

大規模森林火災後の植生回復パターン (総括)

Revegetation patterns after severe wildfire (Overview)

露崎史朗¹, 兒玉裕二², 澤田結基³, 成田憲二⁴, 串田圭司⁵, 原田鉦一郎⁶, 石井吉之²

Shiro Tsuyuzaki¹, Yuji Kodama², Yuki Sawada³, Kenji Narita⁴, Keiji Kushida⁵, Ko-ichiro Harada⁶, Yoshiyuki

Ishii²

1: 北海道大学大学院地球環境科学研究院, 2: 北海道大学低温科学研究所, 3: 産業技術総合研究所, 4: 秋田大学教育文化学部, 5: 富山大学極東地域研究センター, 6: 宮城大学食産業学部

1: Graduate School of Environmental Earth Science, Hokkaido University, 2: Institute of Low Temperature Science, Hokkaido University, 3: National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, 4: Faculty of Education and Human Studies, Akita University, 5: Center for Far Eastern Studies, Toyama University, 6: School of Food, Agricultural and Environmental Sciences, Miyagi University,

E-mail: tsuyu@ees.hokudai.ac.jp

Abstract— This report presented the summary of monitoring of revegetation after a severe wildfire in north-faced *Picea mariana* forest. The wildfire occurred in the summer of 2004, and the surveys were annually conducted from 2005 to 2010. The monitoring was basically conducted using 96 1 m × 1 m quadrats in 16 10 m × 10 m permanent plots on Poker Flat Research Range, interior Alaska. In the plots and quadrats, changes in vegetation and the environments were measured. The dynamics of tree seedlings were also censused. *P. mariana* seedlings established well on burned and unburned ground surface soon after wildfire. The forest floor of unburned surface was predominated by *Sphagnum* spp. (peat moss). However, deciduous broad-leaved trees, such as *Betula neoalaskana*, *Populus tremuloides* and *Salix* spp., established more than *P. mariana* on burned surface, and grew up faster than *P. mariana*. Furthermore, mosses and herbs that did not establish on burned surface colonized on burned surface. In concrete, these species were two herbs (*Epilobium angustifolium* and *Calamagrostis canadensis*) and two mosses (*Ceratodon purpureus* and *Polytrichum* spp). These indicated that the revegetation patterns on burned surface should differ from those after crown fire that have usually occurred so far, probably because the environments, evaluated by temperature, soil moisture and albedo, were significantly different between unburned and burned surfaces, i.e., temperature fluctuated more, water content was lower, and albedo was lower on burned surface. Therefore, the prompt recovery of peat moss, which should be the keystone and/or umbrella species, is prerequisite for improving the environments and conserving *P. mariana* forest.

Keywords— permanent plot; *Picea mariana*; revegetation; seedling establishment, severe wildfire

1. はじめに

アラスカのタイガは、落雷による森林火災により植生動態が大きく規定されている(Engelmark 1999)。特に、これまでの森林火災は、地表面植被を不完全焼失させる林冠火災と呼ばれるものが主であり、この火災は、タイガ更新を促進していると考えられる(Bonan & Shugart 1989, Coen et al. 2004)。

不連続凍土域における北向き斜面では、永久凍土が南斜面に比べて良く発達しているため湿性の貧栄養土壌となることが多く、その上にクロトウヒ(*Picea mariana*)林が形成されることが多い。クロトウヒは、林冠種子貯蔵を行い火災直後に多くの種子を散布することで火災後の更新を可能にしている(van Cleve et al. 1986)。地球温暖化に伴う気候変化として、アラスカでは降雨と落雷のパターンが変化し、森林火災の大規模化と永久凍土の減少による更新様式の変化が予測されてい

る(Dale et al. 2001)。現状では、森林火災後の動態モデル作成は、リモートセンシング情報のみで作成するのは難しく、地表面データとの整合性の大幅な改善が必要である(Barrett et al. 2010)。そこで、大規模火災の森林更新に対する影響を把握するために、1) 火災強度と実生更新の関係、2) 火災強度と植生回復の関係、3) 強度火災に伴う環境変化、に着目し現地において追跡調査を6年間行った。

