。この両種が2004年夏に著しく増加したことは、同年夏が猛暑であったことによって説明可能であろう。ヤマトシジミは2007年にも気温が高くなった8月を過ぎてから急激に増加したため年間総個体数が多くなったが、ムラサキシジミはこの年には顕著な増加を見せなかった。これは2007年4～7月の気温が低かったことと、ヤマトシジミの寄主であるカタバミ（*Oxalis corniculata L.*）の葉は晩秋まで利用可能なのに対し、8月以降はムラサキシジミの幼虫の食餌となるアラカシの新葉の展開が少ないため、ムラサキシジミは十分増殖の機会を得られなかつたことによると考えられる。

コジャノメはS'型でありながら季節消長は北方型的である。年次変動においても低温年に多く、高温年に少ない傾向がうかがえるが、重回帰の結果は当年よりも前年の高い積算温度で減少することが示唆されている。ただし、同時に示唆された降水量の効果が前年と当年で逆になる点は理解しにくい。1化目が2化目より多い季節消長は、森下（1967）と日浦（1973）の結果でも一致して認められる。日本など本種の北限地域の個体群は温帯域において照度の低い林床の低温条件に生息することから、低温に適応して北方型的な性格を持つようになったものではないだろうか。

ヒメウラナミジヤノメは第1化より第2化が多く、南方型の典型と一致した。ただし第1化と第2化の個体数差はあまり大きくはない。重回帰の結果は当年の高い積算温度での増加を示唆しているが、同時に前年の高い積算温度と高い降水量で減少することも示唆された。年間個体数は2003年に少なかったもののその後の個体数の年次変動は小さいので、温度の効果が前年と当年で逆になることとともに、高い決定係数が示す強い説明力にはあまり意味ないと考えられる。近畿地方における森下(1967)と日浦(1973)の結果では、本種の季節消長は北方型的であった。日浦はこれを、本種が東アジアの冷温帯に分布することと関係があると考えている。

クロヒカゲとサトキマダラヒカゲは第1化より第2化が多い点で南方型的である。しかし、年次変動を見ると、低温年に多く高温年に少ない傾向が認められる。クロヒカゲの重回帰の結果は、当年の低い積算温度と高い降水量で増加することを示している。降水量と積算温度は対象期間全体についてみれば共線性はないが、高温期に限れば、多雨は日照時間の減少による気温の低下を伴うので、夏が低温の年には夏の降水量も多い傾向がある。この両種は季節消長においては高温期に増加するので、低温よりも多雨という条件で増加する種かもしれない。

4. 多様度指数・環境評価指数の問題点

吉田(2002, 2004)は、都市環境におけるトランセクト調査に基づくチョウ類の群集解析の問題点として、見落とされる種の存在を挙げ、検出種数を高めるには複数年の調査が必要であるが、その負担は大きいので、単年度調査の限界をわきまえた上で議論を進めるべきであるとしている。見落とされる種の問題は都市環境、あるいはトランセクト調査に限らず、群集調査が一般に抱える問題とも言える。日浦(1976)はトランセクト調査で見落とされる種の割合を「所産種の1割程度」と考えているが、実際にはもっと多いようである。松本(2006)が報告した多摩森林科学園の現生種は68種(偶産種、侵入種を含む)であり、今回のトランセクト調査での1年あたり検出種数は42~46種なので、所産種の3分の1程度が見落とされていることになる。吉田(2002)も京都市の住宅地での経年調査で毎年約3分の1の種を見落としたとしている。石井ら(1995)の三草山における調査でも記録された種が49種、過去に記録はあるが発見されなかつた種が29種あったという。この中には絶滅した可能性のある種も含まれているということなので、直ちにすべてが見落としとはいえないが、やはり3分の1程度は見落とされているようである。

見落とし率は調査頻度を高めることで縮減できるはずである。しかし、本研究の調査頻度が月2回年間16回であるのに対し、石井ら(1995)の調査はほぼ月1回(6月のみ2回)年間7回であるのに見落とし率はあま

り変わらない(吉田(2002)の調査頻度は不明)。これには2つの理由が考えられる。まず、新たに観察される種数は調査を繰返すにつれて減って行き、累積種数は調査回数の増加に対して飽和型の増加曲線となるので(頭山・中越, 2004), 季節的に偏ることなくある程度の調査頻度を達成すれば、それ以上の調査回数の違いは検出種数に大きく影響しないことが考えられる。次に、生息密度の低い種が多ければ見落とし率が高くなる可能性がある。多摩森林科学園では生息密度の低い種が多く、全種合計の生息密度は1センサス1kmあたり6.9~11.7であるが(Table 2), 石井ら(1995)の三草山での調査では全種合計生息密度は27.4と高く、多摩森林科学園では検出されにくかったミドリシジミ類もほとんどが複数個体記録されていて、生息密度が高いために検出されやすかったことが窺える。

また、調査地外から低い頻度で飛来する種は、連年調査中のある年には調査地に一度も現れていないにもかかわらず、別の年に記録されたために見落としとみなされている可能性もある。松本(2006)は、多摩森林科学園のチョウ相の構成を考察し、外部から飛来する種として、生活史に組み込まれた移動によって飛来する移動性種(イチモンジセセリなど)の他に、時々飛来し調査地内で繁殖することもあるが常に生息してはいない種として、アオバセセリ、ジャコウアゲハ、ゴイシシジミ、ヒオドシチョウを挙げ、さらに移動性種でもムラサキツバメ、ヒメアカタテハは多摩森林科学園では飛来頻度が低いこと、未記録ではあるが東京付近の低地では秋に山地からの飛来個体が記録されることの多いオオウラギンスジヒヨウモン(*Argyronome ruslana*(Motschulsky))も今後記録される可能性があることを指摘している。飛来種の割合は調査地の生息場所としての質(食草が乏しい等の理由で定住できない sink であれば当該種は飛来種となる)、周辺状況(飛来源からの距離や到達可能圏内に生息する種数など)、飛来種の個体群動態(飛来源で増加すれば飛来確率が高まる)によって地域的にも年次的にも異なる可能性がある。飛来種の問題は、見落とし率の解釈だけでなく、解析対象となる群集をどのような実体ととらえるか、調査結果から環境評価を行なう場合にこのような種をどう扱うかなどの観点からも今後検討されるべきである。

種ごとの指数の総和として計算されるEI指数は見落としによって過小評価される(松本, 2008)。今回の5年分の記録種に基づくEI指数は、多摩森林科学園の現生種68種に基づいたEI指数による環境評価結果(松本, 2006)と一致して「多自然」を示したが、各年別に計算したEI指数は「中自然」を示して評価結果が異なった。調査頻度や調査期間の長さで結果が変わってしまう点は問題である。しかし、単年度ごとに算出されたEI指数は安定しており、多様度指数やER指数のように年によって結果が異なることはなかった。年による変

化が少ないことは *EI* 指数の長所であり、この指数は調査努力を十分かつ同程度にするという条件付きで、異なる年の異なる場所の評価結果同士であっても比較に使用できると考えられる。

本研究は植生環境に大きな変化のない条件で 5 年間行われたが、多様度指数が年によってやや大きく変化した。2004 年には、ヤマトシジミとムラサキシジミの占有率が高く、2007 年はヤマトシジミの占有率が突出して高くなつて多様度指数が低下した。2003 年、2006 年はヤマトシジミ、ムラサキシジミとも少なく、コジャノメが多くなつたこともあいまつて上位種の個体数が比較的均衡して多様度指数が高くなつた。多様度指数の年次変動はこれらの上位種の個体数の年次変動に影響されており、重回帰の結果で示されたように気温の年次変化にその原因があると考えられる。2003 年から 2005 年までの 3 年間に観測された多摩市の多摩試験地と桜ヶ丘公園のチョウ類群集の多様度指数も、同じ年に多摩森林科学園で観測された多様度指数と平行して変動しており (Fig.9)，気候の影響が示唆される。多摩市における 2004 年の多様度指数の低下は南方型のヤマトシジミとイチモンジセセリの著しい増加によつてもたらされている (松本, 2008)。高 (低) 温年に多様度指数が低下 (上昇) する傾向は、山本 (1996, 2007) の茨城県竜ヶ崎市でのチョウ類群集の長期調査によつても示されている。これらは同様のメカニズムによるものと考えられる。

ER 指数は 2003 年と 2004 年は原始段階が強調された置換のパターンを示し、2005 年には原始段階の自然環境を示して、人工林と二次林が主体となる環境という調査地の実情とは一致しなかつた。田中 (1988) の示した *ER* のパターンから得られる環境評価の 4 段階と現実の環境状況が一致しない例が最近報告されるようになつてきた。田中ら (2004) と松本 (2008) は「二次段階」に相当する里山環境において「原始段階」に相当する *ER* パターンを検出している。また、関谷 (1998) と松本 (2008) は、里山環境で田中の示したどのパターンとも一致しない。原始段階の値が非常に高い例を検出している。さらに、川下ら (2005) の長野県松本市の河川敷での調査でも、田中の示したどのパターンとも一致しない原始段階が強調された例が検出されている。おそらく自然度の高い森林環境においては田中 (1988) の示した *ER* パターンの傾向は正しくない。本研究で 2003 年と 2004 年に原始段階を示す ER_{pr} の値が非常に高く算出されているのはムラサキシジミ、コジャノメ、クロヒカゲの個体数が多くなつたことによつているが、この 3 種は比較的暗い森林環境を好みの種である。これらの種が多く生息する森林では同様の *ER* パターンが検出される可能性があり、さらには気象条件によつてこれらの種の個体数が変動する結果 *ER* パターンが年によって変化する可能性もある。

ER 指数にはこのように現実との不一致や田中 (1988)

により示された基本的な類型との不一致の問題が多く、これに基づく環境評価の有効性は疑わざるを得ない。ただし、これまでの原始段階が強調されたパターンは、環境が比較的安定している条件で得られており、種ごとの indicator value や *ER* パターンの解釈を再検討することによる改善の道はあるかもしれない。

引用文献

- 江村 薫・内藤 篤 (1988) イチモンジセセリの発育と温度の関係及びそれを利用した防除適期の予測. 埼玉県農業試験場研究報告 (43) : 36–43.
- 林 弥栄・小山芳太郎・小林義雄・井上浅五郎・峯尾林太郎・飯田重良 (1965) 浅川実験林内天然林の生態学的研究. 林業試験場研究報告 177 : 1–86 + 6 pls.
- 日浦 勇 (1973) 奈良県橿原市箸喰および大阪市長居公園における蝶の生態 (1972 年の観察). 自然史研究 1 : 51–64.
- 日浦 勇 (1976) 大阪・奈良地方低地における蝶相とその人為による変貌. 自然史研究 1 : 95–110.
- 今井長兵衛 (1995) 京都西賀茂における都市化とチョウ相の変化. 環動昆 7 : 119–133.
- Inoue, T. (2003) Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperate region of central Japan. Entomological Science 6 : 151–163.
- 石井 実 (1993) チョウ類のトランセクト調査. 日本産チョウ類の衰亡と保護第 2 集 (矢田脩・上田恭一郎編). PP. 91–101, 日本鱗翅学会・日本自然保護協会.
- 石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎 (1991) 大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性. 環動昆 3 : 183–195.
- 石井 実・広渡俊哉・藤原新也 (1995) 「三草山ゼフィルスの森」のチョウ類群集の多様性. 環動昆 7 : 134–146.
- 桐谷圭治 (1997) 日本産昆虫、ダニ、線虫の発育零点と有効積算温度. 農業環境技術研究所資料 (21) : 1–72.
- Kitahara, M. and K. Fujii (1994) Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: an analysis based on the concept of generalist vs. specialist strategies. Population Ecology 36 : 187–199.
- 松本和馬 (2006) 森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ相. 森林総合研究所研究報告 5 : 69–84.
- 松本和馬 (2007) 多摩森林科学園の森林環境とチョウ類群集. 森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集 15 「交付金プロジェクト研究Ⅱ成果」 : 81–86.
- 松本和馬 (2008) 東京都多摩市の森林総合研究所多摩試験地および都立桜ヶ丘公園のチョウ類群集と森林環

