

信州大学審査学位論文

生物多様性の保全を目的とした冷温帯における
半自然草原群落及び希少チョウ類生息地の植生管理に関する研究

平成 29 年 3 月

新井 隆介

信州大学大学院 総合工学系研究科

山岳地域環境科学専攻

目次

第1章 序論	1
1.1 研究の背景	1
1.1.1 半自然草原の現状	1
1.1.2 半自然草原の生物多様性	2
1.2 半自然草原群落及び草原性動植物の保全のための植生管理	3
1.3 冷温帯における半自然草原群落及び草原性チョウ類の生息地，立地環境条件との関係性を考慮した植生管理	7
1.4 研究の目的と構成	11
第2章 半自然草原群落の現状及び過去との比較	16
2.1 はじめに	16
2.2 調査地及び調査方法	16
2.2.1 現在の群落の調査地	16
2.2.2 現在の群落の調査方法	17
2.2.3 過去の群落の調査方法	19
2.2.4 解析方法	19
2.3 結果	21
2.3.1 TWINSpan 解析による現在の群落の分類	22
2.3.2 現在と過去の群落の出現種	22
2.3.3 現在と過去の群落の種組成の比較	27
2.3.4 現在と過去の群落の管理条件	31
2.3.5 現在の群落の立地環境	31
2.3.6 現在の群落の遷移度及び多様度指数	34
2.3.5 現在の群落の生活型組成	37
2.4 考察	37
2.4.1 現在の半自然草原群落の特性	37
2.4.2 現在と過去のススキ群落	40
2.4.3 現在と過去のシバ群落	41
2.4.4 現在の群落の保全策	41
第3章 希少な草原性チョウ類の生息地保全に関する研究	44
3.1 はじめに	44
3.1.1 調査対象種のゴマシジミ	44
3.1.2 ゴマシジミの寄主アリの特異性	47
3.1.3 本研究の目的	47
3.2 調査地及び調査方法	49
3.2.1 調査地	49
3.2.2 実験設定	50
3.2.3 調査項目	53

3.2.4	解析方法	54
3.3	結果	55
3.3.1	群落の種組成	55
3.3.2	立地環境	57
3.3.3	群落の階層構造	59
3.3.4	生活型組成	59
3.3.5	食草と競合種ヨシの優占度	62
3.3.6	食草のシュート数と花穂数	62
3.3.7	実験処理区における継続調査	64
3.4	考察	66
3.4.1	各調査区の特徴	66
3.4.2	種間関係保全のための植生管理	69
3.4.3	希少な草原性チョウ類の生息地保全のための植生管理	72
第4章	総合考察	75
4.1	半自然草原群落の植生管理システムと希少な草原性チョウ類生息地の植生管理	75
4.2	生物多様性保全を目的とした半自然草原群落及び希少な草原性チョウ類生息地の植生管理	78
	謝辞	82
	引用文献	83

第 1 章 序論

1.1 研究の背景

1.1.1 半自然草原の現状

我が国の草原植生は自然環境下での成立要因と人為的な影響との関係により，自然草原及び半自然草原，人工草地の三つに区分される（前中 1993；大窪 1998；須賀ほか 2012）。自然草原は人為的な影響を全く受けず，高山や海岸風衝地など厳しい気候条件下のため木本植物が生育できない立地に成立する（前中 1993；大窪 1998；須賀ほか 2012）。一方，半自然草原は採草や放牧，火入れなどの人為的圧力下により成立し，地域の在来種が優占，構成する群落である（大窪 1998）。半自然草原は裸地から森林へ遷移する途中相に位置するため，湿潤温暖な気候である日本では，人為的な攪乱がなくなると，木本植物が成長し，森林化が進む（前中 1993；大窪 1998）。また，人工草地は耕起や播種など人為的な管理下で維持され，主に外来植物からなる芝生や牧草地などのことである（前中 1993；大窪 1998；須賀ほか 2012）。

半自然草原は牛馬の飼料やその敷料，水田の肥料の生産場所である採草地，屋根材や燃料材の生産場所であるカヤ場，牛馬の放牧地として利用された。しかしながら，1960年代以降，農業用機械や化学肥料の普及，軍馬需要の喪失などのため，急速にその価値が消失し，植林や管理放棄による植生遷移，草地開発によって，面積が減少，縮小し，群落自体が変化した（我が国における保護上重要な植物種および植物群落研究委員会植物群落分科会編 1996；大窪 1998；西脇 2006）。

環境省の自然環境保全基礎調査における 1990年代後半の植生自然度区分の結果では，半自然草原（二次草原）の面積は 13,159 km² で，国土面積に対する割合は 3.6%であった（環境庁・アジア航測

1999)。さらに、別途の統計資料では、国土に占める草原面積（森林以外の草生地）の割合は、2005年には約1%（約39万ha）（農林水産省大臣官房統計部編 2008）とされるが、これは河川敷などが含まれないため、前述したデータよりも数値としては小さくなる。

一方、個々の規模面積は小さいが、比較的近年まで維持されてきた半自然草原としては水田や畑地などの法面に成立する畦畔草地が挙げられる。しかしながら、水田の畦畔群落においても圃場整備や耕作放棄により種組成が変化し、種多様性の低下が問題となっている（大窪・前中 1995；山口ほか 1998；須賀ほか 2012）。その他、茶草場（楠本 2014）や、非農業活動により維持されてきた半自然草原には、河川管理のための堤防草地（浅見ほか 1998）やスキー場のゲレンデに成立する草原植生（澤田 2012）などが挙げられる。

1.1.2 半自然草原の生物多様性

半自然草原は草原性の動植物種のハビタットとして非常に重要である。例えば草原性植物には、満鮮要素（小泉 1931）と呼ばれる中国東北部の温帯草原を起源とする多年生草本の種群があり、九州北部から中部地方に生育している（村田 1988）。これらは氷期の際に大陸から日本列島に分布を拡大したが、後氷期には分布が縮小し、一部が半自然草原などに生残した大陸系遺存植物と考えられる（村田 1988；大窪 1998；須賀ほか 2012）。また半自然草原は草原性チョウ類にとっての生息地以外にも、幼虫の食草や成虫の餌となる吸蜜植物などの餌資源供給の場、さらに共生・寄生関係にあるアリ類などとの生物間相互作用を維持する上でも重要である（大窪 1998）。半自然草原を主な生息地とする草原性の動物種群としては、他の昆虫類では例えば糞虫類（井村 2010；村田ほか 2011）などがあり、哺乳類（塚田 2010）や鳥類（時・井村 2004）などを含める多くの分類群が存在する。

しかしながら現在、多くの草原性の動植物種はレッドデータブッ

クに掲載され、絶滅の危機に瀕していることが問題になっている。藤井（1999）は、絶滅危惧植物とその生育環境を解析した結果、水湿地環境とならんで、草地環境において種の絶滅危険性が高いことを、さらに、兼子ほか（2009）や高橋ほか（2009）では、草原の残存面積は小さいが、面積当たりの絶滅危惧植物の種数が多いことを示している。地域の生物多様性を確保する上で半自然草原の保全は多くの絶滅危惧種の保全とともに、生育環境の多様性確保の面からも重要である（兼子ほか 2009; 高橋ほか 2009）。また、井村・時（2004）は、環境省レッドリストに掲載されたチョウ類は有意に草原性の種の割合が多いことを示している。

以上のことから、半自然草原は絶滅が危惧される草原性の動植物種のハビタットであり、またそれらは相互の種間関係を有し、種レベル及び群集（群落）レベル、さらには独自の非生物的環境との関係性を含めた生態系レベルで、我が国の生物多様性を保全する上で極めて重要な生態系の核である。

1.2 半自然草原群落及び草原性動植物の保全のための植生管理

二次的植生である半自然草原群落の保全には、刈取りや放牧など人為的な植生管理の継続が重要である。半自然草原群落の植生管理は、火入れや刈取り、放牧などの方法によって植生への反応が異なるため、各々の特徴が検討されている（大窪 2001; 高橋 2010）。例えば、大窪（2001）において刈取りは火入れや放牧と比べて、作業の安全性や衛生面で優れており、最も一般的な管理方法であるとしている。一方、高橋（2010）は火入れが最も粗放的で最も効果な植生管理技術であるとしている。

本研究で対象とした冷温帯は、ブナ *Fagus crenata* Blume やミズナラ *Quercus crispula* Blume を代表とする落葉広葉樹林が水平植生帯として成立する気候帯で、主に中部地方から東北、北海道南部にまたがる地域である（福嶋 2005）。大窪（1998）は、先行研究

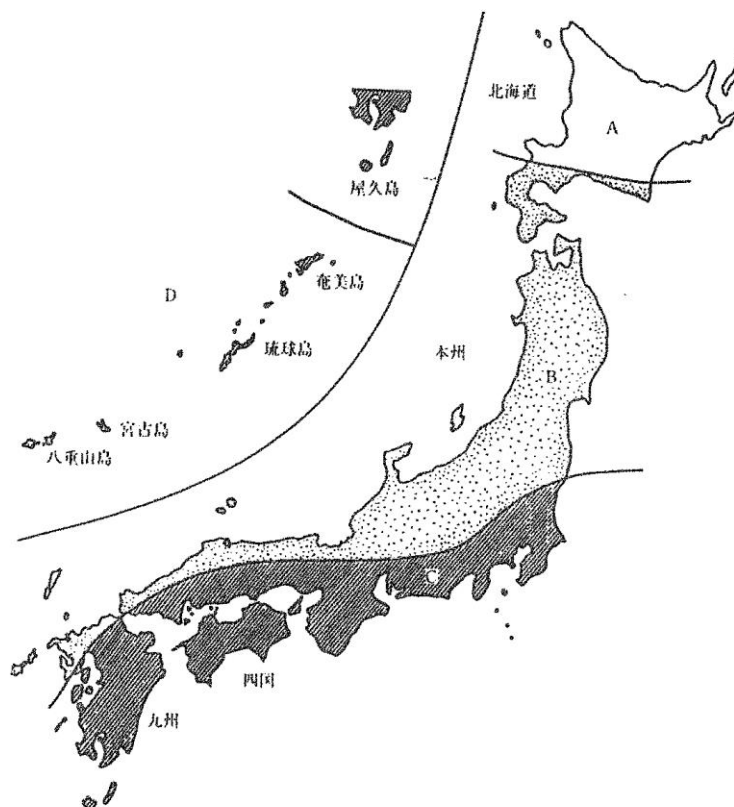


図 1.1 日本における半自然草原の相観的植生型の分布(大窪 1998)

※1 大窪(1998)は, Numata(1969)に加筆

※2 凡例は表 1.1 に同じ

表 1.1 日本における半自然草原の相観的植生型の分布と人為的圧力(大窪 1998)

分布帯	圧力の種類	
	採草, 火入れ(伐採, 山火事)	放牧
A 亜寒帯(亜高山帯)	ヒゲノガリヤス型, イワノガリヤス型, ササ型	ウシノケグサ型, スゲ型
B 冷温帯および日本海側	ススキ型, ササ型	シバ型
C 暖温帯	ススキ型, チガヤ型	ネザサ型, シバ型
D 亜熱帯	ススキ型, チガヤ型	コウライシバ型, スズメノヒエ型, ギョウギシバ型

※ 大窪(1998)は, Numata(1969);伊藤(1973);菅沼・内藤(1976)を一部加筆

(Numata 1969; 伊藤 1973; 菅沼・内藤 1976) から気候帯と植生管理(刈取り, 火入れ, 放牧)の違いにより, 日本の主要な中生から乾生条件における半自然草原群落の相観的植生型をまとめた(図 1.1, 表 1.1)。これによると, 冷温帯と日本海側では, 刈取り及び火入れによりススキ型やササ型, 放牧によりシバ型が成立する(図 1.1, 表 1.1)。

さらに基本的には, 半自然草原をハビタットとする草原性の動植物種を保全するには, 各々の草原群落型に応じて実施されてきた, 慣行的な植生管理を継続, 復活させる必要がある。例えば熊本県の阿蘇では, ススキ群落型の草原は春の火入れと秋の刈取りを組み合わせ実施することによって維持されており, ホンドギツネ *Vulpes vulpes japonica* といった哺乳類やホオアカ *Emberiza fucata* などの鳥類, オオウラギンヒョウモン *Fabriciana nerippe* などの昆虫類, 植物種ではヒゴタイ *Echinops setifer* Iljin など, 草原性の動植物種のハビタットとなっている(山内・高橋 2010)。しかしながら, 保全対象となる草原性の動植物種によっては, 個体群の維持や更新に必要な条件が代表的な草原群落型や植物種に応じた一般的な植生管理を実施するだけでは保障されない場合がある。例えば島根県の三瓶山では放牧の再開により, オキナグサ *Pulsatilla cernua* (Thunb.) Berchtold et J.Presl の個体数は増加した一方, ムラサキセンブリ *Swertia pseudochinensis* H.Hara の個体数は減少した(内藤ほか 2010)。また, 草原性チョウ類に対する火入れの影響は, オオルリシジミ *Pulsatilla cernua* には天敵の寄生蜂を抑える効果がある(江田・中村 2010)が, ウスイロヒョウモンモドキ *Melitaea protomedia* には幼虫が地上に越冬巣をつくるため悪影響を及ぼす(高橋 2011)ことが報告されており, 後者の生息地の保全に当たっては刈取り管理が行われている(高橋 2011)。このように, 草原性の動植物種を保全するためには, 生態系の基盤となる代表的な半自然草原群落型における画一的な管理のみならず, 保全対象種毎に有効な植生管理手法を検討する必要がある。

特に草原性チョウ類の保全には，保護対象種のチョウ類だけではなく，食草や寄生共生関係にあるアリ類との相互関係を維持する，種間関係の保全を目的とした生息地の植生管理が重要である。Thomas (1980, 1989) は，イギリスに生息するアリオンゴマシジミ *Phengaris arion* が絶滅した要因の一つとして，放牧圧の低下や放棄による寄主アリ *Myrmica sabuleti* の同属種への置換わりや消失を挙げている。日本では，Murata et al. (2008) が熊本県の阿蘇に生息するオオルリシジミ *Shijimiaeoides divinus* に対する放牧圧の影響を調査した結果，高い放牧圧環境に比べて慣行的な放牧圧下で食草のクララ *Sophora flavescens* Aiton の優占度が高く，従来からの植生管理が本種の保全に最適であることが示された。また高橋ほか (2008) は，島根県の三瓶山においてウスイロヒョウモンモドキの保全を目的とした半自然草原の植生管理実験を行った結果，6月の刈取り処理が食草のオミナエシ *Patrinia scabiosifolia* Fisch. ex Trevir. の個体数を増加させる一方，その競合種であるススキ *Miscanthus sinensis* Andersson を抑制させるのに有効であることを示した。

さらに，草原性の動植物種の保全を目的とした植生管理には，生物群集と非生物的環境，すなわち光環境，土壌水分など立地環境条件との関係性を含めた生態系レベルでの検討が必要である。

前述 (Thomas 1980, 1989) したとおり，アリオンゴマシジミの絶滅は寄主アリの *M. sabuleti* との種間関係が失われたことが原因の一つである。また，本共生アリの置換わりや消失の原因は，生息地の放牧圧低下や管理放棄によって，シバ草原の群落高が高くなり，これにより地表面の被陰や地温の低下が引き起こされ，本種の生息に適さない立地環境条件に変化したことが原因とされている (Thomas 1989; Thomas et al 2009)。

また，冷温帯の湿生草原を対象とした研究事例では，植生遷移の進行に伴って，草原性多年草本で準絶滅危惧 (環境省編 2015b) のサクラソウ *Primula sieboldii* E.Morren やアサマフウロ

Geranium soboliferum Kom. var. *hakusanense* (Matsum.) Kitag. の優占度が低下したのは、群落の相対光量子密度が低下したことが主な原因であり、希少種を保全するためには刈取りによる植生管理によって光環境を改善することが有効であるとしている（佐野・大窪 2009）。

このように草原性の動植物種、特に草原性チョウ類の生息地保全においては保全対象種の生活史や食草のフェノロジーに配慮し、種間関係の維持や競合種の抑制など、さらに群集（群落）と光環境や土壌水分条件などの非生物的環境との関係性を含めた、より綿密な植生管理手法の検討が求められる。

1.3 冷温帯における半自然草原群落及び草原性チョウ類の生息地、立地環境条件との関係性を考慮した植生管理

本研究で対象とした冷温帯は、前述のとおり植生管理の違いによりススキ群落やシバ群落などが成立する（図 1.1, 表 1.1）。また、植物社会学的な群落分類体系（宮脇編 1987）では、冷温帯の中心である東北地方の中生から乾生的な条件下にある半自然草原群落としては、ススキ群落がノハナショウブーススキ群集、またシバ群落がアズマギクーシバ群集やゲンノショウコーシバ群集に位置付けられている。さらに湿生的な半自然草原群落としては、刈取りや火入れによりヨシ群落が発達する（宮脇・奥田編 1990; 竹内・寺林 2010）とされる。

前述のとおり、草原性チョウ類は草原性動物の中でも特に半自然草原群落との密接な関係性を有する種群である。そこで図 1.2 には本研究でとりあげた冷温帯に成立する主要な立地毎の半自然草原群落における代表的な草原性チョウ類及びその食草（草原性植物）と寄生関係にあるアリ類さらに植生管理との関係性を模式図として示した。中生から乾生的な半自然草原群落においては、例えば強い圧力下の放牧管理により成立するシバ群落に生息する絶滅危惧 I B 類

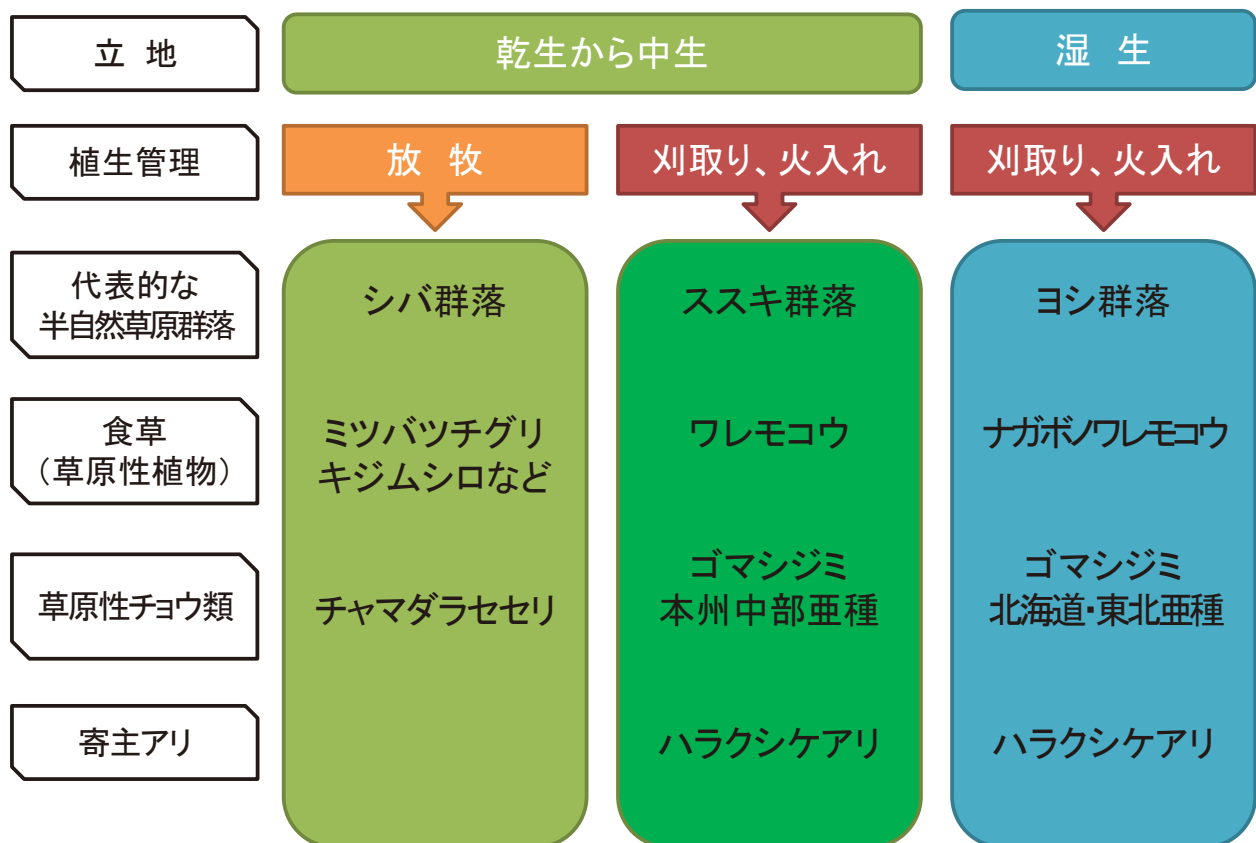


図 1.2 冷温帯における立地及び植生管理毎の半自然草原群落と草原性チョウ類及び食草，寄主アリの関係

(環境省編 2015a) のチャマダラセセリ *Pyrgus maculatus* (写真 1.1 左) が代表種として挙げられ, その食草はミツバツチグリ *Potentilla freyniana* Bornm. やキジムシロ *Potentilla fragarioides* L. var. *major* Maxim. などである (図 1.2)。さらに, 比較的圧力の緩やかな刈取りや火入れ管理により成立するススキ群落では絶滅危惧 I A 類 (環境省編 2015a) のゴマシジミ本州中部亜種 *Phengaris teleius kazamoto* が代表種として挙げられ, その食草はワレモコウ *Sanguisorba officinalis* L., 寄主アリはハラクシケアリ (旧分類でのシワクシケアリの隠蔽種の一つ, 旧文献 (日本産アリ類データベースグループ 2003) ではシワクシケアリとされていた種) である (図 1.2)。なお本論文では, ゴマシジミの幼虫が寄生するアリ類はハラクシケアリ *Myrmica ruginodis* として表記を統一した。ハラクシケアリは旧分類や本論文の根拠となる論文等 (新井・大窪 2014b; Arai and Okubo 2016), 引用文献 (福田ほか 1984; 渡辺 1998; 工藤 2000; 吉田 2006; Ueda et al. 2012, 2013, 2016) ではシワクシケアリ *Myrmica kotokui* (福田ほか 1984 では *Myrmica ruginodis* var. *silvestrii* と表記) とされていたものである。しかしながら, 本分類群の専門家である上田昇平博士からご助言をいただいた結果, 最新の図鑑「日本産アリ類図鑑」(寺山ほか 2014) と坂本 (2015) では, かつてのシワクシケアリには五つの隠蔽種が確認され, そのうちの 하나가ハラクシケアリと明記されており, 本論文では本寄主アリを「ハラクシケアリ」と統一して表記することが適切であると判断した。

一方, 湿生的な立地における半自然草原群落においては刈取りや火入れ管理により成立するヨシ群落に, 準絶滅危惧 (環境省編 2015a) のゴマシジミ北海道・東北亜種 *Phengaris teleius ogumae* (写真 1.1 右) が挙げられ, 食草はナガボノワレモコウ *Sanguisorba tenuifolia* L., 寄主アリは本州中部亜種と同様にハラクシケアリである (図 1.2)。

このように半自然草原群落は希少な植生であると同時に, 異なる



写真 1.1 代表的な草原性チョウ類

左：チャマダラセセリ，右：ゴマシジミ北海道・東北亜種

立地及び管理下で成立する群落毎に適応した貴重な草原性チョウ類が生息し、その食草や寄生関係にあるアリ類との種間関係を有する。このことから、生物多様性の保全の上で、個々の条件に応じた植生管理の検討が課題となっている。

1.4 研究の目的と構成

本論文は我が国の生物多様性国家戦略（環境省 2012）の中でも特に保全対策への緊急性の高いことが指摘されている半自然草原について、知見の少ない冷温帯での群落（群集）レベルでのみならず、構成する植物種とチョウ類などとの種間関係や立地環境条件を含めた生物多様性の保全までを考慮した植生管理のシステム及び技術に関する実践的な手法の確立を研究目的とした。

第 2 章では、中生から乾生的な立地に成立する半自然草原群落である、ススキ群落とシバ群落を対象とし（図 1.2）、現存する半自然草原群落を保全するための植生管理について検討した。

図 1.3 は大窪（2001）によって提案された「草原の保全を目的とした管理実践とモニタリング調査のフロー」である。現存する半自然草原群落を保全するためには、図 1.3 に示されるように過去の群落や慣行に関する情報を文献や聞き取り等で調査するとともに、現在の群落の現状を把握し、比較検討することが有効である。これによって、管理目標となる群落や保全種、競合種などの設定が可能となる。また、管理方法の検討や設定が可能となり、次の段階として、刈取り等の植生管理計画を実践し、さらに成果をモニタリング調査でフィードバックして再検証する必要がある（大窪 2001）とされている。小柳ほか（2007）は過去と現在の群落の比較研究を行っているが、これは暖温帯のススキ群落を対象としており、それ以外の気候帯や群落ではこのような検証はされていない。そこで、本章では、図 1.3 のフロー（大窪 2001）を参考にし、かつて広範囲に半自然草原が成立、分布していた冷温帯の岩手県において、現在と過

