

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

(2) 森林火災後の林床植生被覆を介した温室効果ガスフラックスとその制御機構の解明

(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

森下智陽

<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：4,617千円（うち、平成22年度予算額：2,267千円）

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2009年8月に調査区を設置し、2009年8月、2010年2、7、9月に林床からの土壌呼吸速度、CH₄フラックス、N₂Oフラックスについてクローズドチャンバー法による調査を行った。各調査区における土壌呼吸速度は、5年区では $62 \pm 32 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、10年区で $104 \pm 70 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、90年区で $90 \pm 50 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった。火災からの時間経過が一番短い5年区では、他の区に比べて土壌呼吸速度が小さく、10年区と90年区では、土壌呼吸速度に差は見られなかった。年間土壌呼吸量は、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、2.10、2.81、2.94 t C ha⁻¹と見積もられ、積雪期間の土壌呼吸量は年間土壌呼吸量の4.5～6.3%の寄与と推定された。CH₄吸収フラックスは、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 -78 ± 28 、 -38 ± 29 、 $-52 \pm 22 \text{ } \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、5年区では、他の区に比べてCH₄吸収フラックスが大きかった。N₂Oフラックスは、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 0.22 ± 0.39 、 2.61 ± 3.4 、 $0.22 \pm 0.33 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O -N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、10年区では、他の区に比べてN₂Oフラックスが大きかった。それぞれの区で、土壌呼吸速度と土壌温度の間に正の相関関係が見られたが、同じ温度レンジで見ると、5年区では他の区に比べて土壌呼吸速度が小さく、これは、火災後の林床植生や微生物などによる生物活性の低下によるものと考えられた。重回帰分析の結果、N₂Oフラックスは、土壌水分率が高く、土壌呼吸速度が大きいほど大きくなることが明らかになった。以上から、土壌呼吸速度、CH₄およびN₂Oフラックスの地点による違いは、林床被覆の状態や林床植生の回復状況を反映することが示唆され、これら温室効果ガスフラックスに対する火災の影響や火災後の経年変化に伴う温室効果ガスフラックスの変動を評価する際には、林床植生との関係を明らかにすることが重要と考えられる。

〔キーワード〕二酸化炭素、メタン、亜酸化窒素、コケ類、地衣類

1. はじめに

地下部からの二酸化炭素 (CO_2) 放出 (土壌呼吸) は、森林生態系における主要な温室効果ガス放出過程の一つであることから、これまでに多くの研究が北米やヨーロッパの温帯域を中心に行われてきた。地球上の全森林が貯留する炭素の3割～5割を貯留するとされる亜寒帯林についても、シベリアのグメリニカラマツ林や北米のマリアナトウヒ林における研究事例はあるが^{1), 2), 3)}、温帯域と比較するとデータは少ない。そのため、地球上の炭素動態に関する理解を深めるためには、亜寒帯林の土壌呼吸速度のデータをさらに集める必要がある。特に、この地域において頻発化、大規模化する傾向にある森林火災の影響や火災後の回復過程における変動については知見が限られており、その解明が求められている。

土壌呼吸速度は土壌温度や土壌水分などの環境条件により大きく変化することが、これまでの研究から明らかにされている。また、亜寒帯林の多くでは地表面がコケ類や地衣類などの林床植生に覆われている。これらの林床植生とその下部の有機物層は断熱効果を発揮して土壌温度を低温に保つ⁴⁾など、独特の役割を担っており、これらの林床植生のタイプも土壌呼吸速度に影響を与えている可能性がある。さらにこれらコケ類や地衣類の一部は窒素固定活性⁵⁾やメタン (CH_4) 酸化活性を示す⁶⁾ことが報告されており、このような林床植生のユニークな機能は、亜寒帯林の地下部環境条件に影響を及ぼし、 CO_2 、 CH_4 、亜酸化窒素 (N_2O) などの温室効果ガスフラックスを制御する主要な要因の一つとなると考えられる。しかし、亜寒帯林の温室効果ガスフラックスと林床植生の関係について調査した例は極めて少ないため、亜寒帯林における温室効果ガスフラックスのしくみを理解するには、林床植生との関係についても解明する必要がある。

2. 研究目的

本研究の目的は、亜寒帯林の土壌呼吸速度、 CH_4 および N_2O フラックスについて、森林火災の影響と火災後の回復過程における変動を定量的に評価することである。また、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発達が、土壌呼吸、 CH_4 および N_2O フラックスに及ぼす効果について評価する。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*) 林に調査地を設置し、土壌呼吸速度、 CH_4 および N_2O フラックスについて解析する。得られたデータを調査地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これらガスフラックスの変動について評価する。

3. 研究方法

本研究では、北米アラスカ州フェアバンクス近郊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、2009年8月に火災後5年、10年、90年を経過したマリアナトウヒ (*Picea mariana*) 林 (それぞれ5年区、10年区、90年区) に調査区を設置した。各調査区では、それぞれ12個の直径20cm、高さ25cmの円筒状ステンレスチャンバーを図1～3のように設置した。

具体的には、5年区では、コケ類が黒く燃え残った地点 (以下、不燃区)、コケ類がほとんど燃えてしまった地点 (以下、燃焼区) に、それぞれ20m四方の調査区を設置し、それぞれ6点にチャンバーを設置した (図1)。10年区では、30m四方の調査区を設置した (図2)。ミズゴケ (*Sphagnum* 属) が生存している地点 (以下、ミズゴケ区) とほとんどコケの燃え残りが無い地点 (以下、燃焼区) が斜面の上下方向に対になるように、それぞれ6点ずつにチャンバーを設置した。90年区で

は、20m四方の調査区を設置した（図3）。コケ類に被覆された地点（以下、コケ区）、地衣類に被覆された地点（以下、地衣区）にそれぞれ6点ずつチャンバーを設置した。

土壌呼吸速度、 CH_4 および N_2O フラックスは、クローズドチャンバー法⁷⁾で測定した。本研究では、林床植生の光合成や呼吸による影響を除くため、チャンバー内の植物地上部を除去してから設置した（図4）。チャンバーは、林床との密着を良くするために、林床に3～5cm埋設した。

土壌呼吸速度については、チャンバーのフタを閉める前およびフタを閉めてから6分後に1Lのテドラーバッグにチャンバー内大気を500mL採取した。採取したテドラーバッグサンプルは、宿舎に持ち帰り、赤外線 CO_2 コントローラ（富士電機、ZFP9）で、 CO_2 濃度を分析し、土壌呼吸速度を計算した⁸⁾。 CH_4 および N_2O フラックスについては、チャンバーのフタを閉める前、およびフタを閉めてから、20、40、60分後のチャンバー内大気を10mLの真空バイアルビンに20mL採取して、帰国後、 CH_4 については、FIDガスクロマトグラフィ、 N_2O についてはECDガスクロマトグラフィで分析をおこない、60分間のガス濃度の変化から CH_4 および N_2O フラックスをそれぞれ計算した⁹⁾。

また、これら温室効果ガスフラックス観測時にそれぞれのチャンバー付近の土壌温度（表面から10cm）と体積土壌水分率（0-12cm）を3ヶ所ずつ測定した。土壌呼吸速度の観測は、2009年8月、2010年2月、7月、9月におこない、 CH_4 吸収速度と N_2O 放出速度の観測は、2009年8月におこなった。なお、2010年2月の観測は、CPC試験地へのアクセスが困難だったため、5年区、およびPF試験地内の非火災区で積雪表面からの CO_2 フラックスを観測した（図5）。

年間土壌呼吸量は、日平均土壌温度が、 0°C を超えた期間（5～9月：無積雪期）と 0°C を下回った期間（10～4月：積雪期）それぞれ推定して、その和とした。無積雪期間の土壌呼吸量は、観測された土壌呼吸速度（F）とそのときの土壌温度（t）から関係式 $F=Ae^{Bt}$ を導いた。ここで、AおよびBは、回帰式からえられた係数である。さらに5年区、10年区、90年区、それぞれに埋設した温度ロガーデータ（x）と土壌呼吸速度観測時の土壌温度（t）から関係式 $t=ax+b$ を導いた。ここで、aおよびbは、それぞれ直線回帰式の係数と切片である。積雪期間の土壌呼吸量は、2010年2月に観測された土壌呼吸速度が全期間生じていると仮定して、日数分積算することで算出した。さらに、5年区、10年区、90年区それぞれでの林床被覆率（サブテーマ1の図13）で重み付けすることで、それぞれの区における年間土壌呼吸量を算出した。

4. 結果・考察

（1）無積雪期における5年区の土壌呼吸速度（図6、7）

無積雪期における平均土壌温度は、燃焼区（ $8.9 \pm 3.1^\circ\text{C}$ ）の方が、不燃区（ $6.4 \pm 2.1^\circ\text{C}$ ）よりも高く（ $P < 0.01$ ）、平均土壌水分率は、燃焼区（ $0.15 \pm 0.03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ）と不燃区（ $0.17 \pm 0.08 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ）で、大きな違いは見られなかった（ $P > 0.05$ ）。平均土壌呼吸速度は、燃焼区（ $78 \pm 35 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ）の方が、不燃区（ $47 \pm 19 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ）よりも大きかった（ $P < 0.01$ ）。

土壌呼吸速度（y）と土壌温度（x）の間には、正の相関関係（ $y=15.6e^{0.157x}$ $r^2=0.668$ $P < 0.01$ ）があり、土壌温度が高いほど土壌呼吸速度が大きかった。土壌呼吸速度と体積水分率の間には、明瞭な関係は見られなかった。

不燃区は、炭化した有機物が土壌を覆っているため、土壌があたためられづらいのに対し、燃焼区では、日射が直接土壌に届くことで土壌があたためられやすく、土壌温度に違いが生じたと考えられる⁴⁾。このような原因で、土壌温度に違いが生じたため、燃焼区が、不燃区よりも土壌呼

吸速度が大きかったと推察された。

(2) 無積雪期における10年区の土壤呼吸速度 (図8、9)

