

九州大学北海道演習林のカラマツ林焼失地(地表火)における 初期植生

誌名	九州大学農学部演習林報告 = Bulletin of the Kyushu University Forest
ISSN	04530284
著者名	津田,智 増井,太樹
発行元	[九州大学農学部附属演習林]
巻/号	99号
掲載ページ	p. 8-12
発行年月	2018年3月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



九州大学北海道演習林のカラマツ林焼失地 (地表火) における初期植生

津田 智*¹, 増井太樹¹

2015年5月3日に発生した山火事で焼失した九州大学北海道演習林9林班において、焼失当年の2015年9月3日と翌年の8月24日に植生調査を実施した。隣接する非焼失地でも対照地として2015年9月3日に調査を実施した。対照地のカラマツ林の林床ではミヤコザサが優占したが、焼失後もミヤコザサの優占度は高かった。しかしながら、焼失直後には植物の枯死による光環境の改善や、地表のリターの欠落により、ミヤコザサ以外の植物の出現が可能になったと推定できる。また、多くの植物が出現できたのは、焼失初年度にミヤコザサの伸長成長が悪かったことも影響している可能性があり、これらの要因が重なって焼失地における種多様性を引き上げたと考えられる。山火事後に新たに出現した種には、一年草やハギ類が含まれており、日本各地の山火事跡地植生との共通性が認められた。しかしながら、焼失後もミヤコザサの優占度が高い状態になっており、後継の樹木種の侵入もほとんど認められなかったことから、この山火事跡地を放置すればミヤコザサ群落が長期間にわたって継続される可能性がある。

キーワード：山火事、林床植生、ミヤコザサ群落、埋土種子、更新

The *Larix kaempferi* artificial forest in Ashoro Research Forest, Kyushu University was burned on May 3, 2015. Initial stage of post-fire vegetation was investigated in summer of 2015 and 2016. The *Sasa nipponica* community is usually distributed under most of forests in this area including investigation sites in Ashoro. Although the *S. nipponica* community recovered soon after the forest fire, the dominance of *S. nipponica* in the second year was higher than in the first year. Because some grass and herb species appeared after the fire immediately, the plant community of the burned area was more diverse than the unburned area. Seedlings of tree or shrub species will hard to appear and survive in a dense *Sasa* community. Therefore, establishment of secondary forests may be delayed at the burned area of the forest fire.

Key words: forest fire, forest floor vegetation, *Sasa nipponica* community, buried seed, regeneration

1. はじめに

日本の山火事は近年減少傾向にあり、総務省消防庁発行の平成28年版消防白書(2016)の附属資料10によれば、2006年から2015年までの10年間の平均値では年間発生件数が1699件、年間焼失面積は922ヘクタールとなっている。30年前の1976年から1985年まで10年間では、それぞれ4879件、4965ヘクタールの焼失だったので、30年間に発生件数で約3分の1、焼失面積では約5分の1にまで減少したことがわかる。減少傾向にあるとは言え、毎年1000ヘクタールあまりの林野が焼失しているため、我が国の生態系の攪乱としては依然として少なからぬ面積を占めている。事例を収集するのが難しくなっている山火事跡地において、植生の特徴についての記録を残すことは、日本の二次遷移または二次的生態系の特徴の解明には不可欠である。

かつては山火事が頻発していたこともあり、焼失直後の植生記載は比較的多く、マツ林(アカマツ林・クロマツ林)焼失地(内藤ら1967, 中越ら1981, Tsuda *et al.* 1986, 杉田1988, 津田・安島2000), スギ林焼失地(Tsuda *et al.* 1986, 津田・平塚1995), 落葉広葉樹林焼失地(Naito *et al.* 1971, 内藤ら1978, Tsuda *et al.* 1986)などでの調査事例がある

が、カラマツ林焼失地における植生調査事例は見当たらない(津田ら1985)。また、近年は山火事が減少傾向にあるため、古い山火事跡地で長期の植生変化を断片的に記載した研究が見られるようになったが(津田ら2002, 2005), 火事直後の植生を記載した研究はむしろ少なくなってきた。

