RF-0902 亜寒帯林大規模森林火災地のコケ類による樹木の細根発達と温室効果ガス制御機構の 解明

(1) 森林火災後の林床植生成長速度と林床植生が樹木根の成長に与える影響の評価

(独)森林総合研究所四国支所 森林生態系変動研究グループ野口享太郎

〈研究協力者〉

International Arctic Research Center, University of Alaska Fairbanks Dr. Yongwon Kim

平成21~22年度累計予算額: 6,783千円(うち、平成22年度予算額: 3,133千円) 予算額は、間接経費を含む。

[要旨] 北米アラスカ州内陸部の火災後5年、10年、90年を経過したマリアナトウヒ林に調査区を 設置した(5年区、10年区、90年区)。これらの調査区で林床植生被覆率と林床植生〜堆積有機物 層の深さを測定した結果、林床植生被覆率は火災後年数が短いほど小さく、5年区、10年区、90年 区でそれぞれ37%、73%、98%であった。この結果は、林床被覆率が火災後数年である程度回復 することを示唆しているが、5年区では優占種がPolytrichum juniperinumで、90年区の主要構成 種であるフェザーモス類やミズゴケ類とは種類が異なった。地表~堆積有機物層の深さは、5年区、 10年区、90年区でそれぞれ8.6±1.6、41±3、35±3 cmであり、5年区の値は10年区、90年区よりも 有意に小さかった。これらの結果は、火災が起こるとマリアナトウヒ林の林床植生やその下部の 有機物層は減少し、数年~10年程度では十分に回復しないことを示唆している。また、各調査区 の林床植生の生産量を推定するために林床植生の伸長成長量を測定した結果、P. juniperinumの 伸長成長量 (7.9±1.0 mm yr⁻¹) が最も大きく、地衣類の伸長成長量 (3.2±0.7 mm yr⁻¹) が最も 小さかった。得られた伸長成長量や林床被覆率をもとに各調査区の林床植生生産量を推定した結 果、5年区、10年区、90年区でそれぞれ46、33、38 g m⁻² yr⁻¹であった。また、各調査区において 直径2 mm 以下の細根の生産量をイングロースコア法で推定した結果、5年区、10年区、90年区で それぞれ48±13、47±12、63±10 g m⁻² yr⁻¹であり、調査区間で有意な差は認められなかった。さ らに、各調査区の細根生産量を林床の状態により比較した結果、5年区と10年区ではコケ類の群落 下と燃え跡(ミズゴケの枯死有機物)における細根生産量は同程度であったが、90年区では、地 衣類を含む群落下の細根生産量がコケ類の群落下よりも有意に小さかった。これらの結果は、林 床植生や細根の生産量が火災後に比較的速やかに回復することや、細根生産量が林床植生の種類 によって変動しうることを示唆している。

[キーワード] アラスカ、マリアナトウヒ、林床植生生産量、細根生産量、堆積有機物

1. はじめに

亜寒帯林は地球上の全森林が貯留する炭素の30-50%を貯留しており、地球上の炭素動態にお いて重要な役割を担う生態系と考えられている。しかし、近年になり亜寒帯林では森林火災が頻 発し、被害面積が急増している。そのため、IPCCの第4次評価報告書では、森林火災が将来の生態 系に対するキーインパクトの一つとして位置づけられている¹⁾。しかし、森林火災が亜寒帯林の炭 素動態に与える影響や火災後の回復過程における炭素動態の変化に関する報告例は少なく、その 解明が求められている。

北米アラスカ州のマリアナトウヒ(*Picea mariana*)林、ロシア中央シベリアのグメリニカラマ ツ(*Larix gmelinii*)林などの亜寒帯林では、地下部(根)へのバイオマスの分配が大きいこと が報告されており²⁾³⁾、マリアナトウヒ林では、細根(一般に直径2 mm以下の根を指す)の生産量 が純一次生産量の約60%を占めるとする報告例もある⁴⁾。また、亜寒帯林の多くでは地表面がコケ 類やミズゴケ類、地衣類などの林床植生に覆われており⁵⁾、その生産量は純一次生産量の20%にお よぶこともある⁴⁾。このように、亜寒帯林では樹木細根と林床植生の動態が炭素動態に強く影響す ると考えられる。しかし、森林火災が細根や林床植生の動態に与える影響や火災後の回復過程に ついての知見は少なく、その解明が求められている。また、これらの亜寒帯林では、樹木細根は 土壌表層の林床植生と堆積有機物からなる層に密集して生育しており、林床植生が細根系の発達 に影響をおよぼしている可能性がある。しかし、このような観点から研究を行った例は極めて少 なく、森林火災の影響も含め、その解明が課題となっている。

2. 研究目的

本研究では、亜寒帯林における林床植生および細根の生産量について、森林火災の影響と火災 後の回復過程における変動を評価することを目的とした。また、林床植生と細根生産量の関係に ついて解析し、火災による林床植生の衰退や火災後の回復過程における林床植生の変化が、樹木 細根に及ぼす効果について評価することを目指した。そのため、本研究では北米アラスカ州内陸 部において火災後の経過年数の異なるマリアナトウヒ(*Picea mariana*)林に調査区を設置し、林 床植生および細根の生産量について解析した。これにより得られたデータを調査区間で比較検討 することにより、火災後の回復過程における細根生産量の変化や、細根生産量と林床被覆の関係 について考察した。