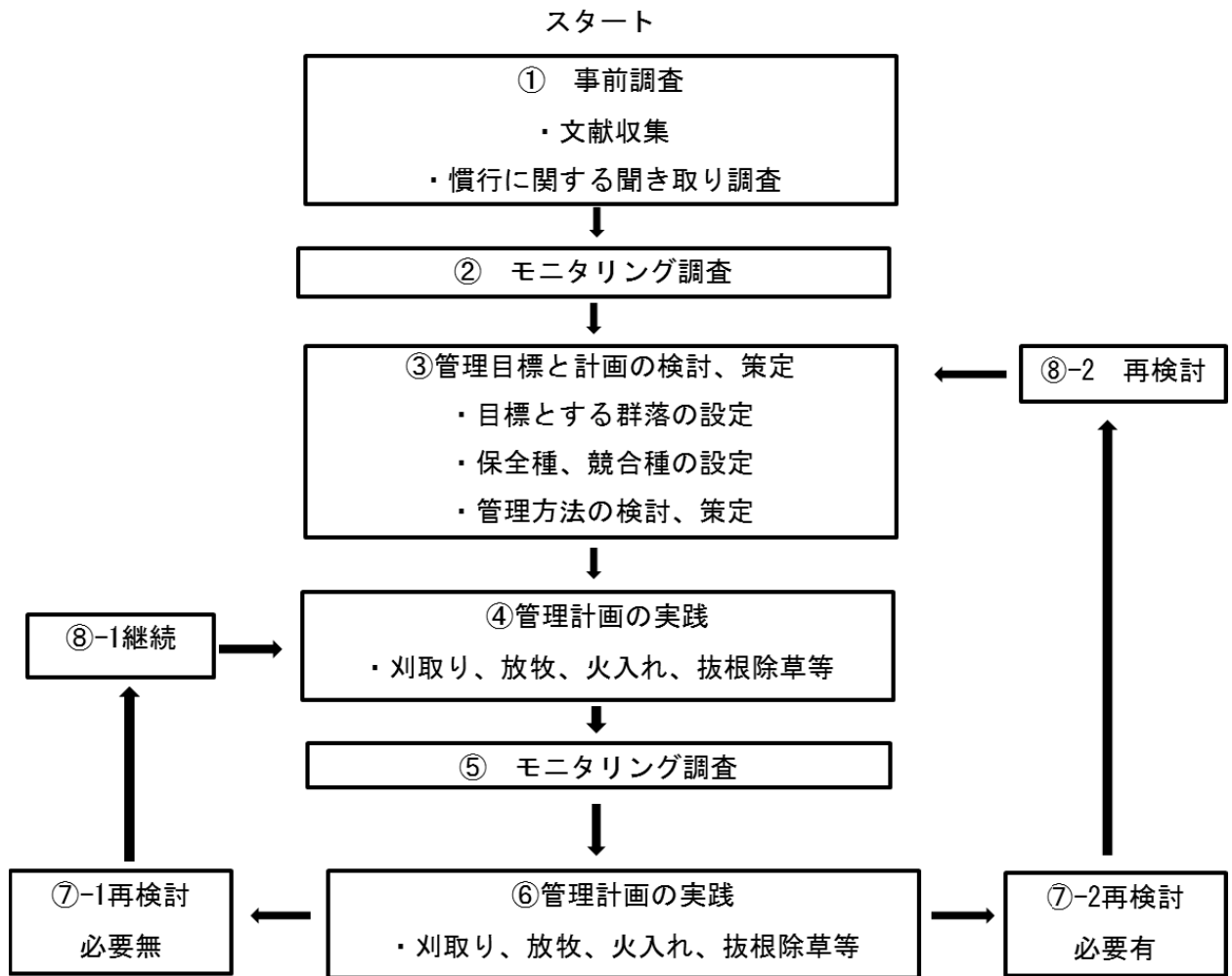


図 1.3 草原の保全を目的とした管理実践とモニタリング調査のフロー（大窪 2001）

※ 大窪（2001）を一部改変

去の群落の種組成や管理条件を比較し，現存する群落の保全策を検討する，半自然草原群落の植生管理システムの構築を目的とした。

第3章では，湿生的な半自然草原群落であるヨシ群落のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地を対象とし（図1.2），希少な草原性チョウ類の生息地保全を目的とした植生管理について検討した。図1.3では半自然草原群落及び保全すべき植物種や競合種についてのみ目標設定するように提案されているが，本研究では生態系を構成する群集や個々の複雑な種間関係を含めた生物多様性の保全を目的とした実践的な植生管理手法の検討を行うこととした。我が国においてこのような研究事例は，前述したオオルリシジミ（Murata et al. 2008）やウスイロヒョウモンモドキ（高橋ほか 2008）が挙げられるが，前者は暖温帯のネザサ及びシバ群落，後者は冷温帯の日本海側地域におけるススキ群落を対象としている。しかしながら，本研究が対象とした冷温帯における太平洋側地域での草原性チョウ類の生息地保全を目的とした植生管理について研究した事例はない。また，本研究ではゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地保全を具体的な目標としたが，そのためには本チョウ類及び食草のナガボノワレモコウ，さらに寄生関係にあるハラクシケアリとの3者の種間関係を考慮する必要があるが，本観点に基づいた実践的な植生管理に関する研究は未だない。そこで，本章では，ゴマシジミ北海道・東北亜種の種間関係の保全を目的とした実践的な植生管理実験を行い，その効果を検証することとした。

本章のまとめとして，図1.4に本研究の構成とフローを示した。第1章では，本研究の背景と目的について説明した。第2章では，現存するススキ群落とシバ群落について，過去の群落の種組成と比較し，半自然草原群落の保全を図るため，植生管理システムの構築を検討した。第3章では，ゴマシジミ北海道・東北亜種を対象とし，種間関係の保全を目的とした実践的な植生管理手法を明らかにした。第4章では，前章までの結果考察を総括し，生物多様性保全を目的

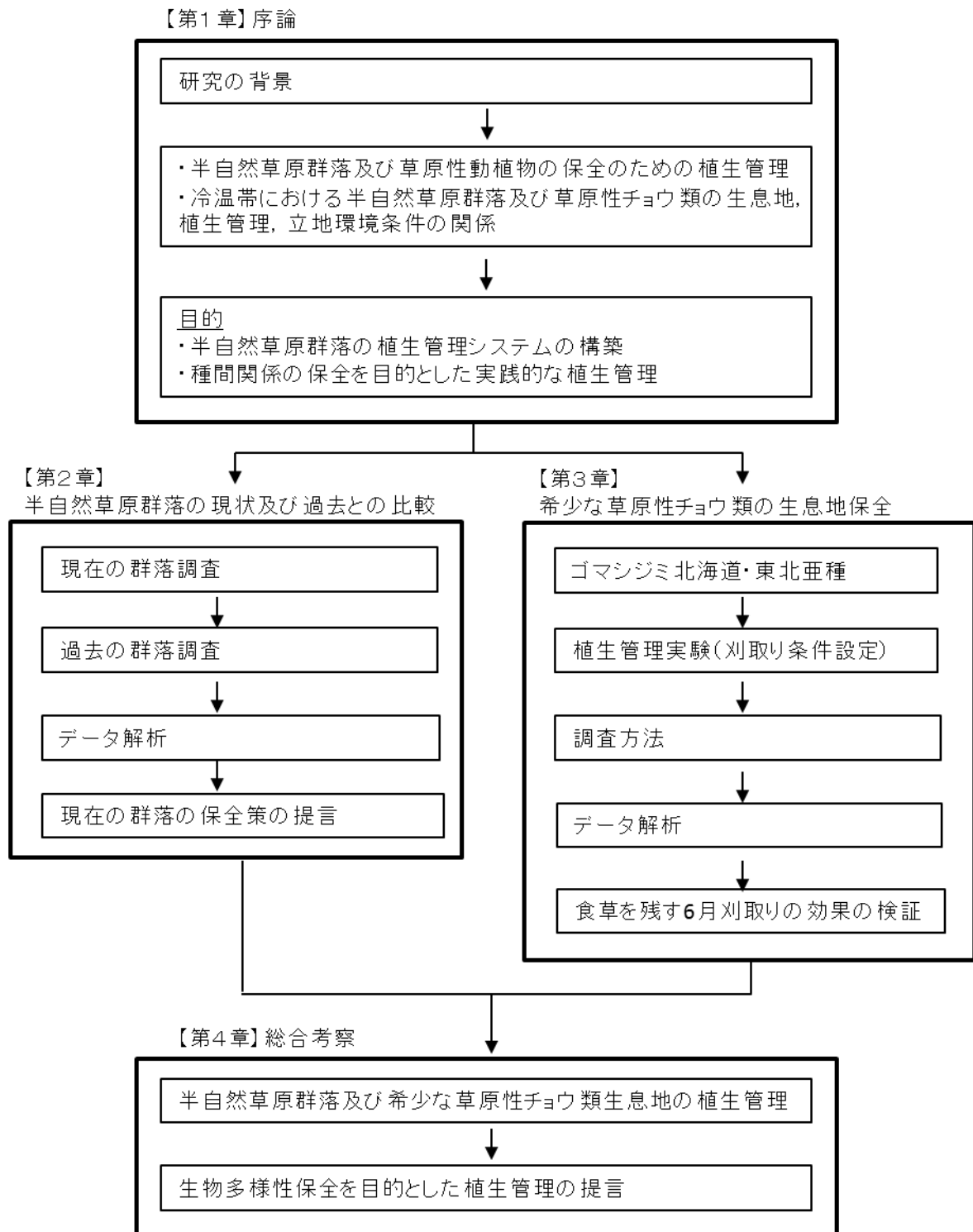


図 1.4 本論文の構成

とした冷温帯における半自然草原群落及び希少な草原性チョウ類生息地の植生管理について総合的に議論した。

第 2 章 半自然草原群落の現状及び過去との比較

2.1 はじめに

本研究で対象とした岩手県は古くから牛馬の飼育が盛んで、採草地や放牧地として半自然草原が維持されてきた（岩田 1971）。しかしながら、1960年から2005年の草原面積（森林以外の草生地）の減少率は約93%と全国の約68%に比べて非常に高く（農林水産省大臣官房統計部編 2008）、草原生態系における生物多様性の低下が問題となっている地域の一つである。

全国的にも減少が著しい半自然草原については、群落の現状把握や過去との比較による具体的な保全策の提案が必要である。過去と現在のデータを比較した研究は少なく、小柳ほか（2007）が関東地方平野部におけるススキを主体とした暖温帯の半自然草原について報告しているのみである。第1章で記載したとおり半自然草原の群落型は気候帯で異なるため、主に冷温帯に属する岩手県では小柳ほか（2007）の結果をそのまま適用することは難しい。

岩手県の半自然草原群落の先行研究は、岩田（1971）により北上高地を中心に行われたが、すでにこの研究から約40年が経過している。その調査地の多くは植生遷移などにより既に消失していると考えられ、岩手県に残存する半自然草原群落の現状は把握されていない。そこで本研究では、岩手県に残存する半自然草原の群落特性や立地、管理条件の現状を把握するとともに、先行研究（岩田 1971）に記載された慣行的管理の草原がまだ各所に残っていた約40年から50年前のデータと比較することから、群落の多様性の具体的な保全策の提案を可能とする植生管理システムの構築を目的とした。

2.2 調査地及び調査方法

2.2.1 現在の群落の調査地

調査地は岩手県内の異なる管理条件下にある半自然草原群落に設定し、北上高地に属するのは、花巻 A (写真 2.1 左上) 及び同 B、盛岡 -1 (写真 2.1 右上)、同 -2、葛巻 A (写真 2.1 右中)、同 B の 6 箇所、奥羽山脈地域に属するのは、金ヶ崎 -1 (写真 2.1 左中) 及び同 -2、八幡平 A、同 B (写真 2.1 左下) の 4 箇所で、合計 10 箇所であった。なお、調査地が同じ市町村で調査地が離れている場合は調査地名の後に異なるアルファベットを付し、調査地が近接している場合は調査地名の後に異なる数字を付した。また、調査地については絶滅危惧種が生育することから、詳しい位置情報は示さないこととした。Google Earth Pro の航空写真により算出及び資料から、各調査地の半自然草原面積は各々、花巻 A が約 9ha (スギ林を含む)、同 B が約 0.2ha、盛岡が約 1ha、葛巻 A が約 0.05ha、葛巻 B が約 0.4ha、金ヶ崎が約 63ha、八幡平 A が約 9ha、八幡平 B が約 3ha (池沼を含む) である。

岩手県中央部の盛岡市において、1981 年から 30 年間ににおける年平均気温の平均値は 10.2 °C、年降水量の平均値は 1,266.0 mm (気象業務支援センター編 2012) であり、地域は内陸性気候を示す (岩手県編 2001)。北上高地は積雪量が少なく、冬季は低温で乾燥している一方、奥羽山脈では多雪な日本海型気候である (岩手県編 2001)。また、調査地域の植生帯は夏緑広葉樹林帯にあたる (宮脇・奥田編 1990)。

2.2.2 現在の群落の調査方法

調査は 2011 年から 2013 年に毎年異なる調査地において、3 m × 3 m もしくは 5 m × 5 m (金ヶ崎 -1 と同 -2 のみ) の方形区を合計 53 プロット設定し、8 月から 9 月の夏季に植生調査と立地環境調査を行った。

植生調査は主に植物社会学的植生調査法 (Braun-Blanquet 1964) を用い、植被率と群落高、各出現種の被度及び群度、植物高を測定



写真 2.1 現在の半自然草原群落の調査地

左上：花巻 A（2011 年 6 月 22 日撮影），右上：盛岡 -1（2012 年 8 月 30 日撮影）
左中：金ヶ崎 -1（2011 年 9 月 7 日撮影），右中：葛巻 A（2013 年 6 月 26 日撮影）
左下：八幡平 B（2013 年 8 月 26 日撮影）

した。

立地環境調査は、植生調査と同時に相対光量子束密度及び、斜面傾斜、標高の測定を行った。相対光量子束密度は、小糸工業(株)製 MEMORY SENSER MES-136 を用いて、群落高及び地際を各プロット内で測定位置がほぼ等間隔になるような 9 箇所 で測定した。斜面傾斜は昭和測器(株)製クリノメーターで測定した。また、標高は GARMIN 社製ハンディ GPS eTrex Venture HC で記録後、カシミール 3D ver.8.9.8 の数値地図上で判読した。

調査地の管理履歴や現在の管理条件は、管理する自治体や牧野組合、土地所有者など計 5 名に聞き取り調査を行うとともに文献調査を行った。

2.2.3 過去の群落の調査方法

岩田(1971)のススキ群落及びシバ群落のデータを過去の群落として取りまとめた。これらは調査年の記載がない調査地もあるが、調査年が 1956 年から 1968 年で高度経済成長期にあたる。過去のススキ群落は、北上高地に属する折爪岳と外山高原、奥羽山系地域に属する鶯宿温泉の調査結果を取りまとめ、「岩田ススキ型」とした(表 2.1)。

同様に、過去のシバ群落は、北上高地に属する平庭高原及び早坂高原、遠島山、外山高原、和山牧場、北上高地と奥羽山脈地域の中間点にあたる高森高原の調査結果を取りまとめ、「岩田シバ型」とした(表 2.1)。

2.2.4 解析方法

現在の群落における植生調査から得られた被度の中間値を用いて被度百分率に換算したデータから、各種の被度百分率と植物高により相対積算優占度 (SDR_2') (沼田 1965) を算出した。

表 2.1 過去の半自然草原群落の調査地及び管理条件

植生型	調査地	市町村	調査 プロット数※	調査年月	管理条件等
岩田ススキ型	折爪岳	二戸市	10	1968年6月	採草地としてほとんど毎年火入れ
	外山高原	盛岡市	a:10, b:10	1968年9月	a: 毎年春火入れ, 秋採草 b: かつては毎年春火入れ, 秋採草 2~3年間隔に火入れ, 採草
	外山高原	盛岡市	10	1968年9月	古くから放牧と採草, 例年火入れ カラマツ植栽後, 秋季の採草のみ 一部夏季に採草
	鶯宿温泉	雫石町	10	1956年8月	3~4年間隔で火入れ, 採草
岩田シバ型	平庭高原	久慈市, 葛巻町	10	記載なし	古くからの放牧地, 近年放牧頭数の減少, 観光客による踏みつけ
	早坂高原	盛岡市, 岩泉町	10	記載なし	古くからの放牧地, 近年草地造成が行われ, 残された草地
	遠島山**	久慈市	10	1960年8月	放牧地
	外山高原	盛岡市	10	記載なし	旧放牧地
	和山牧場	釜石市	10	記載なし	古くからの放牧地, 近年放牧頭数の減少, 一部草地造成
	高森高原	一戸町	10	記載なし	古くからの放牧地, 近年放牧頭数の減少

※ 調査プロットの大きさは, 岩田ススキ型が $2 \times 2 \text{ m}^2$, 岩田シバ型 (遠島山を除く) が $1 \times 1 \text{ m}^2$, 遠島山は $50 \times 50 \text{ c m}^2$ 。

※※ 遠島山の調査年月及び管理条件は, 岩田・小水内 (1962, 1963) による。

生活型分類には Raunkiaer の休眠型を用い、「改訂新版日本植生便覧」(宮脇ほか編 1994)に基づいたが、ズミ *Malus toringo* (Siebold) Siebold ex de Vriese は小型地上植物 (M)、シバ *Zoysia japonica* Steud. は半地中植物 (H) とした。生活型組成の比較には優占度を考慮するため、各種の相対積算優占度の値を用いた。

外来植物の判別には、「改訂新版日本植生便覧」(宮脇ほか編 1994) や米倉・梶田 (2003-) 「BG Plant 和名 - 学名インデックス」(YList) (<http://ylist.info>) を参考にし、外来植物率には相対積算優占度の値を用いた。

群落の遷移進行程度をみるために、遷移度 (DS) (Numata 1969) を算出した。また、多様度指数 Simpson's d と Shannon's H' を算出した。前者は種の多さを反映する指数で、後者は構成種のうち中間種の相違をよく表現し、均等性を反映する指数である (伊藤 1990)。

群落分類を行うため、各プロットにおける各種の相対積算優占度の値を用いて、TWINSpan 解析 (Hill 1979) を行った。Cut level は 0, 5, 25, 50, 75, 100 に設定した。TWINSpan 解析により分類された現在と過去の群落型の種組成を比較するため、岩田 (1971) の植生調査結果を用いて常在度表を作成した。群落型と岩田 (1971) のデータのいずれかで、出現頻度が 10% 未満の種については記載を省略した。

TWINSpan 解析により分類された群落型間において、出現種数や外来植物率、相対光量子束密度、斜面傾斜、遷移度、多様度指数の比較には Steel-Dwass 法を用い、生活型組成の比較にはカイ二乗検定を用いた。統計処理には R ver. 2.14.1 (R Core Development Team) を、TWINSpan 解析には PC-ORD ver. 6 (MjM Software Design) を各々用いた。

2.3 結果

2.3.1 TWINSPAN 解析による現在の群落の分類

TWINSPAN 解析の結果、現在の群落の各プロットは第 2 分割までで 4 型に分類され、各群落型の名称は優占種からススキ優占型 (Ms I 型, Ms II 型), シバ優占型 (Zj I 型, Zj II 型) とした (図 2.1)。第 1 分割ではシバを指標種として、花巻 A 及び同 B, 盛岡 -1, 同 -2, 金ヶ崎 -1, 同 -2 と八幡平 A 及び同 B, 葛巻 A, 同 B に分かれた。第 2 分割では、前者はオオアブラススキ *Spodiopogon sibiricus* Trin. とヤマハギ *Lespedeza bicolor* Turcz. (写真 2.2 左上) を指標種として花巻 A 及び同 B, 盛岡 -1, 同 -2 (Ms I 型: n=21) と金ヶ崎 -1 及び同 -2 (Ms II 型: n=10) に分かれ、後者は外来植物であるハルガヤ *Anthoxanthum odoratum* L. (写真 2.2 右上) を指標種として、八幡平 A 及び同 B (Zj I 型: n=10) と葛巻 A, 同 B (Zj II 型: n=12) に分かれた。

2.3.2 現在と過去の群落の出現種

現在の群落の各群落型の出現種数 (未同定を含む) は、Ms I 型が 87 種, Ms II 型が 53 種, Zj I 型が 49 種, Zj II 型が 70 種で、全出現種数は 183 種であった (表 2.2)。各群落型の平均出現種数は Ms I 型が 21 ± 8 種 (平均値 \pm 標準偏差), Ms II 型が 17 ± 3 種, Zj I 型が 22 ± 4 種, Zj II 型が 29 ± 9 種で、Zj I 型及び Zj II 型が Ms II 型に比べ有意に多かった (Steel-Dwass: $p < 0.05$)

現在の群落に出現した外来植物は、オニウシノケグサ *Schedonorus phoenix* (Scop.) Holub やシロツメクサ *Trifolium repens* L., ナガハグサ *Poa pratensis* L. subsp. *Pratensis* など 10 種であった (表 2.2)。各群落型の外来植物率は、Ms I 型が 0%, Ms II 型が $4.94 \pm 1.90\%$, Zj I 型が $7.75 \pm 0.86\%$, Zj II 型が $10.46 \pm 1.22\%$ で、Ms I 型が Ms II 型及び Zj I 型, Zj II 型に比べ有意に低かった (Steel-Dwass: $p < 0.05$)。

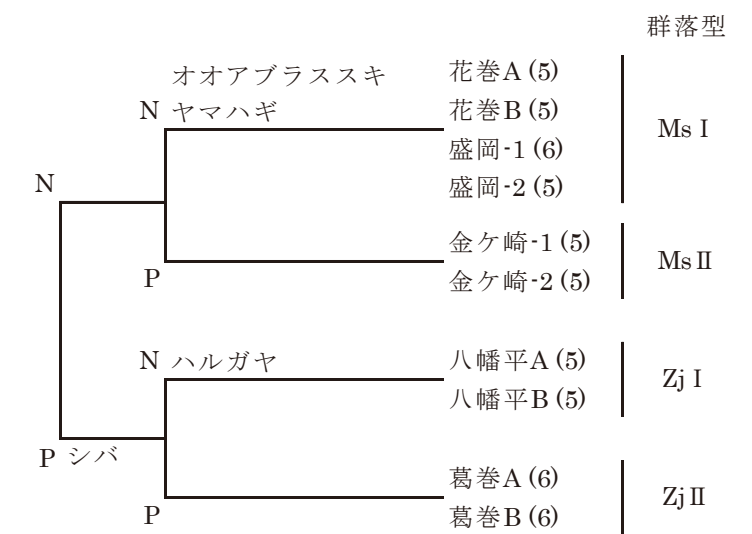


図 2.1 TWINSpan 解析による現在の群落分類

※ 種名は indicator species, N は Negative group, P は Positive group, 括弧内の数字はプロット数を各々示す。



写真 2.2 現在の半自然草原群落に生育する植物

左上：ヤマハギ（盛岡-1,2 のススキ草原），右上：ハルガヤ（金ヶ崎-1 の茅場）
下：オキナグサ（葛巻 B のシバ草原）

表 2.2 現在の半自然草原群落の出現種

No.	種名	学名	生活型	外来植物	群 落 型			
					Ms I	Ms II	Zi I	Zi II
1	アオイスミレ	<i>Viola hondoensis</i> W.Becker et H.Boissieu	H		○			
2	アオカモジグサ	<i>Elymus racemifer</i> (Steud.) Tzvelev	H					○
3	アオヤギソウ	<i>Veratrum maackii</i> Regel var. <i>parviflorum</i> (Maxim. ex Miq.) H.Hara	H		○			
4	アカシデ	<i>Carpinus laxiflora</i> (Siebold et Zucc.) Blume	MM					○
5	アカネ	<i>Rubia argyi</i> (H.Lév. et Vaniot) H.Hara ex Lauener et D.K.Ferguson	G		○			
6	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Siebold et Zucc.	MM					○
7	アキカラマツ	<i>Thalictrum minus</i> L. var. <i>hypoleucum</i> (Siebold et Zucc.) Miq.	H		○			
8	アキタブキ	<i>Petasites japonicus</i> (Siebold et Zucc.) Maxim. subsp. <i>giganteus</i> (G.Nicholson) Kitam.	G		○			
9	アキノキリンソウ	<i>Solidago virgaurea</i> L. subsp. <i>asiatica</i> (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara	H		○	○	○	
10	アケビ	<i>Akebia quinata</i> (Houtt.) Decne.	M		○			
11	アズマギク	<i>Erigeron thunbergii</i> A.Gray subsp. <i>thunbergii</i>	H				○	○
12	アリノトウグサ	<i>Haloragis micrantha</i> (Thunb.) R.Br.	Ch				○	
13	イヌコリヤナギ	<i>Salix integra</i> Thunb.	N					○
14	イヌトウバナ	<i>Clinopodium micranthum</i> (Regel) H.Hara var. <i>micranthum</i>	H			○		
15	イヌモギ	<i>Artemisia keiskeana</i> Miq.	H		○			
16	イブキボウフウ	<i>Libanotis ugoensis</i> (Koidz.) Kitag. var. <i>japonica</i> (H.Boissieu) T.Yamaz.	H		○			
17	ウツボグサ	<i>Prunella vulgaris</i> L. subsp. <i>asiatica</i> (Nakai) H.Hara	H				○	○
18	ウド	<i>Aralia cordata</i> Thunb.	G		○			
19	ウマノアシガタ	<i>Ranunculus japonicus</i> Thunb.	H				○	○
20	ウメバチソウ	<i>Parnassia palustris</i> L. var. <i>palustris</i>	H				○	○
21	ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.	M			○		
22	ウツミズザクラ	<i>Padus grayana</i> (Maxim.) C.K.Schneid.	MM		○			
23	エゴノキ	<i>Styrax japonica</i> Siebold et Zucc.	H			○		
24	エゾアジサイ	<i>Hydrangea serrata</i> (Thunb.) Ser. var. <i>yesoensis</i> (Koidz.) H.Ohba	N		○			
25	エソオヤマリンドウ	<i>Gentiana triflora</i> Pall. var. <i>japonica</i> (Kusn.) H.Hara f. <i>montana</i> (H.Hara) Toyok. et Tanaka	H				○	
26	エソタンポポ	<i>Taraxacum venustum</i> H.Koidz.	H					○
27	エソニュウ	<i>Angelica ursina</i> (Rupr.) Maxim.	H				○	
28	エソノアオイスミレ	<i>Viola collina</i> Besser	H					○
29	エソフユノハナワラビ	<i>Botrychium multifidum</i> (S.G.Gmel.) Rupr. var. <i>robustum</i> (Rupr. ex Milde) C.Chr.	G			○	○	○
30	エビヅル	<i>Vitis ficifolia</i> Bunge	M		○			
31	オオアブラスキ	<i>Spodiopogon sibiricus</i> Trin.	H		○			
32	オオアワガエリ	<i>Phleum pratense</i> L.	H	○				○
33	オオシマザクラ	<i>Cerasus speciosa</i> (Koidz.) H.Ohba	MM		○			
34	オオチドメ	<i>Hydrocotyle ramiflora</i> Maxim.	Ch			○	○	○
35	オオバクサフジ	<i>Vicia pseudo-orobus</i> Fisch. et C.A.Mey.	G		○			
36	オオバコ	<i>Plantago asiatica</i> L.	H					○
37	オオヒヨドリバナ	<i>Eupatorium makinoi</i> T.Kawahara et Yahara var. <i>oppositifolium</i> (Koidz.) T.Kawahara et Yahara	H		○			
38	オオヤマフスマ	<i>Arenaria lateriflora</i> L.	H				○	○
39	オオトラノオ	<i>Lysimachia clethroides</i> Duby	H		○	○		
40	オキナグサ	<i>Pulsatilla cernua</i> (Thunb.) Berchtold et J.Presl	G				○	○
41	オククルマムグラ	<i>Galium trifloriforme</i> Kom.	H			○		
42	オケラ	<i>Atractylodes ovata</i> (Thunb.) DC.	H		○			
43	オトギリソウ	<i>Hypericum erectum</i> Thunb.	H			○	○	○
44	オトコヨモギ	<i>Artemisia japonica</i> Thunb.	H		○			
45	オニウシノケグサ	<i>Schedonorus phoenix</i> (Scop.) Holub	H	○				○
46	オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i> Makino	G		○			
47	カスミザクラ	<i>Cerasus leveilleana</i> (Koehne) H.Ohba	MM		○	○		
48	カセンソウ	<i>Inula salicina</i> L. var. <i>asiatica</i> Kitam.	H		○			
49	ガマズミ	<i>Viburnum dilatatum</i> Thunb.	N		○	○		
50	カラハナソウ	<i>Humulus lupulus</i> L. var. <i>cordifolius</i> (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.	G			○		
51	カラマツ	<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carrière	MM		○			
52	キジムシロ	<i>Potentilla fragarioides</i> L. var. <i>major</i> Maxim.	H		○			○
53	キツネヤナギ	<i>Salix vulpina</i> Andersson subsp. <i>vulpina</i>	N		○	○	○	○
54	キバナイカリソウ	<i>Epimedium koreanum</i> Nakai	G		○			
55	キバナカラマツバ	<i>Galium verum</i> L. subsp. <i>asiaticum</i> (Nakai) T.Yamaz.	H					○
56	キンミズヒキ	<i>Agrimonia pilosa</i> Ledeb. var. <i>japonica</i> (Miq.) Nakai	H			○	○	○
57	クサボタン	<i>Clematis stans</i> Siebold et Zucc.	N		○			
58	クマヤナギ	<i>Berchemia racemosa</i> Siebold et Zucc.	N		○	○		
59	クリ	<i>Castanea crenata</i> Siebold et Zucc.	MM		○	○		
60	クルマバナ	<i>Clinopodium chinense</i> (Benth.) Kuntze subsp. <i>grandiflorum</i> (Maxim.) H.Hara	H			○		○
61	クルマユリ	<i>Lilium medeoloides</i> A.Gray	G				○	○
62	ゲンノショウコ	<i>Geranium thunbergii</i> Siebold ex Lindl. et Paxton	H			○		○
63	ゴゴメウツギ	<i>Neillia incisa</i> (Thunb.) S.H.Oh	N		○			
64	コナスビ	<i>Lysimachia japonica</i> Thunb.	H					○
65	コナラ	<i>Quercus serrata</i> Murray	MM		○	○		
66	コヌカグサ	<i>Agerostis gigantea</i> Roth	H	○				○
67	コマナ	<i>Aster glehnii</i> F.Schmidt var. <i>hondoensis</i> Kitam.	G		○			
68	コマユミ	<i>Euonymus alatus</i> (Thunb.) Siebold var. <i>alatus</i> f. <i>striatus</i> (Thunb.) Makino	N				○	○
69	サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> L.	N		○	○		
70	サルナン	<i>Actinidia arguta</i> (Siebold et Zucc.) Planch. ex Miq.	M		○			
71	サウヒヨドリ	<i>Eupatorium lindleyanum</i> DC. var. <i>lindleyanum</i>	HH			○		
72	シバ	<i>Zoysia japonica</i> Steud.	H				○	○
73	ジャコウソウ	<i>Chelonopsis moschata</i> Miq.	H			○		
74	シラカンバ	<i>Betula platyphylla</i> Sukaczew var. <i>japonica</i> (Miq.) H.Hara	MM				○	
75	シラヤマギク	<i>Aster scaber</i> Thunb.	H		○			
76	シロスマレ	<i>Viola patrinii</i> DC.	H				○	○
77	シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i> L.	H	○				○
78	スイカズラ	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	N		○			
79	ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	H		○	○	○	○
80	スズサイコ	<i>Vincetoxicum pycnostelma</i> Kitag.	G		○			
81	スズメノヤリ	<i>Luzula capitata</i> (Miq.) Miq. ex Kom.	H					○
82	スズラン	<i>Convallaria majalis</i> L. var. <i>manshurica</i> Kom.	H					○
83	ズミ	<i>Malus toringo</i> (Siebold) Siebold ex de Vriese	M				○	
84	センブリ	<i>Swertia japonica</i> (Schult.) Makino	Th				○	○
85	センボンヤリ	<i>Leibnitzia anandria</i> (L.) Turcz.	H				○	○
86	センマイ	<i>Osmunda japonica</i> Thunb.	G		○			
87	タカトウダイ	<i>Euphorbia lasiocaula</i> Boiss.	G		○			
88	タガネソウ	<i>Carex siderosticta</i> Hance	H			○		
89	タケカンバ	<i>Betula ermanii</i> Cham.	MM					○
90	タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i> A.Gray var. <i>grypoceras</i>	H		○	○		

