

冊子版 ISSN 1884-4855  
オンライン ISSN 2436-0791

---

# 千葉県生物多様性センター研究報告

---

Report of the Chiba Biodiversity Center

第10号

2022年3月

千葉県生物多様性センター

---



## 千葉県柏市の保全対象植物種の分布と生育地における 過去60年間の植生変化および管理履歴

瀧下陽子\*<sup>1,2</sup>・福田健二\*<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>東京大学大学院新領域創成科学研究科

<sup>2</sup>現所属 Department of Plant Science, McGill University, Montréal, QC, Canada

<sup>3</sup>現所属 東京大学大学院農学生命科学研究科

**摘要**：千葉県柏市は、過去数十年間の土地利用の変化が著しく、植物種の保全が重要な課題となっている都市近郊地域である。柏市が指定した保全対象植物が生育する市内の27か所の緑地について、1947年、1975年の空中写真と聞き取り調査により過去60年間の植生の変化と植生管理の履歴を明らかにするとともに、2011年の現地調査と2008年の空中写真判読により216の植生パッチに細分し、現地調査により各植生パッチに生育する保全対象種の種構成を明らかにした。各植生パッチの種構成データにもとづくクラスター分析により、216パッチを9つのグループ（以下、「植生パッチグループ」）とその他の5パッチに分類した。この9グループを、指標種分析（INSPAN）により抽出された指標種名により「ウラシマソウ型」のように命名した。ウラシマソウ型の植生パッチは管理が継続された森林の林床、ワレモコウ型は強度の管理がされた草原、ジロボウエンゴサク型、センニンソウ型とイヌショウマ型は中程度の管理をされた草原であることが多かったことから、これらのグループに出現する保全対象種の保全には管理の継続が必要と考えられた。キンラン型は管理放棄された落葉樹林に、コクラン型は管理放棄された常緑樹林、コバギボウシ型は湿地林で多く出現し、それら3つのグループに出現する種の保全には強度の管理は必要ないことが示唆された。タコノアシ型は放棄水田に多くみられたが、耕起などの管理の継続が必要な種も含まれていた。ワレモコウ型は植生パッチあたりの種数が多く、キンラン型はレッドデータブック掲載種が、タコノアシ型はグループ特異種（タコノアシ型のみ出现过した種）が多かったことから、これらの植生パッチが存在する緑地は、保全上特に重要だと考えられた。保全対象種が生育する植生パッチの多くは、植生が過去60年間変化していなかったことから、希少種の保全において、植生を長期間にわたり維持することの重要性が示唆された。

**キーワード**：絶滅危惧種、土地近郊地域、土地利用の変遷、二次的自然、保全管理

### はじめに

二次林、農地、草地等で構成される里地里山は、農林業などに伴う様々な人の働きかけを通じて形成・維持された二次的自然環境であり、多様な動植物の生育・生息地としての役割を果たしていた。しかし、人口の減少・高齢化、農業形態や生活様式の

変化等により、管理放棄や都市化が各地で進行し、里地里山に生育・生息する多くの動植物が絶滅の危機に瀕している（環境省、2010）。現在、絶滅危惧種に指定されている動植物の約半数が里地里山を生育・生息地とすることが明らかになっており、このような里地里山固有の生物の保全は重要な課題とされる。

都市近郊地域は、既に開発が進んだ大都市と異なり、里地里山固有の動植物の生育・生息地である緑地がある程度残されている。しかし、このような緑地も、都市近郊地域という立地条件ゆえに常に強い開発圧にさらされており、生育・生息地の分断・孤立が進行している（服部ら, 1994; 河島, 2006; 大久保・加藤, 1994; 矢部ら, 1998など）。里地里山固有の動植物の絶滅を止めるためには、効果的な保全管理方法を明らかにすることが求められている（服部ら, 1995; 飯田・谷本, 1992; 島田ら, 2008, 2014; 環境省, 2010など）。

これまでに、コナラ・クヌギ林やアカマツ林をはじめとする里山二次林の植生については多くの研究があり、植物社会学上のコナラ林の群落区分が植生管理と良く対応すること（奥富ら, 1976）、都市化により孤立した林分の面積と種多様性との関係（Iida and Nakashizuka, 1995; 服部ら, 1994; 矢部ら, 1998）、植生管理と林床の種組成や多様性との関係（鎌田・中越, 1990; 辻・星野, 1992; 藤井・陣内, 1979; 服部ら, 1994; 藤村, 1994; 浜端, 1980; 山本, 2000; 山崎ら, 2000; 細木ら, 2001; 島田ら, 2008など）や、街路樹等からの鳥散布樹種の種子供給による種組成の偏向（戸島ら, 2004; 斉藤ら, 2003; 井手ら, 1994; 島田ら, 2014など）、微地形との関係（大久保ら, 2003; 藤村, 1994）などが明らかにされてきた。里山の谷津田でも、放棄水田と周辺の植生遷移や希少種保全について同様に多くの報告がある（有田・小林, 2000; 山田ら, 2000; 大黒ら, 2003; 大塚ら, 2004など）。

一方、過去の土地利用および管理の履歴が、現在の植生の種構成を決定づけることも明らかにされている。例えば、ヨーロッパナ（*Fagus sylvatica* L.）林の林床の希少種の分布は、土地利用が長年変化していない森林に限られていたとの報告（Brunet, 1993）や、林床に生育する春植物がかつて採草地であったところには見られないとの報告（山本ら, 2000）のように、現在の植生が過去の土地利用・管理履歴の関係の影響

を受けていることは、森林群落とその下層植生（鎌田・中越, 1990; 藤村, 1994; 山本・糸賀, 1988; 島田・藤原, 2002; 島田ら, 2008; Lindborg and Eriksson, 2004; Kobayashi and Koike, 2010; Smart et al., 2005）、草原（Koyanagi et al., 2009）、湿原（楠本ら, 2005）などを対象とした多くの報告がある。したがって、都市近郊地域の里山二次林においても、希少種の保全のためにどのような土地利用や植生管理が適しているかを明らかにするためには、現在の希少種の分布だけでなく、その生育地での過去の土地利用や管理履歴との関係を調べる必要がある。

現在、都道府県や市町村などの自治体レベルで、生物多様性地域戦略の策定やレッドデータブックの公表が進んでいるが、今後、都市近郊地域の自治体を中心となって地域の植物種の保全を図っていくためには、それぞれの自治体における保全対象種の生育地の特徴を把握することが必須である。前述のように、コナラ林やアカマツ林といった一定の植生に着目して、種多様性と植生管理の関係を明らかにした報告や、特定の保全対象種あるいは特定の生育地についての事例を報告したものは多いが、ある地域の保全対象植物のすべてを総合的に扱ったものはほとんどない。森林、草原、湿地など、多様な立地に生育する多様な植物種からなる地域の保全対象種全体を対象とした研究を行うことは、調査地点数、調査に要する労力の点で困難を伴うためである。

一方、行政や市民レベルで行われる希少生物の調査結果を、具体的な保全管理策の検討のために活用する道筋についても、十分に明らかにされていない。都市近郊地域における里地里山固有の動植物の生育・生息地の保全には、市民が重要な役割を担っている。かつては、農家によって農作業の一環として行われていた土地管理や植生管理が希少種の保全につながっていたが、農家が減少した都市近郊地域では、非農家で

ある市民が、環境調査、モニタリング、植生管理等の実際の保全活動の担い手になっていることが多い。市民が中心となっていて行う希少生物の調査は、保全対象生物種のマップや目撃情報といった形でデータ化されることが多く、学者や専門家が行う生態学的な植生調査データとは性質が異なる。しかし、市民が集めたこのようなデータは、広範かつ緻密な情報も多く、きわめて重要なものであることから、保全に向けた活用方法を示すことが求められている。

本研究では、都市近郊地域としての千葉県柏市を取り上げて、市民が保全対象種として選定した植物が生育する緑地（柏市「生物多様性ホットポイント」のうち27か所）を調査対象とし、その生育地の過去60年間の植生の変化および植生管理の履歴を明らかにすることによって、どのような植生管理のもとでそれらの群落が成立し維持されてきたかを明らかにするとともに、行政と市民により調査され蓄積されてきた保全対象植物の分布情報等のデータから、保全管理に有益な情報を引き出す道筋を検討することを目的とした。

本報告は、千葉県と県内6大学が連携して行ってきた研究プロジェクト「都市-里山里海の生物多様性保全」の一環として、柏市内の保全対象植物に関する調査を行った結果をとりまとめたもので、瀧下ら（2014）に結果の概要のみを示した調査データを用いて植生と植生管理の履歴に関する解析結果の詳細を報告するものである。

## 調査地と調査方法

### 調査対象地域

本研究の調査対象地である柏市は、東京都心から30km北東にある面積約115km<sup>2</sup>、人口約41万人の中核市である（総務省統計局, 2015）。暖温帯（常緑広葉樹林帯）の北限に近い関東地方の東部にあり、下総台地の中央に位置する。柏市全体の約7割が台地

で、3割がそれを樹枝状に刻み込む低地（谷津）となっている（かしわ環境ステーション・柏市自然環境調査プロジェクトチーム, 2009）。

かつて谷津では農林業が盛んに行われ、低地は稲作に、台地は畑作に、台地とその斜面に広がる山林は薪炭、建築材、肥料等を得るために利用された。山林には、アカマツ (*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.) やクロマツ (*Pinus thunbergii* Parl.) が植林されることが多く、アカマツ林と、アカマツをしばしば上層に伴うコナラ (*Quercus serrata* Murray) ・クヌギ (*Quercus acutissima* Carr.) 林が広く分布し、大都市東京における重要な薪炭供給地となっていた（白井, 2005など）。戦後以降、経済・社会環境の変化により柏市においても、多くの農地が使われなくなり、樹林地の荒廃、放棄田の増加が進んだ。さらに、柏市では、都市化の影響で人口が増加し、かつての農地の多くが住宅・商業用地利用へと変わった（佐藤, 2008）。柏市東部の旧沼南町地域では、まとまった自然環境が残る一方、北部ではつくばエクスプレス沿線を中心に開発が現在も進行している。一部の農地では、農業が行われなくなった後も地権者や兼業農家により草刈りなどの植生管理が行われているが、農家の高齢化や後継者不足の問題より今後の管理が懸念されている。

## 調査方法

### 1 保全対象種と生育地

柏市では、地域の自然を保全しようと市民ボランティア団体が各地で活動しており、2007-2008年にかけて、市民ボランティアの協力により「柏市自然環境調査」が行われた。この調査をもとに柏市では、植物200種を「保全重要植物」に指定した（かしわ環境ステーション, 2009）。この200種の保全対象植物種は、植物愛好家などの市民が主体となり、柏市が委嘱したアドバイザー（専門家）の助言を得て、「失われつ

つあるかつての柏市の自然」を代表する植物種として指定されたものである。その中には、ノジトラノオ (*Lysimachia barystachys* Bunge : 環境省「絶滅危惧IB類」、千葉県「要保護種 (C)」)、マイヅルテンナンショウ (*Arisaema heterophyllum* Blume : 絶滅危惧II類 (VU)、千葉県「最重要保護生物 (A)」)、カワヂシャ (*Veronica undulata* Wall. : 環境省「準絶滅危惧 (NT)」)、ズミ (*Malus sieboldii* Rehder. : 千葉県「重要保護生物 (B)」) など、国や県レベルの絶滅危惧種とされたものから、カントウタンポポ (*Taraxacum platycarpum*)、オオバノトンボソウ (*Platanthera minor*) など、柏市の里山・里地で現在も広く見られる種までが含まれる。柏市は、2011年に生物多様性地域戦略としての「柏市生きもの多様性プラン」を策定した (柏市環境部環境保全課, 2011)。このプランでは、上記200種のうち196種を「人里の生きもの (植物編) リスト (案)」、動物153種を「人里の生きもの (動物編) リスト (案)」とし、それらの生育地・生息地37か所を「生き物多様性重要地区 (仮称) の候補地=生物多様性ホットポイント」として指定した (図1)。

そこで、この196種の植物のうち、イヌザクラ、コブシなどの高木種は、生育地が柏市内の数多くの森林に見られる種が含まれ、林内に出現する高木個体をすべて調査するのは困難であるため除外し、分布地が限られる低木および草本種を本研究の調査対象とした (以下、「保全対象種」: 附表)。また、上記の37か所の「生物多様性ホットポイント」のうち、保全対象種が生育する27か所の緑地を本研究の調査対象とした (柏市が指定した37か所の「生物多様性ホットポイント」には、希少動物種の生息がみられるのみで、保全対象種 (植物) が生育していない緑地も含まれる)。

したがって、調査対象地以外の場所で、これら保全対象種がいつさい生育していないことを意味するものではないが、RDB種や複数の保全対象種が生育するなど、保全

の価値が高いと認識された緑地は網羅されている。ただし、柏市天然記念物に指定されている「逆井のカタクリ群生地」は、柏市自然環境調査の対象となっていなかったため、今回も調査対象外とした。

## 2 現地調査

2011年の春から秋にかけて37か所の「生物多様性ホットポイント」を調査し、保全対象種の生育の有無と生育する範囲、植生を地図上に記録した。各生育地において後述の方法により、過去および現在の植生および植生管理上の区分にもとづいて生育地を「植生パッチ」に細分し (表1)、それぞれの植生と保全対象種の種構成を記録した。植生は、その相観により、以下の13の植生タイプに類別した。すなわち、アカマツをはじめとするマツ林 (「P」)、コナラをはじめとする落葉樹林 (「D」)、混交林 (「M」)、シラカシをはじめとする常緑広葉樹林 (「E」)、スギ林 (「C」)、竹林 (「B」)、クリ、ナシなどの果樹園 (「O」)、ススキ草原 (「m」)、草地、畑地または空地 (「g」)、湿性樹林 (「大文字W」)、湿性草地 (「小文字w」)、水田 (「r」)、河川敷 (「R」) である。

## 3 空中写真判読による調査対象地の過去の植生の特定

保全対象種の生育地における過去60年間の植生変化を知るため、ArcGIS (ESRI Inc.) を使い、1947年、1975年、2008年に撮影された空中写真を国土地理院の「国土変遷アーカイブ」 (西野ら, 2007: <http://archive.gsi.go.jp/airphoto/search.html>, 2012年7月18日確認) からダウンロードして用い、植生の判読を行った (上記サイトは現在、「地図・空中写真閲覧システム」に移行している)。上述の柏市の歴史的・社会的背景から、1947年は農林業が盛んに行われていた時代、1975年は農地の荒廃が始まった時代の土地利用を代表しているとみなした。2008年の空中写真は、現地調査時

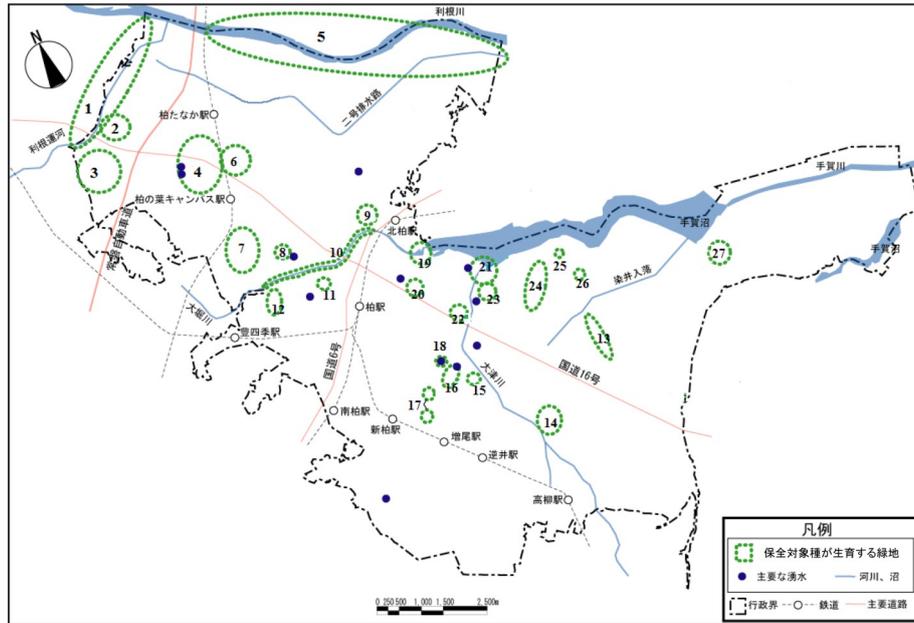


図1 柏市の保全対象植物が生育する緑地(生物多様性ホットポイント37か所のうち27か所)  
 (柏市環境部環境保全課2011を改変、盗掘を避けるため、生育地の詳細な位置は表記していない)

(2011年)と植生が変化していないことを聞き取りにより確認した上で、2011年時点の植生図の作成に用いた。

2008年撮影の空中写真を、現地調査により確認した2011年の13タイプの植生およびその他の土地利用(宅地など)と対応させて判読し、GISで植生図を作成した。次に、過去の植生に関する地権者や市民ボランティアへの聞き取り結果を参考にして、1947年および1975年の空中写真を判読し、13の植生タイプに当てはめて、同様に植生図を作成した。また、保全対象種が生育する緑地の履歴にみられる特徴を明らかにするため、比較対象として保全対象種が生育しない柏市内の緑地を任意に65か所選び、それらの1947年と2008年の植生タイプを同様に空中写真から判読した。

#### 4 関係者へのヒアリングによる植生管理履歴の把握

すべての生育地について、柏市自然環境調査報告書(かしわ環境ステーション, 2009)の記述を参考に、2011年の調査時に、地権者、市民ボランティア、近隣住民、柏市職員等(のべ40名以上)への聞き取り調査を行い、保全対象種の生育する緑

地における過去の植生管理を把握した。聞き取り調査にもとづく現在と過去の植生管理内容にもとづき、植生管理強度を3段階(強(O)、中(Δ)、弱(X))に区分した。

人為の影響が最も大きいとみなされる「強(O)」は、低木層の除伐や草刈り、落葉掻きが毎年定期的、あるいは数年に1回の頻度で行われている樹林や、年1回以上の頻度で草刈が行われるススキ草原や畦畔草地、耕耘が行われる水田・畑地とした。「中(Δ)」は、低木層の発達しにくい照葉樹林や民家に近い草地等で、草刈りは行われず落葉掻きのみが行われている場合を当てはめた。これらの管理がいずれもなされておらず管理放棄されている場合を「弱(X)」に区分した。これらの植生管理強度の分類は、聞き取りにもとづき、1947年、1975年、2011年のそれぞれについて行った。

#### 5 各生育地における植生パッチの区分と類型化

上記の方法で得られた過去50年間の3つの年次における植生と植生管理強度のデータをもとに、保全対象種がみられた27の緑地

表1 柏市の生物多様性ホットポイントの概要

ホットポイント No. <sup>1)</sup>	植生別面積 (ha)				保全対象種 生育パッチ数
	樹林地 <sup>2)</sup>	草地・空地 <sup>3)</sup>	湿地等 <sup>4)</sup>	計	
1	2.2	16.8	35.0	54.0	6
2	14.1	0.0	15.2	29.2	3
3	31.4	14.8	0.4	46.6	12
4	10.6	1.1	0.2	11.9	24
5	4.5	27.5	19.2	51.1	13
A	0.6	0.3	0.0	0.9	0
B	0.8	0.0	0.2	1.0	0
C	6.8	2.4	0.4	9.6	0
6	4.3	20.6	5.5	30.3	15
7	5.0	4.3	0.0	9.3	7
8	3.1	0.1	0.1	3.2	6
9	2.1	0.0	0.0	2.1	3
10	0.9	11.2	3.2	15.3	2
11	2.2	0.0	0.0	2.2	2
12	2.7	1.8	0.0	4.4	6
13	5.2	3.1	1.7	9.9	2
14	2.8	0.1	0.0	2.9	6
15	2.4	1.4	0.0	3.8	9
D	25.8	1.0	0.1	26.9	0
16	7.5	1.7	1.0	10.1	12
E	0.8	0.0	0.0	0.8	0
17	0.4	0.4	0.0	0.8	3
18	0.0	0.0	0.7	0.7	2
F	4.1	0.0	0.1	4.2	0
19	0.0	4.1	20.3	24.3	3
20	0.1	0.0	0.0	0.1	1
21	0.1	11.2	39.6	50.9	3
22	3.3	0.8	0.0	4.1	10
23	3.9	4.0	0.0	7.9	18
24	13.7	4.0	1.7	19.4	26
25	1.5	0.8	0.0	2.3	4
26	0.6	0.9	0.0	1.5	4
27	27.4	2.3	0.2	29.9	14
G	10.6	1.0	2.4	14.0	0
H	13.1	10.3	2.0	25.4	0
I	8.5	9.2	7.4	25.1	0
J	27.5	14.2	3.9	45.6	0
計	250.1	171.2	160.5	581.8	216

