

都市緑地での植物遺体による
持続的な物質循環系の創出
に関する研究

2021年1月

千葉大学大学院園芸学研究科
環境園芸学専攻緑地環境学コース

人見 拓哉

(千葉大学審査学位論文)

都市緑地での植物遺体による
持続的な物質循環系の創出
に関する研究

2021年1月

千葉大学大学院園芸学研究科
環境園芸学専攻緑地環境学コース

人見 拓哉

1 章. 序論	1
1-1. 研究の背景	
(1)剪定枝活用の現状	
(2)持続的な緑地管理の意義	
(3)都市緑地の環境	
1-2. 研究史	2
(1)有機物分解の指標	
(2)剪定枝を活用した物質循環系の創出	
(3)都市環境が枝葉の化学性に与える影響	
(4)都市環境が土壌動物に与える影響	
1-3. 研究の目的	4
1-4. 研究の進め方	
1-5. 論文の構成	
2 章. 枝葉の分解特性と分解に伴う土壌の変化	6
2-1. 枝葉の形質と分解特性の関係	
2-1-1. はじめに	
2-1-2. 方法	7
2-1-3. 結果	14
2-1-4. 考察	19
2-1-5. まとめ	
2-2. 枝葉の分解に伴う土壌の生化学的性質の変化	23
2-2-1. はじめに	
2-2-2. 方法	
2-2-3. 結果と考察	30
2-2-4. まとめ	49
3 章. 都市化が有機物分解に及ぼす影響	52
3-1. 都市化が枝葉の化学性と分解特性に及ぼす影響	
3-1-1. はじめに	
3-1-2. 方法	53
3-1-3. 結果と考察	57
3-1-4. まとめ	64
3-2. 都市化が土壌動物群集と有機物分解活性に及ぼす影響	66
3-2-1. はじめに	
3-2-2. 方法	67

3-2-3. 結果と考察	70
3-2-4. まとめ	77
4章. 総合考察	78
(1)本研究のまとめ	
(2)既往の枝葉チップの土壌還元モデルをもとに 本研究結果を考慮したモデルの考案	79
(3)今後の展望	82
要旨	83
引用文献	86
謝辞	90

1 章. 序論

1-1. 研究の背景

(1)剪定枝活用の現状

都市緑地では、緑地の維持管理によって、刈り草や剪定された枝や葉などの植物遺体が発生している。一部の都市緑地で発生した剪定枝などを土壌へ還元させるリサイクル緑化(緑のリサイクル)という手法が実施されている(高橋, 2007)。緑のリサイクルとは、森林での物質循環のしくみにならった植物から土壌への有機物供給を人為的に実施し、人の手が関与した物質循環系を形成する試みである(高橋, 2007)。しかし、発生する剪定枝の量は、東京都 23 区の公園から道路などの緑地から年間 30000t 発生すると推定され、全体発生量の 3 割程度が再資源化され、残り 7 割が焼却処分されている(日本造園学会, 2016)。森林などの自然緑地では、落葉落枝は土壌で微生物によって分解され、循環する資源であると位置づけられている(高橋, 2012)。つまり、これらの剪定枝は、再生可能な有機物であるにもかかわらず、多くが一般廃棄物として扱われていることを示す。

その原因は、河田(2000)によると剪定枝などの有機物は、土壌へ供給されたときに、微生物を活発化させ、植物が本来吸収するはずであった養分を競合してしまうことや敷き均し後の分解特性とその効果に関して知見が少なく、取り扱いが難しいためと考えられる。受け入れ先が見つからない剪定枝は、焼却処分され、緑地が固定した炭素を再び、大気へ放出し、環境負荷の原因となる(日本造園学会, 2016)。

(2)持続的な緑地管理の意義

自然界の森林では、落葉落枝が土壌へ供給されたのち、土壌微生物によって、無機化され、養分として再び植物によって吸収されている(柴田, 2018)。安定した生態系における物質循環では、土壌への有機物の供給量に対し、供給量に見合った量の分解が行われている(高橋, 2007)。しかし、多くの都市緑地の落葉落枝や剪定枝は、焼却処分されるため土壌へ有機物が蓄積されず、土壌劣化が進行することが知られている(日本学術会議, 2020)。都市緑地のような造成された緑地では、樹木の有機物生産に対し、有機物分解活性が低く、持続性に乏しいことを松本ら(2015)は、報告している。持続性の乏しい緑地では、緑地の全体での炭素固定機能が森林と比較して低くなることが考えられている(高橋, 2007)。つまり、都市の環境負荷を低減するには都市緑地の枝や葉などの植物遺体を土壌へ還元し、自然の物質循環のしくみを取り入れた持続的な管理を行うことが望ましい。

(3)都市緑地の環境

日本学術会議(2020)では、都市域の土壌は、これまでにデータが集積されてきた農地・林地の土壌の性質と大きく異なり、多様であると報告している。その変化の一つとして、都市域では、化石燃料の燃焼などによって窒素酸化物や自動車走行に伴う粉じんなどが大気汚染物質として緑地に供給されている(辰巳, 1975)。その結果、都市緑地の環境は、土壌化学的に自然の緑地とは異なった環境となることが報告されている(辰巳, 1975 : 松井・岡崎, 1993 : Takahashi et al., 2015)。土壌の化学性の変化として、Ca(カルシウム)イオンなどの

交換性塩基が土壌へ過剰に供給され、土壌 pH がアルカリ化することが報告されている (Takahashi et al., 2015)。土壌 pH は、土壌養分の水への可溶性(可給性)に影響し、その環境に生育する生物における養分の吸収特性にも影響する(長谷川, 2010)。これまでに、人間活動による窒素酸化物の供給などによる土壌の酸性化が森林の物質循環系に与える影響などは研究されてきた。一方、公園などの都市緑地における土壌の酸の中和に関する知見は少なく、これまでに報告されていた森林への影響と人間活動による都市緑地での有機物分解特性や養分循環の影響が異なるものになると推察される。

1-2 研究史

(1)有機物分解の指標

これまで、樹種レベルでの形質の違いが枝葉の分解に与える影響について、森林内における針葉樹やブナ科の樹種で研究されてきた。枝葉の分解に関する知見では、針葉樹と広葉樹では、分解特性が異なることが明らかとなっている(多田・百瀬, 1997)。これまでに、有機物分解特性は、C/N 比が大きな影響を与えていると報告されている(谷, 2019)。剪定枝についても神原ら(2016)は、枝直径 10mm の枝葉から幹材における樹種や部位に含まれる有機物について、無機物にまで分解される炭素の割合を C/N 比で表せると報告している。しかし、C/N 比の測定には、高価な機材が必要であり、実際の緑地の管理者にとって、簡易な有機物分解特性の指標ではないことが推察される。一方、樹種レベルでの形質の違いが落葉分解に及ぼす影響について研究がされてきている(Kurokawa et al., 2008; Roosenfield et al., 2020)。有機物分解に影響をおよぼす樹木の形質について、フェノール類やリグニン濃度、面積当たりにおける葉の質量などが報告されている(Kurokawa et al., 2008)。葉の重量などといった指標は、樹木の落葉性や常緑性、針葉樹や広葉樹などの視覚的な情報などと同じような簡単に判別できる指標である。この指標がどの程度の分解特性を反映するかについて、明らかにすることは、大量に発生しうる植物遺体のより効果的な活用方法に貢献する。

(2)剪定枝を活用した物質循環系の創出

一部の都市緑地において剪定枝は、チップ化し、厚さ 10~15cm 表層の土壌へ敷き均す手法がとられてきている(亀山ら, 1998)。剪定枝チップの敷き均しによって、踏圧の緩和や乾燥防止、微生物による分解・無機化による表土の肥沃化などの効果が期待されている(興水・吉田, 1998)。

剪定枝など植物遺体を肥料として土壌へ与える影響については、佃ら(2008)の報告によると、様々な樹種の剪定枝チップの敷き均しによって、土壌の炭素濃度が 3~4 年増加し、その後減少し、微生物による無機化量が有機炭素の供給量を上回ることが示唆されている。高橋ら(2014)は、剪定枝の肥料に含まれる炭素のうち、50%が分解されたときに、その内の 20%が CO₂に無機化され、30%が土壌へ供給されることを報告している。一方、剪定枝の材料となる樹種の違いは、分解の際に CO₂にまで無機化される炭素の割合が 11~30%の間で異なることが明らかとなっている(神原ら, 2016)。この無機化特性の違いは、土壌へ供給され

る炭素量や性質が異なることが推察される。森林土壌の炭素は植物が固定した炭素と同様に重要視されるため、京都議定書では炭素の吸収源として自国の炭素放出量から差し引くことができる(橋本, 2013)。つまり、これらの知見は、土壌での炭素固定機能などの環境負荷低減効果の推定に貢献することが考えられる。

(3)都市環境が枝葉の化学性に与える影響

一般的に山地域の土壌は酸性化傾向となるのに対し、都市域の土壌は中性からアルカリ性の傾向となることが報告されている(辰巳, 1975 : 松井・岡崎, 1993 : Takahashi et al., 2015)。辰巳(1975)は、都市域の土壌のアルカリ化の主な原因は道路の舗装率の向上とビルの建設によるものと推察している。これは、道路やビルの建設に用いられるコンクリートのカルシウム(Ca)などの塩基の流出や自動車起因性の砂塵・排気ガスによって土壌へ過剰に塩基が供給されるためである(辰巳, 1975 : 松井・岡崎, 1993)。Takahashi et al.(2015)は道路面積を都市化の指標として、都市化の進行に伴い土壌に主に Ca を中心に交換性塩基が供給され、土壌の酸が中和されることを明らかにした。土壌の酸の中和は、土壌の様々な化学的性質を変化させる(長谷川 2010)。土壌中のマンガン(Mn)は、土壌 pH の上昇によって、交換性 Mn^{2+} が酸化され、不溶性 Mn^{4+} となるため、植物体の Mn 濃度を減少させる(植物栄養・肥料の事典編集委員会 2002)。さらに、Berg and McClaugherty (2012)は、Mn が微生物による枝葉の難分解性有機物(リグニンなど)を分解する酵素の生産に重要な役割を担うことが報告されているため、土壌中での枝葉の分解特性に影響することが示唆される。

都市域の緑地には、化石燃料の燃焼によって発生した大気汚染物質の緩和機能がある(高橋, 2002)。戸塚ら(1991)は、大気浄化機能として植物における気孔のガス交換による NO_2 や SO_2 などの汚染物質を吸着することを報告している。植物は、葉から吸着した窒素を各部位へ転流する(三沢ら, 1993)。一般的に有機物の分解は、窒素濃度が大きいほど良好となる(河田, 2000)。したがって、都市環境や都市化による土壌の化学的性質の変化は、樹木の枝葉の元素濃度に影響を与え、枝葉の分解特性を変化させていると考えられる。

(4)都市環境が土壌動物に与える影響

土壌動物は、生態系内で生物遺体の分解による養分循環の促進や土壌構造の改良の役割を担う。加えて、土壌動物は様々な環境下に生育しており、種数と個体数が多く、環境変化に対し敏感に反応するため、環境指標生物としても利用されている(青木, 2005 : 境野ら, 2002)。土壌動物は、養分循環や一次生産への影響に至る様々な生態系機能に影響し、特に有機物の分解機能に影響すると言われている(長谷川ら, 2017)。森林や農地では、土壌動物群集が有機物分解に与える影響について多く研究されている(金子ら, 2004)。土壌動物による有機物分解は、機能的に冗長性が高いと言われており、土壌動物の食性や大きさに関連した多様性が有機物分解を促進させる(Heemsbergen et al., 2004)。

一般的に、人為的な攪乱を受けた土壌は、土壌動物の群集組成が単純化することが報告されている(武田ら, 2007)。これまでに、主に森林内での酸性雨に関する環境要因がトビムシ目やヒメミミズ科などの特定の個体群に与える影響について研究が実施されてきた

(Crowther et al., 2011 : Myrold., 1990)。Myrold(1990)は、pH 4 以下の人工酸性雨が 1000 mm 降った土壌において、ヒメミミズ科の個体数が減少すると述べている。同じく同様の試験におけるトビムシ目では、種類によって減少するものと増加するものが報告されている(Myrold., 1990)。また、酸性雨の影響緩和策として、石灰散布による土壌酸性の矯正などの影響についても同様にヒメミミズ科・細菌などの個体群動態に着目した研究がされており、現在までに土壌 pH 変化が土壌動物と微生物の個体群動態に与える影響に関する知見が報告されている(Crowther et al., 2011)。Persson et al.(1989)は、石灰散布によって pH 3.8 ~4.5 の土壌を pH 6.9~7.5 に変えたとき、ヒメミミズ科の個体数が増加したことを報告している。細菌についても、石灰散布によって pH 5.0 の土壌を pH 6.5 に変化させた場合、個体数が増加することも報告されている(金子ら, 1994)。しかし、都市域における人為的な環境要因の変化が土壌動物群集にどのように作用し、有機物動態に影響するかについては、あまり知見が多くない。これらの知見は、都市緑地の物質循環特性の把握および土壌での有機物動態の把握に役立つ。

1-3. 研究の目的

以上をまとめると、都市域で発生する枝葉などの植物遺体は、樹種により多様であり、分解特性や土壌への影響が不明瞭であることが課題である。さらに都市環境下での有機物分解特性の変化に関する知見についても明らかにする必要がある。

そこで本研究では、都市緑地で発生する植物遺体の持続的な活用方法をより確実に行うため、材料となる樹種や都市域での有機物分解特性の変化に考慮したより適切な敷き均し方法の考え方を提案することを目的とした。

1-4. 研究の進め方

本研究の進め方を図 1 に示す。都市緑地での持続的な植物遺体の活用方法を提案するには、枝葉の分解特性とそれに伴う土壌への変化に関する基礎的な知見を明らかにする必要がある。そこで本研究では、枝葉の分解特性に樹木の形態や化学組成により影響を受けると考えられるため、枝葉の形態や化学性と分解特性の関係を明らかにした。土壌へ敷き均された枝葉チップの分解に伴う土壌の化学性の変化を明らかにした。次いで、都市化に伴い枝葉の分解特性にどのような影響があるかについて調査した。有機物の分解特性には、枝葉の化学的性質に影響することから都市化に伴う枝葉の化学性の変化を調べ、分解特性への影響を明らかにした。枝葉の分解には、分解する生物の活性や組成も影響することから、都市化に伴う土壌動物群集と分解活性の関係を調査した。これらの結果から、都市域における緑地の持続性や都市化の影響をふまえた持続的な緑地の管理方法を提案した。

1-5. 論文の構成

本研究では、2 章で枝葉の分解特性と分解に伴う土壌の変化について、2-1. 枝葉の形質

と分解特性の関係, 2-2. 枝葉の分解に伴う土壌の生化学的性質の変化を調査した。3 章では, 都市化が有機物分解に及ぼす影響について, 3-1. 都市化が枝葉の化学性と分解特性に及ぼす影響, 3-2. 都市化が土壌動物群集と有機物分解活性に及ぼす影響を調査した。4 章では, これらの内容を総合的にまとめ, 都市域での持続的な緑地管理方法を提案する。

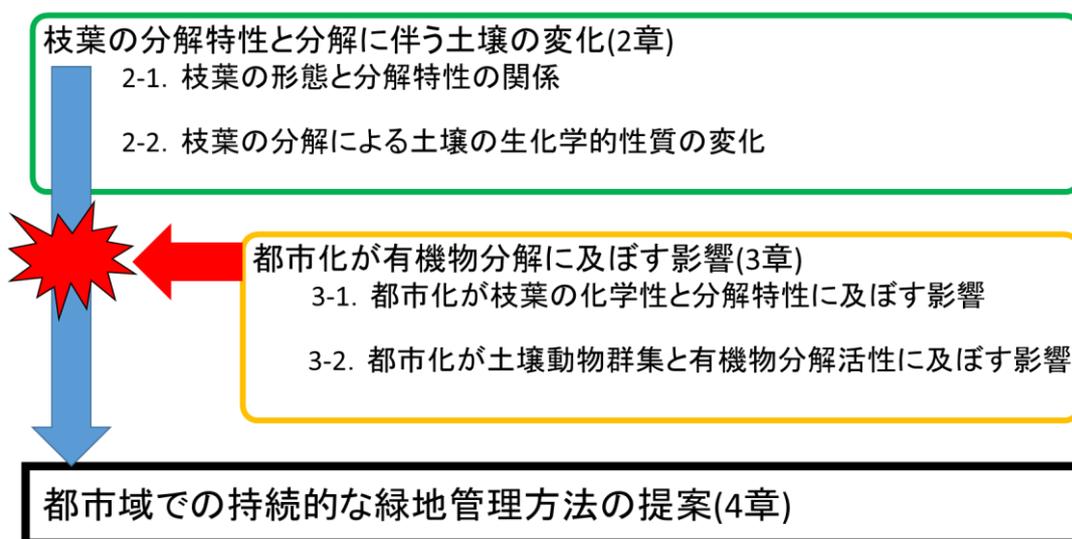


図1 研究の進め方のフローチャート

2 章. 枝葉の分解特性と分解に伴う土壌の変化

2-1. 枝葉の形質と分解特性の関係

2-1-1. はじめに

都市緑地では、樹木管理によって、剪定された枝や葉が廃棄物として発生している。東京都 23 区における公園から道路などの緑地から発生する剪定枝は、年間 30000t 発生すると推定され、全体発生量の 3 割程度が再資源化され、残り 7 割が焼却処分されている(日本造園学会, 2016)。森林などの自然緑地では、落葉落枝は土壌で微生物によって分解され、循環する資源であると位置づけられている(日本造園学会, 2016)。つまり、これらの剪定枝は、一般的に再生可能な有機物であるにもかかわらず、多くが一般廃棄物として扱われていることを示唆する。これは、剪定枝などの有機物堆肥は、土壌へ供給されたときに、微生物を活発化させ、植物が本来吸収するはずであった養分を競合してしまうことや敷き均し後の分解動態やその効果に関して知見が少なく、取り扱いが難しいことが挙げられる。都市の緑地では、植栽されている樹木はまとまって植栽されることが多いことから、同じ性質の有機物資源が大量に発生していると考えられる。

これまで、樹種レベルでの形質の違いが枝葉の分解に与える影響について、森林内における針葉樹やブナ科の樹種で研究されてきた。針葉樹と広葉樹では、分解特性が異なることが明らかとなっている(多田・百瀬, 1997)。他の有機物分解特性に関する研究では、有機物の C/N 比が有機物の分解特性に影響を与えていると報告されている(高橋, 2012)。剪定枝についても神原ら(2016)は、枝直径 10mm の枝葉から幹材における樹種や部位の有機物について、無機物にまで分解される炭素の割合を C/N 比で表せると報告している。しかし、C/N 比の測定には、高価な機材が必要であり、実際の緑地の管理者にとって、簡易な有機物分解特性の指標ではないことが推察される。一方、樹種レベルでの形質の違いが落葉分解に及ぼす影響についても世界的に研究がされてきている(Kurokawa et al., 2008 : Roosenfield et al., 2020)。有機物分解に影響をおよぼす樹木の形質について、フェノール類やリグニン濃度、面積当たりにおける葉の質量などが報告されている(Kurokawa et al., 2008)。葉の重量などといった指標は、樹木の落葉性や常緑性、針葉樹や広葉樹などの視覚的な情報などは、簡単に判別できる指標であり、この指標がどの程度の分解特性を反映するかについて、明らかにすることは、大量に発生しうる植物遺体のより高度な活用方法に貢献する。

そこで、本調査は、都市緑地に多く生育する樹木を対象に、樹種レベルでの簡易な指標を提案するため、材料となる枝葉の形質や化学性と有機物分解特性の関係を明らかにした。

2-1-2. 方法

(1)材料

本研究では、日本緑化センター・日本植木協会(1991)の「緑化樹木ガイドブック」を参考に都市緑地に植栽される 18 種の樹木を調査対象とした(表 1)。2018 年 7 月 21~30 日に千葉大学園芸学部構内(千葉県松戸市)で剪定の影響を受けていない枝の直径 30mm の部分より先端の枝と葉を 5~6 本採取した。採取した枝葉は、7 月 30 日に粉砕機(Dra com KDC-130, カルイ社製)でチップ化し、雨や日の当たらない野外に静置した。粉砕した枝葉チップは、一部を 80℃の乾燥器内で 72 時間乾燥させ、粉細機(Wonder crusher WC-3, 大阪ケミカル株式会社)で、粉末状に粉砕し、分析に供した。

(2)枝葉の形態

2018 年 7 月 21~30 日に 1 樹種につき採取した 3 本の枝を葉・枝・果実に分け、1 本の枝葉における重量を算出した。

各樹木の葉の比重は、1 樹種につき 10 枚の乾燥後の葉を対象に、葉面積に対する乾燥重量から算出した。葉面積は、光学スキャナー(GT-X830, EPSON 社)で画像処理後にフリーソフト Lia32 for Win32(山本, 2005)を用いて葉面積を算出した。

(3)枝葉の化学的性質

粉砕した枝葉について、CN コーダー法によって、C 濃度・N 濃度・C/N 比を 1 樹種につき 5 回反復で測定した(土壤環境分析法編集委員会 1997)。

表 1. 調査対象樹種

習性	科	樹種	学名	備考
	カバノキ	イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	
	カエデ	イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	
	ニレ	エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	
	カバノキ	オオバヤシャブシ	<i>Alnus sieboldiana</i>	根粒菌と共生
	ブナ	クヌギ	<i>Quercus acutissima</i>	
落葉性	ニレ	ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	
広葉樹	ブナ	コナラ	<i>Quercus serrata</i>	
(n=13)	モクレン	コブシ	<i>Magnolia praecocissima</i>	
	カエデ	トウカエデ	<i>Acer buergerianum</i>	
	マメ	ネムノキ	<i>Albizia julibrissin</i>	根粒菌と共生
	ミズキ	ミズキ	<i>Swida controversa</i>	
	マンサク	モミジバフウ	<i>Liquidambar styraciflua</i>	
	モクレン	ユリノキ	<i>Liriodendron tulipifera</i>	
常緑性	ブナ	アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	
広葉樹	ブナ	スタジイ	<i>Castanopsis sieboldii</i>	
(n=3)	ブナ	マテバシイ	<i>Lithocarpus edulis</i>	
常緑性	イチイ	カヤ	<i>Torreya nucifera</i>	
針葉樹	ヒノキ	ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	
(n=2)				

(4)枝葉の分解特性

高橋(2012)は、都市域でのリターバッグ法の調査では、雑草が侵入するため根と試料の分離が困難であると報告している。そこで、本研究では、上面が解放されたかご状の容器をつくり、雑草を常時除去できるリターボックス法で枝葉の分解特性の調査を行った(森林立地調査法編集委員会, 2010)。

①調査地の造成と測定試料の作成

千葉大学園芸学部構内の実験圃場に 5m×5m の調査地を造成した。2018年8月1~4日に、調査地に生育していたクズなどの雑草および表層 5cm の表土を除去し、耕運機やトンボ、レーキを用いて調査地の造成を行った(写真 1)。

造成後の土壌の表面に、土壌と枝葉チップ材試料の境界を 1mm メッシュの寒冷紗を敷き、その上に 1マス 10cm×10cm で高さ 15cm のプラスチックダンボール製の格子状の枠を作成し、園芸用支柱とひもで固定した(写真 2)。

枝葉チップ材の厚さが 10cm となる量をいれるため、室内で、10cm×10cm×10cm の枠を作成し、チップ材の量を測定した。なお、粉碎後のチップ材は、粒径が不均一であるため、1マスに入れるチップ材の平均生重量を、1マスずつ記録した(表 1)。なお、1マスの平均乾燥重量の誤差は、10%以下となった。1樹種につき、40個以上の測定試料を作成した(写真 3~21)。また、チップ材の初期の乾燥重量は、初期の含水率から算出した。温度ロガーによって調査地の気温とエノキ・マテバシイ敷き均し区のチップ内の温度を 1時間ごとに記録した(写真 22~23)。

②気温とチップ内温度について

調査地周辺の気温とデータロガーで測定した調査地の気温およびチップ内の温度の経時変化を図 2 と表 2 に示した。なお、1日当たりの気温のデータを気象庁(船橋市)から引用した(気象庁, 2020)。全体的に気象庁と調査地の気温とチップ内温度は似た季節変動を示した。気象庁のデータと比較して、調査地は、気温の変化の幅が広がる傾向を示していた。チップの敷き均し区では、平均温度と積算温度が気温より低くなる傾向があった。有機物分解では、温度が 10℃高くなると、生物反応は 2~3 倍になると報告されている(松中, 2018)。本調査の平均温度は、エノキ・マテバシイのチップ敷き均し区で 0.2℃程度の差であったため、枝葉のチップの分解に発酵熱などによる温度上昇の影響はないものとした。

③試料の回収と調査地の雑草管理

2018年9月7日に調査を開始し、2020年6月7日までの約 630 日間調査を継続した。試料の回収は 2018年9月21日、10月7日、12月7日、2019年3月7日、6月7日、9月7日、12月7日、2020年6月7日の 8回である。各回収日では、樹種ごとに 5マスずつ回収した。回収した枝葉チップは、80℃の乾燥機で 72 時間乾燥させ、推定した 1マスの枝葉チップにおける初期乾燥重量から枝葉の分解率を算出した。なお、調査地では、冬季に 3週間に 1回、夏季に 2週間に 1回の雑草管理を行った。



写真1 調査地の造成1



写真2 調査地の造成2



写真3 測定試料の様子



写真4 イヌシデのチップ
(落葉性広葉樹)

写真5 イロハモミジのチップ
(落葉性広葉樹)

写真6 エノキのチップ
(落葉性広葉樹)



写真7 オオバヤシャブシの
チップ(落葉性広葉樹)

写真8 クヌギのチップ
(落葉性広葉樹)

写真9 ケヤキのチップ
(落葉性広葉樹)



写真10 コナラのチップ
(落葉性広葉樹)

写真11 コブシのチップ
(落葉性広葉樹)

写真12 トウカエデのチップ
(落葉性広葉樹)



写真 13 ネムノキのチップ
(落葉性広葉樹)

写真 14 ミズキのチップ
(落葉性広葉樹)

写真 15 モミジバフウのチップ
(落葉性広葉樹)



写真 16 ユリノキのチップ
(落葉性広葉樹)

写真 17 アラカシのチップ
(常緑性広葉樹)

写真 18 スダジイのチップ
(常緑性広葉樹)



写真 19 マテバシイのチップ
(常緑性広葉樹)

写真 20 カヤのチップ
(常緑性針葉樹)

写真 21 ヒノキのチップ
(常緑性針葉樹)



