

卒業論文

題名

榛名山の里山地域における希少植物種の保全と再生方法に関する生態学的研究

学籍番号

14602010

氏名

諏訪間 侑樹

指導教員名

石川 真一 教官

平成 30 年 1 月 17 日 提出

概要

里地・里山地域は伝統的な農業により、長期間にわたって人と自然の共生関係が維持されてきた。おそらくこのことが原因で、里地・里山地域は植物種多様性が非常に高く、また多くの絶滅危惧種・希少種が生育していることが報告されている。しかし、里地・里山地域の環境は衰退の一途をたどり、植物種多様性が低下し、絶滅危惧種・希少種の衰退が起こっている。2010年10月に開催された「生物多様性条約 COP10 名古屋会議」を契機に、日本は「SATOYAMA イニシアティブ」と呼ばれる生物多様性保全政策を実施していくことになった。この政策実現のためには、里山における生物多様性の現状の解明が必須であり、特に里山の生物多様性が高い理由の学術的解明、および絶滅危惧種・希少種の増殖方法の確立が急がれる。

本研究では、長期間里山として維持管理されている地域（西榛名・北榛名）において、植物相調査、環境調査を行って里山の現状を解明する。また、代表的な絶滅危惧種・希少種（絶滅危惧種 A、絶滅危惧種 D など）について種子生産・発芽・成長特性の解明を行った。また、絶滅危惧種 A の種子発芽率が実験者・種子の採取年・採取地によって異なっており、その原因を2種類の休眠解除方法を適用することによって解明する。

本研究の現地調査によって、西榛名地域では、12種の希少種および絶滅危惧種を含む在来種 91 種の生育が確認され、植物種多様性の高い地域であることが判明した。絶滅が危惧されている や の開花個体調査では、昨年同様多くの個体が確認され、この地域における生育環境が良好な状態で維持されていることが確認できた。

本年の現地調査によって、当地域が国内でも有数の絶滅危惧種 A の自生地であることがさらに詳細に解明された。西榛名地域では近親交配が進み、遺伝的多様性が劣化していることが懸念される。CN 寺沢川流域においては新たなエリアを調査し、多くの開花個体を確認することができた。ただし、草木の繁茂が著しい地点や傾斜の厳しい川沿いの崖付近など調査が行えなかったエリアもあり、今後も新たな開花株が確認される可能性がある。また、絶滅危惧種 A の花柱構成比調査および結実率調査では、採取年や採取地点の違いによって変動があった。

絶滅危惧種 A の発芽実験では、生存検定の結果から、冷凍保存によって種子の発芽率を大きく損ねることなく長期保存が可能であることが判明した。ただし、さらに冷凍保

存年数が経過しても有効性が保たれるのかは未知数であり、今後も実験を続け冷凍保存効果の検証を続ける必要がある。また、冷湿処理の結果から、絶滅危惧種 A の土壌シードバンク形成期間は非常に短いことが再確認された。絶滅危惧種 A の生育環境、発芽条件の解明と平行し、冷凍保存による人工的なシードバンクを確立することは、絶滅危惧種の保全に非常に重要なことと考えられる。ただし、冷湿処理だけでは全ての種子の休眠は解除できず、その他の要因の存在や、冷湿処理期間の不足などが考えられる。また、種子の産地・産年によってもその要因は大きく異なる場合があると考えられる。以上のことから野外において、多くの種子が発芽しないまま死亡していると考えられる。したがって、絶滅危惧種 A の孤立や分断を防ぎ、種子の生産が毎年確実に行われるように、今後も自生地環境の保全を行う必要がある。

絶滅危惧種 A 以外の植物種の発芽実験では、実験の結果、里地・里山地域に生育する在来植物種の多様な発芽特性が確認できた。絶滅危惧種 B を除くモミジガサ・キバナアキギリ・絶滅危惧種 C の 3 種において冷湿処理による発芽促進効果が確認されたため、種子が冬を経験することによって発芽が促進されると考えられる。また、絶滅危惧種 C については 2 ヶ月間の冷湿処理を 2 回施しただけでは解除できないほど深い休眠状態にあることが判明した。今後も様々な条件下での実験を行い、休眠解除の条件を調べる必要がある。絶滅危惧種 D は、最終発芽率が非常に低い結果となった。休眠を解除する条件が解明できていないため、今後も同様の実験を行い、休眠解除の要因を解明する必要がある。

植物に対する光条件を変化させた生長解析では、実験結果から、絶滅危惧種 B、絶滅危惧種 C は幅広い光環境で生育できるが、草本の生い茂る林内では生育できないことが明らかになった。また、キバナアキギリはある程度被陰のある地域を生育環境として好み、裸地や草本の生い茂る林内では生育できないことが明らかになった。モミジガサは生育不良のため実験を行うことができず、種子の劣化が原因であると推察される。

本研究によって、里地・里山地域に生育する希少種および絶滅危惧種の生態の一部と保全の重要性が明らかになった。里地・里山地域は人と自然の共生のもと長年にわたり高い生物多様性が維持されてきた地域であるが、様々な要因から減少の危機を迎えている。持続可能な社会を成立させるためには適度な管理を行い貴重な生態系を保全することの重要性を、社会全体で認識し、取り組む必要がある。

目次

はじめに.....	3
里山とは.....	3
生物多様性と生態系サービス.....	4
里山の生物多様性.....	6
水辺の生物多様性.....	7
里山の変遷と保全.....	9
生物多様性条約.....	11
生物多様性国家戦略.....	12
生物多様性の危機.....	13
レッドリスト・レッドデータブック.....	15
生物多様性モニタリング.....	17
SATOYAMA イニシアティブ.....	18
絶滅危惧種 A と里山.....	19
絶滅危惧種 A の生態.....	19
本研究の目的.....	22
調査地概要.....	24
材料および方法.....	25
植物相・開花個体数調査.....	25
発芽実験・栽培実験.....	25
材料植物.....	25
種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性.....	26
里山植物種子の発芽条件の解析.....	26
冷湿処理では発芽しない里山植物の種子に対する温湿処理.....	26
絶滅危惧種 A 種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響.....	27
絶滅危惧種 A の花柱構成比.....	29
絶滅危惧種 A の結実率調査.....	30
異なる環境下における栽培実験.....	30
生長解析.....	32
統計解析.....	33
結果および考察.....	34
植物相調査.....	34
希少種の開花株数および分布.....	34

発芽の冷湿処理・温度依存性解析.....	36
絶滅危惧種 A 種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響.....	38
ジベレリン処理による強制休眠解除実験（生存検定）.....	38
冷湿処理による休眠解除実験.....	39
異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ.....	40
異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ.....	41
絶滅危惧種 A の花柱構成比および分布.....	42
絶滅危惧種 A の結実率.....	43
絶滅危惧種 A の結実率と等花柱花率.....	44
榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布域・西榛名地域.....	44
異なる相対光量子密度で栽培した植物の生長解析.....	45
異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析.....	48
結論.....	49
謝辞.....	51
引用文献・web ページ.....	52
写真・表・図.....	55

はじめに

里山とは

「里山」の語の最古の史料は 1661 年にさかのぼる。1661 年佐賀藩『山方ニ付テ申渡条々』によるもので、田畠、里山方、山方という土地を示す語のなかで、「里山方」という言葉が用いられている。1663 年加賀藩『改作所旧記』でも、「山廻役」（巡回役）として「奥山廻」と「里山廻」が記述されている。「里山」が単独で用いられたのは、1759（宝暦 9）年木曾材木奉行補佐格の寺町兵右衛門が筆記した『木曾山雑記』に「村里家居近き山をさして里山と申し候」と記されているのが最初といわれている。ここで、山と人間社会との連関が明記された。ただし、ここでの里山の定義には、今日使われているように里山のなかに人間社会は含まれていない。その後、1970 年代に森林生態学者の四手井綱英により、寺町によって記された自然と人間の相互作用を表す里山概念が復活させられ、村里に近いヤマ（農用林）を指す言葉として提案された。つまり、里山とは当初は農用林や薪炭林として利用されていた林野を意味していた。なお、集落に近い農用林野に対しては地方によってさまざまな呼び方が存在し、里山のほかには四壁林、地続山、里林などが知られている。つまり、このような林は、薪や炭が燃料として家屋で使用され、あるいは食用となるキノコや山菜が得られるなど、周囲の土地利用と密接に関係していた林である。

しかし、過去 50 年間で身近な農村景観の減少に伴ってそうした自然保全への意識が高まるようになると、この言葉がもともとの意味を超えて農村社会だけでなく一般市民を含めてより広い意味で使われるようになった。また、学術的にも農用林、草地、農地、集落などの農村景観要素の相互関係の重要性が認識されるようになり、農用林だけでなくこれらの景観要素をセットで、つまりランドスケープとして理解されることがより重視されるようになった（齋藤ら 2012）。

里山という言葉は、必ずしも学術的に定義された用語ではない（根元 2010）。環境省の定義によると、里地里山とは、原生的な自然と都市との中間に位置し、集落とそれを取り巻く二次林、それらと混在する農地、ため池、草原などで構成される地域である（環境省 HP）。こうした定義に該当する「里山」は国土の 4 割に達するとされる。里山と対になる奥山とは、山菜採りや狩猟として利用されているものの、日常的には立ち入らない、人間の居住地から離れた樹林と定義される。一方、里山をより狭い意味でとらえることも多い。たとえば、里山を二次林や採草地を里山として定義し、環境省の定義する農村景観の概念を持つ用語としては「里地」が用いられる場合もある。このように、里山は幅広く解釈しうる用語である（根元 2010）。

里やまは地域または立地、規模により、水田や牧場の有無といったそれが担う機能により、管理のあり方や人為の影響の程度により、さまざまな様相を示す。多くは、平場、中間、山村という 3 区分の農業地域のうち中間・山村地域（「中山間地域」）に立地する。

たとえば、典型的な関東や関西の里やまは、主として洪積層の台地や段丘あるいは丘陵地に水田稲作のシステムとして成立してきた。谷津田や棚田をなす水田を中心として、その周囲には集落が配置され、背後に里山林があるなど、典型的な日本の農村の風景がそこに形成されている（石井ら 2005）。

裸地は放置すれば草原となり、草原はやがて森林になる。このように時間の経過とともに植生などが一定の方向に変化する現象を「遷移」とよぶ。里やまにおける遷移は、溶岩流のあとなどからはじまる「一次乾性遷移」とは異なり、二次的なものである。里やまにおいては、また、池沼や湿地が水生植物の繁茂によりしだいに埋まり、湿性草地から森林に至る「湿性遷移」もみられる。遷移は長い時間を経て「極相（クライマックス）」に到達し停止する。極相がどのような植生になるかは、その場所の機構や土壌などの条件により異なる。関東から中国地方にかけての低地では、二次的に裸地ができると、1、2年草本の草地、ススキなどの多年生草本の草地を経て、コナラやアカマツなどを主体とする陽樹の林になる。関東や関西、中国地方の里山林はこのような遷移途中相の林である。しかし、人手が入らなければ林床にはネザサなどの下生えが繁茂し、樹木の生長とともに樹冠が鬱閉して薄暗くなり、そんな条件でも発芽・成長できる陰樹の侵入を受ける。関東以西の低地では、シイやカシ類などの照葉樹からなる陰樹林を極相として、遷移は止まる。火山の噴火をはじめ河川の洪水や山崩れ、暴風による樹木の倒壊、落雷による山火事などの自然のイベントにより遷移は逆行する。遷移を後戻りさせる自然への働きかけは「攪乱」とよばれる。里やまにおける樹木の伐採や草刈り、野焼きや山焼きといった自然に対する人の行為も、人為的な攪乱といえることができる。農民は草の生えた地面を耕して畑地をつくり、茅場はススキなどの草を牛馬のかい葉や屋根ぶきの資材などとして利用するために、定期的に刈りとりながら維持されてきた。里山林は間伐や下刈り、落ち葉かきをすることで薪や炭、肥料を得、結果的に遷移の進行を止めてきた。ため池や水路、そして水田も、それらの機能を維持するために、草を刈り、泥を上げ、補修を行ってきた。このように、里やまには人が利用するためにさまざまな遷移段階の自然（遷移系列）が存在し、それらは人が恒常的に働きかけを行うことにより維持されてきた。すなわち、里やまの自然は、人為的な攪乱と自然の回復力のバランスという人と自然の相互作用により成立してきた半自然であり、二次的な自然である（石井ら 2005）。

生物多様性と生態系サービス

「生物多様性」という概念は、1980年代にアメリカでつくられたとされている。最初に、「保全生態学」という分野がつくられ、その後、「生物多様性」という概念が誕生した。「保全生態学」は、地球の様々な生物学的な多様性の減少を明らかにするだけでなく、その環境を元に戻すための手法を開発して推奨することを使命として、1980年代につくられた実践的な学問の分野である。種の絶滅の危機と多様性の危機という問題が提

起され、「保全生態学」が確立した後、「生物多様性」という概念が前面に出るようになった（草刈 2010）。

「生物多様性」とは、「……すべての生物（陸上生態系、海洋その他の水界生態系、これらが複合した生態系、その他の生息または生育の場のいかんを問わない）間の変異性をいうものとし、種内の多様性、種間の多様性、および生態系の多様性を含む……」とされている（鷲谷ら 2005）。「種内の多様性」は、遺伝子の多様性と表現されることもあり、品種や野生生物の変種や地域個体群の多様性に加えて、それらの中の個体や株の個性にみられるような多様性も意味している。なお、作物の品種の多様性も種内の多様性に含まれ、保全の対象とされている（鷲谷 2006）。地球的な視点から言えば、生物多様性とは地球上の生命の総体を意味し、すべての植物、動物、微生物、これら生物の遺伝子と生物を取り巻く自然環境からなる複雑な生態系を指す（草刈 2010）。生物多様性は、単に種数だけでは計れない。外から別の生物を導入すれば一時的に種数は増えるかもしれないが、既存種の存続を危うくし、生態系の秩序を乱すおそれがある。仮に他の種をすぐに絶滅に追いやらないとしても、外来種の導入によって種数が多くなれば生態系の機能が高まるとは限らない（松田 2002）。

「生態系」は、同じ場所で生活する多様な生物とその物理的な環境からなるシステムである。すなわち生態系という言葉は、生活空間を共有する生物の集合である生物群集に、それらの生物の活動に影響をおよぼす非生物的な環境要素を加えたシステム全体を指す専門用語である（鷲谷ら 2005）。

2001 年から 2005 年にかけて、地球の生態系の変化が私たちの生活に与える影響について、世界 95 カ国から 1360 名もの科学者たちが参加し評価した結果、私たちは、生態系から様々なサービスと得ていることが明らかになった。この地球規模の取り組みは、ミレニアム生態系評価と言われている（草刈 2010）。国連ミレニアム生態系評価（MA）によると、生態系サービスとは、大気浄化、水源の涵養、土壌保持、自然災害の緩和、病虫害・疫病の抑制、CO₂の九州・固定、気候の安定、農水産物を含めた生態系の保持、さらには農林水産業・食品・工業製品の原材料やエコツアーリズムの資源、そして景観的・審美的価値や宗教的・倫理的価値など、人間が自然界から享受しているさまざまな財やサービスのことをいう。「自然の恵み」あるいは「生命の恵み」と言い換えることもでき、供給サービス、調整サービス、文化サービス、そしてそれらの元となる基盤サービスの4つに整理される（日々・千葉 2010）。

供給サービスは、食料、木材、燃料、繊維といった人間が直接的に利用する財を供給する機能を指す。人間は生きるために食料、衣類、住宅を必要とするが、これらはいずれも生態系からの恩恵を受けるものといえる。里山においても古来人間は、水田で米を生産し、農用林から燃料や建材を調達し、獣の皮を利用して衣服としてきた。調整サービスは、主に森林と水田から受ける恩恵であり、洪水を防止したり、水を浄化したりする機能を指す。もちろんこれらの機能によって里山集落の生活が安全に保たれているこ

とは言うまでもない。さらに、多様な生物が存在することによって、生態系全体として疾病等に対する耐性が高まり、生態系の安定性が高まるといった機能もこの機能に含まれる。近年、農業生産の場で試みられている IPM（総合的病害虫管理）や IBM（総合的生物多様性管理）などは、この機能を有効活用し、農業生産と生物多様性の保全を両立させる試みといえる。三つ目の「文化的サービス」は、自然に触れることにより、保健休養やレクリエーション機会を提供する機能を指す。森林浴などのエコツーリズムや世界（自然）遺産などによって利用者が得られる便益も生態系がもたらす文化的サービスといえる。日本人は、里山の水田風景によって心が癒されるが、これも生態系がもたらすサービスとみなすことができる。そして、基盤サービスは上記三つのサービスの、文字通り基盤となる生態系の働きを指す。これら多様な生態系サービスによってわれわれ人間の生活が豊かに保たれることになる（嘉田 2010）。

里山における森林、農地、ため池、水路などさまざまな生態系が構成するモザイクは、多種多様な野生生物の生育空間であり、豊かな生物相や生物多様性が維持されてきた。これらの特性は、里山生態系のもたらす多様な供給、調整、文化的サービスの基盤として特に重要である（齋藤ら 2012）。

里山の生物多様性

里山林は、薪炭林あるいは農用林として水田生態系や集落の背後にあり、森林性の生物に生活場所を提供してきた。林相は気候帯により地域により異なるが、農民による伐採や下刈りなどの人為的攪乱により遷移の進行が停止あるいは逆行させられ、一定の範囲の遷移段階の自然が長い間維持されてきた（石井 2005）。

里山林の定期的な伐採は、小区画ごとにローテーションを組んで行われてきたため、林内にさまざまな段階の林分が共存していた。すなわち、伐採直後の林分は明るく乾燥した草地的環境であるが、萌芽や実生がある程度育つと疎林的な環境になり、やがて階層構造のしっかりした森林的な環境になる。このような遷移段階の異なる林分のモザイク構造が里山林内に存在することにより、環境に対する要求の異なる生物が共存し全体として高い生物多様性を維持してきたと考えられる（石井 2005）。二次林では、定期的な植生管理に伴って林床まで直射日光が到達する。このため、二次林林床に生育する植物種は、おもに、つる性植物や灌木を多く含む林縁性植物、多年草を中心とする草原性植物などから構成される。

管理された雑木林の林床植生におけるもうひとつの特徴的な植物は、春植物である。日射量の季節変動に適応した生活史を有し、早春になると地上に姿をあらわし樹木が展葉して林冠が閉鎖すると地上部は枯死して休眠状態となる種群が春植物（スプリングエフェメラル）である。春植物を厳密に定義することは難しいが、一般的には、キンポウゲ科のイチリンソウ、ニリンソウ、フクジュソウ、ユリ科のカタクリ、アマナなどが挙げられる（根元 2010）。

里やまには、里山林や鎮守の森、屋敷林といった森林生態系、茅場や畦畔草地のような草地生態系などさまざまなタイプの陸上生態系ばかりでなく、水田やため池、水路から成る稲作水系のような水界生態系もある。個々の生態系は里やまの広がりの中に大小さまざまなパッチとして存在し、全体として里やまの景観を構成している。各々の生態系はその内部に異質な環境を含むばかりでなく、隣接する異なる生態系の境界は「移行帯（エコトーン）」とよばれる両者の性質をあわせもつ独特の環境が存在する。たとえば、ため池の水際や里山林の林縁は典型的な移行帯であり、それぞれ抽水植物群落、マント植物群落などの独特の植生が発達する（石井 2005）。

水辺の生物多様性

日本の水田稲作の歴史は 2,500 年以上前に遡る。水を大量に必要とするため、初期の稲作には谷筋や氾濫原などを拓いて行われてきた（草刈 2010）。水田は、やがて灌漑用水の技術発達とともに広い平野部へと進出した。さらに、山の上の斜面にまで棚田が開墾され、次々に「水田という名の湿地」が広がっていった。その結果、自然界の力だけでは生まれようもないほど広かつ多様な湿地環境が、全国の津々浦々に展開されたのである（本多 2010）。水田は、国土の数%もの面積を占め、人為により作りだされたとはいえ、国内最大級の湿地となっている（根元 2010）。

およそすべての水田が「里山」に含まれる（大黒ら 2012）。水田は稲作の都合により人為的に冠水・乾燥する場所である。それまで陸地であった場所が 5~6 月の稲作の時期になると水が張られ、辺り一面が冠水した水辺になる。つまり、魚にとって水田のような場所は、川や湖にできる一次的水域と同じような場所、同じような役割を果たすのである。縄文時代後期より稲作が発達してきた過程でその環境に適応できず、個体群が縮小、あるいは絶滅してしまった種もいるだろうが、一時的な水域を利用する魚にとって水田地帯は絶好の繁殖場所となったようである（金尾ら 2010）。水田稲作は、田んぼという湿地環境で多くの水辺の生物を育みつつ、同時に稲の茂みや畦、周辺の土手などで草原性の生物をも育むという「多種多様な生命を育む場」となった（本多 2010）。アキアカネ、ナツアカネ、ノシメトンボなどのトンボ類は、水田を主な繁殖の場とする。シオカラトンボ、ギンヤンマ、チョウトンボ、イトトンボ類などは、ため池や水路など、里の水辺で生活してきた。タガメ、マツモムシ、アメンボ、コオイムシ、ゲンゴロウ類、ヘイケボタルなどの水生昆虫も水田やため池がその生活場所である（鷲谷 2006）。水田地帯に出現する魚類、つまり水田利用魚類は現在日本国内ではおよそ 60 種以上に及んでいる（金尾ら 2010）。

谷津とは、主として台地や丘陵地、場合によっては一部の低山地に発達する、浅くて小規模な谷地形であり、谷津田とは谷津に分布する水田を指す。谷津田では、その狭い谷幅ゆえに十分な圃場整備を行うことができず、耕作条件が不利な水田が分布することが多い。条件不利地はそうでない地域と比較して、水田の耕作放棄率が高いことが知ら

れている。その反面、伝統的な農業形態が続けられている場合が多く、そこには、結果として伝統的農業形態に依存する植物が残存する。とくに谷津田が発達する地域では、水田と樹林が入り組んでおり、水田と樹林の境界線が長くなる。このため、水面と樹林地を両方使う生物の高密度生息地となっており、多様な生物相をはぐくむ水田生態系の代表例としてしばしば谷津田が紹介される（根元 2010）。農業の近代化とともに基盤整備事業によって水田の乾田化が進められ、化学肥料と農薬が多用されるようになった。農業の近代化は多くの動植物から生育・生息場所や産卵場所を奪い、消滅に追いやってきた。谷地あるいは谷戸とよばれる谷間の「未整備」水田や、里やまから分断されない形で山麓に残る湿田は生き残った動物や植物にとって最後の砦とってよいかもしい。それだけにこのような水田の保全はたいせつな意味をもつのである（角野 2005）。

また、水田へ水を引くために作られてきた水路も水田とはまた異なった環境を形成し、多くの魚類が生息するようになった。メダカやドジョウ、タナゴ類はそれらの代表であり、現在では河川よりも水路が重要な生息地になっている場合もある（金尾ら 2010）。

花崗岩や流紋岩などからなる、やせた山や洪積層とよばれる砂礫が堆積する丘陵が分布する地域（とくに東海地方以西の本州、四国、九州）では、地層中に地下水を通さない不透水層があると、地層が露出するところからたまった地下水がしみ出て湿地ができる。里やまの谷底や崩壊した斜面にそのような場所がみられ、湧き出す水は酸性であるために「貧栄養湿地」と称されたり、あるいは単に「低湿地」とよばれたりする。そこにみられる動植物は貧栄養の水質を反映して特徴的である。サギソウやトキソウなどのランの仲間を含めて多くの絶滅危惧種が生育する。このような湿地は上述の地質条件を備えた地域の里やまでは珍しくなく、東海地方や瀬戸内海地方にはとくに多い。尾瀬ヶ原や釧路湿原のような大規模な原生的自然とはスケールも成因も異なるが、生物相の特異性では注目すべき水辺環境である（角野 2005）。

里やまの谷真矢山麓に位置するため池は、水田の灌漑用水を確保する利水施設として人工的に築造された水域である。管理方法によって生物相が貧弱になっているため池も少なくないが、最近の研究は、ため池が多様な生き物の生活を支える貴重な水辺空間であるという事実を明らかにしてきた。かつて河川の周辺の氾濫原には大小多数の湖沼があり、多様な生物相を支えていた。人間の居住地の拡大や新田開発によってそのような水域が消滅するなかで、それにとってかわった水辺環境のひとつがため池であった。ため池がなければ生活場所を失ったであろうと思われる生き物たちが、新たに築造されたため池に移り住み、生き延びることができたのである（角野 2005）。

このようにいまでは希少になった多くの生き物たちが、人間による利用と維持管理と共存しながららし、身近な生物多様性を支えている。ため池は、まさに人と自然が共生する水辺空間なのである（角野 2005）。

里山の変遷と保全

伝統的な農業生態系が育んできた豊かな生物多様性は、伝統的な人々の活動が行われなくなって、急激な減少の危機を迎えている（鷲谷ら 2005）。

1960～1970年代には、里山林や採草地が本来の価値を失い、水田などの農耕地も機械化への対応のために圃場基盤整備が行われ、里やまが大きく姿を変えはじめた。さらに、農作物の輸入自由化や減反政策、農家の高齢化などにより、里やまの多い中山間地域では、農林業の継続自体が容易ではなくなってきた。暮らしの中で使うエネルギー源は薪炭などの木質バイオマスから化石燃料に変わった。安価な外国産が大量に輸入され、地方からスーパーの店頭でも外国産野菜が並ぶようになり、里山の必要性が薄れた（石井ら 2005）。

文化という点ではレジャーの変化も里山に大きな影響を与えた。ゴルフが趣味として広まりをみせるとゴルフ場の開発が活発化し、一帯の風景をがらりと変え、モザイク構造の里山が崩壊した（大黒ら 2012）。また、地方から人口が流出して、都市部に集中する現象が続いて、「里山離れ」に拍車がかかっている（中村・宇野 2010）。

