

竹林と隣接する常緑広葉樹林におけるリター分解の違い

新宅, 優月
九州大学農学部生物資源環境学科地球森林科学コース

川上, えりか
九州大学大学院生物資源環境科学府環境農学専攻森林環境科学教育コース

片山, 歩美
九州大学大学院農学研究院環境農学部門森林環境科学講座

<https://doi.org/10.15017/7420035>

出版情報：九州大学農学部演習林報告. 107, pp.1-6, 2026-03-30. 九州大学農学部附属演習林
バージョン：
権利関係：



竹林と隣接する常緑広葉樹林におけるリター分解の違い

新宅 優月¹, 川上えりか², 片山 歩美^{*3}

本研究は、リター分解速度を制御する要因に着目して、竹林と常緑広葉樹林におけるリター分解の違いを明らかにすることを目的とした。福岡県篠栗町内にあるモウソウチク林（竹林）と、それに隣接する常緑広葉樹林で、モウソウチクとクスノキの葉リターを用いたリターバッグ法実験を6か月間、セルロースシートを用いた実験を2か月間行った。また、分解実験と同じ地点で地温や土壤炭素濃度などの環境要因を測定した。竹林におけるタケリター分解速度は、広葉樹林におけるクスノキリター分解速度よりも有意に低かった。セルロースシートの分解速度は竹林の方が有意に低かった。リター分解速度は、地温や土壤炭素濃度などに正の影響を受けた。これらの指標を使った重回帰分析によると、リター樹種の影響が最も大きく、続いて土壤炭素、地温となった。以上のことから、リターの質や土壤炭素濃度が竹林で低下するため、竹林ではリター分解機能が低いことが示唆された。

キーワード：タケ、モウソウチク、葉分解、リター基質、土壌

This study aims to clarify the difference in litter decomposition rates between bamboo and woody forests, as well as the differences in factors controlling decomposition rates. Six-month litter bag experiments using *Phyllostachys edulis* (Carrière) J.Houz. and *Cinnamomum camphora* leaf litter and two-month litter bag experiment using cellulose sheets were conducted in bamboo and adjacent evergreen broad-leaved forests in Sasaguri Town, Fukuoka Prefecture. Environmental factors, such as soil temperature and soil carbon concentration, were measured at the same locations as the decomposition experiments. The decomposition rate of bamboo litter and cellulose sheets in the bamboo forests were significantly lower than that of camphor tree litter and cellulose sheets in the broad-leaved forests. Litter decomposition rates were positively influenced by soil temperature and soil carbon concentration. Multiple regression analysis using these indicators showed that litter species had the strongest effect, followed by soil carbon and soil temperature. These results suggest that lower litter quality and soil carbon concentration in bamboo forests contribute to their reduced litter decomposition capacity.

Key words: bamboo, *Phyllostachys edulis*, leaf decomposition, litter substrate, soil

1. はじめに

近年国内において、放置竹林の増加や隣接する森林への竹林の侵入により竹林の面積が増加しており（篠原ら 2014）、特に福岡県では 1947–1989 年の期間に都市近郊林の竹林面積が約 5 倍にも増加している（Manabe *et al.* 2003）。竹林拡大によって植生や土壌の性質が変化することで、生物多様性の低下（阿久津ら 2012）や水源涵養機能または土砂災害防止機能の低下（石賀ら 2001; 日浦ら 2004）など、これまで森林が担ってきた公益的機能の低下が危惧されている。リター分解は、落葉や枯死木の有機物が物理的、化学的、生物的経路を通じて二酸化炭素や栄養素に分解される過程であり、土壌肥沃性や炭素循環、生態系保全といった森林の公益的機能の維持に重要な役割を果たしている（Berg & McLaugherty 2008）。したがって森林と竹林のリター分解速度がどのように異なるのかを理解することは、公益的機能の変化を評価するために必要不可欠である。

