

# 環動昆

## 報 文

- 頭山 昌郁：単位時間採集法に基づく種数の推定について .....  
—アリ類の調査への適用— ..... 51
- 北原 正彦：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 ..... 61

## 解 説

- 吉田 宗弘：害虫防除作業者の健康問題 ..... 83
- 会 報 ..... 91
- 投稿規定 ..... 95

Vol. 11

2

日本環境動物昆虫学会

2000

## 単位時間採集法に基づく種数の推定について —アリ類の調査への適用—

頭山 昌郁

広島大学総合科学部

(受領: 1999年6月4日; 受理: 1999年11月22日)

**Estimating Species Richness: An Application of the Time Unit Sampling Method to a Myrmecofaunal Survey.** Yoshifumi Touyama (Department of Environmental Studies, Faculty of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima 739-8521, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **11** : 51-60 (2000)

Ants are sensitive and useful bio-indicators as they are one of the most abundant and important faunal groups in every terrestrial ecosystem. The time unit sampling method is one of the efficient sampling methods for ants; it is thought to be an easy, fast, quantitative and reliable method. Some ways of estimating ant species richness based on time unit sampling were compared: four species accumulation functions and 1st and 2nd jackknife methods. As a result, two species accumulation functions by logistic model and two jackknife methods seemed to be better estimators. Using a species accumulation curve, it was possible to compare the species richness among several sites where sampling efforts were different. The time unit sampling method collected ants more efficiently than area unit sampling method.

**Key words:** Jackknife method, Species accumulation curve, Species richness estimation, Time unit sampling, Myrmecofauna

環境指標として有用で、かつ生態系においても重要な役割を担っているアリ類の調査法の一つとして、単位時間採集法が挙げられる。単位時間採集法による種数の評価法を検討した結果、対数モデルによる累積種数曲線とジャックナイフ法が有用であると考えられた。非漸近の対数モデルによる累積種数曲線からは棲息種数を直接に求めることはできないが、調査時間の異なる場所での種数を比較することが可能である。また、単位時間採集法と単位面積採集法を比較した場合、単位時間採集法の採集効率が高く、少ない労力でより多くの種を採集できることが判った。

## 緒 言

生物多様性の危機が呼ばれるようになって、今やアセスメントの上でも環境計画の上でも、生物多様性を適切に評価することが重要となってきている（平川・樋口, 1997；前田, 1997；鷺谷, 1997）。それと併行して、地域ごとの生物誌や危機に瀕した生物種のリストの編纂もようやく進められるようになってきた。ある場所の、またはある地域の生物多様性を評価するために、従来は記録された生物の総種数を用いることが多かった。しかし、個々の種のアバンダンスや稀少性などが評価されていない、調査方法や調査努力が必ずしも統一されていないため他地域との定量的な比較が難しいなどの問題点があった。そのため、簡便・迅速で信頼性が高く、数量的な解析や結果の相互比較が可能な調査法の確立が望まれている（Codington, et al., 1991）。

ある地域に棲息する種の全てを記録する、すなわち絶対種数を知ることが目的ならば、さまざまな調査方法を駆使して徹底的な調査を行なえばよい。ただし、この方法では調査に要する時間や労力は莫大なものとなろう。一方、ある地域の棲息種数について、一定の基準のもとに相対的な評価を下すのが目的であれば、定量的な反復調査を行なう必要がある。複数の反復処理のためには、個々のサンプルユニットにかけるコスト（時間、労力など）は可能な限り抑え、調査効率を高めることが望ましい。

環境指標として有用なアリ類（Majer, 1983；寺山, 1997）においても、これまでにさまざまな調査法が検討してきた。Romero and Jaffe (1989) は、多くの種を採集するためには、トラップ法よりも直接採集法の効率が高いことを指摘している。本研究では、簡便迅速かつ定量的な直接採集法として近年提案されている単位時間採集法（緒方・竹松, 1999）について、棲息種数の推計手法を検討し、従来の単位面積採集法との効率比較を行なった。

## 調査地および調査方法

### 1. 調査地

アリ類の採集は、1996年の7月～9月に、広島市内の二葉山、元宇品、比治山の3カ所で行なった。これらは広島市内の代表的な緑地で、まとまった面積の森林が残されている場所である。調査地は、二葉山では山麓部の夏緑樹林、元宇品では展望広場そばの照葉樹林、比治山では照葉樹と夏緑樹の混交林である。

### 2. 調査方法

各調査地におけるアリ類の棲息状況についてなるべく多くの情報を得るために、以下に示す3つの採集法を併用して調査を行なった。なお、いずれの採集法でも、♀のみ得られた場合には、種数のうちに含めなかった。

#### 1) 単位時間採集法

単位時間採集法は、アリ類の定量調査法として提案されているもので（緒方・竹松, 1999）、一定の単位時間内にできるだけ多くの種を採集するという方法である。本調査では単位時間を30分とし、この間に地表の見取りやA<sub>0</sub>層のふるい取り、石起こし等で見つけたアリ類の全種を採集した。調査地ごとに林床の微環境が異なっていることを考慮して、ふるい取りや石起こしの場所や回数などには一切制限を設けなかった。したがって、サンプルごとの探索面積などは必ずしも一定ではないが、林内のなるべく広い範囲を歩き回って採集し、探索場所がオーバーラップしないように留意した。単位時間採集法による調査はいずれも8月に実施し、二葉山と元宇品では各6回、比治山では5回反復した。

#### 2) 単位面積採集法

直径20cmの金属製円筒枠を用いてA<sub>0</sub>層を採取し、現地でふるいにかけてA<sub>0</sub>層内のアリ類を採集する方法である。今回は調査面積を増やすために、直径20cmの円筒枠に加えて直径25cmの円筒枠も併用した。二葉山では8月と9月に、20cm円筒枠で計16回分、25cm円筒枠で10回分を採集した。

元宇品では8月と9月に、20cm円筒枠で13回分、25cm円筒枠で8回分、比治山では7月と9月に、20cm円筒枠で14回分、25cm円筒枠で9回分の採集をそれぞれ行なった。時間の節約を図るために、サンプルは数回分を適宜プールして採集した。

### 3) 地表の見取り調査

A<sub>0</sub>層のふるい取りでは地表を敏捷に徘徊する大型の地表徘徊性種を取り逃がすことがあるので、これらの種については地表の見取り調査を別途行なって補完した。今回は30分間の見取り調査を、二葉山と元宇品では8月に、比治山では7月に、それぞれ1回行なった。

## 出現種数の推定法

種多様性の評価には、採集された総種数やそれから求めた種密度、あるいは多様度指数などが用いられる。しかし、これらの指標は、調査努力（時間、回数、面積、トラップ数など）すなわちサンプルサイズによる影響を受ける。したがって、場所間や地域間の比較を行なうに際しては、これらの調査努力を統一することが望ましい。しかし、現実の問題として、全ての場合に調査努力を揃えることは、労力・時間等の制約から困難なことが多い。そこで、調査努力が異なる場合にも比較を可能にするため、定量的な反復調査の結果に基づき、任意の調査努力を払ったときに得られるであろう種数の推定値を求める必要が出てくる。このような場合の種数の推定法としては、1) 累積種数曲線 (Species accumulation curve) や種数面積曲線 (Species area curve) による推定法、2) 個々の種のアバンダンス分布に基づく推定法、3) 個々の種の個体数や出現頻度に基づくノンパラメトリックな推定法などがある (Palmer, 1990, 1991; Baltanás, 1992; Colwell and Coddington, 1994; Gaston, 1996)。

### 1. 採集された総種数

採集種数は棲息種数の最も直截的な近似であり、調査努力がほぼ等しい場合には、これのみで種数の大小を比較できる。ただし、採集された総種数

は、大抵の場合、実際に現地に棲息する「真の」種数の一部分でしかない。したがって、以降に述べる方法で推定した種数が、採集された総種数を明らかに下回る場合は、その推定値および推定法は不適当なものと判断することができる。

### 2. 累積種数曲線による種数の推定

調査努力と得られた種数の間に、累積種数曲線で表される関係が認められることはよく知られている (Soberón and Llorente, 1993; Colwell and Coddington, 1994; Longino and Colwell, 1997)。本稿では、調査努力（ここでは調査時間）から出現種数の予測を行なうために、以下の4つの回帰モデルを検討した。

$$ES(t) = a + b \log(t) \quad (1)$$

$$ES(t) = \frac{1}{a} \ln(1 + abt) \quad (2)$$

$$ES(t) = \frac{S_{\max} t}{a + t} \quad (3)$$

$$ES(t) = S_{\max} (1 - e^{-at}) \quad (4)$$

ここで、 $ES(t)$  は  $t$  分間の採集を行なった場合の採集種数の期待値、 $S_{\max}$  は種数の漸近値、すなわち棲息している全種数の推定値であり、 $a, b$  は回帰式の定数である。回帰式は、30分の単位時間採集によって得られた全サンプルの、可能な全ての組み合わせ（二葉山と元宇品では63通り、比治山では31通り）から、STATISTICA ver. 5.1J (StatSoft, 1996) を用いて準ニュートン法によって求めた。

上記の回帰モデルのうち、(1)式は小面積スケールにおける種数・面積曲線としてよく知られており、アリ類においても群落内スケールで回帰式への適合がよいことが知られている (寺山, 1991)。(2)式も(1)式と同様の対数モデルで、Soberón and Llorente (1993) で検討されたものであるが、(1)式と異なり  $y$  軸切片を持たない、すなわち原点を通る形になっている。(3)式は双曲線モデルとして知られるもので、生物学ではむしろ酵素反応速度論における Michaelis-Menten の式としてよく知られているが、やはり累積種数曲線の回帰モデル

として用いられる (Soberón and Llorente, 1993; Keating, 1998). (4)式は Soberón and Llorente (1993) や Colwell and Coddington (1994) において検討された負の指數モデルであるが、ここに示した(4)式は、Colwell and Coddington (1994) の表記に従っている。 (1)式と(2)式は非漸近の単調増加モデルであり、調査努力の増加に伴って採集種数は無限に増加すると仮定しているため、調査対象地の範囲が空間的に規定されている場合を除けば、棲息種数を直截には推定できない。一方、(3)式と(4)式は漸近モデルであり、漸近値すなわち最大種数の予測値が得られるため、棲息種数の推定には都合がよい。

### 3. ノンパラメトリック法による種数の推定

ノンパラメトリックな種数の推定法としては、ジャックナイフ法やブートストラップ法がよく知られている (Palmer, 1990, 1991; Colwell and Coddington, 1994; Gaston, 1996)。本研究においては、各種の出現頻度、特に全サンプル中に1回だけ、ないしは2回だけ出現した「稀な」種の数に基づくジャックナイフ法によって種数の推定を行なった。

$$ES = S_{\text{obs}} + RS_1 \frac{n - 1}{n} \quad (5)$$

$$ES = S_{\text{obs}} + RS_1 \frac{2n - 3}{n} + RS_2 \frac{(n - 2)^2}{n(n - 1)} \quad (6)$$

(5)式は Heltshe and Forrester (1983) によって提案された一次のジャックナイフ法による種数の推定式で、 $S_{\text{obs}}$  は  $n$  回の採集によって得られた全種数、 $RS_1$  はそのうち1つのサンプルにのみ出現した種の数である。また、(6)式は Smith and van Belle (1984) によって提案された二次のジャックナイフ法による推定式で、全サンプル中2つのサンプルにのみ出現した種の数  $RS_2$  の情報を加味したものである。ただし、ここに示した(6)式は、Smith and van Belle (1984) の式にみられる誤植を訂正した Palmer (1990) の式を用いた。

## 結 果

### 1. 種数の推定法の検討

3種類の採集法を併用して調査した結果、二葉山・元宇品・比治山で各々24種・24種・22種のアリが得られた (Table 1)。現地に棲息するアリ類の「真の種数」は、ここで得られた総種数を下回ることはないはずである。

本研究においては、アリの生活型が採集効率に影響する可能性を考慮して、単位時間採集で得られたアリのサンプルを、次のような3つの場合に分けて、各々に回帰モデルの当てはめを行なった。すなわち、1) 得られた全種、2) たまたま採集されたと考えられる樹上性種を除いた場合、3) 樹上性種および地表徘徊性種を除いた場合、の3つである。明らかに、得られた全種を用いて回帰した場合の方が、サンプルの一部を用いて回帰した場合よりも適合がよかつた (Table 2)。

4つの回帰モデル間で比較した場合、非漸近モデル(1), (2)の方が、漸近モデル(3), (4)に較べて決定係数 ( $R^2$ ) が高く、モデルとしての適合がよいことが示された。

各回帰モデルの特性について更に検討するため、全種を用いた場合の回帰結果 (300分まで外挿) を Fig. 1 に示した。このグラフから以下のような点が明らかである。第一に、非漸近の対数モデルである(1)式と(2)式では、(2)式の方が僅かに高い値を示すものの、5時間後でも予測値にほとんど差が無く、両者は事実上等しいとみてよい。第二に、単位時間採集全体で得られた種数 (3地点とも19種) と、それに要した調査時間 (二葉山と元宇品では180分、比治山では150分) から回帰モデルを用いて求めた予測種数とを比較したところ、二葉山と元宇品では対数モデルが、比治山では双曲線モデルが、それぞれ最も実測値に近い値を示した。負の指數モデルは他のモデルに比べて予測値と実測値の差が大きかった。第三に、漸近モデルの(3)式と(4)式は、非漸近の対数モデルよりも低い値を示した。

## 単位時間採集法による種数の推定

Table 1 Results of myrmecofaunal surveys in three forests in 1996

Species	Method <sup>1)</sup>	Futabayama				Moto-ujina				Hijiyama			
		TU	E	H <sub>25</sub>	H <sub>20</sub>	TU	E	H <sub>25</sub>	H <sub>20</sub>	TU	E	H <sub>25</sub>	H <sub>20</sub>
<i>Lasius japonicus</i> Santschi	+												
<i>Crematogaster matsumurai</i> Forel	+												
<i>Vollenhovia emeryi</i> Wheeler			+										
<i>Smithistruma hiroshimensis</i> Ogata & Onoyama				+									
<i>Discothyrea sauteri</i> Forel				+	+								
<i>Pheidole fervida</i> Fr. Smith	+	+	+	+	+								
<i>Epitritus hexamerus</i> Brown	+							+	+	+			
<i>Lasius hayashi</i> Yamauchi & Hayashida	+					+	+	+		+	+		
<i>Proceratium itoi</i> (Forel)	+					+		+	+	+		+	+
<i>Amblyopone silvestrii</i> (Wheeler)	+					+		+	+	+		+	+
<i>Aphaenogaster famelica</i> (Fr. Smith)	+						+			+	+		
<i>Smithistruma benten</i> Terayama, Lin et Wu	+			+		+				+			
<i>Solenopsis japonica</i> Wheeler	+		+	+						+			
<i>Formica hayashi</i> Terayama & Hashimoto	+	+	+			+	+	+		+	+		
<i>Paratrechina flavipes</i> (Fr. Smith)	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pristomyrmex pungens</i> Mayr	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+		
<i>Crematogaster osakensis</i> Forel	+	+	+	+		+	+			+	+	+	+
<i>Pachycondyla chinensis</i> (Emery)	+		+	+		+	+	+	+	+		+	+
<i>Ponera scabra</i> Wheeler	+		+	+		+		+	+			+	+
<i>Hypoponera sauteri</i> Onoyama	+		+	+		+		+	+	+		+	+
<i>Strumigenys</i> sp. (nr. <i>lewisi</i> Cameron)	+		+	+		+		+	+	+		+	+
<i>Oligomyrmex yamatonis</i> Terayama	+		+	+		+		+	+	+		+	+
<i>Camponotus japonicus</i> Mayr	+					+	+			+	+		
<i>Pentastruma canina</i> Brown & Boisvert		+	+			+		+	(♀)	+			+
<i>Myrmecina nipponica</i> Wheeler						+		+	+	+			
<i>Plagiolepis flavescens</i> Collingwood							(♀)						+
<i>Aphaenogaster japonica</i> Forel						+							
<i>Camponotus nawai</i> Ito						+	+	+					
<i>Vollenhovia benzai</i> Terayama & Kinomura						+	+	+	+				
<i>Epitritus hirashimai</i> Ogata							+	+					
<i>Crematogaster matsumurai vagula</i> Wheeler							+						
<i>Trichoscapa membranifera</i> (Emery)								+					
<i>Monomorium intrudens</i> Fr. Smith										+	+		
<i>Camponotus vitiosus</i> Fr. Smith											+		
Number of species <sup>2)</sup>		19	7	14	13	19	10	19	14	19	9	9	11
Total				24				24				22	
Excluding arboreal species				23				22				21	
Excluding arboreal / epigeal species				19				17				17	

1) TU, Time unit sampling (30 min); E, Epigeal ant sampling (30 min); H<sub>20</sub>, Hypogea ant sampling using circular sampler 20 cm diameter; H<sub>25</sub>, Hypogea ant sampling using circular sampler 25 cm diameter.

Sampling date: Futabayama, 2 and 26 Aug. (E and H<sub>25</sub>), 18 and 26 Aug. (TU), 15 Sept. (H<sub>20</sub>);

Moto-ujina, 6 Aug. (E and H<sub>25</sub>), 22 Aug. (TU), 11 Sept. (H<sub>20</sub>);

Hijiyama, 28, July (E and H<sub>25</sub>), 23 Aug. (TU), 12 Sept. (H<sub>20</sub>).

