

「広島市・太田川源流の森」における土壌動物相 —二次林と人工林の比較—

頭山 昌郁^{1,3)}・和田 秀次^{2,3)}・山本 和志³⁾

¹⁾広島大学総合科学部・²⁾広島県環境保健協会・³⁾市民グループ「森の塾」

Soil Macrofaunal Richness in “Hiroshima-otagawa Riverhead Forest”: A Comparative Study among Secondary Forests and Coniferous Plantations

Yoshifumi TOUYAMA^{1,3)}, Shuji WADA^{2,3)}, Kazuyuki YAMAMOTO³⁾

¹⁾ Faculty of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima 739-8521, Japan

²⁾ Hiroshima Environment and Health Association, Hiroshima 730-8631, Japan

³⁾ Forest School, the Civilian Workshop for Studies of Natural History and Ecology in Hiroshima,
Hiroshima 733-0844, Japan

Abstract: Soil macrofauna was compared in four forests in the area of “Hiroshima-otagawa Riverhead Forest”: a deciduous oak forest, a red pine forest, the *Cryptomeria* plantation and the *Chamaecyparis* plantation. Both diversity and abundance of the soil macrofauna were highest in the pine forest, and lowest in the *Chamaecyparis* plantation. The *Cryptomeria* plantation showed diverse soil macrofauna inhabitation, but the soil macrofauna in that forest was different from the other forests in group composition.

©2004 Geihoku-cho Board of Education, All rights reserved.

はじめに

1998年に水道創設百周年を迎えた広島市水道局では、これを記念するシンボル事業として、水源涵養モデル事業に着手した。この事業は、広島市の水源である太田川を守り次世代に引き継いでいくため、太田川の源流域（現広島県廿日市市吉和）に森林を取得してモデル水源林としての整備を進めるとともに、これを市民に積極的に開放して水源涵養の重要性について広く啓発してゆくことを目的としている。一般公募によって「広島市・太田川源流の森」（以下、「源流の森」と命名されたこの森林は、ミズナラ、コナラ、クリなどの広葉樹からなる様々な林相の二次林（約210ha）と、スギ、ヒノキ、アカマツ、カラマツなどの針葉樹からなるこれもまた様々な林相の人工林（約145ha）を擁している（広島市水道局広報資料）。

「源流の森」においては、森林が持つ多くの公益的機能のうち特に水源涵養機能の充実に主眼をおいて、森林の整備・育成が進められている。水源地整備を目的とした治山事業においては、その内容は概ね荒廃地への植栽や、既存の森林（特に不成績造林地）の複層林への誘導、あるいは浸透促進施設の整備などが中心となる（的場 1993）。ここ「源流の森」においても、不成績造林地や荒蕪地への広葉樹の植栽などが、広島市水道局と市民ボランティアの協力のもとに実施されている。水源涵養機能の充実へ向けて豊かな森林を育成するにあたっては、樹木を育み水分を蓄える土壌の重要性は明らかである。畢竟、水源涵養林の保全・育成のためには、樹木だけでなく土壌環境の改善もまた必要となる。そのための基礎資料として、「源流の森」の各林分における土壌環境の状態を調査・把握しておくことは、今後の森林整備計画の上でも重要であろう。しかしながら、目に見えてその状態を把握しやすい樹木とは違い、土壌環境や土壌生態系の状態を適切に把握するのは容易なことではない。とは言え「源流の森」を水源涵養林として保育してゆくためには、これは避けて通れぬ課題である。つけ加えるに、この森林に期待されている啓発的役割のことを考慮すれば、土壌を含む自然環境の評価や保全もまた、遠く隔たった象牙の塔の住人ではなく、水源地の恵みを享受している当の市民によってなされることが望ましいと言えよう。このような観点から本研究では、市民ボランティア達の手で森林の土壌環境を評価する試みとして、土壌動物による自然度の判定を行なった。これらの土壌動物は単に土壌圏の住人であるだけでなく、落葉や枯枝の破碎・分解を通じて、土壌の生成や物質循環の加速（山本ほか 1992, 新島 1996, Lavelle 2002）、更にはこれらの結果としての植物の生育促進などにも寄与している（例えば、Huhta *et al.* 1991, Setälä and Huhta 1991, 金子ほか 2002）。したがって、林相からの判定だけでなく土壌動物による森林自然度の判定を行なうことで、その林分の自然性や生態学的健全性をよりの確に判断できるであろう。