リターの分解速度はリター基質、温度や水分などの土壌の物理化学環境、土壌微生物や土壌動物の数や種類といった分解者群集という 3 つの要因によって制御されている（Swift *et al.* 1979）。既存研究において、タケリターはリグニン含有量や CN 比が高いことなど（Mussa *et al.* 2023; Song *et al.* 2016）、リター基質が低いことが報告されている。また竹林土壌は森林土壌に比べて土壌含水率が低く（酒井ら 2007; 鳥居 & 篠宮 2007）、タケの侵入によって土壌の体積密度や土壌電気伝導度、土壌硝酸窒素、加給態カリウムが減少する（Luan *et al.* 2021）など、竹林は土壌の物理化学環境が森林とは異なることも報告されている。これらの研究により、森林は竹林に比較すると、リター基質や土壌物理化学環境の違いにより、リター分解速度が異なることが予想される。

森林と竹林では、土壌微生物相も異なる可能性がある。例えば竹林では真菌と細菌ともに多様性が上昇する（Luan

Yuzuki Shintaku¹, Erika Kawakami² Ayumi Katayama³: Difference in litter decomposition between bamboo and neighboring evergreen broad-leaved forests

* 責任著者 (Corresponding author): Email. katayama.ayumi.462@m.kyushu-u.ac.jp 〒 811-2415 福岡県糟屋郡篠栗町津波黒 394

¹ 九州大学農学部生物資源環境学系地球森林科学コース

Forestry and Forest Products Course, Department of Bioresource and Bioenvironment, School of Agriculture, Kyushu University

² 九州大学大学院生物資源環境科学府環境農学専攻森林環境科学教育コース

Educational course of Forest Environmental Science, Department of Agro-environmental Sciences, Graduate School of Bioresource and Bioenvironmental Sciences, Kyushu University.

³ 九州大学大学院農学研究院環境農学部門森林環境科学講座

Division of Forest Environmental Sciences, Department of Agro-environmental Sciences, Faculty of Agriculture, Kyushu University

et al. 2021) ことが報告されている。一方で、タケ自体にある抗菌活性のため (Tanaka et al. 2012), 竹侵入土壤ではその他の森林土壤に比べて土壤微生物バイオマスが低くなることもある (Chang & Chiu 2015)。さらに、リターは発生地でより分解速度は速くなるという Home Field Advantage (HFA) 現象の結果、広葉樹林と竹林では HFA 現象が見られ、竹林ではモウソウチク (*Phyllostachys edulis* (Carrière) J.Houz.) リターの分解が最も高いという報告もある (Lin et al. 2019)。しかしながら既存研究では、リター分解の 3 つの制御要因 (リター基質、土壤の物理化学環境、分解者群集) すべてに着目し、竹林と森林における 3 つの制御要因がどのように異なり、リター分解速度にどのような影響を与えるのか統一的な知見は得られていない。そこで本研究では、リター分解速度とこれらの 3 つの制御要因を竹林と隣接する常緑広葉樹林と比較し、それぞれの要因がリター分解速度に与える影響を評価することで、竹林と森林のリター分解機能がどの様に異なるのかを明らかにすることを目的とする。

2. 材料と方法

2.1. 調査地

本調査は福岡県粕屋郡篠栗町に位置する九州大学農学部附属演習林福岡演習林内の 1 林班 (北緯 33° 38', 東経 130° 33'), 11 林班 (北緯 33° 38', 東経 130° 31'), 篠栗九大の森周辺 (北緯 33° 38', 東経 130° 30') の 3 つのサイトに生育するモウソウチク林 (竹林) と竹林に隣接する常緑広葉樹林を対象として行われた。これらの 3 つのサイトの常緑広葉樹林は、主にクスノキ (*Cinnamomum camphora*) やアラカシ (*Quercus glauca*), ツブラジイ (*Castanopsis cuspidata*) などが生育している。調査地の標高は 1 林班, 11 林班, 九大の森でそれぞれ 170 m, 39 m, 49 m である。調査地から約 3 km 離れた福岡演習林構内の気象ステーションにおける 2002 年から 2012 年にかけての年平均気温と年平均降水量はそれぞれ 15.9°C, 1833 mm ある。地質は 1 林班が苦鉄質片岩, 11 林班および篠栗九大の森が砂岩である (産総研地質調査総合センター 2017)。各サイトの 2 森林タイプそれぞれにおいて、約 15 m 四方の範囲に 50 cm × 50 cm のプロットを 5 つ設置し、調査を行った。

