

環動昆

報文

- 吉田宗弘・平野裕也・高波雄介：東京都武蔵野地域の都市公園のチョウ類群集 1

短報

- 吉田清香・皆巳幸也・上田哲行：ハッチョウトンボの生息地の水質について 13

研究奨励賞受賞論文

- 板倉修司：シロアリのピルビン酸デヒドロゲナーゼ複合体に関する研究 19

総説

- 頭山昌郁・中越信和：種多様性の評価における二、三の問題点 — 錯綜する多様度の表現とその計量 — 31

解説

- 平野雅親：天然物原料の害虫とその防除 49
神山恒夫：人獣共通感染症と外来動物 55

- 書評 65
会報 66
会則 74
投稿規定 77

Vol. 15

1

日本環境動物昆虫学会

2004

東京都武蔵野地域の都市公園のチョウ類群集

吉田宗弘¹⁾・平野裕也¹⁾・高波雄介²⁾

1) 関西大学工学部生物工学科

2) 日本蝶類学会

(受領 : 2004年1月14日 ; 受理 : 2004年2月24日)

Butterfly Assemblages in Urban Parks of Musashino Area in Tokyo Metropolis. Munehiro Yoshida¹⁾, Yûya Hirano¹⁾ and Yûsuke Takanami²⁾ (¹⁾Department of Biotechnology, Faculty of Engineering, Kansai University, Yamate 3-3-35, Suita, Osaka, 564-8680 Japan, ²⁾The Butterfly Society of Japan, Sugamo 3-12 Toshima, Tokyo 170-0002, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **15** : 1-12 (2004).

Butterfly assemblages were monitored by the transect count method at two urban parks of Musashino area in Tokyo Metropolis from April to October in 2001. Seven families, 35 species and 1489 individuals were observed in the Nogawa Park which conserved the native environment as a biotope, and 7 families, 25 species and 942 individuals were observed in the Koganei Park mainly composed of grass land and flower garden. *Pseudozizeeria maha* and *Pieris melete* were major species of the butterfly assemblage in both the Nogawa Park and the Koganei Park. Individual numbers of Nymphalidae, Satyridae and HesperIIDae species were more in the Nogawa Park and inversely, those of Pieridae species were more in the Koganei Park. Existence ratio of environmental stage (ER) indicates that the Nogawa Park is afforested stage and the Koganei Park is urban stage. Comparison between the present survey and the previous survey in urban parks in Osaka Prefecture indicated that a similarity in ER pattern did not always associate with a high value of a quantitative index for degree of overlap (PIANKA'S α -index) and *Pieris melete* was a major species in Musashino area specifically.

Key words : Butterfly assemblage, Urban park, Musashino area, Transect count method, Environmental assessment

2001年4月から10月にかけて、東京都武蔵野地域にある2つの都市公園において、トランセクト法によるチョウ類の調査を行った。在来の環境を自然観察園として取り込んでいる野川公園では27回の調査によって7科35種1489個体、広場を主体とした小金井公園では26回の調査によって7科25種942個体のチョウを観察した。両公園に共通した優占種はヤマトシジミとスジグロシロチョウであった。樹液依存性のタテハチョウとササ食のジャノメチョウおよびセセリチョウ科のチョウは野川公園、モンシロチョウ、モンキチョウなどの草原性のチョウは小金井公園において多く目撃された。階級存在比の算定によって野川公園は二次段階、小金井公園は都市段階と判定された。大阪近郊の都市公園での調査結果との比較によって、階級存在比の類似性は定量的類似度指数（Piankaの α 指数）が示すチョウ類群集の類似性と必ずしも関連しないこと、およびスジグロシロチョウは武蔵野地域の都市公園を特徴付ける種であることが明らかになった。

はじめに

一定地域の環境をその地域に生息する生物群集を解析することによって評価することが試みられており、とくにチョウ類を指標生物にすることの有用性が論じられている（石井，1993；矢田，1996）。すでに大阪近郊を中心とした西日本では、多くの研究者によって環境評価を目的としたトランセクト法によるチョウ類の調査が行われており（石井ら，1991；今井ら，1996；中村・豊嶋，1995；吉田，1997）、メタアナリシス（今井・夏原，1996；夏原，2000）も含めて様々な角度からチョウの分布と環境との関連についての検討が行われている。その結果、環境評価における多様性指数の問題点（吉田，1998；青柳・吉尾，2002）、種数と環境との密接な関連（今井・夏原，1996；吉田，1997）、指標種としてのササ食チョウの有用性（石井，2001；夏原，2000）などが指摘されている。

一方、東日本地域におけるチョウ類のトランセクト調査は、限られた地域においてのみ実施されており（山本，1991；北原・渡辺，2001）、大阪近郊のように近接した地域の調査結果を比較検討することが困難な状況にある。とくに都市環境とチョウ類群集の関係を論じる場合には、首都圏都市部での調査結果が必要であるが、これらの地域の調

査結果は定性的な目撃記録をもとにした分布記録がほとんどであり（西多摩昆虫同好会，1991）、トランセクト法による定量的な調査結果は一部の例外（吉田，2002）を除いて見当たらない。

著者らは、首都圏都市部におけるチョウの分布に関する定量的情報を得る目的で、東京都武蔵野地域にある2つの都市公園、すなわち府中市、調布市、三鷹市にまたがる野川公園と、小金井市の小金井公園において、チョウ類のトランセクト調査を実施した。本論文では、この調査結果を、過去の分布記録との比較と、大阪近郊都市公園との比較という2つの立場から考察する。

調査地と方法

1. 調査地の概要と調査ルート

図1に調査地とした野川公園と小金井公園の位置を示した。以下に両公園の概要を述べる。

野川公園の概略と調査ルートを図2に示した。この公園は、小金井、三鷹、調布3市にまたがり、都道246号線によって南北に分断された面積約40haの都市公園である。公園の北端は、武蔵野段丘の南縁に位置する国分寺崖線であり、図2に示すように、都道との間には多摩川の支流である野川が流れている。都道より北側地域の大部分は、野川と崖線に挟まれた自然観察園であり、自然観察



図1 野川公園と小金井公園の位置. 国土地理院5万分の1地図「東京西北部」より.

