

チョウ類の指標グループと RI 指数を利用した 環境評価の一方法

中村 寛志^{1,2)}・豊嶋 弘³⁾

1) 瀬戸内短期大学

3) 香川県国分寺町

(受領 : 1998年11月2日 ; 受理 : 1999年5月19日)

A Method for Environmental Evaluation Using Indicator Groups of Butterflies and the RI -index. Hiroshi Nakamura^{1,2)} and Hiromu Toshima³⁾ (¹⁾Setouchi Junior College, Takase-cho, Mitoyo-gun, Kagawa 767-8511, Japan; ³⁾Kokubunji-cho, Ayauta-gun, Kagawa 769-0101, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 10 : 143-159 (1999)

Methods to classify 55 species of butterflies into some indicator groups which reflected the natural environments were presented based on the investigation about these butterflies at 344 survey points in Kagawa Prefecture. The natural environment was evaluated visually using the radar chart of RI -indice calculated about those indicator groups. Fifty-five species were classified into four indicator groups by three methods, that is, the naturality index of species, the cluster analysis and the factor analysis. On the naturality index of species, butterflies were classified from the distribution in Kagawa Prefecture. On the cluster analysis and the factor analysis, they were divided into groups from the dendrogram and the scattered diagram, respectively, which were described based on the analysis of the percentage matrix of butterflies discovered in each environmental condition. As a result, the some butterflies which composed indicator groups were different among three methods. However, there was a correlation, because the rank correlation coefficient ranged from 0.578 to 0.737. The shape of the radar chart of average RI -indice which were calculated about indicator groups depended on the natural environment. The possibility that the difference of the environment can be distinguished using this radar chart and the application to the different research data were discussed

Key words : Environmental evaluation, Indicator group of butterflies, RI -index, Kagawa Prefecture, Cluster analysis, Factor analysis

2) 現在, 信州大学農学部 (〒399-4598 長野県上伊那郡南箕輪村 8304)

Present address : Faculty of Agriculture, Shinshu University, 8304 Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan.

香川県内344地点におけるチョウ55種の生息調査をもとに、対象種を環境条件が反映されたいくつかの指標グループに分類する手法を提示した。次いでその指標グループごとに RI 指数を求め、レーダーチャートを作成して視覚的に環境評価を試みる方法を示した。対象種は、種自然度、クラスター分析および因子分析の3手法により4つの指標グループに分類された。種自然度は香川県におけるチョウの分布状況から分類した。クラスター分析では環境別に求めたチョウの発見率をもとに描かれたデンドログラムから、また因子分析では同じく環境別発見率の相関行列をもとに、チョウの因子得点の散布図から分類した。その結果、指標グループを構成する種は、3つの手法間で異なっていたが、順位相関係数は0.578から0.737の範囲となり有意な相関があった。指標グループごとに計算した RI 指数の平均値をレーダーチャートにした結果、環境によってレーダーチャートの形は異なった。このレーダーチャートを使って環境の違いを識別できる可能性や、異なる調査データへの応用性について考察した。

緒 言

昆虫相の調査データをもとに環境評価を行う試みは、近年さまざまな手法を使ってなされている。の中で、レッドデータブックにある絶滅危惧種や貴重種・重要種のみを重点にした生物指標ではなく、その環境における生物群集の調査と解析を基にした環境評価の重要性が述べられている(森本, 1989; 宮武, 1992)。

このような観点から環境評価の方法を大別すると、まず第1に種自身がもつ環境の指標性とその種の生態学的知見を組み合わせる評価する方法がある。調査地における生物群集の種名・個体数の目録から判断して、あるいは百分率法(加藤, 1954)によって群集構造を記載して、環境評価を行う手法である。森本・長谷川(1973)はオサムシ類群集を百分率法で記載し、北アルプス乗鞍岳の環境破壊の評価を行っているが、種の指標性を評価するには、対象種の生態学的知見が要求され、評価手法を一般化するには困難な点があるといえる。

また、種の指標性をベースにしているが、より客観的に評価するため、種をある基準で環境の重みを付加した評価値に変換し、調査地点の環境を

数量化する方法がある。これには種自然度(豊嶋, 1988)や種の指数(巢瀬, 1993)、またガ類のデータから山地性環境の評価を行うカラスヨトウ・シタバ(AC)指数(牧林, 1985)などがある。数量化に先立ってあらかじめ種に環境評価のウェイトをもたせる方法では、その問題点として、何を基準として環境を評価するかによって評価値が異なる場合や、希少種が過大評価される点、また種によって地理的分布が異なるため普遍性に乏しいことなどが上げられている。

第2の方法として、種に環境の重みを付加しないで、ある群集内に生息する生物の種数と個体数をデータとして、客観的に生物群集の構造を表現する指数を使って環境評価を行う方法が近年盛んになってきた(石井ら, 1991)。この手法は用いるデータの種類によってさらに分類することができる。

種数と調査個体数の比率変数をデータとして用いる指数として、種多様度を表すShannon関数(H')やPielouの相対多様度(J')、また種の重複度を表す木元の $C\pi$ 指数やPiankaの α 指数などがよく用いられている。次に種数のみのデータの場合には、Czekanowskiなどによる種構成の重複度を示すCs指数や野村・シンプソン指数(NSC)

などがある（木元・武田，1989）。さらに情報量は少なくなるが汎用性のある指数として、個体数を順位変数として表現したデータを用いるRI指数（中村・豊嶋，1995）が提唱されている。

これらの解析手法の共通した方法論的特徴は、いずれの種も等価として扱うことである。そのため環境評価のファクターとして必要な種構成の識別、すなわち、どのような種が生息しているかという情報が得られないという欠点がある。したがって石井ら（1995）は、多様度指数と生息密度を二次元的に組み合わせ、調査地点の環境評価を総合的に行うことの必要性を指摘している。

第3の方法として、上述した2つの方法の欠点を補うため、まずあらかじめ種を環境の重みをもたせた指標数値に変換して、次いで重み付けをしない数量化指数を適用して評価する方法がある。この手法の代表的なものとして、チョウ類を使った田中（1988）の環境階級存在比（ER）がある。これは、あらかじめチョウの種ごとに生息分布度と指標値を設けておき、階級存在比として指数化して環境を判定する分析的手法である。この評価手法はチョウ類群集を基にした環境アセスメントなどに有効的に利用されている（桜谷・藤山，1991）。また、田下・市村（1997）は食性と分布から指標値の重み付けをしたHI指数を提案している。最近では種の区別を付けない多様度指数などに加えて、種の環境指標性を数量化した指数をあわせて総合的に環境評価が行われている（吉田，1997）。

筆者らは定量的にとらえにくいデータを数量化するためのRI指数を提示し、香川県のチョウ類調査をもとに環境評価を試みた（中村・豊嶋，1995）。しかし、RI指数の問題点として、出現比率の相違を正確に表現できないケースが生じることや、環境評価のファクターとして必要な種構成の識別ができない点があげられる。これらの問題を解決するため、上述した第3の方法論にしたがって、調査対象種を環境が反映されたいくつかの指標グループに分類してからRI指数を用いる方法

によって、香川県におけるチョウ類による環境評価を行うことを試みている。そのはじめとして、本研究では、調査対象種を指標グループに分類する3つの手法を提示すること、次いで分類された指標グループごとのRI指数から総合的に環境評価を行うために、レーダーチャートの利用という手法を提示し、その有効性と妥当性を検討することを目的とした。

