

間伐が林内の生物多様性に与える影響の評価

(平成29年度 完了報告)

鳥取大学地域学部 (旧福岡教育大学) 唐沢重考・福岡森林管理署

はじめに

人工林では対象種の成長を促すために適度な間伐が不可欠であるが (安藤, 1982), 間伐による林内の環境の変化がそこに生息する生物に様々な影響を及ぼすことは容易に想像できる. 日本の森林整備政策では木材生産, 災害防止や地球温暖化防止に加え, 生物多様性の保全もまた重要な方針の一つとして示されており (林野庁, 2010), 日本の森林面積の41% (林野庁, 2012a) を占める人工林における間伐施業がそこに生息する生物多様性に及ぼす影響を明らかにすることは重要な課題であると言える. しかし, 間伐による生物多様性への影響は単純ではなく, 間伐強度や施業からの時間などによりその影響は変化することが知られている (Wilson and Puettmann, 2007; Taki et al., 2010). したがって, 様々な条件下における実証データの積み重ねは急務である. そこで, 本研究では, 実証データ収集の一つとして福岡県内のヒノキ人工林を対象として調査を行った. 福岡県内のヒノキ人工林を調査対象として選定した理由は, 福岡県は人工林率が全国平均よりも高く (64%: 林野庁, 2012a), また, 人工林におけるヒノキ林の面積割合が相対的に大きい点が挙げられる (林野庁, 2012b).

土壌動物は有機物の破碎や微生物との相互作用を通して有機物分解や物質循環に貢献するだけでなく, 陸上動物の重要な餌資源として役立っているため (Orgiazzi et al., 2016), 土壌動物の適切な保全・管理は健全な森林生態系を維持する上で極めて重要である. 加えて, 土壌動物は生息環境が変化すると群集構造を変化させるため環境指標として有用性が高いことが知られている (青木, 1995).

これらを踏まえて, 本研究では, 福岡県のヒノキ人工林における間伐が土壌非徘徊性動物 (以下, 土壌動物) の群集構造に及ぼす影響を調べることを目的とした.

2. 材料と方法

2-1. 調査地の概要

調査は, 福岡県宇美町, 篠栗町, 久山町, 古賀市および宗像市の18林分で行った. このうち, 15林分がヒノキ人工林で, 他3林分はスダジイを優占種とする常緑広葉樹林である. 調査地の概要を表1に記す.

2-2. 調査方法

2010年1-7月に, 各林分に20 × 20 mの方形区を設置し, それらを調査地とした. 調査地の環境要因として, 直径10 cm以上の樹木の本数, DBHおよびヒノキ林か広葉樹の区別, 林床堆積有機物量, 樹冠空開度, 下草の被度, 傾斜, 方位を測定した.

土壌動物の調査はピットフォールトラップ法を用いて行った (永野, 2007). トラップには直径7 cmのプラスチックコップを用い, それらトラップは各調査地を10 m方形区で4分割した各角にコップの上面が地面と水平になるように設置した (9トラップ/調査地). トラップは1回の調査機会につき3昼夜設置し, 防腐剤として50%エチレングリコールを100 cc注入した. 採集した動物は綱, 目もしくは科レベルで同定し個体数を計測した. ただし, 生活様式が大きく異なる甲虫目の成虫と幼虫については異なるグループとして扱った. また, 優占動物であるアリ科については種レベルで同定を行った.

本研究では間伐からの時間が土壌動物の群集構造に及ぼす影響を評価するために2つの計画で調査を

行った。1つ目は、間伐時期の異なる15林分(Hisa-1以外；表1のID参照)を対象に、2010年から2012年に土壌動物を採集し、それらを比較する方法で、本研究ではこれらをスナップショット法と呼ぶ。2つ目は、2010年から2016年に間伐が行われた3林分(Hisa-1, Sasa-2, Sasa-7；表1のID参照)を対象に、間伐の前後で土壌動物群集を比較する方法で、本研究ではこれらを直接観察法と呼ぶ。直接観察法における間伐は、Hisa-1では2012年、Sasa-2とSasa-7では2013年に実施された(表1)。スナップショット法の動物採集は2010年9月(夏)、2011年3月(冬)、2011年8-9月(夏)、2012年2-3月(冬)、2012年8月(夏)、直接観察法の動物採集は2010年から2016年の8-9月に調査を行った。

3. 結果および考察

3-1. スナップショット法

5回の調査で合計28動物群8181個体の動物が採集され、アリ科が最も個体数が多く、次いで、バッタ目、甲虫目成虫、クモ目の順であった(図1)。調査機会ごとの合計個体数には大きな差が見られ、最も少なかったのは2011年3月の378個体で、最も個体数が多かったのは2010年8月で3169個体であった。合計動物群数も個体数と同様に冬の調査機会には採集される動物群数が少なかった。また、優占動物群であるアリ科の個体数と種数も合計個体数・動物群数と同様に夏の調査機会に値が高く、冬の調査機会には値が低い結果となった。これらの結果を踏まえ、以降の解析では夏のデータのみを扱うこととした。