2. 調査地と方法

大規模・大強度森林火災が発生した、合州国アラスカ州フェアバンクスから約 50 km 離れたポーカーフラット北向き斜面のクロトウヒ林を調査地として選んだ。この地域での火災は、2004 年夏季に発生した。調査は、2005 年から 2007 年には 5 月(春)と 7-8 月(夏)に、2008 年以降は、夏に、計 9 回行った(Fig. 1)。

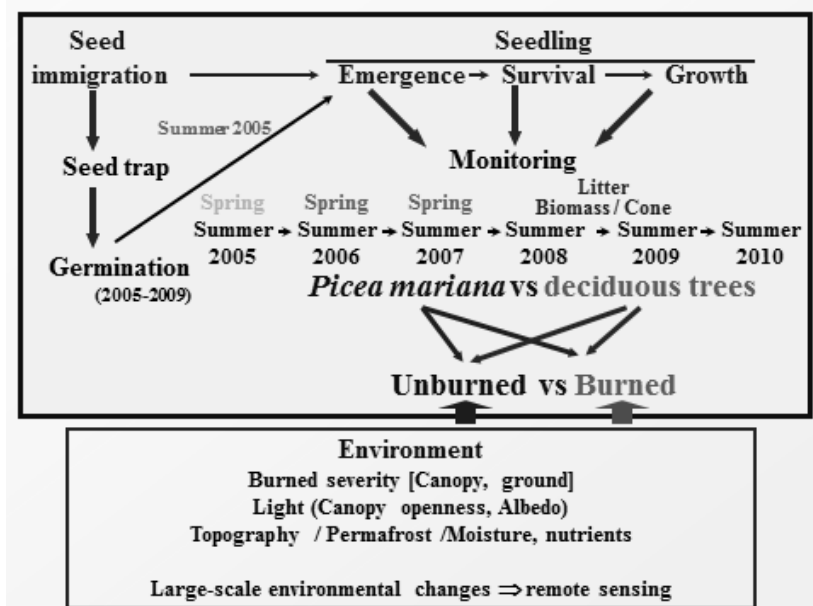


Fig. 1. Research design to predict regeneration after severe wildfire.

These data are available in ftp server and downloaded freely.

Address: <ftp://hosho.ees.hokudai.ac.jp/pub/tsuyu/Alaska/>

2005年春に16個の10m×10mの調査区を斜面上に設置した(Fig. 2)。各調査区位置はDGPSにより測定した。各調査区の植生被害を基準に火災強度を定め、微(L)、中(M)、激(H)害に区分した。L区は、立木とコケの生存率が高い。Mは、LとHの中間的な被害であり、樹木は死亡したが林床植被は完全な焼失は免れている。Hは、林冠木は完全に死亡し地表植被の80%以上が焼失している。これらの調査区内で、まず、火災前の森林構造を復元を目的に、樹高1.3m以上の樹木の樹高と胸高直径(DBH)を、倒木を含めて測定した。また、2005年夏に、調査区外側で22個体から成長錘・剪定鋏を用い年輪コアを採取し、成長解析を行った。

各調査区内に6個の1m×1m方形区をランダムに設置した。各出現植物の被度を、毎年夏に各方形区で測定した。被度測定は、地表の焼失面(BS)および非焼失面(US)に分け記録した。方形区内に出現した当年生実生は、樹高、林冠面積、位置を記録し、標識をつけ消長を追跡した。2007年夏に、クロトウヒ、アメリカヤマナラシ(*Populus tremuloides*)、アラスカカミカンバ(*Betula neoalaskana*)実生をそれぞれ20個体以上を掘り取り、葉・幹・根に分け重量を測定し、相対成長関係を求めた。2008年夏に、BSとUSにミズゴケリターを入れたリターバッグ(10cm×15cm, 1mmメッシュ)を10個ずつ設置し、2009年と2010年に回収して分解速度を測定した。2005年夏に各調査区に2個の種子トラップ(52cm×26cm)を設置し、2009年までセンサス毎に種子を回収した。回収した種子は、実験室にて発芽実験を行