材料と方法

1. 調査方法

本研究に用いた調査データは、中村・豊嶋（1995）が香川県の環境評価を試みた1980年から1985年の香川県自然環境保全指標策定事業におけるチョウ類の調査データに、新たに1992年から1996年の香川県自然環境保全調査のデータを加えたものである。調査地点数は香川県内の344地点で、調査対象は55種のチョウ類とした。科別種数の内訳は、セセリチョウ科7種、アゲハチョウ科9種、シロチョウ科4種、シジミチョウ科8種、マダラチョウ科1種、テングチョウ科1種、タテハチョウ科17種、ジャノメチョウ科8種で、香川県内の98種のチョウの中から、長い成虫期間をもち生息範囲が比較的広く、さらに生息数が稀でない種を選定した。

調査は成虫のみを対象とし、7月から9月の期間に4～6kmの調査ルートで目撃したチョウの種と個体数を記録した。調査回数は指標策定事業においては1調査地点1回、保全調査では2回であった。

2. 調査地の分類

調査地は香川県内全域から様々な生息環境を代表しているとみなせる344地点を選んだ。これらの地点を、植物相や土地利用形態から、市街地（14地点）、河原（17）、田畑（50）、社叢林（21）、植林地（45）、混合林（86）、広葉樹林（27）、果樹園（9）、混在地（75）の9つの環境に分類した（中村・豊嶋，1995）。このうち、混合林とはマツ・ヒノキの植林地と広葉樹の混在した林で、混在地

とは混合林と水田、畑および果樹園が混在している地点である。

3. 指標グループの分類方法

調査対象としたチョウ55種を、環境条件が反映されたいくつかの指標グループに分類するため、以下の3方法を用いた。

種自然度 豊嶋(1988)は、チョウの分布をもとに調査地点の環境評価を行う指数(自然度)を算出するベースとして、種ごとに環境の指標値(種自然度)を与えた。この種自然度は、香川県における生息環境、生息状況および分布の型から決められたもので、人里性の強い普通種の1から、讃岐山地にきわめて局地的に分布する種を5とする5段階にチョウを分類して環境の指標値とした。

Table 1にこの種自然度によって分類したチョウの指標グループを示した。A1に分類された9種は、香川県内全域に分布しているチョウで、幼虫の食草は栽培植物や庭先の雑草など人里性が強い生息環境の種である。A2の16種は、県北部の低山地や南部の讃岐山地に普通にみられるややオープンランド性の種である。A3の19種も、低山地や讃岐山地に普通にみられる種であるが、A2と比較すると広葉樹林やその周辺に生息するチョウである。A4の11種は、近年讃岐山地に分布が限られつつあるチョウで、個体数が比較的少ない。なお、本調査の対象とした55種には、種自然度5に該当する種はなかったので4つの指標グループとなった。

クラスター分析 第2の分類方法として、種の生活史や地理的分布など生態学的な知見に依存することなく、344地点での55種の調査データのみをベースにして、多変量解析の手法であるクラスター分析を応用して対象種をグループ分けした。クラスター分析による生物群集構造の解析手法については、夏原(1992)がササラダニの例を紹介しているが、昆虫では山本(1988)がチョウ類群集への適用の可能性を唱え、地表性歩行虫群集(木元・保田, 1991, 1992; 堀ら, 1994)や燈火採集のガ類群集(星川・大島, 1994)を対象とし

た環境解析の報告がある。いずれも、手法的にはPiankaの α 指数を類似度として、様々な環境の調査地点を昆虫群集からクラスタリングしている。

本研究では、これらの報告とは逆に、調査地点ではなく55種のチョウをクラスタリングすることが目的であるため、調査データを以下のようにまとめた。まず9つの環境ごとに55種のチョウが発見された割合を求めた。たとえば市街地は14の調査地点があり、そのうちイチモンジセセリは8つの地点で確認されたので、市街地のイチモンジセセリの発見率は、 $8/14 = 0.571$ となる。このようにして55種(サンプル)×9環境の発見率(変量)の行列データが得られた。次に種間の非類似度として標準化ユークリッド平方距離を用い、階層的クラスター分析の方法は最長距離法を用いてデンドログラム求め、これをもとに55種のチョウを指標グループに分類した。

因子分析 生物群集をある傾向に従って座標付けするための手法として、主成分分析や因子分析などの多変量解析の手法がある。本研究では55種のチョウを指標グループに分類する一つの試みとして、群集間の相関関係を潜在的因子で説明しようとする因子分析の手法を用いた。

手順としては、まず9つの環境での発見率データを大きさ55の9変量データとみなし、相関行列に対して主成分分析を行い、固有値の大きさから因子数を決定し、主因子法(非反復解法)を適用した。さらに単純構造を得るために、バリマックス法($w = 1$, 収束判定値 = 0.00001)による因子軸の直交回転を行って、2因子の因子負荷量を求めた。この因子負荷量の値より、2因子の環境指標としての意味付けをおこなった。最後に55種のチョウを指標グループに分類するために、それぞれ第1因子と第2因子の因子得点を回帰法により推定して散布図を描いた。この座標付けされた55種のチョウを、その分布図から判断して、指標グループに分類した。

4. 指標グループのRI指数

本調査は、調査の性格から期間に大きな幅があ

Table 1 Indicator groups of butterflies classified based on naturality index of species

Indicator group	Species	Family	Naturality index of species
A 1 (9 species)	<i>Parnara guttata guttata</i> (Bremer et Grey)	Hesperiidae	1
	<i>Papilio xuthus</i> Linnaeus	Papilionidae	1
	<i>Papilio memnon thunbergii</i> von Siebold	Papilionidae	1
	<i>Pieris rapae crucivora</i> Boisduval	Pieridae	1
	<i>Lycaena phlaeas daimio</i> (Matsumura)	Lycaenidae	1
	<i>Zizeeria maha argia</i> (Menetries)	Lycaenidae	1
	<i>Everes argiades hellotia</i> (Menetries)	Lycaenidae	1
	<i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus)	Lycaenidae	1
	<i>Cynthia cardui</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	1
A 2 (16 species)	<i>Potanthus flavus flavus</i> (Murray)	Hesperiidae	2
	<i>Pelopidas mathias oberthueri</i> Evans	Hesperiidae	2
	<i>Byasa alcinous alcinous</i> (Klug)	Papilionidae	2
	<i>Graphium sarpedon nipponum</i> (Fruhstorfer)	Papilionidae	2
	<i>Papilio machaon hippocrates</i> C. et R. Felder	Papilionidae	2
	<i>Papilio protenor demetrius</i> Stoll	Papilionidae	2
	<i>Papilio helenus nicconicolens</i> Butler	Papilionidae	2
	<i>Eurema hecabe</i> (Linnaeus)	Pieridae	2
	<i>Colias erate poliographus</i> Motschulsky	Pieridae	2
	<i>Celastrina argiolus ladonides</i> (de l'Orza)	Lycaenidae	2
	<i>Polygonia c-aureum c-aureum</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	2
	<i>Argyrogonia laodice japonica</i> (Menetries)	Nymphalidae	2
	<i>Argyreus hyperbius hyperius</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	2
	<i>Ypthima argus</i> Butler	Satyridae	2
	<i>Mycalopsis gotama fulginia</i> Fruhstorfer	Satyridae	2
	<i>Minois dryas bipunctata</i> (Motschulsky)	Satyridae	2
A 3 (19 species)	<i>Isoetes lamprospilus lamprospilus</i> C. et R. Felder	Hesperiidae	3
	<i>Thoressa varia</i> (Murray)	Hesperiidae	3
	<i>Papilio bianor dehaanii</i> C. et R. Felder	Papilionidae	3
	<i>Pieris melete melete</i> Menetries	Pieridae	3
	<i>Narathura japonica</i> (Murray)	Lycaenidae	3
	<i>Curetis acuta paracuta</i> de Niceville	Lycaenidae	3
	<i>Apatura metis substituta</i> Butler	Nymphalidae	3
	<i>Hestina japonica</i> (C. et R. Felder)	Nymphalidae	3
	<i>Cyrestis thyodamas mabella</i> Fruhstorfer	Nymphalidae	3
	<i>Neptis sappho intermedia</i> W.B. Pryer	Nymphalidae	3
	<i>Vanessa indica</i> (Herbst)	Nymphalidae	3
	<i>Kaniska canace nojaponicum</i> (von Siebold)	Nymphalidae	3
	<i>Fabriciana adippe pallescens</i> (Butler)	Nymphalidae	3
	<i>Argynnis paphia tsushimaana</i> Fruhstorfer	Nymphalidae	3
	<i>Nephargynnis anadyomene midas</i> (Butler)	Nymphalidae	3
	<i>Damore sagana ilone</i> (Fruhstorfer)	Nymphalidae	3
	<i>Mycalopsis francisca perdiccas</i> Hewitson	Satyridae	3
	<i>Lethe sicelis</i> (Hewitson)	Satyridae	3
	<i>Neope goschkevitchii</i> (Menetries)	Satyridae	3
A 4 (11 species)	<i>Daimio tethys</i> (Menetries)	Hesperiidae	4
	<i>Choaspes benjaminii japonica</i> (Murray)	Hesperiidae	4
	<i>Papilio macilentus</i> Janson	Papilionidae	4
	<i>Rapala arata</i> (Bremer)	Lycaenidae	4
	<i>Parantica sita nipponica</i> (Moore)	Danaidae	4
	<i>Libythea celtis celtoides</i> Fruhstorfer	Libytheidae	4
	<i>Dichorragia nesimachus nesiotis</i> Fruhstorfer	Nymphalidae	4
	<i>Ladoga camilla japonica</i> (Menetries)	Nymphalidae	4
	<i>Araschnia burejana strigosa</i> Butler	Nymphalidae	4
	<i>Lethe diana diana</i> (Butler)	Satyridae	4
	<i>Lethe marginalis</i> (Motschulsky)	Satyridae	4