調査地の状況

1998年度の調査に基づく林相図（広島市水道局資料）から判断して、「源流の森」は約30～40年前にはほぼ全域が皆伐されたようである（但し、場所によっては一部のアカマツを残して伐採した林分もある）。皆伐跡地にはアカマツやスギ・ヒノキ等を植栽したが、一部の落葉広葉樹林はそのまま放置し萌芽再生するに任せたと考えられる。植栽後の年数（林齢）には7年～42年（2003年現在）までのばらつきがあるが、今回調査を行なったのは何れも36年生の林分である。

各調査区の位置および環境条件の概略は図1および表1に示すが、やや詳細に述べると以下の通りである。

1. コナラ林 (Q)

株立ち樹形を示すコナラ *Quercus serrata* の二次林で、典型的な里山林の景観を示す。高木層が発達しており亜高木層以下の下層植生は余り発達していない。亜高木層や低木層にはソヨゴ *Ilex pedunculosa* やアセビ *Pieris japonica* などの常緑広葉樹が多く混交し、草本層はチマキザサ *Sasa palmata* によって一面覆われている。

2. アカマツ林 (P)

アカマツ *Pinus densiflora* からなる高木層はやや疎開気味で、むしろその下の亜高木層の発達が

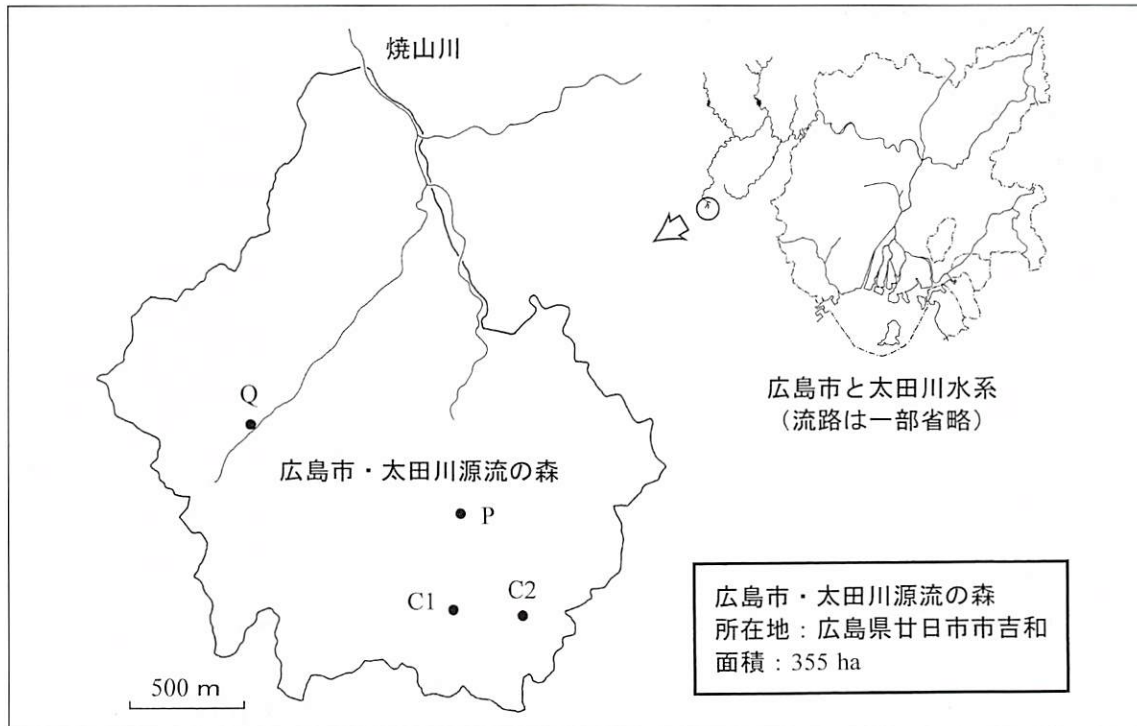


図1 「広島・太田川源流の森」および調査地の位置
Q コナラ林, P アカマツ林, C1 スギ林, C2 ヒノキ林

表1 調査地の環境条件

	コナラ林 西の谷 Q	アカマツ林 東の谷 P	スギ林 東の谷 C1	ヒノキ林 東の谷 C2
標高 (m)	740	760	780	810
植被率 (%) I 層	90	40	30	90
II 層	25	60	2	0
III 層	20	20	+	0
IV 層	95	85	70	5
積算植被率 (%)	230	205	102	95
階層多様度 H' (dit)	0.52	0.55	0.30	0.09
A_0 層厚さ (cm)	5.7/6.7*	6.7	4.1	4.7