3. 研究方法

(1) 試験地

本研究では、北米アラスカ州内陸部・フェアバンクスの市街地から北東50 kmに位置するアラス カ大学ポーカーフラット (PF) 実験場およびカリブーポーカークリーク (CPC) 流域試験地におい て調査を行った。これらの地域の年平均気温と年降水量は、それぞれ-2.5℃および400 mmと報告 されている⁶⁾。PF実験場では火災後5年を経過したマリアナトウヒ (*Picea mariana*) 林 (5年区)、 CPC流域試験地では火災後10年、90年を経過したマリアナトウヒ林 (それぞれ10年区、90年区)を 調査地とし、2009年8月に10年区に20 m×30 m、90年区に20 m×20 mの調査プロットを設置した(図 1)。5年区については、既存の調査プロット⁷⁾を利用した。プロジェクト期間中の2009年8月、2010 年5月、2010年7月、2010年9月に約1週間~10日間ずつフェアバンクスに滞在し、調査を行った。 (2) 林床植生による地表の被覆率および地表~堆積有機物層の深さの推定

林床植生による被覆率を推定するために、2010年7月に各調査区において約20 mのラインを2本 ずつ設定した。設定したラインの始点~終点までラインに沿って歩き、目視によりミズゴケ類

(*Sphagnum spp.*)、その他のコケ類(*Pleurozium schreberi、Hylocomium splendens、Polytrichum juniperinum、Ceratodon purpureus*など)、地衣類(*Cladina rangiferina、Cladina mitis*など)の出現する位置を記録した。得られたデータから、それぞれの群落がライン上に占める割合を算出し、林床植生による被覆率とした(図2)。

また、地表~堆積有機物層の深さ(鉱質土層の上面までの深さ)を測定するために、2010年7月 に各調査区において16mのラインを2本ずつ設定した。各ライン上において2m間隔で8地点を選び、 手と小型のシャベルで林床植生をはぎ取り、林床植生層の深さとその下部の堆積有機物層の厚さ を測定した(図3)。堆積有機物層とその下部の鉱質土層の境界を目視により判別するのが難し いときには、指先の触感により境界を判別した。

(3) 林床植生生産量の推定

本研究では、林床植生の生産量を推定するために、林床植生のうちミズゴケ類(*Sphagnum sp.*)、 その他のコケ類(*Pleurozium schreberi、Polytrichum juniperinum*)について、個体数密度(shoot m⁻²)、個体毎の単位長の重量(g mm⁻¹ shoot⁻¹)と伸長成長量(mm yr⁻¹)の解析を行った。

個体数密度、単位長の重量の測定には、2010年5月に採取した試料を使用した。融雪期の洪水に より90年区にアクセスできなかったため(図4)、ミズゴケ類については10年区、その他のコケ 類のうち*P. schureberi*については、5年区に隣接するマリアナトウヒ林分(火災後100年以上)の 群落から10 cm×10 cmの面積を採取した。また、*P. juniperinum*については5年区の群落から10 cm ×10 cmの面積を採取した。採取した試料は冷蔵状態で実験室に持ち帰り、試料中の個体数と各個 体の長さを測定した後に温風乾燥機(60℃)で乾燥させて重量を測定した。得られたデータから、 これらのコケ類の単位長さの重量を個体毎に算出した。

ミズゴケ類の伸長成長量は、クランクワイヤー法⁸により測定した(図5)。この方法は、目盛 りをつけたクランクワイヤーをミズゴケ群落に挿して固定し、伸長成長量を測定する方法である。 本研究では、2010年5月に10年区のミズゴケ群落上の12ヶ所を選んでクランクワイヤーを設置し、 設置時と2010年7月および9月の調査時にミズゴケ先端の目盛り位置を記録することにより、測定 期間中の伸長量を算出した。

その他のコケ類の伸長成長量については、10年区と90年区で優占度の高かったP. schreberi、5 年区で優占度の高かったP. juniperinumを対象に測定を行った。本研究では、測定対象個体の茎 に目印をつけ、測定期間中における目印から先端までの長さの変化から伸長成長量を求めた。ま ず、2009年8月にP. schreberiとP. juniperinumの群落を2つずつ選び、その中の5~10個体を選ん で市販のマニキュアまたは油性ペンで先端付近(5~10mm程度)の茎に目印をつけた。この際、茎 にはナイロン糸でナンバーテープをつけ、測定対象個体を識別できるようにした。撮影の際には、 長さの基準として、目盛り(縦方向0.43 mm)を入れた透明プラスチックシート(大きさ約2 cm× 3 cm)を測定個体の前に置き、デジタルカメラで撮影した(図6)。撮影後、シートの目盛り幅 を基準として、目印から先端部までの長さを算出した。P. schreberiについては13ヶ月後の2010

RF-0902-4

年9月、*P. juniperinum*については11ヶ月後の2010年7月に印をつけた個体を採取した。採取した 個体は冷蔵状態で実験室に持ち帰り、画像解析ソフトウェア(WinRHIZO Tron MF、Regent Instruments)または定規を用いてシュートの先端から目印までの長さを測定した。これにより得 られた2009年8月~2010年7月または~2010年9月の期間におけるシュート先端から目印までの長 さの変化をコケ類の1年間の伸長成長量とした。

