

## 園芸学部構内と千葉県北西部におけるチョウ類群集と 種構成に基づく自然環境評価の試み

佐藤隆士<sup>1</sup>・野村昌史<sup>2</sup>

(フィールドミュージアム委員会・昆虫班)

(自然科学研究科, 応用動物昆虫学研究室)

### Butterfly fauna in the campus of Faculty of Horticulture of Chiba University in Matsudo, Chiba prefecture and comparison among other neighboring coppices in the northwestern area of Chiba prefecture

Takashi Sato\* and Masashi Nomura\*\*

(*Insect Team, Field-Museum WG*)

#### Abstract

Butterfly fauna were surveyed from 2000 to 2002 in northwestern area of Chiba prefecture in southern Kanto plain. To evaluate the effect of human disturbance or landscape utilization on the butterfly communities, observations were conducted through years at the campus of Faculty of Horticulture, Chiba University in Matsudo, Chiba prefecture (site Engei), urban park in the city (site Sendabori) and residential deciduous forest in Tsuchiura city, Ibaraki prefecture (site Otto). Mowing or landscape manipulation was operated in forest and grassland area and in forest edge in Engei and Sendabori, respectively. In Otto, though neighbouring forests were exploited by house building, no direct manipulation was operated inside the observation forest. The degrees of human impacts of land-use on sites were Engei>Sendabori>Otto. Degrading patterns of butterfly communities and ecological characteristics of species disappearance in the region were clarified by comparing our census data and survey records since 1990 from the neighboring sites.

Total 33, 46 and 46 butterfly species were observed at site Engei, Sendabori and Otto during surveys, respectively. Many forest species, including univoltine and oligophagous (seasonal and habitat specialist), inhabited in Sendabori and Otto but few in Engei. Meanwhile, grassland species, including many multivoltine and polyphagous species (seasonal and habitat generalist), were abundant in Engei and Sendabori but few in Otto. Frequencies of the observed of the species varied among sites. In Sendabori, the numbers of forest edge species, e.g. *Daimio tethys*, were fluctuated during observation, whereas in Engei both forest and grassland species, e.g. *Papilio bianor* and *Papilio machaon*, fluctuated. In Otto, though grassland species were less abundant, many forest, seasonal and habitat specialists were observed. These results suggested that human impact, e.g. mowing, might be affect the stabilities of annual occurrence of butterfly species, and therefore many seasonal and habitat specialists were eliminated from the Matsudo area.

Comparison study among the butterfly communities in the northwestern area of Chiba prefecture indicated that many species were degrading from urban area. Twenty-four species listed in the Red

---

\*Graduate School of Science and Technology

\*\*Laboratory of Applied Entomology and Zoology

Data (RD) in Chiba prefecture, were recorded from 1990 to 2002 from the region, while 17 species were confirmed from the comparing sites. These species tended to be confirmed in their habitats because observation frequencies were limited among the sites. Therefore they seemingly showed declining in this region. However, several generalist species, unlisted in the Red Data, e.g. *Limenitis camilla* and *Ypthima argus*, exhibited same patterns of the RD species. However, the factors of their degradation were not clear.

## 緒 言

チョウ類は昆虫類の中で分類学的・生態学的研究が最も進んだ分類群の1つであり、本邦に生息するほぼ全種の分布や生活史、生息環境や食性幅が明らかにされている(福田ら, 1982, 1983, 1984a, b)。チョウ類の多くは食植性であるため、分布は幼虫期の寄主植物の有無により強く限定されるが、分布域内での生息状況は成虫の休息場所や吸蜜源の有無や生息環境の質など様々な要因により大きく影響される(北原, 2000; 北原・渡辺, 2001)。このためチョウ類は過去からの分布の変遷や生態的特長の比較が可能であり、生息環境の変化に対して群集構成や個体数が大きく変化することから(今井, 1995; 石井ら, 1991; Kitahara and Fujii, 1994, 1997)、都市化などの人為的攪乱による生息環境の変化を把握する生物指標として注目されてきた(Erhardt, 1985; 日浦, 1973, 1976; 田中, 1988, Thomas et al., 2004)。そして森林と草地のモザイク環境(石井ら, 1996; Inoue, 2003)や林縁部環境下(Kitahara, 1999; 北原・渡辺, 2001)において多様なチョウ類が認められることから、林地と草地双方の保全が重要であることが示されている。

千葉大学園芸学部は千葉県の北西部端に位置している。千葉県北西部は1960年代以降、首都圏のベッドタウンとして急速に都市化した地域であり、現在では小規模に分断化された自然環境が残存している。園芸学部は極相に近い2次林や庭園、農地環境などが市街地に囲まれた島状環境であり、宅地化が進んだ松戸市の中では浅間神社や江戸川河岸段丘の斜面林、都市公園化された千駄堀地区とともに比較的豊かな自然環境が残されている。このため近年、園芸学部構内では都市環境下に残存する動植物相の記録を残すべくインベントリ作成が進められてきた(小林ら, 2003, 佐藤ら, 2003, 佐藤・野村, 2004)。

都市近郊の残存自然環境下のチョウ類群集については、保全生物学的観点からの研究が行われており、都市環境下からは多くのチョウ類が衰退することが示されている(例えば日浦, 1976, 石井ら, 1991; 今井・夏原, 1996など)。園芸学部構内からは1990年以降34種のチョウ類

が報告されているが、千葉県北西部の他所と比較してかなり少ないことが指摘されている(佐藤・野村, 2004)。千葉県では県下全域において宅地化や大型開発が現在も進行していることから、今後都市化によるチョウ類の衰退が起きる可能性がある。しかし県下都市部からのチョウ類の衰退傾向については経験的な観察状況に基づく推測がほとんどであり(鈴木, 2003a, b)、実際の定量的データから比較検討した例はほとんどなかった。このため県下のチョウ類を保全するためには、都市化程度の異なる環境下に生息するチョウ類群集の発生動態を調査し、衰退要因や衰退傾向を解明することが重要になる。

そこで本研究では園芸学部構内の昆虫相調査の一環として2000年から2002年の3年間にかけて、園芸学部と近隣各所の残存自然環境下におけるチョウ類群集の定性調査を行い、これに基づく自然環境の評価ならびにチョウ類の衰退要因の把握を試みた。そして、県北西部各所の近年の記録との比較から、各種の生息状況とその衰退傾向について考察した。

## 調査地ならびに調査方法

### 調査地

2000年1月から2002年12月にかけて、松戸市千葉大学園芸学部構内(以下、園芸と省略)、同様に人為的攪乱の進んだ都市下自然環境として同市千駄堀の都市公園「21世紀の森と広場」(以下、千駄堀と省略)、そして、千葉県北西部と潜在的な生息チョウ類が類似していると予想される茨城県南部(土浦市乙戸地区)に残存する2次林(以下、乙戸と省略)の3地点において定性モニタリング調査を行った(これら3地点の植生や自然環境、人為的攪乱の特性について表1に示す)。

また千葉県北西部全域での比較を行うために、近年のチョウ相が把握されている当地域内の数地点を上記の調査記録に加え比較した。追加した地点は、千葉県北西部と茨城県南部の中間に位置する我孫子市岡発戸(以下、岡発戸と省略)、北西部と南総部の中間に位置する船橋市(主に坪井町; 以下、船橋と省略)と市原市ちはら台(以下、市原と省略)であり、船橋と市原についてはそれぞれ三沢(2001)と和田(2001, 2002)の記録を参照

表1 各調査地の概要

	松戸市松戸 (千葉大学園芸学部)	松戸市千駄堀 (21世紀の森と広場)	茨城県土浦市乙戸	我孫子市岡発戸
標高	20—25m	10—28m	22m	6m
面積	約14ha	50.5ha	約7.5ha	約40ha
緯度・経度	35°46'11N 139°54'29E	35°47'45N 139°56'36E	36°02'02N 140°09'42E	35°51'54N 140°03'52E
環境	二次林・農地	二次林・スギ林・農地・ 草地・芝生・湿地・池	二次林・スギ林・ 湿地的環境あり	二次林・農地・草地・ 竹林・湿地
植生	スタジイ・シラカシ・コナ ラ・ムクノキなど優占樹種と する極性に近い二次林。林床 はアオキ・チシマネザサなど が優占する	スタジイ・シラカシ・コナ ラ・ムクノキ・ケヤキなどを 優占樹種とし、林床はアオ キ・チシマネザサなどが優占 する	コナラ・クスギ・シラカシな どを優占樹種とし、林床はア オキ・チシマネザサ・メダケ などが優占する	コナラ・エノキ・シラカシ・ クリなどを優占樹種とし、林 床植生はチシマネザサが優占 する
攪乱の特徴	庭園管理・教育活動（農地管 理・林分内への攪乱あり）	公園管理（農地・芝地・林縁 環境への攪乱あり、林内への 攪乱はあまりない）	林地周囲の宅地開発（林内へ の攪乱はほとんどない）	農地管理・林分環境への攪乱 （林縁部への攪乱あり・林内 への攪乱はわずか）