無積雪期における平均土壤温度を比較すると、ミズゴケ区 ($6.8 \pm 4.1^\circ\text{C}$) と燃焼区 ($5.9 \pm 3.4^\circ\text{C}$) で、違いはみられなかった ($P > 0.05$) のに対し、平均土壤水分率は、燃焼区 ($0.24 \pm 0.13 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) の方が、ミズゴケ区 ($0.16 \pm 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) よりも統計的に有意に高かった ($P < 0.01$)。一方、平均土壤呼吸速度を比較すると、燃焼区 ($128 \pm 85 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) の方が、ミズゴケ区 ($80 \pm 40 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) よりも大きかった ($P < 0.01$)。

土壤呼吸速度 (y) と土壤温度 (x) の間には、土壤温度が高いほど土壤呼吸速度が大きくなる正の相関関係が見られた ($y = 42.4e^{0.106x}$ $r^2 = 0.360$ $P < 0.01$)。一方、土壤水分率と土壤呼吸速度の間には、はっきりした関係は見られなかった。

燃焼区で、土壤水分率が高く、土壤呼吸速度が大きかったが、土壤水分率と土壤呼吸速度の間には、明瞭な関係が見られなかったことから、高い土壤水分率が大きな土壤呼吸速度の原因とは考えられない。土壤呼吸速度と土壤温度の関係についてみると、両区において、同じ土壤温度では、燃焼区の方がミズゴケ区よりも高い土壤呼吸速度を示す傾向が見られたことから、両地点における生物活性の違いが考えられた。さらに Q_{10} (温度が 10°C 変化したときの土壤呼吸速度の変化率) は、燃焼区 (3.41) の方が、ミズゴケ区 (2.88) よりも大きかった。土壤中で発生する CO_2 の主要な発生源は、根による呼吸と微生物による有機物分解が考えられるが¹⁰⁾、根による呼吸の方が、 Q_{10} が大きいことが報告されている¹¹⁾。火災から10年経過したミズゴケがよく燃えてしまった地点 (燃焼区) では、燃焼による易分解性有機物や灰による無機養分の供給によって、植物にとって成長しやすい環境が形成された¹²⁾と考えられ、実際に、これらの地点では、*Carex* 属などが見られ、大きな土壤呼吸速度は、根による呼吸の増加が原因かもしれない。

(3) 無積雪期における90年区の土壤呼吸速度 (図10、11)

無積雪期における平均土壤温度を比較すると、コケ区 ($7.0 \pm 3.5^\circ\text{C}$) の方が、地衣区 ($3.0 \pm 1.6^\circ\text{C}$) よりも高く ($P < 0.01$)、平均土壤水分率を比較すると、コケ区 ($0.08 \pm 0.02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) の方が、地衣区 ($0.16 \pm 0.04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) よりも統計的に低かった ($P < 0.01$)。平均土壤呼吸速度は、コケ区 ($103 \pm 60 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) の方が、地衣区 ($78 \pm 35 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) よりも大きかった ($P < 0.01$)。

土壤呼吸速度 (y) と土壤温度 (x) の間には、土壤温度が高いほど土壤呼吸速度が大きくなる正の相関関係が見られ ($y = 41.7e^{0.103x}$ $r^2 = 0.388$ $P < 0.01$)、土壤水分率と土壤呼吸速度の間には、統計的に有意な相関関係は見られなかったものの土壤水分率が低いほど、土壤呼吸速度が大きい傾向がみられた。

本観測地の林床を見ると、凸地と凹地が見られ、凸地はフェザーモスなどのコケ類がパッチを形成し、凹地は *Cladina* 属などの地衣類がパッチを形成する傾向が見られた。凹地の方が凸地よりも低いため水が集まりやすく、水分率が高くなり、温度が上昇しづらかったと考えられる。本研究では、植生の光合成や呼吸の影響を除いていること、さらに地衣類やコケ類は、温度、水分、養分環境によってパッチを形成することが知られている¹³⁾ことから、植生の違いというより、土壤温度や土壤水分率の違いが、両区における土壤呼吸速度の違いをもたらしたと考えられた。

(4) 冬季積雪期における土壌呼吸速度

観測時の気温は $-19.1 \sim -22.7^{\circ}\text{C}$ で、対照区と5年区での土壌呼吸速度測定地点における積雪-林床境界面から深さ5cmの温度は、それぞれ $-9.4 \pm 1.4^{\circ}\text{C}$ 、 $-10.0 \pm 2.3^{\circ}\text{C}$ で違いは見られず($P > 0.05$)、積雪深は、それぞれ $31 \pm 3\text{cm}$ 、 $30 \pm 2\text{cm}$ で違いは見られなかった($P > 0.05$)。また積雪は、表層3~4cmは降雪の性質をもった新雪層が見られたのに対し(図5)、それ以下の層は、積雪が大きな温度変化にさらされたときに形成されるいわゆる「しもぢらめ(depth hoar)」層だった(図5)。また、積雪深と土壌温度の間には、有意な正の相関関係が見られ、土壌温度が高いほど、積雪深が浅くなる関係が見られた($r=0.56$ $P < 0.05$)。

土壌呼吸速度の中央値は、対照区と5年区で、それぞれ2.0(検出限界以下~7.1)、1.2(検出限界以下~4.1) $\text{mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、統計的には有意でなかったものの対照区の方が5年区よりも土壌呼吸速度が大きい傾向が見られた(ウィルコクソンのU検定; $P = 0.08$)。また、土壌呼吸速度と積雪深($r=0.32$)や土壌温度($r=0.02$)との間に明瞭な関係は見られなかった。この厳冬期に見られた積雪面からの CO_2 放出は、極低温下における微生物活性、あるいは積雪期までに土壌中に蓄積した CO_2 の漏出¹⁴⁾が考えられるが、本研究では、原因を解明するまでには至らなかった。

(5) CH_4 および N_2O フラックス

CH_4 フラックスは全測定で吸収を示し、本観測地では、火災履歴、林床被覆の違いによらず、大気 CH_4 は土壌へ吸収していることが明らかになった(図12)。平均 CH_4 吸収フラックスは、5年区の不燃区で一番大きく($-91 \pm 21 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)、10年区のみズゴケ区で一番小さかった($-29 \pm 11 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)。 N_2O フラックスは、5年区の不燃区で検出限界以下だった以外、土壌中から大気へ N_2O が放出していることが明らかになった(図12)。10年区の燃焼区で最大 N_2O フラックス($12.4 \mu\text{g N}_2\text{O -N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)を示し、中央値も一番大きかった($3.6 \mu\text{g N}_2\text{O -N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)。

CH_4 および N_2O フラックスと土壌温度、水分率との関係を見ると、 CH_4 フラックスと土壌温度のみに負の相関関係が見られた($r=-0.465$ $P < 0.01$)。すなわち、土壌温度が高い地点ほど CH_4 吸収フラックスが大きかった(図13)。

(6) 火災履歴の異なる林分における温室効果ガスフラックス

5年区、10年区、90年区の土壌呼吸速度を比較すると、それぞれ、 62 ± 32 、 104 ± 70 、 $90 \pm 50 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、火災からの時間経過が一番短い5年区で他の区に比べて、土壌呼吸速度が小さかった(図14)。一方、10年区と90年区では、土壌呼吸速度に差は見られなかった。それぞれの区で、土壌呼吸速度と土壌温度の間に正の相関関係が見られたが、同じ温度レンジで見ると、5年区では、他の区に比べて土壌呼吸速度が小さかった(図15)。 CH_4 フラックスは、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 -78 ± 28 、 -38 ± 29 、 $-52 \pm 22 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、5年区で他の区に比べて、 CH_4 吸収フラックスが大きかった。 N_2O フラックスは、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 0.22 ± 0.39 、 2.61 ± 3.4 、 $0.22 \pm 0.33 \mu\text{g N}_2\text{O -N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ で、10年区で他の区に比べて、 N_2O フラックスが大きかった。交互作用を考慮して、重回帰分析をおこなったところ、 N_2O フラックス $=0.607 \times \text{土壌水分率} + 0.606 \times \text{土壌呼吸速度}$ (係数は標準偏回帰係数)で有意であり($R^2=0.85$ $P < 0.05$)、土壌水分率が高く、土壌呼吸速度が大きいほど N_2O フラックスが大きくなることが示唆された。

森林火災によって、林床植生が燃焼し、さらに林床自体も高温にさらされることで、森林火災後は林床における生物活性が著しく低下する¹⁵⁾と考えられる。5年区では、他の区に比べて高い土壌温度だったにも関わらず、土壌呼吸速度が小さかったのは、植物や微生物による生物活性が低いためと考えられた。一方で、火災によって、易分解性の有機物や無機イオンが供給される¹²⁾ため、火災後の林床は、火災前に比べて、植物や微生物が利用できる養分に富んでいると考えられる¹⁶⁾。10年区の燃焼区で他の地点に比べて、土壌呼吸速度が大きかったのは、森林火災からの時間経過にともなって、植物および微生物活性が回復したためと考えられる¹⁷⁾。水分率が高くない状況（目安として、WFPS<60%）では、 N_2O は硝化過程から発生すると考えられ¹⁸⁾、このような環境では、窒素付加が多い地点で N_2O フラックスは大きくなる傾向が知られている¹⁹⁾。本研究では、 N_2O フラックスの変動要因のひとつとして、土壌呼吸速度が選択されたことから、10年区では、生物活性が高まりやすい環境だったと考えられる。一方、 CH_4 吸収フラックスが、5年区で大きく、10年区で小さかったのは、 N_2O 生成を司る硝化菌との競争的阻害が考えられる²⁰⁾。 NH_4^+ と CH_4 分子は構造的に類似していることから、硝化菌や CH_4 酸化菌の多くは、両者を酸化することができる²¹⁾。そのため、窒素に富み、硝化過程が進行して N_2O が生成しやすい環境では、 CH_4 吸収が低下することが多く報告されている²²⁾。本研究地でも、このようなメカニズムによって、5年区で、 CH_4 吸収フラックスが大きかった可能性がある。以上より、森林火災が、土壌呼吸速度のみならず、土壌に吸収される CH_4 動態および土壌からの N_2O フラックスに影響をおよぼすことが示唆された。