1) 1-27の番号は図1と同一、A-Jは本論文の対象外(希少動物生息地等)  
 2) 森林(E, D, C, M, P)、竹林(B)、果樹園(O)の合計  
 3) 草地・空地(g)、ススキ草原(m)の合計  
 4) 湿性樹林(W)、湿性草原(w)、水田(r)、河川敷(R)の合計

を「植生パッチ」に細分した。それぞれの調査地（緑地）において、3つの年次における植生変化の履歴および植生管理の履歴が同一である連続した10m×10m以上の範囲を、「植生パッチ」と定義し、解析の単位とした。すなわち、現在の植生や植生管理が同一であっても、過去の植生や管理の履歴が異なる部分は別の植生パッチとして扱った。また、同じ緑地内で、植生・植生管理の履歴が同一であっても、別の植生パッチにより分断されているもの（空間的に連続していないもの）は、別の植生パッチとして扱った。こうして調査対象とした緑地は計282個の植生パッチに区分された。そのうち、保全対象種が生育していた216個の植生パッチを以後の解析の対象とした。上記により解析対象とした216個の植生パッチについて、保全対象種の種構成データ（存否データ）によるクラスター解析を行った。クラスター解析によって分類された保全対象種が生育する植生パッチのグループを、「植生パッチグループ」と呼ぶことにする。また、同じ種構成データを用いて指標種分析（INSPAN: Dufrière and Legendre, 1997）を行い、各植生パッチグループを特徴づける指標種を抽出し、指標値を算出した。指標値は0-100の範囲の数値で、特定のグループに属するすべての植生パッチに出現し、他のグループでまったく出現しなかった場合に最大値100となる。抽出された指標種のうちもっとも指標値が高かった種名により、各植生パッチグループを「ウラシマソウ型」のように命名した。

さらに、同じ保全対象種の存否データを用いて、除歪対応分析（Detrended Correspondence Analysis: 以下DCA）を行い、保全対象種の出現に影響する環境要因や植生管理について考察した。

クラスター解析、指標種分析（INSPAN）、DCAはPC-ORD version 5.10（McCune and Mefford, 2006）を用いて行った。

## 6 各植生パッチグループの特性の解析

各植生パッチグループにおける保全対象種の種構成の特徴を明らかにするため、各植生パッチグループに含まれる植生パッチの数、出現した保全対象種数と出現頻度、千葉県レッドデータブック掲載種（以下、県RDB種）数、その植生パッチグループのみに出現した種の数（特異種数）を集計した。また、保全対象種すべてについて、宮脇（1978）にもとづきラウンケアの生活型を調べ、グループ間の生活系組成を比較した。これらの種数や出現頻度の数値のグループ間の比較については、ノンパラメトリック法のKruskal-Wallis検定を用いてグループ間で中央値の比較を行い、有意差が認められた場合は、Dunn検定による多重比較を行った。

各植生パッチグループの履歴における特徴を明らかにするため、3つの年次における植生タイプごと、植生管理タイプごとのパッチ数を集計し、各年次について各グループに占める植生タイプ組成および植生管理タイプ組成（タイプ別のパッチ数割合）を、216パッチ全体におけるそれと比較した。解析には、 $\chi^2$ 検定を用い、各タイプの出現パッチ数の期待値が5以下の場合には、Fisherの正確確率検定をモンテカルロ法により行った。216パッチ全体との有意差が見られた植生パッチグループについては、Bonferroni多重比較検定を行った。

また、希少植物の保全においては、長期間、植生が変わらず維持されていることが重要であると予想されたため、保全対象種生育緑地のそれぞれについて、1947年と2011年の間に植生が変化しなかった植生パッチの割合を求め、対照として選んだ保全対象種が生育しない65か所の緑地における割合と $\chi^2$ 検定により比較した。

全ての統計解析は、SAS software package version 9.3（SAS Institute Inc., Cary, NC, USA）を利用した。

## 結果

## 1 生育地の植生と管理履歴による植生パッチ区分

保全対象種の生育地の空中写真判読および聞き取り調査にもとづく植生パッチ区分の例として、ある保全対象種生育緑地の一部における結果を図2に示した。保全対象種が生育していた植生パッチは、現在コナラ林となっているA、スギ人工林であるB、畑に接する草原であるCの3か所であった。これらの過去の植生を空中写真から判読した結果は、Aが一貫して落葉広葉樹林である「D-D-D」、Bは1947年から1975年にかけてマツ林からスギ人工林に転換された「P-C-C」、Cはマツ林からスギ人工林を経て草原に変化した「P-C-g」であった（カギカッコ

内の文字は1947年-1975年-2011年の植生タイプ記号）。

土地所有者および市民ボランティアへの聞き取りの結果、図2に示した緑地では、1960年代に植生パッチB、Cを含む範囲に生育していたアカマツに松枯れが発生したため、アカマツを伐採してスギを植林したこと、その後2000年にスギ林の一部（植生パッチCを含む）を伐採し、草地と畑に転換したことがわかった。また、これらすべての林分で草刈りなどの強度の管理が2000年代まで所有者により毎年なされてきたこと、2007年に市民ボランティア団体「柏自然ウォッチャーズ」による柏市自然環境調査が行われ、保全対象種の生育が確認されたこと、土地所有者の高齢化に伴い、2010

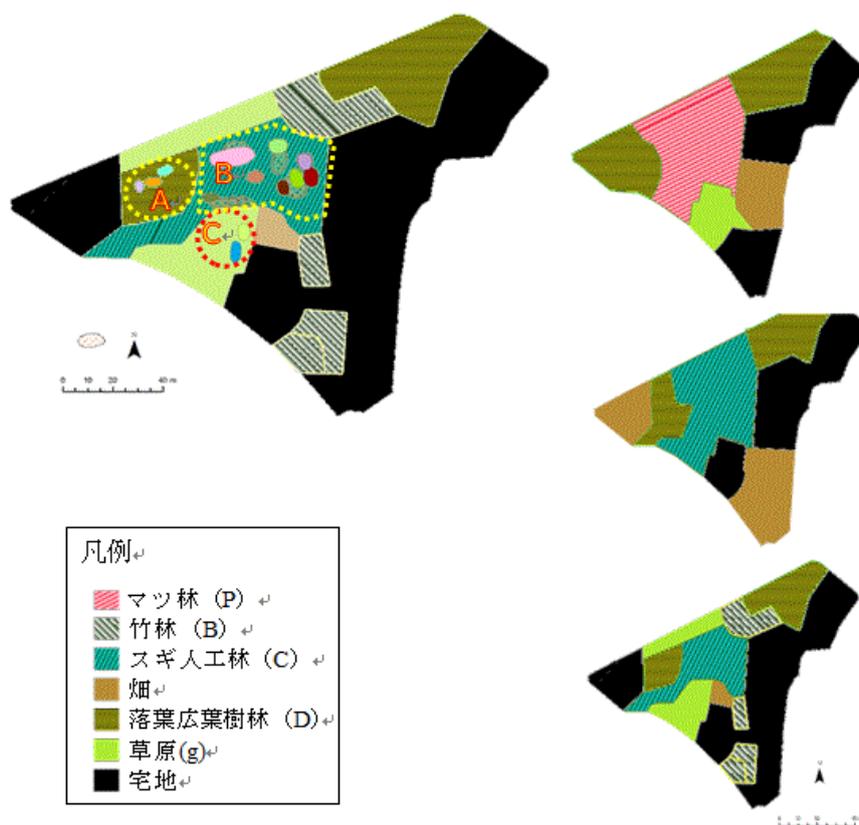


図2 ある生物多様性ホットポイントおよびその周辺における2011年の植生と保全対象種の生育する植生パッチの位置(左図)および、1947年、1975年、2011年の空中写真から判読した植生タイプ(右図)

左図のA～Cの点線は保全対象種の生育する3つの植生パッチを示し、着色した小さな楕円は、それぞれの保全対象種の分布範囲を示す。

植生パッチAは1947年から2011年まで一貫して落葉広葉樹林であり、植生パッチBは1947年にはマツ林で1975年以降はスギ人工林、植生パッチCは1947年にはマツ林、1975年にはスギ人工林、2011年には草原であったことが明らかになった。

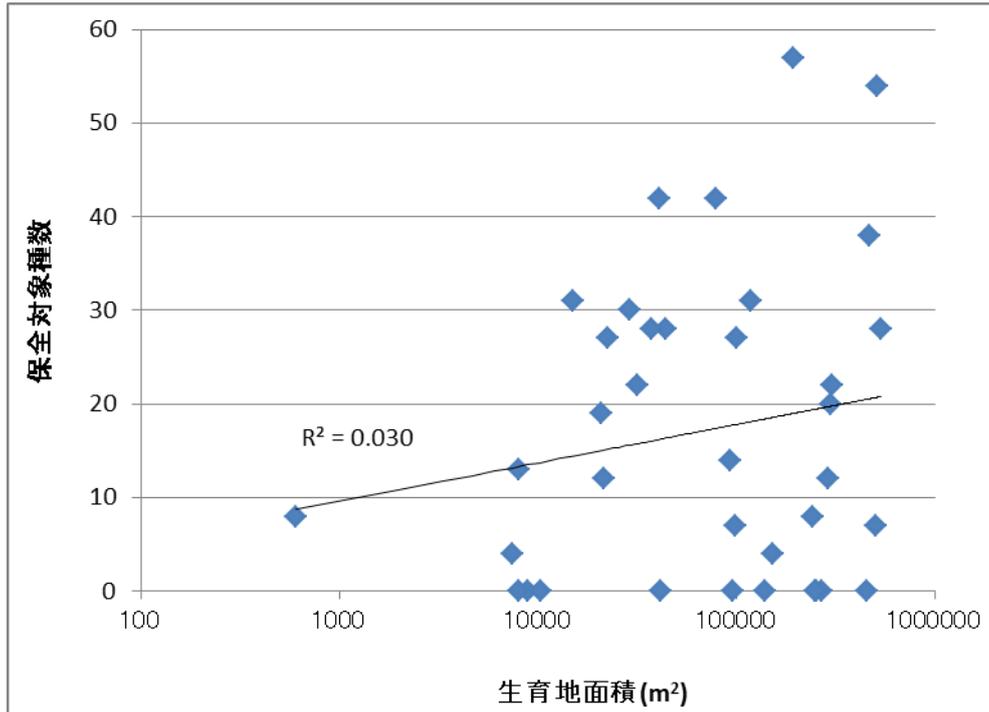


図3 保全対象種が生育する27か所の緑地(生物多様性ホットポイント)の面積と出現した保全対象種数の関係

年から市民ボランティアが草刈りの手伝いをするようになったことが明らかにされた。

## 2 保全対象種の種構成による植生パッチの類型化と指標種の抽出

以上のようにして37の緑地（「生物多様性ホットポイント」）の現地調査と空中写真判読、聞き取り調査を行った結果、27の緑地で合計162種の保全対象種の生育が確認され、保全対象種の生育する植生パッチは合計216個となった（表1）。10か所の緑地では、調査対象とした保全対象植物種の生育は見られなかった。面積が10,000m<sup>2</sup>以下の緑地では、保全対象種数は13種以下と、より広い緑地に比べて出現種数が少なかったが、緑地面積と保全対象種数との間には有意な相関はなかった（図3）。

この216個の植生パッチの保全対象種の種構成（存否）データをもとにして、Bray-Curtis距離（非類似度）を用いて群平均法によるクラスター解析を行った（図4）。その結果、211の植生パッチが、類似度7%で4つ

のクラスターに区分された。残りの5つの植生パッチは、保全対象種として、①タカトウダイ、②ノジスミレ、③クロウメモドキとクロツバラ、④タシロラン、⑤ミソハギのいずれかのみが出現したパッチであり、他のパッチとの共通種がなかったため、いずれのクラスターにも属さなかった。タカトウダイを除く5種のRDB種は、柏市内での分布がきわめて限られており、これらの植生パッチ以外では生育が確認されなかったため、他の植生パッチとの類似度がきわめて低くなったと考えられる。以下、これらを「希少6種の生育パッチ」と呼ぶことにする。

これらの5つの植生パッチを除く4つのクラスターのうち、第1のクラスター（図4のGroup 1-6）には非常に多くのパッチが含まれたため、これを類似度10%で2つ（Group 1-5とGroup 6）に、さらにその1つを12%で5つの小クラスターに細分した結果、全体を9グループに区分することができた（図4：Group 1-9）。以下、これら9つの植生パッチのグループについて、以下の解析を行っ

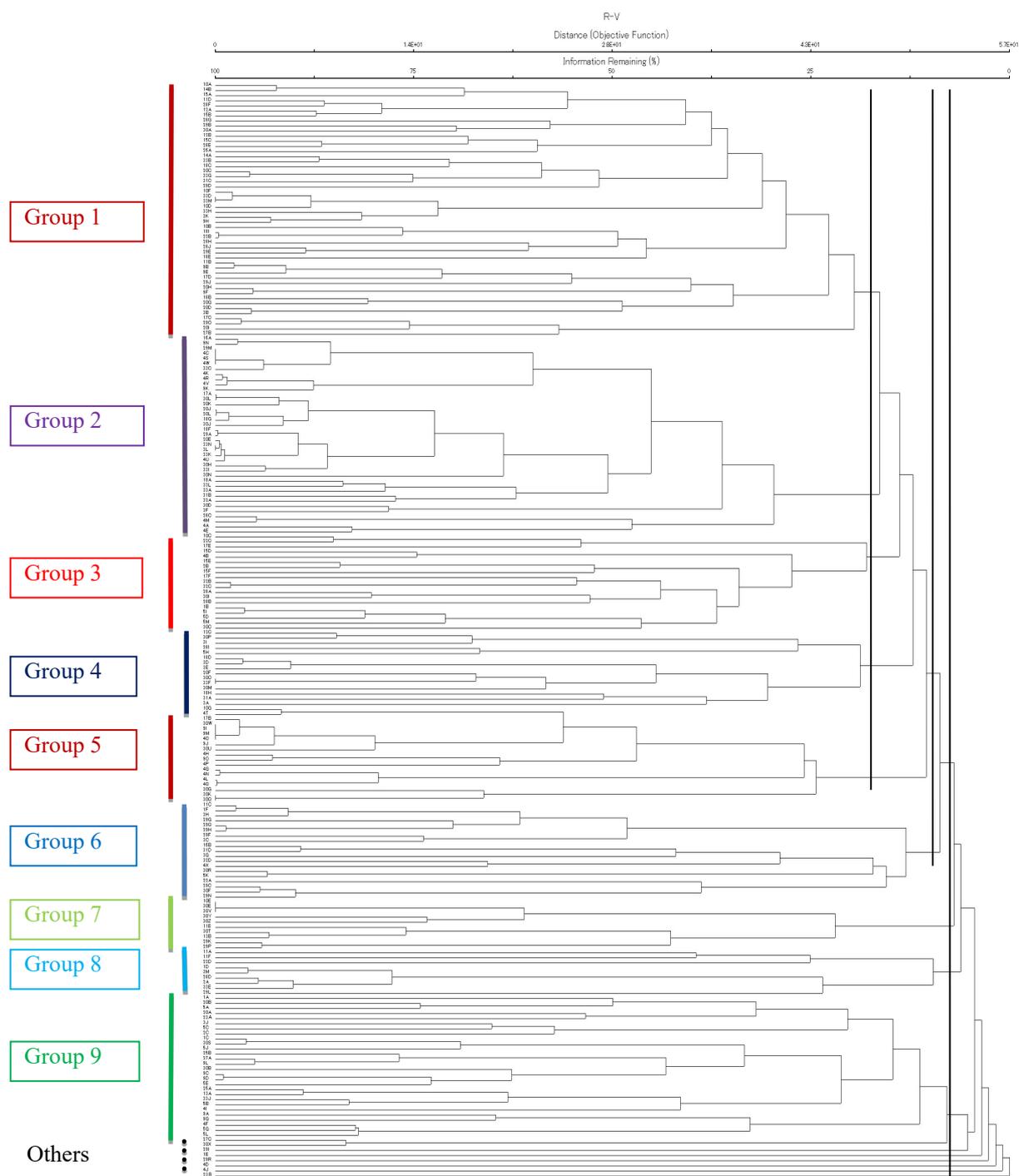


図4 保全対象種の存否データによる216の植生パッチのクラスター解析結果  
 左の直線は各クラスター（植生パッチグループ1-9）の範囲を示す。右の3本の直線は、グループの区分に用いた閾値を示す。

表2 クラスタ解析により分類された植生パッチグループの概要と指標種

グループ 1)	INSPANによる指標種 <sup>2)</sup>	指標値	パッチ数	パッチ面積 合計 (m <sup>2</sup> )	総出現 種数	千葉県RDB 種数	グループ 特異種数	パッチあたり種数 <sup>3)</sup> (最小値~最大値)
1	ウラシマソウ ( <i>Arisaema urashima</i> )	35	50	5555	73	18	7	5.3 <sup>ab</sup> (1~24)
	ヤマユリ ( <i>Lilium auratum</i> )	28						
2	キンラン ( <i>Cephalanthera falcata</i> )	57	39	7475	47	16	0	4.3 <sup>ab</sup> (1~13)
	ギンラン ( <i>Cephalanthera erecta</i> )	40						
3	ワレモコウ ( <i>Sanguisorba officinalis</i> )	72	20	13073	79	17	17	10.1 <sup>a</sup> (2~31)
	ツリガネニンジン ( <i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i> )	41						
	アキカラマツ ( <i>Thalictrum kimense</i> var. <i>hypoleucum</i> )	40						
	ノハラアザミ ( <i>Cirsium tanakae</i> )	39						
	ウツボグサ ( <i>Prunella asiatica</i> )	37						
	ノアザミ ( <i>Cirsium japonicum</i> )	33						
	フデリンドウ ( <i>Gentiana zollingeri</i> )	22						
4	コ克蘭 ( <i>Liparis nervosa</i> )	42	15	5364	28	10	2	3.7 <sup>ab</sup> (1~12)
5	コバギボウシ ( <i>Hosta albomarginata</i> )	57	19	4346	19	10	4	2.8 <sup>b</sup> (1~7)
	ウメモドキ ( <i>Ilex serrata</i> )	21						
6	ジロボウエンゴサク ( <i>Corydalis decumbens</i> )	32	19	6101	30	8	3	3.3 <sup>b</sup> (1~9)
7	センニンソウ ( <i>Clematis terniflora</i> )	75	10	12724	11	1	1	2.1 <sup>b</sup> (1~5)
	コスミレ ( <i>Viola japonica</i> )	29						
8	イヌショウマ ( <i>Cimicifuga japonica</i> )	32	9	3511	13	5	2	2.4 <sup>b</sup> (1~7)
9	タコノアシ ( <i>Penthorum chinense</i> )	28	31	49957	41	14	28	3.2 <sup>b</sup> (1~9)
	ヌマトラノオ ( <i>Lysimachia fortunei</i> )	24						

1) グループ番号は図2と同一  
 2) 指標値>20、p<0.05のものを示した  
 3) 数値は中央値(最低値-最高値)を示す。  
 異なるアルファベットはパッチグループ間で有意差が認められたことを示す(Kruskal Wallis検定後、Dunn多重比較検定、p<0.05)

た。

### 3 各植生パッチグループの特徴

INSPANにより、各植生パッチグループの指標種を抽出した(表2)。以後、各グループの呼称を、もっとも指標値が高かった種の和名を用いて、1) ウラシマソウ型、2) キンラン型、3) ワレモコウ型、4) コ克蘭型、5) コバギボウシ型、6) ジロボウエンゴサク型、7) センニンソウ型、8) イヌショウマ型、9) タコノアシ型とする。各植生パッチグループの主要な出現種を表3に示した。

ウラシマソウ型には最多の50パッチが含まれ、73種の保全対象種が出現した。ウラシマソウとヤマユリが指標種として抽出され、県RDB種ではジュウニヒトエなど18種が出現した。キンラン型には39パッチが含まれ47種が出現した。キンラン、ギンランが指標種として抽出され、県RDB種では、キンラン、ギンランのほか、ササバギンランやコ克蘭など16種が出現した。ワレモコウ型には20パッチが含まれ、最多の79種が出現した。ワレモコウ、ツリガネニンジン、アキカラマツ、ノハラアザミ、ウツボ