写真 22 調査地の気温の測定



写真 23 チップ内温度の測定

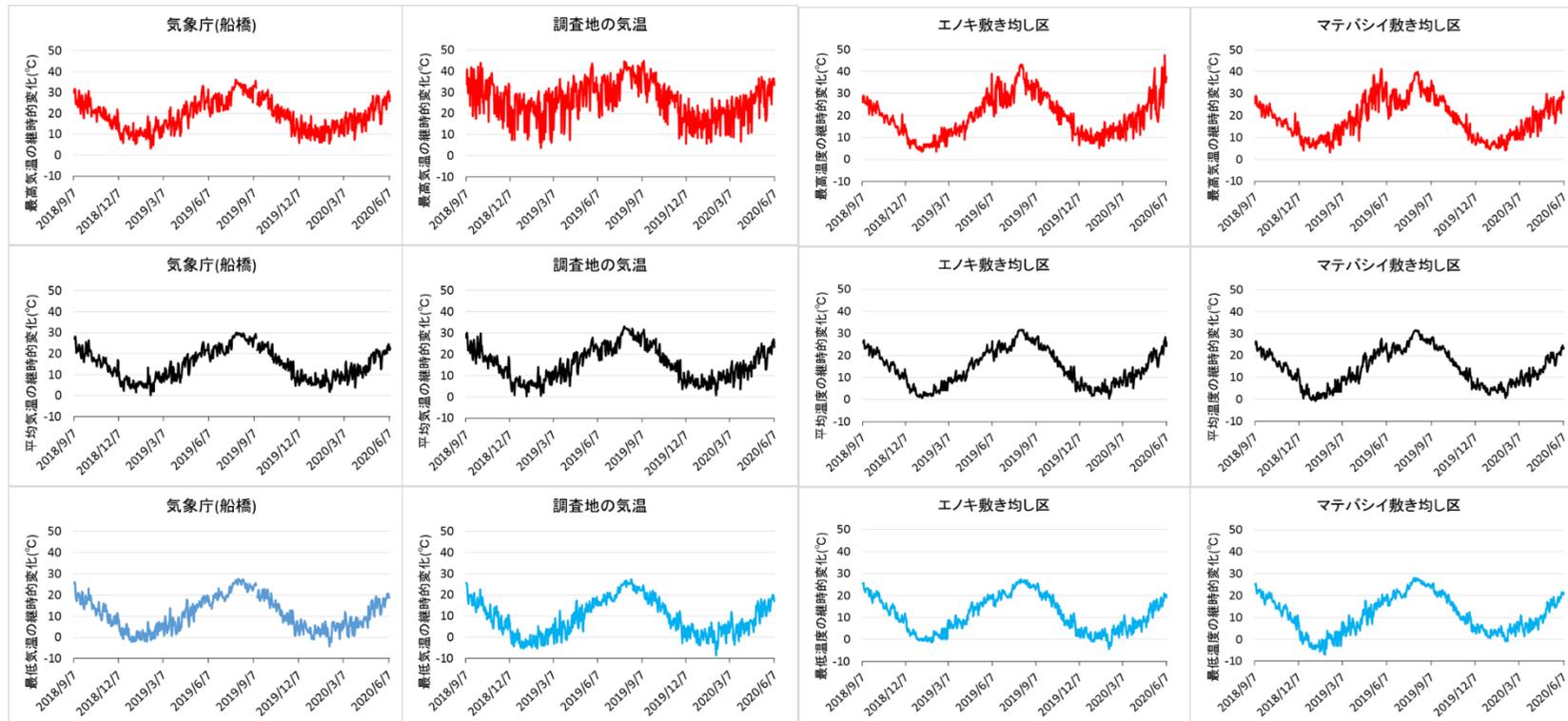


図2 調査期間における調査地周辺の気温とチップ内の温度の継時的変化

表2 90日、270日、630日の調査期間における温度データの概要

	90日間(2018年12月7日まで)				270日間(2019年6月7日まで)				630日間(2020年6月7日まで)			
	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)
気象庁(船橋)*	18.0	41883.7	31.5	5.6	13.3	88816.3	35.9	-1.7	14.9	230715.3	35.9	-4.0
調査地(サーモローフ)	18.2	40175.0	43.8	1.1	13.9	91131.8	43.8	-5.2	15.7	240175.5	44.9	-8.5
エノキ敷き均し区	17.5	38347.0	29.0	7.5	12.3	80195.5	39.0	-1.5	14.4	220871.0	47.5	-4.5
マテバシ敷き均し区	17.0	37084.5	29.0	4.5	12.2	79841.0	41.5	-7.0	14.2	218452.5	41.5	-7.0

* : 2018年10月2日12時~13時, 2019年9月12日0時~9月13日12時, 2020年1月21日11時~14時は欠測値であった。

2-1-3. 結果

(1)枝葉の形態

①1本の枝葉における葉・枝・果実の重量

チップ材に使用した1本の枝葉における各部位の重量を表3に示した。本研究で得られた枝葉は、葉の重量割合が落葉樹で18~35%、常緑樹で36~41%、針葉樹で47~53%となった。枝の重量割合は、落葉樹で61~81%、常緑樹で57~65%、針葉樹で47~53%となった。果実の重量割合は、落葉樹が0~26%、常緑樹で0~4%であった。枝葉の形態は、落葉樹が枝の重量比率が高く、常緑樹と針葉樹が葉の割合が多い傾向を示していた。

表3. 1本の枝葉における葉・枝・果実の重量の結果

習性	樹種名	葉の割合(%)			枝の割合(%)			果実の割合(%)		
		平均 ±	標準偏差	Tukey	平均 ±	標準偏差	Tukey	平均 ±	標準偏差	Tukey
落葉性 広葉樹	イヌシデ	21 ± 5		abc	77 ± 5		def	3 ± 1		a
	イロハモミジ	18 ± 3		ab	81 ± 2		f	・ ・ ・		a
	エノキ	23 ± 3		ad	56 ± 3		acd	21 ± 2		cd
	オオバヤシャブシ	32 ± 2		abde	64 ± 2		acef	4 ± 1		a
	クヌギ	35 ± 4		abde	61 ± 3		acef	4 ± 2		a
	ケヤキ	24 ± 7		ad	70 ± 8		cf	5 ± 2		ab
	コナラ	21 ± 0		abc	79 ± 0		ef	・ ・ ・		a
	コブシ	34 ± 8		abde	64 ± 9		acef	2 ± 1		a
	トウカエデ	20 ± 6		abc	78 ± 7		def	2 ± 0		a
	ネムノキ	28 ± 6		ad	72 ± 6		cf	・ ・ ・		a
	ミズキ	25 ± 5		ad	68 ± 5		bcef	7 ± 5		ab
	モミジバフウ	32 ± 2		abde	42 ± 3		a	26 ± 2		d
ユリノキ	18 ± 5		a	68 ± 13		bcef	15 ± 8		bc	
常緑性 広葉樹	アラカン	36 ± 6		bdf	65 ± 5		bcef	・ ・ ・		a
	スタジイ	36 ± 3		cdf	63 ± 3		acef	・ ・ ・		a
	マテバシイ	41 ± 7		df	57 ± 10		ace	4 ± 2		a
常緑性 針葉樹	カヤ	47 ± 3		ef	53 ± 3		ab	・ ・ ・		a
	ヒノキ	53 ± 2		f	47 ± 2		bcef	・ ・ ・		a

各データは1樹種につき3本の枝葉における平均と標準偏差を示した。異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

②葉の比重

各樹木に着生している葉の比重を表4に示した。葉の比重は，落葉樹が2.8～6.3mg/cm²で，常緑樹が6.1～8.0 mg/cm²，針葉樹が8.4 mg/cm²となった。1本の枝葉における枝葉の葉・枝・果実の重量の結果と同様に，葉の比重も落葉樹の葉の比重が低く，常緑樹と針葉樹の葉の比重が大きくなる傾向を示していた。

表4. 葉の比重の結果

習性	樹種名	葉の比重(mg/cm ²)		
		平均 ±	標準偏差	Tukey
落葉性 広葉樹	イヌシデ	2.8 ± 0.5		abc
	イロハモミジ	2.4 ± 0.6		a
	エノキ	6.0 ± 0.9		fg
	オオバヤシャブシ	6.3 ± 1.1		g
	クヌギ	4.9 ± 0.4		ef
	ケヤキ	3.8 ± 0.6		cd
	コナラ	3.0 ± 0.3		abc
	コブシ	2.6 ± 0.3		ab
	トウカエデ	4.4 ± 0.6		de
	ネムノキ	3.6 ± 0.1		bd
	ミズキ	4.1 ± 0.6		de
	モミジバフウ	5.7 ± 0.3		fg
	ユリノキ	4.5 ± 0.1		de
	常緑性 広葉樹	アラカシ	6.1 ± 0.6	
	スダジイ	7.7 ± 0.5		h
	マテバシイ	8.0 ± 0.4		h
常緑性 針葉樹	カヤ	8.4 ± 0.5		h
	ヒノキ	8.4 ± 1.3		h

各データは，1樹種につき10枚の葉における平均と標準偏差を示した。異なるアルファベットは，樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定， $p < 0.05$)。

(2)枝葉の化学的性質

各樹種の枝葉に表 5 は、チップ材の C・N 濃度、C/N 比である。本研究で得られた枝葉は、C 濃度が落葉樹で 413~478g/kg、常緑樹で 463~486g/kg、針葉樹で 479~489g/kg となった。N 濃度は、落葉樹で 13~21g/kg、常緑樹で 15~16g/kg、針葉樹で 12~17g/kg となった。C/N 比は、落葉樹が 23~38、常緑樹で 30~31、針葉樹で 29~40 であった。C/N 比や N 濃度は、C 濃度や枝葉の形態の結果と比較して、落葉性などの落葉様式を反映していなかった。

表 5. 枝葉の化学的性質の結果

習性	樹種名	C濃度(g/kg)			N濃度(g/kg)			C/N比		
		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey	
落葉性 広葉樹	イヌシデ	460.2 ± 1.0	bd		13.4 ± 0.4	ab		34.5 ± 1.2	gh	
	イロハモミジ	461.5 ± 1.1	cde		12.1 ± 0.1	a		38.2 ± 0.5	ij	
	エノキ	412.8 ± 2.2	a		16.8 ± 0.2	def		24.5 ± 0.1	ab	
	オオバヤシャブシ	475.0 ± 0.5	fg		19.1 ± 0.2	gh		24.9 ± 0.2	ab	
	クヌギ	463.5 ± 0.8	de		17.3 ± 0.1	ef		26.8 ± 0.2	bd	
	ケヤキ	452.2 ± 0.4	bc		13.4 ± 0.6	ab		34.0 ± 1.6	fh	
	コナラ	463.2 ± 1.7	de		12.9 ± 0.7	a		36.0 ± 2.1	hi	
	コブシ	464.5 ± 0.8	de		17.9 ± 0.5	fg		26.0 ± 0.8	abc	
	トウカエデ	467.2 ± 4.2	def		14.8 ± 0.7	bc		31.6 ± 1.2	efg	
	ネムノキ	478.7 ± 8.3	gh		20.7 ± 0.4	h		23.2 ± 0.3	a	
	ミズキ	460.4 ± 1.5	bd		12.6 ± 0.2	a		36.7 ± 0.7	hj	
	モミジバフウ	451.8 ± 0.9	b		15.1 ± 0.5	c		30.0 ± 0.9	de	
	ユリノキ	458.7 ± 1.7	bd		14.8 ± 0.2	bc		31.0 ± 0.3	ef	
常緑性 広葉樹	アラカシ	463.1 ± 0.4	de		15.5 ± 0.3	cd		30.0 ± 0.5	de	
	スダジイ	470.3 ± 0.8	eg		14.9 ± 0.3	bc		31.6 ± 0.7	efg	
	マテバシイ	486.3 ± 3.2	hi		15.9 ± 0.3	ce		30.5 ± 0.5	ef	
常緑性 針葉樹	カヤ	478.7 ± 0.9	gh		16.7 ± 0.8	def		28.8 ± 1.4	cde	
	ヒノキ	488.7 ± 1.3	i		12.4 ± 0.2	a		39.6 ± 0.6	j	

各データは、1 樹種につき 5 回測定した枝葉の化学的性質の平均値と標準偏差を示した。異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

(3) 枝葉の分解特性

① 枝葉の分解特性の継時的変化

チップ材の残存率の経時的変化を図 3~6 と表 6 に示した。実験開始から 30 日間(2018 年 9 月~10 月)に残存率はエノキが特に急激に低下し, 30~240 日間は緩やかに残存率の低下が減少し, 240~360 日(2019 年 5 月~9 月)は, 残存率が大幅に低下した。実験開始から 360 日が経過すると残存率は, 落葉樹が 37~70%, 常緑樹が 85~93%, 針葉樹が 88~93% となり, 一部の落葉樹種の分解が活発化していた。360~630 日(2019 年 9 月~2020 年 6 月)までは, アラカシ・スダジイといった常緑樹の残存率の低下が顕著となった。実験開始から 630 日が経過すると残存率は, 落葉樹が 32~62%, 常緑樹が 54~78%, 針葉樹が 72~79% となり, 落葉樹種の分解は活発化せず, マテバシイを除く常緑樹種の分解が活発化していた。

表 6. 各樹木の枝葉の残存率の結果

習性	樹種名	30日の残存率(%)			360日の残存率(%)			630日の残存率(%)		
		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey	
落葉性 広葉樹	イヌシデ	92.3 ± 1.7	b		63.8 ± 2.8	cde		49.3 ± 4.7	be	
	イロハモミジ	91.0 ± 1.1	b		57.0 ± 1.8	bd		46.9 ± 5.1	bd	
	エノキ	74.4 ± 6.2	a		51.8 ± 3.1	b		45.4 ± 3.0	bc	
	オオバヤシャブシ	89.8 ± 1.6	b		64.7 ± 1.4	de		58.5 ± 2.6	de	
	クヌギ	93.2 ± 0.9	b		70.3 ± 3.1	e		57.4 ± 5.0	cde	
	ケヤキ	91.4 ± 1.4	b		63.7 ± 3.2	cde		55.4 ± 4.2	cde	
	コナラ	91.5 ± 2.5	b		69.0 ± 4.1	e		55.7 ± 3.6	cde	
	コブシ	92.2 ± 1.6	b		56.5 ± 3.4	bd		51.6 ± 5.8	be	
	トウカエデ	88.4 ± 1.6	b		64.6 ± 6.0	de		61.6 ± 5.0	ef	
	ネムノキ	88.0 ± 3.5	b		47.6 ± 5.3	b		40.6 ± 5.0	ab	
	ミズキ	88.9 ± 2.3	b		36.7 ± 2.0	s		31.8 ± 3.3	a	
	モミジバフウ	87.4 ± 3.4	b		57.1 ± 5.3	bd		52.8 ± 4.5	be	
	ユリノキ	94.2 ± 6.7	b		54.1 ± 5.7	bc		40.6 ± 7.1	ab	
常緑性	カヤ	93.4 ± 1.2	b		86.2 ± 5.0	f		79.3 ± 2.3	g	
針葉樹	ヒノキ	91.6 ± 1.1	b		88.9 ± 6.9	f		71.6 ± 6.4	fg	
常緑性	アラカシ	92.4 ± 2.6	b		69.4 ± 3.5	e		60.0 ± 5.7	ef	
広葉樹	スダジイ	95.0 ± 1.7	b		64.4 ± 2.8	cde		53.9 ± 6.1	cde	
	マテバシイ	94.4 ± 3.5	b		87.7 ± 2.5	f		77.5 ± 4.2	g	

各データは, 1 樹種につき 5 回測定した平均と標準偏差を示した。異なるアルファベットは, 樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

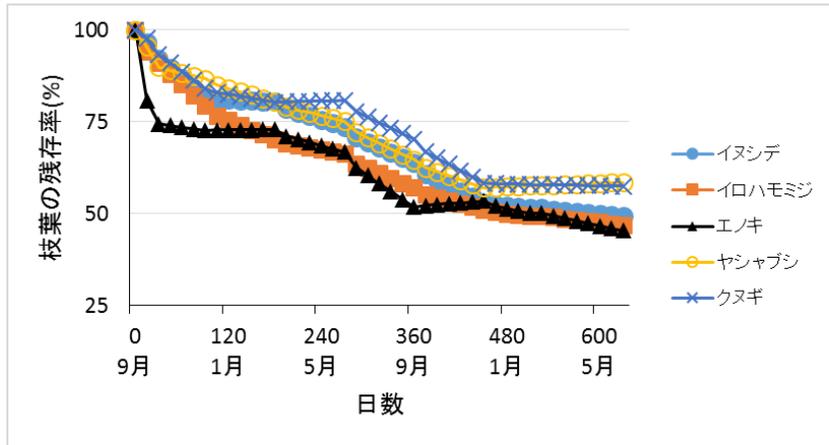


図3 落葉広葉樹の残存率の継時的変化 1

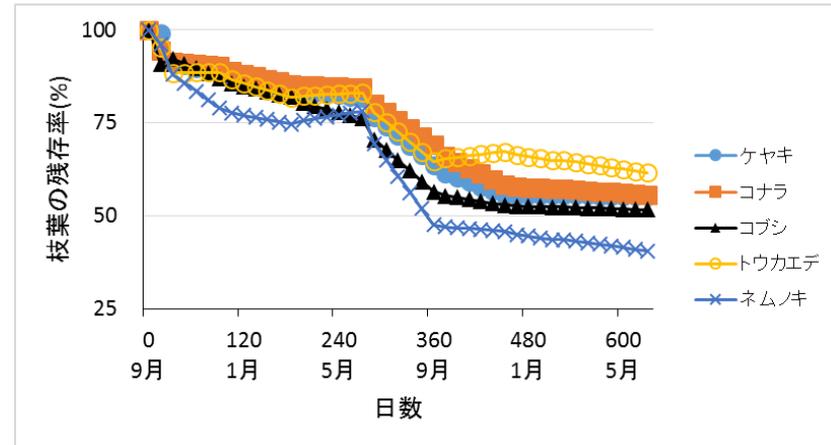


図4 落葉広葉樹の残存率の継時的変化 2

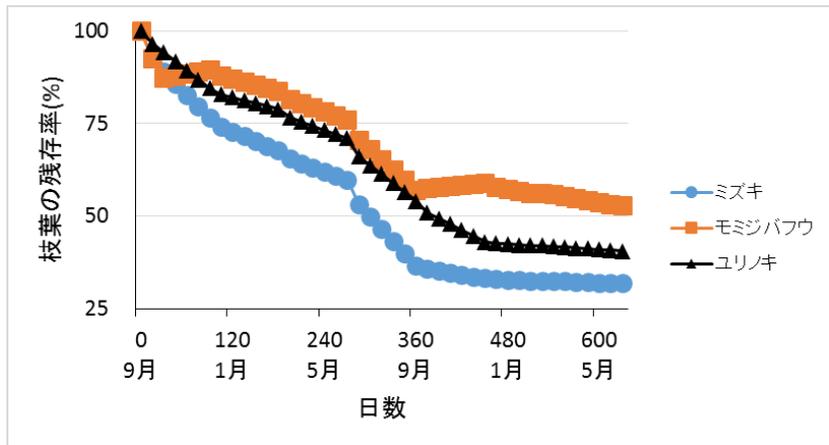


図5 落葉広葉樹の残存率の継時的変化 3

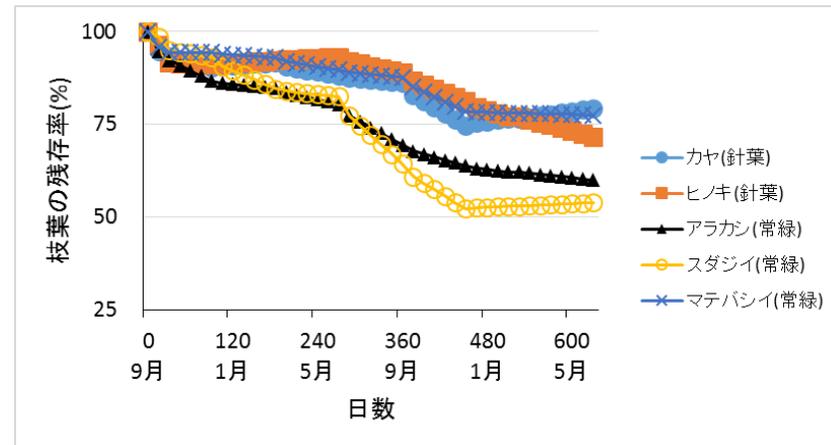


図6 常緑広葉樹と針葉樹の残存率の継時的変化

2-1-4. 考察

(1)枝葉の分解を抑制する要因について

各樹木の落葉様式ごと枝葉の形態・枝葉の化学的性質・枝葉の分解特性の調査結果を表 7～9 に示した。本調査より、枝葉の形態に関する調査項目では、枝葉を形成する葉の割合や葉の比重が落葉性などの落葉様式で有意差がみられ、落葉樹は常緑樹より葉の割合と葉の比重が低くなっていた(表 7)。一方、枝の割合や果実の割合(表 7)、枝葉の化学性(表 8)では、有意差がみられなかった。枝葉の分解特性では、360 日以降になると落葉様式間での有意差がみられるようになり、針葉樹や常緑樹と比較して落葉樹の枝葉の分解が有意に大きくなることが明らかとなった(表 9)。多田・百瀬(1997)によると、葉より枝(木部)の方が土壌での有機物分解活性が低くなるはずであるが、本調査のデータでは、有意な相関は見られなかった。Kurokawa et al.(2008)は、4 か月間のリターバッグ調査によって、面積当たりの葉の質量が大きい樹種の落葉分解が遅くなることを報告している。落葉樹と比較して常緑樹や針葉樹の葉には、リグニンやクチクラなどの難分解性有機物を多く含むことが明らかとなっている(Berg and McClaugherty., 2012 : 原田・石川, 2014)。さらに、リグニン濃度の高く、葉の比重が重い樹種の落葉は、分解が抑制されることも報告されている(Rosenfield et al., 2020)。したがって、葉の比重の大きい樹種は、常緑広葉樹や針葉樹であり、落葉樹よりも葉の比重が大きく、分解されにくい傾向を持つことで分解が停滞したことが推察された。したがって、都市に多く植栽される樹種の枝葉の分解特性については、枝葉に対し葉の重量比率が高い樹種の分解が遅くなることが明らかとなった。

2-1-5. まとめ

630 日が経過すると残存率は、落葉樹が 32～62%、常緑樹が 54～78%、針葉樹が 72～79% となった。枝葉の分解特性と枝葉の形態や化学性との関係は、樹種を落葉様式でまとめたときに枝葉の葉の割合や葉の比重が有意に高い、常緑樹や針葉樹の枝葉の分解が抑制される傾向を持っていた。以上より、枝葉の分解特性を表す簡易な指標は、枝葉における葉の重量比率やとなり、90 日以降のすべての期間で有意な負の相関を示した。

表 7 落葉様式でまとめた枝葉の形態

習性	調査 個体数	枝葉の形態 1本の枝葉を構成する枝・葉・果実の割合											
		葉の割合(%)			枝の割合(%)			果実の割合(%)			葉の比重(mg/cm ²)		
		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey	
落葉性 広葉樹	13	25.4 ± 6.0	a		67.8 ± 10.7	a		6.3 ± 7.8	a		4.2 ± 1.3	a	
常緑性 広葉樹	3	37.6 ± 2.7	b		61.8 ± 4.4	a		1.3 ± 2.1	a		7.2 ± 1.1	b	
常緑性 針葉樹	2	50.0 ± 4.1	b		50.0 ± 4.1	a		0 ± 0	a		8.2 ± 0.3	b	

異なるアルファベットは、有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, p<0.05)。

表 8 落葉様式でまとめた枝葉の化学的性質

習性	調査 個体数	枝葉の化学的性質								
		枝葉のC濃度(g/kg)			枝葉のN濃度(g/kg)			枝葉のC/N比		
		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey	
落葉性 広葉樹	13	459.0 ± 16.0	a		15.5 ± 2.7	a		30.5 ± 5.0	a	
常緑性 広葉樹	3	473.2 ± 11.9	a		15.4 ± 0.5	a		30.7 ± 0.8	a	
常緑性 針葉樹	2	484.0 ± 7.1	a		14.6 ± 3.0	a		34.2 ± 7.6	a	

異なるアルファベットは、有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, p<0.05)。

表 9 落葉様式でまとめた枝葉の分解特性

習性	調査 個体数	枝葉の分解特性											
		30日の枝葉の分解率(%)			90日の枝葉の分解率(%)			360日の枝葉の分解率(%)			630日の枝葉の分解率(%)		
		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey		平均 ± 標準偏差	Tukey	
落葉性 広葉樹	13	10.6 ± 5.0	a		16.3 ± 5.5	a		41.8 ± 9.3	b		50.2 ± 8.5	b	
常緑性 広葉樹	3	6.1 ± 1.4	a		8.7 ± 4.1	a		26.2 ± 12.3	ab		36.2 ± 12.3	ab	
常緑性 針葉樹	2	7.5 ± 1.3	a		9.3 ± 0.6	a		12.5 ± 1.9	a		24.6 ± 5.4	a	

異なるアルファベットは、有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, p<0.05)。

2-2. 枝葉の分解特性に伴う土壌の生化学的性質の変化

2-2-1. はじめに

都市緑地における剪定枝などの植物遺体を肥料として、土壌へ与える影響については、様々な樹種の剪定枝チップの敷き均しによって、土壌の炭素が3~4年増加することが報告されている(佃ら, 2008)。高橋ら(2014)は、剪定枝の肥料に含まれる炭素のうち、50%が分解されたときに、その内の20%がCO₂に無機化され、30%が土壌へ供給されることを報告している。一方、剪定枝の材料となる樹種の違いは、分解の際にCO₂にまで無機化される炭素の割合が11~30%の間で異なることが明らかとなっている(神原ら, 2016)。この無機化特性の違いは、土壌へ供給される炭素量や性質が異なることが推察される。

そこで、本研究では、2-1 で選ばれた樹種のうち、分解特性が異なると考えられた6樹種の枝葉の分解特性と土壌の化学性の関係を明らかにした。

2-2-2. 方法

(1)材料

本章では、2-1 で選ばれた樹種のうち、分解特性が異なると推察された6樹種を対象とした(表 10)。試料の採取や調整方法は、2-1 と同様である。

本調査では、土壌の化学的性質の継時的変化を明らかにするため、千葉大学園芸学部構内で採取した2mmメッシュのふるいを通した赤土を使用した。

(2)枝葉の分解特性

本調査では、塩ビパイプ内に土壌と有機物を入れ野外培養をするマイクロコズム法(について、一部改変したものを実施した(森林立地調査法編集委員会, 2010)。

①試験地の造成と測定試料の作成

千葉大学園芸学部構内の実験圃場に3m×5mの試験地を造成した。なお、整地方法は、2-1 と同様である。

本調査では、無底の直径6.5cm、高さ30cmの塩化ビニルのパイプ内に赤土と粉碎した枝葉チップを入れ野外で培養する試料を作成した。まず、内部に入れる赤土は、Takahashi et al.(2008)の都市緑地における樹林地の土壌密度を参考に、赤土の乾土100mlあたり68gの密度でパイプに入れ、15cmの深さにした。その赤土の上に枝葉試料10cmの高さになるように敷き均し、塩ビパイプの上部を寒冷紗でフタをした(表 10)。なお、重量の誤差は10%未満であった。また、対照区として枝葉を敷き均していない処理区(ブランク処理区)も用意した。作成した測定試料は、深さ15cmの土壌に埋設した(写真 24~28)。これらの測定試料を処理区につき30個ずつ作成し、6樹種の枝葉敷き均し区と対照区を合わせ、計210個を作製した。対照区とエノキのチップ敷き均し区、マテバシイのチップ敷き均し区について1時間ごとの塩ビパイプ内の温度とチップ内温度をデータロガー(サーモクロン G タイプ, KN Laboratories 社製)で測定した(写真 26~27)。

②対照区の地温やチップ内温度について

試験地内の気温，対照区の温度やチップ内温度(エノキ・マテバシイ)の平均気温，1日当たりの最高気温，1日当たりの最低気温を図7と表11に示した。平均温度は630日間で14.1～14.5℃の範囲であり，樹種や枝葉敷き均しによる違いは見られなかった。一方，ブランクでは，最高気温が高く，最低気温が低くなっていることから，気温の影響を受けやすくなっていることが推察された。通常，温度が10℃高くなると有機物分解などの生物反応は，2～3倍程度高くなると報告されている(松中，2018)。したがって，630日におけるチップ敷き均し区の平均気温の0.4℃の違いでは，枝葉チップの分解に影響を与えているとは考えられないものとした。

③試料の回収と試験地の雑草管理

2018年9月7日に調査を開始し，2020年6月7日までの約630日間調査を継続した。試料の回収は2018年10月7日，12月7日，2019年6月7日，12月7日，2020年6月7日の5回である。各回収日では，樹種ごとに5個ずつ回収した。回収した枝葉チップを80℃の乾燥機で72時間乾燥させた。枝葉チップに土壌が混入していたため，1mmメッシュのふるいを通し，通過していないものを未分解の枝葉チップとし，通過したものを土壌深0～5cmに加えた。未分解の枝葉チップの乾燥重量と初期乾燥重量から枝葉の分解率を算出した。塩ビパイプ内の土壌は，0～5cm，5～10cm，10～15cmに分け，それぞれを分析に供した。なお，試験地では，冬季に3週間に1回，夏季に2週間に1回の雑草管理を行った。

表10 材料と試料の重量

習性	樹種	学名	備考
落葉性 広葉樹	エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	
	ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	
	ネムノキ	<i>Albizia julibrissin</i>	根粒菌と共生
	ミズキ	<i>Swida controversa</i>	
常緑性 広葉樹	スダジイ	<i>Gastanopsis sieboldii</i>	
	マテバシイ	<i>Lithocarpus edulis</i>	

