

丘陵湿地に生息するハッチョウトンボの場所利用と 生息場所の保全について

上田 哲行^{1*}・木下 栄一郎²・石原 一彦³

¹石川県農業短期大学・²金沢大学自然計測応用研究センター植物園・³(株)環境公害研究センター

Habitat use by the Tiny Dragonfly, *Nannophya pygmaea* RAMBUR, and conservation of its habitat in a hillside marsh

Tetsuyuki UÉDA¹, Eiichiro KINOSHITA² and Kazuhiko ISHIHARA³

¹Ishikawa Agricultural College, ²Botanical Garden, Institute of Nature and Environmental Technology, Kanazawa University,

³Research Center of Environment & Pollution Co. Ltd.

要旨：石川県金沢市郊外の丘陵地において、ハッチョウトンボの場所利用を中心とした調査を行った。調査地は谷津田の最上段にある広さ1,200 m²の休耕田で、毎年トラクターによる耕起は行われているが、イネは栽培されていない。耕起部分には、冠水状態により4つの群落が広がり、そのうちの1つ（群落1）は一年生草本を中心とした湿地性植物群落、残りは陸生植物群落であった。耕起部分の外側は湧水湿地になっており、湿地性多年生草本を主とした群落（群落2）が発達していた。ハッチョウトンボの成熟雄は群落1と2に分布し、調査した2年間では、とくに群落2で類似した分布を示した。雌と未成熟雄は陸生植物群落に分布していた。幼虫も群落1と2を利用していたが、群落1では年により羽化がみられなかった。夏の降水量が少ない年は長期間干上がってしまうためと考えられた。調査地から分散したと思われる成虫を周辺の湿地で確認した。もっとも離れた地点は1.5 kmであったが、1 km以内が多かった。これらの結果などから、ハッチョウトンボは、一時的な小湿地に適応した機会的な種と考えられた。ハッチョウトンボ個体群を保全するために、丘陵地帯にある放棄水田を耕起によって湿性ビオトープとして整備し、そのネットワーク化を図るべきであるという提案を行った。

キーワード：ハッチョウトンボ、放棄水田、耕起、機会的種、ビオトープ・ネットワーク

Abstract: To propose conservation plans for the tiny dragonfly, *Nannophya pygmaea* RAMBUR, we investigated its habitat use in a paddy field at the bottom of a valley in the hill country around Kanazawa City, Ishikawa Prefecture, Japan. The field, which had an area of 1200 m² and was located at the top of a terraced paddy field, was plowed every spring but was not used for rice cultivation. There were four plant communities, corresponding to varying water levels on the ground, which was plowed annually. One of the four communities, which included annual plants, extended along the spring-fed hillside outside of the plowed area. Mature males primarily occupied Communities 1 and 2, and immature males and females were distributed in other terrestrial parts. The distribution of mature males was relatively similar, especially in Community 2, across the years investigated. Although emergence occurred in Community 2 every year, in Community 1, it was observed in 2002, but not in 2001 and may not in 2003. This yearly difference corresponded to the precipitation observed during the previous summer. Thus, the emergence from Community 1 may reflect larval survival, which probably depended on the degree and length of the dry period in relation to precipitation. Individuals that seemed to have dispersed from the paddy population were seen in several fallow fields up to 1.5 km away from the paddy. Based on these results, we considered *N. pygmaea* to be an opportunistic species that has adapted to small temporary marshes. We propose a conservation plan for *N. pygmaea* that incorporates creating biotope networks by plowing abandoned paddy fields.

Key Words: *Nannophya pygmaea*, abandoned paddy fields, plowing, opportunistic species, biotope networks

* 上田哲行 Tetsuyuki Uéda

〒921-8836 石川県野々市町末松1丁目 石川県農業短期大学

Ishikawa Agricultural College, Suematsu, Nonouchi, Ishikawa 921-8836, Japan

e-mail: ueda@ishikawa-c.ac.jp

2003年12月24日受付, 2004年2月17日受理

はじめに

ハッチョウトンボ (*Nannophya pygmaea* Rumber) は、体長約 2 cm のトンボ科のトンボである。東南アジアから東アジアにかけて広く分布しており、日本では本州、四国、九州に分布している。しかし、いずれの場所でも分布は局地的であり、自治体によっては環境指標種や天然記念物に指定しているところもある (杉村ほか 1999)。

ハッチョウトンボは、尾瀬ヶ原のような広大な湿原にも分布するが、いわゆる里山環境においては、日当たりが良く滲出水のある小さな湿地に生息する (杉村ほか 1999)。そのような場所は、一時水田に変えられていたが、減反政策が始まる 1970 年以降は耕作放棄によって再び湿地状態になり、各地でハッチョウトンボの発見が相次ぐことになった (下田 2003)。しかし、その新産地も数年のうちに遷移が進行し、ハッチョウトンボも姿を消してしまうことが普通である (下田 2003)。

ハッチョウトンボに関しては、主になわばり行動や繁殖行動について多くの研究が積み重ねられてきている (山本 1968; Tsubaki & Ono 1986, 1995 など)。その中で、Tsubaki & Ono (1995) は、雄のなわばり場所の選択において植生などによって作られる場の構造が重要であることを示唆している。また養父・中島 (1997) は、成虫の場所利用と植物群落の関係を中心に調査し、本種の生息場所の構造的特徴を報告している。しかし、幼虫の場所利用を含めた研究はまだ行われていない。

ハッチョウトンボの個体群を移植する試みも行われてきている (馬場 1956; 井上 1998 など)。しかし、移植先が好適な場所であるならば、ある程度の分散力があれば、移植を行わずともすでに生息しているはずであり、成虫の移植は失敗に終わることが多い (馬場 1956 など)。生息地の土壌を幼虫と一緒に移植した場合では成功例が見られ、本来の生息地の植生を復元することの有効性が示唆されている (井上 1998)。

未成熟個体や雌が繁殖場所のごく周辺にとどまっていることから、ハッチョウトンボは移動性が小さくほとんど分散しない種であると考えられていたようである (桜沢 1986)。しかし、上述のように休耕田でハッチョウトンボの発見が相次ぎ、標識実験からかなりの距離を移動することが確認された (桜沢 1986) ことから、実際にはかなりの移動性があると考えられる。この点に関してほとんど調査が進んでいない。