本研究ではカラマツ林焼失地に成立する初期の植生を記載し、他の森林群落の焼失地植生と比較してその特徴を明らかにすることを目的とした。

2. 調査地と方法

北海道足寄町の九州大学北海道演習林に隣接する民地からの延焼により、2015年5月3日に第9林班のカラマツ造林地1.34ヘクタールが焼失した。焼失地のほとんどは地表火による林床のみの焼失にとどまり、より大規模な樹幹火や樹冠火にならない状況であったが、カラマツ(*Larix kaempferi*)が部分的に枯死または落葉し、林床の光環境が改善された場所もあった。焼失前の林床にはミヤコザサ(*Sasa nipponica*)が繁茂し、ミヤコザサのリターを中心に多量の可燃物が蓄積していたが、全体としては地表火だったため完全に燃焼して鉱質土壌がむき出しの裸地となった

Tsuda S., Masui T.: Initial stage of post-fire vegetation in burned *Larix kaempferi* artificial forest at the Ashoro Research Forest, Kyushu University

* 責任著者 (Corresponding author): E-mail: tsuda@green.gifu-u.ac.jp 〒501-1193 岐阜県岐阜市柳戸1-1

¹ 岐阜大学流域圏科学研究センター

River Basin Research Centre, Gifu University

場所は少なかった。しかしながら、部分的に火力が強くなった場所では、ほとんどリターが残らず裸地に近い状況になり、カラマツが焼死または落葉した。そのような場所では樹冠火や樹幹火を受けた場所のような状況となっており、生き残った下層木も無く、直射日光が地表まで届く状況になっていた。

焼失当年の2015年9月3日に山火事跡地の植生調査を実施した。カラマツが枯死するか、または葉が火事により褐変後に落葉して林床に直射光がとどき、かつリターが完全に焼失したか、またはほとんど焼失した場所を中心に、1×1mの方形区を15個ランダムに設置した。それぞれの方形区では、全体の植被率（%）および、種ごとの被度（%）と最大高を記録した。種組成や構造に関する解析にはこれらのデータをそのまま用いたが、多様度指数（H'）については、種ごとの被度、頻度、および最大高を用いていったん積算優占度（SDR₃; 沼田・依田 1957）を求め、その値からH'を算出した。なお、焼失地に隣接する非焼失のカラマツ林（対照地）でも同様の調査を実施した。また、焼失地においては2年目にあたる2016年8月24日にもランダムに15方形区を設置して前年同様の項目で調査をおこなった。両年の調査とも方形区設置場所ではカラマツの葉が無く光環境が改善されているため樹冠火相当の被災地だった。そのため高木層を占めていたカラマツなど、山火事前から生育していた火事後も生き残った樹木は調査対象になっていない。

3. 結果と考察

表1はそれぞれの調査地における方形区調査の結果をまとめた組成表である。シロザ (*Chenopodium album*)、ミツバツチグリ (*Potentilla freyniana*)、アザミ類の一種 (*Cirsium* sp.) など6種を含む種群は焼失1年目の調査地にのみ出現した植物で、この中にはシロザ、オオネバリタデ (*Persicaria viscofera* var. *robusta*)、イヌタデ (*Persicaria longiseta*) の一年草3種が含まれていた。今回の調査では、出現した植物が栄養繁殖個体か、または種子繁殖個体かの区別をおこなっていないが、一年草についてはもともとの生活史からみて種子発芽個体であることが確実で、しかも埋土種子由来の可能性が高い。火事の発生が春季であるため、植生が成立する夏季までの期間は、まだ散布される種子が生産されていない時期にあたり、発芽に至った種子は、前年に散布されて一時的埋土種子として蓄積されたか、またはそれ以前に散布されて永続的埋土種子となっていたと推定される。3種のうちオオネバリタデは他の地域の山火事跡地でも頻繁に出現し、岩手県釜石、宮城県利府、群馬県榛名などの山火事跡で埋土種子由来として出現することが確認されている (津田 1998)。

