

5. 丹沢主稜の森林衰退とチョウ相の変化

松本和馬¹⁾

Forest Decline and a Change of Butterfly Fauna along the Main Ridge of the Tanzawa Mountains

Kazuma Matsumoto

要 約

森林衰退による昆虫相の変化が予想される塔ノ岳～丹沢山～蛭ヶ岳の丹沢主脈稜線部縦走路を中心にチョウ相の調査を行い、森林性種 24 種、草原性種 8 種の合計 32 種を確認した。森林性種のうち樹木食であるシジミチョウ科ミドリシジミ族 3 種（ウラギンシジミ、メスアカミドリシジミ、オオミドリシジミ）、ササ食のジャノメチョウ科ヒカゲチョウ族 3 種（ヤマキマダラヒカゲ、ヒメキマダラヒカゲ、クロヒカゲ）およびササ食のセセリチョウ科 2 種（コチャバナセセリ、オオチャバナセセリ）は衰退の可能性が考えられ、とくに生息地が限定されているメスアカミドリシジミ、ヤマキマダラヒカゲ、ヒメキマダラヒカゲは注意が必要であると考えられた。草原性種には、交尾のために山頂に飛来するヒルトッパー 2 種（キアゲハ、ツマグロヒョウモン）、低地から侵入し、登山路沿いに侵入した路傍雑草で繁殖している可能性のある 3 種（モンキチョウ、ヤマトシジミ、ベニシジミ）、および神奈川県では草地の減少により衰退しているウラギンヒョウモンが含まれていた。なお森林衰退に伴って増加したタンザワイケマを夏の寄主として利用することでアサギマダラが増加している可能性も考えられた。

(1) はじめに

丹沢山地の高所では大気汚染によるウラジロモミヤブナの立ち枯れとニホンジカの食圧による森林の衰退が危惧されている。とくに稜線部は、森林の消失と草地化が顕著であり、稜線に続く標高 1200～1400m の緩傾斜地を中心にササ群落の衰退も著しい（星ほか, 1997; 谷ヶ崎ほか, 1997）。このような植生環境の変化が昆虫相に及ぼす影響として、森林性昆虫の衰退と草原性昆虫の侵入の可能性、および環境変動に弱い種の衰退とそれに強い種の侵入ないし増加の可能性が考えられる。そこでこのような観点から現在丹沢主脈稜線部で進行中のチョウ相の変化、および今後草地化が進行した場合に予想されるチョウ相の変化について考察するため、塔ノ岳から丹沢山を経て蛭ヶ岳に至る稜線部に生息するチョウ類の現況を調査した。

なお、チョウの学名については省略し、標準和名を記すにとどめた。

(2) 調査地と調査方法

2005 年 7 月 16 日～18 日に塔ノ岳～丹沢山～蛭ヶ岳の縦走路を中心に捕虫網による任意採集調査を行いつつ、各種チョウ類の生息状況を観察した。7 月 16 日に堂平から丹沢山頂へ登頂し、7 月 17 日に丹沢山頂と塔ノ岳山頂間を往復、7 月 18 日に丹沢山頂と蛭ヶ岳山頂間を往復後、堂平へ下山した。2005 年 7 月 16 日～17 日の調査に同行した中村進一、高桑正敏、藤田裕の各氏もチョウの採集を行い、さらに中村氏は 2005 年 8 月 7 日に、高桑氏は 2006 年 8 月 5-6 日にも丹沢山でチョウ類を採集されている。これらの採集標本と目撃記録をもとに丹沢主稜部のチョウ類のリストを作成した。三つの山頂付近は登山者の踏圧が大きいこともあって、草地ないし裸地であり、塔ノ岳ではとくに裸地部分が広がった。稜線沿いの植生は、草地ないし樹木を欠くササ原が多く、縦走路を樹木が覆っている所はわずかであったが、所々縦走路の傍らないし稜線直下に樹林が存在する箇所があった。

日本産のチョウ類各種が森林環境と草原環境のどちらに強く依存するかは、海野・青山 (1981)、および田中 (1988) が分類している。田中の分類は単純な二分法であるが、海野・青山 (1981) はチョウ類を本来森林に依存して生活する森林性種と、本来草原や露岩地に生息して森林がなくても生活できる非森林性種にまず分類し、森林性種はさらに生息環境を細分して林内のチョウ、林縁に近い林内のチョウ、林縁（林の外側）のチョウに区別しているの、これに従って確認されたチョウ類を分類した。