表2 各調査地での調査回数

		1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	3—11月まで	Total
2000年	松戸市園芸学部	4	4	4	4	5	4	4	5	4	4	5	4	39	51
	松戸市千駄堀	3	2	4	5	4	2	5	3	3	4	3	3	33	41
	土浦市乙戸	0	1	4	5	4	5	4	5	4	4	5	4	40	45
2001年	松戸市園芸学部	4	4	4	4	5	4	4	5	4	4	5	4	39	51
	松戸市千駄堀	4	5	3	3	4	3	4	5	3	4	3	3	32	44
	土浦市乙戸	4	3	5	4	4	5	4	4	4	4	5	3	39	49
2002年	松戸市園芸学部	1	0	0	5	4	3	4	3	4	3	3	0	29	30
	松戸市千駄堀	4	3	2	4	3	4	3	4	3	3	2	2	28	37
	土浦市乙戸	3	3	4	4	5	3	4	5	4	4	4	0	37	43
	我孫子市岡発戸						3	1						4	4

した。また岡発戸については著者らが2002年中に4回（6/1, 6/2, 6/10, 7/21）の実地での調査を行うとともに1990年以降の文献記録（我孫子市, 1991; 青木, 2004; 池田, 2004; 柳澤, 2002）を追加した。

### 調査法

2000年1月から2002年12月までの3年間、各調査地を少なくとも年間30回以上、少なくとも1時間以上網羅的に歩き、観察された成虫の種名を記録した（各調査地の各月の調査回数を表2に記す）。調査は午前10時から午後3時までの間に天候にかかわらず実行し、すべての種が観察される3月から11月までの記録をもとに解析を行った。チョウ類群集の調査方法については、チョウ類の活動に適した天候と時間帯に、一定区間を一定時間歩いて目撃される種名と個体数を記録するトランセクトカウント法が確立されており（山本, 1988; 石井, 1995）、これに従う多くの報告がある（例えばKitahara, M. and K. Fujii, 1994; Inoue, 2003）。しかし今回の調査では

各調査地内に生息するチョウ類相の全容とその発生状況の把握を主目的としたため、時刻・天候に関わらず実施し、適宜叩き出しなどを行うことで発生しているチョウ類の種名のみを定性的に記録した。

### 各種の生活史区分

各調査地に生息するチョウ類の生態的特性を化性と食性、生息環境によって区分した。化性については猪俣（1995）に従い、年1化性、年2化性、多化性（年間発生回数 $\geq 3$ 回。ただし部分3化性のものも含む）の3タイプに、食性についてはKitahara and Fujii（1997）に従い「狭食性oligophagy」と「広食性polyphagy」に大別した。なお、アブラムシ食（肉食性carnivore）のゴイシジミについては狭食性（Kitahara and Fujii, 1997）とした。生息環境については田中（1988）に従い、「草原性grassland」と「森林性forest」種に大別した。

## 解析法

各種の発生状況を調査地間で比較するため、年間観察頻度を算出した。この頻度は各調査地・調査年ごとの3月から11月までの各種の確認日数を同期間中の観察日数で除すことにより算出し、各種の観察頻度の各調査地間での高低についてはノンパラメトリックTukey法 (Zar, 1996) により、分散値の大小については3年間の観察頻度値の分散値間の多重比較検定法 (Zar, 1996) によって検定した。なお調査期間中に著者以外によって確認された記録 (標本, 写真) については生息情報のみに留め、観察頻度解析からは除外した。

各地点間のチョウ類群集の共通度については、OchiaiのOI指数により判別した (桜谷ら, 1999)。この指数は次式によって算出され、

$$OI = c / \sqrt{a \cdot b}$$

(cは2地点での共通種数, a, bは2地点の総種数を示す), 2地点間の群集の共通度が高いほど1に近づく。OI指数は2000年以降のモニタリング期間中に記録された種数のみを用いた場合と、1990年以降の記録があるすべての種類を用いた場合の2通りについて算出した。ただし、2000年代の記録が少ない船橋については1990年以降の確認種をいずれの場合にも使用した。

千葉県北西部における各種の希少性については、生息場所の局所性と発生量・発生状況の希薄性の2点から検討した。局所性については、観測地点中の生息確認地点割合 (確認地点数/6地点) が5割未満か否かにより判定し、希薄性については、各生息地内での希薄性について確認年数の割合 (観察年/調査年数) がそれぞれ5割未満か否かによって判定したのち、地域内で希薄性を示した地点数の割合について再判定した。なお希薄性については園芸, 千駄堀と乙戸の3地点については3年間のモニタリング結果より算出し、岡発戸に関しては2002年の観察時の個体数の多少と文献記録に記された生息状況により、船橋, 市原に関しては文献中の確認年数・生息状況 (発生量など) に基づき判定した。

## 結 果

### 調査地間の観察種数と観察頻度

調査期間中に各調査地で確認されたチョウ類の種名ならびに確認頻度を表3に示す。モニタリング中に計54種類 (園芸33種, 千駄堀46種, 乙戸46種), 1995年から2002年の間の生息確認種 (佐藤, 2002; 佐藤, 2003; 村野・佐藤, 2003) を加えると計59種類 (園芸34種, 千駄堀53種, 乙戸47種) のチョウ類が確認され、園芸の年間観察種数は他の2地点よりも有意に少なかった (Tukey法,

$p < 0.05$ ) (表3)。また、モニタリング中に確認された3地点のチョウ類群集は、化性, 生息環境, 食性の構成割合に調査地間に差はなかったが ( $\chi^2$ 検定,  $p > 0.05$ ), 草原性以外の全てが園芸で少なく (表4), 特に年1化性の種類は他の4分の1以下, 狭食性の種は他の半数以下であった。

3地点で生息確認された59種類のチョウ類は生息地点の有無により、

1. 全調査地で確認された種 (29種)
2. 園芸と千駄堀で確認された種 (5種)
3. 千駄堀と乙戸で確認された種 (12種)
4. 千駄堀で確認された種 (7種)
5. 乙戸で確認された種 (6種)

に区分され、園芸にのみ生息する種はいなかった (表3)。3地点の共通種にはすべての生活史区分の種が含まれていたが、松戸市の2地点でのみ確認された種はすべて草原性かつ多化性であり、千駄堀と乙戸でのみ確認された種類はすべて森林性であった。また千駄堀でのみ確認された種は森林性 (3種) と草原性 (4種) 種がほぼ同数であったが、乙戸でのみ確認された6種のうち5種は森林性種であった。またモニタリング調査中に確認された54種中21種で調査地間の観察頻度に差が認められた (表3)。これらは、

1. 園芸と千駄堀では観察頻度が高く、乙戸では少ないか観察されなかった種 (8種)
2. 千駄堀と乙戸では観察頻度が高く、園芸では少ないか観察されなかった種 (6種)
3. 千駄堀では観察頻度が高いが、その他では観察されなかった種 (2種)
4. 乙戸では観察頻度が高いが、その他では少ないか観察されなかった種 (4種)
5. すべての調査地で高頻度に確認されるが特に千駄堀で特に多い種 (1種)

の5タイプに大別され、タイプ1の種はすべて多化性でスジグロシロチョウ以外は草原性であった。タイプ2の種はツマキチョウを除き森林性かつ林縁環境を好む種で、タイプ3の種はヤナギ科植物のみを寄主とするコムラサキと草丈の低い攪乱草原に依存するギンイチモンジセリという環境への選好性が強い種であった。タイプ4の種はすべて森林性でタイプ5の種はムラサキシジミであった。

以上により、園芸では草原性・多化性種が安定して発生しているが他で安定して発生している森林性種 (特に1化性, 狭食性, 林縁性種) の多くが消失もしくは発生が不安定であること, 千駄堀には他地点ではみられない森林性や草原性種が生息していること, 乙戸は草原性種