No.	種名	学名	生活型	外来植物	群 落 型			
					Ms I	Ms II	Zj I	Zj II
91	タニウツギ	<i>Weigela hortensis</i> (Siebold et Zucc.) K.Koch	N			○		
92	タムラソウ	<i>Serratula coronata</i> L. subsp. <i>insularis</i> (Ijlin) Kitam.	H		○	○		
93	チゴユリ	<i>Disporum smilacinum</i> A.Gray	G		○			
94	チシマザサ	<i>Sasa kuriensis</i> (Rupr.) Makino et Shibata	Ch				○	
95	チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> (Ard.) Roem. et Schult.	N		○			
96	チヤシハスゲ	<i>Carex caryophyllea</i> Latour. var. <i>microtricha</i> (Franch.) Kük.	H				○	○
97	ツタ	<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.	M		○			
98	ツノハシバミ	<i>Corylus sieboldiana</i> Blume var. <i>sieboldiana</i>	N		○			
99	ツリガネニンジン	<i>Adenophora triphylla</i> (Thunb.) A.DC. var. <i>japonica</i> (Regel) H.Hara	H		○		○	○
100	ツルウメモドキ	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunb. var. <i>orbiculatus</i>	M		○	○		
101	トウキボウシ	<i>Hosta sieboldiana</i> (Lodd.) Engl.	G		○			
102	トダシバ	<i>Arundinella hirta</i> (Thunb.) Tanaka	H		○			
103	トリアシショウマ	<i>Astilbe odontophylla</i> Miq.	H		○			
104	ナガバグサ	<i>Poa pratensis</i> L. subsp. <i>pratensis</i>	H	○				
105	ナワシロイチゴ	<i>Rubus parvifolius</i> L.	N		○	○	○	○
106	ナンバンギセル	<i>Aeginetia indica</i> L.	Th		○			
107	ナンブアザミ	<i>Cirsium makinoi</i> Kadota	H		○	○	○	
108	ニガイチゴ	<i>Rubus microphyllus</i> L.f.	N		○			
109	ヌルデ	<i>Rhus javanica</i> L. var. <i>chinensis</i> (Mill.) T.Yamaz.	M		○			
110	ネジバナ	<i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames var. <i>amoena</i> (M.Bieb.) H.Hara	H				○	○
111	ネズミガヤ	<i>Muhlenbergia japonica</i> Steud.	H					○
112	ノアザミ	<i>Cirsium japonicum</i> Fisch. ex DC.	H				○	○
113	ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	N			○	○	○
114	ノコギリソウ	<i>Achillea alpina</i> L. var. <i>longiligulata</i> H.Hara	H				○	
115	ノコンギク	<i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sav. var. <i>ovatus</i> (Franch. et Sav.) Soejima et Motito	H		○	○		
116	ノハラアザミ	<i>Cirsium oligophyllum</i> (Franch. et Sav.) Matsum.	H					○
117	ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.	M		○	○		
118	ハイイヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>radicans</i> (Nakai) Murai	N					○
119	バッコヤナギ	<i>Salix caprea</i> L.	M					○
120	ハナイカリ	<i>Halenia comiculata</i> (L.) Cornaz	Th					○
121	ハナニガナ	<i>Ixeridium dentatum</i> (Thunb.) Tzvelev subsp. <i>nipponicum</i> (Nakai) J.H.Pak et Kawano var. <i>albiflorum</i> (Makino) Tzvelev f. <i>amplifolium</i> (Kitam.) H.Nakai et H.Ohashi	H		○		○	○
122	ハネガヤ	<i>Achnatherum pekinense</i> (Hance) Ohwi	H		○			
123	ハマハナヤスリ	<i>Ophioglossum thermale</i> Kom. var. <i>thermale</i>	G					○
124	ハリギリ	<i>Kalopanax septemlobus</i> (Thunb.) Koidz.	MM		○			
125	ハルガヤ	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	H	○			○	
126	ハンゴンソウ	<i>Senecio cannabifolius</i> Less.	H		○	○		
127	ヒカゲスゲ	<i>Carex lanceolata</i> Boott	H		○			
128	ヒカゲスミレ	<i>Viola yezoensis</i> Maxim.	H		○			
129	ヒカゲノカズラ	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	H				○	
130	ヒメジョオン	<i>Mosla dianthera</i> (Buch.-Ham. ex Roxb.) Maxim.	Th				○	
131	ヒメシダ	<i>Thelypteris palustris</i> (Salisb.) Schott	H		○			
132	ヒメジョオン	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Th	○		○		
133	ヒメシロネ	<i>Lycopus maackianus</i> (Maxim. ex Herder) Makino	HH			○		
134	ヒメスイバ	<i>Rumex acetosella</i> L. subsp. <i>pyrenaicus</i> (Pourret ex Lapeyr.) Akeroyd	H	○			○	
135	ヒメスゲ	<i>Carex oxyandra</i> (Franch. et Sav.) Kudō	H				○	
136	ヒメハギ	<i>Polygala japonica</i> Houtt.	H				○	○
137	ヒメヨトバムグラ	<i>Galium gracilens</i> (A.Gray) Makino	H					○
138	ヒロハノカワラサイコ	<i>Potentilla niponica</i> Th.Wolf	H				○	○
139	フタリシズカ	<i>Chloranthus serratus</i> (Thunb.) Roem. et Schult.	G		○			
140	フナバラソウ	<i>Vincetoxicum atratum</i> (Bunge) C.Morren et Decne.	G		○			
141	ホソバヒカゲスゲ	<i>Carex humilis</i> Leyss. var. <i>nana</i> (H.Lév. et Vaniot) Ohwi	H					○
142	ホタルカズラ	<i>Lithospermum zollingeri</i> A.DC.	H		○			
143	ボタンヅル	<i>Clematis apiifolia</i> DC. var. <i>apiifolia</i>	N		○			
144	マムシグサ	<i>Arisaema japonicum</i> Blume	G			○		
145	ミズキ	<i>Cornus controversa</i> Hemsl. ex Prain	MM			○		
146	ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume	MM		○	○		
147	ミツバツチグサ	<i>Potentilla freyniana</i> Bornm.	H		○	○	○	○
148	ミミナグサ	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. subsp. <i>vulgare</i> (Hartm.) Greuter et Burdet var. <i>angustifolium</i> (Franch.) H.Hara	H					
149	ミヤコグサ	<i>Lotus corniculatus</i> L. var. <i>japonicus</i> Regel	H					○
150	ミヤコザサ	<i>Sasa nipponica</i> (Makino) Makino et Shibata	Ch		○			
151	ミヤマカワラハノキ	<i>Alnus fauriei</i> H.Lév. et Vaniot	N			○		
152	ミヤマナルコユリ	<i>Polygonatum lasianthum</i> Maxim.	G		○	○		
153	ムラサキツメクサ	<i>Trifolium pratense</i> L.	H	○				○
154	メマツヨイグサ	<i>Oenothera biennis</i> L.	Th	○		○		
155	モミジイチゴ	<i>Lotus corniculatus</i> L. var. <i>japonicus</i> Regel	N		○			
156	ヤナギタバコ	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	G					○
157	ヤナギラン	<i>Chamerion angustifolium</i> (L.) Holub	G				○	
158	ヤブカンゾウ	<i>Hemerocallis fulva</i> L. var. <i>kwanso</i> Regel	H					
159	ヤブマメ	<i>Amphicarpaea bracteata</i> (L.) Fernald subsp. <i>edgeworthii</i> (Benth.) H.Ohashi var. <i>japonica</i> (Oliv.) H.Ohashi	Th		○	○		
160	ヤマオダマキ	<i>Aquilegia buergeriana</i> Siebold et Zucc. var. <i>buergeriana</i>	H				○	○
161	ヤマグワ	<i>Morus australis</i> Poir.	M			○		
162	ヤマヅノホトギス	<i>Tricyrtis affinis</i> Makino	H		○			
163	ヤマトキノソウ	<i>Pogonia minor</i> (Makino) Makino	G					○
164	ヤマナラシ	<i>Populus tremula</i> L. var. <i>sieboldii</i> (Miq.) Kudō	MM		○			
165	ヤマヌカホ	<i>Agrostis clavata</i> Trin. var. <i>clavata</i>	H				○	○
166	ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.	G		○			
167	ヤマハギ	<i>Lespedeza bicolor</i> Turcz.	N		○			
168	ヤマハッカ	<i>Isodon inflexus</i> (Thunb.) Kudō	H		○			
169	ヤマハハコ	<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth. et Hook.f. subsp. <i>margaritacea</i>	H				○	○
170	ヤマブドウ	<i>Vitis coignetiae</i> Pulliat ex Planch.	M		○			
171	ヤマホタルブクロ	<i>Campanula punctata</i> Lam. var. <i>hondensis</i> (Kitam.) Ohwi	H					○
172	ヤマモミジ	<i>Acer amoenum</i> Carrière var. <i>matsumurae</i> (Koidz.) K.Ogata	MM			○		
173	ヤマユリ	<i>Lilium auratum</i> Lindl.	G			○		
174	ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H.Hara	H			○	○	
175	リンドウ	<i>Gentiana scabra</i> Bunge var. <i>buergeri</i> (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.	H		○			○
176	レンゲツツジ	<i>Rhododendron molle</i> (Blume) G.Don subsp. <i>japonicum</i> (A.Gray) K.Kron	N				○	
177	ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) Á. et D.Löve	G		○	○	○	
178	アザミ属 sp.		H				○	○
179	イネ科 sp.1						○	
180	イネ科 sp.2						○	
181	スゲ属 sp.		H					○
182	ニガナ属 sp.		H					○
183	木本種 sp.							○

※ 生活型の凡例は表 2.4 を参照のこと

過去の群落の各群落型の出現種数は，岩田ススキ型が 90 種，岩田シバ型が 69 種で，全出現種数は 126 種であった（表 2.3）。外来植物は，現在の群落と共通して出現したのは，シロツメクサ *Trifolium repens* L.，ハルガヤ，ヒメジョオン *Erigeron annuus* (L.) Pers. の 3 種で，そのほかオオマツヨイグサ *Oenothera glazioviana* Micheli，セイヨウタンポポ *Taraxacum officinale* Weber ex F.H.Wigg.，ヘラオオバコ *Plantago lanceolata* L. の 3 種，合計 6 種出現した（表 2.3）。

2.3.3 現在と過去の群落の種組成の比較

TWINSPAN 解析によって分割された現在の群落型（Ms I 型，Ms II 型，Zj I 型，Zj II 型）と，過去の群落である岩田ススキ型及び岩田シバ型の群落の種組成を比較した（表 2.4）。

ススキの優占する Ms I 型と Ms II 型では，ツルウメモドキ *Celastrus orbiculatus* Thunb. var. *orbiculatus* やガマズミ *Viburnum dilatatum* Thunb など木本植物や藤本植物が共通で出現した（表 2.4 の共通種群 B）。Ms I 型はオオアブラススキやアキカラマツ *Thalictrum minus* L. var. *hypoleucum* (Siebold et Zucc.) Miq.，ナンブアザミ *Cirsium makinoi* Kadota などススキ群落構成種が高頻度で出現した。一方，Ms II 型ではこれらの出現頻度が低く，ゲンノショウコ *Geranium thunbergii* Siebold ex Lindl. et Paxton などシバ優占型の出現種や外来植物のメマツヨイグサなど，路傍に生育する種が出現した（表 2.4）。岩田ススキ型では，ヤマハギなど共通種群 A がススキ優占型（Ms I 型，Ms II 型）との共通種群であり，また，絶滅危惧種のオキナグサ（写真 2.2 下）などシバ優占型（Zj I 型，Zj II 型）の種も出現した（表 2.4）。

シバの優占する Zj I 型と Zj II 型は，オオヤマフスマ *Moehringia lateriflora* (L.) Fenzl など短茎草原に生育する種が共通して出現するとともに，オキナグサが出現した（表 2.4）。Zj I 型はススキ

表 2.3 過去の半自草原群落の出現種 (岩田 1971)

No.	種名	学名	外来植物	群落型		備考
				岩田スキ型	岩田シバ型	
1	アカネ	<i>Rubia argyi</i> (H.Lév. et Vaniot) H.Hara ex Lauener et D.K.Ferguson		○		
2	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Siebold et Zucc.			○	
3	アキカラマツ	<i>Thalictrum minus</i> L. var. <i>hypoleucum</i> (Siebold et Zucc.) Miq.		○		
4	アキタブキ	<i>Petasites japonicus</i> (Siebold et Zucc.) Maxim. subsp. <i>giganteus</i> (G.Nicholson) Kitam.		○		原記載:フキ
5	アキメシバ	<i>Digitaria violascens</i> Link.			○	
6	アズマギク	<i>Erigeron thunbergii</i> A.Gray subsp. <i>thunbergii</i>			○	
7	アリノトウグサ	<i>Haloragis micrantha</i> (Thunb.) R.Br.		○	○	
8	イカリソウ	<i>Epimedium grandiflorum</i> C.Morren var. <i>thunbergianum</i> (Miq.) Nakai		○		
9	イケマ	<i>Cynanchum caudatum</i> (Miq.) Maxim.		○		
10	イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i> Thunb. subsp. <i>dissectum</i> (Wesm.) H.Ohashi		○		
11	イヌコリヤナギ	<i>Salix integra</i> Thunb.		○		
12	イヌセンブリ	<i>Swertia tosaensis</i> Makino			○	
13	イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>crenata</i>		○		
14	イヌモギ	<i>Artemisia keiskeana</i> Miq.		○		
15	イワニガナ	<i>Ixeris stolonifera</i> A.Gray			○	原記載:ジシバリ
16	ウシノケグサ	<i>Festuca ovina</i> L.	△*		○	広義
17	ウツボグサ	<i>Prunella vulgaris</i> L. subsp. <i>asiatica</i> (Nakai) H.Hara			○	
18	ウド	<i>Aralia cordata</i> Thunb.		○		
19	ウマノアシガタ	<i>Ranunculus japonicus</i> Thunb.		○	○	
20	ウメバチソウ	<i>Parnassia palustris</i> L. var. <i>palustris</i>		○	○	
21	ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i> Siebold et Zucc.		○		
22	エゾオオバコ	<i>Plantago camtschatica</i> Cham. ex Link			○	
23	エゾノカワラマツバ	<i>Galium verum</i> L. subsp. <i>asiaticum</i> (Nakai) T.Yamaz. var. <i>trachycarpum</i> DC.		○	○	原記載:エゾカワラマツバ
24	エゾノコリンゴ	<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh. var. <i>mandshurica</i> (Maxim.) C.K.Schneid.		○		
25	エゾノタチツボスミレ	<i>Viola acuminata</i> Ledeb.			○	原記載:エゾタチツボスミレ
26	エゾフユノハナワラビ	<i>Botrychium multifidum</i> (S.G.Gmel.) Rupr. var. <i>robustum</i> (Rupr. ex Milde) C.Chr.			○	
27	オオアブラスキ	<i>Spodiopogon sibiricus</i> Trin.		○		
28	オオイタドリ	<i>Fallopia sachalinensis</i> (F.Schmidt) Ronse Decr.		○		
29	オオチドメ	<i>Hydrocotyle ramiflora</i> Maxim.		○	○	
30	オオバコ	<i>Plantago asiatica</i> L.			○	
31	オオヒヨドリバナ	<i>Eupatorium makinoi</i> T.Kawahara et Yahara var. <i>oppositifolium</i> (Koidz.) T.Kawahara et Yahara		○		原記載:ヒヨドリバナ
32	オオマツヨイグサ	<i>Oenothera glazioviana</i> Micheli	○	○	○	
33	オカトラノオ	<i>Lysimachia clethroides</i> Duby		○	○	
34	オキナグサ	<i>Pulsatilla cernua</i> (Thunb.) Berchtold et J.Presl		○	○	
35	オクヤマザサ	<i>Sasa spiculosa</i> (F.Schmidt) Makino			○	
36	オケラ	<i>Atractylodes ovata</i> (Thunb.) DC.		○	○	
37	オトギリソウ	<i>Hypericum erectum</i> Thunb.		○	○	
38	オトコヨモギ	<i>Artemisia japonica</i> Thunb.		○		
39	オニユリ	<i>Lilium lancifolium</i> Thunb.		○		
40	オミナエシ	<i>Patrinia scabiosifolia</i> Fisch. ex Trevir.		○		
41	カノツメノウ?	<i>Spuriopimpinella calycina</i> (Maxim.) Kitag.		○		原記載:ダケゼリ?
42	カラマツ	<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carrière		○		
43	カワラサイコ	<i>Potentilla chinensis</i> Ser.			○	
44	キジムシロ	<i>Potentilla fragarioides</i> L. var. <i>major</i> Maxim.		○	○	
45	キタノオオアザミ			○	○	不明
46	キツネヤナギ	<i>Salix vulpina</i> Andersson subsp. <i>vulpina</i>		○	○	
47	キンミズヒキ	<i>Agrimonia pilosa</i> Ledeb. var. <i>japonica</i> (Miq.) Nakai		○	○	
48	クサレダマ	<i>Lysimachia vulgaris</i> L. var. <i>davurica</i> (Ledeb.) R.Knuth		○		
49	クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i> Bunge		○		
50	クリ	<i>Castanea crenata</i> Siebold et Zucc.		○		
51	クルマバナ	<i>Clinopodium chinense</i> (Benth.) Kuntze subsp. <i>grandiflorum</i> (Maxim.) H.Hara		○	○	
52	ゲンノショウコ	<i>Geranium thunbergii</i> Siebold ex Lindl. et Paxton		○	○	
53	コケオトギリ	<i>Hypericum laxum</i> (Blume) Koidz.		○	○	
54	コナスビ	<i>Lysimachia japonica</i> Thunb.		○	○	
55	コナラ	<i>Quercus serrata</i> Murray		○		
56	コハコベ	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.			○	
57	サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> L.		○		
58	シバ	<i>Zoysia japonica</i> Steud.		○	○	
59	シバスゲ	<i>Carex nervata</i> Franch. et Sav.		○	○	
60	シラカンバ	<i>Betula platyphylla</i> Sukaczew var. <i>japonica</i> (Miq.) H.Hara		○	○	
61	シラヤマギク	<i>Aster scaber</i> Thunb.		○	○	
62	シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i> L.	○		○	
63	スギナ	<i>Equisetum arvense</i> L.		○		
64	ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson		○	○	
65	スズメノヤリ	<i>Luzula capitata</i> (Miq.) Miq. ex Kom.			○	
66	スズラン	<i>Convallaria majalis</i> L. var. <i>mandshurica</i> Kom.		○		
67	スミレ	<i>Viola mandshurica</i> W.Becker		○	○	
68	セイヨウタンポポ	<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F.H.Wigg.	○		○	
69	センブリ	<i>Swertia japonica</i> (Schult.) Makino			○	
70	センボンヤリ	<i>Leibnitzia anandria</i> (L.) Turcz.		○	○	
71	ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i> Thunb.		○		
72	タケニグサ	<i>Macleaya cordata</i> (Willd.) R.Br.		○		
73	タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i> A.Gray var. <i>grypoceras</i>			○	
74	タニウツギ	<i>Weigela hortensis</i> (Siebold et Zucc.) K.Koch		○		
75	タラノキ	<i>Aralia elata</i> (Miq.) Seem.		○		
76	チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch. var. <i>koenigii</i> (Retz.) Pilg.		○		
77	チマキザサ	<i>Sasa palmata</i> (Lat.-Marl. ex Burb.) E.G.Camus		○		
78	チャシバスゲ	<i>Carex caryophylla</i> Latour. var. <i>microtricha</i> (Franch.) Kük.			○	
79	ツボスミレ	<i>Viola verecunda</i> A.Gray			○	
80	ツリガネニンジン	<i>Adenophora triphylla</i> (Thunb.) A.D.C. var. <i>japonica</i> (Regel) H.Hara		○		
81	ツルキンバイ	<i>Potentilla rosulifera</i> H.Lév.			○	
82	ツルマメ	<i>Glycine max</i> (L.) Merr. subsp. <i>soja</i> (Siebold et Zucc.) H.Ohashi		○		
83	トウキボウシ	<i>Hosta sieboldiana</i> (Lodd.) Engl.		○	○	原記載:オオバギボウシ
84	トダンシバ	<i>Arundinella hirta</i> (Thunb.) Tanaka		○		
85	トリアシショウマ	<i>Astilbe odontophylla</i> Miq.		○		
86	ナワシロイチゴ	<i>Rubus parvifolius</i> L.		○	○	
87	ニガナ	<i>Ixeridium dentatum</i> (Thunb.) Tzvelev subsp. <i>dentatum</i>		○	○	
88	ヌスビトハギ	<i>Hylodesmum podocarpum</i> (DC.) H.Ohashi & R.R.Mill subsp. <i>oxyphyllum</i> (DC.)		○		
89	ネジバナ	<i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames var. <i>amoena</i> (M.Bieb.) H.Hara		○		
90	ノアザミ	<i>Cirsium japonicum</i> Fisch. ex DC.		○		

No.	種名	学名	外来植物	群 落 型		備 考
				岩田ススキ型	岩田シバ型	
91	ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.			○	
92	ノコンギク	<i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sav. var. <i>ovatus</i> (Franch. et Sav.) Soejima et Mot.Ito		○	○	
93	ノハナシヨウブ	<i>Iris ensata</i> Thunb. var. <i>spontanea</i> (Makino) Nakai ex Makino et Nemoto		○		
94	ノリウツギ	<i>Hydrangea paniculata</i> Siebold		○		
95	ハルガヤ	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	○	○	○	
96	ヒカゲスゲ	<i>Carex lanceolata</i> Boott		○	○	
97	ヒメキンミズヒキ	<i>Agrimonia nipponica</i> Koidz.		○	○	
98	ヒメジョオン	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	○	○	○	
99	ヒメハギ	<i>Polygala japonica</i> Houtt.			○	
100	ヒメヨツバムグラ	<i>Galium gracilens</i> (A.Gray) Makino			○	原記載:コバノヨツバムグラ
101	ヒルガオ	<i>Galystegia pubescens</i> Lindl. f. <i>major</i> (Makino) Yonek.		○		
102	ヘラオオバコ	<i>Plantago lanceolata</i> L.	○	○		
103	ホソバナライシダ	<i>Arachniodes miqueliana</i> (Maxim. ex Franch. et Sav.) Ohwi		○		原記載:ナライシダ
104	ホソバノヤマハハコ	<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth. et Hook.f. var. <i>angustifolia</i> (Franch. et Sav.) Hayata			○	
105	ホソバノヨツバムグラ	<i>Galium trifidum</i> L. subsp. <i>columbianum</i> (Rydb.) Hultén			○	
106	マイヅルソウ	<i>Maianthemum dilatatum</i> (A.W.Wood) A.Nelson et J.F.Macbr.			○	原記載:マイヅルソウ
107	ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume		○	○	
108	ミソハギ	<i>Lythrum anceps</i> (Koehne) Makino ♯			○	原記載:ミソハギ
109	ミツバウツギ	<i>Staphylea bumalda</i> DC.		○		
110	ミツバツチグリ	<i>Potentilla freyniana</i> Borm.		○	○	
111	ミヤコグサ	<i>Lotus corniculatus</i> L. var. <i>japonicus</i> Regel			○	
112	メドハギ	<i>Lespedeza cuneata</i> (Dum.Cours.) G.Don		○		
113	モミジイチゴ	<i>Lotus corniculatus</i> L. var. <i>japonicus</i> Regel		○		
114	ヤマウルシ	<i>Toxicodendron trichocarpum</i> (Miq.) Kuntze		○		
115	ヤマヌカホ	<i>Agrostis clavata</i> Trin. var. <i>clavata</i>		○		
116	ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.		○		
117	ヤマノコギリソウ	<i>Achillea alpina</i> L. var. <i>discoidea</i> (Regel) Kitam.			○	
118	ヤマハギ	<i>Lespedeza bicolor</i> Turcz.		○		
119	ヤマハハコ	<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth. et Hook.f. subsp. <i>margaritacea</i>			○	
120	ヤマハンノキ	<i>Alnus hirsuta</i> (Spach) Turcz. ex Rupr. var. <i>sibirica</i> (Spach) C.K.Schneid.		○		
121	ヤマフジ	<i>Wisteria brachybotrys</i> Siebold et Zucc.		○		フジの誤同定?
122	ヤマブドウ	<i>Vitis coignetiae</i> Pulliat ex Planch.		○		
123	ヨモギ	<i>Artemisia indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H.Hara		○		
124	リンドウ	<i>Gentiana scabra</i> Bunge var. <i>buergeri</i> (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.		○	○	
125	レンゲツツジ	<i>Rhododendron molle</i> (Blume) G.Don subsp. <i>japonicum</i> (A.Gray) K.Kron			○	
126	ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) A. et D.Löve		○	○	