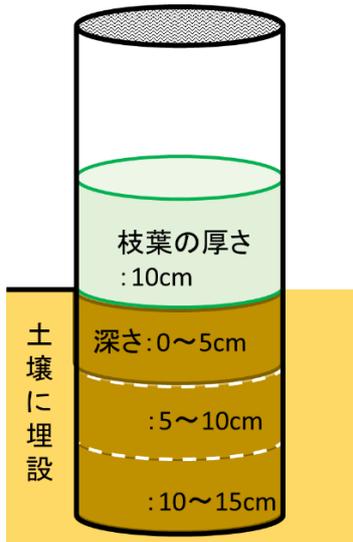


写真 24 測定試料の
模式図



写真 25 測定試料の様子



写真 26 チップ内温度の測定の様子
ロガーはチップ内に埋め込んだ



写真 27 対照区の温度測定の様子



写真 28 完成した測定試料の様子

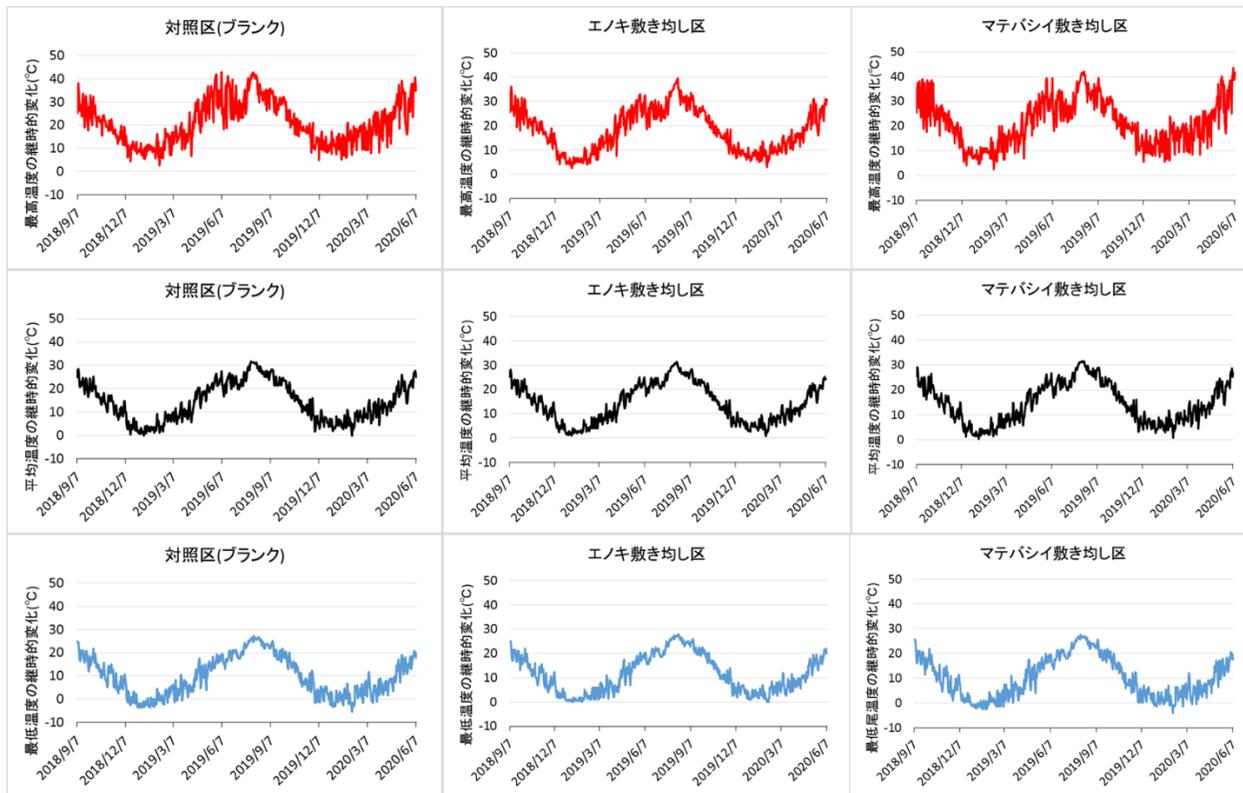


図7 調査期間における対照区の温度とチップ内の温度の継時的変化

表11 対照区とチップ内の温度のまとめ

	90日間(2018年12月7日まで)				270日間(2019年6月7日まで)				630日間(2020年6月7日まで)			
	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)	平均温度(°C)	積算温度(時・°C)	最高温度(°C)	最低温度(°C)
エノキ	16.7	36083.5	36.0	4.0	11.9	78019.0	36.0	0.0	14.1	216141.0	39.5	0.0
マテバシイ	16.8	36396.5	39.0	1.0	12.2	79393.5	39.5	-2.5	14.5	221583.5	43.5	-4.0
ブランク	16.4	35550.4	38.1	2.5	12.0	78234.3	42.7	-3.6	14.2	218091.1	42.7	-5.4

(3) 枝葉の炭素・窒素濃度と CN 比の経時的変化

粉碎した枝葉について、CN コーダー法で、C 濃度・N 濃度・C/N 比を測定した(植物栄養実験法編集委員会, 1990)。

(4) 土壌の生化学的性質の経時的変化

乾燥させた土壌の炭素・窒素濃度を CN コーダー法で、土壌の pH をガラス電極法(乾土:水(H₂O)=1:2.5)で、電気伝導度を水滲出法(乾土:水(H₂O)=1:5)で測定した(土壌環境分析法編集委員会, 1997)。

微生物活性の指標として、土壌の加水分解酵素活性を FDA 加水分解活性法で測定した(市川ら, 2002)。FDA 加水分解活性法とは、無蛍光物質であるフルオレセイン・ジアセテートが微生物細胞内で加水分解酵素によって蛍光物質であるフルオレセインに分解された時の吸光度(波長 490 nm)を測定する手法である。本研究では、加水分解酵素活性の測定に用いた試料の重さ(生重)は 0.5 g とし、加水分解酵素活性の測定後に測定値を試料の含水率に基づき、試料の乾重 0.25 g 当りに換算した。

(5) 枝葉の炭素動態

枝葉の分解によって土壌や大気へ放出される炭素について、各試料の回収日における①未分解のチップに含まれる炭素の割合、②土壌へ浸透する炭素の割合、③大気へ放出される炭素の割合をそれぞれの樹種における初期チップの乾燥重量と炭素濃度を元に算出した。なお、②土壌へ浸透する C-g は、枝葉敷き均し区と対照区の 0~15cm の土壌炭素濃度の差から下記の式で算出した。なお、対照区より低い炭素濃度となった場合は、枝葉から炭素が供給されていないものとして、0g とした。

①.未分解の C-g=

$$\text{未分解チップの乾重(g)} \times \text{未分解チップの C 濃度(mg/g)} \div 1000\text{mg}$$

②-1.土壌深 0~5cm の C-g=

$$105\text{g} \times \{0\sim 5\text{cm の C 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(0\sim 5\text{cm})\text{平均 C 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-2.土壌深 5~10cm の C-g=

$$105\text{g} \times \{5\sim 10\text{cm の C 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(5\sim 10\text{cm})\text{平均 C 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-3.土壌深 10~15cm の C-g=

$$105\text{g} \times \{10\sim 15\text{cm の C 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(10\sim 15\text{cm})\text{平均 C 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-4.土壌へ浸透する C-g=②-1(C-g) + ②-2(C-g) + ②-3(C-g)

③無機化された C-g = 初期チップの C-g - {①+②-4}

(6)枝葉の窒素動態

枝葉の分解によって土壌や大気へ放出される窒素(N)について、各試料の回収日における①未分解のチップに含まれる N の割合、②土壌へ浸透する N の割合をそれぞれの樹種における初期チップの乾燥重量と N 濃度を元に算出した。なお、②土壌へ浸透する N-g は、枝葉敷き均し区と対照区の 0~15cm の土壌 N 濃度の差から下記の式で算出した。なお、対照区より低い N 濃度となった場合は、枝葉から N が供給されていないものとして、0g とした。

①.未分解の N-g=

$$\text{未分解チップの乾重(g)} \times \text{未分解チップの N 濃度(mg/g)} \div 1000\text{mg}$$

②-1.土壌深 0~5cm の N-g=

$$105\text{g} \times \{0\sim 5\text{cm の N 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(0\sim 5\text{cm})\text{平均 N 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-2.土壌深 5~10cm の N-g=

$$105\text{g} \times \{5\sim 10\text{cm の N 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(5\sim 10\text{cm})\text{平均 N 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-3.土壌深 10~15cm の N-g=

$$105\text{g} \times \{10\sim 15\text{cm の N 濃度(mg/g)} - \text{対照区}(10\sim 15\text{cm})\text{平均 N 濃度(mg/g)}\} \div 1000\text{mg}$$

②-4.土壌へ浸透する N-g=②-1(N-g) + ②-2(N-g) + ②-3(N-g)

(7)統計解析

本調査で得られたデータは、樹種ごとの有意差について、統計ソフト R で Tukey の多重比較検定を行った。また、分解特性と土壌の化学性の関係を単相関検定によって検証した。

2-2-3. 結果と考察

(1) 枝葉の分解特性の経時的変化

枝葉の分解特性を図 8 と表 12 に示した。各樹種の分解特性は、2-1 のリターボックス法での枝葉の分解特性と同じ傾向を示していた。実験開始から 30 日間(2018 年 9 月～10 月)に残存率はエノキが特に急激に低下し、30～240 日間は緩やかに残存率の低下が減少した。夏季の 240～360 日(2019 年 5 月～9 月)は、すべての樹種の残存率が大幅に低下していた。実験開始から 360 日が経過すると残存率は、落葉樹が 40～67%、常緑樹が 58～82%となり、一部の落葉樹種の分解が活発化していた。360～630 日(2019 年 9 月～2020 年 6 月)までは、スダジイの残存率の低下が顕著となった。実験開始から 630 日が経過すると残存率は、落葉樹が 24～48%、常緑樹が 41～72%となり、落葉樹種の分解よりスダジイ(常緑樹)の分解が活発化していた。

(2) 枝葉の炭素・窒素濃度・C/N 比の経時的変化

枝葉の炭素(C)濃度・窒素(N)濃度、C/N 比と枝葉の C 量・N 量の経時的変化を図 9～11 と表 9 に示した。630 日間で枝葉の C 濃度はほぼ変わらなかったが、N 濃度は、0～270 日の間で 1 度減少し 270 日までに増加に転じた。270～630 日の間で N 濃度がすべての樹種で増加した。この原因として、以下の調査開始時に枝葉に含まれていた N が分解され土壤へ供給されるため、枝葉の N 濃度は減少する。その後、土壤の微生物によって、未分解の C/N 比が高い有機物を分解するとき、土壤から窒素を吸収し、有機化する⁹⁾。その結果、枝葉の窒素濃度が調査期間中に減少し増加したことが推察された。C/N 比は、630 日が経過すると枝葉の C/N 比が下がる樹種と下がらない樹種がみられた。C や N の動態について樹種の特徴があることが推察された。

未分解の枝葉に含まれる C 量・N 量を図 12～13 と表 9 に示した。枝葉の C 量は全期間を通して減少していたが、N 量は 90 日以降から減少していった。C 量と N 量は、630 日が経過すると分解速度の遅いマテバシイで高くなった。

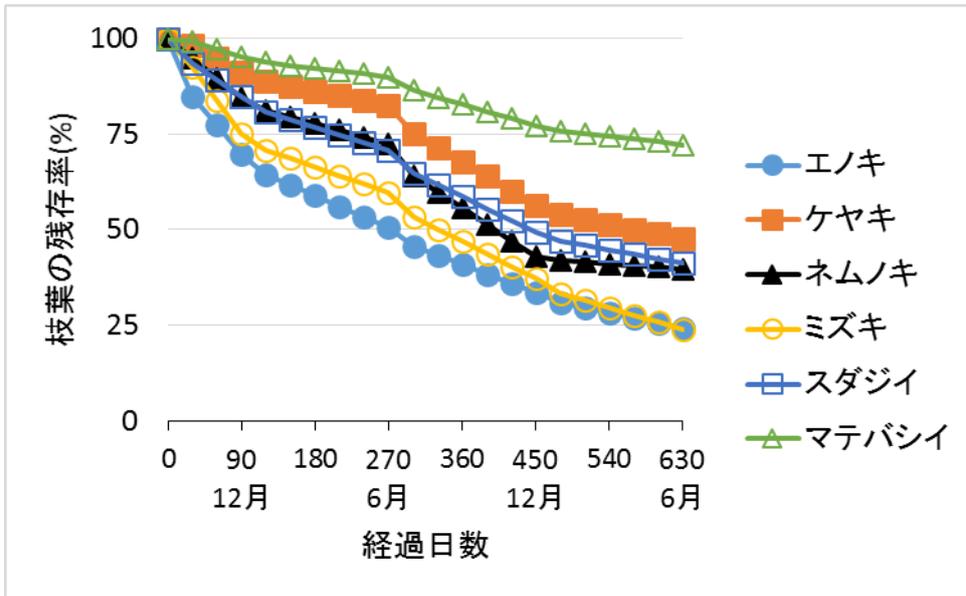


図 8 枝葉の残存率の継時的変化

表 12 枝葉の残存率の多重比較検定のまとめ

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉の残存率	a	d	c	b	c	d
270日の枝葉の残存率	a	d	c	b	c	e
630日の枝葉の残存率	a	b	b	a	b	c

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

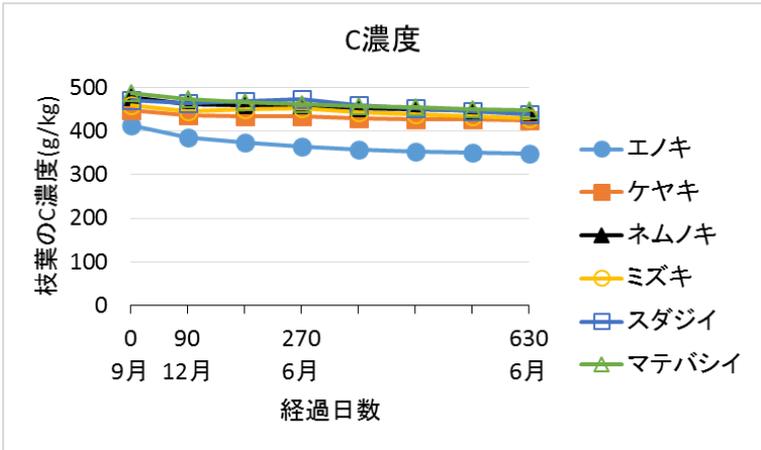


図9 枝葉の炭素濃度の経時的変化

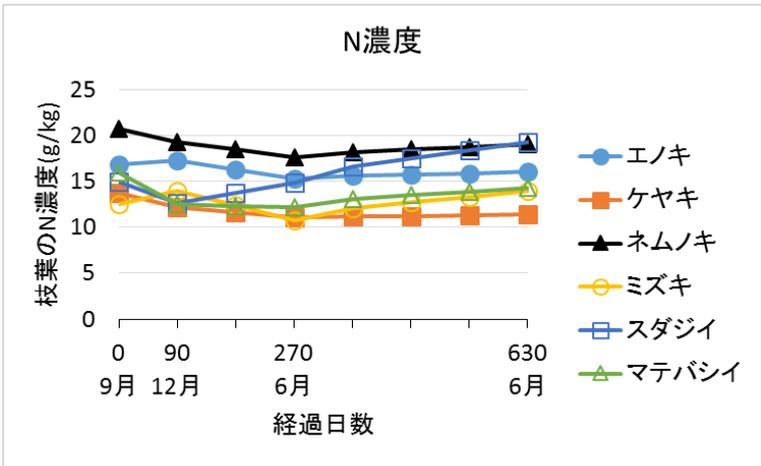


図10 枝葉の窒素濃度の経時的変化

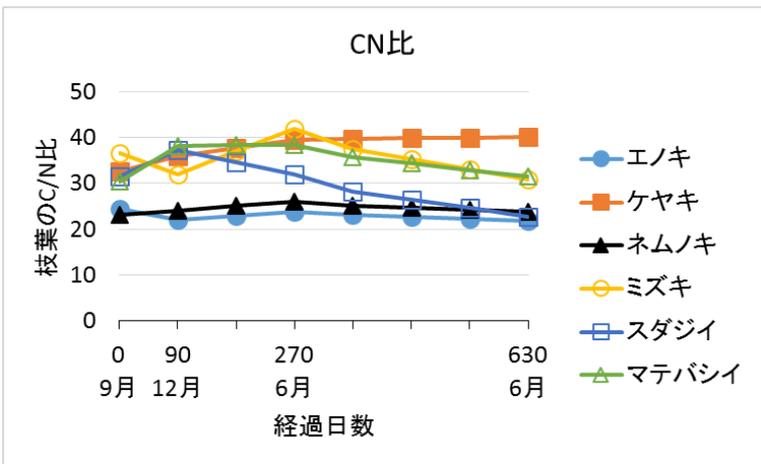


図11 枝葉の C/N 比の経時的変化

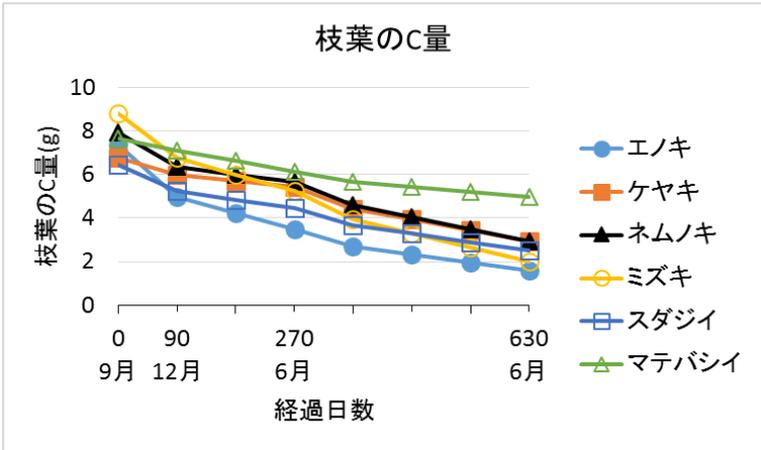


図 12 枝葉の C 量の経時的変化

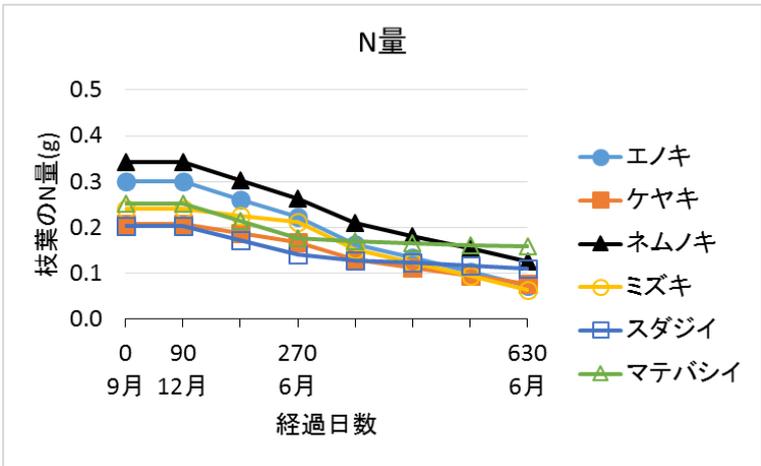


図 13 枝葉の N 量の経時的変化

表 13 枝葉の C・N 濃度と C/N 比, C 量, N 量における多重比較検定のまとめ

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉C濃度	a	b	cd	bc	d	d
270日の枝葉C濃度	a	b	cd	c	d	cd
630日の枝葉C濃度	a	b	bc	bc	bc	c

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉N濃度	a	b	cd	bc	d	d
270日の枝葉N濃度	a	b	cd	c	d	cd
630日の枝葉N濃度	a	b	bc	bc	bc	c

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉C/N比	a	b	cd	bc	d	d
270日の枝葉C/N比	a	b	cd	c	d	cd
630日の枝葉C/N比	a	b	bc	bc	bc	c

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉C量	a	b	bc	cd	a	d
270日の枝葉C量	a	c	cd	cd	b	d
630日の枝葉C量	a	c	cd	ab	bc	d

	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日の枝葉N量	c	a	d	b	a	b
270日の枝葉N量	c	ab	d	c	a	b
630日の枝葉N量	a	ab	cd	a	bc	d

異なるアルファベットは, 樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

(3) 土壌の生化学的性質

① 土壌の C・N 濃度, C/N 比の経時的変化

土壌深 0~5cm, 5~10cm, 10~15cm の C 濃度の経時的変化を図 14~16 と表 14 に示した。土壌深 0~5cm では, どの樹種も 90 日まで土壌 C 濃度が増加し, 調査開始から 270 日まで枝葉の分解が活発的であったエノキ・ミズキの C 濃度が 31~33g/kg まで増加していた。ケヤキ・マテバシイは対照区と同じ変化をしていた。土壌深 5~10cm では, 枝葉の分解に関係なく 30~90 日の間に, C 濃度が急激に増減し, 270~450 日まで増加していた。土壌深 10~15cm でも枝葉の分解に関係なく 30~90 日間で土壌炭素濃度が増加し, 450 日まで 30g/kg を保ち, その後減少していった。これは, 有機物分解初期に枝葉に含まれている粉状の C や水溶性の C が土壌へ供給されることが推察された。

土壌深 0~5cm, 5~10cm, 10~15cm の N 濃度の経時的変化を図 17~19 と表 15 に示した。土壌深 0~15cm では, 0~90 日まで枝葉の分解に関係なく N 濃度が高くなった。その後, 土壌深 0~5cm では, N 濃度の高いマメ科ネムノキや分解が活発化していたエノキ・ミズキの敷き均し区で高い N 濃度となるが, 90~270 日まで N 濃度が低下し, 270~450 日の間は 1 年目にチップ材の分解が活発でなかった樹種(スダジイ・マテバシイ)の敷き均し区で N 濃度が増加していた(図 8)。土壌深 10~15cm では, 90~270 日の間で土壌の N 濃度が増加し, 270~450 日の間で土壌 N が減少していた。土壌深 0~5cm と 10~15cm の間で N 濃度の増減の傾向が異なっていた。Herai et al. (2006)は, C/N 比 30 のおがくず堆肥の施用によって, トウモロコシの収量を下げることなく微生物による N の有機化が畑作地から NO₃-の流亡を減少していることを報告している。本研究では, 無機態窒素濃度や有機体窒素濃度に関する詳細は明らかにしていないが, 枝葉の分解の際に N の溶脱や土壌微生物による N の有機化に伴う吸い上げによる 0~15cm の土壌でのやり取りによって土壌の N を保持したと推察した。

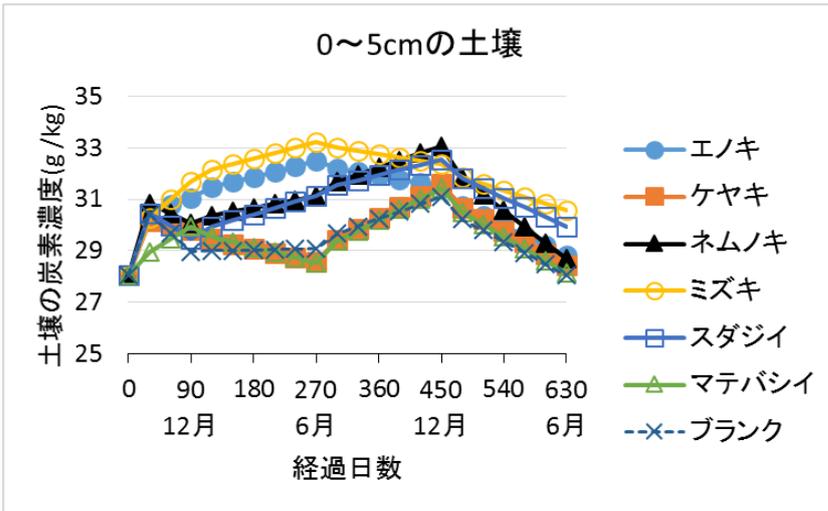


図 14 土壤深 0～5cm の炭素濃度の経時的変化

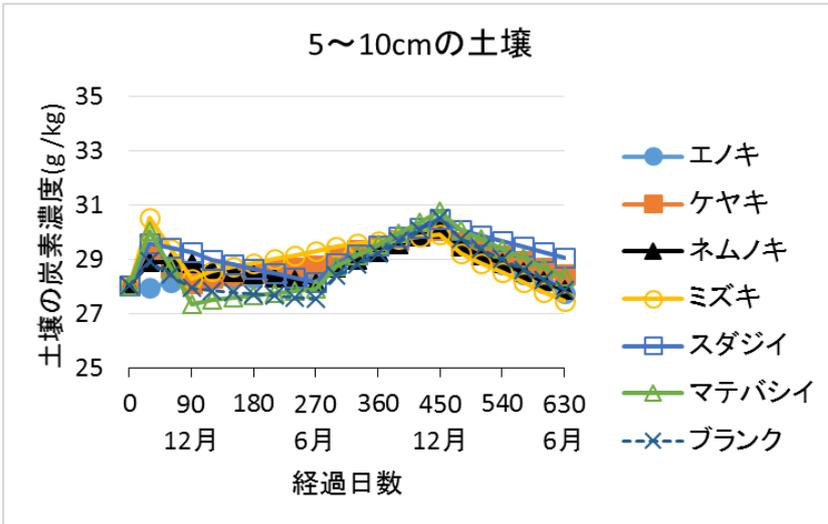


図 15 土壤深 5～10cm の炭素濃度の経時的変化

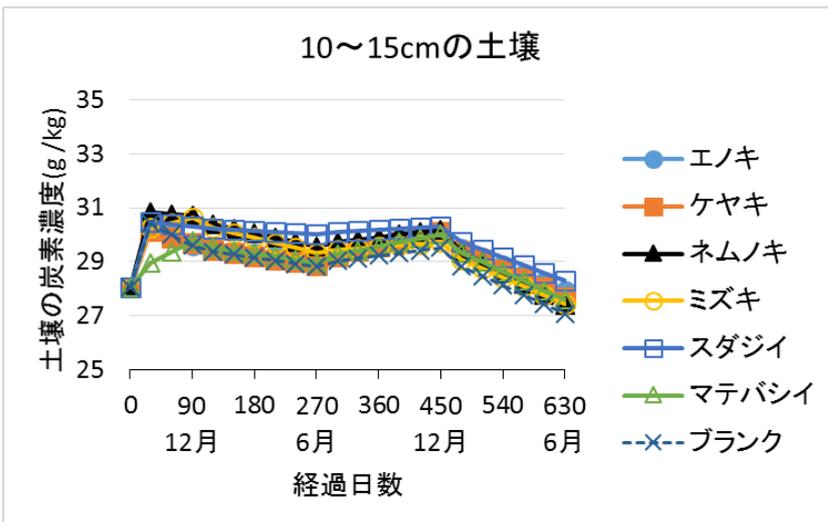


図 16 土壤深 10～15cm の炭素濃度の経時的変化

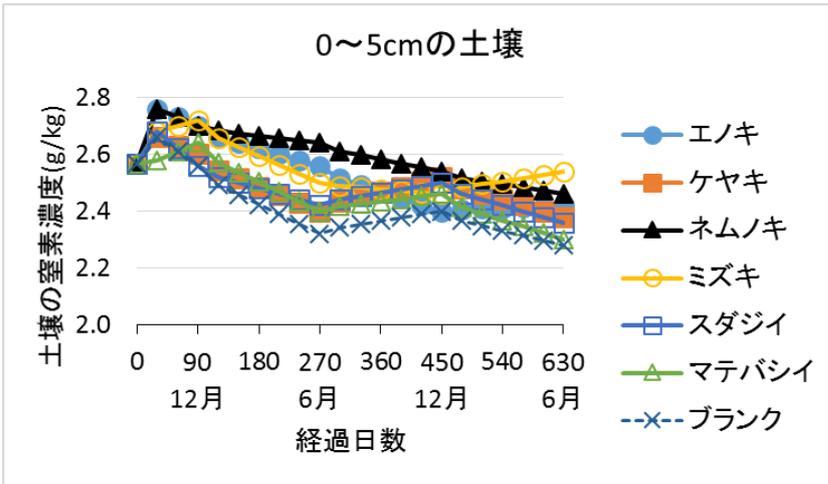


図 17 土壤深 0～5cm の窒素濃度の経時的変化

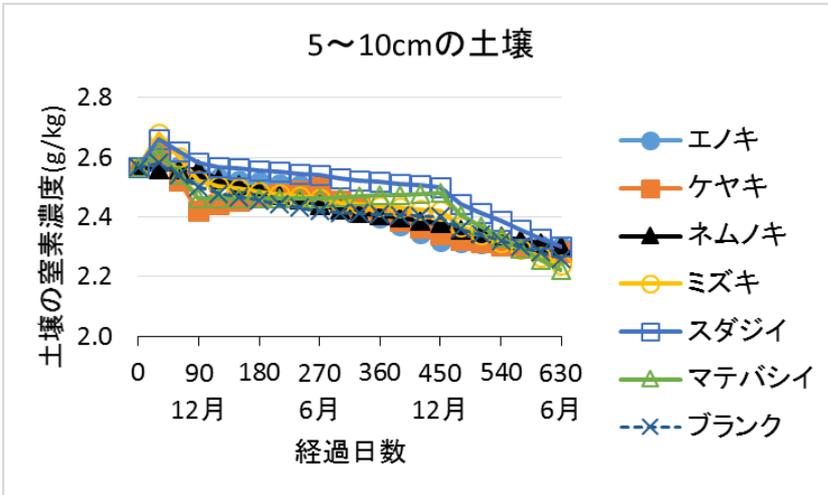


図 18 土壤深 5～10cm の窒素濃度の経時的変化

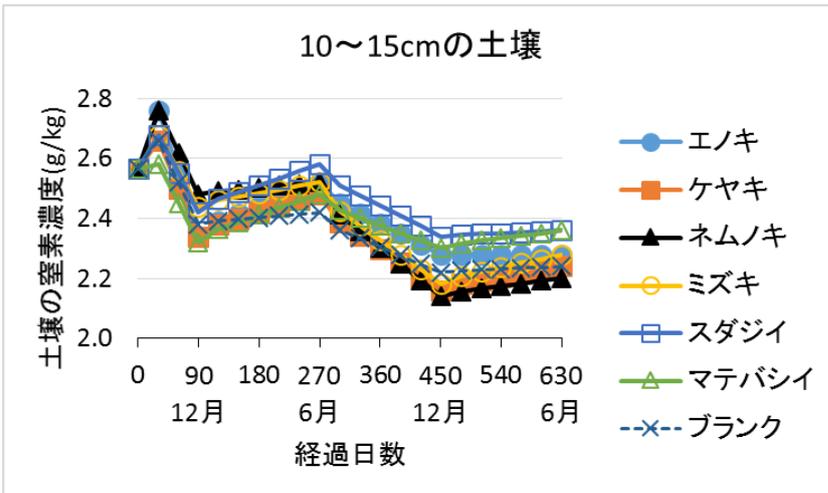


図 19 土壤深 10～15cm の窒素濃度の経時的変化

表 16 土壌炭素濃度の多重比較検定のまとめ

土壌深0~5cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	b	a	ab	b	ab	a	a
630日	ab	ab	ab	bc	ab	a	a