2) Excluding the data with female only captured.

Table 2 Regression statistics of three-level diversity parameters in three stands

Stand and regression model	Total species				Epigaeal/ Hypogaeal species				Hypogaeal species			
	a	b	S <sub>max</sub>	R <sup>2</sup>	a	b	S <sub>max</sub>	R <sup>2</sup>	a	b	S <sub>max</sub>	R <sup>2</sup>
<b>Futabayama (n=63)</b>												
$ES(t) = a + b \cdot \log(t)$	-5.377	10.781	—	0.872	-4.019	9.810	—	0.819	-4.662	8.840	—	0.848
$ES(t) = (1/a) \cdot \ln(1+a \cdot b \cdot t)$	0.201	1.231	—	0.872	0.224	1.421	—	0.819	0.245	0.946	—	0.847
$ES(t) = S_{\max} \cdot t / (a+t)$	34.941	—	21.978	0.861	31.358	—	20.623	0.811	35.824	—	17.792	0.846
$ES(t) = S_{\max} \cdot (1 - e^{-a \cdot t})$	-0.025	—	17.872	0.821	0.027	—	16.979	0.770	0.025	—	14.406	0.821
<b>Moto-ujina (n=63)</b>												
$ES(t) = a + b \cdot \log(t)$	-3.867	10.053	—	0.702	-2.509	9.083	—	0.630	-0.913	6.708	—	0.587
$ES(t) = (1/a) \cdot \ln(1+a \cdot b \cdot t)$	0.218	1.541	—	0.703	0.245	1.844	—	0.630	0.335	1.942	—	0.587
$ES(t) = S_{\max} \cdot t / (a+t)$	30.683	—	21.356	0.688	27.315	—	20.056	0.618	23.940	—	15.590	0.579
$ES(t) = S_{\max} \cdot (1 - e^{-a \cdot t})$	0.027	—	17.639	0.642	0.030	—	16.774	0.573	0.032	—	13.221	0.534
<b>Hijiyama (n=31)</b>												
$ES(t) = a + b \cdot \log(t)$	-5.152	11.255	—	0.856	-5.152	11.255	—	0.856	-5.181	9.298	—	0.767
$ES(t) = (1/a) \cdot \ln(1+a \cdot b \cdot t)$	0.193	1.423	—	0.856	0.193	1.423	—	0.856	0.228	0.893	—	0.767
$ES(t) = S_{\max} \cdot t / (a+t)$	30.594	—	22.685	0.855	30.594	—	22.685	0.855	35.081	—	18.148	0.762
$ES(t) = S_{\max} \cdot (1 - e^{-a \cdot t})$	0.030	—	18.360	0.831	0.030	—	18.360	0.831	0.027	—	14.449	0.739

Abbreviations are shown in Figure 1.

(3)式と(4)式によって得た最大種数の予測値 ( $S_{\max}$ ) は、二葉山と元宇品では明らかに過小推定になっていた (Table 2)。比治山では、(3)式による最大種数の予測値 (22.7種) は、実際に1996年の調査で得られた総種数 (22種) に近い値を示したが、(4)式による予測値 (18.4種) は依然過小推定になっていた。ただし、本研究の2年後の1998年に二葉山と比治山でアリの調査を行なう機会があり、比治山ではその際新たにオオズアリ *Pheidole nodosa* F. Smith, ウメマツアリ *Vollenhovia emeryi* Wheeler, サクラアリ *Paratrechina sakurae* (Ito)の3種が記録された。この事を考慮するとやはり(3)式による推定値は過小評価であったと考えられる。なお、二葉山では1998年の調査で新たに追加された種はなかった。

単位時間採集の結果に基づくノンパラメトリックなジャックナイフ法による推定の結果はTable 3に示す。一次と二次のいずれのジャックナイフ法によても、得られた推定種数は実際に得られた総種数に近い値となっていた。特に、より多くの情報に基づく二次のジャックナイフ法の場合は、1996年の調査で得られた総種数とほぼ等しい値と

なっていた。

## 2. 単位面積採集法との比較

A<sub>0</sub>層の単位面積採集法では、アシナガアリ、ハヤシクロヤマアリ、クロオオアリ等の地表徘徊性の種を取り逃がすことがあったため、全体としては、単位時間採集法でより多くの種類が得られる傾向があった (Table 1)。しかし、各調査地での調査努力 (所要時間や反復回数) が異なるため、単純な比較はできない。そこで、調査時間 (単位時間採集法) と調査面積 (単位面積採集法) に対しての累積種数曲線を各調査地で描いて、その傾向を比較した (Fig. 2)。単位時間採集法との比較のため、単位面積採集法のグラフには、任意の面積を調査するのに要した時間 (Handling time) を書き加えてある。回帰モデルとしては、先の検討の結果適合のよかつた対数モデル (Table 2) を用いた。両方法での比較を妥当なものとするため、A<sub>0</sub>層の単位面積採集法では取り逃がすことが少なくない地表徘徊性の種と、たまたま採集されたと考えられる樹上性の種については除外して検討した。そのため単位時間採集法でのモデルへの適合度はやや低い値となっていたが、元宇品を除け

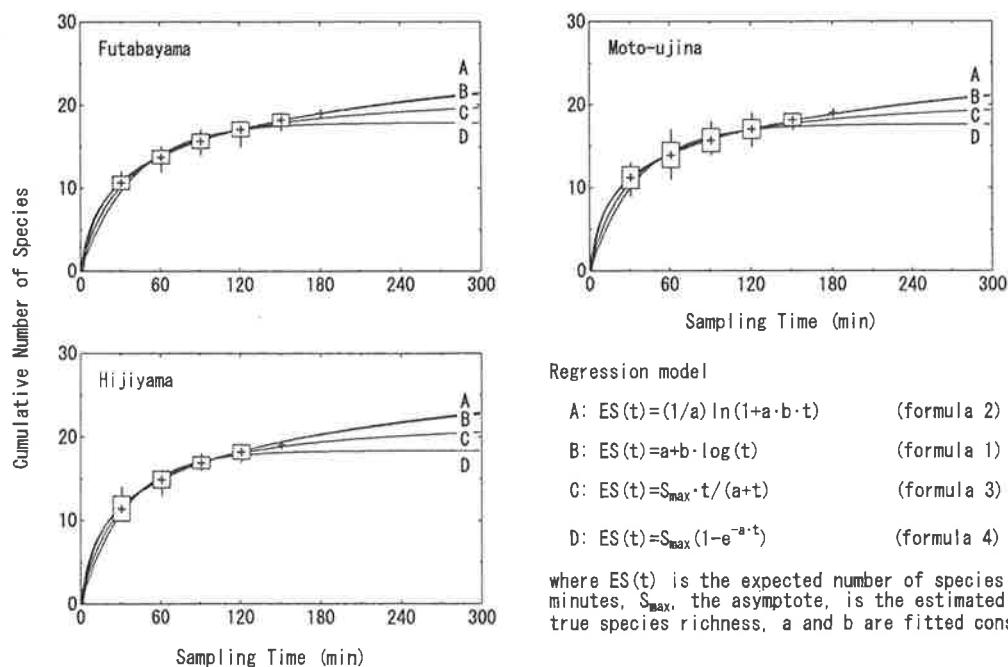


Fig. 1 Comparison of the regression models for species accumulation curves. Plus shows the mean number of ants; box shows the standard deviation; bar shows the range (max-min).

#### Regression model

$$A: ES(t) = (1/a) \ln(1+a \cdot b \cdot t) \quad (\text{formula 2})$$

$$B: ES(t) = a + b \cdot \log(t) \quad (\text{formula 1})$$

$$C: ES(t) = S_{\max} \cdot t / (a + t) \quad (\text{formula 3})$$

$$D: ES(t) = S_{\max} (1 - e^{-a \cdot t}) \quad (\text{formula 4})$$

where  $ES(t)$  is the expected number of species at  $t$  minutes,  $S_{\max}$ , the asymptote, is the estimated true species richness,  $a$  and  $b$  are fitted constants.

Table 3 Estimation of species richness by non-parametric Jackknife methods

	Futabayama	Motoujina	Hijiyama
<b>Estimation</b>			
1st order Jackknife	23.167	23.167	22.200
2nd order Jackknife	24.367	24.367	22.350
<b>Total species</b>			
in time unit sampling method	19	19	19
in all three sampling methods	24	24	22*

\* In 1998, three additional species were recorded.

ば、回帰式の決定係数は単位面積採集法の場合よりも高かった。

調査の所要時間を考慮して、単位時間採集法と単位面積採集法の採集効率を比較したところ、二葉山の場合、単位面積採集法では14種を得るのに約340分を要したが、回帰式からの算定によると、単位時間採集法で同じ14種を得るのに要する時間は約180分となった。同様に、元字品では単位面積

採集法で17種を得るのに約460分を費やしたのに対して、単位時間採集法での所要時間は約370分、比治山では11種を得るのに単位面積採集法では約330分を要したのに対し、単位時間採集法ではわずかに55分となった。これらより、単位時間採集法の採集効率が、単位面積採集法に比して高いことが明らかとなった。

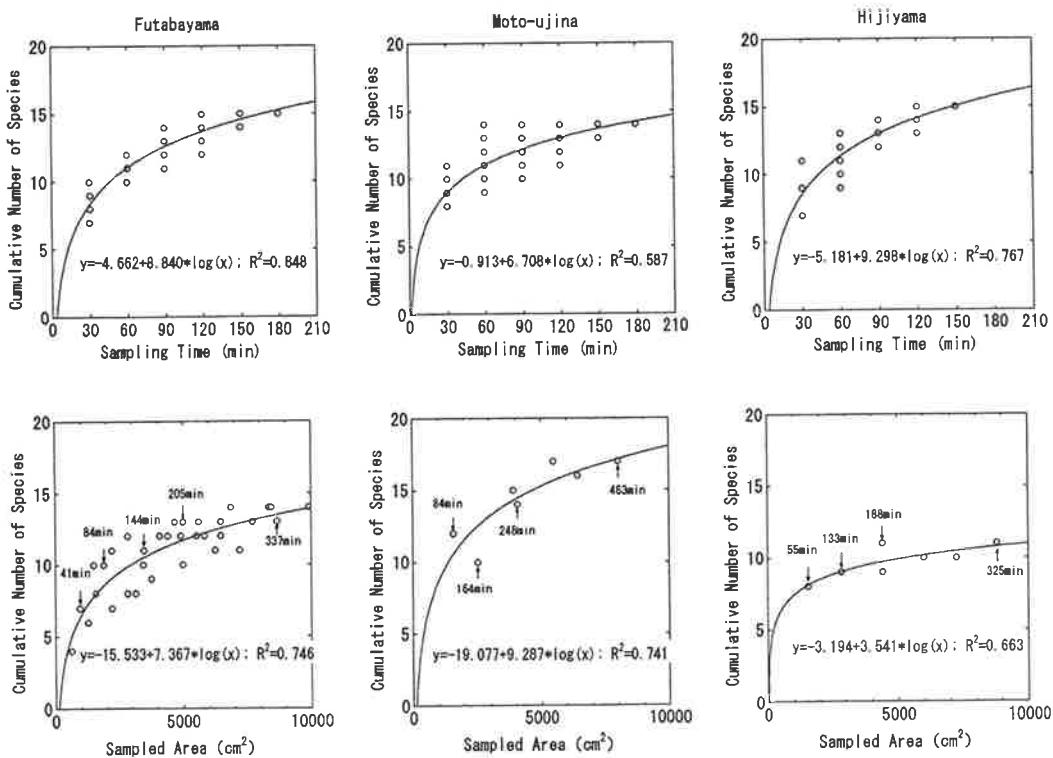


Fig. 2 Comparison of species accumulation curves based on the time unit sampling method (tops) and the area unit sampling method (bottoms). Numerical value added in bottom graph shows the handling time required to survey the area.

## 考 察

単位時間採集に基づく累積種数曲線の決定係数はいずれも高く (Table 2), 採集時間を単位とした定量的な採集・解析が可能なことを示唆していた。以下では、今回用いた各回帰モデルの妥当性についての検討を行なう。

漸近モデルである双曲線モデルと負の指數モデルは、非漸近モデルである対数モデルよりも適合が劣り、概して過小評価になる傾向があった。Soberón and Llorente (1993) はこれらのモデルを実際の調査結果に当てはめ、対数モデル>双曲線モデル>負の指數モデルの順に推定値が小さくなる傾向を示し、負の指數モデルは、よく調査された分類群について、小面積あるいは均質な地域を対象とした場合に妥当なモデルであると述べて

いる。そして、あまりよく調査されていない分類群について、大面積あるいは不均質な地域を対象にした場合には、モデル自体の性質から見ても、対数モデルか双曲線モデルの適用が妥当であると論じている。双曲線モデルについては、Palmer (1990) がやはり過小評価になりがちなことを報告しているが、Colwell and Coddington (1994) は Palmer (1990) が解析に用いた式の形は偏りを生じやすく、必ずしも妥当なものでないことを指摘している。また、Keating (1998) は双曲線モデルについて検討し、モデル自体の性質からみて、野外調査への当てはめには実用上の問題があるとしている。

以上を考慮すると、累積種数曲線に対しては対数モデルの当てはめが適当と考えられる。しかし、非漸近の対数モデルからは、「真の」種数の推定

値を直截に求めることはできない。但し、Colwell and Coddington (1994) は、累積種数曲線の有用性は、棲息種数の推定よりもむしろ、記録種数の追加状況から更に必要な調査労力を予測できる点にあると述べている。また、任意の調査努力における採集種数の推定値を得ることによって、調査努力の異なる場所間での種多様性を比較できるという点は、今後一層活用されるべき累積種数曲線の利点であろう。

次に、単位時間採集の結果をノンパラメトリックなジャックナイフ法に適用した場合、より多くの情報に基づく二次のジャックナイフ法で得た推定値が、より多くの労力（時間にして約3倍）を払って得られた総種数に非常に近い値を示した。Palmer (1990) や Baltanás (1992) は、ジャックナイフ法による推定が精度の高いものであることを報告しているが、本研究においても、単位時間採集の結果に基づくジャックナイフ法による推定が、効率の面からも有用であることが示唆された。

以上のことから、単位時間採集法は、種数の推定や比較のためにも有効な定量調査法であるといえる。特に、単位面積採集法と比較すると、調査に要する時間が少なくてすむという利点がある。調査所要時間の短縮は、同じ時間でそれだけ多くの反復調査を可能にし、調査精度を高めることにも通じる。また、現実の調査においては、天候やスケジュール等の制約から充分な調査時間がとれないことも考えられる。この問題に関して、緒方・竹松 (1999) は、調査時間の総計が等しい場合には、単位時間の長短と得られた種数との間には明らかな傾向が認められないことから、時間的余裕が充分にない場合には、単位時間を短くとってサンプル数を増やし、回帰式の信頼性を高めることを薦めている。同様に Heltshe and Forrester (1983) も、ジャックナイフ法による推定では、コドロートサイズを大きくするよりも調査回数を増す方が、推定精度を高めるのに有効だとしている。

単位時間採集法での調査の際には、サンプルの一部分だけを用いて累積種数曲線を回帰すると、

精度が落ちる。したがって、たとえば、アリとゴミムシを対象にした単位時間採集のデータから、アリだけを抜き出して求めた結果と、はじめからアリだけを対象とした調査の結果とを比較するようなことは妥当でないと言える。また、調査者による結果の偏りは、どのような調査においてもみられる問題であるが (Natuahara *et al.*, 1996; 東海林ら, 1998; 山本, 1998), 単位時間採集法では調査者の熟練度などによる個人差が大きく影響すると考えられる。緒方・竹松 (1999) は、経験者と未経験者との間で採集種数に差があることを報告しており、単位時間採集法において偏りのないデータを得るためにには、同一人か、あるいは同程度のトレーニングを受けた調査者が調査にあたる必要がある。

以上の点を考慮すると、同一人または同程度の調査技術をもつ少数者による単位時間採集は、アリ類の簡便な定量調査法としてきわめて有効であると考えられる。調査結果を基に種数の評価を行なうに際しては、対数モデルによる累積種数曲線とジャックナイフ法の適用が妥当であろう。

## 謝 辞

本稿をまとめるにあたり、アリ類の同定をはじめ有益なご助言をたまわった九州大学熱帯農学研究センター助教授の緒方一夫博士、ならびに累積種数の計算プログラム作成の労を執られた広島県環境保健協会の和田秀次博士に、この場を借りて衷心よりお礼申し上げる。

## 引用文献

- Baltanás, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* **65**: 484-492.
- Coddington, J. A., C. E. Griswold, D. Silva Dávila, E. Peñaranda, and S. F. Larcher (1991) Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In "The unity of evolutionary

- biology: *Proceedings of the fourth international congress of systematic and evolutionary biology*" (Dudley, E. C. ed.), pp. 44-60, Dioscorides Press, Portland, Oregon.
- Colwell, R. K. and J. A. Coddington (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London B, Biological Science* **345**: 101-118.
- Gaston, K. J. (1996) Species richness: measure and measurement. In "Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference" (Gaston, K. J. eds) pp.77-113, Blackwell Science, Oxford.
- Heitshe, J. F. and N. E. Forrester (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* **39**: 1-11.
- 平川浩文・樋口広芳 (1997) 生物多様性の保全をどう理解するか. 科学 **67**: 725-731.
- Keating, K. A. (1998) Estimating species richness: the Michaelis-Menten model revisited. *Oikos* **81**: 411-416.
- Longino, J. T. and R. K. Colwell, (1997) Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* **7**: 1263-1277.
- 前田 琢 (1997) 失われゆく生物多様性と人間の責務. 科学 **67**: 732-739.
- Majer, J. D. (1983) Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management* **7**: 375-383.
- Natuhara, Y., C. Imai, M. Ishii, Y. Sakuratani and S. Tanaka (1996) Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities. 1. Repeated counts in an urban park. *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **8**: 13-22.
- 緒方一夫・竹松葉子 (1999) II.アリ類. 平成8年度～平成10年度科学研究費補助金研究成果報告書「生物多様性モニタリングに及ぼす諸要因の研究」緒方一夫 編, pp. 7-27.
- Palmer, M. W. (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* **71**: 1195-1198.
- Palmer, M. W. (1991) Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. *Ecology* **72**: 1512-1513.
- Romero, H. and K. Jaffe (1989) A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera, Formicidae) in savannas. *Biotropica* **21**: 348-352.
- 東海林克彦・箕輪隆一・稻川 良 (1998) ファオナ及びフロラ調査の精度に関する研究. ランドスケープ研究 **61**: 334-344.
- Smith, E. P. and G. van Belle (1984) Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* **40**: 119-129.
- Soberón M. J. and B. J. Llorente (1993) The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**: 480-488.
- Stat Soft, Inc. (1996) STATISTICA for Windows ver. 5.1 J. StatSoft, Inc., Tulsa.
- 寺山 守 (1991) アリ群集における種数・面積関係. 桐朋学園女子部研究紀要 **6**: 2-16.
- 寺山 守 (1997) 多様性保護の視点からの環境保全—アリ群集を用いた研究例を中心に. 生物科学 **49**: 75-83.
- 鷺谷いづみ (1997) 生物多様性とは何か—「危機」が生んだ科学用語. 遺伝別冊 **9**: 7-12.
- 山本道也 (1998) ルートセンサス法. 「チョウの調べ方」日本環境動物昆虫学会編, pp. 29-43. 文教出版, 大阪.