グサ、ノアザミ、フデリンドウが指標種として抽出され、県RDB種としてはキンポウゲ、スズサイコ、アマナなど17種が出現した。ワレモコウ型では、1パッチあたりの出現種数が約10種と、他のグループよりも有意に多かった(表2、Kruskal-Wallis検定、p<0.05)。コ克蘭型は15パッチが含まれ28種が出現した。県RDB種としてはワニグチソウやエビネなど10種が出現した。コバギボウシ型は19パッチが含まれ19種が出現した。コバギボウシとウメモドキが指標種として抽出され、県RDB種としてズミ、ウメモドキ、コムラサキ、ヒメゴウソ、ヒメコヌカグサ、ヌマガヤなど10種が出現した。ジロボウエンゴサク型は19パッチが含まれ30種が出現した。指標種としてジロボウエンゴサクが抽出され、スミレ類やニリンソウなど明るい林床を好む草本によって特徴づけられた。県RDB種としてはマルバスマミレ、ニリンソウなど8種が出現した。センニンソウ型は10パッチが含まれ11種が出現した。センニンソウとコスミレが指標種として抽出され、県RDB種としてはギンランが1パッチで出現したのみであった。イヌショウマ型は9パッチが含まれ、13種が出現し、

表3 各植生パッチグループにおける保全対象種の出現状況(数値は出現パッチ数)

種名 (*:千葉県RDB種)	植生パッチグループ	ウランマソウ型	キンラン型	ワレモコウ型	コクラン型	コバギボウシ型	ジロボウエンゴサク型	センニンソウ型	イヌシヨウマ型	タコノアシ型	希少種の出現パッチ	計
	パッチ数	50	39	20	15	19	19	10	9	31	5	217
総出現種数		73	47	79	28	19	30	11	13	41	6	162
RDB種数		18	16	17	10	10	8	1	5	14	3	55
ホタルブクロ		6		2			1					9
フタリシズカ		18	1	2	1	1						23
ウランマソウ		23	1	2								26
ナルコユリ		10	1	1	2				1			15
シオデ		5		1								6
マムシグサ		14	1	3								18
チダケサシ		6	2	3					3	1		15
ミズタマソウ		6	1	1			1			1		10
* シュウニヒトエ		15	4	1			4					24
ヤマユリ		26	6	4								36
* キンラン		6	32	2		2						42
* ギンラン		6	22					1				29
* ササバギンラン		2	9	1	2	1						15
シュンラン		2	9	1	1		1					14
イチヤクソウ			8	1	2							11
アマドコロ		8	2	4								14
キツネノカミソリ		5	7	4			1					17
ノハラアザミ		6	1	11				1				19
ワレモコウ		1		14								15
ツリガネニンジン		2	2	10		1						15
アカカラマツ		3	1	9								13
ノアザミ		1		6								7
クララ		2		5								7
ウツボグサ				7								7
フデリンドウ			2	5								7
ノコンギク		3	1	5			1					10
キンミズヒキ		2		3								5
* キンボウゲ		1		3								4
クサボケ		1		3								4
アキノキリンソウ				3								3
クサフジ				3								3
* スズサイコ				3								3
* アマナ				3	1							4
ナンバンギセル				3			1					4
ヒトリシズカ		5	7	1	4							17
* ワニグチソウ		2	1	1	4							8
* コクラン		1	5		8							14
* エビネ		3			3							6
カラタチバナ		1	1		4	2						8
オオバノトシソウ		2	9	1	4	4						20
(*) コバギボウシ		3	2		1	14				1		21
* ズミ			2			4				1		7
* ウメモドキ						4						4
* コムラサキ						3						3
* ヒメゴウソ						3						3
* ヒメコヌカグサ						3						3
オニスゲ						4		1				5
* スマガヤ						2				1		3
ヒメウズ				1			2			1		4
キランソウ				1			2					3
ジロボウエンゴサク				2			8			1		11
スミレ				2			4					6
ニオイタチツボスミレ		2	1	4	1		5					13
アカネスミレ		2	1				4					7
* マルバシスミレ		3	1	1			3		1			9
ヤマネノメソウ		1					3					4
* ニリンソウ			1				3					4
オトギリソウ		5		3			5	1				14
センニンソウ		1		2				6				9
カントウタンポポ			1	2				5				8
イヌマトラノオ				3		1		1				5
コスミレ								2				2
* イヌシヨウマ		3			1				5			9
* キツリフネ									2			2
* マイヅルテンナンショウ									2			2
アリアケスミレ				1						4		5
カントウヨメナ						1		1		3		5
スマトラノオ						1				9		10
タコノアシ										9		9
シロバナサクランタデ										5		5
* ホソバオグルマ										5		5
ワタラセツリフネソウ										5		5
カワヂシャ									4			4
* ナガボノシロワレモコウ									4			4
ノカンソウ									4			4
コバノカモメヅル									3			3
ハナウド									3			3
ヒメヘビイチゴ									3			3
* ミソウジュ									3			3
ミゾカクシ								1		2		3
ゴキツル										2		2
ゴマギ										2		2
サンカクイ										2		2
* ジョウロウスゲ										2		2
スマガヤツリ										2		2
* ミクリ										2		2
その他の種数		33	15	32	13	2	13	1	7	13	6	76

表4 各種生ハッチグループの各年次における植生タイプ別面積

植生タイプ	記号	ウラシマソウ型			キンラン型			ワレモコウ型			コクラン型			コバギボウシ型		
		1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011
マツ林	P	7.19	0.52	0.43	15.18	0.39	0.00	8.10	0.47	0.34	1.11					
落葉広葉樹林	D	13.63	11.21	11.91	6.69	7.99	9.06	2.68	2.10	2.10	4.55	3.18	3.12	3.81	2.53	2.64
混交林	M	6.45	4.45	4.09	4.89	6.64	5.89	0.17	0.82	0.62	2.38	2.57	2.02			
常緑広葉樹林	E	0.46	5.45	5.81	0.16	3.01	3.95					2.07	2.62			
スギ林	C		6.26	6.01		9.87	10.24			0.16	0.16	0.22	0.22	0.23	1.51	1.51
果樹林	O	0.14	0.31	0.31									0.06			
竹林	B			0.19		0.20	0.20									
ススキ群落	m	0.43						1.31	0.04	0.08				0.11	0.11	
草原/空地	g	1.64	1.74	1.20	2.43	1.05		15.68	21.28	21.96				3.74	3.66	3.74
湿地林	W													0.26	0.45	0.36
湿地	w															
水田	r													0.10		
河川敷	R															
計		29.95	29.95	29.95	29.152	29.152	29.152	25.263	25.263	25.263	8.0454	8.0454	8.0454	8.2583	8.2583	8.2583

植生タイプ	記号	ジロボウエンゴサク型			センニンソウ型			イヌシヨウマ型			タコノアシ型			希少6種の生育林分			全体		
		1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011	1947	1975	2011
マツ林	P	0.25	0.16	0.00				0.39									32.24	1.54	0.77
落葉広葉樹林	D	1.89	1.89	1.89	5.48	5.48	5.48	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.36	0.36	0.36	37.19	36.11	32.14
混交林	M	1.27	0.95	0.00				1.44	0.39	0.39	0.39	0.39	0.33	0.33	0.33	16.72	15.95	18.02	
常緑広葉樹林	E	0.00	0.16	0.16					1.44	1.44	1.44	1.44	0.33	0.33	0.33	0.61	12.13	14.31	
スギ林	C	0.00	0.11													0.23	18.13	18.14	
果樹林	O	0.92	1.06	0.92	0.08	0.08	0.08									1.14	1.46	1.38	
竹林	B	0.06	0.06	0.06												0.06	0.26	0.45	
ススキ群落	m															1.74	0.04	0.08	
草原/空地	g	3.76	3.99	5.35	2.39	7.09	7.09	0.55	0.38	0.38	0.29	0.29	2.82	0.14	0.14	26.45	35.70	38.57	
湿地林	W							0.55	0.17	0.17	0.55	0.46	0.46	0.06	0.06	4.90	4.55	4.64	
湿地	w								0.17	0.17	2.59	8.68	32.06	0.12	0.12	2.85	9.30	32.78	
水田	r	0.23			4.76	0.07	0.07				113.89	107.90	82.00	0.12	0.12	119.11	108.08	82.00	
河川敷	R										37.60	37.60	37.60	0.12	0.12	37.60	37.60	37.60	
計		8.39	8.39	8.39	12.72	12.72	12.72	3.16	3.16	3.16	154.93	154.93	154.93	1.01	1.01	280.87	280.87	280.87	

表4(続き) 各植生パッチグループの各年次における植生タイプ別面積の増減

植生タイプ 記号	ウランマンソウ型			ギンラン型			ワレモコウ型			コクラン型			コバギボウシ型		
	1947- 1975	1975- 2011	1947- 2011												
マツ林	-6.67	-0.09	-6.76	-14.79	-0.39	-15.18	-7.63	-0.14	-7.77	-1.11	0.00	-1.11			
落葉広葉樹林	-2.42	0.70	-1.72	1.30	1.07	2.37	2.68	-0.58	2.10	-1.37	-0.06	-1.43			
混交林	-2.00	-0.37	-2.37	1.95	-0.95	1.01	0.45		0.45	0.19	-0.55	-0.36			
常緑広葉樹林	4.99	0.37	5.36	2.85	0.95	3.80				2.07	0.55	2.62			
スギ林	6.26	-0.25	6.01	9.87	0.37	10.24	0.16		0.16	0.22		0.22	1.28		
果樹林	0.17		0.17							0.06		0.06			
竹林	0.19	0.19	0.20	0.20		0.20									
ススキ群落	-0.43	0.00	-0.43				-1.27	0.04	-1.23				-0.11	-0.11	
草原/空地	0.10	-0.54	-0.44	-1.38	-1.05	-2.43	5.60	0.68	6.28				-0.08	0.08	
湿地林													0.18	-0.08	0.10
湿地													-0.10		-0.10
水田															
河川敷															
計	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

植生タイプ 記号	ジロボウエゴサク型			センニンソウ型			イヌソウマ型			タコノアシ型			希少6種の生青林分			全体		
	1947- 1975	1975- 2011	1947- 2011															
マツ林	-0.10	-0.16	-0.25				-0.39		-0.39							-30.70	-0.77	-31.47
落葉広葉樹林				-5.20		-5.20										-1.08	-3.97	-5.05
混交林	-0.31	-0.95	-1.27	5.20	5.20		-1.05		-1.05							-0.77	2.07	1.30
常緑広葉樹林	0.16		0.16				1.44		1.44							11.51	2.19	13.70
スギ林	0.11	-0.11														17.90	0.01	17.91
果樹林	0.14	-0.14														0.31	-0.08	0.23
竹林																0.20	0.19	0.39
ススキ群落																-1.70	0.04	-1.66
草原/空地	0.23	1.36	1.60	4.70		4.70				2.52		2.52			9.25	2.86	12.11	
湿地林							-0.17		-0.17									
湿地							0.17		0.17									
水田	-0.23	0.00	-0.23	-4.70	-0.07	-4.76				6.09	23.38	29.47	0.00	0.12	6.44	23.48	29.93	
河川敷										-5.99	-25.90	-31.89	0.00	-0.12	-11.03	-26.09	-37.11	
計	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

県RDB種としてはイヌショウマ、キツリフネ、マイヅルテンナンショウなど5種が出現した。タコノアシ型は31パッチが含まれ41種が出現した。タコノアシとヌマトラノオが指標種として抽出され、県RDB種としてはヌマトラノオ、ホソバオクルマ、ナガボノシロワレモコウなど14種が出現した。タコノアシ型では、グループ特異種数(タコノアシ型の植生パッチのみに出現した種数)が28種と最も多かった。

図5に、9つの植生パッチグループにおける保全対象種のうち草本種の生活型組成を示した。ウラシマソウ型、キンラン型、コクラン型とイヌショウマ型では地中植物が多かった。ワレモコウ型、ジロボウエンゴサク型とセンニンソウ型では半地中植物が多かった。コバギボウシ型とタコノアシ型では水湿生植物が多かった。

#### 4 各植生パッチグループにおける過去と現在の植生

各植生パッチグループおよびいずれのグループにも属さなかった希少6種の生育パッチにおける1947年、1975年、2011年の植生タイプ別のパッチ面積合計とその変化を表4に、1947年と2011年の植生タイプごとのパッチ数の対応関係を表5に示した。対象群落全体の植生タイプ組成を各年次間で比較した結果、1947年と1975年、1947年と2011年の間で有意差があった。1947年から1975年にかけて、マツ林の減少と、常緑広葉樹林およびスギ林の増加が有意であり、1947年と2011年の比較においても、同様の変化に加えて、水田の減少と湿地の増加が有意であった(Kruskal-Wallis検定、 $p<0.05$ )。

ウラシマソウ型は、2011年の植生で見ると13タイプのうち8タイプにおよぶ多様な植生からなっていたが、これらは1947年に落葉広葉樹林(D)であったものが21パッチと最も多く、マツ林(P)であったものが16パッチ、混交林(M)であったものが7パッチと、明るく乾性の森林がほとんどを占め、それら以外の植生タイプだったものは6

パッチとわずかであった。これらが2011年に多様な植生タイプになっていたのは、アカマツ林やコナラ林が、松枯れや管理放棄により混交林やシラカシ林などの常緑広葉樹林(E)に遷移したり、スギ林(C)に転換されたりしたためであった。ウラシマソウ型においては、1947年と1975年の間、1947年と2011年の間で、いずれもマツ林(P)の割合の減少とスギ林(C)の割合の増加が有意であった。

キンラン型は、1947年の植生がマツ林(P)、落葉樹林(D)、混交林(M)で、2011年には落葉広葉樹林(D)、混交林(M)、常緑広葉樹林(E)、スギ林(C)となったものが多かった。キンラン型では、マツ林(P)の割合が1947年と1975年、1947年と2011年との間で有意差があり、1947年から1975年にかけてマツが枯死して落葉樹林(D)に変化したり、スギ林(C)に転換されたりしたことを反映していた。

ワレモコウ型は、2011年に草原(g)またはススキ群落(m)であった19パッチ中14パッチとほとんどを占めた。2011年に草原(g)であった12パッチのうち、1947年の植生がマツ林(P)であったものが5パッチみられた。

コクラン型は、2011年の植生が混交林(M)と常緑広葉樹林(E)が各5パッチ、落葉広葉樹林(D)が3パッチ、スギ林(C)と竹林(B)が各1パッチであった。それらの1947年の植生はマツ林(P)、落葉広葉樹林(D)、混交林(M)の3種類であった。

コバギボウシ型は、2011年の植生はハンノキなどの湿地林(W)が11パッチと最も多く、落葉広葉樹林(D)、スギ林(C)、竹林(B)が各3パッチ、湿地草原(w)が2パッチであった。2011年の湿地林(W)の植生パッチは、1947年からずっと湿地林(W)のままであった。

ジロボウエンゴサク型は、2011年の植生が草原(g)であるものが10パッチと最も多く、次いで落葉広葉樹林(D)が6パッチであった。それらの植生パッチの多くは1947

表5 全216パッチ全体および各植生パッチグループにおける1947年から2011年にかけての植生タイプ構成の変化(数値はパッチ数)

		調査対象とした緑地全体														総計
		2011														
1947		P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R		
マツ林	P	1	6	11	3	11	1	2	7						42	
落葉広葉樹林	D		43	6	3	3	1		2						58	
混交林	M			7	15	2			2						26	
常緑広葉樹林	E				2										2	
スギ林	C					1									1	
果樹林	B						3								3	
竹林	O							1							1	
ススキ群落	m		1			1			2	1					5	
草原/空地	g			6		1				18					25	
湿地林	W										18	2			20	
湿地	w											6			6	
水田	r									5		14	3		22	
河川敷	R													5	5	
計		2	55	24	23	19	5	3	2	35	18	22	3	5	216	

ウラシマソウ型		2011														計
1947		P	D	MX	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R		
P			3	3	1	7	1	1							16	
D			13	3	2	1				2					21	
M				2	3	2									7	
E					1										1	
C						1									1	
B							1								1	
O								1							1	
m		1							1						1	
g			2							1					3	
W											1					
w												1				
r													1			
R														1		
計		1	18	8	7	10	2	1		3					50	

キンラン型		2011														計
1947		P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R		
P			2	5	1	3		1							12	
D			14												14	
M				2	6										8	
E					1										1	
C						1									1	
B							1								1	
O								1							1	
m									1						1	
g			3			1				1					4	
W											1					
w												1				
r													1			
R														1		
計			19	7	8	4		1							39	

ワレモコウ型		2011														計
1947		P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R		
P		1	1	1							5				8	
D																
M				1											1	
E					1											
C						1										
B							1									
O								1								
m									2	1					4	
g										6					6	
W											1					
w												1				
r													1			
R														1		
計		1	1	2		1			2	12					19	

コクラン型		2011														計
1947		P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R		
P				1	1	1									3	
D			3	2	1		1								7	
M				2	3										5	
E						1										
C							1									
B								1								
O									1							
m										1						
g											1					
W												1				
w													1			
r														1		
R															1	
計			3	5	5	1	1								15	

表5(続き) 全216パッチ全体および各植生パッチグループにおける1947年から2011年にかけての植生タイプ構成の変化(数値はパッチ数)

コバギボウシ型														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													
D		2			2									4
M			1											
E				1										1
C					1									
B						1								
O							1							
m								1						
g			1						1					1
W										11				11
w											1			1
r												1		1
R													1	
計			3		3	0				11	2			19

ジロボウエンゴサク型														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													2
D		6												6
M			1											3
E				1										2
C					1									1
B						1								1
O							1							1
m								1						
g									4					4
W										1				
w											2			2
r												1		
R													1	
計			6		1		1	1		10				19

センニンソウ型														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													
D		1	1											2
M			1											
E				1										
C					1									1
B						1								
O							1							
m								1						
g									5					5
W										1				
w											1			
r												1		2
R													1	
計			1	1		1			6		1			10

イヌショウマ型														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													1
D		3												3
M			1											1
E				1										
C					1									
B						1								
O							1							
m								1						
g									1					
W										3				4
w											1			
r												1		
R													1	
計			3	1	1					3	1			9

タコノアシ型														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													
D		1												
M			1											
E				1										
C					1									
B						1								
O							1							
m								1						
g									1					1
W										3				4
w											1			5
r												1		16
R													1	5
計									3	3	17	3	5	31

希少6種の生育パッチ														
		2011												
1947	P	D	M	E	C	B	O	m	g	W	w	r	R	計
P	1													
D		1												1
M			1											1
E				1										
C					1									
B						1								
O							1							
m								1						
g									1					1
W										1				1
w											1			
r												1		1
R													1	
計									1	1	1			5

年の植生も現在と同じであったが、マツ林 (P) や混交林 (M) から草原 (g) に変化した植生パッチ、水田 (r) から草原 (g) に変化した植生パッチが各2か所あった。

センニンソウ型は、1947年にも2011年にも草原 (g) であった植生パッチが半数 (5パッチ) を占め、残りの半数は1947年に水田 (r) であったが放棄されて草原 (g) や湿性草地 (w) に変化したパッチなどであった。

イヌショウマ型は、1947年、2011年ともに落葉広葉樹林 (D) が3パッチ、湿地林 (W) が3パッチと多く、2011年に混交林 (M)、常緑広葉樹林 (E)、湿性草地 (w) のものが各1パッチあった。

タコノアシ型は、2011年に湿性草地 (w) となっているものが17パッチともっとも多く、ついで河川敷 (R) が5パッチ、湿地林 (W)、草原 (g)、水田 (r) が各3パッチであった。現在、湿性草地 (w) となっている17パッチのうち、1947年に水田 (r) であったものが11パッチと最も多かった。タコノアシ型においては、1947年と1975年、1947年と2011年の間で、水田 (r) の減少と湿性草地 (w) の増加が有意であった。

なお、その他の希少6種の生育していた5パッチの1947-1975-2011の年の植生変化は、タカトウダイ生育パッチで「M-M-E」、ノジスミレ生育パッチで「g-g-g」、クロウメドキとクロツバラの生育するパッチで「D-D-D」、タシロラン生育パッチで「W-W-W」、ミソハギ生育パッチで「r-r-w」であった。

各植生パッチグループの年次ごとの植生タイプ構成を調査対象の緑地全体の植生タイプ構成と比較した結果、ワレモコウ型とタコノアシ型では3つの年次のいずれにおいても対象緑地全体とは有意差があり、キンラン型とコバギボウシ型では1975年と2011年において全体と有意差があった。ワレモコウ型では、草地 (g) の割合が対象地全体よりも有意に高く、タコノアシ型ではマツ林 (P) や落葉樹林 (D) の割合が低く、水