2.2. 環境要因の計測

分解速度に影響を与える環境要因として、2024 年 5 月 8 日, 12 月 14 日に全 30 プロットで土壤表層の地温 (°C) と土壤体積含水率 (%) の測定を行った。地温は地温計 (ST-9215A, Trusco Nakayama Corp, 日本), 土壤体積含水率は土壤水分計 (ThetaProbe ML3, Delta-t device 社, イギリス) を用いた。地温は 1 プロットにつき 1 点, 土壤体積含水率は 1 プロットにつき 3 点ずつ測定した。それぞれの測定前日には雨は降らなかった。解析には平均値を用いた。

土壤化学性として、表層土壤の土壤炭素濃度 (%), 土壤窒素濃度 (%) および土壤 CN 比を明らかにした。土壤サンプルはプロットごとに表層 0-5 cm の土壤を採取し、4 mm

のふるいで通過させ、CN アナライザー (MT-700, Anatek Yanaco, Kyoto, Japan) を利用し、燃焼法により求めた。

2.3. リター分解実験

本研究ではリターバッグ法による分解実験 (e.g., Kawakami et al. 2020) を行った。基質として、クスノキおよびモウソウチクの葉リターを利用した。これに加え、基質を統一するためにセルロースシートも使用した。クスノキリターおよびモウソウチクリターは、2022 年に福岡演習林の 1 林班の林内に設置しているリタートラップで採取し、採取後 60°C で 72 時間乾燥させ、乾重量で 1 g のリターを利用した。セルロースシートは 5 cm × 5 cm に切り、乾燥重量を測定したものを利用した。

葉リターを封入するメッシュバッグには、中型土壤動物の侵入を制御するため、ポリエチレン製のメッシュサイズが 3 mm のものとナイロン製のメッシュサイズが 42 μm の 2 種を使用した。42 μm メッシュは土壤微生物のみリターバッグ内への侵入が可能であり、3 mm メッシュはそれに加えて小型土壤動物および中型土壤動物も侵入が可能となる (e.g., Fujii et al. 2018)。リターバッグのサイズは約 10 cm 四方である。セルロースシートの分解実験には、3 mm メッシュのリターバッグのみを利用した。

クスノクリター、タケリター、セルロースシートを封入した 3 mm メッシュのバッグを竹林と広葉樹林それぞれにおいて、各プロットにひとつずつ設置した。42 μm メッシュのバッグは竹林にはタケリターを、広葉樹林にはクスノクリターを封入したもののみ、各プロットにひとつずつ設置した。よって 3 mm メッシュのリターバッグは、2 森林タイプ (竹林, 広葉樹林) × 5 プロット × 3 種類の基質 (クスノキ, タケ, セルロースシート) × 3 サイトの 90 個, 42 μm メッシュのリターバッグは、2 森林タイプ (竹林にタケリター, 広葉樹林にクスノクリター) × 5 プロット × 3 サイトで 30 個, 全 120 個のリターバッグを設置した。

葉リターの分解時実験は 2024 年 5 月 3 日, セルロースの分解実験は 2024 年 7 月 3 日に各プロットの土壤表層にそれぞれ設置し、実施した。葉リターバッグは 6 か月後の 2024 年 11 月 1 日に、セルロースバッグは約 2 か月後の 2024 年 8 月 31 日に回収した。セルロースは分解が早く、長期間置くと全て分解されてしまう可能性を考え、現地培養は 2 か月とした。葉リターおよびセルロースシートは、60°C で 72 時間乾燥させ、付着した土を取り除いて乾重量を測定した。本研究では、重量減少率、つまり設置前の初期重量から設置後の重量を引いた減少重量を初期重量で除した値を分解速度 (%) とした。なお、いくつかのリターバッグは破損等により回収できなかったため、統計解析に利用できたりターバッグは設置数に満たない場合があった。

実験に用いた葉リターの分解前の化学的性質を調べるために、分解実験のために集めたタケリターおよびクスノクリターの残りから、無作為に 3 枚ずつ抽出し、C 濃度, N 濃度および CN 比を算出した。分析には、CN アナライザー (MT-700, Anatek Yanaco, Kyoto, Japan) を利用した。