以上のように得られた個体密度(shoot m⁻²)、単位長の重量(g mm⁻¹ shoot⁻¹)、伸長成長量(mm yr⁻¹)から、以下の式によりミズゴケ類、その他のコケ類の生産量(g m⁻² yr⁻¹)を求めた。

コケ類の生産量=伸長成長量×個体の単位長の重量×個体密度

※本研究では測定期間(ミズゴケ類については2010年5月~2010年9月、P. schreberiについては2009年8月~2010年10月、P. juniperinumについては2009年8月~2010年7月)の伸長成長量を1年間の伸長成長量とした。

一方、地衣類 (*Cladina rangiferina*など) については個体を区別するのが難しかったため、5 ケ所の群落から一定面積(直径3.2cmのコア)を採取し、各コアの長さを測定した。採取した試料 は冷蔵状態で実験室に持ち帰り、温風乾燥機(60°)で乾燥させた後に重量を測定した。これら により地衣類の単位長の重量(g mm⁻¹ m⁻²)を算出した。

地衣類の伸長成長量(mm yr⁻¹)については、コケ類と同様に2009年8月にマニキュアで先端付近 (10mm程度)に目印をつけ、定規を用いて先端から目印までの長さを測定した(図6)。この際、 コケ類の場合と同様に番号札をつけ、測定した個体の先端部位を識別できるようにした。13ヶ月 後の2010年9月にこれらの先端部位を採取し、先端から目印までの長さを再度測定した。コケ類の 場合と同様に、得られた2009年8月~2010年9月の期間における先端から目印までの長さの変化を コケ類の1年間の伸長成長量とした。

以上のように得られた単位長重量 (g mm⁻¹ m⁻²)、伸長成長量 (mm yr⁻¹)を下記の式にあてはめ、 地衣類の生産量 (g m⁻² yr⁻¹)を求めた。

地衣類の生産量=伸長成長量×単位長の重量

※本研究では測定期間(2009年8月~2010年10月)の伸長成長量を1年間の伸長成長量とした。

(4) 細根生産量の推定

本研究では、イングロースコア法⁹⁾により細根生産量を推定した。この方法は、円筒形のメッシ ュチューブ(イングロースコア)に根を含まない土壌を詰め、一定期間(数ヶ月から数年)調査 地に埋設し、その間にチューブ内に侵入してくる細根の量を細根生産量として測定する方法であ る(図7)。本研究では、直径3.2 cm、長さ40 cm、メッシュ径2 mmのポリエチレン製メッシュチ ューブを利用した。このメッシュチューブ内に調査地の地表面の状況に応じて市販のピートモス または砂を詰めイングロースコアとした。このように作製したイングロースコアを直径3.2 cm、 長さ70 cmの金属製パイプを垂直に打ち込んで作った穴に埋設した。これらのイングロースコアは、 埋設13ヶ月後の2010年9月に回収して冷蔵状態で実験室に持ち帰り、細根の分別処理を行うまで-20℃の冷凍庫内に保管した。

イングロースコア試料から細根を分別する際には、水中に試料を広げ、ピンセットや竹串を用 いて有機物(ピートモスの場合は主にミズゴケの枯死有機物)などに絡まった状態の細根をほぐ して外しながら分別採取した。この際、イングロースコアの内容物として利用したピートモス中 には元々枯死細根が混ざっている可能性があったため、回収時に生きていたと思われる細根のみ を採取した。細根の生死の判別はKonôpkaら¹⁰⁾の方法にしたがって、色や弾性の有無により行った。 このようにして得られた細根試料は、さらに直径0.5 mm未満、0.5-1.0 mm、1.0-2.0 mmの根に 分別し、温風乾燥機(60℃)で乾燥させた後に重量を測定した。得られた細根の重量(g yr⁻¹)と イングロースコアの面積(m²)から、下記の式により林分の細根生産量(g m⁻² yr⁻¹)を推定した。

細根生産量=イングロースコア内の細根量/イングロースコアの面積

※本研究では測定期間(13ヶ月・2009年8月~2010年9月)を1年間として計算した。 ※イングロースコアの面積=8.04×10⁻⁴ m²

(5) リターフォール量の推定

2009年8月に各調査区内において6点をランダムに選び、面積20 cm×27 cm、高さ5 cmのプラス チック製バスケット(メッシュの穴径約1.5 mm×1.5 mm)をリタートラップとして設置した(図 8)。この際、マリアナトウヒの針葉がバスケットのメッシュ穴から落ちるのを防ぐためにメッ シュ径0.5 mm以下のメッシュシートを底面に敷いた。9ヶ月後の2010年5月(5年区と10年区のみ)、 11ヶ月後の2010年7月、13ヶ月後の2010年の9月にこれらリタートラップ内の落葉・落枝を回収し て実験室に持ち帰り、葉、枝などの器官により分別した。このようにして得られた試料は、温風 乾燥機(60℃)で乾燥させた後に重量を測定した。なお、調査区のある地域では8月~9月が主な 落葉時期にあたるため、2009年8月~2010年9月の期間を2年と考えて、1年間のリターフォール量 を算出した。