## 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

北原 正彦

山梨県環境科学研究所

(受領: 1999年9月24日; 受理: 2000年1月10日)

**Food Resource Usage Patterns of Adult Butterfly Communities in Woodland Habitats at the Northern Foot of Mt. Fuji, Central Japan.** Masahiko Kitahara (Department of Animal Ecology, Yamanashi Institute of Environmental Sciences, Kenmarubi, Fujiyoshida, Yamanashi 403-0005, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **11** : 61-81 (2000)

The food resource usage patterns of adult butterflies were analyzed based on the data collected through transect surveys conducted in various types of 7 woodland sites at the northern foot of Mt. Fuji, central Japan, from April to November, 1996. Forty-eight varieties of adult diet resources were recorded in this study. Of these, 45 varieties were plants, and all but one were used as sipping flower nectar. Most plant species used were herbaceous and perennials and conspicuously seen in sleeve communities near forest edges and along roads and paths. The resource most used by many butterfly species was water as sipping mud. Adult resource breadth was variable among butterfly species, and it was positively correlated with both the annual mean population density and the number of sites recorded. The number of adult diet resource varieties recorded in each site was positively correlated with its total mean population density, but not with its total number of species. From the analysis of adult diet resources, I recommend that, to maintain the diversity of local woodland butterfly communities, woodlands with sunny edges and gaps featured by growing sleeve communities, which include many adult diet resources, should be kept as extensively as possible. In addition, it is better that woodlands should be composed of broad-leaved rather than coniferous trees, and that bare patches such as roads and paths that are available for sipping mud should be arranged close to woodlands.

**Key words:** Adult food, Butterfly community, Butterfly conservation, Flower nectar, Resource usage pattern, Woodland

山梨県富士山北麓部に位置する様々なタイプの7つの森林地区で、1996年の4月から11月までトランセクト法を用いてチョウ類群集の個体数モニタリング調査を行った。本論文では、その際に集積された成虫の食物資源のデータに基づき、成虫の資源利用様式を解析した。全地区を通じて、48種類の成虫食物資源が確認できた。その内、45種類は植物種で、クヌギを除き全てが花蜜の利用であった。また、利用された植物種の多くは草本であり、中でも多年草（の花）がよく利用されていた。最も多種のチョウに利用されていた食物資源は水であり、利用の様式は全て路上での吸水であった。成虫の食物資源のニッチ幅は、種間で変異が見られ、それは各種の年平均個体数密度および出現地区数との間で正の相関関係を示した。一方、各地区で確認できた成虫の食物資源の種類数は、地区ごとの総年平均密度（全種の密度の合計値）との間で正の相関を示したが、地区ごとのチョウの総種数との間では有意な関係を示さなかった。地域の森林性チョウ類群集の多様性を維持するには、成虫餌資源の多いソデ群落の発達した日当りの良い林縁や空地を擁する森林を広く保全すること、吸水ができるような道路などの裸地を森林周辺に配置すること、森林は針葉樹林よりは多様な樹種からなる広葉樹林の方が望ましいことなどの結論を得た。

## 緒 言

今まで、チョウのトランセクト調査は、イギリスを中心にして世界で広く行われてきている（Pollard, 1977；石井, 1993；Pollard and Yates, 1993）。日本でも、森下（1967）の先駆的研究を筆頭に、近年、広くトランセクト法を用いたチョウ類の群集構造解析の研究が行われるようになつた（山本, 1988, 1998；石井, 1993；矢田, 1996a；今井・石井, 1998）。一方、現在急速に進行しつつある地球的規模の生物多様性の著しい衰退に対し、それらの現状を詳細に把握し、保護・保全策を探っていく保全生物学・保全生態学が台頭してきた。その中でも、トランセクト法を積極的に活用した生物群集の評価とその保全の研究が盛んに行われている（Spitzer *et al.*, 1993, 1997；Hill *et al.*, 1995；Hamer *et al.*, 1997；Natuhara *et al.*, 1999）。現在、トランセクト法は群集をモニタリングできる数少ない簡単な手法として、また群集の保全生物学的アプローチに寄与できる強力な手法としての地位を確立しつつある。

しかし、上記のようなトランセクト法を使用し

た研究は、ほとんどが群集構成種の成虫の個体数モニタリングのデータに基づくものであり、利用資源のデータまで含めて群集解析を行った研究はほとんど知られていない。チョウの食物資源利用に関する研究も、定性的記載が知られているのみで（福田ら, 1982, 1983, 1984a, b），資源利用様式を群集レベルで定量的に解析した研究は知られていない。

チョウ類群集の保全を考えるには、群集の種多様性の様式とそのメカニズムの解明は必須の事項である。一般にチョウ類の種数や種多様性は、生態的遷移の途中の段階で最も多くあるいは高くなり、極相林などの遷移の後期の段階になると減少することが知られている（Erhardt, 1985）。その理由の1つとして、遷移の途中の段階でチョウの利用する食物資源が種類的にも量的にも最も豊富に存在することが挙げられる。したがって、チョウ類群集の保全を考える上で、その利用食物資源の解析は重要な部分を占めると考えられるが、チョウ類群集の多様性と利用資源の関係を定量的に解析し、その保全について考察した研究はほとんど知られていない。

本論文においては、まず、前報（北原、1999）の調査時に集積した成虫の食物資源のデータを基にして、富士山北麓の標高1,000m近傍の森林地帯チョウ類群集の成虫の食物資源の利用様式を明らかにする。次に、利用餌資源の特徴とチョウ群集の多様性の関係を解明することにより、森林地帯の地域チョウ類群集の保全について考察する。

### 調査地および調査方法

#### 1. 調査地の概要

調査は、富士山の北麓部の緩斜面に位置する山梨県富士吉田市剣丸尾および土丸尾周辺と南都留郡河口湖町の船津胎内周辺の森林地帯に設定した合計7ヵ所で行った。調査地区は地区間の直線距離が最大5.08km、標高920～1075mの間に設定し、各地区の調査ルートの長さは300mに固定した。

調査地区的環境は、北原（1999）に詳しく報じてあるので、ここでは概略のみ記す。

##### (1) 土丸尾第1地区

標高920～940m、調査ルートは幅員約11mの未舗装の道路（裸地）に沿って設定した。道路の両側は、高さ7～10mに育ったケヤマハンノキの植林であった。植林と道路の間は、ソデ群落（草地）が発達し、多くの草本植物が見られた。通常、道路の車の往来はほとんど無く、また歩行者もほとんど見られなかった。

##### (2) 土丸尾第2地区

標高920～940m、調査ルートはケヤマハンノキの林内を通る幅員約2mの未舗装の道路沿いに設定した。道路は草地化しており、多くの草本植物が見られた。林縁部にはつる性植物や低木から成るマント群落が発達していた。

##### (3) 中ノ茶屋地区

標高1050～1075m、調査ルートは、平均幅員約4mの未舗装の歩道だが、歩行者はほとんど見られなかった。道の両側は高さ20～25mのアカマツとカラマツの植林が主体だが、広葉樹がかなり混じり混交林化している部分もあった。相対的に樹高が高く道幅が狭いために、ルート沿いの大部分

は閉鎖空間になっており、ソデ・マント群落は未発達であった。

##### (4) 北麓公園地区

標高1010～1030m、調査ルートは幅員8mの舗装された県道沿いの歩行者道路（幅員3mの舗装道）に設定した。県道の西側は高木層にアカマツ、亜高木・低木層に広葉樹が主体となるまとまった林が残存していたが、東側の公園側は、何種かの樹木がまばらに残された形になっており（一部は移植木もあり）、林床部や植栽芝の部分は年に2～3回、徹底した草刈（芝刈）が行われた。

##### (5) 山梨環境研地区

標高1030～1050m、林齢約100年、樹高20～25mのアカマツ群落で、亜高木・低木層は、コナラ、ミズナラ、カツラ、ソヨゴ、リョウブ、コメツガ、ウラジロモミなどの広葉樹が主体となっていた。調査ルートはアカマツ林に切り開かれた工事用作業路（幅員約8mの未舗装の車道）に沿って設定した。林縁は切り開かれたばかりの状態で、ソデ・マント群落は未発達で、草本植物は貧弱であった。また、林床植生も貧弱で未発達の状態であった。

##### (6) 船津胎内第1地区

標高1050～1060m、高木層はアカマツ、カラマツ（一部ヒノキ）の植林で、樹高は約12～20mであった。亜高木・低木層は、ケヤマハンノキ、シラカンバ、ヤナギ類、マメザクラ、タラノキなどが見られ、一部カラマツの幼齢植林があった。調査ルートは林内を直線状に横切る幅員約3mの未舗装の林道上に設定した。林道脇から林縁にかけてソデおよびマント群落が発達し、ススキ、ハルジオン、アカツメクサ、オカトラノオ、アレチマツヨイグサ、タイアザミ、ユウガギクなどの草本や、ヤマハギ、ノリウツギ、ヤナギ類が見られた。ルートの西端部分に沢状の地形（普段は枯れ沢）があり、樹林が切れて明るく、広葉樹が優占していた。道路脇の草刈が年1回のみ行われた。

##### (7) 船津胎内第2地区

標高1050～1070mの場所、船津胎内第1地区的西側に相当し、林道の延長線上にあたる。第1地

区と同様に、高木層はアカマツ、カラマツの植林で、樹高は約17~20mであった。調査ルートは第1地区と同じく幅員約3mの未舗装の林道上に設定した。亜高木層にはケヤマハンノキ、ヤナギ類、シラカンバなどが見られる。また、ソデ・マント群落も発達しており、ススキ、シロツメクサ、ツルフジバカマ、ナンテンハギ、タイアザミ、ノコンギクなどの草本やウツギ、ノリウツギ、マメザクラ、バラ科、ヤナギ類、ヤマハギなどが見られた。

## 2. 調査方法

調査は1996年の4月から11月まで、各地区月2回（4月と11月は月1回）、トランセクト・カウント法を用いて行った（北原、1999）。原則として晴天・微風の日の10:30~15:00の間に調査ルートを歩き、出現した全てのチョウ類成虫の種類、個体数を記録し、成虫の食物資源利用が確認された場合には、利用していた食物資源の種類と利用成虫個体数を記録した。

なお、スジグロシロチョウとエゾスジグロシロチョウは、1種として扱った。

## 3. データの解析

データの解析法の詳細は北原（1999）に示してある。

各種の年平均密度を算出するにあたっては、まず月個体数を4月から11月まで種ごとに算出した。通常は月2回の調査の個体数の平均値をそれに当てる。次に4月から11月までの月個体数を種ごとに合計して年間個体数を算出し、それを調査月数(8)で割ったものを月平均個体数とした。さらに、月平均個体数を1kmあたりの値に換算したものと種ごとの年平均密度とした。

確認された成虫の利用餌資源として、蜜源植物が最も多くを占めたが、これについては一年草、多年草（以上、草本植物）、低木、高木（以上、木本植物）に分類した。また、解析で扱った各群集構成種の化性は、海野・青山（1981）と実際のモニタリング結果に基づく個体数季節変動の値から推定した。各種の幼虫の潜在食性幅は、遠藤・

仁平（1990）に記載されている食餌植物を基にして、決定した。

## 結 果

### 1. 成虫の利用餌資源

Appendixに、この調査で成虫の利用が確認された全ての餌資源の項目（種類）と各資源を利用していたチョウの種と個体数の全7調査地区を込みにした値を記した。

成虫の利用餌資源は全地区を通じて48種類（アザミ類とタンポポ類はそれぞれ1種として扱った）が確認され、その内、45種類（93.8%）が植物であり、クヌギの樹液利用以外は全て訪花（花蜜の利用）であった。残りの3種類は、路上の水、人の汗、鳥の糞などの液体利用であった（Fig. 1）。また、利用された45種の植物の内訳は、草本が36種（80.0%）、木本が9種（20.0%）で、草本の内、一年草が7種（15.6%）、多年草が29種（64.4%）、木本の内、低木が6種（13.3%）、高木が3種（6.7%）であった。

Fig. 1に確認された成虫餌資源とそれらを利用していたチョウの種数の関係を示した。5種以上のチョウの利用が確認された餌資源は、路上水、ヒメジョオン、アカツメクサ、ウツギ、シロツメクサ、オカトラノオ、コウゾリナ、タイアザミの8種類であり、路上水とウツギを除いて、全て草本植物であった。これらは比較的多くのチョウ種が利用する餌資源とみなすことができよう。路上吸水は20種のチョウ類で確認され、またヒメジョオンは13種のチョウ類が利用していた。4種以下のチョウ種の利用が確認された餌資源は40種類であり、その多くは草本植物であった。これらは、当地域では比較的限られたチョウ種が利用する餌資源と考えることができる。

Fig. 2は、成虫餌資源とそれらを利用していた成虫の個体数（全てのチョウ種を込みにした値）の関係を表したものである。多くの個体に利用されていた餌資源は、前記の多くのチョウ種に利用されていた資源とほとんど同じで、タイアザミ、

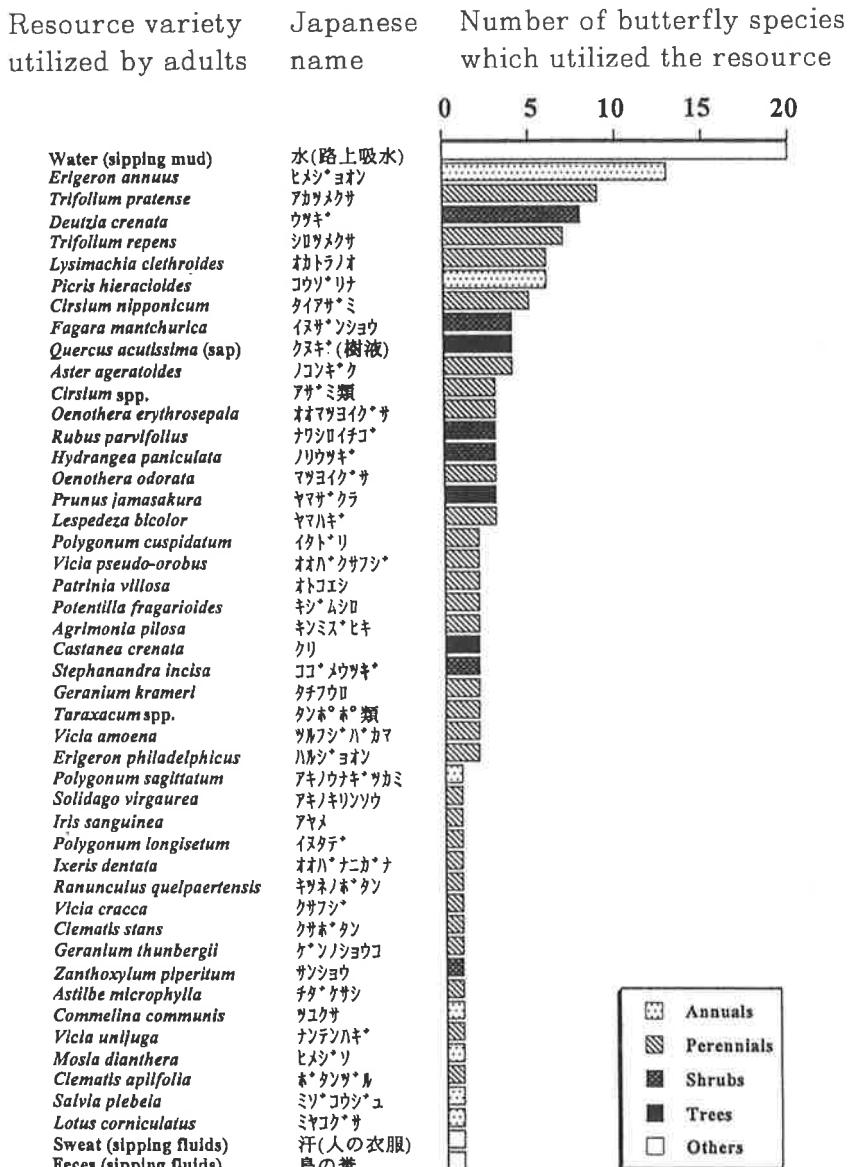


Fig. 1 Adult diet resources and number of butterfly species which utilized the respective resource.