園の西半分はハンノキ (*Alnus japonica* (Thunb.) Steud.) の疎林とコナラ (*Quercus serrata* Thunb.) などに囲まれた湧水による湿地帯, 東半分はコナラなどの雑木林と明るい草地となっている. 自然観察園は他とは柵で仕切られており, 開放時間帯以外に中に入ることはできない. 観察園内では散策路を確保するために, 散策路周辺の下草の刈り取りが頻繁に行われている. 一方, 都道より南側の地域は, 芝生広場を主体にした明るい公園であ

り, 広場の周囲, および広場を連絡する散策路の両側にはイチョウ (*Ginkgo biloba* Linn.) などの大木が植栽されている. 調査は, 自然観察園の西端からスタートし, 観察園内の散策路を歩んだ後に, 野川と都道を渡り, 南側地域を約半周する総延長2.4kmのルートで行った.

小金井公園は, 小金井市の北東部に位置し, 都立公園では最大規模となる約77haの面積の都市公園である. この公園は, 昭和15年の紀元2600年

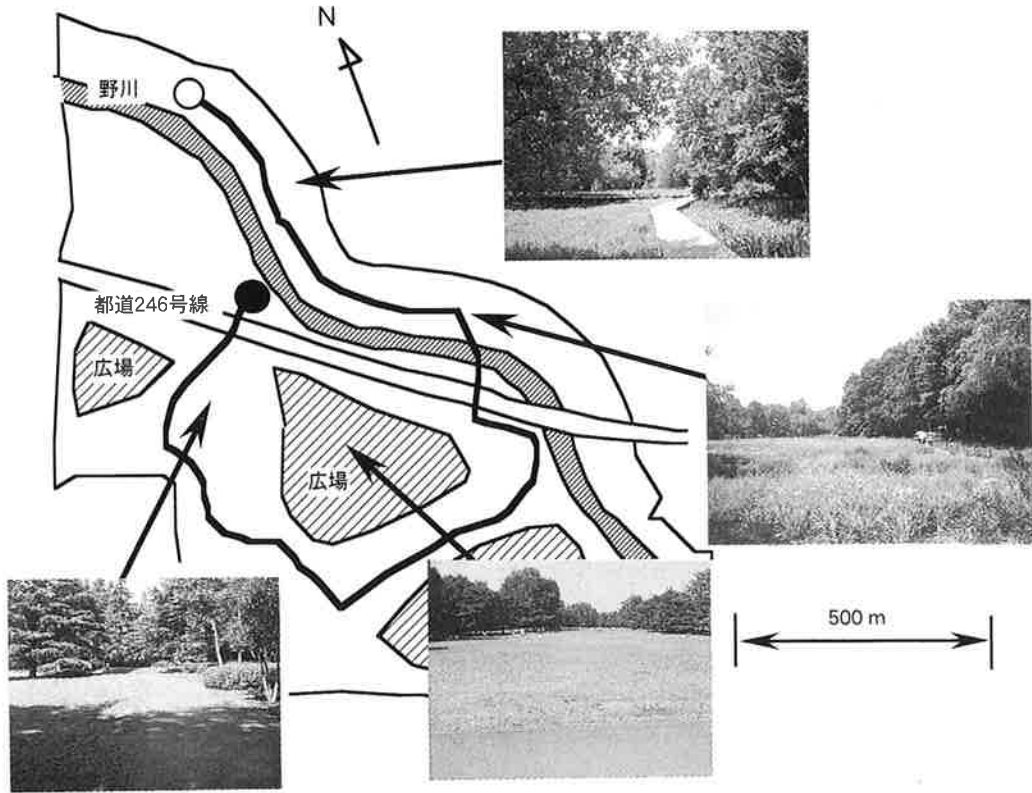


図2 野川公園の概略と調査ルート。○, 起点；●, 終点。

記念事業で整備された小金井大緑地を前身としており、戦後に東宮仮御所などに使用された後に、昭和29年に一般に開放された。公園敷地の大半は、図3に示すように、運動場、芝生広場、花壇、桜並木、梅林などで構成されたオープンランドであるが、北部には常緑樹を主体とした野鳥観察用の暗い樹林帯がある。公園の北側はゴルフ場、南側はキャベツなどが栽培された畑地帯である。調査は、公園の東側をほぼ一周する総延長2.8kmのルートで行った。

2. トランセクト調査

2001年4月1日から10月27日の期間に、前期の調査ルートにおいて、月2～5回、合計で野川公園27回、小金井公園26回、チョウ類のトランセクト調査を実施した。調査は、晴れまたはうす曇りの日の午前10時～午後3時の間に行い、ルートを

約1時間かけて歩きながら目撃したチョウの種名と個体数を記録した。本調査では、センサスの幅について厳密な設定は行わず、ルート前方、左右、上方を広く見渡し、できる限り多くの個体を重複せずに記録するように努めた。

3. 調査データの解析

1) 個体数の補正

得られた目撃個体数を種別に月単位で集計した。次に月ごとの調査回数の偏りの影響を除くため、各月の種別個体数に $2/t$ (t は各月の調査回数)を乗じ、月2回の調査に換算した補正個体数を求めた。そして、この補正個体数をもとに、公園ごとの総個体数 (N) と種別個体数 (n_i) を算出し、以下の解析に用いた。

