北海道東部のカラマツ人工林における山火事後の下層植生の初期回復過程

榎 木 勉^{*1}・村田 秀 介²・内 海 泰 弘¹

2015 年 5 月に九州大学北海道演習林内のカラマツ人工林に発生した山火事跡地において、焼失したミヤコザサの回復過程と、林床における木本および草本植物の更新動態を調査した。2015 年 7 月、山火事跡地（山火事区）において山火事後に回復したミヤコザサの被度、稈高、バイオマスは、隣接する非焼失地（対照区）のそれぞれ 83, 70, 38%であった。2016 年 7 月、2017 年 7 月とも山火事区のミヤコザサの被度、稈高、バイオマスは対照区と有意な差がなかった。2016 年に山火事区の林床に出現した草本・木本の種数は対照区の 2 倍近くあった。出現種数は 2017 年も同様であったが種組成は変化した。山火事区と対照区の群集の違いを PERMANOVA により検定した結果、山火事区では山火事発生後に対照区と異なる組成の植物群集が形成され、その後 2 年間は維持されたと考えられた。

キーワード：下層植生、遷移、山火事、カラマツ人工林、ミヤコザサ

Tsutomu Enoki,^{*1} Shusuke Murata,² Yasuhiro Utsumi¹ (2020) Early Stage of Understory Recovery after a Forest Fire in a Larch Plantation in the Eastern Part of Hokkaido, Japan. J Jpn For Soc 102: 198-201 The recovery of *Sasa nipponica* and regeneration of forest floor vegetation after a forest fire occurred in May 2015 were investigated in a larch (*Larix kaempferi*) plantation in the Ashoro Research Forest, Kyushu University. In July 2015 the coverage, height and biomass of recovered *S. nipponica* in the burned site were 83, 70 and 38% of those in the unburned site, respectively. In July 2016 and 2017, the coverage, height and biomass of *S. nipponica* in the burned site were not significantly different from those in the unburned site. The number of herbaceous and tree species emerged in the burned site was almost twice as many as that in the unburned site in 2016. The number was not different in 2017, while the species composition in the burned site was quite different between 2016 and 2017. The results of PERMANOVA showed that the forest fire formed a different plant community composition compared to that before the forest fire and the difference was maintained at least for two years after the wild fire.

Key words: Forest floor vegetation, succession, forest fire, larch plantation, *Sasa nipponica*

I. は じ め に

ササ類が繁茂する森林では、ササ類による強い被陰が樹木の更新や下層植生の定着をしばしば抑制する (Nakashizuka 1988; Hiura *et al.* 1996; Takahashi *et al.* 2003)。ササ類の一斉開花による枯死 (Nakashizuka 1988; Abe *et al.* 2002) や山火事は林床を被覆したササ類を消失させる要因である。山火事による燃焼とそれに伴う環境変化は、ササ類の被度の減少や焼失、その後の植生の変化を引き起こす (中田 1986; 高岡 1993; 津田・増井 2018)。山火事の影響は、植生の焼失やそれに伴う光環境の改善 (頭山・中越 1992) だけでなく、種子発芽の促進 (Goto 2004)、林床有機物の焼失 (奥村ら 1998) や炭の生成による土壌特性の変化 (Makoto *et al.* 2011)、炭と菌根の実生への相乗作用 (Makoto *et al.* 2010) など多様であり、植生と山火事との関係は非常に複雑である。また、これらは火事の強度 (後藤ら 2005) や頻度 (Makoto *et al.* 2007)、地形 (高岡 1993; Takaoka and Sasa 1996) によって異なる。これらのメカニズムを解明するために人為的な火入れを対象にした研究 (内藤ら 1968; 鎌田ら 1987) も有効であるが、山火事の発生頻度は比較的低く、発生場所や時期の予測が困難であり、実際の山火事発生直後の現象を捉えた研究を行うことは難しい。

カラマツ人工林は、スギ (*Cryptomeria japonica*) やヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林と比較して林内が明る

