

草原再生が半自然草原の植生と土壤に与える影響の検証

横川 昌史

熊本県

1. はじめに

半自然草原は火入れ・草刈り・放牧など人の管理のよって維持されてきた生態系である。かつては農業を営むためには草は欠かせない資源であった。化学肥料のなかった時代は、農作物の肥料として、多量の草を緑肥として利用していたと考えられる（小椋 2006）。また、農業が機械化される前は、農耕や荷物運びには馬や牛などが利用されていたため、これらの飼料としても草は重要な資源であった。例えば、牛を一頭飼育するのに、1.5-2.5 ha の草原が必要だったという推計もあり（国安 1996）、各農家で牛を飼っていたと考えれば、身近な場所に草原が多かったことが想像できる。古い絵図などには草刈りの様子が記されたものがあり（水本 2003）、草原での草刈りは日常の風景だったと考えられる。また、土壌中の植物微化石や微粒炭の調査によって、地域によっては数千年前から草原植生が維持されてきたことや火の影響があったことなどがわかっている（Kawano et al. 2012; Miyabuchi and Sugiyama 2012; 岡本 2012）。

一方で、化学肥料や化石燃料が利用されるようになって、人の生活の中で草を利用することはほとんどなくなった。そのため、各地で半自然草原の管理が行われなくなり、多くの半自然草原が森林へと遷移している。明治時代以降、原野（草原）は著しく減少したと考えられており（矢原・川窪 2002; 小椋 2012）、急速に草原が減少した結果、多くの草原性の生きものが絶滅の危機に瀕している（藤井 1999; 兼子ほか 2009; 須賀 2010）。これらの変化を受けて、各地で草原再生の機運が高まりつつあり、実際にかつて草原だった場所を草原に戻す試みも行われている。

管理放棄や土地利用の転換によって草原でなくなった場所で管理を再開すれば、かつてのような半自然草原に戻るのだろうか？草原再生を行った場合に植生がどのように変化するのかを実証的に調べた研究は極めて少ない。そのため、草原再生を行う際に、どのように植生が変化するかを記録し、データを蓄積する必要がある。また、近年、草原性の植物の分布に土壌中のリン酸や土壌 pH など土壌化学性が強く影響していることがわかってきている（平舘 2008; Ceulemans et al. 2014）。特に草の持ち出しを介した化学成分の持ち出しは、草原の土壌化学性に影響している可能性がある。本研究では、日本の中でも最も半自然草原の歴史が古いと考えられており、多様な草原性植物が生育している熊本県の阿蘇地方において、草原再生実験を行うことで、植生の変化と土壌の化学性の変化を明らかにすることを目的とした。中間報告である本年は植生調査のデータを中心に報告する。

2. 調査地と方法

2.1. 調査地

熊本県高森町のある場所において、樹林を伐採し、草原再生を行った。この場所には多くの絶滅危惧植物が生育しているため、保全上の観点から詳細な位置情報は公開しない。調査地とその周辺は、過去の地形図や航空写真、地元住民への聞き取りなどから、1960

年ごろまでは半自然草原として維持されていた場所だと推定している。1960年ごろにスギの植林が行われ、1980年代に、植林したスギの伐採が行われた。スギの伐採後は、特に植林や管理が行われることなく放棄され、植生の遷移が進んだ。2009年の10月に土地所有者の方の協力を得て、樹林の伐採を行った。伐採後は毎年、10月に草刈りと刈った草の持ち出しを行った。

2.2. 植生調査

調査地の北向き斜面に12 m×12 mの調査区を2つ設置した(図1)。樹林を伐採する前に、2つの調査区内に生育する胸高直径1 cm以上の木本を対象に胸高直径の測定を行った。さらに12 m×12 mの調査区を4 m×4 mの方形区9つに分割し、それぞれの中心で2 m×2 mの植生調査枠を設定した(図1)。これらの調査枠内に生育する維管束植物の種名(亜種・変種を含む)と種ごとの被度、植生調査区全体の植被率および植生高を記録した。2009年以降、毎年5月中旬と8月中旬に2 m×2 mの植生調査を行った。

2.3. データ解析

得られた植生調査表を元に、各調査年・季節ごとの被度に基づく優占種5種を抽出した。また、調査区ごとの出現種数、草原性植物の出現種数、木本の種数を計算した。草原性植物の定義は、宮脇ほか(1994)もしくは今江・村岡(1982)の植物の生育地の項目に「草原」もしくは「草地」と記載されている植物である。これら指標に加えて、調査区全体の植被率および植生高、調査区ごとのススキの被度について、統計解析ソフトRのパッケージmultcomp(Hothorn et al. 2015)のglht関数を用いて多重比較を行った。種数のデータについてはポアソン分布を仮定、植被率・植生高・被度については正規分布を仮定した上で、それぞれの指標を目的変数、調査した年を説明変数として季節別に一般化線形モデルを構築した。その上で、Tukeyの方法を用いて年ごとの総当たりの多重比較を行った。また、出現した植物を風散布・動物散布(被食・付着散布)・重力散布の3つ種子散布特性に分け、調査区ごとに散布特性別の相対優占度を求めた。相対優占度は、ある調査区に出現したある散布特性を持つ植物の被度の総和を、同じ調査区に出現したすべての植物の被度の総和で割ったものである。