った。

林冠開空度は、2005年夏に各方形区上で高さ1.3mの位置で魚眼レンズ撮影を行い測定した(Frazer et al. 1999)。表面アルベドは、各方形区で2005年春および夏に測定し、2010年まで継続測定中である(Tsuyuzaki et al. 2009)。

3. 結果

3.1 環境

調査区は、標高244-437m、傾斜が4.8°-19.0°の範囲内に位置していた(Fig. 2)。森林火災前は、調査区あたり5-54本のクロトウヒが存在し全樹木の97%を占め、そのうち81%の樹木が火災により死亡したと考えられる。最大樹高はクロトウヒの13mであった。他には、アラスカカミカンバ、およびヤナギ類(*Salix* spp.)が認められた。方形区内での焼失度合いは、0%-100%である。最大樹齢は174年で、樹齢-樹高関係は線形式で説明できた。直径成長は、60年および130-140年前に良かった。したがって、2004年以前の森林更新は一斉的ではなく、林冠火災に属するものと思われた。

80方形区内の林冠開空度は、57%-95%であった。火災はなく発達したクロトウヒ林は、54%未満の林冠開空度を示し、Lでさえ火災により開空度は増加していた。アルベドは、総植物植被によりよく説明され、植被が十分に回復するまで火災前の状態に戻ることはないと思われる。

ミズゴケリターの分解速度は2年間で15-30%程度であり、BSの方が早い傾向を示した。また、炭素含量が増える一方で、窒素含量は増加する傾向が認められた。

3.2 草本層の回復

ミズゴケ類は、USで優占するが、主に火災を免れた残存による。しかし、その被度は2005年の30%程度から2010年までに20%にまで減少しており、火災後も再生は大きく抑制されていた。

US上の植物植被は、生活型からは、ミズゴケを除くと木本、草本、地衣・コケ類で変動は小さかった。一方、イソツツジ(*Ledum groenlandicum*)、コケモモ(*Vaccinium vitis-idaea*)、クロマメノキ(*V. uliginosum*)等の低木の被度は、USとBS両方で、主に残存植物からの栄養繁殖により増加していた。BSにおいて、草本では、ヤナギラン(*Epilobium angustifolium*)が一時的に優占したが、徐々に被度を減らしている。一方、これまで、カナダノガリヤス(*Calamagrostis canadensis*)やカンスゲ(*Carex*

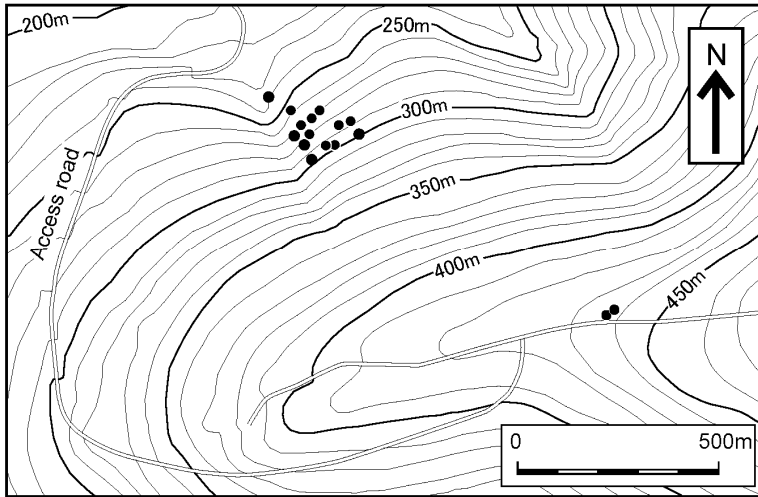


Fig. 2. Study area on Poker Flat Research Range. Closed circles indicate the locations of 16 10 m × 10 m plots.