（7）年間土壌呼吸量の推定

それぞれの区で観測された土壌呼吸速度と温度の間には、有意な正の相関がみられた（図15）。また、土壌呼吸速度測定時の土壌温度と温度ロガーデータによって得られた温度との間にも高い正の相関関係が見られた（表1）。得られた土壌呼吸速度から年間土壌呼吸量を推定（図16）すると、 $1.66 \sim 3.32 \text{ t C ha}^{-1}$ と見積もられ、90年区のコケ区で最も高く、5年区の不燃区で最も低い見積となった。林床被覆率を考慮すると、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 $1.97 (1.76 \sim 2.15)$ 、 $2.68 (2.64 \sim 2.72)$ 、 $2.81 (2.66 \sim 2.96) \text{ t C ha}^{-1}$ と見積もられた。一方、積雪期の土壌呼吸量は、 $0.132 \text{ t C ha}^{-1}$ と見積もられたことから、年間土壌呼吸量は、5年区、10年区、90年区でそれぞれ、 2.10 、 2.81 、 2.94 t C ha^{-1} と見積もられ、積雪期間の土壌呼吸量は年間土壌呼吸量の4.5～6.3%の寄与と推定された。本研究によって推定された90年区の年間土壌呼吸量は、既往の報告値である、 $3.22 \pm 0.31 \text{ t C ha}^{-1}$ の範囲内であり²³⁾、火災から5年経過した森林では、約30%土壌呼吸量が低下しているが、火災から10年経過すると、ほぼ火災前の土壌呼吸量まで回復することが示唆された。

5. 本研究により得られた成果

（1）科学的意義

亜寒帯林では温室効果ガスフラックスのデータがまだ十分とは言えず、特に、現在、問題視されている火災の影響や火災後の回復過程における温室効果ガスフラックスのデータは科学的に貴重なものである。また、亜寒帯林の林床植生と温室効果ガスフラックスの関係について評価した例は極めて少ないことから、亜寒帯林の CO_2 放出量評価の高精度化や土壌への CH_4 吸収過程や土壌からの N_2O 放出過程の解明において、本研究の成果の科学的意義は大きいと考えられる。

(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、IPCCの第4次評価報告書において、森林火災は将来の生態系に対するキーインパクトとして位置づけられていることから、本研究で得られた火災の影響を受けた亜寒帯林の土壌呼吸速度、CH₄吸収速度、N₂O放出速度に関するデータは、今後の温暖化予測や温暖化対応に貢献できる可能性がある。

6. 引用文献

- 1) Morishita T, Masyagina OV, Koike T, Matsuura Y (2010) Soil respiration in larch forests. *In* Osawa A et al. (eds.), *Permafrost ecosystems: Siberian larch forests*, Ecological studies 209, 165-182
- 2) Kim Y, Tanaka N (2003) Effect of forest fire on the fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O in boreal forest soils, interior Alaska. *Journal of Geophysical Research* 108 (D1), 8154
- 3) 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. *Ecological Monograph* 74, 643-662
- 4) Iwahana G, Machimura T, Kobayashi Y, Fedorov AN, Konstantinov PY, Fukuda M (2005) Influence of forest clear-cutting on the thermal and hydrological regime of the active layer near Yakutsk, eastern Siberia. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 110(G2), G02004
- 5) DeLuca TH, Zackrisson O, Nilsson MC, Sellstedt A (2002) Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of boreal forests. *Nature*, 419, 917-920
- 6) Basiliko N, Knowles R, Moore TR (2004) Roles of moss species and habitat in methane consumption potential in a northern peatland. *Wetlands*, 24, 178-185
- 7) Sakata T, Ishizuka S, Takahashi M (2004) A method for measuring fluxes of greenhouse gases from forest soils. *Bull FFPRI* 3, 259-265
- 8) Sawamoto T, Hatano R, Yajima T, Takahashi K, Isaev AP (2000) Soil respiration in Siberian Taiga ecosystems with different histories of forest fire. *Soil Science and Plant Nutrition*, 46, 31-42
- 9) Morishita T, Hatano R, Desyatkin RV (2003) CH₄ flux in an Alas ecosystem formed by forest disturbance near Yakutsk, eastern Siberia, Russia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 49, 369-377
- 10) Luo Y, Zhou X (2006) Processes of CO₂ production in soil. *In* Soil respiration and the environment, 35-59
- 11) Boone RD, Nadelhoffer KJ, Canary JD, Kaye JP (1998) Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396, 570-572
- 12) Vance ED (1996) Land application of wood-fired and combination boiler ashes: An overview. *Journal of Environmental Quality*, 25, 937-944
- 13) Li YH, Vitt DH (1995) The dynamics of moss establishment: temporal responses to a

- moisture gradient. *Journal of Bryology*, 18, 677-687
- 14) Panikov NS (2009) Microbial activity in frozen soils. *In* Margesin R (eds.) *Permafrost soils*, Soil Biology 16, 119-148
 - 15) Mabuhay JA, Nakagoshi N, Horikoshi T (2003) Microbial biomass and abundance after forest fire in pine forests in Japan. *Ecological Research*, 18, 431-441
 - 16) Iglesias T, Cala V, Gonzalez J (1997) Mineralogical and chemical modifications in soils affected by a forest fire in the Mediterranean area. *Science of the total environment*. 204, 89-96
 - 17) Wuthrich C, Schaub D, Weber M, Marxer P, Conedera M (2002) Soil respiration and soil microbial biomass after fire in a sweet chestnut forest in southern Switzerland. *Catena*, 201-215
 - 18) Sahrawat KL, Keeny DR (1986) Nitrous oxide emission from soils. *In* Stewart BA (Eds.) *Advances in Soil Science* volume 4, 103-148
 - 19) Papen H, ButterbachBahl K (1999) A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany? 1. N_2O emissions. *Journal of Geophysical Research* 104 (D15), 18487-18503
 - 20) Hyman MR, Wood PM (1983) Methane oxidation by *nitrosomonas-europaea*. *Biochemical Journal*. 212, 31-37
 - 21) Knowles R, Topp E (1988) Some factors affecting nitrification and the production of nitrous oxide by the methanotrophic bacterium *Methylosinus Trichosporium* OB3b. *Current perspectives in environmental Biochemistry*, 383-393
 - 22) Weitz AM, Veldkamp E, Keller M, Neff J, Crill PM (1998) Nitrous oxide, nitric oxide, and methane fluxes from soils following clearing and burning of tropical secondary forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 103, 28047-28058
 - 23) Raich JW, Schlesinger WH (1992) The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81-99

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ている。本研究の調査地のうち火災後10年を経過したCPC流域試験地のトウヒ林は、Kim博士が1999年の火災の前後に土壌呼吸速度の調査を行った試験地であり、この調査区では土壌呼吸速度調査の一部をKim博士が担当している。

8. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

なし

<査読付論文に準ずる成果発表>

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) 森下智陽、野口享太郎、松浦陽次郎、Yongwon Kim. アラスカのマリアナトウヒ林において森林火災が土壌呼吸速度におよぼす影響. 2010年度日本土壌肥料学会、札幌、2010年9月.
- 2) 森下智陽、野口享太郎、松浦陽次郎、Yongwon Kim. 火災履歴の異なるマリアナトウヒ林における年間土壌呼吸量の推定－アラスカ州フェアバンクス市近郊における観測を事例に－. 2011年度日本土壌肥料学会、つくば、2011年8月（アブストラクト提出済み）.

（３）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（４）シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない。