得られた総個体数と種別個体数の補正值は1調査1kmあたりの値に換算し、生息密度とした。ま

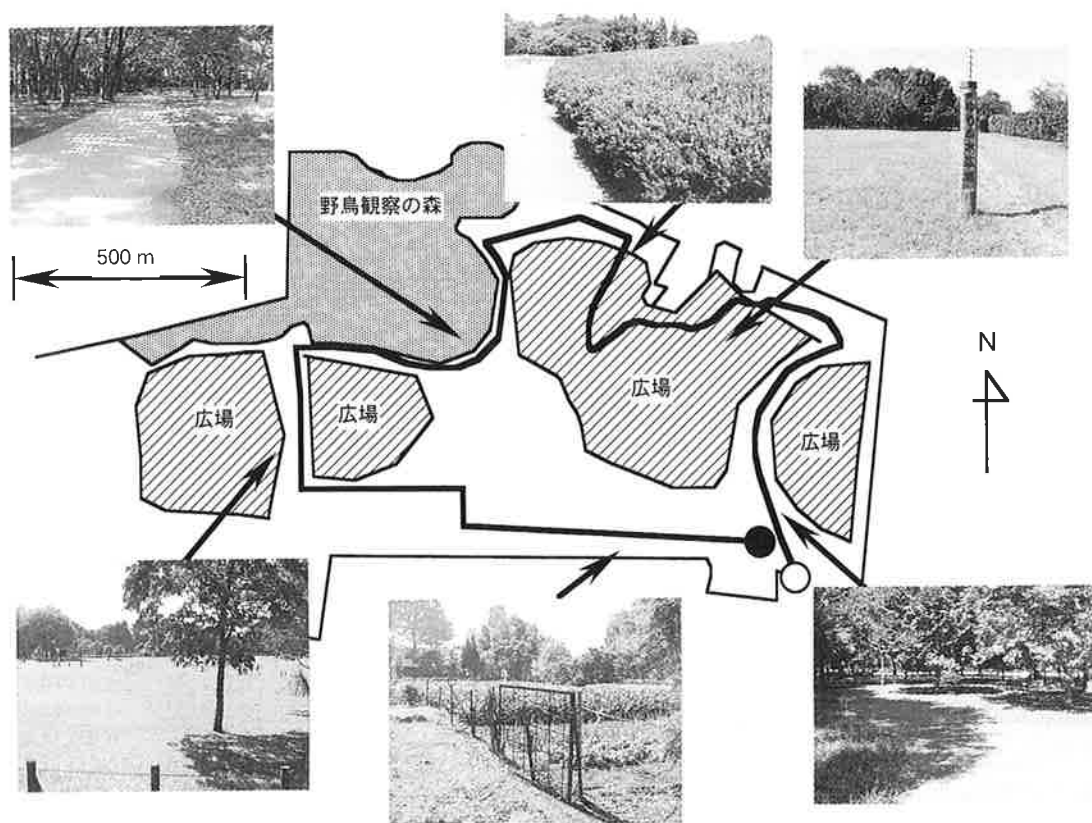


図3 小金井公園の概略と調査ルート。○，起点；●，終点。

た、種別個体数を総個体数で除し (n_i/N)、それぞれの種の占有率 (p_i) とした。

2) 群集の類似度指数の算出

調査地間、および既存の調査結果との比較を行うため、チョウ類群集の類似度を示す野村・SIMPSON指数 (NSC) とPIANKAの α 指数を算定した (木元・武田, 1989)。その式は次のとおりである。

$$NSC = c/b \quad (a > b)$$

a, b, それぞれの調査地の種数; c, 比較する2つの調査地の共通種数。

$$\alpha = \{ \sum (p_{1i} \cdot p_{2i}) \} / \{ \sum (p_{1i})^2 \cdot \sum (p_{2i})^2 \}^{1/2}$$

p_{1i} , p_{2i} , それぞれの調査地における種*i*の占有率。

3) 群集の多様度指数の算出

チョウ類群集の種多様度を示す指数として、平均多様度 (H')、SIMPSONの λ 指数、および森下の β 指数 (SIMPSONの λ 指数の逆数) を算定した

(木元・武田, 1989)。その式は次のとおりである。

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

$$\lambda = \sum [\{ n_i \cdot (n_i - 1) \} / \{ N \cdot (N - 1) \}]$$

4) 環境評価指数の算出

チョウの種による重み付けをした環境評価指数として、田中 (1988) による階級存在比 (ERx) と、巢瀬 (1993) のEI指数を算定した。その式は次のとおりである。

$$ERx = \{ \sum (X_i \cdot n_i \cdot I_i) \} / \{ \sum (n_i \cdot I_i) \}$$

$$EI = \sum x_i$$

X_i , 種*i*のx段階における生息分布度; I_i , 種*i*の指標値; x_i , 巢瀬による種*i*の環境指数。なお、 X_i と I_i の具体的な数値は、田中 (1988) の表に記載されているものを用いた。また、 x_i の具体的な数値は、巢瀬 (1998) が成書に記載しているものにしたかった。