(6) 樹木と草本類の地上部現存量の推定

マリアナトウヒ(*Picea mariana*)の地上部現存量については、下記の相対成長式(野口ら、未 発表)を利用して幹、枝、葉の別に算出し、幹、枝、葉の合計重量を地上部現存量とした。

幹重量=0.0665×(胸高直径)^{2.39} 枝重量=0.0958×(胸高直径)^{1.59} 葉重量=0.0746×(胸高直径)^{1.43}

※重量の単位はkg、胸高直径の単位はcm

これらの式を利用して林分の地上部現存量を推定するために、10年区の調査区内に10 m×14 m のサブプロットを設け、サブプロット内の全てのマリアナトウヒ(樹高>130 cm)の胸高直径を測

定した。測定した胸高直径と上記の相対成長式により、調査区の地上部現存量を算出した。90年 区については本研究の調査プロットに隣接する別のプロット(10 m×10 m)の胸高直径データを 使用した。

低木類・草本類については、90年区では調査区周辺に50 cm×50 cmのプロットを8ヶ所設置し、 プロット内の低木・草本類の地上部を全て刈り取った。得られた試料を種別に分けて紙袋に入れ、 温風乾燥機(60℃)で乾燥させた後に重量を測定した。

5年区では優占度・現存量割合の大きいと思われるマメカンバ(Betula nana)とカンバ若木 (Betula papyrifera)、ポプラ若木(Populus tremuloides)、タデ(Polygonum alaskanum)に ついて、地際直径または地上部高から重量を推定する相対成長式を新たに作成した(図9)。そ のため、調査区周辺のB. nanaを4個体、B. papyriferaを4個体、P. tremuloidesを2個体、P. alaskanumを5個体選び、地上部を採取した。採取した試料は地際または高さ30 cmの位置の幹直径 と地上部高さを測定した後、紙袋に入れて実験室に持ち帰り、温風乾燥機(60°C)で乾燥させて から重量を測定した。B. papyriferaとP. tremuloidesについては、両者を併せて6個体のデータ から共通の相対成長式を作成した。

これらの相対成長式を利用して5年区の地上部現存量を推定するために、調査区内に3 m×3 mの サブプロットを4ヶ所設置し、サブプロット内に生育する上記のマメカンバ、カンバ若木、ポプラ 若木、タデの幹直径または地上部高さを測定した。このようにして得られた直径、地上部高デー タと作製した相対成長式から調査区の地上部現存量を算出した。

(7) 地温モニタリング

調査区の地下部温度条件を把握するために、2009年8月~2010年9月の期間、地温モニタリング を行った。5年区では林床植生が火災により焼失した場所に出現した*Polytrichum juniperinum*群 落、10年区では火災による燃焼度合いが弱くミズゴケのものと思われる枯死有機物が残った場所、 90年区ではコケ(*Pleurozium schreberi*) 群落において、林床表面下の深さ5cm、10cmの位置に温 度センサーを設置した(図10)。これにより1時間に一度の頻度で地温を自動測定し、データロ ガーに記録させた(UIZ3633、ウイジン)。

4.結果・考察

(1) マリアナトウヒと低木・草本類の地上部現存量およびリターフォール量

各調査区の地上部現存量は5年区では0.20 kg m⁻²(低木・草本類のみ)、10年区では1.02 kg m⁻² (マリアナトウヒのみ)、90年区では2.65 g m⁻²(マリアナトウヒと低木・草本類)であった(図 11)。また、立ち枯れ木も含めてマリアナトウヒの胸高断面積合計を解析した結果、10年区で は3割強が立ち枯れ木であった。これらの結果は、マリアナトウヒと低木・草本類の地上部現存量 は火災の影響により減少し、火災後10年程度では十分に回復しないことを示唆している。

一方、1年間のリターフォール量は、5年区、10年区、90年区において、それぞれ20±5、22±5、 30±8 g m⁻²であった(図12)。これらのうち、マリアナトウヒの針葉が占める割合は、5年区で は0.1%、10年区で37%、90年区で51%であり、マリアナトウヒの落葉量の差異は地上部現存量の 差異を反映していると考えられる。このように、火災の影響を受けたマリアナトウヒ林では、火 災後に増える低木・草本類のリターフォール供給量が大きいことから、地上部現存量の火災後の 変動と比較すると、リターフォール量は速やかに回復すると考えられる。

(2) 林床植生被覆率と地表~堆積有機物層の深さ

林床植生(ミズゴケ類、その他のコケ類、地衣類)による地表面の被覆率は、5年区で37%、10 年区で73%、90年区で98%であった(図13)。5年区では2004年に生じた火災の強度が強く、調 査プロット内のマリアナトウヒが全て枯死したほか、林床植生も大半が枯死し、一部では有機物 層が全て焼失して鉱質土層が露出した。(図14)。つまり、本研究で観察された5年区のコケ類 は、火災後に新たに生育してきたコケ類であり、地表の3割以上が火災後の5年間で新たに被覆さ れたことを示している。ただし、5年区で優占しているのははPolytrichum juniperinumであり、 90年区で優占度の高いフェザーモス類(Pleurozium schreberi、Hylocomium splendens)やミズ ゴケ類(Sphagnum spp.)とは種類が異なっていた。一方、10年区で優占度の高いコケ類は90年区 と同様にフェザーモス類とミズゴケ類であり、林床植生被覆の8割以上を占めた。燃焼跡にはP. juniperinumも観察されたが、その量は少なかった。10年区ではマリアナトウヒの成木も多く見ら れたことから(図11)、この調査区で生じた火災は強度が弱く、これらのフェザーモス類とミ ズゴケ類の群落は火災の際に焼失せずに生き残ったものと考えられた。