一方環境変動に対する強さについては判断が難しいが、最近の熱帯林のチョウ類群集の研究では、森林が伐採や火災で荒廃すると、固有種を初めとする狭分布種が衰退し、広域分布種が侵入、あるいはよく生き残ることが知られ、種の分布域の広さが環境変動に対する強さの一定の指標となることを示唆している (Hill *et al.*, 1995, 2001; Spitzer *et al.*, 1997; Koh *et al.*, 2004; Cleary & Mooers, 2006)。国内のチョウ類でも都市化によって地域から絶滅する種は「日華区狭分布型」(東アジアに固有)の森林性種が多いという指摘がある (日浦, 1973; 今井, 1995)。広域分布種は、高い植民能力 (移動力と繁殖力) によって現在の広大な分布域に広がっていると考えられ、このため環境が変化して新たに出現した生息場所に迅速に進出できる種を多く含むであろう。狭分布種は逆にそのような能力が低く、環境変動によって衰退しやすいと考えられる。松本 (2006) は、日浦 (1976) の分類に基づき日本産チョウ類の地理的分布型を 8 類型に分けているので、確認された種をこの類型により広域分布種と狭分布種に分けた。すなわちシベリア型 (S 型; ヒマラヤ以北のユーラシアに広分布)、マレー型 (M 型; Wallacea 以西の熱帯・亜熱帯アジアに広分布)、汎熱帯型 (Wallacea の東西両側の熱帯・亜熱帯に分布) および所属未定とされた種の内小笠原諸島固有種以外の種 (X 型; ユーラシア中緯度に広分布ないしユーラシア東部の広範囲と大西洋の島嶼に分布) を広域分布、それ以外のウスリー型 (U 型; 周日本海分布)、中華型 (C 型; アムール以南の周日本海域～華南に分布)、日本型 (J 型; 日本列島固有種)、ヒマラヤ型 (H 型; 日本、華中、華南、ときにヒマラヤ、東南アジア大陸部まで分布) を狭分布とし

1) 森林総合研究所多摩森林科学園

た。なお、年1化性のチョウ類が環境変化により衰退しやすいと指摘もあるが(日浦, 1973), 低地で多化の種も含め、主稜部の個体群はほとんどの種が年1化であるので、化数による検討は行わなかった。

(3) 結果及び考察

表1に今回の調査で丹沢主稜において採集または目撃により確認されたチョウ類と、それぞれの種の生息場所嗜好性、および地理的分布型を示した。森林性種、草原性種に分けて主稜部におけるチョウ類の生息状況を述べ、植生の変化に伴って起こりつつあるチョウ相の変化について考察する。

A. 森林性種の生息状況

森林性チョウ類には下記のような主要な機能群(生態系内で類似の機能を果たす種の集まり)を認めることができる。

a. ミカン科食アゲハチョウ類

オナガアゲハ、ミヤマカラスアゲハが確認された。稜線のキハダがミヤマカラスアゲハの幼虫の食樹となりうるが、飛翔力が強いこのグループのチョウ類の多くは、中腹や谷筋のカラスザンショウ、キハダ、コクサギなどで発生し、山頂や尾根筋に飛来するものがほとんどであろう。今回は確認されなかったが、おそらくクロアゲハ、モンキアゲハ、カラスアゲハも同じ機構で稜線に出現することがあると思われる。いずれにせよ寄主植物の少ない稜線の植生に対するこのグループのチョウ類の依存度は本来あまり高くないと考えられ、主稜部の森林衰退による大きな影響はないであろう。

b. ミドリシジミ族

樹木食のシジミチョウ科の一群であり、当然森林消失の影響は大きいと予想される。ウラキシジミ(寄主はモクセイ科トネリコ類)、メスアカミドリシジミ(バラ科サクランボ類)、オオミドリシジミ(ブナ科コナラ属、現地では主にミズナラが寄主と思われる)が確認された。ウラキシジミは丹沢山で2個体採集された。丹沢山頂ではほかにもウラキシジミと思われるシジミチョウ科のチョウが夕刻盛んに飛翔したが、採集は困難であった。メスアカミドリシジミは丹沢山〜塔ノ岳間で1個体採集されたのみである。オオミドリシジミは丹沢山頂、丹沢山〜蛭ヶ岳、蛭ヶ岳山頂の樹木が多い場所で確認され、個体数は比較的多かった。