- 境の評価. 環動昆 19 : 1 - 16.
- 松本陽介・立川周二・岡島秀治 (2007) 神奈川県厚木市の谷戸における耕作放棄がチョウ類群集に及ぼす影響. 蝶と蛾 58 : 305 - 316.
- 松澤 寛 (1954) モンシロチョウの季節的消長. 応用昆虫学 9 : 142 - 144.
- 森下正明 (1967) 京都近郊における蝶の季節分布. 「自然、生態学的研究」森下正明・吉良竜夫編, pp. 95 - 132. 中央公論社, 東京.
- 守山 弘 (1988) 自然を守るはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京.
- 中村寛志 (2003) 指標種による環境評価, 「野生生物保全技術」佐藤正孝・新里達也編, p. 214 - 230. 海游舎, 東京.
- 中筋房夫 (1988) チョウの移動と進化的適応. 日本鱗翅学会特別報告 (6) : 211 - 249.
- Nishinaka, Y. and M. Ishii (2006) Effects of experimental mowing on species diversity and assemblage structure of butterflies in a coppice on Mt Mikusa, northern Osaka, central Japan. Trans. Lepid. Soc. Japan 57 : 202 - 216.
- Nishinaka, Y. and M. Ishii (2007) Mosaic of various seral stages of vegetation in the Satoyama, the traditional rural landscape of Japan as an important habitat for butterflies. Trans. Lepid. Soc. Japan 58 : 69 - 90.
- Ohsaki, N. (1979) Comparative population studies of three *Pieris* butterflies, *P. rapae*, *P. melete* and *P. napi*, living in the same area I. Ecological requirements for habitat resources in the adults. Res. Popul. Ecol. 20 : 278 - 296.
- 尾崎研一・福山研二・佐山勝彦・加藤哲哉・下村通誉・伊藤哲也・吉田尚生 (2004) 北海道中央部における森林とオープンランドの蝶類群集の比較にもとづく蝶類各種の生息環境分類. 日林誌 86 : 251 - 257.
- Pielou, E.C. (1969) An introduction to mathematical ecology. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- 瀬田和明 (2005) 荒川河川敷における蝶類群集の季節消長. 蝶と蛾 56 : 237 - 246.
- 瀬田和明 (2009) 荒川江北橋緑地のチョウ類群集. 蝶と蛾 60 : 145 - 151.
- 巣瀬 司 (1986) トランセクト調査による環境評価. 昆虫と自然 31 (14) : 9 - 12.
- 巣瀬 司 (1993) 蝶類群集研究の一方法. 日本産蝶類の衰亡と保護 2 : 83 - 90. 日本鱗翅学会・日本自然保護協会.
- 巣瀬 司 (1998) 環境指標性を利用した解析. 「チョウの調べ方」日本環境動物昆虫学会編, pp. 59 - 69. 文京出版, 大阪.
- 関谷善行 (1998) 神戸市神出山田自転車道路のチョウ類群集の多様性. 環動昆 9 : 39 - 46.
- Simpson, E. H. (1949) Measurement of diversity. Nature 163 : 688.
- 竹中 健・野津晃司・吉田宗弘 (2004) チョウ類群集を指標に用いた神戸市内保養地の里山環境の評価. 環動昆 15 : 119 - 130.
- 多摩森林科学園 (2004) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (25) : 20 - 25.
- 多摩森林科学園 (2005) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (26) : 20 - 25.
- 多摩森林科学園 (2006) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (27) : 31 - 36.
- 多摩森林科学園 (2007) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (28) : 25 - 31.
- 多摩森林科学園 (2008 a) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (29) : 25 - 30.
- 多摩森林科学園 (2008 b) 研究資料. 多摩森林科学園年報 (30) : 16 - 1.
- 田中 蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法. 日本鱗翅学会特別報告 (6) : 527 - 566.
- 田下昌志・中村寛志・丸山潔・福本匡志 (2005) 住民の参加によるチョウ群集のモニタリング. 環動昆 16 : 9 - 16.
- 頭山昌郁・中越信和 (2004) 種多様性の評価における二、三の問題点—錯綜する多様度の表現とその計量—. 環動昆 15 : 31 - 48.
- 豊田武司・谷本丈夫 (2000) 多摩森林科学園(旧浅川実験林)における森林遷移. 森林総合研究所研究報告 377 : 1 - 60.
- 山本道也 (1988) 蝶類群集の研究法. 日本鱗翅学会特別報告 (6) : 191 - 210.
- 山本道也 (1996) 竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 10 年間の変化. 経済流通大学創立三十周年記念論文集 経済学部篇 : 447 - 491.
- 山本道也 (2007) 竜ヶ崎市周辺のチョウ相—20年間の変化—. 経済流通大学論集 41 : 355 - 389.
- 吉田宗弘 (1997) チョウ類群集による大阪市近郊住宅地の環境評価. 環動昆 8 : 198 - 207.
- 吉田宗弘 (2001) 京都市桂川河川敷のチョウ類群集. 河川敷と都市近郊住宅地のチョウ類群集の比較. 関西大学工学会誌 工業と技術 12 : 29 - 35.
- 吉田宗弘 (2002) 都市環境指標としてのチョウ類群集の問題点. 環動昆 13 : 87 - 92.
- 吉田宗弘 (2004) チョウ類群集による都市環境評価の試み. 環動昆 15 : 179 - 187.
- 吉田宗弘・平野裕也・高波雄介 (2004) 東京都武藏野地域の都市公園のチョウ類群集. 環動昆 15 : 1 - 12.

原 著

富士山北西地域のチョウ類の多様性および希少種保全における半自然草原の重要性

北原正彦^{1)*}・柿崎愛子²⁾・中野隆志¹⁾・丸田恵美子²⁾・安田泰輔¹⁾

1) 山梨県環境科学研究所

2) 東邦大学理学部生物学科

(受領 2010年1月22日；受理 2010年3月5日)

Conservation value of semi-natural grassland habitats for butterfly diversity, and their endangered species, in the northwestern area of Mount Fuji, central Japan. Masahiko Kitahara^{1)*}, Aiko Kakizaki²⁾, Takashi Nakano¹⁾, Emiko Maruta²⁾, Taisuke Yasuda¹⁾. 1) Yamanashi Institute of Environmental Sciences, Kenmarubi, Fujiyoshida, Yamanashi 403-0005, Japan. 2) Department of Biology, Faculty of Science, Toho University, Miyama, Funabashi, Chiba 274-8510, Japan.

Abstract

Adult butterfly communities, and their diet and use of food plants, were studied in the Aokigahara woodland, Mount Fuji, central Japan. The woodlands here are considered primeval and the adjacent semi-natural grasslands were used in the past as places where Japanese pampas grass is reaped. We established two study sites in the woodland interior, one at the edge of the wood, and two in the semi-natural grassland. We studied the butterfly communities from May to October 2005 using a transect method. The total number of butterfly species recorded was greatest in the woodland edge site (41 spp.), followed by those in the semi-natural grassland sites (39 and 38 spp.). Fewer species were recorded in the woodland interior sites (28 and 20 spp.). This finding supports the commonly held view that butterfly diversity is highest in intermediate successional stages. We also recorded the 38 food items used by adult butterflies. Most were spermatophyte plants with nectar-bearing flowers. Adult butterflies particularly favored the flowers of perennial herbaceous plants. The total number of butterfly species in each site was significantly positively correlated with the number of herbaceous plant species present. Therefore, the high butterfly species richness in the mid-successional woodland edge and semi-natural grassland habitats appears to be due to the variety of favored food plants in these sites. Seven species mentioned in the Ministry of the Environment Red List were observed during this study. Their populations were predominantly concentrated in the semi-natural grassland sites, suggesting that the preservation of these habitats is important for conserving these endangered butterfly species.

Keywords : Adult food plants, Butterfly community, Conservation value, Herbaceous nectar plants, Semi-natural grassland, Species richness.

富士山地区で原生的な状態が残っている青木ヶ原樹海とそれに隣接する過去に茅場として利用してきた半自然草原において、チョウ類成虫の個体数モニタリングと餌資源利用の調査を行った。樹海内に2地区、同林縁に1地区、草原に1地区、調査区を設け、2005年の5月から10月まで、トランセクト法を用いて調査した。群集の総種数は、林縁で多く(41種)、半自然草原が続き(39, 38種)、林内で少なかった(28, 20種)。この結果は、従来から言われてきた木質内の多様性パターン(遷移系列の途中の段階で高くなる)を支持するものであった。また成虫の餌資源は計38種類が確認でき、多くが種子植物の花蜜の利用であり、草本植物、特に多年草の利用が多かった。各地区的チョウの種数は、草本植物の種数と有意の相関が認められ、遷移中期の林縁や半自然草原でチョウの種数が多い理由の1つは、餌資源(草本植物)の豊富さに起因していると考えられた。環境省公表のレッドリスト種は計7種確認されたが、半自然草原に集中・偏在分布し、種の存続には半自然環境の維持・安定が極めて重要といえる。

*Corresponding author: mkitay@yies.pref.yamanashi.jp

緒 言

生物群集の多様性パターンを探求し、その維持機構を解明することは、群集生態学における中心課題の1つといえる (e.g., MacArthur, 1972; Pianka, 1988; Begon *et al.*, 1996). また、この種の調査・研究や情報の集積は、生物多様性保全上も不可欠な事項といえる (Primack, 1993, 1995).

現在、生物多様性の著しい減少はグローバルレベルで進行しつつあり、その保全は国際的な重要課題として認識されつつある。日本においても、生物多様性の減少は高度経済成長期以降著しく、国レベルのレッドデータブック (RDB) (環境省: <http://www.biodic.go.jp/>) をはじめ、ほとんどの都道府県でも RDB が出版され、日本にも多数の絶滅危惧種が存在することが明らかになってきた。国家の自然遺産とも考えられるこれらの絶滅危惧種の保護・保全は、現在国をあげての急務の事項になりつつある (環境省, 2002). 一方で、絶滅危惧種の特性や生息場所についての分析も進みつつあり、これまでに日本の絶滅危惧種の多くは、天然林などの人手のほとんど入っていない原生的な環境に生息する種ではなく、適度に入手の入る里地・里山などの二次的環境に生息する種であることが分かってきた (環境省, 2001). しかしながら、絶滅危惧種の分布や生息環境は地域ごとに異なっており、その保護・保全を考察するには、地域レベルでの絶滅危惧種の分布や生息実態、またそのホットスポットと結び付く生息環境を割り出し、群集全体の多様性との関係も明らかにしていく必要性がある。

チョウ類は分類体系が整っており、生物学的情報の蓄積も十分で、また希少性の基準も比較的明瞭であるので、上記のようなことを調査・研究するには極めて良い材料であり、指標と考えられる。またチョウ類については、国際的に群集レベルの研究が数多く行なわれており、多様性パターンも明らかになりつつある。一般に、チョウ類の種多様性は、生態遷移系列の途中の段階で高くなることが知られているが (e.g., Erhardt, 1985; 石井ら, 1991; Spitzer *et al.*, 1993; Blair and Launer, 1997; Inoue, 2003), このメカニズムについては、今のところあまり調査・研究が進んでいない。

富士山の山麓部には、ほとんど人手の入っていない原生的環境、適度に入手が入ったり、管理されている半自然環境、高頻度で人手の入る人為改変環境など、様々な人為圧レベルの環境が、地域的なレベルで隣接しあいながら散在している。また、環境省の RDB に登載されているレッドリストチョウ類も数多く生息することが知られており (北原, 1999; 北原・渡辺, 2001; 北原, 2003; Kitahara and Watanabe, 2003), 上記で述べたことを調査し、明らかにするためには極めて好適なエリア