土壌深5~10cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	a	a	a	a	a	a	a

土壌深10~15cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	a	a	a	a	a	a	a

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

表 15 土壌窒素濃度の多重比較検定のまとめ

土壌深0~5cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	bc	ab	c	bc	ab	ab	a
630日	ac	ab	bc	c	ab	ac	a

土壌深5~10cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	a	a	a	a	a	a	a

土壌深10~15cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	a	a	a
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	ab	ab	a	ab	b	b	ab

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

② 土壌の電気伝導度と pH の経時的変化

土壌深 0~5cm, 5~10cm, 10~15cm の電気伝導度の経時的変化を図 20~22 と表 16 に示した。土壌深 0~5cm では, 30~90 日の間に枝葉の分解が速いエノキ・ミズキで土壌中の電気伝導度が 0.13~0.14dS/m に増加し, 枝葉敷き均し区では増加しなかったものの, 対照区より有意に高かった。土壌深 5~10cm と 10~15cm では, 90 日以降に分解が速いミズキ・エノキの電気伝導度が有意に高かった。その後, 90 日以降は, 土壌深 0~15cm で徐々に減少していき, 対照区との差がみられなくなった。

土壌深 0~5cm, 5~10cm, 10~15cm の pH の経時的変化を図 23~25 と表 17 に示した。土壌深 0~5cm では, 30 日以降で対照区の pH6.0 以下に低下したが, 枝葉の敷き均し区では pH6.5 で保持されていた。土壌深 5~10cm では, 30~90 日に枝葉の分解に関係なく pH が増加したが, 90 日以降は対照区の土壌 pH が 6.0 以下となった。土壌深 10~15cm では, 30 日以降に pH が 6.2 程度まで増加し, そのまま 630 日まで保持されていた。佃ら(2008) は剪定枝チップの 2~3 年の敷き均しによって土壌の塩基飽和度や pH が高くなることを報告しており, 本調査でもそれらを同様の結果となった。

③ 土壌の微生物活性の経時的変化

土壌深 0~5cm, 5~10cm, 10~15cm の微生物活性(FDA 活性)の経時的変化を図 26~28 と表 18 に示した。概ね土壌の微生物活性は, 季節変動によって増減していたが, 枝葉の分解速度が速い樹種や N 濃度の高いネムノキの敷き均し区で高い値を示していた。土壌深 0~5cm では, 270 日と 630 日の夏季になると再び, 枝葉の N 濃度や分解特性を反映するように微生物活性が活発化したが, 630 日の微生物活性は 270 日より低くなった。また, 土壌深 10~15cm では, 270 日の微生物活性より 630 日の微生物活性の方が高くなり, 枝葉の分解によって供給された N などによるものが推察された。

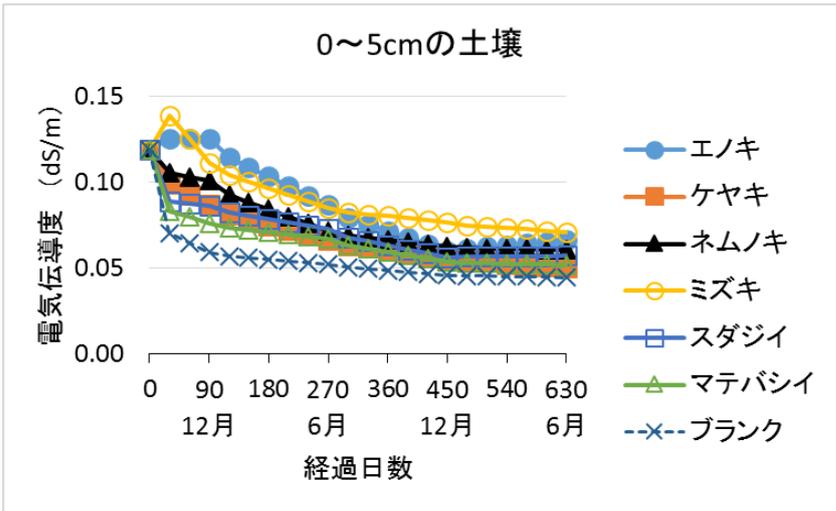


図 20 土壤深 0～5cm の電気伝導度の継時的変化

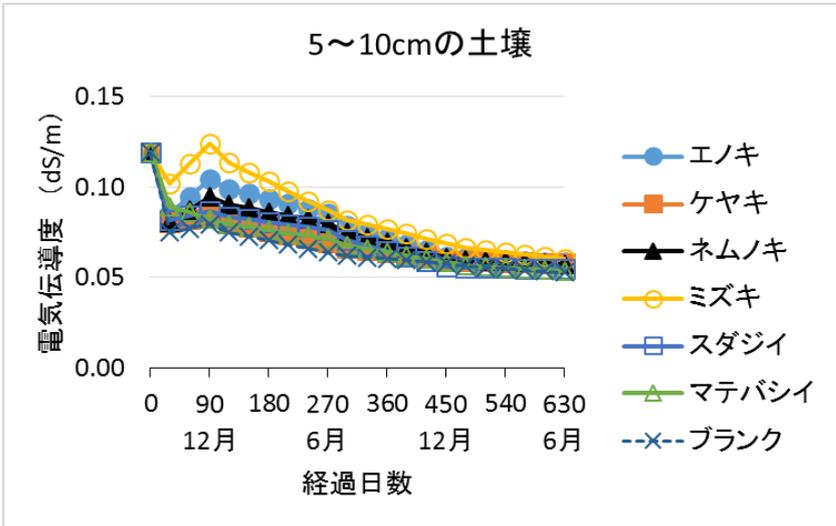


図 21 土壤深 5～10cm の電気伝導度の継時的変化

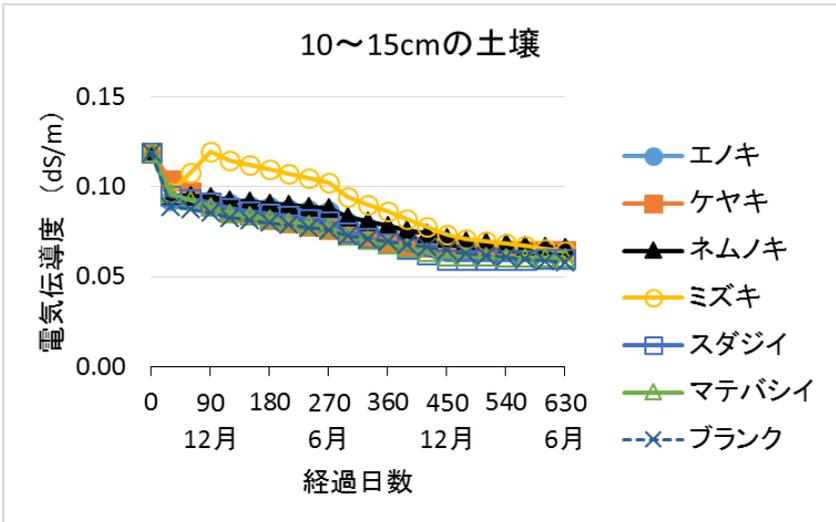


図 22 土壤深 10～15cm の電気伝導度の継時的変化

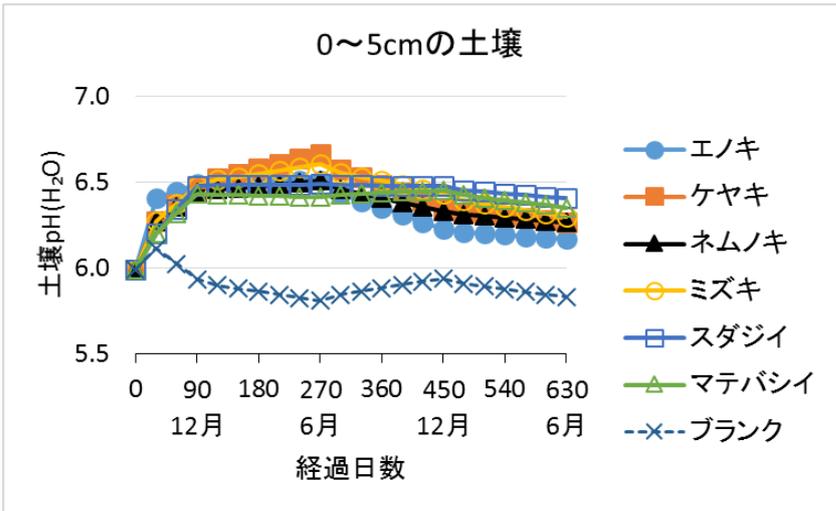


図 23 土壤深 0～5cm の pH の継時的変化

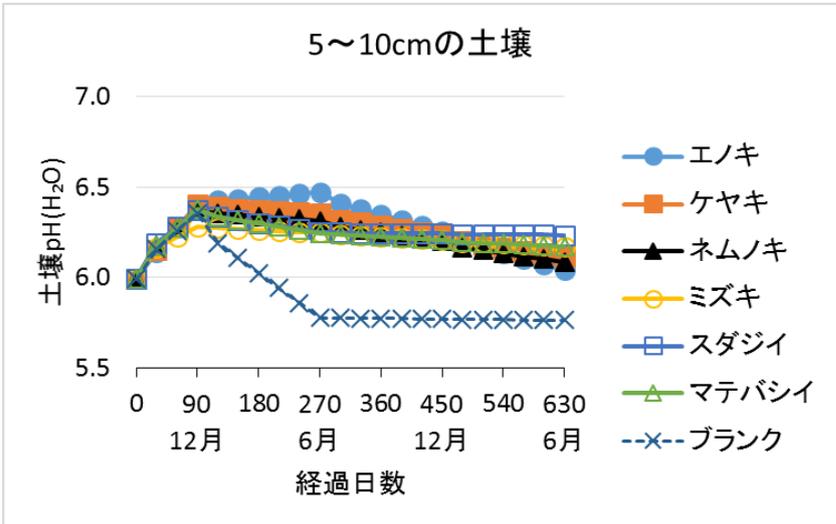


図 24 土壤深 5～10cm の pH の継時的変化

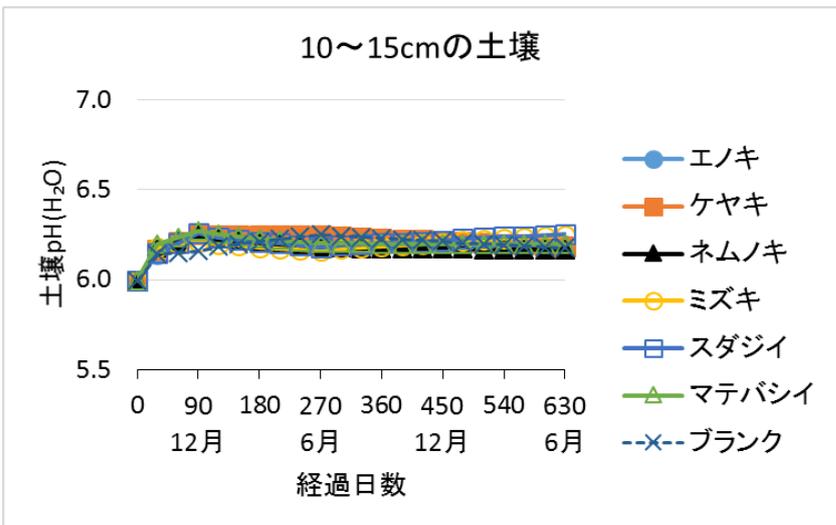


図 25 土壤深 10～15cm の pH の継時的変化

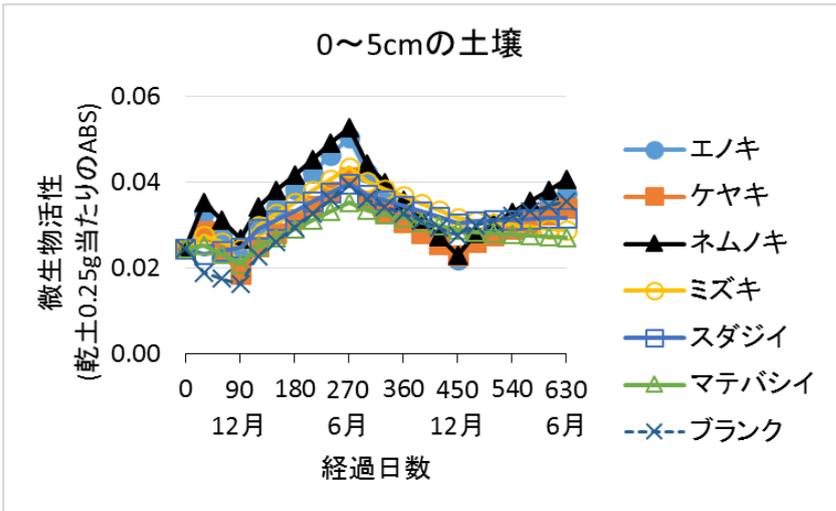


図 26 土壌深 0～5cm の微生物活性の継時的変化

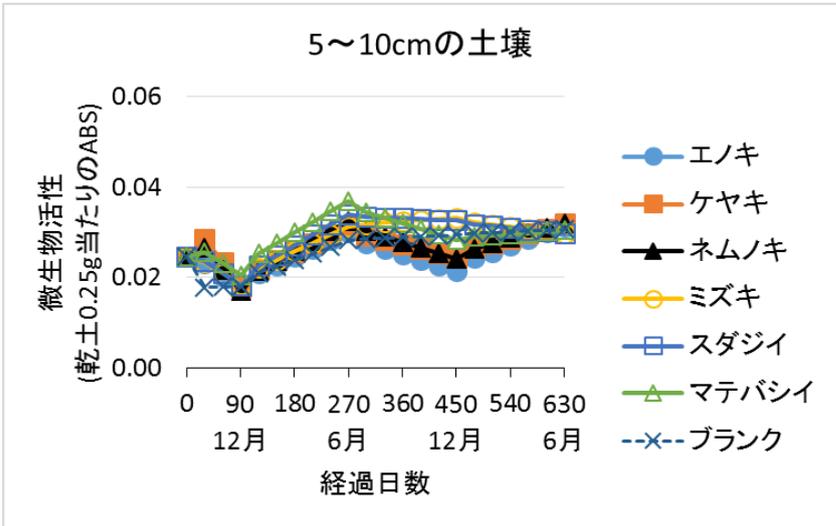


図 27 土壌深 5～10cm の微生物活性の継時的変化

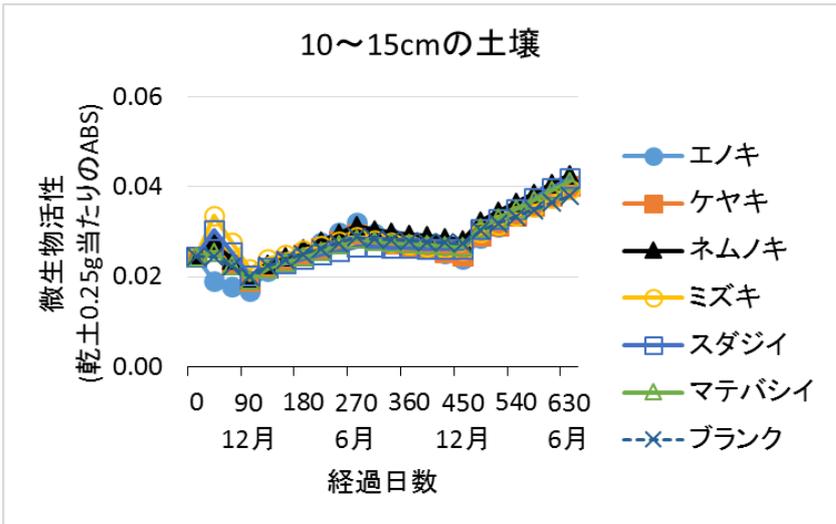


図 28 土壌深 10～15cm の微生物活性の継時的変化

表 16 土壌電気伝導度における多重比較検定のまとめ

土壌深0~5cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	d	b	c	c	b	b
270日	a	d	b	b	cd	bc	b
630日	a	de	ab	cd	e	bcd	ac

土壌深5~10cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	c	ab	bc	d	ab	ab
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	a	ab	ab	ab	b	ab	a

土壌深10~15cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	a	a	a	b	a	a
270日	a	ab	a	ab	b	a	a
630日	a	bc	ac	c	bc	ab	ac

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

表 17 土壌 pH における多重比較検定のまとめ

土壌深0~5cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	b	b	b	b	b	b
270日	a	bd	d	bd	cd	bc	b
630日	a	b	bc	bc	bc	c	c

土壌深5~10cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	b	b	b	bc	a	b	b
270日	a	d	c	bc	b	bc	b
630日	a	b	bc	bc	bc	c	bc

土壌深10~15cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	b	b	b	ab	b	b
270日	a	a	a	a	a	a	a
630日	a	a	a	a	a	a	a

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

表 18 土壤微生物活性における多重比較検定のまとめ

土壤深0~5cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	bcd	ab	d	cd	cd	ac
270日	a	bc	a	c	ab	a	a
630日	ce	de	bcd	e	ab	ac	a

土壤深5~10cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	ab	a	ab	a	ab	ab	b
270日	a	ab	ab	ab	ab	bc	c
630日	a	a	a	a	a	a	a

土壤深10~15cm	ブランク	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
90日	a	ab	ab	b	b	ab	ab
270日	ab	b	ab	ab	ab	a	ab
630日	a	ab	ab	b	ab	b	ab

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

④枝葉の分解における炭素動態の経時的变化

調査開始から 90 日・270 日・630 日における各樹種の炭素動態を図 29~31 と表 19 に示した。90 日が経過すると、エノキ・ミズキの枝葉に含まれる炭素が 20%無機化されるのに対し、ケヤキやマテバシイは、2~3%の炭素が無機化される。土壤へ供給される炭素の割合に樹種による差は見られなかった。270 日が経過すると、エノキ・ミズキの炭素が 30%無機化され、ケヤキ・マテバシイは 10%の炭素が無機化される。土壤へ供給される炭素の割合は、エノキ・ミズキが有意に高く、ケヤキ・マテバシイが低かった。630 日が経過すると、エノキ・ミズキは約 50%が無機化され、ケヤキ・ネムノキ・マテバシイの炭素のうち 23~35%が無機化された。土壤へ供給される炭素の割合は、エノキ・ケヤキ・ネムノキ・ミズキ・スダジイで 21~29%となり、マテバシイは 10%となった。

⑤枝葉の分解における窒素動態の経時的变化

調査開始から 90 日・270 日・630 日における各樹種の窒素動態を図 32~34 と表 20 に示した。有機物の分解によって N は土壤へ流亡するが、C/N 比の高い植物遺体の分解時に微生物は、土壤中の N を有機化もする。したがって、本調査項目における枝葉の分解による N 動態は、見かけの N 動態となる。

90 日が経過すると、樹種による有意差はなく 70~80%の N が枝葉に含まれているが、土壤へ浸透する窒素の割合は、落葉広葉樹で 15~20%、常緑樹で 10 程度となる。270 日と 630 日になると枝葉に含まれている N は、エノキで有意に低くなった。一方、土壤へ浸透する N の割合は、270 日にエノキ・ミズキに含まれる N の 40%であり、630 日になるとマテバシイを除くすべての樹種で 60%程度のとなり、有意差がみられなくなった。また、90 日のケヤキとミズキ、270 日と 630 日のスダジイは、窒素量が初期値を超え、微生物の N の有機化が顕著となった。

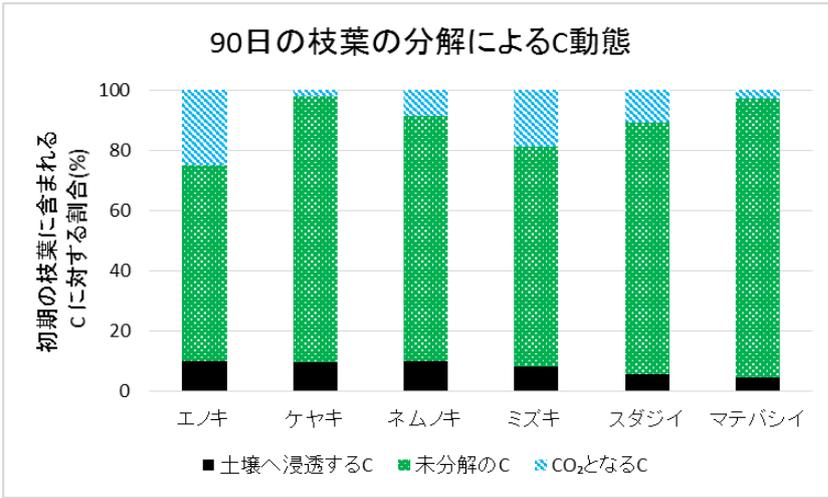


図 29 敷き均しから 90 日の枝葉の炭素動態

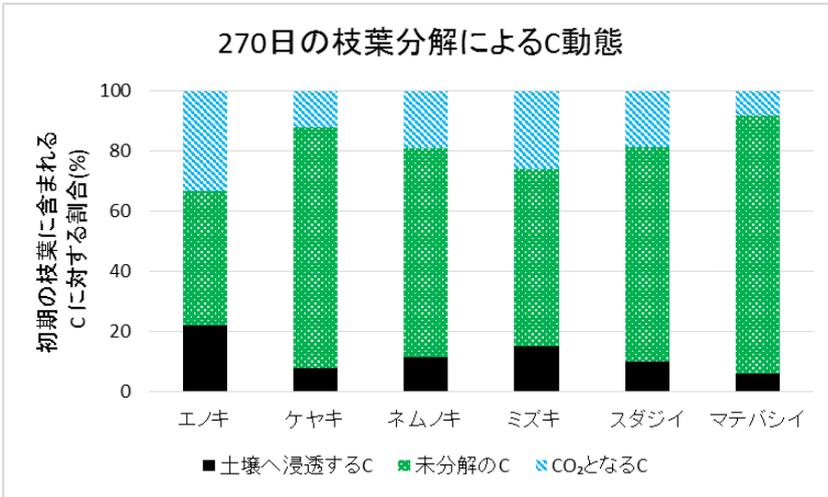


図 30 敷き均しから 270 日の枝葉の炭素動態

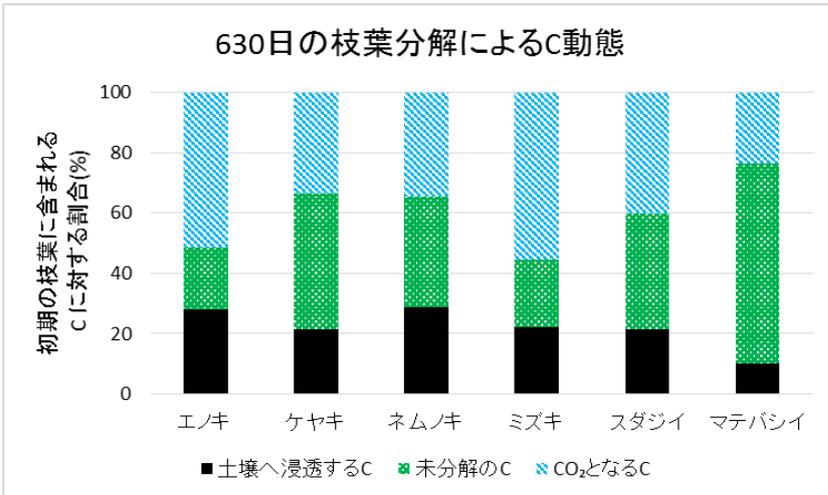


図 31 敷き均しから 630 日の枝葉の炭素動態

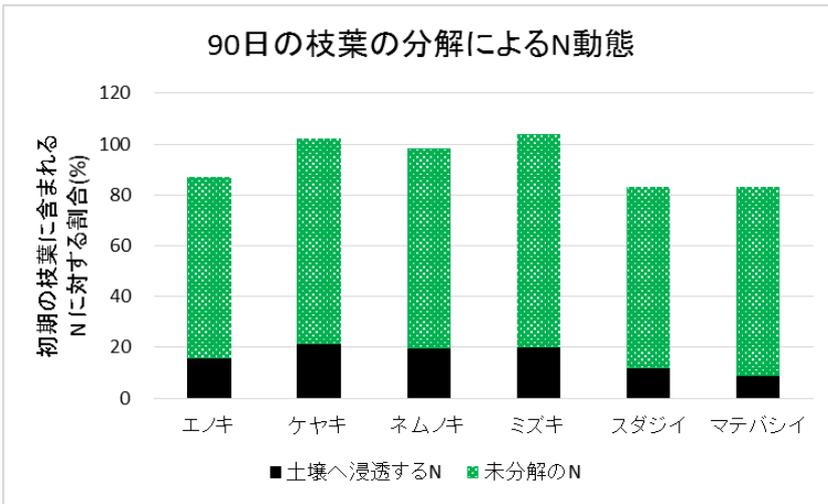


図 32 敷き均しから 90 日の枝葉の窒素動態

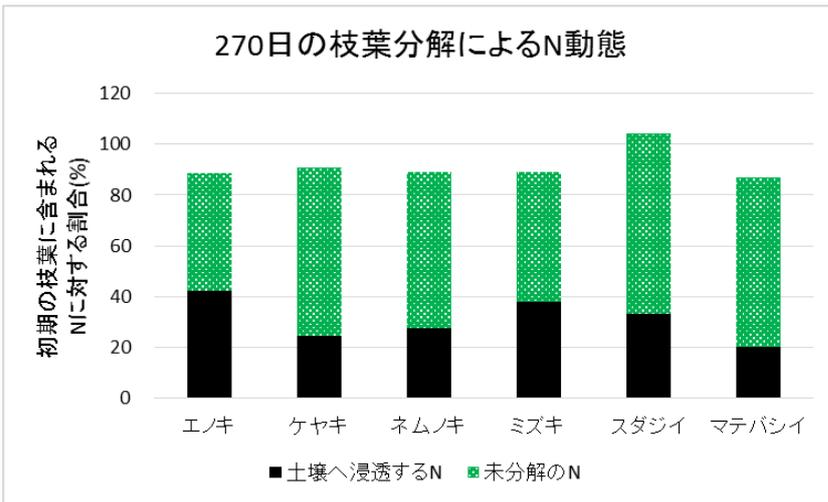


図 33 敷き均しから 270 日の枝葉の窒素動態

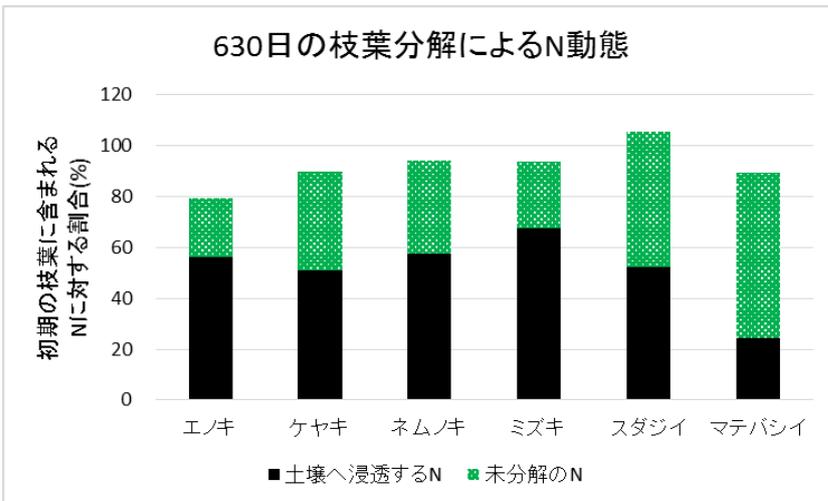


図 34 敷き均しから 630 日の枝葉の窒素動態

表 19 分解に伴う枝葉の炭素動態における多重比較検定のまとめ

90日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
無機化された炭素	c	a	ab	c	b	a
未分解の炭素	a	de	c	b	cd	e
土壌へ浸透した炭素	a	a	a	a	a	a
270日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
無機化された炭素	d	ab	bc	cd	bc	a
未分解の炭素	a	d	c	b	c	d
土壌へ浸透した炭素	c	a	ab	b	ab	a
630日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
無機化された炭素	cd	ab	ab	d	bc	a
未分解の炭素	a	b	b	a	b	c
土壌へ浸透した炭素	b	b	b	bc	ab	a