また、地表~堆積有機物層の深さ(厚さ)は、平均すると5年区で8.6±1.6 cm、10年区で41±3 cm、90年区では35±3 cmで、5年区の地表~堆積有機物層の深さが10年区、90年区よりも小さかった(図15)。この結果も林床被覆率の結果と同様に、5年区では火災の強度が強く、林床植生とその下部の有機物層の多くが焼失したことを示唆している。一方で、10年区では林床植生層~有機物層に対する火災の影響が小さかったものと思われる。また、各調査区別に林床の状態と林床植生層~有機物層の深さを比較すると、90年区において地衣類群落下の林床植生層~有機物層の厚さがコケ類(ミズゴケ類とフェザーモス類)群落下よりも小さかった。

林床植生による地表面の被覆や林床植生層~有機物層の存在は、地下部の環境条件に大きな影 響を与えると考えられるが、本研究で地温モニタリングを行った結果、植物の生育期にあたる2010 年5月~9月における深さ5 cmおよび10 cmの平均地温は、5年区では10.3℃および9.9℃、10年区で は5.2℃および3.3℃、90年区では9.1℃および6.1℃であった(図16)。本研究では、温度セン サーを5年区ではPolytrichum juniperinumの群落下(火災により堆積有機物層も大半が焼失した 場所)、10年区では堆積有機物層(ミズゴケの枯死有機物と思われる)が焼失しなかった燃え跡、 90年区ではPleurozium schreberiの群落下に設置した。亜寒帯林の林床植生と堆積有機物層は断 熱効果により地温を低温に保っているが、特にミズゴケ類の断熱効果が強いことが知られている。 このことから、本研究の調査区間における地温の差異は、設置場所の林床環境の影響を反映して いると考えられる。また、本研究の結果は5年区の地温が10年区、90年区と比較して夏季に高く、 逆に冬季には5年区、90年区の地温が10年区より低いことを示している。この結果は、5年区の温 度センサー設置場所では火災により堆積有機物層も焼失したため、地下部の温度が外気温の影響 を受けやすくなっていることを示唆している。また、冬季に90年区の地温が他の2地点と比較して 低い傾向にあり、変動幅が大きかった。この理由は明らかではないが、1つの可能性としては、温 度センサーの設置位置が樹幹近くであったために積雪が少なく、外気温の影響を受けやすい条件 にあったと考えられる。

以上の結果は、マリアナトウヒ林で火災が生じると、林床被覆率としては数年で3割以上が回復 するが、新たに生育してくるコケ類の種類が異なり、堆積有機物層の回復は見た目の林床被覆の 回復よりも遅いと思われる。一方で、生じた火災の強度が弱い場合には、10年では林床被覆は回 復しないが火災による堆積有機物層への直接的な影響が小さく、ミズゴケ類の持つ断熱機能など はある程度維持されているものと考えられる。

(3) 林床植生の生産量

林床植生の群落中の個体密度を測定した結果、ミズゴケ類の個体密度は1m²あたり約33000個体、 *Pleurozium schreberi*の個体密度は1 m²あたり約48000個体、*Polytrichum juniperinum*の個体密度 は1 m²あたり約55000個体であった。また、これらのコケ類1個体の単位長あたりの重量は、平均す るとミズゴケ類で2.37×10⁻⁴ g mm⁻¹、*P. schreberi*で1.59×10⁻⁴ g mm⁻¹、*P. juniperinum*で3.91× 10⁻⁴ g mm⁻¹であった。地衣類については、個体を区別するのが困難であったため群落の単位面積ベ ースで単位長あたりの重量を求めた結果、8.8 g mm⁻¹ m⁻²であった。これらのコケ類および地衣類 の伸長成長量を測定した結果、10年区のミズゴケ類の1年間の伸長成長量は4.9±0.9 mmであった (図17)。また、*P. schreberi*の1年間の伸長成長量が10年区では7.1±2.9 mm、90年区では 5.0±0.7 mmであったが両者には有意な差が無く、全体を平均すると5.8±1.2 mmであった。一方、 5年区の*P. juniperinum*の1年間の伸長成長量は7.9±1.0 mm、90年区の地衣類の1年間の伸長成長 量は3.2±0.7 mmであった。

以上の結果に基づき林床植生の各群落の生産量を算出した結果、ミズゴケ類の生産量は39gm⁻² yr⁻¹、*P. schreberi*の生産量は45gm⁻²yr⁻¹、*P. juniperinum*の生産量は171gm⁻²yr⁻¹、地衣類の 生産量は28gm⁻²yr⁻¹と推定された。このように各群落の生産量を比較すると、5年区の*P. juniperinum*が他のコケ類、地衣類と比較して大きく、地衣類の生産量が小さい傾向にあることが 示唆された。