結 果

1. 生息密度と種数

表 1 に、両公園の調査ルートにおいて目撃したチョウの個体数と生息密度をまとめた。野川公園では 7 科 35 種、小金井公園では 7 科 25 種のチョウ

表 1 調査において目撃した種の個体数と生息密度*

種 名		野川公園		小金井公園	
		観察値	補正值	観察値	補正值
アゲハチョウ科	Papilionidae				
ナミアゲハ	<i>Papilio xuthus</i> Linnaeus	0.170 (11)	0.130 (4.4)	0.398 (29)	0.379 (14.9)
キアゲハ	<i>Papilio machaon</i> Linnaeus	-	-	0.069 (5)	0.074 (2.9)
カラスアゲハ	<i>Papilio bianor</i> Cramer	0.031 (2)	0.035 (1.2)	-	-
クロアゲハ	<i>Papilio protenor</i> Cramer	0.046 (3)	0.054 (1.8)	0.124 (9)	0.139 (5.4)
ジャコウアゲハ	<i>Byasa alcinous</i> (Klug)	0.108 (7)	0.099 (3.3)	-	-
アオスジアゲハ	<i>Graphium sarpedon</i> (Linnaeus)	0.062 (4)	0.048 (1.6)	0.096 (7)	0.078 (3.1)
シロチョウ科	Pieridae				
モンシロチョウ	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus)	0.123 (8)	0.109 (3.7)	1.236 (90)	1.150 (45.1)
スズグロシロチョウ	<i>Pieris melete</i> (Ménétrières)	1.173 (76)	1.058 (35.5)	1.085 (79)	1.065 (41.7)
モンキチョウ	<i>Colias erate</i> (Esper)	0.093 (6)	0.093 (3.1)	0.275 (20)	0.188 (7.4)
ツマキチョウ	<i>Anthocharis scolymus</i> Butler	0.247 (16)	0.238 (8.0)	0.151 (11)	0.187 (7.3)
キチョウ	<i>Eurema hecabe</i> (Linnaeus)	0.833 (54)	0.785 (26.4)	0.247 (18)	0.167 (6.5)
タテハチョウ科	Nymphalidae				
アカタテハ	<i>Vanessa indica</i> (Herbst)	0.030 (2)	0.027 (0.9)	0.014 (1)	0.013 (0.5)
ヒメアカタテハ	<i>Cynthia cardui</i> (Linnaeus)	0.015 (1)	0.015 (0.5)	0.014 (1)	0.010 (0.4)
ルリタテハ	<i>Kaniska canace</i> (Linnaeus)	0.015 (1)	0.015 (0.5)	0.041 (3)	0.037 (1.5)
キタテハ	<i>Polygonia c-aureum</i> (Linnaeus)	0.201 (13)	0.191 (6.4)	0.055 (4)	0.053 (2.1)
ゴマダラチョウ	<i>Hestina japonica</i> (C. et R. Felder)	0.046 (3)	0.042 (1.4)	-	-
コムラサキ	<i>Apatura metis</i> Freyer	0.015 (1)	0.015 (0.5)	-	-
コミスジ	<i>Neptis sappho</i> (Pallas)	0.139 (9)	0.180 (6.0)	0.096 (7)	0.083 (3.3)
ミドリヒョウモン	<i>Argynnis paphiau</i> (Linnaeus)	0.123 (8)	0.098 (3.3)	-	-
テングチョウ科	Libytheidae				
テングチョウ	<i>Libythea celtisu</i> (Laicharting)	0.077 (5)	0.074 (2.5)	0.041 (3)	0.033 (1.3)
ジャノメチョウ科	Satyridae				
ヒカゲチョウ	<i>Lethe sicilias</i> (Hewitson)	0.231 (15)	0.211 (7.0)	-	-
サトキマダラヒカゲ	<i>Neope gschkevitschii</i> (Ménétrières)	0.108 (7)	0.109 (3.7)	0.041 (3)	0.038 (1.5)
ヒメジャノメ	<i>Mycalesis gotama</i> Moore	0.093 (6)	0.110 (3.7)	-	-
ヒメウラナミジャノメ	<i>Ypthima argus</i> Butler	0.571 (37)	0.688 (23.1)	-	-
シジミチョウ科	Lycaenidae				
ウラギンシジミ	<i>Curetis acuta</i> Moore	0.062 (4)	0.048 (1.6)	0.014 (1)	0.017 (0.7)
アカシジミ	<i>Japonica lutea</i> (Hewitson)	0.077 (5)	0.074 (2.5)	-	-
トラフシジミ	<i>Rapala arata</i> (Bremer)	0.046 (3)	0.036 (1.2)	-	-
ウラナミシジミ	<i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus)	-	-	0.027 (2)	0.026 (1.0)
ベニシジミ	<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus)	0.540 (35)	0.520 (17.5)	0.343 (25)	0.298 (11.7)
ルリシジミ	<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus)	0.031 (2)	0.030 (1.0)	0.082 (6)	0.095 (3.7)
ツバメシジミ	<i>Everes argiades</i> (Pallas)	0.154 (10)	0.150 (5.1)	0.014 (1)	0.010 (0.4)
ヤマトシジミ	<i>Pseudozizeeria maha</i> (Kollar)	9.552 (617)	8.745 (293.8)	8.365 (609)	7.488 (293.5)
セセリチョウ科	Hesperiidae				
ダイミョウセセリ	<i>Daimio tethys</i> (Ménétrières)	0.093 (6)	0.105 (3.5)	0.014 (1)	0.010 (0.4)
キマダラセセリ	<i>Potanthus flavum</i> (Murray)	0.108 (7)	0.116 (3.9)	-	-
チャバネセセリ	<i>Pelopidas mathias</i> (Fabricius)	0.185 (12)	0.151 (5.1)	0.014 (1)	0.013 (0.5)
コチャバネセセリ	<i>Thoressa varia</i> (Murray)	0.015 (1)	0.012 (0.4)	-	-
イチモンジセセリ	<i>Parnara guttata</i> (Bremer et Grey)	7.623 (494)	6.490 (218.1)	0.082 (6)	0.064 (2.5)
合 計		22.98 (1489)	20.90 (702.2)	12.94 (942)	11.71 (459.2)

注：数値は生息密度(個体数/調査回数/km)を示し、括弧内に個体数を記した。

を観察した。実際に目撃した総個体数は、野川公園では27回の調査で1489、小金井公園では26回の調査で942であったが、月2回の調査に換算した補正值にもとづく総数は、それぞれ702.2個体と459.2個体であった。

2. チョウ類群集の種構成

表2に、両公園における目撃上位5種をまとめ

表2 目撃個体数上位5種の生息密度とチョウ類群集における占有率

順位	野川公園	小金井公園
第1位	ヤマトシジミ 8.745 (41.8%)	ヤマトシジミ 7.488 (63.9%)
第2位	イチモンジセセリ 6.490 (31.1%)	モンシロチョウ 1.150 (9.8%)
第3位	スジグロシロチョウ 1.058 (5.1%)	スジグロシロチョウ 1.065 (9.1%)
第4位	キチョウ 0.785 (3.8%)	ナミアゲハ 0.379 (3.2%)
第5位	ヒメウラナミジャノメ 0.688 (3.3%)	ベニシジミ 0.298 (2.5%)
上位5種	17.77 (85.1%)	10.38 (88.5%)