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

表 20 分解に伴う枝葉の窒素動態における多重比較検定のまとめ

90日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
未分解の窒素	a	a	a	a	a	a
土壌へ浸透した窒素	ab	b	b	b	ab	a
270日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
未分解の窒素	a	b	b	b	b	b
土壌へ浸透した窒素	c	ab	ac	bc	ac	a
630日	エノキ	ケヤキ	ネムノキ	ミズキ	スダジイ	マテバシイ
未分解の窒素	a	c	bc	ab	d	d
土壌へ浸透した窒素	b	b	b	b	b	a

異なるアルファベットは、樹種間に有意差があることを示す(Tukey-Kramer 多重比較検定, $p < 0.05$)。

(4)枝葉の分解特性と土壌の化学性の関係

630 日間の全期間で、枝葉の分解率と枝葉に含まれる無機化された炭素の割合に有意な正の相関があった(図 35)。よって、枝葉に含まれる無機化された炭素の割合は、樹種による違いがないことが明らかとなった。また、270 日以降の枝葉の分解率と枝葉の炭素のうち土壌へ浸透する C の割合に有意な正の相関がみられた(図 36)。270~630 日の間は土壌へ浸透する炭素の割合についても樹種による違いはないことが推察された。無機化される炭素は全期間で有意差がみられるのに対し、土壌へ浸透する炭素は、270~630 日で同じ傾向を示さなかった。つまり、土壌へ浸透する炭素と枝葉の分解率の相関には、時間の経過によって回帰式の傾きや相関係数が低くなることから、土壌に浸透した炭素の残存期間(土壌へ供給されてから CO₂にまで無機化される時間)が樹種によって異なることが推察された。

また、枝葉の分解率と電気伝導度についても 630 日間の全期間で、有意な正の相関がみられた(図 37)。しかし、日数の経過によって回帰式の傾きが小さくなっていることから、枝葉から電気伝導度を変化させるイオンが供給されなくなることが示唆された。

90 日では、枝葉の分解率と土壌深 0~5cm の窒素濃度と正の相関を示していた(図 38)。枝葉の分解によって、無機態の N が土壌へ供給されるため、土壌の N 濃度が増加したことが推察された。270 日や 630 日では、見られない傾向であることから窒素の有機化の影響を受けたため、分解率との間に相関がなくなったことが推察された。

2-2-4. まとめ

本調査における枝葉の分解特性は、樹種によって 630 日で 25~75%が分解される。枝葉の分解に伴う土壌の化学性の関係は、630 日間で枝葉に含まれる無機化される炭素の割合、EC に有意な正の相関がみられた。一方で、土壌へ浸透する炭素の割合は、270 日以降では、土壌で残存している時間が樹種によって異なることが推察された。枝葉の分解に伴う窒素の動態は、土壌深 0~15cm で窒素の有機化などにより、枝葉の分解に伴う土壌から流亡しうる N が見かけ上で保持されていることが明らかとなった。12 月~6 月の間は、土壌深 0~5cm における N 濃度が 10~15cm へ移行するが、6 月~12 月になると土壌深 10~15cm から 0~5cm へ窒素が吸い上げられていることが示唆された。

本調査では、塩ビパイプを使用した土壌動物が侵入しにくい半閉鎖的な環境での有機物分解特性を明らかにした。土壌動物は、有機物分解の促進に加え、土壌に有機物の拡散する機能を持つ(金子, 2018)。実際の緑地での値と比較して分解に伴う土壌の化学性の変化を過小評価していることも考えられた。

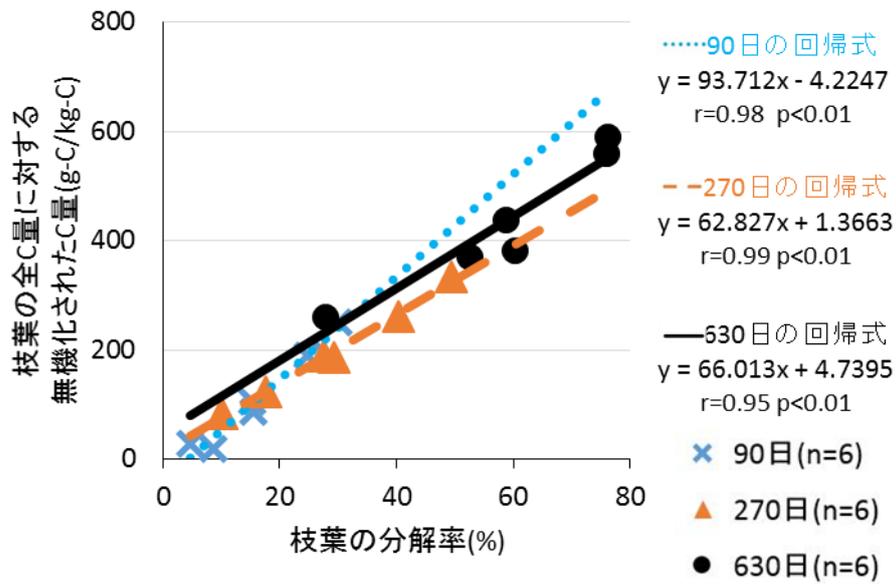


図 35 枝葉の分解特性と枝葉に含まれる無機化された炭素の割合の関係

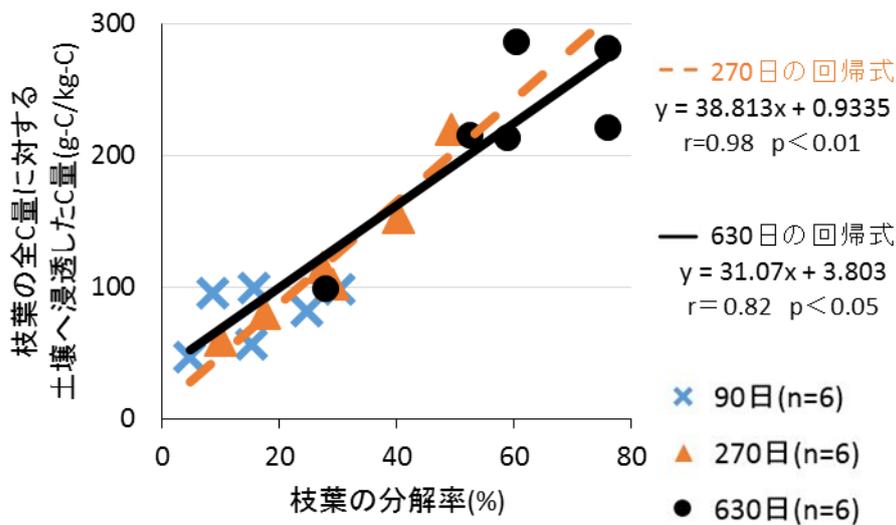


図 36 枝葉の分解率と枝葉に含まれる土壌へ浸透する C の割合の関係

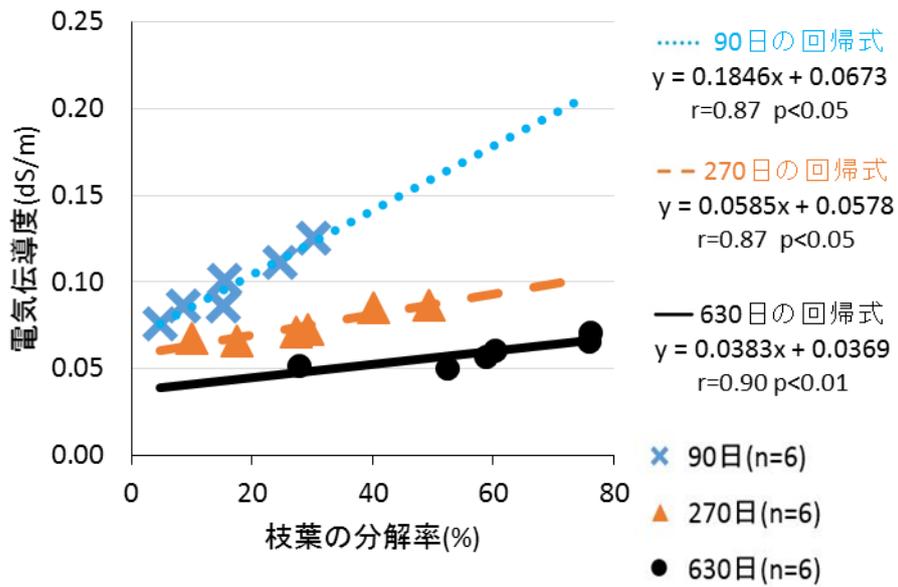


図 37 枝葉の分解率と土壌の電気伝導度の関係

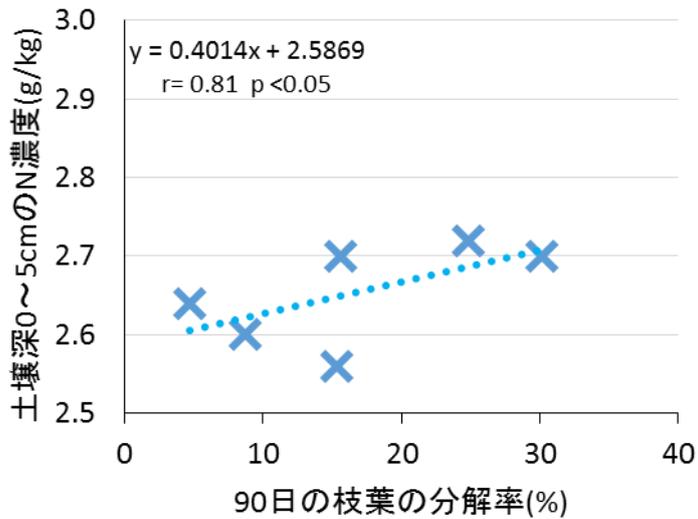


図 38 枝葉の分解率と土壌深 0~5cm の N 濃度の関係

3 章. 都市化が有機物分解に及ぼす影響

3-1. 都市化が枝葉の化学性と分解特性に及ぼす影響

3-1-1. はじめに

緑地に植栽されている樹木は、樹形を整えるため、定期的に緑地の管理者によって枝葉を剪定されている。剪定枝の処理方法は主に焼却であるが、一部の自治体では、緑地管理に伴う環境負荷を減少させるために剪定枝を土壌に還元させる「緑のリサイクル」という技術が取られるようになってきている(高橋, 2007)。一般的に造成緑地では、土壌へ供給される落葉落枝の除去や除草が行われるため、自然緑地の土壌と比較して土壌の有機物濃度が低くなる(高橋ら, 1999)。土壌有機物は、土壌の物理的・化学的・生物的性質の向上や植物生育促進効果の役割を担う(筒木, 2001)。緑のリサイクルは土壌へ有機物を供給するため、土壌有機物含有量が少ない造成緑地での土壌改良効果を持つと考えられる。

緑地に供給された枝葉は、土壌微生物によって分解される。特に土壌での枝葉の分解は、物質循環経路の中で重要な位置を占める。枝葉の分解には、枝葉の元素濃度が影響すると予想される。枝葉の元素濃度はその植物が生育する土壌の化学的性質の影響を受ける。特にマンガン(Mn)は微生物による枝葉の難分解性有機物(リグニンなど)を分解する酵素の生産に重要な役割を担う(Berg and McClaugherty, 2012)。落葉には、セルロースやリグニンといった難分解性の高分子化合物や、デンプンなどの易分解性炭水化物など、分解のしやすさの異なるさまざまな有機物が含まれている(大園, 2014)。セルロース・ヘミセルロース・リグニンは落葉に最も多く含まれており、落葉重量の6~8割を占めている(大園, 2014)。

一般的に山地域の土壌は酸性化傾向となるのに対し、都市域の土壌は中性からアルカリ性の傾向となることが報告されている(辰巳, 1975; 松井・岡崎, 1993; Takahashi et al., 2015)。辰巳(1975)は、都市域の土壌のアルカリ化の主な原因は道路の舗装率の向上とビルの建設によるものと推察している。これは、道路やビルの建設に用いられるコンクリートのカルシウム(Ca)などの塩基の流出や自動車起因性の砂塵・排気ガスによって土壌へ過剰に塩基が供給されるためである(辰巳, 1975; 松井・岡崎, 1993)。Takahashi et al.(2015)は、道路面積を都市化の指標として、都市化の進行に伴い土壌に主にCaを中心に交換性塩基が供給され、土壌の酸が中和されることを明らかにした。土壌の酸の中和は、土壌の様々な化学的性質を変化させる(長谷川, 2010)。土壌中の交換性Mn濃度は、土壌pHの上昇によって土壌に吸着され、植物体のMn濃度を減少させる(長谷川, 2010)。また、都市域の緑地には、化石燃料の燃焼によって発生した大気汚染物質の緩和機能がある。戸塚ら(1991)は、大気浄化機能として植物における気孔のガス交換によるNO₂やSO₂などの汚染物質を吸着することを報告している。植物は、葉から吸着した窒素を各部位へ転流する(三沢ら, 1993)。一般的に有機物の分解は、窒素濃度が大きいほど良好となる(河田, 2000)。したがって、都市環境や都市化による土壌の化学的性質の変化は、樹木の枝葉の元素濃度に影響を与え、枝葉の分解特性を変化させていると考えられる。

神原ら(2016)は、剪定枝のC/N比から炭素の無機化動態を予想できるとしている。しか

し、周囲の道路面積率の増加による人為的な枝葉の元素濃度の変化が枝葉の分解特性に及ぼす影響についての知見は少ない。これらの知見は、緑のリサイクルなどによって緑地を持続的に管理するうえで重要となり、都市緑地の物質循環特性の推定にも有効である。そこで本研究は、都市域と山地域に共通して生育している樹木の枝葉の元素濃度や分解特性を変化させるしくみを明らかにすることを目的とした。

3-1-2. 材料と方法

本研究では、都市域と山地域の樹林地で土壌の化学的性質、枝葉の元素濃度、枝葉の分解特性を調査した。

(1) 調査地

本研究では、都市化の影響をあまり受けていない山地域の樹林地として、東京大学秩父演習林(埼玉県秩父市)、東京農工大学フィールドミュージアム草木(群馬県みどり市)、都市域の樹林地として、国府台緑地・じゅん菜池緑地・小塚山公園(以上、千葉県市川市)、21世紀の森と広場・千葉大学松戸キャンパス・関さんの森(以上、千葉県松戸市)を選定した。各調査地の概況を表 21 に示した。傾斜角と傾斜方向について、国土地理院(2019)の基盤地図情報数値標高モデル(DEM)10 m メッシュから、GIS ソフト(Arc GIS ver10.5, ESRI 社製)を用いて解析した(国土地理院 2019)。土壌の分類は土地分類基本調査(国土情報課)の土壌図を、地質区分と母材は土地分類基本調査(国土情報課)の表層地質図からそれぞれ調査した(国土情報課, 2018)。

(2) 調査対象樹木

すべての調査地に共通して自生していたイヌシデ(*Carpinus tschonoskii* Maxim.)を調査対象樹種として、各調査地に1~4個体の合計19個体(山地域7個体、都市域12個体)を選定した(表 22)。

表 21 調査地の概況

分類	所在地	調査地名	調査地数	標高(m)	傾斜(°)*	傾斜方向	土壌の種類	地質区分	母材	道路面積率(%)*	主要樹種
山地域	埼玉県秩父市	東京大学 (秩父演習林)	3	1370.3	14.9 ~ 23.5	東 ~ 南	乾性褐色森林土	中生代堆積岩類	砂岩・頁岩・礫岩など	0	イヌシデ・ミズナラ
		群馬県みどり市 東京農工大学 (FM草木)	4	914.0	11.9 ~ 21.1	南西 ~ 西	乾性褐色森林土	古生代堆積岩類	粘板岩・砂岩など	0 ~ 0.3	イヌシデ・ミズナラ
都市域	千葉県市川市	国府台緑地	1	17.7	2.7	西	黒ボク土	第四紀堆積岩類	砂礫・粘土	7.8	コナラ・ムクノキ
		じゅん菜池緑地	2	15.3	1.6	西	黒ボク土	第四紀堆積岩類	砂礫・粘土	10.1 ~ 10.1	イヌシデ・クスギ
		小塚山公園	2	21.8	1.4	北東	黒ボク土	第四紀堆積岩類	砂礫・粘土	11.9 ~ 12.4	イヌシデ・コナラ
	千葉県松戸市	21世紀の森と広場	4	21.7	1.2 ~ 2.8	北西 ~ 南西	黒ボク土	第四紀堆積岩類	火山灰・ローム	7.4 ~ 8.0	イヌシデ・コナラ
		千葉大学 (松戸キャンパス)	2	14.8	5.8	南西	黒ボク土	第四紀堆積岩類	砂礫・粘土	8.7 ~ 8.8	イヌシデ・エノキ
	関さんの森	1	20.2	2.6	北東	淡色黒ボク土	第四紀堆積岩類	火山灰・ローム	16.9	ケヤキ・シラカシ	

*は最小値と最大値を示した。

表 22 調査対象の概況

分類	調査地名	調査 個体数	樹高 (cm)	胸高直径 (cm)	採取した枝葉 の乾燥重量(g)	枝の乾燥重量 比率(%)
山地域	東京大学 (秩父演習林)	3	472 ~ 927	4.4 ~ 23.0	802 ~ 1239	84.0 ~ 89.1
	東京農工大学 (FM草木)	4	607 ~ 1332	7.8 ~ 17.7	733 ~ 1485	82.8 ~ 92.2
都市域	国府台緑地	1	1220	21.9	813	78.9
	じゅん菜池緑地	2	1550 ~ 1800	15.4 ~ 32.5	748 ~ 1087	75.6 ~ 76.3
	小塚山公園	2	1350 ~ 1850	14.8 ~ 38.0	638 ~ 800	67.9 ~ 92.0
	21世紀の森と広場	4	559 ~ 1600	9.0 ~ 24.2	374 ~ 567	88.0 ~ 91.2
	千葉大学 (松戸キャンパス)	2	1332 ~ 1432	33.2 ~ 37.9	1179 ~ 1262	79.8 ~ 92.9
	関さんの森	1	1650	38.4	517	82.2

複数個体採取した調査地では最小値と最大値を示した。

(3) イヌシデ生育地の道路面積率の算出

Takahashi et al.(2015)は、道路率を都市化の指標としている。自動車の道路走行や化石燃料の燃焼は、人為起源の大気降下物も発生させ、緑地の土壌 pH を上昇させることが報告されている。また、1 台の車が 1 km 走行するごとに、平均して 80 mg の鉛(Pb)が排出され、それが道路周辺の 200~300 m 間の生態系を汚染していることが報告されている(Smith, 1976)。都市緑地での土壌のアルカリ化は、特に林縁部で顕著に認められる(高橋 2000)。土壌への塩基や大気汚染物質が緑地へ沈降・吸着され、距離によって減衰することが明らかとなっている(板垣ら, 2005; 高橋, 2000; 辰巳, 1975)。自動車の排出ガス由来の大気中の NO_x 濃度は、発生源から 200 m 離れると 25%以下となる(板垣ら 2005)。樹林地では、道路から離れるにつれて二酸化窒素濃度は減少傾向となるが、10~150 m の範囲で濃度が維持されることが報告されている(高橋, 2000)。したがって、生育場所から半径 200 m 以内の道路であれば確実にイヌシデの生育環境に影響していると考え、イヌシデの生育場所から半径 200 m の円内部に占める道路の面積率を解析対象とした。

そこで、本研究では、入手が容易である国土地理院基盤地図情報の道路縁データ(縮尺 1/2500)を使用した(国土地理院, 2016)。道路縁データに含まれる自動車の通ることができる道路を真幅道路として、GIS ソフトを用いて抽出し、道路面積データを作成した。イヌシデの位置座標から半径 200 m の円内部の道路面積の割合を算出した。

(4) 試料の採取

2015 年 8 月~9 月にかけて、剪定の影響を受けていないイヌシデの枝直径 30 mm より先端の枝と葉を採取した。採取したイヌシデの枝葉は枝と葉にわけ、粉砕機を使用してそれぞれを粉砕したのち、80 °C の乾燥機で 72 時間風乾した。その後、枝と葉を粉砕機で粉末状に粉砕し、分析に供した。

イヌシデの樹冠より内側の踏圧の影響のない土壌に対し、リター層を除いた深さ 5 cm ほどの表土約 300 g をイヌシデ 1 個体につき 3 か所ずつ採取した。採取した土壌は、2 mm メッシュのふるいをかけ、80 °C の乾燥機で 72 時間風乾させて、分析に供した。

(5) 土壌の化学的性質

土壌について、pH をガラス電極法(乾土 : 水(H₂O) = 1:2.5)、全炭素(C)・全窒素(N)濃度を CN コーダー法(CN Corder MT-700, Yanaco 社製)で、陽イオン交換容量(CEC)をセミマイクロ SCHOLLENBERGER 法で、交換性ナトリウム(Na)・カリウム(K)・カルシウム(Ca)・マグネシウム(Mg)・マンガン(Mn)濃度を 1M-CH₃COONH₄による抽出後、原子吸光法で、全 Mn 濃度を湿式灰化(HClO₄+HNO₃)による抽出後、原子吸光法で、それぞれ測定した(土壌環境分析法編集委員会, 1997)。

(6) 枝葉の元素濃度

採取したイヌシデの枝と葉について、全 C・全 N 濃度を CN コーダー法で、Na・K・Ca・Mg・Mn 濃度を 湿式灰化(HClO₄+HNO₃)による抽出後に原子吸光法で、それぞれ測定した(植物栄養実験法編集委員会, 1990)。なお、統計解析時には、下記の計算式より枝葉の元素濃度を算出し、解析を行った。

$$\text{枝葉の元素濃度} = T1 \times T2 + L1 \times L2 \quad (1)$$

ここでは、T1 を枝の乾燥重量比(%), T2 を枝の元素濃度(g/kg), L1 を葉の乾燥重量比(%), L2 を葉の元素濃度(g/kg)とした。

2.2.4 枝葉の分解特性

粉末状にしたイヌシデの枝と葉を乾燥重量比率に応じて混合したものをイヌシデの枝葉として分析に供した。イヌシデの枝葉 3.0 g を土壌 50 g に混和し、500 ml 容のガラス瓶に入れ、25 °C の恒温器内で培養した。培養中に微生物によって枝葉の炭素を二酸化炭素にまで分解させ、二酸化炭素の放出速度を経時的に測定した。測定結果を反応速度論的解析によって、枝葉に含まれる炭素のうち、二酸化炭素にまで分解されるものの割合(無機化率)を算出した(戸田ら, 1997)。

(7) 統計解析

本研究で得られた道路面積率、土壌の化学的性質、枝葉の元素濃度と分解特性のデータの関係について、単相関検定を行った。都市域と山地域の枝葉の元素濃度について t 検定を行った。

3-1-3. 結果および考察

(1) 道路面積率の増加が土壌の化学的性質に与える影響

道路面積率と土壌 pH について正の相関がみられた(図 39)。道路面積率と交換性塩基濃度の関係を図 40~45 に示す。道路面積率の増加によって土壌へ交換性塩基が緑地へより多く供給されることが明らかとなったが、交換性 Na 濃度除くすべての都市域のデータはばらつきが大きく分布していた。都市緑地の土壌では、土壌の締め固めのために石灰を混和させている事例がある(川東, 2020)。この混和によって土壌の酸が中和されていることも報告されており(川東, 2020)、本研究では緑地の造成過程は明らかとしていないが、このような土壌の造成方法の違いなど要因も複合的に作用し、土壌の化学性を変化させたことが推察された。

また、一般的に交換性 Mn は pH が高くなると土壌に吸着され不可給化する(長谷川, 2010)。一方で、Mn は岩石からの発生以外に化石燃料の燃焼からも発生することが報告されている(環境省 2015)。図 46 より道路面積率と土壌の全 Mn 濃度の関係は、有意な正の相関となっていた。これは、緑地に多量の Mn 等の重金属が供給されるため、高 pH の土壌においても交換性 Mn 濃度が増加していることが推察された。