もっとも直接的な破壊は里山に工場や宅地を作るために造成してしまうことだった。大都市の周辺の里山では丘陵地そのものを消滅させる大規模な「開発」が行われた（根元 2010）。経済的価値の低下した里山林や機械化の困難な水田は放棄されて、さまざまな開発の対象となり、消滅あるいは縮小、分断化した。スギやヒノキの植林に代わったところも多い。里山林は開発を免れ、残されても放置されれば遷移が進行し、変質をはじめ（石井ら 2005）。都市から遠い里やまは、分断化しつつも残されている場合が多い。新興住宅地の内外に、里山林の名残が「孤立林」あるいは「残存林」として残されていることもあるが、小規模なものでは生物相が貧弱である。一方、都市近郊の里やまには早くから市街化の波が押し寄せているが、里山林やため池などが、「斜面林」や都市緑地、公園の池などとして断片的に残されていることも多い。しかし、都市緑地の生物相は貧弱で里山林のものとは異なる。放棄された里山林や農耕地が遷移しても、豊かな自然から離れている場合には、里やま独特の生物相が失われるだけで、かえって生物群集の貧弱な生態系になってしまう（石井ら 2005）。生物は一般にその個体群の縮小とともに強い絶滅リスクにさらされる。それに加えて、孤立した成育場所の植物個体群では、さらに、繁殖に必要な生物間相互作用の喪失が個体群の遺伝的構造を変化させ、絶滅リスクをいっそう高めることが考えられる。花粉を運搬する送粉昆虫の喪失は、種子生産そのものを損なう一方で、個体内（同一クローンの花どうし）での送粉による自家受粉が個体間の送粉による他家受粉をしのぎ、自殖能のある植物では、近郊弱勢が顕在化したり、遺伝的変異の減少がもたらされる可能性が大きいからである（鷲谷 2006）。

里山は人間が農林業を営みながら生活維持してきた中で、自然と共生しながら形成してきた空間である。それゆえ、里山には里山固有の生物多様性が形成されている。すなわち、そこで人間が自然と共存し生活や生産活動を行うことによって、はじめて里山固

有の生物種とその多様性は守られるのである（嘉田 2010）。雑木林の質は植生管理の影響を強く受ける。雑木林が放置されると関西ではネザサ、関東ではアズマネザサが繁茂し、林床は暗くなる。中静・飯田（1996）によれば、アズマネザサの高さと単位面積あたりの林床植物の種類との間には負の相関があり、アズマネザサの量が多くなるほど単位面積あたりの林床植物の種数は減少する。アカマツやコナラなどの高木優占種を残し、低木層を伐採すると、種数の顕著な増加が見られる。増加する種は、里山の主要構成樹種である落葉樹林の種が中心である。植生管理によってリターが除去されることで、手入れされた雑木林と結びつきの強い、種子の小さな種が出現する。また、種子の大きな、遷移の進んだ樹林の構成種はリターのなかでも発芽定着することができる。この結果、林床管理によって種組成が変化する。適切な植生管理は多くの場合、植物の多様性の確保にとって望ましいことは明らかである（倉本・園田 2001）。

日本人の多くが知っているメダカやタガメ、フジバカマ、キキョウといった身近な生物が環境省のレッドデータブック（RDB）の掲載種（レッド種）になってしまったことは驚きである。レッド種の多くの生息する場所を「ホットスポット」というが、いまや里やまはレッド種の約半数が生息する日本の主要なホットスポットとなっている（石井ら 2005）。

「里山を守る」というと、現在残っている里山に線引きして手をつけないようにする「天然記念物発想」か、「造園的手法」で自然公園を造成・維持することをイメージしやすい。しかし、大切なのは、「里山の多様性に富んだ自然を守る」という視点である。いわば、「里山的管理」から「生態学的管理（エコロジカル・マネージメント）」あるいは「モザイク管理」への発想の転換が必要ではないだろうか。里山の生物を保護する場合、天然記念物に指定するやり方にはいろいろな問題がある。まず第一に、雑木林にせよスキの草原にせよ、里山の植生は遷移系列にあるので、立ち入りやその生物の採取を禁止しただけでは、生息環境そのものを良好な状態に維持することはできない。何もしないで放置すれば、雑木林は照葉樹林へ、人里草原もブッシュ化し疎林への遷移をはじめ、変貌してしまうからである。植生が変化すれば、それに依存する生物の相も当然変わってしまう（石井ら 1993）。人為による生物種ごとの適度なコントロールも時には必要である。「里山エリア」ーヒトの居住域と原生自然の間（はざま）にあるその空間をうまく管理し、残していくこともまた、ヒトを含めた生物界にとっては欠かせない（草刈 2010）。理想的には、できるだけ大きな面積を確保したうえ、いろいろな遷移段階をその地域内に共存させることが望ましい。そのためには、下草刈り、間伐などの管理は、毎年から数十年ごとに一度まで、小区画ごとに異なった周期で行うのがよいであろう（石井ら 1993）。

雑木林を含めて里やまの森林のほとんどは民有林である。このため、里やまを保全するためには、なんらかの形で土地を確保し、永続的に開発などを食い止める必要がある。身近な自然として、また、生物多様性の高い地域として里やまの価値が見直されてきた

現在では、多くの自治体、とくに都市域の自治体では里やまを保全地域として指定し保護・保全している。また、里やま景観を保全しながら利用している都市公園も多く存在するようになった。現在、これらの保全地域や都市公園では里やま管理を行うボランティアを組織しているところも多い（星野 2005）。市民参加型の里山保全活動は各地で活発に行われ、情報の共有というかたちでのパートナーシップ展開が試みられている。こうした活動は、NPO 法人格を取得した地域の活動グループが中核となっている例が多くなっている。今後、こうした NPO を中心とした各地の里山保全グループと行政との、あるいはグループ相互のパートナーシップが大きくなっていくことが予想される（中川 2001）。

生物多様性条約

1992 年、ブラジル・リオの地球サミットにおいて生物多様性保全の必要性が国際的に合意され、生物多様性条約が誕生した（足立・御厨 2010）。生物多様性条約は、1993 年 12 月 29 日、所定の要件を満たし、発行された（草刈 2010）。特定の貴重種や生態系だけでなく、地球全体を対象として、生態系、生物種、遺伝子の 3 つのレベルから、多様な生物とその恵みを国際社会が協力して将来の世代に引き継ぐための国際枠組みとして設けられたものである（渡辺 2010）。

生物多様性条約では、生物多様性を「生命に現れているあらゆる多様性」と定義している。「生命に現れているあらゆる可能性」として定義することで、生物多様性の保全という目標には、価値あるさまざまなものを組み込むことができるようになっている。野生生物は、遺伝的な変異、すなわち遺伝的な多様性があるのはじめて集団としての安定的な維持が可能である（鷲谷 2006）。条約によってとくにその維持がめざされているのは、人間生活を支える基盤としての生物多様性である。生物の多様性は、システムの安定化を含む生態系のさまざまな機能を担い、それを通じてあらゆる「生態系サービス」の源泉となっている。それゆえに、人類社会にとって蔑ろにできない生活・生産の基盤としての重要性をもっている（鷲谷 2007）。

2016 年 12 月現在、194 か国、欧州連合 (EU) 及びパレスチナが本条約を締結している。なお、米国は未締結である（外務省 HP）。

条約の 3 つの目的は、①生物多様性の保全、②生物多様性の構成要素の持続可能な利用、③遺伝資源の利用から生ずる利益の公正で衡平な配分（渡辺 2010）。この目的を基本として、各締約国に課せられている生物多様性国家戦略の策定や保護区の設置とモニタリング、生息地や生息地外における保全、持続可能な利用の政策への取り組みや利用に関する伝統的・文化的な行いを進めることが上げられている。また、遺伝資源を保有している国に主権を認め、資源利用による利益を資源提供国と資源利用国が公正かつ公平に配分することや研究と訓練、公衆のための教育と啓発運動の奨励、バイオテクノロジーによる操作生物の利用や放出のリスクを規定する手段を確立することなどが求めら

れている（草刈 2010）。

生物多様性条約は、人間活動の影響を生物多様性の維持可能な範囲内にとどめ、生態系要素の不可逆的な喪失の防止を目指そうとするものである。生物多様性条約では、数値的な目標をあげることがむずかしいだけでなく、具体的な目標がだれにとっても明瞭であるとはいいがたい。しかし、生物多様性の保全・持続的利用・再生という目標の曖昧さや指標選択のむずかしさは、生物多様性や生態系そのものの本質的な特質に起因している。だからこそ、子孫代々にわたる物心ともに豊かで幸せな暮らしを保障するには、単純な指標や数値にはとうてい縮約しきれない、豊かな内容を抱合する生物多様性の保全が必要なのである（鷲谷ら 2005）。

生物多様性国家戦略

生物多様性条約は、その第六条で、締約国に生物多様性保全のための「戦略」を作成することを求めている。（鷲谷 2006）。これを受けて、生物多様性基本法では、第 11 条の「生物多様性国家戦略の策定等」において「政府は、生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する施策の総合的かつ計画的な推進を図るため、生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画を定めなければならない。」としている（草刈 2010）。生物多様性国家戦略は、生物多様性条約第 6 条及び生物多様性基本法第 11 条の規定に基づき、生物多様性の保全と持続可能な利用に関する政府の基本的な計画である。わが国は、1995 年に最初の生物多様性国家戦略を策定し、2002 年、2007 年、2010 年に見直しを行ってきた。その後、2010 年 10 月に愛知県名古屋市で開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議（COP10）では、生物多様性に関する世界目標となる愛知目標が採択され、各国はその達成に向けた国別目標を設定し、生物多様性国家戦略に反映することが求められた。また、東日本大震災の発生や人口減少の進展をはじめとした昨今の社会状況を踏まえ、これまでの人と自然との関係をいま一度見つめ直し、今後の自然共生社会のあり方を示すことが必要となった。

そのポイントとして 1 つ目は、愛知目標の達成に向けたわが国のロードマップを提示、目標年次を含めたわが国の国別目標（13 目標）とその達成に向けた主要行動目標（48 目標）を設定した。それとともに、国別目標の達成状況を測るための指標（81 指標）を設定した。

2 つ目は、2020 年度までに重点的に取り組むべき施策の方向性として「5 つの基本戦略」を設定。これまでの生物多様性国家戦略の（1）生物多様性を社会に浸透させる、（2）地域における人と自然の関係を見直し・再構築する、（3）森・里・川・海のつながりを確保する、（4）地球規模の視野を持って行動する、という 4 項目に加え、新たに（5）科学的基盤を強化し、政策に結びつける、が加わった。

3 つ目は、「愛知目標の達成に向けたロードマップ」の実現に向け、今後 5 年間の行動計画として約 700 の具体的施策を記載し、50 の数値目標を設定した（環境省 HP）。

生物多様性の危機

生物の進化史のなかで、過去に少なくとも五回の大量絶滅が起こったことは、化石記録から明らかにされている。現在進行している絶滅は、それらの大量絶滅に匹敵する速度で進んでいるので、「六番目の大量絶滅」とよばれている（鷲谷ら 2005）。私たちは過去の平均的な絶滅スピードをこの数百年でおよそ 1000 倍に加速させている。このままでは、25～30 年後には、地球上の全生物の 4 分の 1 が失われてしまう計算になる（草刈 2010）。2009 年 11 月 3 日に国際自然保護連盟（IUCN）から発表された絶滅の恐れのある野生生物のリストである「レッドリスト 2009」では多くの種が絶滅危惧指定され、また、生態系の状況をみると、熱帯地方を中心に毎年約 1300 万 ha の森林が失われ、世界の主要な造礁サンゴは 4 分の 1 が著しい破壊の危機にある。さらに、世界中の多くの地域が「生物多様性ホットスポット」とされていることを見ても、生物多様性の危機的状況は窺える。生物多様性ホットスポットとは、「地球規模での生物多様性が高いにもかかわらず、破壊の危機に瀕している地域」のことであり、1,500 種以上の固有植物種を有するがその 70%以上が本来の生息地を喪失している地域を指す。総面積は地球上の陸地面積のわずか 2.3%だが、ここに全世界の 50%の維管束植物種と 42%の陸上脊椎動物種が生存している（日々・千葉 2010）。

日本の生物多様性は 4 つの危機にさらされている（環境省 HP）。

第 1 の危機は、開発や乱獲など人が引き起こす負の影響要因による生物多様性への影響である。沿岸域の埋立などの開発や森林の他用途への転用などの土地利用の変化は多くの生物にとって生息・生育環境の破壊と悪化をもたらす。鑑賞用や商業的利用による個体の乱獲、盗掘、過剰な採取など直接的な生物の採取は個体数の減少をもたらした。中でも、干潟や湿地などはその多くが開発によって失われた。また、河川の直線化・固定化やダム・堰などの整備、経済性や効率性を優先した農地や水路の整備は、野生動植物の生息・生育環境を劣化させ、生物多様性に大きな影響を与えた。こうした土地利用の転換によってひとたび失われた生物多様性は容易に取り戻すことはできない。

第 2 の危機は、第 1 の危機とは逆に、自然に対する人間の働きかけが縮小撤退することによる影響である。里地里山の薪炭林や農用林などの里山林、採草地などの二次草原は、以前は経済活動に必要なものとして維持されてきた。こうした人の手が加えられた地域は、その環境に特有の多様な生物を育んできた。また、氾濫原など自然の攪乱を受けてきた地域が減り、人の手が加えられた地域はその代わりとなる生息・生育地としての位置づけもあったと考えられる。しかし、産業構造や資源利用の変化と、人口減少や高齢化による活力の低下に伴い、里地里山では、自然に対する働きかけが縮小することによる危機が継続・拡大している。さまざまな形で人間による攪乱を受けていた里地里山の生態系が、攪乱を受けなくなることで多様性を失ってきており、里地里山に生息・生育してきた動植物が絶滅危惧種として数多く選定されている。放棄竹林が拡大することにより、植生が単純化し、生物多様性が低下することなどが指摘されているほか、隣

接する農地への拡大が問題となっている。

第3の危機は、外来種や化学物質など人間が近代的な生活を送るようになったことにより持ち込まれたものによる危機である。まず、外来種については、野生生物の本来の移動能力を越えて、人為によって意図的・非意図的に国外や国内の他の地域から導入された生物が、地域固有の生物相や生態系を改変し、大きな脅威となっている。また、家畜やペットが野外に定着して生態系に影響を与えている例もある。特に、他の地域と隔てられ、固有種が多く生息・生育する島嶼の生態系などでは、こうした外来種による影響を強く受ける。「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法）」に基づき特定外来生物等の輸入・飼養等が規制されているが、既に国内に定着した外来種の防除には多大な時間と労力が必要となる。また、国外から輸入される資材や他の生物に付着して意図せずに導入される生物や国内の他地域から保全上重要な地域や島嶼へ導入される生物などは、外来生物法による規制が難しく、こうした生物も大きな脅威となっている。化学物質については、20世紀に入って急速に開発・普及が進み、現在、生態系が多くの化学物質に長期間ばく露されるという状況が生じている。化学物質の利用は人間生活に大きな利便性をもたらしてきた一方で、中には生物への有害性を有するとともに環境中に広く存在するものがあり、そのような化学物質の生態系への影響が指摘されている。化学物質による生態系への影響については多くのものがいまだ明らかではないが、私たちの気付かないうちに生態系に影響を与えているおそれがある。

第4の危機は、地球温暖化など地球環境の変化による生物多様性への影響である。地球温暖化のほか、強い台風の頻度が増すことや降水量の変化などの気候変動、海洋の一次生産の減少及び酸性化などの地球環境の変化は、生物多様性に深刻な影響を与える可能性があり、その影響は完全に避けることはできないと考えられている。さらに、地球環境の変化に伴う生物多様性の変化は、人間生活や社会経済へも大きな影響を及ぼすことが予測されている。IPCCの第4次評価報告書では、20世紀半ば以降に観測された世界平均気温の上昇のほとんどは、人間活動に伴う温室効果ガス濃度の増加によってもたらされた可能性が非常に高いとしている。こうした点は、第1の危機の一つの類型としてとらえることもできるが、生物多様性への影響の直接的な原因者を特定するのが困難なこと、影響がグローバルな広がりを持つことで第1の危機とは異なる。加えて、必ずしも人間活動の影響とは断定できない地球環境の変化による影響の可能性もあり、その場合は危機として捉えることが適当ではないが、それとは切り離せない複合的な要因であることなどの特殊性を踏まえ、第4の危機として整理する(生物多様性国家戦略 2012-2020)。

種の絶滅は、遺伝子の視点からみると、唯一無二の生命情報の喪失を意味する。生物が絶滅し、あるいは絶滅危惧の状態に陥っていくことは、けっきょくは私たち人間の生命支持基盤たる自然環境の豊かさを失っていくことでもある。生活環境にまで眼を向けるなら、さまざまな資源を私たちは生物的自然に頼っている。絶滅とは、たんにもめずらしい生きものが地上からいなくなるだけの話ではないのである(鷲谷ら 2005)。種の絶

滅は、生物間の関係を介して生態系全体に連鎖的に広がっていく。人間活動の影響が、種や種間の関係にどのようにおよぶか、また、それによって淘汰圧がどのように変化し、新たな形質がどのように進化していくか。生物多様性の保全や自然再生の取り組みでは、そうした評価や予測が欠かせない（鷲谷ら 2005）。

生物多様性の要素である多様な種や生態系を個々ばらばらに維持することよりも、それらがつくる複雑な生命のネットワークを尊重することが重要である。そのネットワークの中には、ヒトという和名をもつほ乳類である私たちも組み込まれている。ネットワークの保全には、生態系全体を視野に入れて適切な管理を行うことが必要であり、人間活動全般を自然と調和するものに代えていくことが求められる。生物多様性保全のためには「生態系アプローチ」ともいうべき、広く生態系全体に目を向けた保全策が有効である（鷲谷 2006）。

レッドリスト・レッドデータブック

絶滅のおそれのある生物（絶滅危惧種）は、IUCN（国際自然保護連合）の判定基準によればその危険度に応じて三つの段階に分けられ、それぞれ絶滅危惧ⅠA類、ⅠB類、Ⅱ類という。絶滅危惧種の目録のことをレッドリスト（Red list）と呼び、レッドリストに載せた生物を紹介した本をレッドデータブック（Red data book）、この段階分けに使われるランクをレッドリストカテゴリー（Red list categories）、レッドリストに載せる生物の判定基準をレッドリストクライテリア（Red list criteria）という（松田 2002）。国際自然保護連合（IUCN）が 1966 年に初めて、哺乳類版レッドデータブックを刊行し、以後、継続的に発刊されている（草刈 2010）。IUCN のレッドリストは、86 年に第一版が、88 年、90 年、94 年、96 年、2000 年、2004 年に続版が刊行され、2006 年以降は毎年レッドリストが更新されている。2000 年以降は、データがデータベース化され、記載される情報も各段に増加。現在はその全てのデータを、インターネット上で検索することができる（WWF ジャパンHP）。

日本自然保護協会と世界自然保護基金日本委員会によって出版された 1989 年版の植物レッドデータブックには、調査対象とされた日本の野生植物の 17%（約 6 分の 1）にあたる、895 種がリストされた（矢原 2002）。その後、環境庁によって 1991 年に、「日本の絶滅のおそれのある野生生物（脊椎動物編・無脊椎動物編）」が発行され、以後植物（1997 年）、昆虫などが発行されている。またこれに呼応して、各都道府県からのレッドデータブックが順次発行され、現在では全ての都道府県で刊行されている（草刈 2010）。国というレベルで見た時には、なかなか見えてこない、地域ごとの野生生物の危機を明らかにする意味で、この各県版のレッドリストの意義は、非常に大きなものがある。一方、都道府県によっては、ほとんど活用されていない場合もある。インターネット上での公開をしていなかったり、情報や調査の更新を行わず、一度作ったという既成事実だけで、終わらせている地方自治体も少なくない。県が自ら絶滅危惧種と評価しておき

ながら、実際の開発に際しては、十分な配慮もなされないケースもある（WWF ジャパン HP）。

2010年9月の時点で公開されているIUCNの「レッドリスト」には、最も絶滅の恐れが高いとされる、3つのカテゴリーに、2万種以上の野生生物が記載された（WWF ジャパン HP）。環境省が公表したレッドリスト2017において、絶滅危惧種は合計3,634種となっている（環境省 HP）。

IUCNでは、それぞれの専門分野の研究者グループが、野生生物を調査した結果に基づき、野生生物1種ごとの絶滅危機の度合いを査定する。ランクは再評価のたびに変化し、個体数や生息域の減少が確認された種は、より危機の高いランクに移され、逆に回復が認められた種については、危機ランクが下がるか、リストから外されることになる。この中で、一般的に「絶滅のおそれのある野生生物」とされているのは、特に絶滅の危機が高いとされる、3つのカテゴリー（【CR】Critically Endangered、【EN】Endangered、【VU】Vulnerable）にランクされている野生生物である。この3つのランクは、日本のレッドリストではそれぞれ「絶滅危惧ⅠA類（CR）」、「絶滅危惧ⅠB類（EN）」、「絶滅危惧Ⅱ類（VU）」と訳されている（WWF ジャパン HP）。

群馬県では、2001年に発刊したレッドデータブックの植物編について、その後の変化への対応や、より現況に即した内容に見直すため、2012年に初めての改訂を行った。今回の評価対象633種のうち、絶滅危惧ⅠA類が217種と最多となった。この理由として、本県の植物相がもともと地域間の差異が大きく分布地点の限られる希少種が多いことに加え、従来からの開発行為による生育地消失のほか、近年は農地や里山の管理放棄、動物による食害、外来種との競合など様々な要因によって生育環境が悪化し、深刻な状況に追いやられていることが考えられる。また、前回と今回で評価基準が異なるため単純には比較できないが、前回絶滅危惧Ⅱ類に評価された26種のうち12種が今回絶滅危惧ⅠA類またはⅠB類、前回準絶滅危惧に評価された11種のうち8種が絶滅危惧ⅠB類またはⅡ類に評価され、前回より絶滅リスクが高い評価になっていること、および前回情報不足種と評価された29種のうち、2種が絶滅、11種が絶滅危惧ⅠA類またはⅠB類に評価されていることから、同様の傾向がうかがわれる。その一方、前回より絶滅リスクが低い評価となった種は、前回評価が絶滅危惧Ⅰ類またはⅡ類だった180種（ただし今回評価対象外となった4種を除く）のうち38種であったが、これらは新たな産地が発見されたものがほとんどで、必ずしも個体数が減少から増加に転じたとは言えず、引き続き注視する必要がある（群馬県 HP）。

群馬県では、2002年に発刊したレッドデータブック動物編についても、2012年に初めての改訂を行った。今回の改定版で評価対象となった種の総数は529種で、前回の526種からわずかに増加する結果となった。掲載種数があまり変わらない場合でも、個々に見れば多くの種で評価は変化している。前回と同程度の評価となった種よりも、異なる評価となった種の方が多く、中には、前回掲載されなかった種が今回絶滅のおそれの高

い絶滅危惧 I 類に評価され新たに加わったケースもあれば、前回絶滅危惧 I 類に評価されていた種が、その後の調査や情報によって絶滅の危険性を評価するだけの情報が不足していることがわかってきたため情報不足に見直されたケースもあった。絶滅危惧種の生息状況は変化しているとともに、人がまだ気付いていない状況や事態が生じている可能性もある。種によって異なる生息環境や必要な条件、影響を及ぼすような要因の存在やその状況、変化などを注視し、継続的な調査と保護対策を講じてゆく必要がある（群馬県 HP）。

生物多様性モニタリング

モニタリングをなにを指標にしてどのように行うかは、自然再生の実践や事業にとって本質的な問題であるといえる。生物多様性とその特定の要素は、生態系の健全性評価における指標としてとくに重要であると考えられている（鷲谷 2007）。生物多様性は、自然再生の取り組みにおいて、保全・回復すべき対象である一方で、生態系の健全性の指標としての役割も果たす。したがって、生物多様性を指標とするモニタリングは、さまざまな生態系再生の取り組みにおいて重要な役割を果たす（鷲谷 2007）。

生物多様性の喪失は一般的には不可逆的な変化であり、それを喪失前の状態に戻すことはむずかしい。生物多様性の保全においては、取り返しのつかないことを回避するという意味で「予防的アプローチ」を重視しなければならない。生物多様性の保全を地域において追求する際にもっとも重要なことは、「固有性」、すなわち地域に固有な多様性を重視することである。それぞれの地域における生物多様性の保全とは、ローカルな固有性の尊重、つまり、それぞれの地域に独特な生態系や生息・生育場所、動植物の種などの喪失を防ぐことである。それによって、その地域において伝統的に維持されてきた人々の生活や生産に必要な生態系のサービスが途切れることなく提供される。

生物多様性条約では、生物多様性のための方策として、絶滅危惧種の保全、侵略的な種の影響排除、生態系の再生が重視されている。絶滅危惧種と侵略的な種（その多くが外来種）は、保全の実践における対象であるとともに指標でもある。それらの現状および人間活動とのかかわりを把握することは、生物多様性モニタリングの主要なテーマとなる（鷲谷 2007）。

生物多様性モニタリングに関しては、これまで、市民を中心とする NGO が大きな役割を果たしてきた。生物多様性モニタリングを実施している主体をインターネットで検索してみると、研究者や行政組織などよりも市民を主体とする NGO が圧倒的に多い。欧米では多くの NGO が強力な独自の生物多様性モニタリングを実施して、社会的にも大きな影響を与えている。しかし、今日では、生物多様性の保全や自然再生をおもな目的とする活動、あるいはそれを意識した取り組みは、社会全体に広がりつつある。企業の社会貢献活動（CSR）においても、欧米では生物多様性がすでに重要なテーマとなっており、日本でも若干その兆しがみえるようになってきた。農業分野でも生物多様性を意識した

取り組みが広がりつつある。そのため、生物多様性モニタリングも、従来から自然保護に関心を寄せてきた市民、NGO、行政分野にとどまらず、社会のさまざまなセクターにとっての関心ごととなりつつある（鷲谷 2007）。

SATOYAMA イニシアティブ

今のわれわれの社会は、食料や資源の「使い切り型社会」である。たとえば、化石燃料は使い切れなくなり、持続的な資源ではない。それに対し、里山は自然の資源を持続的に循環させるシステムである。現在の暮らしや生産を昔に戻すという意味ではなく、自然の資源を循環させるシステムを上手に取り込んだ、21世紀型の里山、あるいは、持続可能な社会のモデルを里山に見出していくという英知が求められている。その一つが日本の環境省と国連大学高等研究所などが中心となって進めている「里山 (Satoyama) イニシアティブ」である（中村・宇野 2010）。