合計個体数・動物群数およびアリ科の個体数・種数ともに間伐後の経過年数との間に関係性は見出されなかった(図2)。また、合計個体数・動物群数およびアリ科の個体数・種数の平均値をヒノキ林と広葉樹林間で比較した結果、アリ科の個体数のみ広葉樹林で有意に高いことが明らかとなった。広葉樹林でアリ科の個体数が多かった理由としては、広葉樹林の方が堆積有機物量が多いことが考えられる。しかし、同様の理由から全動物に合計個体数もまた広葉樹林で多いと予想されたが、この傾向は認められなかった。この理由は現時点では不明であるが、ピットフォールトラップ法で採集される個体数は、個体数密度だけでなく活動量の大きさも反映するため、それが影響したのかも知れない。

各調査地間のアリ科の種組成の類似性を調べた結果、ヒノキ林の調査地間における種組成の類似性と地域や間伐後との関係性は認められなかった一方で、ヒノキ林と広葉樹林間では種組成が異なる傾向が認められた。ヒノキ林と広葉樹林では堆積有機物量が異なる上、落葉の質も大きく異なるため種組成が異なるのは当然な結果と考えられる。また、ヒノキ林におけるアリ科の種組成に影響を及ぼす要因を解明するために、RDAによる群集解析を行ったが、調査年ごとに群集構造に影響を及ぼす環境要因は異なり、種組成を決定する主要な要因を解明することはできなかった。

3-2. 直接観察法

調査期間中に合計28動物群3224個体が採集され、スナップショット法と同様にアリ科が最も多く採集され、次いで、甲虫目成虫、バッタ目、ヤスデ綱が多く採集された(図1)。

合計個体数は間伐前と間伐後ともに50-250個体の間で不規則に増減を繰り返しており、間伐の影響を見出すことはできなかった(図3)。同様に合計動物群数も間伐前と間伐後で大きな違いは認められなかった。また、アリ科の個体数はHisa-1において、間伐から4年後に急激に個体数が増加する傾向が認められたが、他の2地点(Hisa-2, Hisa-7)ではこの傾向は確認されなかったため、これが間伐の影響なのかについては本研究では明らかにすることはできない。一方、アリ科の種数は、間伐前は3地点とも7種以上が確認されていたが、間伐後は平均で5, 6種程度になっており、間伐により多様性が低下した可能性がある(図4)。各調査地点および間伐前後ごとに種組成の類似度をNMS法により座標付けを行った結果、間伐の前後で種組成が異なる傾向は認められなかった。

間伐直後は、樹冠が開き林床の乾燥化が進むため土壌動物群集に大きな影響を及ぼすと予想したが、

本研究の結果はその予想に反し、アリ科の種数以外は伐採の前後で違いは見出せなかった。アリ科の種数については伐採の影響で低下する可能性が示唆されたが、直接観察法は3地点での調査しかできておらず、この結果は偶然の可能性もあるため解釈には注意が必要である。

4. まとめ

スナップショット法では間伐直後から27年後までの影響を調べたが、間伐が土壌動物全体および優占動物群であるアリ科の個体数や多様性に及ぼす影響を見出すことはできなかった。また、間伐の前後を比較する直接観察法においても、アリ科の種数のみ低下する傾向が示されたが、間伐による土壌動物群集に及ぼす大きな影響は確認できなかった。

間伐は樹冠を開け林内の物理的環境を大きく改変するため、土壌動物群集に大きな影響を及ぼすと予想されたが、本研究の結果は、この予想とは大きく異なるものであった。このように予想が大きく異なった理由としては、ヒノキ林の落葉は分解速度が速く堆積有機物量が少ないため、そもそも生息する土壌動物群集が少なく、間伐による影響が小さいことが挙げられる。特に、本調査地は平均斜度が30度の急斜面であるため、元々少ない有機物が雨などに大きく動くことで、土壌動物にとっては特に生息しにくい環境になっている可能性がある。しかし、ヒノキ林の生物多様性に関する調査は非常に少なく、本研究で示された傾向が一般的なものかについては今回のケースだけで言及することはできず、今後、様々な地域において同様の調査をすることが必要である。

5. 引用文献

安藤 貢 (1982) 林分の密度管理. 農林出版, 東京.

青木淳一 (1995) 土壌動物を用いた環境診断. 自然環境への影響予測-結果と調査法マニュアル, 197-271.

永野昌博 (2007) 地表徘徊性動物の採集法. 土壌動物学への招待-採集からデータ解析まで (日本土壌動物学会編), pp33-34. 東海大学出版会.

