

《論 文》

龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 2001年

——環境選好性——

山 本 道 也

Community Structure of Butterflies Observed in and near Ryugasaki,
2001, Based upon Their Habitat Preference
MICHIIYA YAMAMOTO

キーワード

チョウ群集 (butterfly assemblages), 環境選好性 (habitat preference), 群分析 (cluster analysis), 都市化 (urbanization)

はじめに

1982年開始の調査ルートを固定してのチョウ帯状センサスは、景観変化の安定した2012年をもって終了とした（1993年は調査せず）。調査地は、大規模工業団地建設の計画域の中にあって、30年余をかけて、当初の関東平野外縁部特有の谷津景観から郊外型都市景観へと大きく変貌した。1985年の一部の雑木林の伐採、造成工事の開始を手始めに、造成域は断続的に拡大され、調査ルートを挟む形で2本の大型道路建設が進むのと並行して、1992年には調査ルートの南半部の居住区での住宅建設が始まり、居住人口の増加とともに、1994年には最寄りのJR駅を結んで路線バスも運行され始めた。さらに、都市化計画は調査ルートの北半部にも及び（1997年～）、幹線道路の新設を手始めに、2000～2007年にかけて総合病院、市の総合体育館、陸上競技場などの大型施設が相次いで建設、竣工され、隣接して北街区が出現、大型道路沿いでは複数の商業施設が営業を始めた。そして、2012年の大型ホームセンターの開設をもって、当調査地を含む周辺域を対象とした郊外型都市化計画（龍が岡ニュータウンと呼称）の概観は整った。居住区では、造成地の2/3ほどに建物が建てられ、空き地は家庭菜園として利用され

たり、そのまま放置され荒地化している所もあるが、総合病院、総合運動公園、郊外型商業施設も整い、調査地そのものが新興住宅域へと様変わりし、往時の景観を残すのは谷津沿いに形成されていた斜面林のみとなった。調査ルートとして使用していた農道も当初のままのものは全体の1/10ほどで、旧ルートをなぞる形で新設された道路で代替してセンサスを続行して来た。この間、チョウ相は、自然変動（種内・種間競争、気候変化によるもの）に加えて、景観変化による影響を被ることになった（山本, 1989, 1991a, 1991b, 1993, 1994, 1995, 1997, 1999, 2001, 2003, 2005, 2010, 2012, 2013, 2014, 2016a, 2017, 2018, 2019）。

本報告ではその住宅建設期初期の段階（山本, 2007, 2016b参照）に当たる2001年におけるチョウ相の変化を環境選好性の観点から報告、論議する。解析の手順は従来を踏襲している。以下にその主要点を列挙する。

1. 3～11月まで1旬につき2回の帯状センサスの結果を19の調査小区ごとにまとめ、得られた種ごとの調査小区別個体数を等距離補正し、それを基礎データとして解析する。
2. この調査小区別補正個体数分布の結果に、主成分分析と群分析を併用し、チョウ下群集とその生息環境の類型化を行う。
3. 上述の方法で細分化された下群集について、

て、生息環境ごとに種数、個体数、多様性、優占種の違いに言及する。

調査地および調査方法

龍ヶ崎市郊外の海拔20~25mの南北二つから成る段丘を縫う幅3.5m、全長約2.5Kmの農道を帯状センサスのためのルートとして利用した(調査初期には谷津景観を背景にして竹林、畑地、水田、照葉樹・落葉広葉樹からなる雑木林、杉・松の植林地などが含まれていた)。センサスルートは、おおよその景観の違いによって19の小区に分けられ(南からA区=A₁~A₄小区, B区=B₁~B₄小区, C区=C₁~C₄小区, D区=D₁~D₃小区, 表1。1986年報告までは15の調査小区であったが, 1987年からは, A区での造成工事による景観変化を考慮して, A₂, A₄小区をそれぞれ二分し, A_{2a}, A_{2b}, A_{4a}, A_{4b}小区とし, さらに, 新設道路の工事で二分されたC₃をC_{3a}, C_{3b}, 同様のD₂をD_{2a}, D_{2b}とした), 小区ごとに目撃されたチョウの種類と個体数が記録された(山本, 1983, 1989参照)。

調査ルートの南半部で多くを占めていた耕作地は一旦造成された後の荒地化が進行し, 特

に, A₄小区ではセイタカアワダチソウの広い群落が形成されていたが, 1989年以降, 再整地が行われ, 下水道を主とした土工事も始まり, 居住区建設が本格化した。1992年には生活用道路工事も本格化し, 1993~1994年にかけて住宅建設が一斉に進み, 当初計画予定の南街区が出現, 1994年秋には最寄りのJR駅を結んでバスの運行も始まった。街区から少し外れていた調査ルートの左右にも新築棟が目立つようになってきた。

谷津田(B₂小区)では1991年に埋め立て工事が始まり, 安定化のために数年寝かせた後, 1997年の河川の付け替え工事を手始めに, 自然公園化工事が動き出し, 1999年には2面のテニスコートと駐車ロットが設けられ, 残された斜面林に沿って散策路も整備されて, 公園緑地が完成した。最初の森林伐採, 造成工事から10年余を経過したB₃, B₄小区は再整地後放置され, ササ, タデ, クズ群落が目立ってきていたが, 1996年以降は, 5年後に完成予定の屋外プールの土工事が進み, 工事車の出入りが頻繁になった。さらに, 1997年末から始められたB₃小区での法面造成工事で, 調査は迂回を余儀なくされ, 1998年には, B₃小区は旧ルートに近接した

表1 2001年における調査ルート沿いの各調査小区の景観変化

調査小区	距離 (m)	景観
A1	260	人家(1軒は空き家となり, 周辺は荒地化), 斜面林(左斜面:竹林, 右斜面:竹林, 照葉・落葉樹の混交中木林)
2a	140	左:畑地(荒地化), 右:3棟新築(前年), 周辺は雑草群落(イネ科草本に混じってキツネノマゴなど)
2b	120	左:竹林, 右:中学校完成(グラウンドと調査道路の間は造成地)
3	160	左:畑地(ジャガイモ, キャベツ, ナスなど), 北側造成地にコイン洗車場 右:3棟(前年)+1棟新築
4a	220	左:2棟+農地, 荒地, 家庭菜園, 右:農地, 荒地+2棟
4b	150	左:1棟+農地, 荒地, 家庭菜園, 右:斜面林近接
B1	90	照葉樹を低・中層木とする杉林, 林床はアズマネザサが成長(2m余)
2	90	テニスコートと駐車場が整備(周辺はイネ科の雑草群落)
3	140	3/3~総合体育館建設開始
4	100	C ₁ 大型道路併設の歩道(アザリア植栽), 左:造成後荒地, 右:大型舗装道路
C1	130	左:芝吹付後の裸地, 右:大型舗装道路を隔てて40~50棟からなる北街区建設工事中
2	190	荒地化(ササ+クズ+タデ類などの雑草群落が繁茂)
3a	130	荒地化(ササ+クズ+タデ類などの雑草群落が繁茂)
3b	90	歩道付き道路工事進行中
4	100	総合病院沿いの大型舗装道路の歩道(桜, サツキ植栽), 左:大型舗装道路, 右:芝吹付土手を隔てて病院駐車場
D1	100	総合病院開業, 左:大型舗装道路, 右:杉, コナラ混交残存林
2a	20	D ₁ から続く一部杉林の残存+斜面造成+遊歩道新設)
2b	160	左:小学校用地+周辺空き地には家庭菜園を含む荒地, 右:新築1棟+農地
3	80	左:大学サッカー寮開設, 右:荒地化

斜面林沿いの調査小区で代替することになった。翌年には旧ルートに復帰したが、B₃小区には舗装道路が新設され、屋外プールに向かって傾斜の緩やかな法面（シバ、クローバー、カシ植栽）が広がり、B₄小区は大型舗装道路に沿って歩道と生垣（サツキとアベリア）が作られ、隣接して、屋外プールに続く市の総合体育館の建設も始まり、B₂～B₄小区での市街化工事は完了した。

一方、北半部でも1995年に南伸してきた大型道路工事がB₄～C₄小区沿いにまで及び、1996年には共用開始、その北側の造成後の広大な荒地では宅地化が進み、北街区としての家屋建設が始まった。また1990年以降、C₂、C₃、D₃小区でも本格的に伐採、造成が進行し、林地はA₁、B₁、C₄の一部とD₁、D₂小区を残すのみとなっていたが、前々年の1999年にはC₄、D₁小区でも伐採、造成が行われ、前年には総合病院建設が始まり、当年に開業、そのためC₃小区の北半分からC₄小区とD₁小区の一部にかけては新設の舗装道路沿いの歩道（道路沿いにサツキ植栽、反対側法面にはシバ貼り付け）がセンサスルートとなった。調査地全体の林地率も当初の49.4%から当年には14.2%に減少した。

上記調査地での帯状センサスを2001年3月上旬～11月下旬まで、1旬につき2回（3月5、6、14、16、21、27日、4月3、7、11、16、20、26日、5月4、6、12、17、21、28日、6月1、7、13、18、25、27日、7月2、5、11、18、21、28日、8月1、9、11、16、23、28日、9月1、6、15、17、23、26日、10月3、6、12、15、20、25日、11月1、8、11、16、21、28日）、計54回行い、記録された種類と個体数を小区ごとにまとめ、以後の解析に処した。センサス開始時刻は10:00を予定としたが、低温期（4、5、11月）では10:15～10:30とした（その他の方法の詳細については、山本、1983を参照）。

結果および考察

目撃されたチョウは、7科37種3,174個体であった。個体数は各種ごとに調査小区別（過去との比較のため15小区で処理）にまとめられた（図1、山本、1989、1991b、1993、1994、1995、1997、1999、2001、2003、2005、2010、2012、2013、2014、2016a、2017、2018、2019参考）。以下、過去18年間の調査と比較しながら、それぞれの種について調査地での環境選好性の概要を述べる（種名の後のカッコ内に目撃総個体数を1982年/1983年/1984年/1985年/1986年/1987年/1988年/1989年/1990年/1991年/1992年/? = 1993年(調査なし)/1994年/1995年/1996年/1997年/1998年/1999年/2000年/2001年のかたちで示す）。

1. ジャコウアゲハ (12/16/7/3/11/6/15/7/2/0/0/?/6/1/0/4/4/6/12/9) : 前9年間を通して、特に、耕作地とその周辺域であるA₂小区に目撃個体が集中していたが、1994年以降はD₁、D₂小区に目撃が集中するようになった。木陰などに隣接したオープンな立地を好む。1985年に目撃総個体数は大きく減少した。その後一時的に回復したものの再び減少傾向を示し、一時期目撃されない年もあったが、1997年以降、一桁ながら連続して目撃されるようになってきた。前年は久しぶりに二桁目撃となり、当年は一桁目撃に戻ったが、過去18年間の平均を上回って目撃された。

2. アオスジアゲハ (37/94/75/32/103/88/80/128/79/104/136/?/52/99/42/22/75/79/83/61) : 19年間を通し、林地のA₁小区、それに近接したA₂小区に目撃が集中する傾向は変わっていないが、移動力が大きいため、他の小区で目撃される個体も多かった。ほぼ3年間隔で増減しながらも増加傾向にあり、1992年には過去19年間の最高となった。その後は減少傾向にあり、1997年には過去19年間の最低となった。翌年以降はA₁小区を中心にそれまでの平均を上回って増加したが、当年はその小区で減少し、過去