※ 外来植物と判別できないため△とした。

表 2.4 現在と過去の半自然草原群落の種組成の比較

種名	生活型	ススキ優占型			シバ優占型		岩田シバ型	種名	生活型	ススキ優占型			シバ優占型		岩田シバ型
		Ms I n=21	Ms II n=10	岩田ススキ型 n=50	Zj I n=10	Zj II n=12				Ms I n=21	Ms II n=10	岩田ススキ型 n=50	Zj I n=10	Zj II n=12	
「共通種群A」															
ヨモギ	H	II	V	II	II			「共通種群C」	H				V	V	V
ノコンギク	H	II	V	I		r		アズマギク	H				IV	V	IV
オカトラノオ	H	IV	I	III		I		オオチドメ	Ch	I	I		V	V	III
ワラビ	G	IV	I	III				ウツボグサ	H				V	V	I
コナラ	MM	III	I	I				ウマノアシガタ	H				III	V	III
クリ	MM	II	II	I				オトギリソウ	H				V	III	II
ヤマハギ	N	V		III				ヒメハギ	H				III	IV	I
アキカラマツ	H	IV		I				オキナグサ	G		II		II	V	I
トリアシショウマ	H	IV		I				チャシバ	H				II	III	II
オトコヨモギ	H	III		II				エゾフユノハナワラビ	G		III		I	V	I
シラヤマギク	H	III		I		r		ウメバチソウ	H				I	III	II
トウギボウシ	G	III		I		r		センボンヤリ	H				II	II	I
ヒカゲスゲ	H	III		I		I		キンミズヒキ	H		IV	II	II	I	I
ヤマノイモ	G	I		I				センブリ	Th				II	I	I
「共通種群B」								アリノトウグサ	Ch			I	IV		I
ツルウメモドキ	M	III	IV					シロツメクサ	H					II	IV
ナンブアザミ	H	IV	I					ゲンノシヨウコ	H		V			IV	I
タチツボスミレ	H	I	IV					スズメノヤリ	H					III	I
ガマズミ	N	II	III					オオバコ	H					II	II
アキノキリンソウ	H	II	I			IV		ミヤコグサ	H					I	II
サルトリイバラ	N	II	I					キジムシロ	H	I				I	I
タムラソウ	H	II	I					「共通種群D」							
ノブドウ	M	I	II					オオキマフスズ	H				III	V	
タガネソウ	H	I	I					ヤマスカボ	H		r		III	V	
ミズナラ	MM	I	I			r		ヤマハハコ	H				IV	III	r
「Ms I 型種群」								ネジバナ	H		r		III	III	
オオアブラソウ	H	V		I				シロスミレ	H				II	IV	
ヒメシダ	H	III						アザミ属 sp.*1	H				II	II	
アカネ	G	II						ヤマオダマキ	H				I	III	
オケラ	H	II				r		ノアザミ	H		r		II	I	
カセンソウ	H	II						「Zj I 型種群」							
キバナイカリソウ	G	II						ハナニガナ	H	I			V	I	r
タカトウダイ	G	II						ハルガヤ	H		r		V		
チヂミザサ	Ch	II						ヒメスゲ	H				IV		
ハネガヤ	H	II						ズミ	M				III		
ヒヨドリバナ	H	II						チシマザサ	N				III		
ミヤコザサ	Ch	II						エゾオヤマリンドウ	H				III		
モミジイチゴ	N	II						ヤナギラン	G				II		
ヤマハッカ	H	II						「Zj II 型種群」							
アオイスミレ	H	I						ヒロハノカワラサイコ	H			I	V		
エビソウ	M	I						ミミナグサ	H				V		
チゴユリ	G	I						オニウシノケグサ	H				IV		
ホタルカズラ	H	I						キバナカワラマツバ	H				III		
「Ms II 型種群」								スゲ属 sp.*2	H				III		
ノイバラ	N	V				I	I	ナガハグサ	H				III		
エゴノキ	M	III						ニガナ属 sp.*3	H				III		
タニウツギ	N	III						ハナイカリ	Th				III		
メマツヨイグサ	Th	III						ホソバヒカゲスゲ	H				III		
「岩田ススキ型 ⁰ 種群」								ムラサキツメクサ	H				III		
イヌモギ	H	r		II				ヤナギタンポポ	G				III		
オミナエシ	Ch			II				リンドウ	H	r		r	III		r
トダシバ	H	r		II				アオカモジグサ	H				II		
メドハギ	H			II				エゾタンポポ	H				II		
キタノオアザミ	-			I		r		エゾノアオイスミレ	H				II		
スギナ	G			I				クルマバナ	H		I	r	II		r
ツボスミレ	H			I				スズラン	H			r	II		
ツルマメ	H			I				ノハラアザミ	H				II		
ナライシダ	H			I				ヤマホタルブクロ	H				II		
ヤマフジ	M			I				「岩田シバ型 ⁰ 種群」							
「共通種群E」								ウシノケグサ	H					II	
ススキ	H	IV	V	V	IV	I	I	エゾオオバコ	H					II	
ミツバツチグサ	H	IV	V	II	V	V	II	エゾタチツボスミレ	H					II	
ナワシロイチゴ	N	III	III	I	II	I		ヒメキンミズヒキ	H					II	
キツネヤナギ	N	III	I	I	I	III	I	オクヤマザサ	N					I	
ツリガネニンジン	H	II		I	III	I		カワラサイコ	H					I	
ニガナ	H			I		II		セイヨウタンポポ	H					I	
エゾカワラマツバ	H			I		I		ツルキンバイ	H					I	
オオマツヨイグサ	Th			I		I		ヒメジョオン	Th		II	r		I	
シバ	H			I		I		ホソバノヤマハハコ	H					I	
スミレ	H			I		I		ヤマノコギリソウ	H					I	

【Explanatory notes】 Raunkiaer's life form

MM: Megaphanerophyte and Mesophanerophyte (大形地上植物), M: Microphanerophyte (小形地上植物)	Presency Frequency (%)	Presency Frequency (%)	Presency Frequency (%)
N: Nanophanerophyte (微小地上植物), Ch: Chamaephyte (地表植物), H: Hemicyrptophyte (半地中植物)	r	0~5	II ~40
G: Geophyte (地中植物), Th: Therophyte (一年生植物または二年生植物)	I	~20	III ~60
			V ~80
			IV ~100

*1 アザミ属 sp. はノアザミまたはノハラアザミ *2 スゲ属 sp. はチャシバスゲまたはヒメスゲ *3 ニガナ属 sp. はハナニガナまたはシロバナニガナ, タカサゴソウ
 ※ 岩田ススキ型は, 岩田(1971)で「採草地としてのススキ草地」として示された4箇所の組成表を, 岩田シバ型は, 岩田(1971)で「山間部放牧地のシバ草地」として示された6箇所の組成表をまとめた。種名はオオバギボウシをトウギボウシに, ナライシダをホソバナライシダに, エゾカワラマツバをエゾノカワラマツバに各々変更したが, それ以外は原記載のとおりとした。
 ※※ 下線の種は, ノハナシヨウブススキ群集の標徴種, 二重下線の種はアズマギク-シバ群集の標徴種及び区分種, ゲンノシヨウコ-シバ群集標徴種

の出現頻度が高く，ススキ群落構成種のアキノキリンソウ *Solidago virgaurea* L. subsp. *asiatica* (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara や外来植物のハルガヤを含む Zj I 型種群により，Zj II 型は絶滅危惧種のヒロハノカワラサイコ *Potentilla niponica* Th.Wolf の出現頻度も高いが，牧草のオニウシノケグサやナガハグサなど外来植物を含む Zj II 型種群により各々特徴づけられた（表 2.4）。岩田シバ型はシバ優占型（Zj I 型，Zj II 型）との共通種群 C が認められた（表 2.4）

2.3.4 現在と過去の群落の管理条件

現在の群落の各群落型における管理条件及び管理履歴を表 2.5 にまとめた。Ms I 型は火入れの履歴があり，刈取りや火入れによりススキ群落が維持されていた（写真 2.3 左上）。Ms II 型は牧場が放棄されたススキ群落と，そこを近年造成した茅場で，茅場は刈取りなどによりススキ群落が維持されていた（写真 2.3 右上）。Zj I 型は放牧地が放棄されたが，近年は草原景観維持を目的とした刈取りによりシバ群落として成立していた一方，Zj II 型は古くからの放牧地でシバ群落が維持されていた（写真 2.3 左下）が，草地造成が行われたため，牧場の一部にシバ群落が残存していた。

過去の群落の管理条件は，岩田ススキ型は，ほとんどの調査地で毎年もしくは 2～4 年間隔で春季の火入れ，秋季の採草が行われており（表 2.1），火入れ，刈取りのいずれかが毎年行われている Ms I 型や毎年刈取りが行われているもしくは放棄された Ms II 型とは管理条件が異なっていた。岩田シバ型は，古くからの放牧地が多く（表 2.1），Zj II 型と共通していた。しかしながら，放牧頭数の減少や草地造成によるシバ群落の減少が指摘されている（岩田 1971）。

2.3.5 現在の群落の立地環境



写真 2.3 現在の半自然草原群落の管理

左上：刈取り（盛岡-1,2 のススキ草原）,

右上：刈り取ったススキの島立てによる乾燥（金ヶ崎-1 の茅場）

左下：牛の放牧（葛巻 A のシバ草原）

右下：馬の放牧（八幡平 A 付近）

表 2.5 現在の群落型毎の管理条件及び管理履歴

群落型	調査地名	現在の管理条件等	管理履歴等
Ms I	花巻A	春季火入れ, ワラビ収穫	・1911年以前から火入れ、過去には馬の飼料のため採草
	花巻B	春季火入れ	・1971年頃から火入れ, アツモリソウ移植地として整備
	盛岡-1	年1回刈取り(秋季)	・1955年頃まで一帯は採草地, 火入れも実施
	盛岡-2	年1回刈取り(秋季), サクラ植栽下	・1970年市公園開設
Ms II	金ヶ崎-1	年2回刈取り (春季掃除刈り, 秋季茅収穫)	・1971年旧岩手県肉牛生産公社の牧場として造成, 1993年頃まで採草, その後放棄(岩手茅葺伝承委員会編2009)
	金ヶ崎-2	放棄	・2000年から岩手茅葺伝承委員会により茅場造成(岩手茅葺伝承委員会編2009)
Zj I	八幡平A	年2回刈取り(夏季, 秋季)刈った草木はまとめて野焼き	・一帯はかつて牛馬の放牧地や採草地として春季に火入れ(杜陵高速印刷2002)
	八幡平B	年1回刈取り(秋季), 刈った草木はまとめて野焼き	・1996年まで牧野組合が放牧, その後放棄(大橋めぐみ2007) ・2003年頃から地元ボランティア団体等による草刈り実施
Zj II	葛巻A	夏季放牧	・1952年から馬を主体に放牧(現在は牛の放牧)
	葛巻B	夏季放牧	・1975~1982年北上山系開発により草地造成(岩手県北上・奥羽山系開発整備促進協議会編1994)

現在の各群落型の群落高及び地際における相対光量子束密度と斜面傾斜，標高を表 2.6 に示した。群落高及び地際における相対光量子束密度の平均値は各々，Ms I 型が $70.00 \pm 34.10\%$ ， $5.21 \pm 2.69\%$ ，Ms II 型が $72.11 \pm 12.85\%$ ， $3.80 \pm 1.90\%$ ，Zj I 型が $94.81 \pm 0.68\%$ ， $70.23 \pm 13.81\%$ ，Zj II 型が $96.40 \pm 3.02\%$ ， $77.15 \pm 9.15\%$ であり，シバ優占型（Zj I 型，Zj II 型）がススキ優占型（Ms I 型，Ms II 型）に比べて群落高，地際ともに有意に高かった（Steel-Dwass： $p < 0.05$ ）（表 2.6）。

斜面傾斜の平均値は各々，Ms I 型で $18 \pm 5^\circ$ ，Ms II 型で $7 \pm 7^\circ$ ，Zj I 型で $3 \pm 4^\circ$ ，Zj II 型で $18 \pm 2^\circ$ であり，Ms I 型と Zj II 型が Ms II 型と Zj I 型に比べ有意に高かった（Steel-Dwass： $p < 0.05$ ）（表 2.6）。

調査地の標高は，Ms I 型で 295～760 m，Ms II 型で 230～245 m，Zj I 型で 845～925 m，Zj II 型で 880～1,000 m の各々範囲であった（表 2.6）。

2.3.6 現在の群落の遷移度及び多様度指数

現在の各群落型の遷移度及び多様度指数を表 2.7 に示した。遷移度の平均値は各々，Ms I 型で 624.64 ± 156.76 ，Ms II 型で 526.04 ± 159.19 ，Zj I 型で 196.49 ± 65.31 ，Zj II 型で 263.47 ± 69.82 であり，ススキ優占型（Ms I 型，Ms II 型）がシバ優占型（Zj I 型，Zj II 型）に比べ有意に高かった（Steel-Dwass： $p < 0.05$ ）（表 2.7）。Numata(1969)における日本の草原群落の遷移度の頻度分布曲線によると，Ms I 型はネザサ期，Ms II 型はススキ期とネザサ期の中間，Zj I 型はヒメジョオン期とシバ期の中間，Zj II 型はシバ期に当たる（図 2.2）。

多様度指数 Simpson's d の平均値は各々，Ms I 型で 12.50 ± 4.37 ，Ms II 型で 6.16 ± 1.14 ，Zj I 型で 10.29 ± 3.06 ，Zj II 型で 19.79 ± 7.07 であり，Zj II 型，Ms I 型と Zj I 型，Ms II 型の順で有意に高かった（Steel-Dwass： $p < 0.05$ ）（表 2.7）。同じく Shannon's H' では，Ms

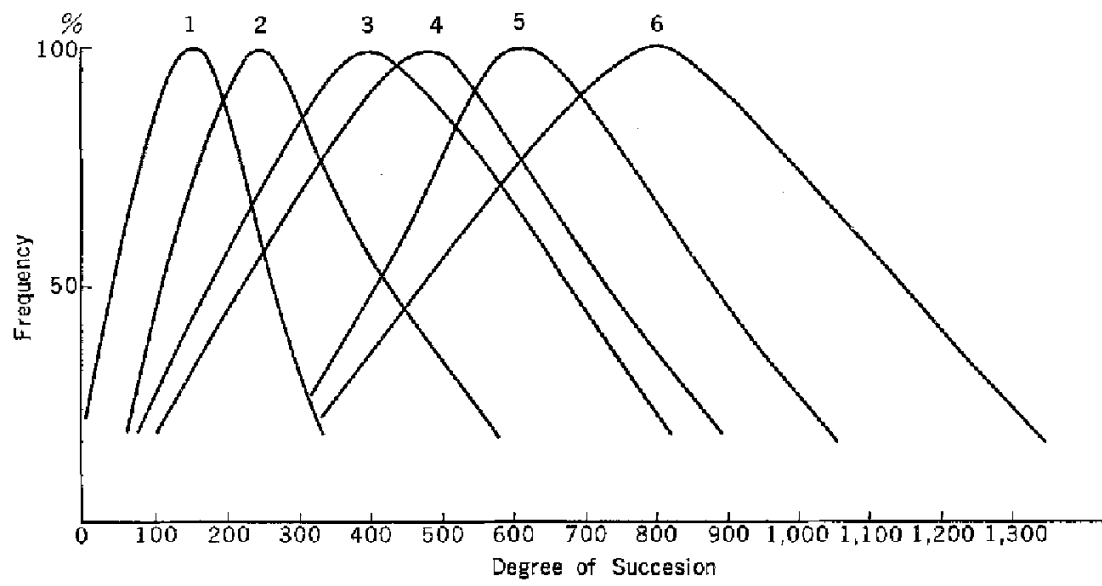


図 2.2 草原群落の遷移度の頻度分布曲線 (Numata 1969)

※ 1: ヒメジョオン期, 2: シバ期, 3: ワラビ期, 4: ススキ期, 5: ネザサ期,
6: ササ期

表 2.6 現在の群落型毎の立地環境条件

	Ms I n=21	Ms II n=10	Zj I n=12	Zj II n=10
相対光量子密度群落高(%)	70.00±34.10 b	72.11±12.85 b	94.81±0.68 a	96.40±3.02 a
同地際(%)	5.21±2.69 b	3.80±1.90 b	70.23±13.81 a	77.15±9.15 a
斜面傾斜(°)	18±5 a	7±7 b	3±2 b	18±4 a
標高(m)	295~760	230~245	845~925	880~1,000

※1 相対光量子束密度及び斜面傾斜は平均値±標準偏差，標高は値の範囲を示す

※2 異なるアルファベット間で有意差あり Steel-Dwass: $p<0.05$

表 2.7 現在の群落型毎の遷移度及び多様度指数

	Ms I n=21	Ms II n=10	Zj I n=12	Zj II n=10
遷移度(DS)	624.64±156.76 a	526.04±159.19 a	196.49±65.31 b	263.47±69.82 b
多様度指数(Simpson's d)	12.50±4.37 b	6.16±1.14 c	10.29±3.06 b	19.79±7.07 a
多様度指数(Shannon's H')	3.85±0.59 abc	3.23±0.22 c	3.78±0.28 b	4.48±0.49 a

※1 平均値±標準偏差

※2 異なるアルファベット間で有意差あり Steel-Dwass: $p<0.05$

I 型で 3.85 ± 0.59 , Ms II 型で 3.23 ± 0.22 , Zj I 型で 3.78 ± 0.28 , Zj II 型で 4.489 ± 0.49 であり, Ms I 型は有意な差がなかったが, Simpson's d と同様に Zj II 型, Zj I 型, Ms II 型の順で有意に高かった (Steel-Dwass: $p < 0.05$) (表 2.7)。

2.3.5 現在の群落の生活型組成

現在の各群落型の生活型組成を図 2.3 に示した。生活型組成は全ての群落型間で有意な差があった (カイ二乗検定: $p < 0.05$)。木本植物や藤本植物の生活型である地上植物 (MM+M+N) の割合は, Ms I 型が $24.7 \pm 9.1\%$, Ms II 型が $32.8 \pm 9.5\%$, Zj I 型が $8.2 \pm 6.5\%$, Zj II 型が $3.8 \pm 3.0\%$ であり, ススキ優占型がシバ優占型より高かった

2.4 考察

2.4.1 現在の半自然草原群落の特性

本研究で対象とした冷温帯に属する岩手県では, 残存する半自然草原群落は大きくススキ優占型 (Ms I 型, Ms II 型) とシバ優占型 (Zj I 型, Zj II 型) に分類された (図 2.1)。さらにススキ優占型は北上高地に位置する Ms I 型と奥羽山脈地域に位置する Ms II 型, シバ優占型は奥羽山脈地域に位置する Zj I 型と北上高地に位置する Zj II 型に各々分類された (図 2.1)。

Ms I 型と Ms II 型の分割に用いられた指標種はヤマハギとオオアブラススキであった。ヤマハギは, 火入れの慣行と密接な関係があることが指摘されており (岩田 1971), Ms I 型は現在火入れが行われていなくても, 過去に行われていたと考えられた。その一方, ヤマハギが出現しない Ms II 型は過去に火入れが行われていない, もしくは牧場や茅場として造成された際にオオアブラススキなどのス

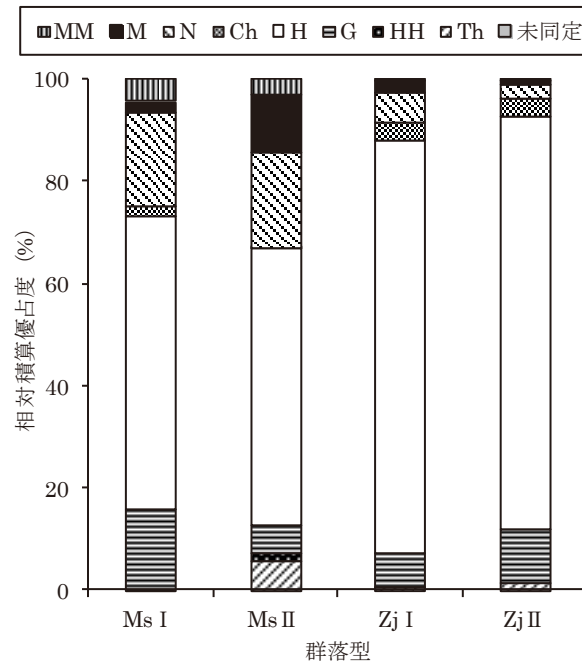


図 2.3 現在の群落型毎の生活型組成

※ 生活型の凡例は表 2.4 を参照のこと。

スキ群落構成種とともに消失した可能性が示唆された。

Zj I 型はススキが高頻度で出現し，さらにズミやチシマザサ *Sasa kurilensis* (Rupr.) Makino et Shibata が出現した (表 2.4)。生活型組成では Zj II 型より地上植物の割合が高いことから (図 2.3)，ススキ優占型と Zj II 型の中間的な群落であると考えられた。その一方，Zj II 型では絶滅危惧種のオキナグサの出現頻度が高かった (表 2.4)

ススキ優占型はシバ優占型に比べて遷移度が高く (表 2.7)，生活型組成で地上植物の割合が大きく (図 2.3)，相対光量子束密度が低かった (表 2.6)。これはススキ優占型では年 1~2 回の刈取り，火入れによって維持，もしくは放棄され，木本植物を多く含んだ長茎草原群落で，シバ優占型では放牧または年 1~2 回の刈取りで維持された短茎草原群落であるためと考えられた。現在刈取りが行われている Zj I 型は過去に放牧が行われ，その後放棄された (大橋 2007) が，高標高地で気象条件が厳しく，遷移進行は緩やかであったため，シバ群落は比較的長期にわたって残存したと考えられた。

岩手県の半自然草原は，低標高で集落近くの急斜面は日常の放牧地や採草地として，高標高で奥地の比較的平坦な箇所は夏季の放牧地として利用，維持されていた (千葉 1987; 大住 2005)。Zj I 型の立地は上記とよく合致し，Ms I 型では一部に高標高地も存在したが，ほぼ同様の条件であった。一方，Ms II 型は低標高の緩斜面に成立し，これは本地域において特有の緩やかな山の丘陵地形を利用してつくられた牧場に由来 (岩手茅葺伝承委員会編 2009) するためである。Zj II 型は高標高の急傾斜に分布したが，こちらは草地造成された際，牧場の縁であったため転換されなかったか，もしくは地形が険しいため牧草の播種にとどめたが，その後外来植物が優占しなかったため，シバ群落が残存できたと考えられた。

Ms I 型で外来植物が出現しなかった要因は，周囲に牧場などのシードソースとなる場所がないためと考えられた。Zj II 型はオニウシノケグサなどが高頻度で出現し，外来植物率が最も高い傾向にあっ

た。これは前述のとおり，ZjⅡ型では草地造成が行われたため，外来植物が侵入，定着したと考えられた。草地造成による土地利用の改変はシバ群落における植物種の生物多様性の低下をもたらすことが示唆された。

多様度指数は，概ねZjⅡ型，MsⅠ型及びZjⅡ型，MsⅡ型の順で高かった（表2.7）。一般に茅場はススキが密生するため，種の多様性が低いことが指摘されている（高橋2010）。MsⅡ型は，前記以外にも人工草地由来や造成された群落であること，周辺に草原性植物のシードソースがないことが，種多様性の低さの原因として考えられた。

以上の結果から，岩手県に残存する半自然草原群落で保全すべき群落型は，オオアブラススキなどの多くのススキ群落構成種を含むMsⅠ型と，種多様性が高く，オキナグサの出現頻度の高いことが特徴的であるZjⅡ型と考えられた。

2.4.2 現在と過去のススキ群落

現在の群落（ススキ優占型：MsⅠ型，MsⅡ型）と過去の群落（岩田ススキ型）の種組成を比較したところ，東北地方の代表的なススキ群落であるノハナショウブススキ群集（宮脇編1987；宮脇・奥田編1990）の標徴種は，MsⅠ型にナンブアザミが，岩田ススキ型に低頻度でノハナショウブが出現するのみであった（表2.4）。しかしながら，ノハナショウブススキ群集の構成種である，ヤマハギやオカトラノオ *Lysimachia clethroides* DubyなどがMsⅠ型と岩田ススキ型で各々出現し，MsⅡ型ではその多くを欠いていた（表2.4）。MsⅡ型は前述のとおり牧場や茅場として造成された群落であるため，これらのススキ群落構成種が欠落したと考えられた。また，MsⅠ型とMsⅡ型にはガマズミなど木本植物が出現し，生活型組成でも地上植物の割合が高い（図2.3）ことから，遷移進行が確認された。

Ms II 型と岩田ススキ型にはゲンノショウコやオキナグサなどシバ優占型との共通種群が認められた(表 2.4)。岩田ススキ型は毎年又は数年間隔で春季に火入れ, 毎年秋季に刈取りが行われていた。火入れと刈取りが両方行われることにより, 木本植物の生長が抑制され, 刈り残した草木やリター層がなくなり, 春季の地表の光環境が良好となるため, シバ優占型に出現する種の生育が可能であったと考えられた。また, Ms II 型は牧場由来であるため, 明るい光環境に生育する種が残存し, 茅場では秋季に刈取り(茅の収穫)を行った後, 春季にも刈取りが行われており, 過去の管理方法と同様の効果があると考えられた。