石川県金沢市は、同市曲子原地区の休耕田になってい

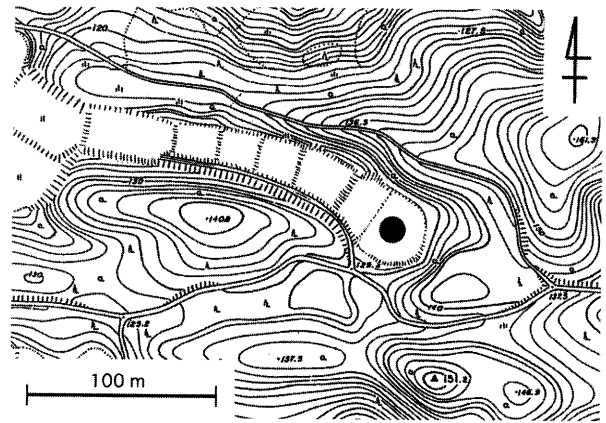


図1. 調査地とその周辺の様子。黒丸は調査地を示す。

る谷津田の一角を借り上げ、ハッチョウトンボを中心とした水生生物のためのビオトープとして保全する事業を行っている。この研究は、その「曲子原水田ビオトープ」の保全計画策定の基礎資料を得るために行われた。ここでは、ハッチョウトンボの成虫と幼虫のビオトープ内での分布を植物群落との関係で検討した結果を報告するとともに、ビオトープの周辺地域への移動分散についても報告する。また、ハッチョウトンボの生息地保全のための具体的な方法や中山間地に存在する放棄水田を利用した湿性ビオトープ・ネットワーク計画を提案する。

調査場所と方法

調査場所

金沢市の北東に広がる森本丘陵には多数の谷津田が散在する。調査を行った曲子原水田ビオトープ (以下、ビオトープ) も、そのような谷津田の最上段に位置する面積約 1,200 m² の休耕田である (図1)。ビオトープは標高約 120 m にあり、周囲をスギ (*Cryptomeria japonica* (L. fil.) D. Don) の造林地とコナラ (*Quercus serrata* Thunb. ex Murray) が優占する 2 次林で囲まれている。1986 年までは水田が作られていたが、それ以降はイネ (*Oriza sativa* L.) の栽培は行われていない。しかし毎年 1 回、5 月上旬頃にトラクターを使ったローターによる耕起だけは継続して行われている。ただし谷頭の斜面に沿った幅 6 m ほどの帯状の湿地部分は、イネの栽培時には耕起が行われていたが、イネの栽培が行われなくなってからは耕起せず放置されている。ビオトープへのハッチョウトンボの正確な定着年代は明らかでないが、1992 年頃にはその分布が確認されていた (金

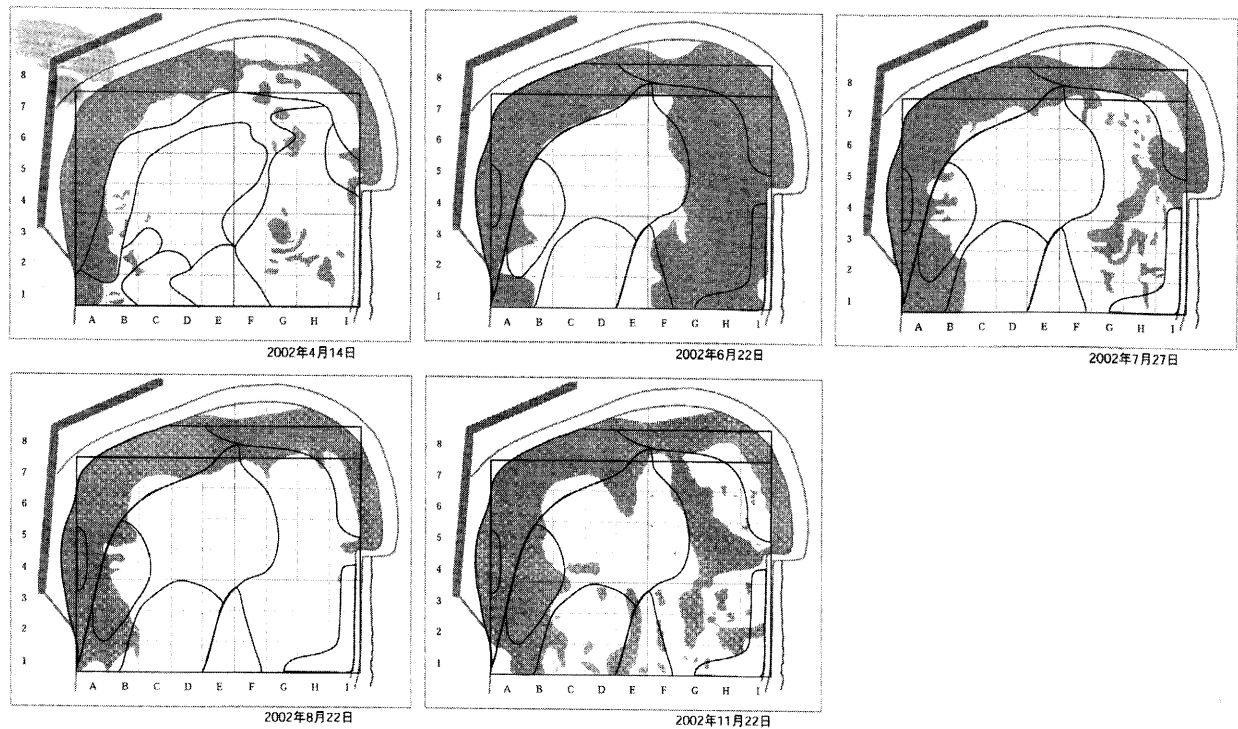


図3. 2002年における表面水の分布の季節変化. 群落区分線(図4参照)も同時に示した. 2002年4月14日の群落区分線は2001年の調査結果により描いたもの. それ以外の日のそれは2002年の調査結果による.

最高18.1℃, 最低3.5℃), 測定地点2における2001年5月から2002年12月までの平均水温は13.6℃(それぞれ2.7℃, 18.0℃, 7.9℃)であった.

2002年の表面水の分布変化を図3に示す. ビオトープ中央部分は年間を通じて冠水することがなく, それを取り囲む形で水域が存在した. そのうち, 斜面に沿った滲出水がある部分は常に水深1 cmから10 cm前後の浅い湿地状態にあった. F-I列の耕起部分(後述の群落1が成立していた部分)は, 5月から7月前半にかけてはほぼ全面的に冠水しているが, それ以降は部分的になり, 8月には小さな水たまりさえ消失していた. しかし年による違いがあり, 2001年の夏は表面水が完全に消失する状態は観察されなかった.

植生

38科81属111種が確認された. 優占種の違いから相観的に7つの群落認められた(図4; 表1). 群落1は基本的に湿地であり, 耕起などの攪乱を受けているため, 湿地性の一年生あるいは多年生の種から構成されていた. 群落2も湿地であり, 人為的な攪乱を受けていないため, 主に湿地性の多年生草本からなっていた. 群落3

は雨天時などに冠水し, 群落1と群落4を構成する種から成る移行的な群落であった. 群落4は冠水することなく常に陸地化しており, 周辺にも生育しているごく普通の種から成っていた. 群落5は陸地化してヨシ(*Phragmites australis* (Cav.) Trin. et Steud.)が優占していた. 群落6はビオトープ周辺の群落との移行帯であった. 群落7は水草群落であり, 滲出水をせき止めてできた水深20 cm前後の小さな池の部分である.