（５）マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

（６）その他

特に記載すべき事項はない。

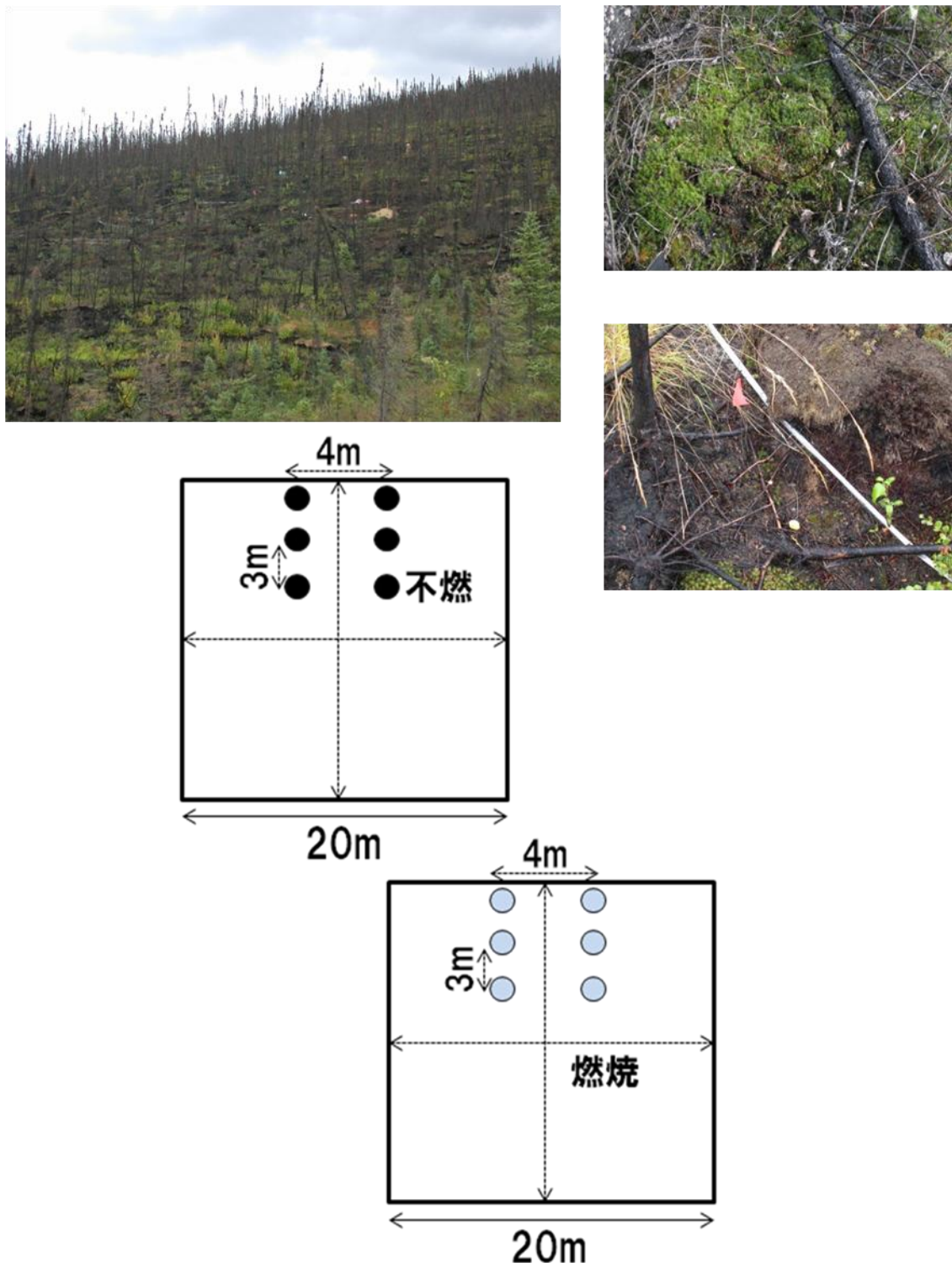


図1．5年区の全景写真とガスフラックス観測地点。右上写真が燃焼区、右下写真が不燃区。

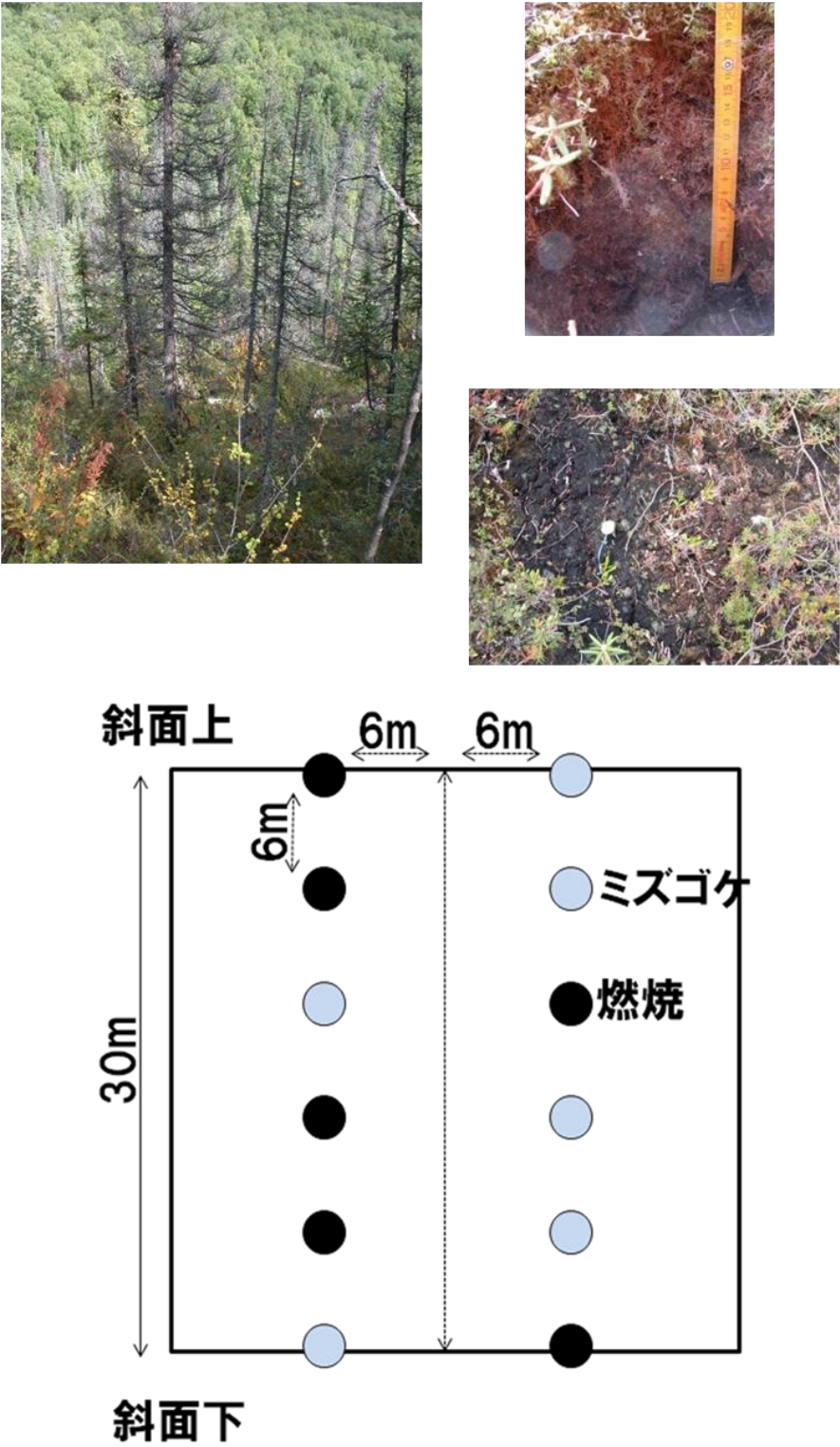


図 2 . 10年区の全景写真とガスフラックス観測地点。右上写真がミスゴケ区、右下写真が燃焼区。