里山里山では、かつて薪炭林、農用林、茅場などとして使われてきた里山を中心に、それらと連続して展開される耕作地、集落、ため池等のモザイク状の土地利用が機能的に結びついた複合的なランドスケープが形成されてきた。こうした里山ランドスケープは、何千年にもわたって多様な生態系サービスを提供してきた。土砂崩れなどの災害の防止、水資源の枯渇や土壌劣化の防止、自然資源の持続的な提供、農作物の花粉媒介、野生生物の生息場所の提供、郷土意識・文化の醸成など、様々な役割を果たしてきた。こうした人と自然の共生的関係は、日本だけでなくアジアや世界各地にみられ、それぞれの地域における呼び名を持っている。日本では近年、調和的だった里山ランドスケープの人と自然のバランスが壊れつつある。一方、多くの途上国では人口の増加、食糧やエネルギー需要の増加に伴い、過剰な森林伐採や単一的なプランテーション開発などの土地利用が拡大し、自然と調和した資源利用の知恵やシステムの損失、生物多様性の劣化などの問題が生じている。SATOYAMA イニシアティブは、日本の里山ランドスケープを他の地域に押し付けるものではなく、各地域の特徴を尊重しながら、国内外の自然共生の知恵や事例、課題や調査、収集、共有し、それらをふまえて、持続可能な自然資源の利用・管理を実現するための長期目標 (Vision)、行動指針 (Approach)、視点 (Perspective)、そして、各地域の実情に応じて効果的に適用するための手順や方法を、多くの国々や多様なセクターの参加のもとに検討し、世界各地域での実践を推進していくものである（渡辺 2010）。

里山イニシアティブには、(1) 人と自然の共生と循環に関する知恵の結集、(2) 伝統的知識と近代的知識の融合、そして (3) 新たなコモンズ（入会林などの共有地、または共有性のこと）の創造、という三つの理念が含まれ、以下の五つを提案している。

- (1) ランドスケープ（景観）の特徴の理解と、環境容量・自然復元力の評価
- (2) 地域の伝統的生態学的知識と現代の科学知識の統合
- (3) 生態系サービス最適化のための計画の策定

(4) 多様な主体による土地と自然資源の共同利用と管理への参画

(5) 地域コミュニティの福利への貢献

里山イニシアティブは、持続可能な生態系管理、生物多様性保全、生物資源の持続可能な利用、人間の福利向上に向けて、政策展開を促進する取り組みや、コミュニティの活動を活性化する取り組み、国際協力を強化する取り組みを後押しする(中村・宇野 2010)。

絶滅危惧種 A と里山

絶滅危惧種 A の生態

本研究の目的

近年、里山地域には、絶滅危惧種・希少種を含む多様な在来植物が生育することが明らかになりつつある。本研究では、この植物種多様性がどのように形成されるのかを、成育環境の多様性と植物の分布および種子生産・発芽・成長特性の多様性の関係を解析することによって考察する。

里地・里山地域は伝統的な農業により、長期間にわたって人と自然の共生関係が維持されてきた。おそらくこのことが原因で、里地・里山地域は植物種多様性が非常に高く、また多くの絶滅危惧種・希少種が生育していることが報告されている。

しかし、高度成長期以降の産業構造の変化、とりわけ農業の衰退と少子高齢化により、里地・里山地域の環境は衰退の一途をたどり、植物種多様性が低下し、絶滅危惧種・希少種の衰退が起こっている。特に、個体数の減少と生育地の分断化・縮小化が、遺伝的多様性を減少させ、自家不和合成によって種子繁殖を困難にしている可能性が高い。2010年10月に開催された「生物多様性条約 COP10 名古屋会議」を契機に、日本は「SATOYAMA イニシアティブ」と呼ばれる生物多様性保全政策を実施していくことになった。この政策実現のためには、里山における生物多様性の現状の解明が必須であり、特に里山の生物多様性が高い理由の学術的解明、および絶滅危惧種・希少種の増殖方法の確立が急がれる。

そこで、長期間里山として維持管理されている地域（西榛名・北榛名）において、植物相調査、環境調査を行って里山の現状を解明する。また、代表的な絶滅危惧種・希少種（絶滅危惧種 A、絶滅危惧種 D など）について種子生産・発芽・成長特性の解明を行った。

また、絶滅危惧種 A の種子発芽率が実験者・種子の採取年・採取地によって異なり、その原因を2種類の休眠解除方法を適用することによって解明する。

なお、保護上の理由により、本稿の一部を非公開とし、白紙としている。また、盗掘防止の観点から、調査地の詳細な呼称の公表を控え、調査に用いているコードネームを使用し、正確な位置が特定されないよう配慮した。

本研究の一部（榛名山北面の絶滅危惧種 A 分布調査）は、櫻井翠氏との共同研究である。このため、本稿に記載された結果に北榛名の絶滅危惧種 A 調査に関するものがある

が、併せて櫻井氏の卒業論文を参照されたい。

調査地概要

西榛名地域

西榛名地域は、群馬県の榛名山西麓に位置し、東吾妻町と高崎市の一部を含む調査地である。海拔は 450-800m、標高は 400-800m で、大部分は農耕地と二次林が集落に隣接して立地している（石川ら 2008）。ここに分布する森林の大部分は、コナラやアカマツなどの二次林やスギやカラマツの植林地である。土地利用様式は、農耕地（みょうが畑など）および、薪炭林や農用地として利用されてきた二次林が主で、これらが集落後背地に隣接して分布し、典型的な里山景観をなしている（嶋方 2016）。

2006-2007 年の群馬県の調査により、シダ植物と種子植物が計 113 科 768 種生育していることが確認された。この中には、国または県指定の絶滅危惧種（環境庁自然保護局野生生物課 2007；群馬県 2012）および、県レッドデータブック 2001 年度版公表後に発見された希少種が 30 種含まれている（大森ら 2008）。これらの貴重植物種の中には、当地の農耕特性に適応して繁殖していると推察されるものもある。

北榛名地域

北榛名地域は、群馬県の榛名山麓北面、群馬県吾妻郡東吾妻町大字岩井に位置する、寺沢川流域の調査地である。海拔は 700-800m で、農耕地とスギ植林の間に集落が点在している。10 年ほど前から、この地域に絶滅危惧種 A が自生しているとの指摘があり（大森 私信）、2011 年（荒川 2012）から群馬県自然環境課のレッドデータブック改訂用調査の一環として、群馬大学社会情報学部環境科学研究室が調査を行っている。2011 年（荒川 2012）および 2012 年（塚越 2013）には寺沢川左岸とその周辺で複数の絶滅危惧種 A の自生地が確認され、2013 年（小関 2014）には寺沢川右岸のスギ植林若齢林で大規模な自生地を発見・調査し、2014 年（福島 2015）に継続調査が行われた（嶋方 2016）。

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（篠原 2017）にも継続調査が行われ、新たな開花株が発見されたが、未だに北榛名地域における絶滅危惧種 A 自生地の全容の解明には至っていない。このため本研究では、昨年引き続き寺沢川右岸大規模自生地の拡大調査を中心に行った。

なお北榛名地域では、昨年まで CN 寺沢川右岸と呼称していた地域の西部にある寺沢川支流まで調査範囲拡大したため、本研究では CN 寺沢川右岸と寺沢川支流をを併せ、CN 寺沢川流域と総称する。

材料および方法

植物相・開花個体数調査

一般的に用いられるコドラート法による植生調査は、限られた面積内の植物相について解明する手段であるため、植物種多様性の高い地域では見落とす種が多いことが問題として挙げられる。そこで今回は、広範囲にわたる生育植物種をリストアップする植物相調査を行った。調査地を踏査し、デジタルカメラで撮影し、その後植物図鑑を用いて植物種の同定を行った。なお、この調査方法では、踏査により視認可能な種が対象となるため、比較的量の多い植物種をピックアップすることになる。

さらに、希少植物種・絶滅危惧種（絶滅危惧種 A、絶滅危惧種 F、絶滅危惧種 E）については、調査地内を踏査して生育あるいは開花している個体数または株数を数えるとともに、ポータブル GPS（GPSmap62SCJ, GARMIN）を用いて生育位置を記録した。表 1 に調査日程・調査地・調査内容の一覧をまとめた。

発芽実験・栽培実験

材料植物

絶滅危惧種 B（キク科多年生草本）

2006 年に群馬県で初観測された種であり、群馬県、長野県の山野、湿地に自生する。国のレッドデータブックでは指定されていないが、長野県で絶滅危惧 I 類、群馬県で絶滅危惧 II 類に指定されている絶滅危惧種である。

モミジガサ（キク科多年生草本、*Parasenecio delphiniifolia*）

北海道から九州にかけての林内に自生する種である。

キバナアキギリ（多年生草本、*Salvia nipponica*）

本州から九州にかけての山地の木陰に自生し、国のレッドデータブックでは指定されていないが、京都府と鹿児島県で絶滅危惧 I 類、東京都で準絶滅危惧に指定されている絶滅危惧種である。

絶滅危惧種 C（イネ科多年生草本）

国のレッドデータブックでは指定されていないが、群馬県で絶滅危惧 II 類、長野県で準絶滅危惧種に指定されている絶滅危惧種である。

絶滅危惧種 D（ケシ科 1 年生あるいは越年生草本）

北海道から九州にかけての林内に自生し、国のレッドデータブックで準絶滅危惧 (NT)、5 県で絶滅危惧 I 類、3 都県で絶滅危惧 II 類、群馬県など 7 県で準絶滅危惧種に指定さ

れている絶滅危惧種である。

種子発芽の冷湿処理・培養温度依存性

里山植物種子の発芽条件の解析

絶滅危惧種 B、モミジガサ、キバナアキギリ、絶滅危惧種 C の計 4 種類の植物の種子について発芽実験を行った。いずれの種子も採取後にシリカゲルを用いて十分に乾燥させた後、 -80°C のディープフリーザー (Panasonic MDF-U384) 内で冷凍保存されている。

各植物種において冷湿処理を行った後、5 段階の培養温度 ($30/15^{\circ}\text{C}$ 、 $25/13^{\circ}\text{C}$ 、 $22/10^{\circ}\text{C}$ 、 $17/8^{\circ}\text{C}$ 、 $10/6^{\circ}\text{C}$ の各温度区) において培養するものと、冷湿処理を行わずに $25/13^{\circ}\text{C}$ にて培養するものとで計 6 セット (1 セットにつき、種子を 50 個入れたシャーレを 3 つ) を用意し、石英砂を敷いた直径 9 mm のプラスチック製のシャーレに種子を入れた。

冷湿処理は、シャーレに蒸留水を注いだ後、 4°C に設定した冷蔵庫内で 2 ヶ月間培養して行った。

これらのシャーレを温度勾配恒温器 (TG-100-ADCT, NK system) に入れて培養した。器内の温度は 5 段階 ($30/15^{\circ}\text{C}$ 、 $25/13^{\circ}\text{C}$ 、 $22/10^{\circ}\text{C}$ 、 $17/8^{\circ}\text{C}$ 、 $10/6^{\circ}\text{C}$) とし、昼 14hr、夜 10hr 昼間の光量子密度は $30 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ とした。培養は約 2 ヶ月間行った。

モミジガサに関しては、種子のストックが不足したため、2015 年産の種子に加え 2012 年産の種子を使用している。各温度区ごとに 2012 年産の種子を入れたシャーレが 1~2 個になるようにして培養した。

絶滅危惧種 C に関しては、1 回目の冷湿処理および 2 ヶ月間の培養後、発芽しないものについて再度 2 ヶ月間 4°C に設定した冷蔵庫内冷湿処理を施し、約 2 ヶ月間培養した。

実験開始後は、実験開始後 1 ヶ月は毎日、その後は 1~3 日おきに種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなし、数を記録して取り除いた。また、観察日ごとに蒸留水を注ぎ足し、常に湿った状態を保った。

冷湿処理では発芽しない里山植物の種子に対する温湿処理

絶滅危惧種 D は、嶋方 (2016) の実験において、冷湿処理の有無にかかわらず最終発芽率が著しく低いあるいは全く発芽しないという結果であった。山里 (2017) の実験においては、温湿処理を施した後に冷湿処理を行う休眠解除実験が行われたが、高橋 (2009) の先行研究の最終発芽率と大差ない結果となった。本研究では、引き続き本種の発芽を促す方法およびより多くの種子が発芽する方法を見つけるため、温湿処理を行った。

今回の実験で使用した種子は、2016 年に西榛名地域で採取された、 -80°C で冷凍保存されていたものを使用した。

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し、蒸留水で洗浄した種子を 50 個ずつ 3 ロット用意し、石英砂を敷いた直径 9 mm のプラスチック製のシャーレに種子を入れ、温度条件を $25/13^{\circ}\text{C}$ に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ

月間温湿処理を施した。温湿処理終了後、温度条件を 10/6℃に設定した温度勾配恒温器内で 1 ヶ月間培養した。さらにその後、4℃に設定した薬用保冷庫内（サンヨー、MEDICCOOL MPR-504（H））で 1 ヶ月間培養した。

発芽しないものについては、2 ヶ月間 4℃に設定した薬用保冷庫内で冷湿処理を施し、その後温度条件を 25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。

実験開始後は 1-3 日ごとに種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなし、数を記録して取り除いた。また、観察日ごとに蒸留水を注ぎ足し、常に湿った状態を保った。

絶滅危惧種 A 種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響

絶滅危惧種 A は 2006 年以来、西榛名各所で分布が確認され、種子採取・発芽実験を行ってきた。しかし、発芽率が実験者、種子の採取年・採取場所によってばらばらであり、また、冷湿処理の必要性も確定されていない。2015 年の研究（嶋方 2016、田村 2016）によって、ある程度実験方法の「定格化」がなされたが、それでもなお、発芽率が種子の採取年・採取場所によってばらばらになる理由が解明しきれていない。そこで、これまでに採取されてきた種子を用いて、これらの原因を解明する“追試”実験を行った。

今回の実験で使用した種子は、2012 および 2015、2016 年の各年に西榛名地域（CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園）および北榛名地域（CN 寺沢川右岸、CN 十二が原墓場）において採取され、シリカゲルを用いて約 1 ヶ月間乾燥させ、その後 -80℃で冷凍保存されている種子を用いた。2013 年および 2014 年に採取された種子については、天候不順によって種子が未熟な状態のまま採取されたと推測されるため（山里 2017）、使用していない。なお、2013 年以前に採取された種子については、冷凍保存を開始したのは 2013 年 8 月からであり、それ以前は 4℃の薬用保冷庫内にて冷蔵保存されていた。また、絶滅危惧種 A の種子の発芽に対しては複数回の冷湿処理促進効果があり、発芽の最適培養温度は 25/13℃であることが報告されている（高橋 2009）。

絶滅危惧植物種の保全のためには、種子の長期的保存と効率的な発芽・栽培が必要になることがある。絶滅危惧種 A についてもこうした観点から、発芽実験・栽培実験による最適な発芽条件・栽培条件の解明が試みられている（高橋 2009、赤上 2011、荒川 2012、塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017）。しかし、絶滅危惧種 A の最終発芽率は、発芽の最適培養温度とされている 25/13℃区においても実験者や種子の採取年・採取場所・保存期間によって大きく異なると報告されている（高橋 2009、赤上 2011、荒川 2012、塚越 2013、大林 2014、福島 2015、嶋方 2016、山里 2017）。昨年は、その原因が保存方法の違いと前処理の違いにあるという仮説のもとで、絶滅危惧種 A の種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響を統一的に解明するため、採取された後の保存方法の異なる種子を用い、洗浄剤処理による種皮の非浸水性除去、ジベレリ

ン処理による強制休眠解除実験（生存検定）、冷湿処理による休眠解除実験の3通りの前処理が行われた（山里 2017）。

本研究でも、前処理による絶滅危惧種 A の種子への影響を調査するため、昨年と同様に3通りの前処理を行った。

2 通りの保存方法の違い

今回の研究で発芽実験に用いる絶滅危惧種 A の種子は、2012 年および 2015 年、2016 年の各年に採取されたものを利用しているが、2012 年に採取された種子については、冷凍保存を開始したのは 2013 年 8 月からであり、それ以前は 4℃の薬用保冷庫内にて冷蔵保存されていた。すなわち採取年によって、その後の保存方法が異なっている。これらの保存方法の異なる種子を用いることによる発芽率への影響についても検証した。

洗浄剤による種皮の非親水性除去

絶滅危惧種 A の生育地は湿潤な場所であるため、種子は登熟後に、雨水や小渓流によって散布されると推察される。親個体から脱落・落下した直後の乾燥状態の種子は水中に沈まず、水面に浮くことによってより広範囲に散布されて、水辺に打ち上がった後に吸水し発芽過程が開始されると推測される。この浮遊性には、種子表面に表面張力を増すことに役立つ、密生した細かい膜状の組織があることが寄与していると考えられる（西廣・鷲谷 2006）。しかしこのような種子表面の構造は水をはじきやすいため、結果として種皮の非浸水性をもたらし、種子の吸水を阻害することがあると考えられる。このことは構造的な問題のために実験者による取扱いの違いによって、構造が維持された場合は吸水されず、構造に何らかの損傷を与えた場合は吸水されると推察される。同一ロット（冷凍保存後）の絶滅危惧種 A の種子を用いた同一方法による発芽実験の結果では、全体的に大林（2014）の研究よりも福島（2015）の研究で発芽率が低く、その原因は実験者による非意図的な前処理（準備中に種皮を傷つけたかどうか）以外には想定できない。

本研究では、この種皮の非浸水性を除去するために、ジベレリン処理および冷湿処理に使用するすべての種子を消毒・洗浄し、乾燥させた。嶋方（2016）の研究により、種子の発芽率は洗浄時間の影響を受けず、かつ 5 分以内であれば種子自体にダメージを与えることなく非浸水性を除去することが可能であると判明したため、消毒・洗浄に要する時間は全て 5 分間とし、それでも吸水しないものについては吸水するまで洗浄を行い、吸水することを確認した。また今回の実験では、種皮の非浸水性をより効率的に除去し、同時に洗浄を行うために、界面活性剤であるトリトン X-100 と除菌効果の高い次亜塩素酸ナトリウムを使用した。

ジベレリン処理による強制休眠解除実験（生存検定）

絶滅危惧種 A の種子を産地・年度ごとに 50 個ずつ 3 ロット用意した。種子の非親水性

を除去するために、0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し、蒸留水で洗浄した。その後 1mM ジベレリン (GA3) 溶液に浸した状態で 1 昼夜 4°C の冷蔵庫内で保管した。

ジベレリン処理後、石英砂を敷いたプラスチック製のシャーレ内に種子を入れ、温度条件 25/13°C に設定した温度勾配恒温器内で 1 ヶ月間培養した。

実験開始後は、実験開始後は毎日種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなし、数を記録して取り除いた。また、観察日ごとに蒸留水を注ぎ足し、常に湿った状態を保った。

冷湿処理による休眠解除実験

絶滅危惧種 A の種子を産地・年度ごとに 50 個ずつ 3 ロット用意した。種子の非親水性を除去するために、0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム (0.25%Cl) で 5 分間消毒し、蒸留水で洗浄した。その後石英砂を敷いたプラスチック製のシャーレ内に種子を入れ、温度条件を 4°C に設定した冷蔵庫内で 2 ヶ月間培養し冷湿処理を行った。冷湿処理後、温度条件 25/13°C に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。

その後、発芽が確認されなかった種子については“2 年目の発芽可能性”を明らかにするため、1 度目の冷湿処理後の培養において発芽しなかった種子に対し、再び 4°C に設定した冷蔵庫内で 2 度目の冷湿処理を 2 ヶ月間実施した後、25/13°C に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。この実験によって得られた最終的な積算発芽率を、最終発芽率として算出した。

実験開始後は、実験開始後 1 ヶ月間は毎日、その後は 1-3 日おきに種子を観察し、肉眼で幼根が確認できたものを発芽種子とみなし、数を記録して取り除いた。また、観察日ごとに蒸留水を注ぎ足し、常に湿った状態を保った。

絶滅危惧種 A の花柱構成比

絶滅危惧種 A の結実率調査

2017年7月6日に西榛名の3地点（CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 夢の花園）および2017年7月8日に北榛名の2地点（CN 寺沢川右岸、CN 十二が原墓場）において、結実が認められた株から1本ずつ花茎を採取した。

各地点から持ち帰った花茎は、肉眼で内部を確認し、正常に結実したもの（正常結実）、結実していなかったもの（未熟）、クロホ病と呼ばれる感染症により種子が消失したもの（病失）、虫食いにより種子が消失したもの（食失）、すでに種子が散布されて残っていないもの（散布済み）の5種類に分類し、各地点での割合を算出した。正常に結実した種子については、採取地点ごとに種子をまとめ、将来の発芽実験用に冷凍保存した。

開花時期に株番号を付けても、結実期に草本の著しい繁茂などの原因で発見できない、あるいは開花株のある地点までたどり着けなかった株もあるため、結実率は回収できた個体のみで算出した。

異なる環境下における栽培実験

絶滅危惧種 B、モミジガサ、キバナアキギリ、絶滅危惧種 C の計4種類の植物種について栽培実験を行った。栽培スケジュールは表4に示す。

実験用植物の育苗およびサンプリング方法

発芽実験で発芽した実生を、改めて用意した石英砂を敷いたプラスチック製のシャーレに移植した後、ゴールデンピートバン（サカタのタネ）に移植し、グロースキャビネット（MLR-350T, SANYO, LED球を用いて14L/10Dの日長で昼の相対光量子密度を約 $380\sim 400 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ とし室温/20°Cに調節した）内で1~2ヶ月栽培した。

実生が複数の本葉を有するようになった時点で、黒土を入れたプラスチック製苗ポット（約95mL容量）に1個体ずつ移植した。これらの苗を約2週間、群馬大学荒牧キャンパス構内の裸地で栽培した。

初期サンプリングに際しては、苗の見かけが大きいサイズ順に並べ、これを順番に処理区数+1の区に配分して、区分ごとにサイズ分布と個体数がおおむね同等になるようにした。このうち1区分を初期サンプルとして採取し、残りの区分をそれぞれの処理区に供した。サンプリングした個体は、個体ごとに葉・茎・根にそれぞれ分けて紙袋に入れ、80°Cに設定した送風定温乾燥機に入れて約1週間乾燥させ、その後電子式上皿天秤を使用して重量を測定した。葉面積はカラスキャナーを用いて解像度300dpi、16bitグレーでスキャンした後、ImageJ1.44o（NIH）を利用してドット数を図り、 148 cm^2 あたり2118109ドットとして面積を算出した。

光強度を調節した栽培実験

寒冷紗を用いて相対光量子密度を3%、9%、13%、100%（裸地）に調節した4つの光条件区を群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設けた。これらの光条件区内にポット植え苗を入れて栽培した。栽培期間中は毎日1回水道水を与えた。肥料は与えていない。

気温を調節した栽培実験

群馬大学荒牧キャンパス構内にガラス温室（サイズはおおよそ $500 \times 200 \times 250 \text{ cm}$ ）を設置し、換気調節を行うことによって、外気温と比べて平均気温が約 1.6°C 上昇するように調節した区（ $+1.6^\circ\text{C}$ 区）および $+0^\circ\text{C}$ （コントロール）区としては、前述の光強度を調節した栽培実験の際の100%区内にポット植え苗を入れて栽培した。栽培期間中は毎日1回水道水を与えた。肥料は与えていない。

以上の栽培実験を約3~4週間行った後、全ての個体をサンプリングした（最終サンプリング）。サンプリングした個体は、前述の初期サンプルと同様に処理し、各器官別乾燥重量および葉面積を測定した。

生長解析

生長解析の各パラメータは以下の式を用いて算出した。

・相対生長速度 (RGR : Relative Growth Rate) : 各個体の乾燥重量ベースの生長速度を表す指標。

$$RGR = (\ln(TW2) - \ln(TW1)) / (T2 - T1)$$

TW1 : 初回サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

TW2 : 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

T1 : 初回サンプリング日

T2 : 最終サンプリング日

・純同化率 (NAR : Net Assimilation Rate) : 各個体の光合成活性を表す指標。

$$NAR = (TW2 - TW1) (\ln(LA2) - \ln(LA1)) / (LA2 - LA1) / (T2 - T1)$$

TW1 : 初回サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

TW2 : 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

LA1 : T1 における個体の葉面積 (m²)

LA2 : T2 における個体の葉面積 (m²)

T1 : 初回サンプリング日

T2 : 最終サンプリング日

・葉面積比 (LAR : Leaf Area Ratio) : 各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す指標。

$$LAR = (LA1/TW1 + LA2/TW2) / 2$$

TW1 : 初回サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

TW2 : 最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

LA1 : T1 における個体の葉面積 (m²)

LA2 : T2 における個体の葉面積 (m²)

・比葉面積 (SLA : Specific Leaf Area) : 各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す指標。

$$SLA = LA/TW$$

LA : 最終サンプリングにおける個体の葉面積 (m²)

TW : 最終サンプリングにおける個体葉乾燥重量 (g)

・器官別重量比 : 光合成生産物をそれぞれの器官にどれくらい配分したかを表す指標。

・葉重比 (LWR : Leaf Weight Ratio)

$$LWR=LW/TW$$

LW：最終サンプリングにおける個体の葉乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

- ・ 茎重比 (SWR : Stem Weight Ratio)

$$SWR=SW/TW$$

SW：最終サンプリングにおける個体の茎乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

- ・ 根重比 (RWR : Root Weight Ratio)

$$RWR=RW/TW$$

RW：最終サンプリングにおける個体の根乾燥重量 (g)

TW：最終サンプリングにおける個体総乾燥重量 (g)

それぞれのパラメータ間には、以下のような関係がある。

$$RGR=NAR \cdot LAR$$

$$LAR=SLA \cdot LWR$$

これらの式によって、処理区間で RGR または LAR の差異があった場合、それがどのパラメータの差異によって引き起こされたかを確認することができる。

統計解析

生長解析結果については、JMP9.0 (SAS Institute Inc.) を用いて分散分析および多重比較 (Turkey-Kramer の HSD 検定) を行った。