田 (r) および湿地草地 (w) の割合が有意に高かった (Kruskal-Wallis検定、 $p<0.05$ )。

各植生パッチグループの各年次の植生変化を集計した結果 (表5) から、いずれの植生パッチグループでも、過去60年間、植生タイプが変化していないパッチがもっとも多かった。この結果を、柏市内の保全対象種が生育しない緑地 (対照65パッチ) と比較した結果、植生タイプの変化が無かったパッチ数の割合は保全対象種が生育する緑地で有意に高かった (表6:  $\chi^2=20.847$ ,  $df=1$ ,  $p<0.01$ )。

## 5 各植生パッチグループの植生管理履歴

図6に各植生パッチグループにおける植生管理履歴別の植生パッチ数割合を示した。現在、草刈などの強度の管理 (○) が行われている植生パッチは、ワレモコウ型では全部、ウラシマソウ型、イヌショウマ型、タコノアシ型で約6割、ジロボウエンゴサク型では約5割であった。一方、キンラン型、コクラン型、コバギボウシ型では管理放棄 (×) もしくは落葉掻きのみ (△) の植生パッチが8割以上、センニンソウ型では7割を占めた。

表7に1947年と1975年の植生管理、1975年と2011年の植生管理の対応関係を示した。対象対象とした緑地全体の植生管理タイプ構成を年次間で比較した結果、1947年と1975年、1947年と2011年、1975年と2011年のいずれの年次間で植生管理タイプ構成に有意な変化があった。1947年と2011年では、「強」、「中」、「弱」すべての割合に有意差があり、1947年と1975年を比較すると、「強」よび「弱」の割合に、1975年と2011年とでは、「中」と「弱」の割合に、それぞれ有意な変化があった (Kruskal-Wallis検定、 $p<0.05$ )。1947年の植生管理は、どの植生パッチグループでも大半が「強」 (○: 草刈りと落葉掻きがなされる林地や、水田、畑地、果樹園) であった。その後1975年になると「弱」 (×: 管理放棄された林地や農地等) がいったん大きく

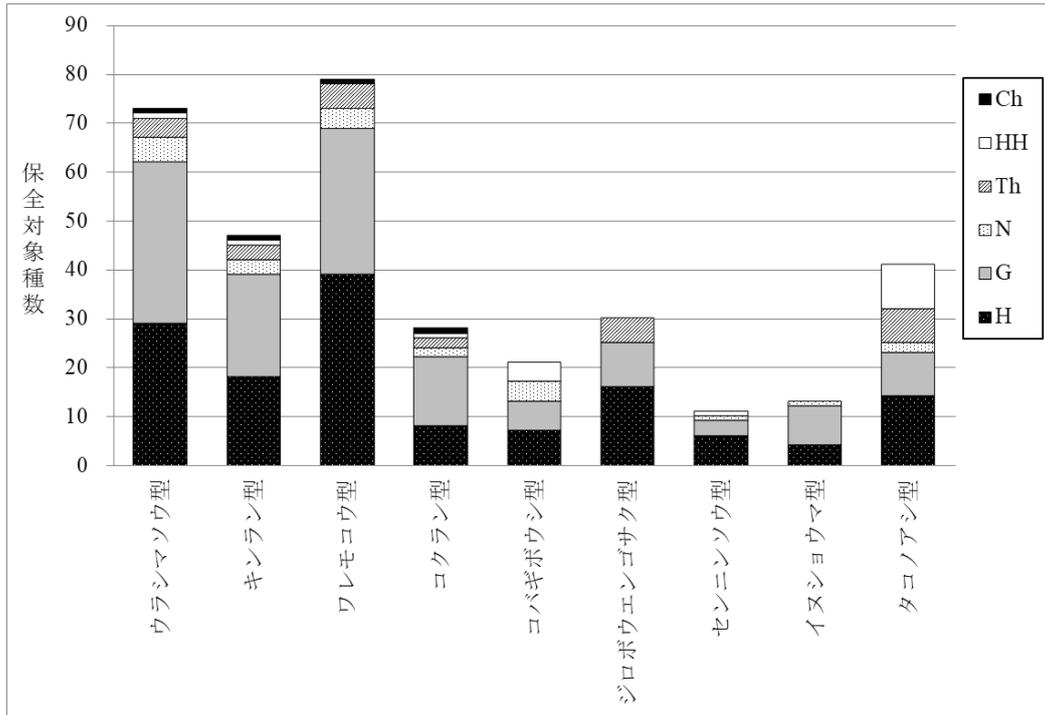


図5 各植生パッチグループにおける保全対象種の生活型組成

Ch：地表植物、 HH：水湿生植物、 Th：一年生植物、 N：小型地上植物、 G：地中植物、 H：半地中植物

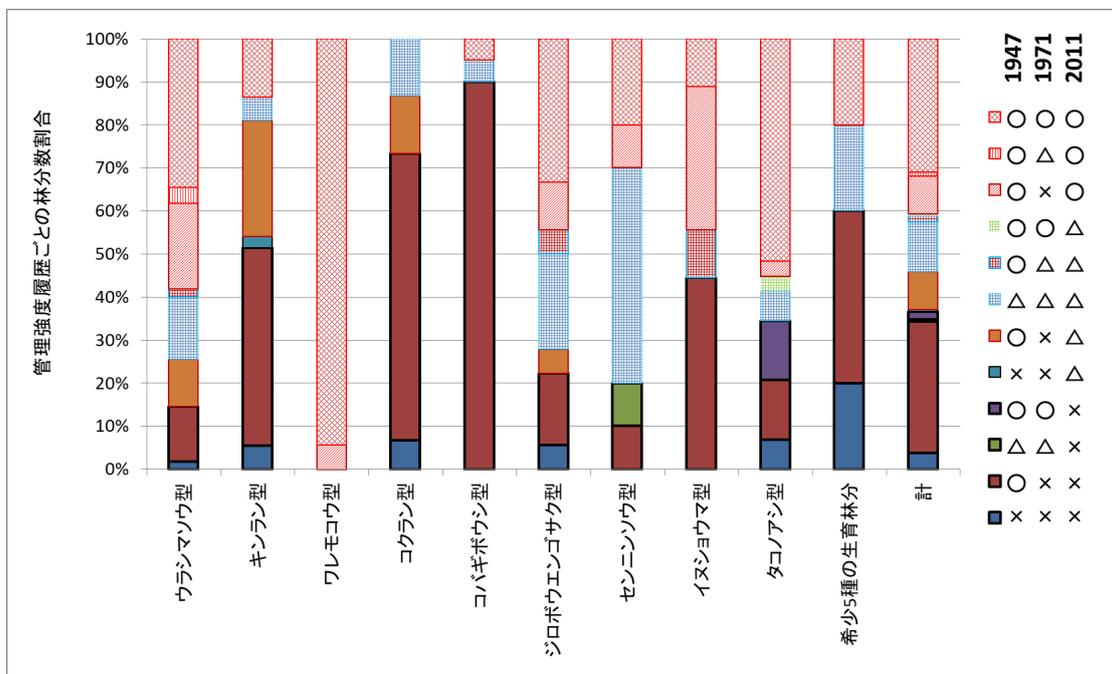


図6 各植生パッチグループにおける管理履歴別パッチ数割合(%)

表6 調査対象地(生物多様性ホットポイント)と柏市内の調査対象外の緑地における1947年から2011年にかけての植生タイプの変化

	植生変化なし		植生変化あり		合計	
	植生パッチ数	%	植生パッチ数	%	植生パッチ数	%
調査対象地 (生物多様性ホットポイント)	110	50.9	106	49.1	216	100
柏市内の調査対象外の緑地	11	16.9	54	83.1	65	100
合計	121	43.1	160	56.9	281	100

表7 各植生パッチグループにおける1947年、1975年、2011年の植生管理強度(数値は植生パッチ数)

ウランマソウ型					キンラン型												
1947	1975				2011				1947	1975				2011			
	○	△	×	計	○	△	×	計		○	△	×	計	○	△	×	計
○	17	3	21	41	28	7	6	41	○	5		29	34	6	10	18	34
△			8	8			8	8	△		2		2		2		2
×			1	1			1	1	×			3	3		1	2	3
計	17	11	22	50	28	15	7	50	計	5	2	32	39	6	13	20	39
ワレモコウ型					コクラン型												
1947	1975				2011				1947	1975				2011			
	○	△	×	計	○	△	×	計		○	△	×	計	○	△	×	計
○	17		2	19	19			19	○			12	12		2	10	12
△				0				0	△		2		2		2		2
×				0				0	×			1	1			1	1
計	17	0	2	19	19	0	0	19	計	0	2	13	15	0	4	11	15
コバギボウシ型					ジロボウエンゴサク型												
1947	1975				2011				1947	1975				2011			
	○	△	×	計	○	△	×	計		○	△	×	計	○	△	×	計
○	1		18	19	1		18	19	○	6	1	6	13	8	2	3	13
△				0				0	△		5		5		5		5
×				0				0	×			1	1			1	1
計	1	0	18	19	1	0	18	19	計	6	6	7	19	8	7	4	19
センニンソウ型					イヌショウマ型												
1947	1975				2011				1947	1975				2011			
	○	△	×	計	○	△	×	計		○	△	×	計	○	△	×	計
○	2		2	4	3		1	4	○	1	1	7	9	4	1	4	9
△		6		6		5	1	6	△				0				0
×				0				0	×				0				0
計	2	6	2	10	3	5	2	10	計	1	1	7	9	4	1	4	9
タコノアシ型					希少6種の生育パッチ												
1947	1975				2011				1947	1975				2011			
	○	△	×	計	○	△	×	計		○	△	×	計	○	△	×	計
○	22		5	27	18	1	8	27	○	1		1	2	1		1	2
△		2		2		2		2	△		1		1		1		1
×			2	2			2	2	×			1	1			1	1
計	22	2	7	31	18	3	10	31	計	1	1	2	4	1	1	2	4

増加したものの、一部の植生パッチで2011年に管理が再開され、「弱」の割合が減少した。

個々の植生パッチグループについて植生管理の履歴を検討してみると、ウラシマソウ型では、1947年に「強（○）」であった41パッチのうち1975年には21パッチで管理放棄（×）されたが、2011年には15パッチで管理が再開されており、放棄は7パッチに減少していた。キンラン型では、草刈がされていた34パッチのうち1975年には29パッチで管理が停止したが、2011年には11パッチで管理が再開され、放棄は20パッチとなった。ワレモコウ型では、19パッチすべてが1947年、2011年ともに「強」であった。ただし2パッチは1975年にいったん管理が停止し2011年に再開された植生パッチであった。コ克蘭型は、1947年には管理強度「強」であった植生パッチが15パッチ中12パッチであったが、1975年に12パッチで管理放棄され、2011年にも管理がなされていないものが15パッチ中11パッチと大半を占めていた。コバギボウシ型もコ克蘭型同様、1947年には全19パッチが管理されていたが、1975年以降18パッチで管理放棄されて現在に至っていた。ジロボウエンゴサク型では、1947年には18パッチ中13パッチが管理強度「強」であったが、1975年には「強」は半数以下の6パッチに減少し、2011年には2パッチ増加して8パッチとなった。センニンソウ型は、1947年時点で管理強度「中」（落葉掻きのみ）が10パッチ中6パッチと最も多く、1975年、2011年とも管理強度「中」を維持したものが最も多かった。イヌショウマ型は、1947年には全9パッチが「強」で、1975年に7パッチが管理放棄されたが、2011年に3パッチで管理が再開された。タコノアシ型は、1947年には31パッチ中27パッチで「強」であったが、1975年には22パッチに、2011年には18パッチに減少し、2011年時点で放棄されていた植生パッチが10個であった。

各年次ごとに、各植生パッチグループに

おける植生管理強度別の植生パッチ数割合を、216パッチ全体のそれと比較したところ、1947年にはどの植生パッチグループでも全体と有意差がなかったが、1975年にはキンラン型、ワレモコウ型、コ克蘭型、コバギボウシ型、タコノアシ型で全体と有意差があり、2011年にはワレモコウ型、コ克蘭型、コバギボウシ型が全体と有意差があった。有意差があった全ての組み合わせにおいて、各植生パッチグループの「強」と「弱」の割合が対象地全体と有意に異なり、ワレモコウ型では「強」が多く「弱」が少なく、逆にキンラン型、コ克蘭型、コバギボウシ型では「強」が少なく「弱」が多かった。2011年のワレモコウ型とコバギボウシ型では、「中」の割合も対象地全体より有意に少なかった（Kruskal-Wallis検定、 $p < 0.05$ ）。

DCA解析の結果を図7に示した。各植生パッチを種構成にもとづく第1軸と第2軸により二次元平面に配置し、植生パッチグループごとに分布が集中する範囲を楕円で示した（図7上）。これをみると、左側に森林群落がまとまって分布し、左下隅にコ克蘭型、次にキンラン型、ウラシマソウ型、イヌショウマ型、中央からやや左にジロボウエンゴサク型とワレモコウ型、上部（第2軸の値が大きい）にセンニンソウ型が分布し、さらに右に向かって（第1軸の値が大きい）、湿地林のコバギボウシ型と放棄水田のタコノアシ型という順に配置された。

一方、植生管理の「継続」「放棄」「再開」の3つの管理履歴パターンによって分類した図7（下）を見ると、管理放棄された植生パッチは左下に多く、管理が継続された植生パッチは右上に多い傾向が見て取れる。管理が再開された植生パッチは中央左寄りに集中しており、それらはウラシマソウ型やキンラン型の植生パッチであった。

以上より、DCA第1軸は台地上の暗い常緑樹林から明るい落葉樹林やマツ林、さらに草原を経て湿地環境へという変化を、第2軸

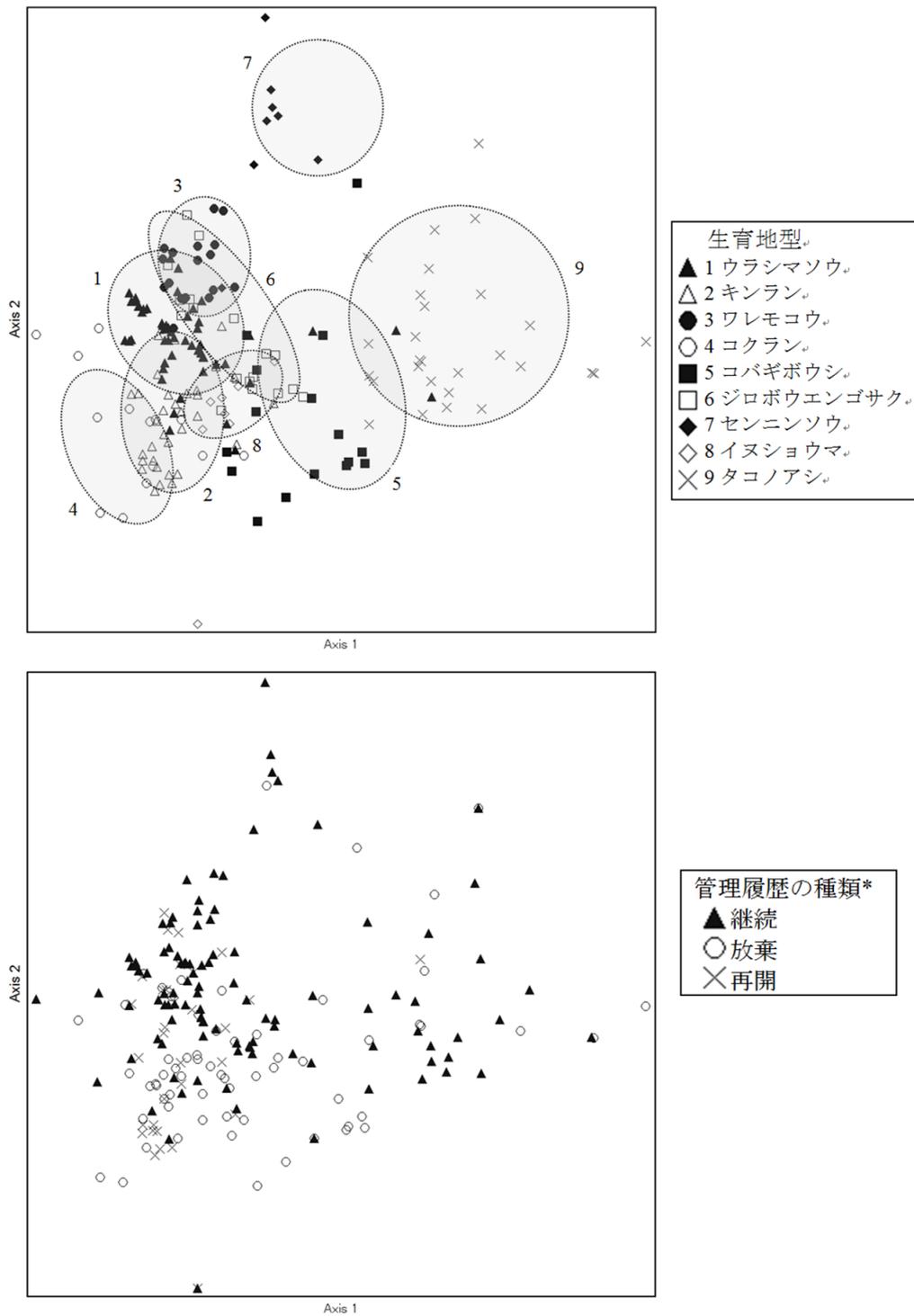


図7 DCAによる植生パッチの序列化

(上) 植生パッチグループによって植生パッチを分類したプロット図

(下) 管理履歴パターンによって植生パッチを分類したプロット図

は台地上の管理のない森林（コクラン型、キンラン型）から草刈りのされた森林（ウラシマソウ型）、草原（ワレモコウ型）を経て、畑周辺の草地（イヌショウマ型）へという植生管理による変化を反映していると考えられた。

## 考 察

### 1 柏市の保全対象種生育地の現状と履歴

以上の解析結果から、柏市に現在残る保全対象種の生育する緑地における過去60年間の植生変化と植生管理の特徴が明らかになった。

対象とした緑地全体で過去60年間に著しく増減があった植生は、マツ林、常緑樹林、スギ林、水田、湿地であった（表4）。1947年と比べて1975年および2011年には、マツ林が減少し、常緑広葉樹林とスギ林が有意に増加していた。住民への聞き取り調査から、柏市ではかつてアカマツ林が多く見られ、林床に生えるススキ（*Miscanthus sinensis* Anders.）が茅葺屋根の材料に使われていたことがわかっている。柏市では、管理が行われなくなった里山林では松枯れによるマツの枯死や遷移の進行により常緑樹林化したり、伐採されスギ林に転換されたりしたことが知られており（柏市, 1986）、同様のマツ林の減少は他地域からも多くの報告がある（藤井・柴田, 1981; 藤井・陣内, 1979; 山本ら, 2000; 東ら, 2014など）。また、1975年と比べ2011年では、湿地の割合が上昇し水田の割合が低下したことは、この間に水田が放棄され湿地の状態に変化したことを示しており、各地で同様の報告（山田ら, 2000; 大黒ら, 2003; 大塚ら, 2004など）がある。

今回の解析の結果、保全対象種の生育する植生パッチは、出現する保全対象種の組み合わせにより9つのグループに類別でき、それぞれの植生パッチグループの植生および植生管理の履歴にみられる特徴を明らかにすることができた。まず、ウラシマ

ソウ型、キンラン型、コクラン型は、現在、森林の林床となっている植生パッチが多かったが、一部で草原にもみられた。これら3つの植生パッチグループにおける1947年の植生は、いずれのグループでもアカマツ林と落葉広葉樹林が多くを占めていた。ウラシマソウ型は、マツ林が常緑広葉樹林やスギ林に転換された後も管理放棄されずに草刈や落葉掻きが行われている場所に多く、キンラン型は管理放棄された落葉樹林に、コクラン型は管理放棄された常緑樹林や混交林が多かった。このことから、ウラシマソウ型の植生パッチに出現する種は、草刈などの管理を必要とする種群である一方、キンラン型やコクラン型に出現する種群は、頻繁な草刈などの管理を必要としないことが推測される。

里山林の植生管理（草刈り、落葉掻き）が林床植生に与える影響については多くの研究があるが、草刈に耐性のある多年生草本が減少したり、リターの堆積によって種子の小さい風散布の草本が減少することが知られている（斉藤ら, 2003; 細木ら, 2001; 浜端, 1980など）。また、管理放棄後の林床植生の変化は、放棄後の年数に伴う遷移系列として単純に理解することは困難で、もとの植生の違い（アカマツ林、スギ林、コナラ林など）やアズマネザサの繁茂状況に大きな影響を受けることも報告されている（山本ら, 2000）。今回の調査では、市民により保全対象種として選ばれた限られた種のみを調査しているため、実際の保全対象種の生育地における植物群落のバイオマスの多くを占める木本植物の多くが調査対象外となっているなどデータに偏りがあり、既往の知見と比較することには困難が伴う。既往文献における二次林の群集（奥富ら, 1976; 斉藤ら, 2003など）や生活形組成（藤井・陣内, 1979; 細木ら, 2001; 山本ら, 2000; 浜端, 1980など）と今回の保全対象種の出現リストを単純に比較することはできないが、今回、管理放棄された森林に多かったキンラン型やコクラン型に出現した