2.4.3 現在と過去のシバ群落

現在の群落(シバ優占型: Zj I 型, Zj II 型)と過去の群落(岩田シバ型)の種組成を比較したところ, ススキ群落と比べると共通種が多く(表 2.4 共通種群 C), 粗放的な管理下にみられるアズマギク-シバ群集(宮脇編 1987; 宮脇・奥田編 1990)の標徴種のアズマギク *Erigeron thunbergii* A.Gray subsp. *thunbergii* や集約的な管理下にみられるゲンノショウコ-シバ群集(宮脇編 1987; 宮脇・奥田編 1990)の標徴種のゲンノショウコなどが出現することから(表 2.4), 管理の程度によって両群集が混在していると考えられた。

Zj I 型ではチシマザサや木本植物のズミが出現し, 生活型組成では地上植物の割合が Zj II 型に比べ高いことから(図 2.3), 遷移進行が確認された。

2.4.4 現在の群落の保全策

Ms I 型で実施されている管理条件は, 火入れもしくは刈取りのみであり, 草木を刈って搬出しないため, それらの養分が土壤に蓄積される。草原性植物の多くは貧栄養の土壤条件下に生育しており(平

館ほか 2009), その保全には刈った草木を搬出することにより土壌の富栄養化を防ぐ必要がある。また, 過去の管理条件として春季の火入れと秋季の刈取りの両方を行うことにより, ススキ群落構成種に加えてシバ群落構成種が出現しており, このような管理手法は半自然草原群落の保全に有効であると考えられた。

過去の管理手法と同様な効果を創出するには, Ms II 型の茅場で行われている管理条件を参考とし, 秋季の刈取りのみの場合には, 刈った草木とともにリター層をレーキなどで群落外に持ち出すことが有効な管理手法であると考えられた。また, 火入れのみの場合には, 秋季の採草を併せて実施することが有効な管理手法であると考えられた。しかしながら, 刈り取った草木の処理では, バイオマス資源としての有効活用手法の確立(環境省 2012; 高橋 2014), 火入れでは防災上の対応(大窪 2001)が課題である。

Ms II 型は, 多くのススキ群落構成種が欠落し, 種多様性が低かった。これは群落の由来と周辺に構成種のシードソースがなかったためと考えられた。草地造成により外来植物が主体となった人工草地から在来種が主体となる半自然草原に復元する際, 周辺のシードソースの有無が期待される植生の復元を左右することが示唆された。造成された半自然草原群落の生物多様性を確保するには, 種子供給源である半自然草原群落のネットワーク化(小山ほか 2016)が重要であると考えられた。

Zj I 型の管理条件は年 1~2 回の刈取りで, チシマザサや木本植物の侵入や定着がみられた。シバ群落として維持するのであれば, 放牧を再開することが望ましいが, 放牧は経営的な問題が大きく, また家畜の管理や衛生上などに問題がある(大窪 2001)。刈取りは他の方法と比べ作業の安全性や衛生面で優れ, 最も一般的な管理方法であり(大窪 2001), ボランティアの活用も期待できる。このため放牧の再開ではなく, 刈取り頻度を増加することにより, 木本植物などの抑制を図ることが今後の管理条件として提案された。しかしながら, 2014 年から調査地付近において, シバ草原の復活を目的

とした馬の放牧が行われており（写真 2.3 右下）、その成果に期待したい。Zj II 型のようなオキナグサの出現頻度が高いシバ群落の保全には放牧の継続が重要と考えられるが、前述のとおり急傾斜や牧場の縁であるため、放牧にはあまり適さない立地であり、利用の停止が危惧される。

先行研究（小柳ほか 2007）では、種多様性の高い残存したススキ群落であっても、周辺土地利用の影響や管理条件の変化などにより、種組成の質的低下が指摘されている。本研究でも残存する群落の質的变化や遷移進行が確認され、保全策として刈った草木を群落外に搬出するなど管理条件の改善が急務であると考えられた。このように、現存する半自然草原群落の現状を把握し、過去のデータと比較することにより、現存する半自然草原群落の保全すべき群落や保全策を提案する、半自然草原群落の植生管理システムを構築することが可能である。

第 3 章 希少な草原性チョウ類の生息地保全に関する研究

3.1 はじめに

第 2 章では冷温帯における中生から乾生的な半自然草原群落のススキ群落とシバ群落を対象として、現存する群落を把握し、過去の群落の種組成や管理条件と比較することにより、現存する半自然草原群落の保全策を検討する、半自然草原群落の植生管理システムを提案した。本章では、冷温帯における湿生的な半自然草原群落であるヨシ群落のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地を対象とし、種間関係の保全を目的とした、実践的な植生管理を行った。

3.1.1 調査対象種のゴマシジミ

本研究では、北海道から九州にかけて局地的に分布し、各地で個体群の減少や局所絶滅が進んでいる（矢後ほか 2016）草原性チョウ類のゴマシジミの中でも、ゴマシジミ北海道・東北亜種（写真 1.1 右,同 3.1）を事例対象種としてとりあげた。本種は環境省版レッドデータブック 2014（環境省編 2015a）で事例対象種を含む 4 亜種が記載され、その減少・絶滅要因としては、生息地の開発及び遷移進行、乱獲などが挙げられている（環境省編 2015a；矢後ほか 2016）。

ゴマシジミ北海道・東北亜種は食草であるナガボノワレモコウ（写真 3.1）の花穂に産卵し（写真 3.1 右）、孵化した幼虫は、初め食草の花穂の花芯の中を被食する。幼虫は成長すると地面に降りて、ハラクシケアリ（写真 3.2 上）の巣に運ばれ、その幼虫を被食するという、特殊な生活史を有している（福田ほか 1984；渡辺 1998）（写真 3.2 下,図 3.1）。

岩手県のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地は幼虫の食草ナガボノワレモコウや寄主アリが生息する湿生群落である。本亜種は、前述のとおり環境省版レッドデータブック 2014（環境省編 2015a）



写真 3.1 ゴマシジミ北海道・東北亜種と食草ナガボノワレモコウ
左：吸蜜，右：産卵



写真 3.2 ハラクシケアリ（上）とハラクシケアリの巣の中にある
ゴマシジミの幼虫（下：渡辺 1998）
※ ハラクシケアリは黄色円内

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12(月)
ナガボノワレモコウ	<p>根生葉 出穂 開花 地上部 枯死</p>											
ゴマシジミ生活史	幼虫(肉食) アリ巢中					蛹	成虫 卵	幼虫 (草食) 穂中	幼虫 (肉食) アリ巢中			

図 3.1 ゴマシジミ北海道・東北亜種の生活史と食草のナガボノワレモコウのフェノロジーとの関係

※ 工藤(2000)を改図

では準絶滅危惧に指定されているが，北海道や青森県に比べると岩手県の生息地は限られている。そのため，2002年に「岩手県希少野生動植物の保護に関する条例」の指定希少野生動植物に指定され，捕獲等が禁止されている。岩手県の本亜種生息地は県内陸中部と沿岸北部であるが，内陸中部の生息地は隔離分布しており，特にその保全が重要である（新井・新井 2012）。

3.1.2 ゴマシジミの寄主アリの特異性

ゴマシジミの寄主アリであるハラクシケアリ（旧分類ではシワクシケアリ）は，DNAを用いた分類により，5つの遺伝的隠蔽系統に分化し，これらの分布や生息環境，営巣場所は異なることが明らかになっている（Ueda et al. 2012, 2013; 寺山ほか 2014; 坂本 2015）。ゴマシジミと同属種であるオオゴマシジミ *Phengaris arionides* も寄主アリはハラクシケアリ隠蔽種群であるが，ゴマシジミとオオゴマシジミは各々草原性，森林性と生息環境が異なることから，異なる系統を宿主とする可能性がある。

そこで，日本のゴマシジミ及びオオゴマシジミの生息地において，各々の幼虫が寄生したハラクシケアリ隠蔽種群の巣において，アリのサンプルを採集し DNA 解析を行った。その結果，ゴマシジミ，オオゴマシジミは各々ハラクシケアリ，モリクシケアリという異なる系統のハラクシケアリ隠蔽種に寄生するという特異性を示した（Ueda et al. 2016）。

3.1.3 本研究の目的

既往研究（新井 2012）から，食草のナガボノワレモコウの生育する湿生群落を保全するためには，競合種であるヨシ *Phragmites australis* Trin. ex Steud.（写真 3.3 上）の優占度を低下させて遷移の進行を抑制し，光環境条件を改善する刈取りなどの植生管理の



写真 3.3 調査地に出現した植物

上：ヨシ，白い花はサワヒヨドリ

左下：カサスゲ，中下：ホソバノヨツバムグラ，右下：イソノキ

必要性が指摘された。また，ヨシの優占で光環境条件が悪化し，ナガボノワレモコウの花穂数が少なくなっていたため，これを増加させることも管理の目標の一つとして提案された。

そこで本研究では，2010年に調査枠を設定したゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地に隣接する同様な立地環境である湿生群落において，チョウ類と食草，寄主アリとの種間関係を保全するために有効な植生管理手法を明らかにすることを目的として，実践的な刈取り実験を行い，検証することとした。

3.2 調査地及び調査方法

3.2.1 調査地

調査地は，岩手県内陸部盛岡市のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地（面積約 0.3ha）及び隣接する同様な立地環境の湿生群落である。調査地は，牧場の敷地内にあり，上流から流入する幅 1m の小河川により，ヨシが優占する湿地になっている。本生息地一帯は，1932年までは広い湿地が存在し，ゴマシジミ北海道・東北亜種の生息可能な範囲は広がったと考えられるが，1948年以降農地開拓や宅地造成といった開発により湿地面積は縮小し，現在は孤立している（工藤 2000；吉田 2006）。

本調査地は，内陸中部の隔離分布地の一つとして重要（新井・新井 2012）な位置付けにあるが，既にゴマシジミ北海道・東北亜種の生息個体数の減少が確認されている。これは前述のとおり孤立した生息地であることや，2002年に本亜種が指定希少野生動植物に指定され，土地所有者が行っていた管理が停止したことから，植生遷移が進行し生息環境が悪化したためと考えられる。

調査地から約 7km 離れた観測地データによると，1981年から 30年間にわたる年平均気温の平均値は 10.2℃，年降水量の平均値は 1,266.0mm（気象業務支援センター編 2012），地域は内陸性気候を

示す（岩手県編 2001）。また，調査地域の植生帯は夏緑広葉樹林帯にあたる（宮脇・奥田編 1990）。

3.2.2 実験設定

ゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地に隣接する湿生群落に2010年に実験処理区を設定した（図 3.2, 写真 3.4 左上）。本湿生群落では2009年まで土地管理者が刈取り管理を行っていたが，実験処理区の設定に伴い管理を停止し，2011年から刈取り処理を開始した。実験処理区は，刈取り処理を行った刈取り区と対照区に分けられ，両区において5m×5mのプロットを各5プロット設定した（写真 3.4 右上, 左下, 図 3.2, 表 3.1）。

一般に多年生植物に最も抑制効果のある刈取り時期は，植物種の最大生長期であることが知られている（吉田 1976; 前中・大窪 1997; 大窪 2001）。本調査では食草の競合種であるヨシの場合，8月を中心とした夏季となる。しかしながら，この時期はゴマシジミ北海道・東北亜種の成虫発生時期（7月下旬から8月下旬）と重なり，本種の保全には不適と判断される。このため，刈取り区における実験の刈取り処理は6月に設定した。

しかしながら，2011年6月に刈取り区で全ての草木の刈取り（全草刈り）を行ったが，食草の花穂数が減少するなど負の影響が考えられた（Arai 2012）。このことから，2012年は6月に選択的に食草のみを残す刈取り処理を行った（表 3.1）。このため，これらを一連の刈取り処理として取り扱った。刈取りは周辺効果を考慮し，調査を行う5m×5mを中心にその周囲1mを含めた7m×7mについて実施した。

ゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地では，前述のとおり2002年以降管理が停止し，生息環境が悪化したため，2006年から毎年11月に土地所有者や行政関係者などによって，全草刈りを実施している。この刈取り処理は，ヨシが同化産物の地下部への転流を終え



写真 3.4 各試験区の状況

- 左上：実験処理区処理前（2010年8月31日撮影）
- 右上：処理開始2年目の刈取り区（2012年9月3日撮影）
- 左下：処理開始2年目の対照区（2012年9月3日撮影）
- 右下：処理開始2年目の保全区（2012年9月6日撮影）

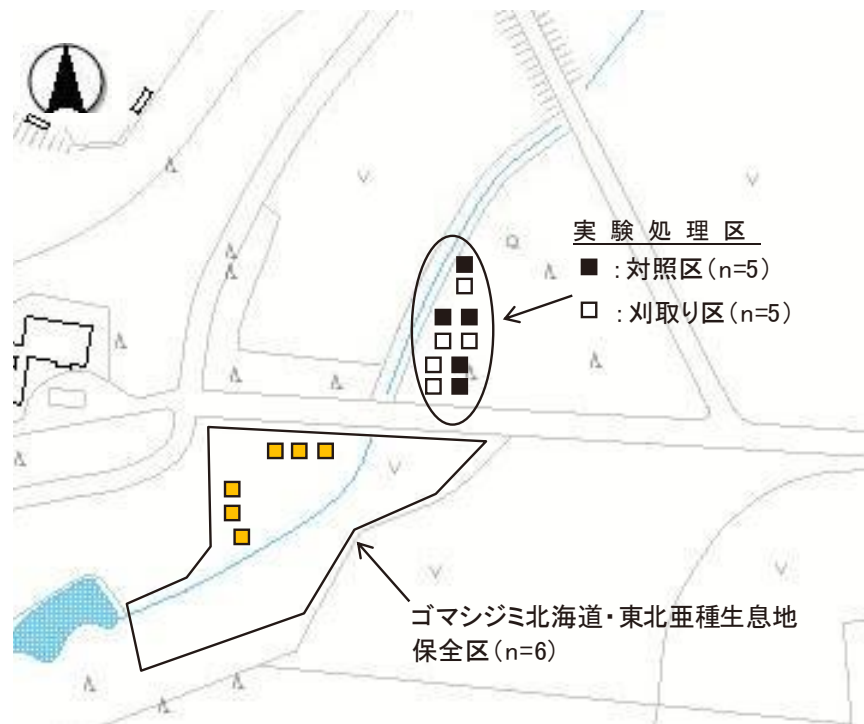


図 3.2 各試験区の設置状況

表 3.1 調査項目及び実験設定と実施年月

項目	2010年		2011年		2012年	
	8-9月	11月	6月	8-9月	11月	6月 8-9月
植生調査	○		○	○		○ ○
立地環境調査						
相対照度	○		○	○		○ ○
相対光量子束密度			○	○		○ ○
土壌含水率			○	○		○ ○
食草シュート調査	○			○		○ ○
実験処理区						
対照区 (n=5)						
刈取り区 (n=5)			●			●
			全草			食草残
保全区 (n=6)		●		●		
		全草		全草		

○: 調査実施、●: 刈取り実施

た時期となるため、抑制効果が低いと考えられた（新井 2012）が、急な管理の変更はチョウ類への負の影響も懸念されたため、まずは同管理を継続することとし、保全区を設定のうえ、実験処理区と同様に 6 プロット設定した（写真 3.4 右下, 図 3.2, 表 3.1）。その上でモニタリング調査を行い、前記の実験処理区と比較考察することとした。

3.2.3 調査項目

植生調査は、主に植物社会学的植生調査法（Braun-Blanquet 1964）を用い、植被率と群落高、各出現種の被度及び群度、植物高を測定した。立地環境調査は、植生調査と同時に光環境調査と土壌含水率の測定を行った。光環境調査は、相対照度については TENMARS ELECTRO-NICS 社製 TM-205 を用いて、食草のナガボノワレモコウの根出葉が生育する高さである群落の地際から約 15cm 離れた箇所を各プロット内でランダムに 9 箇所測定した。群落の上層はヨシが優占し群落高は 2~3m となるため、その箇所を群落内とした。相対光量子束密度については、小糸工業（株）製 MEMORY SENSER MES-136 を用いて、群落の上層及び群落内を相対照度と同様に測定した。なお、2010 年は機器が入手できず、群落内の相対照度のみを測定したため、相対光量子束密度の値は、2011 年と 2012 年の両者の関係式 $y=1.1496x-5.5455$ ($R^2=0.9242$, $p<0.01$) より推定値を算出したものである。土壌含水率は Campbell 社製 Hydrosense（似 TDR 式、プローブ長 120mm）を用い、数日間降雨がなかった日の正午前後に各プロット内でランダムに 9 箇所測定した。

ゴマシジミ北海道・東北亜種の初期の幼虫は、食草であるナガボノワレモコウの花穂の花芯の中を食べるため（福田ほか 1984）、その生息地保全には、食草のシュート数やシュート当たりの花穂数が重要となる。このことから、各プロットにおいて食草のシュート数とシュートごとの花穂数を測定した（食草シュート調査）。2010 年

は、ゴマシジミ北海道・東北亜種の成虫の発生が終わった8月下旬から9月上旬（夏季）に、植生調査と食草シュート調査、立地環境調査を行った（表3.1）。2011年及び2012年は、6月の刈取り処理前に植生調査と立地環境調査を行い、夏季に植生調査と立地環境調査、食草シュート調査を行った（表3.1）。なお、2010年の上記のデータの一部は、新井（2012）の報文でも用いられたものである。

また、継続調査では、ゴマシジミ北海道・東北亜種と寄生関係にあるハラクシケアリ（旧分類ではシワクシケアリ）を含むアリ相の調査を行った。調査は2015年6月に実験処理区において、アルミカップに3倍希釈したハチミツ1ccを入れ、各プロットにランダムに5か所設置し、2時間放置した後、アリ類の種類を記録のうえ、その数を計測した。

3.2.4 解析方法

植生調査から得られた、被度の中間値を用いて被度百分率に換算したデータから、各種の被度百分率と植物高により積算優占度（ SDR_2 ）（沼田 1965）と相対積算優占度（ SDR_2' ）（沼田 1965）を算出した。群落の階層構造から食草のナガボノワレモコウが他種にどの程度被陰され、競合しているか解析する際、出現したプロットのみにおいて各種の植物高と被度百分率の平均値を用いた。両測度の積は優占度としての評価に一般的に用いられる。群落の種組成と構造を解析する際、生活型分類には Raunkiaer の休眠型を用い、「改訂新版日本植生便覧」（宮脇ほか編 1994）に基づいたが、ズミは小型地上植物（M）とした。生活型組成の比較には、優占程度を考慮するため、各種の相対積算優占度の値を用いた。食草と優占種であるヨシとの競合関係を評価するため、両種の積算優占度を用いた。なお、食草とヨシとの群落内での関係を検討するため、両種ともに出現したプロットについて検討した。

統計処理には、R ver. 2.14.1（R Core Development Team）を用

い、2010年及び2012年のデータについて検討した。2010年のデータは、実験処理区は刈取り処理前であるため、実験処理前とし、対照区と刈取り区を同一群落として取り扱った。実験処理前と保全区の比較において、相対光量子束密度や生活型組成、積算優占度、食草のシュート数及び花穂数にはU検定を用いた。2012年のデータは、対照区と刈取り区、保全区間の多重比較を行い、相対光量子束密度や土壌含水率、生活型組成、積算優占度、食草のシュート数及び花穂数にはSteel-Dwassを用いた。

3.3 結果

3.3.1 群落の種組成

2010年と2012年の夏季における実験処理区と保全区の常在度表を表3.2に示した。実験処理区と保全区を合わせた総出現種数は2010年が73種、2012年が100種であった。実験開始時の2010年夏季のデータから、保全区と実験処理前に共通な種群はヨシやヒメシダ *Thelypteris palustris* (Salisb.) Schott, ヒメシロネ *Lycopus maackianus* (Maxim. ex Herder) Makino, サワヒヨドリ *Eupatorium lindleyanum* DC. var. *lindleyanum*, ナガボノワレモコウ, ウナギツカミ *Persicaria sagittata* (L.) H.Gross var. *sibirica* (Meisn.) Miyabeなどで、湿生の多年生草本や一、二年生草本の常在度が高く、両区は湿生高茎草原群落と認識された(新井2012)。また、両区ではススキの常在度も高かった。保全区では、カサスゲ *Carex dispalata* Boott (写真3.3左下) やサワギキョウ *Lobelia sessilifolia* Lamb., ホソバノヨツバムグラ *Galium trifidum* L. subsp. *columbianum* (Rydb.) Hultén (写真3.3中下) などの湿生多年生草本が特徴的に出現し、ヨシクラスのカサスゲ群集(宮脇・奥田編1990)に近い群落であると考えられた。実験処理前では保全区よりもナガボノワレモコウの常在度は低く、カ

表 3.2 実験開始 2 年目における実験処理区及び保全区の常在度

No.	種名	生活型	2010年夏季*		2012年夏季			No.	種名	生活型	2010年夏季*		2012年夏季		
			実験処理前	保全区	実験処理区 対照区	刈取り区	保全区				実験処理前	保全区	実験処理区 対照区	刈取り区	保全区
			n=10	n=6	n=5	n=5	n=6				n=10	n=6	n=5	n=5	n=6
「種群1」															
1	ウマヤナギ <i>Berchemia racemosa</i> Siebold et Zucc.	N	V	I	V	V	I	54	カサスケ <i>Carex dispalata</i> Boott	HH		IV			V
2	スイカズラ <i>Lonicera japonica</i> Thunb.	N	IV	I	V	IV	I	55	ツリフネソウ <i>Impatiens textorii</i> Miq.	Th		IV			V
3	スズタケ <i>Sasa borealis</i> (Hack.) Makino et Shibata	N	IV		IV	V		56	ホンバノヨツバムグラ <i>Galium trifidum</i> L. subsp. columbianum (Rydb.) Hultén	H			II		V
4	ツタ <i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.	M			III	IV		57	ハンノキ <i>Alnus japonica</i> (Thunb.) Steud.	MM		IV			IV
5	ハイメツゲ <i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>radicans</i> (Nakai) Murai	N	I	I	III	II		58	サウキョウ <i>Lobelia sessilifolia</i> Lamb.	HH		III			III
6	ヒメナミキ <i>Scutellaria dependens</i> Maxim.	HH			II	III		59	テゴザサ <i>Isachne globosa</i> (Thunb.) Kuntze	HH					III
7	ヤブカラン <i>Cayratia japonica</i> (Thunb.) Gagnep.	G	II		II	III		60	アゼガヤ <i>Leptochloa chinensis</i> (L.) Nees	Th		I			II
8	オトギリソウ <i>Hypericum erectum</i> Thunb.	HH	II		II	II		61	アカネ <i>Rubia argyi</i> (H.Lév. et Vaniot) H.Hara ex Lauener et D.K.Ferguson	G		I			I
9	カラコギカエデ <i>Acer ginnala</i> Maxim. var. <i>aidzuense</i> (Franch.) Pax	N	I		II	II		62	ウグイスカグラ <i>Lonicera gracilipes</i> Miq. var. <i>glabra</i> Miq.	N					I
10	イソノキ <i>Frangula crenata</i> (Siebold et Zucc.) Miq.	N	II		II	I		63	エビヅル <i>Vitis ficifolia</i> Bunge	M		I			I
11	ウメモドキ <i>Ilex serrata</i> Thunb.	N	I		II	I		64	カキドオシ <i>Glechoma hederacea</i> L. subsp. <i>grandis</i> (A.Gray) H.Hara	H					I
12	ノブドウ <i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>Heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.	M	I		II	I		65	カンボク <i>Viburnum opulus</i> L. var. <i>sargentii</i> (Koehne) Takeda	N		I			I
13	ミドリヒメワラビ <i>Thelypteris viridifrons</i> Tagawa	H			II	I		66	コウヤワラビ <i>Onoclea sensibilis</i> L. var. <i>interrupta</i> Maxim.	G		I			I
14	オニドコロ <i>Dioscorea tokoro</i> Makino	G			I	I		67	タカトウダイ <i>Euphorbia lasiocaula</i> Boiss.	G					I
15	ヤマグラブ <i>Morus australis</i> Poir.	M	II		I	I		68	タムラソウ <i>Serratula coronata</i> L. subsp. <i>insularis</i> (Ijima) Kitam.	H		II			I
「種群2」															
16	ヤブメ <i>Amphicarpaea bracteata</i> (L.) Fernald subsp. <i>edgeworthii</i> (Benth.) H.Ohashi var. <i>japonica</i> (Oliv.) H.Ohashi	Th	II		II		II	70	ヒルガオ <i>Calystegia pubescens</i> Lindl.	G					I
17	ガマズミ <i>Viburnum dilatatum</i> Thunb.	N	I	I	II		I	71	ヤマハツカ <i>Isodon inflexus</i> (Thunb.) Kudô	H		I			I
18	コマツカサスキ <i>Scirpus fuirenoideus</i> Maxim.	HH	I	II	I		II	72	ヤママルソウ <i>Omphalodes japonica</i> (Thunb.) Maxim.	H					I
19	ハリイ <i>Eleocharis congesta</i> D.Don var. <i>japonica</i> (Miq.) T.Koyama	Th			I		II	「共通種」							
20	ゲンナンショウ <i>Geranium thunbergii</i> Siebold ex Lindl. et Paxton	H	I		I		I	73	ウナギツカミ <i>Persicaria sagittata</i> (L.) H.Gross var. <i>sibirica</i> (Meisn.) Miyabe	Th	V	IV	V	V	V
「種群3」															
21	アカバナ <i>Epilobium pyrricholophum</i> Franch. et Sav.	HH	III	I		IV	III	74	ヒメシダ <i>Thelypteris palustris</i> (Salisb.) Schott	H	V	V	V	V	V
22	ドクダミ <i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	G		I	II		II	75	ヒメシロネ <i>Lycopodium maackianus</i> (Maxim. ex Herder) Makino	HH	IV	V	V	V	V
23	アオコウガイゼキショウ <i>Juncus papillosus</i> Franch. et Sav.	H			I		I	76	チダケサシ <i>Astilbe microphylla</i> Knoll	H	IV	II	V	V	V
「種群4」															
24	ツタウルシ <i>Toxicodendron orientale</i> Greene	M			III			77	サフヒヨドリ <i>Eupatorium lindleyanum</i> DC. var. <i>lindleyanum</i>	HH	V	IV	V	V	IV
25	ナワシロイチゴ <i>Rubus parvifolius</i> L.	N			III			78	クサヨシ <i>Phalaris arundinacea</i> L.	H	IV	IV	IV	V	V
26	ズミ <i>Malus toringo</i> (Siebold) Siebold ex de Vriese	M	I		II			79	クサレダマ <i>Lysimachia vulgaris</i> L. var. <i>auricularis</i> (Ledeb.) R.Knuth	HH	V	IV	IV	V	V
27	イシミカフ <i>Persicaria perfoliata</i> (L.) H.Gross	Th			I			80	ススキ <i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	H	IV	V	IV	V	V
28	イボタノキ <i>Ligustrum obtusifolium</i> Siebold et Zucc.	N			I			81	ヨシ <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	HH	V	V	IV	V	V
29	ガマ <i>Typha latifolia</i> L.	HH	I		I			82	イバラ <i>Rosa multiflora</i> Thunb.	N	V	II	V	V	III
30	キンミズヒキ <i>Agrimonia pilosa</i> Ledeb. var. <i>japonica</i> (Miq.) Nakai	H	I		I			83	ミノソバ <i>Persicaria thunbergii</i> (Siebold et Zucc.) H.Gross	Th	V	III	V	IV	III
31	コウガイゼキショウ <i>Juncus prismatocarpus</i> R.Br. subsp. <i>leschenaultii</i> (J.Gay ex Laharpe)	HH			I			84	ナガボノワレモコウ <i>Sanguisorba tenuifolia</i> Fisch. ex Link	H	IV	V	IV	III	V
32	コジュズ <i>Carex parviflora</i> Boott var. <i>macroglolla</i> (Franch. et Sav.) Ohwi	H			I			85	アブラガヤ <i>Scirpus wichurae</i> Boeck. f. <i>concolor</i> (Maxim.) Ohwi	HH	V	II	III	V	II
33	スギ <i>Cryptomeria japonica</i> (L.f.) D.Don	MM			I			86	ノハナシヨウ <i>Iris ensata</i> Thunb. var. <i>spontanea</i> (Makino) Nakai ex Makino et Nemoto	H	III	II	IV	II	III
34	ヌルチ <i>Rhus javanica</i> L. var. <i>chinensis</i> (Mill.) T.Yamaz.	M	I		I			87	ミツハツチグリ <i>Potentilla freyniana</i> Bornm.	H		I	III	IV	II
35	ポタンヅル <i>Clematis apiifolia</i> DC. var. <i>apiifolia</i>	N	I		I			88	ナンバアザミ <i>Cirsium makinoi</i> Kadota	H	III	II	III	III	II
36	ヤエムグラ <i>Galium spurium</i> L. var. <i>echinospermon</i> (Walr.) Desp.	Th			I			89	オオアワダチソウ <i>Solidago gigantea</i> Aiton subsp. <i>serotina</i> (Kuntze) McNeill	H	I	III	II	I	IV
「種群5」															
37	ツボスミレ <i>Viola verecunda</i> A.Gray	H			V		I	90	イグサ <i>Juncus decipiens</i> (Buchenau) Nakai	HH	II	III	II	III	II
38	アンソウ <i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A.Camus	Th			II			91	コバギボウシ <i>Hosta sieboldii</i> (Paxton) J.W.Ingram var. <i>sieboldii</i> f. <i>spatulata</i> (Miq.) W.G.Schmid	HH		I	II	III	II
39	アメリカセンダングサ <i>Bidens frondosa</i> L.	Th	III		II			92	ノコンギク <i>Aster microcephalus</i> (Miq.) Franch. et Sav. var. <i>ovatus</i> (Franch. et Sav.) Soejima et Motito	H	I	I	II	III	II
40	オオチドメ <i>Hydrocotyle ramiflora</i> Maxim.	Ch			III			93	オニスゲ <i>Carex dickinsii</i> Franch. et Sav.	HH	V	I	III	II	I
41	ゴウソ <i>Carex maximowiczii</i> Miq.	HH			III			94	カラハナソウ <i>Humulus lupulus</i> L. var. <i>cordifolius</i> (Miq.) Maxim. ex Franch. et Sav.	G	II	II	II	II	II
42	スカキビ <i>Panicum bisulcatum</i> Thunb.	Th	I	III	III			95	ヤノネグサ <i>Persicaria muricata</i> (Meisn.) Nemoto	Th			III	I	I
43	スギナ <i>Equisetum arvense</i> L.	G		I	II			96	ミズタマソウ <i>Circaea mollis</i> Siebold et Zucc.	H	III		II	I	I
44	ツユクサ <i>Commelina communis</i> L.	Th	II		II			97	ヨモギ <i>Artemisia indica</i> Willd. var. <i>maximowiczii</i> (Nakai) H.Hara	H	II		II	II	I
45	ヒメジソ <i>Mosla dianthera</i> (Buch.-Ham. ex Roxb.) Maxim.	Th	I		II			98	アゼスゲ <i>Carex thunbergii</i> Steud.	HH	I	I	I	II	II
46	フジ <i>Wisteria floribunda</i> (Willd.) DC.	MM	I		I			99	ワラビ <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn subsp. <i>japonicum</i> (Nakai) Á. et D.Löve	G	I	I	II	I	I
47	アキノノゲシ <i>Lactuca indica</i> L.	Th	I		II			100	アカビ <i>Akebia quinata</i> (Houtt.) Decne.	M			I	II	I
48	イタチハギ <i>Amorpha fruticosa</i> L. シロバナカモメヅル <i>Vincetoxicum</i> <i>sublanceolatum</i> (Miq.) Maxim. var. <i>macranthum</i> Maxim.	N	I		I			101	ヒメジョオン <i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Th	I				
49	マコトソウ <i>Carex omissa</i> Franch. et Sav. var. <i>omiana</i>	HH			I			102	コカメヅル <i>Tylophora floribunda</i> Miq.	G					
50	ガガイモ <i>Metaplexis japonica</i> (Thunb.) Makino	G	I		I			103	ザゼンソウ <i>Symplocarpus renifolius</i> Schott ex Tzelev	G					
51	タカアザミ <i>Cirsium pendulum</i> Fisch. ex DC.	Th			I			【凡例】生活型 常在度 出現頻度(%) 常在度 出現頻度(%) MM: 大形地上植物 Ch: 地表植物 HH: 水湿植物 r 0~5 III ~60 M: 小形地上植物 H: 半地上植物 Th: 一年生植物または I ~20 IV ~80 N: 微小地上植物 G: 地中植物 二年生植物 II ~40 V ~100							
52	ヒメグサ <i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Hassk. var. <i>leiolepis</i> (Franch. et Sav.) T.Koyama	H	I		I										
53	ヤチカワズスゲ <i>Carex omiana</i> Franch. et Sav. var. <i>omiana</i>	HH			I										