表3 2000—2002年にかけての定性モニタリング地点(園芸学部, 千駄堀, 乙戸)でのチョウ類の観察頻度<sup>a</sup>と生活史特性

		観察頻度 (Mean±SE) <sup>b</sup>				CV (SD/Mean)			生活史特性						
		園 芸	千 駄 堀	乙 戸		園芸	千駄堀	乙戸	食性 <sup>c</sup>	化性 <sup>d</sup>	生息環境 <sup>e</sup>				
1	<i>Pseudozizeeria maha</i>	ヤマトシジミ	0.78±0.03	0.73±0.03	0.11±0.03		0.069	0.063	0.454	O	M	G			
2	<i>Artoeidea rapae</i>	モンシロチョウ	0.51±0.06	0.53±0.05	0.09±0.03		0.220	0.149	0.616	P	M	G			
3	<i>Papilio protenor</i>	クローアゲハ	0.51±0.03	0.47±0.08	0.44±0.02		0.100	0.282	0.059	P	2	F			
4	<i>Artoeidea melete</i>	スズグロシロチョウ	0.48±0.05 ab	0.66±0.05 a	0.32±0.06 b	p<0.05	0.195	0.122	0.354	P	M	F			
5	<i>Graphium sarpedon</i>	アオスジアゲハ	0.48±0.02	0.51±0.05	0.09±0.02		0.066	0.165	0.319	P	M	F			
6	<i>Polygona c-aureus</i>	キタテハ	0.43±0.05 ab	0.68±0.02 a	0.14±0.03 b	p<0.05	0.195	0.061	0.420	O	M	G			
7	<i>Celastrina argiolus</i>	ルリシジミ	0.42±0.07	0.50±0.09	0.29±0.09		0.294	0.318	0.515	P	M	F			
8	<i>Papilio machaon</i>	キアゲハ	0.39±0.08	0.50±0.02	0.10±0.00		0.352 a	0.078 b	0.040 b	p<0.05	P	M	G		
9	<i>Papilio xuthus</i>	アゲハ	0.36±0.06	0.45±0.07	0.08±0.03		0.292	0.271	0.619	P	M	F			
10	<i>Curetes acuta</i>	ウラギンシジミ	0.30±0.08	0.64±0.07	0.22±0.03		0.468	0.185	0.225	P	M	F			
11	<i>Potanthus flavum</i>	キマダラセセリ	0.29±0.05	0.24±0.07	0.13±0.06		0.303	0.487	0.733	P	M	G			
12	<i>Pornara guttata</i>	イチモンジセセリ	0.29±0.01	0.30±0.04	0.10±0.04		0.077	0.225	0.677	P	M	G			
13	<i>Lethe sicels</i>	ヒカゲチョウ	0.27±0.05	0.27±0.03	0.35±0.02		0.294	0.190	0.103	P	2	F			
14	<i>Hestina japonica</i>	ゴマダラチョウ	0.23±0.06	0.31±0.01	0.09±0.03		0.478 a	0.029 b	0.614 a	p<0.05	O	M	F		
15	<i>Lampides boeticus</i>	ウラナミシジミ	0.23±0.05 ab	0.32±0.01 a	0.01±0.01 b	p<0.05	0.346	0.063	1.732	P	M	G			
16	<i>Atrophaneura alcinoe</i>	ジャコウアゲハ	0.19±0.10	0.04±0.03	0.03±0.01		0.878 a	1.085 ab	0.475 b	p<0.05	O	M	F		
17	<i>Pelopidas mathias</i>	チャバネセセリ	0.19±0.03 ab	0.27±0.01 a	0.04±0.02 b	p<0.05	0.249 ab	0.088 a	0.936 b	p<0.05	P	M	G		
18	<i>Neope goschkeivschii</i>	サトキマダラヒカゲ	0.16±0.02	0.35±0.04	0.28±0.01		0.253	0.187	0.040	P	2	F			
19	<i>Daimio tethys</i>	ダイミョウセセリ	0.14±0.08	0.19±0.05	0.36±0.01		1.019 a	0.462 a	0.033 b	p<0.05	O	M	F		
20	<i>Narathura japonica</i>	ムラサキシジミ	0.12±0.02 a	0.50±0.09 b	0.18±0.03 a	p<0.05	0.221	0.313	0.324	P	M	F			
21	<i>Eurema hecabe</i>	キチョウ	0.08±0.02 a	0.31±0.04 b	0.21±0.04 ab	p<0.05	0.399	0.203	0.341	P	M	F			
22	<i>Mycallex francsca</i>	コジャノメ	0.06±0.03	0.24±0.05	0.31±0.02		0.927	0.341	0.123	O	M	F			
23	<i>Papilio dehaanii</i>	カラスアゲハ	0.05±0.03	0.08±0.01	0.09±0.08		1.276 a	0.225 b	1.507 a	p<0.05	O	2	F		
24	<i>Libythea celtis</i>	テングチョウ	0.03±0.01	0.03±0.02	0.01±0.01		0.886	1.046	1.732	O	2	F			
25	<i>Anthocharis scolymus</i>	ツマキチョウ	0.01±0.01 a	0.11±0.02 b	0.06±0.01 ab	p<0.05	1.732	0.392	0.241	P	1	G			
26	<i>Neptis sappho</i>	コムシジ	0.01±0.01 a	0.04±0.03 ab	0.31±0.02 b	p<0.05	1.732	1.157	0.111	P	M	F			
27	<i>Kanska canace</i>	ルリタテハ	0.01±0.01 a	0.17±0.01 b	0.08±0.02 ab	p<0.05	1.732	0.109	—	P	M	F			
28	<i>Mycallex gotama</i>	ヒメジャノメ	0.01±0.01	0.35±0.04	0.30±0.04		1.732	0.206	0.210	P	M	F			
29	<i>Lycaena phlaeas</i>	ベニシジミ	0.27±0.03 ab	0.60±0.09 a	— b	p<0.05	0.202	0.145	—	O	M	G			
30	<i>Everes argiades</i>	ツバメシジミ	0.09±0.06 ab	0.43±0.07 a	— b	p<0.05	1.171	0.272	—	P	M	G			
31	<i>Cynthia cardui</i>	ヒメアカタテハ	0.09±0.03 ab	0.20±0.03 a	— b	p<0.05	0.497	0.215	—	P	M	G			
32	<i>Colias erate</i>	モンキチョウ	0.06±0.01 ab	0.17±0.02 a	— b	p<0.05	0.267	0.243	—	P	M	G			
33	<i>Vanessa indica</i>	アカタテハ	0.05±0.04	0.09±0.05	—		1.335	1.096	—	P	M	G			
34	<i>Melanitis phedima</i>	クロコノマチョウ	*	0.04±0.02	0.03±0.01		—	0.866	0.400	O	M	F			
35	<i>Taraka hamada</i>	ゴイシシジミ	— a	0.22±0.02 ab	0.37±0.02 b	p<0.05	—	0.158	0.093	O	M	F			
36	<i>Thoressa varia</i>	コチャバネセセリ	— a	0.16±0.01 b	0.13±0.03 ab	p<0.05	—	0.089	0.382	P	M	F			
37	<i>Antigius atilia</i>	ミスイロオナガシジミ	—	0.13±0.02	0.05±0.04		—	0.330	1.339	O	1	F			
38	<i>Neozephyrus taxila</i>	ミドリシジミ	—	0.13±0.02	0.06±0.03		—	0.330	0.897	O	1	F			
39	<i>Japonica lutea</i>	アカシジミ	—	0.03±0.02	0.02±0.02		—	0.958	1.732	O	1	F			
40	<i>Argynus paphia</i>	ミドリヒョウモン	—	0.02±0.02	0.05±0.00		—	1.732	0.040	O	1	F			
41	<i>Narathura benzalus</i>	ムラサキツバメ	—	0.02±0.01	0.01±0.01		—	0.872	1.732	O	M	F			
42	<i>Rapala arata</i>	トラフシジミ	—	0.01±0.01	0.01±0.01		—	1.732	1.732	P	2	F			
43	<i>Nymphalis xanthomelas</i>	ヒオドシチョウ	—	0.01±0.01	0.02±0.02		—	1.732	1.732	P	1	F			
44	<i>Apatura metis</i>	コムラサキ	—	0.40±0.01	—	p<0.05	—	0.063	—	P	M	F			
45	<i>Leptalina unicolor</i>	ギンイチモンジセセリ	—	0.13±0.04	—	p<0.05	—	0.471	—	O	M	G			
46	<i>Pelopidas jansonis</i>	ミヤマチャバネセセリ	—	0.01±0.01	—		—	1.732	—	O	2	G			
47	<i>Ypthima argus</i>	ヒメウラナミジャノメ	—	*	0.15±0.04	p<0.05	—	—	0.411	P	M	F			
48	<i>Favonius orientalis</i>	オオミドリシジミ	—	*	0.03±0.00	p<0.05	—	—	0.040	O	1	F			
49	<i>Limenitis camilla</i>	イチモンジチョウ	—	—	0.23±0.06	p<0.05	—	—	0.461	O	M	F			
50	<i>Artopotes pryori</i>	ウラゴマダラシジミ	—	—	0.06±0.02	p<0.05	—	—	0.625	O	1	F			
51	<i>Polytrems pellucida</i>	オオチャバネセセリ	—	—	0.02±0.02		—	—	1.732	P	2	G			
52	<i>Japonica saepestriata</i>	ウラナミアカシジミ	—	—	0.02±0.01		—	—	0.867	O	1	F			
53	<i>Damora sagana</i>	メスグロヒョウモン	—	—	0.02±0.01		—	—	0.867	O	1	F			
54	<i>Erynnis montanus</i>	ミヤマセセリ	—	—	0.01±0.01		—	—	1.732	O	1	F			
55	<i>Parantica sita</i>	アサギマダラ	—	*	*		—	—	—	O	M	F			
56	<i>Argyronome ruslana</i>	オオウラギンズジヒョウモン	—	*	—		—	—	—	O	1	F			
57	<i>Argyreus hyperbius</i>	ツマクロヒョウモン	—	*	—		—	—	—	O	M	G			
58	<i>Papilio helenus</i>	モンキアゲハ	—	*	—		—	—	—	P	M	F			
59	<i>Minos dryas</i>	ジャノメチョウ	—	*	—		—	—	—	P	1	G			
	総観察種数 (モニタリング中に観察された種のみ)		33	46	45		各生活史区分の種数			O	27	1	13	F	40
	総観察種数 (1995年—2002年までの間に確認された種を含む)		34	53	47					P	32	2	8	G	19
	年平均観察種数 (Mean±SD) <sup>f</sup>		28.7±4.0 a	41.0±1.7 b	38.7±3.2 b									M	38

<sup>a</sup>—は3年間のモニタリング中に観察されなかったこと, \*は著者もしくは他者による1995年から2002年までの間に確認記録があること

<sup>b</sup>調査地間の観察頻度と観察頻度の分散は, それぞれノンパラメトリックTukey法と分散値間の多重比較検定法により解析した (Zar, 1996).

<sup>c</sup>各種の食性区分については, Kitahara and Fujii (1997) に従い, OとPはそれぞれ狭食性 (Oligophagous) ならびに広食性 (Polyphagous) であることを示す.

<sup>d</sup>各種の発生回数については猪俣 (1995) に従い, 表中の1, 2, Mはそれぞれ年1化, 2化, 多化性 (M:年間2回以上発生する種, 部分3化性のものも含む) であることをしめす.