18年間の平均を下回った。

3. キアゲハ (24/16/33/14/9/15/22/13/17/17/12/?/19/?/23/10/14/51/38/36/24) : 当初は $A_1 < A_2$ 小区の日当たりの良い立地での目撃が安定していたが、次第に他の小区、特に耕作地とその周辺域である A_4 、 D_2 小区などに広がる傾向がみられた。目撃総個体数は増減を繰り返し、1986年には一桁目撃となり、過去19年間の最低となった。その後も増減を繰り返し、1998年に急増、過去19年間の最高の目撃となった。当年は減少したものの、過去18年間の平均を上回った。 A_1 、 A_2 小区以外での減少が顕著であった。

4. アゲハ (41/56/43/55/136/108/80/53/91/140/119/?/77/101/76/70/109/132/214/188) : ほとんどの小区で万遍なく目撃された。その中でも林地の A_1 、林縁環境の A_4 、 D_{2a} 小区では安定して多かった。1986年の目撃総個体数の急増以降、減少傾向にあったが、1990年から増加に転じ、翌年にはそれまでの最高の目撃となった。その後は再び減少傾向にあったが、1998年、1999年と増加に転じ、前年は更に増加して過去19年間の最高となった。当年は減少したものの、過去18年間の平均を上回った。ルート復帰した B_3 小区、前々年に伐採、造成地化された C_4 、 D_1 小区では減少したが、 D_2 小区で大幅に増加した。

5. モンキアゲハ (0/0/1/0/1/0/0/0/2/0/2/?/0/0/0/0/1/0/0) : 1984、1986年に1個体ずつ、1990年、1992年は2個体ずつがA区で、前々年は B_4 小区で移動中の個体が目撃された。近隣の生息地(茨城県東部)からの移動個体の可能性が高い。当年の目撃はなかった。

6. クロアゲハ (10/29/18/9/15/9/25/35/16/20/21/?/22/24/12/13/24/27/29/23) : 木陰を好み、林地の A_1 小区で多く目撃された。目撃総個体数は1985年に過去19年間の最低となり、以後、増減を繰り返し、1989年には過去19年間の最高となった。その後の変動は小さく、当年は過去18年間の平均を上回って目撃された。 A_1 、 D_{2a} 小区での目撃が安定していた。

7. オナガアゲハ (0/0/1/0/0/0/1/0/0/0/2/?/0/0/1/0/3/0/2/0) : 目撃なしの年が多いが、1984、1988年に林地の D_1 小区で1個体ずつ、1992年は2個体、1998年には3個体で、過去19年間の最高の目撃となった。 A_1 、 A_2 、 D_1 小区と、いずれも林地およびその周辺での目撃であった。前年は D_{2a} 小区で目撃されたが、当年の目撃はなかった。

8. カラスアゲハ (9/25/39/16/17/12/20/9/12/23/6/?/7/13/6/3/17/8/9/6) : 当初は林地の $C_1 > A_1 > D_1 > B_1$ 小区などで目撃の安定していた森林性種。1987年の C_1 小区での伐採、造成により、同小区での目撃はなくなった。1984年までは増加傾向にあり、同年には過去19年間の最高の目撃となった。その後、緩やかな減少傾向を示し、一桁目撃の年も出始め、1997年には過去19年間の最低となった。翌年には二桁目撃へ増加したものの、前々年以降一桁目撃が続き、当年も過去18年間の平均を下回った。 A_1 、 A_2 小区で減少し、 D_1 小区は造成のため生息不能となった。

9. モンキチョウ (7/4/7/10/1/18/17/41/33/16/22/?/87/40/10/137/263/120/138/91) : 林地を除く全ての小区で目撃された。当初の一桁目撃から1987年を境に増加傾向を示し、その後も A_4 小区、B区を中心に増加傾向が続き、1994年は A_2 、 A_3 、 B_2 、 C_3 小区でそれまでの目撃レベルをはるかに上回って急増した。その後一端減少したが、1997年から再び急増し、調査開始以来初めて三桁を超え、優占種として安定し、翌年はさらに倍増して過去19年間の最高の目撃となった。その後は減少し、当年は再び二桁となったが、過去18年間の平均は上回った。1997年急増の C_1 、 C_2 小区では減少したが、シバ、クローバーが植栽された B_2 、 B_3 小区で多数が目撃されるようになった。

10. キチョウ (69/140/116/87/181/145/161/179/212/286/192/?/409/953/182/301/1,052/769/481/240) : 個体数が多く目撃小区もすべてに及んだ。特に、 A_2 、 A_4 、 C_3 、 D_2 小区の林縁や草丈の高い荒地で目撃個体が多かった。1986年に

目撃総個体数が急増, 以後, 高水準が続き, さらに1995年にはそれまでのレベルをはるかに上回る目撃数となった。翌年は一転急減したが, 再び増加し, 1998年には初めての4桁目撃で最優占種となり, 過去19年間の最高となった。放置化が進んだ荒地でヤハズソウ群落が形成されたA₂小区, ハギ類が成長したC₃, D₂小区などで大幅に増加した。以後, 優占種として三桁台を維持したものの急速に減少し, 当年は過去18年間の平均を下回った。

11. スジグロシロチョウ (39/38/43/5/16/35/47/82/57//24/31/?/95/8/5/3/13/26/17/13) : 目撃小区は多く, 特に林地のA₁, D₁小区, 林地に近接したA₂小区では複数個体が目撃された。最初の3年間の目撃総個体数はあまり変わりがなく, 1985年になって急減し, 一桁の目撃となった。以後は増加傾向を示し, 1994年はD_{2a}小区で多数が目撃され, 過去19年間の最高となった。翌年は一転して一桁目撃まで急減し, 1997年は更に減少して, 過去19年間の最低となった。その後二桁目撃に復帰したが, 当年も過去18年間の平均を下回った。1994年に急増したA₁, A₂, D_{2a}小区で大幅に減少した。

12. モンシロチョウ (212/371/421/455/306/331/342/298/440/303/382/?/477/665/323/533/364/507/506/539) : 耕作地とその周辺域からなるA₂~A₄小区, 特に, A₃小区で多く, 優占種の筆頭となることもしばしばであった。前4年間を通じて増加傾向が著しかったが, 1986年には急減, 以後は緩やかな増減を繰り返し, 1995年には大幅に増加し, 過去19年間の最高の目撃となった。その後も増減が続き, 当年は過去18年間の平均を大幅に上回った。A₂~A₄小区で大幅に増加し, さらにB₂, D_{2b}小区での目撃増も目立った。

13. ツマキチョウ (23/9/16/21/6/6/17/7/7/7/1/?/12/11/4/2/4/2/11/4) : A₂, B₃小区などで多く目撃されていたが, 後小区ではオープン化の影響を受けて目撃が途絶えた。その後, A₂小区や新たにD₂小区などで目撃されるようになった。目撃総個体数は1983年に大幅に減少

し, その後, 増減を繰り返しながら減少傾向にあり, 1992年には1個体目撃となってしまった。1994, 1995年には二桁目撃へと復帰したが, その後4年は再び一桁目撃となった。前年はA区での増加で二桁目撃となったが, 当年は再び一桁目撃へと減少し, 過去18年間の平均を下回った。林地に近接した耕作地周辺域などで目撃されることが多く, 年1化性種ということもあって以後の動向が注目された。

14. ミドリヒョウモン (0/0/2/0/1/2/1/1/0/0/1/?/6/5/2/0/4/2/1/0) : 1984年以降ほぼ連続して目撃されるようになり, 1994年には1桁ながらも林地のD₁, その林縁部からなるD_{2a}小区を中心に過去19年間の最高の目撃となった。その後は減少傾向にあり, 当年の目撃はなかった。

15. イチモンジチョウ (27/50/56/33/39/32/34/21/16/6/6/?/12/5/10/3/20/6/4/2) : 1985年以前は林地のB₃, C₁, C₂小区に個体数が集中しており, そこでの増減が目撃総個体数の年変動の原因と思われたが, 1986年以後にはB₃小区での目撃がなくなり, C₁~C₃小区でも伐採や工事車両の通行の影響を受けて目撃数が急減した。後年は残された林地のA₁, B₁小区やその隣接小区で目撃された。目撃総個体数は1982, 1983, 1984年と増加したが, その後減少傾向にあり, 1991年には一桁台となった。その後も大幅な増加はみられず, 1997年はそれまでの最低となった。翌年は二桁に増加したものの, 以後は一桁目撃となり, 当年は更に減少して過去19年間の最低となった。

16. コミスジ (76/105/101/44/57/81/83/63/56/20/68/?/37/98/34/7/36/16/10/2) : 1985年までは, 林地のB₁, B₃, C₁, D₃小区に目撃個体が集中する分布パターンで一致していたが, 1986年にはB₃小区が伐採で生息不能となり, 後背林地も大幅に縮小したため, 以後B₁小区への移動増となって現れた。1991年のC区での伐採による目撃減で, 目撃小区は林地のB₁>A₁>C₄>D₁小区などに限られた。前々年は, さらにC₄, D₁小区の林地が伐採, 造成地化され, B₁>A₁小区での目撃となった。増減を繰り返しながらも