種の生活形組成をみると、管理が継続されたワレモコウ型の出現種と比べてH（半地中植物）の割合がやや低かったことは、管理放棄されたアカマツ林やコナラ林で地表植物や半地中植物が短期間で減少するとの知見（藤井・陣内, 1979; 細木ら, 2001; 山本ら, 2000）と一致した傾向と思われる。

一方、キンラン型の指標種であるキンランやギンランは植生管理が継続された二次林に多いとされており（島田・藤原, 2002; 寺井, 2007）、キンランの菌根菌はコナラ属樹木とも菌根を形成し、樹木から炭素を得ていることがその理由の1つである（大和・岩瀬, 2007）。管理放棄によって、低木層やアズマネザサ (*Pleioblastus chino* (Franch. et Sav.) Makino) の繁茂した林床では、光環境が良くないため長期間生育できず（寺井, 2007）、開花結実が不良となる（白川ら, 2014）とされているが、今回の調査では、むしろキンラン型の植生パッチは管理放棄された森林に多かったという結果であった。この理由としては、管理放棄によって生育が抑制されても、共生樹種からの炭素供給によって一定期間生存することができること、管理されずに低木があったほうがキンランが人目につきにくく、盗掘や踏圧の影響を受けにくいこと（宮内ら, 2005）が考えられる。また、本研究の対象地のキンラン型の植生パッチは、管理放棄されているにもかかわらず他地域で報告されている例のようにアズマネザサの繁茂が激しくなかった。これは、アズマネザサの繁茂が激しい管理放棄された森林は、保全対象種が生育しないため、本研究の調査対象外であったことが影響していると考えられ、管理放棄をこのまま続けてもキンランなどの出現種が維持できることを意味しない点に注意が必要である。コ克蘭型の指標種であるコ克蘭は、常緑広葉樹林下に多く出現し、植生管理が放棄され遷移が進んだ林での生育が報告されており（島田・藤原, 2002; 宮内ら, 2005）、エビネ、カラタチバナ、オオバノトンボソウ、ワニグチソ

ウなど、コ克蘭型に出現した種はいずれも比較的暗い林床に生育可能な草本種である。管理放棄後に常緑広葉樹林への遷移が進みつつある森林では、これらの種のいくつかは共通して出現したことが明らかになった。

次に、ワレモコウ型、センニンソウ型、ジロボウエンゴサク型の植生パッチの植生をみると、ワレモコウ型、センニンソウ型は、現在の植生が草原である場所が多く、ジロボウエンゴサク型は草原または明るい落葉広葉樹林である場所が多かった。このうち特にワレモコウ型の植生パッチは、過去にマツ林あるいはススキ草原であった地点にも多く見られたが、いずれの場合も草刈などの強度の管理が全ての年次で継続していたことが特徴的であった。一般にアカマツ林やススキ草原は、伐採や下草刈りが頻繁に行われ（山本・糸賀, 1988）、林床は草原性植物の生育地となっていたこと（Koyanagi et al., 2009; 山本・糸賀, 1988）と対応している。本研究の対象地においても、1960年頃まで、ススキ草原は茅葺屋根のための茅場として利用されていたことが聞き取り調査からわかっている。こうした明るい草原的環境に生育していた草原性の希少種が、定期的な刈り取りが継続されている草地においてかろうじて保全されており、そうした場所が本研究ではワレモコウ型の植生パッチとして抽出されたと考えられる。

一方、ジロボウエンゴサク型やセンニンソウ型は、現在は落葉掻きのみで管理となっている草原や明るい落葉広葉樹林に多かった。センニンソウ型の植生パッチの出現種をみると、刈り取りへの耐性を持つ半地中植物の割合が高く（図2）、ノハラアザミ (*Cirsium oligophyllum* (Franch. et Sav.) Matsum.)、ウツボグサ (*Prunella vulgaris* L. subsp. *asiatica* (Nakai) H.Hara) などの草原性とされる植物が多く出現していたことから、これらの植生パッチグループは、明るい落葉広葉樹林の林床で、頻繁ではないが

遷移の進行が起きない程度の管理がなされているところに出現する種群の生育地であると解釈できた。

コバギボウシ型は、現在の植生が湿性樹林である植生パッチの占める割合、管理放棄された植生パッチの占める割合が対象とした緑地全体に比べて有意に高く、逆に管理強度「強」であるパッチの割合が低かった。これらの植生パッチは、1975年以降、植生管理が行われなくなったが湿地樹林として維持されてきた場所であった。コバギボウシ型では、コバギボウシのほかウメモドキ (*Ilex serrata* Thunb.)、オニスゲなどが多く出現したが、これらはいずれも湿地性の植物であり(福岡ら, 2002など)、柏市の「こんぶくろ池自然博物館公園」でもコバギボウシは土壌水分の高いエリアで開花結実している(白川ら, 2014)。同公園には冷温帯の湿地を本来の生育地とするズミ、クロツバラ、ヌマガヤなどの氷期遺存種と考えられる県RDB種が生育しており、湿地で常緑樹林への遷移や低木層の繁茂が起きにくいことにより、植生管理がなされない状態が継続していても、これらの希少種の生育が可能であったと考えられる。

タコノアシ型では、植生タイプの構成割合は、すべての年代で対象群落全体と有意に異なっており、現在の植生が湿性草地で草刈りが継続されている地点が多かったが、これらの多くは放棄水田であった(表4)。タコノアシ型の植生パッチに出現した種群(タコノアシやヌマトラノオ (*Lysimachia fortunei* Maxim.) など)は、放棄水田にみられる希少種として報告されている(有田・小林, 2000; 楠本ほか, 2005; 大黒ほか, 2003など)。タコノアシは発芽に光と変温条件が必須であり、水流等により種子を広い範囲に散布し、水辺の攪乱によりギャップが生じた際にそこで発芽・生育する攪乱依存種として知られている(米村ら, 2000; 大黒ら, 2003)。今回の調査結果では、タコノアシ型に分類された植生パッチには管理放棄された湿地も10パッチ含まれ

たが、タコノアシ型の植生パッチの中でも、タコノアシが出現した9パッチのうち6パッチは管理が継続している場所であり、他の県RDB種についても、管理が継続している植生パッチに多く出現していた。こうした湿地性の攪乱依存種の保全のためには、湿地の維持だけでなく、リターの堆積や遷移の進行を抑制するため、田起こしなどの攪乱も必要であろう。

## 2 植物種の保全に向けた対策と課題

各植生パッチグループにおいて過去60年間の土地被覆・植生管理のデータを集計した結果、全てのグループにおいて、過去60年間土地被覆が変化していなかった植生パッチが最も多く、その割合は対象種が生育していない緑地と比べて有意に高かった。したがって、植生を長期間維持することは、低木種や草本種の保全において重要であることが示された。

一方、植生管理については、植生パッチグループごとに異なる特徴がみられ、保全対象種ごとに適する植生管理や、管理への依存度が異なることが示唆された。対象地全体において、1975年には管理放棄の割合が有意に増加していたのに対して、1975年から2011年にかけて、落ち葉掻きの割合が有意に増加し放棄の割合が減少したことは、公園化などによる管理の開始に加えて、近年の保全意識の高まりにより、市民ボランティアなどにより放棄されていた生育地で落ち葉掻きが行われるようになったことを反映している。このような「再開」パターンがウラシマソウ型やキンラン型の植生パッチで多く見られたことは、こうした活動の場としてコナラ林などの里山二次林が多いことを反映している。今後の希少種の保全を考えると、ワレモコウ型に分類された植生パッチにおいては、草刈りを定期的に行い、草地環境を継続していくことがそこに生育する保全対象種群の保全に最も寄与すると考えられる。キンラン型に分類された植生パッチでは、植生管理が放棄

された地点も多く存在したことから、アズマネザサの繁茂や常緑広葉樹林への遷移といった中長期的な変化に注意するとともに、数年に1回程度の不定期な草刈といった軽度の植生管理を行えば、現在生育する種群は保全できる可能性が高い。さらに、コクラン型に分類された植生パッチは、比較的耐陰性が強い種群の生育地であり、植生管理の重要性は低いと考えられる。これらの生育地では、確実な保全のため、継続的なモニタリングと必要に応じた下草刈りなどの弱い管理（島田・藤原, 2002）が望まれる。タコノアシ型やコバギボウシ型の植生パッチは、湿地環境を維持することが重要であり、土壌の乾燥化が進まないような注意するとともに、タコノアシなどの攪乱依存種が存在する植生パッチでは管理の継続が必要であるといえる。

植生パッチ当たりの平均保全対象種数をグループ間で比較した結果より、保全対象種数が多かったワレモコウ型、RD種数が多かったキンラン型、グループ特異種が多かったタコノアシ型の植生パッチは、特に地域の生物多様性保全において重要な生育地であるといえる。都市開発が進む柏市で、また、植生管理のための労力・資金に限られる中、これらの植生パッチが存在する緑地は優先して保全していく必要がある。

なお、ジロボウエンゴサク型、センニンソウ型、イヌショウマ型の植生パッチおよび1か所にしか出現しなかった5種の希少種の生育する植生パッチについては、土地被覆・植生管理の履歴との関係性について統計的に有意な結果は得られなかった。これらの種の保全には、各群落の植生や微環境、他の地域でのこれらの希少種が生育する環境の調査など、別の観点からの研究が必要である。

今回の研究結果から、現在柏市に生育する希少種などの保全すべき種と過去60年間の土地被覆の変化・植生管理の履歴の関係が明らかになり、種あるいは生育地ごとに

保全方法を検討する基礎ができたといえる。今後、具体的な保全策を立てるためには、各植生パッチグループで実際に保全対象種が出現している場所の微環境を調べる必要がある。また、誰が主体となり、どのように管理していくかを検討すること、保全管理活動が維持されるための社会システムの構築も柏市の希少種保全の課題である。

以上のように、自治体や市民団体により調査された保全対象種の生育場所のデータの解析により、保全管理に役立つ生態学的情報が得られることが示された。こうした市民による調査データは各地で蓄積されつつあり、地域によって自然環境や社会環境、履歴が異なることからそれぞれの地域でこのような解析を行うことで都市近郊地域の希少種および植物群落の保全に役立つ情報が得られると考えられる。

## 謝 辞

研究にあたって、野外調査に同行頂き、希少植物種に関する多くのご教示を賜った柏市在住の佐々木光正様、現地調査のための立入りをお許しいただくとともに、聞き取り調査にご協力いただいた地権者の皆様に厚く御礼申し上げます。また貴重なデータをご提供いただき、聞き取りにご協力いただいたかしわ環境ステーション・柏市自然環境調査プロジェクトチームの皆様、柏市役所環境保全課、公園緑政課の皆様にもお礼申し上げます。データ解析にあたりご助言をくださった東京大学森林植物学研究室の松村愛美博士、McGill大学のTimothy Schwinghamer博士に感謝致します。また、本誌および他誌の匿名の査読者からは、多くの有益なご助言をいただきました。厚くお礼申し上げます。

## 引用文献

- 有田ゆり子・小林達明 2000. 谷津田の土地利用変化と水田・畦畔植生の特性. ランドスケープ研究 63: 485-490.
- 東若菜・岩崎絢子・大杉祥広・石井弘明 2014. 照葉樹林および耕作地に隣接する管理放棄された落葉樹林二次林の林分構造の変化. 日本林学会誌 96: 75-82.
- Brunet, J., 1993. Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. *Forest Ecology and Management* 61: 263-275.
- 千葉県 2009. 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—植物・菌類編 2009年改訂版. 488pp. 千葉県環境生活部自然保護課
- Dufrene, M. and Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- 藤井英二郎・陣内巖 1979. 関東地方におけるマツ平地林の林床管理と植生遷移 (I) 種組成と生(活型組成(種数による))について. 日本林学会誌 61: 76-82.
- 藤井英二郎・柴田拓 1981. マツ平地林の林床植生の地域特性に関する研究. 日本林学会誌 63: 305-310.
- 藤村忠志 1994. 多摩丘陵における農用林の利用衰退による二次林の植生変化. 造園雑誌 57: 211-216.
- 福岡公平・平吹喜彦・荒木裕二 2002. 岩手県胆沢扇状地の散居型農村生態系を構成する孤立林の植生. 宮城教育大学環境教育研究紀要 5: 29-38.
- 浜端悦治 1980. 都市化に伴う武蔵野平地帯二次林の草本層種組成の変化. 日本生態学会誌 30: 347-358.
- 服部保・赤松弘治・武田義明・小館誓治・上甫木昭春・山崎寛 1995. 里山の現状と里山管理. 人と自然 6: 1-32.
- 服部保・上甫木昭春・小館誓治・熊懐恵美・藤井俊夫・武田義明 1994. 三田市フラワ-タウン内孤立林の現状と保全について. 造園雑誌 57(5): 217-222.
- 細木大輔・久野春子・新井一司・深田健二 2001. 都市近郊林の林床管理の有無による植生と環境の特徴 その1 上層木の生育および林床植生の特徴. 日本緑化工学会誌 27: 14-19.
- 井手任・原田直國・守山弘 1994. 孤立二次林における種子供給が下層植生に与える影響. 造園雑誌 57(5): 199-204.
- 飯田滋生・谷本丈夫 1992. 都市近郊二次林の遷移と管理. 森林科学 4: 22-27.
- Iida, S. and Nakashizuka, T., 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197-210.
- 鎌田磨人・中越信和 1990. 農村周辺の1960年代以降における二次植生の分布構造とその変遷. 日本生態学会誌 40: 137-150.
- 環境省 (編) 2010. 生物多様性国家戦略 2010. 356pp. ビオシティ, 東京
- 柏市 1986. 柏市の植生—柏市の環境保全のための植生解析に関する研究—. 59pp. 柏市
- 柏市環境部環境保全課 (編) 2011. 柏市生きもの多様性プラン. 64pp. 柏市
- かしわ環境ステーション・柏市自然環境調査プロジェクトチーム 2009. 柏市自然環境調査報告書. 128pp. 柏市
- 河島泰斗 2006. 都市近郊における『「農」の環境保全』に向けた提言—多摩地域の里地里山の保全に関する調査研究業務—. *PREC study report* 12: 54-59.
- Kobayashi, Y. and Koike, F., 2010. Separating the effects of land-use history and topography on the distribution of woody plant populations in a traditional rural landscape in Japan. *Landscape and Urban Planning* 95: 34-45.
- Koyanagi, T., Kusumoto, Y., Tamamoto, S., Okubo, S. and Takeuchi, K., 2009. Historical impacts on linear habitats: The present distribution of grassland species in forest-edge vegetation. *Biological Conservation* 142: 1674-1684.
- 楠本義延・大黒俊哉・井手任 2005. 休耕・耕作放棄水田の植物群落タイプと管理履歴の関係—茨城県南部桜川・小貝川流域を事例にして—. 農村計画論文集7: 7-12.
- Lindborg, R. and Eriksson, O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant

- species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- McCune, B. and Mefford, M.J., 2006. PC-ORD, Multivariate analysis of ecological data, version 5.10. MjM Software. Gleneden Beach, Oregon.
- 宮内泰之・岡田明香・片山暁子・松下礼・三宅裕美子 2005. 塔の山の植物相と植生および植生管理に関する考察. 恵泉女学園園芸短期大学研究紀要 36: 39–50.
- 宮脇昭 (責任編集) 1978. 日本植生便覧. 850pp. 至文堂, 東京.
- 西野保司・根本正美・尾崎豊彦・島田久嗣・藤村英範・山本陽子 2007. 国土変遷アーカイブ・空中写真閲覧システム. 国土地理院時報 112: 111–114.
- 奥富清・辻誠治・小平哲夫 1976. 南関東の二次林植生—コナラ林を中心として—, 東京農工大学農学部演習林報告 13: 55–65.
- 大久保悟・加藤和弘 1994. 都市近郊の分断された平地二次林における高木種の補充に関する研究. 造園雑誌 57(5): 205–210.
- 大久保悟・神山麻子・北川淑子・武内和彦 2003. 多摩丘陵におけるコナラ二次林および林縁の草本層種構成と微地形との対応. ランドスケープ研究 66(5): 537–542.
- 大黒俊哉・白戸康人・伊藤一幸 2003. 絶滅危惧植物タコノアシ個体群の維持にかかわる放棄水田の環境特性. ランドスケープ研究 66 (5): 599–602.
- 大塚広夫・小林鈴枝・榊田信彌・根本正之 2004. 千葉県の谷戸地形における水稻耕作とその放棄が植生に及ぼす影響. 雑草研究 49: 21–35.
- 斉藤修・星野義延・辻誠治・菅野昭 2003. 関東地方におけるコナラ二次林の20年以上経過後の種多様性及び種組成の変化. 植生学会誌 20: 83–96.
- 佐藤仁志 2008. 柏市における土地利用の変容について. 麗澤経済研究 16: 119–129.
- 島田和則・勝木俊雄・岩本宏二郎・大中みちる 2014. 東京多摩地方南西部の都市近郊林における植物相の変遷—50年間のフロラリストの比較—. 植生学会誌 31: 71–84.
- 島田和則・勝木俊雄・岩本宏二郎・齊藤修 2008. 東京都多摩地方南西部におけるコナラ・クヌギ二次林の群落構造および種数の管理形態による差異. 植生学会誌 25: 1–12.
- 島田直明・藤原一繪 2002. 二次林の管理計画のための植生の空間的分布と人為的管理の関係. ランドスケープ研究 65: 557–562.
- 白井豊 2005. 下総台地西部における松林の意義 (特集景観形成プロセス解明の起点としての明治期の景観構造). 景観生態学 9: 12–18.
- 白川一代・小此木宏明・福田健二 2014. 千葉県柏市こんぶくろ池周辺における希少草本類の生育環境特性と保全に関する研究の比較. 千葉県生物多様性センター研究報告 7: 14–27.
- Smart, S.M., Bunce, R.G.H., Marrs, R., LeDuc, M., Firbank, L.G., Maskell, L.C., Scott, W.A., Thompson, K. and Walker, K.J., 2005. Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity: Tests of hypothesised changes in trait representation. *Biological Conservation* 124: 355–371.
- 総務省統計局 2015. 平成27年国際調査 <https://www.stat.go.jp/data/kokusei/2015/kekka.html> (2020年5月8日確認)
- 瀧下陽子・小此木宏明・福田健二 2014. 千葉県柏市における植物群落の管理履歴と希少植物の保全に関する研究 (研究概要). 千葉県生物多様性センター研究報告 7: 91–95.
- 寺井学 2007. 40年以上伐採されなかったコナラ二次林の林床植生の種多様性保全に関する事例的研究. ランドスケープ研究 70(5): 435–438.
- 戸島久和・小池文人・酒井暁子・藤原一繪 2004. 都市域孤立林における偏向遷移. 日本生態学会誌 54: 133–141.
- 辻 誠治・星野義延 1992. コナラ二次林の林床管理の変化が種組成と土壤に与える影響, 日本生態学会誌 42: 125–136.
- 矢部和夫・吉田恵介・金子正美 1998. 札幌

- 市における都市化が緑地の植物相に与えた影響. ランドスケープ研究 61(5): 571-576.
- 山田晋・武内和彦・北川淑子 2000. 放棄水田における刈り取り, 耕起, 代かきが植生に及ぼす影響. 農村計画論文集19 – suppl.: 235-250.
- 山本勝利・糸賀黎 1988. 茨城県南西部におけるアカマツ平地林の森林型とその分布. 造園雑誌 51: 150-155.
- 山本勝利・趙賢一・大塚生美・福留晴子・加藤好武・大久保悟 2000. 比企丘陵における里山林の構造と変化が林床植物に及ぼす影響. ランドスケープ研究 63(5): 765-770.
- 山本勝利 2000. 里地におけるランドスケープ構造と植物相の変容に関する研究. 農業環境技術研究所報告 20: 1-105.
- 大和正秀・岩瀬剛二 2007. キンラン無菌培養苗の自生地への植栽と植栽苗の球根共生. Proceedings of NIOC 2007, Nagoya, Japan, p.7-12.
- 山崎寛・青木京子・服部保・武田義明 2000. 里山の植生管理による種多様性の増加. ランドスケープ研究 63(5): 481-484.
- 米村惣太郎・那須守・田澤龍三・逸見一郎・松原徹朗 2000. 絶滅危惧植物タコノアシ (*Penthorum chinense*) 群落の保全に関する基礎的研究. 日本緑化工学会 25: 317-320.