bigelowii)などの禾本植物は、徐々に被度を拡大している。BSにおける木本植物については、落葉広葉樹の実生定着が顕著であった(Fig. 3)。BSにおいて、ミズゴケを除く地衣・コケ類の定着は顕著で、ヤノウエノアカゴケ(*Ceratodon purpureus*)が初期に侵入し、ついでスギゴケ数種(*Polytrichum* spp.)が入れ替わっている方形区が多かった。したがって、焼失面と非焼失面では、種組成が大きく異なりつつある。

3.3 木本の種子散布、実生定着

クロトウヒの散布種子数は、2007年の夏まで増加したが、その後、減少傾向である。クロトウヒは、2007年夏以降に発芽数は低下しつつある。したがって、森林火災から数年間がクロトウヒ実生更新には重要な機会であるといえる。

2010年まで実生加入数は、徐々に減少した(Fig. 3)。クロトウヒ実生は全体の7割を占め、特に、US上の8割以上の実生を占めた。クロトウヒ以外の木本実生は、全て落葉広葉樹で、アメリカヤマナラシ、アラスカカミカンバ、ヤナギ類が侵入していた。これらの落葉広葉樹の、ほとんど全ての実生が、USに定着していた。成熟した幹は、調査区内にほとんどなく、落葉広葉樹の種子は外部から移入したものと考えられる。

実生の生存率は、全種を通して、極端に低いことはなく、実生発生が、実生更新に重要であることを示していた。クロトウヒ実生の生存率は、BSよりもUSで初期に高かったが、時間の経過につれ、その差は小さくなった。

幹成長は、クロトウヒよりも全落葉広葉樹で有意に早かった(Fig. 3)。クロトウヒは、BSよりもUSの方で成長が遅かった。相対成長関係を見ると、クロトウヒと落葉広葉樹とでは資源分配様式がかなり異なることが示された。即ち、落葉広葉樹は、地上部よりも地下部に、葉よりも幹により

多くの分配を行っていた。また、落葉広葉樹は、クロトウヒよりも多くのバイオマスを樹高成長に分配していた。一方、クロトウヒは、2生息地間で資源分配パターンをあまり変化させず可塑性は低かった。よって、落葉広葉樹は、BSにおいては、クロトウヒより効率的に光資源を獲得しているものと思われる。

4. 考察

4.1 種子移入と実生定着

クロトウヒは、火災直後に十分な種子数を散布し、実生発生も良好であった。しかし、実生加入数は、火災後3年目の2007年から減少している。クロトウヒは、半遅延種子散布(林冠種子貯蔵)種子を生産することで、火災後の数年間は種子を供給する(Bonan & Shugart 1989)。ユーコン-BC間のクロトウヒ林では、クロトウヒ実生加入は、森林火災直後の5年間に集中した(Johnstone et al. 2004)。

実生数から見れば、クロトウヒ更新成功は、森林火災後の数年間で決定されている。定着していた全ての落葉広葉樹は、長距離風散布種子を生産する。落葉広葉樹成熟個体は火災区域内ではほとんど認められず、外部からの移入と考えられる。これらのことは、落葉広葉樹の種子供給は、永続的であることを示唆している。さらに、ミズゴケが回復しない限り、これらの広葉樹の定着サイトは供給されることとなる。

4.2 環境変化

森林火災後にミズゴケマットが残っているならば、土壤温度は低く保たれるが、一方、ミズゴケ面が焼失すれば、土壤温度の上昇と永久凍土の融解が促進される(Yoshikawa et al. 2002)。ポーカーフラットにおいて森林火災後に、アルベドは減少し、地表面植被の回復に伴い増加していた(Tsuyuzaki et al. 2009)。クロトウヒ林の地表面温度は、森林火災に伴う林冠開空度の上昇とアルベドの減少により、上昇する(Chambers et al. 2005)。さらに、ミズゴケ植被は、永久凍土の分布に影響している可能性がある。