であると考えられた。そこで我々は、富士山北西地域で最も原生的な自然が残っている青木ヶ原樹海とそれに隣接する地元住民が過去に茅場・採草地として利用してきた半自然草原を調査地に選定し、以下のことを目的にして、チョウ類成虫群集を対象にした個体数モニタリング調査を実施した。

本研究の目的は、(1) 富士山北西地域に現存する原生的環境と半自然環境におけるチョウ類の多様性パターンを明らかにすること、(2) またその多様性パターン形成に影響している環境要因を成虫の食物資源利用の解析を通じて明らかにすること、そして以上の解析を通じて、(3) 富士山北西部におけるチョウの多様性や絶滅危惧種保全上の半自然環境の重要性を明らかにすることである。なお本論文では便宜上、多様性を表す1指標である種の豊富さ (species richness) を、多様性とはほぼ同義のものとして扱っている。

調査地および方法

1. 調査地の概要

調査は、富士山の北西麓に位置する青木ヶ原樹海とそれに隣接する半自然草原に計5カ所の調査ルートを設定して行った (行政区画: 山梨県南都留郡鳴沢村、一部同富士河口湖町に属する) (Fig.1). 位置 (緯度、経度)、地形、標高の違いによるチョウ相への影響をできるだけ少なくするために、これらの5つの調査ルートは全て隣接しており、かつ富士山北西麓裾野の緩斜面に位置し、各ルート間の標高差も全て 50 m 以内であった。また、調査面積の違いによる種数への影響をなくすために、各調査ルートの長さも 300 m に固定した。

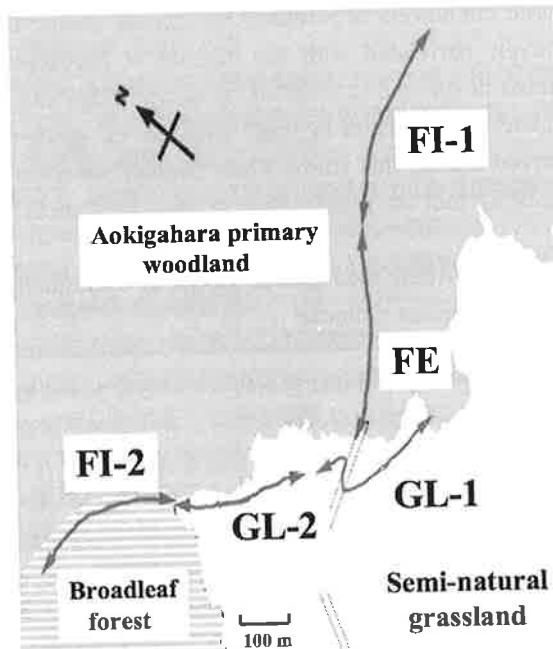


Fig.1 Location of each study site.

以下、調査ルートごとに環境の概要について述べる。

(1) 半自然草原東部ルート (GL-1) (Fig.2a)

青木ヶ原樹海南端に隣接しており、地元住民が過去に茅場・採草地として利用してきた場所である。鳴沢村民への聞き取り調査によると、この草原は数十年前までは火入れや刈り取りなどの人的管理が行われていたが、調査時には全く土地の利用は認められず、完全に管理放棄の状態となっていた。従って、草原は多くの部分で二次遷移が進行中で、藪・低木化が進行していたが、一部の区域は遷移の進行が停滞しており（原因は不明）、調査ルートは、草原内の比較的遷移が停滞している草丈の低い部分に位置する、踏み込みによってできたと考えられる幅約 30 cm の道沿いに設定した。

植生はススキ *Miscanthus sinensis* とテリハノイバラ *Rosa wichuraiana* が優占しており、木本植物としてはミズナラ *Quercus crispula*、ズミ *Malus toringo*、クロツバラ *Rhamnus davurica* var. *nipponica* などが見られた。植物の多くは多年生草本と低木で、高木と一年生草本は少なかった。

(2) 半自然草原西部ルート (GL-2) (Fig.2b)

GL-1 と同様、青木ヶ原樹海南端に隣接しており、地元住民が過去に茅場・採草地として利用してきた場所であるが、調査時には全く土地の利用は認められず、完全に管理放棄の状態となっていた。草原の大部分で二次遷移が進行中で、藪・低木化が進行していたが、一部の区域は遷移の進行が停滞していた（原因は不明）。調査ルートは、草原内の比較的遷移が停滞している草丈の低い部分に位置する、踏み込みや人の搅乱によってできたと考えられる幅約 1.5 m の道沿いに設定した。

植生は GL-1 と同様、ススキとテリハノイバラが

優占していたが、GL-1 に比べて、木本種が少なく、草本種が多かった。特に、ヤナギラン *Epilobium angustifolium*、リンドウ *Gentiana scabra* var. *buergeri*、コオニユリ *Lilium leicatlinii* var. *tiglinum* は GL-2 でのみ記録された。

(3) 林縁ルート (FE) (Fig.2c)

青木ヶ原樹海南端部からそれに接している半自然草原にかけて通じる林道沿いに、調査ルートを設定した。従って、ルートの大部分は樹海内に該当したが、一部は樹海を抜け出た半自然草原に接していた。

植生は樹海内はヒノキ *Chamaecyparis obtusa*、ツガ *Tsuga sieboldii* が優占していたが、草原と接する部分はクロツバラ、メギ *Berberis thunbergii* などの低木が多く見られた。草原部の植生は GL-1, 2 とほぼ同じであったが、林縁部特有の植物種も確認できた。

(4) 青木ヶ原樹海内ルート (FI-1) (Fig.2d)

青木ヶ原樹海内部を北東から南西に通じる林道沿いに調査ルートを設定した。樹高が高く密のために、ルートの多くの部分は昼間でも日が当たらず暗かった。

高木層はヒノキ、ツガ、ウラジロモミ *Abies homolepis* などの常緑針葉樹が優占し、低木層にはアセビ *Pieris japonica* などが見られた。林床には草本類はほとんど見られず、コケ植物が密に生育していた。但し、ルートを設定した林道の両脇の明るい部分では、オオバコ *Plantago asiatica* やススキなどの草本類も見られた。

(5) 落葉広葉樹林内ルート (FI-2) (Fig.2e)

半自然草原の西端部に接する落葉広葉樹林内の歩道沿いに調査ルートを設定した。北西側の大室山と南東側の片蓋山の谷部にあたる場所であった。樹高が高く密のために、葉の生い茂る期間には、ルートの大部分

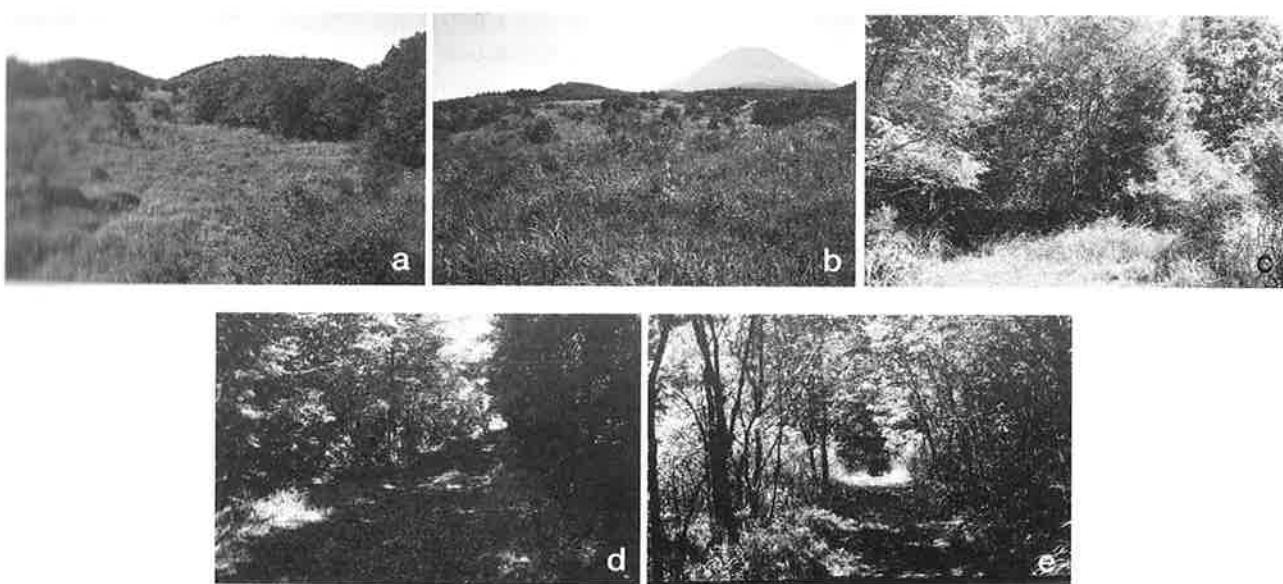


Fig.2 Landscape of each study site. (a) GL-1, (b) GL-2, (c) FE, (d) FI-1, (e) FI-2

は昼間でも日が当たらず暗かった。

植生は、高木層はイタヤカエデ *Acer mono* var. *marmoratum*, ミズナラ, コシアブラ *Eleutherococcus sciadophylloides* など多様な広葉樹種が見られ、ヤマブドウ *Vitis coignetiae*, ミヤママタタビ *Actinidia kolonikta* などつる性の木本も多く確認された。林床部はスズタケ *Sasamorpha borealis* が繁茂しており、草本種は少なかった。

2. 調査方法

調査はチョウ類の成虫の主要出現期にあたる 2005 年の 5 月から 10 月まで、各ルート月 1~3 回、トランセクト・カウント法 (Pollard, 1977; 山本, 1988, 1998; 石井, 1993; Pollard and Yates, 1993) を用いて行い、出現したチョウ類全種の成虫を対象とする個体数モニタリングを実施した。モニタリング時に成虫の吸蜜などの摂食行動が確認できた場合には、そのチョウの種名と個体数、および食物の種類を記録した。調査日には原則として晴天・微風の日が選択され、調査者は 10:00~14:00 の間に、調査ルートを歩きながら、ルートの片側約 5 m (両側約 10 m 幅) (場所によっては片側のみ約 10 m) に出現した全てのチョウ類成虫の種名と個体数を確認し記録した。後方から飛来した個体は記録に入れないなど、できるだけ重複カウントを防ぐための努力をした。

主として目視による種名確認を行ったが、目視で同定困難な個体については、その場で捕虫網で捕獲し、種名確認後にすぐに捕獲地点に放逐した。ただし、スジグロシロチョウとエゾスジグロシロチョウについては、飛翔している個体などが多く、その場で即座に同定することが困難であったので、この調査では両種を 1 種として扱った。また、一部の個体については、遠くを飛翔していたりして捕獲できずに、種の確認ができなかつたが、それらは不明のまま記録した (例、黒色系アゲハ類、大型ヒヨウモンチョウ類など)。

3. 植生データ

本論文における植生の記載や解析には、本研究と同一場所で行った植生調査の結果 (柿崎, 2003) を使用した。

この植生調査は、2002 年の 5~10 月まで月 1~2 回実施し、各ルート共に、基本的にはチョウ類成虫のトランセクト・カウントを行った場所 (ルートの片側 5 m, 両側 10 m の範囲) で、歩行しながら確認できた全ての種子植物の種名を記録した。

木本については葉を採取して研究室に持ち帰り、図鑑を基にして同定を行った。また草本は花または実を確認した後、図鑑を基にして同定を行った。

4. データの解析

解析にあたり、調査時に種まで同定できなかつた若干

の個体 (例えば、黒色系アゲハ類、大型ヒヨウモンチョウ類) については、その調査日またはその前後の調査日に確認できた、その個体が該当すると考えられる全ての種の実際の出現比率に応じて、未同定個体 (spp.) の個体数を比例配分する方法を採用した。