2.4. 土壌サンプリング

毎年5月の植生調査の後に、各調査区の近接地5ヵ所から、100 cm³ずつ土壌を採取し、それらを混合して持ち帰った。実験室において、風乾させたあと、2 mmメッシュの篩にかけたあと、化学分析まで暗所にて保管した。化学分析の詳細については、最終的な報告書で報告する予定である。

3. 結果と考察

3.1. 伐採した雑木林の種組成

伐採した樹林は、ミズキが優占し、サワグルミやウリノキが多い落葉広葉樹林であった(図2)。胸高断面積比が小さかったその他の植物は、クマノミズキ、ヤマグワ、コアカソ、タラノキ、アカメガシワであった。

3.2. 優占種の変化

伐採前の林床ではハガクレツリフネ、コアカソ、ミズヒキ、チヂミザサなどの被度が大きかった(図3)。これらは主に、林床や林縁に生育する植物である。伐採直後の2010年

および2011年の8月には、典型的な先駆樹種であるヌルデの被度が大きかった。また、外来植物であるヒメジョオンなど攪乱を受けた場所を好む植物も多く、草原というよりは伐採跡地のような植生であった。2012年から2013年には外来種であるセイタカアワダチソウや阿蘇に多く生育する大型のアザミであるヤマアザミの被度が増加した。このころには、半自然草原で優占することが多いススキの被度も増加し、草原的な植生に移行しつつあると考えられた。2014年の夏から2015年にはススキの被度が最も大きかった。伐採前の2009年の時点では、林床にほとんどススキは生育しておらず、伐採直後の2010年の被度は極めて小さかった(図4f、図5f)。これらのことから、ススキは実生で定着した後に栄養繁殖を行って被度を増加させたと考えられる。一度、樹林化した草原で管理を再開しても、直後にススキのような半自然草原に典型的な優占種が回復するわけではなく、少なくとも数年は優占種が入れ替わる期間があると考えられる。

3.3. 植生高・植被率・出現種数の変化

5月の調査時点ではまだ植物が十分に成長していないため、植生高や植被率は年ごとのばらつきが大きく明瞭な傾向は見られなかった(図4a, b)。一方、植物が十分に成長している8月の調査時点では、伐採後に植生高や植被率が増加する傾向が見られた(図5a, b)。8月の植生高は伐採後3年目の2012年で概ね飽和したが、植被率は伐採直後にほぼ100%となった。

植物の出現種数は、伐採後に大きく増加した(図4c、図5c)。多重比較の結果、伐採前である2009年の出現種数は伐採後のすべての年と比べて有意に少なかったが、伐採後の2010年以降の年の組み合わせについては、有意差があるものはほとんどなかった(表1、表2)。また、明瞭ではないものの、5月、8月ともに2011年に種数のピークが見られた。草原性植物については伐採後に徐々に増加する傾向が見られ(図4d、図5d)、木本植物については、特に8月において、伐採直後に種数が増加し、その後、種数が減少する傾向が見られた(図5e)。伐採直後に一度、総出現種数のピークが見られたのは、伐採後も生き残っていた林床を好む植物と伐採後の進入・定着した草原を好む植物の両方が確認できたためだと考えられる。今後も草刈りを続けることで、木本植物に代表されるような、林床を好む植物は徐々に消失し、草原を好む種が飽和していくことが予想される。

3.4. 種子散布特性ごとの相対優占度の変化

伐採後に優占した植物は主に風散布植物であった(図6)。動物散布植物は伐採後に優占度が増加したあと減少し、重力散布植物は伐採後に優占度を増加させることはなかった(図6)。これらの結果は、草原再生後の速やかに進入・定着するのは風散布植物が多いこと、また重力散布の植物は再生後の回復が遅い可能性を示唆している。実際に、草原再生について、種子の供給源からの距離が長いほど種数の回復が遅いといった、種子散布が種数の回復の制限要因となる例が報告されており(Oster et al. 2009)、植物の種ごとの散布特性は草原再生において重要な要因になると考えられる。本調査地では、伐採後5年経過したが、阿蘇の半自然草原に典型的な植物であるワレモコウやサイヨウシヤンなどまだ欠けている植物が多い。これらのうち重力散布する植物は種子散布が制限要因になって、進入していない可能性がある。一方で、これらの相対優占度を使った解析は優占種のデータの影響を強く受けると考えられる。今後は個別の種ごとに傾向を見ていく必要があるだろう。