いため、広葉樹が侵入しやすく針広混交林化が進みやすい (花田ら 2006; 田中ら 2011; 中川ら 2017)。カラマツ林内での広葉樹の更新過程が広葉樹の密度や種構成、埋土種子の組成、ササ類の被覆などとの関係から調べられている (花田ら 2006)。しかし、カラマツ人工林の山火事発生後の更新動態に関する研究事例はほとんどない (Goto 2004; 津田・増井 2018)。

本研究では、九州大学農学部附属演習林北海道演習林内のカラマツ人工林に発生した山火事によって下層植生が焼失した林分において、山火事発生前に繁茂していたミヤコザサ (*Sasa nipponica*) の回復過程とその間に出現した草本、木本種の変化について報告する。本研究で対象とした山火事跡地では、津田・増井 (2018) により山火事発生後に林床に出現する植物種が調査され、焼失初年度は、植物の枯死による光環境の改善や地表リターの欠落により、ミヤコザサ以外の植物も出現したが、ミヤコザサの優占度が高く、後継の木本種の侵入はほとんど見られなかったことが示された。しかし、この研究は山火事発生から 1 年後までの調査結果に基づくものであり、ミヤコザサの植被が回復した山火事発生後 2 年目以降についての報告はなされていない。本研究では火災発生から 2 年後までの林床における木本および草本植物の更新を観察し、下層植生の群集構造の変化から山火事が植生の動態に及ぼす影響を考察した。

* 連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: enoki@forest.kyushu-u.ac.jp

¹ 九州大学大学院農学研究院 〒811-2415 福岡県糟屋郡篠栗町津波黒 394 (Faculty of Agriculture, Kyushu University, 394 Tsubakuro, Kasuya, Fukuoka 811-2415, Japan)

² 九州大学農学部附属演習林 〒089-3705 北海道足寄郡足寄町北 5 条 1 丁目 85 (University Forest, Kyushu University, 1-85 Kita 5 Jo, Ashoro, Hokkaido 089-3705, Japan)

(2020 年 1 月 19 日受付; 2020 年 3 月 9 日受理)

II. 方 法

調査は北海道足寄町（北緯 43° 17′，東経 143° 33′）に位置する九州大学農学部附属演習林北海道演習林（以下、北海道演習林）で行った。調査地から 3.1 km 離れた北海道演習林庁舎前での年間平均気温は 6.5℃，年間降水量は 873 mm，最大積雪深は平均 55 cm である（北海道演習林）。調査地付近の土壌は火山灰を母材とする黒色土および黒ボク土である（岡野 1995）。

2015 年 5 月 3 日，北海道演習林 9 林班のカラマツ人工林内に山火事が発生した。延焼面積は 1.34 ha で，地表火による林床のみの焼失であった（津田・増井 2018）。林床を被覆していたミヤコザサの地上部は完全に消失した。いくつもの小径木に焼失や枯死が見られたが，造林木であるカラマツの枯死や焼失は見られなかった。林床に堆積したリター層は燃焼した場所と残っている場所があった。リター層が消失した場所で，土壌断面を観察すると有機物が燃焼し炭化した厚さ 3 cm 程度の層が見られた。

2015 年 7 月に山火事跡地（山火事区）と隣接する非焼失地（対照区）にそれぞれ八つの 10 m×10 m プロットを設定した。カラマツ人工林の林齢は 51 年，立木密度，胸高断面面積，平均樹高はそれぞれ 273 本/ha 本，14.2 m²/ha，23.1 m であった。対照区の下層には，天然更新したノリウツギ (*Hydrangea paniculata*)，エゾニワトコ (*Sambucus racemosa* subsp. *kamtschatica*)，エゾイチゴ (*Rubus idaeus*)，タラノキ (*Aralia elata*)，ミズナラ (*Quercus crispula*) などの広葉樹が生育していた。各プロットに四つの 1 m×1 m の調査枠を設置し，枠内に生育する草本，木本種を記録した。各調査枠ではミヤコザサの稈高，被覆率の計測を行った。各調査枠付近の 50 cm×50 cm の範囲でミヤコザサの地上部を刈り取り，70℃で乾燥した後に重量を測定した。これらの調査は 2015，2016，2017 年の 7 月に実施した。