路上水、ヒメジョオン、ウツギ、アカツメクサ、コウゾリナなどが該当し、大部分が草本植物であった。中でもタイアザミでは74個体の利用が確認されたが、その内の53個体（71.6%）がイチモンジセセリであり、本種の初秋の個体数増加期における重要な蜜源植物になっていたと考えられる。

上記以外の餌資源は、少数の個体の利用しか確認されなかった。

Fig. 3は、成虫餌資源とそれらが利用されていた調査地区数の関係を示したものである。4地区以上で成虫に利用されていた餌資源はタイアザミ、ヒメジョオン、路上水、ヤマハギ、ノコンギクの

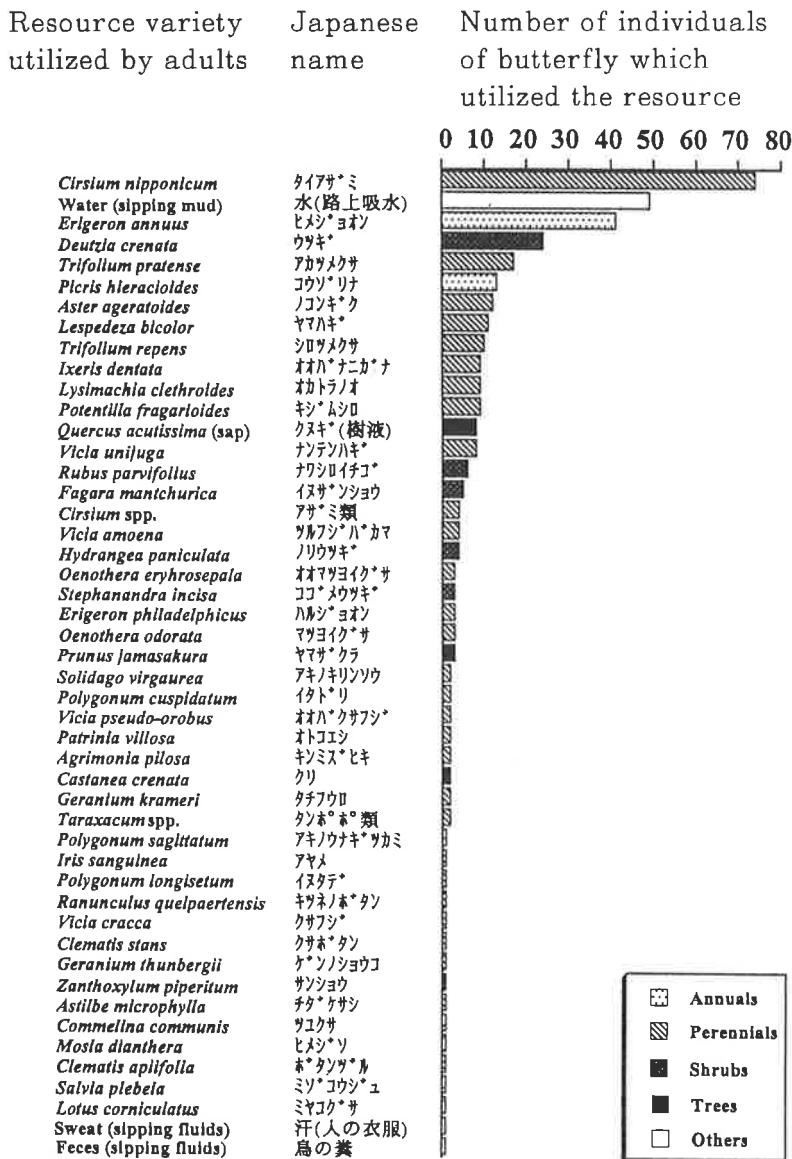


Fig. 2 Adult diet resources and number of individuals of butterfly which utilized the respective resource.

5種類で、路上水以外、草本植物であった。これらは、当地では比較的広域的に様々な環境で利用されている餌資源といえよう。一方、全体の約半分に当たる餌資源は、限られた一地区でのみ利用が確認されたもので、広域に分布する資源もあったが、特定の地区でよく見かけるような資源が多

かった。

Fig. 4は、成虫餌資源とそれらの利用されていた月数の関係を図示したものである。3ヶ月以上にわたって利用されていた餌資源は4種類あり、アカツメクサ、路上水、コウゾリナ、ヒメジョオンがそれに該当した。これらは、当地で長期にわ

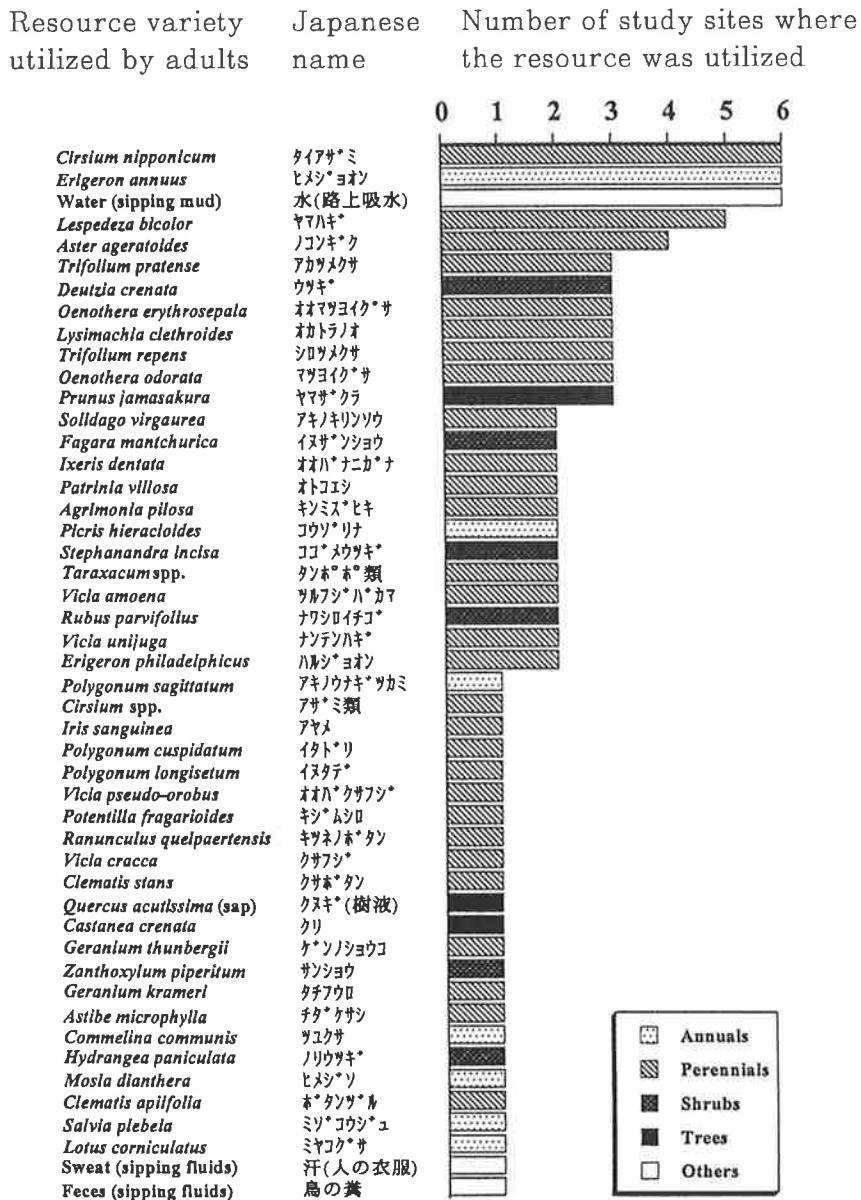


Fig. 3 Adult diet resources and number of study sites where the respective resource was utilized.

たって利用できる餌資源といえよう。しかし、成虫資源の大部分（34種、70.8%）は、ある一月の間に利用が限定されていた。これらの多くは花の咲く一時期に利用が集中する短期的な餌資源と考えられる。

## 2. 成虫餌資源のニッチ幅

Fig. 5 に、群集構成種と各種成虫の確認できた利用餌資源の種類数の関係を示す。5種類以上の利用餌資源が確認できたのは7種類であった。これらの種類の成虫はこの地域では広食性種

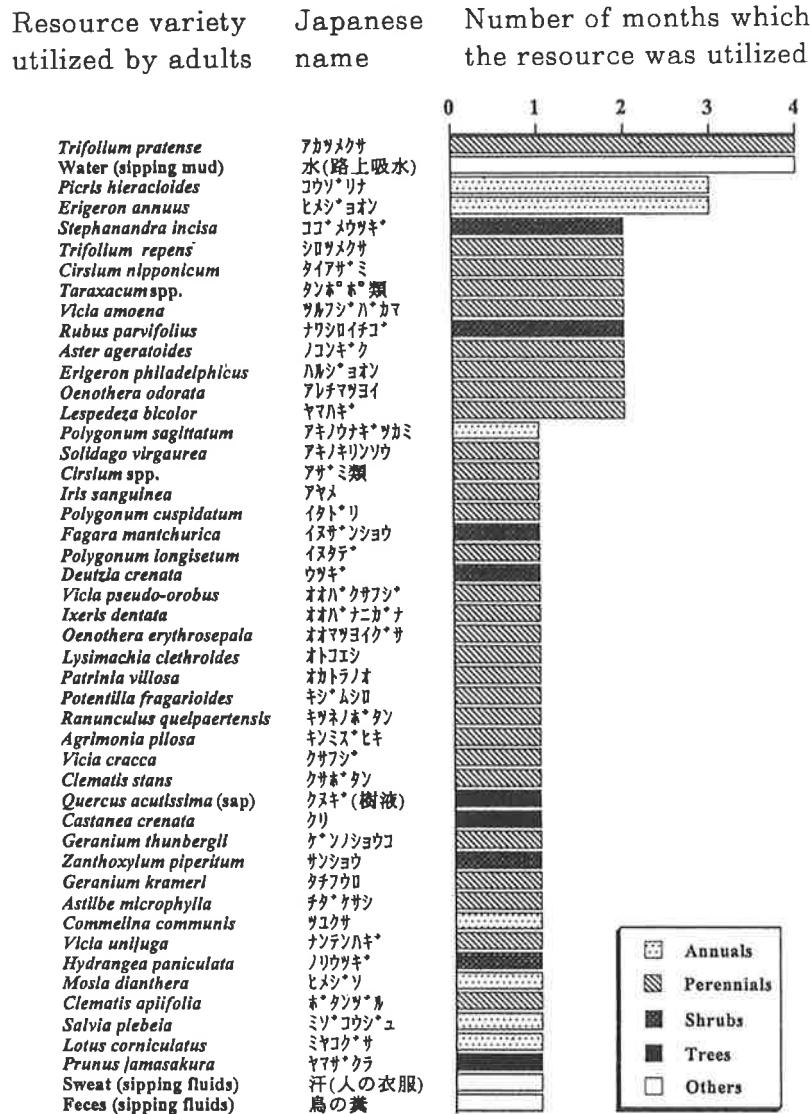


Fig. 4 Adult diet resources and number of months which the respective resource was utilized.

(generalist) とみなすことができる。そのうち、イチモンジセセリ、ツバメシジミ、スジグロシロチョウ類などは多化性種であり、スジボソヤマキチョウ、ミドリヒョウモン、ヒメキマダラセセリ、ミヤマカラスシジミなどは富士北麓では比較的個体数の多い代表種である（北原、1999）。一方、群集を構成していた大部分の種は、調査中に利用

餌資源が確認できなかったか、わずかに数種類の餌資源の利用しか確認できなかった種であった。これらには、個体数の著しく少なかった種も多々含まれているので、一部は成虫餌資源に関する狭食性種（specialist）と考えられるが、成虫の観察頻度の少なさに起因する利用餌資源の観察もれの可能性もある。

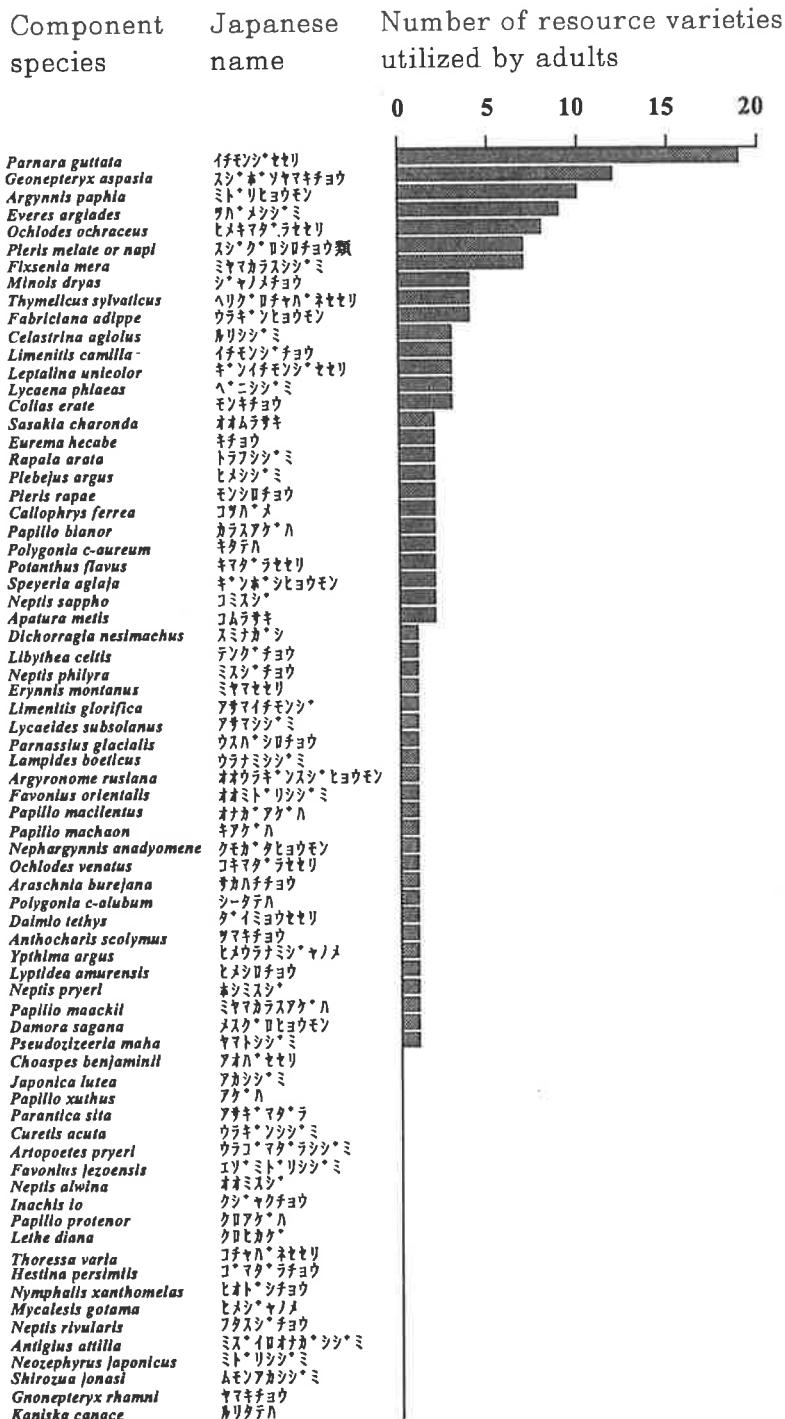
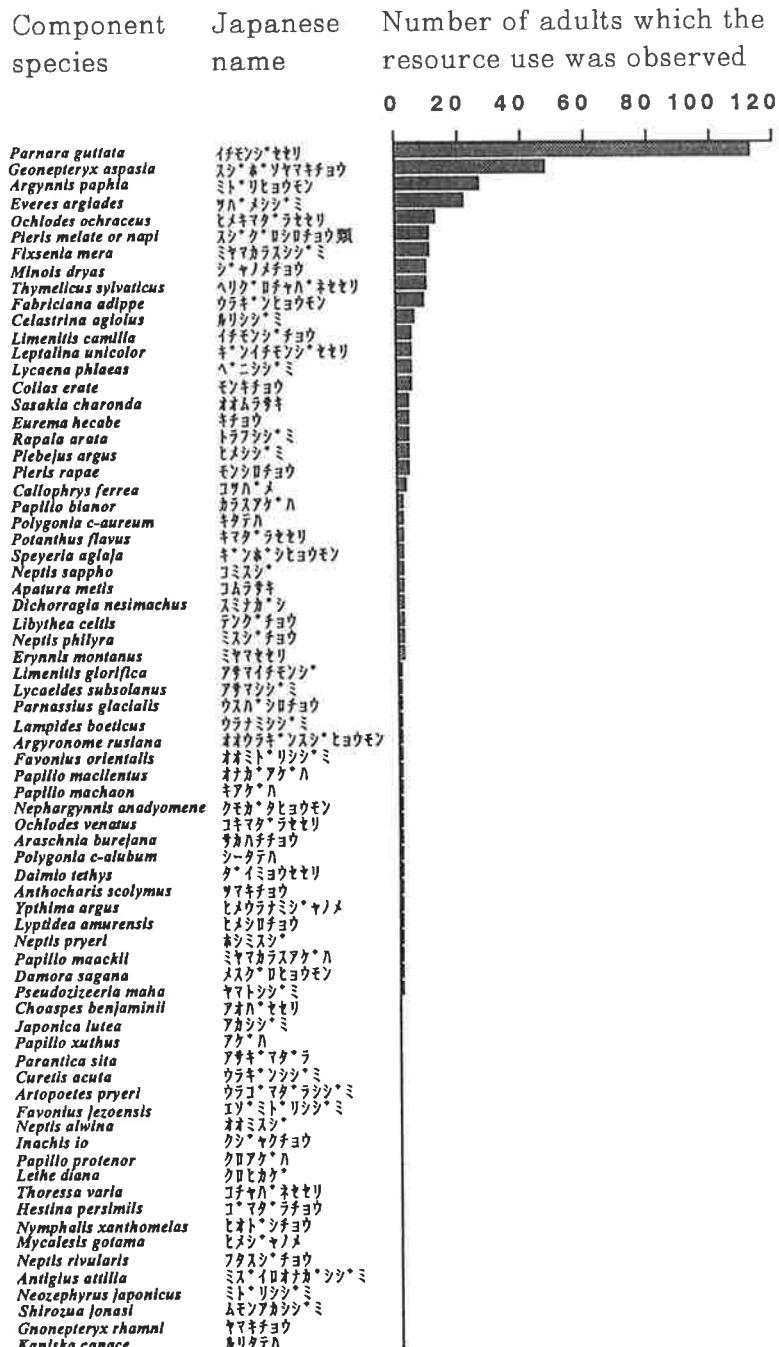


Fig. 5 Butterfly species and number of diet resources utilized by the adults of the respective species.