3.5. レッドデータブック掲載種の変化

調査枠内で出現した環境省のレッドデータブック（環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015）に掲載されている植物は、サクラソウ（準絶滅危惧）、ベニバナヤマシヤクヤク（絶滅危惧 II 類）、コウライトモエソウ（絶滅危惧 II 類）などであった（写真 1）。一番多く見られたサクラソウの被度の合計値は伐採後、年々増加しており（図 7）、草原再生はサクラソウの個体群サイズに対して正の効果があつたと考えられる。また、伐採後の調査では、ベニバナヤマシヤクヤクやコウライトモエソウなどの草原に生育する絶滅危惧植物の幼植物が出現した。これらの植物は、今のところ定着・繁殖までは至らず、実生や非繁殖個体の段階で死亡することがほとんどであるが、草原再生によって発芽のセーフサイトがつくられたと考えられる。

4. まとめと展望

本研究では、樹林を伐採し草原再生を行った後の 5 年間の植生の変化を記録した。調査枠あたりの種数を見ると伐採後、すぐに飽和していたが、草原性の植物は徐々に増加し、木本種は減少するなど種の入替わりが起こっていることが予想された。また、優占種も年ごとに異なっており、草原再生後も植生の変化が起こっていると考えられる。また、一部の草原性のレッドデータブック掲載種は増加傾向にあるが、実生からの成長・繁殖に成功していないものもあつた。これらの結果は、草原再生による生物多様性の保全を考えるときに、短期的な効果を見込むのではなく、少なくとも数年以上の時間スケールで管理の方針等を考える必要があることを示している。

本研究の草原再生試験地の植生は今後も変化することが予想されるため、今後も定期的なモニタリングを行い、草原性植物の新規加入の状況や優占種の動態を記録していく必要があると考えられる。また、土壌化学性についてはこれから詳細な分析と解析を行い、その年変化や植生との対応関係を評価する予定である。

5. 謝辞

調査地の地主ご夫妻には調査研究を行うことについて快諾をいただき、樹木の伐採や草原の草刈りなど膨大な作業をしていただきました。お二人の協力なしでは本研究は成り立ちませんでした。また、西日本草原研究グループのメンバーの方には植生調査を手伝っていただきました。以上の方々に心から感謝申し上げます。最後に、本研究へ助成していただいた TaKaRa ハーモニストファンドに厚く御礼申し上げます。

6. 引用文献

Ceulemans T., Stevens C.J., Duchateau L., Jacquemyn H., Gowing D.J.G., Merckx R., Wallace H., van Rooijen N., Goethem T., Bobbink R., Dorland E., Gaudnik C., Alard D., Corcket E., Muller S., Dise N.B., Dupré C., Diekmann M., Honnay O. (2014) Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology* 20(12): 3814-3822.

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(1):57-69.

平舘俊太郎・森田沙綾香・楠本良延（2008）土壌の化学特性が外来植物と在来植物の住

- み分けに与える影響. 農業技術 63(10):469-474.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2015. Multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models. R Package Version 1.4-0.
<http://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/index.html> (2015年6月28日確認)
- 今江正知・村岡節男 (1982) 阿蘇の植物便覧. 熊本県商工観光労働部観光振興課, 熊本.
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(1):119-123.
- Kawano T., Sasaki N., Hayashi T., Takahara H. (2012) Grassland and fire history since the late-glacial in northern part of Aso Caldera, central Kyusyu, Japan, inferred from phytolith and charcoal records. *Quaternary International* 254: 18-27
- 国安俊夫 (1998) 草地景観の管理：阿蘇の草原景観の管理の事例を通して. ランドスケープ研究 62(2) : 112-114.
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 編 (2015) 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). 株式会社ぎょうせい, 東京.
- Miyabuchi Y., Sugiyama S. (2012) Holocene vegetation history based on phytolith records in Asodani Valley, northern part of the Aso caldera, Japan. *Quaternary International* 254:73-82.
- 宮脇昭 責任編集 (1994) 日本植生便覧. 至文堂, 東京.
- 水本邦彦 (2003) 草山の語る近世. 山川出版, 東京.
- 小椋純一 (2006) 日本の草地面積の変遷. 京都精華大学紀要 30 : 160-172.
- 小椋純一 (2012) 森と草原の歴史 - 日本の植生景観はどのように移り変わってきたのか - . 古今書院, 東京.
- 岡本透 (2012) 草原とひとびとの営みの歴史：堆積物と史料からひもとかれる「眺めのよかった」日本列島. 「草地と日本人」須賀丈・岡本透・丑丸敦史 著, pp.99-160, 築地書館, 東京.
- Oster M., Ask K., Cousins S.A.O., Eriksson O. (2009) Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46(6): 1266-1274.
- 須賀丈 (2010) 半自然草地の変遷史と草原性生物の分布. 日本草地学会誌 56(3):225-230.
- 矢原徹一・川窪伸光 (2002) 復元生態学の考え方. 「保全と復元の生態学：野生生物を救う科学的思考」種生物学会 編, pp.223-233, 文一総合出版, 東京.