2001年と2002年で基本的な違いは認められなかったが, 2001年度は群落4, 5を取り囲むように群落1が発達していたのに対し, 2002年度は群落4の範囲が拡大していた. これは耕起の結果, その部分の地面がわずかに嵩上げされたためである. このように耕起の仕方によって微地形が変化し, 年により局地的に植生の違いが生じていた.

ビオトープ内でのハッチョウトンボ成虫の分布

成虫は5月下旬から8月下旬まで目撃された. 6月上旬から中旬頃が個体数のピークであり, 2001年6月17日には607個体(成熟雄198, 未成熟雄159, 成熟, 未成熟を含む雌250個体)を確認した. 同日の成虫の分布

ハッチョウトンボの場所利用と保全

表1. 植物群落の特徴と主要な構成種 (*は優占種, 植被率は2002年10月の調査結果)

<p>群落1 常に冠水, 土地の攪乱有り. 植被率80-100%</p> <p>コアゼガヤツリ*(<i>Cyperus haspan</i>), イボクサ*(<i>Murdannia keisak</i>), ホタルイ*(<i>Scirpus juncoides</i>), シカクイ*(<i>Eleocharis wichurae</i>), イヌビエ*(<i>Echinochloa crus-galli</i>), コハリスゲ(<i>Carex hakonensis</i>), コナギ(<i>Monochoria vaginalis</i> var. <i>platanifolia</i>), コケオトギリ(<i>Hypericum laxum</i>), コブナグサ(<i>Arthraxon hispidus</i>), ミゾソバ(<i>Persicaria thunbergii</i>)</p>
<p>群落2 常に冠水, 土地の攪乱無し. 植被率80-100%</p> <p>チゴザサ*(<i>Isachne globosa</i>), サンカクイ*(<i>Scirpus triqueter</i>), カワラスガナ(<i>Cyperus sanguinolentus</i>), コナギ(<i>Monochoria vaginalis</i> var. <i>platanifolia</i>), セリ(<i>Oenanthe javanica</i>), コアゼガヤツリ(<i>Cyperus haspan</i>), コブナグサ(<i>Arthraxon hispidus</i>), ミゾソバ(<i>Persicaria thunbergii</i>), コケオトギリ(<i>Hypericum laxum</i>)</p>
<p>群落3 雨天時のみ冠水, 土地の攪乱有り. 植被率40%程度</p> <p>クサイ*(<i>Juncus tenuis</i>), アシボソ*(<i>Microstegium vimineum</i> var. <i>polystachyum</i>), チョウジタデ*(<i>Ludwigia epilobioides</i>), コケオトギリ(<i>Hypericum laxum</i>), エノコログサ(<i>Setaria viridis</i>), コアゼガヤツリ(<i>Cyperus haspan</i>), メヒシバ(<i>Digitaria ciliaris</i>), ヒヨドリバナ(<i>Eupatorium chinense</i> var. <i>oppositifolia</i>)</p>
<p>群落4 常に陸地化, 土地の攪乱有り. 植被率80-100%</p> <p>コブナグサ*(<i>Arthraxon hispidus</i>), ヨモギ*(<i>Artemisia princeps</i>), サワヒヨドリ*(<i>Eupatorium lindleyanum</i>), コケオトギリ(<i>Hypericum laxum</i>), チゴザサ(<i>Isachne globosa</i>), アブラガヤ(<i>Scirpus wichurae</i>), ヒヨドリバナ(<i>Eupatorium chinense</i> var. <i>oppositifolia</i>)</p>
<p>群落5 常に陸地化, 土地の攪乱有り. 植被率80-100%</p> <p>ヨシ*(<i>Phragmites australis</i>), イスタデ(<i>Persicaria longiseta</i>), ヨモギ(<i>Artemisia princeps</i>), チゴザサ(<i>Isachne globosa</i>), スギナ(<i>Equisetum arvense</i>), ツユクサ(<i>Commelina communis</i>), スイバ(<i>Rumex acetosa</i>), ニガナ(<i>Ixeris dentata</i>)</p>
<p>群落6 ビオトープ周辺の斜面の群落との移行帯. 植被率100%</p> <p>ノブドウ*(<i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i>), ミゾソバ*(<i>Persicaria thunbergii</i>), チゴザサ(<i>Isachne globosa</i>), オトギリソウ(<i>Hypericum erectum</i>), サンカクイ(<i>Scirpus triqueter</i>), スギナ(<i>Equisetum arvense</i>), ススキ(<i>Miscanthus sinensis</i>), ドクダミ(<i>Houttuynia cordata</i>), タニウツギ(<i>Weigela hortensis</i>)</p>
<p>群落7 水草群落</p> <p>サンカクイ*(<i>Scirpus triqueter</i>), サヤヌカグサ(<i>Leersia sayanuka</i>), アブラガヤ(<i>Scirpus wichurae</i>), ガマ(<i>Typha latifolia</i>), ミゾソバ(<i>Persicaria thunbergii</i>)</p>

を図5に示す。成熟雄が群落1と2の水がある部分に広く分布していたのに対し、雌および未成熟雄は中央部の水がない場所に分布していた。これはほかの調査日においてもほぼ同様であった。

成熟雄は、最初は群落2に多く、その後、群落1の植物が生長するに従って、群落1も多く利用するようになった(図6)。群落2の南西部分(群落2')はほとんど利用されなかった(6月22日には分布がみられるが、これは区画単位で示したためであり、いずれも群落1部分に分布していた)。ここはチゴザサ *Isachne globosa* (Thunb.) O. Kuntze の草丈が高く(10月の調査で群落2のほかの部分の群落高が40-50 cmであるのに対して約80 cm)、密度も高いため水面がまったく見えない状態であった。このように成熟雄は、水面がほとんど見えない場所や逆に植物がほとんど生育していない開放水面に近い場所に

は分布しない傾向があった(図7)。

区画単位で見た延べ目撃個体数は両年でかなり高い相関を示した($r=0.775$, $n=70$, $p<0.01$)。群落2を中心としたA-E列だけに限ると相関はさらに高くなった($r=0.860$, $n=38$, $p<0.01$)が、群落1を中心としたF-I列ではやや低かった($r=0.572$, $n=32$, $p<0.01$; 図8)。このように成熟雄の分布は、調査した2年間で比較的よく似ており、とくに耕起による攪乱がない群落2でその傾向が強かった。