Fig. 6 は、群集構成種と各種の年間を通して資源を利用していた成虫個体数の関係を示したもの



である。餌資源を利用して成虫が多く確認された種は、前記の多くの種類の餌資源を利用して

いた種と完全に一致していた。中でも、イチモンジセセリの餌資源利用個体数は突出しており、これは初秋期に本種の個体数が急増したことと、ほとんどの成虫がタイアザミなどの花で吸蜜しているところを観察されたことによる。当然の結果ではあるが、年間を通じて確認個体数の少なかった種は、餌資源を利用していた個体数も少なくなっている。

1化性と2化性以上（多化性）の種群で成虫餌資源のニッチ幅（各種の成虫の利用資源の種類数）を比較したところ、両種群間に有意な違いは認められなかった（Mann-Whitney の *U* 検定： $U = 566.5, z = -0.928, P > 0.05$ ）。また、幼虫の潜在食性幅として、記載されている幼虫の食餌植物が1科の植物に限定されている種群（幼虫狭食性）と2科以上にまたがっている種群（幼虫広食性）で、成虫餌資源のニッチ幅を比較したところ、両種群間に有意な違いは認められなかった（Mann-Whitney の *U* 検定： $U = 418.5, z = -1.664, P > 0.05$ ）。次に、各種の成虫餌資源のニッチ幅とその種の出現した調査地区数の関係を見たところ、両者の間には正の相関関係が認められた（ $r = 0.553, P < 0.01$ ）（Fig. 7a）。すなわち、成虫が広食性な種ほど、より多くの調査地区で出現していくことになる。また、成虫餌資源のニッチ幅は、各種の年平均密度とも正の相関関係が認められた（ $r = 0.662, P < 0.01$ ）（Fig. 7b）。このことから、成虫が広食性な種ほど、個体群密度も高かったことになる。

### 3. 成虫餌資源の地区間特性とチョウ類群集の関係

Fig. 8 に、各地区で実際に利用が確認できた成虫餌資源数と各地区的チョウ類群集の総種数および総平均密度の関係を示した。地区ごとの成虫餌資源数とチョウ類群集の総種数の間には、有意な関係は認められなかったが（ $r = 0.673, P > 0.05$ ）（Fig. 8a），地区ごとの成虫餌資源数とチョウ類群集の総平均密度の間には、高い有意の正の相関関係が認められた（ $r = 0.880, P < 0.01$ ）（Fig. 8b）。

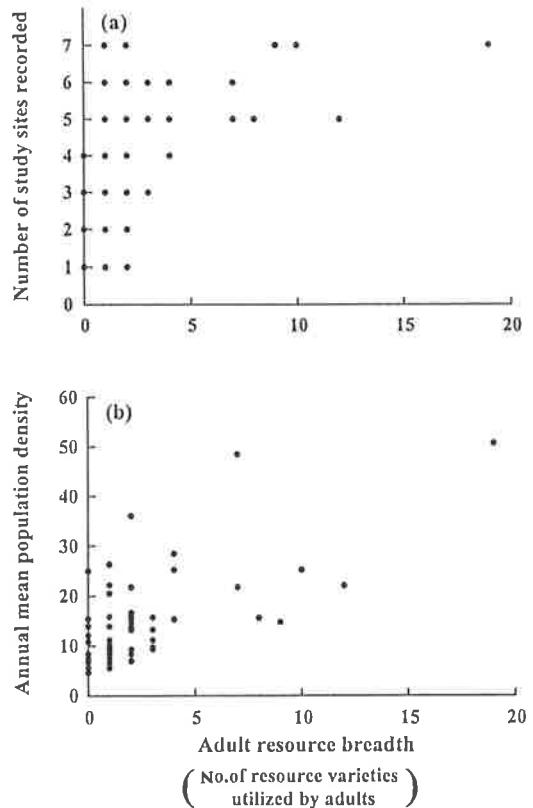


Fig. 7 Relationships of adult diet resource breadth (No. of diet resources utilized by the adults of each butterfly species) with the number of study sites where each butterfly species was observed (a), and with the annual mean density of each butterfly species (b).

すなわち、チョウ類の密度の高かった（個体数の多かった）地区ほど、実際により多くの種類の餌資源が成虫に利用されていた。このことから、地区ごとの成虫餌資源の種類の豊富さが、そのチョウ類群集のバイオマス（総個体数）を規定していると推察される。

調査地区別に多種のチョウに利用されていた餌資源を見てみると（Table 1），地区ごとの特徴がいくつか見いだせる。土丸尾第1地区は未舗装の比較的広い林道があり、そこが多くの種の吸水の場として利用されていた。土丸尾第2地区はクヌギ、コナラが7地区中で最も多く、その樹液が

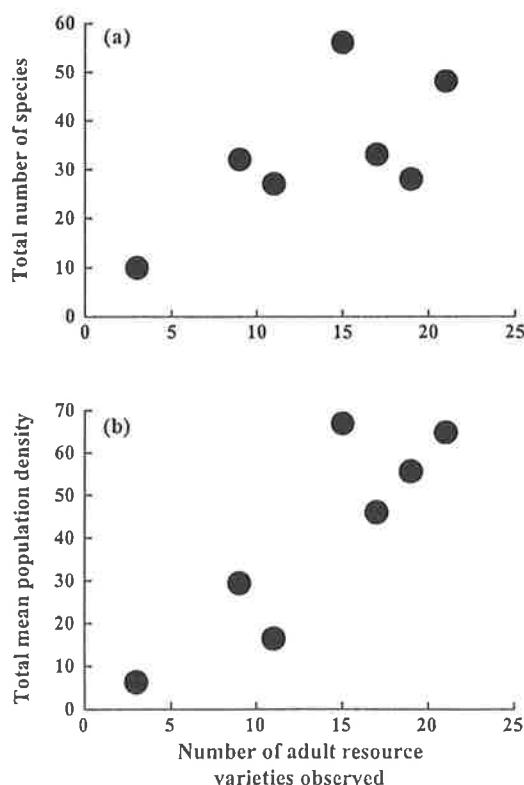


Fig. 8 Relationships of the number of adult diet resources observed in each study site with the total number of butterfly species in each site (a), and with the total mean density of all butterfly species in each site (b).

いくつかの種に利用されていたのが特徴といえる。中ノ茶屋地区は閉鎖的な林内のトランセクトで、草本よりもウツギなどの落葉低木がよく利用されていた。北麓公園地区は舗装道路や管理植生主体の人為度の高い場所で、多種が利用していた餌資源は無かった。山梨環境研地区は工事用の未舗装の作業路が、吸水の場として3種に利用されていた。船津胎内第1地区はソデ群落が発達しており、そこに見られる様々な草本植物が多くの種に利用されていた。船津胎内第2地区はソデ・マントの両群落が発達しており、そこに見られる幾つかの草本および低木が多くの種に利用されていた。

Fig. 9aに成虫の利用資源の数の月別変化を示した。成虫が利用していた餌資源の種類は、4月

Table 1 Adult diet resources utilized by many butterfly species at each of the 7 study sites

Tsuchimarubi 1	
Water (sipping mud)	15
<i>Erigeron annuus</i>	8
<i>Trifolium pratense</i>	7
<i>Picris hieracioides</i>	5
<i>Trifolium repens</i>	4
Tsuchimarubi 2	
<i>Erigeron annuus</i>	5
<i>Querus acutissima</i> (sap)	4
<i>Fagaria manchurica</i>	3
<i>Prunus jamasakura</i>	3
<i>Potentilla fragarioides</i>	2
<i>Cirsium nipponicum</i>	2
<i>Geranium krameri</i>	2
<i>Aster ageratoides</i>	2
Nakanochaya	
<i>Deutzia crenata</i>	8
<i>Cirsium nipponicum</i>	4
<i>Erigeron annuus</i>	3
Water (sipping mud)	3
<i>Stephanandra incisa</i>	2
Hokuroku-park	
<i>Trifolium pratense</i>	2
<i>Lespedeza bicolor</i>	2
<i>Cirsium nipponicum</i>	1
<i>Erigeron annuus</i>	1
Water (sipping mud)	1
<i>Iris sanguinea</i>	1
<i>Lysimachia clethroides</i>	1
<i>Rubus parvifolius</i>	1
<i>Aster ageratoides</i>	1
<i>Erigeron philadelphicus</i>	1
<i>Clematis apiifolia</i>	1
Kankyoiken	
Water (sipping mud)	3
<i>Oenothera odorata</i>	1
<i>Ixeris dentata</i>	1
Funatsutainai 1	
<i>Lysimachia clethroides</i>	5
<i>Trifolium pratense</i>	3
<i>Cirsium nipponicum</i>	3
<i>Erigeron annuus</i>	3
<i>Cirsium</i> spp.	3
<i>Picris hieracioides</i>	3
Funatsutainai 2	
<i>Erigeron annuus</i>	3
<i>Hydrangea paniculata</i>	3
<i>Cirsium nipponicum</i>	2
<i>Lespedeza bicolor</i>	2
<i>Trifolium repens</i>	2
<i>Vicia amoena</i>	2

Numerals indicate the number of butterfly species which utilized the resource.

## 考 察

## 1. 成虫の利用食物資源について

今回の調査で、成虫の食物資源として植物（花）、特に多年草などの草本植物がよく利用されており、成虫食物資源として大変重要であることが判明した。従来、チョウ類各種の成虫がどのような餌資源を利用しているかについての記載は、かなり詳細になされてきたが（福田ら、1982, 1983, 1984 a, b），これらを地域群集を対象として、各種間で定量的に扱った仕事は、おそらく今回が初めてと考えられる。

確認された成虫餌資源は、各々のチョウによる利用様式に違いが見られた。しかし、多種の成虫、多個体の成虫に利用されていた餌資源はほとんど共通しており、路上水、ヒメジョオン、アカツメクサ、ウツギ、コウゾリナ、タイアザミなどがそれに該当した。これらの多くは草本植物であり、そのほとんどが森林の林縁部や道沿いのソデ群落に分布していた。また、路上吸水は最も多くのチョウ類（20種）で確認されたが、未舗装の道路の水たまり付近や湿った部分がよく利用されていた。一方、舗装道路や未舗装でも草の生い茂った道、植物群落の中（ソデ・マント群落、森林内林床部）は、吸水にはほとんど利用されていなかった。今回の調査は主に森林地帯で実施されたが、木本植物でチョウの成虫の餌利用が確認されたのは3種（2種が花蜜利用、1種が樹液利用）のみで、全てが落葉広葉樹であり、多くの地区で優占していた針葉樹の利用は全く確認できなかった。

空間的に広域で利用されている餌資源や時間的に長期にわたって利用されている餌資源も特定できたが、これらも幾つか（ヒメジョオン、路上水など）は共通しており、路上水以外は全て草本植物であった。アカツメクサ、ヒメジョオン、コウゾリナ、タイアザミなど広域的もしくは長期的に成虫に利用されていた植物が、道路脇や林縁のソデ群落にきわめて普通に見られる草本植物であることは、注意すべき点であろう。

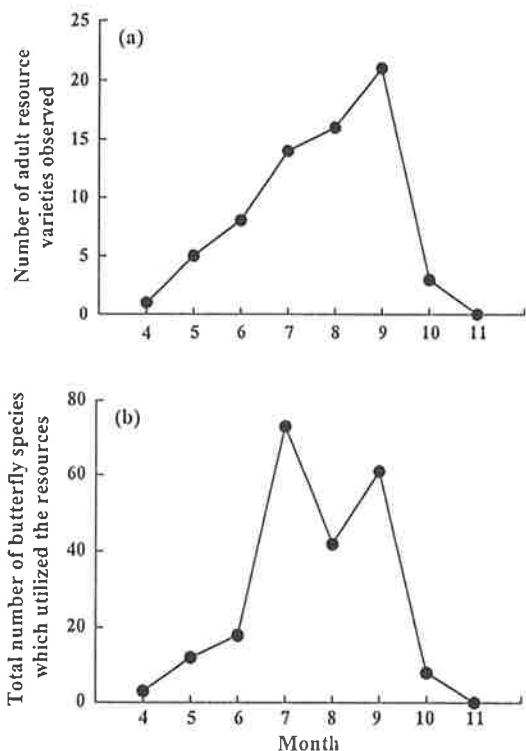


Fig. 9 Seasonal changes in the number of adult diet resources observed in all 7 study sites (a), and the total number of butterfly species which utilized the resources (b).