クロトウヒ林において、主にミズゴケからなる地表面バイオマスは、しばしば地上部バイオマスの80-90%に達する(Bonan & Shugart 1989)。更新パターン同様に、炭素収支予測には、ミズゴケ層の動態についての詳しい調査が必要である。

4.3 更新パターン

実生生存率は、クロトウヒと落葉広葉樹では大きな差はないが、成長は落葉広葉樹の方が極めて早い。カナダ中央部のクロトウヒ林では、バイオ

マス増加は、湿性地より乾性地でより大きく、一方、コケ類を含む林床植物の炭素プールは乾性乾地では殆ど存在しなかった(Wang et al. 2003)。したがって、クロトウヒ林の円滑な発達と、さらには酸素吸収源としての機能回復のためには、地表面におけるミズゴケ回復が必須である。

地表面植被の焼失の有無は、木本植物を始めとする全ての生活型の植物の定着を規定していた。また、林冠開空度は、林床の草本植物の分布と生産力に影響する(Whigham 2004)。カナダ東部の針葉樹林においては、森林火災後の初期木本植物組成は、林床植物組成に影響しなかったが、土壌焼失の強さは、影響していた(Lecomte et al. 2005)。これらのことは、大規模火災後の森林更新は、これまで普通であった林冠火災後の更新(Fastie & Lloyd 2003)とは大きく異なることを示唆している。クロトウヒの円滑な更新を妨げないためには、キーストーン種としてのミズゴケの回復を促進することが不可欠であり、それに関与する環境要因を特定が必要となる。

5. 参考文献

Barrett K, Kasischke ES, McGuire AD, Turetsky MR, Kane ES. 2010. Modeling fire severity in black spruce stands in the Alaskan boreal forest using spectral and non-spectral geospatial data. *Rem. Sen. Environ.* 114, 1494-1503

Bonan GB, Shugart HH. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 20, 1-28

Chambers SD, Beringer J, Randerson JT, Chapin III FS. 2005. Fire effects on net radiation and energy partitioning: contrasting responses of tundra and boreal forest ecosystems. *J.Geophys.Res.* 110, doi: 10.1029/2004JD005299

Coen J, Mahalingam S, Daily J. 2004. Infrared imagery of crown-fire dynamics during FROSTFIRE. *J. Appl. Meteorol.* 43: 1241-1259

Dale VH, Joyce LA, McNulty S, et al. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51, 723-734

Engelmark O. 1999. Boreal forest disturbances. In: Walker LR (ed.). *Ecosystems of the world 16: Ecosystems of disturbed ground.* Elsevier, Amsterdam. pp. 161-186