2.5. エコプレート実験

竹林と広葉樹林で微生物群集の機能を比較するために、BIOLOG™社が開発したエコプレートを利用した。エコプレートはマイクロプレート1枚で31種類の炭素源を比色によって測定することができる。エコプレートに利用する土壌は、各プロットで表層0–5 cmの土壌を採取し、サイトごとにプールした。その後4 mmのふるいを通過させた後、冷凍保存し、実験前に24時間冷蔵庫で解凍した。エコプレートの実験方法はMiki *et al.* (2018) に倣った。すなわち、土壌を0.85%の生理食塩水で100倍希釈したものを、ピペットを使って10 μ lずつ、Ecoプレートの96個のウェルに接種した。日光を防ぐためにアルミホイルでEcoプレートを覆い、22℃に設定したインキュベーター内で培養した。2週間の期間毎日、マイクロプレートリーダー(MultiskanFC, サーモサイエンティフィック社、アメリカ合衆国)で595 nmのフィルターを利用して吸光度を測定した。各基質のウェルの吸光度からコントロールのウェルの吸光度を引いた値の平均値をAWCD (Average of Well Color Development) とした。本研究では実験後14日間のAWCDの積算値(AWCD₁₄)を微生物群集の分解機能(Miki *et al.* 2018)とした。

2.6. 統計分析

まず竹林と広葉樹林間でそれぞれの葉リターの分解速度に違いがあるのかを明らかにするために、竹林で培養したタケリターと広葉樹林で培養したクスノキリターの分解速度を目的変数に、森林タイプを説明変数に、サイトをランダム変数として線形混合モデル (Linearmixedmodel, LMM) で平均値の比較を行った。3 mmおよび42 μ mメッシュサイズを利用したリター分解速度それぞれにおいて、モデル構築した。

次に葉リターの種類の違い、森林タイプ、およびそれらの交互作用がリター分解速度に与える影響を明らかにするために、目的変数をリター分解速度、説明変数を葉リターの種類および森林タイプとし、対応のある二元配置分散

析を行った。

竹林と広葉樹林の土壌環境が分解速度に与える影響を明らかにするために、セルロース分解速度を目的変数に、森林タイプを説明変数に、サイトをランダム変数にしてLMMによる平均値の比較を行った。土壌物理化学環境の森林タイプ間の違いを調べるために、地温、土壌体積含水率、土壌窒素濃度などの環境データを目的変数に、森林タイプを説明変数に、サイトをランダム変数としてそれぞれLMMを構築した。分解者群集を森林タイプ間で比較するために、AWCD₁₄を森林タイプ間でt検定により比較した。また、リター基質の違いを調べるために、リターのCN比を目的変数に、樹種の違いを説明変数として、t検定を行った ($n=3$)。

環境要因や分解者群集と分解速度の関係を明らかにするために、目的変数を両種のリター分解速度、説明変数を土壌物理化学環境の測定項目とAWCD₁₄として、2種類のメッシュサイズそれぞれについて、単回帰分析を行った。AWCD₁₄は各プロットごとにプールしたデータのため、分解速度は各プロットの平均値を用いた。さらに、全ての土壌環境要因およびリター基質の違いを説明変数に、3mmメッシュサイズのリター分解速度を目的変数に重回帰モデルを構築し、ステップワイズ法によりAICが最も低いモデルをベストモデルとし、変数選択を行った。ベストモデルにおける各土壌環境要因の係数と、その環境要因の森林タイプ間の平均差を掛けることで、各要因がどの程度リター分解速度を変化させるのかを評価した。ただし、土壌炭素濃度と土壌窒素濃度は強い正の相関があった ($R^2 = 0.95$) ため、土壌窒素濃度はフルモデルには組み込まなかった。

全ての解析はR.4.4.2を用いて計算した。

3. 結果と考察

3.1. 分解速度の違い

3 mmメッシュサイズのリターのタケリター分解速度 ($23.32 \pm 31.72\%$) は、広葉樹林における広葉樹リター分解速度 ($31.72 \pm 5.71\%$) よりも有意に低かった (図1)。また、42