より徐々に増加して9月に最大になり、10月に一気に減少した。資源数が最大値を示した9月は、タイアザミ、ヤマハギ、コウゾリナ、ノコンギクをはじめとする21種類の花が、各種成虫に利用されていた。一方、各種資源を利用していたチョウの延べ種類数の月別変化は、7月と9月にピークの存在する二山型を示した（Fig. 9 b）。7月は路上吸水20種、ヒメジョオン訪花15種、ウツギ訪花12種、オカトラノオ訪花7種など、延べ73種のチョウによる14資源の利用が確認された。9月はタイアザミ17種、ヤマハギ7種など、21資源で61種のチョウの利用が確認された。7月は9月に比較し、確認利用資源数は少なかったが、多種のチョウに利用される資源の存在が、ピークの形成に大きく寄与したと考えられる。

## 2. 各種の成虫食物資源のニッチ幅と関連特性

今回の調査では、成虫の食物資源の利用様式に群集の構成種間で変化の見られることが明白になったが、相対的に多くの種類の餌資源を利用していた種(generalist)の多くは、多化性種もしくは富士北麓の群集の優占種や特性種などであった。一方、数種類の餌資源の利用しか確認できなかった種、もしくは資源の利用が確認できなかった種も多く、これらは、成虫餌資源に関する狭食性種(specialist)であるか、利用資源の観察もれの可能性が大きかったと考えられる。

各種の幼虫の潜在食性幅と成虫の食性幅の間に関連性があるかどうかは、関心の持たれるところであるが、今回の解析においては、両者の間に有意な関係は認められなかった。すなわち、幼虫が狭食性でも成虫が広食性、幼虫が広食性でも成虫が狭食性という組み合わせが存在していることを示している。一般的には、多化性種は年間の色々な季節に成虫が出現するので、様々な餌資源を利用している(generalist的)と考えられるが、今回の解析では、成虫の食性幅と化性の間には有意な関係は認められなかった。このことは1化性種でも、成虫の寿命が長いことなどにより、多種の蜜源植物を利用している種がいることに起因している。

成虫の食性幅は各種の出現した調査地区数、および年平均密度との間に正の相関関係が認められた。すなわち、成虫がより多くの種類の資源を利用していた(広食性)種ほど、多くの地区で見られ(広域分布)、また個体群密度も高かった。今回の調査では、成虫が確認された時に餌資源の利用が見られたかどうかを記録したので、多くの地区で見られ、個体数も多かった種ほど成虫の観察機会は多かったわけで、そのために、そのような種ほど多くの種類の餌資源の利用が確認されたという可能性はある。しかし、Fig. 7で明らかのように、多くの地区で見られた種の中に数種類の資源しか確認できなかった種がいること(Fig. 7 a)や、個体群密度が低い種の中にも多種の餌資

源が確認されている種がいる(Fig. 7 b)ので、上記の可能性はある程度否定できると考えられる。

以上のような、成虫資源のニッチ幅と他の諸特性との関係を定量的に解析した事例は、少なくとも日本産チョウ類においてはほとんど知られていない。従って、これらの関係の普遍性や再現性を見るためにも、今後、同様な解析が各地の群集で行われることが望まれる。また、近年のマクロ生態学(macroecology)においては、生物の資源利用に関するニッチ幅が、種の分布様式や個体群密度およびその変動、生態的(生活史)特性などに影響し関連を持つことが強調されている(Brown, 1984, 1995; Gaston and Lawton, 1988a, b; Pianka, 1988; Redfearn and Pimm, 1988; Cockburn, 1991; Hanski et al., 1993; Lawton et al., 1994)。このようなアプローチは保全生物学とも深い関連性を持っており、地域群集の保全という視点からも、このような解析をさらに押し進めていく必要があると考えられる。

## 3. 地区別の成虫餌資源量とチョウ類群集の関係

Feber et al. (1996) は英国の耕作地周縁環境におけるチョウ類の調査から、そこに生息する成虫の個体数は、主要蜜源植物の花の量と最も密接に関係していることを見い出した。Steffan-Dewenter and Tscharntke (1997) も、チョウ群集の種数の変化を最も良く説明するのは、生息場所の蜜源植物の花の量(これはそこの植物全体の種数とも密接に相関があった)であることを明らかにした。また、Usher and Keiller (1998) は、英国の農業地帯の森林におけるガの種数の一番の指標は、森林内の草本植物の種数であることを見い出している。

今回の調査では、各地区ごとの確認できた成虫餌資源数(種類)は、地区ごとのチョウ類群集の種数とは有意な関係にならなかったが、総平均密度との間には正の相関関係が認められた。すなわち、チョウの密度がより高かった(個体数が多かった)地区ほど、確認された成虫餌資源の種類が豊

富であった。この結果は上記の Feber *et al.* (1996) のものとよく類似している。以上から、成虫餌資源の種類の豊富さが、チョウ類群集の総個体数の増大に大きく貢献していることが考えられる。

成虫餌資源とチョウ類群集構造の関連性は、調査地区ごとのチョウの利用種類数の多い餌資源上位 5 種の違いを見てもよく分かる (Table 1)。調査地区間の環境の違いは、地区間の成虫餌資源の分布の違いを生み出し、その結果が地区間の餌資源の利用様式の違いとなって表れていると考えられる。また、成虫の資源利用様式は種ごとに全て異なっているので (Fig. 5)，地区間の餌資源の分布様式の違いは、そのまま、そこに存在するチョウ類の群集構造の違いに関係していると考えられる。今回の調査では、成虫餌資源量（種類数）と群集の総平均密度の密接な関係が明白になったが、今後、地域群集の保全を考える上で、物理的環境、食物資源（幼虫および成虫）、チョウ類群集構造の 3 者の関係をより定量的に解明することが重要と考えられる。

#### 4. 成虫の餌資源利用からみたチョウ類群集の保全

生物にとって餌資源の有無は、その生物がある環境に生息できるか否かの直接的な最重要要因の 1 つと考えられる。今回の結果において、チョウ類の成虫に最も利用されている餌資源は色々な植物の花蜜であること、また利用されている植物は、主に森林地帯で行った調査にも関わらず、多年草などの草本植物がほとんどであることが判明した。森林地帯においても、主に草本植物が餌資源として重要な役割を演じていることは、英國における森林内の草本植物の種数がそのガ類群集総種数の最大の指標であるという結果 (Usher and Keiller, 1998) にも如実に示されている。今回利用されていた多年草などの草本植物の大部分は、森林の林縁部や道路脇のソデ群落で見られた。樹冠に被われ薄暗い林縁（中ノ茶屋地区）、搅乱行為（草刈）が頻繁に行われていた林縁（北麓公園

地区）、切り開かれて歴史の浅い林縁（環境研地区）においては、ソデ群落が未発達で利用されていた草本植物は少なかった。多種や多個体の成虫から利用されていた餌資源（チョウ類群集の種数や総個体数の増大に大きく影響する資源と考えられる）も、ほとんどがソデ群落に見られた草本植物であった。以上から、地域のチョウ類群集の多様性（種数や総個体数）の維持のためには、チョウの分布・生息に直接関与する要因である餌資源の確保が必須であり、そのためには今回のような森林地帯においても、主要な餌資源である草本植物の含まれるソデ群落の発達した林縁（明るく、搅乱は少ない）を擁する森林を、広い面積にわたり保全していく必要があるだろう。

一般にチョウ類の種多様性は、適度な搅乱の働く林縁的環境で最も高いと言われている (木元・武田, 1989; 石井ら, 1995; 石井, 1996; 矢田, 1996b; 田下・市村, 1997; 関谷, 1998)。その理由の 1 つとして、林縁的環境にはチョウの成虫や幼虫の餌資源（蜜源植物や食餌植物）が豊富にあることが指摘されている (石井ら, 1995)。今回の結果はこの指摘を証拠づけ支持しており、確認された成虫の餌資源のほとんどが草本植物であり、明るく過度の搅乱の無い、ソデ群落の発達した林縁環境としっかり結び付いており、そのような環境を含む地区でチョウの種数や個体数が事実多かった。石井ら (1995) は、林縁部分を拡大すればチョウ類の種多様度と密度を拡大できると結論したが、このことも今回の成虫食物解析結果から支持されよう。一方、Kitahara (1999) は、森林の林縁部のソデやマント群落の発達が、チョウの種群の分化や形成に影響し、ひいては群集の多様性の増大につながることを指摘したが、この指摘も今回の解析結果と関連性があり矛盾はしない。また、Natuuhara *et al.* (1999) は、地域チョウ類群集の多様性維持のためには、生息場所の多様性の維持が重要であると主張したが、成虫主要資源の草本植物は、単一な森林景観の環境よりも明るい林縁や空地を擁する森林地帯に多く見られ、成

虫の餌資源利用から見ても、Natuvara *et al.* (1999) の主張は正しいといえ、以下の論議においてもこの主張は支持される。

今回の解析においては、最も多種（全20種）の成虫が利用していた餌資源は路上の水であった。前記したように吸水のほとんどは未舗装の道路上で確認された。したがって、チョウ群集多様性維持のためには、この最多種利用資源の水を利用できる環境要素を生息場所の中に配置してやることが重要だろう。そういった意味で、森林の中や周縁部を通る道路（但し未舗装で交通量が少ない）もチョウに重要な資源を提供しており、多様性維持には必要な環境要素と考えられる。また、草本植物に比較すると割合はずっと少ないが、林縁部のウツギ、ノリウツギ、コゴメウツギ、サンショウなどの低木（花）もチョウはよく利用しており、ソデ群落だけでなく利用されている低木から見ても、林縁部は重要と考えられる。前記したように、高木で利用されていたのはわずかに3種で、しかも全て広葉樹であった。したがって、成虫の資源利用という点からも、針葉樹よりは広葉樹の方が多様性維持のために望ましいと考えられる。今回の調査で、ほぼ同じようにソデ・マント群落の発達していた船津胎内地区と土丸尾地区で、後者の方が種数や総個体数が多かったのは、前者が針葉樹の植林で後者が広葉樹の植林であることによる高木層の餌資源数（成虫幼虫含めての）の違いに起因していたことが推測される。

以上要約すると、成虫の餌資源利用からみた地域森林チョウ類群集の多様性の維持は、成虫餌資源の多いソデ群落の発達した林縁や空地を擁する森林を広く保全すること、その際、吸水ができるような道路などの裸地を森林周辺に配置し、また森林は針葉樹よりは広葉樹の混合林の方が望ましいと考えられた。今井（1998）はビオトープ建設の実際例をあげた上で、成虫の蜜源植物や幼虫の食餌植物の植栽が、実際にチョウの種数や個体数の飛躍的増加につながることを指摘したが、このように成虫や幼虫の食物資源は、チョウの多様性

保全の応用面に直結する事項と考えられ、今後ますますの生態学的知識の蓄積が必要とされる。

## 謝 辞

日頃、研究に対して深い理解と援助を戴いている山梨県環境科学研究所の職員の方々、とりわけ動物生態学研究室の今木洋大博士および渡辺牧助手に対して深く感謝申し上げる。また、有益なコメントを戴いた査読者の方々にも深謝申し上げる。

## 引用文献

- Brown, J. H. (1984) On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* **124**: 255-279.
- Brown, J. H. (1995) *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Cockburn, A. (1991) *An Introduction to Evolutionary Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 遠藤 茂・仁平 勲 (1990) 日本産蝶類幼虫食餌便覧. グループ多摩虫, 東京.
- Erhardt, A. (1985) Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* **22**: 849-861.
- Feber, R. E., H. Smith and D.W. Macdonald (1996) The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1191-1205.
- 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 (1982, 1983, 1984a, 1984b) 原色日本蝶類生態図鑑 I, II, III, IV. 保育社, 大阪.
- Gaston, K. J. and J. H. Lawton (1988a) Patterns in the distribution and abundance of insect populations. *Nature* **331**: 709-712.
- Gaston, K. J. and J. H. Lawton (1988b) Patterns in body size, population dynamics, and

- regional distribution of bracken herbivores.  
*American Naturalist* **132** : 662-680.
- Hamer, K. C., J. K. Hill, L. A. Lace and A. M. Langan (1997) Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography* **24** : 67-75.
- Hanski, I., J. Kouki and A. Halkka (1993) Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. In "Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives" (Ricklefs, R. E. and D. Schlüter, eds), pp. 108-116, University of Chicago Press, Chicago.
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace and W. M. T. Banham (1995) Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* **32** : 754-760.
- 今井長兵衛 (1998) 都市に身近な生物を再生させるための基礎的研究. 環動昆 **9** : 55-73.
- 今井長兵衛・石井 実 監修 (1998) チョウの調べ方. 文教出版, 大阪.
- 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」矢田脩・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 (1996) さまざまな森林環境における蝶類群集の多様性. 「日本産蝶類の衰亡と保護第4集」田中 蕃・有田 豊編, pp. 63-75. 日本鱗翅学会, 大阪.
- 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.
- 木元新作・武田博清 (1989) 群集生態学入門. 共立出版, 東京.
- 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.
- Kitahara, M. (1999) Structure and organization of butterfly communities in a variety of woodlands at the northern foot of Mt Fuji, central Japan. *Transactions of the Lepidopterological Society of Japan* **50** : 145-161.
- Lawton, J. H., S. Nee, A. J. Letcher and P. H. Harvey (1994) Animal distributions: patterns and processes. In "Large-Scale Ecology and Conservation Biology" (Edwards, P. J., R.M. May and N.R. Webb, eds), pp. 41-58, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 森下正明 (1967) 京都近郊における蝶の季節分布. 「自然一生態学的研究」森下正明・吉良竜夫編, pp. 95-132. 中央公論社, 東京.
- Natuhara, Y., C. Imai and M. Takahashi (1999) Pattern of land mosaics affecting butterfly assemblage at Mt. Ikoma, Osaka, Japan. *Ecological Research* **14** : 105-118.
- Pianka, E.R. (1988) *Evolutionary Ecology*, 4 th edn. Harper & Row, New York.
- Pollard, E. (1977) A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation* **12** : 115-134.
- Pollard, E. and T. J. Yates (1993) *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman and Hall, London.
- Redfearn, A. and S. L. Pimm (1988) Population variability and polyphagy in herbivorous insect communities. *Ecological Monographs* **58** : 39-55.
- 関谷善行 (1998) 神戸市神出山田自転車道沿道のチョウ類群集の多様性. 環動昆 **9** : 39-46.
- Spitzer, K., J. Jaros, J. Havelka and J. Leps (1997) Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* **80** : 9-15.
- 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. *Journal of Biogeography* 20 : 109-121.
- Steffan-Dewenter, I. and T. Tscharntke (1997) Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* 109 : 294-302.
- 田下昌志・市村敏文 (1997) 標高の変化とチョウ類群集による環境評価. *環動昆* 8 : 73-88.
- 海野和男・青山潤三 (1981) 日本のチョウ. 小学館, 東京.
- Usher, M. B. and S. W. J. Keiller (1998) The macrolepidoptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure. *Biodiversity and Conservation* 7 : 725-748.

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.

矢田 倖 (1996a) トランセクト調査のすすめ. *昆虫と自然* 31 (14) : 2-4.

矢田 倖 (1996b) 北九州市山田緑地の照葉樹林の蝶群集. 「日本産蝶類の衰亡と保護第4集」田中蕃・有田 豊編, pp. 49-56. 日本鱗翅学会, 大阪.

Appendix.  
species,

Adult resou

Water (sip

Erigeron

Trifoli

Deut

Trij

## チョウ類成虫の食物資源利用様式

**Appendix.** All adult diet resources observed in the present study, their ecological types, their users in butterfly species, and the number of users' in each butterfly species

Adult resource*	(Japanese name)	Resource type		Users in butterflies	(Japanese name)	No. users
<i>Lysimachia clethroides</i>	オカトラノオ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Fabriciana adippe</i> <i>Argynnis paphia</i> <i>Argyronome ruslana</i> <i>Ochlodes ochraceus</i> <i>Thymelicus sylvaticus</i>	イチモンジセセリ ウラギンヒョウモン ミドリヒョウモン オウラギンスジヒョウモン ヒメキマダラセセリ ヘリグロチャバネセセリ	2 2 2 1 1 1
<i>Picris hieracioides</i>	コウゾリナ	Herb	Annuals	<i>Parnara guttata</i> <i>Pieris rapae</i> <i>Eurema hecabe</i> <i>Pieris melete or napi</i> <i>Lycaena phlaeas</i> <i>Pseudozizeeria maha</i>	イチモンジセセリ モンシロチョウ キチョウ スジグロシロチョウ類 ベニシジミ ヤマトシジミ	6 3 1 1 1 1
<i>Cirsium nipponicum</i>	タイアザミ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Gonepteryx aspasia</i> <i>Pieris melete or napi</i> <i>Pelopidas mathias</i> <i>Polygonia c-aureum</i>	イチモンジセセリ スジボソヤマキチョウ スジグロシロチョウ類 チャバネセセリ キタテハ	52 16 3 2 1
<i>Fagara manchurica</i>	イヌザンショウ	Woody	Shrubs	<i>Fixsenia mera</i> <i>Minois dryas</i> <i>Pieris melete or napi</i> <i>Argynnis paphia</i>	ミヤマカラシジミ ジャノメチョウ スジグロシロチョウ類 ミドリヒョウモン	2 1 1 1
<i>Quercus acutissima</i> (sap)	クヌギ (樹液)	Woody	Trees	<i>Sasakia charonda</i> <i>Dichorragia nesimachus</i> <i>Apatura metis</i> <i>Minois dryas</i>	オオムラサキ スミナガシ コムラサキ ジャノメチョウ	4 2 1 1
<i>Aster ageratoides</i>	ノコンギク	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Eurema hecabe</i> <i>Pieris melete or napi</i> <i>Argynnis paphia</i>	イチモンジセセリ キチョウ スジグロシロチョウ類 ミドリヒョウモン	9 1 1 1
<i>Cirsium</i> spp.	アザミ類	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Gonepteryx aspasia</i> <i>Ochlodes ochraceus</i>	イチモンジセセリ スジボソヤマキチョウ ヒメキマダラセセリ	2 1 1
<i>Oenothera erythrosepala</i>	オオマツヨイグサ	Herb	Perennials	<i>Papilio macilentus</i> <i>Papilio bianor</i> <i>Papilio maackii</i>	オナガアゲハ カラスアゲハ ミヤマカラスアゲハ	1 1 1
<i>Rubus parvifolius</i>	ナワシロイチゴ	Woody	Shrubs	<i>Ochlodes ochraceus</i> <i>Leptalina unicolor</i> <i>Plebejus argus</i>	ヒメキマダラセセリ ギンイチモンジセセリ ヒメシジミ	4 1 1
<i>Hydrangea paniculata</i>	ノリウツギ	Woody	Shrubs	<i>Argynnis paphia</i> <i>Limenitis camilla</i> <i>Gonepteryx aspasia</i>	ミドリヒョウモン イチモンジチョウ スジボソヤマキチョウ	2 1 1
<i>Oenothera odorata</i>	マツヨイグサ	Herb	Perennials	<i>Papilio bianor</i> <i>Minois dryas</i> <i>Argynnis paphia</i>	カラスアゲハ ジャノメチョウ ミドリヒョウモン	1 1 1
<i>Prunus jamasakura</i>	ヤマザクラ	Woody	Trees	<i>Callophrys ferrea</i> <i>Erynnis montanus</i> <i>Celastrina argiolus</i>	コツバメ ミヤマセセリ ルリシジミ	1 1 1
<i>Lespedeza bicolor</i>	ヤマハギ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Everes argiades</i> <i>Eurema hecabe</i>	イチモンジセセリ ツバメシジミ キチョウ	5 4 2
<i>Polygonum cuspidatum</i>	イタドリ	Herb	Perennials	<i>Limenitis camilla</i> <i>Minois dryas</i>	イチモンジチョウ ジャノメチョウ	1 1
<i>Vicia pseudo-orobus</i>	オオバクサフジ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Lampides boeticus</i>	イチモンジセセリ ウラナミシジミ	1 1