c. アサギマダラ

ガガイモ科食のマダラチョウ類とすべき機能群であるが、日本本土にはアサギマダラ以外分布していない。今回の調査では多数観察された。アサギマダラは多くのガガイモ科植物を寄主とし、同属近縁種に比べて食性の幅が広い。越冬は常緑の寄主植物の葉裏で若齢幼虫または卵で行うので越冬可能な北限は同科の常緑種キジョランの分布する関東地方南部の低地である。しかし移動性が強く、夏には山地や東北地方などの寒冷地でも落葉性のイケマを寄主として繁殖する。丹沢主稜部ではタンザワイケマとこれを食す昆虫の増加が注目されているが(高桑, 2007), 本種もこの植物を利用することで増加している可能性がある。

d. ササ食のヒカゲチョウ族

ササを寄主とするジャノメチョウ科の一群であり、ササが

衰退すれば当然その影響は大きいと予想される。ヤマキマダラヒカゲ、ヒメキマダラヒカゲ、クロヒカゲの3種が確認された。いずれも樹木が存在していてその下にササ(スズタケ)がある環境に多く、ササがあっても付近に樹木のないササ原状の環境には見られなかったので、主稜部ではササの衰退以前に樹木の消失に伴って衰退しつつあることが示唆される。3種の内、クロヒカゲは低地丘陵から丹沢山地の稜線部まで広く見られる種であり、主稜部での衰退が直ちに丹沢の個体群に危機的な状況をもたらすとは言えないが、ヤマキマダラヒカゲとヒメキマダラヒカゲは山地性であるため、森林衰退が主稜部より低所に拡大した場合、生息域を狭められた丹沢個体群が衰退する可能性がある。ヒメキマダラヒカゲの分布下限は標高150mとされているが(中村ほか, 2004), ヤマキマダラヒカゲは中村ほか(2004)の挙げている低所の記録を見ると、およそ500m前後が下限のようであり、より高所に限定されているので、ヤマキマダラヒカゲの方が衰退の危険度は高いであろう。今回の調査の堂平から丹沢山頂への行程において、ササは堂平の上部では見られず稜線に近くなって初めて出現し、ヤマキマダラヒカゲとヒメキマダラヒカゲも稜線付近でのみ見られた。これが現在この地域の一般的なササ群落の分布パターンであるならば、稜線部を中心に樹木とササの消滅が進行することは、この地域の両種の個体群に危機的な状況をもたらす可能性がある。

e. ツマジロウラジャノメ

ヒメノガリヤスなどのイネ科植物を寄主とし、主に山地渓谷沿いの崖や急斜面に生息する。日本には類似の生息場所嗜好を示すチョウ類はいない。神奈川県における分布はきわめて限られており、かつ最近の確認記録の途絶えている産地もあって、県のレッドリストでは「要注意種」とされている(中村・高桑, 2006)。主稜部では稜線直下の崖にも発生しており、今回の調査でも、塔ノ岳〜丹沢山間および丹沢山〜蛭ヶ岳間の縦走路で各1個体確認された。本種本来の主要な生息地は溪流沿いであり、個体群存続の脅威となっている要因も崖面のコンクリート吹き付けや砂防ダム建設が挙げられていて(中村・高桑, 2006), 主稜部の植生変化は本種に関しては衰退の主要因とは言えないが、稜線付近も本種の生息域に含まれることは留意しておくべきであろう。

f. ササ食のセセリチョウ類

コチャバネセセリとオオチャバネセセリが確認された。コチャバネセセリは林縁付近の林内のチョウとされるが、気温の低い高所であったためか、むしろ林内よりも丹沢山頂の草地を囲む林縁部と縦走路沿いのササ原に見られた。オオチャバネセセリも林縁的な環境に見られる種である。ヒカゲチョウ類同様ササの減少によって衰退することが予想されるが、コチャバネセセリは比較的多かった。樹木が少なくてもササが残っている現在の状態が、本種にとっては比較的好適な条件なのであろう。オオチャバネセセリは少なかった。本種は近年急激に減少しているとされ、(中村ほか, 2004), 神奈川県レッドリストにおいても低地での衰退を重視して絶滅危惧II類に挙げられているが(中村・高桑, 2006), 本来ブナ帯では少ない種なので、主稜部における現在の生息状況が減少の結果であるとは必ずしもいえない