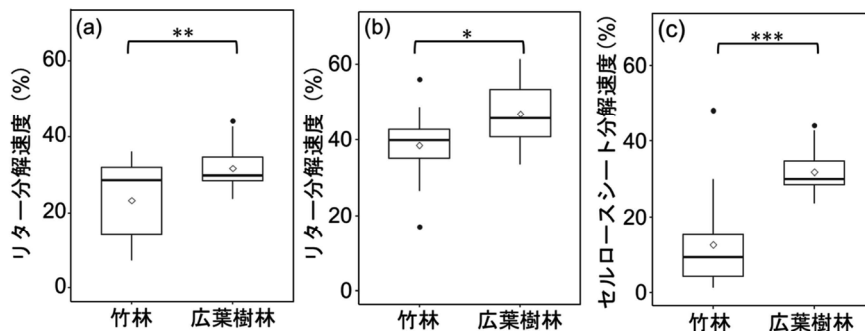


図1 竹林および広葉樹林における (a) 3mmメッシュリターバッグ (竹林: $n=12$, 広葉樹林: $n=15$)、(b) 42 μ mメッシュリターバッグ (竹林: $n=14$, 広葉樹林: $n=15$)、(c) セルロースシートを利用した分解速度 (竹林: $n=14$, 広葉樹林: $n=15$) の平均値の比較. リターバッグについて、竹林ではタケリターのみの、広葉樹林ではクスノキリターのみの分解速度を利用した。サイトをランダム変数とし、LMMにより検定した結果を示す (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$)。箱ひげ図では、箱中の横線が中央値、箱の下端が第一四分位 (25%)、箱の上端は第三四分位 (25%)、ひげの両端が箱の長さの1.5倍以内にある最大値および最小値、ひげの外の黒丸は外れ値を、◇は平均値を示している。

μm メッシュサイズにおいても、竹林のタケリター分解速度 ($38.55 \pm 9.04\%$) は、広葉樹林における広葉樹リター分解速度 ($46.89 \pm 7.48\%$) よりも有意に低かった。これらの結果から、竹林は広葉樹林よりもリター分解機能が低いことが明らかとなった。両方のメッシュサイズともに竹林で分解速度が低かったことから、土壤動物の存在の有無にかかわらず、リター分解速度は竹林で低いと考えられた。

二元配置分散分析の結果、リター基質に有意な影響があったが、森林タイプと交互作用は有意ではなかった (表 1)。このことからリター基質が、竹林と広葉樹林のリター

表 1. リター分解速度を目的変数、リター基質および森林タイプを説明変数とした対応のある二元配置分散分析の結果

	リター分解速度(%)		
	Df	F値	P値
リター基質	1	170.7	0.049
森林タイプ	1	0.06	0.847
リター基質 × 森林タイプ	1	1.053	0.413