チョウ類成虫の食物資源利用様式

Adult resource*	(Japanese name)		Resource type	Users in butterflies	(Japanese name)	No. users
<i>Patrinia villosa</i>	オトコエシ	Herb	Perennials	<i>Pieris melete</i> or <i>napi</i> <i>Argynnis paphia</i>	スジグロシロチョウ類 ミドリヒヨウモン	1
<i>Potentilla fragarioides</i>	キジムシロ	Herb	Perennials	<i>Everes argiades</i> <i>Papilio machaon</i>	ツバメシジミ キアゲハ	8
<i>Agrimonia pilosa</i>	キンミズヒキ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Gonepteryx aspasia</i>	イチモンジセセリ スジボソヤマキチョウ	1
<i>Castanea crenata</i>	クリ	Woody	Trees	<i>Gonepteryx aspasia</i> <i>Neptis sappho</i>	スジボソヤマキチョウ コミスジ	1
<i>Stephanandra incisa</i>	コゴメウツギ	Woody	Shrubs	<i>Rapala arata</i> <i>Pamassius glacialis</i>	トラフシジミ ウスバシロチョウ	2
<i>Geranium krameri</i>	タチフクロ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Gonepteryx aspasia</i>	イチモンジセセリ スジボソヤマキチョウ	1
<i>Taraxacum</i> spp.	タンポポ類	Herb	Perennials	<i>Everes argiades</i> <i>Anthocharis scolymus</i>	ツバメシジミ ツマキチョウ	1
<i>Vicia amoena</i>	ツルフジバカマ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i> <i>Ochloides ochraceus</i>	イチモンジセセリ ヒメキマダラセセリ	1
<i>Erigeron philadelphicus</i>	ハルジヨン	Herb	Perennials	<i>Everes argiades</i> <i>Leptalina unicolor</i>	ツバメシジミ ギンイチモンジセセリ	2
<i>Polygonum sagittatum</i>	アキノウナギツカミ	Herb	Annuals	<i>Gonepteryx aspasia</i>	スジボソヤマキチョウ	1
<i>Solidago virgaurea</i>	アキノキリンソウ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	2
<i>Iris sanguinea</i>	アヤメ	Herb	Perennials	<i>Ochloides ochraceus</i>	ヒメキマダラセセリ	1
<i>Polygonum longisetum</i>	イヌタデ	Herb	Perennials	<i>Pelopidas mathias</i>	チャバネセセリ	1
<i>Ixeris dentata</i>	オオバナニガナ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	9
<i>Ranunculus quelpaertensis</i>	キツネノボタン	Herb	Perennials	<i>Minois dryas</i>	ジャノメチョウ	1
<i>Vicia cracca</i>	クサフジ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	1
<i>Clematis stans</i>	クサボタン	Herb	Perennials	<i>Gonepteryx aspasia</i>	スジボソヤマキチョウ	1
<i>Geranium thunbergii</i>	ゲンノショウコ	Herb	Perennials	<i>Gonepteryx aspasia</i>	スジボソヤマキチョウ	1
<i>Zanthoxylum piperitum</i>	サンショウ	Woody	Shrubs	<i>Damora sagana</i>	メスグロヒヨウモン	1
<i>Astilbe microphylla</i>	チダケサシ	Herb	Perennials	<i>Pieris melete</i> or <i>napi</i>	スジグロシロチョウ類	1
<i>Commelinia communis</i>	ツユクサ	Herb	Annuals	<i>Pelopidas mathias</i>	チャバネセセリ	1
<i>Vicia unijuga</i>	ナンテンハギ	Herb	Perennials	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	8
<i>Mosla dianthera</i>	ヒメジソ	Herb	Annuals	<i>Parnara guttata</i>	イチモンジセセリ	1
<i>Clematis apifolia</i>	ボタンズル	Herb	Perennials	<i>Rapala arata</i>	トラフシジミ	1
<i>Salvia plebeia</i>	ミゾコウジュ	Herb	Annuals	<i>Pieris melete</i> or <i>napi</i>	スジグロシロチョウ類	1
<i>Lotus corniculatus</i>	ミヤコグサ	Herb	Annuals	<i>Everes argiades</i>	ツバメシジミ	1
Sweat (sipping fluids)	汗(人の衣服)			<i>Neptis philyra</i>	ミスジチョウ	1
Feces (sipping fluids)	鳥の糞			<i>Neptis philyra</i>	ミスジチョウ	1

\*: All plant species were utilized as sipping flower nectar by adult butterflies, except for *Quercus acutissima* for sap use.

## 解説

# 害虫防除作業者の健康問題<sup>1)</sup>

吉田 宗弘<sup>2)</sup>

関西大学工学部生物工学科

## はじめに

種々の昆虫を対象とする害虫防除作業に附隨する健康リスクには、使用する殺虫剤による中毒作用によるものと、防除の対象となる昆虫自身に起因するものがある。前者に関しては、ヒトに対して毒性が低くかつ分解性の高い殺虫剤が開発されていることや、作業中に専用の作業衣やマスクを着用することが普及したことにより、近年では作業者が殺虫剤に起因する健康障害を起こす事例はほとんどなくなった。しかし、とくに有機リン系殺虫剤の中にはきわめて毒性の大きなものもあり、不適切な取り扱い方によって重大な健康障害を起こす可能性は依然存在している。一方、防除対象となる昆虫に起因する健康リスクとして最大のものは、ハチ刺されによるアレルギー性ショックである。ハチアレルギー性ショックは、重度の場合、死につながることもあり、その予防はきわめて重要である。

ハエ、カ、ゴキブリなどの衛生害虫、シロアリ、およびハチの駆除・防除は、農業・園芸分野での害虫防除作業とは異なり、家屋内などの閉鎖空間で行われることが多い。このような作業上の共通性があるため、わが国の防疫作業会社は本来の業務であるペストコントロール（衛生害虫防除）以

外にシロアリやハチの防除・駆除も行っている。本稿では、防疫作業会社が行う害虫防除作業での有機リン系殺虫剤曝露とハチ刺されの現状、およびこれらのリスクを回避する方策について解説する。

## 有機リン系殺虫剤

### 1. 有機リン系殺虫剤曝露の把握と実態

近年ではヒトの化学物質曝露を定量的に評価する目的で化学物質の尿中代謝物濃度を測定することが一般化しており、有機リン系殺虫剤曝露の場合にもこの方法が適用できる。しかし、使用されている多種類の有機リン系殺虫剤について、代謝物を個別に測定することはきわめて煩雑である。そこで有機リン系殺虫剤に共通した尿中代謝物であるアルキルリン酸を曝露の定量的指標とすることが考えられる。現在使用されている有機リン系殺虫剤は図1のような一般構造をもつ。ここではa)～d)に示す phosphorothionate と phosphate 型の共通代謝物であるジメチルリン酸、ジメチルチオリン酸、ジエチルリン酸、ジエチルチオリン酸の排泄量合計値をもとに検討した結果を紹介する。

大阪ペストコントロール協会に所属する複数の防疫作業会社従業員137人について、有機リン系殺虫剤を散布している者（102人）としていない

1) Health-related Problem in Pest Control Operators

2) Munehiro Yoshida (Department of Biotechnology, Faculty of Engineering, Kansai University, Suita, Osaka, 564-8680, Japan)

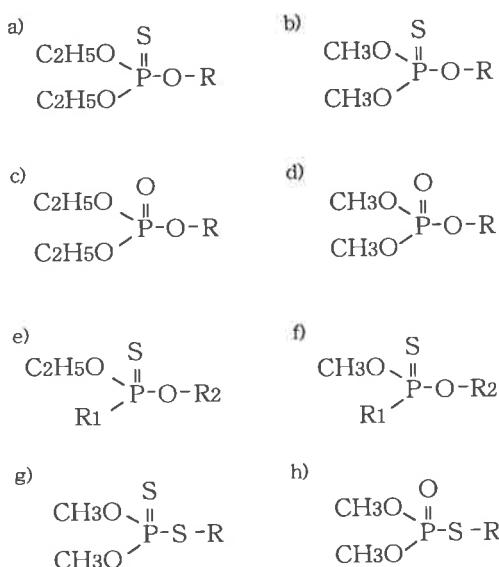


図1 有機リン系殺虫剤の一般化学構造。本文に述べる化学構造のアルキルリン酸として尿中に排泄されるのはa)～d)のphosphorothionateとphosphateである。

者(35人)に分けて尿中アルキルリン酸を測定した結果では(須永ら, 1989c), 散布している者の約90%, 散布していない者の約60%に尿中アルキルリン酸が検出されている。一般人の尿にアルキルリン酸はまったく検出されないので、職業的なリン剤接触によりわずかではあるがこれらの従業員の体内に有機リン系殺虫剤が吸収されていることは明らかである。そしてリン剤散布に従事していない者にも尿中アルキルリン酸が検出されたことは、リン剤曝露の機会が散布作業以外にも存在することを意味している。

図2は同じ調査研究において、リン剤を散布していた102人について、尿中アルキルリン酸濃度と散布からの日数経過の関連を示したものである。散布日が近い者ほど高濃度のアルキルリン酸が検出される傾向が認められる。一般人の1日の尿クレアチニン排泄は1～1.5 g, 動物実験では投与した有機リン剤の約50%が投与24時間以内にアルキルリン酸として尿中に排泄される(須永ら, 1989a)。これらのこととをもとに、散布が1日前であっ

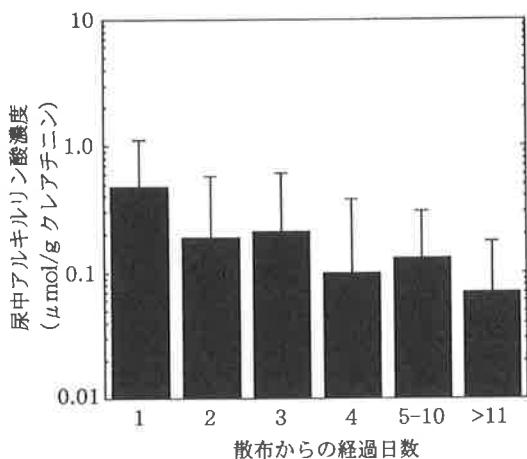


図2 リン剤散布からの日数経過と尿中アルキルリン酸濃度との関連。棒の高さは幾何平均値、また垂線の高さは幾何標準偏差の大きさを示す。文献(須永ら, 1989c)に記載されている数値をもとに作図した。

た作業者の尿中アルキルリン酸濃度から体内に吸収されたリン剤の量を概算すると1～2  $\mu\text{mol}$ となる。リン剤の分子量はおおむね200～500であるから、体内吸収量は多く見積もっても1 mgには届かない。現在使用されているリン剤のラットに対するLD<sub>50</sub>値は小さなものでも100 mg/kgはこえているから、急性毒性という観点に立てば、この曝露吸収量はまったく問題にならない量といえる。

## 2. 有機リン系殺虫剤曝露による血中コリンエステラーゼ活性の低下

前述のように尿中代謝物量から防疫作業会社従業員の有機リン系殺虫剤の曝露は許容範囲内と判断できる。また大阪ペストコントロール協会所属の防疫会社従業員を対象にした健康診断においても、明らかにリン剤散布に起因すると思われる健康障害は過去20年近く認められていない。しかし、まったく影響がないわけではない。

有機リン系殺虫剤は体内に吸収されると神経伝達に関わる酵素であるコリンエステラーゼ(ChE)の活性を阻害する。健康診断において測定される血清および血球ChE活性はすべての従業員が正常範囲にあるが、表1および表2に示す

表1 防疫会社従業員の血中コリンエステラーゼ活性 (unit/ml)

対象者	血清	血球
防疫会社従業員		
リン剤散布従事者 (n=102)	2.5 ± 0.5 a	14.6 ± 1.6 a
リン剤散布非従事者 (n=35)	2.7 ± 0.6 a	15.2 ± 1.3 ab
対照者 (n=103)	3.2 ± 0.8 b	15.7 ± 1.9 b

分散分析とad hoc検定 (PLSD法) により添字の異なる集団間には有意差 ( $P < 0.05$ ) が認められる。文献 (須永ら, 1989c) 記載の表より抜粋して示した。

表2 尿中アルキルリン酸濃度別に比較した防疫会社従業員の血液中コリンエステラーゼ活性 (unit/ml)

尿中アルキルリン酸濃度 (μmol/g クレアチニン)	血清	血球
検出せず (n=32)	2.8 ± 0.6 b	15.1 ± 1.5 a
0.02 - 0.09 (n=21)	2.8 ± 0.6 b	14.3 ± 1.4 a
0.10 - 0.99 (n=68)	2.4 ± 0.6 a	14.8 ± 1.7 a
1.00 以上 (n=16)	2.2 ± 0.7 a	14.3 ± 1.3 a

分散分析とad hoc検定 (PLSD法) により添字の異なる集団間には有意差 ( $P < 0.05$ ) が認められる。文献 (須永ら, 1989c) 記載の表より抜粋して示した。

ようによりん剤に接触しない一般人と比較すれば明らかに低値で、しかも尿中アルキルリン酸濃度の高い者ほど低い傾向にある (須永ら, 1989c)。つまりリン剤の体内吸収量はわずかであっても、その影響は酵素活性レベルでは明らかに現れている。

American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) (1987) では有機リン剤の Biological Exposure Indices として血球 ChE がリン剤曝露によって曝露前値の 70% 以下にならないこととしている。一方、WHO (1985) は、血清 ChE 活性がリン剤曝露によって曝露前値よりも 25% 以上低下した場合にはリン剤との接触を避けるべきであるとしている。防疫会社従業員の曝露前値が不明であるので、かりに対照者集団の血球 ChE の平均値 (15.7) を基準とすると、70% 値は 11.0 である。リン剤散布者の平均値 - 2 × 標準偏差が 11.4 であるから、観察された ChE 活性の低下は許容範囲内と判定できる。

このように幸いなことに最近の大坂では問題となるような ChE 活性の低下事例は認められないが、他地域では最近でも血清および血球 ChE 活性

が基準値の 70% 未満に低下したリン剤中毒事例が観察されている (吉川ら, 1991)。この事例では「もの忘れが多い」「耳鳴りがする」などの自覚症状の訴えがあり、異常な網膜電図も認められている。この事例と大阪のリン剤散布者の 1 週間あたりの散布回数を比較すると、大阪が 2.5 ± 1.8 回、中毒事例が 10 回である。つまり大阪ではおおむね 2 日に 1 回の散布作業を行っているのに対して、中毒事例は毎日 2 回の散布作業をしていたことになる。中毒事例での防護服やマスクの着用状況は不明であるが、1 人あたりのリン剤散布作業回数が極端に増加すれば現在でもリン剤中毒が発生する可能性があると考えておかねばならない。

### 3. リン剤の曝露吸収量に関連する要因

1 回の散布作業でのリン剤の曝露吸収量には種々の要因が関連している。散布作業では原則として作業衣とマスクが着用されるが、きちんと検定された吸収缶の付いた防毒マスクを着用した場合と簡易マスクを着用した場合を比較すると、簡易マスクを着用した場合に血清 ChE が低下する傾向があること、さらに作業衣を散布 1 または 2 回ご

とに着替えると、表3のように血清ChE活性の低下が防止できることが認められる(上田ら、1992)。

表3 作業衣の着替え頻度による血中コリンエストラーゼ活性(unit/ml)の変化

着替え頻度	血 清	血 球
散布1～2回ごと	3.1±0.4	13.9±1.5
散布3回以上	2.8±0.5*	13.3±1.6

\*t検定により有意差( $P<0.05$ )が認められた。

文献(上田ら、1992)記載の表より抜粋して示した。

一方、実際のシロアリ防除作業中の作業者を調査した調査研究では以下のことが報告されている(須永ら、1989b)。この事例はリン剤としてクロルピリホスを床下等に散布していたものであり、散布作業者の呼吸域空気中リン剤濃度は8時間加重平均値で最大0.145mg/m<sup>3</sup>であった。この値はACGIH(1987)の定めるクロルピリホスの許容濃度0.2mg/m<sup>3</sup>を下回っている。作業者が装着していたマスクの吸収缶に吸着していた薬剤量は空気中濃度と強く相関し、しかも呼吸量から算定される理論値にほぼ一致していた。図3にも示すように、作業者の尿中アルキルリン酸濃度と相関するには、空気中リン剤濃度ではなく、作業衣を通して作業者の皮膚に付着したリン剤量であった。さらに図4に示すように、散布作業直後に入浴した場合には尿中アルキルリン酸濃度は作業終了約8時間後に最大となってその後急激に低下するの