また、得られた各群落の生産量と林床被覆率(図13)により各調査区の単位林分面積あたり の林床植生生産量を算出した結果、5年区、10年区、90年区の順に46gm⁻²yr⁻¹、33gm⁻²yr⁻¹、 38gm⁻²yr⁻¹であった(図18)。このように、本研究の結果は、マリアナトウヒ林では強度の 火災により林床植生の大半が焼失しても、*P. juniperinum*の侵入にともなって、火災後数年間の うちに林床植生の生産量が火災前の状態に匹敵するか、火災前以上に大きくなる可能性があるこ とを示唆している。

(4) 細根生産量

イングロースコア法により各調査区の細根生産量を推定した。その結果、5年区、10年区、90年 区における1年間の細根生産量(直径2 mm以下の細根)は、それぞれ48±13、47±12、63±10 g m⁻² yr⁻¹であり、各調査区の細根生産量に有意な差はなかった(図19)。この結果は、マリアナトウ ヒ林の細根生産量が、火災後数年を経過すれば量的に7割以上回復することを示唆している。これ は、マリアナトウヒ林の下層植生にイソツツジ(*Ledum groen landicam*)やマメカンバ(*Betula nana*) のように火災があっても根が生き残り萌芽によって再生する樹種がいることや、火災後に侵入し てくるカンバ類やポプラ類の成長が比較的速いことによると思われる。さらに、5年区では、春か ら秋にかけての植物の生育期間の地温が10年区と90年区よりも高かったことから(図16)、こ のような火災後の環境条件の変化も細根生産量の回復に影響を与えている可能性がある。また、 地下部への有機物供給量をリターフォール量、林床植生生産量、細根生産量の和として考えると、 細根生産量の占める割合は5年区で42%、10年区で46%、90年区で48%であった(表1)。この結 果は、マリアナトウヒ林では、火災後の経過年数によらず細根が有機物供給源として重要な役割 を担うことを示唆している。これらの細根生産量を直径階別に見ると全ての調査区において直径 0.5 mm未満の根が占める割合が最も大きく、5年区では細根生産量の71%、10年区では87%、90年 区では89%を占めていた(図19)。また、各調査区の細根生産量を測定地点の林床被覆の状況 によりグループ分けして比較した(図20)。その結果、5年区ではPolytrichum juniperinumの 群落下とそれ以外の場所(ミズゴケの枯死有機物が燃え残った場所)の細根生産量に有意な差は なく、10年区においても林床植生(Pleurozium schreberiとミズゴケ類)の群落下とそれ以外の 場所(ミズゴケの枯死有機物が燃え残った場所)の細根生産量に差は見られなかった。一方、90 年区では調査区のほぼ全面が林床植生に被覆されていたが(図13)、コケ類(ミズゴケ類とP. schreberi)の群落下と地衣類を含む群落下における細根生産量を比較した結果、コケ類の群落下 における細根生産量が有意に大きかった。この差異が生じた原因は明らかではないが、これらの 結果は、林床植生群落の種類によって細根生産量が変化する可能性を示している。

5. 本研究により得られた成果

(1)科学的意義

亜寒帯林では樹木細根や林床植生の炭素動態への寄与が大きいと考えられるが、その動態に関 する研究例は少ない。特に、森林生態系に対する将来のキーインパクトの一つとして考えられて いる森林火災の影響や火災後の回復過程における細根や林床植生の動態についてはほとんど研究 が行われてこなかった。本研究では、林床植生やその下部の堆積有機物層が火災により大きく減 少したのに対し、火災後数年間における細根生産量や林床植生生産量の回復が大きいことを示唆 する結果を得たが、これらの成果は亜寒帯林の火災影響の問題に対して新たな基礎的知見を与え るものである。また、林床植生被覆と細根生産量の関係について解析した例はほとんど無いため、 本研究の成果は、この点でも科学的に意義あるものと考えられる。

(2)環境政策への貢献

現時点では、本研究の成果が直接的に環境政策等に利用された事例はないが、本研究で得られ た細根や林床植生の生産量などの成果を利用することで、今後、森林の炭素蓄積量や炭素動態を より正確に推定するための技術開発に貢献できる可能性がある。

- 6. 引用文献
- Fischlin A, Midgley GF, Price JT, Leemans R, Gopal B, Turley C, Rounsevell MDA, Dube OP, Tarazona J, Velichko AA (2007) Ecosystems, their properties, goods, and services. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, Van der Linden PJ and Hanson CE, Eds., Cambridge

University Press, Cambridge, UK, 211-272.