各調査枠に出現した草本および木本種の在/不在データから Bray-Curtis 指数を用いて群集間の距離を求め，計量多次元尺度 (nMDS) により 2 次元平面上に図示した。また，山火事区と対照区の群集の違いを Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) により検定した。統計解析は R (ver 3.5.2) を用いた。nMDS による解析には vegan パッケージの metaMDS 関数を，PERMANOVA による解析には同パッケージの adonis 関数を用いた。

III. 結 果 と 考 察

火災発生から 2 カ月後の 2015 年 7 月の山火事区でのミヤコザサの被度，稈高，地上部バイオマスはそれぞれ対照区の 83，70，38% であった（表-1）。被度はある程度回復したが，稈高は低く，葉量も少ないため地上部バイオマスはかなり小さかった。山火事によりミヤコザサの地上部は完全に消失していたので，この時点で地上部にあるミヤコザサは山火事後に発生したものである。山火事 1 年後の 2016 年では，山火事区のミヤコザサの被度，稈高，地上部バイオマスはいずれも対照区と有意な差がなかった。北

表-1. ミヤコザサの生育状況の変化

		年		
		2015	2016	2017
被度 (%)	山火事区	82.5 (7.0)*	100 (0.0)	100 (0.0)
	対照区	100 (0.0)	100 (0.0)	100 (0.0)
稈高 (cm)	山火事区	61.0 (13.7)*	76.1 (14.1)	94.9 (7.0)
	対照区	87.4 (14.0)	91.5 (9.9)	95.3 (10.3)
地上部バイオマス (Mg/ha)	山火事区	1.49 (0.57) *	4.44 (1.10)	6.65 (1.81)
	対照区	3.94 (2.22)	4.17 (1.73)	5.83 (2.97)

平均値と標準偏差を示す ($n = 32$)。* は調査区間に有意差 (t -test, $p < 0.05$) があることを表す。

海道のミヤコザサは 6 月に開葉した後，地上部バイオマスは 9 月頃まで増加し，翌年の 5 月から減少する（河合ら 1998）。翌年の当年葉が 6 月に開葉するため，7 月には前年の地上部と当年の地上部が混在する。2016 年 7 月の山火事区の稈高は，2015 年と 2017 年の値の平均と同程度であった。このことは，2016 年には山火事直後の 2015 年に発生した稈高の低い稈と 1 年後の 2016 年に発生した対照区と同程度の高さの稈が混成していたことを示唆する。また，2017 年には山火事区と対照区の稈高がほぼ同じであることから，山火事 1 年後の 2016 年に発生した地上部は山火事前と同様の稈高を有すること，2017 年には 2015 年に発生した地上部が消失し 2016 および 2017 年の稈に完全に入れ替わったことが示唆される。

山火事発生 1 年後の 2016 年には，山火事区には草本 19 種，木本 12 種が，対照区には草本 8 種，木本 7 種が出現した（表-2, 3）。最も多くの方形区で出現したヤマハギ (*Lespedeza bicolor*) は，山火事区に設置した 32 個の方形区のうち 29 個の方形区で観察された。窒素固定植物であるヤマハギは窒素よりもリンが成長の制限要因となることが考えられるが，山火事跡地では土壌中の利用可能なリンの量が多くなる (Makoto *et al.* 2010) ことで優占度が高まったのかもしれない。その他の種が出現した方形区の数はいずれも各区に設置した数の半数以下であり，大半が 5 個以下と少なかった。山火事跡には対照区よりも多くの種が多くで発生するが，その頻度はヤマハギを除いて少なかった。本研究と同地で調査した津田・増井 (2018) の報告でも出現頻度の高い種は少なく，結果の評価にはサンプリングバイアスを考慮する必要がある。本研究では，エゾハリスゲ (*Carex uda*)，ヒメヘビイチゴ (*Potentilla centigrana*)，タガネソウ (*Carex siderosticta*) は山火事区の 10 個の方形区で観察されたが，対照区では見られなかった。津田・増井 (2018) において山火事跡地にのみ出現した種のうち，ヤマハギ，タガネソウ，イヌタデ (*Persicaria longisetata*)，シロザ (*Chenopodium album*)，オククルマムグラ (*Galium trifloriforme*) は，本研究においても対照区ではほとんど見られず，山火事後に発生しやすい種と言えるだろう。一方，イケマ (*Cynanchum caudatum*)，クマイチゴ (*Rubus crataegifolius*)，ヨブスマソウ (*Parasenecio robustus*)，エゾニワトコは本研究では対照区でも観察された。