※ 2010年夏季のデータは、新井(2012)から引用した。ただし、新井(2012)で無処理区とした調査区は、2011年から刈取り処理を開始した実験処理区と同じであり、実験処理前とした。実験処理前のカナムグラはカラハナソウ、保全区のノブドウはエビヅルの誤同定であったため削除した。

サスゲやサワギキョウなどの湿生多年生草本が出現せず，木本植物・藤本植物のクマヤナギ *Berchemia racemose* Siebold et Zucc. やイソノキ *Frangula crenata* (Siebold et Zucc.) Miq. (写真 3.3 右下)，スイカズラ *Lonicera japonica* Thunb.，スズタケ *Sasa borealis* (Hack.) Makino et Shibata など，湿生多年生草本ではオニスゲ *Carex dickinsii* Franch. et Sav.の常在度が高いことが特徴的であった。

2010年と2012年の夏季データを比較すると，実験処理区の刈取り区では，ツボスミレ *Viola verecunda* A.Gray やアシボソ *Microstegium vimineum* (Trin.) A.Camus など明るい環境に生育する多年生草本や一，二年生草本の常在度が高くなり，一方，対照区ではツタウルシ *Toxicodendron orientale* Greene やナワシロイチゴ *Rubus parvifolius* L.といった夏緑藤本や夏緑低木の常在度が高くなった。実験処理区と保全区ともに，ヨシやナガボノワレモコウの常在度には大きな変化はみられなかった。

3.3.2 立地環境

2010年と2012年の夏季において，実験処理区及び保全区の群落上層，群落内の相対光量子束密度の平均値を図 3.3 に，土壌含水率の平均値を図 3.4 に各々示した。

2010年の夏季では，群落内の相対光量子束密度は，実験処理前が $28.32 \pm 9.32\%$ (平均値 \pm 標準偏差)，保全区が $15.92 \pm 14.21\%$ で，有意な差はなかった (U 検定: $p > 0.05$) (図 3.3)。

2012年の夏季では，群落上層及び群落内の相対光量子束密度は，対照区が各々 $75.01 \pm 15.70\%$ ， $14.63 \pm 3.14\%$ ，刈取り区が各々 $77.26 \pm 17.57\%$ ， $36.76 \pm 4.11\%$ ，保全区が各々 $95.35 \pm 1.87\%$ ， $14.38 \pm 7.00\%$ で，群落上層は保全区が対照区と刈取り区に比べ有意に高く，群落内は刈取り区が対照区と保全区に比べ有意に高かった (Steel-Dwass: $p < 0.05$) (図 3.3)。

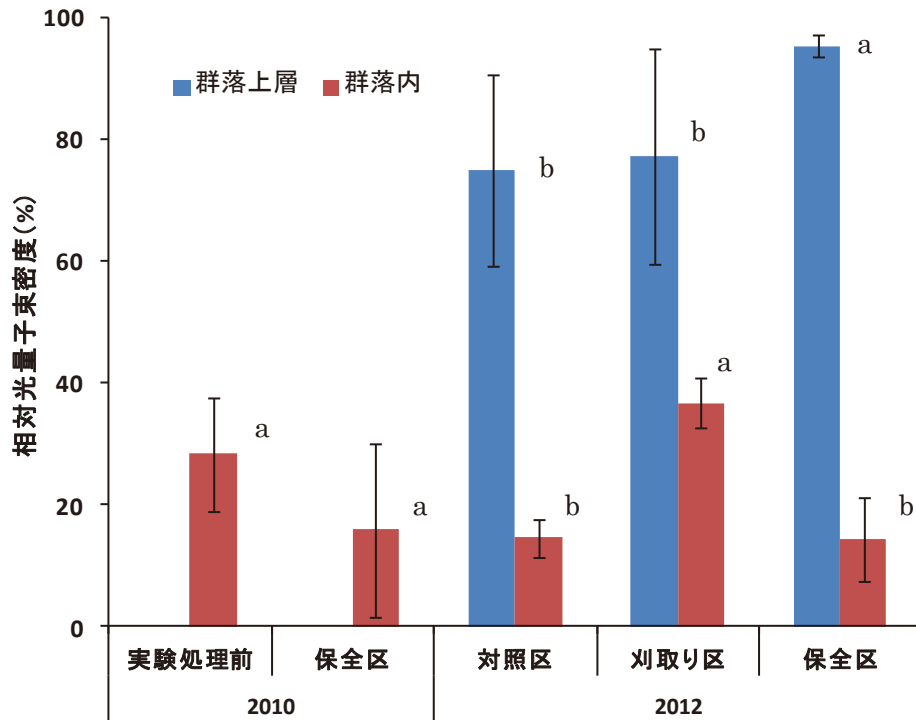


図 3.3 実験処理区及び保全区の群落上層と群落内における
相対光量子束密度（2010年，2012年夏季）

※1 エラーバーは標準偏差を示す

※2 異なるアルファベット間で有意差あり

2010年はU検定： $p < 0.05$ ，2012年はSteel-Dwass： $p < 0.05$

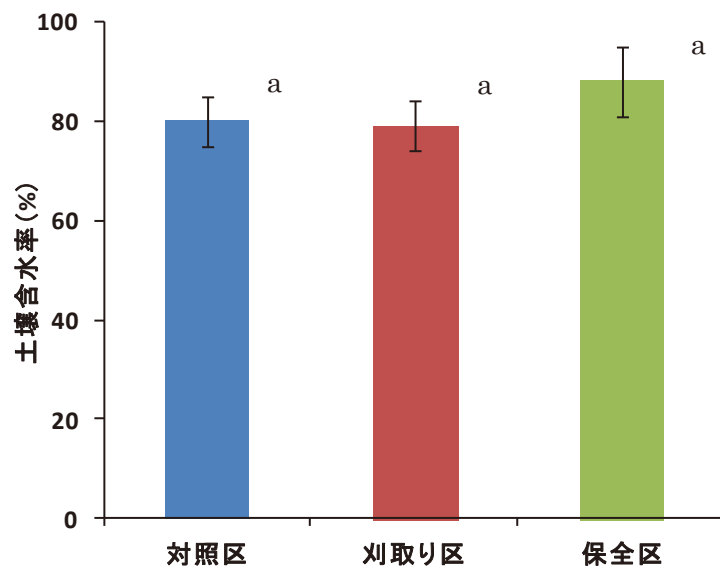


図 3.4 実験処理区及び保全区の土壌含水率（2012年夏季）

※1 エラーバーは標準偏差を示す

※2 異なるアルファベット間で有意差あり Steel-Dwass： $p < 0.05$

土壌含水率は，2012年の夏季では，対照区が $80\pm 8\%$ ，刈取り区が $79\pm 11\%$ ，保全区が $88\pm 11\%$ で，各区間には有意な差はなかった（Steel-Dwass： $p > 0.05$ ）（図 3.4）。

3.3.3 群落の階層構造

2010年と2012年の夏季において，実験処理区及び保全区に出現した各種の植物高と被度百分率の平均値を図 3.5 に示した。なお，出現頻度が20%（常在度 I）以下の種は図示を省略した。

2010年では，実験処理前や保全区は，群落上層ではヨシやススキが優占するため，ナガボノワレモコウは大きく被陰されていた。2012年では，刈取り区はそれらの被陰程度が対照区や保全区と比べ小さかった。その一方，対照区ではヨシが群落上層で優占し，その被陰が大きくなるとともに，ナガボノワレモコウはスイカズラといった藤本植物やイソノキなどの木本植物に被陰され，競合するようになった。保全区は刈取り区と比べてヨシやススキの植物高は高く，植被率も大きかった。

3.3.4 生活型組成

2010年と2012年の夏季における実験処理区及び保全区的生活型毎の相対積算優占度の平均値を図 3.6 に示した。2010年では，ハンノキ *Alnus japonica* など大型地上植物（MM）の割合は実験処理前が $0.37\pm 1.18\%$ ，保全区が $5.81\pm 5.12\%$ と保全区が有意に高かった（U検定： $p < 0.05$ ）。また，スイカズラやクマヤナギなど微小地上植物（N）の割合は実験処理前が $14.14\pm 4.36\%$ ，保全区が $3.64\pm 6.92\%$ と実験処理前が有意に高かった（U検定： $p < 0.05$ ）。

2012年では，地上植物（MM+M+N）の割合は対照区が $27.62\pm 3.16\%$ ，刈取り区が $13.29\pm 2.88\%$ ，保全区が $9.97\pm 7.04\%$ と，対照区が刈取り区と保全区より有意に高かった（Steel-Dwass： $p < 0.05$ ）。

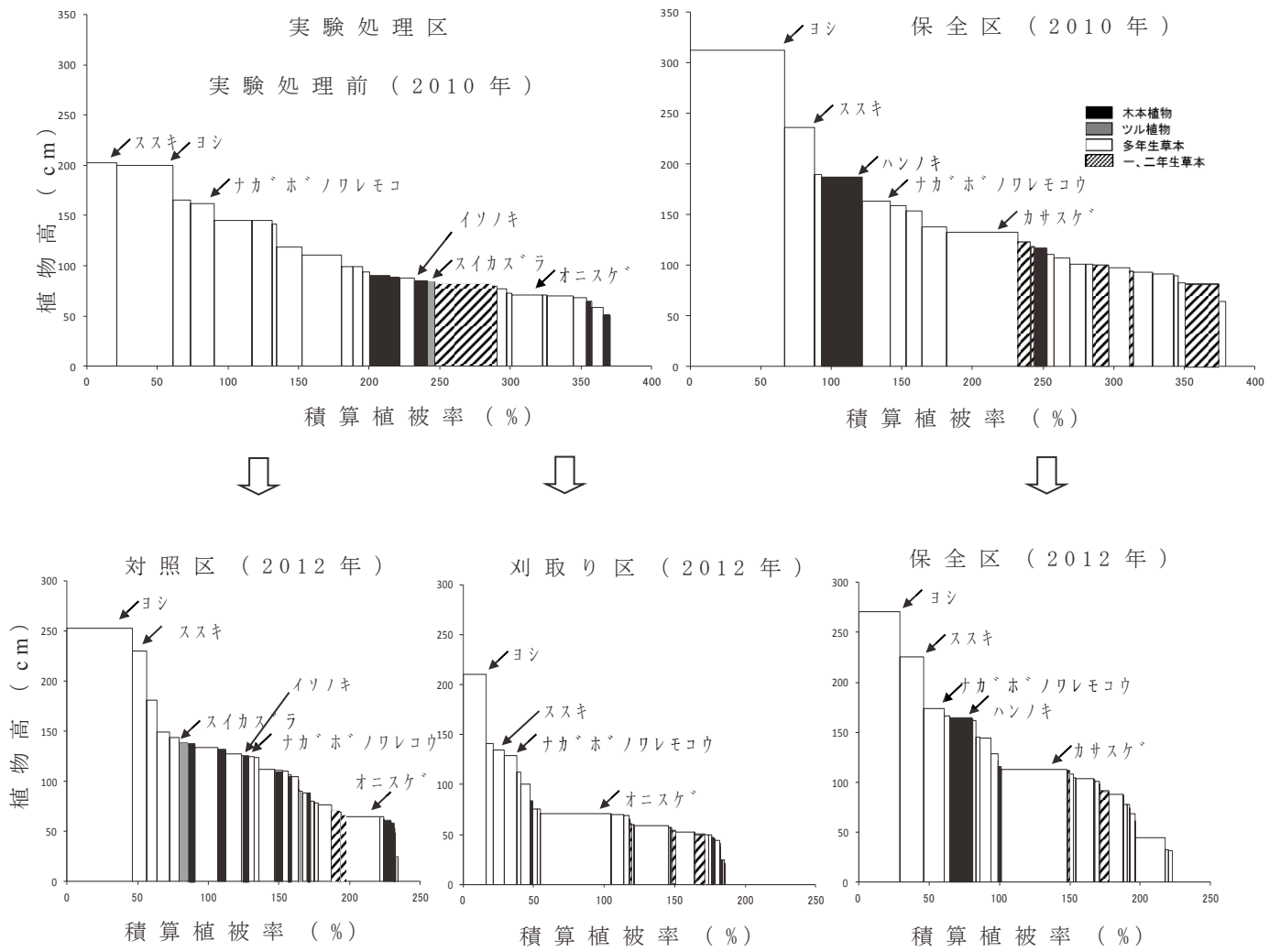


図 3.5 実験処理及び保全区における群落の階層構造の変化
(2010年, 2012年夏季)

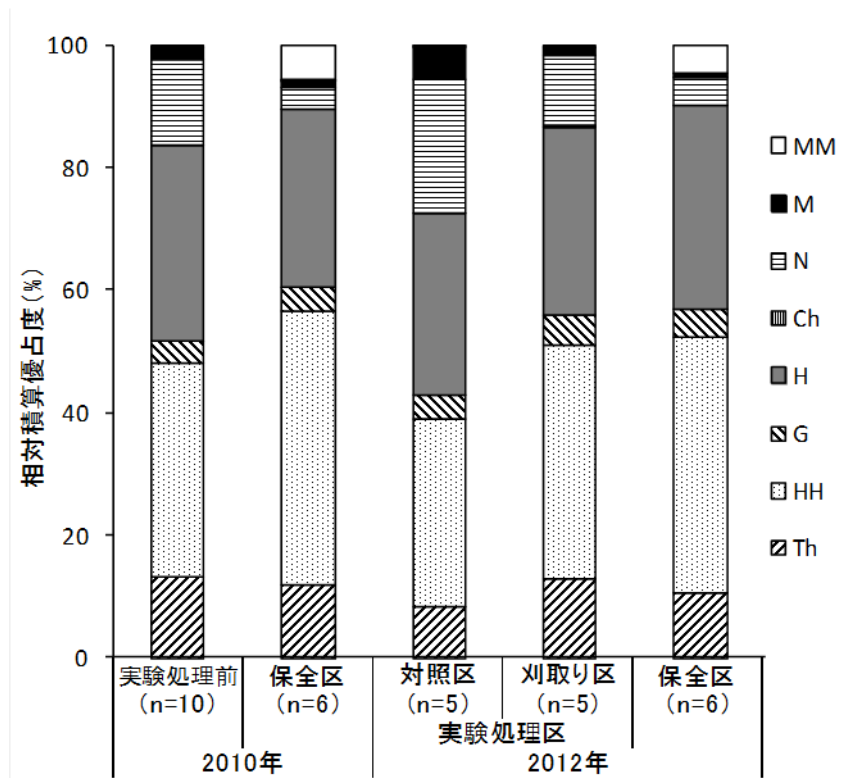


図 3.6 実験処理区及び保全区の生活型組成の変化

(2010年, 2012年夏季)

- ※1 2010年のデータは, 新井(2012)から引用した。ただし, 新井(2012)で無処理区とした調査区は, 2011年から刈取り処理を開始した実験処理区と同じであり, 実験処理前とし, 誤同定のため一部改変した。
- ※2 生活型の凡例は, 表3.2を参照のこと。

微小地上植物(N)の割合は対照区が $21.88 \pm 2.27\%$ 、刈取り区が $11.51 \pm 2.74\%$ 、保全区が $4.44 \pm 6.93\%$ と、地上植物と同様に対照区が刈取り区と保全区より有意に高かった (Steel-Dwass : $p < 0.05$)。

3.3.5 食草と競合種ヨシの優占度

2010年と2012年夏季の実験処理区及び保全区における食草ナガボノワレモコウと競合種であるヨシの積算優占度の平均値を表 3.3 に示した。

2010年のナガボノワレモコウとヨシの積算優占度は各々、実験処理前が 51.47 ± 14.02 、 72.85 ± 18.62 、保全区が 45.36 ± 20.79 、 100.00 ± 0.00 であった (表 3.3)。両区間において、前者は有意な差がなかったが (U検定 : $p > 0.05$)、後者で保全区が実験処理前より有意に高かった (U検定 : $p < 0.05$)。

2012年ナガボノワレモコウとヨシの積算優占度の平均値は各々、対照区が 25.67 ± 15.53 、 83.20 ± 25.38 、刈取り区が 42.77 ± 8.47 、 61.33 ± 10.47 、保全区が 46.20 ± 19.69 、 72.42 ± 17.89 であった (表 3.3)。両種ともに各区間には有意な差はなかった (Steel-Dwass : $p > 0.05$)。

3.3.6 食草のシュート数と花穂数

2010年と2012年の実験処理区及び保全区における $5\text{m} \times 5\text{m}$ 当たりの食草ナガボノワレモコウのシュート数と1シュート当たりの花穂数の平均値について、表 3.4 に示した。なお、積算優占度と同様に食草とヨシとの競合関係をみるため、両種ともに出現したプロットについて検討した。

ナガボノワレモコウのシュート数は、2010年の実験処理前が 19 ± 11 本 / 25m^2 、保全区が 18 ± 17 本 / 25m^2 で、両区間には有意な差はなかった (U検定 : $p > 0.05$)。2012年では、対照区が 4 ± 4 本 /

表 3.3 実験処理区及び保全区におけるナガボノワレモコウとヨシの積算優占度（2010年，2012年夏季）

	2010		2012		
	実験処理前 n=6	保全区 n=6	対照区 n=3	刈取り区 n=3	保全区 n=6
ナガボノワレモコウ	51.47±14.02 a	45.36±20.79 a	25.67±15.53 a	42.77± 8.47 a	46.20±19.69 a
ヨシ	72.85±18.62 b	100.00± 0.00 a	83.20±25.38 a	61.33±10.47 a	72.42±17.89 a

※1 ナガボノワレモコウとヨシがともに出現したプロット ※2 平均値±標準偏差
 ※3 異なるアルファベット間で有意差あり 2010年はU検定，2012年は
 Steel-Dwass: $p < 0.05$

表 3.4 実験処理区及び保全区におけるナガボノワレモコウのシュート数と花穂数（2010年，2012年夏季）

	2010		2012		
	実験処理前	保全区	対照区	刈取り区	保全区
シュート数(本/25m ²)	19±11 a	18±17 a	4± 4 a	14±6 a	32±31 a
n=プロット数	n=6	n=6	n=3	n=3	n=6
花穂数(個/シュート)	14± 9 a	9± 7 b	17±14 a	8±7 a	10± 7 a
n=シュート数	n=113	n=106	n=13	n=42	n=191

※1 ナガボノワレモコウとヨシがともに出現したプロット ※2 平均値±標準偏差
 ※3 異なるアルファベット間で有意差あり 2010年はU検定: $p < 0.05$ ，2012年は
 Steel-Dwass 検定: $p < 0.05$
 ※4 2010年のデータは，新井（2012）から引用

25m²，刈取り区が 14±6 本 / 25m²，保全区が 32±31 本 / 25m² で，各区間には有意な差はなかった (Steel-Dwass : $p > 0.05$)。

花穂数は 2010 年で実験処理前が 14±9 個 / シュート (全シュート数=113)，保全区が 9±7 個 / シュート (全シュート数=106) で，実験処理前が有意に多かった (U 検定 : $p < 0.01$)。

2012 年では対照区が 17±14 個 / シュート (全シュート数=13)，刈取り区が 8±7 個 / シュート (全シュート数=42)，保全区が 10±7 個 / シュート (全シュート数=106) で，各区間には有意な差はなかった (Steel-Dwass : $p > 0.05$)。

3.3.7 実験処理区における継続調査

6 月に選択的に食草のみを残す刈取り処理の効果を把握するため，実験処理区において 2013, 2014 年まで継続調査を行い，さらに 2015 年にはアリ相の調査を行った (新井・大窪 2014a; Arai and Okubo 2016)。

食草ナガボノワレモコウ及び競合種であるヨシがともに出現したプロットにおいて，ナガボノワレモコウとヨシの優占度の平均値の推移を各々，図 3.7，図 3.8 に，ナガボノワレモコウのシュート数と 1 シュート当たりの花穂数の平均値の推移を各々，図 3.9，図 3.10 に示した。

ナガボノワレモコウの優占度は，2013 年の夏季では，対照区が 22.86±9.60，刈取り区が 49.96±12.12，2014 年の夏季では，対照区が 22.59±13.26，刈取り区が 41.70±15.96 で，有意な差はなかったが，刈取り区が大きい傾向にあった (U 検定 : $p > 0.05$) (図 3.7)。

ヨシの優占度は，2013 年の夏季では，対照区が 85.56±25.02，刈取り区が 71.11±25.02 であり，2014 年の夏季では，対照区が 85.56±25.02，刈取り区が 68.92±27.12 で，2013 年，2014 年ともに有意な差はなかったが，刈取り区が小さい傾向にあった (U 検定 : $p > 0.05$) (図 3.8)。