---

著者: 瀧下陽子 Department of Plant Science, McGill University, QC, Canada; E-mail: yoko.takishita (at) mail.mcgill.ca 福田健二〒113-8657 文京区弥生1-1-1 東京大学大学院農学生命科学研究科 E-mail: fukuda(at)fr.a.u-tokyo.ac.jp

“Relationships between the distribution of conservation-targeted plant species, vegetation change and management history over the past 60 years in Kashiwa city” Report of Chiba Biodiversity Center 10: 1-28. Yoko Takishita, Kenji Fukuda

Abstract: Kashiwa city in Chiba prefecture is a suburban city, where conservation of plant species and their habitats is an important agenda due to rapid land-use changes in the last few decades. In this research, we identified the relationships between the presence of the conservation-targeted species, vegetation changes and management history over the last 60 years. For the 27 important habitats that are designated by Kashiwa city for the conservation of the plant species, past and present vegetation and the management were reconstructed from aerial photographs in 1947, 1975, 2008, semi-structural interviews to landowners and stakeholders, and fieldwork conducted in 2011, resulting in identification of 215 vegetation patches. Based on the presence/absence of the conservation-targeted species, cluster analysis divided 211 of these 216 patches into 9 groups (vegetation patch types) and named by index species identified by INSPAN. The results showed that *Arisaema urashima* type and *Sanguisorba officinalis* type were characterized as habitats in forest floor and in grassland, respectively that was maintained by regular mowing. *Corydalis decumbens* type and *Clematis terniflora* type were both characterized as grassland habitats that were maintained by moderate level of vegetation management. On the other hand, *Celphandra falcata* type *Liparis nervosa*, and *Hosta sieboldii* types were described as habitats in deciduous, evergreen and wetland forests, respectively, where the vegetation management has been abandoned since 1975. *Penthorum chinense* type was characterized as abandoned rice paddy and wetland grasslands. The number of total targeted species, of the prefectural red list species, and of the patch-type-unique species (those only appeared in one patch type) was the highest for *Sanguisorba officinalis* type, *Celphandra falcata* type, and by *Penthorum chinense* type, respectively, and so these three vegetation patch types were found to be particularly important for conservation. In these habitats of target species, the ratio of patches without vegetation change in past 60 years was significantly higher than that in other green spaces in Kashiwa city without target species. It suggested the importance of maintaining the vegetation for conserving the plant species.

Keywords: conservation management, endangered species, land-use history, secondary nature, suburban areas

(受理 2020年5月7日)

附表 本研究の対象とした柏市の保全対象植物162種のリスト

1) 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 (千葉県, 2009)、  
 ※: 貴重性はやや低い在今后検討が必要と考えられるもの (柏市環境部環境保全課, 2011)

科名	種名	千葉県 RDB <sup>1)</sup>	科名	種名	千葉県 RDB <sup>1)</sup>	科名	種名	千葉県 RDB <sup>1)</sup>
d	ハシバミ	D	ウリ科	ゴキヅル		キク科(続き)	タカアザミ	D
タデ科	シロバナサクラタデ		ミソハギ科	ミソハギ			トネアザミ	
キンボウゲ科	アキカラマツ	※	アカバナ科	ミズタマソウ	※		ノアザミ	※
	イヌシヨウマ		セリ科	カノツメソウ			ノコンギク	
	キンボウゲ	D		ノダケ			ノニガナ	D
	センニンソウ	※		ハナウド			ノハラアザミ	※
	ツクバトリカブト		イチヤクソウ科	イチヤクソウ			ホソバオグルマ	C
	ニリンソウ	D		シヤクジョウソウ	D		ムラサキニガナ	
	ヒメウス		ヤブコウジ科	カラタチバナ			ヤクシソウ	
メギ科	イカリソウ	D	サクラソウ科	イヌヌトラノオ			ヤブレガサ	
ドクダミ科	ハンゲショウ			ヌマノトラノオ		ユリ科	アマドコロ	※
センリョウ科	センリョウ			ノジトラノオ	C		アマナ	C
	ヒトリシズカ		リンドウ科	センブリ	D		コバギボウシ	
	フタリシズカ			フデリンドウ			シオデ	
ウマノスズクサ科	ウマノスズクサ		ガガイモ科	コバナカモメヅル			チゴユリ	
オトギリソウ科	オトギリソウ			スズサイコ	C		ナルコユリ	※
	トモエソウ	C	アカネ科	キヌタソウ	B		ノカンゾウ	
ケシ科	ジロボウエンゴサク			ハナムグラ	C		ホトトギス	
ユキノシタ科	タコノアシ		ムラサキ科	ホタルカズラ			ミヤマナルコユリ	
	チダケサシ		クマツヅラ科	クマツヅラ	※		ヤブラン	
	ヤマネコノメソウ			コムラサキ	B		ヤマジノホトトギス	B
バラ科	キンミズヒキ	※	シソ科	イヌゴマ			ヤマユリ	
	クサボケ	※		ウツボグサ			ワニグチソウ	B
	ズミ	B		キランソウ	※	ヒガンバナ科	キツネノカミソリ	※
	ダイコンソウ			ジュウニヒトエ	D	ツユクサ科	ヤブミヨウガ	※
	ナガボノアカワレモコウ			タツナミソウ		ホシクサ科	ヒロハイヌノヒゲ	※
	ナガボノシロワレモコウ	D		ツルニガクサ		イネ科	アブラスキ	※
	ヒメヘビイチゴ	D		ナギナタコウジュ	※		イヌアワ	D
	ワレモコウ			ヒメシロネ			オガルカヤ	
マメ科	クサフジ			ミソコウジュ	D		ヌマガヤ	B
	クララ		ゴマノハグサ科	カワチシャ	※		ハネガヤ	D
	コマツナギ	※		コシオガマ			ヒメコヌカグサ	C
	ツルフジバカマ			ヒキヨモギ	D		メガルカヤ	※
	トクリマメ		ハマウツボ科	ナンバンギセル		サトイモ科	ウラシマソウ	
	フジカンゾウ		スイカズラ科	ゴマギ			マイヅルテンナンショウ	A
	レンリソウ	C	オミナエシ科	オトコエシ			マムシグサ	
フウロソウ科	タチフウロ	D		オミナエシ	C	ミクリ科	ミクリ	C
トウダイグサ科	タカトウダイ		キキョウ科	タニキキョウ	D	カヤツリグサ科	オニスゲ	D
	ノウルシ	C		ツリガネニンジン			サンカクイ	※
	ヒトツバハギ	※		ツルニンジン			ジョウロウスゲ	D
ヒメハギ科	ヒメハギ			バアソブ	B		ヌマガヤツリ	※
ツリフネソウ科	キツリフネ	C		ホタルフクロ			ヒメゴウソ	D
	ワタラセツリフネ			ミゾカクシ	※		ミズガヤツリ	※
モチノキ科	ウメモドキ	C	キク科	アキノキリンソウ		ラン科	エビネ	C
ニシキギ科	ツリバナ			オケラ			オオバノトンボソウ	
クロウメモドキ科	クロウメモドキ	B		カシワバハグマ			キンラン	D
	クロツバラ	B		カントウタンポポ			ギンラン	C
スミレ科	アカネスミレ			カントウヨメナ	※		クモキリソウ	C
	アリアケスミレ			キッコウハグマ	※		コクラン	D
	コスミレ	※		コウヤボウキ	※		サイハイラン	C
	スミレ			コオニタバコ	※		ササバギンラン	C
	ニオイタチツボスミレ			サワシロギク	B		シュンラン	
	ノジスミレ			シロヨメナ			タシロラン	C
	マルバスミレ			センボンヤリ			マヤラン	C

## 千葉県の農業水路におけるタナゴ亜科魚類 ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* の繁殖生態と生活史

北村淳一<sup>1,2</sup>・石鍋壽寛<sup>1</sup>・間瀬浩子<sup>1</sup>

<sup>1</sup>公益社団法人観音崎自然博物館

<sup>2</sup>三重県総合博物館

**摘要**：千葉県勝浦市といすみ市の農業水路において、生きたイシガイ目二枚貝類の鰓内に産卵するコイ科タナゴ亜科魚類の1種ミヤコタナゴの繁殖生態や生活史について調査した。本種は日本固有種でかつて関東平野に分布していたが環境の悪化により現在では生息地・数ともに減少し、環境省のレッドリストで絶滅危惧IA類に選定され、国の天然記念物と国内希少野生動植物種に指定されている。本種のメスは標準体長31.8mmで成熟し、産卵期は4月から7月までで、盛期は6月であった。メスの完熟卵を保有している時の産卵管の長さは20-35mm（平均28mm）であった。産卵期後、オスは成長を続けるが、メスは標準体長約40mmで成長が停滞した。本種の寿命は少なくとも2年で、長くとも3年であると推定された。本種の卵・仔魚は、産卵期の5月において、ヨコハマシジラガイとマツカサガイ北東本州固有種の鰓内で確認されたが、タテボシガイの鰓内で確認されなかった。貝鰓内に生息していた本種の卵・仔魚は貝の出水管から12-31mm（平均20mm）の位置に分布し、その個体数は外鰓よりも内鰓に多かった。本種の卵・仔魚は、勝浦市の水路において、捕獲された143個体のヨコハマシジラガイのうち18個体の鰓内で確認された。その18個体は、殻長が相対的に大きく、ヨコハマシジラガイの生息密度が高い環境で生息していた。

**キーワード**：産卵資源利用、イシガイ目、淡水二枚貝類、成長、絶滅危惧種

### はじめに

ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* は、コイ科タナゴ亜科 (Cyprinidae, Acheilognathinae) に属し、マツカサガイ北東本州固有種 *Pronodularia cf. japonensis* 3 (Lopes-Lima *et al.*, 2020; 近藤, 2020) など生きた淡水二枚貝類に卵を産み込む特徴的な産卵生態を有する純淡水魚である。ミヤコタナゴは日本固有種で、関東地方の農業水路や溜池に生息している (中村, 1969; 石山, 1979; 綱川ほか, 2016; 北村・内山, 2020)。ミヤコタナゴは「文化財保護法」に基づく国の天然記念物

(1974年, 文化庁)、「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律 (種の保存法)」に基づく国内希少野生動植物種 (1994年, 環境省) に指定され、わが国のレッドリストにおいて絶滅危惧IA類 (環境省, 2020) に選定されており、現在最も絶滅が危惧される淡水魚類の1種である。

ミヤコタナゴの野外の生態については、農業水路の生息地における概説として、産卵期は4月から7月で、約32mmで成熟し、寿命は長くとも3年ほどとされている (中村, 1969; 北村・内山, 2020)。ミヤコタナゴの稚魚は、ある程度の水深があり、流速が遅

く、水上に植物が覆っており、イシガイ目二枚貝類が生息している場所によく生息している（綱川ほか, 2012, 2016）。ミヤコタナゴは産卵母貝として、マツカサガイ北東本州固有種、ヨコハマシジラガイ *Inversiunio jokohamensis*、カラスガイ族貝類 (*Cristariini*) を利用する（中村, 1969; 綱川ほか, 2016; 北村・内山, 2020）。

一方、飼育実験下では、野外の水槽内では水温14.5°C以上、日照12時間以上の条件下で成熟し、3月中旬から9月中旬に産卵する（Hatakeyama and Akiyama, 2007）。他のタナゴ類と同様に、オスは二枚貝の周りに小さな縄張りを構え、メスを引き寄せ、産卵管を伸長させたメスは、1回の産卵で数個の卵を二枚貝の鰓内に産み付ける（小学館, 2003）。オスは入水管に放精し、精子は貝の換水によって鰓内の卵まで運ばれ受精する。仔魚は22°Cで約20日間二枚貝の鰓内で卵黄を吸収し終えて全長約9mmに成長して貝から泳出する（中村, 1969; 秋山・小笠原, 1991）。卵には粘着性がなく、仔魚は微小突起を有し、それらの特性は貝内で過ごすための適応と考えられている（Suzuki *et al.*, 1986）。飼育実験下で確認された産卵に利用する貝種は、カワシンジュガイ *Margaritifera laevis*、オバエボシガイ *Inversidens brandti*、カタハガイ *Obovalis omiensis*、マツカサガイ、カラスガイ族貝類、ニセマツカサガイ *Inversiunio yanagawensis* が知られている（秋山ほか, 1994; 福本ほか, 2008）。以上のように水槽における飼育環境での知見は集積されているものの、野外における知見は限定的であり、野外における知見を収集することが本種の生息域内保全にも大きく貢献できると考えられる。

本研究では、千葉県勝浦市といすみ市の農業水路におけるミヤコタナゴの繁殖生態、生活史および産卵母貝利用を明らかにするため、野外調査を実施した。

## 材料と方法

ミヤコタナゴの産卵期と成長を明らかにするため、千葉県中南部地域の農業水路3箇所（勝浦市AおよびB、いすみ市；以下勝浦A、勝浦B、いすみCとする）のそれぞれ約300mの区間において、2008年4月から11月まで調査を実施した。河岸の材質は、勝浦AといすみCが土で、勝浦Bはコンクリートである。主な底質は、勝浦Aが砂で、勝浦BといすみCが礫である。なお、ミヤコタナゴの生息地については、保護の目的からその詳細が公表されていないため、本稿においても明記しない。

魚類は集魚餌（サナギ粉）を入れたモンドリ罟を用いて採集した。採集されたミヤコタナゴは、標準体長を0.1mm単位で計測した。メスは産卵管長を0.1mm単位で計測するとともに、腹部を優しく圧迫し産卵管基部に出てきた完熟卵の有無を目視で確認した。その後、全ての個体を採集地点に再放流した。なお、産卵管基部に出てきた完熟卵は、すぐに腹腔内に戻るから、魚体や卵にほとんど影響を与えていない。また、産卵期の推定には、メスの完熟卵の保有率と標準体長に対する産卵管長の割合（OPI）を用いた（Kitamura, 2006b）。結果的に、勝浦Aはミヤコタナゴの採集個体数が多かったことから、産卵期や成長の解析に用いることができたが、勝浦BといすみCは採集個体数が少なく、補足的に産卵期の推定に利用した。また、勝浦BといすみCはミヤコタナゴの採集個体数が少ないことから、8月以降は調査を実施しなかった。

ミヤコタナゴの産卵母貝の利用実態を明らかにするため、勝浦Bにおいて2008年5月8日と5月26日に、調査区間内に既設のコンクリートブロックのサイズに合わせたコドラート（縦1.3m、横1.5m）をそれぞれ別の場所に26個と57個設置し、手探りと目合い5mmのザルを用いて定量調査により二枚貝類を採集した。採集された貝類は、Lopes-Lima *et al.*, (2020) と近藤 (2020) に従い種

を同定し、殻長を0.1mm単位で計測後、殺傷することなく貝開器で両貝殻の間を約5mm開け、左右の内鰓と外鰓の計4枚の鰓内に産み込まれたミヤコタナゴの卵・仔魚の位置と外鰓内における貝の幼生の有無を記録した後、全ての個体を採集した水路に放流した。物理環境としてコドラート内の水深、流速、川幅、底質（泥・砂・礫）を記録した。勝浦AといすみCにおいては二枚貝類の採集個体数が少なく、手探りによる簡易的な採集のみ実施し、ミヤコタナゴの貝内の利用の解析のみに利用した。

ミヤコタナゴのメスが完熟卵を保有した期間において、メスの標準体長が、完熟卵の有無と採集月間で異なるかを明らかにするため、2元配置分散分析（Two-way ANOVA）により統計解析を行った。また、完熟卵を保有したメスの産卵管長が、標準体長と相関し採集月間で異なるかを明らかにするため、Two-way ANOVAにより統計解析を行った。ミヤコタナゴの卵・仔魚の生息数を貝の4枚の鰓間でFreidman検定を用いて比

較し、有意差が認められた場合Scheffé検定によって多重比較を行った。貝内のミヤコタナゴ卵・仔魚の有無に影響する要因を明らかにするため、勝浦Bでは、二枚貝の種類、殻長、二枚貝の外鰓内における貝の幼生の有無を説明変数として、分布族が二項分布の一般化線型モデル（GLM）により統計解析を行った。コドラート内におけるミヤコタナゴ卵・仔魚を含む二枚貝の有無、およびコドラート内の二枚貝の個体数に影響する要因を明らかにするため、水深、流速、川幅、底質、およびコドラート内の二枚貝の個体数を説明変数として、分布族がそれぞれ二項分布とポアソン分布のGLMにより統計解析を行った。

なお、本調査は、平成20（2008）年度の環境省の「希少野生動植物種保護増殖事業（千葉県ミヤコタナゴ）」に基づき、同事業の受託者である千葉県と（公社）観音崎自然博物館の間において締結された、一部業務に係る再委託契約に基づき実施されたものである。

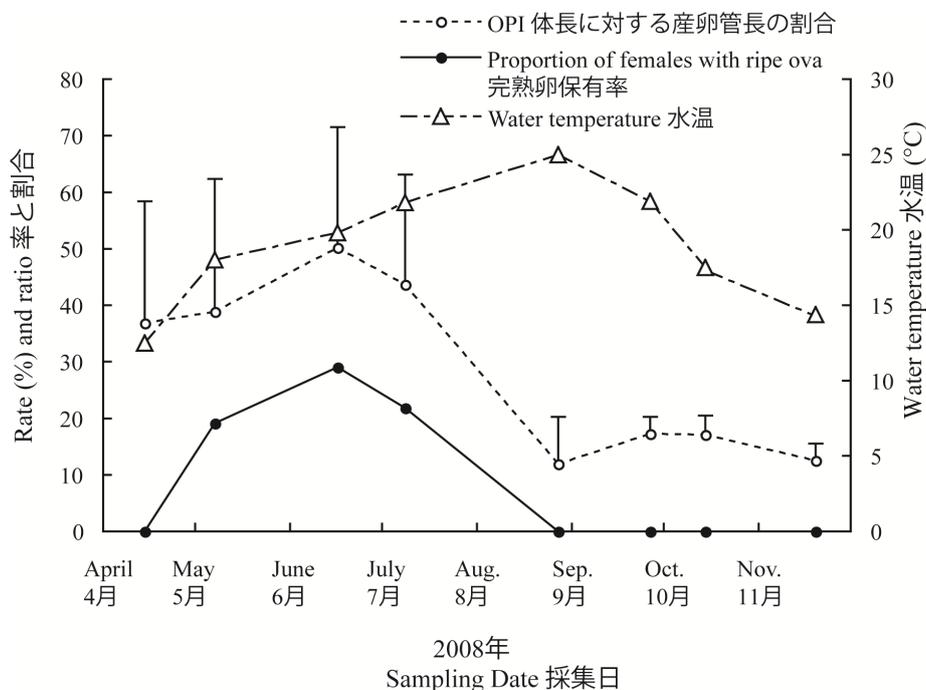


Figure 1. Seasonal change in mean (+SD) ovipositor ratios (OPI, ratio of ovipositor length to standard length), proportion of females with ripe ova in *Tanakia tanago* and water temperature in the study ditch of Katsuura A. 図1. 勝浦市Aの農業水路における水温とミヤコタナゴのメスの標準体長に対する産卵管長の割合の平均値と標準偏差、完熟卵保有率の季節変化。

Table 1. Standard length (SL) and ovipositor length (OPL) in females *Tanakia tanago* with ripe ova in each locality  
表1. 各地域の農業水路におけるミヤコタナゴの完熟卵をもつメスの標準体長と産卵管長。

Locality 地域	Females with ripe ova 完熟卵をもつメス					Period of collected female with ripe ova 完熟卵をもつメ スが採集された 期間
	No. 個体数	SL (mm) 標準体長		OPL (mm) 産卵管長		
		Ave. ± SD 平均 ±標準偏差	Range 範囲	Ave. ± SD 平均 ±標準偏差	Range 範囲	
Katsuura A 勝浦 A	25	38.6 ± 2.2	31.8–43.2	27.8 ± 4.2	20.4–34.6	2008.5.7–7.8
Katsuura B 勝浦 B	3	37.7 ± 5.6	33.8–44.2	28.2 ± 2.4	25.4–29.8	2008.4.14–7.8
Isumi C いすみ C	5	33.6 ± 1.7	31.0–35.3	25.4 ± 2.3	21.8–28.2	2008.7.9

## 結果

### 1 繁殖生態

勝浦Aにおいて完熟卵を有していたミヤコタナゴのメスは、5–7月の期間に合計25個体採集された。完熟卵保有率は5月7日以降増加し、6月16日に29%と最も高くなり、7月8日に21.9%に低下した（図1）。5–7月以外の期間には、完熟卵を持つメスは採集されなかった。一方、標準体長に対する産卵管長の割合（OPI）は、4月に36.9%と増加し、5月に38.9%、6月に50.2%と最も高くなり、7月に43.7%と低下した（図1）。なお、4–7月以外の月では18%以下と低い割合であった。