<sup>e</sup>各種の生息環境については田中 (1988) に従い, 表中の生息環境区分GとFはそれぞれ草原性 (Grassland species) と森林性 (Forest species) であることを示す.

<sup>f</sup>Tukey法によって解析し, 異なる英数字は各調査地間で差がないこと (p>0.05) を示す.

表4 モニタリング3地点で2000年以降に確認されたチョウ類の生活史特性<sup>a</sup>

		園 芸		千 駄 堀		乙 戸		3地点総計	
		種数	(%)	種数	(%)	種数	(%)	種数	(%)
食 性	O	10	29.4	21	42.0	20	44.4	72	45.8
	P	24	70.6	29	58.0	25	55.6	32	54.2
	Total	34	100	50	100	45	100	59	100
化 性	1化	2	5.9	9	18.0	12	26.7	13	22.0
	2化	7	20.6	10	20.0	10	22.2	8	13.6
	M(≥3)	25	73.5	31	62.0	23	51.1	38	64.4
	Total	34	100	50	100	45	100	59	100
生息環境	森林性	20	58.8	33	66.0	36	80.0	40	67.8
	草原性	14	41.2	17	34.0	9	20.0	19	32.2
	Total	34	100	50	100	45	100	59	100

<sup>a</sup>生活史区分については表3を参照.

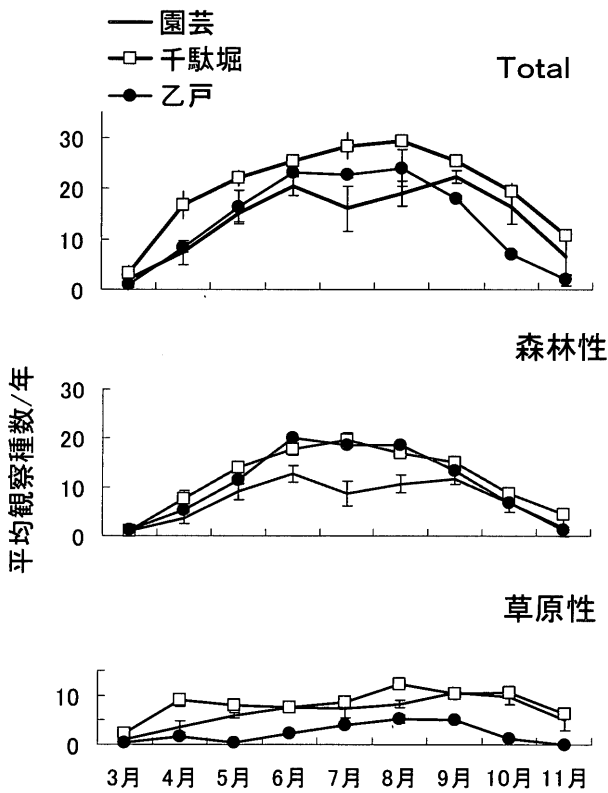


図1 2000年から2002年までの各調査地でのチョウ類の月平均観察種数の推移 (縦線は標準誤差).

の観察頻度が低い他地点で確認されなかった森林性種が安定して発生していることが示された。

3年間の年間観察頻度の変動幅は、6種で調査地間差が認められた(表3)。草原性のキアゲハは園芸、林縁環境を好むジャコウアゲハとダイミョウセセリは園芸と千駄堀、森林性のゴマダラチョウとカラスアゲハは園芸と乙戸、草原性のチャバネセセリは乙戸の観察頻度の振れが大きく、これらの種については調査地での発生が安定していないことが示された。

各調査地における森林性と草原性種の年間出現推移を図1に示す。千駄堀と乙戸では森林性種は6月から8月をピークとする一山型の出現パターンを示したが、園芸では6、9月をピークとする二山型の季節推移を示し、確認種数も他と比較して少なかった。草原性種はいずれの調査地においても夏から秋にかけて種数が増大したが、乙戸での観察種数は著しく少なかった。

#### 千葉県北西部各地との比較

1990年以降に千葉県北西部より確認されたチョウ類を末尾の付表1に、比較した各地点の位置関係と地点間の直線距離を図2と表5に示した。モニタリング調査を行った園芸学部から茨城県南部までの4地点(園芸—千駄堀—岡発戸—乙戸)と、園芸学部から比較に用いた市原市までの4地点(園芸—千駄堀—船橋—市原)は首都圏からほぼ直線上に位置しており、各市の林野面積もこの順に増加した(松戸市213ha, 我孫子市227ha, 土浦市626ha, 船橋市568ha, 市原市14,008ha; 農林水産省統計部, <http://www.toukei.maff.go.jp/shityoson>)。この2直線上に位置する調査地間のチョウ類の共通度は、調査地が近いほど高い傾向が認められた(図3)。そして、2000年以降に確認された種のみと、1990年以降に確認された種類を加えて算出した共通度では、多くの区間(15区間中12区間)で過去の記録を加えた場合の共通度が高かった(表6)。しかし6調査地間の距離とチョウ類の共通度間には相関はなかった( $df=14, r=0.187, p>0.05$ )。

日浦(1973)は、近畿地方の自然環境を原始的自然、農村的自然、都市的自然の3段階に区分し、各環境下に生息するチョウ類の区分を行った。今回比較した千葉県北西部の各地点も生息するチョウ類群集の構成種によっていくつかは区分され、首都圏からの距離もしくは残存

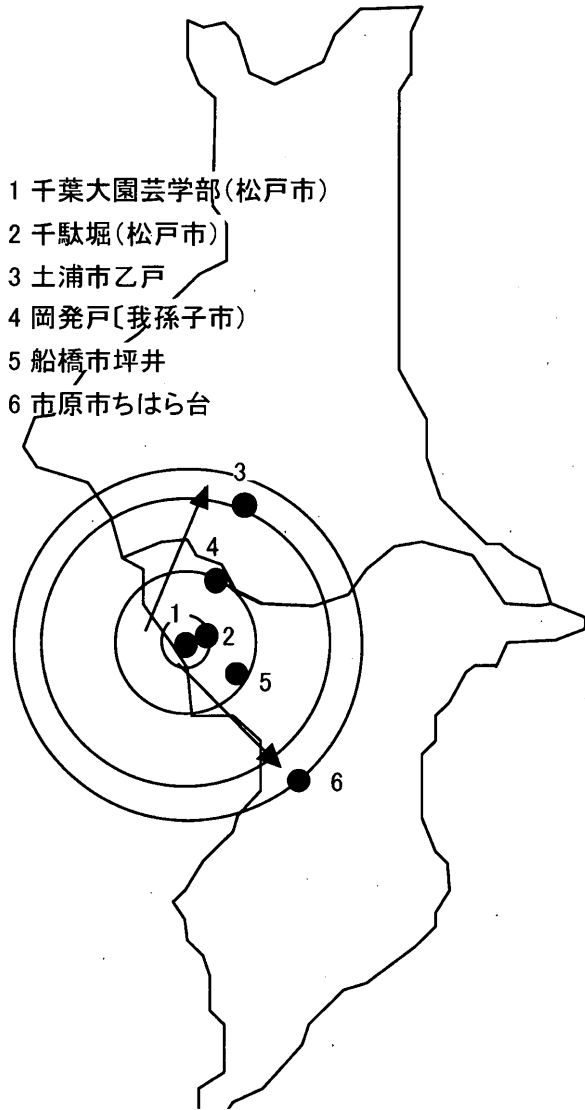


図2 調査地の位置関係。

表5 各調査地点間の直線距離 (km)

	園芸	千駄堀	岡発戸	船橋	乙戸	市原
園芸	—	—	—	—	—	—
千駄堀	4.5	—	—	—	—	—
岡発戸	19.0	13.5	—	—	—	—
船橋	16.0	14.0	15.0	—	—	—
乙戸	41.0	32.0	19.5	34.0	—	—
市原	39.5	39.5	39.5	29.0	56.5	—

する森林面積順に整列された(表7)。日浦による近畿地方での原始的な自然、農村的な自然の環境指標種の多くは近畿地方とは若干の差異はあるものの、千葉県北西部においても都市部からの衰退傾向を示した。今回の調査地は、乙戸・市原・船橋と岡発戸間はミヤマセリにより、岡発戸と千駄堀間はイチモンジチョウ他4種により、千駄堀と園芸間はオオミドリシジミ他7種の森林性種によ

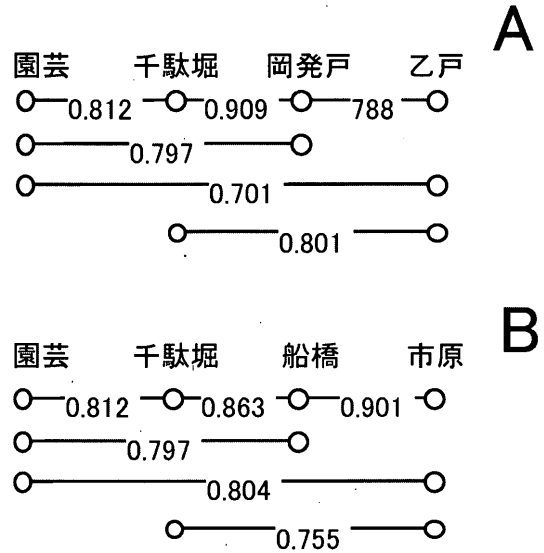


図3 千葉県北西部から茨城県南部(A)と房総半島北部(B)にかけてのチョウ類群集の共通度。

表6 各調査地点間のチョウ相の共通度(OI指数)<sup>a</sup>

	園芸	千駄堀	岡発戸	船橋	乙戸	市原
園芸	—	0.812	0.797	0.797	0.701	0.804
千駄堀	0.801	—	0.909	0.863	0.801	0.755
岡発戸	0.809	0.933	—	0.891	0.788	0.825
船橋	0.809	0.876	0.895	—	0.868	0.901
乙戸	0.708	0.810	0.838	0.871	—	0.818
市原	0.817	0.813	0.841	0.901	0.809	—