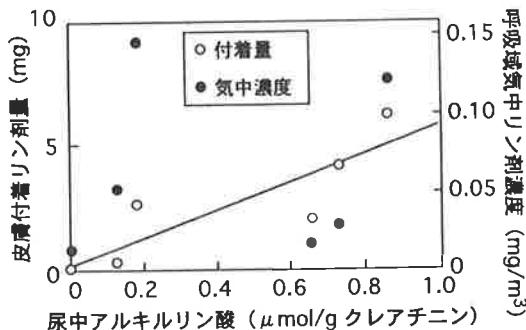


図3 尿中アルキルリン酸濃度とリン剤付着量または気中リン剤濃度の関連。文献(須永ら、1989b)記載の図を改変して示した。

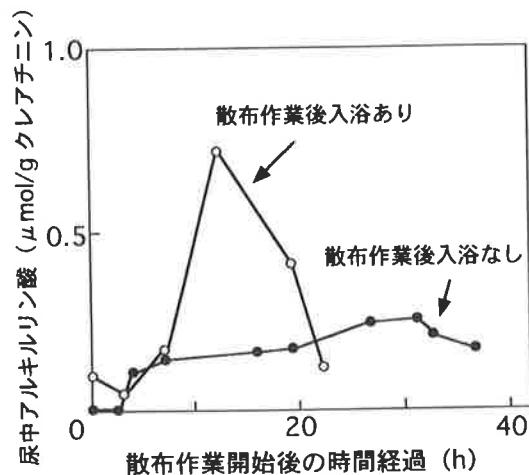


図4 尿中アルキルリン酸濃度の時間変化に及ぼす入浴の影響。文献(須永ら、1989b)記載の図を改変して示した。

に対し、入浴をしない場合は作業翌日になっても尿中アルキルリン酸濃度は緩やかに増加していた。これらのこととは、吸収缶付きマスクによってリン剤の経気道吸収はほぼ完全に防止できており、リン剤は経皮的に体内に吸収されていることを示している。

以上の調査研究はいずれも1990年前後に行われたものであるが、ごく最近に散布作業者を対象に行われた健康診断におけるChE活性の値から判断しても状況は大きくは変わっていないと考えられる。したがって、①必ず吸収缶の付いた検定済みの防毒マスクと専用の作業衣を着用する、②作業衣は1回の散布作業ごとに着替える、③散布作業終了後には必ず入浴して付着したリン剤を洗い流すことは、現在でも散布作業ごとのリン剤の曝露吸収量を軽減するために必要なことといえる。また散布作業をしなくても防疫会社に勤務しているだけで尿中にアルキルリン酸を検出したり、血清ChE活性の低下している事例が多いことから、リン剤そのものの管理だけでなく、リン剤が付着した作業衣などの管理にも十分配慮しなければならない。

## ハチ刺され

厚生省の人口動態統計によれば、わが国では毎年30名～40名前後のヒトがハチ刺されによって死亡しており、野生生物による死亡事故としては最大のものとなっている（国有林野事業安全管理研究会、1996）。近年では都市近郊の住宅地において、ヒトとスズメバチの遭遇する事例が増加しており、害虫防除にあたる防疫作業会社にもハチ駆除の依頼件数が増加している。したがって、防疫作業会社従業員も養蜂業者や森林作業者などと同様にハチ刺されのリスク集団と考えられる。

### 1. 防疫作業会社従業員のハチ刺されの実態

1994年および95年に大阪ペストコントロール協会所属防疫作業会社の従業員200名を対象にして、過去にハチ刺されの経験があるかどうかをたずねたところ、図5に示すように、「刺された経験がある」と回答したのは118名（59%）であった（Ono *et al.*, 1998）。この数値を多いとみるか、それとも少ないとみるかは議論の別れるところであるが、1987年に林野庁が実施した調査においては、営林署職員の68%にハチ刺され経験があると報告されており（国有林野事業安全管理研究会、1996）、防疫作業会社従業員のハチ刺され経験者の割合はこれよりはやや少ないといえる。一般人のハチ刺され経験がどの程度であるかは、調査対象の年齢や地域によって大きな差があると考えられ、一概に論じることは難しい。図5には同時期に大阪の文科系大学の学生122名にたずねた結果も示したが、防疫作業会社従業員より若干低いハチ刺され経験者の割合が観察される。

ハチ刺され経験ありと回答した118名の従業員の中の105名についてはさらに詳しく調査を行った。105名の中で、勤務中に刺された経験があったのは55名（52%）であった。さらに刺された状況を具体的に知り得た25例について分類すると、ハチの巣除去作業中に刺されたのが21例（84%）であり、その他の作業では草刈り作業中にアシナガバチに刺されたのと調査や下見に行って刺された

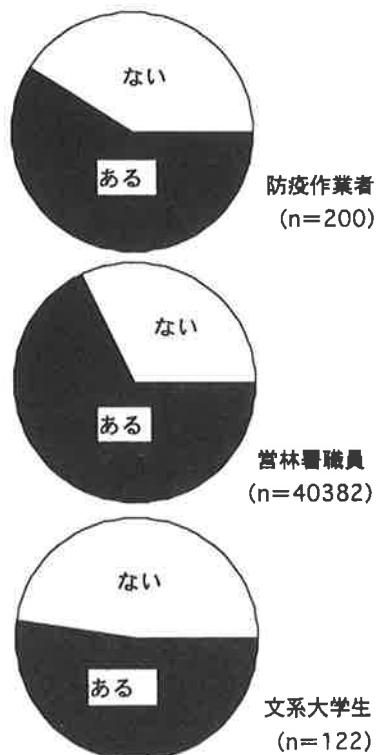


図5 ハチ刺され経験者の割合。営林署職員のデータは国有林野事業安全管理研究会（1996）よりの引用。

のがそれぞれ2例ずつあった。

もっとも最近のハチ刺されについて調べると、刺されたハチの種類が判明しているヒトが78.0%、種類別ではアシナガバチが35.2%でもっとも多く、ミツバチ23.8%，スズメバチ19%の順であった。刺された場所と数では、手または頭顔部の一箇所を刺されるという事例が大半であった。また刺されたときの症状は、刺されたところが少し赤くなる程度という局所症状が76.2%，次いで局所症状が4日以上継続する遷延性局所症状が19.0%であり、じんましんができる、気分が悪くなる、頭がいたくなるなどの全身症状を経験した者はわずか4.8%であった。

### 2. ハチ刺されを防ぐには

幸いなことに大阪では今までのところ防疫作業

会社従業員でハチ刺されによる重篤な症状を引き起こした例はない。しかし従業員の約4分の1 ( $0.59 \times 0.52 \times 0.84 = 0.26$ ) が、ハチの巣除去作業中にハチに刺された経験があることを看過してはならない。先に示したハチの巣除去作業中に刺された21例の中で、まったく防護服を着用していなかったのは4例に過ぎず、残り17例のうち、9例は防護服をたまたま、あるいは作業の都合で止むを得ず脱いだり、着替えたりするときに刺されたものであり、8例は防護服のわずかなすき間や、防護服の上から刺されたものであった。適切な防護服の選択を行うとともに、防護服の脱着をハチ刺されの危険性のない場所で行うなどの細心の注意を払うことが必要といえる。

### 3. ハチ特異抗体価の推移

ハチ刺されによる症状には、ハチ毒の直接作用によるものと、ハチ毒アレルギーによるものがあり、死亡例につながるアナフィラキシーショックを起こすのは主にハチ毒アレルギーによるものである。このアレルギーは主にI型アレルギー反応であり、その診断基準の一つとしてハチ特異的IgE抗体の存在がある。ハチ毒中の主な抗原は、ホスホリパーゼA2、ヒアルロニダーゼなどの酵素類であり、ハチに刺されるとこれらに対する特異的IgE抗体が産生され感作が成立する。

ハチ刺され経験のある防疫会社従業員の血清中のミツバチ (Honeybee)、アシナガバチ (Wasp)、スズメバチ (Yellow jacket) に対する特異抗体価を測定した (Ono *et al.*, 1998)。なお厳密には、Yellow jacketはオオスズメバチやキイロスズメバチなどの*Vespa* (スズメバチ属) ではなく*Vespula* (クロスズメバチ属) を指すが、ここでは便宜的にスズメバチと表現する。3種の抗体価のいずれかが陽性であった対象者は105名のハチ刺され経験者中33名、すなわち31.4%であり、うち19名は複数の抗体価が陽性であった。

血清抗体価の陽性率と最後に刺されてからの経過年数の関係について検討すると、図6に示すように陽性率は最後に刺されてからの期間が長くな

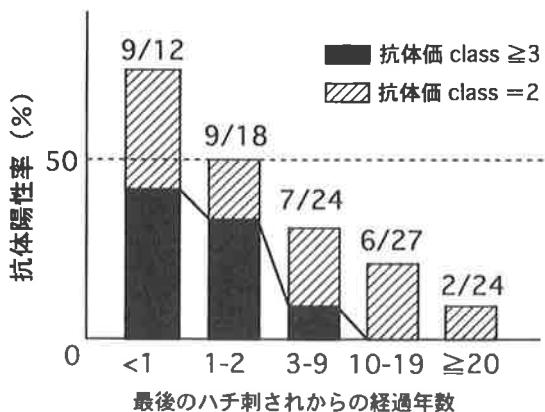


図6 ハチ刺されからの年数とハチ特異抗体陽性率との関連。文献 (Ono *et al.*, 1998) 記載の図を改変して示した。

るにつれて明らかに低下していた。たとえば、最後に刺されてからの年数が3年未満であれば陽性率は60%であったが、それより長くなると75名中15名、すなわち20%に激減していた。また10年以上経過したヒトの中には大きな抗体価（クラス3以上）を示す事例が存在しなかった。これらのことから、血清中のハチ抗体価は明らかに時間に依存して低下し、多くのヒトでは刺されて3年経過すれば、抗体価も陰性になると考えられる。しかし10年以上経過してもなお抗体価が陽性であるヒトが存在することから、時間経過以外にも抗体価に影響を与えている要因があると予想された。

ハチ刺されによるアレルギー反応は即時型アレルギーといわれ、免疫グロブリンの中のIgEが関わっていることが知られている。アレルギー反応に関与する成分であり、いわゆるアレルギー体质の指標となる血清総IgEの濃度と抗体価陽性率の関係を検討してみると、図7のように総IgE濃度の高いグループほど抗体価陽性率の高いことは明らかである。刺されて10年以上経過したにもかかわらず抗体価が陽性であった8名では過半数の5名が総IgE濃度が500IUをこえる高値であった。また逆に刺されてから3年以内であるにもかかわらず抗体価が陰性であった12名では、11名までが

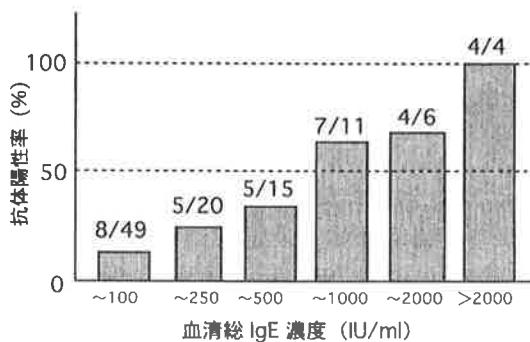


図 7 血清総 IgE 濃度とハチ特異抗体価陽性率との関連。文献 (Ono *et al.*, 1998) 記載の図を改変して示した。

500IU未満の低い総 IgE 濃度であった。さらにこれらの人々について 1 年後に抗体価を測定すると、表 4 に示すように血清総 IgE 濃度が低い対象者ではハチ刺されからの経過年数とは無関係に抗体価の低下が認められたが、高い対象者では抗体価の変化がほとんど生じていなかった (Ono *et al.*, 1997)。以上のことから、血清総 IgE 濃度、すなはちアレルギー体質の強弱は時間経過と同等に抗体価に影響を与える要因と考えられる。

総 IgE 濃度が低い非アレルギー体質の防疫会社従業員 3 名に関して、定期的にハチ特異抗体価を 2 年間にわたりて測定しその推移を調べた結果を図 8 にまとめた (小野ら, 1997)。非アレルギー体

質の場合、ハチ特異抗体価は時間経過とともに低下した。この減衰曲線より抗体価の半減期は 6 ~ 12 ヶ月と推定された。このことは非アレルギー体質であれば、ハチ刺されによってハチ特異抗体価が一定以上の値となって陽性となっても、3 年後には 8 ~ 64 分の 1 になることを意味しており、刺されて 3 年以上経過すると抗体価陽性率が著しく低下するという観察結果を裏付けている。

#### 4. ハチ刺されを回避すべきヒトとは

重回帰分析による解析では、血清総 IgE 濃度と刺されてからの時間経過に加えて、過去のハチ刺され回数もハチ特異抗体価の大きさを規定する要因であることが判明している (Ono *et al.*, 1998)。ゆえに、前にハチに刺されてから 3 年未満のヒト、血清 IgE 濃度の高いヒト (いわゆるアレルギー体質のヒト)、および過去のハチ刺され回数の多いヒトは、ハチ特異抗体価が陽性かつ高値である確率が高いと予想される。血清中のハチ特異抗体価の大きさは、実際にハチに刺された時のアレルギー反応の大きさを予測するものといわれている。したがって、これらの条件に当てはまるヒトがハチに刺されれば重篤なアレルギー反応が生ずる危険性が考えられ、とくに嚴重な注意が必要といえる。

本稿で紹介した調査研究はいずれも筆者が関西医科大学公衆衛生学教室に在籍中に多数の共同研

表 4 ハチ特異抗体価の 1 年間の変化

血清総 IgE (IU/ml)	刺されてから の年数	人数	ハチ特異抗体価 (unit/ml)	
			初回	1 年後
≤ 250	< 3	6	7.51 (1.82 - 76.9)	2.67 (0.37 - 26.8)
≤ 250	≥ 3	3	2.58 (1.87 - 3.17)	1.11 (0.49 - 2.64)
> 250	< 3	8	5.25 (1.68 - 13.8)	3.43 (0.45 - 19.7)
> 250	≥ 3	8	2.25 (0.94 - 14.8)	2.32 (0.665 - 7.52)

ハチ特異抗体価の数値は幾何平均値、カッコ内の数値は幾何平均値 ± 幾何標準偏差の範囲。二元配置分散分析では、抗体価の 1 年間の変化は有意 ( $P < 0.01$ ) であるが、血清総 IgE 濃度の間に交互作用のある ( $P = 0.011$ ) ことが認められる。文献 (Ono *et al.*, 1997) 記載の表より抜粋して示した。

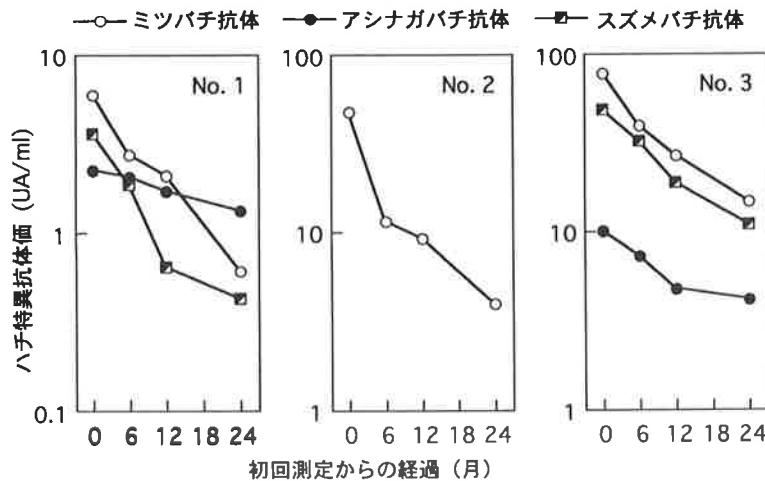


図8 非アレルギー体質者の2年間のハチ特異抗体価の推移. 文献  
(小野ら, 1997) 記載の図を改変して示した.

究者とともに行ったものであることを書き加えておく。

### 引用文献

American Conference of Governmental Industrial Hygienist (1987) Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, 5th ed., ACGIH.

国有林野事業安全管理研究会 (1996) 蜂刺されの予防と治療, p. 203-208, 林業・木材製造労働災害防止協会.

Ono, T., M. Yoshida, and N. Nakazono (1997) Immunologic reactivity on one-year follow-up of subjects without allergy to Hymenoptera stings. *Asian Pacific J. Allergy Immunol.* **15**: 81-88.

小野聰子・吉田宗弘・中園直樹 (1997) ハチ刺傷5例におけるハチ特異抗体価の2年間の推移. アレルギー **46**: 1163-1169.

Ono, T., M. Yoshida, and N. Nakazono (1998) Hymenoptera stings and serum venom-specific IgE in Japanese pest-control operators. *Environ. Health Prevent. Med.* **2**: 172-176.

須永匡彦・吉田宗弘・原一郎 (1989a) ラットにおけるクロルピリホスの代謝と尿中排泄. 日衛誌 **43**: 1124-1129.

須永匡彦・吉田宗弘・上田照子・高坂祐夫・原一郎 (1989b) シロアリ防除作業者におけるクロルピリホスの曝露と尿中アルキルリン酸濃度との関係. 産業医学 **31**: 142-149.

須永匡彦・吉田宗弘・上田照子・高坂祐夫・圓藤陽子・安井一清・林真矢・吉川日出男・橋本美知子・原一郎 (1989c) 防疫作業者における有機リン系殺虫剤曝露の指標としての尿中アルキルリン酸濃度. 日衛誌 **44**: 763-770.

上田照子・高坂祐夫・吉田宗弘・圓藤陽子・橋本美知子・後藤博文・原一郎 (1992) 防疫作業者の有機リン剤散布とその健康影響および個人防護対策. 日本公衛誌 **39**: 147-152.

吉川日出男・吉田宗弘・上田照子・八木邦子・原一郎 (1991) 防疫作業者における有機リン剤曝露の評価とその眼機能への影響. 中毒研究 **4**: 65-71.

WHO (1985) Safe use of pesticides. Technical report series No. 720, p. 49-51, WHO.