ルートごとの各種の年平均密度を算出するにあたっては、先ず月平均個体数を 5 月から 10 月まで種ごとに算出した。月平均個体数は各々の月の観察総個体数をその月の調査日数で割った値である。次に 5 月から 10 月までの月平均個体数を種ごとに合計して年間個体数を算出し、それをその種の出現月数で割った値を年平均個体数とした。ここで種ごとに出現月数で割ったのは、種間の年間世代数の違いによる密度への影響をできるだけ最小化しようとしたものである。さらに調査ルートの距離が各々 300 m であったので、年平均個体数を 1 km あたりの値に換算したものを種ごとの年平均密度とした。

各調査ルート間の群集の比較には、総個体群密度 (各ルートで確認された全チョウ種の年平均密度の合計値), 総種数を用いた。

さらに調査地全体を込みにした各種の平均密度は、ルートごとの各種の年平均密度を総計して、その値をその種の出現ルート区数で割った値とした。ここで総計値を出現ルート区数で割ったのは、各種の地域的分布様式の違い (広域的か、狭域的か) による密度への影響をできるだけ最小化しようとしたためである。

チョウ類群集のバラメータと植生種数の関係については、相関解析 (Pearson の積率相関係数, r) を用いた。

本論文で扱ったレッドリスト種とは、環境省が平成 19 年 8 月 3 日に報道発表したレッドリスト (環境省, 2007) に登載されている種で、カテゴリーは絶滅危惧 I 類 (CR+EN), 絶滅危惧 II 類 (VU), 準絶滅危惧 (NT) の何れかに該当している種とした。なお、本論文ではレッドリスト種の保全を考慮して、種名・学名の記載を一切止め、各レッドリスト種に A~G までのアルファベットを充てがい (**Appendix 参照**), A 種, B 種のようにして扱った。さらに本論文では、5 つの調査ルートの内で 1 つの調査ルートでのみ確認された種を限定分布種として取り扱った。

結 果

1. 総種数と総個体群密度

各ルートで年間に確認できたチョウ類成虫の総種数を示したものが **Fig.3a** である。林縁の FE で最も多い種数が確認され (41 種), 草原の GL-2, GL-1 と続き、樹林内の FI-2 と FI-1 は種数が少なく、特に針葉樹主体の FI-1 で最も少ない種数が確認され (20 種), FE の約半分の種数しか見られなかつた。全般に、チョウの種数は草原などのオープンな環境で多く、反対に樹

林などの閉鎖的環境で少ない結果となった。

また、各ルートで年間に確認できたチョウ類成虫の総個体群密度を示したものが Fig.3b である。総種数とは異なり、草原の GL-1 で最も高い総個体群密度が確認され (681.5 個体/km)，草原の GL-2，林縁 FE と続き、樹林内の FI-2 と FI-1 は総個体群密度が低く、総種数同様、特に針葉樹主体の FI-1 で最も低い総個体群密度が確認され (53.9 個体/km)，GL-1 の約 1/13 程度の密度しかなかった。総じて、樹林内の閉鎖的環境に比較し、草原などのオープンな環境で総個体群密度が極めて高く、その差は総種数以上に明白であった。

2. レッドリスト種と限定分布種

レッドリスト種は草原の GL-1 と GL-2 で最大種数 (7 種) が確認され、樹林内では 1 種が確認されたのみであった (FI-2) (Fig.4a)。調査地のレッドリスト種はほとんどがオープンな環境に偏在して生息していたと考えられる。一方、限定分布種は 5 つのルート全てで 2 ~ 4 種記録され、オープンな環境と樹林内の差は明白でなかった (Fig.4b)。

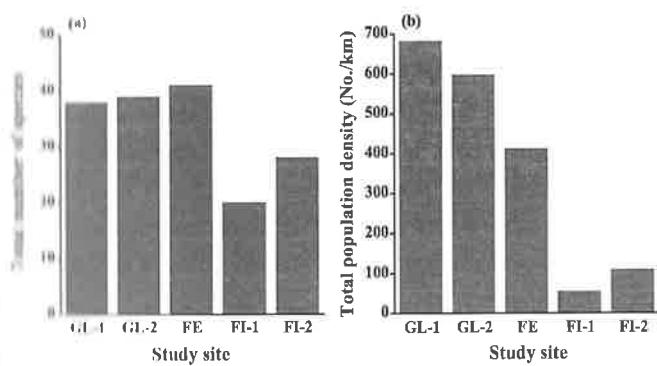


Fig.3 Total number of butterfly species (a) and total butterfly population density (No. individuals / km of transect) (b) in each study site.

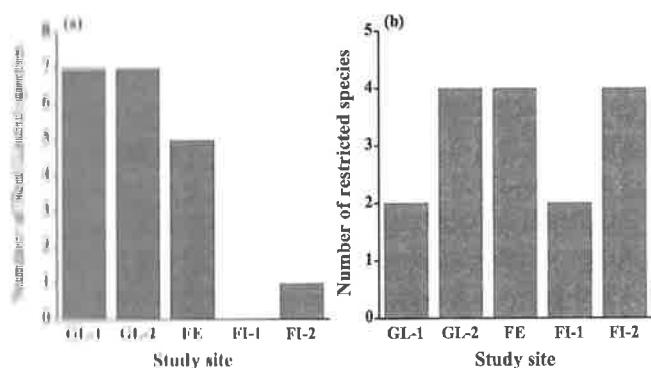


Fig.4 Numbers of Red Listed species (a) and restricted species (b) in each study site.

3. 調査地全体の群集上位種の特性

調査地全体の各種の平均密度を基にして、群集の上位 30 番目までの種を示したものが Table 1 である。Table 1 から明らかなように、群集の上位には一般的傾向にも見られるように、キタテハ、イチモンジセセリ、スジグロシロチョウ類、ヒメウラナミジャノメ、キチョウなどのように年多化性の種が入ってきているが、一方で、本調査地の特徴と言えるかもしれないが、群集の上位に B, A, F, E, G 種のようなレッドリスト種も入ってきていている。特に、群集上位 10 位以内に、国レベルのレッドリスト種が 3 種も入っているのは本調査地の大きな特徴と言え、特筆できると考えられる。またジャノメチョウやウラギンヒヨウモンといった年 1 化性の種も群集上位 10 位以内に入っている。

4. 成虫資源と利用様式

調査地全体で年間を通して確認できた成虫の利用餌資源は、全部で 38 種類確認できた (Fig.5)。その内、81.6%に当たる 31 種類は種子植物であり、それらの花における吸蜜行動であった。

また、最も多種の成虫で確認できた採餌行動は、調査ルート沿いの路上や地面で見られた吸水行動とナワシロイチゴの花における吸蜜行動であったが (共に 15 種が利用)，それ以外の多種の成虫に利用されていた資源は、タイアザミ、ノアザミ、ミヤマイボタ、ヘラバヒメジョオン、サワヒヨドリ、チダケサシ、コウリンカなど、ほとんどが種子植物の花蜜であった (Fig.5)。

チョウ成虫が花蜜を利用して種子植物を生活型で分類してみると、Fig.6 のようになった。種数でも (Fig.6a)，その割合でも (Fig.6b)，その傾向はほとんど同じになり、チョウ成虫が利用していた餌資源の内、約半分に当たる 20 種が多年草の花蜜であった。種子植物に限ると統いて 1 年・越年草の花蜜となり、低木や高木の花蜜の利用は草本全体と比較すると極めて少ないもの (約 10% 超) であった。

5. チョウ類と植生の種数の関係

ルートごとのチョウ類群集の総種数と植生 (種子植物) の種数の関係を示したものが Fig.7 である。チョウ類の総種数と種子植物の全種数 (Fig.7a)，草本植物の種数 (Fig.7b) および木本植物の種数 (Fig.7c) の間の相関係数を求めた結果、この中で有意な相関関係は、チョウの総種数と草本植物の種数の間でのみ認められた。

Table 1 Population density, coefficient of variation among study sites, and number of sites recorded for 30 most common species of butterfly. The Red Listed species are labeled A - G.

Species rank	Species	Japanese name	Population density	Coefficient of variations among study sites	Number of sites recorded
1	<i>Polyommatus c-aureum</i>	キタテハ	92,346	96.520	3
2	<i>Minois dryas</i>	ジヤノメチョウ	60,500	89.761	5
3	B		55,185	88.081	3
4	A		35,926	89.338	3
5	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	29,097	99.813	4
6	F		20,556	86.169	4
7	<i>Fabriciana adippe</i>	ウラギンヒョウモン	17,326	95.892	4
8	<i>Pieris melete or napi</i>	スジグロシロチョウ類	14,548	61.891	5
9	<i>Yothima argus</i>	ヒメウラナミジャノメ	12,852	60.392	5
10	<i>Neope niphonica</i>	ヤマキマダラヒカゲ	12,500	200,000	1
11	E		10,556	92.143	3
12	<i>Eurema hecate</i>	キチョウ	10,076	89.599	4
13	<i>Ochloides ochraceus</i>	ヒメキマダラセセリ	9,333	65.276	5
14	<i>Neptis pryeri</i>	ホシミスジ	9,093	51.401	5
15	G		8,889	136.072	2
16	<i>Argynnис paphia</i>	ミドリヒョウモン	8,500	91.360	5
17	<i>Argyronome laodice</i>	ウラギンスジヒョウモン	7,292	102.220	4
18	C		6,306	96.999	3
19	<i>Fixsenia mera</i>	ミヤマカラスシジミ	6,250	133.333	2
20	<i>Thoressa varia</i>	コチャバネセセリ	5,722	60.678	5
21	<i>Artropoetes ptyeri</i>	ウラゴマダラシジミ	5,694	86.714	4
22	<i>Chrysophrys smaragdinus</i>	メスアカミドリシジミ	5,417	123.077	2
23	<i>Pseudoozeeria maha</i>	ヤマトシジミ	5,069	71.391	4
24	<i>Argyronome fusiana</i>	オオウラギンスジヒョウモン	5,000	101.835	3
25	<i>Ochloides venatus</i>	コキマダラセセリ	4,660	86.459	3
26	<i>Libythea celtis</i>	テングチョウ	4,333	40.053	5
27	<i>Colias erate</i>	モンキチョウ	4,167	87.771	3
28	<i>Neptis rivularis</i>	フタスジチョウ	3,611	95.390	3
29	<i>Gonepteryx aspasia</i>	スジボソヤマキチョウ	3,469	88.213	3
30	<i>Taraka hamada</i>	ゴイシシジミ	3,333	200,000	1

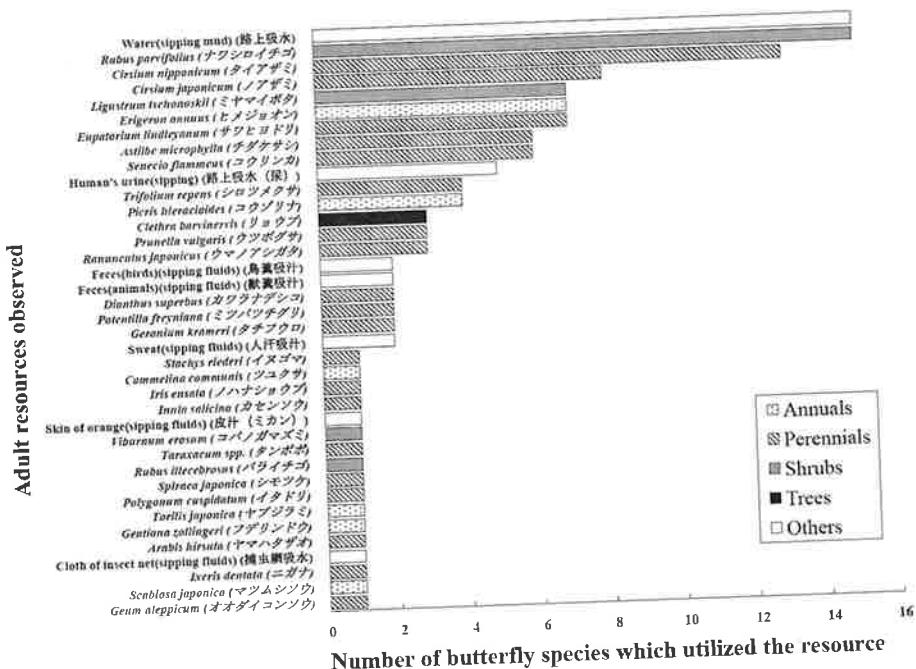


Fig.5 Adult food plants observed and the number of butterfly species using each plant.