Orgiazzi, A. et al. (2016) Global Soil Biodiversity Atlas. European Union.

林野庁 (2010) 平成22年度 森林・林業白書. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/22hakusho/zenbun.html> (2016年11月8日確認)

林野庁 (2012a) 都道府県別森林率・人工林率. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/1.html> (2016年11月8日確認)

林野庁 (2012b) 都道府県別スギ・ヒノキ人工林面積.

http://www.rinya.maff.go.jp/j/sin_riyou/kafun/pdf/suginohiki_menseki.pdf (2016年11月8日確認)

Taki, H. et al. (2010) Responses of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insect assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management*, 259: 607-613.

Wilson, D. S. and Puettmann, K. J. (2007) Density management and biodiversity in young Douglas-fir forests: Challenges of managing across scales. *Forest Ecology and Management*, 246: 123-134.

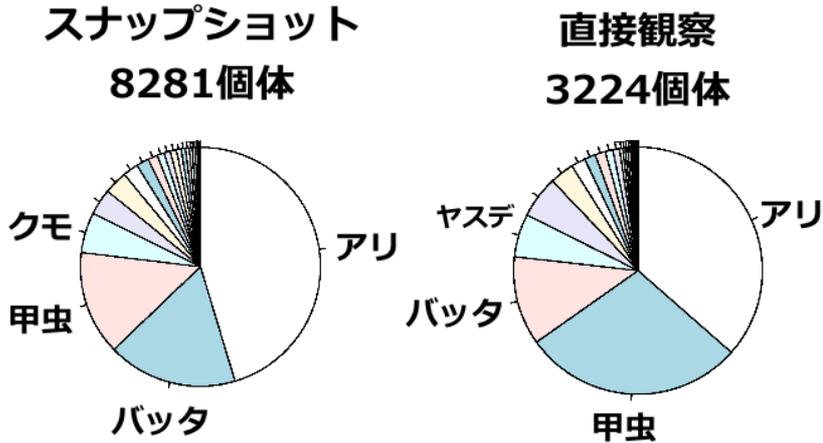


図1. スナップショット法（左）と直接観察法（右）により採集された全個体数と動物群個体数割合.

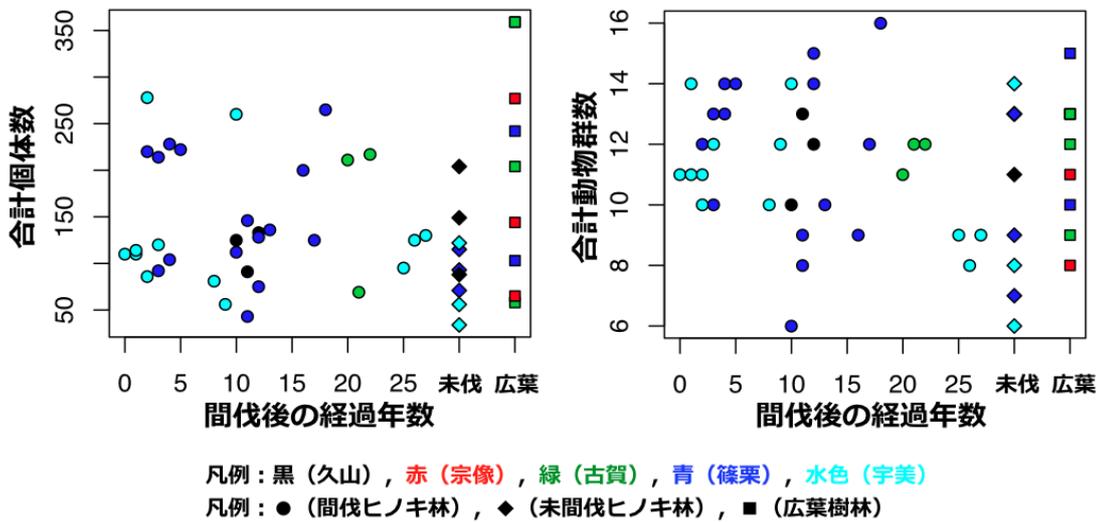


図2. 間伐後の経過年数と合計個体数・動物群数の関係. 2010-2012年夏のデータのみ.