ビオトープ内での幼虫の分布

羽化殻は群落1と2から採集された(図9)。しかし、群落2の南西部分(群落2')からは採集されなかった。また、F-I列の群落1からは2002年には多数の羽化殻が採集されたが、2001年はまったく発見できなかった。

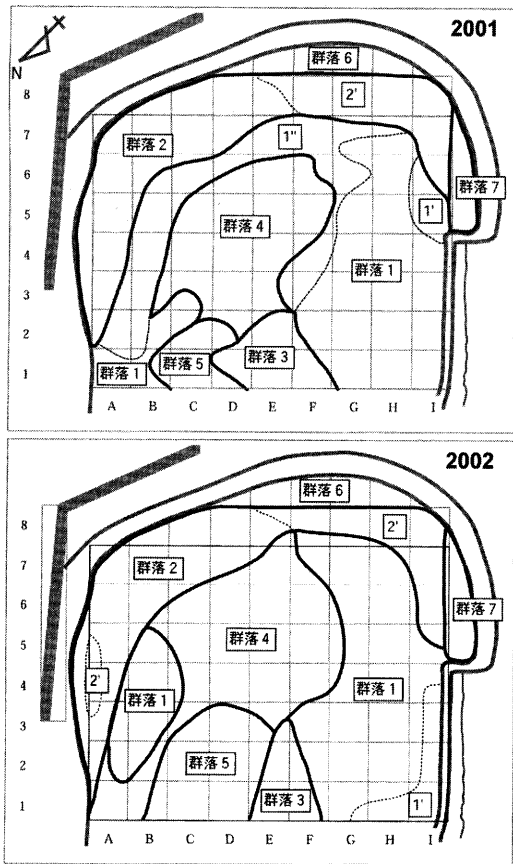


図4. 2001年(上)と2002年(下)の群落区分図。点線は群落を草丈や密度などでさらに細分した場合の境界線。各群落の特徴は表1に示した。

群落2を中心としたA-E列だけに限ると、区画単位で見た両年の羽化殻の分布には相関があった ($r=0.708$, $n=38$, $p<0.01$)。明らかに幼虫が生息できない陸域15区画(C-E列の1-5)を除くといくぶん低くなる ($r=0.663$, $n=23$, $p<0.01$) が、有意な相関が認められることに変わりにはなかった。このように群落2に限っていえば、幼虫は両年である程度よく似た分布を示した。

2001年11月に群落1の4カ所で幼虫採集を行ったところ2カ所で幼虫が採集された。越冬後、耕起前の2002年4月の調査では、群落1の4カ所のうち1ヶ所から幼虫を採集した。この時は群落1内の水たまりはごくわずか残っているだけであり(図3)、2日後の2度目の調査時には完全に消失していた。しかし、その後この区域から多数の羽化みられたことは上に述べた通りである。2002年11月に2カ所、2003年3月には群落1の22カ所で採集を行ったが、幼虫は得られなかった。

幼虫の分布と成熟雄の分布

2002年の各区画の羽化殻数と成熟雄数の関係を図10に示す。羽化殻が多く採集された場所ほど成熟雄数が多い傾向があり ($r=0.611$, $n=70$, 陸域15区画を除くと $r=0.592$, $n=55$; A-E列のみでは $r=0.648$, $n=38$, 陸域15区画を除くと $r=0.0592$, $n=23$; F-I列のみでは $r=0.530$, $n=32$; いずれも $p<0.01$)、幼虫が多く利用する場所と成熟雄が多く利用する場所がある程度一致する傾向があると言える。ただし、2001年はF-I列の群落1からの羽化が全く見られなかったため、少なくとも前年の幼虫にとって好適でなかった場所を2001年の成熟雄は利用し

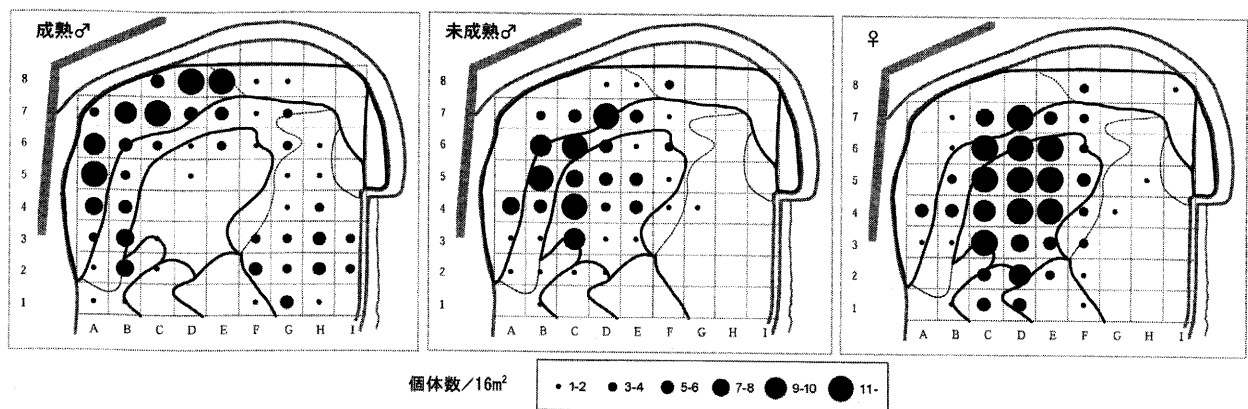


図5. 調査地内でのハッチョウトンボ成虫の性別、成熟度別の分布。2001年6月17日の調査。黒丸の大きさは区画(16 m²)あたりの目撃個体数を示す。雌については成熟度の区別を行わなかった。