<sup>a</sup>表の右上半と左下半はそれぞれ2000年以降のみの確認記録より算出した共通度と1990年以降の記録を追加した場合の共通度を示す。

り区分され、各調査地は日浦による生息種に基づく都市的自然に近い園芸学部から原始的な自然に近い乙戸・船橋・市原までの農村的な自然環境に区分された。

**環境省および千葉県レッドデータ(RD)種、その他の減少傾向種の生息状況**

環境庁と千葉県によるチョウ類のRD種には、減少が著しい種、潜在的な生息環境範囲が狭い種、そして広く分布するが個体数が少ない種などが選定されている(環境省, <http://www.env.go.jp/nature/redlistS>)。千葉県では消息不明種、A(最重要保護生物)、B(重要保護生物)、C(要保護生物)、D(一般保護生物)の5つのランクのもとに、絶滅が危惧される消息不明種、そしてA. 生息地の減少が著しく全国的な減少傾向にある種; B. 開発により個体数、生息地ともに限られた種; C. 環境要求が高く生息環境の減少著しい種; D. 生息地、個体数の減少が懸念される種、が選定されている(千葉県環境部自然保護課, 2000)。これら希少種の県北西部

表7 千葉県北西部各所でのチョウ種の消失過程と日浦（1976）による自然環境区分<sup>a</sup>

ミスジチョウ (I A-I B)	
コツバメ (I A-II A)	
ホソバセセリ (I A-II B)	
アサマイチモンジ	
アオバセセリ	
オナガアゲハ (I A-II A)	
オオウラギンスジヒョウモン (I A-I B)	
ジャノメチョウ	
ウラナミアカシジミ <sup>b</sup>	
乙戸・市原・船橋	
ミヤマセセリ (I A-II A)	
メスグロヒョウモン	
岡 発 戸	
イチモンジチョウ (I A-II A)	
ヒメウラナミジャノメ (I A-II B)	
オオチャバネセセリ (I A-II B)	
千 駄 堀	
オオミドリシジミ (I A-II A) *	
トラフシジミ (I A-II B) *	
ヒオドシチョウ (I A-II B) *	
ミドリヒョウモン (I A-II B) *	
コチャバネセセリ (I A-II B)	
ミズイロオナガシジミ	
アカシジミ	
ゴイシシジミ	
園 芸	
カラスアゲハ (I A-II B) *	
クロアゲハ (I A-II B) *	
ルリタテハ (I A-II B) *	
ゴマダラチョウ (I A-II B) *	
アカタテハ (I A-II B) *	
コジャノメ (I A-II B) *	
ダイミョウセセリ (I A-II B) *	
ツマキチョウ (I A-II B) *	
ジャコウアゲハ *	
コムスジ *	
ヒメジャノメ *	

<sup>a</sup>( ) 内には日浦 (1976) による生息環境域を記した。ローマ数字の I, II, III はそれぞれ原始的, 農村的, 都市的自然を示し, A から B になるに従い人為的影響が強くなることを示す。\* は各調査地中で, 衰退傾向 (確認頻度が低い・確認頻度の年変動が大きい) を示した種を示す (表 8 を参照)。

<sup>b</sup>2003年に千駄堀より記録された (村野・村野, 2004)。

での生息状況と衰退傾向を把握するため, RD種ならびに都市部での観察頻度が低い種を選び, 各地点間の比較を行った (表 8)。

1990から2002年までに千葉県北西部からは, 環境庁 RD種のギンイチモンジセセリを含む千葉県 RD種 24種が確認されているが, 今回の 6 地点からは 17種類が確認された (表 8)。各地点の RD種数は, 園芸 (0 種), 船橋 (10種), 千駄堀 (モニタリング中 8 種: モニタリング以外の記録を追加すると 11種, 以下同様), 乙戸 (8: 9 種), 市原 (6 種), 岡発戸 (3: 8 種) であり, ランク A 種 (4 種) は単発的な 2 例が確認されただけであった。ランク B 種 (8 種) は市原市や茨城県南部を除くと

局所的かつ観察頻度が低い傾向を示し, 4 種は確認されなかった。ランク C 種 (8 種) は, 生息地ではよく観察されるものの都市部からの衰退傾向と希薄性を示すものが多く, 1 種は確認されなかった。ランク D 種 (4 種) はいずれも局所的傾向を示すか希薄性を示したが未確認の種類はいなかった。しかし局所性もしくは希薄性の点からは C ランクと D ランクの間の違いは不明瞭であった。

上記の RD種以外で都市部からの衰退傾向を示す種として (表 8), メスグロヒョウモン (園芸, 千駄堀, 岡発戸で消失), イチモンジチョウ, オオチャバネセセリ (園芸, 千駄堀で消失), オオミドリシジミ, ヒメウラナミジャノメ (園芸で消失, 千駄堀では確認記録のみ),



表8 1990年以降の千葉県北西部（+市原市，土浦市）でのRD種の確認頻度と減少傾向を示す種の分布状況

種名	RD ランク	観察頻度（確認年数/観察年） <sup>a</sup>						確認地点割合 (確認地点数/ 総地点数)	局所的	希薄性	備考 記録地 <sup>d</sup>
		園芸	千駄堀	岡発戸	乙戸	船橋 <sup>c</sup>	市原				
千葉県RD種											
アサマイチモンジ	A	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	野田市
ウラギンヒョウモン	A	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	柏市
ツマグロキチョウ	A	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	柏市
オオウラギンスジヒョウモン	A	—	1例*	少数例*	—	—	—	0.33	+	++	
アオバセセリ	B	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	我孫子市
ホソバセセリ	B	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	野田市, 流山市
コツバメ	B	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	牛久市
クモガタヒョウモン	B	—	—	—	—	—	少	0.17	+	++	
ミヤマチャバネセセリ	B	—	0.33	少数例*	—	—	—	0.33	+	++	
ウラゴマダラシジミ	B	—	—	少数例	1.00	—	—	0.33	+	+	
ヒオドシチョウ	B	—	0.33	1例*	0.33	—	—	0.50	+	++	
ミヤマセセリ	B	—	—	—	0.33	極めて稀	多	0.50	+	++	
ミスジチョウ	C	—	—	—	—	—	—	0	?	+++	流山市
オナガアゲハ	C	—	—	—	—	不明	—	0.17	+	?	
コムラサキ	C	—	1.00	1例*	—	極めて稀	—	0.50	—	++	
ウラナミアカシジミ	C	—	—	1例*	0.66	極めて稀	少	0.67	—	++	
ミドリシジミ	C	—	1.00	少数例	1.00	不明	—	0.67	—	+	
ミズイロオナガシジミ	C	—	1.00	少数例*	0.66	稀	—	0.67	—	+	
ジャノメチョウ	C	—	1例*	1例*	—	極めて稀	多	0.67	—	++	
アカシジミ	C	—	0.66	少数例*	0.33	稀	少	0.83	—	++	
ヒメキマダラセセリ	D	—	—	—	—	—	多	0.17	+	—	
アサギマダラ	D	—	1例*	少数例	1例*	—	—	0.50	—	++	
トラフシジミ	D	—	0.33	—	0.33	極めて稀	—	0.50	—	++	
ギンイチモンジセセリ <sup>b</sup>	D	—	1.00	少数例*	—	極めて稀	—	0.50	—	++	
RD種以外の減少傾向を示した種											
ツマキチョウ		0.33	1.00	複数例*	1.00	不明	多	1.00	—	+	
コムスジ		0.33	0.66	複数確認	1.00	不明	多	1.00	—	+	
ヒメジャノメ		0.33	1.00	複数確認	1.00	不明	多	1.00	—	+	
ルリタテハ		0.33	1.00	少数確認	1.00	不明	少	1.00	—	+	
コチャバネセセリ		—	1.00	複数確認	1.00	不明	多	0.83	—	—	
ゴイシシジミ		—	1.00	少数例*	1.00	不明	多	0.83	—	+	
ヒメウラナミジャノメ		—	1例*	複数確認	1.00	不明	多	0.83	—	+	
ミドリヒョウモン		—	0.33	1例*	1.00	極めて稀	少	0.83	—	++	
オオミドリシジミ		—	1例*	少数例*	1.00	稀	少	0.83	—	++	
イチモンジチョウ		—	—	複数確認	1.00	不明	多	0.67	—	—	
オオチャバネセセリ		—	—	1例*	0.33	多	多	0.67	—	+	
メスグロヒョウモン		—	—	—	0.66	不明	少	0.50	—	+	
	A	4	0	1	1	0	0	0			
	B	8	0	2	3	3	1	2			
	C	8	0	5	5	4	7	3			
	D	4	0	3	2	2	2	1			
RD種総計		24	0	11	11	9	10	6			
RD種+衰退傾向種 総計			4	21	22	21	22	18			