い。なお、この2種は低地では年2化であるが、主稜部では7月中旬の発生であること、さらに季節変異が顕著なコチャバナセセリは春型であることを考えると年1化であろう。

g. イネ科食のセセリチョウ類

ヒメキマダラセセリとイチモンジセセリが記録された。ヒメキマダラセセリは林縁やササ原に見られ個体数は多かった。本種は林縁性と分類されているように林の近くの明るい草地に多い種であり、明るい環境が広がったことで増えているのかもしれない。イチモンジセセリは林縁性種に分類されているが、明るい環境を好む傾向はさらに強く、堤防や河川敷のような草原的な環境にも多い。また移動性が強いこと、温暖地でないと越冬できないこと等が知られている。関東地方の山地で夏～秋に見られる多数の個体は低地から移動して来たものあるいはその子孫であり、今回主稜部で見られたものも同様と考えられる。

h. 森林性ヒョウモンチョウ類

大型のヒョウモンチョウ類（以下「ヒョウモンチョウ類」）はスマレ類を寄主植物とし、草原環境を好むものと森林環境を好むものがあるが、森林を好む種でも成虫はしばしば明

るい草原で活動するので生息環境の特定が難しい。森林性とされている種としてはミドリヒョウモンとウラギンスジヒョウモンが確認された。ミドリヒョウモンは樹幹に産卵する傾向が強く、森林への依存度が高いが、ウラギンスジヒョウモンはより明るい環境を好み、林の傍らの草原に多い。ヒョウモンチョウ類は移動力が強く、稜線付近の森林環境に強く固執して生活しているとは考えにくい。なお、今回は記録されなかったがメスグロヒョウモン、クモガタヒョウモン（ともに森林性）も丹沢山地の低所では珍しいものではないので、これらのヒョウモン類が稜線に飛来することもあるだろう。

i. その他の森林性種

以上のほかに森林性種としてエゾスジグロシロチョウ、ルリシジミ、テングチョウ、ルリタテハ、ヒオドシチョウ、アカタテハ、スミナガシ、クロコノマチョウ、ヒメウラナミジャノメが採集された。この内、丹沢山頂の草地で採集されたルリシジミとヒメウラナミジャノメはそこに定住している可能性があるが、クロコノマチョウは西日本から最近分布を拡大して神奈川県低地に侵入定着した暖地種であり、他の種は主稜部に寄主食物が存在しないか乏しいものばかりで、主稜部で発生しているのではなく、より低所から飛来したものである。

表 1. 塔ノ岳～丹沢山～蛭ヶ岳の主脈稜線で確認されたチョウ類とその生息場所選好性（海野・青山, 1981）、および地理的分布型（松本, 2006）

和名	生息場所	分布型
アゲハチョウ科		
キアゲハ	非森林性	広域分布 (S型)
ミヤマカラスアゲハ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (C型)
オナガアゲハ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (C型)
シロチョウ科		
モンキチョウ	非森林性	広域分布 (X型)
エゾスジグロシロチョウ	森林性 (林縁)	狭分布 (J型)
シジミチョウ科		
ウラキンシジミ	森林性 (林縁)	狭分布 (J型)
メスアカミドリシジミ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (C型)
オオミドリシジミ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (U型)
ルリシジミ	森林性 (林縁付近林内)	広域分布 (S型)
ウラナミシジミ	非森林性	広域分布 (T型)
ヤマトシジミ	非森林性	狭分布 (H型)
ベニシジミ	非森林性	広域分布 (S型)
テングチョウ科		
テングチョウ	森林性 (林縁)	広域分布 (X型)
マダラチョウ科		
アサギマダラ	森林性 (林縁付近林内)	広域分布 (M型)
タテハチョウ科		
ミドリヒョウモン	森林性 (林縁)	広域分布 (S型)
ウラギンヒョウモン	非森林性	広域分布 (S型)
ツマグロヒョウモン	非森林性	広域分布 (T型)
キタテハ	非森林性	狭分布 (C型)
ルリタテハ	森林性 (林縁付近林内)	広域分布 (M型)
ヒオドシチョウ	森林性 (林縁)	広域分布 (X型)
アカタテハ	森林性 (林縁)	広域分布 (X型)
スミナガシ	森林性 (林縁付近林内)	広域分布 (M型)
ジャノメチョウ科		
クロコノマチョウ	森林性 (林内)	広域分布 (M型)
ヤマキマダラヒカゲ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (J型)
ヒメキマダラヒカゲ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (J型)
クロヒカゲ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (C型)
ツマジロウラジャノメ	森林性 (林縁)	狭分布 (U型)
ヒメウラナミジャノメ	森林性 (林縁)	狭分布 (U型)
セセリチョウ科		
コチャバナセセリ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (J型)
ヒメキマダラセセリ	森林性 (林縁付近林内)	狭分布 (C型)
オオチャバナセセリ	森林性 (林縁)	狭分布 (C型)
イチモンジセセリ	森林性 (林縁)	狭分布 (H型)