- Van Cleve K, Barney R, Schlentner R (1981) Evidence of temperature control of production and nutrient cycling in two interior Alaska black spruce ecosystems. Can J For Res 11, 258-273.
- Kajimoto T, Matsuura Y, Sofronov MA, Volokitina AV, Mori S, Osawa A, Abaimov AP (1999) Above- and belowground biomass and net primary productivity of a *Larix gmelinii* stand near Tura, central Siberia. Tree Physiol 19, 815-822.
- Ruess RW, Hendrick RL, Burton AJ, Pregitzer KS, Sveinbjornsson B, Allen MF, Maurer G (2003) Coupling fine root dynamics with ecosystem carbon cycling in black spruce forests of interior Alaska. Ecol Monogr 74, 643-662.
- 5) Hollingsworth TN, Walker MD, Chapin III FS, and Parsons A (2006) Scale-dependent environmental controls over species composition in Alaskan black spruce communities. Can J For Res 36, 1781-1796.
- Petrone KC, Jones JB, Hinzman LD, Boone RD (2006) Seasonal export of carbon, nitrogen, and major solutes from Alaskan catchments with discontinuous permafrost. J Geophys Res 111, G02020.
- 7) Jomura M, Dannoura M (2007) Spatial distribution and decomposition process in coarse and fine organic matter caused by forest fire. Proceedings of the 7th International Conference on Global Change: Connection to the Arctic (GCCA7), 239-242.
- 8) Vitt DH (2007) Estimating moss and lichen ground layer net primary production in tundra, peatlands, and forests. In Principles and standards for measuring primary production (Fahey TJ and Knapp AK, eds), Oxford Univ Press, New York, 83-105.
- 9) Hishi T, Takeda H (2005) Dynamics of heterorhizic root systems: protoxylem groups within the fine-root system of Chamaecyparis obtusa. New Phytol 167, 509-521.
- Konôpka B, Noguchi K, Sakata T, Takahashi M, Konkova Z (2006) Fine root dynamics in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation throughout the growing season. For Ecol Manage 225, 278-286.

7. 国際共同研究等の状況

本研究は、アラスカ大学国際北極圏研究センターのYongwon Kim博士の協力の下で行われた。本 研究の調査地のうち火災後10年を経過したCPC流域試験地のマリアナトウヒ林は、Kim博士が1999 年の火災の前後に調査を行った試験地であり、調査地の正確な位置や当時のデータなどについて 情報提供を受けるとともに、本研究の現地調査を共同で行った。

(1)誌上発表

<査読付論文に準ずる成果発表>

^{8.} 研究成果の発表状況

[〈]論文(査読あり)〉

なし

```
該当しない
<その他誌上発表(査読なし)>
なし
```

- (2) 口頭発表(学会等)
- 1) Kyotaro Noguchi, Masako Dannoura, Mayuko Jomura, Motoko Noguchi, Yojiro Matsuura. Belowground and aboveground biomass of black spruce (*Picea mariana*) stands in interior Alaska following wildfire. Fifth International Symposium on Physiological Processes in Roots of Woody Plants, Victoria, Canada, August 2010 (ポスター発表).
- 2) Kyotaro Noguchi, Tomoaki Morishita, Yongwon Kim, Yojiro Matsuura. Variation of soil respiration rates and fine root biomass in relation to forest floor vegetations at black spruce stands in interior Alaska following wildfire. Second International Symposium on the Arctic Research (ISAR2) - Arctic System in a Changing Earth, Tokyo, Japan, December 2010.
- 3) 野口享太郎、森下智陽、Kim Yongwon、松浦 陽次郎. アラスカ内陸部のマリアナトウヒ林に おける細根現存量と生産量の推定. 第122回日本森林学会大会、静岡、2011年3月. (震災の 影響で大会が中止されたため、要旨のみの発表).
- (3) 出願特許
- なし

(4)シンポジウム、セミナーの開催(主催のもの)なし

(5) マスコミ等への公表・報道等 なし

(6) その他

なし



図1 火災後5年区、火災後10年区、火災後90年区の様子。5年区ではマ リアナトウヒ成木は火災により全て枯死し、カンバやポプラなどの若木 のほか、マメカンバなどの低木類が多く見られた。10年区では火災によ り一部のマリアナトウヒが枯死し、立ち枯れの状態で残っていた。90年 区では、マリアナトウヒと下層植生の両者に火災の跡が見られず、火災 後、十分に回復した状態と思われる。



図2. 火災後5年区、火災後10年区、火災後90年区の林床の状態。5年区 では火災時に林床の大半が燃焼したが、火災後に増加したPolytrichum juniperinumが林床の一部を覆っていた。10年区では火災時に生き残っ たコケ類など林床植生の群落と燃焼跡(燃え残ったミズゴケの枯死有機 物など)が混在していた。90年区では、ほぼ全面がコケ類や地衣類など の林床植生に覆われていた。



図3.地表~堆積有機物層の様子。層の厚さを測定する際に、林床植生 層と堆積有機物層の境界については目視で判別した。堆積有機物層と鉱 質土層の境界は、目視または指の触感により判別した。



図4.90年区の入口で見られた融雪期の氾濫の様子(写真中、2010年5月)。写真奥のマリアナトウヒ林斜面に90年区を設置してあったが、2010年5月の調査の際には入ることができなかった。通常は写真下(2010年7月撮影)に見られるような小川である。



図5.クランクワイヤー法によるミズゴケ類の伸長成長量の測定。目盛 り付きクランクワイヤー(写真上)を作製し、ミズゴケ群落に固定した (写真中)。ミズゴケの表面に位置するプラスチックシートが目盛りに 沿って動く量を記録し、伸長成長量とした。写真下は失敗例だが、シー トがうまく動かなかったために周辺のミズゴケが成長してシートの上 に被さっていた(設置後2ヶ月)。



図6. ミズゴケ類以外のコケ類と地衣類の伸長成長量測定。写真aとbの ように先端付近の茎に目印をつけ、目印~先端の長さの変化を測定して 伸長成長量とした。写真cは測定対象とした群落の様子。黄色の番号札 を写真bに見られるようにナイロン糸(オレンジ色)で軽く茎に結んで ある。*Pleurozium schreberi*については、2010年9月に測定個体を採取 し、画像解析により目印~先端の長さを測定した(写真d)。