り、調査地点によって時期や時刻、調査ルートの距離および気候条件が異なっていた。したがって、個体数データは同一基準のトランセクト法でなされたものではなく、またパラメータを使ってデータを一定の基準値に変換するには、あまりにもばらつきが大きかった。

そこで、調査条件のばらつきをマスクするため、環境評価指数として個体数データを4段階の順位変数(0:いない, 1:1~2個体, 2:3~9個体, 3:10個体以上)に変換して計算できるRI指数を用いた。この指数は、ある地域でS種の昆虫を対象に調査を行い、種ごとにM段階(0, 1, 2..., M-1)で個体数の多少を表現するランク(Ri)を与えると、 $RI = \sum Ri / \{S \cdot (M-1)\}$ で求められ、1に近いほど種数・個体数ともに多いことを表す。

9つの環境についてそれぞれ上記の3つの分類方法で得られた指標グループごとにRI指数を求めた。視覚的な形状で環境の特徴を把握するために、これらRI指数の組み合わせをレーダーチャートを用いて表現した。本研究ではRI指数を用いたが、精度の高い個体数データが得られている場合は、いろいろな多様性指数を用いてもよく、また単純に発見された種数の割合でもレーダーチャートを描くことができる。

結 果

1. クラスタ分析による指標グループ

9つの環境での発見率データをもとに行ったクラスタ分析の結果をFig.1のデンドログラムに示した。これをもとに、種自然度による分類と同じく、55種のチョウを4つの指標グループに分割すると、Fig.1に示した破線で区切られたグループ(C1:4種, C2:3種, C3:6種, C4:42種)となった。分類されたチョウをみると、C2グループが最も個体数が多く、人里性の高い普通種で、次いでC1となり、C4の42種は人里にはあまり見られないチョウを込みにしてまとめたものと考えられる。

2. 因子分析による指標グループ

因子分析による座標付けの手順に従って、まず9つの環境間で相関行列を求めた(Table 2)。これをみると、混合林と広葉樹林など樹林の環境間では相関が高く、また、田畑と河原など人里性の強い環境間でも相関は高いことなどから、共通因子の存在の可能性が示唆された。

そこで、因子数を決めるために、この相関行列に対して主成分分析を適用して固有値を求めた。固有値は、大きい順に、 $\lambda_1 = 6.567$, $\lambda_2 = 1.347$, $\lambda_3 = 0.393$, $\lambda_4 = 0.326$, $\lambda_5 = 0.141$, $\lambda_6 = 0.099$ となったが、固有値の大きさが1以上という基準を用いると因子数は2となる。一方、相関行列の対角要素に共通の推定値としてSMC(squared multiple correlation)を代入して求めた固有値は、 $\lambda_1 = 6.446$, $\lambda_2 = 1.195$, $\lambda_3 = 0.171$,

Table 2 Correlation matrix among environments on discovery rates of 55 butterfly species

Environment	Urban area	River-beach	Field	Grove of shrine	Plantation	Forest *	Broadleaved forest	Orchard	Mixture **
Urban area	1.000	0.616	0.785	0.499	0.369	0.383	0.316	0.543	0.487
River-beach	—	1.000	0.905	0.701	0.579	0.574	0.422	0.665	0.691
Field	—	—	1.000	0.670	0.564	0.555	0.435	0.659	0.687
Grove of shrine	—	—	—	1.000	0.849	0.907	0.797	0.768	0.911
Plantation	—	—	—	—	1.000	0.943	0.865	0.737	0.925
Forest *	—	—	—	—	—	1.000	0.903	0.770	0.952
Broadleaved forest	—	—	—	—	—	—	1.000	0.594	0.876
Orchard	—	—	—	—	—	—	—	1.000	0.801
Mixture **	—	—	—	—	—	—	—	—	1.000