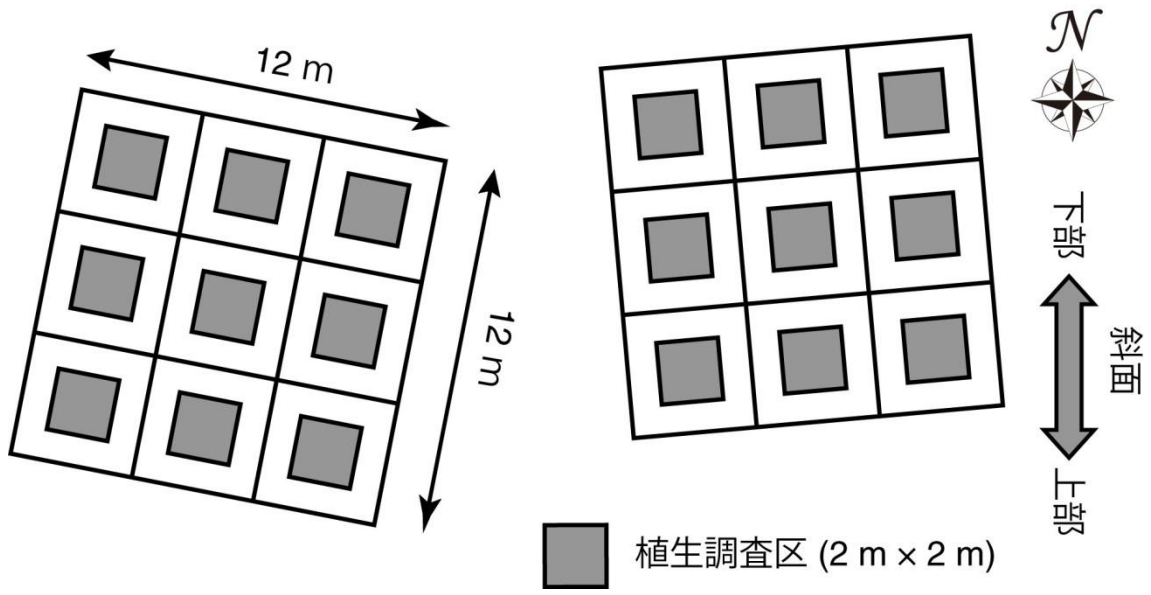


図 1. 調査地の概要。

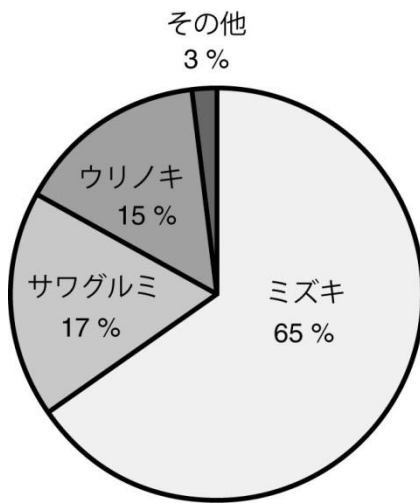


図 2. 伐採した樹林に生育していた樹木の胸高断面積比。

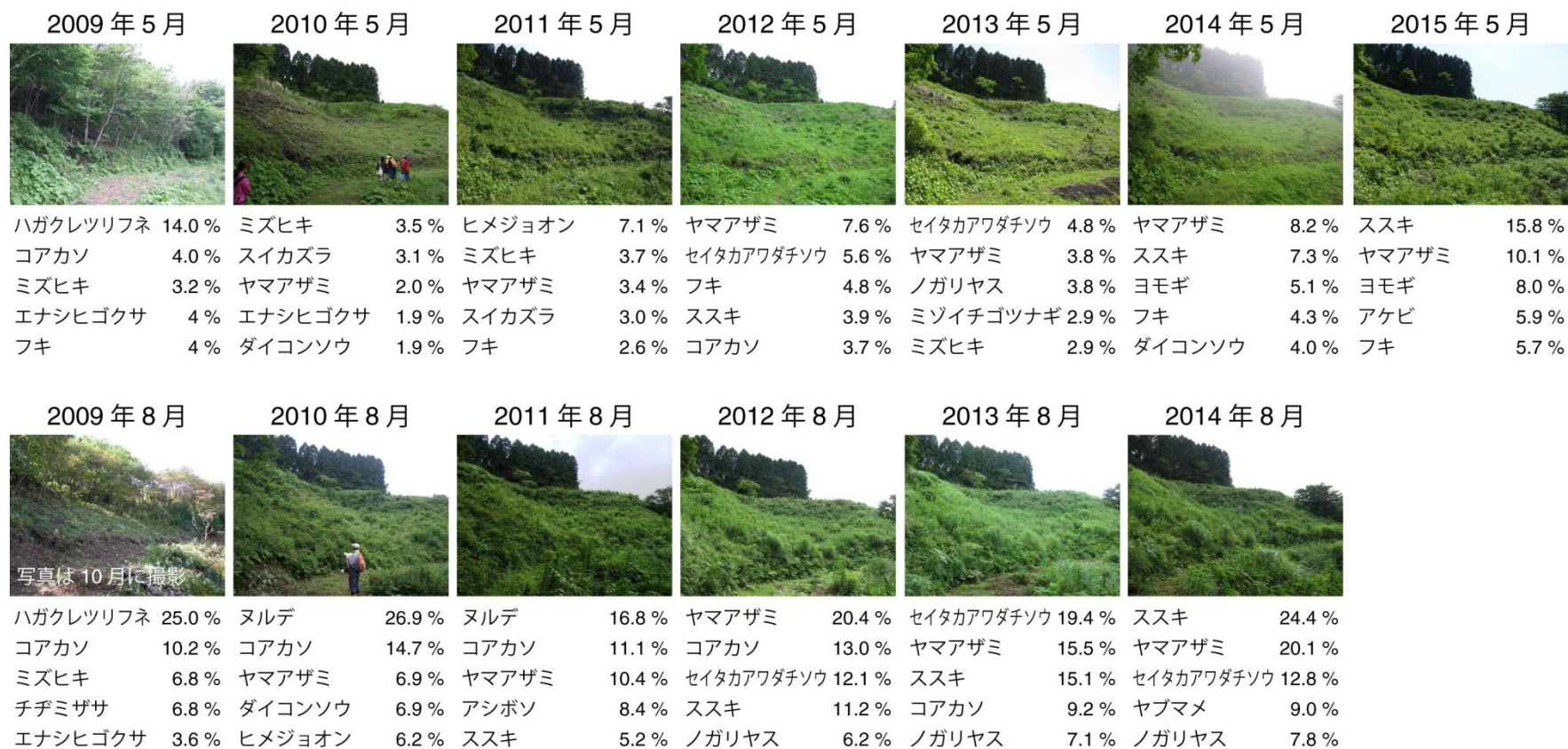