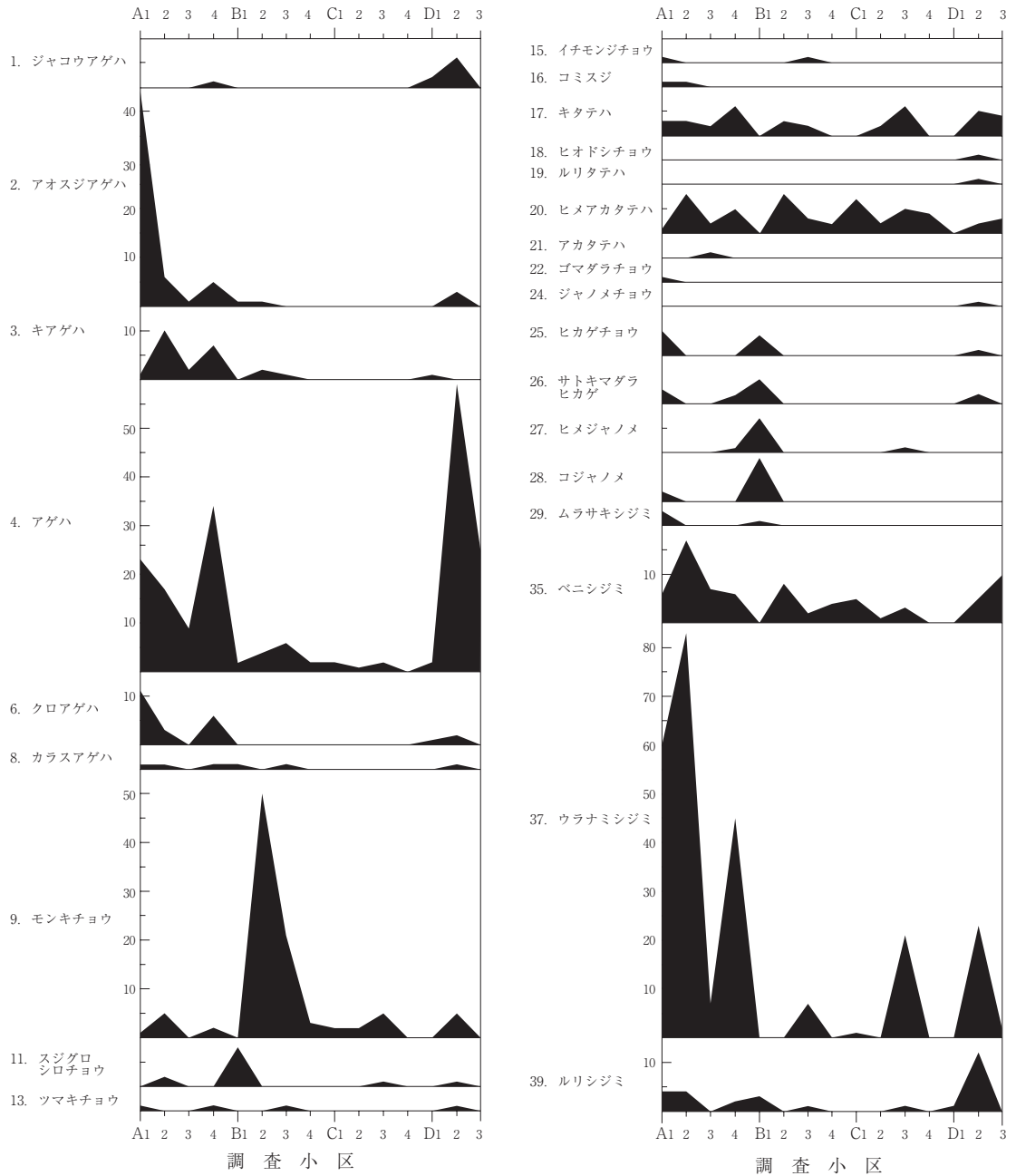
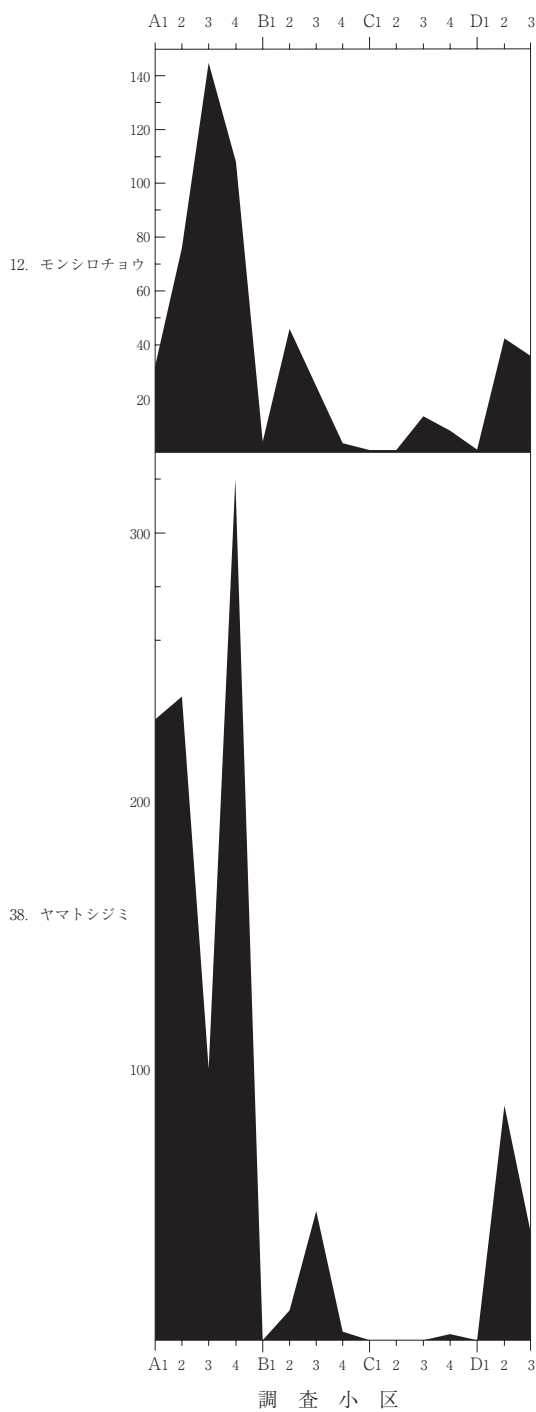
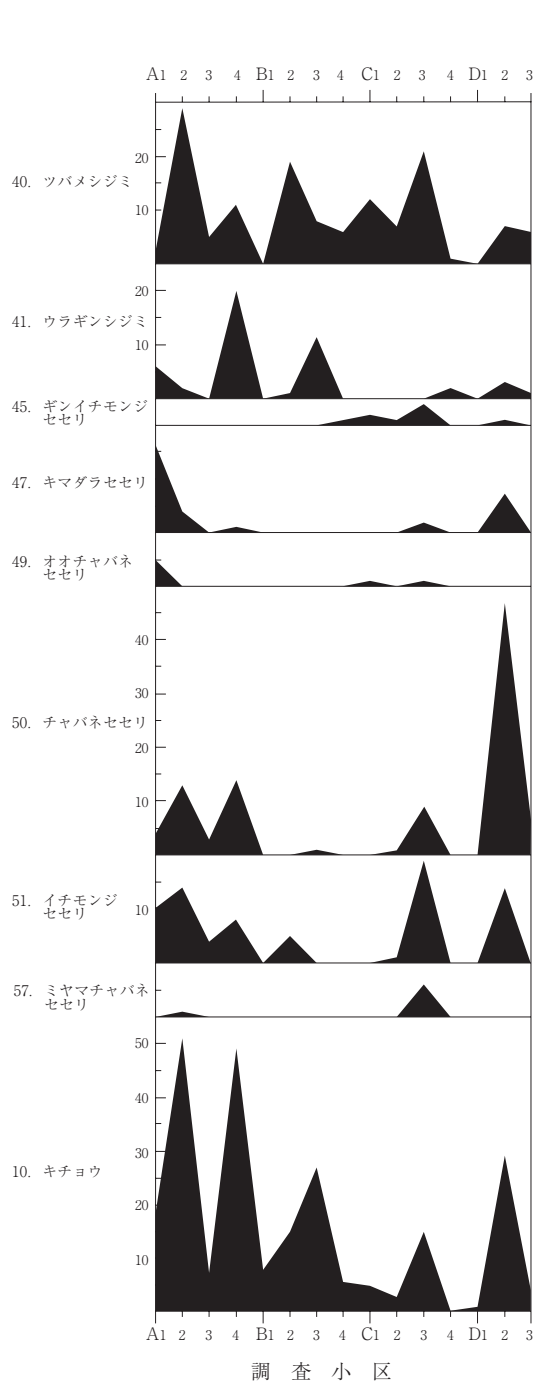


図1 目撃種37種の個体数の空間分布 (キチョウ, モンシロチョウ,



ヤマトシジミは目盛りを合わせるため後出).

減少傾向がうかがえ、1995年の急増を境に減少に拍車がかかり、1997年は調査開始以来初めての一桁目撃で、それまでの最低となった。その後二桁目撃に復帰したが、減少傾向は否めず、当年は再び一桁目撃となり、過去19年間の最低となった。

17. キタテハ (56/62/47/63/178/119/114/65/95/87/60/?/46/107/62/98/69/115/176/36) : 耕作地とその周辺域からなるA₂, A₄小区に集中して目撃され、さらに、1985年以降、A区、C₃, D₂, D₃小区では、土地買収の結果耕作地が荒地化し、秋期にはセイタカアワダチソウが優勢となり、本種成虫がしばしば吸蜜に訪れ目撃増加の原因となって、1986年に前4年間のレベルをはるかにしのぎ、過去19年間の最高を示した。それらの小区が、1992年は造成、裸地化され、その後の目撃数の減少を招き、1994年にはそれまでの最低の目撃となった。以後回復傾向がみられ、植生の回復とともに再びそれらの小区、特にC₃, D₂小区で増加し、前々年はそれまでの平均を大幅に上回って優占種に名を連ね、前年は更に増加して、過去最高に迫るまでになった。当年はその2小区で一転急減、過去19年間の最低となった。

18. ヒオドシチョウ (0/0/0/0/0/1/0/0/0/0/0/?/0/1/1/0/0/0/0/1) : 1987年に林地のB₁小区、かなりの間をおいて、1995年、1996年と続いて1個体ずつが荒地のC₁小区で目撃されたが、その後4年連続で目撃されず、当年になって林地のD_{2a}小区で1個体が目撃された。周囲からの侵入個体の可能性が高い。

19. ルリタテハ (4/4/0/3/3/6/0/4/2/2/3/?/5/0/0/2/3/3/3/1) : 目撃数が少なく、目撃小区も一定していないが、ほぼ毎年目撃されていて、生息の可能性が高い。林地に近接したオープンな立地での縄張り行動が普通。当年は1個体が人家周辺域のD_{2b}小区で目撃された。

20. ヒメアカタテハ (4/1/4/3/6/19/5/17/10/5/29/?/75/44/8/68/80/87/94/52) : 耕作地とその周辺域の荒地からなるA₄小区で多数が目撃されていた。1987年に急増、その後しばらく増

減を繰り返し、1992年から再び急増、1994年には、調査開始以来初めて優占種に仲間入りした。1996年は急減、一桁目撃となったが、翌年には回復、以後3年連続で最高目撃数を更新した。当年は減少したものの、過去18年間の平均を上回った。後年は目撃集中小区のA₄小区だけでなく、A₂, B₃, C₃小区でも大幅に増加した。

21. アカタテハ (0/1/3/4/3/6/6/6/4/3/4/?/6/8/5/2/8/3/8/1) : 前種とほぼ同じ環境選好性を示すが、やや林縁性が強い。数は少ないものの増加傾向にあり、一桁ながら、前年は過去19年間の最高の目撃となった。当年は1個体目撃へと減少し、過去18年間の平均を下回った。

22. ゴマダラチョウ (6/14/7/4/33/3/6/9/3/1/11/?/1/9/15/3/0/2/5/1) : エノキ成木のあるA₁小区での目撃が安定していた。1986年に急増して過去19年間の最高となったが、翌1987年には一転して急減、その後一桁台の目撃にとどまったまま、1991, 1994年は1個体目撃に終わった。1996年は増加して、二桁目撃となったが、以後一桁目撃止まりで、当年は1個体目撃で過去18年間の平均を下回った。

23. ヒメウラナミジャノメ (190/212/290/105/88/97/101/140/67/12/32/?/8/4/2/7/17/1/0/0) : 林地やその林縁で目撃された。調査開始3年間は優占種として増加傾向にあり、1984年には過去19年間の最高を記録した。以後急減、1987年からは再び増加傾向にあったが、1989年を境に減少傾向が明らかになり、1991年には優占種からもはずれ、1994年には調査開始以来初めて一桁台の目撃となり、1998年には二桁台に戻ったが、前々年は1個体目撃となり、前年と当年はついに目撃0となった。目撃度が高いA₁, B₁, B₃, C₁, C₂小区、D区で万遍なく増加傾向にあったが、特に目撃数の多かったB₃, C₁小区での伐採、オープン化が1985年の減少の主な原因と思われ、その後4年間の増加はD区での増加に負っていた。1990年以降はそのD₂, D₃小区が伐採され、再びの急減となった。1998年の増加はルート変更されたB₃小区での目撃によるものであり、当該種の生息域がまだ周辺

域に確保されていることを示唆していた。

24. ジャノメチョウ (7/0/2/1/0/4/5/1/0/0/0/?/0/1/2/2/1/0/0/1) : 草丈の高い荒地を好み、1986年以前では1小区のみに目撃が集中する傾向があった。1987年には複数の小区で目撃され、特に、造成後の荒地などで散発的に目撃されていたが、1990年以降は目撃が途絶えていた。1995年になって数年ぶりに1個体がD₃小区で目撃され、以後の連続目撃で、当種の移動能力の低さを考えると、少数ながら定着を続けている可能性が高いと思われた。前々年、前年の目撃はなかったが、当年は1個体が人家周辺域のD₂₀小区で目撃された。