B. 主稜部の森林衰退により減少が予想される森林性種

主稜部での樹木の消失を初めとする植生変化によって減少しつつある可能性のある森林性チョウ類として、シジミチョウ科ミドリシジミ族（ウラキンシジミ、メスアカミドリシジミ、オオミドリシジミ）、ササ食のジャノメチョウ科ヒカゲチョウ族（ヤマキマダラヒカゲ、ヒメキマダラヒカゲ、クロヒカゲ）が考えられる。ササ食のコチャバネセセリは少なくなかったが、ササはシカの食害を受けるため、今後ササが減少することによってコチャバネセセリが衰退する可能性はあり、オオチャバネセセリにも同様のことが言える。これらの種はいずれも狭分布種であり、ウラキンシジミ、ヤマキマダラヒカゲ、ヒメキマダラヒカゲ、コチャバネセセリはJ型分布の日本列島固有種である。

ミドリシジミ族3種の内では最も多かったオオミドリシジミは本来低地丘陵にも少なくない種であり（ただし近年里山の荒廃とともに減少傾向にある）、ウラキンシジミも低山まで分布し、丹沢山地では少ない種ではない。メスアカミドリシジミは3種の内では最も少ない種で、神奈川県内では散発的に記録されているにすぎない。稜線を中心に分布する種ではないが、稜線部の森林の衰退は生息地の大きな一部の消失として、無視できないであろう。東丹沢の高所は本来ミドリシジミ族の種数が比較的少なく、以上の3種以外には、堂平、鬼ヶ岳～蛭ヶ岳でフジミドリシジミの記録がある程度である（中村ほか、2004）。フジミドリシジミは今回記録されなかった種であるが、調査を行った7月中旬は本種の発生期にはやや遅かった。稜線よりも斜面や谷沿いのブナに発生する種であり、今回ここで扱った稜線部の森林衰退問題とは直接関係ないが、立ち枯れ現象の悪影響が憂慮される種でもあり、神奈川県では希少な種でもあるので、本種についても改めてこのような観点から調査を行う必要があるように思われる。

丹沢のヤマキマダラヒカゲは現在の個体数が少ないわけではないが、高所に限定されていることに加え、地域個体群の特異性の観点からも重視すべきであり、今後の生息状況の推移には注意すべきであろう。本種は形態に豊富な地理的変異が知られ、食性や周年経過などにも地域差がある（高橋、1990、1991、1998ab；高橋・青山、1981；高橋・佐藤、2002；高橋・淀江、1992；高橋・草刈、2005）。ただし丹沢、あるいは神奈川県内の個体群についての詳しい検討は行われていない。また、ウラキンシジミ、ヒメキマダラヒカゲ、コチャバネセセリの地理的変異も詳しく検討されたことがないが、翅斑等の地理的変異はかなりあるようである。

C. 草原性種の生息状況

草原性チョウ類は、キアゲハ、モンキチョウ、ウラナミシジミ、ヤマトシジミ、ベニシジミ、ウラギンヒョウモン、ツマグロヒョウモン、キタテハが記録された。これらの草原性種は主稜部の草地環境の利用様式により以下の3つのグループに分けられた。

a. ヒルトッパー

キアゲハとツマグロヒョウモンは、オスが開けた山頂に飛来してメスを待ち受け交尾するヒルトッピング（hilltopping; Shields, 1967）を行う種（ヒルトッパー）である。キアゲハは丹沢山頂と蛭ヶ岳山頂で1個体、ツマグロヒョウモンは3つの山頂全てでそれぞれ複数ヒルトッピング中の個体が記