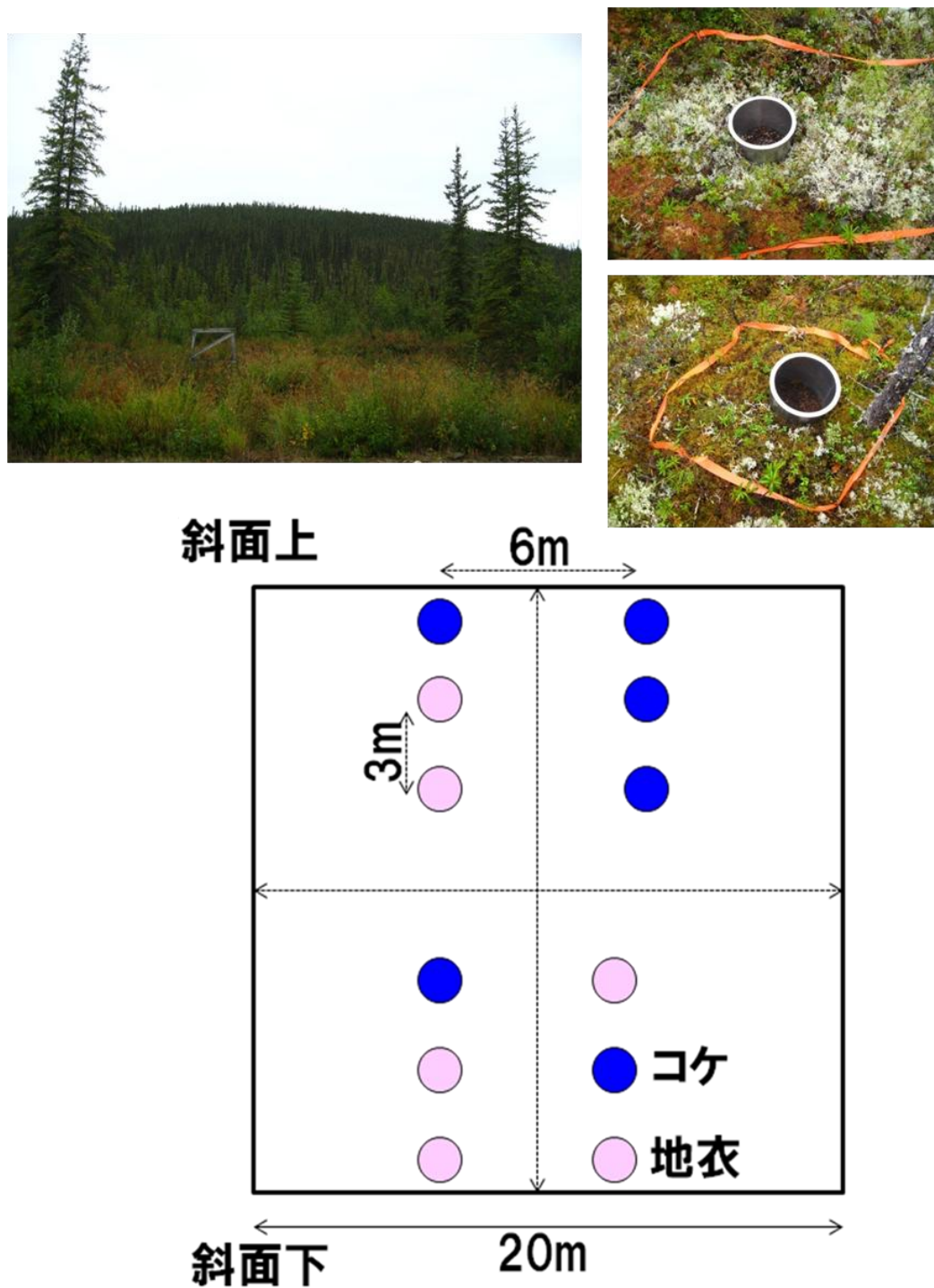


図 3 . 90年区の全景写真とガスフラックス観測地点。右上写真が地衣区。右下写真がコケ区。



図 4．ガスフラックス測定地点の植生処理およびチャンバー設置の手順。



図5．積雪期における土壌呼吸速度の観測の様子（写真上）と積雪断面（写真中）および「しもざらめ」（写真下）。

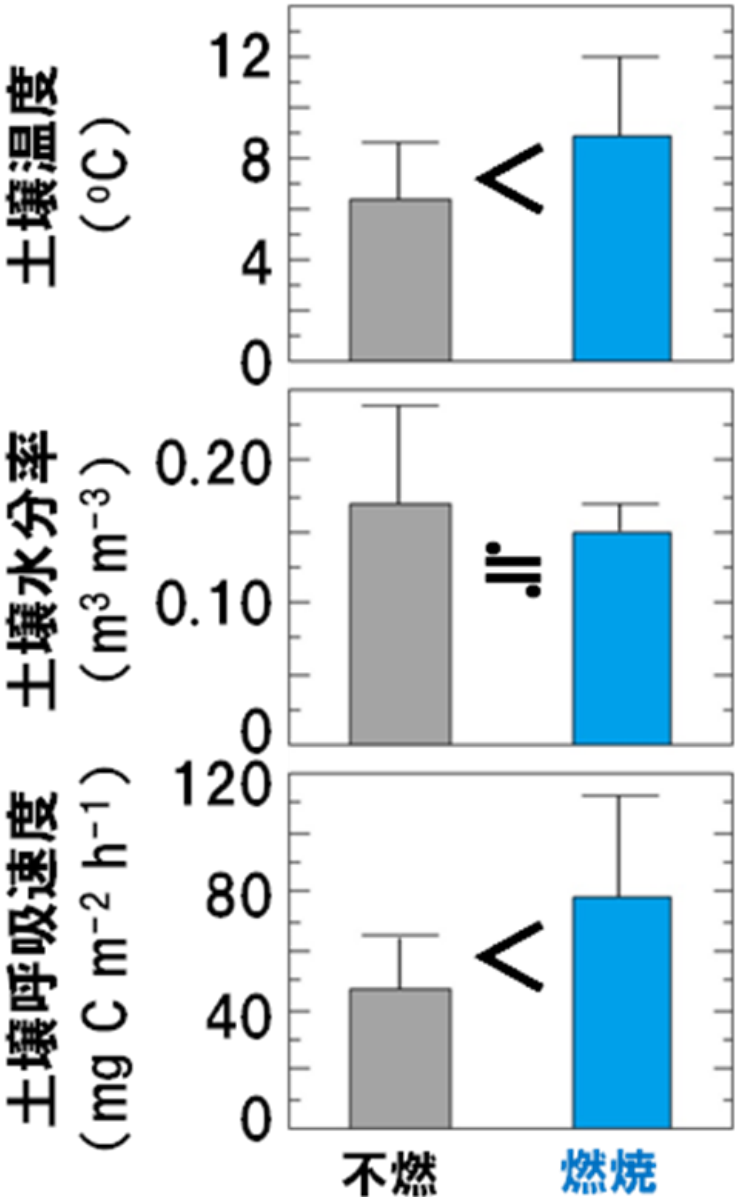


図 6. 5年区における土壤呼吸速度。エラーバーは標準偏差を示す。