ヤマハギ (*Lespedeza bicolor*)、シバスゲ (*Carex nervata*)、クサレダマ (*Lysimachia vulgaris* var. *davurica*) など9種を含む種群は、焼失1年目と2年目に出現し、非焼失地には出現しなかった種を含んでいる。ヤマハギとクマイチゴは木本植物で、それ以外の草本植物もすべて多年生であった

ことから、これらの種は火事後に種子繁殖だけでなく、栄養繁殖によっても出現が可能である。シバスゲやタガネソウ (*Carex siderosticta*) などを含むスゲ類は、各地の山火事跡地で栄養繁殖個体が多く見られることから、この種群の植物のすべてが種子繁殖によって出現したとは考えにくい。栄養繁殖で出現するための前提としては焼失前から林内に生育していたことが必要だが、今回の調査では非焼失地には生育個体が見つからなかった。Daubenmire (1968) による火生態学に関する初期の総説でも、植物の出現を阻害している多量のリターが除去されることが火事の特徴として取り上げられており、本研究の非焼失地ではミヤコザサ (*Sasa nipponica*) などのリターが多量に蓄積していたため根や地下茎などがかろうじて生育していても厚いリターに阻まれて地上に出現できない状態で維持されてきた可能性がある。各地の山火事跡地（野火跡地）と対照地でのスゲ類の出現状況を見ると、リターの堆積している対照地に比べて、リターが焼失している火事跡で優占度（平均の密度や被度）が高くなる事例がしばしば認められている（後藤ら 1989, Tsuda & Kikuchi 1993, 津田・富士田 1994）。木本植物のヤマハギについても、焼失前からあった個体が多量のリター蓄積により生育を阻害されたため、生きているのが地下部のみで地上部に現れなかったという可能性も捨てきれないが、山火事以前に生育していた個体は無かったのではないかと推定できる。津田 (2011) によるツクシハギ個体群の追跡調査結果によれば、火事後の遷移初期に高密度だったハギが少なくとも17年以内には完全に消失していることから、森林化が進んで光環境等が悪くなるとハギ類は生育できなくなるのではないかと考えられる。また、火事後に出現する植物を種子繁殖と栄養繁殖に厳密に区別して調査した例はほとんど無いが、山火事跡地に出現するハギ類は基本的に種子繁殖個体であることから (Goto *et al.* 1996, 津田・安島 2000)、ヤマハギについても他のハギ類と同様に山火事跡地では栄養繁殖個体がほとんど出現しないと考えられる。これらのことから、本調査地の山火事跡地に出現したヤマハギ個体の多くは埋土種子由来である可能性が高い。一般にマメ科植物の種子は加熱によって発芽が促進されることが知られており (Iwata 1966, Martin & Cushwa 1966, Takahashi & Kikuchi 1986, Auld & O'Connell 1991, 叢・菊地 2000)、埋土種子由来と特定されているわけではないが、日本では山火事跡地にハギ類が卓越して出現することが指摘されている (岩田 1964, Tsuda *et al.* 1986, 津田 1998, 2011)。

焼失2年目だけに出現した種は、オオヨモギ (*Artemisia montana*)、エゾニワトコ (*Sambucus racemosa* subsp. *kamtschatica*)、オカトラノオ (*Lysimachia clethroides*) の3種だけだった。3種とも頻度が低いので、調査をおこなった方形区の数少なかったことによるサンプル誤差により、焼失1年目や対照地で発見できなかった可能性もあるが、ヨモギについては2年目が火事後の最初の散布時期にあたるため、他所から搬入された種子が発芽した可能性もある。

非焼失地（対照地）を特徴づける種群にはヤマドリゼンマイ (*Osmundastrum cinnamomeum* var. *fokiense*) とヤマブドウ (*Vitis coignetiae*) の2種があった。このうちヤマドリゼンマイについては、2年目の調査で1方形区だけには被度1%で出現していたが、非焼失地では全体のおよそ半数の方形区で出現しており、被度も大きかったことから、ヤマドリゼンマイは火事の影響を受け易く、火事直後には出現しにくいと推察される。