25. ヒカゲチョウ (134/242/172/46/176/124/83/47/62/32/52/?/27/46/15/22/42/17/8/10) : 調査開始4年間は、林地のC₁>B₃>B₁小区に目撃のピークをもつ分布パターンで一致していたが、1983年の著しい増加後は減少し、1985年には二桁台への減少となったが、翌年以後は、B₃、C₁小区が造成で生息不能となり、B₁小区に目撃が集中、増加して三桁目撃に復帰した。以後そのB₁小区でも目撃数が減り、減少傾向は明らかで、優占種からも外れ、1988年以降には目撃も二桁台に落ち、1996年にはそれまでの最低となった。その後多少の回復はあったものの、前年には調査開始以来初めての一桁目撃となり、過去19年間の最低となった。当年も減少は明らかで二桁目撃ではあったが、過去18年間の平均には遠く及ばなかった。

26. サトキマダラヒカゲ (40/217/190/36/10/198/235/72/26/46/91/?/9/79/39/30/70/12/11/12) : 1985年までは目撃個体の分布パターンはいずれも林地のA₁、B₁、B₃、C₁小区にピークをもっていたが、1986年以後はB₃小区で、1988年以後はC₁小区で伐採、造成地化が進み目撃はゼロに近づき、残されたA₁、B₁小区での増減が全体の増減を左右するようになった。目撃総個体数は1986年にいったん大きく減少したが、以後増加、1988年には過去19年間の最高となった。以後、漸減し、二桁目撃に落ち、優占種からも外れることが多くなり、1994年には調査開

始以来初めての一桁目撃となった。翌年急増し、二桁目撃に戻ったが、減少傾向は明らかで、当年も過去18年間の平均を大幅に下回った。

27. ヒメジャノメ (50/64/79/18/25/18/14/15/23/7/43/?/12/30/15/11/19/30/18/9) : 調査開始3年間は、いずれも林地のA₁、B₁、B₃小区に目撃が集中する分布パターンであったが、B₃小区での1985年に行われた伐採と、引き続いて起こった翌年の同小区の非生息地化で目撃集中小区は二つに減った。1982~1984年にかけて目撃総個体数は増加傾向にあったが、以後は減少傾向にあり、1991年には調査開始後初めての一桁目撃で過去19年間の最低となった。その後は増減を繰り返しながらも減少傾向を示し、当年も過去18年間の平均を大幅に下回り、過去19年間で2度目の一桁目撃となった。

28. コジャノメ (6/18/16/9/7/3/14/11/9/6/11/?/5/15/6/8/11/11/12/11) : 目撃数は少なく、分布パターンは前種とよく似ているが、局地性が強く、林地のB₁>A₁小区に目撃に限られる傾向にあった。目撃総個体数は1983年にピークをもち、その後減少傾向を示し、1987年には過去19年間の最低となった。翌年の急増後は増減を繰り返し、当年は過去18年間の平均をわずかに上回って目撃された。目撃が集中するB₁小区での増加が原因であった。

29. ムラサキシジミ (10/45/5/14/3/29/39/29/10/6/14/?/19/24/3/9/21/17/11/4) : 林地性のチョウであるが、林地に近接したオープンな立地でも吸蜜や日光浴行動がよく見られ、従来からA₁、A₂、B₁小区での目撃が多かった。目撃総個体数は増減を繰り返し、1983年に過去19年間の最高、3年後には最低の一桁目撃となった。以後3年間は増加傾向にあったものの、1991年には再び一桁目撃となった。その後再び増加傾向の二桁目撃が続いたが、1996年には一桁目撃へと急減、1986年と同じ最低レベルとなった。1998年の二桁目撃への復帰以降、再び減少傾向を示し、当年は一桁目撃で過去18年間の平均を下回った。

30. ウラゴマダラシジミ (6/9/0/2/0/2/0/0/0/0/0/1/?/0/0/0/0/0/0/0/0) : 個体数が少ないため、目撃されない年もあった。林地のC₁小区での目撃が比較的安定していたが、伐採により、1986年以降同小区では目撃されなくなり、1987年を最後に連続5年間目撃されていなかった。その後1992年になって林地のB₁小区で1個体が目撃されたが、以後は当年を含めて8年連続で目撃されていない。

31. ウラナミアカシジミ (0/0/0/1/1/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/0/0/0/0/0) : 1985, 1986年に各1個体が林地のC₁小区で目撃されたが、同小区での伐採により以後の目撃が途絶えた。

32. ミズイロオナガシジミ (1/2/0/0/2/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/0/0/0/0/0) : 林地のC₁, D₁, D₂小区で目撃されたことがあるが、目撃個体が非常に少なく、当年も含めて以後14年間は目撃がなかった。

33. オオミドリシジミ (1/4/1/0/0/0/1/1/1/0/0/?/0/0/0/0/0/0/0/0) : 個体数は少ないものの、C区などの雑木林で目撃が期待できた。1985年以降、3年間続けて目撃されず、その後は3年間続けて目撃されたが、再び当年も含めて後11年は目撃されなかった。以後もC区での伐採を考えると目撃が途絶える可能性が高い。

34. トラフシジミ (2/2/1/2/2/4/5/9/2/1/1/?/2/0/1/0/0/1/0/0) : 林地に近接したオープンな立地のA₂, C₄小区などで目撃されることがあった。1989年は一桁目撃ながら過去19年間の最高となり、目撃小区も複数に広がったが、その後減少、調査後半は目撃されない年も出始めた。前年、当年と目撃なしが続いた。

35. ベニシジミ (6/10/38/32/48/26/16/28/61/26/36/?/22/22/26/29/30/55/52/73) : 当初、目撃はA区に集中していた。1986年以降減少傾向にあったが、1990年には急増し、それまでの最高となった。以後は半減状態が続いていたが、前々年以降、再び増加、当年は過去19年間の最高となり、優占種の仲間入りをした。A₂, A₄小区ばかりでなく造成直後の小区で広範囲に渡って目撃されるようになった。本種の生息域

が畑地周辺域であることを考えると、長年の荒地化による植被の過剰な回復は本種にとって不適であり、むしろ造成直後や定期的に刈り入れされた後の植生の疎らな環境を好むようであった。

36. ゴイシシジミ (5/0/0/36/115/44/9/1/4/5/5/?/0/0/0/2/5/2/0/0) : 1985年になって目撃総個体数が急増、翌年さらに増加し、過去19年間の最高となった。1985年の目撃個体は林地のB₃小区に集中し、1986年にはそれが林地のC₁小区に移った。B₃小区での伐採により、残された数少ない好適環境であるC₁小区への移入がそこでの一時的個体数の急増をもたらした例と思われた。以後は急減し、さらに、C₁小区の造成地化で調査初期の少ない水準に戻った。1994年から3年連続で目撃されなかったが、その後3年間一桁目撃が続いた。前年、当年の目撃はなかった。

37. ウラナミシジミ (13/7/9/13/9/42/1/35/29/4/10/?/28/37/11/52/26/181/307/243) : 例年は、A区、特に耕作地とその周辺域からなるA₂, A₄小区での目撃が安定し、他の小区では散発的であったが、1987年には目撃個体が急増、目撃小区もC₃, D₂小区などが加わった。翌年は急減、1個体目撃となったがすぐに回復、その後増減を繰り返し、前々年は調査開始以来初めての三桁目撃へと急増、優占種の仲間入りをし、更に前年は倍増、過去19年間の最高の目撃となった。A₂, A₄小区で急増した。当年は減少したものの、三桁台を維持、過去18年間の平均を大幅に上回った。

38. ヤマトシジミ (419/446/394/483/275/344/298/339/523/181/384/?/332/266/258/438/576/832/895/1,084) : 当調査地での安定した優占種で毎年上位3位以内を占める目撃があった。幼虫の食草であるカタバミとの結びつきが強い。A区に特に多く、そこでの増減が全体の増減の主因となっていた。調査開始時に多かったB区では伐採以降目撃数が大きく減少した。1994年以降、A₃, A₄小区で住宅の新設が進み、疎らながら家が建ち始め、周辺の造成地は家庭菜園

として利用され、雑草群落が形成されて、 A_2 , A_4 , D_{2b} 小区を除いては食草のカタバミが押し気味となっていた。1997年以降はこれら3小区で急増した。目撃総个体数は三桁を維持しながらも増減を繰り返し、1990年には急増してそれまでの最高となったが、翌年は一転急減し、過去19年間の最低となった。次の年にはほぼ倍増したが、その後は減少気味で推移していた。1997年に大幅に増加、以降年を追って過去最高数を更新し、当年は四桁目撃に突入、過去19年間の最高となった。

39. ルリシジミ (108/65/90/63/93/159/73/45/56/66/57/?/40/23/25/48/43/17/36/28) : 調査開始の4年間は林地やその近接地の A_1 , A_2 , B_3 , C 区などに目撃が集中していたが、1986年以後、伐採の行われた B_3 , C_1 小区で大幅に目撃個体が減る一方で、 A_1 , A_2 , B_1 , C_3 , D_2 小区では安定して目撃されていた。目撃総个体数は増減を繰り返し、1987年には過去19年間の最高となった。以降は減少傾向が顕著で優占種からも外れ、1995年には過去19年間の最低レベルに近づいた。その後、回復傾向をみせたものの、前々年には再び急減し、過去19年間の最低となった。前年、当年は増加したが過去18年間の平均を下回った。

40. ツバメシジミ (100/45/84/46/54/116/105/104/140/46/157/?/150/397/164/155/85/187/220/134) : ほとんどの年で優占種。従来は $C_3 > A_2$ 小区にある荒地に目撃のピークをもち、加えて1985年の伐採以降は、 B_2 小区で目撃個体が増加した。その後も増減を繰り返しながら、1991年の B_2 小区での埋め立て工事終了後、食草のヤハズソウの混じった雑草群落が年を追って勢いを増し、それとともに目撃個体が大幅に増加した影響を受けて、特に1992年以降は増加傾向が顕著となり、1995年にはピークを迎え、過去19年間の最高の目撃となった。翌年、その B_2 小区で再整地工事が始まり、目撃集中小区は $C_4 > B_3 > A_4$ 小区となり、目撃総个体数は半減し、1998年はさらに造成工事が始められた C_4 小区でも大幅に減少、二桁台の目撃となった。一方、代

わって C_3 小区と従来からの A_2 小区がその後の増減の中心となり、前々年には倍増、三桁台を回復し、当年は減少したものの過去18年間の平均とほぼ同数が目撃された。

41. ウラギンシジミ (48/46/53/33/32/73/56/21/59/17/19/?/16/39/26/28/12/17/34/46) : 1985年までは飛翔範囲が広いためほとんどの小区で万遍なく目撃されるパターンを保っていたが、1986年以降、伐採、造成地化の影響で B_3 , B_4 , C_1 小区では減少、もしくは目撃が途絶えることが多くなっていた。1987年には過去19年間の目撃総个体数の最高を記録したが、その後は増減を繰り返しながら他小区で減少傾向にあり、1998年は過去19年間の最低となった。前年、当年は斜面林に沿う A_4 小区で集中的に増加し、当年は過去18年間の平均を上回る目撃となった。

42. テングチョウ (0/0/0/0/1/1/1/3/1/1/2/?/1/1/0/0/0/0/0/0) : 1986年になって初めて1個体が A_2 小区で目撃されて以降、目撃小区は異なるものの、1995年まで連続9年間の目撃があり、この間は定着していたと考えてよいだろう。