結果および考察

植物相調査

西榛名地域

現地調査によって在来種 91 種、うち 12 種の希少種および絶滅危惧種の生育が確認された（表 5）。西榛名地域では群馬大学社会情報学部・環境科学研究室が 2008 年よりモニタリング調査を継続して行っている。

2017 年 4 月 25 日、5 月 18 日、6 月 9 日、9 月 29 日、10 月 28 日の計 5 回の現地調査により、棚田・ため池・休耕田・二次林と広範囲に及ぶ地域を踏査した。

希少種の開花株数および分布

絶滅危惧種 A（多年生草本）

(多年生草本)

(多年生草本)

発芽の冷湿処理・温度依存性解析

絶滅危惧種 B (キク科多年生草本)

2ヶ月間の冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃で63.3%、25/13℃で56.0%、22/10℃で52.0%、17/8℃で55.3%、10/6℃で50.0%となった(表8、図8)。全ての温度区で50%以上となり、30/15℃で最大となった。

また、2ヶ月間の冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は73.3%(25/13℃)であり、冷湿処理を施したもの(25/13℃で56.0%)よりやや高い結果となった(表8、図9)。以上の結果から、本種の種子の発芽には、冷湿処理は必要ないと考えられる。

赤上(2011)の研究では1ヶ月間冷湿処理を行った際の発芽率が10/6℃で約37%、17/8℃以上の温度区で約63~80%発芽している。未熟な種子を選別した可能性があるほか、本研究に用いた種子は採取から5年が経過しているため、冷蔵保存、冷凍保存による影響を受け種子が劣化した可能性がある。

なお、本種は冷湿処理中に種子が多数発芽し、その平均発芽率は35.7%であった(表7)。冷湿処理期間中に種子が発芽するのは冷凍保存の影響である可能性がある。赤上(2011)の研究では1ヶ月間の冷湿処理でも発芽が確認されており、今後は冷湿処理期間を短くするなどの対策が求められる。

モミジガサ (キク科多年生草本、*Cacalia delphiniifolia*)

2ヶ月間の冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15℃で75.3%、25/13℃で75.3%、22/10℃で76.0%、17/8℃で76.0%、10/6℃で78.7%となった(表8、図12)。全ての温度区で高い発芽率を示し、温度区ごとに顕著な差はみられない。

また、2ヶ月間の冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は63.3%(25/13℃)であり、冷湿処理を施したもの(25/13℃で75.3%)より低い結果となった(表8、図13)。本種の種子は発芽には冬を経験することが必須ではないが、経験することで発芽が促進されると考えられる。

塚越(2013)の研究では、最低でも30/15℃の76%、最高で25/13℃の95.3%という発芽率を記録している。未熟な種子を選別した可能性があるほか、本研究では種子が不足したため、2015年産の種子に加え、2012年産の種子も使用している。冷蔵保存、冷凍保

存の影響を受け種子が劣化した可能性がある。

なお、冷湿処理中に種子がいくつか発芽したが、その平均発芽率は41.5%であった(表7)。冷湿処理期間中に種子が発芽するのは冷凍保存の影響である可能性がある。今後は冷湿処理期間を短くするなどの対策が求められる。

キバナアキギリ (シソ科多年生草本、*Salvia nipponica*)

2ヶ月間の冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15°Cで16.7%と比較的低く、17/8°Cで46.7%と最大となり、10/6°C、22/10°C、25/13°Cで29.3%~32.7%となった(表8、図16)。

また、2ヶ月間の冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は22.7%(25/13°C)であり、冷湿処理を施したもの(25/13°Cで32.7%)より低い結果となった(表8、図17)。本種は、比較的気温の低い地域である西榛名地域で採取されたものである。よって、本種は発芽には冬を経験することが必要であると考えられる。本種の種子散布期は秋であり、冬を経験した後、気温が上昇するとともに発芽を開始すると考えられる。

なお、冷湿処理中に種子がいくつか発芽したが、その平均発芽率は26.3%であった(表7)。冷湿処理期間中に種子が発芽するのは冷凍保存の影響である可能性がある。今後は冷湿処理期間を短くするなどの対策が求められる。

絶滅危惧種C (イネ科多年生草本)

1回目の2ヶ月間の冷湿処理を施した種子の最終発芽率は、30/15°Cで6.7%、25/13°Cで6.0%、22/10°Cで2.7%、17/8°Cで1.3%、10/6°Cで0.0%となった(表8、図20)。また、2ヶ月間の冷湿処理を施していない種子の最終発芽率は0.0%(25/13°C)であり、冷湿処理を施したもの(25/13°Cで6.0%)より低い結果となった(表8、図21)。

引き続き行った2回目の2ヶ月間の冷湿処理および培養後の最終発芽率は30/15°Cで6.7%、25/13°Cで6.0%、22/10°Cで6.7%、17/8°Cで10.7%、10/6°Cで5.3%となった(表8、図23)。

本種は、比較的気温の低い地域である西榛名地域で採取されたものであるが、本種は冬を経験することだけでは足りないほど深い休眠状態にある可能性が高く、土壌シードバンクを形成しやすいと考えられる。今後は種皮の不透水性の確認など、他の休眠要因を検討する実験を実施する必要がある。

なお、冷湿処理中に種子がいくつか発芽したが、その平均発芽率は0.4%であった(表7)。

絶滅危惧種D (ケン科1年生あるいは越年生草本)

2ヶ月間の温湿処理を行った後に、10/6°Cで1ヶ月間培養をし、さらに4°Cの薬用保冷

庫内で1ヶ月間培養を行った種子の最終発芽率は0.0%であった(表8、図24)。一方、引き続き2ヶ月間の冷湿処理を行った後に、25/13°Cで培養を行った種子の最終発芽率は2.0%であった(表8、図24)。

福島(2015)、嶋方(2016)の先行研究では、最終発芽率は0.0–12.7%であり、高橋(2009)、山里(2017)の先行研究においても最終発芽率は約30%と低く、本種の種子は深い休眠状態にあると考えられていた。そのため、本研究ではその休眠状態を解除するために新たな処理を行ったが、発芽が確認できたのは約1年間の冷湿処理後であり、最終発芽率は2.0%と低かった。引き続き本種については、発芽を促す方法およびより多くの種子が発芽する条件を解明するため、さらに実験を行う必要がある、種皮の不透水性の確認など、他の休眠要因を検討する実験を実施する必要がある。

絶滅危惧種 A 種子の保存方法および前処理が発芽率に及ぼす影響 ジベレリン処理による強制休眠解除実験(生存検定)

2012年および2015–2016年に西榛名・北榛名地域の各地点で採取した種子を使用した。最終発芽率は、採取年ごとにみると、2012年は50.7–94.7%、2015年は71.3–92.7%、2016年は55.3–94.7%となり、採取年・採取地によって差異はあるものの、比較的高い最終発芽率を示した(表9、図25)。

CNワシタニヒルズで2012年に採取した種子だけが50.7%とやや低い発芽率となったが、同地で2015年、2016年に採取した種子の最終発芽率はそれぞれ79.3%、74.7%と高いため、2012年の採取種子に未熟のものが多かった可能性が高い。CN寺沢川右岸については2012年産、2015年産、2016年産でそれぞれ69.3%、71.3%、55.3%とどの産年でも他の地域より低い。この地域では草本植物が繁茂しているのに対し、下草刈りは行われておらず、光環境の悪化から種子が発芽しにくくなっている可能性がある。

前述の通り、2012年に採取された種子については、乾燥させた後に、4°Cで冷蔵保存し、2013年より–80°Cで冷凍保存したものである。また、2013年以降に採取された種子は、乾燥させた後に–80°Cで冷凍保存を行った。

2015年の嶋方(2016)の研究結果によると、絶滅危惧種 A の種子保存において、4°Cの冷蔵による保存方法では保存期間は2年未満が限度と考えられた。また、–80度の冷凍保存によって種子の発芽能力を保全できることは確認されたが、冷凍保存年数が経過した場合に保全の有効性が保たれるのかは解明されていなかった。これらのことに対し、本研究で使用した2012年に採取された種子は、冷蔵保存期間が1年で冷凍保存期間が去年よりも1年長い4年であったにもかかわらず、最低でも50.7%という高い最終発芽率を示した。したがって、冷凍保存であれば、たとえ1年間4°Cで冷蔵保存した後でも、種子の発芽能力を失うことなく長期間種子を保存することができると考えられる。ただし、さらに冷凍保存年数が経過しても有効性が保たれるかは未知数であり、今後も継続的に実験を続ける必要がある。

冷湿処理による休眠解除実験

2012年および2015～2016年に西榛名地域の各地点で採取した種子を使用した。1回目の2ヶ月間の冷湿処理および培養後の最終発芽率は、採取年ごとにみると、2012年は6.0～27.3%、2015年は1.3～58.0%、2016年は46.0～94.7%であった（表10、図26）。引き続いて行った2回目の2ヶ月間の冷湿処理および培養後の最終発芽率は、採取年ごとにみると、2012年は8.7～50.7%、2015年は19.3～59.3%、2016年は46.0～94.7%という結果を示した（表10、図26）。ほとんどの地点で1回目の冷湿処理よりも2回目の冷湿処理後の最終発芽率が高くなった。このことから、産地・採取年による差異はあるものの、2回の冷湿処理によって、本種の種子の発芽が促進されたと断定できる。

ほとんどの産地・採取年の種子において、冷湿処理実験における最終発芽率は、ジベレリンを使用して行った強制休眠解除実験（生存検定）の結果（表9）よりも低い値となった。すなわち本種の種子は、2ヶ月間の冷湿処理を2回施しただけでは解除できないほど深い休眠状態となっているものも多くあり、それら休眠状態にある種子の割合は産地・産年によって異なると考えられる。本実験で使用した絶滅危惧種Aが自生する西榛名地域は標高が400～800mの地域であり、冬を経験させる処理である冷湿処理が不十分である可能性がある。今後は冷湿処理の期間を長くするなどの実験を行いより詳しく休眠解除条件を調べる必要がある。

以上の結果より、絶滅危惧種Aの種子は、その多くが冷湿処理だけでは解除しきれない何らかの深い生理的な休眠状態にあり、自然環境下では何らかの要因によって休眠が解除された種子が冬を経験することによって発芽が促進されると考えられる。先述した通り絶滅危惧種Aの種子は、冷蔵による保存方法では2年未満が限度と考えられていることから、野外における種子の寿命は2年未満と想定され、発芽する前に死亡する種子が多く存在すると考えられる。よって、昨年の結果と同様、野外において絶滅危惧種Aが長期間残存する土壌シードバンクを形成する可能性は著しく低いと考えられ、土壌シードバンクを形成したとしても、短期間しかもたないと推察される。この場合、毎年種子生産を行う必要があるため、自生地域において絶滅危惧種A個体群が孤立したり分断したりしないように生育環境を保全する必要がある。

1年間の冷蔵保存と4年間の冷凍保存を行った2012年産の種子は、1回目の冷湿処理後の発芽率が6.0～27.3%と低いが、二回目の冷湿処理を行った最終発芽率は8.7～50.7%と大幅に上昇している。冷蔵保存を行った後、2度の冬を経験させることによって発芽が促進されると考えられる。

また、2016年に採取したCN夢の花園産の種子は1回目の冷湿処理後の最終発芽率が94.7%と非常に高く、2回目の冷湿処理後に新たな発芽が見られなかったことから、生存している種子はほぼ全て発芽したと考えられる。その一方、2012年産、2015年産の種子についてはそれぞれ50.7%、21.3%である。この結果から、絶滅危惧種A種子は産地・

産年によって種子の休眠状態に大きな差があると推察される。

異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ

2015年（嶋方 2016）、2016年（山里 2017）および2017年（本研究および櫻井）に実施した生存検定（表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養）による最終発芽率を表 11 にまとめた。

これらの結果を総合的に評価すると、いずれの産地・産年の絶滅危惧種 A 種子についても、2年以上4℃で冷蔵保存すると生存率は10%以下に低下するものと考えられる。また4℃の冷蔵保存期間が1年以下の場合、その後-80℃で冷凍保存することによって、少なくとも数年間は生存率が低下せず維持されると考えられる。今後さらに長期的な冷凍保存の影響を検証する必要がある。

また、2014年にCN新桜台およびCN夢の花園で採取された絶滅危惧種 A 種子は、上記の生存率が低下せず維持される状態で保存されたにもかかわらず、他の産地・産年の種子よりも生存率が低かったことが繰り返し検証された。同様に2014年にCN十二が原墓場およびCN寺沢川右岸で採取された絶滅危惧種 A 種子の生存率も、他の産地・産年の種子と比べ約1/3～1/2程度の生存率であった（櫻井 2018）。この年格差は、種子が毎年7月3日～10日の間に採取されていることから、採集日のずれによるものとは考えにくい。これらの結果から、2014年は天候不順など自然環境変動の影響によって、榛名山全体で絶滅危惧種 A 種子の登熟が遅れたか、または結実率が低下したものと推察される。

異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ

2015年（嶋方 2016）、2016年（山里 2017）および2017年（本研究および櫻井 2018）に実施した、冷湿処理1回目後の発芽率を表 12 に、冷湿処理2回目後の発芽率を表 13 にまとめた。

これらの結果を総合的に評価すると、いずれの産地・産年の絶滅危惧種 A 種子についても、4℃で1年間以下冷蔵保存した後-80℃で冷凍保存すると、1回目または2回目の冷湿処理によっておよそ1%～9%の発芽率が得られると考えられる。また冷湿処理後の発芽率は1回目よりも2回目に高くなる、すなわち1回の冷湿処理で発芽しなかった種子のうち、2回目の冷湿処理後に発芽するものがあるといえる。

ジベレリン処理を行った場合の発芽率と比較すると、上記の冷湿処理後の発芽率は全体的に低く、また極めてばらつきが大きい。野外ではジベレリン処理は発生しないわけであるから、絶滅危惧種 A の種子は生産された年の冬の低温で冷湿処理を受けた後、翌年の生育期間にある程度発芽し、ここで発芽しなかった種子が続く冬の低温で冷湿処理を再度受けた後に、若干発芽するものがあると考えられる。しかし4℃で冷蔵保存して

も 2 年を過ぎるとほとんどの種子が発芽しなくなることから、野外において本種の種子の寿命は 2 年程度であり、3 度目の冬の低温を経験しても、発芽できないと推察される。

以上の結果より、絶滅危惧種 A の種子はジベレリンで解除可能な潜在的には高い発芽率を有するが、天候不順などによってこれが低下する場合があると考えられる。また野外では、登熟後 1～2 年以内に冬の低温で冷湿処理を 1 回～2 回受けた後に発芽するが、発芽率は極めて機会的に大きく変動し、潜在的発芽率の 1/3～1/2 程度しか発芽しないと推察される。したがって本種が永続的な土壌シードバンクを形成するとは考えられず、保全のためには、親株失わないことが必須であるといえる。また保全のために種子を保存する場合は、冷蔵保存は 1 年以下とし、-80℃で冷凍保存する必要があると考えられる。

ジベレリン処理よりも冷湿処理後の発芽率が低くなるのには幾つか理由が考えられるが、その一つとして冷湿処理の実施期間が短い可能性が挙げられる。今後は冷湿処理の期間を延長して実験を行う必要がある。

CN 新桜台で採取された絶滅危惧種 A 種子は、他の産地・産年の種子よりも発芽率が低いことが繰り返し検証された。発芽率は 0.0%～19.3%であった。この地域においては絶滅危惧種 A の個体数が減少し、遺伝的多様性が劣化し、種子生産がうまくいっていない可能性がある。

絶滅危惧種 A の花柱型の構成比および分布

絶滅危惧種 A の結実率

西榛名地域および北榛名地域の絶滅危惧種 A 生育地のうち 6 地点 (CN ワシタニヒルズ、CN 第二ワシタニヒルズ、CN 新桜台、CN 夢の花園、CN 寺沢川流域、CN 十二が原墓場) において結実した花茎を採取した。結実が確認され採取できた花茎数は、CN ワシタニヒルズで 67 本、CN 第二ワシタニヒルズで 68 本、CN 新桜台で 6 本、CN 夢の花園で 78 本、CN 寺沢川流域で 47 本、CN 十二が原墓場で 35 本であった。なお、CN 新桜台では結実した花茎を回収する前に草刈りが行われてしまったため、今回採取した花茎は草刈りを免れて残存しているものから回収したものである。これらの数字は、相対的に各採取地点の絶滅危惧種 A の開花ジェネット (遺伝的に異なる株や個体) を表している。絶滅危惧種 A は基本的に自家不和合性であり、遺伝的に異なる株間で花粉を交換しないと結実しないからである。

正常に種子が結実した正常結実の割合をみると、50%を超えたのは、CN ワシタニヒルズの 58.2%、CN 第二ワシタニヒルズの 57.9%、CN 夢の花園の 57.8% であり、CN 新桜台は 28.1%、CN 寺沢川流域は 37.6%、CN 十二が原墓場は 44.1% と多くの地点で半数に満たない結果となった (図 28)。正常結実率が低い地点では、CN 十二が原墓場を除き未熟の割合が高く、CN 新桜台は 34.4%、CN 寺沢川流域は 45.2% であった。また、CN 十二が原墓場では未熟の割合は 25.5% に対して、食失の割合が 22.3% と、他地点の 0~7.6% と比較しても高く、この点においては荒川 (2012) や福島 (2015)、山里 (2017) と同様の結果となった。

食失は、絶滅危惧種 A の花および果実が食い荒らされたものと考えられる。

病失については、0~10.2% と、福島 (2015)、嶋方 (2016)、山里 (2017) の研究と同様に低い値となった。一方で、塚越 (2013)、大林 (2014) の研究ではそれぞれ 25%、36% と割合が高い。これは、病失および食失は、年変動が大きく、サンプル数や年度による差があり、そして調査者によって判断基準に違いが出るためであり、今後も継続的に調査を行う必要がある。

CN 新桜台は正常結実率が 28.1% と最も低く、散布済みの割合が 37.5% と飛び抜けて高い。しかし、本研究では花茎を 6 本しか採取できなかつたため、誤差の大きい結果である。

CN 寺沢川流域非常に多くの開花ジェネットが確認されたがそれでも未熟が 45.2% となった。嶋方 (2016) の調査以降当地では木本植物が生長しているにもかかわらず、下草刈りが行われていないため、結実期に至るまでの間の光環境の劣化により、種子の登熟が悪化しているとした山里 (2017) の考察に沿う結果となった。

2017 年 5 月の開花調査で株番号を付けたものに対し、7 月の花茎採取において採取が行えた株の割合を花茎回収率として算出した (図 30)。CN ワシタニヒルズは 85.9%、CN 第二ワシタニヒルズは 87.2%、CN 寺沢川流域は 59.2% であった。結実採取の際は、回

収率の高い CN ワシタニヒルズと CN 第二ワシタニヒルズは草本の高さが低く、株が比較
的見つけやすい状態だった。回収率の低い CN 寺沢川流域は草本が著しく繁茂しており、
主として株自体を見つけれなかったことが原因であり、足場の不安定な崖地帯などで
の株搜索が妨げられたため、5 月期に確認した株数に対して、7 月期に採取できた花茎数
は大幅に減少した。また被圧により種子が成熟せず花茎が腐敗消失した株もあると考
えられる。今後の調査では、より効率良く株を発見できる目印を設ける等の工夫が早急に
求められる。

絶滅危惧種 A の結実率と等花柱花率

榛名山における絶滅危惧種 A の潜在的分布域-西榛名地域

異なる相対光量子密度で栽培した植物の生長解析

群馬大学荒牧キャンパス構内および温室内の気温を図 33 に示す。栽培期間中の群馬大学荒牧キャンパス構内圃場の気温の経時変化を示す。7 月から 9 月までの栽培実験期間中の気温は、おおむね 14℃–31℃の範囲であった。

絶滅危惧種 B

本種の各個体の平均乾燥重量は、初期サンプリング時には約 0.055g であったが、最終サンプリング時には約 0.069g (3%区)、約 0.149g (9%区)、約 0.185g (13%区)、約 0.273g (100%区) であった (表 14)。

なお、3%区で 10 個体中 1 個体 (枯死率 10%) が枯死した。枯死した個体は無かったものとし、数値算出の際には、値は加えていない。

相対生長速度 (RGR、 $\text{gg}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、9%–100%区で有意な差はなく、3%区で約 0.009、9%区–100%区で約 0.042–0.059 と、相対光量子密度が高い区ほど有意に高くなった ($P < 0.001$) (表 15、図 34)。本種は相対光量子密度が 9%–100%という比較的広範囲の明るさの所で良く生長するが、極端に暗い所では生長が悪くなると考えられる。この傾向は塚越 (2014) でも同様である。これは、本種が里地・里山の水辺や湿地という比較的明るい環境に生育している理由の一つであると考えられる。

光合成活性を表す純同化率 (NAR、 $\text{gm}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、3%区で約 0.238、9%区で約 1.320、13%区で約 1.541、100%区で約 3.565 と、相対光量子密度が高い区ほど有意に高くなった ($P < 0.001$) (表 15、図 34)。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR、 m^2g^{-1}) は、3%区–13%区で有意な差はなく約 0.031–0.036 であり、100%区で約 0.023 と有意に低下した ($P < 0.001$) (表 15、図 34)。以上の結果から、本種の RGR が 3%区で極めて低くなった主な原因は、葉面積の増大分を補えないほどの光合成活性 (NAR) の極端な低下であると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA、 m^2g^{-1}) は、3%区で約 0.055、9%区で約 0.044、13%区で約 0.043、100%区で約 0.023 と、相対光量子密度が低い区ほど高くなった (表 15、図 34)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の重量比である LWR は約 44%–約 67%、茎の重量比である SWR は約 14%–約 23%、根の重量比である RWR は約 11%–約 42%となった (図 34)。

これらの LAR、SLA の処理による違いは、光が不足して光合成活性が低下した場合に、葉の厚さを薄くして、同じ資源量でもより広い面積の葉を生産することで、光合成生産量を確保しようという、多くの植物種に現れる特性と同様のものである。しかし、暗い環境下では LAR の増加が完全に NAR の低下を補えずに、結果として RGR の低下を引き起

こすと考えられる。

キバナアキギリ

本種の各個体の平均乾燥重量は、初期サンプリング時には約 0.029g であったが、最終サンプリング時には約 0.037g (3%区)、約 0.072g (9%区)、約 0.052g (13%区)、約 0.095g (100%区) であった (表 14)。

なお、3%区で 6 個体中 2 個体 (枯死率 33.33%)、9%区で 6 個体中 1 個体 (枯死率 16.66%) が枯死した。これら枯死した個体は無かったものとし、数値算出の際には、値は加えていない。

相対生長速度 (RGR, $\text{gg}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、3%区で約-0.016、9%区で約 0.022、13%区で約 0.027、100%区で約 0.025 と、相対光量子密度が 9%区-100%区で高く、3%区ではマイナスとなった ($P < 0.019$) (表 15、図 35)。本種は相対光量子密度が 9%-100%という比較的広範囲の明るさの所で良く生長するが、極端に暗い所では生長が悪くなると考えられる。これは、本種が林縁や落葉樹林の林床など中程度以上の明るさの環境下で生育していることの理由の一つであると考えられる。

光合成活性を表す純同化率 (NAR, $\text{gm}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、3%区で約-0.538、9%区で約 0.917、13%区で約 1.033、100%区で約 1.439 と、3%区でマイナスとなり 9%区以上の相対光量子密度では有意な差がなかった (表 15、図 35)。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR, m^2g^{-1}) は、3%区-100%区で有意な差は無く、約 0.022-0.031 と有意な差がなかった (表 15、図 35)。以上の結果から、本種の RGR が 3%区で極めて低くなった主な原因は、光合成活性 (NAR) の極端な低下であると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA, m^2g^{-1}) は、3%区で約 0.061、9%区で約 0.044、13%区で約 0.046、100%区で約 0.030 と、相対光量子密度が低い区ほど高くなった (表 15、図 35)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の重量比である LWR は約 43%-約 57%、茎の重量比である SWR は約 12%-約 22%、根の重量比である RWR は約 24%-約 38%となった (図 35)。

これらの LAR、SLA の処理による違いは、光が不足して光合成活性が低下した場合に、葉の厚さを薄くして、同じ資源量でもより広い面積の葉を生産することで、光合成生産量を確保しようという、多くの植物種に現れる特性と同様のものである。

絶滅危惧種 C

本種の各個体の平均乾燥重量は、初期サンプリング時には約 0.021g であったが、最終サンプリング時には約 0.015g (3%区)、約 0.029g (9%区)、約 0.026g (13%区)、約 0.042g

(100%区)であった(表 14)。

相対生長速度 (RGR, $\text{gg}^{-1}\text{day}^{-1}$) は、3%区で約-0.012、9%区で約 0.016、13%区で約 0.011、100%区で約 0.038 と、相対光量子密度が高い区ほど有意に高くなった ($P < 0.049$) (表 15、図 36)。本種は相対光量子密度が 9%~100%という比較的広範囲の明るさの所で良く生長するが、極端に暗い所では生長が悪くなると考えられる。これは、本種が林縁や落葉樹林の林床など中程度以上の明るさの環境下で生育していることの一理由の一つであると考えられる。

光合成活性を表す純同化率 (NAR, $\text{gm}^{-2}\text{day}^{-1}$) は、9%区で標準偏差が大きい、明るい区ほど有意に高く ($P < 0.012$)、100%区で約 2.241、3%区ではマイナスとなった(表 15、図 36)。

各個体の乾燥重量と葉面積の比率を表す葉面積比 (LAR, m^2g^{-1}) は、暗い区ほど有意に高く ($P < 0.015$)、3%区で約 0.026、9%区で約 0.023、13%区で約 0.021、100%区で約 0.018 となった(表 15、図 36)。以上の結果から、本種の RGR が 3%区で極めて低くなった主な原因は、光合成活性 (NAR) の極端な低下であると考えられる。

各個体の葉の厚みを葉面積/重量ベースで表す比葉面積 (SLA, m^2g^{-1}) は、3%区で約 0.058、9%区で約 0.051、13%区で約 0.047、100%区で約 0.030 と、相対光量子密度が低い区ほど高くなった(表 15、図 36)。

器官別重量比 (WR) のうち葉の重量比である LWR は約 45%~約 54%、茎の重量比である SWR は約 21%~約 27%、根の重量比である RWR は約 25%~約 33%となった(表 15、図 36)。