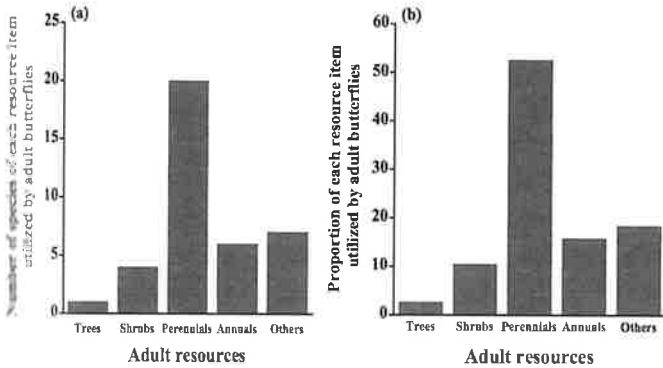


Fig.6 Numbers of species (a) and proportion (b) of each food plant used by adult butterflies.

考 察

1. チョウ類群集の多様性パターンについて

今回の調査は、溶岩流上に形成されたことが一因で、過去にはほとんど人手の入らなかった、生態遷移の後期段階に相当する青木ヶ原樹海と、そこに隣接する過去に地元住民が長年にわたって茅場・採草地として利用してきた、生態遷移の途中段階に相当する半自然草原において、チョウ類成虫の群集モニタリング調査を実施した。その結果、チョウ類群集の総種数、総個体群密度共に、原生的な樹海内よりは遷移の途中段階と考えられた半自然草原において、高い値が得られた。総種数は群集の多様性を示す1つの指標と考えられるので、チョウ類群集の多様性は、原生的な樹海内よりも半自然草原で約2倍近く高かったといえる。今回の調査地には、生態遷移系列の初期段階に相当する環境は含まれていなかったので、その部分については言及できないが、少なくともチョウ類の多様性は、遷移系列の後期段階よりも中途段階にあたり草場において高かったといえる。

チョウ類の種多様性が生態遷移系列の後期段階よりも途中の段階で高くなるという結果は、本研究と近隣の地域で実施された別の研究でも報告されている(Kitahara and Watanabe, 2003; 北原, 2003)。また同様なチョウ類の多様性パターンは、国内外を問わず多くの研究で報告されている(e.g., Erhardt, 1985; 石井ら, 1991; Spitzen et al., 1993; Blair and Launer, 1997; Inoue, 2000)。従ってこのことから、今回認められたチョウ類の多様性パターン(種多様性は生態遷移系列の後期よりも途中の段階で高くなる)は、少なくとも森林生態系を生息地とするような温帯地方においては、かなり普遍性、再現性を持った多様性パターンであることが考えられる。

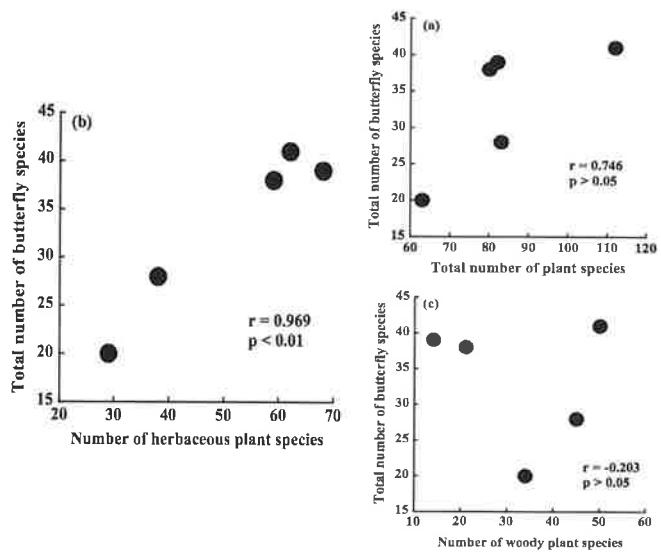


Fig.7 The total numbers of butterfly species present related to (a) the total number of food plant species (b), the number of herbaceous plant species (c), the number of woody plant species .

2. チョウ類の多様性パターンと成虫の餌資源利用様式

本研究の結果、多種のチョウ類成虫が利用していた蜜源は多くが草本植物であることや、全種を込みにしても、チョウ類成虫の蜜源としての利用頻度は木本よりも草本植物、それも多年草種に著しく偏向利用していることが判明した。このようなチョウ類成虫の花蜜利用における草本種への偏向については、今までに日本のいくつかの地域や研究でも報告があるが(北原, 2000; 上村, 2004; 永田ら, 2007; Kitahara et al., 2008), 反面、それの木本種への偏向については今のところ報告がない。以上のことから、チョウ類成虫の蜜源利用における草本種への偏向利用は、少なくとも我が国のチョウ類が生息している生態系では、かなり普遍的に観察できる事象ではないかと推察される。多くのチョウ類成虫が昼光性であり、なおかつ活動の場を主にオープンな空間に求めることが、上記の事象が成立する1つの要因ではないかと考えられる。

一方、本研究においては、各調査地区のチョウ類群集の総種数は全種子植物の種数ではなく、草本植物の種数と有意の正の相関関係が認められた。このことは、各地区的草本植物種数の多寡が、その地のチョウ類群集総種数の多寡に影響していたことを示している。前記したように、チョウ類成虫の蜜源利用は著しく草本植物に偏向していたので、各生息場所における草本植物種数の多寡が、チョウ類成虫の餌資源量の多寡に深く関連していたことが示唆される。すなわち、各地区の草本植物の種数

は、その地のチョウ類成虫の餌資源量を反映しており、引いてはそこのチョウ類群集総種数を規定していたことが考えられる。以上より、本研究で得られたチョウ類群集の多様性パターンは、各地区間の成虫の餌資源量の違いから、ほぼ説明できることが分かった。チョウ類群集の多様性パターンが餌資源量の観点からうまく説明できることは他にもいくつかの研究例があり (Kitahara and Watanabe, 2003; Yamamoto *et al.*, 2007; Kitahara *et al.*, 2008), 生息場所の餌資源量は、チョウ類の多様性パターン形成・決定を規定する大変重要な要因の1つであると結論できる。

さらにこの結論を基盤にしてチョウ類の多様性保全を考察した場合、チョウ類の生息場所における草本植物の多様性を維持していくことが極めて重要であると考えられる。本調査地の場合、草本植物の種数は過去に地元住民が採草地・茅場として利用していた半自然草原でかなり多く、そのような二次的環境を維持していくことがチョウ類多様性保全上極めて重要といえる。

3. レッドリスト種、限定分布種の分布・生息環境特性

本研究では、環境省公表のレッドリスト種は全7種確認されたが、その内樹海内で確認されたのは1種のみで、残りの6種全てが半自然草原もしくは樹海林縁で確認された。また半自然草原の2地区では共にレッドリスト種全種が確認できた。以上の結果より、当地では、環境省公表のレッドリスト種は原生的な森林地帯よりも二次的な半自然草原に偏向的に、しかも集中して分布しており、これらの種の分布生息にとっての半自然草原の重要性が明白になった。

一方、限定分布種は全調査地区から確認され(2~4種)、樹海内にも半自然草原にも似たような種数が存在し、レッドリスト種のような二次的環境への偏在パターンは見られなかった。限定分布種は各々の種が確認された環境との結びつきが強い種(habitat specialist)と考えることができ、この点で青木ヶ原樹海内はレッドリスト種が1種しか確認できなかつたが(前述)、限定分布種は半自然草原と同じくらいの種数が生息しており、それらの限定分布種の生息環境として重要と考えられる。

4. チョウ類の保全における半自然環境の重要性

今回の研究では、チョウ類群集の総種数や総個体群密度は、原生的な樹海内よりも二次的環境である半自然草原においてかなり高い値が得られた。一方、環境省公表のレッドリスト種も、原生的な樹海内では1種が確認されたのみで、全7種が半自然草原に偏向して生息していた。環境省(2001)の全国的な調査では、絶滅危惧種が原生的環境よりも二次的環境に多く生息しているという事実が明らかになったが、当地域においても、チョウ類群集の多様性や絶滅危惧種のホットスポットは、原生的

環境ではなく二次的環境に形成されていることが明らかとなった。

以上の結果より、当地域のチョウ類群集の多様性を維持し、絶滅危惧チョウ類を保全していくためには、第1に半自然草原などの二次的環境を永続的に維持し、管理していく必要性があると考えられた。前段でも述べたが、当地域の半自然草原は、長年にわたり地元住民が採草地・茅場として管理し利用してきた過去の経緯があるが、現在は完全に人的利用・管理が停止しており、放棄された状態になっている。その結果、一部では生態遷移が進行し、低木が侵入し藪化したり樹林化したりしているが、一部は今のところ原因は不明ではあるが、遷移の進行が停滞し、草丈の低い草地状の環境が維持されてきている。前者の遷移が進行しているエリアについては、いずれ樹林に移行していくことが予測されるので、このエリアについては、近い将来人の管理(刈草や火入れ)を復活させる必要性があると思われる。一方、後者については遷移があまり進行しない理由を早急に究明して、草地状の環境が維持されているメカニズムを探り出す必要性があるだろう。

本研究で明らかになった限定分布種はレッドリスト種の分布様式とは異なり、草原にも原生林にも同じくらいの種数が生息していた。この点を考慮して、当地域の総体的なチョウ類群集の保全を考察した時、多様性や絶滅危惧種のホットスポットであった二次的エリアの半自然草原環境の管理保全はもちろんのこと、それに加えて限定分布種が記録された原生的な樹海の管理保全も十分に行なっていくことが極めて望ましいことが考えられる。

謝 辞

本研究の遂行にあたって、さまざまな面でご援助、ご協力を頂いた山梨県環境科学研究所の職員の方々に深く感謝申し上げる。また小林亜由美助手には、図表作成の一部をお手伝い頂いた。ここに記して御礼申し上げる。本研究は、日本学術振興会科学研究費補助金基盤研究(B) 研究課題番号: 17310138(研究代表者 北原正彦)と基盤研究(C) 研究課題番号: 20510221(研究代表者 北原正彦)の助成を受け実施されたものである。

引用文献

- Begon, M., J.L. Harper, and C.R. Townsend (1996) *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*, 3rd edn. Blackwell Science, Oxford.
- Blair, R.B. and A.E. Launer (1997) Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biol. Conserv.* 80: 113–125.
- Erhardt, A. (1985) Diurnal Lepidoptera: sensitive

- indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* 22 : 849 – 861.
- Inoue, T. (2003) Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperate region of central Japan. *Entomol. Sci.* 6 : 151 – 163.
- 石井 実 (1993) チョウ類のトランセクト調査. 「日本産蝶類の衰亡と保護第2集」矢田 倖・上田恭一郎編, pp.91 – 101. 日本鱗翅学会(大阪)・日本自然保護協会(東京).
- 石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎 (1991) 大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性. 環動昆 3 : 183 – 195.
- 柿崎愛子 (2003) 富士山麓青木ヶ原におけるチョウ類群集の多様性と植物種数の関係. 東邦大学理学部生物学科卒業論文(特別問題研究報告書), 21pp., 東邦大学, 千葉.
- 上村佳孝 (2004) 郊外河畔ビオトープにおけるチョウ類群集の蜜源植物利用様式:造成初年の記録. 自然環境科学研究 17 : 107 – 115.
- 環境省 (2001) 日本の里地里山の調査・分析について(中間報告). 環境省報道発表, 平成13年10月10日.
- 環境省 (2002) 新生物多様性国家戦略. 環境省.
- 環境省 (2007) 改訂版日本産昆虫類レッドリスト. 環境省報道発表, 平成19年8月3日.
- 北原正彦 (1999) 富士山北麓の様々な森林環境におけるチョウ類群集の種多様性. 環動昆 10 : 11 – 29.
- 北原正彦 (2000) 富士山北麓森林地帯のチョウ類群集における成虫の食物資源利用様式. 環動昆 11 : 61 – 81.
- 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.
- 北原正彦・渡辺 牧 (2001) 富士山北麓青木ヶ原樹海周辺におけるチョウ類群集の多様性と植生種数の関係. 環動昆 12 : 131 – 145.
- Kitahara, M. and M. Watanabe (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.
- Kitahara, M., M. Yumoto and T. Kobayashi (2008) Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around the Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation* 17 : 2713 – 2734.
- MacArthur, R.H. (1972) *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Harper & Row, New York.
- 永田齊寿・飯塚日向子・北原正彦 (2007) 福島県いわき市郊外山域のチョウ類群集における成虫の食物資源利用様式. 環動昆 18 : 153 – 160.
- Pianka, E.R. (1988) *Evolutionary Ecology*, 4th edn. Harper & Row, New York.
- Pollard, E. (1977) A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biol. Conserv.* 12 : 115 – 134.
- Pollard, E. and T. J. Yates (1993) *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman and Hall, London.
- Primack, R. B. (1993) *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Primack, R. B. (1995) *A primer of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Spitzer, K., V. Novotny, M. Tonner, and J. Leps (1993) Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. *J. Biogeogr.* 20 : 109 – 121.
- 山本道也 (1988) 蝶類の群集の研究法. 「蝶類学の最近の進歩」三枝豊平・矢田 倖・上田恭一郎編, pp. 191 – 210. 日本鱗翅学会, 大阪.
- 山本道也 (1998) ルートセンサス法. 「チョウの調べ方」今井長兵衛・石井 実監修, pp. 29 – 43. 文教出版, 大阪.
- Yamamoto, N., J. Yokoyama and M. Kawata (2007) Relative resource abundance explains butterfly biodiversity in island communities. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 104 : 10524 – 10529.

Appendix : The list of butterfly species observed in this study, their mean annual densities in the respective study sites, numbers of sites recorded, and population densities. Red Listed species are shown by the alphabet.

No.	Species	Japanese name	Annual mean density			Total	Number of study sites recorded	Population density
			Semi-natural grassland (GL-1)	Semi-natural grassland (GL-2)	Forest edge (FE)			
	Hesperiidae	セセリチョウ科						
1	Ochlodes venatus	コキアラセセリ	5.83	4.81	3.33	0.00	13.98	3
2	Ochlodes ochraceus	ヒメアラセセリ	16.11	5.56	16.94	1.67	46.67	5
3	Thoreessa varia	コサバセセリ	1.39	11.39	7.50	3.33	28.61	5
4	Pelopidas jansoni	ミヤマバセセリ	1.11	1.67	0.00	0.00	2.78	2
5	Parnara guttata	イモヅセセリ	52.50	12.22	50.00	1.67	116.39	4
	Papilionidae	アゲハチョウ科						
6	Parnassius glacialis	リスバシチヨウ	0.00	0.00	1.11	0.00	1.11	1
7	Papilio macilentus	オガアゲハ	0.00	2.50	0.00	0.00	2.50	1
8	Papilio protenor	カラダガハ	0.00	0.00	0.00	1.67	1.67	1
9	Papilio bianor	カスガアゲハ	0.00	1.67	3.33	0.00	6.11	3
10	Papilio maackii	ミマカラアゲハ	0.00	0.00	0.00	1.11	1.11	1
	Pieridae	シロチョウ科						
11	Eurema hecabe	キチジ	20.42	8.89	9.33	1.67	0.00	40.31
12	Gonepteryx aspasia	スジボリヤマセミ	2.44	4.63	3.33	0.00	10.41	4
13	Colias erate	モチモチ	3.89	3.06	5.56	0.00	12.50	3
14	Pieris rapae	モンロワヨ	1.11	2.04	0.00	0.00	3.15	2
15	Pieris melete or napi	スジグロモチモチ類	22.22	13.11	27.22	3.52	72.74	5
	Lycenidae	シジミチョウ科						
16	Taraka hamada	エビシジミ	0.00	0.00	0.00	0.00	3.33	1
17	Narathura japonica	ムラサシジミ	0.00	0.00	1.67	0.00	1.67	3.33
18	Artopoetes proter	カラゴマダラシジミ	3.33	1.67	11.11	0.00	6.67	2
19	Chrysorozophrys smaragdinus	スズガトリシジミ	0.00	0.00	0.00	5.00	5.83	5.42
20	Favonius jezoensis	エゾミドリシジミ	0.00	0.00	1.67	0.00	0.00	1.67
21	Fixsenia mera	ミヤマガラシジミ	8.33	4.17	0.00	5.56	3.89	3.19
22	Callophrys ferea	コロハメ	1.11	2.22	0.00	0.00	1.67	1
23	Lycaena phlaeas	ベニシジミ	0.00	1.67	0.00	0.00	0.00	1.67
24	Lampropteryx boeticus	カラミシジミ	0.00	3.33	0.00	0.00	3.33	3.33
25	Pseudozizeeria maha	ヤマシジミ	6.67	5.83	6.67	0.00	1.11	5.07
26	Celastrina argiolus	ルシジミ	0.00	0.00	1.39	1.67	4.72	1.57
27	Celastrina sibirianii	スズガトリシジミ	0.00	0.00	1.11	0.00	1.11	1.11
28	Everes agilides	ヨハシシジミ	2.22	0.00	0.00	0.00	0.00	2.22
	Libytheidae	テンクリチョウ科						
29	Libythea celtis	テングチヨウ	3.33	6.11	6.67	3.33	2.22	21.67
	Danaidae	マダラチョウ科						
30	Parantica sita	アザガタラ	0.00	0.00	1.94	3.33	2.78	8.06
	Nymphalidae	タテハチョウ科						
31	Argynnis laodice	カラシナシヒヨウモ	7.50	16.67	3.33	1.67	0.00	29.17

32	<i>Argynnis aglaja</i>	アーリンニス アグラヤ	アーリンニス アグラヤ	6.67	1.67	15.00	3
33	<i>Aethalides aridus</i>	エーテルライデス アリドス	エーテルライデス アリドス	23.33	9.17	2.64	5
34	<i>Neonympha amathonte</i>	ネオニンファ アマントネ	ネオニンファ アマントネ	0.00	1.11	0.00	5.50
35	<i>Fabriciana adippe</i>	ファブリカーナ アディッペ	ファブリカーナ アディッペ	30.97	28.89	6.39	1.11
36	<i>Spiraea aglaia</i>	スピレア アグラヤ	スピレア アグラヤ	2.22	1.94	1.67	1.11
37	<i>Limenitis camilla</i>	リメニティス カミラ	リメニティス カミラ	3.33	0.00	3.06	1.74
38	<i>Nepis philyra</i>	ネピス フィラ	ネピス フィラ	0.00	0.00	0.00	1.11
39	<i>Nepis nivalis</i>	ネピス ニバライス	ネピス ニバライス	4.44	1.67	4.72	1.11
40	<i>Nepis pryeri</i>	ネピス プライエリ	ネピス プライエリ	9.63	14.17	4.17	6.94
41	<i>Abraxas burejana</i>	アブラザス ブレハナ	アブラザス ブレハナ	0.00	0.00	0.00	0.00
42	<i>Polygonia c-aureum</i>	ポリゴニア シーアーレーム	ポリゴニア シーアーレーム	92.78	137.22	47.04	0.00
43	<i>Kaniska canace</i>	カニスカ カナセ	カニスカ カナセ	0.00	3.33	1.67	0.00
44	<i>Nymphalis xanthomelas</i>	ニンフィラス サンтомелアス	ニンフィラス サンтомелアス	1.11	1.39	1.11	0.00
45	<i>Inachis io</i>	イナチス イオ	イナチス イオ	1.39	0.00	5.00	0.00
46	<i>Cynthia cardui</i>	シンシア カルデウ	シンシア カルデウ	2.41	1.67	2.22	0.00
47	<i>Vanessa indica</i>	ヴァンセサ インディカ	ヴァンセサ インディカ	3.33	0.00	0.00	0.00
48	<i>Dichorragia neismachus</i>	ディchorラジア ネスマクス	ディchorラジア ネスマクス	0.00	0.00	0.00	0.00
49	<i>Apatura metis</i>	アパトゥラ メティス	アパトゥラ メティス	0.00	0.00	1.67	0.00
	Satyridae	ジャノメチョウ科					
50	<i>Ypthima argus</i>	イプティマ アルゴス	イプティマ アルゴス	19.63	23.70	9.26	2.22
51	<i>Mimois dryas</i>	ミモイシス ドライアス	ミモイシス ドライアス	133.89	114.44	44.17	1.67
52	<i>Neope niphonica</i>	ネオニホニカ	ネオニホニカ	0.00	0.00	0.00	0.00
53	<i>Hainnia callipetes</i>	ハイニニア カリペテス	ハイニニア カリペテス	0.00	0.00	1.67	0.00
	Red Listed species						
54	A			42.59	43.52	21.67	0.00
55	B			73.33	53.33	38.89	0.00
56	C			6.56	9.31	3.06	0.00
57	D			1.67	1.11	0.00	0.00
58	E			14.17	5.83	11.67	0.00
59	F			36.30	26.48	18.33	0.00
60	G			12.22	5.56	0.00	0.00
	Total density per route			681.50	597.05	411.60	53.89
						108.01	1852.05
							8.89

Original article

Species diversity and composition of wild bees at Mount Tsukuba, Ibaraki Prefecture, central Japan

Masaki Hisamatsu*

Ibaraki Nature Museum, Bando, Ibaraki 306-0622, Japan

(Received : November 10, 2009 ; Accepted : January 18, 2010)

Abstract

The species composition of wild bees was surveyed on the north side of Mt. Tsukuba, Ibaraki Prefecture from March to November 1997. A total of 974 individuals belonging to 40 species from five families were collected. Apidae and Halictidae were the dominant families in this area, accounting for 373 individuals from 11 species and 360 individuals from 14 species, respectively. Among the 40 species, eight were regarded as dominant species, with *Bombus ardens* accounting for the highest number of individuals (179). The high numbers of *B. ardens* in this area might be caused by an abundance of *Styrax japonica*, on which this bee feeds. The population of bees emerging over short periods might depend on the abundance of flowers of favored plant species. The results were compared with those of previous studies performed in four areas of Ibaraki Prefecture with similar climatic conditions but different environmental characteristics, associated with different degrees of human impact. Mt. Tsukuba had poorer bee fauna than these other areas, though the species composition was similar to those in Mt. Yamizo and Mt. Gozen, which are good quality forest areas with natural elements.

Key words : Apiformes, Hymenoptera, bee community, species diversity, Mt. Tsukuba, Ibaraki Prefecture.

Introduction

Wild bees generally specialize on particular kinds of flowers, with different bee species having different and often strong flower preferences (Michener, 2000). Thus, the species composition of the bee fauna should closely reflect the environmental characteristics of their habitat, particularly with respect to the vegetation and the pattern of human land use, which may modify the surrounding vegetation (Hisamatsu and Yamane, 2006).

Surveys to determine the species diversity and composition of wild bee assemblages have been conducted at different latitudes, and thus in different climatic zones, in Japan (Sakagami and Fukuda, 1973 ; Matsumura *et al.*, 1974 ; Ikudome, 1978, 1979 ; Iwata, 1997). However, little is known about the structure of bee communities in relation to human activities (Hisamatsu and Yamane, 2006).