録された。ヒルトッパーは山頂を交尾の場として利用するだけで、幼虫が発育する場所は別であり、広範囲に散在する環境を多角的に利用する種であるといえる。キアゲハは、セリ科を寄主とし、高地のシシウドでも発生するので、山頂近くの河川源流沿いの草地には元々生息していた可能性があり、稜線部の草地化した場所でも発生している可能性がある。ツマグロヒョウモンは当該地域の在来種ではなく、本来は近畿地方以南に分布していた暖地種であり、最近分布を拡大して関東地方に定着した。暖地種であるにもかかわらずかなりの高さの山でも山頂に出現する。当然主稜部で幼虫が生育するわけではないが、相模平野など周辺低地への分布拡大の結果、丹沢主稜部もその生活圏に組み込まれたといえる。

b. 定住または繁殖の可能性のある種

モンキチョウ、ヤマトシジミ、ベニシジミはいずれも河川敷や牧草地のような草原環境にも農村や都市等の人為環境にも多い種である。これら3種が稜線部に定着して世代を繰返しているのか、越冬後に低地から稜線部へ進入して来るのかは、判断が難しいが、繁殖の可能性は否定できない。寄主植物は未確認であるがヤマトシジミはカタバミのみを食し、他の2種が稜線部で利用可能な植物は、モンキチョウがシロツメクサ、ベニシジミがエゾギンギシで、いずれも登山路沿いに見られる路傍雑草である。おそらく暖地種のヤマトシジミは稜線では越冬できないのではないかとと思われるが、低地で越冬した個体が登山路沿い主稜部に進出し、夏には一時的に繁殖もしている可能性がある。寒冷地にも分布するモンキチョウとベニシジミは十分越冬可能であり、路傍雑草に依存して主稜部に定着している種ではないかと考えられる。

ウラギンヒョウモン（および森林性種のウラギンシジミヒョウモン）は明るい環境を好む種なので、下方の森林よりも草地化した稜線が発生地である可能性がある。本種は神奈川県ではレッドリスト種に挙げられていて、今回確認された草原性種の中では唯一衰退傾向が指摘されている種であるが（中村・高桑、2006）、分布域を見るとS型の広域分布種である。県内での衰退原因として、低地での生息環境の消失、および山地草原の消失が挙げられている（中村・高桑、2006）。森林の消失以前の稜線部がヒョウモンチョウ類の発生地になっていたかどうかは不明であるが、稜線部の近くには、崩落地や河川源流部に沿った草地があり、このような場所は本種の発生地となりうるであろう。

c. 定住繁殖の可能性が低い種

ウラナミシジミとキタテハは定住繁殖していないと考えられる。ウラナミシジミはマメ科の栽培種やクズを寄主とする人里に多い種である。本種は越冬北限が房総半島南端にある暖地種であるが、移動力が強く、毎年世代を繰返しながら以北の地域へ拡散している種であり、稜線部で発生しているとは考えられないが、その出現は不思議ではない。キタテハは丹沢山頂で1個体が採集されたのみである。本種は低地ではクワ科のカナムグラを寄主とし、山地では時に同属のカラハナソウを寄主とするが、カナムグラもカラハナソウもない主稜部に定着している可能性は低いように思われる。

D. 主稜部の森林衰退によって侵入したと考えられる草原性種

東アジアに分布が限られるキタテハを別にすると、今回記録された草原性種は、いずれも国外に広大な分布域を持つ広域分布種であり、主稜部で現在確認できる草原性チョウ類は、世界的視野で見て勢力の強い種と言える。確認された草原性種8種の内、キアゲハ、ツマグロヒョウモン、モンキチョウ、ベニシジミ、ヤマトシジミ、ウラギンヒョウモンの6種は、主稜部の草原化した環境を生息場所として利用している。キアゲハとウラギンヒョウモンは上述のように本来稜線に近い場所に生息していた可能性もあるが、ツマグロヒョウモンは明らかな侵入種であり、モンキチョウ、ベニシジミ、ヤマトシジミもおそらく山麓部からの侵入種である。ただし、キアゲハとツマグロヒョウモンは山頂にのみ見られたヒルトッパーであり、山頂部の草地は森林衰退によって形成されたものとは限らないので、稜線沿いの森林衰退によって生息可能となったとは必ずしも言えない。モンキチョウ、ベニシジミ、ヤマトシジミは、環境が非森林化したことで生息可能となったと考えられるが、その生息は登山路ぞいに侵入した寄主植物に支えられている可能性が高いことも注意すべきである。