* : Forest composed of needle and broadleaved trees

** : Mixture area of field, orchard and forest

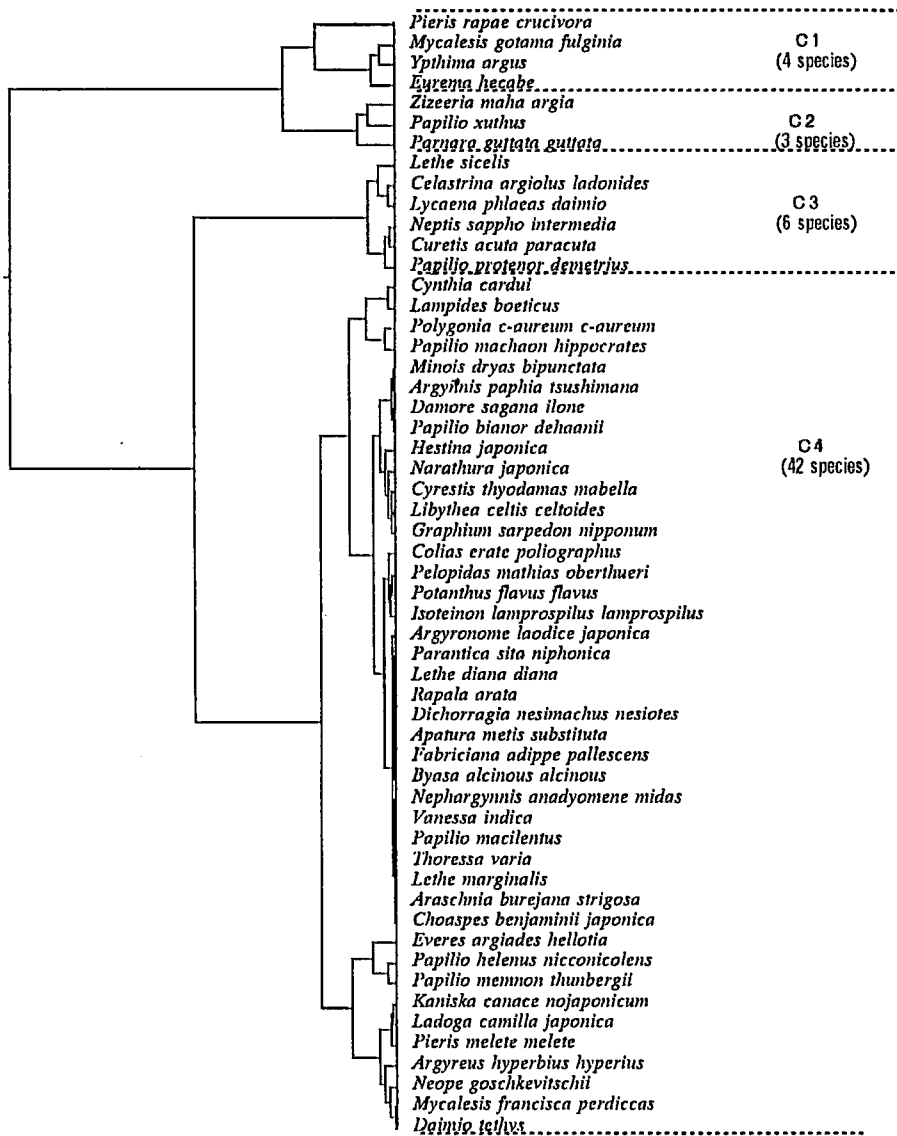


Fig. 1 Dendrogram and indicator groups of butterflies classified by cluster analysis (standardized squared Euclidean distance, furthest neighbor method).

$\lambda_4 = 0.107$, $\lambda_5 = 0.027$, $\lambda_6 = -0.007$ となった。一般にSMCを代入して求めた固有値では、0以上という基準が用いられているため、因子数は5となるが、 λ_3 以下の固有値の値が小さいため、ここでは因子数を2とおいた。

次いで、主因子法（非反復解法）を適用し、さらに単純構造を得るためにバリマックス法による

因子軸の直交回転を行って求めた2因子の因子負荷量と寄与率をTable 3に示した。この因子負荷量の値より、2因子の環境指標としての意味付けをおこなった。第1因子の因子負荷量はいずれも正で、市街地が最も小さく、混合林が最も高い値であった。中村・豊嶋（1995）は、本研究で分類した9つの環境別のチョウの豊富さをRI指数で

Table 3 Factor loading and percent of variance estimated by factor analysis

Environment	Factor loading matrix		Rotated factor loading matrix by varimax method	
	Factor 1	Factor 2	Factor 1	Factor 2
Urban area	0.598	0.519	0.173	0.773
River-beach	0.783	0.458	0.358	0.833
Field	0.794	0.554	0.310	0.918
Grove of shrine	0.907	-0.095	0.803	0.475
Plantation	0.903	-0.295	0.901	0.299
Forest *	0.933	-0.330	0.946	0.289
Broadleaved forest	0.820	-0.418	0.908	0.151
Orchard	0.829	0.064	0.629	0.543
Mixture **	0.970	-0.162	0.877	0.446
Percent of variance	0.716	0.133	0.510	0.339
Cumulative variance	0.716	0.849	0.510	0.849

* and **: See notes in Table 2

表現している。この *RJ* 指数とバリマックス回転後の第1因子の因子負荷量との相関係数が、0.838（無相関検定： $P=0.005$ ）であったことから、この因子はチョウの豊富さや見つかりやすさを代表する因子と解釈できる。バリマックス回転後の第1因子の寄与率は51%であった。第2因子の因子負荷量は、市街地、田畑、河原で特に大き

かったことから、人里性・都市化傾向を示す因子と解釈できる。2因子をあわせた累積寄与率は約85%であった。

因子負荷行列の2つの因子が上にのように解釈でき、因子構造が定まったので、次に55種のチョウに関してバリマックス回転後の因子得点を回帰法により求め、第1因子（横軸）と第2因子（縦軸）

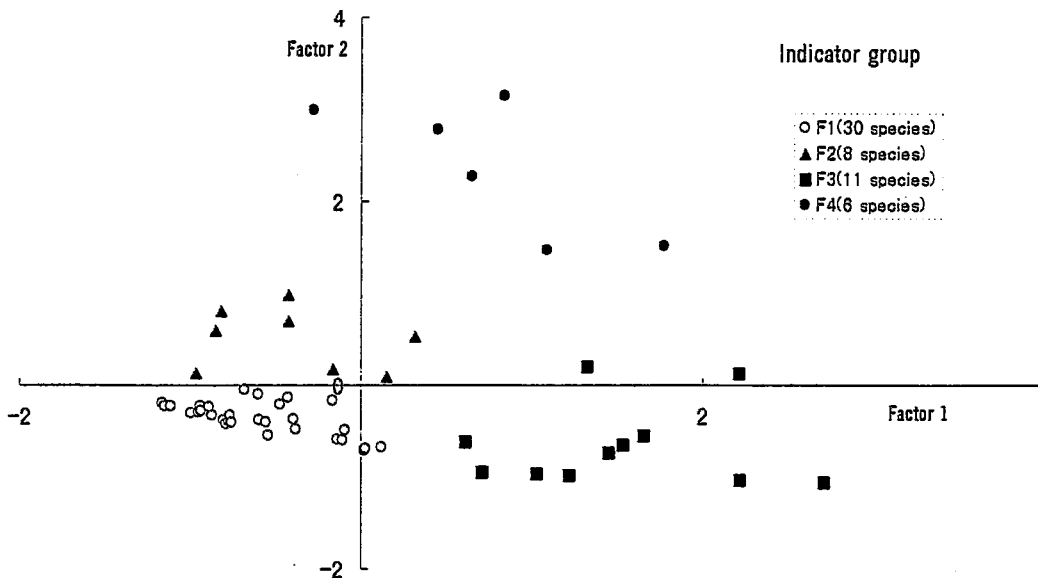


Fig. 2 Indicator groups of butterflies classified by scattergram of factor scores.

の得点の散布図を描いた (Fig. 2)。2 因子の解釈から、この散布図では横軸がチョウの豊富さを表し、縦軸が人里性・都市化傾向を表していることになる。中村・豊嶋 (1995) は、本研究調査対象とした55種のチョウについて、香川県における分布域の広さと個体数の豊富さをRI指数で表現している。この種別RI指数と第1因子の種別因子得点 (Table 4) との相関係数が、0.827 (無相関検定: $P < 0.0001$) であったことは、第1因子がチョウの豊富さを代表しているとの解釈を裏付けているといえる。したがって第I象限は人里近くに分布し個体数の多い種が、反対に第II象限では山地に分布し個体数の少ない種がプロットされることになる。

このような座標位置の意味づけをもとに、55種のチョウのプロットを4つのグループに分けた。その分類基準として、基本的に同じ象限内の種を1つのグループとしたが、たとえばモンシロチョウ (Fig. 2 の第II象限にある●のプロット) は、第II象限内の種の重心点までの距離が2.098であるのに対して、第I象限のF4グループの重心点までの距離が1.453であったので、距離的に近いF4グループに含めた。このように、異なった象限のグループに分類された種が8種あった。その結果、Fig. 2 に示したような4つのグループ (F1: 30種, F2: 8種, F3: 11種, F4: 6種) に分類された。

4つのグループに分けたのは、クラスター分析と同様に、種自然度のグループ数と一致させるためである。この指標グループの具体的なチョウの種名と因子得点を Table 4 に示した。これによると、F2やF4グループは人里性が高く、F1とF3はともに山地性のグループであるが、F3は普通種でF1は比較的個体数の少ない種に分類されたことになる。