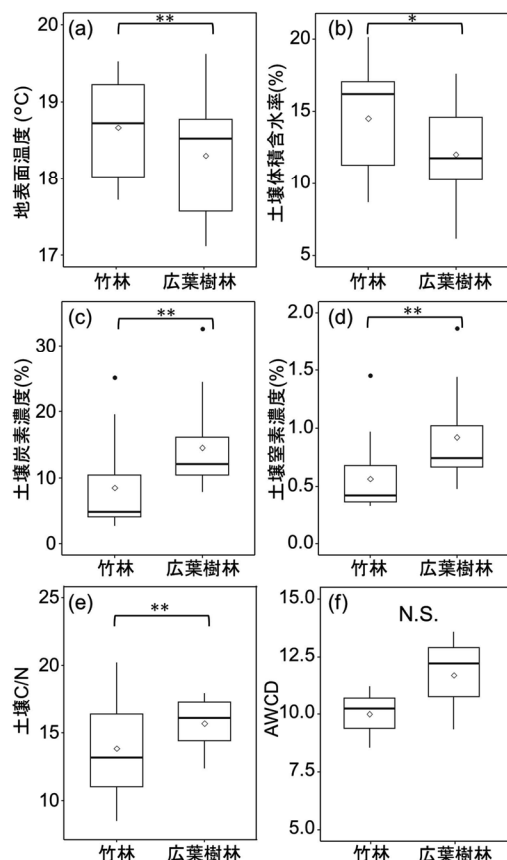


図2 竹林と広葉樹林における (a) 地表面温度, (b) 土壌体積含水率, (c) 土壌炭素濃度, (d) 土壌窒素濃度, (e) 土壌C/N, (f) AWCDの平均値の比較。AWCDはt検定, それ以外はサイトをランダム変数とし, LMMにより解析した結果を示す (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$)。N.S.は森林タイプ間で有意な差がなかったことを示す。箱ひげ図では、箱中の横線が中央値、箱の下端が第一四分位 (25%)、箱の上端は第三四分位 (75%)、ひげの両端が箱の長さの1.5倍内にある最大値および最小値、ひげの外の黒丸は外れ値を、◇は平均値を示している。

分解機能の違いを生む要因のひとつであることが明らかとなった。タケリターおよびクスノキリターのCN比は、それぞれ 31.17 および 59.15 とタケリターで有意に低かった。一般的にリター基質のCN比が低いと分解速度は高くなることが知られており (Swift *et al.* 1979), 本研究の結果とは相反する。一方で、本研究と同様に樹木葉リターよりもタケリターで分解速度が低いことが報告されている (Liu *et al.* 2000)。タケリターが難分解性物質であるリグニンを多く含み (Mussa *et al.* 2023), 常緑広葉樹に比べてリグニン/N比が高いこと (Liu *et al.* 2000) などが、タケリターの分解速度が低い原因として考えられる。タケリターの分解速度を規定する基質の相対的な重要性については、今後、研究を行っていく必要がある。

竹林および広葉樹林におけるセルロースの分解速度はそれぞれ $12.48 \pm 12.42\%$ および $31.80 \pm 5.68\%$ であり、竹林で有意に低かった (図 1)。このことから、広葉樹林の土壤環境は、広葉樹林における高い分解速度の一因であると考えられた。一方で分散分析の結果は、森林タイプの分解速度への影響は有意ではなかった (表 1)。これは葉リターよりもセルロースシートの方がより分解しやすい基質であり、そのような基質の差が異なる結果となった原因と考えられる。

分解速度を決定づける環境要因として、広葉樹林と比較すると竹林では地温および土壌体積含水率が高く、土壌炭素・窒素濃度および土壌CN比は低かった (図 2)。AWCD₁₄ は両林分間に有意ではないが竹林で低い傾向にあった。既存研究では、竹林土壌は他タイプの森林土壌に比べて、土壌体積含水率が低い (酒井ら 2007; 鳥居&篠宮 2007) という報告があったが、本研究はそれらと反する結果となった。本研究では土壌体積含水率を2回しか測定していないため、連続観測により年間を通してどの程度の違いがあるのかを今後明らかにする必要がある。一方、竹林における低い土壌炭素濃度は、既存研究 (Chang & Chiu 2015; Lin *et al.* 2019) と同様であった。竹林における土壌炭素が低い理由として、竹林の侵入が土壌有機物の分解を促進させることが知られている (Wang *et al.* 2016)。リター基質の変化や土壌微生物群集の変化が土壌有機物の分解を進めると考えられる (Bai *et al.* 2016; Luan *et al.* 2021) が、リター分解プロセスと土壌有機物分解の関係性については未だ不明であるため、今後明らかにする必要がある。

表 2. すべての葉リター分解速度を応答変数、土壤環境要因および AWCD14 を説明変数とした単回帰分析の結果

	リター分解速度(%)					
	3 mm (n = 56)			42 μm (n = 29)		
	P 値	係数	R ²	P 値	係数	R ²
AWCD ₁₄	0.78	0.68	0.02	0.03	2.93	0.73
地温 (°C)	0.01	5.53	0.11	0.77	-0.76	0.003
土壌体積含水率 (%)	0.08	-0.69	0.05	0.57	-0.27	0.01
土壌炭素濃度 (%)	< 0.001	0.85	0.26	< 0.001	0.83	0.36
土壌窒素濃度 (%)	< 0.001	13.7	0.20	< 0.001	15.3	0.36
土壌 C/N	< 0.001	2.16	0.29	0.03	1.29	0.17