表1の下部に示したミヤコザサ (*Sasa nipponica*), ミヤマスミレ (*Viola selkirkii*), エゾイチゴ (*Rubus idaeus* subsp. *melanolasius*), ツルウメモドキ (*Celastrus orbiculatus* var. *orbiculatus*) 以下の種は、出現頻度が低いために傾向がはっきりせず省略して欄外に種名だけ列挙したものも含めて、出現するか否かという点では調査地の違いによる影響をあまり受けなかった種が含まれた。とくにミヤコザサは、この地域では林床の優占種となっているのが一般的で、本研究でも全ての調査地の全ての方形区に高い被度で出現した。すべての調査地において圧倒的な優占種となっていたが、被度の値を詳しく見ると山火事跡地と対照地では多少の差があり、山火事の影響を受けていたことが推察される。表2に示した調査地ごとの平均被度によれば、非焼失地では67%あまりだったが、焼失地では1年目と2年目の両方も90%を上回り、火事によりミヤコザサの被度は大きくなったことが明らかである。これまで各地で報告された初期の山火事跡地でササ類が優占する植生についての調査事例はほとんどないが、内藤ら (1968) が野火跡地でチマキザサ (*Sasa palmata*) の生長について調べた例では、野火後1年目にはチマキザサのサイズが小さくなったが、2年目には非焼失地よりも大きくなったと報告している (表2)。本調査でも、ミヤコザサのサイズは、対照地 (非焼失地) の平均 94.1cm に対し、焼失後1年目は 78.9cm、焼失後2年目は 105.4cm となり (表2)、内藤ら (1968) の指摘と同様の結果となった。ミヤコザサとチマキザサは同じササ属ではあるが異なる節に属し、ミヤコザサは新たな稈の発生後2年目には地上部を枯らすのに対してチマキザサは数年間生育するなど生活史も異なる。しかし、山火事後の生長に関して類似の動態をしめたことは興味深い。日本では林床植生として広く分布するササ群落が山火事の影響を受けたとき、群落の再生にどのような戦略をとるかについては今後の課題であり、詳細な個体群動態を調査する必要

表2 各調査地のミヤコザサの被度と高さ

調査地	ミヤコザサ ^{*1,2}		チマキザサ ^{*3}	
	平均被度 (%)	平均高 (cm)	平均高 (cm)	平均高 (cm)
焼失当年 (1年目)	93.5 ± 6.5 a	78.9 ± 13.4 a	49.7 ± 0.2	
焼失翌年 (2年目)	96.3 ± 7.5 a	105.4 ± 12.3 b	101.8 ± 0.8	
非焼失 (対照)	67.4 ± 15.5 b	94.1 ± 10.2 c	88.7 ± 4.1	

※1: 1×1mの方形区15個を設置してミヤコザサの被度および最大高を調査
 ※2: 数値右のアルファベットは統計解析ソフトR ver. 3.3.3 (R Core Team 2017) のTukeyのHSD法による検定結果
 ※3: 内藤ら (1968) の調査によるチマキザサの調査結果

がある。

それぞれの調査地で設置した15方形区における種類組成の概要を表3に示した。出現した植物の総種数は焼失1年目が一番大きく30種を記録したが、2年目には25種に減少し、非焼失地 (対照地) ではわずか12種だった。1方形区あたりの出現種数も焼失1年目の7.2種に対して非焼失地では2.7種だった。山火事跡地では焼失前のカラマツ林において形成されていた種子バンク (埋土種子集団) から火事後の環境変化にともなって発芽した個体が増加したことが一因になっていると考えられる。一方、本研究の対照地においては林床のみの調査だったため、高木や亜高木の種が反映されていないことが対照地での種数を少なくしていた可能性があり、それら焼失前の森林を構成していた樹木種などが焼失・焼死した後に地下部からの栄養繁殖によって新たな個体として出現したことも種数の増加につながったと推定できる。すなわち、種子バンクの発芽と前生の植物からの栄養繁殖の両方が、攪乱後の植生を構成する植物の生長には貢献していたと考えられる。平均植被率については非焼失地 (対照地) が75%ほどで有意に低く、火事後はすみやかに植被が回復し、1年目にはほとんど100%に近くなり、2年目も植被率が低くなることはなかったが、このような植被率の変化はミヤコザサの被度に対応したもので、山火事跡地に新たに出現した種が特別に被度を大きくしたわけではなかった。積算優占度 SDR_3 (沼田・依田 1957) を用いて算出した Shannon-Wiener の H' を比較すると、3調査地のうちでは焼失1年目の調査地で H' の値が最も高く、非焼失地 (対照地) の H' の値が最も低くなった。カラマツやミヤコザサのリターが焼失することで多くの種が出現可能になり、出現種数が増加したため山火事跡地で一時的に多様度が高くなったと考えられるが、2年目になるとミヤコザサの被度や高さの増加に伴って出現種数が減少し、結果的に H' は低下した。