3. 3方法間のグループ構成種の比較

種自然度、クラスター分析および因子分析によって、それぞれ55種のチョウを4つのグループに分類した結果 (Table 1, Fig. 1, Table 4) を比較

すると、分類方法によってグループ内の種構成が異なっていた。

種自然度 (Table 1) とクラスター分析 (Fig. 1) の間では、クラスター分析のC2グループ3種はすべて種自然度のA1グループに含まれていた。また、種自然度のA4グループの11種はすべてクラスター分析のC4グループであった。しかし、種自然度A2とA3グループ35種は、クラスター分析のグループ分けと一致した傾向はみられなかった。分類グループに人里から山地への環境傾斜を考慮して、 $A1 = 1, A2 = 2, A3 = 3, A4 = 4, C1 = 2, C2 = 1, C3 = 3, C4 = 4$ と順位変数を割り当てて求めたスピアマンの順位相関係数は、 $r_s = 0.578$ (無相関検定: $P < 0.0001$) であった。

種自然度 (Table 1) と因子分析 (Table 4) を比較すると、因子分析のF4グループ6種のうち4種が種自然度のA1グループに含まれており、これはクラスター分析のC3グループと同種である。一方、それ以外のナガサキアゲハやウラナミシジミなどのA1グループの種は、因子分析ではF2 (人里性は高いが個体数は少ない) グループに分類されている。種自然度のA4グループ11種のうちイチモンジチョウを除く10種が因子分析のF1 (山地性で個体数は少ない) グループであった。またA3グループもF1グループと山地性であるが個体数の比較的多いF3グループから構成されており、かなり一致した種構成がみられた。因子分析の分類グループに、 $F1 = 4, F2 = 2, F3 = 3, F4 = 1$ と順位変数を割り当てて求めたスピアマンの順位相関係数は、 $r_s = 0.703$ (無相関検定: $P < 0.0001$) となり、やや高い相関がみられた。

クラスター分析 (Fig. 1) と因子分析 (Table 4) では、F1とF2の38種すべてがC4グループの種であった。またC2はすべてF4に含まれているなど、種構成が一致するグループが多かった。両者のスピアマンの順位相関係数は、 $r_s = 0.737$ (無相関検定: $P < 0.0001$) となり、3つの組み合

Table 4 Indicator groups of butterflies classified based on factor scores estimated by factor analysis

Indicator group	Species	Factor 1	Factor 2
F 1 (30 species)	<i>Parantica sita nipponica</i>	- 1. 170	- 0. 200
	<i>Rapala arata</i>	- 1. 154	- 0. 233
	<i>Lethe diana diana</i>	- 1. 117	- 0. 232
	<i>Choaspes benjaminii japonica</i>	- 0. 997	- 0. 306
	<i>Apatura metis substituta</i>	- 0. 952	- 0. 296
	<i>Byasa alcinous alcinous</i>	- 0. 944	- 0. 233
	<i>Fabriciana adippe pallescens</i>	- 0. 941	- 0. 283
	<i>Argyronome laodice japonica</i>	- 0. 893	- 0. 236
	<i>Dichorragia nesimachus nesioties</i>	- 0. 879	- 0. 330
	<i>Vanessa indica</i>	- 0. 807	- 0. 382
	<i>Lethe marginalis</i>	- 0. 793	- 0. 428
	<i>Araschnia burejana strigosa</i>	- 0. 776	- 0. 405
	<i>Papilio macilentus</i>	- 0. 771	- 0. 332
	<i>Nephargynnis anadyomene midas</i>	- 0. 764	- 0. 406
	<i>Pelopidas mathias oberthueri</i>	- 0. 686	- 0. 053
	<i>Potanthus flavus flavus</i>	- 0. 602	- 0. 102
	<i>Cyrestis thyodamas mabella</i>	- 0. 599	- 0. 386
	<i>Thoressa varia</i>	- 0. 559	- 0. 409
	<i>Papilio bianor dehaanii</i>	- 0. 542	- 0. 549
	<i>Hestina japonica</i>	- 0. 477	- 0. 215
	<i>Graphium sarpedon nipponum</i>	- 0. 430	- 0. 136
	<i>Isoteinon lamprospilus lamprospilus</i>	- 0. 397	- 0. 374
	<i>Damore sagana ilone</i>	- 0. 387	- 0. 485
	<i>Papilio helenus nicconicolens</i>	- 0. 167	- 0. 174
	<i>Libythea celtis celtoides</i>	- 0. 140	- 0. 596
	<i>Minois dryas bipunctata</i>	- 0. 109	- 0. 605
	<i>Narathura japonica</i>	- 0. 092	- 0. 494
	<i>Argynnis paphia tsushimana</i>	0. 022	- 0. 717
	<i>Daimio tethys</i>	0. 029	- 0. 699
	<i>Mycalesis francisca perdiccas</i>	0. 123	- 0. 676
F 2 (8 species)	<i>Colias erate poliographus</i>	- 0. 970	0. 133
	<i>Polygonia c-aureum c-aureum</i>	- 0. 857	0. 599
	<i>Papilio machaon hippocrates</i>	- 0. 824	0. 810
	<i>Cynthia cardui</i>	- 0. 432	0. 984
	<i>Lampides boeticus</i>	- 0. 429	0. 700
	<i>Papilio memnon thunbergii</i>	- 0. 166	0. 175
	<i>Argyreus hyperbius hyperius</i>	0. 151	0. 094
F 3 (11 species)	<i>Everes argiades hellotia</i>	0. 318	0. 529
	<i>Neope goschkevitschii</i>	0. 615	- 0. 619
	<i>Ladoga camilla japonica</i>	0. 713	- 0. 951
	<i>Pieris melete melete</i>	1. 030	- 0. 969
	<i>Kaniska canace nojaponicum</i>	1. 217	- 0. 985
	<i>Lycaena phlaeas daimio</i>	1. 319	0. 196
	<i>Lethe sikelis</i>	1. 450	- 0. 740
	<i>Celastrina argiolus ladonides</i>	1. 531	- 0. 655
	<i>Papilio protenor demetrius</i>	1. 649	- 0. 552
	<i>Ypthima argus</i>	2. 206	0. 124
	<i>Curetis acuta paracuta</i>	2. 211	- 1. 033
F 4 (6 species)	<i>Neptis sappho intermedia</i>	2. 716	- 1. 061
	<i>Mycalesis gotama fulginia</i>	1. 088	1. 466
	<i>Eurema hecabe</i>	1. 765	1. 510
	<i>Papilio xuthus</i>	0. 650	2. 276
	<i>Parnara guttata guttata</i>	0. 451	2. 786
	<i>Pieris rapae crucivora</i>	- 0. 283	2. 992
	<i>Zizeeria maha argia</i>	0. 838	3. 148

わせでは最も相関が高かった。

4. 指標グループ別平均RI指数

9つの環境の違いと3つの指標グループ分類方法による違いを視覚的に表現するため、344地点ですべての指標グループ別RI指数を計算して、環境ごとに求めた平均RI指数のレーダーチャートをFig. 3に示した。分類手法の違いによってレーダーチャートの形状は違っているが、いずれも環境によってレーダーチャートは異なった形を示していた。ただし、社叢林、混合林および混在地のレーダーチャートについては、いずれの分類方法でもよく似た形を示していた。

この指標グループ別RI指数の比率に関して環境間で χ^2 検定をおこなった (Table 5)。その結果、危険率5%で3つの分類方法ともに有意差が

認められなかったのは、社叢林-植林地、社叢林-混在地、植林地-混合林の間であった。また、市街地-田畑と植林地-混在地の間では2つの方法で有意差が認められなかった。しかし、それ以外の31通りの環境の組み合わせでは有意な差が認められたので、このレーダーチャートを利用することによって、ある程度が環境識別の可能であると考えられる。