表 3. ベストモデルの係数と選択された変数の林分平均値、林分間の差およびそれらの積

	(a) 係数	(b) 竹林	(c) 常緑樹林	(d) 林分の差 (b-c)	(e) リター分解速度の 差 (a×d)
リター基質 ^a	-7.19*	—	—	—	-7.19
土壤炭素濃度 (%)	0.55*	8.41	14.6	-6.15	-3.36
土壤 CN 比	1.07	14.1	15.7	-1.57	-0.40
地温 (°C)	3.28	18.7	18.3	0.45	1.48

* $P < 0.01$ ^a 竹林から広葉樹林を引いた値。負の値は広葉樹林で高いことを示す。

3.2. 分解速度と土壌特性との関係

単回帰分析の結果、3 mm メッシュサイズのリター分解速度は、地温、土壤炭素・窒素濃度、土壤 CN 比に有意な正の影響を受けた（表 2）。42 μm メッシュサイズのリター分解速度は、AWCD₁₄、土壤炭素・窒素濃度、土壤 CN 比に有意な正の影響を受けた（表 2）。AWCD のリター分解速度に対する有意な影響は 42 μm メッシュでのみ確認された。その理由として、42 μm には土壤動物が侵入できず微生物のみ侵入可能であるため、微生物群集の分解への寄与が大きかったことが考えられる。

一般的に土壤炭素濃度が高くなると微生物バイオマスも増加することが知られている（Orita *et al.* 2025）。また、土壤窒素濃度が高い、あるいは土壤 CN 比が低い環境下では微生物の窒素制限が解除されるため、分解活動が促進される傾向にある（Manzoni *et al.* 2008）。したがって、土壤炭素および窒素濃度が高い広葉樹林で微生物バイオマスが多いため、セルロースシートの分解速度が高かったと考えられる。また、3 mm メッシュバッグにおいては地温が高いほどリター分解速度が高くなった。適潤条件下では微生物呼吸は温度に強く依存する（Fujii *et al.* 2018）ため、比較的温暖湿潤である本研究地では、地温が高いほど微生物群集の活動が活発になり分解速度が高くなったと考えられる。

土壤窒素濃度を除く全ての土壌環境要因を含むフルモデル（ $R^2 = 0.42$, AIC = 409.9）から重回帰モデルのベストモデルに選ばれたのは、土壤炭素濃度、土壤 CN 比、地温、リター基質の違いであった（ $R^2 = 0.43$, AIC = 408.0）。ベストモデルで得られた係数と、竹林と広葉樹林の環境要因差の積をそれぞれ比較すると、リター基質の違いが分解速度に及ぼす影響が一番大きく、続いて土壤炭素、地温となった（表 3）。このことは、リター分解の初期段階では、リター基質がリター分解速度を決める最も重要な要因であり、次いで土壤炭素濃度や地温などの土壌物理化学環境が分解速度の決定に影響を及ぼすことを示唆している。以上の結果により、本研究においては、リターの質に加え、竹林の土壤炭素濃度が低いため、竹林ではリター分解機能が低いことが示唆された。