ハッチョウトンボの場所利用と保全

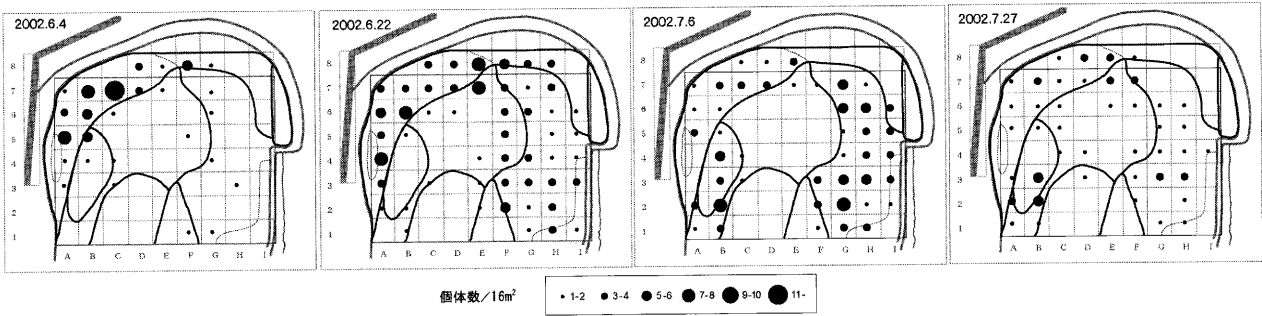


図6. 2002年における成熟雄の分布の季節変化。黒丸の大きさは区画あたりの目撃個体数を示す。

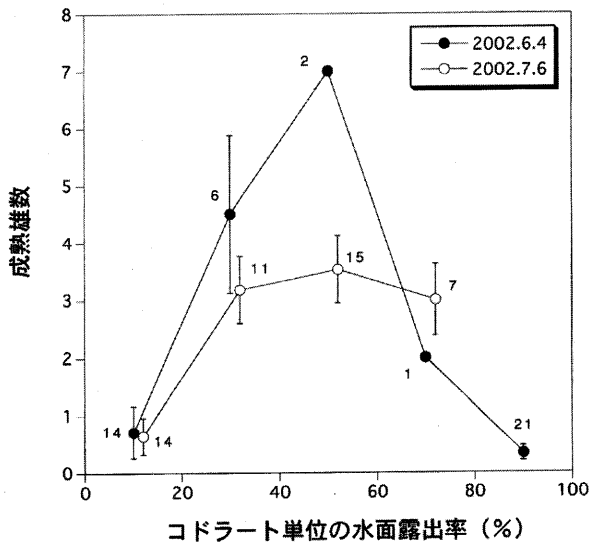


図7. 成熟雄の分布と水面露出率の関係。区画単位で見た水面露出率（1-植被率）と成熟雄数で示す。水面露出率は5段階に分け、それぞれの段階での成熟雄数の平均値とその標準誤差を示した。数字は調査区画数。水面露出率20%以下と20-40%の成熟雄数の間には2回の調査のいずれも有意な差があった ($F=17.4, F=55.5$, ともに $p < 0.01$)。6月4日の水面露出率20-40%と80%以上の成熟雄数の間にも有意な差があった ($F=51.4, p < 0.01$)

ていたことになる。なお、A-E列だけに限れば2002年と同じように相関が認められた ($r=0.704, n=38, p < 0.01$; 陸域15区画を除くと $r=0.709, n=23, p < 0.01$)。

周辺地域におけるハッチョウトンボの分布

周辺地域での成虫の分布調査結果を表2に示した。成虫が確認された地点数は16で、2地点では羽化も確認された。ビオトープから離れるに従い、ハッチョウトンボの発見率は急激に低下した(図11)。ビオトープから最も離れた地点は直線距離で約1.5 kmであったが、1 km

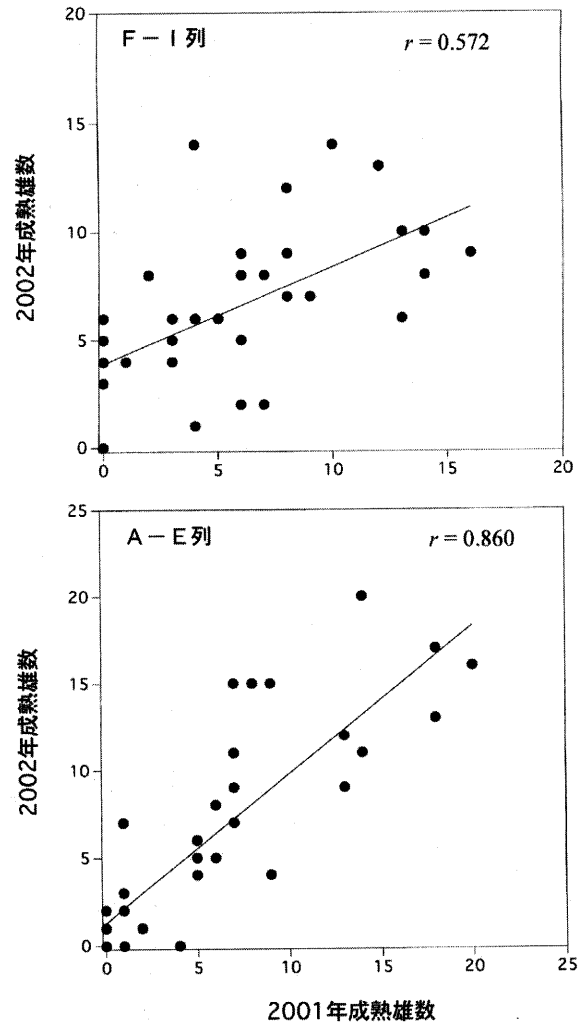


図8. 2001年と2002年の成熟雄の分布の比較。区画毎の成熟雄数(延べ目撃数)の両年の関係を、群落1を中心としたF-I列(32区画)と群落2を中心としたA-E列(38区画)に分けて示した。

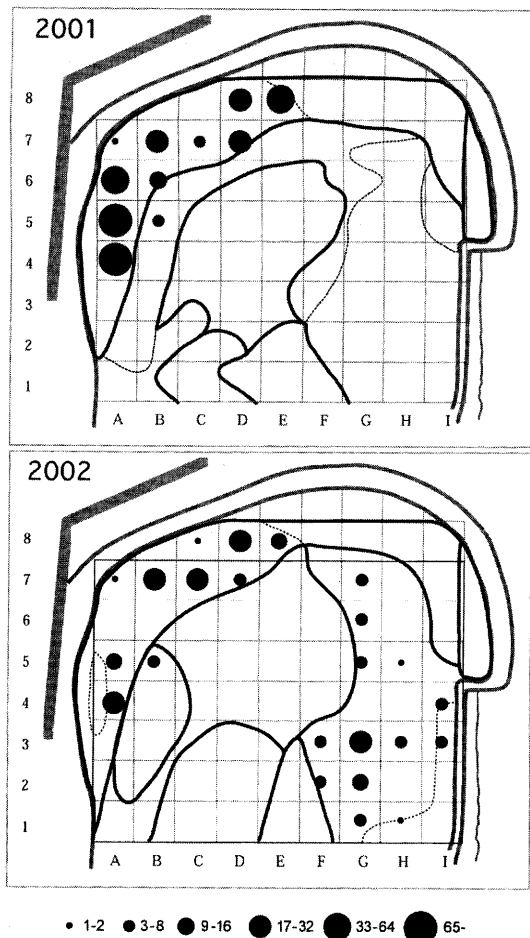


図9. 羽化殻の分布. 黒丸の大きさは, 2001年は2日間, 2002年は3日間の区画毎の合計数を示す. この分布は終令幼虫の分布を反映していると考えられる.