山火事発生 2 年後の 2017 年には，山火事区には草本 19 種，木本 11 種が，対照区には草本 8 種，木本 11 種が出現し，対照区の木本種を除き，出現種数は山火事 1 年後と大きな違いはなかった。本調査地において，山火事発生 2 年

表-2. 調査地の林床に出現した草本および木本

樹種	山火事区		対照区		記号
	2016	2017	2016	2017	
草本					
エゾハリスゲ <i>Carex uda</i>	15	15	0	0	a
ヒメヘビイチゴ <i>Potentilla centigrana</i>	14	14	0	0	b
タガネソウ <i>Carex siderosticta</i>	11	12	0	0	c
エゾノタチツボスミレ <i>Viola acuminata</i>	9	5	0	0	d
イケマ <i>Cynanchum caudatum</i>	5	3	1	3	e
ミヤマスミレ <i>Viola selkirkii</i>	4	6	0	0	f
マイズルソウ <i>Maianthemum dilatatum</i>	3	5	0	0	g
ヨブスマソウ <i>Parasenecio robustus</i>	3	5	5	4	h
エゾノサワアザミ <i>Cirsium pectinellum</i>	3	4	0	0	i
ヨモギ <i>Artemisia indica</i>	3	4	0	0	j
オククルマムグラ <i>Galium trifloriforme</i>	3	3	0	0	k
イスタデ <i>Persicaria longiseta</i>	3	0	0	0	l
イネ科 sp <i>Poaceae</i> sp	2	3	1	1	m
シロザ <i>Chenopodium album</i>	2	0	0	0	n
ミミコウモリ <i>Parasenecio kamtschaticus</i>	2	0	0	0	o
クサノオウ <i>Chelidonium majus</i>	1	0	0	0	p
サラシナショウマ <i>Cimicifuga simplex</i>	1	0	0	0	q
ハハコグサ <i>Pseudognaphalium affine</i>	1	0	0	0	r
フタリシズカ <i>Chloranthus serratus</i>	1	0	1	1	s
ヒカゲスゲ <i>Carex lanceolata</i>	0	12	0	0	t
ワラビ <i>Pteridium aquilinum</i>	0	5	0	1	u
ヤマドリゼンマイ <i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	0	4	2	0	v
キジカクシ <i>Asparagus schoberioides</i>	0	1	0	0	w
スギナ <i>Equisetum arvense</i>	0	1	0	0	x
ヤマブドウ <i>Vitis coignetiae</i>	0	1	0	0	y
ユキザサ <i>Maianthemum japonicum</i>	0	1	4	0	z
アマドコロ <i>Polygonatum odoratum</i>	0	0	1	2	aa
イラクサ <i>Urtica thunbergiana</i>	0	0	0	2	ab
オシダ <i>Dryopteris crassirhizoma</i>	0	0	0	2	ac
ヒロハルギオ <i>Calystegia sepium</i>	0	0	1	0	ad
草本全種	31	31	13	12	
木本					
ヤマハギ <i>Lespedeza bicolor</i>	29	29	1	0	ta
エゾイチゴ <i>Rubus idaeus</i>	6	11	2	4	tb
エゾニワトコ <i>Sambucus racemosa</i> subsp. <i>kamtschatica</i>	6	1	2	0	tc
タラノキ <i>Aralia elata</i>	4	7	0	0	td
クマイチゴ <i>Rubus crataegifolius</i>	2	0	1	5	te
ヤチダモ <i>Fraxinus mandshurica</i>	2	0	0	1	tf
ツルウメモドキ <i>Celastrus orbiculatus</i>	1	2	0	1	tg
エゾイタヤ <i>Acer pictum</i> Thunb. subsp. <i>mono</i>	1	1	0	3	th
オニウコギ ケヤマウコギ <i>Eleutherococcus divaricatus</i>	1	1	0	0	ti
コマユミ <i>Euonymus alatus</i> var. <i>alatus</i> f. <i>striatus</i>	1	1	0	0	tj
サルナシ <i>Actinidia arguta</i>	1	0	6	1	tk
ミヤマタタビ <i>Actinidia kolomikta</i>	1	0	1	1	tl
ミズナラ <i>Quercus crispula</i>	0	2	0	0	tm
チョウセンゴミシ <i>Schisandra chinensis</i>	0	1	0	4	tn
ヤマブドウ <i>Vitis coignetiae</i>	0	1	0	2	to
オオヤマザクラ <i>Cerasus sargentii</i> var. <i>sargentii</i>	0	0	0	1	tp
ネムロブシダマ <i>Lonicera chrysantha</i>	0	0	1	0	tq
ミヤマザクラ <i>Cerasus maximowiczii</i>	0	0	0	2	tr
木本全種	31	31	12	17	
全種	32	32	17	20	