考 察

香川県における55種のチョウの生息調査を基にして、3つの方法でこれらの種を指標グループに分類し、グループ別RI指数のレーダーチャートから環境評価を試みる方法を提示した。ここではこの手法の有効性と妥当性および問題点について

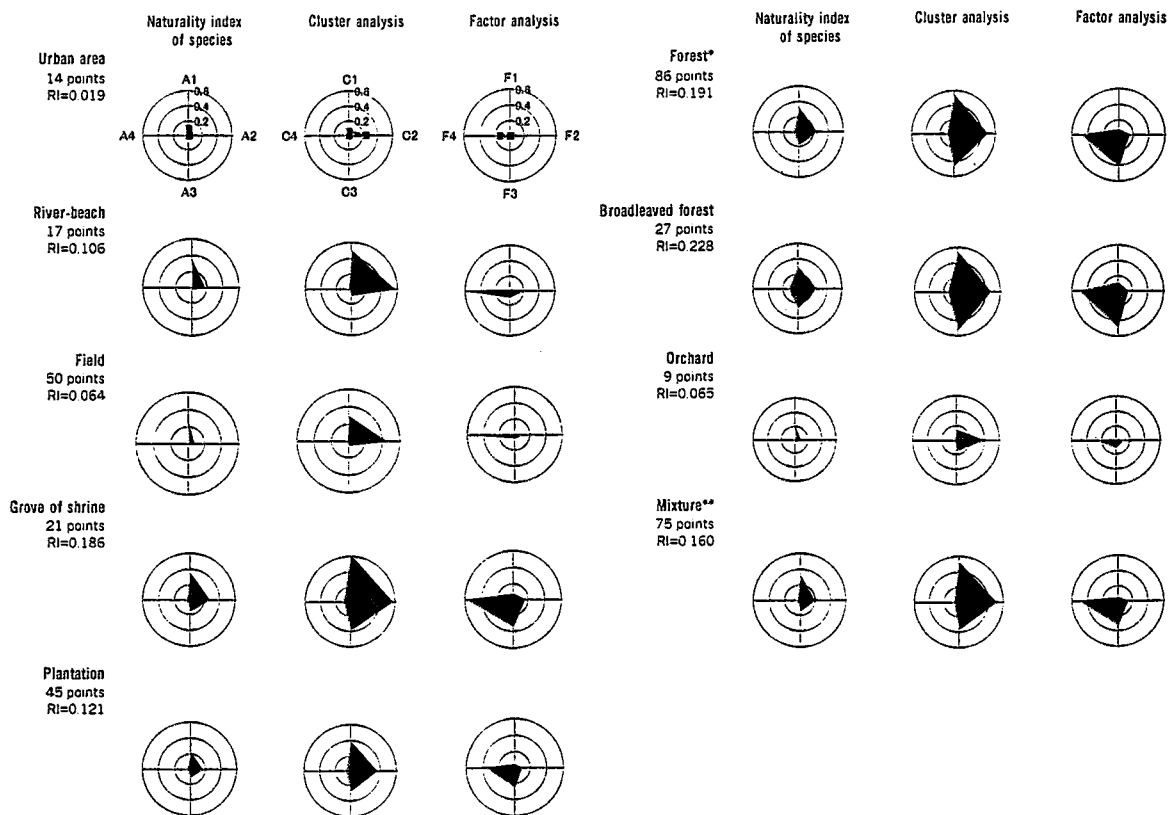


Fig. 3 Radar chart of average RI-index of 4 indicator groups which were classified by each of three methods. * and **: See notes in Tables 2.

Table 5 Probability of χ^2 test for average *RI*-indices of 4 indicator groups between environments
(Upper row : naturality index of species, middle : cluster analysis, lower : factor analysis)

Environment	River-beach	Field	Grove of shrine	Plantation	Forest *	Broadleaved forest	Orchard	Mixture **
Urban area	0.002	0.186	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.000
	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
	0.035	0.249	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
River-beach		0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000
		0.046	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
		0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000
Field			0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
			0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
			0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Grove of shrine				0.051	0.002	0.000	0.001	0.127
				0.783	0.025	0.000	0.006	0.497
				0.470	0.006	0.000	0.003	0.070
Plantation					0.472	0.000	0.000	0.028
					0.208	0.000	0.002	0.378
					0.113	0.000	0.001	0.070
Forest *						0.000	0.000	0.000
						0.001	0.000	0.000
						0.000	0.000	0.000
Broadleaved forest							0.000	0.000
							0.000	0.000
							0.000	0.000
Orchard								0.001
								0.007
								0.006

* and **: See notes in Table 2

考察する。

1. 指標グループ別 *RI* 指数による種構成の識別性

チョウ類は移動性が高く生息場所が多様であるため、群集構造を把握するための調査データとしては、バイトトラップによる歩行性甲虫群集や燈火採集によるガ類群集と比較して、分散が大きいと考えられる。そこで、最近では、偏りの少ない環境評価の指数を算出するため、トランセクト法などによる調査データの精度に関する研究が行われている（山本，1988；今井ら，1996；Natuhara *et al.*, 1996）。一方、中村・豊嶋（1995）は調査精度の低いラフなデータでも利用可能な *RI* 指数

による環境評価の手法を提唱したが、*RI* 指数の問題点の一つとして種構成が識別できない点がある。たとえば調査地の1つである四国霊場七十一番札所弥谷寺は *RI* 指数が0.206であった。これより香川県の平均 *RI* 指数（0.145）や最大 *RI* 指数（0.370）などから、県北平野部にある孤立低山地に於ては、チョウの種類と個体数が多い地点であると評価できる。しかし、どのような種が生息しているかという情報をここから得ることはできなかった。

本研究で提示した指標グループ別 *RI* 指数を利用すると、この弥谷寺のデータから、種自然度の分類では *RI* (A1)=0.370 (A1グループ9種に

関するRI指数), $RI(A2)=0.208$, $RI(A3)=0.211$, $RI(A4)=0.061$, クラスター分析の分類では $RI(C1)=0.500$, $RI(C2)=0.444$, $RI(C3)=0.500$, $RI(C4)=0.119$, 因子分析の分類では $RI(F1)=0.089$, $RI(F2)=0.167$, $RI(F3)=0.424$, $RI(F4)=0.444$ という3分類方法×4指標グループで計12のRI指数の値が求まる. ここから, たとえば種自然度に関するRI指数を比較して, $RI(A1)$ と $RI(A2)$ に加えて $RI(A3)$ の値がやや大きい $RI(A4)$ は低いことから, 人里性の種に加えて, 低山地性の広葉樹に生息する種が多いチョウ群集の構造であると推測できる. このように対象種をある環境基準でグループ分けしてからRI指数や多様度を表す指数を用いることによって, これらの指数が持っている種構成の非識別性を補うことができるといえる.

種構成の識別に関するもう一つの問題は, たとえば $S=4$, $M=4$, 調査対象種を左から順にa, b, c, dとして, A調査地では(3, 3, 0, 0), Bでは(0, 0, 3, 3)のデータが得られたとすると, RI指数はいずれも0.5となり, 種数と個体数が同程度の環境と評価されることである. A地点の生息種はa, bで, 一方B地点ではc, dという種構成の

相違を指数に反映することができない. 次にこのようなケースを指標グループ別RI指数のレーダーチャートで有効に評価可能かどうかについて考察する.