を超えたのは16地点のうち3地点にすぎなかった. ピオトープと同じ谷にあり, 距離も近い場所(地点1~4)を除けば, いずれも個体数は多くなかった. 2年間続けて分布が確認されたのはピオトープと同じ谷にある3地点だけであった. 2001年に確認したものの2002年に確認できなかったのは5地点で, そのうち3地点では2002年は耕作が行われていた. 逆に2001年に確認されず2002年に確認された3地点のうち2地点では2001年に耕作が行われていた. このように耕作の有無が分布に影響を及ぼしていたが, 耕作が行われていない場合でも2年目は分布が確認できない場所もあった.

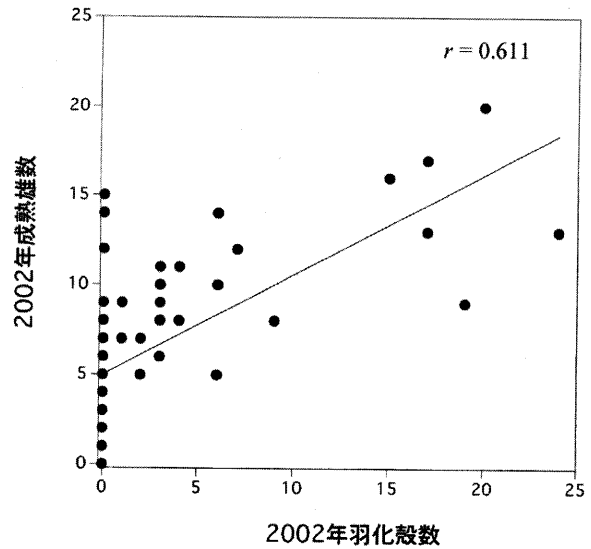


図10. 2002年の区画毎の羽化殻数と成熟雄数の関係. 羽化殻数は3日間の延べ数, 成熟雄数は5日間の延べ目撃数.

考察

ハッチョウトンボの生息場所と植物群落

このピオトープでは, 成熟雄はチゴザサやサンカクイ (*Scirpus triqueter* L.) などを優占種とする群落2とコアゼガヤツリ (*Cyperus haspan* L.) やイボクサ (*Murdannia keissak* (Hassk.) Hand.-Mazz), ホタルイ (*Scirpus juncooides* Roxb) などを優占種とする群落1を主に利用していた. 栃木県の谷津田跡の生息地を調べた養父・中島 (1997) は, 成熟雄がヤノネグサ (*Persicaria nipponensis* (Makino) H. Gross) ・イボクサ群落やイ (*Juncus effusus* L. var. *decipiens* Buchen) ・ヒメジソ (*Mosla dianthera* (Hamilt.) Maxim) 群落を多く利用することを指摘している. このような水田跡地に成立したハッチョウトンボの生息地の植物群落は, 従来よく言われていたミズゴケやモウセンゴケ (*Drosera rotundifolia* L.), ミミカキグサ (*Utricularia bifida* L.) が生育する湿地 (木村 1952; 谷 1970; 六浦 1973) とはだいぶん様子が異なっている. しかし, ハッチョウトンボに限らず, トンボ類の分布が特定の植物群落と結びついているとしても, それは植物種そのものとの結びつきではなく, ほとんどの場合, それらの植物が作り出す場の構造を選択した結果だと考えられる (Corbet 1999). Tsubaki & Ono (1995) は, ハッチョウトンボのなわばり形成場所選択に関する野外実験の結果から, 具体的に

ハッチョウトンボの場所利用と保全

表2. 調査地周辺でのハッチョウトンボ成虫の確認状況

地点	距離 (m)	確認個体数 a		耕作状況	
		2001	2002	2001	2002
1	65	+	+++	耕作	休耕
2	105	++	++	休耕	休耕
3	150	+++	++++	休耕	休耕
4	200	×	+++	耕作	休耕
5	290	×	++	休耕	休耕
6	360	+	×	休耕	休耕
7	350	++	×	休耕	休耕
8	370	++	×	休耕	耕作
9	420	×	+++	耕作	休耕
10	600	-	+++	休耕	休耕
11	720	-	+	不明	休耕
12	820	+	×	休耕	耕作
13	850	++	×	休耕	耕作
14	1150	-	++	休耕	休耕
15	1150	-	++	休耕	休耕
16	1510	-	+	不明	休耕

a ×：確認なし，+：1，++：2-9，+++：10-49，
++++：50個体以上，-：調査せず

記述することは難しいとしながら、水深や植生などが関係する場の構造を手がかりに、成熟雄が場所を選んでいることを示唆している。植物群落によって作り出される構造が成熟雄の分布に重要な影響を与えていることは、耕起による攪乱がない群落2では、年が違っても成熟雄の分布に高い相関があったのに対し、耕起による攪乱がある群落1でその相関が低かったことからもうかがえる。耕起による攪乱は、同じ場所でも年により微地形を変化させ、また生育する植物種の配置や構成、量などを変化させ、相観的に同じ群落が成立していても異なった場の構造を作り出すと考えられる。

養父・中島（1997）は、上記の群落が小規模な浅い開放水面を伴うことに注目しているが、ハッチョウトンボの場合は、このように低茎草本とその叢間に作り出される小さく浅い開放水面が点在するという構造が重要であると考えられる。このトンボは、ほとんどの場合20～50 cmの高さを飛び、その高さの葉茎に止まる（六浦1969）ので、低茎草本群落であるということがまず重要である。低茎草本はまた、なわばりを作って雌を待つ雄のとまり場や、交尾中のとまり場、産卵途中の雌のとまり場として利用される（Tsubaki & Ono 1986など）。飛びながら腹部先端を水面に打ち付けて放卵するという産卵行動（山本1968; Nakamuta *et al.* 1983など）は開放水面を必要とするが、小さなハッチョウトンボにとって広

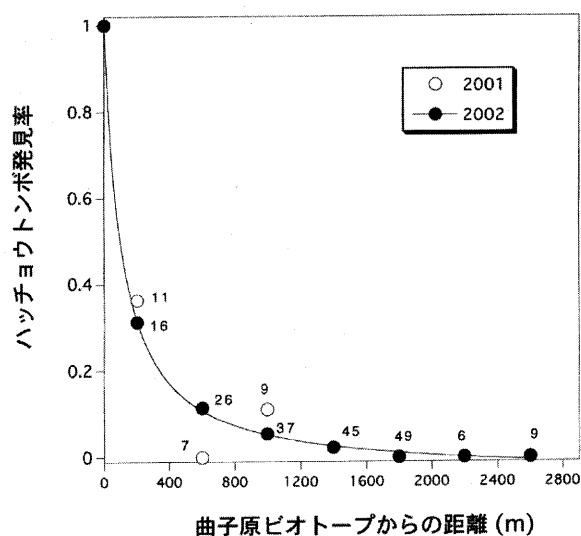


図11. ハッチョウトンボの発見率の曲子原ビオトープからの距離による変化。発見率は、ビオトープから一定の範囲の距離にある調査休耕地の地点数に対するハッチョウトンボが発見された地点数の割合として求めた。図では400 m毎に集計した発見率を、その間の中間の距離に対してプロットした。数字は調査地点数。2002年の結果については、ロジスティック式による回帰曲線 $Y = 0.038 / (1 - 0.96 \exp(0.00033X)) - 0.069$ ($R^2 = 0.999$) も示した。