注：数値は補正值をもとに算定した生息密度を示し、括弧内は百分率表記の占有率を意味する。

た。野川公園ではヤマトシジミとイチモンジセセリの上位2種が総数の約73%、小金井公園ではヤマトシジミが総数の約64%を占めた。目撃数上位5位までの優占種の中で両公園に共通していたのは、ヤマトシジミとスジグロシロチョウであった。

両公園のチョウ類群集の類似性を示す指数は、NSCが0.920、PIANKAの α 指数が0.779であった。

それぞれの種の個体数を比較すると、アゲハチョウ科では、カラスアゲハとジャコウアゲハが野川公園でのみ目撃されたのに対して、キアゲハは小金井公園のみで目撃され、ナミアゲハ、クロアゲハ、アオスジアゲハも小金井公園で多く目撃された。シロチョウ科では、上述のようにスジグロシロチョウが両公園にほぼ同程度に目撃されたのに

対して、モンシロチョウとモンキチョウは小金井公園で、キチョウは野川公園で圧倒的に多く目撃された。タテハチョウ科とテングチョウ科では、ゴマダラチョウ、コムラサキ、ミドリヒョウモンが野川公園でのみ目撃された。ジャノメチョウ科のチョウは、野川公園において4種30個体以上目撃され、なかでもヒメウラナミジャノメは目撃数上位5種に含まれていた。これに対して、小金井公園で目撃されたジャノメチョウ科のチョウは、サトキマダラヒカゲ1種が少数目撃されたに過ぎず、両公園の差が顕著であった。シジミチョウ科のチョウでは、野川公園においてアカシジミが目撃されたことが特徴的である。また野川公園では、成虫の目撃はできなかったが、自然観察園内のハンノキにミドリシジミ (*Neozephyrus japonicus* (Murray)) の幼虫を確認することができた。セセリチョウ科のチョウは、イチモンジセセリは別にして、いずれも野川公園のみ、あるいは野川公園において数多く目撃された。

3. チョウ類群集の多様性

表3に、両公園のチョウ類群集の多様性を示す指数をまとめた。いずれの指数も野川公園が大きな値を示した。しかし、先述のごとく、両公園とも極端な優占種が存在したため、いずれの多様度指数も比較的小さな数値となった。

表3 多様度指数と環境評価指数

	野川公園	小金井公園
目撃種数	35	25
多様度指数		
H'	2.68	2.14
$1-\lambda$	0.723	0.573
$\beta (1/\lambda)$	3.61	2.34
環境評価指数		
EI	68	46
階級存在比		
ERps	2.03	1.98
ERas	3.28	2.15
ERrs	3.19	4.12
ERus	1.49	1.75

注：多様度指数と階級存在比の算定には補正した個体数を用いた。

4. チョウ類群集の環境評価指数

表3には、チョウ類群集の環境評価指数も示した。階級存在比(ER)のパターンを検討することにより、ERas(二次段階)がERrs(三次段階)よりもやや高値を示した野川公園は二次段階のいわゆる里山の環境、ERrs/ERasがほぼ2であった小金井公園は都市段階の自然環境と判定された。

一方、EI指数は野川が68、小金井が45であり、前者は典型的な農村・人里環境、後者は住宅地と農村・人里の境界段階と判定された。

考 察

1. 両公園のチョウ類群集の比較

今回、調査を行った両公園の距離は直線にして5km以内であるが、そのチョウ類群集には差が認められた。すなわち、野川公園のみで目撃、あるいは野川公園での生息密度が小金井公園の2倍以上であった種は20種にのぼり、それらはアカシジミのようないわゆる雑木林の樹木に依存する種、ゴマラダチョウなどの樹液依存性のタテハ類、各種のジャノメチョウやセセリチョウといったササ食のチョウであった。一方、小金井公園でのみ目撃、あるいは小金井公園での生息密度が野川公園の2倍以上であった種は8種であり、それらの多くはキアゲハ、モンキチョウ、モンシロチョウ、ナミアゲハなどのいわゆるオープンランドのチョウであった。つまり、野川公園に多い種は里山環境に依存する種であり、小金井公園に多い種は都市化に耐える種であった。このことは、環境評価指数から得られる両公園の環境の判定結果ともよく一致している。したがって、チョウ類群集を用いた環境評価は、首都圏の都市公園においても有効と考えられる。

2. 調査地周辺の過去の分布記録との比較

首都圏の都市公園のチョウ類群集に関する定量的な調査は見当たらない。そこで今回は、行政区別の目撃種をまとめた定性的な記録(西多摩昆虫同好会, 1991)に記載された1980年代の三鷹市と小金井市のチョウの分布記録との比較を行った。

なお、野川公園は三鷹、調布、小金井の3市にまたがっているが、今回の調査ルートの大半が三鷹市に属し、90%以上の個体が三鷹市の領域で目撃されたことから、比較行政区は三鷹市とした。また、野川公園に関しては、幼虫を確認したミドリシジミも含めて考察した。

表4は、野川、および小金井公園での調査結果を、それぞれ三鷹市、および小金井市の1980年代のチョウの分布記録と比較したものである。表には、類似度を示す指数であるNSCと、分布記録にはあるが今回の調査で目撃できなかった種、逆に分布記録になくて今回の調査で新たに目撃した種を、草原性と森林性の種に分けてまとめた。分布記録に記載があって調査で目撃できなかった種は、野川公園で11種、小金井公園では9種であったが、分布記録に記載のない今回新たに目撃した種も、野川公園で9種、小金井公園で7種にのぼった。このような分布記録とのずれは、都市のチョウ類群集の解明において、トランセクト調査と散発的な目撃記録が補完的な関係にあることを示している。

草原性と森林性のチョウに分けて検討したとき、両公園とも過去の分布記録との共通種の中に、草原性のチョウの割合が高かった。草原性のチョウは都市化に対して抵抗性が強く、都市近郊において優勢であるため、目撃頻度も高いのであろう。