人工林の焼失地としてはスギ林やアカマツ林などで植生の調査報告があるが、林床に限らずササ類が繁茂する植生の火事についての報告事例は内藤ら (1968) を除いてほとんど無い。スギ林やアカマツ林焼失地でも、もともとの林冠構成種である針葉樹のスギやアカマツは焼失直後にほとんど出現していないが (内藤ら 1967, 中越ら 1981, Tsuda et al. 1986, 津田・平塚 1995), それら以外の広葉樹類は多くの種が出現している。ところが本調査の対象としたカラ

表3 各調査地における出現種数, 植被率, および多様度指数の比較

調査地 ^{*1}	総出現種数	1方形区あたりの平均出現種数 ^{*2}	1方形区あたりの平均植被率 (%) ^{*2}	多様度指数 (H') ^{*3}
焼失当年 (1年目)	30	7.20 ± 1.93 a	97.40 ± 4.73 a	3.11
焼失翌年 (2年目)	25	4.20 ± 2.62 b	98.93 ± 1.71 a	3.07
非焼失 (対照)	12	2.67 ± 1.18 b	74.53 ± 13.54 b	2.01

※1: 全調査地とも1×1mの方形区15個を設置して調査
 ※2: 数値右のアルファベットは統計解析ソフトR ver. 3.3.3 (R Core Team 2017) のTukeyのHSD法による検定結果
 ※3: 被度・頻度・高さからとめた SDR_3 により算出した

マツ林では、焼失後も林冠構成種のカラマツだけでなく他の広葉樹類もほとんど出現しておらず、焼失後2年目の調査地にエゾイタヤ (*Acer pictum* subsp. *mono*) が1回だけ記録されたに過ぎない。焼失前のカラマツ林の林床に樹木類が少なかったことと、焼失後のミヤコザサのすみやかな回復が他の樹木種の侵入を妨げているものと考えられる。すでにミヤコザサの被度が100%に近い値に達し、桿長も1mを超えている現状では、今後もしばらくは樹木の更新がほとんど期待できないと予想される。ほとんど地表火により焼失した今回の山火でも、上層のカラマツが焼死して林冠ギャップができたが、樹木種で埋められることは無く、ミヤコザサ優占のササ原として長期間維持される可能性が高いと考えられる。

謝辞

本研究の実施にあたり、九州大学北海道演習林の内海泰弘林長をはじめとするスタッフの皆様にはフィールド利用、山火事の情報提供など、大変お世話になりました。また、岐阜大学大学院の長尾彩加さんと古川友紀子さんには現地調査を手伝っていただきました。ここに記してお礼申し上げます。