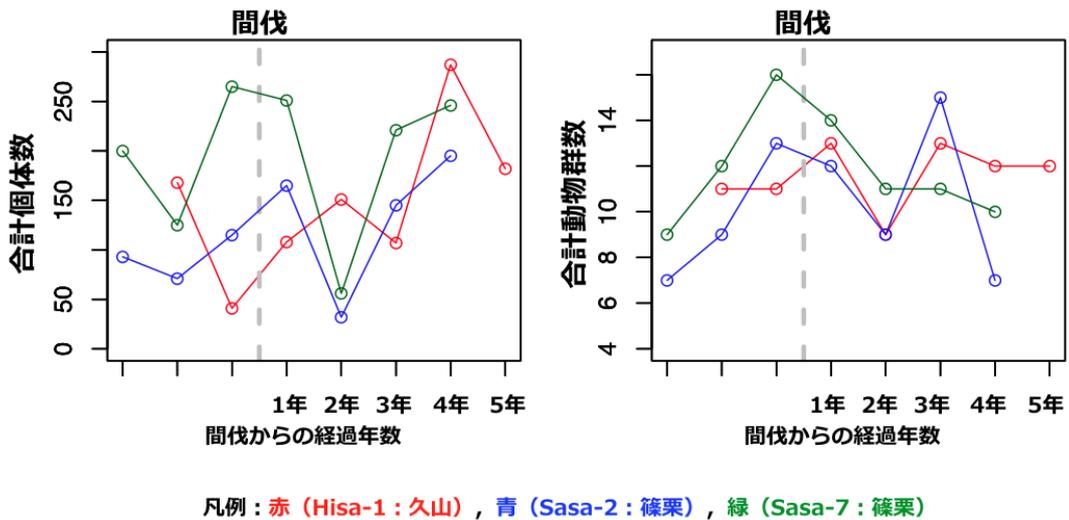
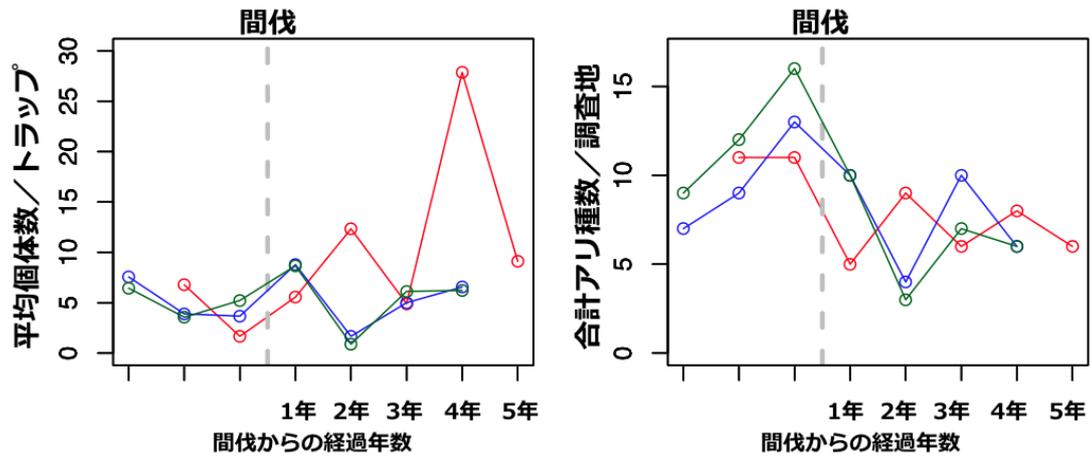


図3. 間伐前後における全個体数・動物群数.



凡例：赤 (Hisa-1: 久山), 青 (Sasa-2: 篠栗), 緑 (Sasa-7: 篠栗)

図 4. 間伐前後におけるアリ科の個体数・種数.

表 1. 調査地の概要.

ID	市町村	植栽年	林齢 (2016年)	間伐暦 (調査開始前)	間伐歴 (調査期間中)	間伐_種類
Hisa-1		1950	66	履歴なし	2012	保育間伐
Hisa-2	久山	1963	53	履歴なし	-	保育間伐_活字型
Hisa-3		1973	43	2000	-	本数調整伐
Joyama	宗像	-	-	-	-	広葉樹
Koga-1	古賀	1964	52	1990	-	保育間伐
Koga-2		-	-	-	-	広葉樹
Sasa-1		1973	43	2008	-	本数調整伐
Sasa-2		1960	56	履歴なし	2012*	保育間伐_活字型
Sasa-3		1968	48	2007	-	保育間伐_活字型
Sasa-4	篠栗	1972	44	2000	-	保育間伐
Sasa-5		1971	45	1999	-	本数調整伐
Sasa-6		-	-	-	-	広葉樹
Sasa-7		1964	52	1994	2012*	保育間伐_活字型
Umi-1		1987	29	2010	-	保育間伐_存字型
Umi-2		1982	34	2009	-	本数調整伐
Umi-3	宇美	1974	42	2002	-	保育間伐_存字型
Umi-4		1959	57	1985	-	保育間伐
Umi-5		1963	53	履歴なし	-	記録なし

*伐採は2012年度中に行われたが、2012年度の調査後であったため、動物への影響は2013年以降に反映される。