これらの LAR、SLA の処理による違いは、光が不足して光合成活性が低下した場合に、葉の厚さを薄くして、同じ資源量でもより広い面積の葉を生産することで、光合成生産量を確保しようという、多くの植物種に現れる特性と同様のものである。

モミジガサ

他の植物種と同様の条件下で培養を行ったが、ピートバンに移植し培養している段階でほとんどが枯死し、栽培実験を行うことができなかった。本研究では 2015 年産の種子に加え、2012 年産の種子を使用しており、冷蔵保存、冷凍保存の影響を受け種子が劣化したことで生育できなかった可能性がある。

異なる温度条件下で栽培した植物の生長解析

栽培時のガラス温室内の気温を図 33 に示す。植物の栽培時の気温は、おおむね 12°C ~32°C の範囲内にあり、平均で約 1.6°C、外気温よりも高かった。

生長解析結果は表 14~15 および図 37~39 に示す。なお、モミジガサについてはほと

多くの個体が枯死したため、栽培実験を行っていない。

相対生長速度 (RGR) がコントロール区と 1.6°C 上昇区とで、絶滅危惧種 B、キバナアキギリ、絶滅危惧種 C の全種において RGR に処理区間で有意な差は認められなかった。

これらの結果の詳細な考察は、鈴木 (2018) に委ねる。

結論

本研究により、群馬県内には、絶滅危惧種 A をはじめとする多数の絶滅危惧・希少植物種が生育できる良好な里地・里山地域が現存していることが分かった。

本研究の現地調査によって、西榛名地域では、12 種の希少種および絶滅危惧種を含む在来種 91 種の生育が確認され、植物種多様性の高い地域であることが判明した。

絶滅が危惧されている や の開花個体調査では、昨年同様多くの個体が確認され、この地域における生育環境が良好な状態で維持されていることが確認できた。

本年の現地調査によって、当地域が国内でも有数の絶滅危惧種 A の自生地であることがさらに詳細に解明された。西榛名地域では近親交配が進み、遺伝的多様性が劣化していることが懸念される。CN 寺沢川流域においては新たなエリアを調査し、多くの開花個体を確認することができた。ただし、草木の繁茂が著しい地点や傾斜の厳しい川沿いの崖付近など調査が行えなかったエリアもあり、今後も新たな開花株が確認される可能性がある。

また、絶滅危惧種 A の花柱構成比調査および結実率調査では、採取年や採取地点の違いによって変動があった。

絶滅危惧種 A の発芽実験では、生存検定の結果から、冷凍保存によって種子の発芽率を大きく損ねることなく長期保存が可能であることが判明した。ただし、さらに冷凍保存年数が経過しても有効性が保たれるのかは未知数であり、今後も実験を続け冷凍保存効果の検証を続ける必要がある。また、冷湿処理の結果から、絶滅危惧種 A の土壌シードバンク形成期間は非常に短いことが再確認された。絶滅危惧種 A の生育環境、発芽条件の解明と平行し、冷凍保存による人工的なシードバンクを確立することは、絶滅危惧種の保全に非常に重要なことと考えられる。ただし、冷湿処理だけでは全ての種子の休眠は解除できず、その他の要因の存在や、冷湿処理期間の不足などが考えられる。また、種子の産地・産年によってもその要因は大きく異なる場合があると考えられる。以上のことから野外において、多くの種子が発芽しないまま死亡していると考えられる。したがって、絶滅危惧種 A の孤立や分断を防ぎ、種子の生産が毎年確実に行われるように、今後も自生地環境の保全を行う必要がある。

絶滅危惧種 A 以外の植物種の発芽実験では、実験の結果、里地・里山地域に生育する在来植物種の多様な発芽特性が確認できた。絶滅危惧種 B を除くモミジガサ・キバナアキギリ・絶滅危惧種 C の 3 種において冷湿処理による発芽促進効果が確認されたため、種子が冬を経験することによって発芽が促進されると考えられる。また、絶滅危惧種 C については 2 ヶ月間の冷湿処理を 2 回施ただけでは解除できないほど深い休眠状態にあることが判明した。今後も様々な条件下での実験を行い、休眠解除の条件を調べる必要がある。

絶滅危惧種 D は、最終発芽率が非常に低い結果となった。休眠を解除する条件が解明できていないため、今後も同様の実験を行い、休眠解除の要因を解明する必要がある。

植物に対する光条件を変化させた生長解析では、実験結果から、絶滅危惧種 B、絶滅危惧種 C は幅広い光環境で生育できるが、草本の生い茂る林内では生育できないことが明らかになった。また、キバナアキギリはある程度被陰のある地域を生育環境として好み、裸地や草本の生い茂る林内では生育できないことが明らかになった。モミジガサは生育不良のため実験を行うことができず、種子の劣化が原因であると推察される。

謝辞

本研究は、群馬大学社会情報学部情報社会科学科・石川真一教授のご指導の下、環境科学研究室内で行われた研究であります。

本研究を進めるにあたり多くの方々にお世話になりました。石川真一教授には、最後まで熱心なご指導・ご助言を賜りました。

西榛名地域・北榛名地域での調査におきましては、群馬県自然環境調査研究会・大平満氏にご協力いただきました。

また、同時期に卒業論文に取り組んだ岡村亮吾氏、櫻井翠氏、鈴木統子氏、長倉優希氏をはじめとする、研究室の学生の皆様のご協力なしには完成し得なかったものであります。心から感謝し、厚く御礼申し上げます。

引用文献・web ページ

- 赤上裕章 (2011) 「里山における希少植物種の生育に関する生態学的基礎研究」群馬大学社会情報学部卒業論文
- 畦上能力・大塚孝一・門田裕一・富田昇・永田芳男・菱山忠三郎 (2009) 「山溪カラー図鑑 日本の野草」(林弥栄編) 山と溪谷社、64, 221.
- 足立直樹・御厨英美子 (2010) 企業の生物多様性戦略「生物多様性 COP10 へ」((財) 森林文化協会編) 朝日新聞出版. 49.
- 荒川唯 (2012) 「里山地域における希少植物種の繁殖に関する生態学的基礎研究」群馬大学社会情報学部卒業論文
- 石井実・植田邦彦・重松敏則 (1993) 「里山の自然をまもる」築地書館. 19、22.
- 石井実 (2005) 1.1 里やま自然の成り立ち「生態学からみた里やまの自然と保護」(石井実監修、(財) 日本自然保護協会編) 講談社. 1-4.
- 石井実 (2005) 1.2 里山林の生態学的価値「生態学からみた里やまの自然と保護」(石井実監修、(財) 日本自然保護協会編) 講談社. 7-8.
- 石井実 (2005) 2.1 生物の生息環境としての価値「生態学からみた里やまの自然と保護」(石井実監修、(財) 日本自然保護協会編) 講談社. 25.
- 大黒俊哉・湯本貴和・松田裕之・林直樹・大久保悟・大浦広斗・倉田直幸・中村慧・朱宮丈晴・永松敦 (2012) 3. 里山・里海の現状と変化の要因は何か? 「里山・里海-自然の恵みと人々の暮らし」(国際連合大学高等研究所、日本の里山・里海評価委員会編) 朝倉書店. 39、41.
- 大林理沙 (2014) 「里山地域に生育する希少植物種の種子生産と発芽の規定要因に関する研究」群馬大学社会情報学部卒業論文
- 嘉田良平 (2010) 第1部3章持続可能な里山再生の条件を考える「里山復権 能登からの発信」(中村浩二・嘉田良平編) 創森社. 59-60.
- 角野康郎 (2005) 1.4 水辺の生態学的価値「生態学からみた里やまの自然と保護」(石井実監修、(財) 日本自然保護協会編) 講談社. 19-22.
- 金尾滋史・前畑政善・沢田裕一 (2010) 第1部4章琵琶湖周辺の田んぼは「魚のゆりかご」 「里山復権 能登からの発信」(中村浩二・嘉田良平編) 創森社. 71.
- 草刈秀紀 (2010) 「知らなきヤバイ! 生物多様性の基礎知識」日刊工業新聞社. 3、17、35-36、39、57、73、110、135、137.
- 倉本宣・園田陽一 (2001) 3.1 里山における生物多様性の維持「里山の環境学」(武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史編) 東京大学出版会. 84-88.
- 齋藤治・柴田英昭・市川薫・中村俊彦・本田裕子・森本淳子 (2012) 2. 里山・里海と生態系サービス-概念的枠組み「里山・里海-自然の恵みと人々の暮らし」(国際連合大学高等研究所、日本の里山・里海評価委員会編) 朝倉書店. 13、21-22.

- 嶋方里佳 (2016) 「榛名山西部の里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究」 群馬大学社会情報学部卒業論文
- 高橋美絵 (2009) 「里山の植物多様性の形成メカニズムに関する環境科学的基礎研究」 群馬大学社会情報学部卒業論文
- 塚越みのり (2013) 「里地・里山地域における希少植物種の分布と繁殖の規定要因に関する生態学的基礎研究」 群馬大学社会情報学部卒業論文
- 中川重年 (2001) 4.1 里山保全の全国的パートナーシップ 「里山の環境学」 (武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編) 東京大学出版会. 135.
- 中村浩二・宇野文夫 (2010) 第1部1章里山の再生と復権 「里山復権 能登からの発信」 (中村浩二・嘉田良平編) 創森社. 25-27.
- 根元正之 (2010) 「身近な自然の保全生態学」 培風館. 8、49-50、52、57、61.
- 日比保史・千葉知世 (2010) 生物多様性 COP10 への期待 「生物多様性 COP10 へ」 ((財) 森林文化協会編) 朝日新聞出版. 26-28.
- 福島彩 (2015) 「里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究」 群馬大学社会情報学部卒業論文
- 星野義延 (2005) 3.4 里やま保全のとりくみ 「生態学からみた里やまの自然と保護」 (石井実監修、(財) 日本自然保護協会編) 講談社. 178.
- 本多清 (2010) 第1部5章生きものたちと育む農家の新経営戦略 「里山復権 能登からの発信」 (中村浩二・嘉田良平編) 創森社. 88.
- 松田裕之 (2002) 第1章野生生物を救う科学的思考とは何か? 「保全と復元の生物学」 (種生物学会編、矢原徹一・川窪伸光責任編集) 文一総合出版. 26.
- 松田裕之 (2002) 第2章絶滅リスクの評価手法と考え方 「保全と復元の生物学」 (種生物学会編、矢原徹一・川窪伸光責任編集) 文一総合出版. 45.
- 矢原徹一 (2002) 第3章植物レッドデータブックにおける絶滅リスク評価とその応用 「保全と復元の生物学」 (種生物学会編、矢原徹一・川窪伸光責任編集) 文一総合出版. 68.
- 矢原徹一 (2003) 「レッドデータプラント」 山と溪谷社. 168, 322.
- 山里純 (2017) 「群馬県内の里地・里山地域に生育する希少植物種の保全方法に関する生態学的研究」 群馬大学社会情報学部卒業論文
- 鷺谷いづみ (2006) 「地域と環境が蘇る 水田再生」 家の光協会. 10-11、20-21.

鷺谷いづみ・武内和彦・西田睦 (2005) 「生態系へのまなざし」東京大学出版会. 29、38-39、45、140、220-221.

鷺谷いづみ (2007) 第1章自然再生時代の生物多様性とモニタリング「自然再生のための生物多様性モニタリング」(鷺谷いづみ・鬼頭秀一編) 東京大学出版会. 4-8.

渡辺綱男 (2010) 生物多様性条約 COP10 と SATOYAMA イニシアティブ「生物多様性 COP10 へ」((財) 森林文化協会編) 朝日新聞出版. 37, 40-41.

外務省 HP

<http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/bio.html>

環境省 HP

<http://www.env.go.jp/nature/satoyama/top.html>

<http://www.env.go.jp/press/103881.html>

<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15758>

http://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/biodiv_crisis.html

生物多様性国家戦略 2012-2020

http://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/initiatives/files/2012-2020/01_honbun.pdf

群馬県 HP

<http://www.pref.gunma.jp/04/e2300266.html>

<https://www.pref.gunma.jp/04/e2300278.html>

WWF ジャパン HP

<https://www.wwf.or.jp/activities/wildlife/cat1014/cat1085/#01>

写真・表・図

写真1 西榛名地域における里山風景

写真2 西榛名に自生する希少種

上：

下：絶滅危惧種 A

写真 3 西榛名に自生する希少種

上：

下：絶滅危惧種 D



写真4 西榛名に自生する希少種

上：絶滅危惧種B

下：キバナアキギリ

写真 5

表・図

表1 野外調査の日程・調査内容・調査場所一覧

調査日(2017年)	調査場所	調査内容
4月25日	西榛名	希少植物種・絶滅危惧種の分布調査
5月18日	西榛名	分布調査・花柱採取
5月20日	北榛名	分布調査・花柱採取
6月9日	西榛名	希少植物種・絶滅危惧種の分布調査
7月6日	西榛名	種子採取
7月8日	北榛名	種子採取
9月29日	西榛名	希少植物種・絶滅危惧種の分布調査・種子採取
10月28日	西榛名	希少植物種・絶滅危惧種の種子採取

表2 絶滅危惧種 A 種子の冷蔵・冷凍保存期間一覧

地点(CN)	採取年度	4℃冷蔵保存期間	-80℃冷凍保存期間
ワシタニヒルズ	2012	1年	4年
第二ワシタニヒルズ	2012	1年	4年
夢の花園	2012	1年	4年
寺沢川右岸	2012	1年	4年
十二が原墓場	2012	1年	4年
ワシタニヒルズ	2015	-	2年
第二ワシタニヒルズ	2015	-	2年
夢の花園	2015	-	2年
寺沢川右岸	2015	-	2年
十二が原墓場	2015	-	2年
ワシタニヒルズ	2016	-	1年
第二ワシタニヒルズ	2016	-	1年
夢の花園	2016	-	1年
寺沢川右岸	2016	-	1年
十二が原墓場	2016	-	1年

表 3 発芽実験日程一覧

表 3 (続き) 発芽実験日程一覧

表 3 (続き) 発芽実験日程一覧
絶滅危惧種 A ジベレリン処理 (生存検定)

表 3 (続き) 発芽実験日程一覧
絶滅危惧種 A 冷湿処理

表 4 栽培実験日程一覧

表 5 西樺名地域において生育が確認された植物およびその生態学的特徴一覧

調査日は、4月25日、5月18日、5月20日、6月9日、9月29日、10月28日であった。

種名	学名	花期	生活型	分布地域	生息地	確認日	備考
ヒメツクシバ	<i>Microstegium vimineum</i>	9-10月	一年草	北海道・本州	湿地	2017/9/29	
ヒロハノハネガヤ	<i>Orthorhaphium coreanum</i> var. <i>kengii</i>	8-10月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
ヤブツグ	<i>Calamagrostis epigetos</i>	6-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、草地、湿地	2017/9/29	
フオミズ	<i>Pilea mongolica</i>	8-10月	一年草	北海道・本州・四国・九州	沢沿いの湿地	2017/9/29	
ウサコツカサ	<i>Boehmeria tricuspis</i> var. <i>unicuspis</i>	8-9月	多年草	日本各地	山野、土手	2017/9/29	
ムカゴイラクサ	<i>Laportea bulbifera</i>	8-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
トチハニシジム	<i>Parnax japonicus</i>	6-8月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、林内	2017/9/29	
オトギリシラ	<i>Hypericum erectum</i>	7-8月	多年草	日本各地	山野	2017/9/29	
オトコエシ	<i>Pectria villosa</i>	7-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野	2017/9/29	
フアラガヤ	<i>Scirpus wichurae</i>	9-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
ウシクダ	<i>Cyperus orthostachyus</i>	8-10月	一年草	日本各地	畦、河川敷	2017/9/29	
ヒメツグ	<i>Cyperus brevifolius</i>	7-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	道端、田畑	2017/9/29	
ツリハネニシジム	<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野、土手	2017/9/29	
ツクシバ	<i>Solidago virgaurea</i> var. <i>asiatica</i>	8-11月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
オグルマ	<i>Inula japonica</i>	7-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	湿地	2017/9/29	
ガンクビシラ	<i>Carpesium divaricatum</i>	8-10月	多年草	本州・四国・九州	林内	2017/9/29	
コナリチ	<i>Pteris hieracoides</i> var. <i>glabrescens</i>	5-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野	2017/9/29	
コマナ	<i>Aster gibrilli</i> var. <i>hondensis</i>	8-9月	多年草	北海道・本州・四国	低山	2017/9/29	
コマナモミ	<i>Stigeobochia glabrescens</i>	9-10月	一年草	北海道・本州・四国・九州	山野、道端	2017/9/29	
シラヤダキク	<i>Aster scaber</i>	8-10月	多年草	日本各地	山地	2017/9/29	
シロコメ	<i>Aster leucophyllus</i>	9-11月	多年草	本州・四国・九州	林内、林縁	2017/9/29	
セイヤカ、ウレシム	<i>Susutroea tanakae</i>	9-10月	多年草	本州(関東・中部・中国地方)	山地	2017/9/29	
ウツクギ	<i>Bidens tripartita</i>	8-10月	一年草	日本各地	湿地	2017/9/29	
ウカサナロウ	<i>Elipha prostrata</i>	8-9月	一年草	本州・四国・九州・関西諸島	水田の脇、湿地	2017/9/29	
ムムシロウ	<i>Serratula coronata</i> var. <i>insularis</i>	8-10月	多年草	本州から九州	山地の草原	2017/9/29	
ノコギリ	<i>Aster ageratoides</i> subsp. <i>ovatus</i>	9-11月	多年草	本州・四国・九州	草原、土手	2017/9/29	
ノノツサミ	<i>Cirsium oligophyllum</i>	9-10月	多年草	本州中部以北	山地	2017/9/29	
ノノキ	<i>Adenocaulon himalaicum</i>	7-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	林内、林縁	2017/9/29	
ヒヨドリバナ	<i>Eupatorium chinense</i>	8-10月	多年草	日本各地	山地の草原、山道沿い	2017/9/29	
メナモミ	<i>Stigeobochia pubescens</i>	9-10月	一年草	日本各地	山地	2017/9/29	
モミジガサ	<i>Occea delphinifolia</i>	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野、道端	2017/9/29	
ヤクシロウ	<i>Yauinga denticulata</i>	8-11月	越年草	日本各地	山野	2017/9/29	
ヤブタネムシガサ	<i>Cacalia yatabei</i>	7-9月	多年草	本州・四国	山地	2017/9/29	
コウカキク	<i>Kalmia pinatifida</i>	7-10月	多年草	本州・四国・九州	山野	2017/9/29	
カラマツソウ	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> var. <i>intermedium</i>	7-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
ササナシ、ヨウライ	<i>Cimicifuga simplex</i>	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	林内、林縁	2017/9/29	
セシムシロウ	<i>Oenothera paniculata</i>	8-9月	多年草	日本各地	野原、藪	2017/9/29	
ヤブオダマキ	<i>Aquilegia buergeriana</i>	6-8月	多年草	北海道・本州・四国・九州	白苔に育つ良い草原、草地	2017/9/29	
ヤブシヤクシバ	<i>Paeonia japonica</i>	4-6月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/5/18	

表 5 (続き) 西樺名地域において生育が確認された植物およびその生態学的特徴一覧

科名	種名	学名	花期	生活型	分布地域	生息地	確認日	備考
ウラボシ科	カタハネツツク	<i>Humulus lupulus</i> var. <i>cordifolius</i>	8-9月	多年草	北海道・本州中部以北	山地・林縁	2017/9/29	
マムシグサ科	マムシグサ	<i>Arisaema serotinum</i>	4-5月	多年草	日本各地	森	2017/9/29	
シソ科	サキタムシグサ	<i>Savia japonica</i>	8-11月	多年草	本州東北以南・四国・九州	道端、土手	2017/9/29	
シソ科	イヌトウリハ	<i>Chenopodium microthumum</i>	8-10月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
シソ科	キハナアキギ	<i>Savia nipponica</i>	8-10月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
シソ科	シラネセギキエウ	<i>Angelica polymorpha</i>	9-11月	多年草	北海道・本州・九州	沢沿い、林内	2017/9/29	
シソ科	チヂチウコウラユ	<i>Ethiopia ciliata</i>	9-10月	一年草	北海道・本州・九州	山道	2017/9/29	
シソ科	ヒメシソ	<i>Mosla diandra</i>	9-10月	一年草	北海道・本州・四国・九州	林縁、道端	2017/9/29	
シソ科	ヒメシソ	<i>Lycopus maackianus</i>	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	放棄水田、湿地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Angelica decursiva</i>	9-10月	多年草	本州・四国・九州	草原・林縁	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Chloranthus serotus</i>	5-6月	多年草	北海道・本州・四国・九州	雑木林	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Polygonum sieboldii</i>	7-9月	一年草	北海道・本州・四国・九州	草叢、荒れ地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Polygonum longisetum</i>	7-11月	一年草	日本各地	道端、土手、空き地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Polygonum caespitosum var. laxiflorum</i>	9-10月	一年草	日本各地	林内、道端	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Antennaria filiforme</i>	8-10月	多年草	日本各地	林縁、道端	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Persicaria thunbergii</i>	8-10月	一年草	日本各地	湿地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Anelloma keiskei</i>	9-10月	一年草	本州・四国・九州	池沼、湿地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Impatiens tectori</i>	7-9月	一年草	日本各地	湿地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Lycchnis miqueliana</i>	8-10月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Pythelosperrum japonicum</i>	9-10月	一年草	日本各地	草原	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Agrimonia pilosa</i>	8-10月	多年草	日本各地	林縁、藪	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Gaurn japonicum</i>	7-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、丘陵	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Potentilla cryptotaenata</i>	8-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野、草むら	2017/9/29	
セリ科	セリ科	<i>Sanguisorba officinalis</i>	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山野	2017/9/29	
ホトトギス科	ホトトギス	<i>Eriocaulon decanforum</i> var. <i>nipponicum</i>	8-9月	一年草	日本各地	湿地	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Vicia unijuga</i>	6-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	草原	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Desmodium acaesum</i>	8-10月	多年草	日本各地	山野、道端	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Ammannia coccinea</i>	8-10月	一年草	関東地方以西	水田、沼地	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Astilbe microphylla</i>	7-8月	多年草	本州・四国・九州	草原・林縁	2017/9/29	
マメ科	マメ科	ウハユリ	7-9月	多年草	日本各地	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	エンレイソウ	3-4月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	コハクモクソウ	7-8月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Hosta alba-margata</i>	7-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	湿地	2017/9/29	
マメ科	マメ科	チロユリ	4-5月	多年草	日本各地	山地	2017/10/28	
マメ科	マメ科	<i>Disporum smilacinum</i>	4-5月	多年草	北海道・本州・四国・九州	高地の林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	<i>Gagea japonica</i>	4-5月	多年草	本州・四国・九州	山地	2017/4/25	
マメ科	マメ科	<i>Veratrum maackii</i> Regel	7-9月	多年草	北海道・本州・四国・九州	湿気のある草原	2017/9/29	
マメ科	マメ科	ヤマユリ	8-10月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地	2017/9/29	
マメ科	マメ科	ヤマユリ	7月	多年草	本州	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	クモキリソウ	5-7月	多年草	北海道・本州・四国・九州	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	クモキリソウ	6-9月	多年草	日本各地	山地、林内	2017/9/29	
マメ科	マメ科	クモキリソウ	6-9月	多年草	日本各地	山地、林内	2017/9/29	

表 6 調査地域で確認した希少種および絶滅危惧種

個体数または株数を確認できたものは、その数を記載した。

表 7 発芽実験を行った植物種の冷湿処理期間中の発芽率一覧

表 8 発芽実験を行った植物種の最終発芽率一覧

表 8 (続き) 発芽実験を行った植物種の最終発芽率一覧

表 9 発芽実験における絶滅危惧種 A (生存検定：ジベレリン処理) の最終発芽率一覧

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	次亜塩素酸+トリソX消毒	温度区	最終発芽率(%)	標準偏差
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	50.7	15.0
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13℃	94.0	2.0
2012	夢の花園	1年	4年	5分間	25/13℃	90.0	3.5
2012	寺沢川右岸	1年	4年	5分間	25/13℃	69.3	5.0
2012	十二が原墓場	1年	4年	5分間	25/13℃	94.7	2.3
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	5分間	25/13℃	79.3	6.4
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	5分間	25/13℃	74.0	8.0
2015	夢の花園	-	2年	5分間	25/13℃	92.7	1.2
2015	寺沢川右岸	-	2年	5分間	25/13℃	71.3	7.0
2015	十二が原墓場	-	2年	5分間	25/13℃	80.0	10.4
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	5分間	25/13℃	74.7	18.0
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	5分間	25/13℃	74.0	10.0
2016	夢の花園	-	1年	5分間	25/13℃	94.7	4.2
2016	寺沢川右岸	-	1年	5分間	25/13℃	55.3	11.0
2016	十二が原墓場	-	1年	5分間	25/13℃	92.0	4.0

表 10 発芽実験における絶滅危惧種 A (冷湿処理) の最終発芽率一覧

種子採取年	採取地 (GN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	次亜塩素酸+トリトンX消毒	温度区	第1回冷湿処理後		第2回冷湿処理後	
						最終発芽率 (%)	標準偏差	最終発芽率 (%)	標準偏差
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13°C	6.0	2.0	8.67	1.15
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	5分間	25/13°C	21.3	7.6	32.00	9.17
2012	夢の花園	1年	4年	5分間	25/13°C	27.3	7.6	50.67	7.02
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	5分間	25/13°C	58.0	8.7	59.33	9.24
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	5分間	25/13°C	17.3	28.3	19.33	26.56
2015	夢の花園	-	2年	5分間	25/13°C	1.3	2.3	21.33	9.02
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	5分間	25/13°C	46.0	9.2	46.00	9.17
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	5分間	25/13°C	60.7	18.1	62.00	19.08
2016	夢の花園	-	1年	5分間	25/13°C	94.7	2.3	94.67	2.31

表 11 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した生存検定（表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2008	ワシタニヒルズ	5年	2年	5.33	3.06	嶋方
2011	ワシタニヒルズ	2年	2年	4.00	3.46	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	64.00	8.72	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	50.67	15.01	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	73.33	9.45	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	96.00	2.00	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	79.33	6.43	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	74.67	18.04	諏訪間