<sup>a</sup>各地点でのチョウの発生状況については、園芸，千駄堀，乙戸は著者らの観察データにより，岡発戸については著者らの観察データと各種文献記録（我孫子市，1991；青木，2004；池田，2004；柳澤，2002）により，船橋市，市原市については三沢（2001），和田（2002，2003）の記載記録から判断した。\*はモニタリング中には確認されなかったことを示し，各種の希薄性については，まったく確認されなかった種（+++），希薄な地点数が多い種（++），ならびに希薄な地点数がある種（+）に大別した。なお，生息数に関する記述がない種については不明とした。

<sup>b</sup>環境省RD種。

<sup>c</sup>柳澤（2002）より抜粋した。

ミドリヒョウモン，コチャバネセセリ，ゴイシシジミ（園芸で消失），ヒメジャノメ，コムスジ，ルリタテハ（園芸で確認頻度が著しく低い）が挙げられ，特にメスグロヒョウモン，ミドリヒョウモン，オオミドリシジミ，オオチャバネセセリは，千葉県北西部においてはCランク指定のRD種以上の衰退傾向を示した。

RD種ならびに衰退傾向を示す種の生活史特性を図4に記した。RD種は1種を除いて狭食性もしくは発生回数が少ない種であり，特に森林性の種では狭食性かつ発生回数が少ない種（1化性と2化性）が全体の6割以上を占めた。一方，RD種以外での衰退傾向を示す種類には，草原性種では化数が少ないという特徴があったが，

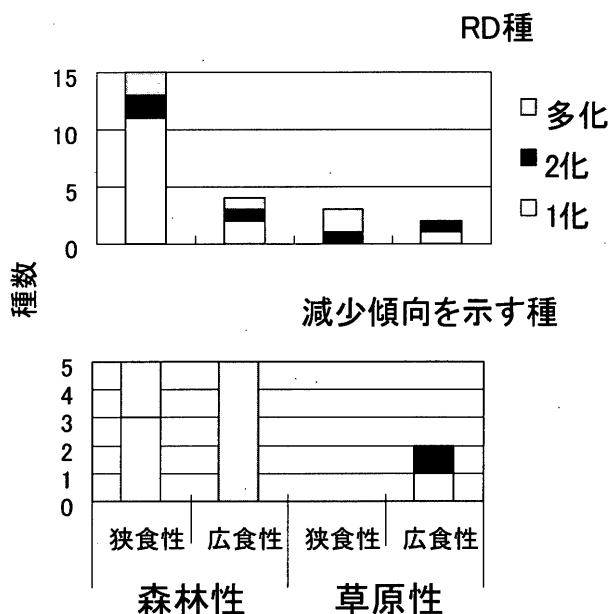


図4 千葉県RD種と県下から衰退傾向を示す種類の生活史特性。

森林性種に傾向はなかった。

### 考 察

#### 園芸学部構内のチョウ類相

今回は定期的に種名のみを記録する定性的な方法によりチョウ類群集の発生状況を調査した。この方法は、ラインセンサス法では記録されにくい樹上性の種の確認(石井ら, 1996)や生息種の網羅的な解明が可能といった長所がある一方で、量的情報が得られないために発生期間が短い種の減少傾向を過少評価する可能性などの短所がある。しかし複数年にかけて多数回の調査を行うことにより、1990年以降に県北西部より確認されているチョウ類70種のうちの約78%にあたる54種類が確認され(表3, 付表1), 各種の生息状況や衰退傾向など多くの情報が得られることが示された。

今回園芸で確認されたチョウ類種数は年平均約29種と他2地点よりもかなり少なく、特に近隣地域には生息する森林性種や年間の発生回数の少ない種、そして狭食性種の多くが確認されないことが明らかとなった(表3, 7, 付表1)。そして、乙戸では草原性種の観察頻度は低いが他の2地点で確認されない森林性種の発生が安定していることから(表3), 乙戸>千駄堀>園芸の順に森林性チョウ類の生息に好適であり、草原性種の多くは攪乱の少ない森林環境にはあまり進出しなことが示された。一般に森林環境に対する適度な攪乱は林縁環境のマント群落や草原化を促し、森林性チョウ類の吸蜜場所

や草原性チョウ類の生息場所を提供するが(北原, 2000), 過度の攪乱条件下ではこれらの発生も抑制され、草原性チョウ類の生息にも不適になることが知られる(Kitahara and Sei, 2001; Kruss and Tschardtke, 2002)。このため、周囲の宅地開発により林縁部にのみ攪乱を受ける乙戸の森林環境は、草原性種の生息場所を提供するほどの攪乱程度ではなかったことが示唆される。そして、園芸で確認された草原性種の多くはイチモンジセセリやヒメアカタテハなどの夏期以降に移住性を持つ種や多化性種であったことから(図1, 表3), 当所は草原性種の発生場所としても不安定なことが伺われた。

さらに調査面積が最も小さい乙戸から県北西部で確認されたほぼすべての森林性種が確認されたことから(付表1), 園芸からの森林性チョウ類の消失には残存面積以外の影響が大きいことが予想される。'都市化'という複合要因の中でチョウ類の生息に影響をおよぼす可能性のある要因には、生息地に対する人為的な攪乱(石井ら, 1991; Kitahara and Fujii, 1994; Blair and Launer, 1997)や、林地の利用様式の変化に伴う森林植生の遷移(Inoue, 2003)などが挙げられる。しかし距離的にも環境条件や敷地利用も近い園芸と千駄堀の2地点のチョウ類相が大きく異なることから(表1, 3), 後者の可能性は低いものと思われる。

一方周囲からの宅地開発が進む乙戸ではササ類を寄主とするオオチャバネセセリと狭食性の森林性種であるゴマダラチョウとカラスアゲハ、林縁整備が行われている千駄堀では林縁性のジャコウアゲハとダイミョウセセリ、林地と草地双方の管理が行われている園芸ではゴマダラチョウ、カラスアゲハ、キアゲハ、ツマキチョウなどの森林性と草原性の種がともに不安定な発生傾向であり(表3), 生息地内でのチョウ類の発生の安定性には生息環境に対する直接的な攪乱が影響をおよぼすことが示された。人為的攪乱には、生息地破壊のような大規模な工事(桜谷・藤山, 1991)から除草のような小規模まで様々あるが、草刈り程度の攪乱でもチョウ類の幼虫期の死亡要因として強く作用することが知られる(伊藤, 2001)。このため比較的多くの森林性種や草原性種が確認される千駄堀や乙戸と比較して、研究活動や庭園管理などによって絶えず人の管理が行われる園芸の不安定な環境は、森林性、草原性ともにチョウ類の生息に不適となり、多くの狭食性や化性の少ないチョウ種の衰退を促した可能性がある。このため分断化された自然環境下における攪乱は、今後分断環境下でチョウ類を保全する際には注意すべき事項と考えられる。

園芸からは生息環境に対する直接的な攪乱がほとんどないと考えられる樹上性のシジミチョウ類もまったく確

認められなかった(表3, 7)。同様の樹上性シジミチョウ類の衰退については、都内の自然教育園や林試の森などの例があり、この場合にも人為的攪乱はほとんどなかったことが知られている(守山, 1996)。分断化環境下の生物の衰退要因としてはパッチ状生息地間での個体群の移出率と増加率、新規移入率と死亡率の均衡の崩壊(Pulliam, 1988)や、分断環境下での捕食圧の増加(Ries and Fagan, 2003)などの様々な要因が知られる。今後詳細な個体群生態学的アプローチからの衰退要因の解明が必要であろう。

#### 千葉県北西部のチョウ類の生息状況

今回比較を行った千葉県北西部の各地点は生息するチョウ類群集によりすべて農村的自然環境に区分されたが(日浦, 1976)、都市域に近い地点からは発生回数が少ない種や狭食性種が著しく衰退していることが示された(表6)。先行研究からもこれらの生活史特性を持つ種は顕著な衰退傾向を示すことが示されており(Kitahara and Fujii, 1994; 今井, 1995; Blair and Launer, 1997)、千葉県北西部においても同様の傾向を示すことが明らかとなった(表3, 7)。今回まったく確認されなかったオオウラギンヒョウモンやアオバセセリ、コツバメなどの狭食性かつ化数の少ない希少種も、1960年代には園芸と距離的に近い市川市などに生息していたことから(千葉高校生物部, 1965)、現在はこれらの多くが衰退したようである。

当地域内の残存自然中に生息するチョウ類群集の共通度は、首都圏から直線上に配列したときの調査地間が近いほど高く、過去の記録の追加時に近似性が高い傾向がある(図2, 表6)。チョウ類群集は衰退を示す種の存在の有無によって都市域から離れるに伴って変化し、ここ10年の間にも急速に衰退が進行していると推察された。千葉北西部の各市町村の森林面積は首都圏からの距離に従って増大することから、当地域の都市開発は首都を中心とする同心円状に進行したことや各種チョウ類もそれに同調して衰退したことが示唆される。そして調査地域内のチョウ類構成が近隣の林地面積に影響されることや、実際に都市化に伴い衰退傾向を示した種の多くが森林性であったことから(表7)、当地域の近年のチョウ類群集の推移の多くが森林面積の減少による森林性種の衰退によるものと考えられた。一方、年間発生回数の少ない草原性種も都市化地域からの衰退傾向を示したが(表7)、森林性種と比較してその数は少なかった。しかし、これらの特性を持つ草原性種についてはすでに1970年代には当地域からの記録がないものが多く(岩坂, 1999; 柳澤, 2002)、草原性種の多くは今回検討した1990年以降には