い空間はおそらく必要がなく、むしろ、叢間の小さな空間は遮蔽効果を持ち、産卵中に他のトンボなどにより捕食される危険性を軽減するのに役立つと思われる。浅い湿地を好むのは、ハッチョウトンボの幼虫の潜在的捕食者となる他のトンボ類の幼虫があまり利用しないためと考えられる（上田・吉田 未発表）。

なお、イネもまた湿地性の植物であり、時期によっては耕作水田もハッチョウトンボの好む構造を作り出すように思われるが、ビオトープに隣接する水田で未成熟雌を1個体目撃したことを除けば、耕作水田で本種を見ることはなく、まず利用しないと考えられる。これは水面露出率が高い時期は水深が深く、水深が浅い時期にはイネが繁茂して水面露出率が低くなっているということもあるが、垂直に伸びた細い草茎などに側面から抱きつくように止まることが多いハッチョウトンボにとって、イネの形態そのものが好適なとまり場を提供しないからかもしれない。

成虫の場所選択と幼虫の生息場所

群落2では羽化数の多い場所と成熟雄数には相関があり、群落1でも2002年には相関が見られたことから、

雄は幼虫にとっても好適な場所(同時に好適な産卵場所)を選んでなわばりを形成していると考えられる。しかし2001年の群落1では、羽化が見られなかったにもかかわらず多数の雄が分布し、繁殖行動も観察された。群落1は、地下水位が低下する7月後半以降は、毎年部分的に水たまりが残る状態になり、その冠水状態は主に降水に依存していると考えられる。もっとも近いアメダスデータ(医王山)によると、8月の降水量は、全面的干上がりが見られなかった2001年が150 mm、それが観察された2002年は72 mmであった。調査開始前の2000年8月はわずかに17 mmであり、群落1はほとんど乾いた状態であったと推測できる。おそらくそのため幼虫が死滅してしまうか群落2へ移動し、2001年にはそこからの羽化が見られなかったのだと考えられる。2002年の夏にも全面的な干上がりが観察されている。2003年の羽化殻調査は一度行っただけであるが群落1では発見されず、3月の幼虫調査でも幼虫がまったく採集されなかったことから、2003年も羽化が生じなかったと推測される。

このように、湧水によって涵養されている群落2と違い、群落1は8月以降の降水の状況によっては干上がってしまう危険性のある場所である。しかし、成熟雄はいずれの年も同じように利用していた。ハッチョウトンボの雄は、なわばり形成において、おそらくその場所の構造を手がかりにして(Tsubaki & Ono 1995)、卵の生存率が高い場所を評価し選んでいることが実験的に示されている(Tsubaki *et al.* 1994)が、その後の干上がりの危険性についてまでは予測できないということであろう。

機会的な種としてのハッチョウトンボ

曲子原ビオトープの周辺の湿地から比較的多くの場所でハッチョウトンボの分布が確認された。一部の場所では羽化が確認されたが、ほとんどの場所は少数個体がいだけであり、ほかから飛来した個体と考えられる。調査区域外に供給源となるような、ビオトープ個体群とは別の大きな個体群が存在する可能性は否定できないが、注目度の高いトンボであるため、そのような場所が存在すれば話題になるはずであり、まず存在しないと考える良い。新潟県で行われた標識個体の調査で最大1.5 kmの移動が確認されており(桜沢 1986)、今回確認された場所は、いずれも曲子原ビオトープから移動できない距離ではない。つまり、これらのハッチョウトンボは、曲子原ビオトープに由来すると思われる。また、耕作が放棄されたその年の飛来も確認されたが、広島でも同様の例が知られており(下田 2003)、常にかかなりの数の個体

が移動分散していると見て良いようである。

ハッチョウトンボの移動性が小さいという従来の見方は、未成熟個体が羽化場所からあまり離れることがなく湿地内にとどまっていることからたらされたと思われる。しかし、生息場所内での分散の在り方と生息場所間の分散の在り方を同一に考えるべきではないだろう。湿地内部のモザイク構造が生息場所内のそのような分散様式を可能にしているのであり、長期的には、その低茎草本湿地の過渡的な特性を考える必要がある。すなわち、低茎草本湿地は、再生と消滅をくり返す一時的な場所であり(角野・遊磨 1995)、そこを利用するハッチョウトンボに何らかの分散手段が進化していることはむしろ当然予想されることである。

ハッチョウトンボをこのように位置づけると、場所選択において一年生草本群落も多年生草本群落も区別せずに選択することや、干上がりの危険性がある場所も利用することは不思議ではない。ハッチョウトンボにとって、新しい生息場所となりうるのは、通常であれば形成されて間もない一年生草本からなる湿地であり、それ以後も湿地として存続するかどうかかわからない場所と考えられるからである。つまり、ハッチョウトンボは、そのような予測性の低い場所も積極的に利用する機会的な種と見ることができる。

耕起によるハッチョウトンボの生息地の整備

ハッチョウトンボの生息地を保全するためには、低茎草本からなる湿地を維持する必要がある。地下水によって涵養されている貧栄養の湿地であれば遷移の進行も緩やかであり、そのまま放置しても当分は問題ないと思われるが、ハンノキ(*Alnus japonica* (Thunb.) Steud.)やヤナギ類の幼木、ヨシやガマ(*Typha latifolia* L.)などの高茎草本の侵入があれば、人力によってこれを定期的に除去する必要がある。

放棄水田の場合は、有機物の堆積があるため通常は高茎草本への移行がすみやかであり、その除去を効果的に行うには、かなりの労力と時間が必要になる。それに代わる簡便な方法として、現在、曲子原ビオトープで行われているように、トラクターによる耕起を毎年くり返す方法は検討に値すると思われる。曲子原ビオトープは、水田耕作が放棄されて18年になるが、春季に1回の耕起を行うことで、今回示したような一年生草本を中心とした湿地がいまだに維持されており、きわめて有効な方法と考えられる。ただしすでにヨシなどの進出が著しい場合は、曲子原の例から見て、春季の耕起だけではヨシ