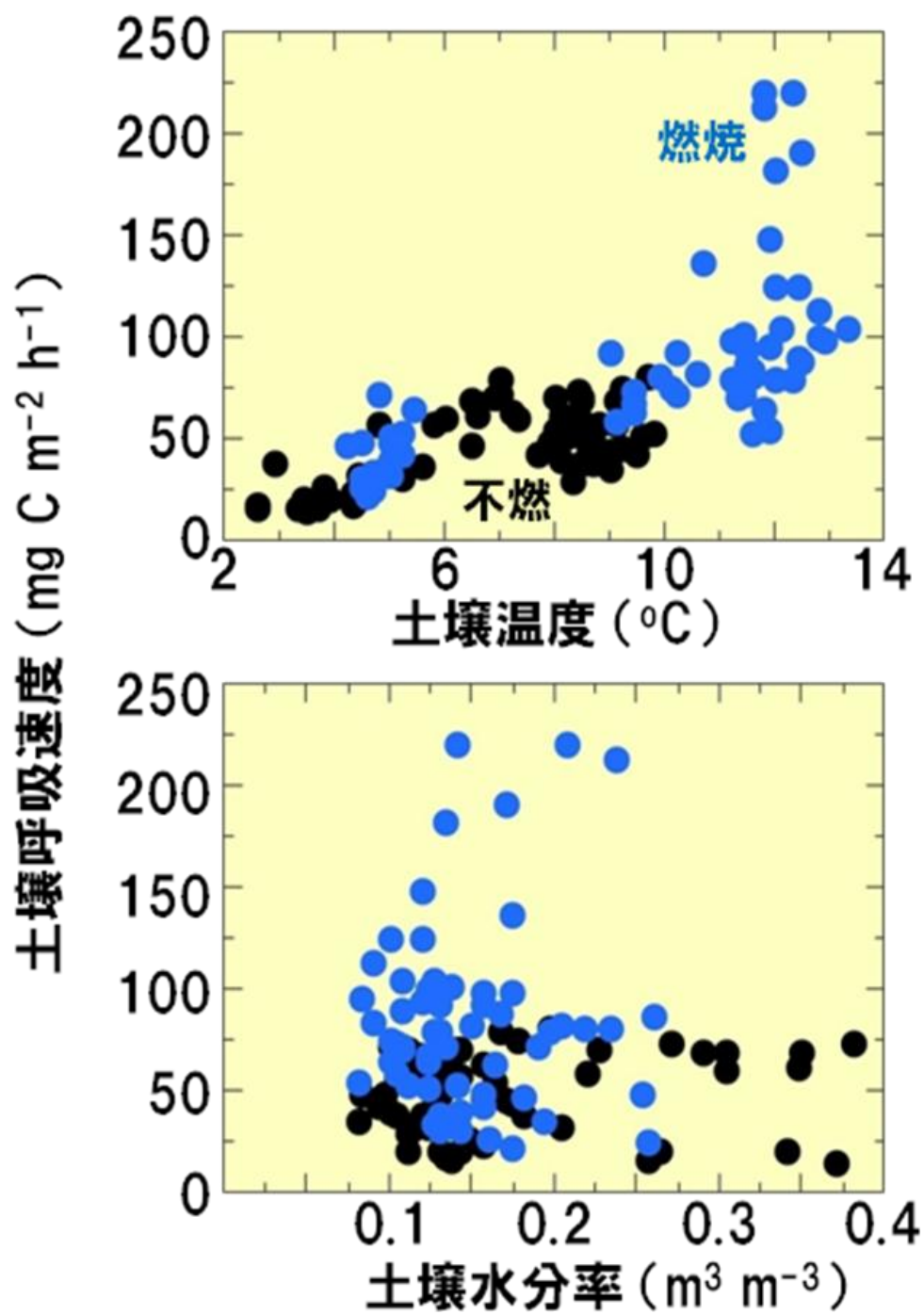


図7. 5年区における土壌呼吸速度と土壌温度および土壌水分率との関係。

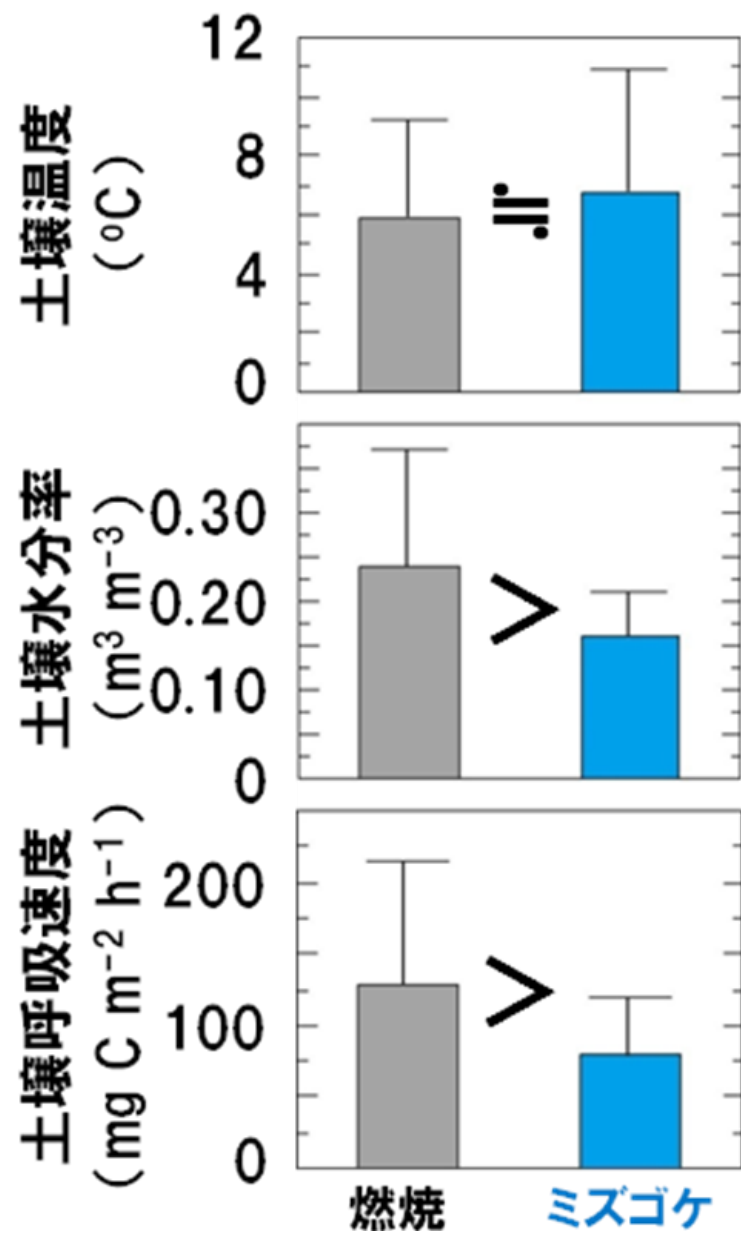


図 8. 10年区における土壌呼吸速度。エラーバーは標準偏差を示す。

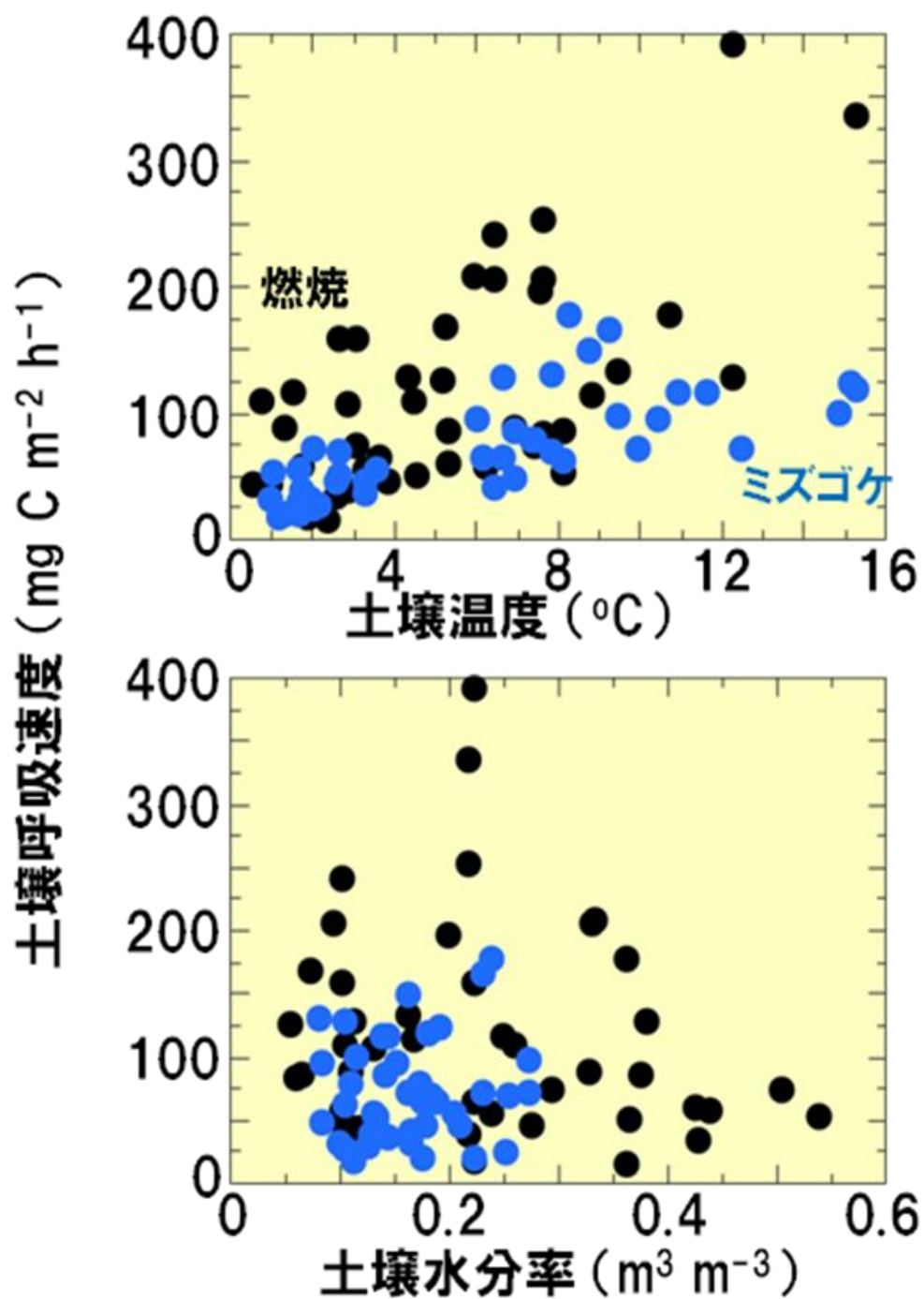


図9. 10年区における土壌呼吸速度と土壌温度および土壌水分率との関係。

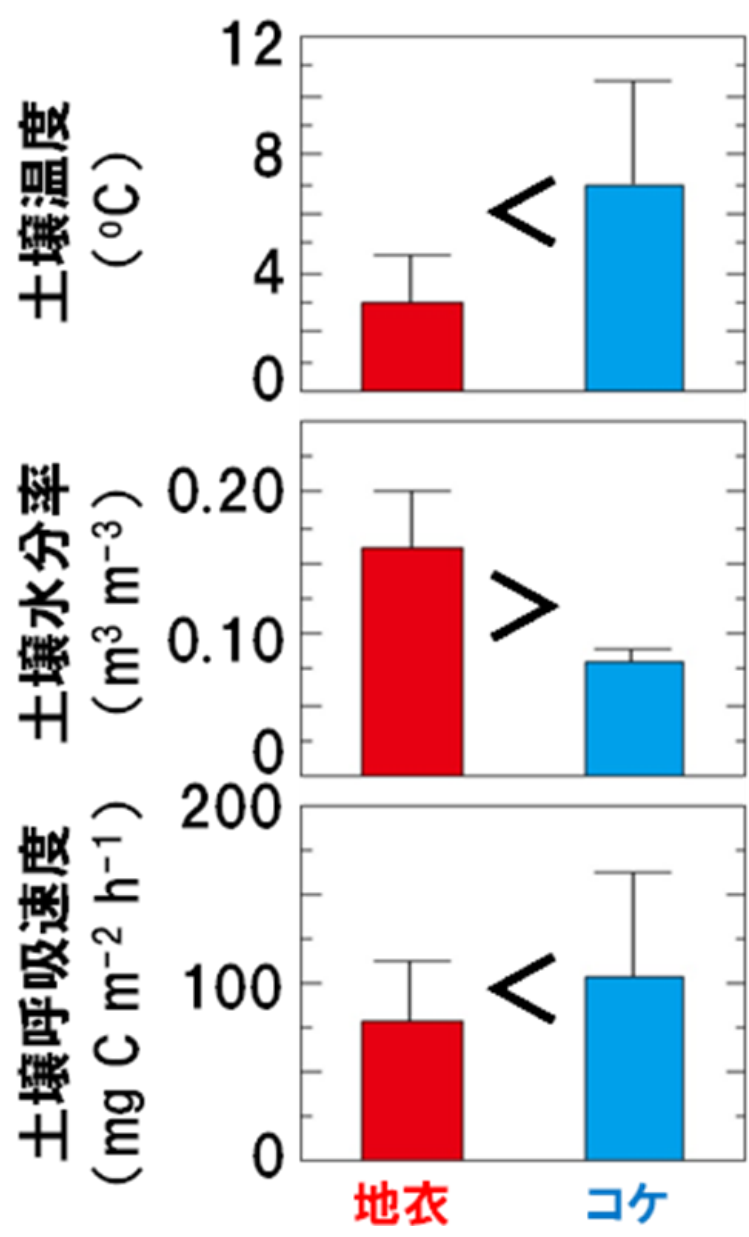