図3. 調査地の概況と植生調査区の優占5種の平均被度(%)の年変化。2009年は樹林の伐採前、2010年以降は伐採後のデータ。

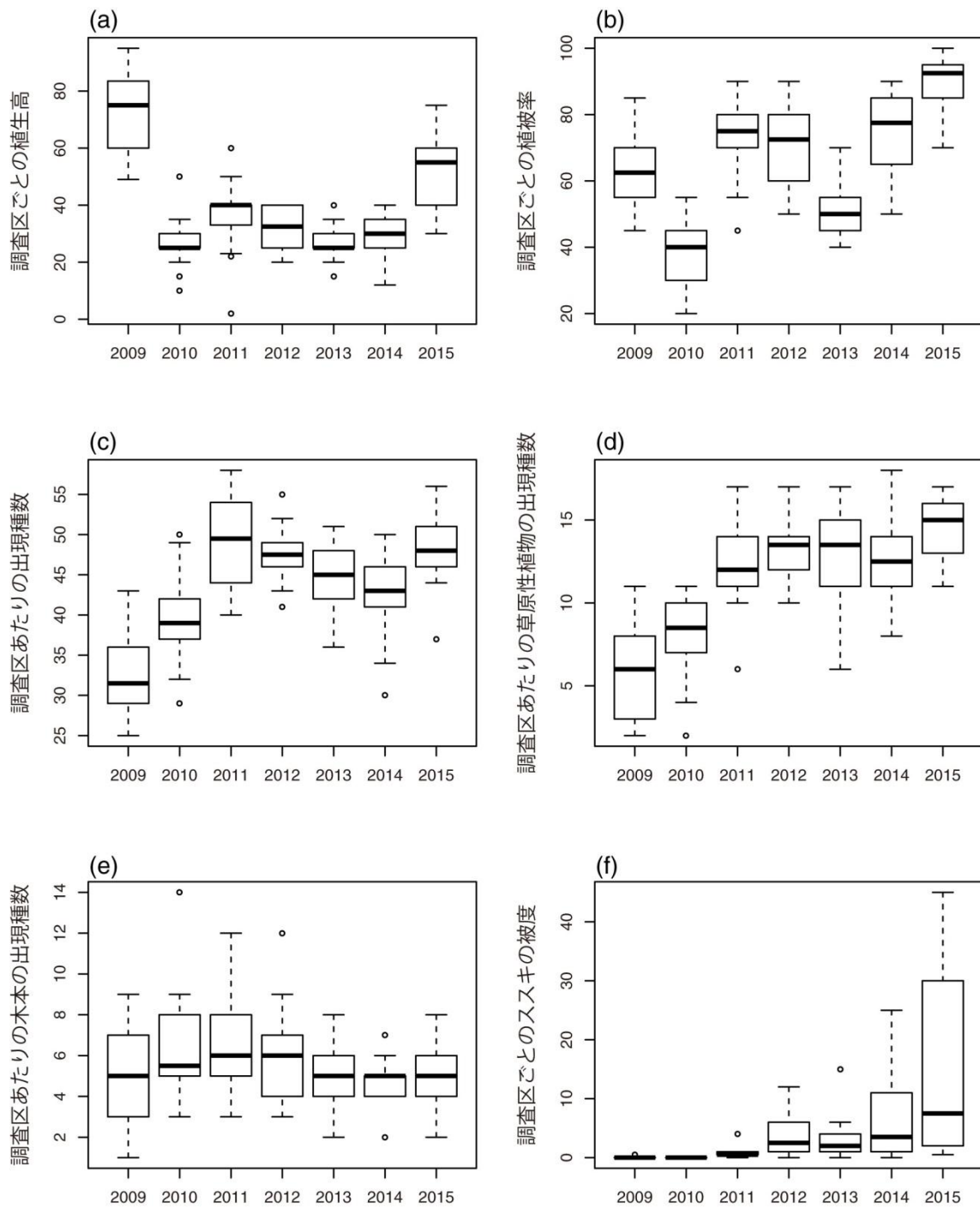


図 4. 5月の植生調査のデータから算出した、調査区ごとの(a) 植生高・(b) 植被率、(c) 調査区あたりの出現種数・(d) 草原性植物の出現種数・(e) 木本の出現種数、調査区ごとの(f) ススキの被度の年変化。2009年は樹林の伐採前、2010年以降は伐採後のデータ。