*初回調査時/2回目調査時の値

良好である。亜高木層や低木層にはコナラ、リョウブ *Clethra barbinervis*, ミヤマガマズミ *Viburnum wrightii* などの落葉広葉樹が優占している。草本層はチマキザサによって覆われている。本林分の起源は皆伐後のアカマツ植栽にあるのかもしれないが、種組成や構造から見ても造林地としての管理が継続されたとは考えにくく、いわゆるアカマツ二次林と同様の植生景観を呈している。

3. スギ林 (C1)

よく手入れされたスギ *Cryptomeria japonica* の人工林で、適度な枝打ちや間伐の結果高木層は疎開しているが、同様に下刈りや除伐のせいでスギ以外の高木性樹種は殆ど侵入していない。2002年の土壌動物採取時には、枝打ちや間伐によって生じたスギのデトリタスが広く林床を覆ってお

り、そのため草本層は殆ど見られなかった。但しこれは一時的なもので、翌2003年の植生調査時にはチマキザサが広く林床を覆っていた。

4. ヒノキ林 (C2)

あまり手入れされていないヒノキ *Chamaecyparis obtusa* の人工林で、そのためか同齢のスギ人工林 (C1) に比べて立木の径がやや小さい。亜高木層・低木層を全く欠き、草本層も未発達であった。林床のリター層も貧弱であるが、裸地化にまでは至っていない。所々に枝打ちや間伐由来の材が散乱しているが、落葉の堆積は少ない。

調 査 方 法

多大な労力と時間、技術的な習熟を要する種レベルでの同定に代えて、より上位の分類群、あるいは形態的に区別し得る単位 (Morphospecies, あるいは RTU: Recognizable Taxonomic Unit) を用いようとする立場は Taxonomic Minimalism と呼ばれる (Beattie and Oliver 1994)。種までの同定を割愛することでサンプル当たりの情報量が減少する反面、労力や時間を大幅に節約でき、サンプル数の追加や迅速な解析・対応が可能になる上、ある程度のトレーニングを受けているが分類の専門家ではない調査者 (Parataxonomist) を調査に動員できるなどの利点が大きく、近年になって注目されつつある (Beattie and Oliver 1994, Andersen 1995, Gaston 1996, Oliver and Beattie 1996, Andersen *et al.* 2002, Grelle 2002, Ricotta *et al.* 2002)。我が国においても早くから久居 (1985) が水生生物で、また青木 (1985, 1989) が土壌動物で、現地で容易に識別できることや生活型の違いを反映させることを考慮した簡便な分類体系に基づく環境評価法をそれぞれ提唱している。本研究においては、青木 (1989) の方法に従って土壌動物による森林の自然度評価を試みた。彼の分類体系は概ね綱や目などの上位分類群に対応するが、生態的特性も考慮して、鞘翅目や等脚目などの一部についてはその下のレベルまで踏み込んだものとなっている。

今回の土壌動物の調査は、「源流の森」の林相の異なる4カ所の森林において、2001年～2003年にかけて行なった。調査に際しては、各調査区の植生を代表すると思われる場所に15m×15mのコドラートを設け、コドラート内の任意の10地点から20cm×20cmのA₀層サンプルを採取した。サンプリングの深さは鉍質土壌が露出するまでとし、採取時にはA₀層の厚さを併せて計測した。採取したA₀層サンプルはビニールシートの上で5mmメッシュの篩にかけ、中型～大型土壌動物を採集した。以上の手順は現地で市民ボランティア達の手によって行なわれた。彼らは今回の調査に当たって現地で簡単なレクチャーを受けたが、それ以前に土壌動物調査に参加したことも、そのためのトレーニングを受けたこともなかった。なお、初回の採集時には、練習の意味もあって複数人で1サンプルを処理するよう指導したが、2回目以降の採集では各人の判断に任せた。2回目以降の採集には初回のレクチャーを受けていないボランティアが参加することもあったが、その場合も必ず経験者が1人以上つくように班分けを行なった。なお、最初の調査ではボランティア達が調査に慣れていないために土壌動物相が過小評価となることが懸念されたので、最初 (2001年) に調査したコナラ林では翌々年 (2003年) に同じ場所で追調査を行なった。