すでに衰退していたものと思われた。

#### 希少チョウ類の現状と希少性評価

生物の希少性は「Suffusive rarity—普遍的な分布を示すが、いずれにおいても希少なもの」と「Diffusive rarity—特定地域以外では希少なもの」の2つに大別される(Samways, 1994)。この定義では対象とする地理的レベルにより選定基準や選定種が大きく変化する。千葉県全体を対象としてチョウ類を区分する場合は、県下全域に分布するがどこでも少ないトラフシジミなどが前者を、県南産地でのみ局所的に多産するルーミスシジミが後者の希少性を代表する。今回は県北西部を対象範囲にそれぞれの生息状況の局所性と希薄性について検討した(表8)。

比較した6地点は近隣地域の中でも比較的自然環境が良好な場所であるため、各地域の現存チョウ相を反映した結果であると考えられるが、千葉県や環境庁のRD種の多くは局所性か希薄性、もしくは都市部からの衰退傾向がみられた。ランクA種はほとんど観察されず、ランクB種は局所性かつ希薄性を示し、ランクCとD種についても多くは局所性か希薄性の傾向を示した。下位ランクの種についても今後の県下での生息地拡大や生息環境の改善は期待されず、さらに減少傾向をたどることが予想されるため、RD種への指定は妥当なものと考えられた。またRD種には化性が少ない種や狭食性の種が選定される傾向があった(図4)。このような生活史特性を持つ種は人為的攪乱環境下では衰退傾向をたどることが今回の結果からも支持されたことから(表4, 図4)、RD種の選定基準として重要な指標となるものと考えられた。

しかしRD種以外にも都市域からの顕著な減少傾向を示した種が認められ、オオチャバネセセリ、オオミドリシジミ、メスグロヒョウモン、ミドリヒョウモンなどは下位ランクのRD種以上の衰退傾向を示した(表7, 8)。これらの種は少なくとも現時点の県北西部においては希少種に該当すると判断されるが、オオチャバネセセリとミドリヒョウモン(鈴木, 2003a, b)以外の衰退については注視されていない。下位ランクのRD種には広域に分布するが環境への選択性が強く生息地が極限される種(コムラサキやギンイチモンジセセリなど)や、雑木林に依存するため都市域では生息地が限られる種(樹上性シジミチョウ類など)などがその生息環境の局所性ゆえに選定されており、県の選定基準では生息環境の大きさが重視されていることが伺われる。しかしRD種以外の衰退傾向を示す種には、イチモンジチョウ(日浦, 1976)やヒメウラナミジャノメ(井上, 2004)のように、

多化性かつ広食性であるにもかかわらず、ある地域からの急激な衰退を示す種が認められる(表7, 8)。これらの種には、林縁環境など不特定な生息環境を生息場所とするものも多く、発生状況や衰退傾向の把握は実際の観察に頼らざるをえない。今回の調査は標高差の少ない千葉県北西部での比較であるため、千葉県全域を対象にした場合には異なる傾向を示すことも予想されるが、今後の県下での動向については注視する必要がある。

### まとめ

県北西部において衰退傾向を示した種の多くが緑地の消失に伴い減少したことから、今後さらに開発が進んだ場合を想定して、県下全域での傾向を把握できるよう基礎的知見を蓄積しておくことが重要になる。このため、現在はまだ比較的豊富な自然が残されている県南部においても「普通種」を含んだ包括的な記録が継続的に記録されることが望ましい。

今回は都市化傾向、衰退傾向について調査したが、チョウ類群集が都市化に伴い変遷することが示された。チョウ類は比較的観察が容易であることから衰退傾向を示す類に関しては、都市化指標となりうるであろう。このためチョウ類が示す都市化傾向とその他の分類群が示す傾向との比較を行うことで、各環境区分でのアンブレラ種としての機能を解明することが今後必要になるだろう。そして、分断化した環境下から衰退傾向を示す種に関する詳細な個体群研究は、衰退要因を解明しチョウ類の保全を行うためにも必要である。

### 謝辞

採集・観察データ、そして文献記録をご教授くださった森林総合研究所の井上大成博士、野田市の柳澤勉氏、我孫子市の首藤美恵子、青木直芳、池田勝義の諸氏、松戸市の川端祥子、今村浩之、田中宏卓、村野家(貴史、美香子、宏樹、基樹、瑞樹)、近藤家(伸一、頼人、央治)、高野家(昇、翔太)の諸氏に厚く御礼申し上げます。

### 摘要

1. 園芸学部構内を含む千葉県北西部各所においてチョウ類群集の定性調査ならびに既存の記録との比較を行った。その結果、園芸学部構内からは森林性種、年間発生回数が少ない種、狭食性の種の多くが消失していることが明らかとなり、その要因は園芸学部における人為的攪乱によるものと推察された。

2. チョウ類の共通度は各調査地間の距離が近いほど、過去の記録を含めたときほど高くなった。これは都市域から過去に衰退した種類も都市からの距離が離れるにつれて出現するために生じた結果であり、近年多くのチョウ類が都市部から序々に消失したことが示された。
3. 都市部から消失するチョウ類の多くは森林性で年間発生回数が少なく、狭食性であった。
4. 千葉県レッドデータ種の多くは年間発生回数が少なく、狭食性であり、園芸学部からは確認されなかった。これらのレッドデータ種の多くは局所的・希薄的、もしくは都市からの減少傾向が認められ、都市から離れるにつれて多く出現する傾向が認められた。
5. レッドデータ種以外にも都市下では減少傾向を示す種がみられ、これらの中には多化性や広食性を示す種も多く認められた。

### 引用文献

- [1] 我孫子市(1991)我孫子市自然環境調査報告書。我孫子市。
- [2] 青木直芳(2004)我孫子市岡発戸・都部 谷津の昆虫調査第2次報告書。岡発戸・都部の谷津を愛する会。我孫子市。pp 13-17。
- [3] Blair, R.B. and A.E. Launer (1997) Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biol. Conserv.*, 80: 113-125.
- [4] Erhardt, A. (1985) Diurnal lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.*, 22: 849-861.
- [5] 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)原色日本蝶類生態図鑑(I)。保育社。大阪。
- [6] 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(1983)原色日本蝶類生態図鑑(II)。保育社。大阪。
- [7] 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(1984a)原色日本蝶類生態図鑑(III)。保育社。大阪。
- [8] 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(1984b)原色日本蝶類生態図鑑(IV)。保育社。大阪。
- [9] 日浦勇(1973)奈良県橿原市箸喰および大阪市長居公園における蝶の生態(1972年の観察)。自然誌研究, 1(7): 51-64。
- [10] 日浦勇(1976)大阪・奈良地方低地における蝶相とそ

- の人為による変貌. 自然誌研究, 1(10): 95-110.
- [11] 池田勝義 (2004) 安孫子市岡発戸・都部谷津のチョウ相. 房総の昆虫, 32: 41-50.
- [12] 今井長兵衛 (1995) 京都西賀茂における都市化とチョウ相の変化. 環動昆, 3: 119-133.
- [13] 今井長兵衛・夏原由博 (1996) 大阪府とその周囲の緑地のチョウ相の比較と鳥の生物地理学の適用. 環動昆, 1: 23-34.
- [14] 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.
- [15] 猪俣敏男 編・解説 (1995) 蝶. 山と溪谷社, 東京, pp 255.
- [16] Inoue, T. (2003) Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperature region of central Japan. Entomol. Sci. 6: 151-163.
- [17] 井上大成 (2004) 森林総合研究所構内のチョウ類相. 森林総合研究所研究報告, 3: 221-247.
- [18] 石井実 (1995) チョウ類のトランセクトカウント調査方法と三草山ゼフィールの森の保全. 環境アセスメント動物調査手法. 日本環境動物昆虫学会, pp. 35-52.
- [19] 石井実・広渡俊哉・藤原新也 (1996) 「三草山ゼフィールの森」のチョウ類群集の多様性. 環動昆, 3: 134-146.
- [20] 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, 4: 183-195.
- [21] 伊藤嘉昭 (2001) 名古屋市周辺で普通種となったツマグロヒョウモンの生態. Jpn. J. Entomol. (New Series), 4: 73-89.
- [22] 岩坂佳和 (1999) 千葉県の鱗翅目蝶類, (千葉県生物学会編. 千葉県動物誌), 文一総合出版, 東京, pp. 436-474.
- [23] Kitahara, M. (1999) Structure and organization of butterfly communities in a variety of woodlands at the northern foot of Mt. Fuji, central Japan. Trans. Lepid. Soc. Japan., 50: 145-161.
- [24] 北原正彦 (2000) 富士山麓森林地帯のチョウ類群集における成虫の食物資源利用様式. 環動昆, 2: 61-81.
- [25] Kitahara, M. and K. Fujii (1994) Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: an analysis based on the concept of generalist vs. specialist strategies. Res. Popul. Ecol., 36: 187-199.
- [26] Kitahara, M. and K. Fujii (1997) An island biogeographical approach to the analysis of butterfly community pattern in newly designed parks. Res. Popul. Ecol., 39: 23-35.
- [27] Kitahara, M. and K. Sei (2001) A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitats at the foot of Mt. Fuji, central Japan. Biodiversity and Conservation, 10: 331-351.
- [28] 北原正彦・渡辺牧 (2001) 富士山北麓青木ヶ原樹海周辺におけるチョウ類群集の多様性と植生種数の関係. 環動昆, 12: 131-145.
- [29] 小林達明・浅野義人・國分尚 (2003) 園芸学部松戸キャンパスの木本植物分布状況. 千葉大学園芸学部学術報告, 57: 45-55.
- [30] 近藤頼人 (2003) 松戸市でナガサキアゲハを撮影. 房総の昆虫, 31: 13-14.
- [31] Kruss, A. and T. Tschardt (2002) Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. Conservation biology, 16: 1570-1580.
- [32] 三沢博志 (2001) 船橋市のチョウ. 房総の昆虫, 25: 21-29.
- [33] 守山弘 (1996) 雑木林の歴史性と蝶類, (田中蕃・有田豊編. 日本産蝶類の衰亡と保護 第4集), 日本鱗翅学会, pp. 77-90.
- [34] 村野宏樹・佐藤隆士 (2003) 松戸市でオオミドリシジミとヒオドシチョウを採集. 房総の昆虫, 29: 7.
- [35] 村野瑞樹・村野宏樹 (2004) 松戸市でウラナミアカシジミを採集. 房総の昆虫, 33: 39.
- [36] Pulliam, H.R. (1988) Sources, sinks and population regulation. Am. Nat., 132: 652-661.
- [37] Ries L. and W.F. Fagan (2003) Habitat edges as a potential ecological trap for an insect predator. Ecol. Entomol., 28: 567-572.
- [38] 桜谷保之・藤山静雄 (1991) 道路建設とチョウ類群集. 環動昆, 1: 15-23.
- [39] 桜谷保之・西中康明・岩崎江利子 (1999) 近畿大学奈良キャンパスのチョウ類相. 近畿大学農学部紀要, 32: 21-35.
- [40] Samways, M.J. (1994) Insect Conservation Biology. Chapman & Hall, London, 358pp.
- [41] 佐藤隆士 (2002) 1999年から2000年春にかけての松戸市近辺でのクロコノマチョウの採集および確認記録. 房総の昆虫, 24: 42.
- [42] 佐藤隆士 (2002) 我孫子市でウラゴマダラシジミを採集. 房総の昆虫, 28: 1-2.
- [43] 佐藤隆士 (2003) 千駄堀のチョウ相. 房総の昆虫, 29: 9-19.