完熟卵を保有していたメスの標準体長は平均38.6±2.2（標準偏差）mm、その範囲は31.8–43.2mm（ $n=25$ ）であった（表1）。この期間において、メスの標準体長は、完熟卵の有無および採集された月との間に有意な差異および交互作用は認められなかった（Two-way ANOVA, 採集月,  $F_{2, 104}=0.5, P=0.63$ ；完熟卵の有無,  $F_{1, 104}=0.1, P=0.73$ ；交互作用,  $F_{2, 104}=0.3, P=0.73$ ）。完熟卵を保有した個体の産卵管長は、平均27.8±4.2 mm、その範囲は20.4–34.6mm（ $n=25$ ）であり、標準体長との間には相関関係、採集された月との間に有意な差異、および交互作用は認められなかった（Two-way ANOVA, 標準体長,  $F_{1, 19}=0.5, P=0.49$ ；採集月,  $F_{2, 19}=0.5, P=0.64$ ；交互

作用,  $F_{2, 19}=0.4, P=0.65$ ）。

勝浦Bにおいて、メスが2008年4月14日に11個体（オスは13個体）、5月8日に9個体（オスは13個体）、6月17日に4個体（オスは3個体）、7月8日に1個体（オスは9個体）捕獲された。そのうち、完熟卵を有していた個体は、4月、5月、7月にそれぞれ1個体、計3個体採集され、標準体長は、平均37.7±5.6mm、その範囲は33.8–44.2mm、産卵管長は、平均28.2±2.4mm、その範囲は25.4–29.8mmであった（表1）。

いすみCにおいて、メスが2008年7月9日のみ11個体（オスは3個体）採集された。そのうち完熟卵を有していた個体は5個体で、それらの標準体長は平均33.6±1.7mm、その範囲は31.0–35.3mm、産卵管長は、平均25.4±2.3mm、その範囲は21.8–28.2mmであった（表1）。

### 2 ミヤコタナゴの成長

採集個体数の多かった勝浦Aのみ成長を分析した。オスにおいて、2008年4月には、標準体長25–30mmと40–45mmの区間で頻度が高くなる2つのピークが認められた（図2）。この25–30mm区間の標準体長が小さい方のピークは、5月には20–30mm区間に、6月には認められず、7月には30–35mm区間に、8月には35–40mm区間に、9月以降は40–45mm区間になった。一方、40–45mm区間の標準体長が大きい方のピークは、5月から8月には45–50mm区間に、9月と10月には認められ

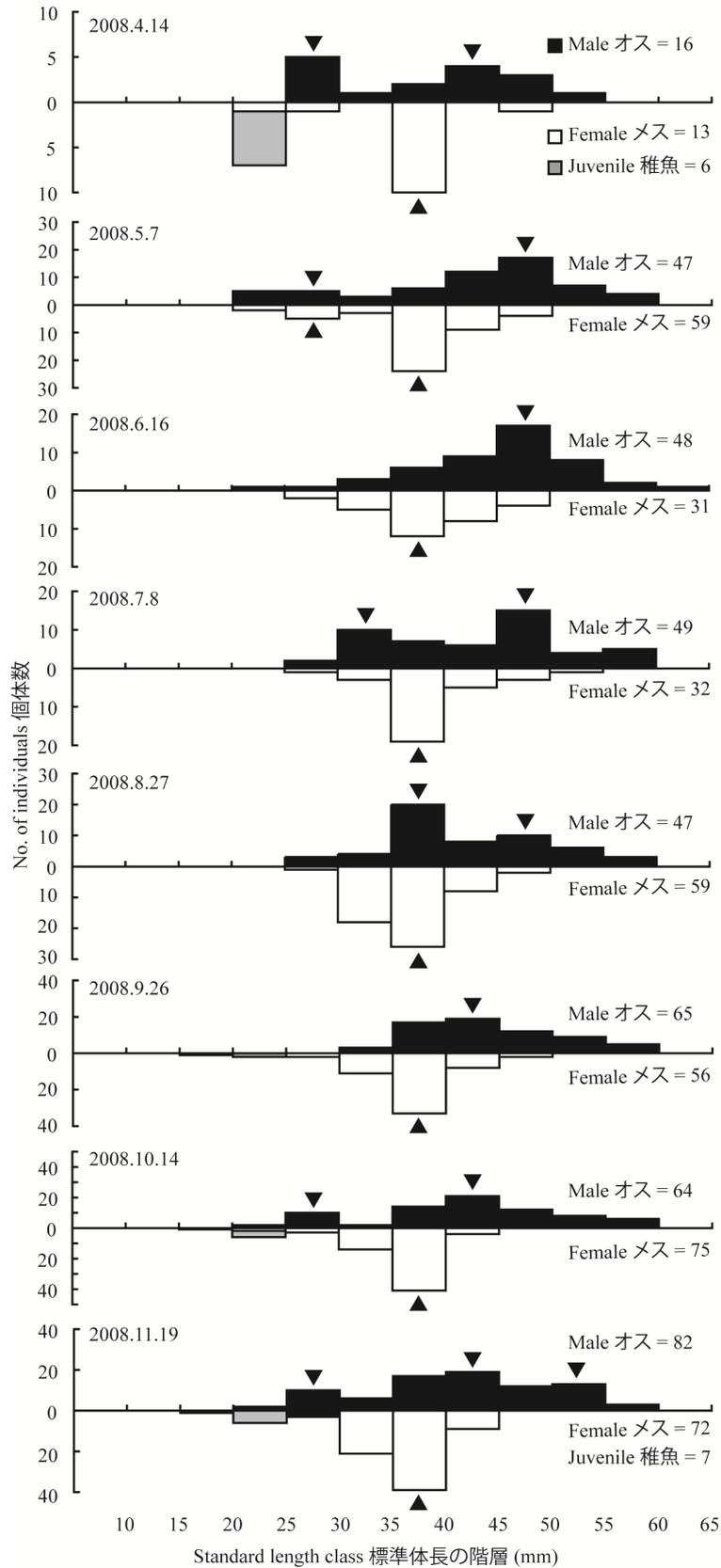


Figure 2. Seasonal change in standard length-frequency distribution of *Tanakia tanago* in the study ditch of Katsuura A. Arrow heads indicate peak of estimated cohorts.

図2. 勝浦市Aの農業水路におけるミヤコタナゴの標準体長頻度分布の季節変化。矢印は推定された集団のピークを示している。

Table 2. Host mussel utilization in *Tanakia tanago* in each locality  
表2. 各地域の農業水路におけるミヤコタナゴの産卵母貝利用

Locality 地域	No. of mussels with <i>T. tanago</i> embryos / No. of collected mussels in each species 各貝種における採集された個体数に対するミヤコタナゴが生息している個体数		
	(No. of mussels with themselves eggs or embryos) (貝の卵・グロキディウム幼生をもつ貝の個体数)		
	<i>Inversium jokohamensis</i> ヨコハマシジラガイ	<i>Pronodularia cf. japonensis</i> 3 マツカサガイ北東本州固有種	<i>Nodularia nipponensis</i> タテボシガイ
Katsuura A 勝浦 A	No inhabit 非生息	1/1	No inhabit 非生息
Katsuura B 勝浦 B	27/234 (63)	3	21 (4)
Isumi C いすみ C	No inhabit 非生息	1/2	No inhabit 非生息

ず、11月には50–55mm区間になった。なお、10月と11月には新たに25–30mm区間にピークが認められた。11月は25–30mmと40–45mm、50–55mmと3つの区間でピークが認められた。なお、オスの最大標準体長は、6月16日に採集された63.2mmであった。

メスにおいて、2008年4月は採集個体数が少なかったが標準体長35–40mm区間にピークが認められた(図2)。5月には25–30mmと35–40mmの区間で2つのピークが認められた。6月以降は35–40mmの区間のみでピークが認められた。なお、メスの最大標準体長

は、6月16日に採集された51.8mmであった。

### 3 産卵母貝利用

勝浦Bでは、淡水二枚貝類は5月8日と5月26日に合計258個体採集された(表2)。優占種であるヨコハマシジラガイ(平均殻長 $39.0 \pm 6.5$ mm, 範囲24.1–62.7mm,  $n=234$ )以外の貝種であるタテボシガイ *Nodularia nipponensis* (平均殻長 $39.6 \pm 7.1$ mm, 範囲29.8–53.0mm,  $n=21$ ) およびマツカサガイ北東本州固有種(平均殻長 $39.1 \pm 10.8$ mm, 範囲27.8–49.3mm,  $n=3$ )は採集数が少なかったことに加え、す

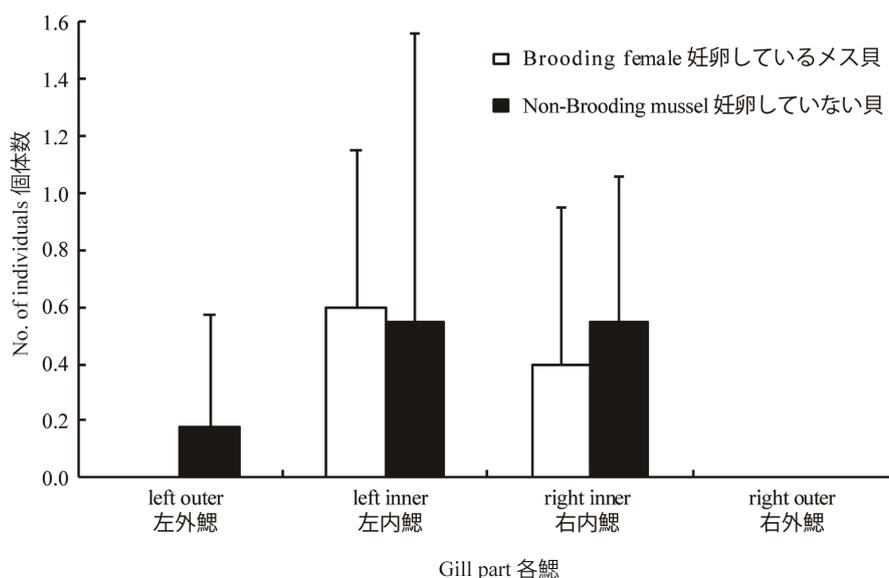


Figure 3. Mean (+SD) number of *Tanakia tanago* embryos found in each of the four parts of mussel gill chamber in each reproductive state in the study ditch of Katsuura B.

図3. 勝浦市Bの農業水路において各貝の繁殖状況における貝内の4つの各鰓内で見つかったミヤコタナゴ仔魚数の平均値と標準偏差。

すべての個体でミヤコタナゴの卵・仔魚を確認することができなかった。そのため解析にはヨコハマシジラガイのみを用いた。なお、勝浦Bで確認されたヨコハマシジラガイ63個体とタテボシガイ4個体では、外鰓において貝の卵や幼生が確認された。

ミヤコタナゴの卵・仔魚は、ヨコハマシジラガイ27個体（平均殻長 $43.2 \pm 7.0$ mm, 範囲35.8–62.7mm）の鰓内から平均 $1.3 \pm 0.7$ 個（範囲1–4個）確認された。ミヤコタナゴの卵・仔魚数は4枚の鰓の間で異なり（Friedman test,  $\chi^2=9.2$ , d.f.=3,  $P=0.03$ ; 図3）、右内鰓の方が右外鰓よりも多かった（Scheffé test,  $P<0.01$ ）。確認された卵は、出水管から平均 $19.8 \pm 4.9$ mm（範囲12–31mm）に位置していた。なお、ミヤコタナゴに産卵されたヨコハマシジラガイ5個体では、外鰓に貝の卵が確認されたが、ミヤコタナゴの卵・仔魚は

すべて内鰓で確認された（図3）。

勝浦Bにおいて、コドラート内におけるヨコハマシジラガイの個体数の解析は、調査地の主たる底質は礫であったこと、さらに、コンクリート護岸により川幅が3mと一定であったことから、底質と川幅は説明変数から除いて実施したところ、5月8日と5月26日ともに、水深、流速との間に関係性は認められなかった（表3）。コドラート内にミヤコタナゴの卵を含むヨコハマシジラガイが見つかる確率は、5月8日において、コドラート内の水深、流速、貝の個体数との関係は認められなかったが、5月26日では、貝の個体数が多いほど高かった（ $P=0.02$ ）。ヨコハマシジラガイの鰓内にミヤコタナゴ卵・仔魚が含まれる確率は、5月8日において、殻長、貝の幼生の有無との関係は認められなかったが、5月26日において殻長の大き

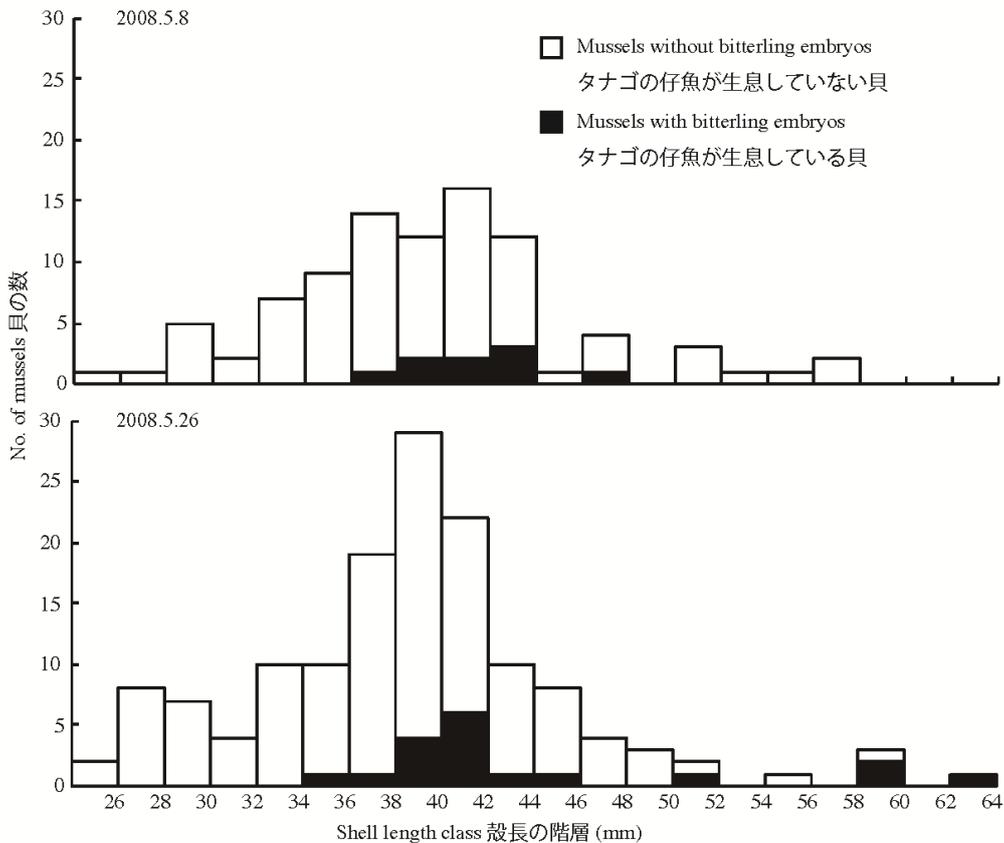


Figure 4. Shell length–frequency distribution of mussels *Inversium jokohamensis* without and with bitterling eggs and/or embryos of *Tanakia tanago* in the study ditch of Katsuura B.

図4. 勝浦市Bの農業水路において貝内のミヤコタナゴの有無別のヨコハマシジラガイの殻長頻度分布。

Table 3. Results of generalized linear models (GLMs) testing for (1) the effects of physical variables on mussel, *Inversimio jokohamensis* density, (2) the effects of environment variables on the probability of occurrence of mussels, *I. jokohamensis* with *Tanakia tanago* embryos and (3) the effects of mussel size and presence of embryos on the probability of occurrence of mussels, *I. jokohamensis* with *T. tanago* embryos in 8 and 26 May 2008 in the locality of Katsuura B

表3. 2008年5月8日と26日の勝浦Bの農業水路における(1)コドラート内のヨコハマシジラガイの個体数に影響する物理環境要因の効果、(2)コドラート内のヨコハマシジラガイ内にミヤコタナゴの仔魚が生息している確率に対する生物・物理環境要因の効果、(3)ヨコハマシジラガイ内にミヤコタナゴの仔魚が生息している確率に対する貝の殻長と貝の幼生の有無の効果、についての一般化線型モデルの結果を示す。

Objective variables 従属変数	Explanatory variables 説明変数	Coefficients 係数	P 値
2008.5.8			
(1) Mussel density (individuals/1.95 m <sup>2</sup> )			
コドラート内の貝の個体数 (n = 26)	Water depth 水深 (cm)	0.065	0.50
	Flow velocity 流速 (cm/s)	0.090	0.40
(2) Occurrence of bitterling embryos			
タナゴ仔魚の生息の有無 (n = 21, binary of 0 or 1)	Water depth 水深 (cm)	0.398	0.12
	Flow velocity 流速 (cm/s)	-0.150	0.47
	Mussel density (individuals/1.95 m <sup>2</sup> ) コドラート内の貝の個体数	0.304	0.19
(3) Occurrence of bitterling embryos			
タナゴ仔魚の生息の有無 (n = 91, binary of 0 or 1)	Mussel shell length 殻長 (mm)	0.046	0.38
	Presence of mussel embryos 貝の幼生の有無	-0.309	0.46
2008.5.26			
(1) Mussel density (individuals/1.95 m <sup>2</sup> )			
コドラート内の貝の個体数 (n = 57)	Water depth 水深 (cm)	-0.053	0.20
	Flow velocity 流速 (cm/s)	0.061	0.25
(2) Occurrence of bitterling embryos			
タナゴ仔魚の生息の有無 (n = 40, binary of 0 or 1)	Water depth 水深 (cm)	-0.106	0.08
	Flow velocity 流速 (cm/s)	0.001	0.98
	Mussel density (individuals/1.95 m <sup>2</sup> ) コドラート内の貝の個体数	0.408	0.02
(3) Occurrence of bitterling embryos			
タナゴ仔魚の生息の有無 (n = 143, binary of 0 or 1)	Mussel shell length 殻長 (mm)	0.129	< 0.001
	Presence of mussel embryos 貝の幼生の有無	-0.125	0.72

きい個体ほど有意に高かった ( $P < 0.001$ ; 図4)。

勝浦Aにおいて確認された淡水二枚貝類は、4月14日に採集されたマツカサガイ北東本州固有種1個体(殻長49.9mm)のみであった。この個体からミヤコタナゴの卵・仔魚は、左外鰓の出水管から26mmの位置に1個体、右外鰓の出水管から16mmの位置に1個

体が確認された。

いすみCにおいて確認された淡水二枚貝類は、7月9日に採集されたマツカサガイ北東本州固有種2個体(殻長15.8と44.7mm)のみであった。殻長44.7mmの個体からミヤコタナゴの卵・仔魚は、左外鰓の出水管から15mmの位置に1個体が確認された。

## 考 察

### 1 ミヤコタナゴの繁殖生態と生活史

千葉県勝浦市Aの農業水路におけるミヤコタナゴの産卵期は、少なくとも4月中旬から7月上旬であり（表1）、その最盛期は6月であった（図1）。

勝浦市Aの農業水路におけるミヤコタナゴの体サイズ組成は、オスにおいて2008年4月に標準体長25–30mm区間をピークにもっていた群は2007年生まれの年級群（以下2007年級群）、40–45mm区間のピークは2006年以前生まれの年級群（以下2006年級群）と推定された（図2）。25–30mm区間の2007年級群はその後9月まで成長し、40–45mm区間をピークとする群となったが、10–11月は成長が認められなかった。4月に40–45mm区間の2006年級群は、5月には45–50mmとなったが、その後8月までピークは移動せず成長は認められなかった。さらに、2006年級群は9月と10月は45–50mm区間にピークが認められず、多くの個体が7月までの産卵後に死亡したと推定された。2006年級群は11月には、50–55mm区間にピークがわずかに認められたことから、一部の個体は9月以降も生存し約5mmほど成長したと推定された。2006年級群が2008年11月まで認められたことから、ミヤコタナゴの寿命は少なくとも2年であり、2006年級群が越冬し翌春産卵する場合、長くとも3年であると推定された。なお10月には、2008年に産まれたと推定された年級群（以下2008年級群）が標準体長25–30mm区間で観察され、それ以降11月まで成長は認められなかった。11月には、25–30mm区間がピークの2008年級群（0歳）、40–45mm区間がピークの2007年級群（1歳）、50–55mm区間がピークの2006年級群（2歳）の3つの年級群が存在すると推定された。