図 1 0 . 90年区における土壌呼吸速度。エラーバーは標準偏差を示す。

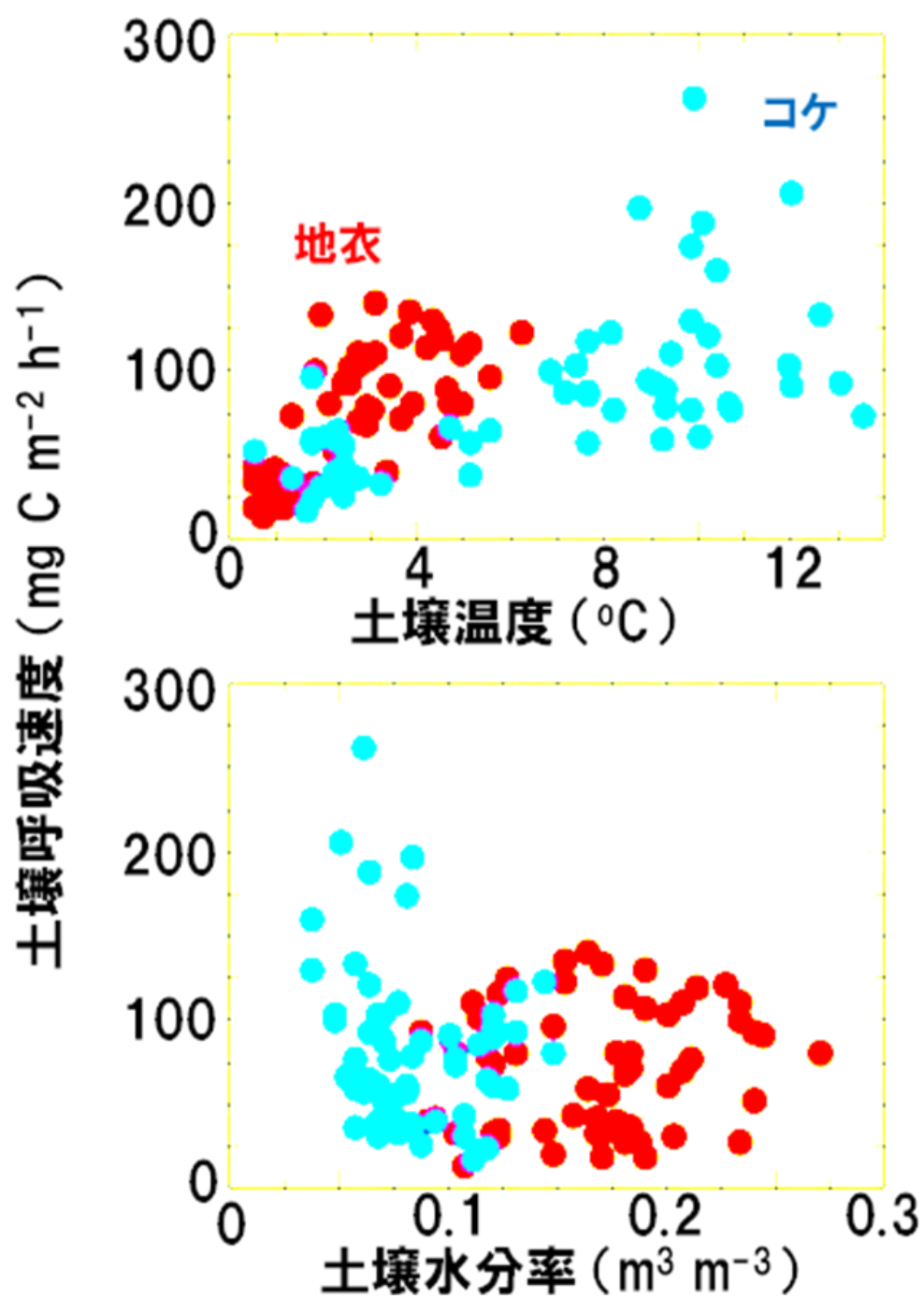


図 1 1 . 90年区における土壌呼吸速度と土壌温度および土壌水分率との関係。

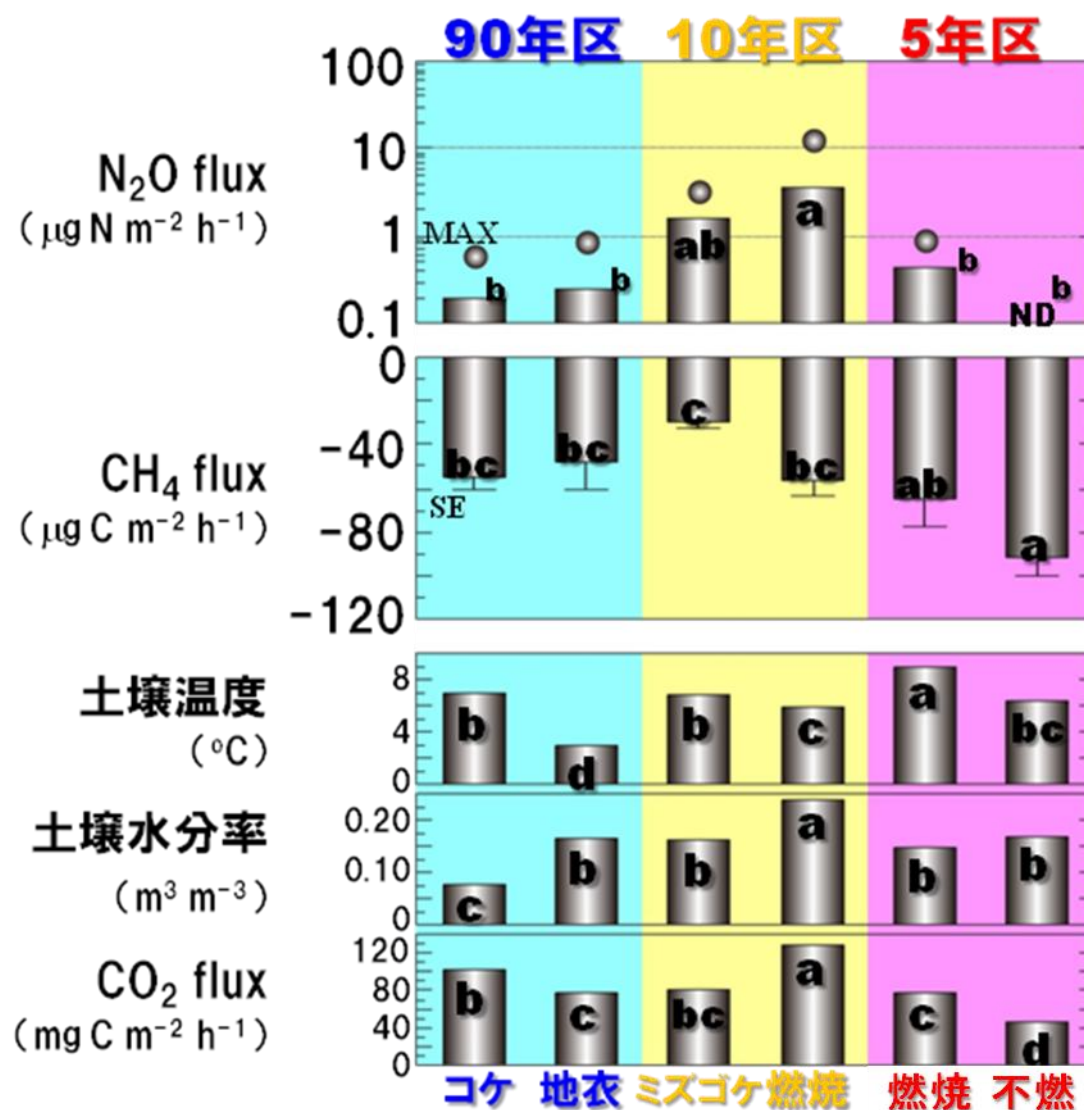


図 1 2. 地点別のCH₄およびN₂Oフラックス。CH₄フラックスのエラーバーは標準偏差を示す。異なるアルファベット (a~d) は有意差を示す (Tukey HSD test、 $\alpha=0.05$)。NDは検出限界以下。