43. ミヤマセセリ (10/4/2/1/7/12/2/5/4/0/0/?/1/0/0/0/0/0/0) : 目撃総个体数は1985年まで減少、その後増加に転じ、1987年には林地の C_1 小区での急増により、過去19年間の最高となった。しかし、翌年は C_1 小区での皆伐により、大幅に減少し、それまでの増減傾向が C_1 小区での増減に依存していた上、隣区の C_2 小区でも伐採、造成が進み、1995年以降の目撃ゼロは予想された結果であった。

44. ダイミョウセセリ (10/14/10/5/15/25/17/18/13/14/11/?/14/22/21/21/20/9/9/0) : 林地の A_1 , B_1 , C_4 , D_1 小区で複数個体が目撃されていた。1985年に目撃総个体数は半減し、過去19年間の最低となったが、翌年からは増加し、1987年には過去19年間の最高となった。その後は減少気味であったが、1995年から再び増加して、過去の平均を上回って目撃されていたが、前々年の C_4 , D_1 小区での伐採、造成が響いて急

減し、以降、一桁目撃となり、当年は目撃なしに終わった。

45. ギンイチモンジセセリ (1/0/1/0/1/1/7/3/5/1/0/?/0/0/3/8/1/1/4/9) : 1988年、B₂小区で一桁ながら急増し、その後は長らく減少傾向にあった。前半の増加はB₂小区での水田放棄後の荒地での植生変化がプラスに作用した例と思われる。そのB₂小区では1991年に全面埋め立て工事が始まり、1997年の水路付け替え工事を経て、1999年にはテニスコート1面と広い駐車ロットが整備され、同小区での長期に渡った改良工事は終了した。その間、A₂、A₄などのイネ科草本の目立つ荒地や、改修工事下でも植生の回復したB₂小区の荒地で複数個体が維持され、1997年に再び急増、一桁ながらそれまでの最高の目撃となった。一方、1999年以降B₂小区は生息地として不適となり、翌2年間は1個体目撃に終わって、同種の調査地での絶滅も間近と思われたが、前年は、伐採、造成地化後、ヨシ群落が形成されたC₃小区で複数個体が目撃され、当年は更にC₃小区を中心に他のC小区にも目撃が広がり、過去19年間の最高となった。

46. コチャバネセセリ (85/125/161/3/82/199/54/173/164/17/77/?/39/16/33/11/26/13/4/0) : 1985年に一桁目撃へと急減した後、振幅は激しいものの増加に転じ、1987年には過去19年間の最高を記録し、優占種にもなった。その後は増減を繰り返しながらも減少傾向が顕著となり、優占種からも外れ、1991年以降は二桁目撃で推移した。増加は林地のC₃小区で特に顕著であったが、1991年には、前年7月に行われた同小区の伐採の影響を受けて急減、二桁目撃が常態となり、翌年は林地のC₄小区で多数が目撃され、目撃総個体数が大幅に増加した。以後、このC₄小区で減少し、前年は、この小区での前々年の伐採、造成地化でさらに減少し、過去19年間で2度目の一桁目撃となり、当年はついに目撃0となった。

47. キマダラセセリ (5/3/1/3/1/3/3/5/13/13/16/?/1/11/5/17/30/27/39/30) : 調査開始後8年間は安定して目撃されていたものの、個体数

は一桁止まりであった。1990年になって、A₁、A₂小区の林縁を中心に倍増し、3年連続で二桁目撃となっていたが、1994年は一転して急減、1個体目撃となった。翌年には回復し、1997年以降二桁目撃に復帰、増加傾向を示し、前年には過去19年間の最高の目撃となった。A₁小区の林縁で集中的に目撃された。当年も過去18年間の平均を上回って目撃された。

48. ホソバセセリ (1/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/0/0/0/0) : 1982年に林地のC₂小区で1個体が目撃されたが、その後同小区での伐採の影響も受けてまったく目撃されなくなった。当調査地では姿を消したと結論づけてよい段階だろう。

49. オオチャバネセセリ (345/399/338/327/668/445/422/280/156/72/223/?/77/118/106/132/54/14/10/7) : 1985年以前では、A₁、B₁、B₃、C₁、C₂、C₃、D₁小区などの林縁で多く目撃され、1986年に急増、前4年のレベルを大幅に上回り、同じく優占種のヤマトシジミ、モンシロチョウを抜いて第一位、過去19年間の最高の目撃となった。以後、減少著しく、B₃、C₁小区での伐採、その後の造成の影響によるB₂~C₃小区での急減と、以後の植生の回復に伴うB₃小区での一時的増加や、雑木林で時々行われる下草刈りの影響なども目撃個体数の増減に影響していた可能性があった。1986年以降、残されていた森林環境小区の内、C₄、D₁小区での前々年の伐採、オープン化により、B₁小区の林縁が唯一本種が安定して目撃される小区となり、趨勢としての林縁環境の減少とともに以後も目撃個体数を減らしていくことが予想された。1991年には調査開始以来初めての二桁目撃に減少、以後は増加のみられた年もあったが、いずれも以前のレベルには届かず、1998年以降、二桁目の過去最低を更新し続けた。当年はそのB₁小区でも目撃がなく、調査開始以来初めての一桁目撃となった。B₁小区での減少は、当区での森林の成熟により、鬱閉度が高まり、当種が好む林縁の環境が消失したことが原因と考えている。

50. チャバネセセリ (0/0/0/0/0/2/0/1/8/8/

14/?/10/32/14/39/36/139/161/97) : 1987年になり初めてA₂, C₃小区で目撃されて以降, 一桁ながら1990年に急増, 1992年以降は更に増加し二桁台となり, 前々年以降は, D₂小区の荒地で大幅に増加して三桁台に突入, 初めて優占種となった。前年は更に増加して, 前年の最高記録を更新した。A₂小区を中心に, B₃, C₃小区など伐採, 造成後の植生が疎らなオープンな立地で安定して目撃されるようになってきた。当年は二桁台に減少したが, 過去18年間の平均を大幅に上回った。

51. イチモンジセセリ (155/202/58/189/164/124/267/72/156/68/92/?/44/55/93/129/104/36/45/75) : オオチャバネセセリと環境選好で重複するが, よりオープンな立地を好むようである。目撃総個体数は多いが年による増減が大きい。1984年に急減, 二桁台まで減少したが, 翌年には回復した。1985年までは, A₂, B₃, C₃小区の林縁に目撃が集中していたが, B₃, C₃小区でのその後の伐採, 造成で減少, その後の植生の回復を受けて増加と, 激しく増減し, 1988年には過去19年間の最高の目撃となった。1992年以降, A区で減少傾向にあったが, 1994年を底に増加に転じ, 1997, 1998年とA₄, C₄, D_{2a}小区で大幅に増加した。その後, 前々年のC₄小区での皆伐, 造成地化を受けて再び急減, 二桁目撃は維持したものの過去19年間の最低の目撃となり, 優占種からも外れた。以後再び増加傾向を示すものの, 当年も過去18年間の平均を下回った。

52. メスグロヒョウモン (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/1/?/1/4/1/2/5/1/1/0) : 1992年になって初めて林地のD₃小区で1個体が目撃されたのを機に, 連続して目撃されるようになり, 1995年は複数個体が目撃され, 1998年も一桁ながら目撃小区も複数に広がり, 過去19年間の最高の目撃となり, 定着の可能性が大きくなっていった。一方, 1998年から始まった同小区での再造成, アパート建設, 更に前年の大学サッカー寮建設を受けて後2年間は1個体目撃, 当年は目撃なしに終わり, 以後の生息が危ぶまれた。

53. クロコノマチョウ (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/1/0/0/0/0/0/0) : 1995年に初めて1雌が林地のB₁小区で目撃された。本種はそれまで茨城県には定着していなかったが, 1994年に茨城県南部で秋個体の目撃情報が相次ぎ, 越冬も確認, 以後の動向が注目されることになったが, 当調査地での目撃もその影響の一端と思われる。その後は当年も含めて目撃されなかった。

54. コツバメ (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/0/1/0/0/0/0/0) : 1996年, C_{3b}小区シンジュ林で新鮮1個体を目撃した。筑波山では生息が確認されており (Kitahara and Fujii, 1994), 飛翔力も大きいので, 1995年侵入, 翌年羽化の可能性が高い。以後の目撃はなかった。

55. ウスイロコノマチョウ (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/1/0/0/0/0) : クロコノマチョウと同時期に茨城県南部の各地で目撃情報があり, 1997年, 調査地のD₁小区の林床で目撃された。その後は目撃されなかった。

56. アサギマダラ (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/0/0/1/0/0) : 前々年にA₁小区で目撃。調査地以外での周辺域で他の年ではあるが目撃例があり, いずれも生息地である筑波山からの移動個体と思われた。当年の目撃はなかった。

57. ミヤマチャバネセセリ (0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/0/?/0/0/0/0/0/0/0/7) : C₃小区での道路新設の掘り下げ工事に伴い, 当年, 芝が張られた法面が整備され, イネ科草本なども混入し, 卵, 幼生などが紛れた可能性がある。いずれにしても, 生息環境が整い, 今後定着する可能性が高い。

以上のうち目撃37種からなる龍ヶ崎市周辺域のチョウ群集について, 群集構造を環境選好性に基づいて解析し, その構造下での種数, 個体数, 多様性, 優占種の環境による違いを報告, 論議する。以後, 各調査小区の距離を100mとして個体数補正したものを基礎データとして解析を進める (小数点以下は切り上げ, 整数値を扱う。補正総個体数は2,637)。

1. 群集構造

補正総個体数5以上の29種の19調査小区に対する個体数分布マトリックスから、群分析(= C_{δ}' ; C_{λ}' ; 小林, 1995参考)と主成分分析(= PCA)とを併用して、四つの生息環境(H-I, II, III, IV)と三つの下群集(A-I, I', I'', II, III)とを区別した(図2, 3)。

生息環境(図2): 前述29種の19調査小区に対する個体数分布から、調査小区間の類似度(C_{δ}' ——重なり度指数, 森下, 1979; Kobayashi, 1981, 1987)を算出し、それを群分析するとともに、個体数分布の主成分分析を行い、妥当なクラスターを抽出した。主成分分析の第1軸は、因子負荷量の大きな要素が、+はミヤマチャバネセセリ>ウラギンシジミ>ヒオドシチョウ>ジャコウアゲハ>アオスジアゲハ>ヒメアカタテハ ($r \geq 0.7$), クロアゲハ>サトキマダラヒカゲ>ツマキチョウ ($0.7 > r \geq 0.5$)であったことから、環境のオープン化の強さに関係していると考えられた。第2軸は、+がコジャノメ>ヒカゲチョウ>スジグロシロチョウ>ヒメジャノメ ($r \geq 0.7$), カラスアゲハ>サトキマダラヒカゲ>ルリシジミ ($0.7 > r \geq 0.5$), -がベニシジミ>ツバメシジミ ($0.7 > r \geq 0.5$)で、林縁や伐採跡地などに認められるチョウ生息地としての不安定さの度合いに関係していると考えられた。これらの2軸(累積寄与率=44.4%)への主成分得点の分布(図2下)と群分析の結果(図2上)は、19の調査小区が大きく四つに分けられることを示していた。

H-I: 耕作地(A_3)がその代表であり、人家周辺域(A_1, A_{2a}, D_{2b}), 荒地と耕作地との混在域(A_{4a}, A_{4b}), 新設建物周辺域(D_1, D_3), 新設道路端(B_3)など人為的影響が強いオープンな環境(=人家周辺域)。

H-II: 唯一残された斜面林の中の調査小区(B_1)と調査ルートの両側が新たに保全林として整備された調査小区(D_{2a}) (=林地)