謝辞

本研究は竹林所有者である松田護氏の善意により実施することができました。ここに御礼申し上げます。

引用文献

- 阿久津暉・逢沢峰昭・松英恵吾・大久保達弘（2012）栃木県那須烏山市におけるモウソウチク林の分布と周辺群落への侵入. 宇都宮大学農学部演習林報告 48:139–152
- Bai S, Conant R, Zhou G, Wang Y, Wang N, Li Y, Zhang K (2016) Effects of moso bamboo encroachment into native, broad-leaved forests on soil carbon and nitrogen pools. *Sci Rep* 6, 31480. <https://doi.org/10.1038/srep31480>
- Berg B, McClaugherty C (2008) *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer Berlin Heidelberg.
- Chang EH, Chiu CY (2015) Changes in soil microbial community structure and activity in a cedar plantation invaded by moso bamboo. *Applied Soil Ecology* 91:1–7
- Fujii S, Cornelissen JH, Berg MP, Mori AS (2018) Tree leaf and root traits mediate soil faunal contribution to litter decomposition across an elevational gradient. *Functional Ecology* 32:840–852
- 日浦啓全・有川 崇・バハドゥール ドゥラドゥルガ（2004）都市周辺山麓部の放置竹林の拡大にともなう土砂災害危険性. 日本地すべり学会 41: 323–334
- 石賀裕明・道前香緒里・小寺洋導・拝藤幸太（2001）竹林侵入による土壌組成の変化と環境問題. 島根大学地球資源環境学研究報告 20:83–86
- Kawakami E, Katayama A, Hishi T (2020) Effects of declining understory vegetation on leaf litter decomposition in a Japanese cool-temperate forest. *Journal of Forest Research* 25:260–268
- Lin D, Pangm, Fanin N, Wang H, Qian S, Zhao L, Yang Y, Mi X, Ma K (2019) Fungi participate in driving home-field advantage of litter decomposition in a subtropical forest. *Plant and Soil* 434:467–480
- Liu W, Fox JED, Xu Z (2000) Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailaomountain, Yunnan, south-west China. *Ecological Research* 15:435–447
- Luan J, Li S, Dong W, Liu Y, Wang Y, Liu S (2021) Litter decomposition affected by bamboo expansion is modulated by litter-mixing and microbial composition. *Functional*

Ecology 35:2562–2574

- Manabe T, Kashima H, Ito K (2003) Stand structure of a fragmented evergreen broad-leaved forest at a shrine and changes of landscape structures surrounding a suburban forest, in northern Kyushu. 日本緑化工学会誌 28:438–47
- Manzoni S, Jackson RB, Trofymow JA, Porporato A (2008) The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. Science 321 (5889):684–686.
- Miki T, Yokokawa T, Ke PJ, Hsieh IF, Hsieh CH, Kume T, Yoneya K, Matsui K (2018) Statistical recipe for quantifying microbial functional diversity from EcoPlate metabolic profiling. Ecological Research 33:249–260
- Mussam, Desalegn G, Kaba G, Tesfaye A (2023) Physical and chemical properties of highland bamboo (*Yushania alpina*) culms grown in Ethiopia. Drvna industrija 74:287–296
- Orita T, Hishi T, Kishimoto-Yamada K, Kurokawa H, Ohtani, Hyodo F (2025) Abiotic factors and plant traits affect the soil microbial properties in forests across the Japanese archipelago. Ecological Research *in press*, doi.org/10.1111/1440-1703.12552
- 酒井正治・今矢明宏・横尾謙一郎・重永英年 (2007) 竹林とスギ林における林内雨、樹幹流成分および土壌水分の比較. 九州森林研究 60: 137–138
- 産総研地質調査総合センター (2017) 20 万分の 1 日本シームレス地質図 (詳細版) V2. 地質図 Navi, <https://gbank.gsj.jp/geonavi/> (2026 年 1 月 13 日閲覧)
- 篠原慶規・久米朋宣・市橋隆自・小松光・大槻恭一 (2014) モウソウチク林の拡大が林地の公益的機能に与える影響—総合的理解に向けて—. 日本森林学会誌 96 (6) :351–361
- Song Q, Ouyangm, Yang Q, Lu H, Yang G, Chen F, Shi J (2016) Degradation of litter quality and decline of soil nitrogen mineralization after moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) expansion to neighboring broadleaved forest in subtropical China. Plant Soil 404:113–124
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications
- Tanaka A, Shimizu K, Kondo R (2012) Antibacterial compounds from shoot skins of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*). Journal of Wood Science 59: 155–159
- 鳥居厚志・篠宮佳樹 (2007) モウソウチク群落の表層土壌の水湿特性. 日本生態学会大会講演要旨集 54:148
- Wang X, Sasaki A, Todam, Nakatsubo T (2016) Changes in soil microbial community and activity in warm temperate forests invaded by moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*). Journal of Forest Research 21(5):235–243

(2025 年 10 月 16 日受付：2026 年 1 月 29 日受理)