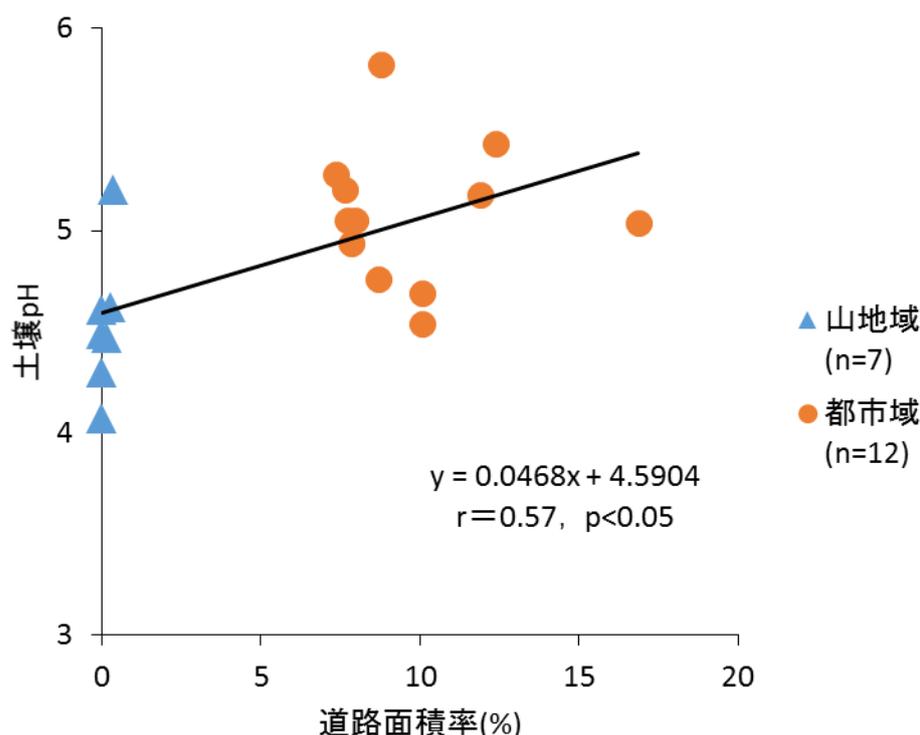


図 39 道路面積率と土壌 pH の関係

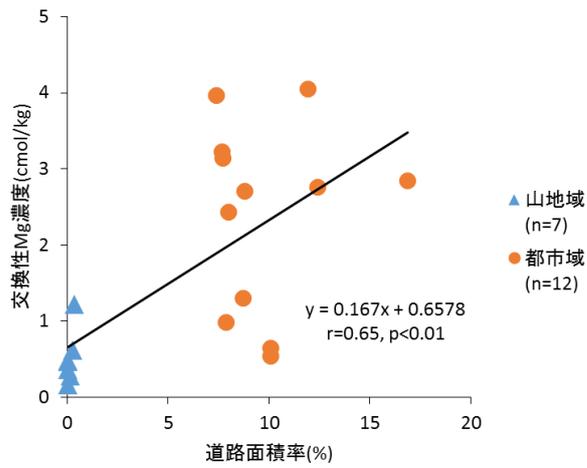


図 43 道路面積率と交換性 Mg 濃度の関係

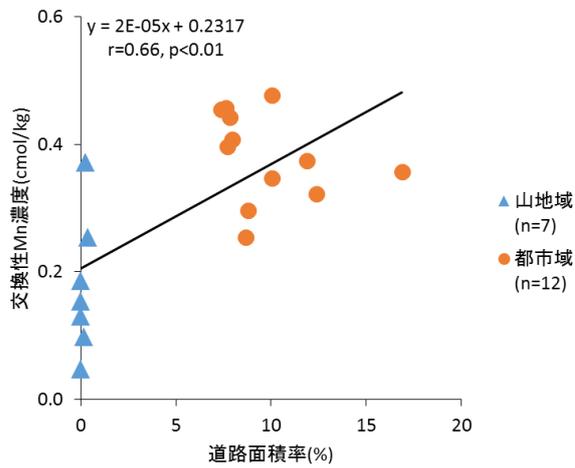


図 44 道路面積率と交換性 Mn 濃度の関係

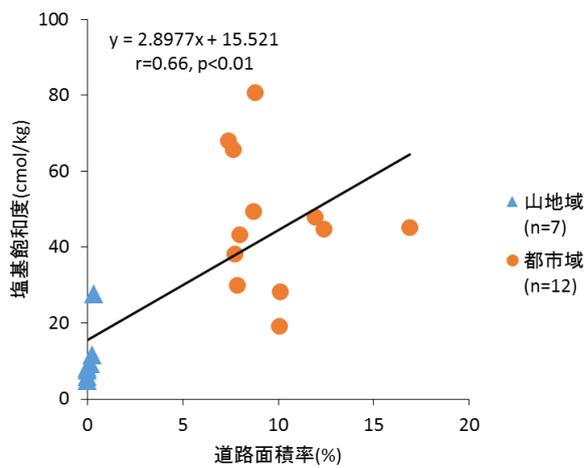


図 45 道路面積率と塩基飽和度の関係

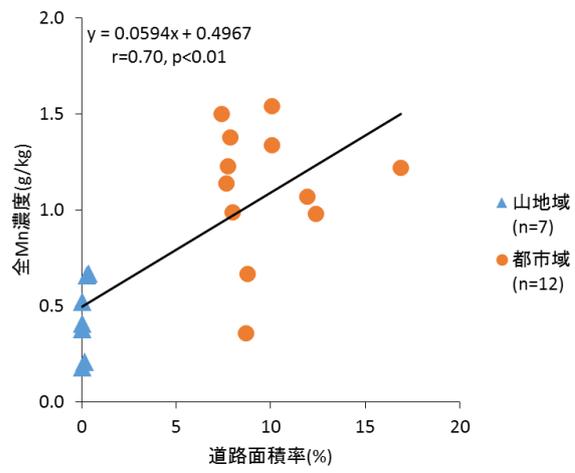


図 46 道路面積率と全 Mn 濃度の関係

(2) 生育環境による枝葉の元素濃度の変化

① 土壌の化学的性質が枝葉の元素濃度に与える影響

土壌の交換性塩基濃度と枝葉の元素濃度には、Mnを除くすべての元素で有意な相関はなかった。枝葉のMn濃度と土壌の交換性Mn濃度と間に正の相関にあった(図47)。落葉樹は、葉の老化とともにN、KやMgを転流する(Walter, 1999)。ただし、植物体でのMnの転流能力が低いため、吸収量に応じた濃度のMnが枝葉にとどまり土壌の交換性Mn濃度が枝葉のMn濃度に反映されたと推察される(Walter, 1999)。

② 山地域と都市域の枝葉に含まれるN濃度の比較

都市域における枝葉のN濃度は、山地域の枝葉と比較して有意に高かった(図48)。本研究では、この原因を明らかにすることはできなかったが、都市環境における気温、日照、周囲からのNの供給などの複合的な理由によるものと推察された(Walter, 1999; 大浦 2010)。

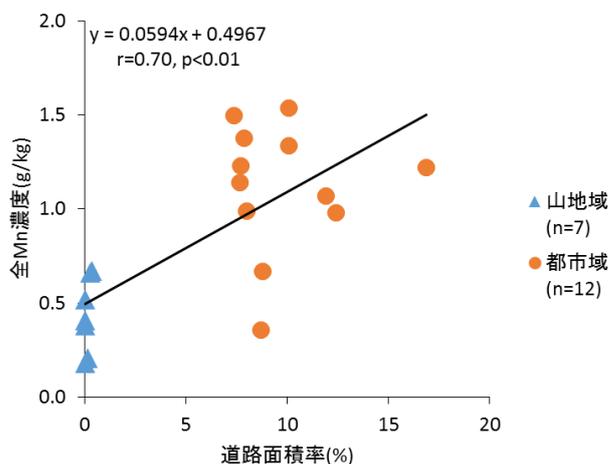


図 47 土壌の交換性 Mn 濃度と枝葉の Mn 濃度の関係

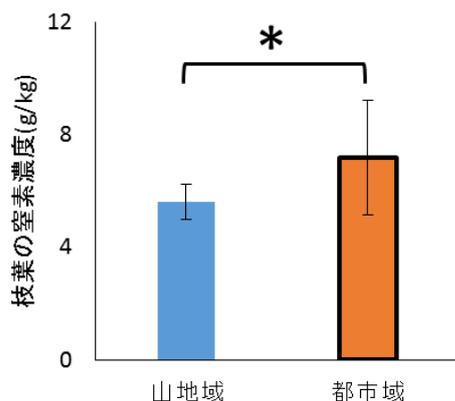


図 48 山地域と都市域の枝葉の比較

エラーバーは標準偏差を示し、*は5%水準で有意差があることを示す。

(3) 枝葉の分解特性と元素濃度の変化の関係

枝葉の分解特性の経時変化について、都市域と山地域で特に差が顕著であったじゅん菜池 1(都市域, 枝葉の N 濃度 11.07 g/kg)と群馬 3(山地域, 枝葉の N 濃度 5.63 g/kg)のデータを例に図 49 に示した。枝葉からの二酸化炭素放出速度には、山地域と都市域の両方のイヌシデで 2 つのピークが観察された(図 49)。大園ら(2007)は、落葉の分解段階で菌類群集が変遷することを報告している。有機物の分解を行う微生物相の変化は、分解される有機物も同様に变化し、分解後に生成される有機物にも影響をおよぼすことが推察される。そこで本研究では、枝葉の分解特性を前期・中期・後期の 3 段階に分けて考察した(図 49)。培養初期の二酸化炭素放出速度が急激に増減する時期を前期、緩やかに増加する時期を中期、再び減少する時期を後期とした。前期と中期の無機化率は、連続的に測定した二酸化炭素放出量の積算値と枝葉の全 C 濃度から算出し、後期の無機化率について反応速度論的解析によって無機化量を算出し枝葉の全 C 濃度から算出した(戸田ら, 1997)。枝葉の N 濃度と無機化率の有意な関係は前期(図 50)と後期(図 52)に見られ、それぞれ異なっていた。各調査地で採取したイヌシデの分解特性の結果を表 23 に示した。前期から後期までの無機化率の合計では、調査地の有意な違いがみられなかった。

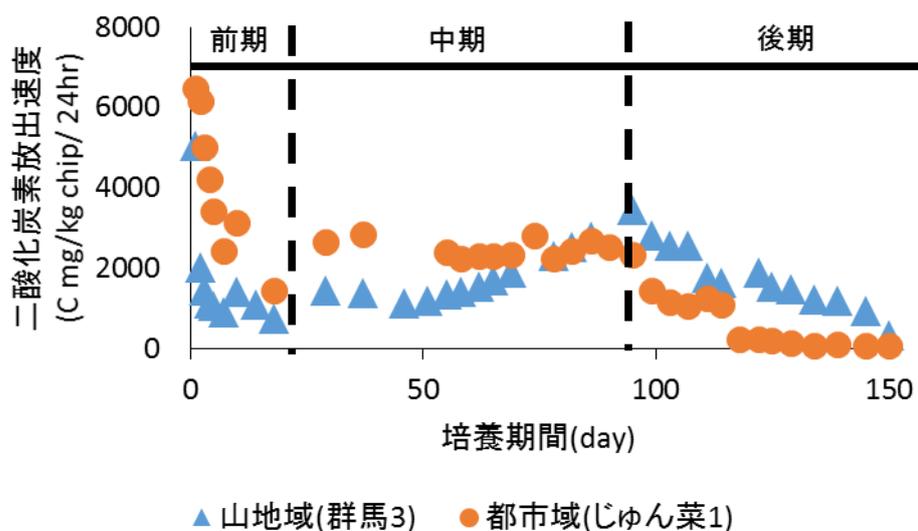


図 49 枝葉の分解特性の経時変化と分解段階

表 23 イヌシダの分解特性

分類	調査個体	枝葉の無機化率(%)			総計
		前期	中期	後期	
山地域 n=7	秩父1	6.3	32.3	10.7	49.3
	秩父2	6.3	26.7	14.7	47.8
	秩父3	6.9	28.3	17.5	52.7
	群馬1	5.9	23.6	12.2	41.8
	群馬2	4.6	25.8	21.8	52.2
	群馬3	5.2	28.6	24.4	58.2
	群馬4	5.0	21.9	13.6	40.5
都市域 n=12	国府台1	7.7	27.9	11.6	47.1
	じゅん菜1	12.1	35.5	10.0	57.6
	じゅん菜2	9.5	27.8	7.0	44.3
	小塚山1	7.3	34.9	17.4	59.6
	小塚山2	7.5	25.2	9.1	41.8
	21世紀1	7.1	26.9	11.0	45.0
	21世紀2	6.9	26.1	21.3	54.3
	21世紀3	8.0	22.8	12.9	43.7
	21世紀4	7.4	31.6	14.1	53.1
	千葉大1	7.3	27.6	9.6	44.6
	千葉大2	8.1	29.1	11.0	48.2
関さん1	8.4	38.7	17.3	64.4	

① 前期の無機化率

前期の無機化率には、枝葉の N と Mn 濃度との間に有意な正の相関があった(図 50~51)。佐藤ら(1995)は、N 源が豊富にある条件では、微生物は易分解性有機物が与えられればバイオマスを速やかに増加させると報告している(佐藤・瀬戸, 1995)。したがって、枝葉の C の無機化が進みやすく、C の無機化率が上がった。Mn は難分解性有機物であるリグニン分解の重要な役割を担う(Berg and McClaugherty, 2012)。したがって、Mn が多い枝葉の分解では、リグニン分解が促進され C の無機化が進んだ。

② 後期の無機化率

後期の無機化率には、枝葉の N 濃度に有意な負の相関があった(図 52)。リグニンを分解できる白色腐朽菌は、窒素飢餓の条件下でリグニン分解を行うことが報告されている(Berg and McClaugherty, 2012 : 河田, 2000)。したがって、N 濃度が高い枝葉は難分解性有機物であるリグニンが分解される後期の分解を抑制する。

3-1-4. まとめ

山地域と都市域に共通して生育していたイヌシデを比較すると、都市域の環境は枝葉の N および Mn 濃度を変化させ、その結果、枝葉の各分解段階における無機化率にも影響することが明らかとなった。道路面積率の増加をはじめとする都市化による分解特性の変化は、前期の無機化率を促進し、後期の無機化率を抑制する。以上の結果から、都市域では、土壤の難分解性有機物が山地域より多く残存することで土壤有機物の質が変化し、有機物を分解する微生物相にも影響をおよぼすことが推察される。本研究では、すべての調査地に生育していたイヌシデを調査対象としており、これは緑地に植栽される樹種の 1 種のみである。樹木の大气浄化機能や養分吸収能などは樹種によって差があり、都市域における樹木の元素濃度の変化についても樹種によって差があることが報告されている(三沢ら, 1993 : 高橋, 2002 : 戸塚・三宅, 1991)。そのため、今後の課題としてより多くの樹種における分解特性について明らかにすることが望まれる。また、分解特性の変化が土壤におよぼす影響についても検討する必要がある。

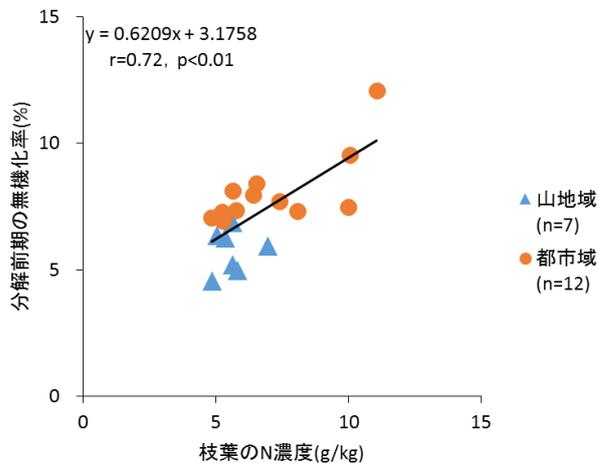


図 50 枝葉の窒素濃度と分解前期の無機化率の関係

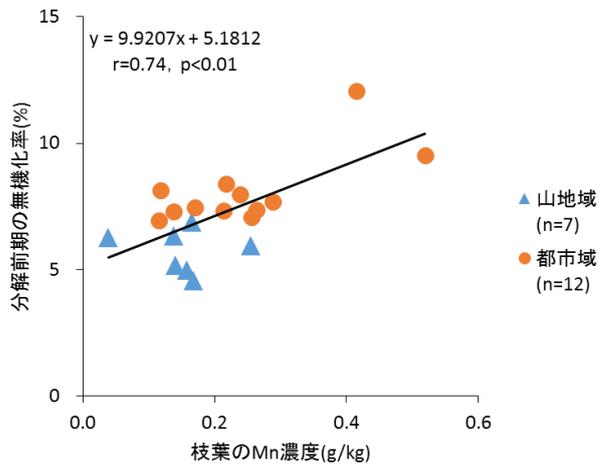


図 51 枝葉の Mn 濃度と分解前期の無機化率の関係

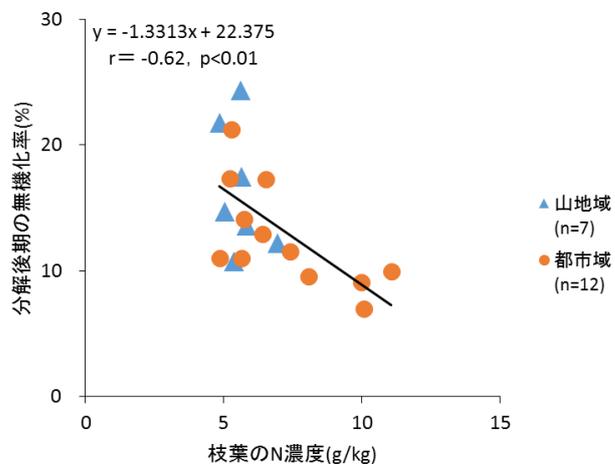


図 52 枝葉の N 濃度と分解後期の無機化率の関係

3-2. 都市化が土壤動物群集と有機物分解活性に及ぼす影響

3-2-1. はじめに

土壤動物は、生態系内で生物遺体の分解による養分循環の促進や土壤構造の改良の役割を担う。加えて、土壤動物は様々な環境下に生育しており、種数と個体数が多く、環境変化に対し敏感に反応するため、環境指標生物としても利用されている(青木, 2005: 境野ら, 2002)。土壤動物は、養分循環や一次生産への影響に至る様々な生態系機能に影響し、特に有機物の分解機能に影響すると言われている(長谷川ら, 2017)。森林や農地では、土壤動物群集が有機物分解に与える影響について多く研究されている(金子・伊藤, 2004)。土壤動物による有機物分解は、機能的に冗長性が高いと言われており、土壤動物の食性や大きさに関連した多様性が有機物分解を促進させる(Heemsbergen et al., 2004)。

一般的に、人為的な攪乱を受けた土壤は、土壤動物の群集組成が単純化することが報告されている(武田ら 2007)。これまでに、主に森林内での酸性雨に関する環境要因がトビムシ目やヒメミミズ科などの特定の個体群に与える影響について研究が実施されてきた(金子ら, 1994: Myrold, 1990)。Myrold(1990)は、pH 4以下の人工酸性雨が1000 mm降った土壤において、ヒメミミズ科の個体数が減少すると述べている。同じく同様の試験におけるトビムシ目では、種類によって減少するものと増加するものが報告されている(Myrold, 1990)。また、酸性雨の影響緩和策として、石灰散布による土壤酸性の矯正などの影響についても同様にヒメミミズ科・細菌などの個体群動態に着目した研究がされており、現在までに土壤 pH 変化が土壤動物と微生物の個体群動態に与える影響に関する知見が報告されている(金子ら, 1994)。Persson et al.(1989)は、石灰散布によって pH 3.8~4.5 の土壤を pH 6.9~7.5 に変えたとき、ヒメミミズ科の個体数が増加したことを報告している。細菌についても、石灰散布によって pH 5.0 の土壤を pH 6.5 に変化させた場合、個体数が増加することも報告されている(Nodar., 1992)。

Takahashi et al.(2015)は、都市域の緑地土壤に自動車の走行による砂塵や排気ガスなどが供給され、主にカルシウムなどの交換性塩基濃度が増加し、土壤の酸が中和されることを報告している。都市域における人為的な環境要因の変化が土壤動物群集にどのように作用し、有機物動態に影響するかについては、あまり知見が多くない。これらの知見は、都市緑地の物質循環特性の把握および土壤での有機物動態の把握に役立つ。そこで本研究では、千葉県と東京都の樹林地で土壤の化学的・生物的性質と土壤動物相を調査した。また、網目サイズ(メッシュ)の異なるリターバッグを使用し、バッグ内に侵入する土壤動物サイズを制限することで、土壤動物相が有機物分解に与える影響を考察した。

3-2-2. 方法

(1) 調査地の概況

本研究では、土壌化学性以外の立地条件をなるべく同じにするため、植生タイプが同じで、公園としての利用開始時期が近い 8 か所の公園を調査地として選定した(表 24)。調査地の標高は 20~90 m で、クヌギ(*Quercus acutissima* Carruthers)・コナラ(*Quercus serrata* Thunb. Ex Murray)が優占している樹林地である。それぞれの調査地の土壌型は、黒ボク土に分類されている(国土情報課, 2018)。各緑地につき 2~3 か所の調査地点を設定し、計 23 地点で調査を実施した。

(2) 土壌の化学的・生物的性質

2019 年 8 月と 9 月に、公園内の通路から離れた踏圧の影響が少ない土壌に対し、A0 層を除いた深さ 8 cm までの表土約 200 g を各緑地の 1 地点につき 3 か所ずつ採取した。採取した土壌を 2 mm メッシュのふるいにかけて、80 °C で 72 時間乾燥させ分析に供した。土壌の化学的性質では、土壌 pH をガラス電極法(乾土:水(H₂O)=1:2.5)、全炭素(C)・全窒素(N)濃度を CN コーダー法(CN Corder MT-700, Yanaco 社製)で測定した(土壌環境分析編集委員会, 1997)。微生物活性の指標として、土壌の加水分解酵素活性を FDA 加水分解活性法¹⁾で測定した。FDA 加水分解活性法とは、無蛍光物質であるフルオレセイン・ジアセテートが微生物細胞内で加水分解酵素によって蛍光物質であるフルオレセインに分解された時の吸光度(波長 490 nm)を測定する手法である(市川ら, 2002)。本研究では、加水分解酵素活性の測定に用いた試料の重さ(生重)は 0.5 g とし、加水分解酵素活性の測定後に測定値を試料の含水率に基づき、試料の乾重 0.25 g 当たりに換算した。

表 24 調査地の概況

都道府県	緑地名	調査地点数	緑地の利用開始年	緑地面積(m ²)	胸高断面積合計(cm ² /m ²)	標高(m)
東京都	東村山中央公園 (東村山市)	3	1988	121,099	34.8 (96%)*	88
	西原自然公園 (西東京市)	2	1979	20,014	23.9 (99%)	68
	野川公園 (調布市)	3	1980	399,211	80.1 (95%)	48
千葉県	船戸の森 (我孫子市)	3	1988	27,245	52.7 (84%)	33
	南部公園 (柏市)	3	1986	30,172	68.4 (57%)	30
	じゅん菜池緑地 (市川市)	3	1981	81,737	66.8 (47%)	20
	高津小島の森 (八千代市)	3	1989	16,128	76.1 (58%)	29
	八千代台北市民の森 (八千代市)	3	1989	14,309	34.0 (48%)	26

*は調査範囲内のクヌギ・コナラが占める割合を示す。

(3) 土壤動物相の調査

① 土壤動物相の調査法

2019年8月と9月に、公園内の通路付近を避け、踏圧の影響が少ない土壤に対し、ハンドソーティング法による土壤動物相を調査した。各調査地点に1か所ずつ50 cm×50 cmの範囲のA0層および深さ0~8 cmの鉍質土壤を実験室に持ち帰り、ハンドソーティング法により、中型・大型の土壤動物相を抽出した(森林立地調査法編集委員会, 2010)。土壤動物は、体長に基づいて0.1 mm以下を小型土壤動物群, 0.1~2 mmを中型土壤動物群, 2 mm以上を大型土壤動物群と分類される(金子, 2018)。ハンドソーティング法で採取された土壤動物相は、主に視認できた中型・大型土壤動物相に分類される(金子, 2018)。

② 土壤動物相の解析

土壤での有機物分解・無機化には、土壤動物の種の多様度より分解・無機化に関する機能の多様度が重要となることが報告されている(Bardgett et al., 2014)。これまでの既往研究では、土壤動物の生態学的機能は、おもに綱や目レベルでの分類群で評価されている(金子, 2018)。そこで、本研究ではハンドソーティング法で採取された土壤動物を目レベルまで同定し、個体数を算出した。得られたデータは、青木(1999)の「日本産土壤動物 分類のための図解検索」を使用し、目レベルの食性分類をした。なお、目レベルでは食性が不明瞭なダニ目ササラダニ亜目, コムシ目ナガコムシ科, イシノミ目イシノミ亜目については、亜目・科レベルまで同定した(青木 1999)。群集内多様度について式1に示した Shannon-Wiener 指数(H')により腐植食性土壤動物相の多様度を算出した(宮下・野田, 2003)。

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (1)$$

Sは各調査地内における腐植食性土壤動物相の合計群数, P_i は合計群数の内で各群*i*が占める相対優占度である(宮下・野田, 2003)。

(4) 有機物分解特性の調査

① リターバッグの材料と埋設

本調査は、体長サイズによって分類された土壤動物群集が有機物分解に与える影響を明らかにすることを目的としている。リターバッグ調査では、バッグの網目サイズの種類を変えることで、体長サイズに応じてバッグ内へ侵入できる土壤動物を制限することができる(森林立地調査編集委員会, 2010)。そこで、本調査では、2種類のリターバッグ(0.1 mm・4 mmメッシュ)を使用した。本研究では、0.1 mmメッシュのリターバッグを小型土壤動物と微生物による影響を測定できるものと位置付けた。そして、4 mmメッシュのリターバッグを小型・中型・大型土壤動物と微生物による影響を測定できるものと位置付けた。

2019年8月に千葉大学松戸キャンパス内に生育していた病虫害の影響を受けていないクヌギの緑葉を採取し、80℃で72時間の乾燥を行ったのち、8~10 mmサイズに細断した。細断された乾燥葉0.50~0.55 gを5 cm×5 cmサイズのバッグに入れた。作成したリター

バッグは、2019年8月と9月の1地点につき、バッグ同士が干渉しないように50 cm 間隔で、各5個ずつを深さ8 cmの土壌に埋設した。バッグの付近には、地温データロガー(サーモクロンGタイプ, KN Laboratories 社製)も埋設した。表21に各緑地の埋設期間および1時間ごとの平均地温を示した。

② リターバッグの回収と補正

埋設期間が約90日となるように2019年11月と12月に埋設したリターバッグと地温データロガーを回収した(表25)。回収したリターバッグは80℃で72時間の乾燥後に、バッグの表面に付着した土壌をブラシで除去した。

リターバッグ内に入り込み葉に付着した土壌量を測定するため、回収したリターの一部(約0.500 g)を強熱減量法(750℃で60分)によって燃焼させ残存物の重さからリターに付着していた土壌量の割合(SR)を推定した。以上のデータから式2により補正したリターの分解率を算出した。

$$\text{補正したリターの分解率} = 1 - (\text{SL1} \times (1 - \text{SR})) / \text{L1} \quad (2)$$

ここでは、L1は埋設前のリターの乾燥重量、SL2は回収後の付着土壌とリターの乾燥重量、SRは付着土壌量の割合を示す。

(5) 統計解析

本研究で得られた土壌の化学的・生物学的性質、土壌動物相、有機物分解特性について、調査項目間の関係を単相関検定により検証した。

表25 有機物分解特性調査の埋設期間と平均地温

緑地名	埋設期間 (日)	埋設日	回収日	平均地温* (℃)
東村山中央公園	92	2019年8月28日	～ 11月28日	17.9
西原自然公園	91	2019年9月1日	～ 12月1日	18.6
野川公園	89	2019年9月2日	～ 11月30日	18.5
船戸の森	90	2019年9月8日	～ 12月7日	17.3
南部公園	90	2019年9月8日	～ 12月7日	17.3
じゅん菜池緑地	91	2019年9月9日	～ 12月9日	17.5
高津小島の森	88	2019年9月11日	～ 12月8日	16.8
八千代台北市民の森	88	2019年9月11日	～ 12月8日	17.1

*は1時間ごとに測定された地温の平均値を示す。

3-2-3. 結果と考察

(1) 土壌の化学的・生物的性質

土壌の化学的・生物的性質の結果を表 26 に示した。土壌 pH は 4.5～5.5 となり、西原自然公園が特に高い値であった。全炭素濃度(C 濃度)と全窒素濃度(N 濃度)は、68.9～140.5 g/kg, 4.6～12.1 g/kg となり、野川公園が特に高い値であった。土壌中の微生物活性は、0.44～0.87 となり、東村山中央公園が特に高い値であった。土壌 pH, C 濃度, N 濃度, 微生物活性が最も低い緑地は、じゅん菜池緑地であった。

(2) 土壌動物相

ハンドソーティング法によって採取された中型・大型土壌動物群集を表 27 に示した。全ての土壌動物群数と総個体数は、9～15 群数, 124～377 個体となった。腐植食性土壌動物群数と総個体数は、3～6 群数, 84～119 個体となった。イトミミズ目とワラジムシ目は、多くの緑地で共通して生育しており、視認できた個体数が多かった。腐植食性土壌動物の多様度は 0.3～1.7 となり、イトミミズ目とヤスデ綱が特に多く視認されたじゅん菜池緑地で高い多様度となった。