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4°C 冷蔵、-80°C 冷凍) の影響のまとめ 2. CN 第二ワシタニヒルズ

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13°C 培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地 (CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2008	第二ワシタニヒルズ	5年	2年	0.67	1.15	嶋方
2010	第二ワシタニヒルズ	3年	2年	6.00	2.00	嶋方
2011	第二ワシタニヒルズ	2年	2年	8.67	1.15	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	64.00	8.00	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	94.00	2.00	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	90.00	3.46	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	100.00	0.00	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	74.00	8.00	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	74.00	10.00	諏訪間

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4°C冷蔵、-80°C冷凍) の影響のまとめ 3. CN 新桜台

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13°C培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地 (CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2010	新桜台	3年	2年	3.33	3.06	嶋方
2011	新桜台	2年	2年	0.67	1.15	嶋方
2012	新桜台	1年	2年	67.33	4.16	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	70.00	10.00	山里
2013	新桜台	-	2年	49.33	3.06	嶋方
2014	新桜台	-	1年	30.00	6.93	嶋方
2014	新桜台	-	2年	35.33	8.33	山里

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 4. CN 夢の花園

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2008	夢の花園	5年	2年	0.00	0.00	嶋方
2010	夢の花園	3年	2年	10.67	3.06	嶋方
2011	夢の花園	2年	2年	5.33	1.15	嶋方
2012	夢の花園	1年	2年	74.00	13.11	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	90.00	3.46	山里
2012	夢の花園	1年	4年	90.00	3.46	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	50.00	2.00	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	45.33	7.02	山里
2014	夢の花園	-	1年	51.33	7.02	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	64.00	9.17	山里
2015	夢の花園	-	1年	98.00	2.00	山里
2015	夢の花園	-	2年	92.67	1.15	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	4.16	諏訪間

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4°C 冷蔵、-80°C 冷凍) の影響のまとめ 5. CN 長藤開拓

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13°C 培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地 (CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2011	長藤開拓	2年	2年	2.67	1.15	嶋方

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 6. CN 寺沢川右岸

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	69.33	5.03	櫻井
2013	寺沢川右岸	-	2年	68.00	5.29	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	46.00	15.87	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	12.00	2.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	92.00	8.72	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	71.33	7.02	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	55.33	11.02	櫻井

表 11 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の生存率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 7. CN 十二が原墓場

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (櫻井) に実施した生存検定 (表面洗浄+ジベレリン処理+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2012	十二が原墓場	1年	2年	80.67	10.07	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	90.00	7.21	山里
2012	十二が原墓場	1年	4年	94.67	2.31	櫻井
2013	十二が原墓場	-	2年	96.67	3.06	嶋方
2014	十二が原墓場	-	1年	38.67	10.07	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	20.00	8.72	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	95.33	3.06	山里
2015	十二が原墓場	-	2年	80.00	10.39	櫻井
2016	十二が原墓場	-	1年	92.00	4.00	櫻井

表 12 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	20.00	4.00	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	6.00	2.00	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	10.67	3.06	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	0.67	1.15	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	58.00	8.72	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	46.00	9.17	諏訪間

表 12（続き）異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 2. CN 第二ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	42.67	4.62	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	21.33	7.57	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	8.00	4.00	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	2.00	2.00	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	17.33	28.31	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	60.67	18.15	諏訪間

表 12（続き）異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 3. CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した冷湿処理 1 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	新桜台	1年	2年	0.67	1.15	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	12.67	2.31	山里
2013	新桜台	-	2年	0.00	0.00	嶋方
2014	新桜台	-	1年	14.67	1.15	嶋方
2014	新桜台	-	2年	12.67	3.06	山里

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 3. CN 夢の花園

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	夢の花園	1年	2年	12.7	1.2	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	38.67	6.11	山里
2012	夢の花園	1年	4年	27.33	7.57	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	14.67	5.77	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	6.00	4.00	山里
2014	夢の花園	-	1年	9.33	1.15	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	1.33	1.15	山里
2015	夢の花園	-	1年	4.00	0.00	山里
2015	夢の花園	-	2年	1.33	2.31	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	2.31	諏訪間

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 4. CN 寺沢川右岸

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (櫻井) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	70.0	5.3	櫻井
2013	寺沢川右岸	-	2年	10.67	11.55	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	1.33	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	0.00	0.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	0.00	0.00	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	2.0	2.0	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	36.7	32.5	櫻井

表 12 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 1 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 5. CN 十二が原墓場

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (櫻井) に実施した冷湿処理 1 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2012	十二が原墓場	1年	2年	5.33	2.31	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	22.00	4.00	山里
2012	十二ヶ原墓場	1年	4年	26.7	12.2	櫻井
2013	十二が原墓場	-	2年	25.33	11.02	嶋方
2014	十二が原墓場	-	1年	8.67	3.06	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	2.00	2.00	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	2.70	3.05	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	2年	10.0	3.5	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	1年	12.7	8.1	櫻井

表 13 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 1. CN ワシタニヒルズ

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した冷湿処理 2 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	ワシタニヒルズ	1年	2年	45.33	5.03	嶋方
2012	ワシタニヒルズ	1年	4年	8.67	1.15	諏訪間
2013	ワシタニヒルズ	-	2年	46.67	2.31	嶋方
2015	ワシタニヒルズ	-	1年	8.67	3.06	山里
2015	ワシタニヒルズ	-	2年	59.33	9.24	諏訪間
2016	ワシタニヒルズ	-	1年	46.00	9.17	諏訪間

表 13 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 2. CN 第二ワシタニヒルズ 2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	2年	43.30	4.10	嶋方
2012	第二ワシタニヒルズ	1年	4年	32.00	9.17	諏訪間
2013	第二ワシタニヒルズ	-	2年	26.00	2.00	嶋方
2015	第二ワシタニヒルズ	-	1年	4.67	3.06	山里
2015	第二ワシタニヒルズ	-	2年	19.33	26.56	諏訪間
2016	第二ワシタニヒルズ	-	1年	62.00	19.08	諏訪間

表 13（続き） 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法（4℃冷蔵、-80℃冷凍）の影響のまとめ 3. CN 新桜台

2015 年（嶋方 2016）、2016 年（山里 2017）および 2017 年（本研究）に実施した冷湿処理 2 回後（表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養）による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	新桜台	1年	2年	0.70	1.20	嶋方
2012	新桜台	1年	3年	19.33	1.15	山里
2013	新桜台	-	2年	0.00	0.00	嶋方
2014	新桜台	-	1年	18.00	5.29	嶋方
2014	新桜台	-	2年	16.00	5.29	山里

表 13 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 4. CN 夢の花園

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (本研究) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	夢の花園	1年	2年	13.3	2.3	嶋方
2012	夢の花園	1年	3年	46.67	7.57	山里
2012	夢の花園	1年	4年	50.67	7.02	諏訪間
2013	夢の花園	-	2年	28.67	8.08	嶋方
2013	夢の花園	-	3年	16.67	10.26	山里
2014	夢の花園	-	1年	17.33	5.77	嶋方
2014	夢の花園	-	2年	2.00	2.00	山里
2015	夢の花園	-	1年	22.67	4.16	山里
2015	夢の花園	-	2年	21.33	9.02	諏訪間
2016	夢の花園	-	1年	94.67	2.31	諏訪間

表 13 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 5. CN 寺沢川右岸

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (櫻井) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率 (%)	標準偏差	実験者
2012	寺沢川右岸	1年	4年	73.33	4.16	櫻井
2013	寺沢川右岸	-	2年	12.67	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	1年	1.33	1.15	嶋方
2014	寺沢川右岸	-	2年	1.33	2.31	山里
2015	寺沢川右岸	-	1年	2.67	4.62	山里
2015	寺沢川右岸	-	2年	5.33	1.15	櫻井
2016	寺沢川右岸	-	1年	38.67	32.15	櫻井

表 13 (続き) 異なる産地・産年の絶滅危惧種 A 種子の冷湿処理 2 回後の発芽率に対する異なる保存方法 (4℃冷蔵、-80℃冷凍) の影響のまとめ 6. CN 十二が原墓場

2015 年 (嶋方 2016)、2016 年 (山里 2017) および 2017 年 (櫻井) に実施した冷湿処理 2 回後 (表面洗浄+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養+4℃冷湿処理 2 ヶ月+25/13℃培養) による最終発芽率一覧。

種子採取年	採取地(CN)	冷蔵保存期間	冷凍保存期間	最終発芽率(%)	標準偏差	実験者
2012	十二が原墓場	1年	2年	6.70	4.60	嶋方
2012	十二ヶ原墓場	1年	3年	34.67	9.02	山里
2012	十二ヶ原墓場	1年	4年	42.00	8.72	櫻井
2013	十二が原墓場	-	2年	49.33	22.30	嶋方
2014	十二が原墓場	-	1年	19.33	9.24	嶋方
2014	十二ヶ原墓場	-	2年	2.67	2.31	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	1年	13.33	3.06	山里
2015	十二ヶ原墓場	-	2年	10.00	3.46	櫻井
2016	十二ヶ原墓場	-	1年	24.67	16.65	櫻井

表 14 栽培実験における各植物種の乾燥重量平均値・標準偏差一覧

なお、モミジガサについてはほとんどの個体が枯死し、栽培実験を行うことができなかった。

表 15 栽培実験における各植物種の生長解析の結果一覧

なお、モミジガサについてはほとんどの個体が枯死し、栽培実験を行うことができなかった。

図1 CNワシタニヒルズに生育する絶滅危惧種Aの花柱型別の開花株地図

2017年5月18日にポータブルGPSを用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。図中の記号は、長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

図2 CN 第二ワシタニヒルズに生育する絶滅危惧種 A の花柱型別の開花株地図

2017年5月18日にポータブルGPSを用いて開花株の位置を記録し、花柱型別に分類して表示した。長花柱花：pin（赤旗）、短花柱花：thrum（緑星）、等花柱花：homo（紫丸）を示す。

図3 西榛名地域に生育する絶滅危惧種Aの開花株直径(m)のヒストグラム
2017年5月18日に、CNワシタニヒルズ(左図)およびCN第二ワシタニヒルズ(右図)
において、開花株の直径を目視により測定した結果。

図4 西榛名地域に生育する 開花株の分布地図

2017年6月9日に、CNケヤキ林においてポータブルGPSを用いて開花株の位置を記録した。図中の記号（赤丸）は、 の開花株を確認した地点を示す。また、緑線は、設置したコドラートを示す。

図 5 西榛名地域に生育する 開花株の 1 株あたりの開花ラメット数のヒストグラム
2017 年 6 月 9 日に調査した結果。

図6 西榛名地域に生育する 開花株の1個体あたりの花数のヒストグラム
2017年4月25日に調査した結果

図7 西榛名地域に生育する 開花株の分布地図（その1）

2017年4月25日に、ポータブルGPSを用いて開花株の位置を記録した。図中の記号（黄丸）は、の開花個体を示す。

図 7 (続き) 西榛名地域に生育する 開花株の分布地図 (その 2)

図 7 (続き) 西榛名地域に生育する 開花株の分布地図 (その 3)

図8 冷湿処理を施した絶滅危惧種Bの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。

図 9 冷湿処理を施した絶滅危惧種 B の種子（左）と冷湿処理を施さなかった絶滅危惧種 B の種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。

図10 冷湿処理を施した絶滅危惧種Bの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

図 11 冷湿処理を施した絶滅危惧種 B の種子（左）と冷湿処理を施さなかった絶滅危惧種 B の種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。
冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

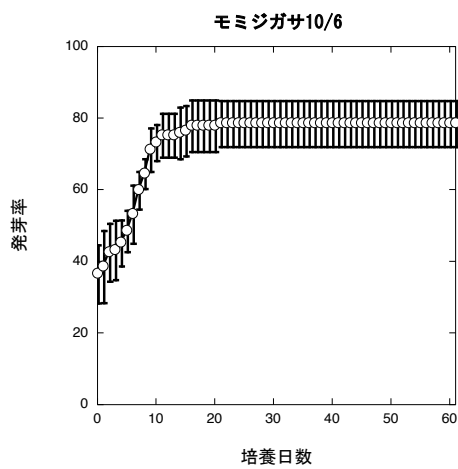
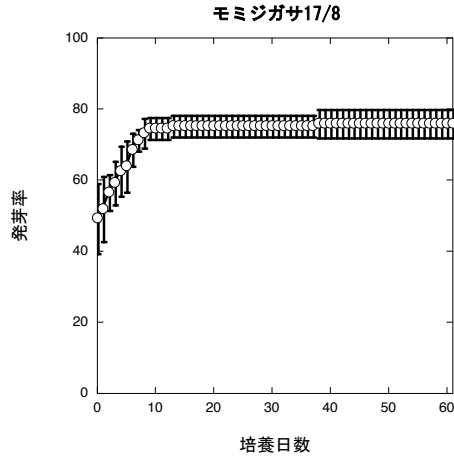
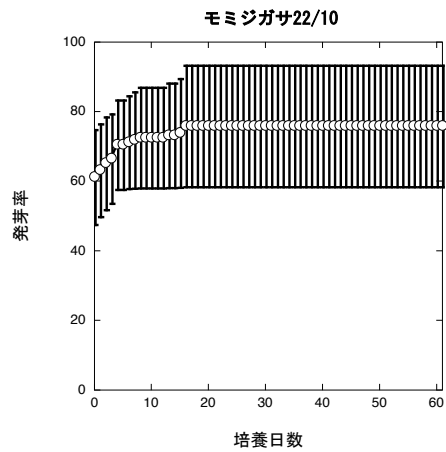
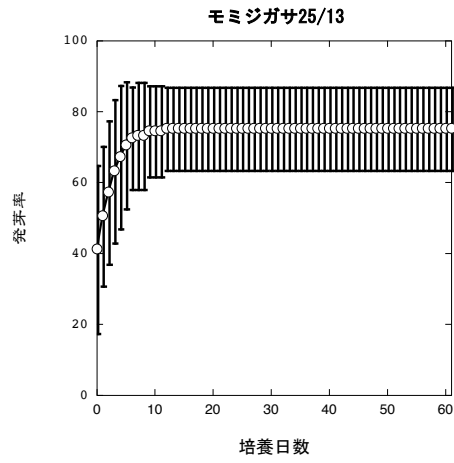
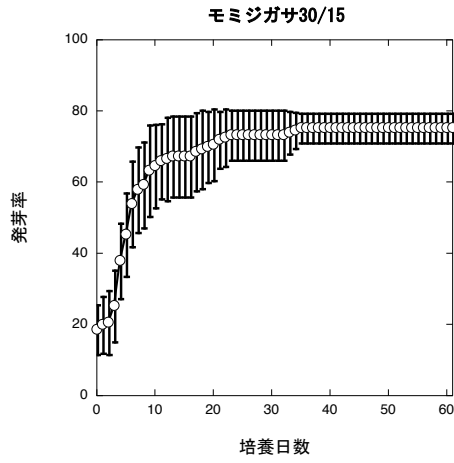


図 12 冷湿処理を施したモミジガサの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数0日目の発芽率はそれを明示したとなっている。

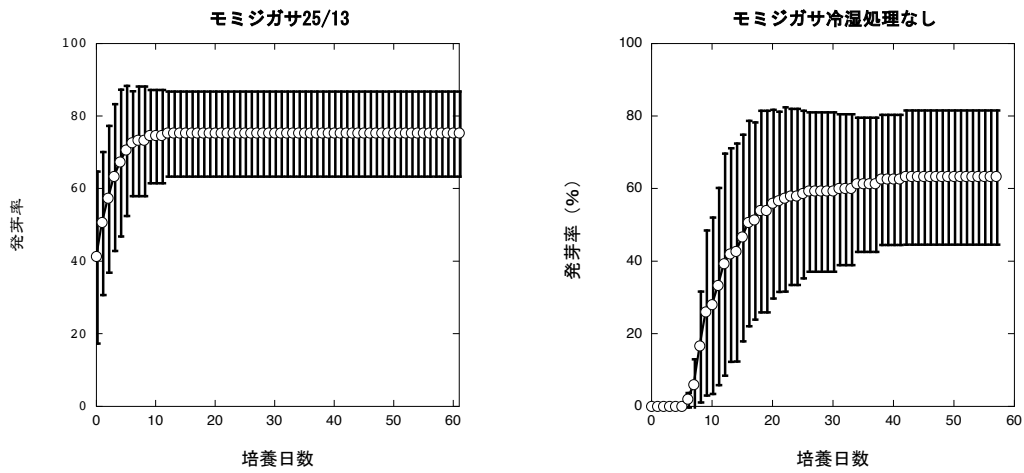


図 13 冷湿処理を施したモミジガサの種子（左）と冷湿処理を施さなかったモミジガサの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。

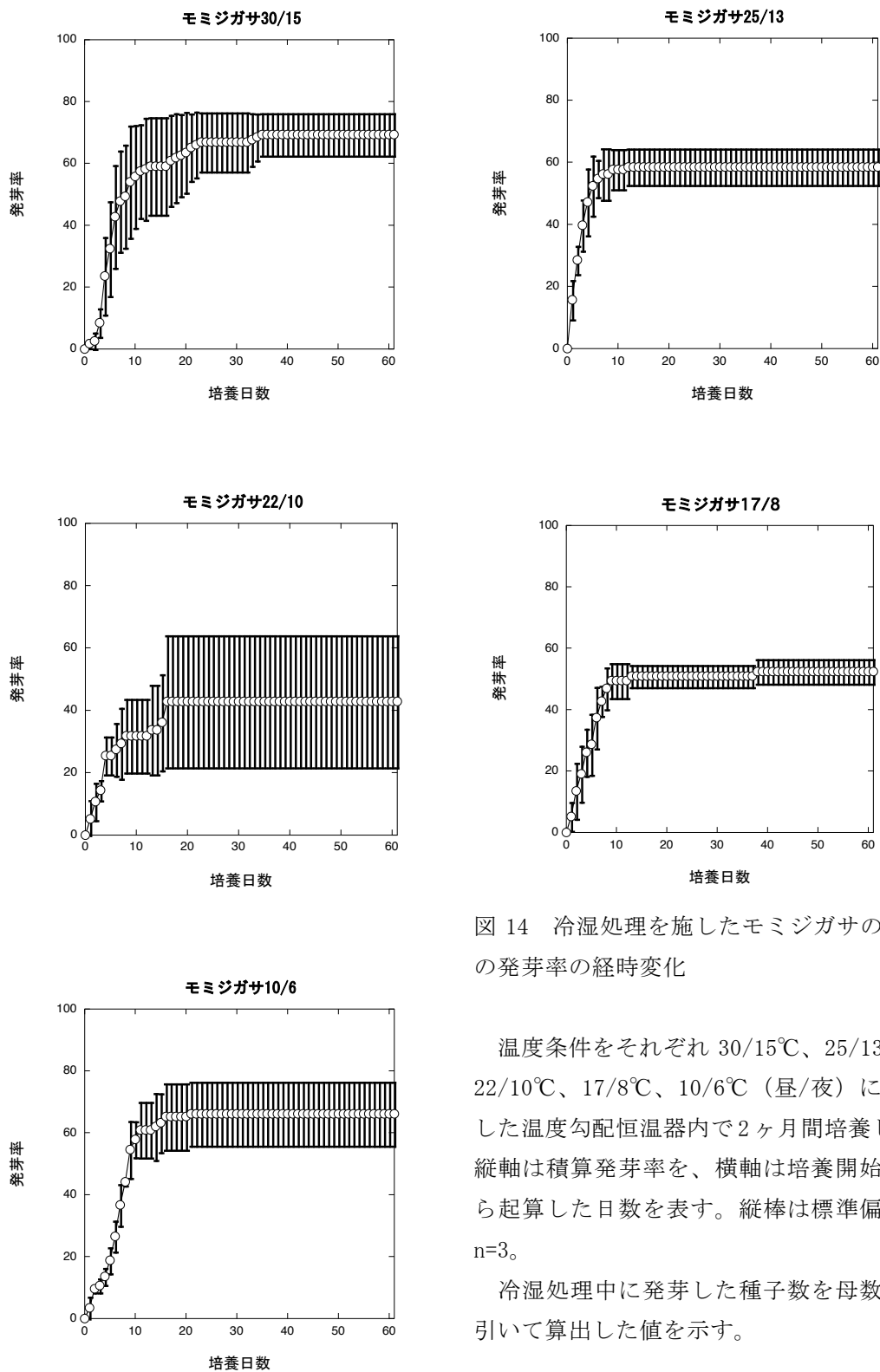


図 14 冷湿処理を施したモミジガサの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。 $n=3$ 。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

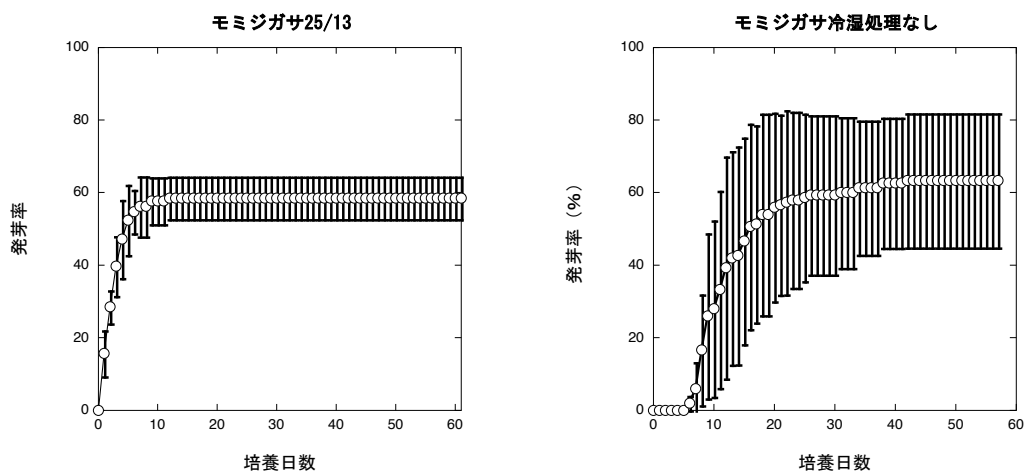


図 15 冷湿処理を施したモミジガサの種子（左）と冷湿処理を施さなかったモミジガサの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

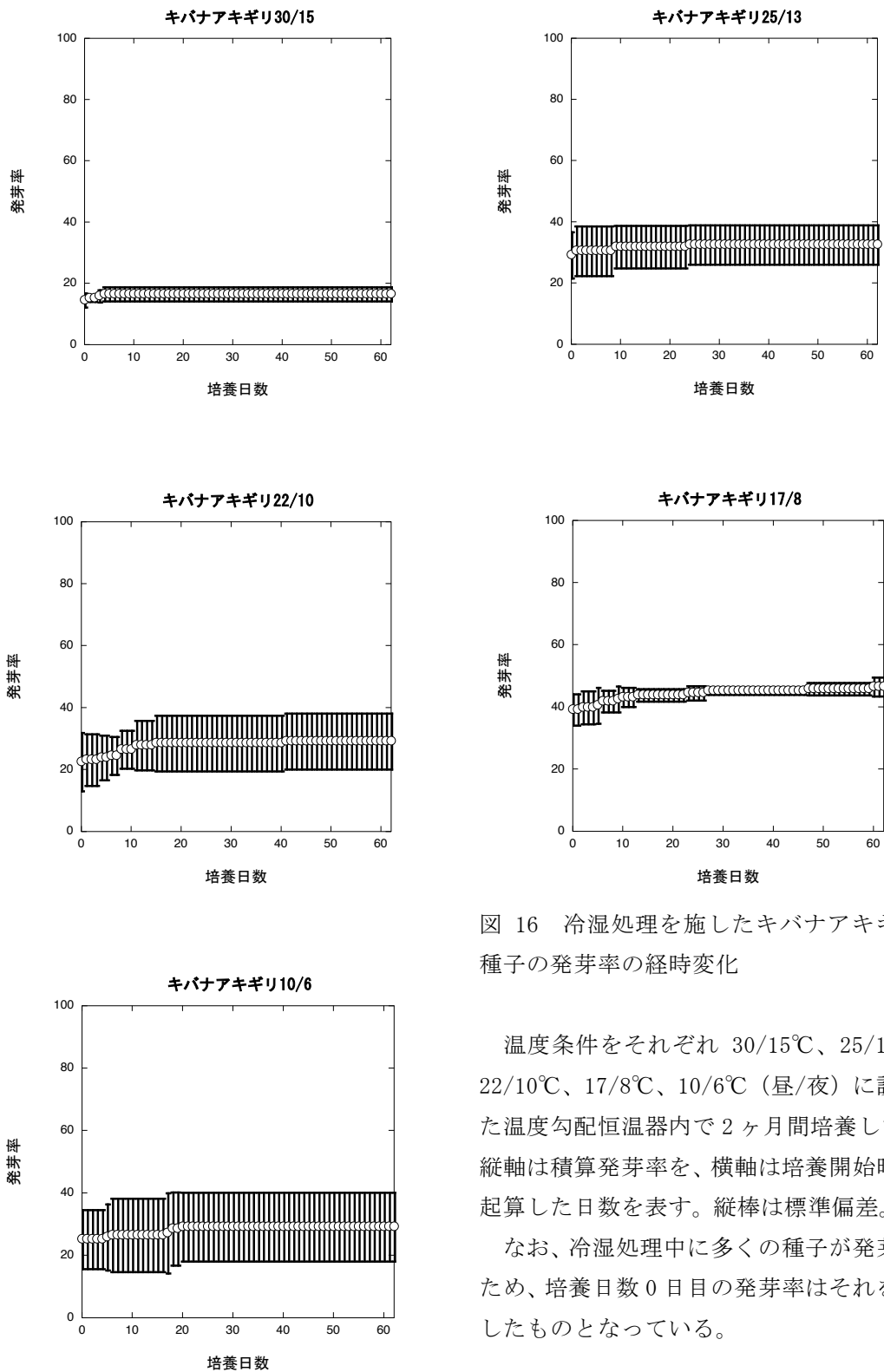


図 16 冷湿処理を施したキバナアキギリの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数0日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。