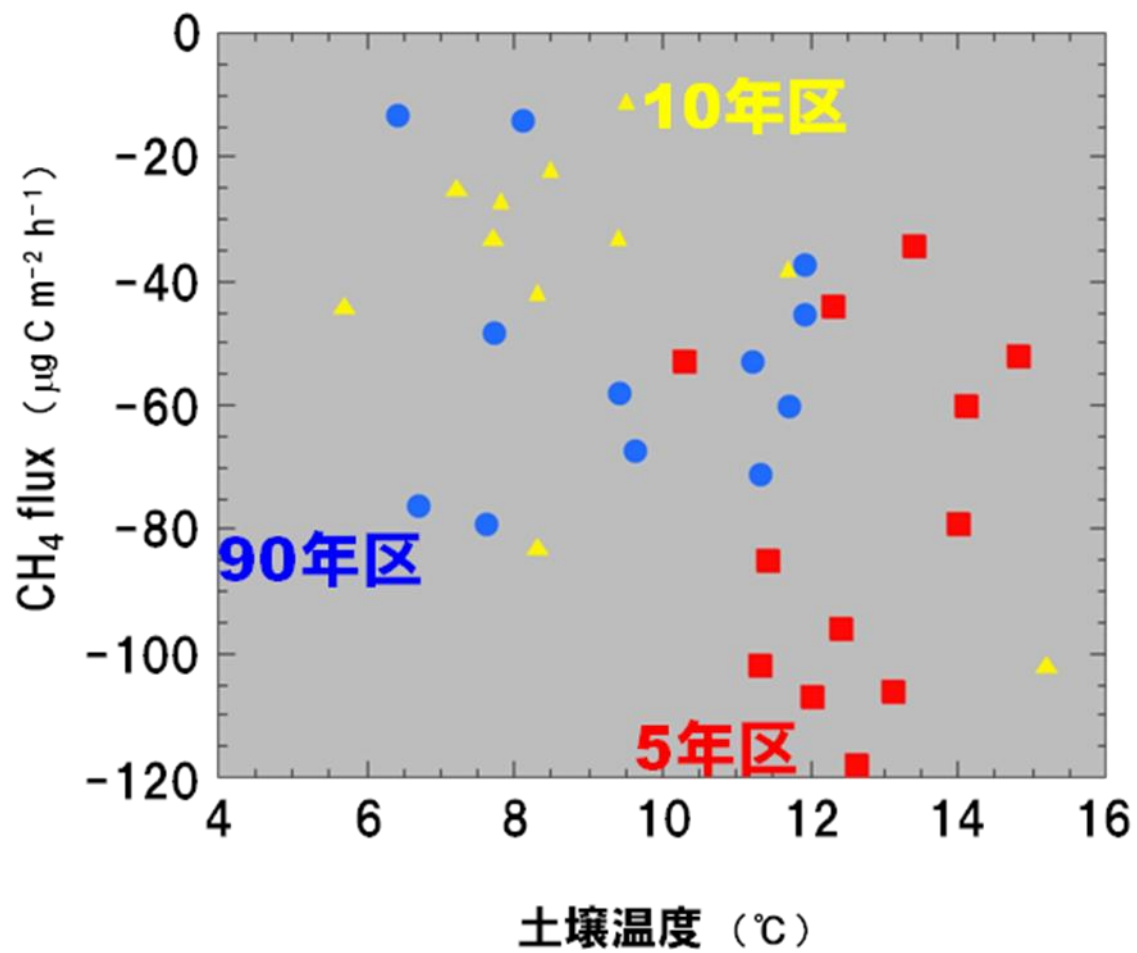


図 1 3. CH₄フラックスと土壌温度の関係。

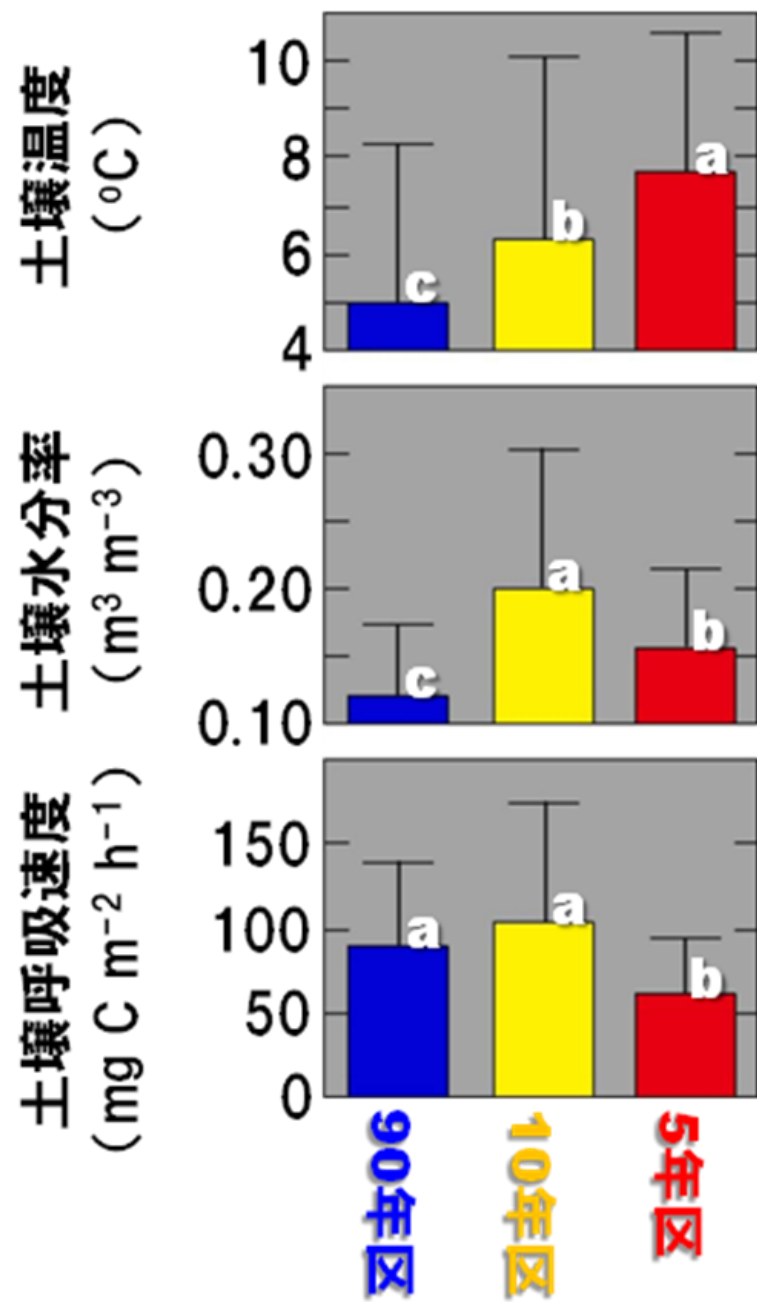


図 1 4 . 地点別の土壌呼吸速度。異なるアルファベットは有意差を示す (Tukey HSD test、 $\alpha=0.05$)。エラーバーは標準偏差を示す。

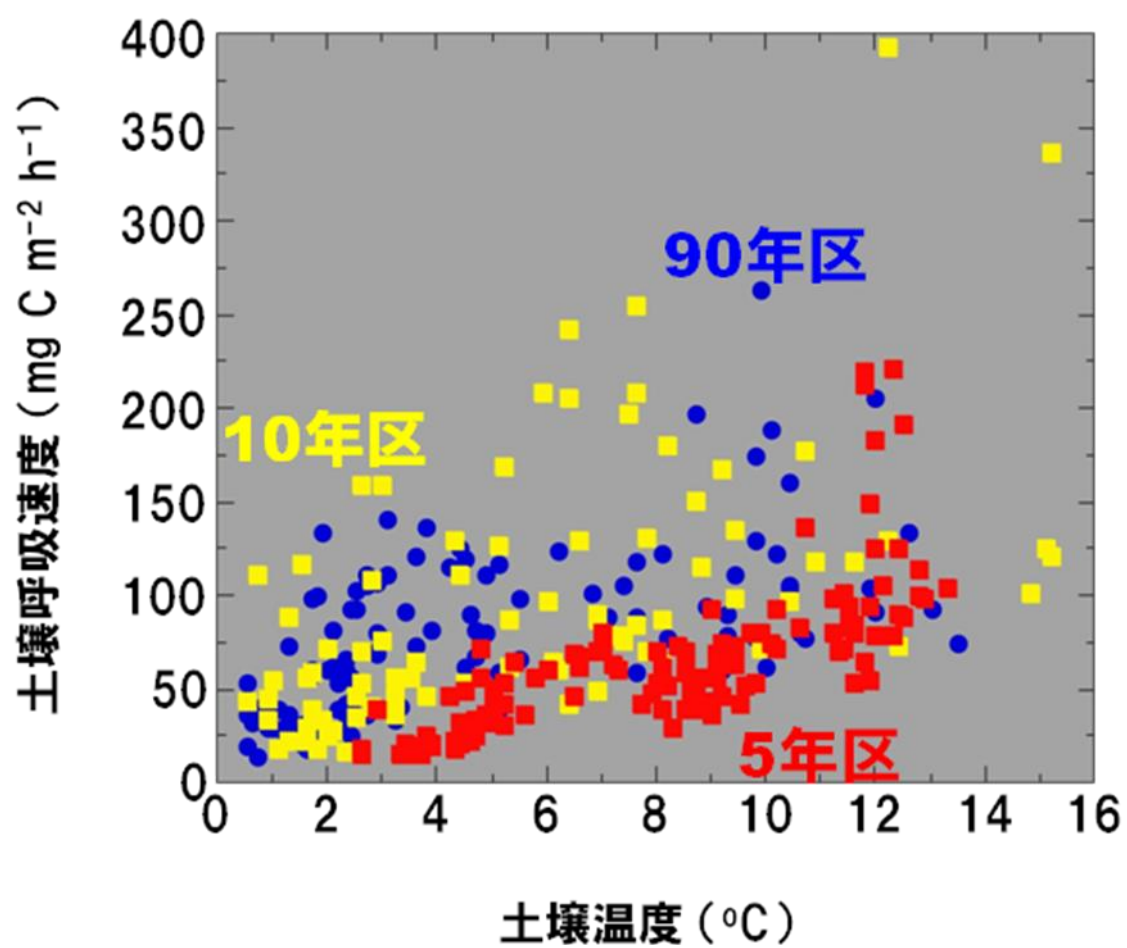


図 1 5. 地点別土壌呼吸速度と土壌温度の関係。

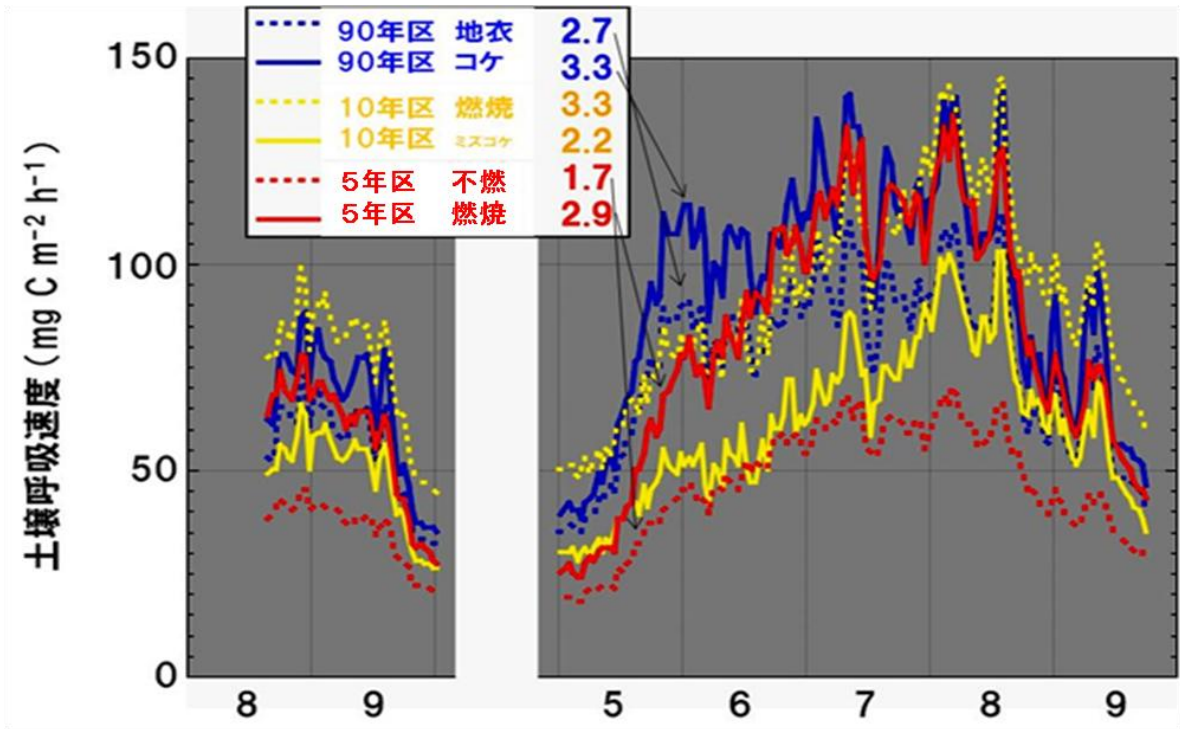


図 1 6 . 連続温度データより推定した無積雪期の土壌呼吸速度の季節変化 (2009年8月～2010年9月)。凡例中の数値は、5～9月における推定土壌呼吸量 (単位 : t C ha⁻¹)。

表 1 年間土壌呼吸量見積のための換算式

		$t=ax+b$				$F=Ae^{Bt}$			
		a	b	r^2		A	B	r^2	P
5年区	不燃	0.60	1.00	0.99		13.6	0.169	0.55	<0.0001
	燃焼	0.96	0.26	1.00		20.3	0.136	0.64	<0.0001
10年区	燃焼	1.11	-0.95	0.98		49.5	0.123	0.35	<0.0001
	ミズゴケ	1.51	-2.54	0.94		33.4	0.106	0.57	<0.0001
90年区	地衣	0.31	0.39	0.91		28.0	0.299	0.54	<0.0001
	コケ	0.99	-0.58	1.00		36.5	0.105	0.54	<0.0001

tは土壌温度、xは温度ロガーに記録された温度、aは直線回帰式の係数、bは直線回帰式の切片、Fは土壌呼吸速度、AとBは指数関数式の係数。