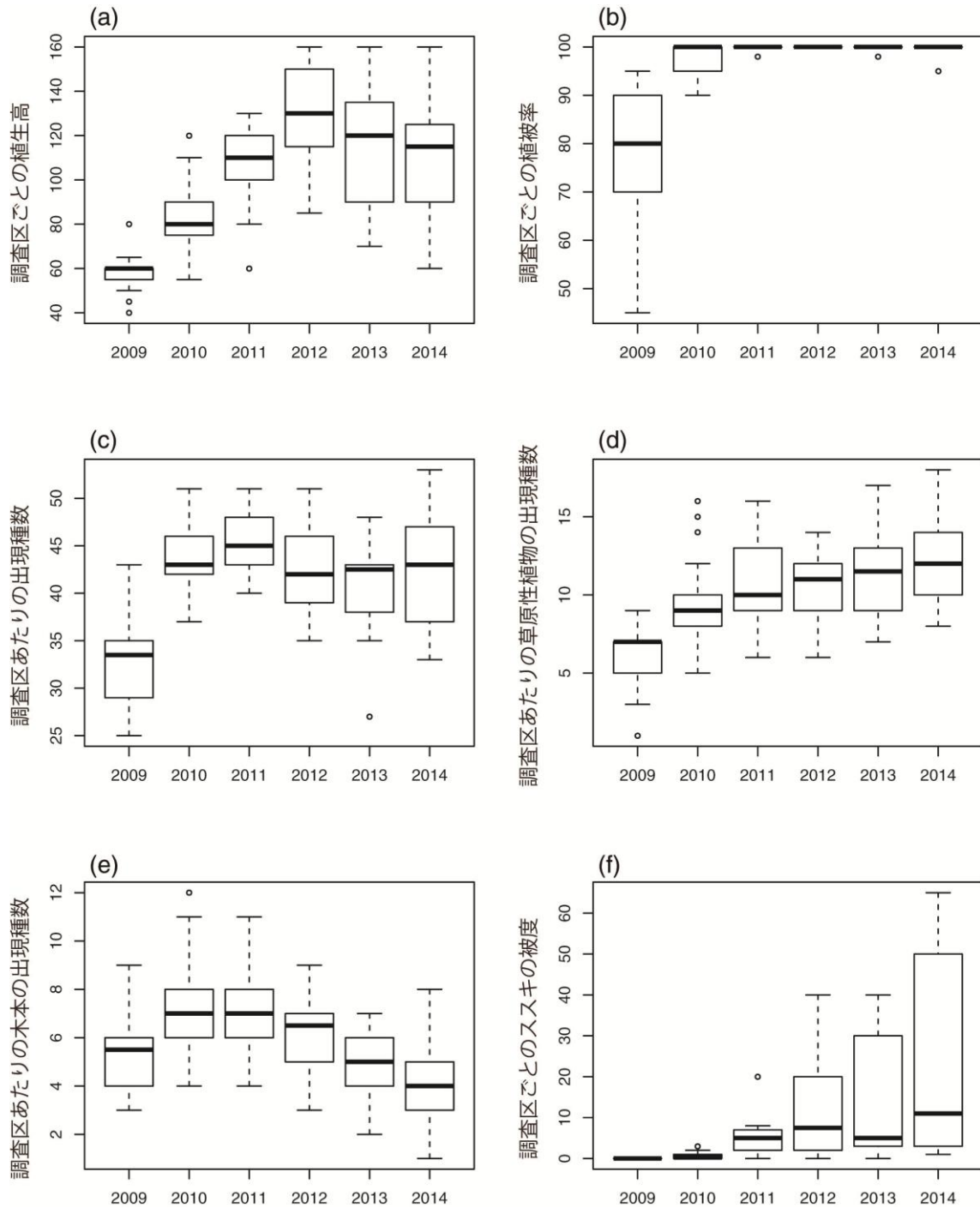


図 5. 8月の植生調査のデータから算出した、調査区ごとの(a) 植生高・(b) 植被率、(c) 調査区あたりの出現種数・(d) 草原性植物の出現種数・(e) 木本の出現種数、調査区ごとの(f) ススキの被度の年変化。2009年は樹林の伐採前、2010年以降は伐採後のデータ。