表 26 土壌の化学的・生物的性質の結果

緑地名	調査地点数	土壌の化学的性質			土壌の生物的性質	
		土壌pH(H ₂ O)	土壌 C 濃度 (g/kg)		土壌 N 濃度	微生物活性(FDA活性)
東村山中央公園	3	5.0 ± 0.1	119.1 ± 14.7	14.7	9.0 ± 1.3	0.87 ± 0.08
西原自然公園	2	5.5 ± 0.2	115.5 ± 6.0	6.0	9.1 ± 0.2	0.63 ± 0.06
野川公園	3	5.4 ± 0.3	140.5 ± 19.9	12.1	12.1 ± 1.5	0.77 ± 0.03
船戸の森	3	5.0 ± 0.1	121.9 ± 6.0	6.0	9.6 ± 0.6	0.65 ± 0.05
南部公園	3	5.2 ± 0.1	100.0 ± 8.4	8.0	8.0 ± 0.7	0.55 ± 0.05
じゅん菜池緑地	3	4.5 ± 0.1	68.9 ± 9.5	4.6	4.6 ± 0.7	0.44 ± 0.14
高津小鳥の森	3	5.4 ± 0.1	133.1 ± 25.2	10.6	10.6 ± 1.8	0.76 ± 0.20
八千代台北市民の森	3	5.3 ± 0.1	132.4 ± 14.5	9.4	9.4 ± 1.1	0.75 ± 0.03

各データは、平均値±標準偏差と示す

1つの調査地点につき、3回ずつ測定した。

表 27 ハンドソーティング法によって採取された土壌動物の群数と個体数(個体数/m²)

綱 ¹⁾	目 ¹⁾	亜目・科 ¹⁾	食性の分類 ¹⁾	東村山中央公園 (n=3)	西原自然公園 (n=2)	野川公園 (n=3)	船戸の森 (n=3)	南部公園 (n=3)	じゅん菜池緑地 (n=3)	高津小鳥の森 (n=3)	八千代台北市民 (n=3)		
マキガイ綱	マイマイ目		雑食性	41 ± 27	112 ± 144	165 ± 50	59 ± 34	103 ± 72	28 ± 6	31 ± 14	183 ± 120		
ミミズ綱	ナガミミズ目		腐植食性	17 ± 4	1 ± 2	1 ± 2	9 ± 8	16 ± 9	7 ± 9	13 ± 16	17 ± 25		
	イトミミズ目		腐植食性	345 ± 301	11 ± 15	7 ± 7	39 ± 35	11 ± 4	240 ± 157	3 ± 2	1 ± 2		
クモ綱	クモ目		捕食性	13 ± 7	8 ± 9	1 ± 2	60 ± 35	9 ± 5	39 ± 10	8 ± 9	12 ± 10		
	ダニ目	ササラダニ亜目	捕食性・植食性・ 菌食性・寄生性	・	・	1 ± 2	3 ± 4	・	1 ± 2	・	・		
			腐植食性	・	・	・	・	・	・	・	・		
			捕食性	・	・	1 ± 2	・	・	7 ± 9	1 ± 2	・		
			ザトウムシ目	雑食性	・	・	・	・	1 ± 2	・	・		
甲殻綱	ワラジムシ目		腐植食性	43 ± 18	247 ± 289	309 ± 81	292 ± 121	99 ± 34	64 ± 31	344 ± 293	380 ± 107		
	ヨコエビ目		腐植食性	・	・	・	7 ± 7	・	・	・	・		
ヤスデ綱	オビヤスデ目		腐植食性	11 ± 8	3 ± 4	1 ± 2	35 ± 34	12 ± 12	95 ± 60	4 ± 6	4 ± 0		
	ツムギヤスデ目		腐植食性	・	・	・	1 ± 2	・	39 ± 55	・	1 ± 2		
	フトマルヤスデ目		腐植食性	・	・	・	3 ± 2	1 ± 2	・	・	・		
ムカデ綱	イシムカデ目		捕食性	23 ± 27	8 ± 9	101 ± 38	19 ± 10	47 ± 58	73 ± 52	8 ± 6	97 ± 8		
	オオムカデ目		捕食性	1 ± 2	・	4 ± 3	5 ± 4	・	・	・	7 ± 4		
	ジムカデ目		捕食性	7 ± 9	9 ± 7	67 ± 34	17 ± 10	59 ± 21	43 ± 5	12 ± 11	27 ± 21		
コムカデ綱	コムカデ		腐植食性	5 ± 5	3 ± 2	17 ± 8	3 ± 2	4 ± 6	4 ± 3	・	13 ± 9		
昆虫綱	トビムシ目		腐植食性	1 ± 2	・	・	3 ± 4	56 ± 79	11 ± 12	113 ± 48	・		
	コムシ目	ナガコムシ科	腐植食性	・	・	・	1 ± 2	8 ± 6	1 ± 2	・	3 ± 4		
		ハサミコムシ科	捕食性	・	・	・	・	・	・	・	・		
		イシノミ科	腐植食性	・	・	・	・	・	・	・	・		
		シミ科	雑食性	・	・	・	・	・	・	・	・		
	シロアリ目		腐植食性	・	・	・	・	・	・	・	・		
	アザミウマ目		植食性	・	・	・	・	・	・	1 ± 2	・		
	カメムシ目		植食性・捕食性	・	・	3 ± 4	・	・	3 ± 4	・	・		
	チョウ目		植食性	・	・	1 ± 2	23 ± 8	3 ± 4	3 ± 4	・	・		
	ハエ目		腐食性	11 ± 5	1 ± 2	・	3 ± 4	・	7 ± 5	4 ± 6	4 ± 3		
	コウチュウ目		捕食性・糞食性・ 植食性	31 ± 10	9 ± 13	16 ± 12	39 ± 15	41 ± 25	29 ± 7	9 ± 2	32 ± 17		
	ハサミムシ目		雑食性	4 ± 3	3 ± 4	3 ± 4	3 ± 4	28 ± 12	3 ± 4	・	5 ± 5		
	ハチ目		雑食性	5 ± 4	11 ± 15	9 ± 13	889 ± 1165	3 ± 2	20 ± 26	11 ± 8	5 ± 8		
	全ての中型・大型群集				総個体数	559 ± 381	425 ± 488	709 ± 117	1511 ± 1222	499 ± 146	716 ± 376	563 ± 338	792 ± 264
	腐植食性中型・大型動物群集				動物群数	11.3 ± 1.7	9.5 ± 1.5	10.3 ± 0.9	15.3 ± 1.9	12.3 ± 1.2	13.3 ± 3.4	10.0 ± 2.2	11.0 ± 1.4
				総個体数	423 ± 327	283 ± 295	336 ± 81	392 ± 164	207 ± 91	460 ± 289	477 ± 296	420 ± 133	
				動物群数	4.7 ± 0.5	3.5 ± 1.5	3.3 ± 0.5	6.7 ± 1.2	5.3 ± 1.2	5.3 ± 0.9	3.7 ± 0.5	4.0 ± 1.4	
				Shannon-wiener 多様度指数	1.1 ± 0.3	0.2 ± 0.2	0.3 ± 0.0	1.2 ± 0.1	1.5 ± 0.3	1.7 ± 0.1	1.0 ± 0.3	0.4 ± 0.3	

各データは平均値±標準偏差を示し、視認されなかった土壌動物群は「・」で示した。

1)は青木(1999)を参考に分類した。

(3) 土壌の有機物分解特性

土壌での有機物分解率の結果を表 28 に示した。有機物分解率は 0.1 mm メッシュのリターバッグで 44~52%, 4 mm メッシュのリターバッグで 43~65%となり、船戸の森で最も高い値を示した。一部の緑地では、4 mm メッシュの値が 0.1 mm メッシュより低い値となった。本研究では、この原因を特定することはできなかったが、0.1 mm メッシュのリターバッグの網目が細かく、比較的湿潤条件となったため、菌類や細菌類の活動が活発化し分解が進んだことや 4 mm メッシュのリターバッグ内で菌食性の土壌動物が菌糸を摂食し、有機物分解を抑制したことなどが推察された(Crowther et al 2011: 森林立地調査法編集委員会, 2010)。

本研究では、土壌動物群集が有機物分解特性に与える影響を明らかにするため、4 mm メッシュのリターバッグの分解率と 0.1 mm メッシュのリターバッグの分解率の差を腐植食性中型・大型土壌動物による有機物分解特性の指標として算出した(表 21)。腐植食性中型・大型土壌動物による有機物分解率の平均値は船戸の森で最も高く 12.7%となり、西原自然公園、野川公園、八千代台北市民の森が 3.3%以下となった。

表 28 土壌での有機物分解特性の結果

緑地名	調査地点数	土壌での有機物分解率		腐植食性中型・大型土壌動物による有機物分解率 *	
		0.1 mmメッシュ	4 mmメッシュ (%)		
東村山中央公園	3	44.1 ± 0.8	52.6 ± 2.0	8.7 ± 2.6	
西原自然公園	2	46.4 ± 2.2	43.0 ± 3.7	-3.5 ± 1.5	
野川公園	3	47.9 ± 2.3	47.7 ± 3.6	0.0 ± 2.8	
船戸の森	3	52.2 ± 1.9	64.9 ± 11.0	12.7 ± 11.3	
南部公園	3	45.6 ± 1.5	56.2 ± 3.4	10.7 ± 4.5	
じゅん菜池緑地	3	47.5 ± 1.6	56.2 ± 4.0	9.0 ± 5.4	
高津小鳥の森	3	47.3 ± 2.4	57.3 ± 1.1	10.0 ± 3.3	
八千代台北市民の森	3	46.7 ± 1.3	50.3 ± 2.5	3.3 ± 1.7	

各データは、平均値±標準偏差と示す。

1つの調査地点数につき、計 10 個ずつのリターバッグを埋設した(0.1mm メッシュのリターバッグ 5 個, 4mm メッシュのリターバッグ 5 個)。

* : : 4mm メッシュと 1mm メッシュの有機物分解率の差を腐植食性中型・大型土壌動物による有機物分解率とした。

(4) 腐植食性土壌動物群集と有機物分解特性

ハンドソーティング法で採取された腐植食性中型・大型動物の多様度指数(表 27)と腐植食性中型・大型土壌動物群集による有機物分解率(表 28)の間に有意な正の相関がみられた(図 53)。本調査地では、腐植食性中型・大型土壌動物の多様度指数が高いじゅん菜池緑地などでは、ヤスデ綱、イトミミズ目の群数と個体数が多くなり、一方で多様度指数の少ない西原自然公園などでは、主にワラジムシ目以外の土壌動物の個体数が少なくなった(表 27)。ワラジムシ目では体長が 1~10 mm 程度に対し、ヤスデ綱は 10~40 mm であるとされている(青木, 1999)。つまり、本研究で多様度が高かった緑地では、体長サイズが異なる土壌動物が生育していたと言える。生態系内に生息する腐植食性土壌動物のサイズと分解に関わる機能が多様化することで効率的に有機物の分解を促進することが報告されている(金子, 2018)。本研究においても、土壌動物の群集組成が多様化した緑地では、有機物分解が促進されることが推察された。

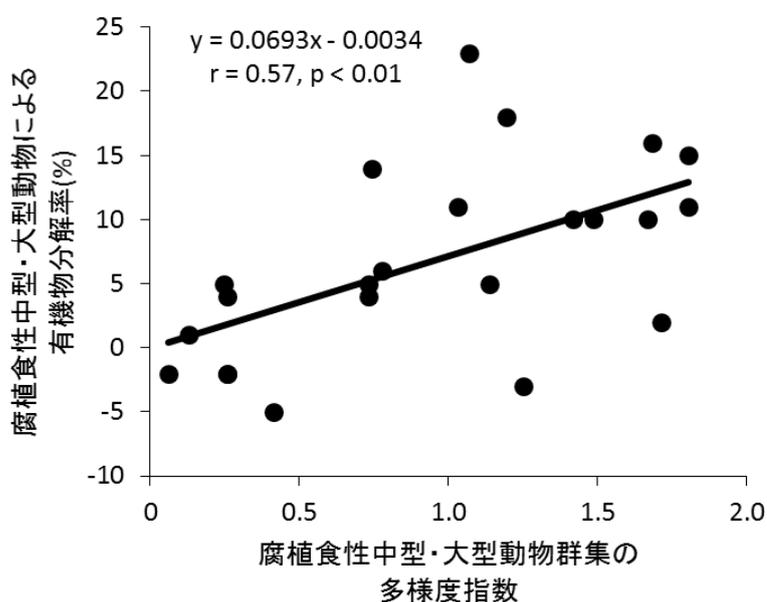


図 53 腐植食性中型・大型土壌動物群集の多様度と有機物分解特性の関係

(5) 腐植食性土壌動物群集と土壌有機物量

ハンドソーティング法で採取された腐植食性中型・大型動物の多様度指数と土壌 C 濃度
の間に有意な負の相関がみられた(図 54)。一般的に土壌有機物は、土壌動物や微生物にとっ
て餌資源となるため、土壌有機物量が多ければ土壌動物の現存量は多くなる(堀越・二井,
2003 : 金子, 2018)。一方, 本研究では, 逆に腐植食性土壌動物の多様度指数の増加によっ
て, 土壌 C 濃度が低下した(図 54)。体長サイズなどの腐植食性土壌動物群集の多様化は,
有機物の粉砕力を効率化し, 有機物の表面積を増加させることで, 有機物の利用可能性をさ
らに増大させる(犬伏・白鳥, 2020 : 金子, 2018)。その結果, 本調査地の土壌 C 濃度の範囲
において相対的に C 濃度が低下したことが推察された。

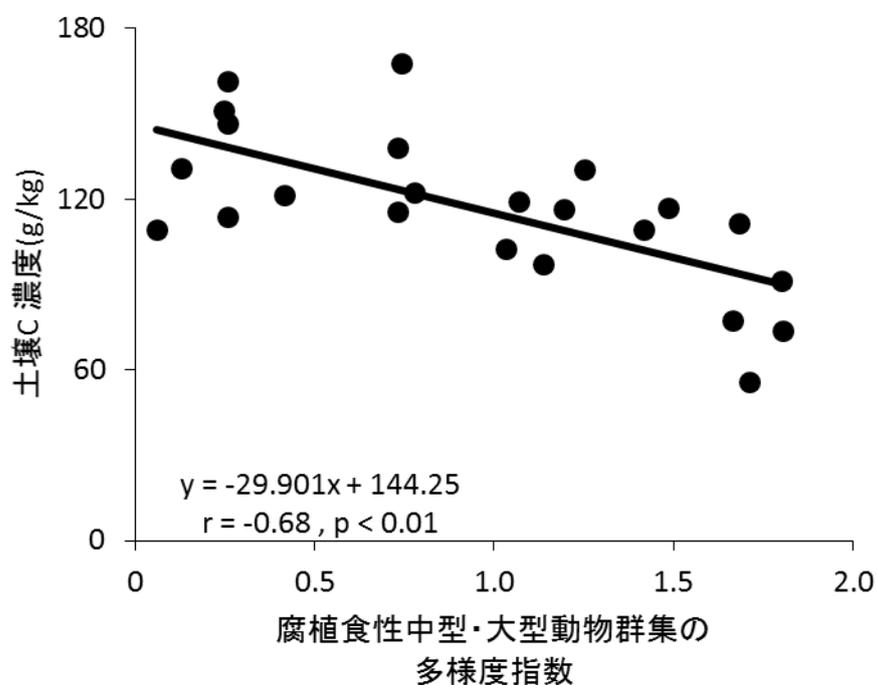


図 54 腐植食性中型・大型土壌動物群集の多様度指数と土壌 C 濃度の関係

(6) 土壌の化学的・生物的性質と腐植食性土壌動物群集

一般的に土壌動物や微生物による有機物分解・無機化は、温度条件が影響することが明らかとなっている(Crowther et al., 2011)。本調査地では、平均地温が 17~19 °C の範囲となったが、有機物分解特性との関係は見られなかった(表 25)。したがって、本研究でみられた調査地間の有機物分解特性の違いは、主に生物的な要因によると考えられた。土壌 pH とハンドソーティング法で採取された腐植食性中型・大型動物の多様度指数との間に有意な負の相関がみられた(図 55)。Bogyó et al.(2015)は、都市化の進行に伴う、土壌 pH の 4.7~6.4 への上昇、地温の上昇、および土壌へ供給されるリター量の減少が、ヤスデ綱の多様性および平均体長を低下させることを報告している。また、ワラジムシ目を pH 2~9 の範囲の土壌に生育させたとき、pH 5~7 の範囲内で最も個体数が多くなる(Soejono sastrodihardjo and Van Straalen, 1993)。これらの既往研究では、土壌動物の生育環境における pH 選択性を報告している(Bogyó et al., 2015 ; Soejono sastrodihardjo and Van Straalen, 1993)。一方、本研究における土壌 pH は 4.3~5.5 であり、既往研究で土壌動物に影響を与えた土壌 pH と比較して、変化の幅が小さい。一般的に、都市環境は緑地に単一の要因ではなく、複雑で多くの要因が作用すると考えられている(松井・岡崎, 1995)。本研究でも、pH の変化に加え、土壌の物理性、湿度などの環境要因も影響して土壌の腐植食性動物群集の多様度指数が低下した可能性がある。

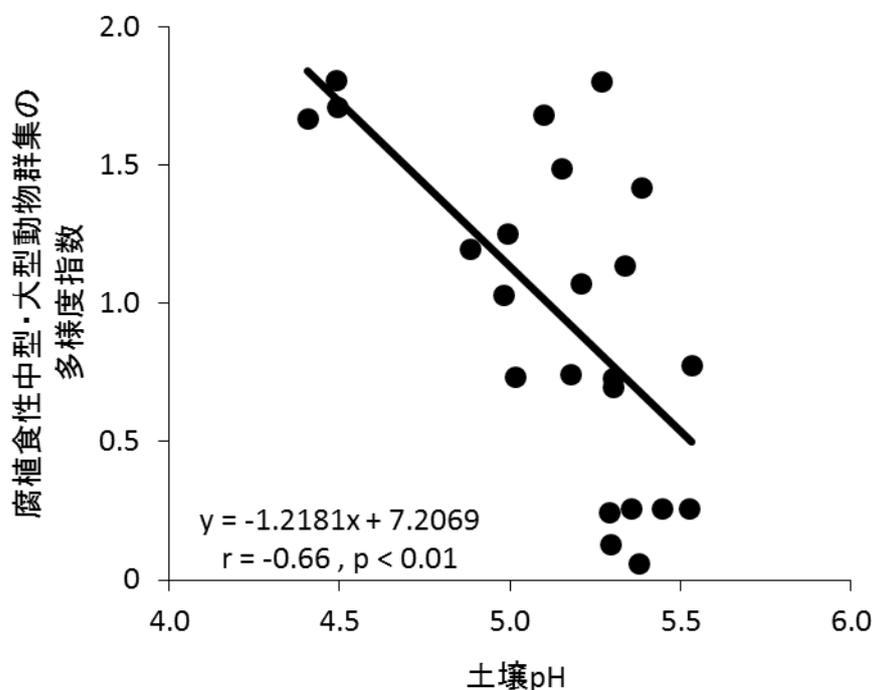


図 55 土壌 pH と腐植食性中型・大型土壌動物群集の多様度の関係

(7) 土壌の化学的性質と微生物活性

土壌の微生物活性と土壌 C 濃度間に有意な正の相関がみられた(図 56)。土壌に有機物が供給されると微生物は、即時に分解を開始し、有機物が枯渇すると次期の有機物供給まで耐久体(あるいは休眠体)となる(堀越・二井, 2003)。つまり、土壌細菌・菌類などの微生物の現存量は、供給される有機物の量や質などによって決定される(堀越・二井, 2003)。その結果、土壌 C 濃度の高い緑地で、微生物活性が高まったと推察された。

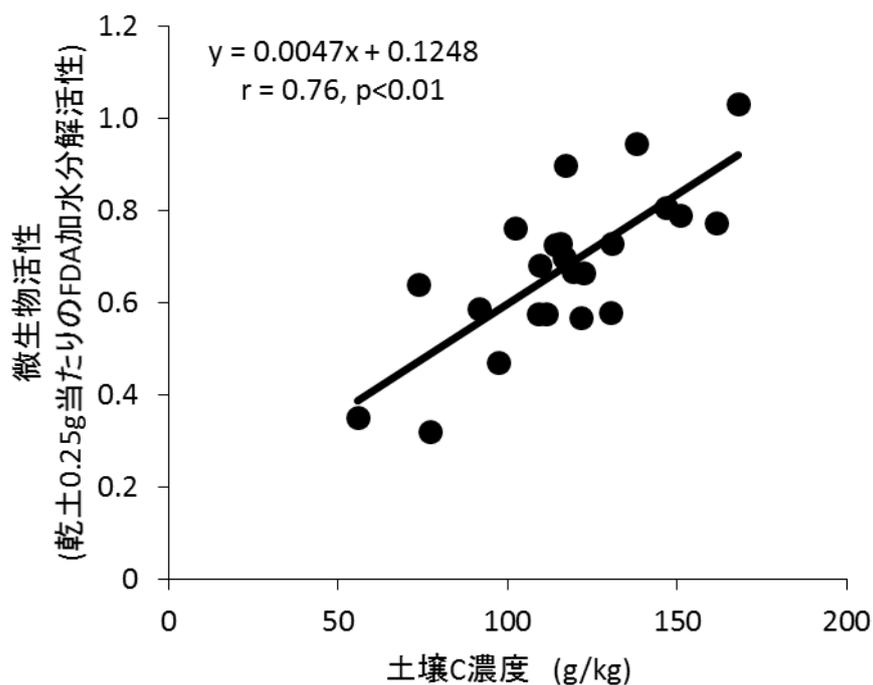


図 56 土壌 C 濃度と微生物活性の関係

3-2-4. まとめ

都市緑地における土壌 pH の上昇などの環境要因の変化は、腐植食性の中型・大型土壌動物群集の多様度を低下させ、これらの土壌動物による有機物分解率の低下を招くと考えられた。中型・大型土壌動物による有機物の分解が活発化していない緑地では、小型土壌動物や菌類・細菌類が主体となって有機物が分解される。

調査地によっては、中型・大型土壌動物を含む群集よりも小型土壌動物と微生物のみの群集による有機物分解が活発であった(表 21)。そのような調査地では、菌食性の土壌動物が菌糸を摂食し、有機物分解を抑制したことが推察された。今後、緑地の物質循環特性や有機物動態を推定するうえで、生物の群数に基づく多様度だけでなく、土壌動物と微生物の種の組み合わせによる有機物分解特性の変化についても検討する必要がある。

4 章. 総合考察

都市緑地で発生した剪定枝チップの敷き均しは、堆肥化に比べコストや設備が安価なうえ、時間の経過によって土壌へ還元される自然の物質循環のしくみに沿った方法として注目されている(亀山ら, 1998: 高橋, 2007)。しかし、堆肥化をしていない剪定枝チップの敷き均しは、微生物の活発化による窒素飢餓などの植物との養分競合が懸念されてきた(土壤学 : 輿水・吉田 1998)。一方、畑作地でおが屑の多量施肥によって微生物バイオマスを人為的に増加させることで、窒素を一時的に不動化させ、収量を下げることなく窒素の流亡を減少できることが報告されている(Herai et al., 2006)。

1 章で述べたように、都市緑地での植物遺体による持続的な物質循環系の創出方法を提案する上で、都市域で発生する枝葉などの植物遺体は、樹種により多様であり、分解特性や土壌への影響が不明瞭であることが課題である。さらに都市環境下での有機物分解特性の変化に関する知見についても明らかにする必要がある。そこで、2 章では枝葉の分解が土壌に及ぼす影響と 3 章では、都市環境が枝葉の化学的性質の変化と分解者による有機物分解特性に与える影響を明らかにした。

(1)本研究のまとめ

2 章では、枝葉の分解に関する簡易な枝葉の分解特性の指標と枝葉の分解による土壌の化学性への影響を明らかにした。

2-1 では、都市緑地に多く植栽される 18 樹種の樹木について、簡易に測定できる枝葉の形態と分解特性の関係を調査した。枝葉の分解特性は、630 日間で落葉樹は 40~70%、常緑樹は 20~50%、針葉樹は 20~30%が分解された。枝葉の分解特性と枝葉の形態の関係は、枝葉に含まれる葉の割合と葉の比重が高い、常緑樹・針葉樹の分解率が低かった。

2-2 では、枝葉の分解に伴い土壌の炭素と窒素の動態を明らかにした。枝葉の分解率によって、枝葉に含まれる無機化された炭素の割合と土壌へ浸透する炭素の割合を説明できることが明らかとなった。また、土壌での窒素の動態について土壌深 0~15cm の間で、窒素が微生物による無機化と有機化によって枝葉に含まれる窒素の 80%以上が保持されていることが示された。

3 章では、都市化による枝葉の元素組成と枝葉を分解する土壌動物の群集や活性に影響を与え、枝葉の分解特性を変化させるしくみについて明らかにした。

3-1 では、都市域と山地域に共通して生育していた樹木を対象に元素濃度と分解特性の関係を明らかにした。都市域では、周囲の道路面積の増加を中心とした都市化が枝葉の窒素とマンガン濃度が増加し、分解前期の無機化を促進し、分解後期の無機化を抑制することで、都市緑地に難分解性有機物が多く残存するため、枝葉の分解に伴う CO₂の発生を長期的に抑制することも考えられた。

3-2 では、東京都と千葉県の都市緑地を対象に腐植食性の土壌動物群集の多様度の変化によって有機物分解特性に影響するしくみを明らかにした。土壌 pH の上昇などによって土壌動物群集の多様度が低下し、大型土壌物による有機物分解が低下することが示唆された。

(2) 既往の枝葉チップの敷き均しモデルもとに本研究結果を考慮したモデルの考案

都市緑地には、多様な樹種が植栽されている。現状では、枝葉チップによる物質循環系の創出に最も早くから取り組んでいる東京都の緑地においても緑地の維持管理で発生した剪定枝をその場でチップ化し敷き均している(興水・吉田, 1998: 亀山ら, 1998: 高橋, 2007)。しかし、枝葉の樹種や都市化の影響に配慮した敷き均しが行われていない本研究では、2章1節で樹木の落葉様式(落葉広葉樹, 常緑広葉樹, 常緑針葉樹)によって枝葉の分解特性が変化することが明らかとなったため、緑地の樹種構成に配慮した枝葉の敷き均し方法が提案されるべきである。東京都における緑地での調査に基づく佃ら(2008)による提案では、3~4年周期で10cmの厚さに枝葉を敷き均すことで持続的な物質循環系を維持できるとしている。本研究の結果をふまえ、緑地の構成樹種によって枝葉チップの敷き均し頻度を変える必要がある。持続的な物質循環系は、土壌への有機物供給速度と有機物の分解速度が釣り合うようなバランスで成立している(高橋, 2012)。したがって、都市緑地での持続的な物質循環系を創出するには、針葉樹や常緑樹が多く植栽される緑地では敷き均しの周期を長くし、落葉樹が多く植栽される緑地では、より短い敷き均し周期で管理することが望ましい。高橋ら(2014)は、敷き均された枝葉チップの80%の炭素が地表で長期間保持されることを報告しているが、本研究では、630日間経過して初期の枝葉チップに含まれる炭素のうち、常緑樹が70%の炭素が保持され、落葉樹が50%の炭素が保持されることが明らかとなった(2章2節)。したがって、樹木の落葉様式によって炭素固定機能が異なることが明らかとなったため、枝葉チップの敷き均しによる炭素固定機能の再評価が必要になると推察される。さらに、枝葉の敷き均しによって、枝葉チップの分解による養分供給速度と樹木の養分吸収速度のバランスを整えることも可能である。

本研究によって都市域では、枝葉の元素濃度が変化し、難分解性有機物の分解が抑制されることや土壌動物群集の多様度が低下するため、都市化の進んだ緑地では、有機物分解が抑制されることが示唆された(3章)。図57は、都市化による枝葉の敷き均し後における炭素蓄積動態の変化を表す。都市環境下での有機物分解は、分解前期における易分解性有機物の分解を促進し、分解後期における難分解性有機物の分解を抑制する(3章1節)。落葉の乾燥重量のうち6~8割以上が難分解性有機物であるセルロースとリグニンであることから(大園, 2014)、都市化による有機物分解特性の変化によって、土壌へ供給される有機物の性質も変化することが推察される。さらに、都市化の影響の程度は、枝葉に含まれる難分解性有機物を多く含む常緑樹や針葉樹の樹種で、落葉樹と比較してより強く影響することが考えられる。しかし、都市化が有機物分解に与える具体的な影響については、本研究では明らかにできなかった(3章)。そのため、都市環境に配慮した都市緑地での剪定枝の敷き均しを提案するために、適切な都市化の指標と有機物分解特性の関係を明らかにしていく必要がある。当面は敷き均された枝葉の分解特性を見てから、枝葉の敷き均し時間を調整する必要がある。