図7. イングロースコア法による細根生産量の測定。写真a:設置後の 様子(2009年8月、90年区)。写真b:1年後に回収したイングロースコ ア. 細根がメッシュ穴からコア内に侵入しているのが確認できる(2010 年9月、90年区)。写真c:回収したイングロースコアから分別した細根 試料。一緒に写っている爪楊枝の直径は2mm(写真右)。写真左の右側 に写っているのは爪楊枝の先端。





図8. リタートラップによるリターフォールの採取。写真上:設置後の 様子(90年区、2009年8月)。写真下:リタートラップにたまったリタ ーフォール(5年区、2010年5月)。



図9.低木類(若木)、草本類の幹直径、地上部高と地上部乾燥重量の 関係。図の数式のxは幹直径または地上部高、yは地上部乾燥重量。5年 区において2010年7月に採取した試料を利用した。D0は地際直径(図中)、 D30は地上部高30cmの直径(図上)。



図10. 地温モニタリングのための温度センサー設置状況。深さ5 cmと 10 cmの2深度に設置した。写真は10年区の測定地点(2009年8月)。



図11.各調査区のマリアナトウヒ、低木類の地上部現存量(図上)お よびマリアナトウヒの生木、枯死木(立ち枯れ木)の胸高断面積合計(図 下)。5年区の胸高断面積合計は上村ら(未発表)による。



図12. 各調査区のマリアナトウヒ、低木類のリターフォール量(平均 値+標準誤差、N=6)。



図13. 各調査区の林床植生による地表の被覆率。フェザーモスは *Pleurozium schreberiとHylocomium splendens*。



図14.5年区の火災後1年当時(2005年8月)の様子。プロット内のマ リアナトウヒ成木は全て枯死しており、林床植生も大半が焼失していた。 写真奥には枯死したが燃えずに残ったミズゴケ枯死有機物の塊が見え る。この時点ではコケ類などの林床植生はほとんど見られず、生き残っ た根から萌芽してきたイソツツジ、マメカンバなどの低木類が見られる。



 図15.各調査区の地表~堆積有機物層の厚さ。データは平均値+標準 誤差(N=3-12)。異なるアルファベットは調査区間の有意差を示す(Tukey HSD test、α=0.05)。*は各調査区における林床被覆状態の違いによる 有意差を示す(t検定、K0.05)。「コケ(生)」はPolytrichum juniperinum (5年区)またはフェザーモス類とミズゴケ類(10年区と90年区)を示 す。「燃え跡」は燃え残ったミズゴケ類の枯死有機物がある場所。



図16.2009年9月~2010年8月の期間における地温モニタリングの結果 (データは各調査区につき1地点の日平均地温)。各調査区における設 置場所:5年区・Polytrichum juniperinum 群落下;10年区・ミズゴケ 枯死有機物の燃え残り(図10参照);90年区・Plerurozium schreberi 群落下。「深さ」は地表からの深さ。



図17. ミズゴケ類、その他のコケ類、地衣類の1年間の伸長成長量(図上)および群落の生産量(図下)。Polytrichumは*P. juniperinum*、Pleuroziumは*P. schreberi*。測定期間:*P. juniperinum*・2009年8月~2010年7月;*P. schreberi*・2009年8月~2010年9月;Sphagnum・2010年5月~2010年9月;Lichens・2009年8月~2010年7月。伸長成長量のデータ(図上)は平均値+標準誤差(N=9-19)。



図18. 各調査区における林床植生の生産量(単位林分面積あたり)。 各群落の生産量(図17)に対して、林床被覆率(図13)による重み 付けをして算出した。フェザーモス、*Ceratodon*属、その他のコケ類の 生産量については、*Pleurozium schreberi*の群落生産量を代用して算出 した。



図19.各調査区における直径階別の細根生産量。イングロースコア法 による。測定期間は2009年8月~2010年9月。データは平均値+標準誤差 (N=11-12)。



図20. 各調査区の異なる林床被覆状態における細根生産量(直径<2 mm)。イングロースコア法による。「コケ(生)」は5年区ではPolytrichum juniperinum 群落下、10年区と90年区ではフェザーモスとミズゴケ群落 下のデータ。「燃え跡」は燃え残ったミズゴケ類の枯死有機物下のデー タ。「コケ+地衣」は、地衣類とフェザーモスが混在する群落下のデー タ。測定期間は2009年8月~2010年9月。データは平均値+標準誤差 (N=4-7)。*は林床状態による有意差を示す(t検定、P<0.05)。

表1.各調査区のリターフォール量、林床植生生産量、細根生産量(gm⁻²yr⁻¹)。 データは平均値(標準誤差)。

クークは平均値(標準誤差)。 			
調査区(火災後年数)	5	10	90
リターフォール量	20.5 (5.0)	21.8 (5.5)	30.3 (8.2)
林床植生生産量	46.4 ()	33.3 ()	37.7()
細根生産量 [※]	48.0 (13.4)	47.0 (11.6)	64.5 (9.8)

*直径2 mm未満。イングロースコア法による。