植生高							植被率						
	2010	2011	2012	2013	2014	2015		2010	2011	2012	2013	2014	2015
2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2009	<0.01	n.s.	n.s.	0.034	<0.01	<0.01
2010		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	<0.01	2010		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2011			n.s.	0.046	n.s.	<0.01	2011			n.s.	<0.01	n.s.	<0.01
2012				n.s.	n.s.	<0.01	2012				<0.01	n.s.	<0.01
2013					n.s.	<0.01	2013					<0.01	<0.01
2014						<0.01	2014						<0.01

出現種数							草原性出現種数						
	2010	2011	2012	2013	2014	2015		2010	2011	2012	2013	2014	2015
2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2009	n.s.	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2010		<0.01	<0.01	n.s.	n.s.	<0.01	2010		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2011			n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2011			n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2012				n.s.	n.s.	n.s.	2012				n.s.	n.s.	n.s.
2013					n.s.	n.s.	2013					n.s.	n.s.
2014						n.s.	2014						n.s.

木本出現種数							ススキ被度						
	2010	2011	2012	2013	2014	2015		2010	2011	2012	2013	2014	2015
2009	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2009	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.027	<0.01
2010		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2010		n.s.	n.s.	n.s.	0.024	<0.01
2011			n.s.	n.s.	0.029	n.s.	2011			n.s.	n.s.	n.s.	<0.01
2012				n.s.	n.s.	n.s.	2012				n.s.	n.s.	<0.01
2013					n.s.	n.s.	2013					n.s.	<0.01
2014						n.s.	2014						<0.01

表 1. 図 4 のデータ (5 月の植生調査) に基づいた年ごとの総当たりの多重比較の結果。有意差がなかった組み合わせは n.s. と表記し、有意差があった場合は *P* 値を示した。

植生高						植被率					
	2010	2011	2012	2013	2014		2010	2011	2012	2013	2014
2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2010		0.041	<0.01	<0.01	<0.01	2010		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2011			<0.01	n.s.	n.s.	2011			n.s.	n.s.	n.s.
2012				n.s.	n.s.	2012				n.s.	n.s.
2013					n.s.	2013					n.s.

出現種数						草原性出現種数					
	2010	2011	2012	2013	2014		2010	2011	2012	2013	2014
2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2009	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2010		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2010		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2011			n.s.	n.s.	n.s.	2011			n.s.	n.s.	n.s.
2012				n.s.	n.s.	2012				n.s.	n.s.
2013					n.s.	2013					n.s.

木本出現種数						ススキ被度					
	2010	2011	2012	2013	2014		2010	2011	2012	2013	2014
2009	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2009	n.s.	n.s.	n.s.	<0.01	<0.01
2010		n.s.	n.s.	n.s.	<0.01	2010		n.s.	n.s.	<0.01	<0.01
2011			n.s.	n.s.	0.020	2011			n.s.	n.s.	<0.01
2012				n.s.	n.s.	2012				n.s.	0.025
2013					n.s.	2013					n.s.

表 2. 図 5 のデータ (8 月の植生調査) に基づいた年ごとの総当たりの多重比較の結果。有意差がなかった組み合わせは n.s. と表記し、有意差があった場合は *P* 値を示した。