各種が出現した方形区 (1m×1m) の数を示す。方形区は調査区それぞれに 32 個ずつ設置。記号は図-1 中の種を示す文字に対応する。

後までは、草本は山火事区の方が多くの種が出現したが、木本の発生種数に明らかな違いはなかったと考えられる。ミヤコザサは山火事 1 年後の 2016 年では被度こそ回復しているが、稈高とバイオマスは対照区よりも小さな値であった。山火事区と対照区のミヤコザサによる被覆の効果の違いは、山火事発生 2 年後も調査時までにはある程度はあったと考えられる。また、林床に蓄積した有機物の焼失の効果が続いていた可能性もある。山火事発生 1 年後に山火事区で観察されず 2 年後に複数の方角区で出現した種としては、ヒカゲスゲ (*Carex lanceolata*)、ワラビ (*Pteridium aquilinum*)、ヤマドリゼンマイ (*Osmundastrum cinnamomeum*)、ミズナラがある。津田・増井 (2018) は、ヤマドリゼンマイは火事の影響を受けやすく、火事直後には出現しにくい種であると推察している。ヤマドリゼンマイは湿地林の林床でしばしば観察される (神田・星 1982; 宮地ら 2000; 橋ら 2013) ことから、山火事により適湿な環境が失われることが火事直後に出現しにくい原因の一つと考えられる。山火事発生 2 年後でのヤマドリゼンマイの出現頻度の増加は、ミヤコザサの回復などにより山火事の影響が発生 2 年後には弱くなったことによるものなのかもしれない。

各調査区の群集組成データから nMDS の二元配置を行うと、2016、2017 年とも山火事区と対照区の重なりは小さく (図-1)、両区の群集は有意に異なった (PERMANOVA, $p < 0.01$)。対照区とは異なる群集組成を有する植物群集が山火事の影響により形成され、山火事発生後の 2 年は維持されたことが示唆される。ただし、2017 年の山火事区の群集の nMDS の平面上での広がりとは 2016 年と比較して狭く、nMDS1 軸に沿って右に寄っている。一方、山火事区と比較すると対照区の年による変化は小さい。PERMANOVA におけるグループ分けの効果を示す r^2 は