3. 大阪近郊の都市公園との比較

本論文の主要な目的は、首都圏の都市部のチョウ類群集を大阪近郊のそれと比較することにあつた。大阪近郊では種々の場所においてチョウのトランセクト調査が行われているが、ここでは同じ都市公園であり、かつ階級存在比のパターンが図4に示すように野川公園と類似している1988年の服部緑地(石井ら, 1991)、および小金井公園と類似している1988年の大泉緑地と大仙公園(石井ら, 1991)、ならびに1998年の服部緑地(青柳・吉尾, 2002)を比較対象とする。

ところで、チョウ類群集を用いて環境評価を行う場合、種数や種数にもとづくEI指数は有用な指

表4 野川公園と小金井公園の調査結果と過去の日撃記録¹⁾との比較

	野川公園 ²⁾	小金井公園 ³⁾
NSC	0.720	0.750
調査で目撃できなかった種	草原性(2種):キアゲハ,ウラナミシジミ 森林性(9種):オナガアゲハ,モンキアゲハ,ヒオドシチョウ,サカハチチョウ,オオウラギンスジヒョウモン,ゴイシシジミ,ムラサキシジミ,ミズイロオナガシジミ,ミヤマセセリ	草原性(1種):キマダラセセリ 森林性(8種):コムラサキ,ゴマダラチョウ,ヒカゲチョウ,ヒメウラナミジャンメ,ゴイシシジミ,ムラサキシジミ,オオミドリシジミ,ミヤマセセリ
調査で新たに目撃した種	草原性(1種):チャバネセセリ 森林性(8種):ジャコウアゲハ,コムラサキ,コムスジ,テングチョウ,ヒカゲチョウ,アカシジミ,ミドリシジミ ⁴⁾ ,ダイミョウセセリ	草原性(3種):キアゲハ,ツマキチョウ,チャバネセセリ 森林性(4種):ルリタテハ,コムスジ,テングチョウ,サトキマダラヒカゲ
調査と分布記録の共通種	草原性(12種):モンキチョウなど 森林性(15種):ナミアゲハなど	草原性(11種):モンキチョウなど 森林性(7種):ナミアゲハなど

注:草原性と森林性の区別は田中(1988)の表にしたがった。

1) 文献(西多摩昆虫同好会,1991)に記載された,1980年代における東京都下の行政区別チョウの分布記録。

2) 1980年代の三鷹市の分布記録と比較。

3) 1980年代の小金井市の分布記録と比較。なお小金井市の1980年代の分布記録にはホソオチョウの記載があったが人為的なものであることが明らかなので考察からは除外した。

4) 幼虫の存在を確認。

標である(栗瀬,1993;吉田,1997)。しかし種数は調査努力による変動が大きい情報である。つまり,種数や種数にもとづく指数によって異なる地域の環境を比較する場合,調査頻度が一定でなければ大きな偏りを生ずる危険性がある。今回の研究では,7ヶ月間に25回以上のトランセクト調査を行った。この調査回数は,比較対象にした大阪近郊の調査よりも明らかに多い。月ごとの調査回数数の多少による偏りを除く目的で算定した補正値は,月2回の調査に換算した値であるから,今回の結果と大阪近郊の調査の比較を行う場合には,補正値を用いるのが妥当と判断できる。補正の結果,年間目撃個体総数が1未満になる種が出現しているが,このような種は調査頻度が月2回程度であれば見落としたかもしれない。とくに,年間総数の補正値が0.5未満の種は,月2回の調査では見落とす可能性の方が高いと判断できる。以上より,今回調査した武蔵野の2公園と大阪近郊の

都市公園とのチョウ類群集の類似性を示す指数(NSCと α 指数)の算定においては,年間総数補正値が0.5未満であった野川公園のコチャバネセセリ,小金井公園のヒメアカタテハ,ツバメシジミ,ダイミョウセセリを除外した。

表5に,このような補正を行った上で算定した類似度指数をまとめた。野川-服部88年,小金井-服部98年,大泉,大仙の組み合わせは,定性的指数であるNSCに関しては0.68~0.82の高値となった。これに対して,定量的指数である α 指数は,階級存在比の類似性が高い野川-服部88年,小金井-服部98年,大泉の組み合わせが0.7未満となり,階級存在比での類似性がない野川-大泉,大仙の組み合わせが0.75以上の高値となった。これらのことは,階級存在比における類似性と α 指数が示すチョウ類群集の類似性との間に関連性が乏しいことを意味している。

α 指数のような定量的指数は,多様度指数と同

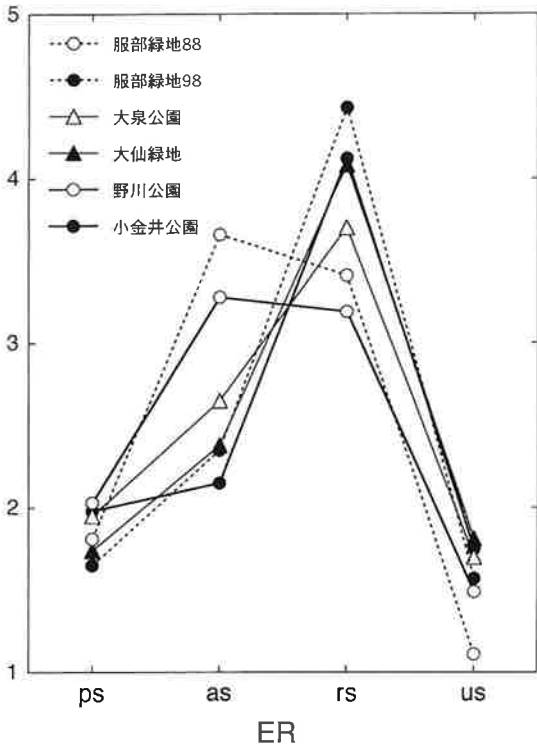


図4 武蔵野地域の都市公園と大阪近郊都市公園の階級存在比。

様に、チョウ類群集での占有率をもとに算定しており、優占種の動向の影響を受けやすいといえる。武蔵野地区の2公園ではヤマトシジミとイチモンジセセリの占有率が大阪近郊の都市公園に比較して著しく高いため、大阪近郊との比較において α