H-III: 造成後の放棄地で雑草群落(セイタカアワダチソウ, タデ類, イネ科草本など)が形成されている調査小区(A_{2b}, C_{3b})。公園緑

地(B_2), 新設道路端およびその法面でイネ科草本とタンポポ, ヒメジヨウ, ニワセキショウなどの種々の帰化植物が混在する調査小区(C_4)からなる(=造成後荒地)。

H-IV: 舗装道路わきのシバ, クローバー, ブタナなどが優占する調査小区(B_4, C_1, C_2, C_{3a})からなる(=市街化荒地)

チョウ下群集(図3): 前述29種の各調査小区への個体数分布から得られたチョウ各種の環境選好性の類似度(C_{λ}' ——重なり度指数, 森下, 1979)を群分析し、主成分分析の結果と照らし合わせて妥当なクラスターを抽出した。主成分分析の第1軸は、因子負荷量がほとんどの調査小区で+でかつ大きなことから($r \geq 0.5$), 個体数の多さに関係していると考えられた。一方、第2軸は、因子負荷量が+で大きな値が $D_1 > C_4$ ($r \geq 0.7$), $C_{3b} > D_{2a}$ ($0.7 > r \geq 0.5$), -が $A_{4a} > B_4 > A_{4b}$ ($0.7 > r \geq 0.5$)で得られていることから、オープンで不安定な環境への選好性を示す軸とみなされた。以上の2軸(累積寄与率=55.9%)への主成分得点の散布図(図3下)と群分析の結果(図3上)を照合し、三つの下群集を区別した。

A-I (I', I''): H-I, IIIに対応する下群集(=モザイク群集と仮称)。

A-II: H-IIに対応する下群集(=森林群集と仮称)。

A-III: H-Iに対応する下群集(=オープンランド群集と仮称)。

これら四つの生息環境(人家周辺域, 林地, 造成後荒地, 市街化荒地)に三つのチョウ下群集(モザイク群集, 森林群集, オープンランド群集)を対応させ、さらに目撃4個体以下の8種(カッコ内)をそれぞれの分布中心に応じて追加し、全構成種37種についての環境選好性の全体像を示したのが表2である。モザイク群集には、モンシロチョウ>ツバメシジミ>モンキチョウを優占種(平均個体数=71.3を上回った種)とする9種848個体, 森林群集には、キチョウ>アゲハ>チャバネセセリ>ルリシジミを優占種とする18種845個体, オープンランド

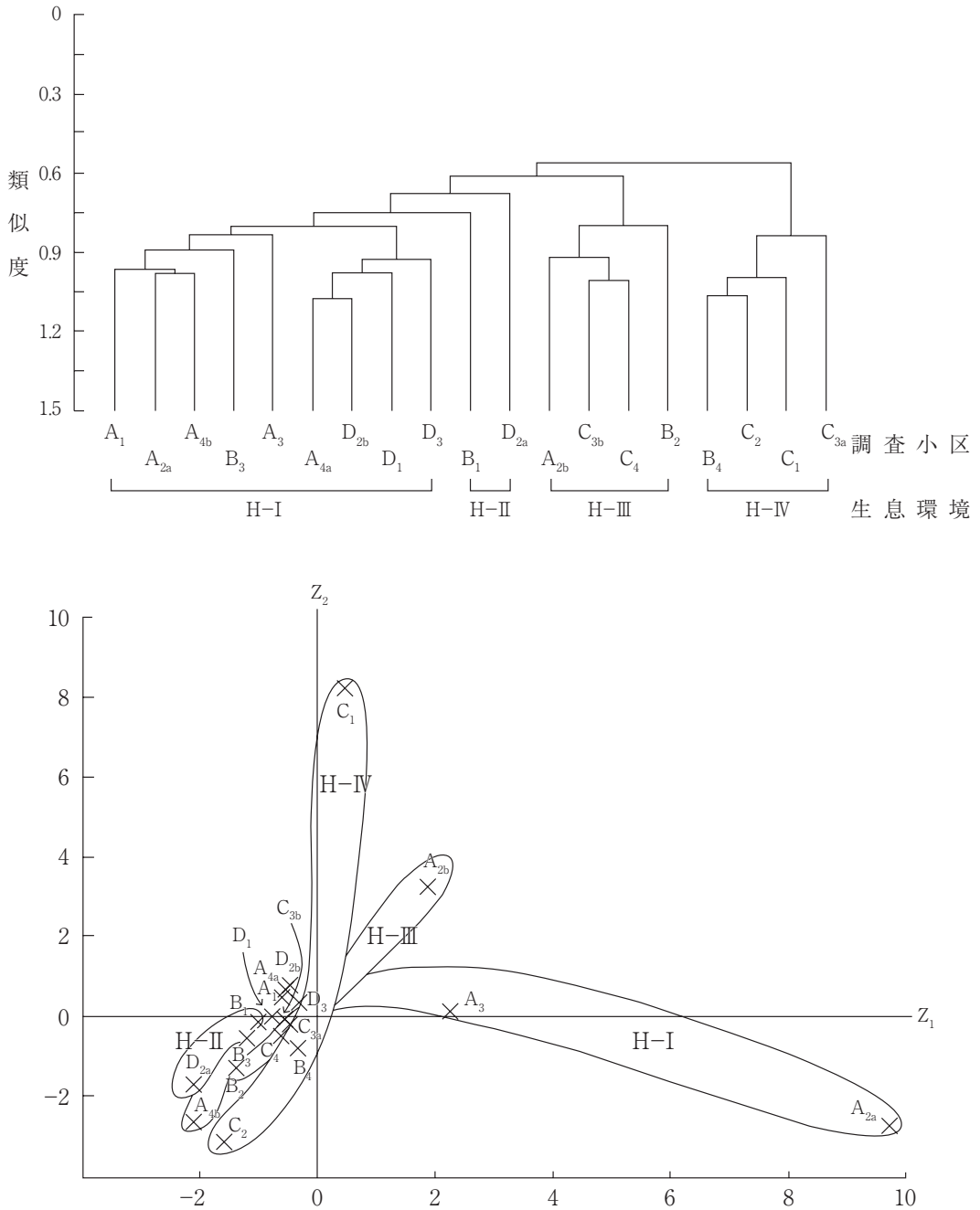


図2 チョウ相(補正総個体数5以上の29種)からみた調査環境の類似性. 上段: 群分析 (C_j). 下段と対応させて四つの生息環境 (H-I, II, III, IV) に分類. 下段: 上段と対応した各調査小区の主成分得点の分布.

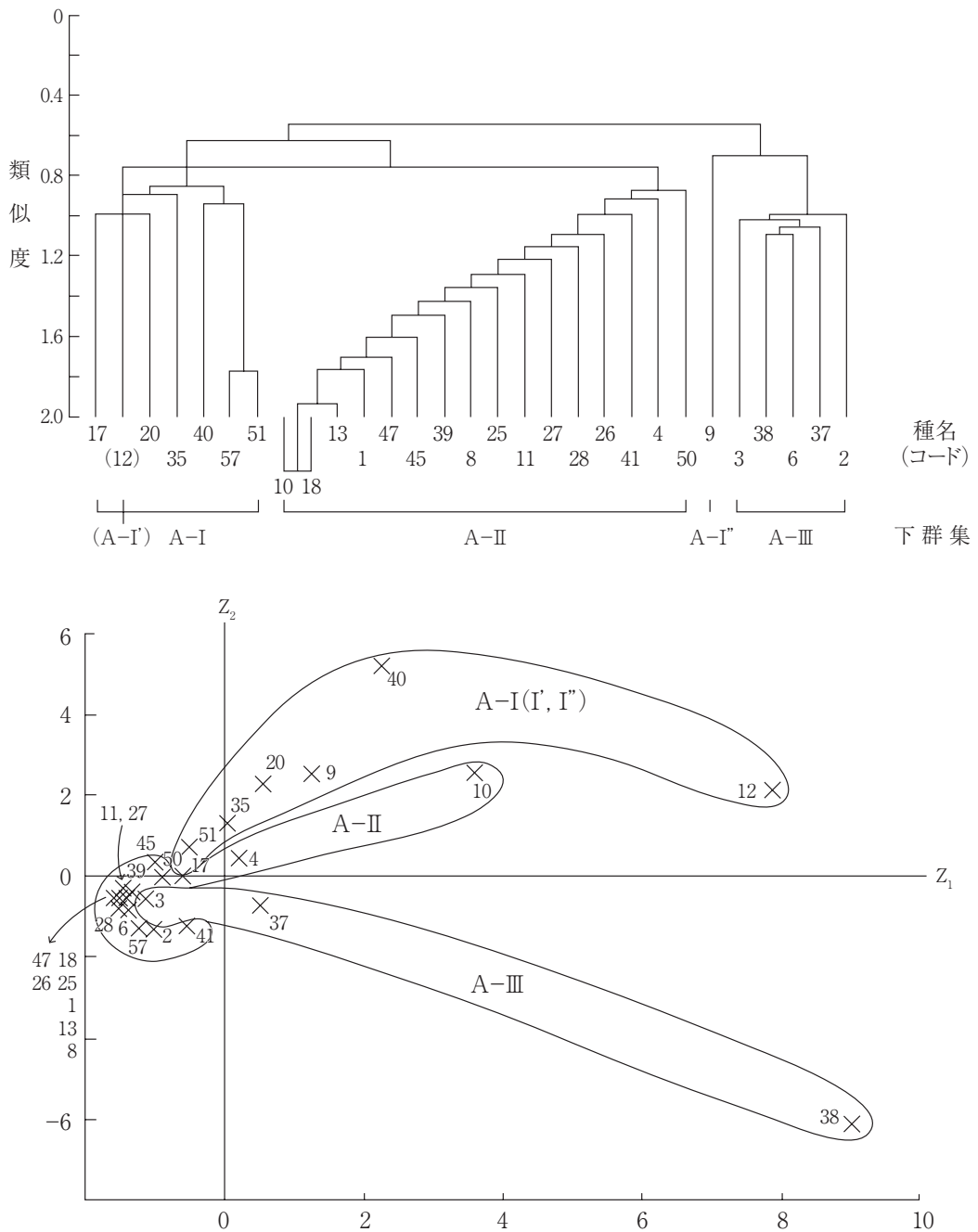


図3 補正総個体数5以上の29種についての環境選好性の類似性. 上段: 群分析 (C_{λ}). 下段と対応させて三つの下群集 (A-I, I', I'', II, III) に分類. 種名コードは図1と対応. 下段: 29種の主成分得点の分布.