図-1. nMDS 平面上に示された調査区と出現した草本および木本種

2016 年の山火事区 (●) と対照区 (■), 2017 年の山火事区 (○) と対照区 (□) の調査区を記号で示し、草本および木本種をアルファベット (表-2 参照) で示す。

2016 年の 0.61 から 2017 年では 0.41 と減少した。これらの結果から、山火事後 2 年目には、山火事区と対照区の下層植生の群集組成の違いが小さくなったと考えられる。

今回の山火事では、発生から 2 年でミヤコザサの被度、稈高、現存量いずれも山火事前と同程度に回復した。この状態が継続すれば、リターの蓄積も進行し、山火事区のミヤコザサによる植生更新の阻害は対照区と同程度になると考えられる。本研究で対象にした程度の強度と規模の山火事では、発生直後に下層植生の種組成に変化が見られたが、中長期的な下層植生の変化は小さいと予想される。また、山火事の発生時期がミヤコザサの開葉前であったことで、同年の夏にはミヤコザサによる植被がかなり回復したことも、下層植生の変化が小さかった要因かもしれない。一方、前田ら（2010）は北海道演習林内の複数のカラマツ人工林においても下層植生の種組成やアバンダンスが斜面方位や林齢で異なることを示し、北斜面は南斜面よりも下層植生の胸高断面積合計が小さいことを指摘した。今回の山火事発生現場は北東向きの斜面上に位置し、天然更新した下層植生が少なく、埋土種子の寄与は小さかったと考えられる。また、下層植生が焼失した林分の周囲もカラマツ人工林であり、隣接地からの種子供給も少ないと考えられる。これらの条件が異なれば違う結果となっていたかもしれない。

以上のように本研究では、山火事跡地において発生から 2、14、26 カ月後に植生調査を行い、速やかなミヤコザサの回復および対照区と異なる群集構造を有する植生の発生と維持が観察された。しかし、この植生変化がミヤコザサの被覆による更新阻害を打破し、後継樹が定着するほどのものであったかどうかは、今後の長期観察の結果により明らかにされる。また、そのメカニズムの解明のためには、植生遷移の長期モニタリングに加え、環境要因や物質動態の変化の測定なども必要となる。さらに、山火事後の植生の回復過程は山火事の強度や発生時期により異なると考えられるため、このような知見を積み重ねることが重要である。

謝 辞

九州大学農学部附属演習林の南木大祐氏、壁村勇二氏、久保田勝義氏には野外調査にご協力いただいた。中村琢磨博士、井上晋博士には草本種の同定に協力いただいた。ここに記してお礼申し上げます。