現在の稜線部は、ツマグロヒョウモンを除く在来種ヒョウモンチョウ類の個体数が非常に少なく、ヒョウモンチョウ類にとっての生息適地ではないようである。しかし稜線部の現在のササ原が消失して草地が広がるようなことがあれば、ウラギンヒョウモンに限らず草原性種を中心にヒョウモンチョウ類が増加する可能性も考えられ、今後の主稜部における個体数の推移は注目すべきであろう。

謝辞

現地調査やデータ処理についてご援助いただいた神奈川県昆虫談話会幹事の中村進一氏、神奈川県立生命の星・地球博物館高桑正敏学芸部長に厚くお礼を申し上げます。

文献

Cleary, D. F. R. & A. O. Mooers, 2006. Burning and logging differentially affect endemic vs. widely distributed butterfly species in Borneo. *Diversity and Distribution*, 12: 409-416.

Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace & W. M. T. Banham, 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754-760.

Hill, J. K., K. C. Hamer, J. Tangah & M. Dawood, 2001. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia*, 128: 294-302.

日浦 勇, 1973. 大阪市の蝶相の永年変化. *Nature Study*, 19 (9): 2-6.

日浦 勇, 1976. 蝶の種数の地理的变化. *南紀生物*, 18: 36-39.

星 直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫, 1997. 丹沢山地の自然林. 神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会

編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.175-257. 神奈川県環境部, 横浜.

今井長兵衛, 1995. 京都西賀茂における都市化と蝶相の変化. *環動昆*, 7: 119-133.

Koh, L. P., N. S. Sodhi & B. W. Brook, 2004. Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conservation Biology*, 18: 1571-1578.

松本和馬, 2006. 森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ類相. 森林総合研究所研究報告, 5: 69-84.

中村進一・芦田孝雄・原 聖樹・岩野秀俊・美ノ谷憲久, 2004. チョウ目 (チョウ類). 神奈川県昆虫誌, pp.1159-1228. 神奈川県昆虫談話会, 小田原.

中村進一・高桑正敏, 2006. チョウ類. 高桑正敏・勝山輝男・木場英久編, 神奈川県レッドデータ生物調査報告書, pp.405-416. 神奈川県生命の星・地球博物館, 小田原.

Schilders, O., 1967. Hilltopping. *J. Res. Lepid.*, 6: 69-178.

Spitzer K., J. Jaros, J. Havelka & J. Leps, 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation*, 80: 9-15.

高橋真弓, 1990. 佐渡島産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 41: 53-65.

高橋真弓, 1991. 屋久島産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 42: 207-224.

高橋真弓, 1998a. 京都府大江山産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 49: 33-47.

高橋真弓, 1998b. サハリン産ヤマキマダラヒカゲの分布・生息地と地理的変異. *蝶と蛾*, 49: 229-241.

高橋真弓・青山潤三, 1981. 房総半島産ヤマキマダラヒカゲについて. *蝶と蛾*, 32: 29-47.

高橋真弓・草刈広一, 2005. 山形県小国町沼沢産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 56: 93-102.

高橋真弓・佐藤卓也, 2002. 京都府大江山産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 53: 121-136.

高橋真弓・淀江賢一郎, 1992. 島根県三瓶山産ヤマキマダラヒカゲの生態的知見と地理的変異. *蝶と蛾*, 43: 107-119.

高桑正敏, 2007. 丹沢山周辺におけるタンザワイケマの進出とそれに伴うホソリソゴカミキリとジュウジナガカメムシの拡大. 丹沢大山総合調査団編, 丹沢大山総合調査学術報告書, (財)平岡環境科学研究所, 相模原.

田中 蕃, 1988. 蝶による環境評価の一方法. 日本鱗翅学会特別報告, (6): 527-566.

谷ヶ崎朋樹・菊地美弥・原田修平・星 直斗・持田幸良・遠山三樹夫, 1997. 丹沢山地の稜線部におけるササ群落の現状. 神奈川県公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.258-267. 神奈川県環境部, 横浜.

海野和男・青山潤三, 1981. 日本のチョウ. 190pp. 小学館, 東京.