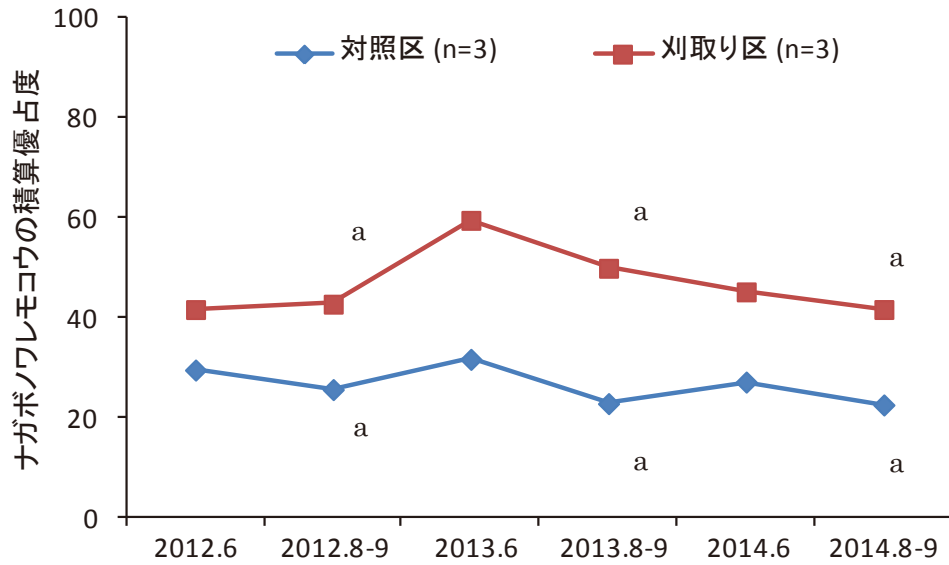


図 3.7 2012 年から 2014 年までの実験処理区におけるナガボノワレモコウの積算優占度

※1 2013 年のデータは，新井・大窪（2014a）による
 ※2 異なるアルファベット間で有意差あり U 検定： $p < 0.05$

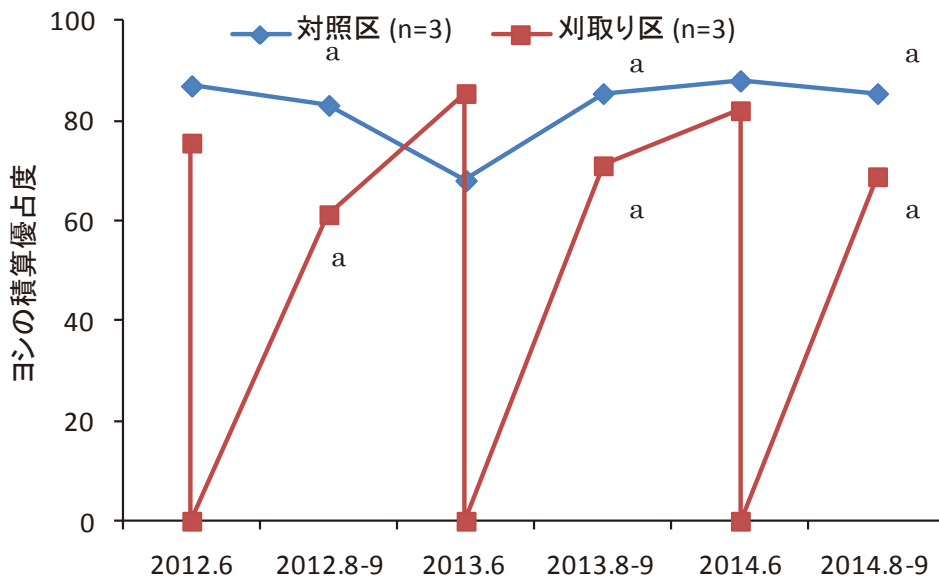


図 3.8 2012 年から 2014 年までの実験処理区におけるヨシの積算優占度

※1 2013 年のデータは，新井・大窪（2014a）による
 ※2 異なるアルファベット間で有意差あり U 検定： $p < 0.05$

ナガボノワレモコウのシュート数は，2013年の夏季では，対照区が 2 ± 2 本 / 25 m^2 ，刈取り区が 19 ± 6 本 / 25 m^2 ，2014年の夏季では，対照区が 6 ± 7 本 / 25 m^2 ，刈取り区が 27 ± 20 本 / 25 m^2 ，2013年，2014年ともに有意な差はなかった（U検定： $p > 0.05$ ）（図 3.9）。

ナガボノワレモコウの花穂数は，2013年の夏季では，対照区が 6 ± 5 個 / シュート（全シュート数=6），対照区が 11 ± 8 個 / シュート（全シュート数=56）であり，有意な差はなかったが（U検定： $p > 0.05$ ），2014年の夏季では，対照区が 4 ± 3 個 / シュート（全シュート数=17），刈取り区が 10 ± 6 個 / シュート（全シュート数=80）であり，刈取り区が有意に多くなった（U検定： $p < 0.05$ ）（図 3.10）。

さらに，アリ相調査の結果を表 3.5 に示した。ゴマシジミ北海道・東北亜種と寄生関係にあるハラクシケアリ（旧分類ではシワクシケアリ）の平均頭数は対照区が 149 ± 99 頭，刈取り区が 150 ± 110 頭で，同程度であった。

3.4 考察

3.4.1 各調査区の特徴

実験処理区の刈取り区では，対照区と共通してスイカズラなど藤本植物が出現し（表 3.2：種群 1），その一方で明るい環境に生育する一年生植物のアシボソなどが特徴的に出現した（表 3.2：種群 5）。また，生活型組成では刈取り区の地上植物（MM+M+N）や微小地上植物（N）の割合は対照区に比べ小さい値を示した（図 3.6）。これは，刈取り処理によって，遷移進行が抑制されるとともに，刈取りという攪乱を受けたためであると考えられた。刈取り区では，群落内の光環境条件が対照区や保全区と比較して良好であるため，群落上層における競合種のヨシなどによる食草のナガボノワレモコウへの被陰の低下が示唆された。2012年までの調査では，刈取り区における食草の優占度やシュート数，花穂数は対照区や保全区と有意な

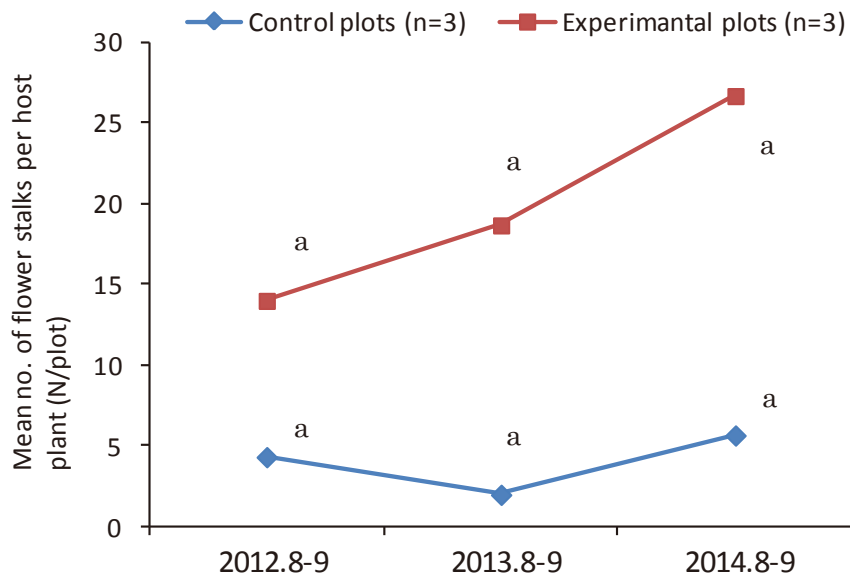


図 3.9 2012 年から 2014 年までの実験処理区におけるナガボノワレモコウのシュート数 (Arai and Okubo 2016)

※ 異なるアルファベット間で有意差あり U 検定 : $p < 0.05$

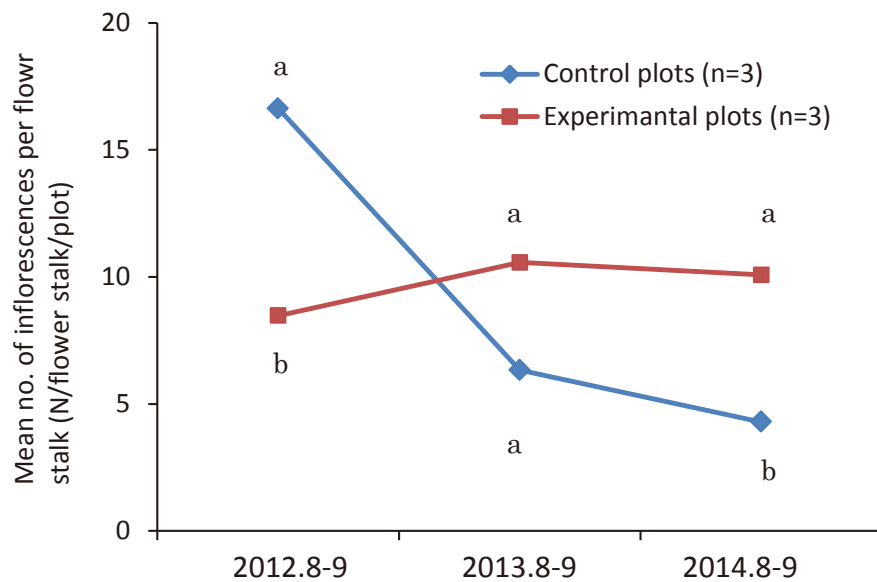


図 3.10 2012 年から 2014 年までの実験処理区におけるナガボノワレモコウの花穂数 (Arai and Okubo 2016)

※ 異なるアルファベット間で有意差あり U 検定 : $p < 0.05$

表 3.5 2015 年 6 月における対照区と刈取り区のアリ相 (Arai and Okubo 2016)

Ant species	Control plots					Total	Mean
	No. 9	No. 10	No. 11	No. 13	No. 21		
<i>Myrmica kotokui</i> (Host ant)	55	59	173	164	295	746	149
<i>Lasius japonicus</i>	1	5	0	0	0	6	1.2
<i>Camponotus japonicus</i>	0	2	0	0	0	2	0.4
<i>Paratrechina flavipes</i>	0	1	0	0	0	1	0.2

Ant species	Experimental plots					Total	Mean
	No. 6	No. 7	No. 8	No. 12	No. 20		
<i>Myrmica kotokui</i> (Host ant)	102	73	90	145	339	749	150
<i>Lasius japonicus</i>	23	0	2	0	0	25	5.0
<i>Camponotus japonicus</i>	1	0	0	0	0	1	0.2
<i>Paratrechina flavipes</i>	0	0	0	1	1	2	0.4

※ 1 確認頭数は各プロットに設定したトラップ 5 点の合計値

※ 2 *Myrmica kotokui*: 旧分類ではシワクシケアリ, ハラクシケアリ *Myrmica ruginodis*, *Lasius japonicus*: トビイロケアリ, *Camponotus japonicus*: クロオオアリ, *Paratrechina flavipes*: アメイロアリ

差はなかったが，継続調査により花穂数が対照区より多くなった。一方，対照区では，この区のみに出現する種群（表 3.2：種群 4）としてツタウルシやズミなど，藤本植物や木本植物がみられ，生活型組成（図 3.6）では地上植物や微小地上植物が刈取り区や保全区に比べ高い割合を示した。これは，刈取りが行われないことによって遷移が進行したものと考えられた。遷移進行とともに，対照区の群落上層ではヨシが優占し，イソノキなどの木本植物が増加することによって，群落内の光環境条件の低下が示唆された。

生息地の保全区では，保全区のみに出現する種群（表 3.2：種群 6）として，ツリフネソウ *Impatiens textorii* Miq. やハンノキがみられ，生活型組成（図 3.6）は後者の生活型である大形地上植物（MM）の割合が高い値を示した。ツリフネソウは刈取り区と同様に攪乱を受けたためと考えられ，ハンノキは年 1 回の刈取りによりその生長が抑制されているものと考えられた。仮に刈取りを停止すると，ハンノキなどが群落上層で食草をさらに被陰する可能性があり，生息地保全には刈取りの継続が必要であると考えられた。保全区で行われている 11 月の全草刈取り処理では，刈取り区に比べ群落内の光環境条件が低下しており，群落上層で食草と競合するヨシの優占度に差はなかったが，階層構造から群落の上層ではヨシが優占しており，本種の被陰が示唆された。

3.4.2 種間関係保全のための植生管理

本研究の刈取り区では前年 6 月に全草刈りをし，さらに当年 6 月に選択的に食草のみを残す刈取り処理を行ったため，これらを一連の刈取り処理として取り扱った。一連の刈取り処理は，群落上層のヨシや木本植物を抑制し，光環境条件を改善させる効果があったが，刈取り区の食草や競合種であるヨシの優占度，食草のシュート数や花穂数は他の処理と有意な差がなかった。また，一連の刈取り処理

では、前年の全草刈りの影響を受けるため、食草やヨシの成長量が小さくなったと推察され、6月に選択的に食草のみを残す刈取り処理の効果を正確に把握できなかった。このことから、継続調査を実施した結果、ヨシの抑制効果は確認されなかったが、前記効果に加えて、食草の花穂数の増加が確認された（図 3.10）。

食草のナガボノワレモコウは、種子散布とともに栄養繁殖による繁殖様式を有する。本種の地下器官型は、根茎が短く分岐し、狭い範囲に連絡体をつくる R_3 型であるため（浅野・桑原編 1990）、栄養繁殖を促すためにも、競合種となるヨシや木本植物の抑制が必要となる。刈取り区における6月の刈取りは、競合種のヨシの優占度を最も抑制できる最適時期ではないが、今回の実験では、有意差は認められなかったものの、ある程度の抑制効果があると推察された。

刈取り区及び対照区、保全区について、群落の状況や競合植生の高さの経年変化について模式図で表した（図 3.11）。刈取り区では、6月に選択的に食草のみを残す刈取り処理により、ゴマシジミ北海道・東北亜種の成虫発生時（食草の開花時）に、食草は競合するヨシなどの植生に被陰されず、良好な生息環境が維持される（図 3.11 上）。一方、刈取りを実施しない対照区では、ゴマシジミ北海道・東北亜種の成虫発生時に、食草は競合するヨシなどの周辺の植生に被陰されるとともに、年数の経過により遷移が進行し、木本植物や藤本植物にも被陰されるようになる（図 3.11 中）。保全区で行われている11月の全草刈取りは、刈取りにより木本植物の生長は抑制されるが、ゴマシジミ北海道・東北亜種の成虫発生時に、食草がヨシなどの植生に被陰される（図 3.11 下）。

また、ゴマシジミ北海道・東北亜種の幼虫と共生関係にあるハラクシケアリは比較的土壌水分の高いところに生息しており（工藤 2000；吉田 2006）、土壌の湿性条件を保つことが重要であると考えられる。刈取り処理の有無や時期の違いにより、土壌含水率に有意な差がなく（図 3.4）、処理4年後のハラクシケアリの生息数は刈取り区と対照区において同程度であったことから（表 3.5）、6月に選

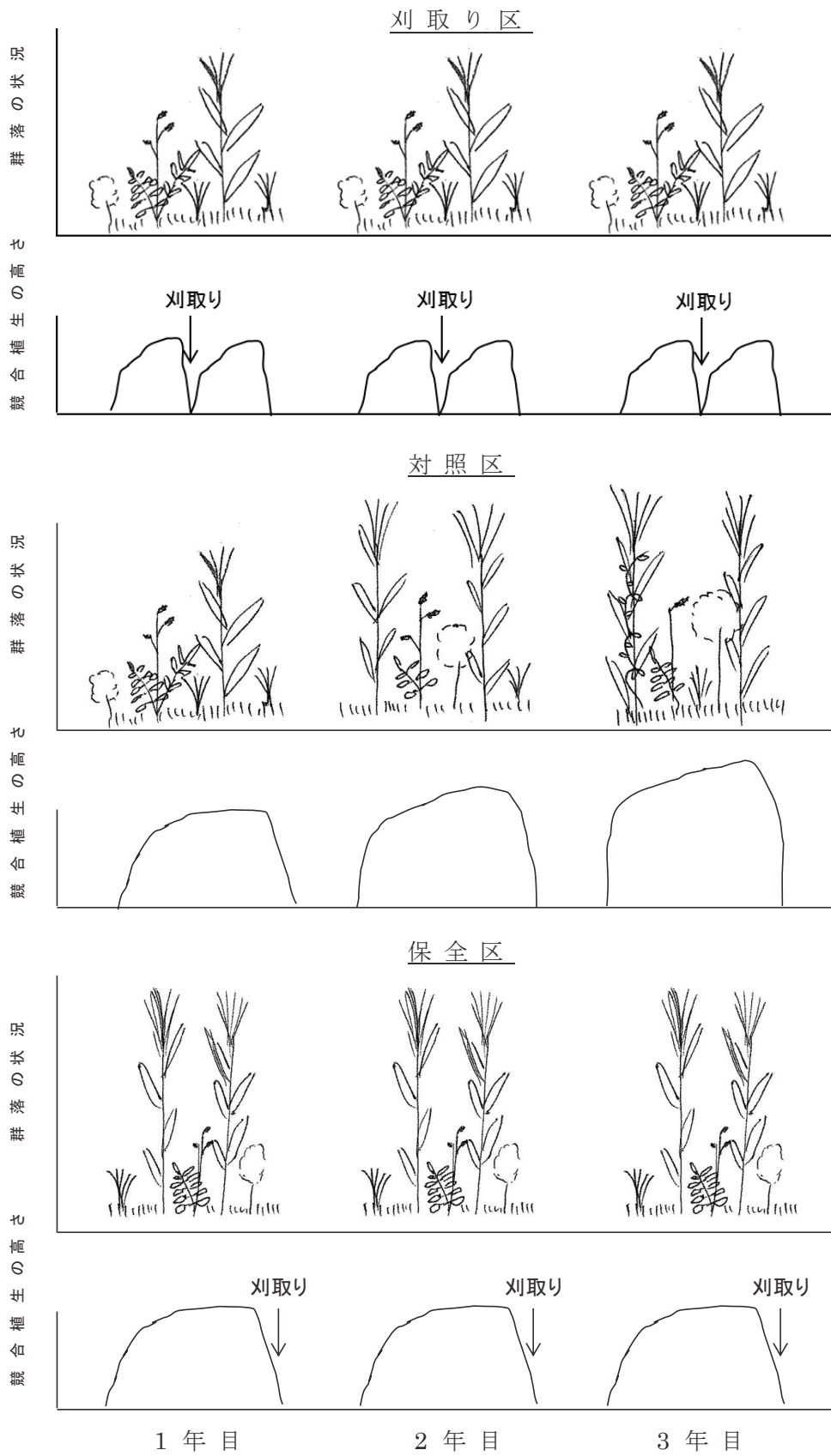


図 3.11 各区における群落及び競合植生の高さの経年変化

択的に食草のみを残す刈取り処理は，土壤の乾性化によるハラクシケアリへの影響は低いと考えられた。

以上のことから，6月に選択的に食草のみを残す刈取り処理は，ゴマシジミと食草のナガボノワレモコウ，寄主アリのハラクシケアリ3種の種間関係や立地環境条件を含めた生物多様性保全に有効な植生管理手法であると考えられた。

3.4.3 希少な草原性チョウ類の生息地保全のための植生管理

希少な草原性チョウ類を保全する手法として，食草の生育地で刈取り管理等が行われるが，群落生態学的な観点からその有効性を検証した研究は少ない。前述した島根県三瓶山のススキ草原におけるウスイロヒョウモンモドキに関して刈取り実験が実施され，競合種のススキの最適抑制時期を外した刈取り時期が食草の保全には最も有効とされているが，対照区が設定されておらず，最終的な結論には至っていない（高橋ほか 2008）。またウスイロヒョウモンモドキの食草はオミナエシであり，生息地の群落や優占種，立地条件も本研究とは異なっている。先行研究（高橋ほか 2008）では，中生から乾生的な草原群落を対象とするが，本研究では特に土壤水分条件の維持が難しい湿生群落の植生管理を目標としている。今回は処理による土壤水分条件への影響は確認されなかったが，山梨県のゴマシジミ本州中部亜種の生息地では6月に全草刈取り，8月に食草を選択的に残す刈取り管理により乾燥化が指摘されている（中村私信）。個々の立地条件に応じた，さらなる実証的な研究が必要であると考えられる。

本研究で対象としたゴマシジミ北海道・東北亜種のプリミティブな生息地は湿地である。本研究の調査地周辺にも，かつては湿地環境が広がり，本亜種の生息可能な範囲は広がったと考えられるが，開発により湿地面積は縮小し（工藤 2000；吉田 2006），本調査地の生息地は孤立している。また，本生息地において，かつて土地所

有者が行っていた管理は，聞き取りの結果，草木が伸びたら刈るといふ粗放的な管理で，刈った草木は野焼きにより処理をしていた。県内では，ゴマシジミ北海道・東北亜種の産卵時期に食草を含む全ての植物が刈り取られたことにより，絶滅したと考えられる本亜種生息地が報告されている（工藤 2000；吉田 2006）。過去に調査地で実施されていた粗放的な管理はゴマシジミ北海道・東北亜種の生活史に適合し，偶然に本亜種個体群が維持されてきたと考えられる。しかしながら，本調査地のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地は本亜種の生息個体数や食草の減少が確認され，その規模も小さいため，生息地保全の危急性が高い生息地である（新井・新井 2012）。このような生息地を保全するためには，今回実施した食草のみを選択的に刈り残す丁寧な刈取り処理が必要であると考えられた。

本研究で提案した刈取り処理は，特定種を刈り残すため，植物の同定能力といったある程度の専門的知識を有する作業者が必要となり，その作業労力も多大になる。また，処理により，一，二年生草本の出現頻度の増加もみられたため，群落周囲が牧場であることから，今後は攪乱によって短年生の外来植物の侵入や定着の懸念が指摘される。また，食草以外のすべての植物を刈取るため，食草以外の吸蜜植物の減少を招くことも考えられる。さらに，刈取りによるゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地への攪乱も懸念される。このような課題を検証するため，生息地の継続的なモニタリング調査が重要である。

提案された刈取り処理以外の方法として，ゴマシジミ北海道・東北亜種の生息個体数や食草が多く，生息地の規模も大きい，生息地保全の危急性が低い生息地においては，労力も軽減され，攪乱もそれほど小さくなく，食草に対する上層の被陰を軽減する方法として，6月に競合種であるヨシヤススキ，木本植物を選択的に刈り取る方法も提案された。また，岩手県久慈市のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地では，地元住民団体により，6月の食草のみを選択的に残す刈取りと11月の全草刈取りが行われ，良好な個体群が維持さ

れている。生息地の規模や労力などに見合った刈取り管理が行われることが管理の持続という面でも望ましいと考えられる。

以上のように，希少な草原性チョウ類の生息地として半自然草原群落を保全するには，対象種や亜種，その相互関係にある食草，優占種，生息地の立地環境や植生の状況，生息地域などが異なるため，画一的な手法は困難であると考えられる。本手法を一つの指針とし，対象種や亜種，生息地域，立地環境や植生毎に有効な管理手法の知見を収集することが重要であると考えられた。

第 4 章 総合考察

4.1 半自然草原群落の植生管理システムと希少な草原性チョウ類生息地の植生管理

本論文では、第 2 章で現在と過去の群落の種組成などを比較することにより、現存する半自然草原群落の保全手法を検討する、半自然草原群落の植生管理システムを構築した。また、第 3 章では希少な草原性チョウ類であるゴマシジミ北海道・東北亜種の種間関係の保全を目的とした実践的な植生管理手法を確立した。

第 2 章で構築した植生管理システムについて模式図で表し、第 3 章のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地に適用した（図 4.1）。本亜種生息地における過去の群落は、本生息地が土地所有者に管理されていた 2002 年以前となる。その時期の植生調査のデータはないが、本生息地の写真（写真 4.1 左：工藤（2000））によると、群落高は低く、木本植物の繁茂はみられないため、湿生低茎草原と考えられる。その当時の管理条件は、聞き取り調査の結果、草木が伸びたら刈るという粗放的な管理で、刈った草木は野焼きによる処理であった。現在の群落は、行政関係者などにより刈取りが行われる 2006 年となり、こちらにも植生調査のデータはないが、群落は管理停止により植生遷移が進み、木本植物やヨシが生長、繁茂している状況であった（写真 4.1 右）。そのため、本生息地の保全策として毎年 11 月の全草刈取りが提案され、2006 年 11 月から実施された。しかしながら、その後のモニタリング調査の結果、本亜種の個体数の減少や生息環境の悪化が確認されたことから、第 3 章による実践的な植生管理実験を行い、6 月に食草のみを選択的に残す刈取り処理が植生管理手法として提案された。本手法は 2015 年（同年は 7 月に実施）から本生息地の植生管理手法に採用されている。このように希少な草原性チョウ類の生息地における植生管理では、継続的なモニタリング調査により、保全対象種の個体数や群落の状況などを把



写真 4.1 ゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地の状況

左：1999年7月17日 工藤（2000）

右：2006年6月15日 撮影：小澤洋一

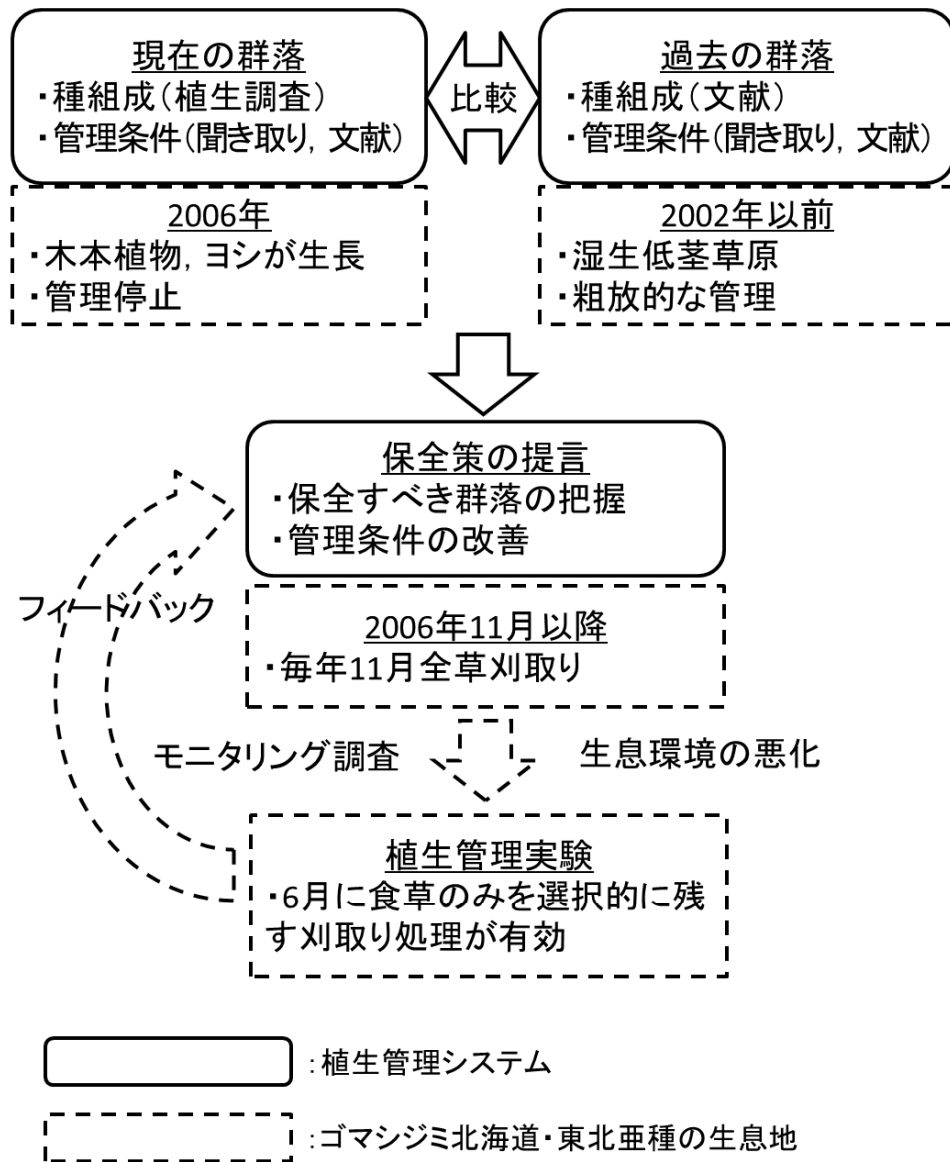


図 4.1 植生管理システムとゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地との関係

握し，個体数の減少や生息環境の悪化が確認された場合には管理条件の改善を検討する重要性が指摘された。

4.2 生物多様性保全を目的とした半自然草原群落及び希少な草原性チョウ類生息地の植生管理

本論文における半自然草原群落と希少な草原性チョウ類の生息地の対象範囲は，第2章において中生から乾生的な立地に成立するシバ群落とススキ群落，第3章において湿生的な立地に成立するヨシ群落のゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地である（図 1.2）。