引用文献

- Abe M, Izaki J, Miguchi H, Masaki T, Makita A, Nakashizuka T (2002) The effects of Sasa and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. *J Veg Sci* 13: 565–574
- Goto Y (2004) Early post-fire vegetation regeneration in *Larix kaempferi* artificial forests with an undergrowth of *Sasa senanensis*. *Ecol Res* 19: 311–321
- 後藤義明・玉井幸治・深山貴文・小南裕志 (2005) 日本で発生する山火事の強度の検討—Rothermel の延焼速度予測モデルを用いた Byram の火線強度の推定—. *日林誌* 87: 193–201
- 花田尚子・渋谷正人・斎藤秀之・高橋邦秀 (2006) カラマツ人工林内における広葉樹の更新過程. *日林誌* 88: 1–7
- Hiura T, Sano J, Konno Y (1996) Age structure and response to fine-scale disturbances of *Abies sachalinensis*, *Picea jezoensis*, *Picea glehnii*, and *Betula ermanii* growing under the influence of dwarf bamboo understory in northern Japan. *Can J For Res* 26: 289–297
- 鎌田磨人・中越信和・高橋史樹 (1987) 焼畑の火入れが埋土種子の発芽に及ぼす影響. *日生態誌* 37: 91–100
- 神田房行・星 英男 (1982) 釧路湿原の高層湿原中およびその周辺域のハンノキ個体群. *北教大紀要 (II B)* 33: 19–31
- 河合正人・近藤誠司・秦 寛・大久保正彦 (1998) 北海道和種馬林間放牧のためのミヤコザサ地上部重量および化学成分の季節変化. *北大演報* 55: 56–62
- 前田由香・菱 拓雄・田代直明・馬淵哲也・井上幸子・長慶一郎・山内康平・緒方健人・久米 篤 (2010) 九州大学北海道演習林のカラマツ人工林および落葉広葉樹天然林における斜面方位と斜面上の位置の違いによる植生の特徴. *九大演報* 91: 7–14
- Makoto K, Nemilostiv YP, Zyryanova OA, Kajimoto T, Matsuura Y, Yoshida T, Satoh F, Sasa K, Koike T (2007) Regeneration after forest fires in mixed conifer broad-leaved forests of the Amur region in far eastern Russia: the relationship between species specific traits against fire and recent fire regimes. *Eur J For Res* 10: 51–58
- Makoto K, Tamai Y, Kim YS, Koike T (2010) Buried charcoal layer and ectomycorrhizae cooperatively promote the growth of *Larix gmelinii* seedlings. *Plant Soil* 327: 143–152
- Makoto K, Hirobe M, DeLuca TH, Bryanin SV, Procopchuk VF, Koike T (2011) Effects of fire-derived charcoal on soil properties and seedling regeneration in a recently burned *Larix gmelinii* / *Pinus sylvestris* forest. *J Soils Sediments* 11: 1317–1322
- 宮地直道・大井信夫・能城修一・藤根 久・神山和則・粕淵辰昭・柳谷修自 (2000) 完新世における北海道美瑛泥炭地の形成過程と植生変遷. *植生史研究* 8: 15–31
- 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. *日生態誌* 18: 79–82
- 中川昌彦・三間 武・河江輝樹 (2017) カラマツの天然更新地が広葉樹化、混交林化しやすい原因の調査事例. *森林計画誌* 41: 19–25
- Nakashizuka T (1988) Regeneration of Beech (*Fagus crenata*) after simultaneous death of undergrowing dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*). *Ecol Res* 3: 21–35
- 中田 誠 (1986) 山火事による蛇紋岩地帯の植生と土壌の変化. *森林立地* 28: 37–45
- 奥村武信・久保田哲也・真木真一郎 (1998) 林床被覆物焼却前後における浸透能の変化. *日林誌* 80: 35–37
- 岡野哲郎 (1995) 立地環境による森林群落の分布と種組成の空いてに関する生態学的研究. 九州大学博士論文
- 橘ヒサ子・富士田裕子・佐藤雅俊・松原光利・周 進 (2013) サロベツ湿原の 1970 年代以降約 30 年間の植生遷移. *北大植物園研究紀要* 13: 1–34
- Takahashi K, Mitsuishi D, Uemura S, Suzuki J, Hara T (2003) Stand structure and dynamics during a 16-year period in a sub-boreal conifer-hardwood mixed forest, northern Japan. *For Ecol Mang* 174: 39–50
- 高岡貞夫 (1993) 宗谷丘陵北部における二次植生遷移の形成過程. *日生態誌* 43: 69–82
- Takaoka S, Sasa K (1996) Landform effects on fire behavior and post-fire regeneration in the mixed forests of northern Japan. *Ecol Res* 11: 339–349
- 田中ゆり子・城田徹央・木村 諤・岡野哲郎 (2011) 冷温帯上部に植栽されたカラマツ人工林の広葉樹レフュージアとしての機能の検討. *信州大学農学部 AFC 報告* 9: 11–19
- 頭山昌郁・中越信和 (1992) 山火事跡地へのクロマツとエニシダの混植が植生及び地表棲息性節足動物相の回復に及ぼす影響. *日緑工誌* 17: 139–150
- 津田 智・増井太樹 (2018) 九州大学北海道演習林のカラマツ林消失地 (地表火) における初期植生. *九大演報* 99: 8–12