引用文献

- Auld TD, O'Connell MA (1991) Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. *Aust J Ecol* 16: 53-70
- 叢敏・菊池多賀夫 (2000) 山火事跡地の植生の再生にかかわる趣旨の発芽特性. *植物地理・分類研究* 46: 85-95
- Daubenmire R (1968) Ecology of fire in grasslands. In: *Advances in ecological research Vol.5*. Cragg JB (ed) Academic Press, New York. 209-266
- 後藤義明・曲沢修・森澤猛 (1989) 北関東における林野火災跡地の植生回復—再生初期段階の種組成および現存量—. *日本緑化工学会誌* 15: 8-12
- Goto Y, Yoshitake T, Okano M, Simada K (1996) Seedling regeneration and vegetative resprouting after fires in *Pinus densiflora* forests. *Vegetatio* 122: 157-165
- 岩田悦行 (1964) 山火事跡地に発達する「ハギ山」について—北上山地植生の研究(2)—. *岩手大学芸学部研究年報* 23: 13-27
- Iwata E (1966) Germination behavior of shrubby *Lespedeza* (*Lespedeza cyrtobotrya* Miq.) seeds with special reference to burning. *Ecol Rev* 16: 217-227
- Martin RE, Cushwa CT (1966) Effects of heat and moisture on Leguminous seed. *Proc Tall Timbers Fire Ecol Conf* 5: 159-175
- 内藤俊彦・岩波悠紀・飯泉茂 (1968) 野火がチマキザサの再生にあたえる影響. *日生態会誌* 18: 79-82
- Naito T, Sugawara K, Iizumi S (1971) Some effects of fire on the forest at Seki, Iwate Prefecture. *Ann. Rep. JIBP-CT(P)* 1971: 141-143

- 内藤俊彦・菅原亀悦・飯泉茂 (1978) 宮城県御殿山における山火によるコナラ-クリ林の被害とその再生状況. *吉岡邦二博士追悼植物生態論集* 478-488
- 内藤俊彦・菅原亀悦・岩波悠紀・飯泉茂 (1967) 宮城県蒲生海岸における松林の火災による被害について. *日生態会誌* 17: 121-125
- 中越信和・中根周歩・今出秀樹・根平邦人 (1981) アカマツ林の山火跡地における植生回復 I. 初期段階の種組成, 構造及び現存量. *広島大総合科学部紀要* IV, 6: 6-69
- 沼田真・依田恭二 (1957) 人工草地の群落構造と遷移. *日本草地研究会誌* 3: 4-11
- 杉田久志 (1988) 岩手県西根町林野火災跡地の初期植生の变化. *岩大演習林報告* 19: 1-14
- 消防庁 (2016) 平成28年版消防白書. 勝美印刷, 東京
- Takahashi M, Kikuchi T (1986) The heat effect on seed germination of some species in the initial stage of a post-fire vegetation. *Ecol Rev* 21: 11-14
- 津田智 (1998) 火と植生. *森林科学* 24: 2-7
- 津田智 (2011) 火と樹木. *樹木医学研究* 15: 183-188
- 津田智・安島美穂 (2000) 岡山県玉野における夏季の山火事跡地植生. *植生学会誌* 17: 97-101
- 津田智・富士田裕子 (1994) 釧路湿原の火事が湿原植生に与える影響—1992年11月3日の火事跡地に成立した群落の調査速報—. *群落研究* 10: 11-16
- 津田智・後藤晋・高橋康夫・笠原久臣・澤田佳宏・安島美穂 (2002) 北海道中央部の針広混交林における山火事から87年が経過した森林群落の植生. *植生学会誌* 19: 125-130
- 津田智・平塚明 (1995) 岩手県釜石のスギ林における山火事後の埋土種子集団の変化. *森林文化研究* 16:105-112
- 津田智・飯泉茂・菊池多賀夫・三浦修 (1985) 火生態学 (Fire Ecology) に関する文献集. 東北大学理学部植物生態学研究室, 仙台
- Tsuda S, Iizumi S, Kikuchi T, Miura O (1986) Initial stage of vegetational recovery after Rifu forest fire on April 27, 1983. *Ecol Rev* 21: 1-10
- Tsuda S, Kikuchi T (1993) Vegetation change after a fire at Kushiro Marsh, Hokkaido, Japan, with special reference to seedling emergence. *J Phytogeogr & Taxon* 41: 85-90
- 津田智・澤田佳宏・安立美奈子・津田美子 (2005) 岩手県久慈市における1983年の山火事による落葉広葉樹林焼失地の植生. *植生学会誌* 22: 63-68

(2017年9月22日受付: 2018年1月25日受理)