344調査地点の中からRI指数がまったく同じで(0.145)環境が異なっている6地点(馬宿川川原:河原, 東下所:田畑, 星越峠:植林地, 猪ノ鼻峠:混合林, 寒霞溪:広葉樹林, 飛石南方:混在地)を取り上げ, Fig. 4にこれら6地点の種自然度, クラスター分析および因子分析による指標グループ別RI指数のレーダーチャートを示した. これによると, 6地点ともにRI指数が同じであるにもかかわらず, レーダーチャートの形状が異なっていることがわかる. これをFig. 3の環境ごとに求めた指標グループ別平均RI指数のレーダーチャートと比較すると, 馬宿川川原と東下所ではFig. 3の河原と田畑のレーダーチャートとよく一致していた. また飛石南方は混在地の環境に分類されているが, レーダーチャートの形状から河原の要素が強い種構成であるとみなせた. 一方, 植林地の星越峠のレーダーチャートは, 平均RI指数のレーダーチャートとよく一致していたが, 猪ノ鼻峠と寒霞溪のレーダーチャートでは混合林と

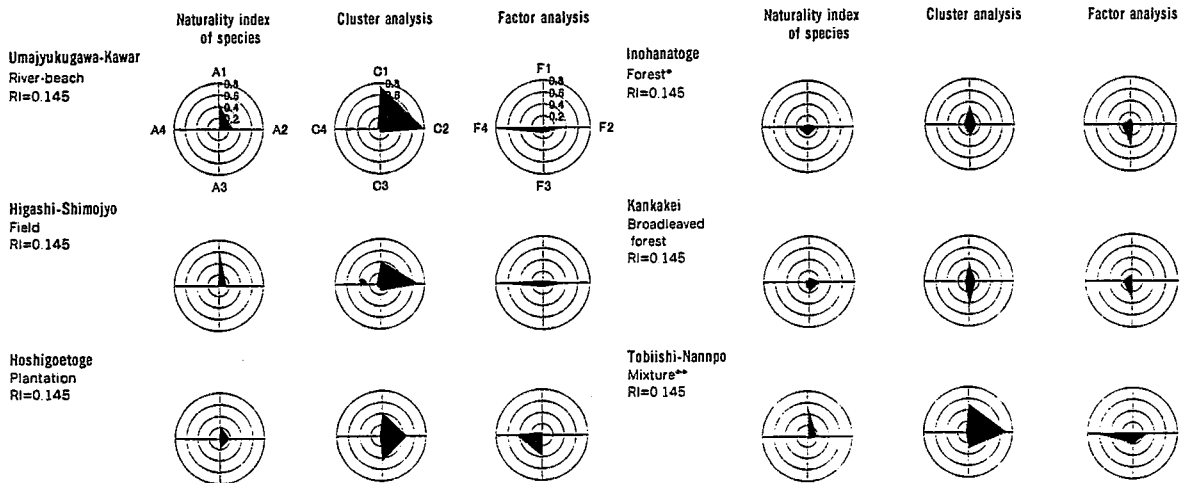


Fig. 4 Radar chart of RI-index of 4 indicator groups at 6 survey points where total RI-index was same value. * and **: See notes in Tables 2.

広葉樹林の識別は曖昧であった。この例からは、55種で求めた RI 指数が同じであっても、指標グループ別 RI 指数のレーダーチャートを使ってある程度の環境識別が可能であるといえる。

2. 異なる調査データの利用

本研究の調査以外でなされた調査方法や期間の異なるデータから、この指標グループ別 RI 指数を求めて、その地点の環境評価が可能かどうかを検討した。

ここではデータとして、綾歌森林公園で行われた香川県の自然環境の保全と緑化の推進に関する条例に基づく香川県自然環境保全調査の一部を用いた(中村・増井, 1997)。この地点では5月から10月の期間に公園内を7回の終日調査を行っているため、データの質と量が本研究の344地点とは異なっている。しかし、 RI 指数は順位変数を用いているため、綾歌森林公園の調査データを相対的に0から3のランク値に変換して、55種をベースにした RI 指数と指標グループ別 RI 指数を容易に求めることができた。確認されたチョウの種類は31種で $RI=0.273$ であった。また指標グループ別 RI 指数は、Fig. 5にレーダーチャートとして示した。このレーダーチャートの形状とFig. 3を比較してみると、明らかにこの綾歌森林公園は広葉樹林の環境のレーダーチャートと一致していることがわかる。本地域はかつてはアカマツ林であったが、新居ら(1997)の植生調査によると、マツ枯れによりコナラを主体とした落葉広葉樹二次林に置き換わっており、また、谷沿いは落葉・常緑

混交林であると報告されている。

このように順位変数を用いるため、指標グループ別 RI 指数は調査方法が異なっても容易に適用でき、またレーダーチャートは環境によって特徴的な形状をとっているため、環境の分類や評価を視覚的にできて有効な手法である考えられる。今後さらに多くの例を検証して、有効性を確認していく必要があるといえる。

3. 妥当な分類方法の評価

種自然度、クラスター分析および因子分析の3方法で求めた指標グループの種構成はそれぞれ異なっていたが、指標グループ別 RI 指数の比率は、いずれの方法も約86%の環境間の組み合わせで有意な差が認められた(Table 5)。ここではどれが統計的に最も妥当な分類方法であるか検討した。たとえばFig. 3に示した田畑に関する種自然度のレーダーチャートは、田畑50地点の平均である $RI(A1)=0.253$, $RI(A2)=0.068$, $RI(A3)=0.007$, $RI(A4)=0.001$ をもとに描かれている。この4つの平均 RI 指数の値とそれぞれの地点の4つの RI 指数の適合性を検定することによって、Fig. 3のレーダーチャートの汎用性を評価することができる。

指標グループのA1からA4まではそれぞれ対象となる種数が異なっているため、平均 RI 指数の比(0.253:0.068:0.007:0.001)を期待比率として用いることができない。そこで RI 指数の定義から各指標グループごとに平均 RI 指数の合計ランク値を求め、それを期待比率として各調査

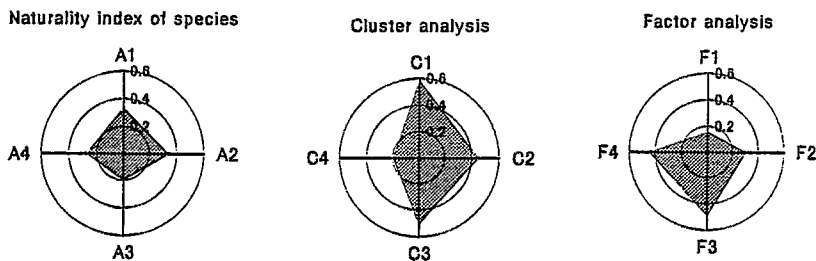


Fig. 5 Radar chart of RI -indices of 4 indicator groups at Ayauta forest park. Total RI -index = 0.273, No. of species = 31.