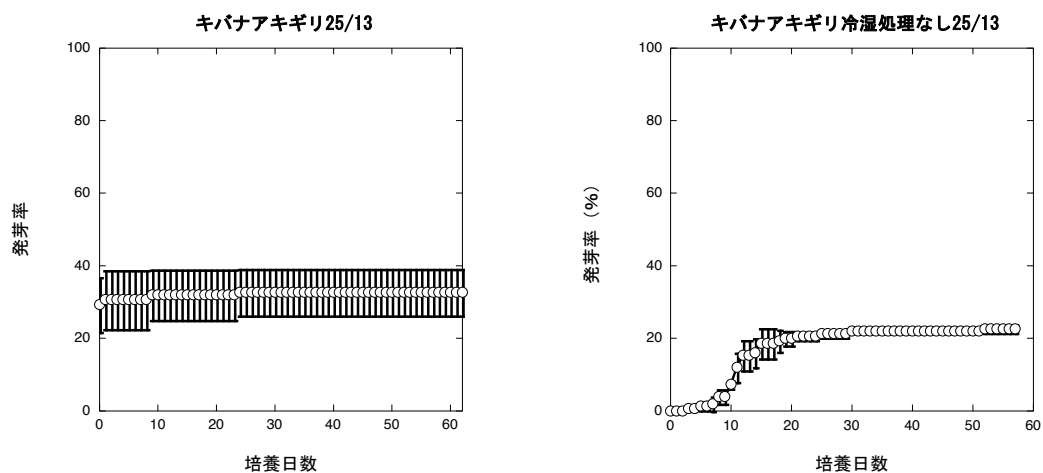


図 17 冷湿処理を施したキバナアキギリの種子（左）と冷湿処理を施さなかったキバナアキギリの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、冷湿処理中に多くの種子が発芽したため、培養日数 0 日目の発芽率はそれを明示したものとなっている。

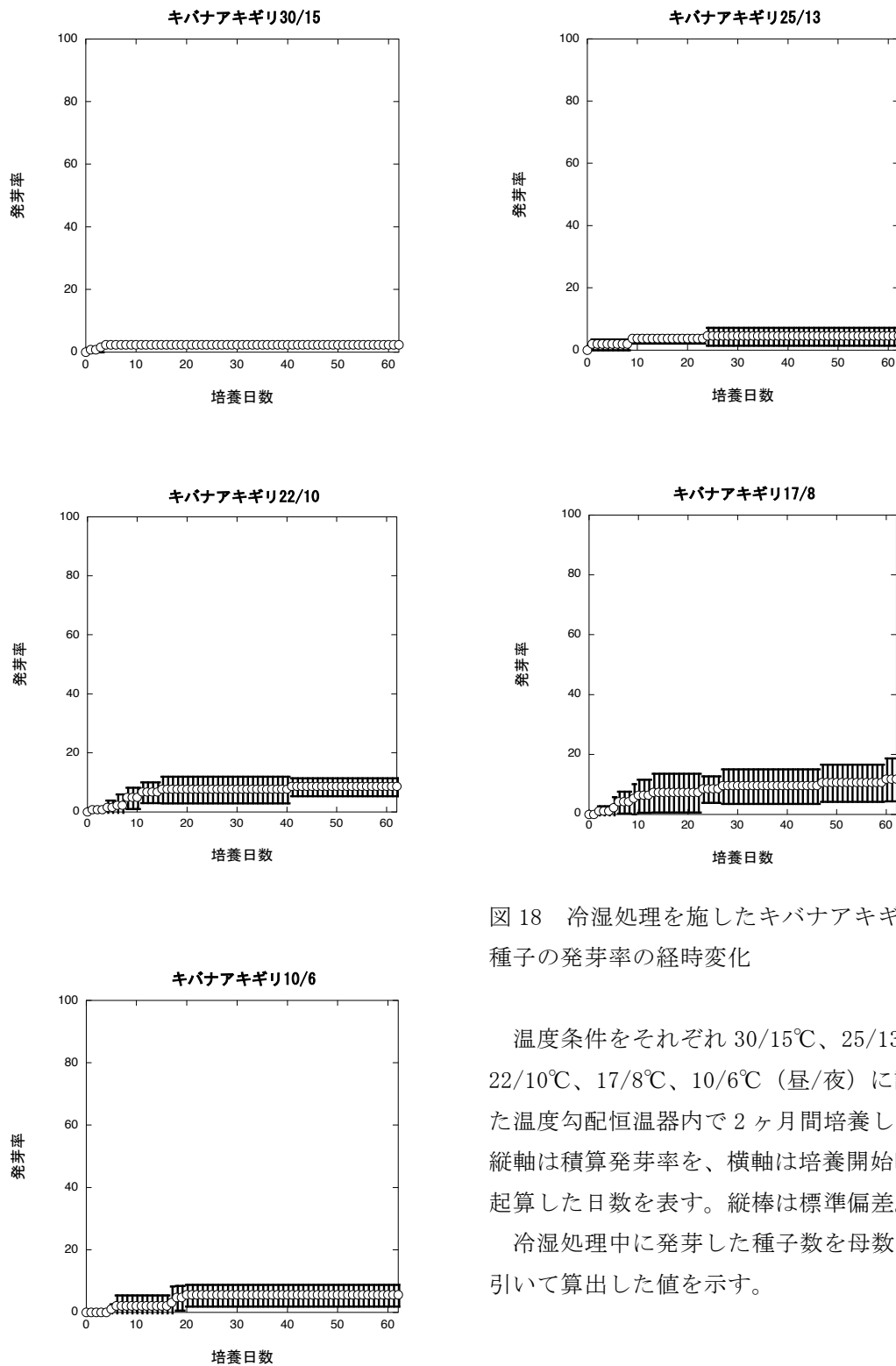


図 18 冷湿処理を施したキバナアキギリの種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

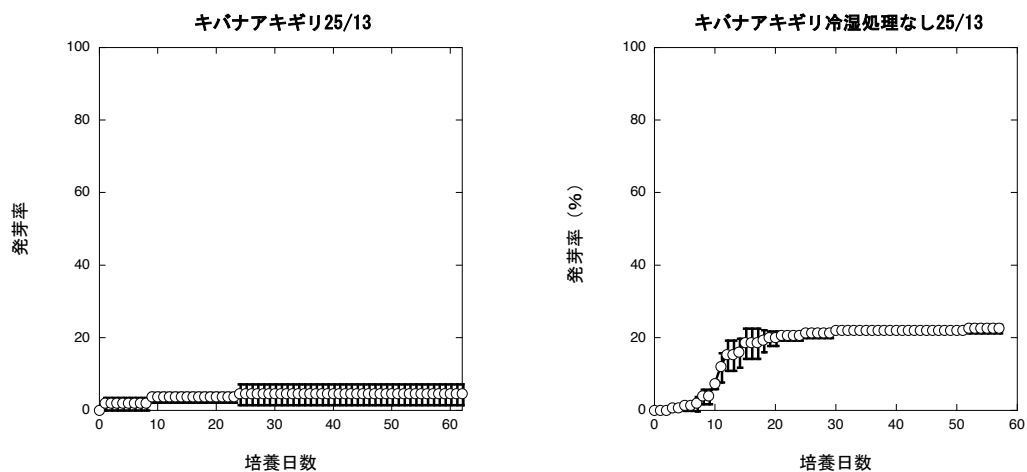


図 19 冷湿処理を施したキバナアキギリの種子（左）と冷湿処理を施さなかったキバナアキギリの種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

図 20 冷湿処理を施した絶滅危惧種 C の種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。
n=3。

図 21 冷湿処理を施した絶滅危惧種 C の種子（左）と冷湿処理を施さなかった絶滅危惧種 C の種子（右）の発芽率の経時変化

温度条件を 25/13°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

図 22 冷湿処理を施した絶滅危惧種 C の種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15°C、25/13°C、22/10°C、17/8°C、10/6°C（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

冷湿処理中に発芽した種子数を母数から引いて算出した値を示す。

図 23 2 度目の冷湿処理を施した絶滅危惧種 C の種子の発芽率の経時変化

温度条件をそれぞれ 30/15℃、25/13℃、22/10℃、17/8℃、10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

なお、培養日数 0 日目の発芽率は 1 回目の冷湿処理後の最終発芽率を明示したものとなっている。



図 24 温湿処理を施したのち、冷湿処理を施した絶滅危惧種 D の種子発芽率の経時変化

種子を 0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム(0.25%Cl)で 5 分間消毒し洗浄した後、温度条件を 25/13℃に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間温湿処理を施した。温湿処理終了後、温度条件を 10/6℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 1 ヶ月間培養した。さらにその後、4℃に設定した薬用保冷庫内で 1 ヶ月間培養し、この際に 1 回目の発芽観察を行った。

発芽が確認されなかった種子については、さらに 2 ヶ月間 4℃に設定した薬用保冷庫内で冷湿処理を施し、その後温度条件を 25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で 2 ヶ月間培養し、この際に 2 回目の発芽観察を行った。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

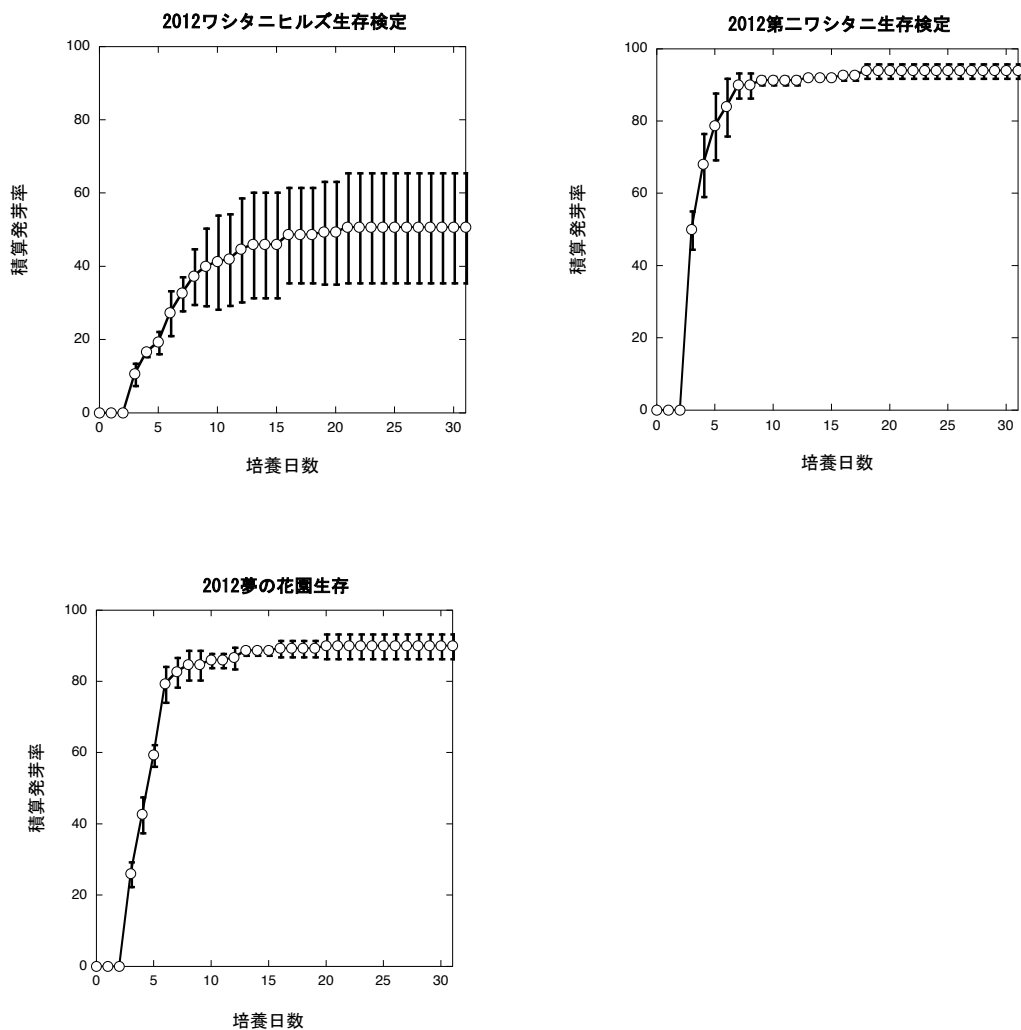


図 25 西榛名・北榛名で採取し、ジベレリン処理を施した絶滅危惧種 A の種子の発芽率の経時変化（生存検定）

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム(0.25%Cl)で5分間消毒し洗浄した種子を、ジベレリン処理（強制休眠解除処理）終了後、温度条件を25/13℃（昼/夜）に設定した温度勾配恒温器内で1ヶ月培養した。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

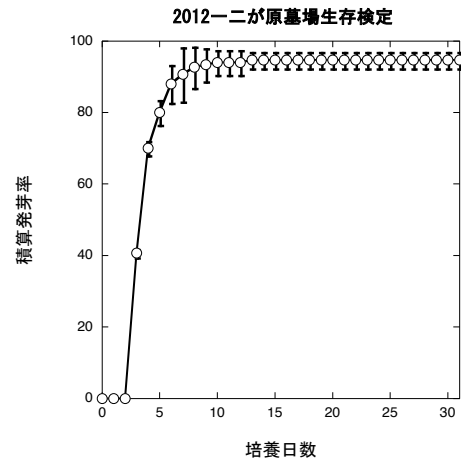
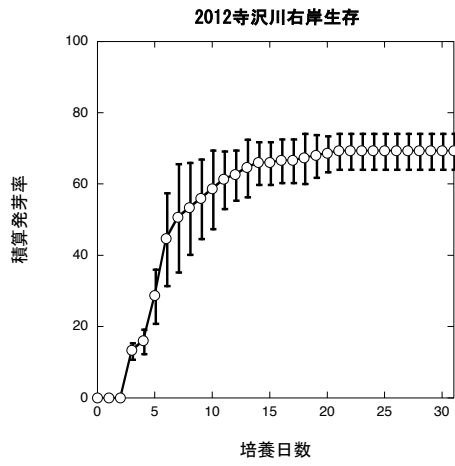


図 25 (続き : 2012 年産)

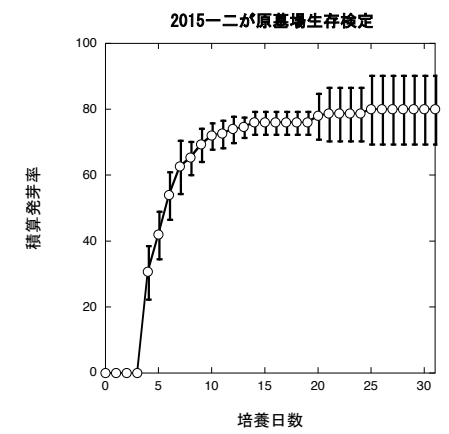
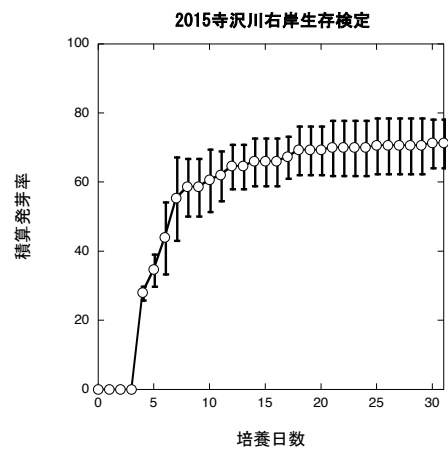
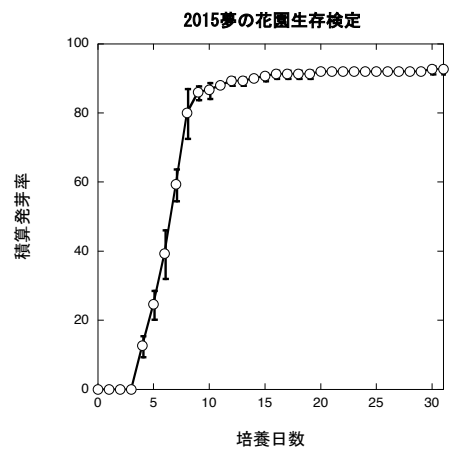
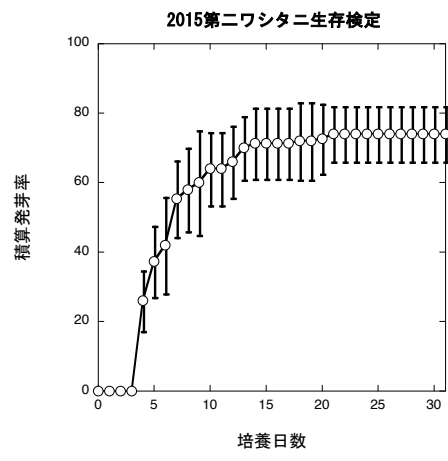
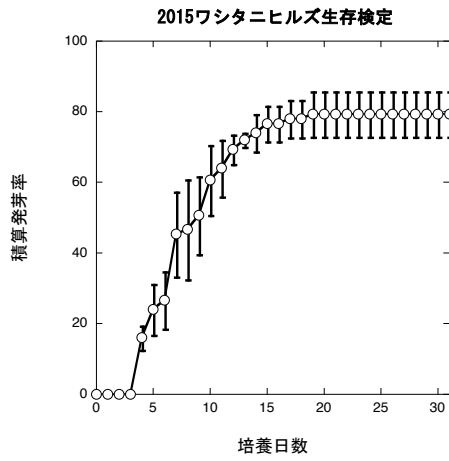


図 25 (続き: 2015 年産)

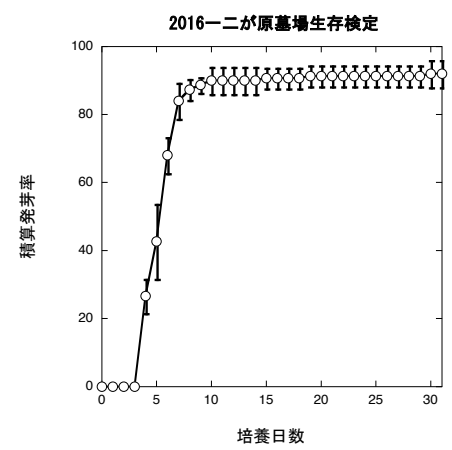
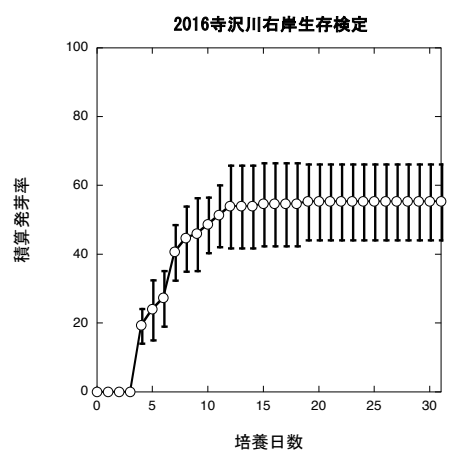
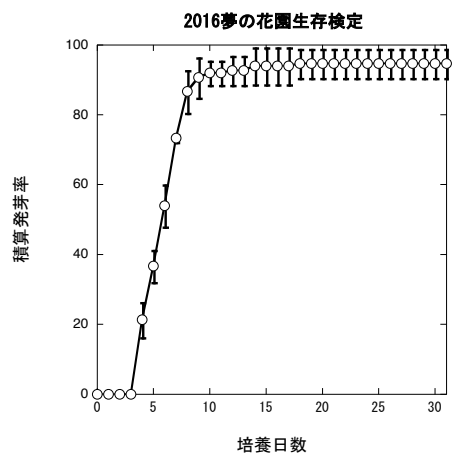
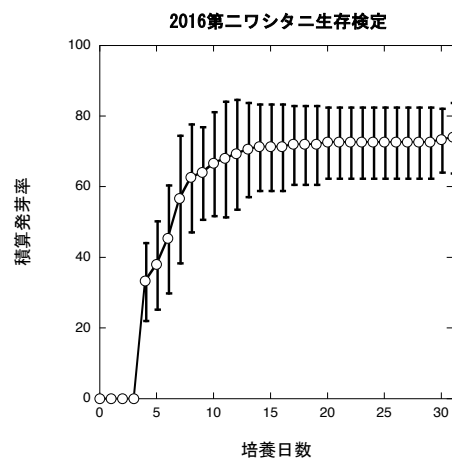
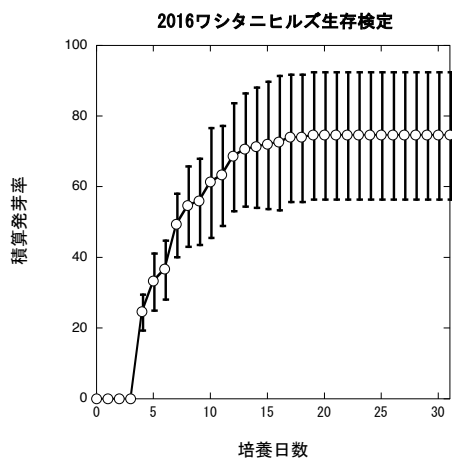


図 25 (続き : 2016 年産)

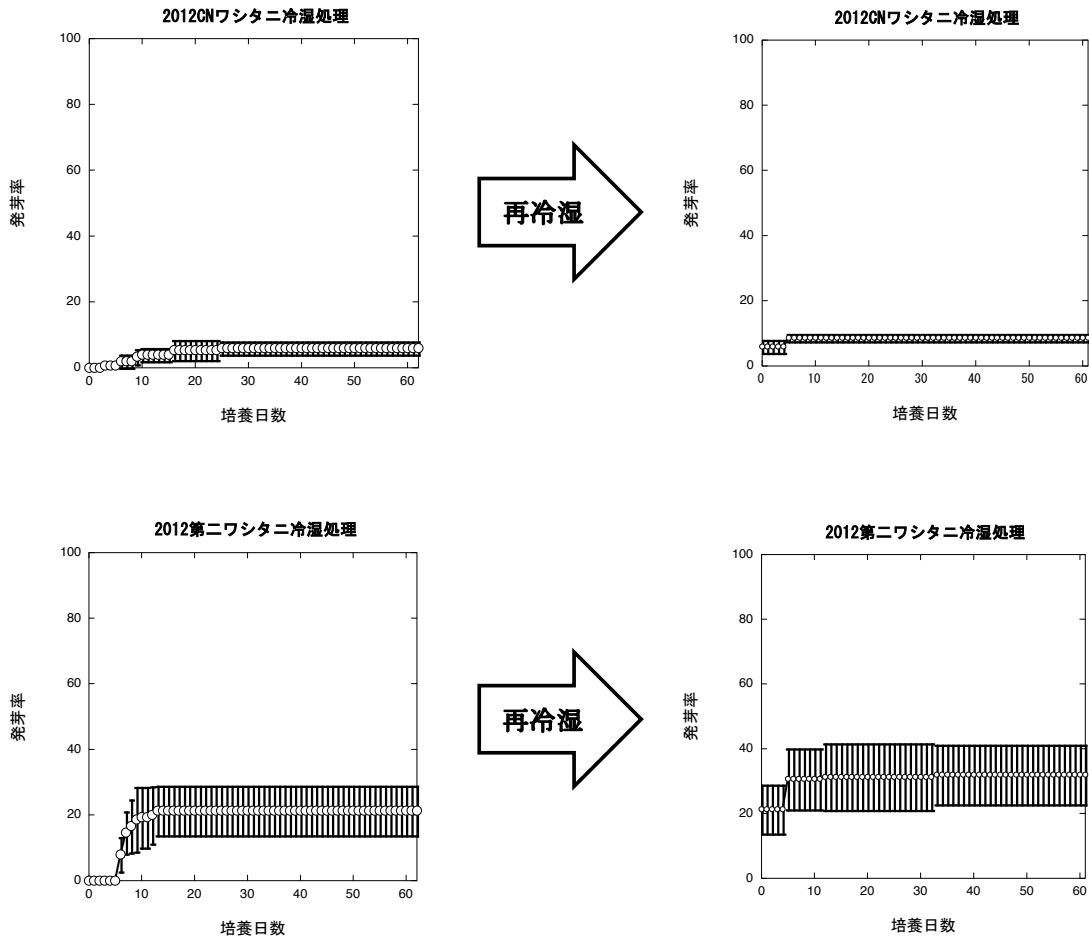


図 26 西榛名で採取し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子発芽率の経時変化

0.04%トリトン X-100 および次亜塩素酸ナトリウム(0.25%Cl)で5分間消毒し洗浄した種子を、4℃の冷蔵庫内で2ヶ月間冷湿処理を行った後に、温度条件を25/13℃(昼/夜)に設定した温度勾配恒温器内で2ヶ月間培養し、この際に1回目の発芽観察を行った。

その後発芽が確認されなかった種子については、さらに4℃の冷蔵庫内で再度2ヶ月間冷湿処理を実施した後、再び同じ条件下で2ヶ月間培養し、この際に2回目の発芽観察を行った。縦軸は積算発芽率を、横軸は培養開始時から起算した日数を表す。縦棒は標準偏差。n=3。

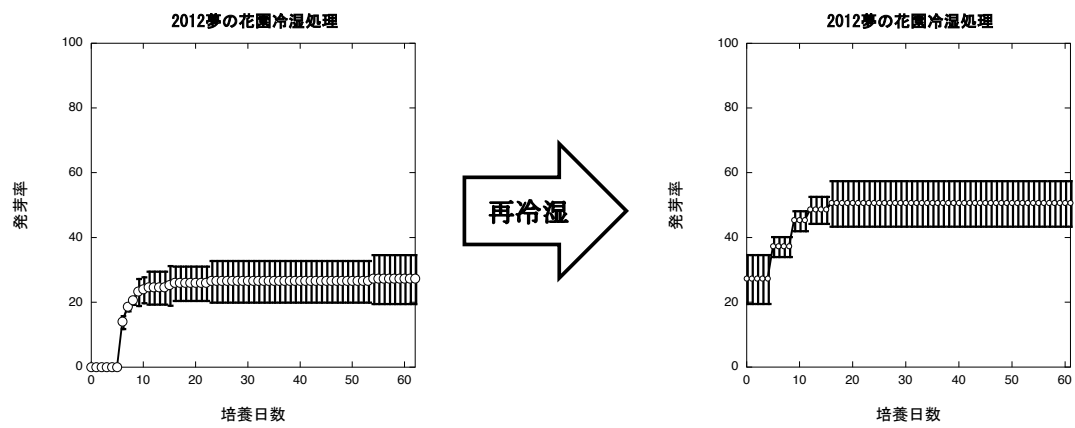


図 26 (続き) 西榛名で採取し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子発芽率の経時変化 (2012 年産)