表2 チョウ下群集と生息環境(太線枠)との対応(太数字=優占種)

下群集	コード	種名	生息環境										H-I				H-II				H-III				H-IV				合計	
			A ₁	A _{2a}	A _{2b}	A ₃	A _{3b}	A ₄	A _{4b}	D ₁	D ₂	D ₃	B ₁	B ₂	D _{2a}	A _{2b}	C _{2b}	C ₄	B ₂	B ₁	C ₂	C ₁	C _{2a}	C _{3a}	B ₁	C ₂	C ₁	C _{2a}		C _{3a}
A-I	17	キタテハ	2	2	3	2	2	1	4	5									4							2	2			5
	20	ヒメアカタテハ	1	5	4	3	2	2	2	4									9							2	2	6	4	51
	35	ベニジミ	3	12	2	2	5	2	3	13									9						3	1	4	2	69	
	40	ツバキシジミ	1	11	6	6	4	1	4	8									22						6	4	10	17	118	
	57	ミヤマチャバネセセリ	1																										6	
	51	イチモンジセセリ	4	10	1		3	4	9										6							1			14	60
	(49)	オオチャバネセセリ	2																									1	1	4
	A-II	12	モンシロチョウ	12	34	42	18	91	21	24	1	45							17							4	1	1	3	415
		10	キチョウ	8	18	27	20	5	5	10	1	5							5							9	70			224
		18	ヒオトシチョウ																											5
13		ツマキチョウ	1		1	1																							8	
1		ジャコウアゲハ			1				3	2																			16	
47		キマダラセセリ	7	3	1																								48	
45		キンイチモンジセセリ																								1	1	2	4	13
39		ルリジミ	2	2	2	1	1			1									4										75	
8		カラスアゲハ	1	1	1	1				1									2										7	
25		ヒカゲチョウ	2							1																5				8
11	スズメシロチョウ	1	2																						4				19	
27	ヒメジャノメ			1																									11	
28	コジャノメ	1																							10				11	
26	サトキマダラヒカゲ	2		2					2																6				12	
41	ウラキンジミ	3	2	13	8			1	2	2																	2		40	
4	アゲハ	9	10	21	5	6	2	25	2	32								5							3	100	3	2	231	
50	チャバネセセリ	2	10	4	1	2	5	27		7															2		1	7	91	
(29)	ムラサキシジミ																												4	
(16)	コムスジ	1	1																										2	
A-III	9	モンキチョウ	1	1																									92	
	3	アゲハ	1	6	2	1	2	3		1																			21	
	38	ヤマトシジミ	89	163	158	34	64	38	50		52																3		712	
	6	クロアゲハ	5	3	4				2	1																			15	
	37	ウラナミジミ	24	58	26	5	5	4	12		3																	1	157	
	2	アオスジアゲハ	17	3	4		1	2																				2	33	
	(15)	イチモンジチョウ	1																										2	
	(19)	ルリタテハ								1																				1
	(21)	アカタテハ																												1
	(22)	ゴマダラチョウ	1																											1
(24)	ジャノメチョウ																												1	
	合計	206	356	326	121	193	88	189	9	176	62	395	93	30	17	198	30	18	33	97	2637									

群集にはヤマトシジミ>ウラナミシジミ>を優占種とする10種944個体が属した。なお、H-IVには代表的下群集を欠き、むしろ、市街化におけるチョウ群集の形成には不適当な環境として当初初めて登場した可能性を考えているが、その妥当性については以後の解析を待ちたい。

2. 種数

目撃総種数は37種で過去18年間の平均 (= 41.9) を下回った (表3)。

森林群集種は、当年は18種で構成され、前年と比べて倍増したが、過去18年間の平均を下回った (25/1982年, 20/1983年, 26/1984年, 12/1985年, 26/1986年, 28/1987年, 23/1988年, 22/1989年, 11/1990年, 23/1991年, 21/1992年, 17/1994年, 7/1995年, 18/1996年, 25/1997年, 34/1998年, 15/1999年, 9/2000年)。D_{2a}小区での林地景観への保全工事を受けて、森林群集の回復が図られたことを意味するが、既に当該群集には当調査地では絶滅したと判断してもよい複数の種があり、当年にみられた種数の増加は、年によってはモザイク群集に属した種からの参入組が多数を占めることから、森林群集にみられる後年の衰退という趨勢に変わりはないと思われた。

一方、オープンランド群集は10種で、後4年間はほぼ10種前後と低めに推移した (18/1982年, 20/1983年, 16/1984年, 5/1985年, 18/1986年, 17/1987年, 20/1988年, 22/1989年, 31/1990年, 16/1991年, 22/1992年, 9/1994年, 11/1995年, 24/1996年, 16/1997年, 7/1998年, 10/1999年, 9/2000年) (表4)。

3. 個体数

総目撃個体数は過去18年間の平均を上回った (表3)。A区での道路工事、B₂小区での全面土工事、C₁~C_{3a}小区での造成地化の開始で、1991年は総目撃個体数が急落したが、以後、植生の回復とともにオープンランド群集や森林、モザイク群集の一部が侵入、定着し、D_{2a}>B₃小区を筆頭に総目撃個体数が急増、一方、1996年に

は、特にB₄、C₁~C_{3a}小区での市街化の進展の影響を受けて、総目撃個体数が再び急減した。その間、1982年以降続いていた森林群集種の増加が止まって、1989年以降は逆に減少傾向が顕著となり、1991年以後は1995年と1998年を除いてさらにその傾向に拍車がかかっていた (1,020/1982年, 1,328/1983年, 1,351/1984年, 609/1985年, 1,469/1986年, 1,621/1987年, 1,076/1988年, 883/1989年, 813/1990年, 742/1991年, 668/1992年, 333/1994年, 1,714/1995年, 530/1996年, 633/1997年, 876/1998年, 290/1999年, 137/2000年)。

当年は、D_{2a}小区が森林景観保全対象として改修工事が行われた影響で森林群集の増加がみられた。一方で、B₁小区のような森林景観が維持されてきた小区では孤立化と成熟化 (鬱閉度の上昇) の影響を受けて目撃総個体数の減少が顕著になってきた。関東平野外縁に広がる谷津地形での開発・市街化は、森林伐採→大規模造成→土壌の安定化に伴う数年の荒地化→再度の造成、整地→各種土工事→建物建設と緑化 (= 市街化) と長期に渡って進行し、チョウ群集は生息地のオープン化とそれに続く数年の回復期を何回か経ることになる。1995年、1998年もその一時的回復の例であったが、当年に至って、調査初期からの林地は斜面林のため開発を免れたB₁、A₁小区の2小区のみとなり、他小区の多くでは市街化工事が進行中であることを考えると、今後も続く本調査の中で森林群集の再びの回復という局面は出現しないように思われた。

オープンランド群集種は、過去18年間の平均をわずかに下回ったが (702/1982年, 832/1983年, 662/1984年, 270/1985年, 579/1986年, 686/1987年, 1,058/1988年, 890/1989年, 893/1990年, 810/1991年, 1,421/1992年, 1,685/1994年, 1,298/1995年, 924/1996年, 1,499/1997年, 876/1998年, 1,072/1999年, 1,510/2000年)、調査小区別では、B₁、D_{2a}小区を除く全ての小区で、オープンランド・モザイク群集>森林群集となったことを考えると (表

表3 1982~2001年の目撃総種数, 総目撃個体数, 群集全体の多様性 (H'), 均等性 (J')

	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
目撃総種数	43	40	42	41	44	45	43	44	43	39	43
総目撃個体数	1,722	2,160	2,012	1,531	2,048	2,307	2,134	1,906	2,325	1,552	2,089
多様性 (H')	4.31	4.31	4.29	4.06	4.23	4.49	4.40	4.48	3.65	4.20	4.27
均等性 (J')	0.796	0.810	0.796	0.757	0.704	0.818	0.811	0.821	0.676	0.795	0.806

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2000年までの平均
目撃総種数	—	41	41	42	41	41	43	39	37	41.9
総目撃個体数	—	2,018	3,012	1,454	2,162	3,090	2,978	3,069	2,637	2,198
多様性 (H')	—	4.10	3.74	4.20	4.00	3.75	3.76	3.97	3.71	4.12
均等性 (J')	—	0.765	0.699	0.780	0.747	0.700	0.693	0.750	0.710	0.762

表4 三つの下群集の各環境に占める割合 (種数)

	H-I		H-II		H-III		H-IV		全体	
	種数	割合 (%)	種数	割合 (%)	種数	割合 (%)	種数	割合 (%)	種数	割合 (%)
A-I	9	25.7	4	17.4	7	41.2	9	52.9	9	24.3
A-II	16	45.7	17	73.9	6	35.3	6	35.3	18	48.7
A-III	10	28.6	2	8.7	4	23.5	2	11.8	10	27.0
全体	35	100.0	23	100.0	17	100.0	17	100.0	37	100.0

表5 三つの下群集の各環境に占める割合 (個体数)

	H-I		H-II		H-III		H-IV		全体	
	個体数	割合 (%)	個体数	割合 (%)	個体数	割合 (%)	個体数	割合 (%)	個体数	割合 (%)
A-I	466	28.0	37	8.1	235	69.5	110	61.8	848	32.2
A-II	349	21.0	383	83.8	66	19.5	47	26.4	845	32.0
A-III	849	51.0	37	8.1	37	11.0	21	11.8	944	35.8
全体	1,664	100.0	457	100.0	338	100.0	178	100.0	2,637	100.0

表6 三つの下群集の各環境における多様性 (H')と均等性 (J')

	H-I		H-II		H-III		H-IV		全体	
	H'	J'	H'	J'	H'	J'	H'	J'	H'	J'
A-I	1.955	0.617	1.617	0.808	2.225	0.793	2.802	0.884	2.326	0.734
A-II	2.640	0.660	3.130	0.766	1.598	0.618	2.073	0.802	2.989	0.717
A-III	1.158	0.348	0.303	0.303	1.322	0.661	0.592	0.592	1.184	0.356
全体	3.174	0.619	3.580	0.791	3.178	0.778	3.649	0.893	3.713	0.713

5, 図4B), 1991年以降これまで続いてきたオープンランド・モザイク群集の台頭という図式に変わりはないものと思われた。一方で, B₄, C₁, C₂, C_{3a}小区では調査ルートを含めて, 市街化に向けての本格工事 (道路整備, 大型建築物や新築家屋の増加や周辺の緑化) が始まり, オープンランド群集種の生息環境にとって不利な状況が進んで来た可能性を伺わせた。

4. 多様性

群集全体の多様性 (=H', Kobayashi, 1981参考) は1987~89年をピークに1990年と1995年に大きく落ち込み, 1997年以降は当年も含めて過

去の平均を大きく下回り, 全体として低下傾向となった (表3)。

森林群集だけでなく (3.59/1982年, 3.55/1983年, 3.79/1984年, 2.62/1985年, 3.61/1986年, 3.99/1987年, 3.56/1988年, 3.53/1989年, 2.86/1990年, 3.71/1991年, 3.34/1992年, 3.42/1994年, 2.92/1995年, 2.96/1996年, 3.25/1997年, 3.17/1998年, 3.15/1999年, 2.93/2000年), オープンランド群集でも大幅に低下した (2.99/1982年, 2.78/1983年, 2.54/1984年, 0.78/1985年, 2.76/1986年, 2.73/1987年, 3.24/1988年, 2.01/1989年, 2.20/1990年, 2.73/1991年, 3.54/1992年, 3.46/1994年,