地点の合計ランク値から期待値を求め、適合度の χ^2 検定を行った。これより適合した調査地点の割合が高い分類方法ほど、Fig. 3のレーダーチャートは普遍性があると考えられる。

Table 6に危険率5%で適合が棄却された地点数とその割合を示した。種自然度と因子分析では、人里性の高い環境である河原や田畑での適合度は高かったが、社叢林や広葉樹林などの環境に関しては、20~30%の地点で適合性が棄却されており、平均RI指数のレーダーチャートの妥当性があまり高くはないことを示している。クラスター分析については、不適合の特に多かった環境はなく、また、合計でも3つの分類方法の中では最も割合が低かった。このことから、クラスター分析による分類のレーダーチャートが、最も例外の少ない判定をもたらすものと考えられる。

4. 今後の課題

田中(1988)の環境階級存在比(ER)は、あらかじめチョウの種に生息分布度として4つの環境段階の評価値をもたせ、調査地点をそれぞれの環境の出現割合から評価している。ここに提示した本手法も方法論的には同じであるが、種を環境指標グループに一元的に分類してしまうところが異なっている。したがって妥当な環境評価ができるかどうかは、対象種が的確な方法で指標グルー

プに分類されているかどうか大きなウェイトを占めるといえる。

チョウ類のように生活史、生態あるいは地理的分布などが詳細に研究されている昆虫では、種自然度のような分類方法は妥当性があると考えられる。しかし、生態的知見が少ない種を取り扱う場合には、客観的な統計的手法が必要になってくる。その中でアンケート調査による食品の嗜好性分析(田中・垂水, 1995)などでよく用いられるクラスター分析は、生物群集の分類手法として詳細に検討されている(小林, 1995)。一方、因子分析は心理学や教育学の分野においては、アンケートデータを用いた概念構造の構築などによく用いられている。生物群集の解析では、地表性歩行虫群集については木元・保田(1991, 1992)が、また燈火採集におけるガ類群集については星川・大島(1994)が、主成分分析を利用して調査地点の環境構造分析を試みている。また桜谷・夏原(1994)は、類別変数の主成分分析ともいえる数量化Ⅲ類の手法で、都市公園の野鳥の座標付けを解説しているがまだその応用例は少ない。

その理由として、数値解釈の非客観性や数学的曖昧さが指摘されている。すなわち解析途中で因子の解釈を行って因子行列の構造を決定し、それによってプロットされるサンプルを、いわば解析

Table 6 Percentage of survey points where RI-indices of indicator groups were significantly different from those of own environment

Environment	Total No. of survey points	Naturality index of species	Cluster analysis	Factor analysis
		No. (%)	No. (%)	No. (%)
Urban area	14	0 (0.0)	0 (0.0)	2 (14.3)
River-beach	17	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (5.9)
Field	50	4 (8.0)	4 (8.0)	4 (8.0)
Grove of shrine	21	5 (23.8)	0 (0.0)	5 (23.8)
Plantation	45	8 (17.8)	5 (11.1)	7 (15.6)
Forest *	86	14 (16.3)	4 (4.7)	10 (11.6)
Broadleaved forest	27	9 (33.3)	1 (3.7)	7 (25.9)
Orchard	9	1 (11.1)	0 (0.0)	0 (0.0)
Mixture **	75	14 (18.7)	6 (8.0)	14 (18.7)
Total	344	55 (16.0)	20 (5.8)	50 (14.5)

* and **: See notes in Table 2

者が任意に基準を設定して主観的にグループ分けするためであるといえる。したがって、最終的な分類グループの生態学的解釈や構成種は、同じデータを用いても研究者によって異なる可能性がある。

そこで、本研究における因子分析と星川・大島(1994)が三瓶山のガ類群集で行った主成分分析の因子解釈とを比較してみる。ガ類群集では、第1因子(寄与率=49.8%)は採集個体数の違いを表し、第2因子(寄与率=25.0%)は標高の違いを表していると解釈されている。本研究での第1因子(寄与率=51%)は、チョウの豊富さや見つけやすさを代表する因子と解釈した。さらに第2因子(寄与率=33.9%)は、人里性・都市化傾向を示す因子としたが、香川県では標高と人里性・都市化傾向とは相関があるとみなすことができる。2つの研究では調査地域や対象とした昆虫の種群が異なっていたにもかかわらず、群集構造を説明する潜在的因子がよく似た解釈となった。この点は今後さらに多くのデータで確認し、群集解析への多変量解析手法の応用についての研究を進めていく必要があるといえる。

本研究ではかなり分布域の広いチョウ類を調査対象としているが、地域によって種の指標グループが変わる可能性がある。レーダーチャートによる判定がFig. 5のように妥当な環境評価を行えたのは、香川県内の調査地点のデータを評価したからで、他の地域のデータでは必ずしも妥当な評価になるとはいえないであろう。普遍性をもった指標グループの作成は、グループ分け手法の検討をはじめとして幅広いデータの集積など今後様々な調査・研究を重ねていくべき課題であるといえる。

引用文献

- 堀 繁久・宮木雅美・西川洋子(1994)天塩川下流域の歩行性甲虫群集と地表植生との関係。北海道環境科学研究センター所報 21: 78-85.
- 星川和夫・大島 弘(1994)三瓶山の環境構造：蛾類相からの解析。島根県特定地域野生生物緊急調査事業(平成3年度)報告書「三瓶山の昆虫相とその保全」: 113-140.
- 今井長兵衛・夏原由博・田中真一(1996)大阪湾岸のエコロジー緑化地域におけるチョウ類群集とトランセクト調査の精度。環動昆 7: 182-190.
- 石井 実・広渡俊哉・藤原新也(1995)「三草山ゼフィルス」のチョウ類群集の多様性。環動昆 7: 134-146.
- 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.
- 加藤陸奥雄(1954)動物生態学実験法。中山書店、東京。
- 木元新作・武田博清(1989)群集生態学入門。共立出版、東京。
- 木元新作・保田信紀(1991)地表性歩行虫類群集による生物環境学的研究2。北海道羊蹄山の垂直分布について。久留米大学比較文化研究科紀要 9: 21-48.
- 木元新作・保田信紀(1992)地表性歩行虫類群集による生物環境学的研究4。大雪山黒岳の垂直分布について。久留米大学比較文化研究科紀要 12: 31-83.
- 小林四郎(1995)生物群集の多変量解析。蒼樹書房、東京。
- 牧林 功(1985)雑木林の小さな仲間たち狭山丘陵昆虫記。埼玉新聞社、浦和。
- 宮武頼夫(1992)昆虫相調査の手法と調査結果の検討について。環動昆 4: 91-99.
- 森本尚武(1989)生物群集による自然環境の評価。環境科学年報 - 信州大学 - 11: 1-4.
- 森本尚武・長谷川政興(1973)北アルプス乗鞍岳における林道の影響による土壌層甲虫群集の差異。文部省科研費(特定研究)「中部山岳地帯における生物環境の破壊とその復元に関する基礎的研究」第1号: 45-52.
- 中村寛志・増井武彦(1997)綾歌町森林公園にお

- ける昆虫相の調査. 香川県自然環境保全調査調査研究報告書 大高見峰緑地環境保全地域・綾歌町森林公園: 121-140.
- 中村寛志・豊嶋 弘 (1995) チョウの分布からみた環境評価 -RI 指数を利用した香川県の例について-. 環動昆 7: 1-12.
- 夏原由博 (1992) 生態学データの解析法. 「第2回環境アセスメント動物調査手法に関する講演会要旨集」(日本環境動物昆虫学会編): 76-105.
- 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.
- 新居政敏・末広喜代一・久米 修・藤原滝雄 (1997) 綾歌町森林公園の植生と植物相. 香川県自然環境保全調査調査研究報告書 大高見峰緑地環境保全地域・綾歌町森林公園: 79-119.
- 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.
- 桜谷保之・夏原由博 (1994) 資源生物系の統計学. 文教出版, 大阪.
- 巢瀬 司 (1993) 蝶類群集研究の一方法. 日本産蝶類の衰亡と保護第2集, pp. 83-90, 日本鱗翅学会・日本自然保護協会, 大阪.
- 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第6号: 527-566.
- 田中 豊・垂水共之 (1995) Windows 版統計解析ハンドブック多変量解析. 共立出版, 東京.
- 田下昌志・市村敏文 (1997) 標高の変化とチョウ群種による環境評価. 環動昆 8: 73-88.
- 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.
- 山本道也 (1988) 蝶類群集の研究法. 「蝶類学の最近の進歩」日本鱗翅学会特別報告 第6号: 191-210.
- 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.