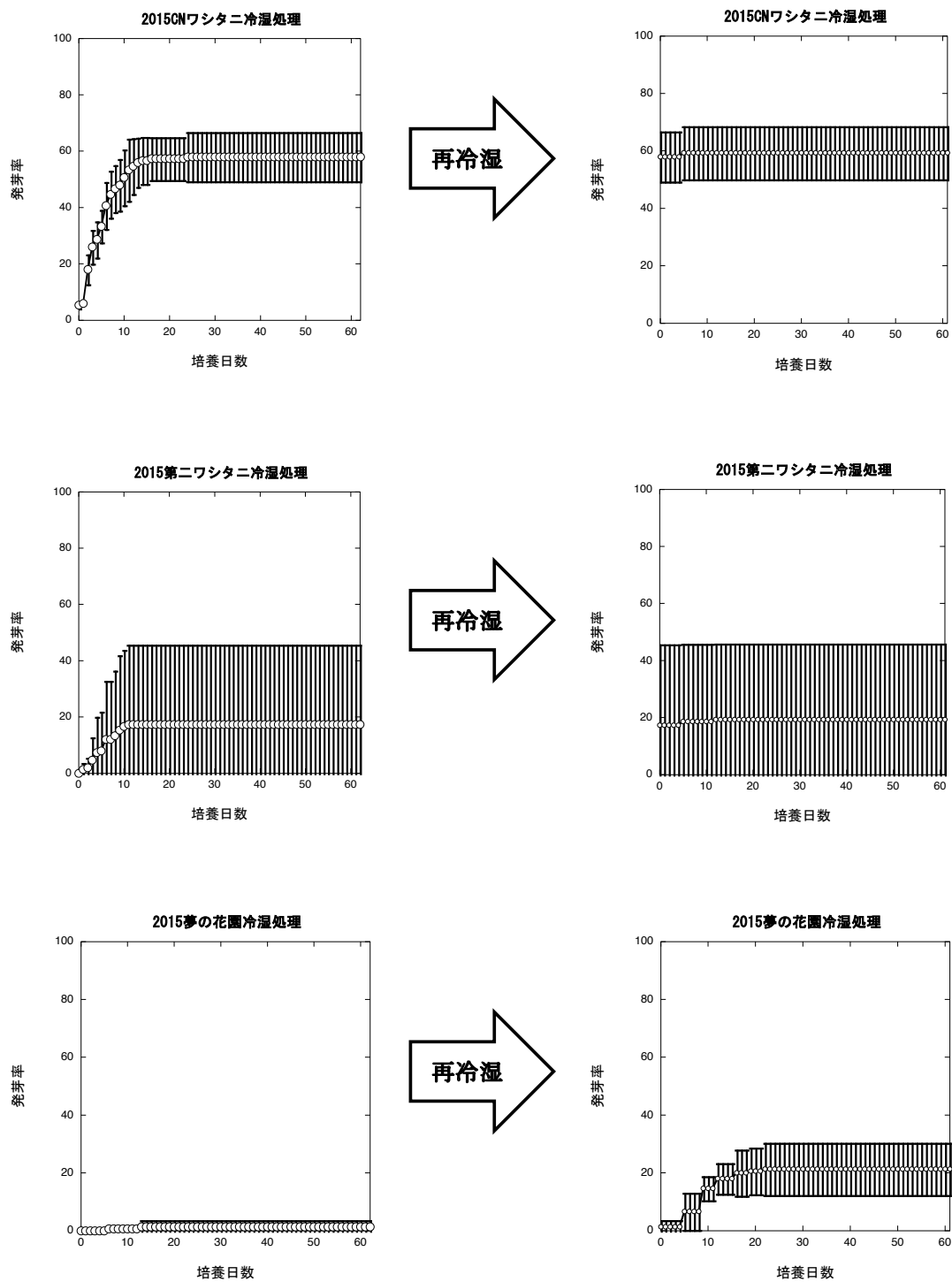


図 26 (続き) 西榛名で採取し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子発芽率の経時変化 (2015 年産)

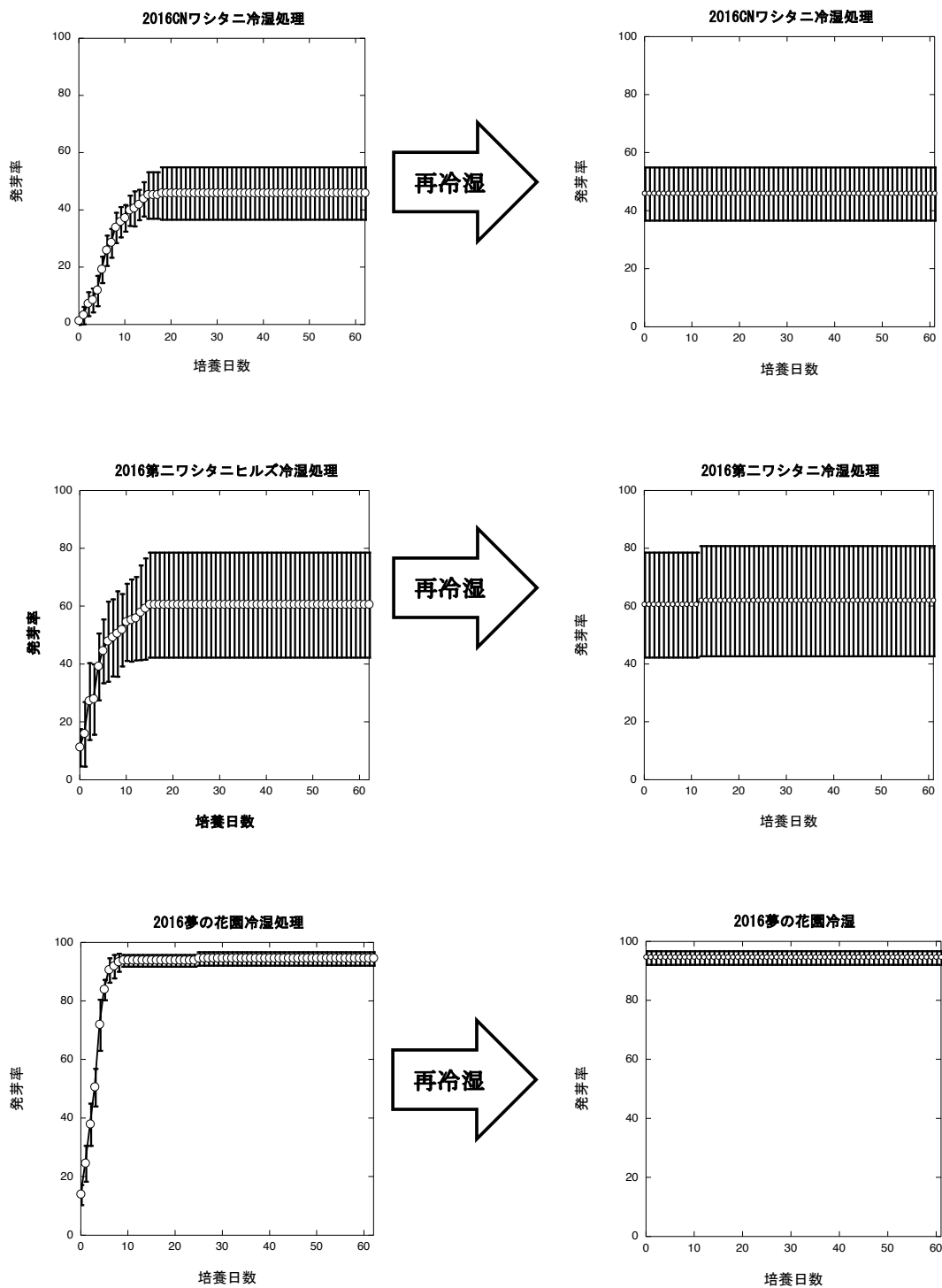


図 26 (続き) 西榛名で採取し、冷湿処理を施した絶滅危惧種 A の種子発芽率の経時変化 (2016 年産)

図 27 絶滅危惧種 A の花柱構成比 (2017 年)

2017 年 5 月 18 日および 20 日に、各地点で開花していた絶滅危惧種 A の花型を株ごとに一本ずつ採取して持ち帰り、 -80°C で冷凍保存した。後日ピンセットで花を開いて、顕微鏡と肉眼で内部の花柱を観察した。観察によって確認された花柱を、長花柱花 (pin)、短花柱花 (thrum)、等花柱花 (homo) の 3 つに区別して、比率を算出した。

図 28 絶滅危惧種 A の結実率（2017 年）

2017 年 7 月 6 日および 7 月 8 日に西榛名・北榛名各地点で採取した結実花茎を、一つ一つ肉眼で観察し、それぞれを正常結実、未熟、病失、食失、散布済みの 5 種類に分けて、地点ごとに比率を算出した。

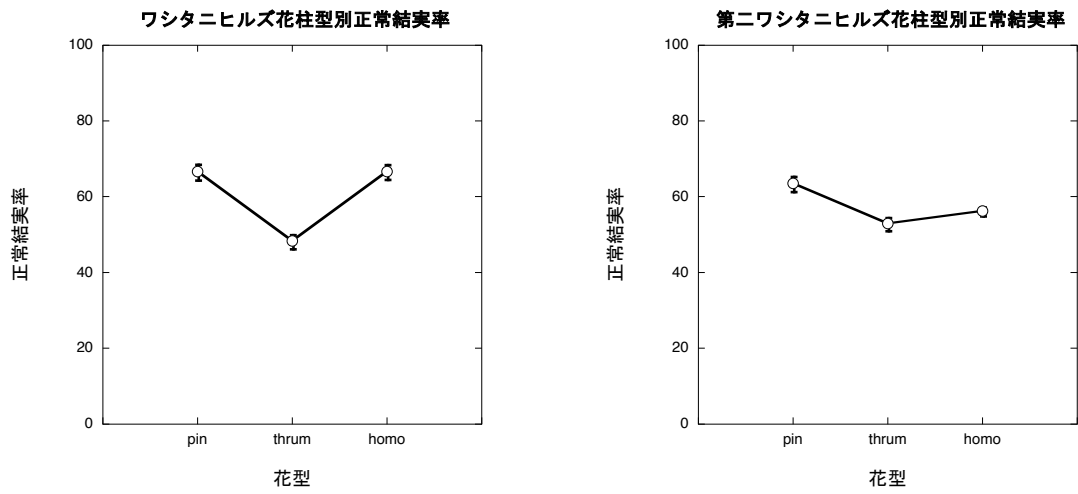


図 29 絶滅危惧種 A の花柱型ごとの正常結実率

2017年5月18日の調査において株番号を設定し、かつ7月6日に種子を採取した西榛名地域の2地点において、花柱型ごとに分けて、正常結実率を算出した。

図 30 絶滅危惧種 A の花型回収率

2017 年 5 月 18 日および 5 月 20 日の調査時に株番号を設定した地点において、7 月 6 日および 7 月 8 日の調査時にどれだけの株から花型を採取できたか、その割合を算出した。

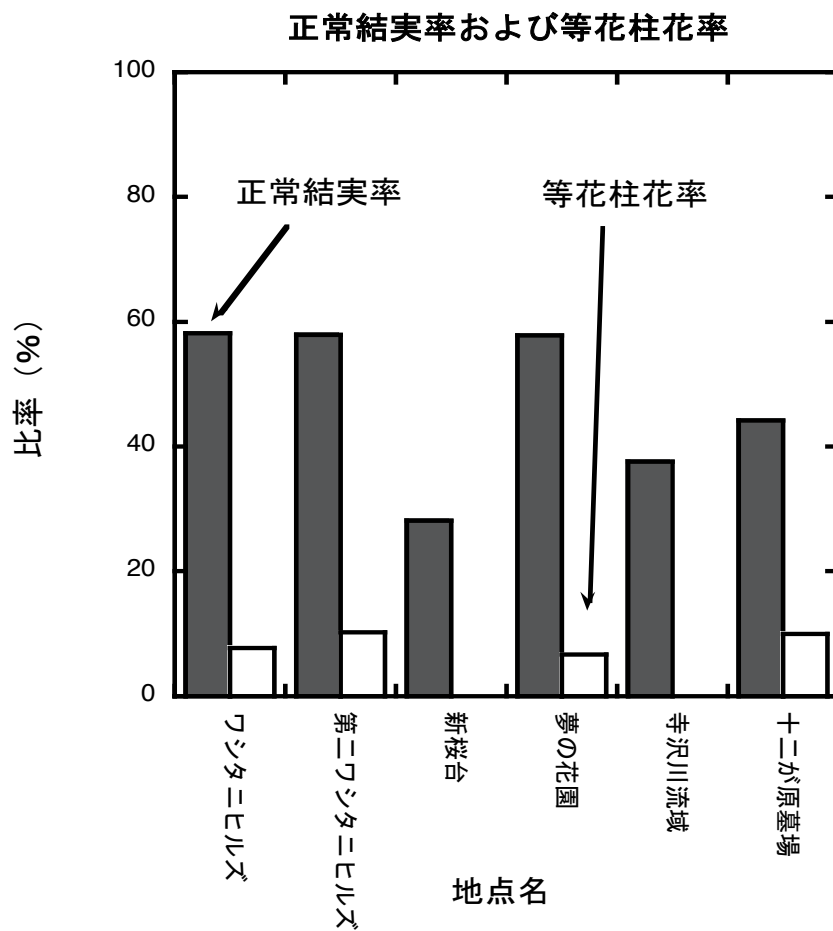


図 31 各地点における絶滅危惧種 A の正常結実率および等花柱花率

なお、CN 新桜台では花柱構成比について調査しておらず、CN 寺沢川流域における等花柱花率は 0.0%となっている。

図 32 西榛名地域の古地図および空中写真

上：西榛名地域古地図（1921 年大日本帝國陸軍作成、スタンフォード大学ウェブサイトで公開）

下：西榛名地域空中写真（1947 年米軍撮影）

図 32 (続き)

上：西榛名地域空中写真 (1962 年国土地理院撮影)

下：西榛名地域空中写真 (1971 年国土地理院撮影)

図 32 (続き)

上：西榛名地域空中写真（1978年国土地理院撮影）

下：西榛名地域空中写真（1985年国土地理院撮影）

図 32 (続き)

上：西榛名地域空中写真 (2001 年国土地理院撮影)

下：西榛名地域空中写真 (2006 年国土地理院撮影)

図 32 (続き)

西榛名地域空中写真 (2017 年現在の GoogleMap より引用)

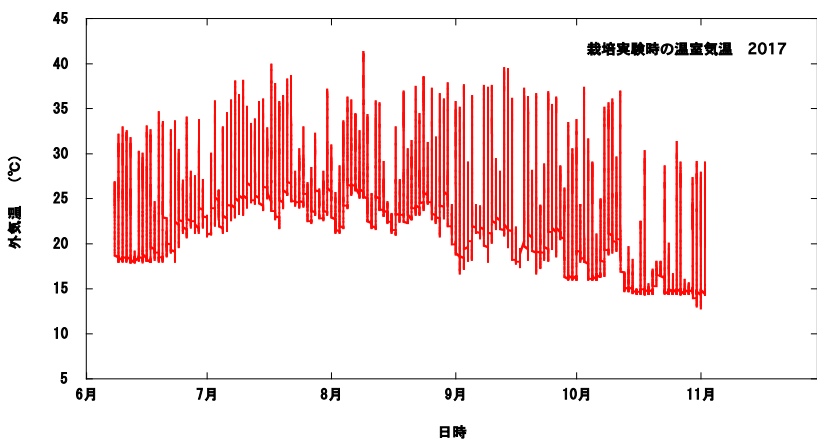
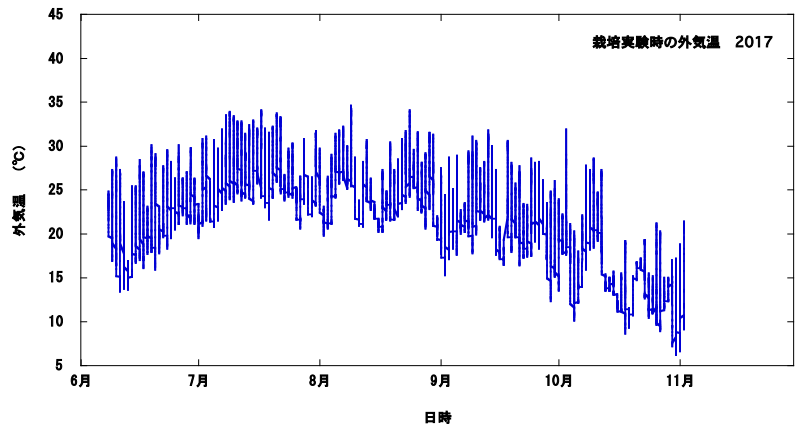


図 33 群馬大学荒牧キャンパス構内の栽培実験期間中の圃場および温室内の気温
 2017年6月から11月までの間、群馬大学荒牧キャンパス構内の圃場と温室内で気温を温度データロガー（TR52, T&D corporation）をそれぞれ高さ 1.5m 付近に設置し、30分おきに連続測定した。上図は圃場の気温、下図は温室内気温を示す。温室と圃場の平均温度差は 1.6°Cであった。

図 34 異なる相対光量子密度下で栽培した絶滅危惧種 B の生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内でポット植えにした苗を約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=10。

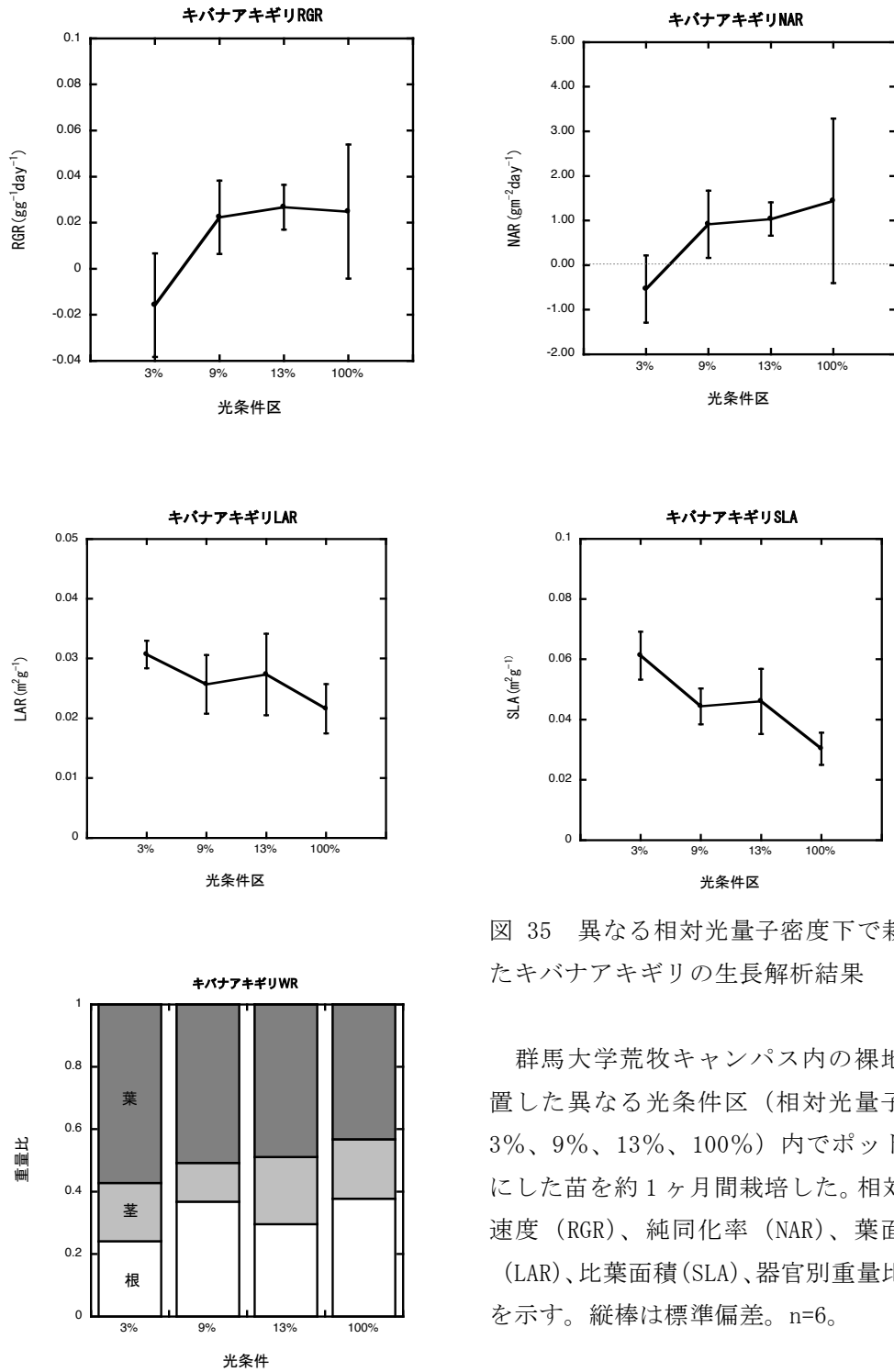


図 35 異なる相対光量子密度下で栽培したキバナアキギリの生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内でポット植えにした苗を約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=6。

図 36 異なる相対光量子密度下で栽培した絶滅危惧種 C の生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地に設置した異なる光条件区（相対光量子密度 3%、9%、13%、100%）内でポット植えにした苗を約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=3。

図 37 異なる温度条件下で栽培した絶滅
危惧種 B の生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地（相対光量子密度 100%）にコントロール区およびガラス温室に通風することで気温を約 1.6°C 上昇させた実験区（+1.6°C 区）を設置し、それぞれにポット植えにした苗を入れて約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=10。

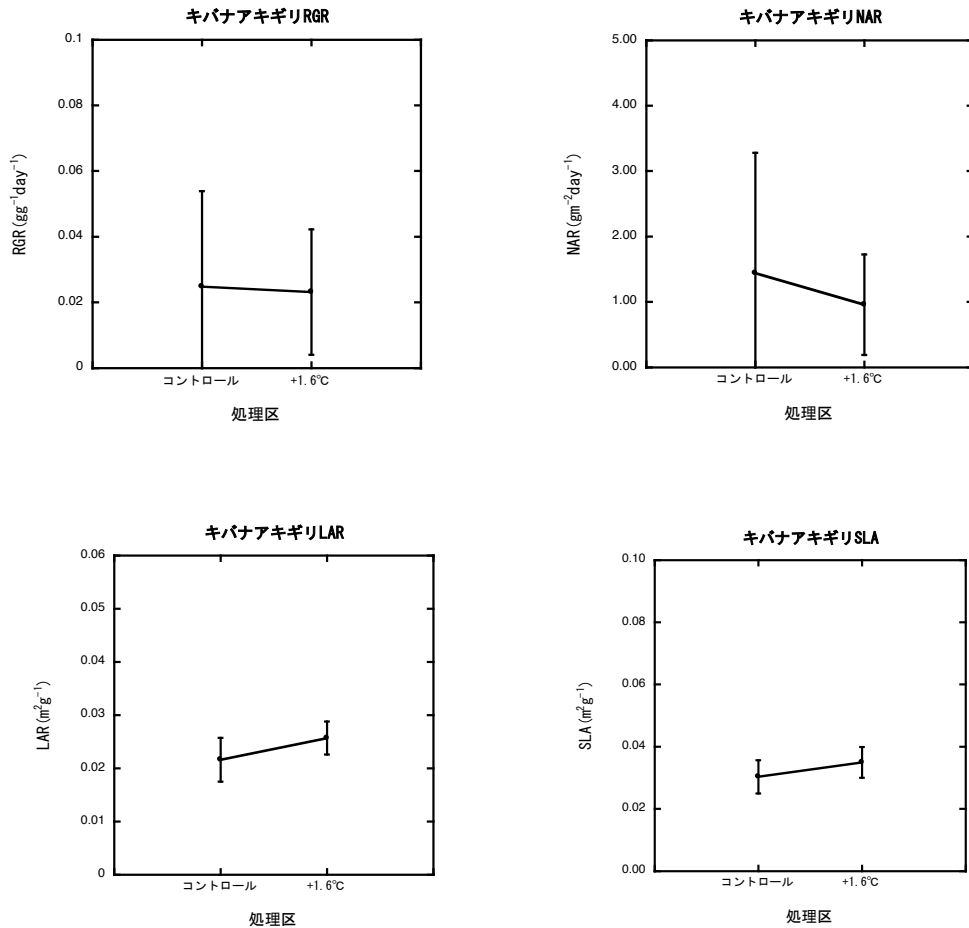
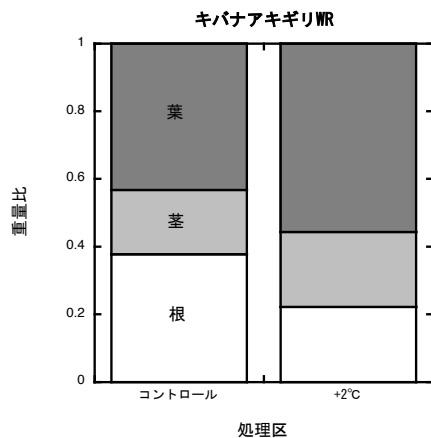


図 38 異なる温度条件下で栽培したキバナアキギリの生長解析結果



群馬大学荒牧キャンパス内の裸地（相対光量子密度 100%）にコントロール区およびガラス温室に通風することで気温を約 1.6°C 上昇させた実験区（+1.6°C 区）を設置し、それぞれにポット植えにした苗を入れて約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度（RGR）、純同化率（NAR）、葉面積比（LAR）、比葉面積（SLA）、器官別重量比（WR）を示す。縦棒は標準偏差。n=6。

図 39 異なる温度条件下で栽培した絶滅危惧種 C の生長解析結果

群馬大学荒牧キャンパス内の裸地（相対光量子密度 100%）にコントロール区およびガラス温室に通風することで気温を約 1.6°C 上昇させた実験区（+1.6°C 区）を設置し、それぞれにポット植えにした苗を入れて約 1 ヶ月間栽培した。相対生長速度 (RGR)、純同化率 (NAR)、葉面積比 (LAR)、比葉面積 (SLA)、器官別重量比 (WR) を示す。縦棒は標準偏差。n=3。