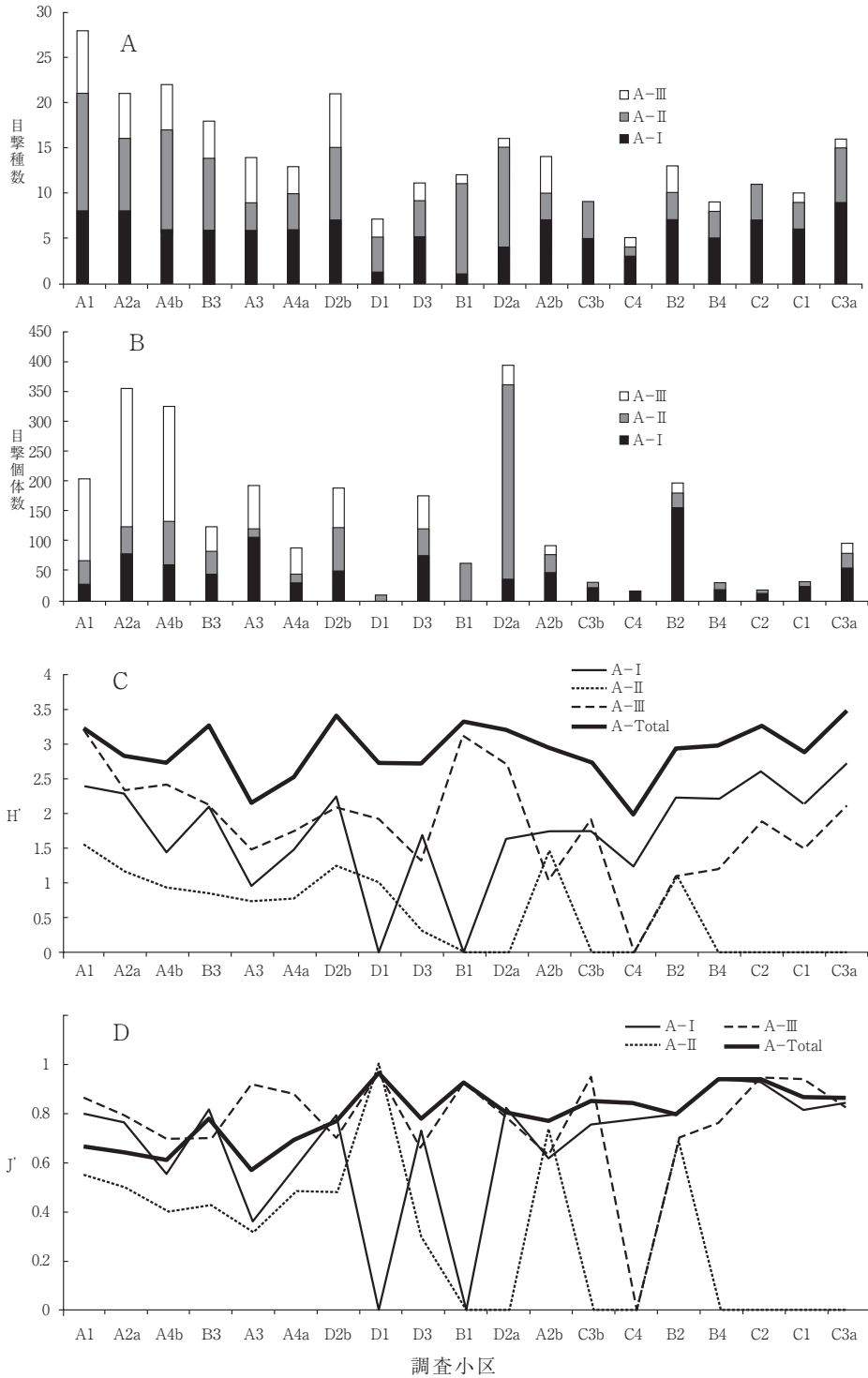


図4 種数 (A), 個体数 (B), 多様性 (C), 均等性 (D) の下群集別にみた調査小区における違い.

1.68/1995年, 1.55/1996年, 2.86/1997年, 2.18/1998年, 1.78/1999年, 2.34/2000年)。オープンランド群集, 森林群集ともに優占種による寡占化が進み, 均等性が大幅に減少したことが多様性低下の原因と考えられた(表6)。一方, 調査小区別変化では, 群集全体の多様性は種数 ($r = 0.424$), 均等性 ($r = 0.324$) とともに相関は認められず, オープンランド群集では種数 ($r = 0.880$, $p < 0.001$) と均等性 ($r = 0.887$, $p < 0.001$) 両方の影響を受けて変動, 森林群集も種数 ($r = 0.889$, $p < 0.001$) と均等性 ($r = 0.614$, $p < 0.01$) の両方の影響を受けて変動していた(図4C, D)。

5. 優占種

優占種(平均個体数=71.3を越えた種)は, ヤマトシジミ>モンシロチョウ>キチョウ>アゲハ>ウラナミシジミ>ツバメシジミ>モンキチョウ>チャバネセセリ>ルリシジミの9種で, これらで総目撃個体数の81.0%(=2,135/2,637)を占めた。この優占率は過去18年間の平均を上回るレベルであった(1982年=78.9%, 1983年=75.2%, 1984年=76.9%, 1985年=70.0%, 1986年=86.2%, 1987年=85.2%, 1988年=81.5%, 1989年=79.5%, 1990年=82.2%, 1991年=74.9%, 1992年=83.0%, 1994年=76.0%, 1995年=77.1%, 1996年=79.6%, 1997年=81.0%, 1998年=71.7%, 1999年=84.2%, 2000年=82.7%)。このうち森林群集種は前々年1種, 前年は該当種がなく, 当年は4種であったが, 当該4種ともに年によってモザイク群集に属することも多く, 安定的に森林群集に分類されてきた種は, 後年当該調査地では姿を消したり, 希少種になってしまっている状態に変わりはない。また, 優占種として前々年から新たにウラナミシジミとチャバネセセリが加わり, 今後の動向が温暖化による分布の北上という観点から注目された。

6. 市街化工事の影響

1996年は総目撃個体数が過去19年間の調査の中で最低の年となり, 進度を増した市街化工事

の影響を大きく受けての結果と思われた。特に造成工事開始直後は大型重機による造成工事を手始めに, 対象地区の植生は大きく損なわれる。そのような調査ルートで目撃されるチョウは多くが移動中のものか周辺域からの侵入個体とならざるを得ない。一方, 造成工事終了後, 土地は安定化のためしばらくは寝かされ, 主として根性植物や周辺地域からの侵入植物により部分的には植生が回復し, 荒地化が進行する(=造成後荒地)。その後, 最終的に市街化工事が始まると舗装道路が新設され, 多くの建築物が出現, 植生も道路法面にシバが貼られ, 各種生垣(当調査地ではサツキやツツジなど)や並木(当調査地ではハナミズキ, サクラなど)とともに空き地(=市街化荒地)には多くの帰化植物(当調査地では各種イネ科草本, オオキンケイソウ, コゴメツメクサなど)が定着する。1985年以降, 造成後荒地を対象にオープンランド・モザイク両下群集種の定着と回復がその後の総目撃個体数の増大となって表れてきた。一方, 前年に行われた最終的な市街化域の拡大は, 当該地の市街化荒地や植栽植物に依存するチョウ相への新たな最終的变化を促すものとなろう。

摘 要

龍ヶ崎市郊外で, 1982年から1993年の中断を経て30年間連続で行われた2.5Km-チョウ成虫帯状センサス調査の中の2001年における生息環境に基づくチョウ相変化についての報告である。同年, 3~11月にかけて1旬につき2回の調査で7科37種3,174個体が目撃され, 距離補正の上(補正総個体数=2,637), 群集構造, 種数, 個体数, 多様性, 優占種についての生息環境による違いが報告された。以下はその結果である。

1. 目撃総個体数5以上のチョウ29種の19の調査小区への補正個体数分布マトリックスより, 群分析と主成分分析を併用して, 四つの生息環境(人家周辺域, 林地, 造成後荒地, 市街

化荒地)と三つの下群集(モザイク群集, 森林群集, オープンランド群集)を区別した。

2. 人家周辺域ではヤマトシジミ>ウラナミシジミを優占種とする10種944個体がオープンランド群集を構成していた。

3. わずかに残された林地にはキチョウ>アゲハ>チャバネセセリ>ルリシジミを優占種とする18種845個体の森林群集が成立していた。

4. 人家周辺域と造成後荒地には, モンシロチョウ>ツバメシジミ>モンキチョウを優占種とする9種848個体のモザイク群集が成立していた。

5. 市街化荒地では代表的群集が成立していない可能性がある。

6. 総目撃個体数は過去18年間の平均を上回ったが, 目撃総種数, 多様性, 均等性は過去18年間の平均を大きく下回り, 当年の森林群集は前年よりは回復したものの, 新たな調査地内の市街化開発の拡大は, 今後の優占種による寡占化と森林群集の衰退を加速するものと思われた。

引用文献

- 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 generalist vs. specialist strategies. *Res. Popul. Ecol.* 36(2): 187-199.
- Kobayashi, S. (1981) Diversity indices: Relations to sample size and spatial distribution. *Jap. J. Ecol.* 31: 231-236.
- (1987) Heterogeneity ratio: A measure of beta-diversity and its use in community classification. *Ecol. Res.*, 2: 101-111.
- 小林四郎 (1995) 「生物群集の多変量解析」194pp., 蒼樹書房, 東京.
- 森下正明 (1979) 「森下正明生態学論集」第二巻. ii+585pp., 思索社, 東京.
- 山本道也 (1983) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相」流通経済大学論集. 18(1): 28-51.
- (1989) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相——環境選好性」同上. 24(1): 32-45.
- (1991a) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1982年——環境選好性」同上. 26(1): 1-10.

- (1991b) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1983年——環境選好性」同上. 26(2): 41-53.
- (1993) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1984年——環境選好性」同上. 27(3): 34-47.
- (1994) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1985年——環境選好性」同上. 29(2): 94-115.
- (1995) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1986年——環境選好性」同上. 29(4): 1-20.
- (1997) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1987年——環境選好性」同上. 32(2): 38-53.
- (1999) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1988年——環境選好性」同上. 34(2): 23-38.
- (2001) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1989年——環境選好性」同上. 36(2): 1-19.
- (2003) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1990年——環境選好性」同上. 38(1): 1-16.
- (2005) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1991年——環境選好性」同上. 40(1): 1-16.
- (2007) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 20年間の変化」同上. 41(4): 33-67.
- (2010) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1992年——環境選好性」同上. 44(4): 1-17.
- (2012) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1994年——環境選好性」同上. 46(4): 13-30.
- (2013) 「竜ヶ崎市周辺のチョウ相, 1995年——環境選好性」同上. 48(2): 1-19.
- (2014) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 1996年——環境選好性」同上. 49(1): 11-30.
- (2016a) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 1997年——環境選好性」同上. 51(1): 1-20.
- (2016b) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相——30年間の変化」流通経済大学創立50周年記念論文集(創立50周年記念論文集編集委員会編), 717-782. 流通経済大学出版社.
- (2017) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 1998年——環境選好性」同上. 52(1): 1-21.
- (2018) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 1999年——環境選好性」同上. 53(1): 1-21.
- (2019) 「龍ヶ崎市周辺のチョウ相, 2000年——環境選好性」同上. 53(3): 27-48.

Synopsis

Yamamoto, Michiya, 2019. Community structure of butterflies observed in and near Ryugasaki, 2001, based upon their habitat preference. *Ryutsu-keizai Daigaku Ronshu (The Journal of Ryutsu-keizai University)*, Vol. 54, No.1: 95-117.

A butterfly community in Ryugasaki, Ibaraki Pref., was composed of three subcommunities in four different habitats (cultivated areas and human habitats,

woodlands, wastelands developed after clearing, and wastelands in urban areas). A mosaic subcommunity, including *Pieris rapae crucivora*, *Everes argiades*, *Colias erate* and other six species, was formed in and near cultivated areas and human habitats and in wastelands developed after clearing. A woodland subcommunity, including *Eurema hecabe mandarina*, *Papilio xuthus*, *Pelopidas mathias*, *Celasrina argiolus* and other 14 species, was formed in woodlands. An openland subcommunity, including *Pseudozezeeria maha*, *Lampides boeticus*, and other eight species, was formed in and near cultivated areas and human habitats.

The total individual number observed in 2001's survey was more than the average of the preceding 18 years, but the total species number, the community diversity index and the community equitability index showed less value than the average level in the preceding 18 years, caused by two factors: an oligopolistic state by a few species in all the subcommunities had been accelerated, while the woodland subcommunity's decline had been accelerated, as open habitats had enlarged with the final progress of urbanization around the survey route.