以上より、都市域での植物遺体による持続的な物質循環系を創出するとき、葉の重量比率の高い常緑樹が多い緑地では、ゆっくりとした物質循環となることが予想される。そのため、

具体的な植物遺体の活用方法として、枝葉の敷き均し間隔を長くすることや敷き均しの厚さを薄くすることが考えられる。次に、緑地周辺の道路面積率が高い緑地では、枝葉に含まれる難分解性有機物の分解は抑制されることが推察された。都市化の進行にも合わせて緑地の物質循環をゆっくり回すような、土壌へ敷き均す枝葉の量や期間とし、土壌への有機物の供給過多を起こさないようにする活用方法が望ましい。本研究の成果をふまえた敷き均された枝葉に含まれる炭素の蓄積量の変化を図 58 に示す。

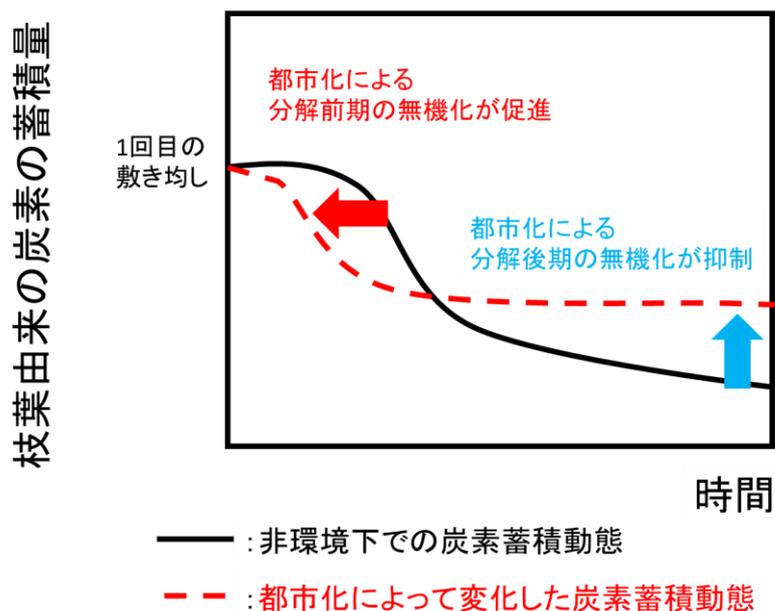


図 57 都市化による枝葉の分解特性の変化と土壌へ供給される炭素動態

枝葉由来の炭素の蓄積量

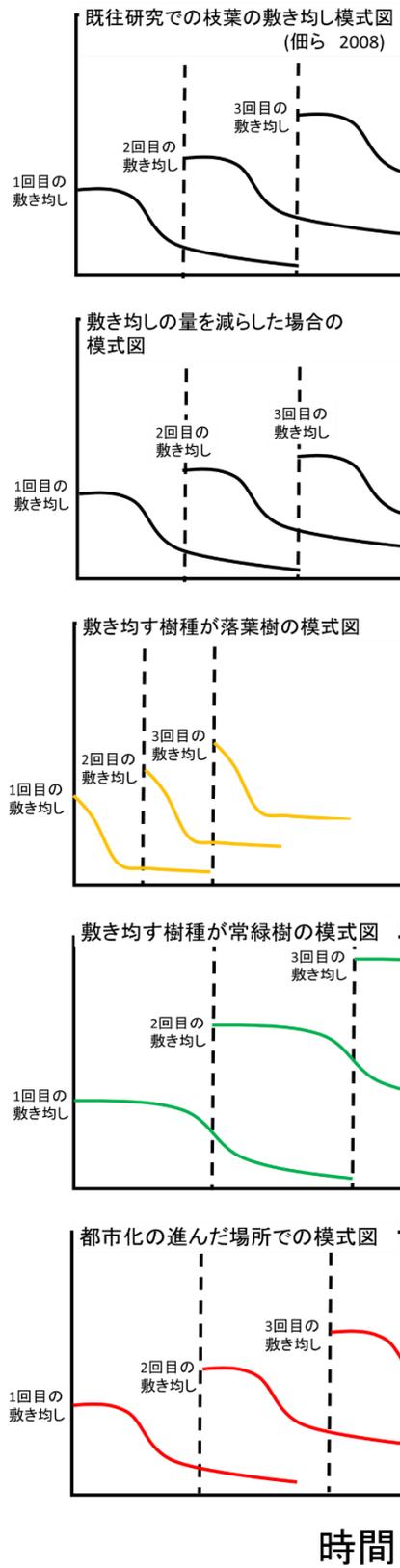


図 58 樹種や都市化の影響を考慮した枝葉由来の炭素蓄積量の変化(模式図)

(3) 今後の課題

温度環境は、微生物による有機物分解活性などに影響する(金野・杉原, 1985; 松中, 2019)。本研究では、温度による分解特性への影響が不明瞭となっており、気温が異なる地域による分解特性の変化が明らかにできなかった。気温の異なる緑地での有機物分解特性の変化を明らかにする必要がある。

他の枝葉の活用方法として、高橋ら(2002)は、敷き均す枝葉のチップの粒径を細かくすることで、表面積が大きくなり、分解が促進されることを報告している。この知見を明らかにすることは、枝葉の敷き均し周期を管理者によって調節できるようになるとが推察される。

また、本研究では、都市域と山地域に共通して生育していた 1 樹種についてのみの枝葉の化学性と分解特性の変化を明らかにした。都市域の大気汚染物質の吸着効果は、樹種や葉の着葉位置によって異なることが報告されている(渡辺ら, 2018)。したがって、都市化に伴う枝葉の化学性の変化の程度は樹種によって異なることが推察されるため、より都市緑地に多い樹種や枝葉の採取部位などが分解特性に与える影響に関する研究する必要がある。

Liu et al.(2019)は、剪定枝の堆肥を異なる土壌型に施用した結果、赤土などと比較して元々微生物活性の高い森林土壌において、作物の生育効果が上昇すると報告している。一般的な都市緑地の土壌は、自然緑地と比較して、有機物が少ないことが報告されている(高橋, 2012)。したがって、植物遺体の持続的な活用によって、土壌の性質が変化していくことが予想されるため、枝葉の敷き均しを続けることによる土壌の発達に合わせ、枝葉の敷き均しに関する量や組成に関する知見もフィードバックさせることが重要である。さらに本研究では、関東地方の黒ボク土を調査対象とした。黒ボク土は、土壌の有機物濃度が高く、微生物土壌動物による有機物分解活性が高い特徴を持つ(犬伏・白鳥, 2020; 柴田, 2018)。緑地の土壌は、褐色森林土や灰色低地土など、その緑地の植生や環境などによって様々な土壌が形成されている(興水・吉田, 1998)。さらに、王ら(1993)は、林地造成後の 18 年経過した黒ボク土と 50 年以上放置された林地の黒ボク土壌での有機物分解活性が異なると報告している。つまり、これらの土壌の種類や造成年数によって有機物分解特性も影響することが推察される。

要旨

1. 都市緑地において、植物遺体による環境負荷を低減し、自然緑地にならった持続的な物質循環系を創出することが望まれる。都市緑地の維持管理で発生する植物遺体は、分解特性が考慮されずに、土壌へ敷き均されている。植物遺体の敷き均しによる持続的な物質循環系を創る上で、都市域で発生する枝葉などの植物遺体の分解特性や土壌への影響を考慮する必要がある。さらに、都市環境下での分解者の活性や枝葉の元素濃度の変化による有機物分解特性の影響も考慮する必要がある。そこで、本研究では、都市域で発生する植物遺体の持続的な活用方法を提案することを目的とし、都市域での枝葉の分解特性と土壌への影響を調査した。

2. 都市緑地に多く植栽される 18 種の樹木について、枝葉の形態と分解特性の関係を調査した。枝葉の分解特性は、主に落葉様式間で違いがあり、常緑樹のような葉の比重や枝葉を構成する葉の割合が大きい樹種で分解が遅かった。さらに、枝葉の分解に伴う土壌の化学性の経時的変化を調査した。枝葉に含まれる炭素は、枝葉の分解率に応じて無機化された。一方、枝葉に含まれる窒素の多くが未分解の枝葉および表層土壌中に残存していた。

3. 都市環境が有機物分解特性を変化させるしくみを明らかにするため、都市化による枝葉の元素濃度の変化と分解者群集の多様度や活性の変化を調査した。都市化の影響を受けている都市域での枝葉は、窒素とマンガン濃度が高くなり分解特性が変化した。その結果、山地域と比較し、都市域では、難分解性有機物の分解が抑制された。また、都市化に伴う土壌 pH の上昇によって土壌動物群集の多様度が低下し、中型・大型土壌動物による有機物分解が低下した。このことから都市緑地では土壌有機物が増加しやすいことが考えられた。

4. これらの知見を踏まえて、都市緑地で持続的な物質循環系を創出するためには、枝葉の分解速度に応じた敷き均しを行う必要がある。緑地を構成する樹木が分解の遅い常緑樹であれば敷き均しの周期を遅くし、分解の速い落葉樹であれば敷き均しの周期を早くする。さらに、都市化の影響を受けた緑地では、有機物が分解しにくくなるため、敷き均しの周期を長くする必要がある。

Abstract

1. In urban green areas, it is desirable to reduce the environmental load caused by plant waste materials and create a sustainable material cycle system that is similar to natural green areas. In urban green areas, pruning material is applied to the soil without considering decomposition characteristics. In creating a sustainable material circulation system, the decomposition characteristics of pruning materials and their effects on soil vary depending on the tree species. Furthermore, it is necessary to consider the influence of the organic matter decomposition characteristics due to the activity of the decomposer in the urban environment and the change in the element concentrations of the pruning materials. Therefore, in this study, the decomposition characteristics of pruning materials and their effects on soil in urban areas were investigated with the aim of proposing a sustainable utilization method for pruning materials that occur in urban areas.

2. I investigated the relationship between the morphology of tree and the decomposition characteristics of 18 species of trees that are often planted in urban green areas. The decomposition characteristics of pruning materials differed mainly among the defoliation types. It was clarified that the decomposition of evergreen species with a large proportion of leaves containing a large amount of recalcitrant organic matters were suppressed. I investigated the changes in soil chemical properties over time due to the decomposition of pruning materials. The carbon contained in the pruning materials was mineralized according to the decomposition rate of the pruning materials. Most of the nitrogen contained in the pruning materials maintained remained pruning materials and the surface soil.

3. In order to clarify the mechanism of changing the organic matter decomposition characteristics by the urban environment, the changes in the elemental concentration of pruning materials and the changes in the diversity of the decomposer community due to urbanization were investigated. It was clarified that the parameters of decomposition characteristics of pruning materials in urban areas affected by urbanization change due to high concentrations of nitrogen and manganese. As a result, the decomposition of recalcitrant organic matters were suppressed in urban areas compared to mountain areas. In addition, the diversity of soil fauna communities decreased due to the increase in soil pH associated with urbanization. As a result, the decomposition of organic matter

by soil fauna decreased. In conclusion, it was considered that soil organic matter tends to increase in urban green areas.

4. Therefore, our results clarified to establish a sustainable material circulation system in urban green areas, it is necessary to apply pruning materials according to their decomposition rate. Evergreen species decompose slowly, which slows down the applying cycle, and deciduous species decompose fast, which speeds up the applying cycle. Furthermore, in green areas affected by urbanization, organic matter tends to remain, so it is necessary to make the applying intervals longer.

引用文献

- 1) 青木淳一 (1999) 日本産土壌動物 分類のための図解検索. 東海大学出版, 1076pp.
- 2) 青木淳一 (2005) 誰でもできる優しい土壌動物のしらべかた 採集・標本・分類の基礎知識. 合同出版, 102pp.
- 3) Ayres, E., Steltzer, H., Simmons, Bl., Simpson, RT., Steinweg, JM., Wallenstein, MD., Mellor, N., Parton, WJ., Moore, JC, and Wall, DH (2008) Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY 41:606-610.
- 4) Bardgett, D. R and van der Putten, WH (2014) Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature 515:505-511.
- 5) B.Berg・C.McClaugherty (2012) 第2章 分解過程. B.Berg・C.McClaugherty (大園享司 訳), 森林生態系の落葉分解と腐植の形成. 丸善出版, pp.11-30.
- 6) Bogyó, D., Magura, T., Simon, E, and Tóthmérész, B (2015) Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanization. Landscape and Urban Planning 133:118-126.
- 7) Crowther, TW., Boddy, L., and Jones, TH (2011) Outcomes of fungal interactions are determined by soil invertebrate grazers. Ecology Letters 14:1134-1142
- 8) 土壌環境分析法編集委員会 (1997) 土壌環境分析法. 博友社, 427pp.
- 9) 原田洋・石川孝之 (2014) 環境保全林 - 都市に造成された樹林のつくりとはたらき, 東海大学出版, 144pp.
- 10) 長谷川元洋・藤井佐織・金田哲・池田紘士・菱拓雄・兵藤不二夫・小林真 (2017) 土壌動物をめぐる生態学的研究の最新の進歩. 日本生態学会誌 67: 95-118.
- 11) 長谷川功 (2010) 微量要素の獲得と機能, 米山忠克・長谷川功・関本均・牧野周・間藤徹・河合成直・森田明雄編, 新植物栄養肥料学, 朝倉書店, pp.147-177.
- 12) 橋本昌司 (2013) 森林における土壌炭素動態のモデルを用いた全国評価. 土壌の物理性 123: 93-99.
- 13) Heemsbergen, D. A., Berg, M.P., Loreau, M., Hal, J. R. V., Faber, J. H. and Verhoef, H.A. (2004) Biodiversity Effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. Science 306:1019-1020
- 14) Herai Y, Kouno K, Hashimoto M and Nagaoka T (2006) Relationships between microbial biomass nitrogen, nitrate leaching and nitrogen uptake by corn in a compost and chemical fertilizer - amended regosol. Soil Science Plant Nutrition 52(2):186-194.
- 15) 堀越孝雄・二井一禎 (2003) 土壌微生物生態学. 朝倉書店, 229pp.
- 16) 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人・小林達明 (2002) FDA(フルオレセイン・ジアセター)加水分解活性法を用いた森林土壌の微生物活性の簡易測定. 森林立地 44(2):15-22.
- 17) 板垣成泰・大石興弘・岩本眞二 (2005) 幹線道路周辺における自動車排出ガスの影響評価. 全国環境研会誌, 30(4):233-238.
- 18) 亀山章・三沢彰・近藤三雄・興水肇 (1989) 最先端の緑化技術. ソフトサイエンス社. pp.360.
- 19) 神原大地・高橋輝昌・石井匡志・荻野淳司・八色宏昌・山田拓広・鳥越昭彦 (2016) 異なる樹種・部位の剪定枝に含まれる炭素の無機化特性, ランドスケープ研究, (9):11-15.
- 20) 金子信博編 (2018) 実践土壌学シリーズ土壌生態学. 朝倉書店, 197pp.
- 21) 金子信博・肘井直樹・二井一禎 (1994) 酸性降下物が森林群集の生物群集の相互作用に与える影響 1. 酸性降下物が土壌動物と分解微生物の相互作用に与える影響. 日本生態学会誌 44:181-194.
- 22) 金子信博・伊藤雅道 (2004) 特集 2 土壌生態学の新展開 土壌動物の生物多様性と生態系機能. 日本生態学会誌 54:201-207.
- 23) 環境省 (更新: 2015年7月1日) “化学物質の環境評価 6巻 マンガン及びその化合物”. 環境省ホームページ. <https://www.env.go.jp/chemi/report/h19-03/pdf/chpt1/1-2-3-10.pdf> (参照: 2019年3月1日).
- 24) 川東正幸 (2020) 9.5 里山と都市の土壌, 犬伏和之・白鳥豊編, 改訂土壌学概論. 朝倉書店, pp. 144-147.
- 25) 河田弘 (2000) バーク(樹皮)堆肥 - 製造・利用の理論と実際 -. 博友社, 188pp.

- 26) 公益社団法人 日本造園学会 (2016) 剪定枝葉堆肥化などの緑の資源化に関する調査研究 (今日における剪定枝用のリサイクルの有効性に関する調査研究) 東京都造園緑化協会 pp28.
- 27) 国土情報課 (更新:2018年3月15日) “土地分類基本調査 50 万分の 1 土壌図”. 国土交通省ホームページ. <http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/download/> (参照:2019年5月2日).
- 28) 国土情報課 (更新:2018年3月15日) “土地分類基本調査 50 万分の 1 表層地質図”. 国土交通省ホームページ. <http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/download/> (参照:2019年5月2日).
- 29) 国土地理院 (更新:2016年10月1日) “基盤地図情報ダウンロードサービス基本項目道路緑”. 国土交通省ホームページ. <https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php> (参照:2016年12月20日).
- 30) 国土地理院 (更新:2019年3月27日) “基盤地図情報ダウンロードサービス数値標高モデル10mメッシュ”. 国土交通省ホームページ. <https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php> (参照:2019年5月2日).
- 31) 国土情報課 (更新:2018年3月15日) “土地分類基本調査 50 万分の 1 土壌図”. 国土交通省ホームページ. <http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/download/> (参照:2019年6月7日).
- 32) 国土情報課 (更新:2018年3月16日) “国土数値情報 都市公園データ”. 国土交通省ホームページ. <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-P13.html> (参照:2019年6月7日).
- 33) 金野隆光・杉原進 (1985) 土壌生物活性への温度影響の指標化と土壌有機物分解への応用, 農業環境技術研究所報告 1: 51-68.
- 34) 興水肇・吉田博宣編 (1998) 緑を創る植栽基盤-その整備手法と適応事例-. ソフトサイエンス社. pp313
- 35) Kurokawa H, and Nakashizuka T (2008) Leaf Herbivory and Decomposability in a Malaysian tropical rain forest Ecology 89(9):2645-2656.
- 36) 気象庁(更新:2020年10月20日) “過去の気象データ・ダウンロード” 気象庁ホームページ <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>(参照:2020年10月20日)
- 37) Liu E Takahashi T and Hitomi T: Effect of pruning material compost on the nitrogen dynamic, soil microbial biomass, and plant biomass in different soil types, Landscape and Ecological Engineering15: 413-419
- 38) 松井健・岡崎正規(1993)環境土壌学-人間の環境としての土壌学-. 朝倉書店. pp257.
- 39) 松本文・高橋輝昌・宮脇侑子(2015) 生態系の物質循環特性に基づく緑地の持続性の評価手法に関する検討, 日本緑化工学会誌 41(1): 243-246.
- 40) 松中照夫 (2018) 農学基礎シリーズ 土壌学の基礎 生成・機能・肥沃度・環境 農山漁村文化協会 p65
- 41) 三沢彰・二葉恵美・N.ニザール・立本英機 (1993) 街路樹による NO₂の吸収と葉からの転流について. 日本緑化工学会誌,19(2): 133-137.
- 42) 宮下直・野田隆史 (2003) 群集生態学. 東京大学出版, 187pp.
- 43) Myrold, D.D. (1990) Effects of acidic deposition on soil organisms. In: Mechanisms of forest response to acidic deposition (eds. Lucier, A.A. and Haines, S.G.) pp.163-187, Springer- Verlag, New York.
- 44) 日本学術会議農学委員会土壌科学分科会 (更新:2020年9月15日) “報告 都市域土壌の現状と課題”. 報告 「都市域土壌の現状と課題」ポイント. <http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/kohyo-24-h200915-abstract.html>. (参照:2021年1月19日)
- 45) Nodar, R., Acea, M. J, and Carballas, T. (1992) Microbiological response to Ca(OH)₂ Treatments in a forest soil. FEMS Microbiology Ecology86:213-219.
- 46) 大浦典子 (2010) 大気由来の窒素負荷が森林生態系の窒素循環および林床からの N₂O 放出に与える影響. 農業環境技術研究所報告,(27):1-84.
- 47) 大園享司 (2007) 冷温帯林における落葉の分解過程と菌類群集. 日本生態学会誌,(57):304-318.
- 48) 大園享司 (2014) 第 7 章 植物と菌類 7.1 落葉分解. 柿蔭眞・徳増征二, 菌類の生物学 - 分類・系統・生態・環境・利用. 共立出版, pp. 145-153.

- 49) 大園享司 (2018) 基礎から学べる菌類生態学. 共立出版, pp259.
- 50) 王寧・磯部正・馬場和彦・岩島清・久野春子・鈴木創 (1993) 都市近郊林の造成に伴う土壤諸性質の変化. 日本緑化工学会誌 19(4) : 256-260.
- 51) Persson, T., Lundkvist, H., Wirén, A., Hyvönen, R. and Wessén, B.,(1989) Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus. *Water, Air and Soil Pollution*, 45:77-96.
- 52) Rosenfield, MV., Keller, JK., Clausen, C., Cyphers, K and Funk, JL. (2020) Leaf traits can be used to predict rate of litter decomposition. *OIKOS*129(10):1589-1596.
- 53) 境野光寿・原田洋・裴泰雄 (2002) 土壤動物からみた環境保全林の自然性の評価. 生態環境研究 9(1):119-127.
- 54) Soejono Sastrodihardjo, F. X, and Van Straalen, N.M. (1993) Behaviour of five isopods species in standardized tests for pH preference. *European journal of soil biology*29:127-131.
- 55) Smith, W.H. (1976) Lead Contamination of the Roadside Ecosystem, *Journal of the Air Pollution Control Association*,26(8):753-766.
- 56) 佐藤輝・瀬戸昌之 (1995) 農耕地および森林土壌における微生物バイオマス炭素と無機イオン量との関係. 土と微生物,(46):51-59.
- 57) 柴田英昭・大手信人 (2018) 1章 序論 柴田英昭編 森林科学シリーズ 森林と物質循環 共立出版 pp1-13.
- 58) 柴田英昭編 (2018) 森林科学シリーズ 森林と土壌. 共立出版,pp240.
- 59) 森林立地調査法編集委員会 (2010) 改訂版森林立地調査法, 博友社, 284pp.
- 60) 植物栄養・肥料の事典編集委員会編 (2002) 植物栄養・肥料の事典. 朝倉書店 pp697.
- 61) 植物栄養実験報法編集委員会 (1990) 植物栄養実験法. 博友社, pp. 125-127, 134-142, 159-163.
- 62) 多田實・百瀬英雄 (1997) 第2章 素材別・堆肥化の方法と利用 剪定枝葉, 有機質資源化推進会議, 有機廃棄物資源化大辞典 農山漁村文化協会 pp.274-284.
- 63) Takahashi, T., Kanzawa, Y., Kobayashi, T., Zabowski, D. and Harrison, R (2015) The effects of urbanization on chemical characteristics of forest soil in Tamagawa basin, Japan, *Landscape and Ecological Engineering*, 11(1):139-145.
- 64) Takahashi T, Amano Kuchimura K, and Kobayashi T (2008) Carbon content of soil in urban parks in Tokyo, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*4(2) 139 – 142
- 65) 高橋輝昌 (2002) 4.大気汚染の浄化. 倉田崇,緑の環境設計 pp.155-163.
- 66) 高橋輝昌 (2007) 5.1 植栽基盤と林の造成. 森本幸裕・小林達明編, 最新 環境緑化学. 朝倉書店, pp. 111-125.
- 67) 高橋輝昌 (2012) 9章 都市林と緑化地 森林立地学会編 森のバランス 植物と土壤の相互作用 東海大学出版 pp88-99.
- 68) 高橋輝昌 (2012) これからの都市域での緑づくりに役立つ森林立地学 森林立地 54(2) : 63-66
- 69) 高橋輝昌・伊藤香那子・野口敬記・浅野義人・小林達明 (2002) 植物発生材の粒径及び窒素施肥が分解特性・土壌の性質・植物生育に及ぼす影響, 日本緑化工学会誌 28(1) : 263-266.
- 70) 高橋輝昌・神原大地・石井匡志・荻野淳司・原田秀樹・八色宏昌・山田拓広・鳥越昭彦 (2014) 剪定枝の分解に伴う炭素動態の推定 ランドスケープ研究 7 : 17-19.
- 71) 高橋輝昌・小出恭子・浅野義人・小林達明 (1999) 松戸市「21世紀の森と広場」における植生形態の異なる緑地の土壌養分特製の比較. 日本緑化工学会,25(3):196-207.
- 72) 武田美恵・渡邊眞紀子・原田洋・立花直美 (2007) 土壤動物群集に基づく都市緑地土壌の生物多様性評価に関する研究-緑地の造成方法と植生管理に着目して-. *Eco-Engineering* 19(4):229-237.
- 73) 辰巳修三 (1975) 緑地環境機能論. 地球社, 274pp.
- 74) 谷昌幸 (2019) 4. 1 土壌有機炭素, 犬伏和之編, 実践土壌学シリーズ 3 土壌生化学 朝倉書店, pp. 39-53
- 75) 佃千尋・加藤陽子・高橋輝昌・小林達明 (2008) 公園に敷き均された剪定屑チップ材の分解特性と土壌の化学的性質の変化 日本緑化工学会誌 34(1) : 235-238

- 76) 戸田浩人・阿部徹・生原喜久雄 (1997) 森林土壌の炭素無機化の反応速度論的解析. 日本生態学会誌,47(2):109-119.
- 77) 戸塚績・三宅博 (1991) 緑地の大気浄化機能. 大気汚染学会誌,26(4) : A71-A80
- 78) 筒木潔 (2001) 7 土壌有機物. 犬伏和之・安西徹郎編,土壌学概論. 朝倉書店, pp. 51-59.
- 79) Walter Larcher (1999) 3.無機栄養の利用. Walter Larcher 佐伯敏郎(監訳), 植物生態生理学.シュプリンガー・フェアラーク社, pp. 121-154.
- 80) 渡邊基生・戸田浩人・崔東壽 (2018) 都市樹木の葉における粉塵補修特性への樹種および着葉位置の影響, 日本緑化工学会誌 44(1) : 135-138
- 81) 山本一清(更新:2005年2月22日) “LIA for Win32(LIA32)” 名古屋大学大学院生命農学研究科 森林環境資源学研究分野ホームページ. <https://www.agr.nagoya-u.ac.jp/~shinkan/LIA32/> (参照:2020年11月10日).
- 82) 財団法人 日本緑化センター・社団法人 日本植木協会編集 (1999) 緑化樹木ガイドブック 財団法人建設物価調査会 501pp,

謝辞

本研究を学位論文としてまとめるにあたって、主指導教員である高橋輝昌准教授には、終始ご指導を賜りました。高橋先生には、修士から博士卒業まで7年の間、非常に長い間、研究の方法から論文のまとめ方まで様々なことを教えてもらいました。心より感謝いたします。小林達明教授と犬伏和之教授と加藤顕准教授には、審査をお引き受けいただき、本研究について様々な角度から重要なお指導や親身な激励のお言葉を賜りました。厚く感謝いたします。そして、本條毅教授と梅木清准教授には、何度も私の研究を聞き、様々なご助言や温かいお言葉をかけていただきました。本当にありがとうございました。

また、本研究は、学外の緑地で調査するため東京大学秩父演習林、東京農工大学 FM 草木、市川市役所の公園緑地課、21世紀の森と広場の管理事務所、関さんの森を育む会、東村山中央公園サービスセンター、西東京市役所のみどり環境部みどり公園課、西原自然公園を育成する会、野川公園サービスセンター、我孫子市役所の公園緑地課、柏市役所の公園管理課、八千代市役所の公園緑地課のご関係者の皆様に調査の便宜を賜りました。心より感謝申し上げます。

お忙しい中、私の研究の手伝い、ご意見やご助言を与えてくださった再生生態学研究室の Ayse Durak 様、Liu Enxi 様、松本文様、田村太壺様、稲見安希子様、土田健人様、浅見晟吾様、呉巧雪様、守野陣様、寺田健人様、岩佐駿太郎様、黒宮健佑様、渡邊匠様、佐藤駿様、Kim Hong 様に感謝申し上げます。

永留真雄様、田中愛子様、遠藤雅貴様、斎藤翔様、糸魚川学様、降籬大樹様、風戸一亮様、中浦樹生様、王玲玲様、紀昊青様、村井智揮様には、論文のご質問・ご指摘・ご支援をしていただきました。心よりお礼申し上げます。

最後に、私の生活を支え、ずっと応援をしてくれた両親には、言葉では言い尽くせないほど感謝しております。