ハッチョウトンボの場所利用と保全

を根絶することができないので、最初の数年は、秋季の刈取り（あるいは耕起）を併用する必要がある。

谷津田の場合は、曲子原ビオトープのように、放棄水田の一部に滲出水による湿地が併存している場合が普通であり、そこにはかなりの程度のハッチョウトンボが生息していることもある。その場合は、その湿地部分はそのまま放置するとしても、その湿地部分が被陰しないように、その周辺部分の耕起は必要である。その際に、曲子原のように、耕起によって作り出された人為的な湿地も繁殖場所として利用され、その後、そこが長期にわたって干上がる可能性がある場合は、ハッチョウトンボの無駄な産卵を防ぐために、耕起の時期を5月下旬以降に遅らせることも検討する必要がある。そうすることで草本の成長が遅れ、ハッチョウトンボの繁殖期のピークである6月から7月前半は、このトンボが好まない広い開放水面の状態を保つことができる（その場合、水深を10 cm以上と深くすればより効果的であろう）。7月後半になってハッチョウトンボが利用するようになるとしても、それはいわば余剰個体群であり、個体群を維持していく上で、ほとんど問題にならないと思われる。もっともこの方法をとる場合、春先にこの場所の植物を産卵基質として利用しているホソミオツネトンボ *Indolestes peregrinus* など、ほかのトンボに影響を及ぼす可能性があるため、その点も見極める必要がある。

水管理がうまくできるのであれば、上記の問題も回避できる。水管理においては、とくに、地下水水位が低下する夏から翌春にかけて、長期間にわたって全面的に干上がるようなことがないように十分に留意する必要がある。しかし、水深を数 cm 程度に浅く保ちながら水管理を行うことはかなり難しいかも知れない。もっとも全面的にそのような浅い状態を保つ必要はなく、傾斜をつけることで可能になるであろう。その場所の地下水の湧出量と涵養範囲、そしてその変動を見極めた上で、ある程度の基盤整備を行うことで対応できるものと思われる。

耕起の問題点として、耕起すること自体がハッチョウトンボの幼虫の生存に悪影響を与える可能性が考えられる。しかし、今回の結果からは、影響が皆無ということはありません。耕起した場所から大量の羽化が確認されており、少なくとも致命的なダメージとはなっていない。ただ、耕起を行う場所は最小限とし、耕起深度を浅くするなどの工夫は必要と思われる。

耕起による湿性ビオトープ・ネットワークの創出

ある地域の個体群が健全に存続するためには、ほかの

個体群との交流が必要であり、いくつかの個体群を含んだメタ個体群として存在することが重要である（上田1998など）。したがって、ある場所のハッチョウトンボ個体群を保全するためには、その個体群だけではなく、その周辺の個体群の保全も考える必要がある。では、どの程度の距離に、どの程度の大きさの個体群が必要であるかとなると、それを議論するための材料は乏しい。今回の調査によれば、供給源と考えられる曲子原ビオトープから離れると急激に発見率が低下し、1 km を超えるあたりからほとんど0に近くなった。したがって、1 km を超えない範囲内にいくつかの個体群が存在することが望ましいと思われる。

このようなハッチョウトンボのメタ個体群を作り出すためにも、各地にある谷津田の休耕田や放棄田を活用して積極的に湿性ビオトープ・ネットワークを創出することを検討すべきであろう。もともと湿田であった場所であれば、上に述べたようなことに留意しながら、耕起を行うことでハッチョウトンボの生息地を作り出すことは比較的容易である。この場合、全ての場所で一律に毎年同じように耕起を行う代わりに、一部は隔年あるいは数年に1度の耕起を行うこととし、多年生草本も混じったさまざまな遷移段階の湿地を作り出すことも検討すべきかもしれない。そのような単純な方法であっても、おそらく多様な遷移段階の湿性植物群落を創り出すことが可能であり、その結果、ハッチョウトンボに限らず、それぞれの遷移段階に対応した動植物の生息場所を提供することになると思われる。

謝 辞

この研究を行うにあたって、金沢市環境保全課の新名輝彦、松井正人両氏には、現地調査を含めさまざまな便宜を図っていただいた。西沢徹、吉田清香両氏には現地の調査の一部を手伝って頂いた。山田正博氏は今回調査を行ったビオトープを無償で金沢市に貸与され、また耕起作業も行われている。また、匿名校閲者からは有益なご教示を頂いた。これらの方々に深く感謝したい。なお、この研究の一部は金沢市からの委託経費により行ったものである。

引用文献

馬場金太郎 (1956) ハッチョウトンボの移植. *Kontyu* 24: 137.

- Corbet P. S. (1999) *Dragonflies Behavior and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, New York.
- 井上 堅 (1998) 生息地の土壌とともに移転されたハッチョウトンボ個体群の生息状況. 環動昆 **9**: 1-7.
- 角野康郎・遊磨正秀 (1995) ウエットランドの自然. 保育社, 大阪.
- 木村幸雄 (1952) ハッチョウトンボの新産地. 採集と飼育 **14(2)**: 36-41.
- 六浦 修 (1973) 京都洛北の一湿地の貴重な生物の生態とその保護の訴え. 京都精華学園研究紀要 **11**: 1-20.
- 六浦 修 (1969) ハッチョウトンボに関する研究. 「女子高等学校における生物研究」, pp. 1-34. 京都精華学園, 京都.
- Nakamuta K., Tsubaki N., Yasuda M., Hibino Y. & Ono T. (1983) Male reproductive behavior of the tiny dragonfly, *Nannophya pygmaea Rambur*. *Kontyu* **51**: 605-613.
- 桜沢英郎 (1986) ハッチョウトンボの拡散調査. 越佐昆虫同好会会報 **62**: 9-12.
- 下田路子 (2003) 水田の生物をよみがえらせる. 岩波書店, 東京.
- 杉村光俊・石田昇三・小島圭三・石田勝義・青木典司 (1999) 原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 谷 幸三 (1970) 忍辱山付近の湿地について—ハッチョウトンボの生息を中心に—. 大和の昆虫 **5**: 36-39.
- Tsubaki N. & Ono T. (1986) Competition for territorial sites and alternative mating tactics in the dragonfly, *Nannophya pygmaea Rambur* (Odonata: Libellulidae). *Behaviour* **97**: 234-252.
- Tsubaki N. & Ono T. (1995) On the cue for male territorial site selection in the dragonfly, *Nannophya pygmaea*: A field experiment. *Journal of Ethology* **13**: 105-111.
- Tsubaki N., Siva-Jothy M. T. & Ono T. (1994) Repopulation and post-copulatory mate guarding increase immediate female reproductive output in the dragonfly, *Nannophya pygmaea Rambur*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **35**: 219-225.
- 上田哲行 (1998) ため池のトンボ群集. 「水辺環境の保全—生物群集の視点から」(江崎保男・田中哲夫編), pp. 17-33. 朝倉書店, 東京.
- 養父志乃夫・中島敦司 (1997) ハッチョウトンボ生息地の保全に関する生態学的研究. ランドスケープ研究 **60**: 324-328.
- 山本悠紀夫 (1968) ハッチョウトンボ成虫の生活史. *Tombo* **11**: 18-25.