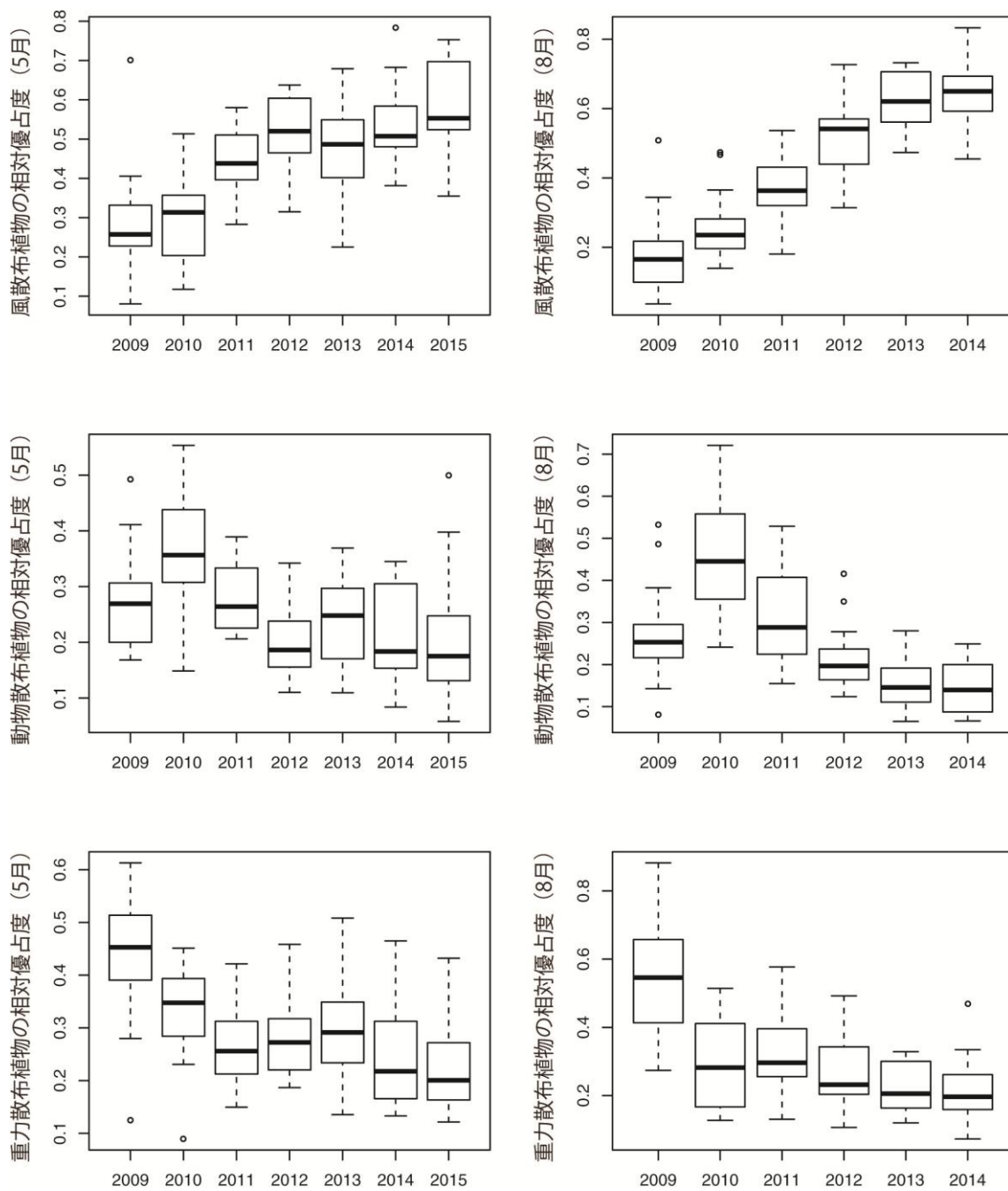


図 6. 植物の種子散布特性ごとの相対優先度の年変化。2009 年は樹林の伐採前、2010 年以降は伐採後のデータ。

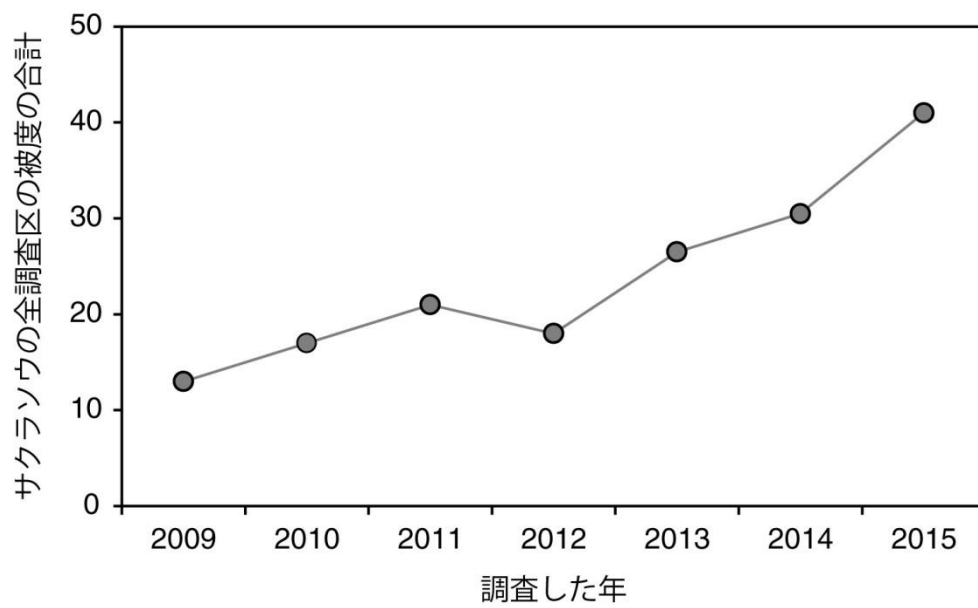


図 7. 調査地におけるサクラソウの被度合計の年変化。2009 年は樹林の伐採前、2010 年以降は伐採後のデータ。



写真 1. 調査区内に出現した主な絶滅危惧植物。(a) サクラソウ、(b) ベニバナヤマシャクヤク、(c) コウライトモエソウ。写真は調査区の外で撮影したもの。