- [44] 佐藤隆士・野村昌史 (2004) 千葉大学園芸学部の昆虫相調査中間報告—2002年度までの記録を中心に—. 千葉大学園芸学部学術報告. 58 : 99-112.
- [45] 佐藤隆士・岡村まゆみ・小林達明・野村昌史 (2003) 園芸学部の鳥類相とその季節推移. 千葉大学園芸学部学術報告. 57 : 17-25.
- [46] 鈴木智史 (2003a) 消えた? オオチャバネセセリ. 房総の昆虫. 30 : 39-40.
- [47] 鈴木智史 (2003b) 減少傾向にあるミドリヒョウモン. 房総の昆虫. 31 : 10-11.
- [48] 田中蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法, (蝶類学の最近の進歩). 日本鱗翅学会特別報告. 6 : 527-566.
- [49] 千葉県環境部自然保護課 (2000) 千葉県の保護上重要な野生生物—千葉県レッドデータブック—動物編. 千葉. 千葉県環境部自然保護課. 438 pp.
- [50] 千葉高校生物部 (1965) 千葉県の蝶. 千葉県生物誌. 15 : 13-21.
- [51] Thomas, J.A., M.G. Telfer, D.B. Roy, C.D. Preston, J.J. D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R.T. Clarke and J.H. Lawton (2004) Comparative losses of british butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303: 1879-1881.
- [52] 和田義人 (2002) 市原市北東部のチョウ. 2001年の記録. 房総の昆虫. 28 : 5-6.
- [53] 和田義人 (2003) 市原市北東部のチョウ. 2002年の採集・目撃記録. 房総の昆虫. 29 : 21-25.
- [54] 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. 6 : 191-210.
- [55] 柳澤勉 (2002) 柏市近郊のチョウ採集記録集—改訂3版. 自刊. 野田市. pp 141.
- [56] Zar, J.H. (1996) *Biostatistical Analysis* 3rd. ed. Prentice-Hall International Inc., N.J., USA.

付表1 1990年以降に千葉県北西部で確認されたチョウ類リスト<sup>a,b</sup>

科名	種名	観測地点						千葉県北西部全域	確認地点割合 <sup>c</sup> (確認地点数/総比較地点数)
		松戸市 園芸学部	松戸市 千駄堀	我孫子市 岡発戸	土浦市 乙戸	船橋市	市原市 ちはら台		
1	アゲハチョウ科	アオスジアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
2		ナミアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
3		キアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
4		クロアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
5		カラスアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
6		ミヤマカラスアゲハ						○	0.00
7		オナガアゲハ					○*	○	0.17
8		モンキアゲハ		○*				○	0.33
9		ジャコウアゲハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
10	マダラチョウ科	アサギマダラ		○	○	○*		○	0.67
11	タテハチョウ科	テングチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
12		ヒオドシチョウ		○	○*	○		○	0.67
13		ルリタテハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
14		キタテハ	○	○	○	○	○*	○	1.00
15		シートテハ						○	0.00
16		アカタテハ	○	○	○		○*	○	0.83
17		ヒメアカタテハ	○	○	○		○*	○	0.83
18		イチモンジチョウ			○	○	○*	○	0.67
19		アサマイチモンジ						○	0.00
20		コムシジ				○	○*	○	1.00
21		ミスジチョウ						○	0.00
22		コムラサキ		○	○	○	○*	○	0.50
23		ゴマダラチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
24		メスグロヒヨウモン				○	○*	○	0.50
25		ミドリヒヨウモン		○	○	○	○*	○	0.83
26		クモガタヒヨウモン						○	0.17
27		ウラギンヒヨウモン						○	0.00
28		オオウラギンシジヒヨウモン		○	○			○	0.33
29		ツマグロヒヨウモン		○	○			○	0.17
30		サトキマダラヒカゲ	○	○	○	○	○*	○	1.00
31		ナミヒカゲ	○	○	○	○	○*	○	1.00
32		コジャノメ	○	○	○	○	○*	○	1.00
33		ヒメジャノメ	○	○	○	○	○*	○	1.00
34		ヒメウラナミジャノメ		○*	○	○	○*	○	0.83
35		ジャノメチョウ		○*	○	○	○*	○	0.67
36		クロコノマチョウ	○*	○	○	○	○*	○	1.00
37		ウスイロコノマチョウ						○	0.00
38	シジミチョウ科	ウラギンシジミ	○	○	○	○	○*	○	1.00
39		ムラサキシジミ	○	○	○	○	○*	○	1.00
40		ムラサキツバメ		○		○		○	0.33
41		コツバメ						○	0.00
42		ベニシジミ	○	○	○		○*	○	0.83
43		ゴイシシジミ		○	○	○	○*	○	0.67
44		ツバメシジミ	○	○	○	○	○*	○	0.83
45		ヤマトシジミ	○	○	○	○	○*	○	1.00
46		ルリシジミ	○	○	○	○	○*	○	1.00
47		ウラナミシジミ	○	○	○	○	○*	○	0.83
48		ウラゴマダラシジミ			○	○		○	0.33
49		ウラナミアカシジミ		○*	○	○	○*	○	0.50
50		アカシジミ		○	○	○	○*	○	0.83
51		ミドリシジミ		○	○	○	○*	○	0.67
52		オオミドリシジミ		○	○*	○		○	0.83
53		ミズイロオナガシジミ		○	○	○	○*	○	0.67
54		トラフシジミ		○	○	○	○*	○	0.50
55	シロチョウ科	ツマキチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
56		モンキチョウ	○	○	○	○	○*	○	0.83
57		モンシロチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
58		スジグロシロチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
59		キチョウ	○	○	○	○	○*	○	1.00
60		ツマグロキチョウ						○	0.00
61	セセリチョウ科	アオバセセリ						○	0.00
62		ミヤマセセリ				○	○*	○	0.50
63		ギンイチモンジセセリ		○	○	○	○*	○	0.50
64		コチャバネセセリ		○	○	○	○*	○	0.83
65		キマダラセセリ	○	○	○	○	○*	○	0.83
66		ヒメキマダラセセリ						○	0.17
67		ダイミョウセセリ	○	○	○	○	○*	○	1.00
68		ホソバセセリ						○	0.00
69		イチモンジセセリ	○	○	○	○	○*	○	1.00
70		チャバネセセリ	○	○	○	○	○*	○	1.00
71		オオチャバネセセリ			○*	○	○*	○	0.67
72		ミヤマチャバネセセリ		○	○			○	0.33
73	追加種	ナガサキアゲハ		○*	○			○	0.33
		累積確認種数	34	55	52	46	52	48	70

<sup>a</sup>園芸、千駄堀、乙戸、岡発戸については、著者らの観察結果に文献記録(我孫子市, 1991; 青木, 2004; 池田, 2004; 近藤, 2004; 村野, 2002; 村野・村野, 2004; 村野・佐藤, 2003; 佐藤, 2000; 佐藤, 2003; 柳澤, 2002)による1990年以降の記録種を追加した。船橋市、市原市ちはら台、千葉県北総部全体についてはそれぞれ三沢(2001)、和田(2002, 2003)、柳澤(2002)の1990年以降の記録による。

<sup>b</sup>表中の\*は、1990—1999年までに確認されたことを示す。

<sup>c</sup>比較6地点中の確認地点割合を示した。

<sup>d</sup>2002年以降に新たに記録された種。