The present study examined the wild bee fauna in a

mountainside area in the northern Kanto region, where human activities have had little impact on the environment. Studies of other bee faunas from similar latitudes with similar climates but different environmental conditions have been performed in Ibaraki Prefecture (Ishii and Yamane, 1981 ; Iho and Yamane, 1985 ; Saito *et al.*, 1992 ; Hisamatsu and Yamane, 2006, 2008). Comparison between the results of the current study and these previous studies allows the characteristics of bee faunas to be analyzed in relation to the degree of human impact on the environment.

Materials and Methods

Area surveyed

Wild bees were collected from the north side of Mt. Tsukuba ($36^{\circ} 13' N$, $140^{\circ} 06' E$; 877 m altitude) situated in the southern part of Ibaraki Prefecture, central Japan (Fig. 1A). Mt. Tsukuba is an

*Corresponding author : hisamatsu@nat.pref.ibaraki.jp

independent mountain on the Kanto plain.

Regular collections were performed along a route approximately 1.2 km in length along a road through a cedar forest (**Fig. 1B**). The dominant tree species in the area was Japanese cedar, *Cryptomeria japonica* D. Don. The site was characterized by planted vegetation, including many species of flowering plants. During the survey period, 139 species of flowering plants were recorded along the survey route. Coppices along the route consisted of secondary growth of deciduous trees, such as *Stachyurus praecox* Sieb. et Zucc., *Rubus palmatus* Thunb. var. *corytophyllus* (A. Gray) Koidz., *Weigela decora* (Nakai) Nakai and *Lespedeza bicolor* Turcz. var. *japonica* Nakai.

The results of the present survey were compared with those reported from four sites in Ibaraki Prefecture: the foot of Mt. Yamizo ($36^{\circ} 55' N$, $140^{\circ} 15' E$), consisting mainly of Japanese cedar and broad-leaved trees and bushes along the road-side (Hisamatsu and Yamane, 2008); the foot of Mt. Gozen ($36^{\circ} 35' N$, $140^{\circ} 20' E$), consisting of patchy secondary forests of oak and zelkova with planted cedars (Tho and Yamane, 1985); Mito on the campus of Ibaraki University ($36^{\circ} 25' N$, $140^{\circ} 25' E$), with many buildings, paved roads, exposed ground and planted trees and flowers (Saito *et al.*, 1992); and Sugao in an area adjacent to Sugao Marsh ($36^{\circ} 00' N$, $139^{\circ} 55' E$), consisting of patchy rice and vegetable fields, abandoned rice fields, human dwellings and secondary oak forests (Hisamatsu and Yamane, 2006). The Yamizo and Gozen areas were classified as forest

environments with natural elements, whereas Mito and Sugao have been affected by human activities and were classified as urbanized or agricultural environments. These four surveys, as well as the present study, used the standardized research method proposed by Sakagami *et al.* (1974).

Collection of bees

Collection of bees was carried out three times each month from mid-March to mid-November in 1997, following the method of Sakagami *et al.* (1974). A collector walked for approximately 1 hour between both ends of the fixed collection route, and then returned to the starting point at the same pace. The collector made the round-trip twice between 08:00 and 12:00 hours for one collection. In the course of the collection, any wild bees found on any kind of flowers were captured using a net. However, if numerous bees were attracted to flowers at a particular spot, the collector kept moving at a steady pace and did not attempt to collect all the bees at that spot. Plant species visited by bees were recorded during the collection. *Apis mellifera* Linnaeus and *Bombus terrestris* Linnaeus are cultured rather than wild bees and were therefore excluded from this study.

Analysis of species diversity

The species diversities of wild bee communities at Mt. Tsukuba and the four previously surveyed areas in Ibaraki were evaluated based on the following three indices: (i) number of species (*s*) ; (ii) Simpson's

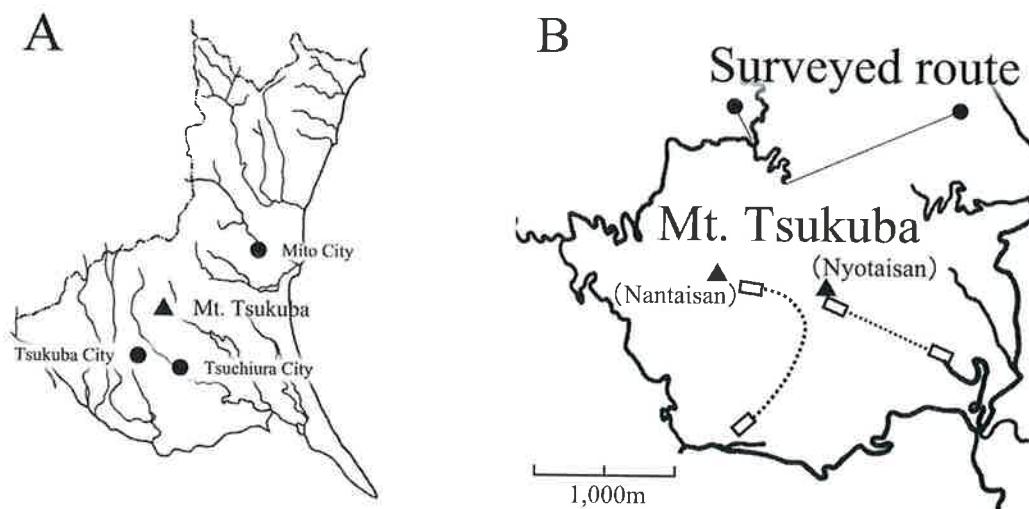


Fig. 1 A, Location of Mt. Tsukuba in Ibaraki Prefecture ; B, Magnified map showing the surveyed route.

index of diversity ($1-D$) recommended by Lande (1996) ; and (iii) Simpson's reciprocal index ($1/D$), recommended by Morishita (1996).

Analysis of similarities among bee communities

The similarities between the bee communities at Mt. Tsukuba and at each of the other four sites were evaluated using the following two indices : (i) number of species common to the two communities concerned ; and (ii) Morishita's index of similarity (C_s). The

latter was recommended by Krebs (1999) as being the best overall measure of similarity between two given communities.

Results

Species composition of wild bees

A total of 974 wild bees belonging to 40 species representing 13 genera and five families were collected (**Table 1**). Apidae and Halictidae were the dominant

Table 1 Species and number of wild bees collected at Mt. Tsukuba.

Family and species name	Number of individuals			
	Females	Males	Total	%
Colletidae	10	0	10	1.0
<i>Hylaeus floralis</i> (Smith)	6		6	0.62
<i>Hylaeus nippone</i> Hirashima	4		4	0.41
Halictidae	282	78	360	37.0
<i>Lasioglossum (Dialictus) problematicum</i> (Blüthgen)	34	4	38	3.90
<i>Lasioglossum (Evylaeus) allodatum</i> Ebmer et Sakagami	3		3	0.31
<i>Lasioglossum (Evylaeus) apristum</i> (Vachal)	114	9	123	12.63
<i>Lasioglossum (Evylaeus) japonicum</i> (Dalla Torre)	4	1	5	0.51
<i>Lasioglossum (Evylaeus) longifacies</i> Sakagami et Tadauchi	19	2	21	2.16
<i>Lasioglossum (Evylaeus) metis</i> Ebmer	16		16	1.64
<i>Lasioglossum (Evylaeus) transpositum</i> (Cockerell)		1	1	0.10
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) ebmerianum</i> Sakagami et. Tadauchi	4	1	5	0.51
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) exiliceps</i> (Vechal)		3	3	0.31
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) kansuense</i> (Blüthgen)	76	56	132	13.55
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) mutilum</i> (Vechal)	2	1	3	0.31
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) proximatum</i> (Smith)	2		2	0.21
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) scitulum</i> (Smith)	7		7	0.72
<i>Sphecodes nipponicus</i> Yasumatsu et Hirashima	1		1	0.10
Andrenidae	89	51	140	14.4
<i>Andrena (Andrena) aburana</i> Hirashima	1	1	2	0.21
<i>Andrena (Andrena) micado</i> Strand et Yasumatsu		2	2	0.21
<i>Andrena (Calomelissa) tsukubana</i> Hirashima	43	36	79	8.11
<i>Andrena (Chlorandrena) knuthi</i> Alfken	17	2	19	1.95
<i>Andrena (Euandrena) hebes</i> Pérez	19	6	25	2.57
<i>Andrena (Micrandrena) hikosana</i> Hirashima		1	1	0.10

Table 1 Species and number of wild bees collected at Mt. Tsukuba

<i>Andrena</i> (<i>Micrandrena</i>) <i>kaguya</i> Hirashima	7	3	10	1.03
<i>Andrena</i> (<i>Micrandrena</i>) <i>minutula</i> (Kirby)	2		2	0.21
Megachilidae	64	27	91	9.3
<i>Coelioxys acuminata</i> Nylander	2		2	0.21
<i>Coelioxys yanonis</i> Matsumura	44	4	48	4.93
<i>Megachile nipponica</i> Cockerell	1	3	4	0.41
<i>Megachile tsurugensis</i> Cockerell	16	17	33	3.39
<i>Osmia cornifrons</i> (Radoszkowski)	1	3	4	0.41
Apidae	279	94	373	38.3
<i>Xylocopa appendiculata circumvolans</i> Smith	1		1	0.10
<i>Ceratina</i> (<i>Ceratina</i>) <i>iwatai</i> Yasumatsu	3		3	0.31
<i>Ceratina</i> (<i>Ceratinidia</i>) <i>flavipes</i> Smith	5	1	6	0.62
<i>Ceratina</i> (<i>Ceratinidia</i>) <i>japonica</i> Cockerell	60	2	62	6.37
<i>Eucera mitsukurii</i> Cockerell	14	8	22	2.26
<i>Eucera nipponensis</i> Pérez	3	13	16	1.64
<i>Nomada harimensis</i> Cockrell	1		1	0.10
<i>Bombus</i> (<i>Bombus</i>) <i>terrestris</i> Linnaeus	1		1	0.10
<i>Bombus</i> (<i>Diversobombus</i>) <i>diversus</i> <i>diversus</i> Smith	65		65	6.67
<i>Bombus</i> (<i>Pyrobombus</i>) <i>ardens</i> <i>ardens</i> Smith	109	70	179	18.38
<i>Apis cerana</i> Fabricius	17		17	1.75
Total	724	250	974	100

families at Mt. Tsukuba, accounting for 373 individuals from 11 species and 360 individuals from 14 species, respectively. With respect to the number of species, Andrenidae (140 individuals, 8 species) was the third largest family, followed by Megachilidae (91 individuals, 5 species) and Colletidae (10 individuals, 2 species).

Among the 40 species collected, eight were dominant according to the following definition : Dominant species were those for which the lower 95% confidence limit of relative abundance exceeded the average percentage for all the species collected (Sakuma 1964 ; 2.5% in this study) (Fig. 2). The most dominant species was *Bombus ardens ardens* (179 individuals, 18.4% of total individuals collected), followed by *Lasioglossum* (*Lasioglossum*) *kansuense* (Blüthgen) (132 individuals, 13.6%), and *Lasioglossum*

(*Evylaeus*) *apristum* (Vachal) (123 individuals, 12.6%) (Table 1). The other dominant species in descending order of dominance were : *Andrena* (*Calomelissa*) *tsukubana* Hirashima, *Bombus* (*Diversobombus*) *diversus* *diversus* Smith, *Ceratina* (*Ceratinidia*) *japonica* Cockerell, *Coelioxys* (*Boreocoelioxys*) *yanonis* Matsumura and *Lasioglossum* (*Dialictus*) *problematicum* (Blüthgen). The cumulative relative frequency of individuals of these eight dominant species was 74.5%.