指数がいくぶん低値になった可能性がある。生物群集における占有率は、群集を構成するそれぞれの種間に相互作用がある場合には意義があるが、チョウ類群集のようにそれぞれの種の消長が一部の例外を除いて互いに独立している場合にはあまり意味がない。つまりヤマトシジミやイチモンジセセリの大量発生が、食草などの異なる他種の消長に影響を及ぼすとは考えがたい。ゆえに異なる地域のチョウ類群集の比較において、占有率をもとに算定する α 指数を用いるのは、不適切なことがあるのかもしれない。

そこで、本論文ではチョウ類群集の東西比較を定量的に行うため、個々の種の生息密度を比較した。表6は、各公園における主な種の生息密度を示したものである。武蔵野の野川公園と小金井公園において圧倒的な優占種であったヤマトシジミは、大阪近郊においても高い生息密度を示す優占種であり、関西と首都圏の都市公園に共通して多数を目撃できる種といえる。また野川公園においてヤマトシジミと同様の優占種であったイチモンジセセリは、大群をつくる移動性の種であること、大阪近郊の大泉緑地においてほぼ同程度の生息密度が認められていることから、東西を問わず突発的に多数を目撃できる可能性のある種といえよう。

次に東西それぞれに特異的な種について考察する。武蔵野の野川公園と小金井公園に共通した優占種であるスジグロシロチョウは、比較対象とし

表5 野川公園および小金井公園のチョウ類群集と大阪近郊の都市公園のチョウ類群集との類似性

比較調査地	野川公園 ¹⁾		小金井公園 ²⁾	
	NSC	α 指数	NSC	α 指数
服部緑地 (1988年) ³⁾	0.781	0.630	0.818	0.653
服部緑地 (1998年) ⁴⁾	0.759	0.300	0.818	0.688
大泉緑地 ³⁾	-0.864	0.755	0.682	0.598
大仙公園 ³⁾	0.857	0.786	0.762	0.840

1) コチャバナセセリを除外して算定。

2) ヒメアカタテハ、ツバメシジミ、ダイミョウセセリを除外して算定。

3) 石井らの報告 (1991) による。

4) 青柳と吉尾の報告 (2002) による。

表6 野川公園および小金井公園と大阪近郊都市公園の主な種の生息密度の比較

種名	野川公園	小金井公園	服部緑地 1988 ¹⁾	服部緑地 1998 ²⁾	大泉緑地 ¹⁾	大仙公園 ¹⁾
ナミアゲハ	0.13	0.38	0.77	0.61	0.94	1.05
アオスジアゲハ	0.05	0.08	1.36	1.10	2.20	3.36
モンキチョウ	0.09	0.19	0.91	0.11	2.31	0.16
モンシロチョウ	0.11	1.15	4.62	6.59	3.74	5.02
スジグロシロチョウ	1.06	1.07	-	-	-	-
キチョウ	0.79	0.17	2.27	1.10	3.50	3.28
ツマグロヒョウモン	-	-	0.11	0.45	0.14	-
コムスジ	0.18	0.08	0.46	0.27	-	-
コムラサキ	0.02	-	0.42	-	0.04	-
サトキマダラヒカゲ	0.11	0.04	0.52	0.23	-	-
ヒメウラナミジャノメ	0.69	-	5.91	0.64	-	-
ウラギンシジミ	0.05	0.02	0.73	0.38	0.28	0.32
ウラナミシジミ	-	0.03	0.35	0.08	0.07	0.77
ベニシジミ	0.52	0.30	1.08	0.76	2.52	0.40
ルリシジミ	0.03	0.10	0.32	0.15	0.18	0.85
ツバメシジミ	0.15	0.01	1.82	1.44	3.11	1.46
ヤマトシジミ	8.75	7.49	6.19	2.12	5.63	9.75
イチモンジセセリ	6.49	0.06	1.82	0.45	5.28	2.91

注：いずれかの調査地において生息密度が0.4以上であった種について示した。

1) 石井らの報告(1991)による。

2) 青柳と吉尾の報告(2002)による。

た大阪近郊の公園での調査ではまったく目撃されていない。スジグロシロチョウが大阪近郊では山麓に分布するのに対して、首都圏では都心の平地に多数分布することはしばしば話題になるが(日高, 1988), 今回の結果はこのことを裏付けるものといえる。ゆえにスジグロシロチョウは、首都圏の都市公園を代表する種といえよう。

スジグロシロチョウとは逆に、大阪近郊の公園での生息密度が武蔵野の2公園よりも圧倒的に高い種は、アオスジアゲハ、モンシロチョウ、ツマグロヒョウモン (*Argyreus hyperbius* (Linn.)), ツバメシジミであった。アオスジアゲハはその食樹であるクスノキ (*Cinnamomum camphora* (Linn.)) が大阪近郊の公園または公園周囲に多数存在していること、ツマグロヒョウモンは近年、西日本での増加が著しいことから、いずれも大阪近郊の都市公園を代表する種と考えてよいだろう。一方、モンシロチョウとツバメシジミについては、東西

差を説明する有力な理由が見当たらない。したがって、この2種に関しては、今後も都市部における生息密度の東西差を追跡する必要がある。

4. 自然豊かな都市公園の条件

最後に、今回の結果をもとに、自然豊かな都市公園の条件について考察する。チョウ類群集でみる限り、野川公園は里山的環境にあり、小金井公園よりも明らかに自然豊かであると判断ができる。野川公園に里山的環境が維持できているのは、この公園が野川流域の湿地帯を自然観察園の形で敷地内に取り込んでいるからである。すなわち、石井ら(1991)も指摘しているように、公園を設置する場合に従来の環境の一部を敷地内に残すことができれば、ある程度チョウ類群集をはじめとする在来の生物群集を保存継承できるといえる。