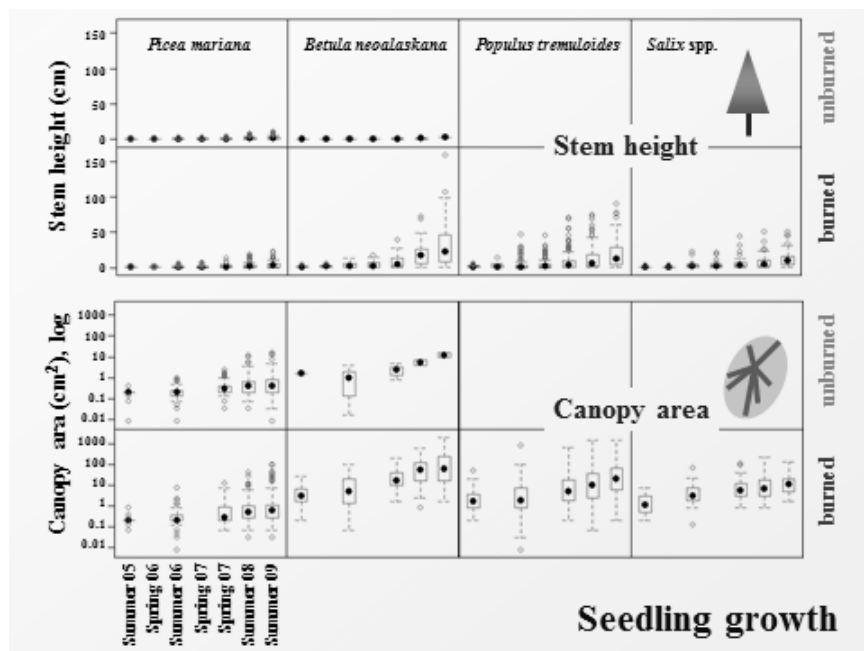


Fig. 3. Seedling growth measured by stem height and canopy area from 2005 to 2009. The data collected in 2010 are now analyzing.

Fastie CL, Lloyd AH. 2003. Fire history and postfire forest development in an upland watershed of interior Alaska. *J. Geophys. Res.* 208: D18150, doi: 10.1029/2001JD000570

Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), ver. 2.0. Simon Fraser Univ, Burnaby, BC/Inst. Ecosyst. Studies, Millbrook, NY

Johnstone JF, Chapin III FS, Foote J, et al. 2004. Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forest. *Can.J.For.Res.* 34, 267-273

Lecomte N, Simard M, Bergeron, et al. 2005. Effects of fire severity and initial tree composition on understorey vegetation dynamics in a boreal landscape inferred from chronosequence and paleoecological data. *J.Veg.Sci.* 16, 665-674

van Cleve K, Chapin III FS, Flanagan PW, Viereck LA, Dyrness CT. 1986. *Forest ecosystems in the Alaskan taiga.* Springer-Verlag, NY

Wang C, Bond-Lamberty B, Gower ST. 2003. Carbon distribution of a well-and poorly-drained black spruce fire chronosequence. *Global Change Biol.* 9, 1066-1079

Whigham DF. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 583-621

Yoshikawa K, Bolton WR, Romanovsky VE, Fukuda M, Hinzman LD. 2002. Impacts of wildfire on the permafrost in the boreal forests of Interior Alaska. *J.Geophys.Res.* 107, doi:10.1029/2001JD 000438

謝辞 調査は、実吉智香子、竹内史子、平田亜弓、

保要先生の補助を受けた。解析は、当教室の学生に R (ver. 2.11.1)を用いて行って頂いた。T Chapin には研究方法についてご教示頂いた。

成果

(発表論文)

Kushida K, Kim Y, Tsuyuzaki S, Fukuda M. 2009. Spectral vegetation indices for estimating shrub cover, green phytomass and leaf turnover in a sedge-shrub tundra. *Int. J. Rem. Sen.* 30: 1651-1658.

Tsuyuzaki S, Kushida K, Kodama Y. 2009. Recovery of surface albedo and plant cover after wildfire in a *Picea mariana* forest in interior Alaska. *Climatic Change* 93: 517-525.

Tsuyuzaki S, Sawada Y, Kushida K, Fukuda M. 2008. A preliminary report on the vegetation zonation of palsas in the Arctic National Wildlife Refuge, northern Alaska, USA. *Ecol. Res.* 23: 787-793.

Tsuyuzaki S, Sento N, Fukuda M. 2010. Baidzharakhs (relic mounds) increase plant community diversity by interrupting zonal vegetation distribution along the Arctic Sea, northern Siberia. *Polar Biol.* 33: 565-570.

(学会発表)

露崎史朗・成田憲二・澤田結基・福田 正巳. 2007. アラスカ内陸部大規模森林火災後の木本実生定着パターン. 日本植物学会, 野田

露崎史朗. 2010. アラスカ森林火災後 5 年間の林床植生変化. 日本生態学会, 東京