Species diversity and similarity

The value of species richness represented by the number of species collected (*S*) at Mt. Tsukuba was 40, which was the lowest value of species richness among the five study sites (Table 2). The values for species diversity (species evenness) at Mt. Tsukuba were 0.91 and 11.0 for *1/D* and *1-D*, respectively.

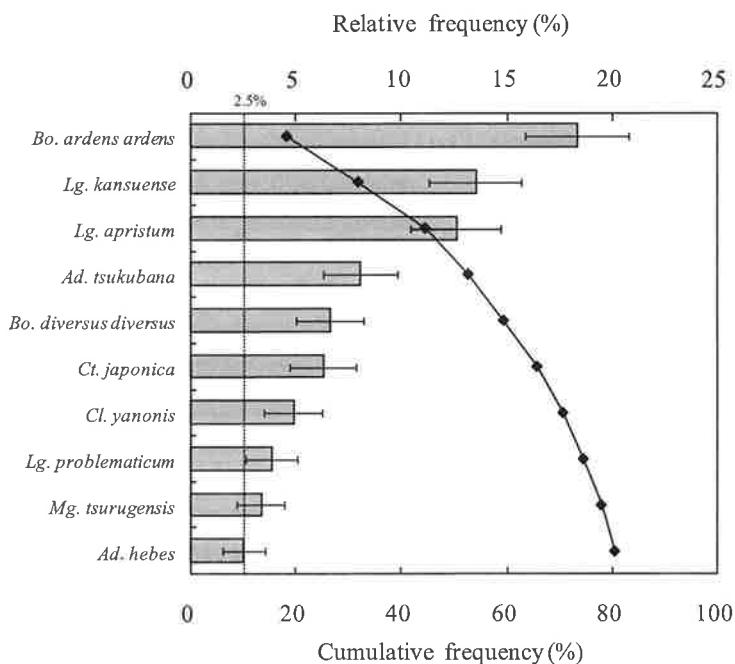


Fig. 2 Relative and cumulative frequencies of 10 species collected at Mt. Tsukuba. Eight species, in which the lower end of the 95% confidence limit exceeded 2.5% (an average percentage), were regarded as dominant species.

Table 2 Number of wild bee species collected over 1 year, total number of individuals collected over 1 year, inverse of Simpson's index ($1/D$) and Simpson's diversity index ($1-D$) at five areas in Ibaraki.

	Surveyed localities				
	Mt. Yamizo	Mt. Gozen	Mito	Mt. Tsukuba	Sugao
Number of species (S)	58	43	55	40	43
Number of individuals (N)	1741	973	870	974	750
Inverse of Simpson's index ($1/D$)	10.2	11.1	21.0	11.1	12.6
Simpson's diversity ($1-D$)	0.90	0.91	0.95	0.91	0.92

Data sources : Mt. Yamizo, Hisamatsu and Yamane (2008) ; Mt. Gozen, Iho and Yamane (1985) ; Mito, Saito *et al.* (1992) ; Mt. Tsukuba, present study ; and Sugao, Hisamatsu and Yamane (2006).

Morishita's index of similarity (C_s) between Mt. Tsukuba and Mt. Yamizo was also higher than for the other surveyed localities (Table 3).

Discussion

Fewer bee species were collected in the present survey (40 species) than in any of the other four

areas previously surveyed in Ibaraki. This suggests low species richness of the bee fauna at Mt. Tsukuba. Halictidae was the most dominant family by species number, accounting for 35.0% of the total number of species. Apidae, however, was the most dominant family by number of individuals (38.3% of the total number of individuals). Halictidae was the most dominant family both by number of species and by

Table 3 Number of common species and Morishita's index of similarity ($C\lambda$) between Mt. Tsukuba (the present survey) and four other areas in Ibaraki.

	Surveyed areas			
	Mt. Yamizo	Mt. Gozen	Mito	Sugao
Number of common species	31	21	24	19
Morishita's $C\lambda$ index	0.63	0.19	0.19	0.08

Data sources : Mt. Yamizo, Hisamatsu and Yamane (2008) ; Mt. Gozen, Iho and Yamane (1985) ; Mito, Saito *et al.* (1992) ; Sugao, Hisamatsu and Yamane (2006).

number of individuals in the other four areas of Ibaraki (Mt. Yamizo, Mt. Gozen, Mito, Sugao). Apidae was the top-ranked family by number of individuals at Mt. Tsukuba, although it was ranked second by number of species. This is due to the large number of individuals per species in the genus *Bombus*. *B. ardens* was recognized as dominant bee species, with *B. ardens ardens* being the most dominant species and accounting for 18.4% of the bees collected at that site. *B. ardens ardens* appeared in April to June, when *S. japonica* Sieb. et Zucc. (Styracaceae) was in full bloom. Thus the large population of *B. ardens ardens* at Mt. Tsukuba could be accounted for by the abundance of *S. japonica*, which was used as food by 88 individuals of *B. ardens ardens* (49% of the total number of individuals). Many solitary bees have short periods of flight activity and are therefore able to specialize, even

if their favored plants bloom only for a few weeks (Michener, 2000). Given this, the population of bees, especially those emerging over short periods, may depend on the quantity of flowers of certain favored plant species.

The calculated values showed that Mt. Tsukuba was comparable to Mt. Gozen in terms of species diversity (species evenness : $1/D$ and $1-D$). This may be because the research area at Mt. Tsukuba was surrounded by forested areas, similar to Mt. Gozen. The composition of the dominant species at Mt. Tsukuba and Mt. Yamizo was almost identical, and a high degree of similarity ($C\lambda = 0.63$) in community structure was observed between these sites. Based on $C\lambda$, the five areas in Ibaraki were classified into two groups : one comprising Mt. Tsukuba, Mt. Yamizo, and Mt. Gozen, and the other comprising Sugao and Mito (Fig. 3). The former group included forested areas

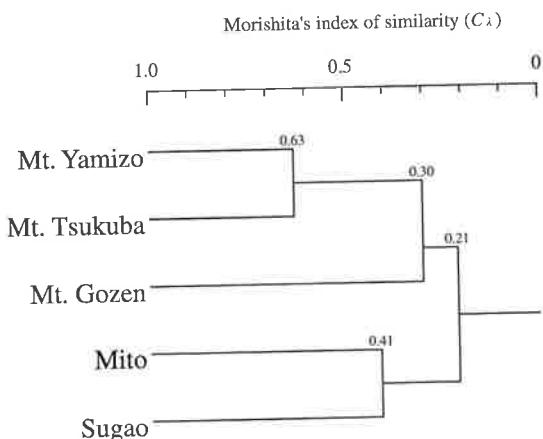


Fig. 3 Dendrogram showing the intercommunity similarities among five wild-bee surveys, based on Morishita's index of similarity ($C\lambda$). The clustering was determined using an average linkage clustering method. Data sources : Mt. Yamizo, Hisamatsu and Yamane (2008) ; Mt. Tsukuba, present study; Mt. Gozen, Iho and Yamane (1985) ; Mito, Saito *et al.* (1992). Sugao, Hisamatsu and Yamane (2006).

with more natural elements, while the latter group included cultivated areas and/or areas of human habitation. The results of this classification agree well with the results reported by Hisamatsu and Yamane (2006, 2008).

The results of this study showed that the bee fauna at Mt. Tsukuba was relatively low in terms of species richness, but that the species composition of bees at Mt. Tsukuba was similar to that in Mt. Yamizo and Mt. Gozen, which are good quality forest areas with natural elements.

Acknowledgments

I thank Y. Haneda and the members of the Botanical Laboratory, Ibaraki Nature Museum for the identification of specimens. I also thank Y. Yamane for critically reading a draft of the manuscript.

References

- Hisamatsu, M. and S. Yamane (2006) Faunal makeup of wild bees and their flower utilization in a semi-urbanized area in central Japan. *Entomological Science*. 9 : 137 – 145.
- Hisamatsu, M. and S. Yamane (2008) Faunal makeup of wild bees and their flower utilization on the foot of Mt. Yamizo, Ibaraki, central Japan. *Japanese Journal of Entomology*. 11 : 115 – 127. (In Japanese with English summary)
- Iho, M. and S. Yamane (1985) Faunistic and biological survey of wild bees at the foot of Gozenyama, Ibaraki Prefecture. *Bulletin of the Faculty of Education, Ibaraki University (Natural Sciences)*, 34 : 57 – 74. (In Japanese)
- Ikudome, S. (1978) A wild bee survey in Kôchi Plain (Kôchi Pref.), Shikoku, Japan (Hymenoptera, Apoidea). *Kontyû*. 46 : 512 – 536. (In Japanese with English summary)
- Ikudome, S. (1979) A wild bee survey in Tosayamamura (Kôchi Pref.), Shikoku, Japan (Hymenoptera, Apoidea). *Kontyû*. 47 : 416 – 428. (In Japanese with English summary)
- English summary)
- Ishii, H. and S. Yamane (1981) Wild bee survey at the foot of Mt. Yamizo in Ibaraki Prefecture, Japan. *Bulletin of the Faculty of Education, Ibaraki University (Natural Sciences)*. 30 : 45 – 59. (In Japanese)
- Iwata, M. (1997) A wild bee survey in Setaura (Kumamoto Pref.), Kyushu, Japan (Hymenoptera, Apoidea). *Japanese Journal of Entomology*. 65 : 635 – 662. (In Japanese with English summary)
- Krebs, C. J. (1999) *Ecological Methodology*, 2nd edn. Addison-Wesley Longman, Menlo Park.
- Lande, R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*. 76 : 5 – 13.
- Matsumura, M., S. F. Sakagami and H. Fukuda (1974) A wild bee survey in Kibi (Wakayama Pref.), Southern Japan. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Series VI, Zoology*. 19 : 422 – 437.
- Michener, C. D. (2000) *The Bees of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Morishita, M. (1996) On the influence of the sample size upon the values of species diversity. *Japanese Journal of Ecology*. 46 : 269 – 289. (In Japanese with English summary)
- Saito, N., S. Yamane and T. Matsumura (1992) Phenology and flower preference of wild bees on the campus of Ibaraki University, Mito, central Japan. *Bulletin of the Faculty of Education, Ibaraki University (Natural Sciences)*. 41 : 153 – 172. (In Japanese)
- Sakagami, S. F. and H. Fukuda (1973) Wild bee survey at the campus of Hokkaido University. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Series VI, Zoology*. 19 : 190 – 250.
- Sakagami, S. F., H. Fukuda and H. Kawano (1974) Biofaunistic surveys of wild bees. Problems and methods, with results taken at Mt. Moiwa, Sapporo. *Seibutsu-Kyozai*. 9 : 1 – 60. (In Japanese with English summary)
- Sakuma, A. (1964) *Bioassay, Design and Analysis*. Tokyo University Press, Tokyo. (In Japanese)

茨城県筑波山における野生ハナバチの種の多様度と構成

久松正樹

ミュージアムパーク茨城県自然博物館

〒306-0622 茨城県坂東市大崎700

1997 年の 3 ~ 11 月にかけて茨城県の筑波山北側の山腹で野生ハナバチ類の種構成を調査し、5 科 40 種 974 個体を採集した。この中で、11 種 373 個体が採集されたミツバチ科と、14 種 360 個体が採集されたヒメハナバチ科が、この地域で優勢な科であった。採集された 40 種のうち 8 種が優占種と認められ、最も採集個体が多かったのはコマルハナバチ（179 個体）であった。コマルハナバチの個体数が多いのは、餌となるエゴノキが多くあったためと考えられる。短い期間しか出現しないハナバチ類の個体数は、好んで訪花する花の量に依存するようだ。これらの結果を、気象条件が類似するが人為的インパクトが異なる茨城県の 4 地域の既報と比較した。ハナバチ類の種数から見ると、筑波は他の地域より貧弱なハナバチ相であったが、種構成は自然の要素が多い森林地域である八溝山や御前山と類似していた。