里山的環境は日の当たらない湿った陰気な場所を含むため、都市公園の治安維持という点からは好まれないかもしれない。野川公園では、自然観

察園の開放時間を厳密に設定し、かつ下草の刈り取りなどを頻繁に行うという管理方式によって、治安の維持と里山管理の問題に対処している。このような努力により、武蔵野の雑木林の雰囲気を残した散策路を地域住民に提供するという公園設立の趣旨も一般に受け入れられている。大都市周辺の里山環境を維持する場合、野川公園のような自然観察園方式はひとつのモデルになると考えられる。

本研究は、日本学術振興会科学研究費（基盤研究（C）、No.12680534）によるものである。

引用文献

- 青柳正人・吉尾政信（2002）大阪北部の都市環境におけるチョウ類群集の多様性. 環動昆 13: 203-217.
- 日高敏隆（1988）高層ビルの林にすみつくチョウ. 「都市の昆虫誌」長谷川仁編, pp. 3-10, 思索社.
- 今井長兵衛・夏原由博（1996）大阪市とその周辺のチョウ相の比較と島の生物地理学の適用. 環動昆 8: 23-34.
- 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（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」, pp. 91-101, 日本鱗翅学会.
- 石井 実（2001）広義の里山の昆虫とその生息場所に関する一連の研究. 環動昆 12: 187-193.
- 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.
- 木元新作・武田博清（1989）「群集生態学入門」 pp. 123-140, 共立出版.
- 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: 131-146.
- 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（2000）都市近郊の環境傾度に沿ったチョウ群集の変化. ランドスケープ研究 63: 515-518.
- 西多摩昆虫同好会（1991）東京都蝶類分布一覧表. 「東京都の蝶」, pp. 192-197, けやき出版.
- 巢瀬 司（1993）蝶類群集研究の一方. 「日本産蝶類の衰亡と保護」, pp. 83-90, 日本鱗翅学会.
- 巢瀬 司（1998）「チョウの調べ方」日本環境動物昆虫学会編, pp. 59-69, 文芸春秋.
- 田中 蕃（1988）蝶による環境評価の一方. 「蝶類学の最近の進歩」, pp. 527-566, 日本鱗翅学会.
- 山本道也（1991）竜ヶ崎周辺のチョウ相, 1982年. 流通経済大論集 26: 1-10.
- 矢田 脩（1996）トランセクト調査のすすめ. 昆虫と自然 31 (14): 2-4.
- 吉田宗弘（1997）チョウ類群集による大阪市近郊住宅地の環境評価. 環動昆 8: 198-207.
- 吉田宗弘（1998）北河内地域の都市近郊住宅地における1996年と1997年のチョウ類群集と環境評価. 関西大学工学会誌 工学と技術 11: 69-75.
- 吉田宗弘（2002）赤坂御用地のチョウ類群集. 環動昆 13: 143-147.

ハッチョウトンボの生息地の
水質について

吉田清香・皆巳幸也・上田哲行

石川県農業短期大学

Water Chemistry of Several Habitats of a Tiny Dragonfly, *Nannophya pygmaea* Rambur. Sayaka Yoshita, Yukiya Minami and Tetsuyuki Ueda (Ishikawa Agricultural College, Suematsu 1-308, Nonoichi, Ishikawa 921-8836, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.*, **15** : 13-17 (2004)

Marsh water was chemically analyzed in four habitats of *Nannophya pygmaea* Rambur in Ishikawa Prefecture, Japan. Somewhat acidic water (pH 5.7-6.4) was observed in one marsh, while the others often showed a higher value of pH (6.0-10.4). This result implies that suitable pH range for a habitat of the species is fairly wide including such a higher category, rather than recognized so far. Enrichment of mineral constituents such as Ca^{2+} compared to rainwater suggested that the marsh water was mainly supplied with ground water.

Key Words: *Nannophya pygmaea*, Marsh water, pH, Electric conductivity, Ionic constituents

はじめに

ハッチョウトンボ, *Nannophya pygmaea* Rambur, は東南アジアから日本にかけて広く分布し、国内でも本州、四国、九州の各地でみられる。しかし、いずれの場所でも分布は局地的である。自治体によっては市町村指定の天然記念物にしているところもあり、個体群を移転する試みさえ行われている(井上, 1998)。また、その生息場所が人

為的な影響を受けやすい湿地であるため、環境指標種にもなっている。

ハッチョウトンボの主な生息場所は「日当たりの良い滲出水のある湿地や湿原」(杉村ほか, 1999)である。いわゆる里山環境においては、そのような湿地は、貧栄養で酸性の湧水によって涵養されているところに成立することが多い(角野・遊磨, 1995)。ハッチョウトンボが多産することで有名な尾瀬ヶ原や京都市の深泥池では、全面をミズゴケが覆っているような湿地にハッチョウトンボが生息する。そのような場所は、ミズゴケが分泌するミズゴケ酸や、植物の遺体からしみ出す有機酸の影響で、かなり酸性が強い傾向にあることが知られている(宮脇, 1967; 鈴木, 1994)。このようなことから、ハッチョウトンボは、貧栄養で、酸性の湿地を好み、そのため分布が局地的になっているのではないかと考えられる。実際、奈良県忍辱山では、ハッチョウトンボが多く生息する湿地のpHは5.8以下の酸性(谷, 1970)、岐阜県恵那郡の複数の生息地のpHは5.5~6.5でいくぶん酸性(木村, 1952)といった報告がある。しかし、栃木県の水田跡の生息地ではpHが6.5~7.3で、ほぼ中性と報告されている(養父・中島, 1997)。ハッチョウトンボの生息地の水質を調べた研究は、筆者らが知る限りではこの3例だけであり、ハッチョウトンボの分布に水質が及ぼす影響についてはよくわかっていないのが現状である。この研究では、ハッチョウトンボが多産する石川県内の4カ所の湿地で行った水質調査の結果を報告する。

調査地と方法

調査は2000年から2001年にかけて行われた。調査場所の1つは石川県能美郡辰口町の灯台笹(とだしの)地区にある湿地(以下、灯台笹湿地)である。この湿地は、1990年に造成された「いしかわサイエンスパーク」の遊水地の一面に形成され