一方、メスにおいて、2008年4月に標準体長20–30mm区間の個体は2007年生まれの年級群（以下2007年級群）、35–40mm区間のピークは2006年以前生まれの年級群（以下2006年級群）と推定された（図2）。5月には

2007年級群は25–30mm、2006年級群は35–40mm区間とする2つのピークが認められたが、6月以降から11月までは35–40mm区間とする1つのピークのみであった。このことから、メスは標準体長約40mmに到達すると成長が滞る、あるいは標準体長40mm以上の産卵期に産卵した個体が死亡していると推定された。

以上のことから、千葉県勝浦市Aの農業水路におけるミヤコタナゴの生活史は、4月中旬から7月上旬に産卵し（図1）、ミヤコタナゴの仔魚は貝から泳出後、10月までに標準体長20–30mmまで成長し、そのまま越冬し、翌春の4月から再び成長し、メスは標準体長約32mmで成熟して7月上旬まで産卵する（図1, 2）。メスは約40mmに達すると成長が滞るが、オスはさらに大きくなり9月まで成長を続け、最大63.2mmまで成長する。その後、雌雄とも越冬し、翌春も産卵を行う。これらのことから、ミヤコタナゴの寿命は少なくとも2年で、長くとも3年であると推定された。

千葉県勝浦市Aのミヤコタナゴのメスは、ほとんどの個体が標準体長約40mmまで成長すると、その後成長が認められなかったが、オスはその後も成長を続けた（図2）。一般に、メスはより闘争能力の強いオスを好むことから、これに強く依存する体サイズが選択される（Andersson, 1994）。ヨーロッパタナゴ*Rhodeus amarus*においてもより体サイズの大きいオスが好まれる（Smith *et al.*, 2002; Reichard *et al.*, 2005）。ミヤコタナゴのオスは、貝を中心に縄張りを構え、侵入してきた他のオスを追い払うなどの闘争行動が頻繁に観察される（秋山・小笠原, 1991）。ミヤコタナゴにおける標準体長40mm以上の体サイズの個体群内の性差は、オスがメスを獲得するために、より体サイズを大きくしなくてはならないといった性選択による結果かもしれない。

ミヤコタナゴの完熟卵を保有した時の産卵管長は、勝浦Aにおいて平均27.8mm（範囲20.4–34.6mm）で季節的な変化はなかった。勝浦BといすみCにおいても、20.4–34.6mm

の範囲であった(表1)。貝に産み込まれていたミヤコタナゴの卵・仔魚の鰓内の水路位置は、出水管から12–31mmの範囲であった。ニッポンバラタナゴ*Rhodeus ocellatus kurumeus*やイチモンジタナゴ*Acheilognathus cyanostigma*では、完熟卵を持つ時の産卵管の長さは、産み込む卵の貝の鰓内の水路の位置を決める(Kitamura, 2006a, b)。本調査の結果、ミヤコタナゴの産卵管長も産み込む卵の貝の鰓内の水路の位置を決める役割があるのだろう。

## 2 ミヤコタナゴの産卵母貝選択性

ミヤコタナゴの卵・仔魚はヨコハマシジラガイとマツカサガイ北東本州固有種の鰓内で確認されたが、タテボシガイの鰓内では確認されなかった(表2)。ミヤコタナゴは、水槽内での産卵母貝種の選択実験においても、イシガイ*Nodularia douglasiae*に産卵しないことから(秋山ほか, 1994)、イシガイ属*Nodularia*貝類を好まないのかもしれない。

勝浦市Bのヨコハマシジラガイの貝内で確認されたミヤコタナゴの卵・仔魚は、内鰓の方が外鰓より多い傾向にあり(図3)、さらに、貝の卵や幼生を外鰓に持つヨコハマシジラガイでは、内鰓のみで確認された(図3)。この傾向はニッポンバラタナゴ(Kitamura, 2006c)、イチモンジタナゴ(Kitamura, 2006b)、アカヒレタビラ*Acheilognathus tabira erythropterus*(北村・諸澤, 2010; 北村, 2020)、カネヒラ*Acheilognathus rhombeus*(北村淳一, 未発表)でも観察されている。内鰓に卵が多い理由としては、産卵時に親が内鰓を選択している、産卵管が内鰓に挿入し易い、卵が内鰓の方が外鰓よりも吐き出されにくいとされている(Kitamura, 2006c)。また、外鰓は貝が卵や幼生を保育する際に利用するため、それらはタナゴ類の卵に負の影響を及ぼすと考えられている(Kitamura, 2006c)。本研究においてもヨコハマシジラガイおよびタテボシガイは外鰓に卵や幼生を保育していた。ヨコハマシジラガイおよびマツカサガイの妊卵期はそれぞれ1年中と春から夏であ

り(近藤, 2008)、本研究で明らかにされたミヤコタナゴの産卵期と重複していることから、ミヤコタナゴもまた、外鰓の貝の卵と幼生との競合を忌避するために内鰓に産卵しているかもしれない。

貝内で確認されたミヤコタナゴの卵・仔魚は、貝1個あたり最大4個であった。これはニッポンバラタナゴ(Kitamura, 2006a)、イチモンジタナゴ(Kitamura, 2006b)、ヤリタナゴ*Tanakia lanceolata*(北村ほか, 2016)、アカヒレタビラ(北村, 2020)、カネヒラ(北村淳一, 未発表)、イタセンパラ*Acheilognathus longipinnis*(Kitamura *et al.*, 2009; Nishio *et al.*, 2015)と比較して最も少ない。ヨーロッパタナゴとニッポンバラタナゴでは、二枚貝内のタナゴの卵・仔魚の密度が高いほど貝内での酸素の取り合い型競争が生じ、その結果、卵・仔魚の生存率が低下する(Smith *et al.*, 2000; Kitamura, 2005)。さらにヨーロッパタナゴでは、二枚貝の出水管から排出される水の溶存酸素濃度の高い貝を好んで産卵する(Smith *et al.*, 2001)。また、ミヤコタナゴのメスは、産卵管を出水管に挿入し卵を産み込む一回の産卵行動で、卵を3個程度産み込む(北村淳一, 個人観察)。これらのことから、ミヤコタナゴは、貝内での卵・仔魚の密度依存的な死亡率の増加を避けるため、卵を複数の貝に小分けに分散して産卵しているのかもしれない。

千葉県勝浦市Bにおいて、コドラート内でミヤコタナゴの卵・仔魚を含む貝が確認される確率は、最も多くの二枚貝が確認された調査日(5月26日)においては、コドラート内に二枚貝の個体数が多いほど高かった(表3)。この傾向は、イタセンパラにおいても同様である(Kitamura *et al.*, 2009)。また、ヨーロッパタナゴは貝の密度が高い場所の方が雌雄の産卵行動の頻度は高く、貝内に産み込まれた卵数も多い(Przybylski *et al.*, 2007)。ミヤコタナゴもまた貝の密度が高い場所の貝を好んでいるのかもしれない。

さらに、5月26日においては、ミヤコタナゴの卵・仔魚がヨコハマシジラガイ内で確

認される確率は殻長の大きい個体ほど高く、ミヤコタナゴは殻長35.8mm以上の個体を利用していた(図4)。このより大きな貝を利用している傾向は、イチモンジタナゴのカラスガイ族貝類に対する利用や(Kitamura, 2006b)、アカヒレタビラのタテボシガイに対する利用(北村・諸澤, 2010)、シロヒレタビラ*Acheilognathus tabira tabira*のオバエボシガイに対する利用(Kitamura, 2007)でも観察されている。ヨーロッパタナゴは、産み込んだ卵が吐き出される割合の低い貝種を選好している(Mills and Reynolds, 2002)。ニッポンバラタナゴの卵・仔魚が、生きた状態でミナミタガイ*Beringiana fukuharai*から吐き出される確率は、貝のサイズによる違いは検出されていない(Kitamura, 2005)。ミヤコタナゴを含め、これらタナゴ類各種の卵・仔魚が生きた状態で二枚貝類から吐き出される確率が、同じ貝種でも殻長サイズによって異なるかどうかは明らかでないが、これらタナゴ類にみられる二枚貝サイズの利用率の違いは、卵・仔魚の適応度に依存した選択の結果かもしれない。また、ミヤコタナゴが大きな貝を利用している傾向が5月26日のみに見られたのは、5月8日は捕獲されなかった殻長58mm以上のより大きなヨコハマシジラガイが5月26日には4個体捕獲され、そのうち3個体にミヤコタナゴが確認されたことによると推測された(図4)。このことは、ミヤコタナゴがヨコハマシジラガイでも極端に殻長の大きな個体を選択利用した結果かもしれない。

## 謝 辞

本研究を行うにあたり、白井亮久博士(武蔵高等学校中学校)、佐川志朗博士(兵庫県立大学)には、野外調査を補助していただいた。また、望月賢二博士(公益社団法人観音崎自然博物館理事)、鈴木規慈氏(環境省)、千葉県教育庁教育振興部文化財課・公益社団法人観音崎自然博物

館・地元住民の各位には調査・論文作成にあたりご協力・ご配慮いただいた。ここに深謝いたします。なお、本研究の一部は、日本学術振興会科学研究費(課題番号20770014)、住友財団基礎科学研究助成(助成番号070543)により行われた。原稿の改訂にあたり、有益なご指摘とご助言を頂いた編集委員と2名の匿名査読者にも深謝します。

## 引用文献

- 秋山信彦・今井秀行・小笠原義光 1994. ミヤコタナゴの産卵基質として用いたカワシシユガイの有効性. 水産増殖 42: 231-238.
- 秋山信彦・小笠原義光 1991. ミヤコタナゴの繁殖行動. 神奈川自然保全研究会報告書 10: 13-18.
- Andersson, M., 1994. Sexual Selection. Princeton University Press, Princeton. 624pp.
- 福本一彦・勝呂尚之・丸山 隆 2008. 羽田ミヤコタナゴ生息地保護区に生息するマツカサガイ*Pronodularia japonensis*及びシジミ属*Corbicula* spp.の産卵母貝適性実験. 保全生態学研究 13: 47-53.
- Hatakeyama, R. and Akiyama, N., 2007. Annual reproductive cycle of a bitterling, *Tanakia tanago*, reared in an outdoor tank. Zoological Science 24: 614-622.
- 石山礼蔵 1979. 住民に守られるミヤコタナゴ. 淡水魚 5: 113-114.
- 環境省 2020. レッドリスト. 汽水・淡水魚: <http://www.env.go.jp/press/files/jp/114457.pdf>. (参照2021-8-26)
- Kitamura, J., 2005. Factors affecting seasonal mortality of rosy bitterling (*Rhodeus ocellatus kurumeus*) embryos on the gills of their host mussel. Population Ecology 47: 41-51.
- Kitamura, J., 2006a. Seasonal change in the spatial utilization of host mussels in relation to ovipositor length by female rosy bitterling, *Rhodeus ocellatus kurumeus*. Journal of Fish Biology 68: 594-607.
- Kitamura, J., 2006b. Reproductive ecology of striped bitterling *Acheilognathus cyanostigma* (Cyprinidae: Acheilognathinae). Ichthyological Research 53: 216-222.

- Kitamura, J., 2006c. Adaptive spatial utilization of host mussels by the Japanese rosy bitterling, *Rhodeus ocellatus kurumeus*. *Journal of Fish Biology* 69: 263–271.
- Kitamura, J., 2007. Reproductive ecology and host utilization of four sympatric bitterling (Acheilognathinae, Cyprinidae) in a lowland reach of the Harai River in Mie, Japan. *Environmental Biology of Fishes* 78: 37–55.
- 北村淳一 2020. 岩手県の北上川水系の水路におけるアカヒレタビラ *Acheilognathus tabira erythropterus* の産卵母貝利用. *魚類学雑誌* 67: 293–296.
- 北村淳一・石井匠・野村太一・古野天琉・石井ころろ・石井雅昭・野村佳世子・古野大・野呂啓史・樋口るり子 2016. 三重県伊勢市の水路におけるヤリタナゴの産卵母貝利用. *三重県総合博物館研究紀要* 2: 61–64.
- 北村淳一・諸澤崇裕 2010. 霞ヶ浦流入河川におけるタナゴ亜科魚類の産卵母貝利用. *魚類学雑誌* 57: 149–153.
- Kitamura, J., Negishi, J.N., Nishio, M., Sagawa, S., Akino, J. and Aoki, S., 2009. Host mussel utilization of the Itasenpara bitterling (*Acheilognathus longipinnis*) in the Moo River in Himi, Japan. *Ichthyological Research* 56: 296–300.
- 北村淳一・内山りゅう 2020. 日本のタナゴ生態・保全・文化と図鑑. 山と溪谷社, 東京. 224pp.
- 近藤高貴 2008. 日本産イシガイ目貝類図譜. 日本貝類学会特別出版物第3号, 東京. 69pp.
- 近藤高貴 2020. イシガイ科貝類の新たな分類体系. *日本貝類学会研究連絡誌ちりぼたん* 50: 294–296.
- Lopes-Lima, M., Hattori, A., Kondo, T., Lee, J. H., Kim, S. K., Shirai, A., Hayashi, H., Usui, T., Sakuma, K., Toriya, T., Sunamura, Y., Ishikawa, H., Hoshino, N., Kusano, Y., Kumaki, H., Utsugi, Y., Yabe, S., Yoshinari, Y., Hiruma, H., Tanaka, A., Sao, K., Ueda, T., Sano, I., Miyazaki, J., Goncalves, D. V., Klishko, O. K., Konopleva, E. S., Vikhrev, I. V., Kondakov, A. V., Gofarov, M. Y., Bolotov, I. N., Sayenko, E. M., Soroka M., Zieritz, A., Bogan, A. E. and Froufe, E., 2020. Freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) from the rising sun (Far East Asia): phylogeny, systematics, and distribution. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 146: Article 106755.
- Mills, S. C. and Reynolds, J. D., 2002. Host species preferences by bitterling. *Rhodeus sericeus*, spawning in freshwater mussels and consequences for offspring survival. *Animal Behaviour* 63: 1029–1036.
- 中村守純 1969. 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所, 東京. 455 pp.
- Nishio, M., Kawamoto, T., Kawakami, T., Edo, K. and Yamazaki, Y., 2015. Life history and reproductive ecology of the endangered Itasenpara bitterling *Acheilognathus longipinnis* (Cyprinidae) in the Himi region, central Japan. *Journal of Fish Biology* 87: 616–633.
- Przybylski, M., Reichard, M., Spence, R. and Smith, C., 2007. Spatial distribution of oviposition sites determines variance in the reproductive rate of European bitterling (*Rhodeus amarus*). *Behaviour* 144: 1403–1417.
- Reichard, M., Bryja, J., Ondračková, M., Davidová, M., Kaniewska, P. and Smith, C., 2005. Sexual selection for male dominance reduces opportunities for female mate choice in the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Molecular Ecology* 14: 1533–1542.
- Smith, C., Douglas, A. and Jurajda, P., 2002. Sexual conflict, sexual selection and sperm competition in the spawning decisions of bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51: 433–439.
- Smith, C., Reynolds, J. D., Sutherland, W. D. and Jurajda, P., 2000. Adaptive host choice and avoidance of superparasitism in the spawning decisions of bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48: 29–35.
- Smith, C., Rippon K., Douglas, A. and Jurajda, P., 2001. A proximate cue for oviposition site choice in the bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Freshwater Biology* 46: 903–911.
- 小学館 2003. ミヤコタナゴ. 週刊日本の天然記念物動物編第31号. 東京. 36 pp.
- Suzuki, N., Oka, A., Sugoh, Y., Yamakawa, K. and Hibiya, T., 1986. Development of the Bitterling, *Tanakia tanago* (Cyprinidae), with a note on minute tubercles on the skin surface. *The Japanese Journal of Ichthyology*

- 33: 225–231.
- 綱川孝俊・酒井忠幸・久保田仁志 2016. ミヤコタナゴ野生個体群を長期的に存続させるために. 日本魚類学会自然保護委員会(編), pp. 147–160. 淡水魚保全の挑戦. 東海大学出版会, 平塚.
- 綱川孝俊・酒井忠幸・吉田豊・久保田仁志・佐川志朗 2012. 栃木県南東部の自然生息地におけるミヤコタナゴ保全への取り組み—ミヤコタナゴ稚魚の生息環境評価と環境改善. 応用生態工学 15: 249–255.

著者: 北村淳一 〒514-0061 三重県津市一身田上津部田3060 三重県総合博物館; E-mail: kitamura@bio.sci.toho-u.ac.jp 石鍋壽寛・間瀬浩子 〒239-0813 神奈川県横須賀市鴨居4-1120 公益社団法人観音崎自然博物館

“Reproductive ecology and life history of the Tokyo bitterling *Tanakia tanago* in the lowland ditches in Chiba Prefecture, central Japan” Report of Chiba Biodiversity Center 10: 31–44. Jyun-ichi Kitamura, Toshihiro Ishinabe, Hiroko Mase

Abstract The reproductive ecology and life history of the cyprinid fish, Tokyo bitterling *Tanakia tanago* (Tanaka, 1909), were investigated in the lowland agricultural ditches in Katsuura City and Isumi City, Chiba Prefecture, Japan. Tokyo bitterling is listed as one of National Monument and National endangered species of wild fauna in Japan. The spawning of *T. tanago* was recorded from April to July in 2008, peaking in June. In this period, females of *T. tanago* began to mature when their body sizes reached 31.8 mm in standard length (SL). They developed an ovipositor, which was used to deposit a few eggs in the gills of living unionid freshwater mussels. The average length of ovipositor at oviposition was 28 mm (range 20–35 mm). The average distance of the bitterling embryos from the exhalant siphon, located in the host mussel gills, was 20 mm (range 12–31 mm). In the spring of following year, *T. tanago* grew again. After their SL reached about 32 mm, *T. tanago* matured and spawned. Although males grew continuously after the spawning period, females stopped growing in SL at about 40 mm. *Tanakia tanago* used freshwater mussels *Inversiunio jokohamensis* and *Pronodularia cf. japonensis* 3 as spawning hosts, but not *Nodularia nipponensis*. The embryos were found more frequently on the inner mussel gills rather than the outer ones. The 18 *Inversiunio jokohamensis* (13% of total 143 individuals) hosted *T. tanago* embryos. Their host mussels were relatively large in shell length and inhabited areas where mussel density was relatively high in 26 May 2008 in Katsuura City.

Keywords: Endangered species, Freshwater mussel, Growth, Spawning resource use, Unionoida

(受理 2021年3月5日)

付図 ミヤコタナゴの生態写真



ミヤコタナゴのオス（勝浦市A地点で2019年5月25日北村淳一撮影）



イシガイ目二枚貝に産卵しようとしているミヤコタナゴのオス(左)とメス(右)。  
手前はヒガシシマドジョウ（勝浦市B地点で2019年5月26日北村淳一撮影）



ミヤコタナゴのメス同士の攻撃行動(手前)。吻端をぶつけ合っている。  
奥はミヤコタナゴのオス（勝浦市B地点で2019年5月26日北村淳一撮影）

## 千葉県生物多様性センター研究報告投稿規定

1. 「千葉県生物多様性センター研究報告」は、千葉県および関連した地域の生物多様性に関連する分野の原著論文、総説、調査報告、研究ノート、資料紹介、書評、資料目録などを掲載する。
2. 投稿者は千葉県生物多様性センターの職員や連携する研究者などの関係者とする。ただし、それ以外の者でも千葉県環境生活部自然保護課が適当と認めた者は、投稿者となることができる。
3. 原稿の採否は千葉県環境生活部自然保護課が決定する。審査に当たっては、千葉県生物多様性センターが当該分野の研究者に査読を依頼する。論文の内容および体裁に問題があると判断された場合、投稿者に修正または再考を求める場合がある。
4. 投稿原稿の体裁は、「千葉県生物多様性センター研究報告」最新号に準拠する。「摘要」は、600文字までに収める。
5. 上記以外の事柄については千葉県生物多様性センターが決定する。

千葉県生物多様性センター研究報告 第10号

---

発行日 2022年3月31日  
発行者 千葉県環境生活部自然保護課  
編集者 千葉県環境生活部自然保護課生物多様性センター  
〒260-8682 千葉市中央区青葉町955-2 千葉県立中央博物館内  
電話043-265-3601 / ファクス043-265-3615  
URL <https://www.bdcchiba.jp/>

本誌掲載内容の無断転載は固くお断りします。

---

目 次

原 著 論 文

千葉県柏市の保全対象植物種の分布と生育地における過去 60 年間の植生変化および  
管理履歴・・瀧下陽子・福田健二 1

千葉県の農業水路におけるタナゴ亜科魚類ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* の繁殖生態と  
生活史・・北村淳一・石鍋壽寛・間瀬浩子 31