本論文で対象としなかった，ヨシ群落の維持には，地上部が枯死した秋以降もしくは翌春に刈取りや火入れを行うことが重要であり（内田・丸山 1999；竹内・寺林 2010），第3章で調査を行った保全区（毎年11月刈取り）がこれに当たる。しかしながら，この時期の刈取りは，希少な草原性チョウ類であるゴマシジミ北海道・東北亜種の生息地では，夏季にヨシが優占し，本亜種の食草であるナガボワレモコウを被陰することが分かった（図 3.11 下）。このため，群落維持とは異なる刈取り時期の6月に選択的に食草のみを残す刈取りが，食草と競合種ヨシなどによる群落上層の被陰を抑え，食草の花穂数を増加させ，寄主アリのハラクシケアリに対する影響も小さいことから，種間関係や立地環境条件を含めた生物多様性保全に有効な植生管理手法として提案された。

また，同様に本論文の対象としなかった，シバ群落，ススキ群落を各々生息地とする希少な草原性チョウ類のチャマダラセセリ（写真 1.1 左），ゴマシジミ本州中部亜種の生息地保全の植生管理については，第3章で論じたように，今後地域毎に研究が進み，植生管理手法の知見の蓄積が望まれる。なお，チャマダラセセリの生息地については，シバ群落を維持する植生管理である放牧とは異なる，隔年での刈取りと地面搔き出しが一時的な生息地保全の植生管理手法として提案されている（写真 4.2）（新井ほか 2015, 2016）。



写真 4.2 チヤマダラセセリ生息地保全のための植生管理

2012年9月15日 岩手県岩泉町，撮影：中村康弘

草原性植物の保全においては，保全対象種が群落に含まれる場合と含まれない場合に分け，前者では保全対象種のフェノロジーに配慮し，ササや木本植物など侵入種の刈取り時期が検討されている（大窪 1991；大窪・前中 1993）。また，希少な草原性チョウ類の保全も同様に生息が確認された群落では，保全対象種の生活史などに配慮し，刈取り管理などが行われなければならないことは言うまでもない。

以上，本論文の結果から図 4.2 には「半自然草原の生物多様性保全を目的とした植生管理のシステム及び実践的手法の検討に関するフロー」を提案した。図 4.2 は半自然草原の群落や保全すべき植物種のみを扱った図 1.3（大窪 2001）を基とし，さらに生物多様性保全を目的としたものである。管理目標と計画の検討及び策定の内容としては，目標とする群落のみならず，群集や生態系，さらには保全種（植物種，動物種（例：チョウ類，寄主アリ類等）），競合種の設定を行うために，これらの事項に関する現状把握のためのモニタリング調査が必要である。さらに各要素間及び光環境や土壌水分条件などの立地環境条件との複雑な関係性を含めたモニタリング調査と管理の実践という一連のフィードバック作業によって，有効な植生管理システムと手法の検討が可能であることが提案された。

最後に，本研究では群落や種間，また生態系レベルにおいても小スケール単位での議論を進めてきたが，自然再生事業を取り扱った先行研究（日置 2005）では，ランドスケープとしての大スケール単位での研究アプローチが提案されており，今後の課題としては，これらをつなぐ中間的なスケール単位での植生管理システムや手法の検討が必要であると考えられた。

宮沢賢治が牧歌「種山ヶ原の夜」で「種山ヶ原の，雲の中で刈った草は，どごさが置いだが，忘れだ，雨あふる」と歌った種山ヶ原は，過去に草地造成が行われ，当時をしのぶことができる場所は少ない。本論文が半自然草原群落及び希少な草原性チョウ類の生息地を後世に引き継ぐ一助となることを願います。

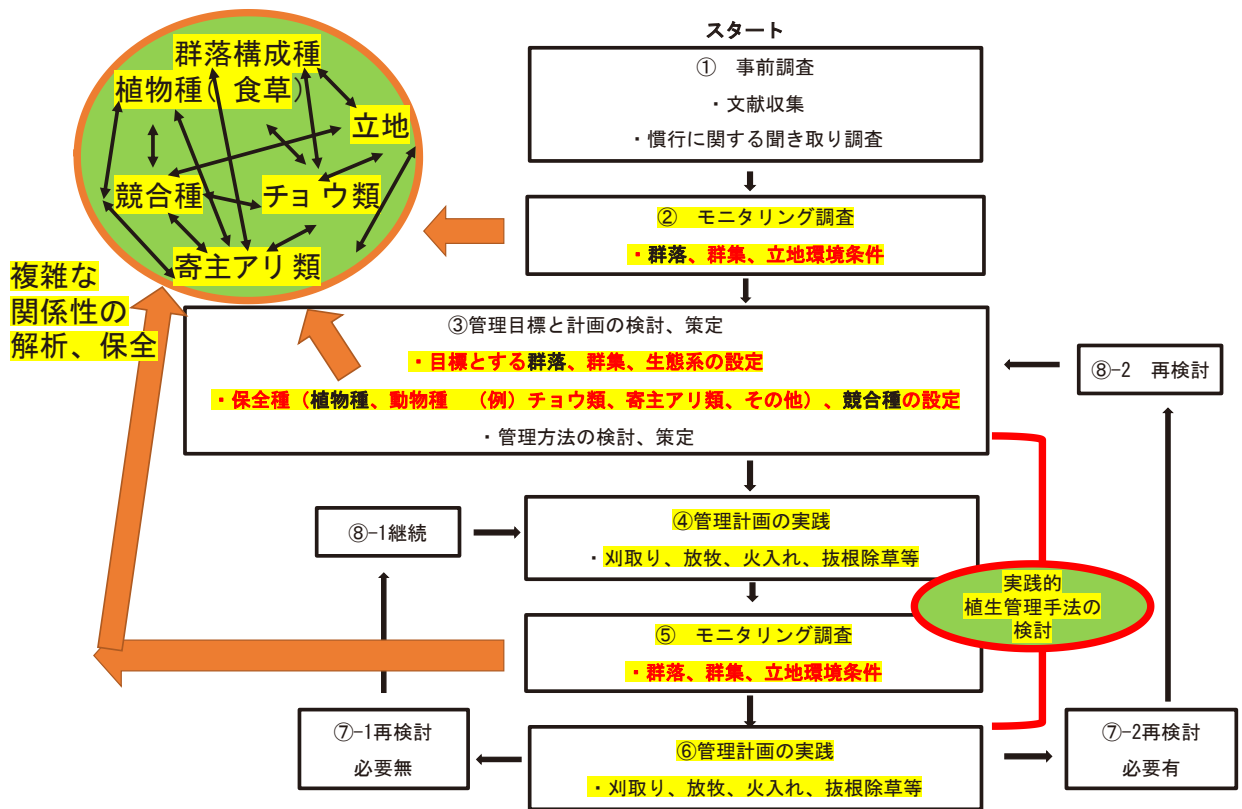


図 4.2 半自然草原の生物多様性保全を目的とした植生管理のシステム及び実践的手法の検討に関するフロー（図 1.3（大窪 2001）を追加改変）

謝 辞

信州大学学術研究院（農学系）大窪久美子教授，佐々木邦博教授，岡野哲郎教授，渡邊修准教授，明治大学農学部倉本宣教授には本論文をまとめるに当たり，ご指導賜りました。ここに感謝申し上げます。

また，ゴマシジミの寄主アリの特異性に関する研究に当たっては，大阪府立大学生命環境科学研究科上田昇平博士，九州大学熱帯農学研究センター小松貴博士，信州大学学術研究院（理学系）市野隆雄教授，茨城大学農学部坂本洋典博士から，共著で発表となった論文について，発表論文目録に追加することをご承諾いただきました。さらに，上田昇平博士にあっては，ハラクシケアリの和名及び学名の変遷やアリ類の調査方法についてご教授賜りました。ここに感謝申し上げます。

現地調査に当たっては，種の保全上，機関名を記すことができない機関もありますが，金ヶ崎町役場，一般財団法人金ヶ崎町産業開発公社，岩手北部森林管理署，原種の会佐々木吉昭氏，盛岡市役所から，調査地への立ち入りや調査の許可をいただいた。

小水内正明氏，特定非営利活動法人日本チョウ類保全協会中村康弘氏，岩手大学名誉教授吉田勝一氏からは，貴重な文献をご提供いただくとともに，本研究に対する助言をいただいた。また岩手県立博物館鈴木まほろ博士からは，植物の同定に対する助言をいただいた。

前所属である岩手県環境保健研究センター所長をはじめとする職員の皆様には，社会人ドクターという機会を与えて下さり，また現地調査を手伝っていただいたことに感謝申し上げます。さらに，現所属である岩手県林業技術センター所長をはじめとする職員の皆様には，所属とは異なる研究テーマにも関わらず，社会人ドクターを継続させていただいたことに感謝申し上げます。

最後に，公私ともに支えてくれた妻のみゆきに深く感謝します。

引用文献

- 浅見 佳世, 山戸 美智子, 服部 保 (1998) チガヤーヒメジョオン群集の特性. 植生学会誌, 15(1):33-45
- 浅野 貞夫, 桑原 義晴編 (1990) 日本山野草・樹木生態図鑑, 416. 全国農村教育協会, 東京
- Arai R (2012) A study of vegetation management by mowing on hygrophytic communities for conservation of *Maculinea teleius* habitats. The 5th EAFES International Congress Abstract Book:393
- 新井 隆介 (2012) コマシジミの保全に関する研究－食草ナガボノシロワレモコウが生育する湿生群落の特性－. 岩手県環境保健研究センター年報, 10:67-75
- 新井 隆介, 新井 みゆき (2012) ゴマシジミの保全に関する研究－生息地の危急性評価及びチョウ類群集の比較－. 岩手県環境保健研究センター年報, 10:102-108
- 新井 隆介, 大窪 久美子 (2014a) 岩手県におけるゴマシジミ生息地の保全を目的とした食草を含む群落への3年間の刈取り管理の効果. 日本生態学会第61回全国大会講演要旨: <http://www.esj.ne.jp/meeting/abst/61/PA2-150.html>, 2016年10月16日確認
- 新井 隆介, 大窪 久美子 (2014b) 岩手県におけるゴマシジミ生息地の保全を目的とした湿生群落の植生管理. ランドスケープ研究(オンライン論文集), 7:155-160
- 新井 隆介, 大窪 久美子, 中村 康弘, 永幡 嘉之 (2015) 岩手県におけるチャマダラセセリ生息地保全を目的とした植生管理手法に関する研究. 日本生態学会第62回全国大会講演要旨: <http://www.esj.ne.jp/meeting/abst/62/PB1-147.html>, 2016年10月17日確認
- 新井 隆介, 大窪 久美子, 中村 康弘, 永幡 嘉之 (2016) チャマダラセセリの生息地保全を目的とした3年間の植生管理の影響. 日

- 本生態学会第63回全国大会講演要旨：<http://www.esj.ne.jp/meeting/abst/63/P1-320.html>, 2016年10月17日確認
- Arai R, Okubo K (2016) Effect of vegetation management to conserve the endangered butterfly *Phengaris teleius* in Iwate Prefecture, Japan. The 7th EAFES International Congress Book of Abstracts:116
- *Braun-Blanquet J (1964) Pflanzensozioologie. Springer-Verlag, New York
- 藤井 伸二 (1999) 絶滅危惧植物の生育環境に関する考察. 保全生態学研究, 4:57-69
- 福田 晴夫, 浜 栄一, 葛谷 健, 高橋 昭, 高橋 真弓, 田中 蕃, 田中 洋, 若林 守男, 渡辺 康之 (1984) ゴマシジミ. 原色日本蝶類生態図鑑(Ⅲ)シジミチョウ科編, 262-266. 保育社, 大阪
- 福嶋 司 (2005) 世界の植生の中における日本の植生の位置. (福嶋 司, 岩瀬 徹編) 図説 日本の植生, 2-5. 朝倉書店, 東京
- *Hill MO (1979) TWINSPAN-A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University Press, Ithaca
- 日置 佳之 (2005) 自然再生の方法論. (亀山 章, 倉本 宣, 日置 佳之編) 自然再生: 生態工学的アプローチ, 7-26. ソフトサイエンス社, 東京
- 平舘 俊太郎, 楠本 良延, 森田 沙綾香 (2009) 外来植物の侵入は土壌 pH と有効態リン酸に関連している. 独立行政法人農業環境技術研究所研究成果情報, 25:30-31
- 井村 治, 時 坤 (2004) 草原性チョウ類から見た草地の生物多様性保全の問題点. 農業および園芸, 79(3):352-357
- 井村 治 (2010) 放牧草地における糞虫の多様性と働き. (日本草地学会編) 草地の生態と保全, 204-214. 学会出版センター, 東京
- *伊藤 秀三 (1973) 草地植生の構造と機能, 組成と構造, 遷移. 草

- 地の生態学, 74-92. 築地書館, 東京
- 伊藤 秀三 (1990) 多様度指数間の相関関係－各種の指数値は何を表すか－. 日本生態学会誌, 40(3):187-194
- 岩田 悦行 (1971) 北上山地の二次植生・特に草地植生に関する生態学的研究. 岐阜大学農学部研究報告, 30:288-430
- 岩田 悦行, 小水内 正明 (1962) 陸中遠島山の植生(未完)－北上山地植生の研究(1)－. 岩手大学学芸学部研究年報, 20(3):169-180
- 岩田 悦行, 小水内 正明 (1963) 陸中遠島山の植生(承前・完)－北上山地植生の研究(1)－. 岩手大学学芸学部研究年報, 21(3):25-41
- 岩手県編 (2001) いわてレッドデータブック. 岩手県, 盛岡
- 岩手茅葺伝承委員会編 (2009) 南部茅場創りの歩み. 岩手茅葺伝承委員会, 盛岡
- 岩手県北上・奥羽山系開発整備促進協議会編 (1994) 北上・奥羽山系の開発. 杜陵印刷, 盛岡
- 兼子 伸吾, 太田 陽子, 白川 勝信, 井上 雅仁, 堤 道生, 渡邊 園子, 佐久間 智子, 高橋 佳孝 (2009) 中国 5 県の RDB を用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み. 保全生態学研究, 14:119-123
- 環境庁, アジア航測 (1999) 第 5 回自然環境保全基礎調査植生調査報告書, 43-45. 環境庁, 東京
- 環境省 (2012) 生物多様性国家戦略 2012-2020 ; <http://www.env.go.jp/press/files/jp/20763.pdf>, 2016 年 9 月 18 日確認
- 環境省編 (2015a) レッドデータブック 2014－日本の絶滅のおそれのある野生生物－5 昆虫類. ぎょうせい, 東京
- 環境省編 (2015b) レッドデータブック 2014－日本の絶滅のおそれのある野生生物－8 植物 I (維管束植物). ぎょうせい, 東京
- 気象業務支援センター編 (2012) 2012 年版気象年鑑, 62. 気象業務支援センター, 東京

- *小泉 源一 (1931) 南肥植物誌, 前言. 前原 勘次郎, 人吉
- 江田 慧子, 中村 寛志 (2010) 長野県安曇野における野焼きがメアカタマゴバチによるオオルリシジミ卵への寄生に及ぼす影響について. 日本環境動物昆虫学会誌, 21(2): 93-98
- 小山 明日香, 小柳 知代, 野田 顕, 西廣 淳, 岡部 貴美子 (2016) 都市近郊に位置する孤立草地の埋土種子相に隠されたリスク: 草原性植物の残存個体群の保全に向けた課題. 保全生態学研究, 21:41-49
- 小柳 知代, 楠本 良延, 山本 勝利, 大黒 俊哉, 井手 任, 武内 和彦 (2007) 関東地方平野部におけるススキを主体とした二次草地の過去と現在の種組成の比較. ランドスケープ研究, 70(5):439-444
- 工藤 真実子 (2000) 絶滅に瀕したゴマシジミ (*Maculinea teleius*) 個体群の生息地保全に関する基礎的研究. 岩手大学人文社会学部卒業論文.
- 楠本 良延 (2014) 茶草場を介した生物多様性保全と茶生産の両立. 農業および園芸, 89(3):360-365
- 前中 久行 (1993) 草地の設計. (井手 久登, 亀山 章 編) 緑地生態学, 76-86. 朝倉書店, 東京
- 前中 久行, 大窪 久美子 (1997) 人間の影響下に成立する生物的自然, 草本植生のダイナミクス. (山口 裕文 編) 雑草の自然史 たくましさの生態学, 46-61. 北海道大学図書刊行会, 札幌
- 宮脇 昭 編 (1987) 日本植生誌 東北. 至文堂, 東京
- 宮脇 昭, 奥田 重俊 編 (1990) 日本植物群落図説. 至文堂, 東京
- 宮脇 昭, 奥田 重俊, 藤原 陸夫 編 (1994) 改訂新版日本植生便覧. 至文堂, 東京
- *村田 源 (1988) 日本の植物相 - その成り立ちを考える 17, 大陸要素の分布と植生帯. 日本の生物, 2(6):21-25
- Murata K, Okamoto C, Matsuura A, Iwata M (2008) Effect of grazing intensity on the habitat of *Shijimiaeoides divinus*

asonis(Matsumura) (Lepidoptera, Lycaenidae). 蝶 と 蛾 ,
59(3):251-259

村田 浩平, 土谷 賢太郎, 鈴木 浩史, 塚田 拓 (2011) 阿蘇地域の
草原における食糞性コガネムシの種構成と生息環境の保全. 昆虫,
14(2):79-92

内藤 和明, 高橋 佳孝, 井上 雅仁 (2010) 三瓶山の半自然草地に
おける草原性生物の保護と生物多様性保全. (日本草地学会編) 草
地の生態と保全, 70-84. 学会出版センター, 東京

日本産アリ類データベースグループ (2003) 日本産アリ類全種図鑑,
156. 学習研究社, 東京

西脇 亜也 (2006) 農業の復興とともに草原を再生する. エコソフ
ィア, 18:34-39

農林水産省大臣官房統計部編 (2008) 林野面積 森林以外の草生地.
農林業センサス累年統計書-林業編-, 132-133. 農林水産省大臣官
房統計部, 東京

沼田 眞 (1965) 草地の状態診断に関する研究Ⅱ. 日本草地学会誌,
12(1):29-36

Numata M (1969) Progressive and retrogressive gradient of
grassland vegetation measured by degree of succession -
Ecological judgement of grassland condition and trend IV .
Vegetatio, 19:96-127

大橋 めぐみ (2007) CVM 等による放牧飼養の環境便益評価と放牧
飼養システムの解明. 「地域内資源を用いた日本短角種による良
質赤肉生産・流通システムの開発」研究成果集, 71-77

*大窪 久美子 (1991) 野生草花の保全を目的とした半自然草地の刈
取り管理に関する生態的研究. 大阪府立大学大学院農学研究科博士
論文

大窪 久美子 (1998) 半自然草原の自然保護. (沼田 眞編) 自然保護
ハンドブック, 432-468. 朝倉書店, 東京

大窪 久美子 (2001) 刈り取り等による半自然草原の維持管理.

- ((財)日本自然保護協会編) 生態学からみた身近な植物群落の保護, 132-139. 講談社サイエンティフィク, 東京
- 大窪 久美子, 前中 久行 (1993) 野生草花の保全を目的としたクマイザサ優占群落における刈取り管理に関する研究. 造園雑誌, 56(5):109-114
- 大窪 久美子, 前中 久行 (1995) 基盤整備が畦畔草地群落に及ぼす影響と農業生態系での畦畔草地の位置づけ. ランドスケープ研究, 58(5):109-112
- 大住 克博 (2005) 人為攪乱と二次的植生景観. (大住 克博, 杉田 久志, 池田 重人編) 森の生態史, 54-72. 古今書院, 東京
- 坂本 洋典 (2015) アリ社会に見るおれおれ詐欺対策. (坂本 洋典, 村上 貴弘, 東 正剛編著) アリの社会, 175-198. 東海大学出版部, 秦野
- 佐野 恭子, 大窪 久美子 (2009) 野辺山高原におけるサクラソウ湿生群落の構造と植生遷移に関する研究. ランドスケープ研究, 72(5):553-556
- 澤田 佳宏 (2012) スキー場を活用した半自然草原の保全・再生のための植生学的研究. 科学研究費助成事業(科学研究費補助金)研究成果報告書: <https://kaken.nii.ac.jp/ja/file/KAKENHI-PROJECT-21510244/21510244seika.pdf>, 2016年10月16日確認
- *菅沼 孝之, 内藤 俊彦 (1976) 先島諸島の草地植生. (菅沼 孝之編) 南西諸島南部(先島諸島)の草地生態に関する研究, 3-18
- 須賀 丈, 岡本 透, 丑丸 敦史 (2012) 草地と日本人. 築地書館, 東京
- 高橋 佳孝 (2010) 半自然草地の植生維持をはかる修復・管理法. (日本草地学会編) 草地の生態と保全, 16-33. 学会出版センター, 東京
- 高橋 佳孝 (2011) 草原利用の歴史・文化とその再構築. 里山・遊休農地を生かす, 131-266. 農山漁村文化協会, 東京
- 高橋 佳孝 (2014) 「草の里山」と生きる. (日本生態学会編) 里山の

- これまでとこれから, 58-67. 文一総合出版, 東京
- 高橋 佳孝, 井上 雅仁, Ondopa J (2008) ウスイロヒョウモンモドキの食草オミナエシの推移からみた三瓶山東の原草地の植生管理. 島根県立三瓶自然館研究報告, 6:1-6
- 高橋 佳孝, 井上 雅仁, 堤 道生, 白川 勝信, 太田 陽子, 渡邊 園子, 兼子 伸吾, 佐久間 智子 (2009) レッドデータブックに掲載された植物種による山陰 2 県の草原環境評価の試み. 日本草地学会誌, 55(3):246-250
- 竹内 健悟, 寺林 暁良 (2010) 多様な価値・目的が生み出す環境管理の正当性－岩木川下流部ヨシ原における火入れ実施の課題と 3 事例の比較－. 環境社会学研究, 16:169-178
- 寺山 守, 久保田 敏, 江口 克之 (2014) 日本産アリ類図鑑, 124-125. 朝倉書店, 東京
- Thomas JA (1980) Why did the large blue become extinct in Britain?. *Oryx*, 15:243-247
- Thomas JA (1989) The return of the large blue butterfly. *British Wildlife*, 1(1):2-13
- Thomas JA, Simcox DJ, Clarke RT (2009) Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science*, 325:80-83
- 千葉 明 (1987) 岩手のあか牛物語, 7-12. 岩手出版, 水沢
- *時 坤, 井村 治 (2004) 草地における鳥類の多様性の保全. 畜産の研究, 58(4):457-461
- 杜陵高速印刷 (2002) 安比高原物語, 1-2. 杜陵高速印刷, 盛岡
- 塚田 英晴 (2010) 草地における野生哺乳動物の生息実態とその意義. (日本草地学会編) 草地の生態と保全, 215-228. 学会出版センター, 東京
- Ueda S, Nozawa T, Matsuzuki T, Seki R, Shimamoto S, Itino T (2012) Phylogeny and phylogeography of *Myrmica rubra* complex (Myrmicinae) in the Japanese Alps. *Psyche*, 2012:1-7
- Ueda S, Ando T, Sakamoto H, Yamamoto T, Matsuzuki T, Itino T

- (2013) Ecological and morphological differentiation between two cryptic DNA clades in the red ant *Myrmica kotokui* Forel 1911 (Myrmicinae). *New Entomologist*, 62:1-10
- Ueda S, Komatsu T, Itino T, Arai R, Sakamoto H (2016) Host-ant specificity of endangered large blue butterflies (*Phengaris* spp., Lepidoptera: Lycaenidae) in Japan. *Scientific Reports*, 6, 36364:1-5
- 内田 泰三, 丸山 純孝 (1999) 刈取り高さがヨシ (*Phragmites australis* (Cav.) Trin.) の再生反応に及ぼす影響. 日本緑化工学会誌, 24(3・4):162-174
- 我が国における保護上重要な植物種および植物群落研究委員会植物群落分科会編 (1996) 植物群落レッドデータ・ブック. アボック社出版局, 鎌倉
- 矢後 勝也, 平井 規央, 神保 宇嗣 (2016) 日本産蝶類都道府県別レッドリストー四訂版(2015年版)ー. やどりが特別号 日本産チョウ類の衰亡と保護, 7: 83-351
- 山口 裕文, 梅本 信也, 前中 久行 (1998) 伝統的水田と基盤整備水田における畦畔植生. 雑草研究, 43(3):249-257
- 山内 康二, 高橋 佳孝 (2010) 阿蘇千年の草原の現状と市民参加による保全へのとりくみ. (日本草地学会編) 草地の生態と保全, 85-101. 学会出版センター, 東京
- 米倉浩司, 梶田忠 (2003) 「BG Plants 和名ー学名インデックス」 (YList), <http://ylist.info>
- 吉田 勝一 (2006) 岩手県産ゴマシジミ(チョウ目:シジミチョウ科)の保全に関する生態的知見. 岩手大学人文社会科学部紀要, 78: 171-181
- 吉田 重治 (1976) 草地の生態と生産技術, 214-216. 養賢堂, 東京
- 渡辺 康之 (1998) チョウのすべて. トンボ出版, 大阪

(*印を付したものは直接参照できなかった)