採集したサンプルは70%アルコールで固定して持ち帰り、双眼実体顕微鏡下で検鏡して、青木 (1989) に基づいて種類を確認した。得られたサンプル中には、植物体上に棲息する同翅亜目

Homoptera やチャタテムシ目 Psocoptera など土壌動物として扱うには不適當なものや、指標性について不明確なヒル類 Hirudinea など、青木 (1989) のグループ分けには取り上げられていないものも含まれていたが、これらは今回の解析から除外した。本研究における土壌動物相の評価は、得られた種類数 (グループ数)、自然度 (自然の豊かさの指数: 青木 1989)、および青木 (1989) のグループ組成に基づく対応分析 (Correspondence Analysis) の結果によって行なった。

植生構造の調査は2003年の10月に行ない、階層毎の植被率と優占種を記録した。植生構造を表す指数としては、階層毎の植被率を基に積算植被率および階層多様度 (Stratificational Diversity) H_{STR} を求めた。積算植被率は各階層の植被率の累計として計算し、階層多様度 H_{STR} は階層毎の植被率から以下の式によって計算した。

$$\text{階層多様度 } H_{STR} = -\sum P_i \log P_i$$

ここで P_i は i 番目の階層における植被率の積算植被率に対する割合 ($i=1\sim 4$)

階層多様度の計算に使用した H' は Shannon-Wiener (1949) の情報量多様度とよばれるもので、種多様性の指数として用いられる以外にも、植生構造の複雑性を表す指数としてしばしば用いられてきた (例えば, MacArthur and MacArthur 1961, Pianka 1967, Willson 1974, 頭山・中越 1994b, 頭山 1997)。

なお、データの解析に際しては STATISTICA ver. 5.1J (StatSoft, Inc. 1996) を使用した。

結 果

植生構造および A_0 層の調査結果を表 1 に示す。スギやヒノキの人工林では、アカマツ林やコナラ林に比べて植生構造が著しく単純・貧弱であり、殊にヒノキ林でこの傾向が顕著であった。コナラ林とアカマツ林とで比較すると、コナラ林では高木層が発達している代わりに、その下の亜高木層の発達が悪かった。逆にアカマツ林では高木層の植被率は低く、むしろその下の亜高木層が発達していた。この結果、積算植被率においてはコナラ林がアカマツ林を凌いでいたが、階層多様度 H_{STR} についてはアカマツ林がコナラ林を若干上回っていた。人工林であるスギ林とヒノキ林を比較すると、高木層が鬱閉したヒノキ林では亜高木層以下の下層植生が著しく貧弱であったのに対して、高木層が疎開したスギ林では僅かながら亜高木層・低木層が存在し、草本層も発達していた。

高木層から草本層までの 4 階層からなる森林の構造を要約して評価し比較するために、各階層の植被率を基にした対応分析を行なった (図 2a)。その結果、高木層と亜高木層それぞれの発達の状態を反映する第 1 軸だけで全変動の 70% 以上を説明できた。従ってこの第 1 軸の得点は、各林分の階層構造を要約した指数と見なし得る (後述, 図 4a)。話を図 2a に戻すと、その第 1 軸の左端には高木層が疎開する代わりに亜高木層が発達したアカマツ林 (P) が、同じく右端にはその逆に高木層が発達して亜高木層が欠落するヒノキ林 (C2) が配されていた。また、全変動の約 24% を説明する第 2 軸は亜高木層と草本層の状態を反映した合成変量で、亜高木層の植被率が小さく草本層のそれが大きいスギ林 (C1) だけが正の領域に他の 3 林分からやや離れてプロットされ、亜高木層・草本層共に発達したコナラ林 (Q) や、亜高木層・草本層共に未発達のヒノキ林 (C2) は共に負の領域に配されていた。

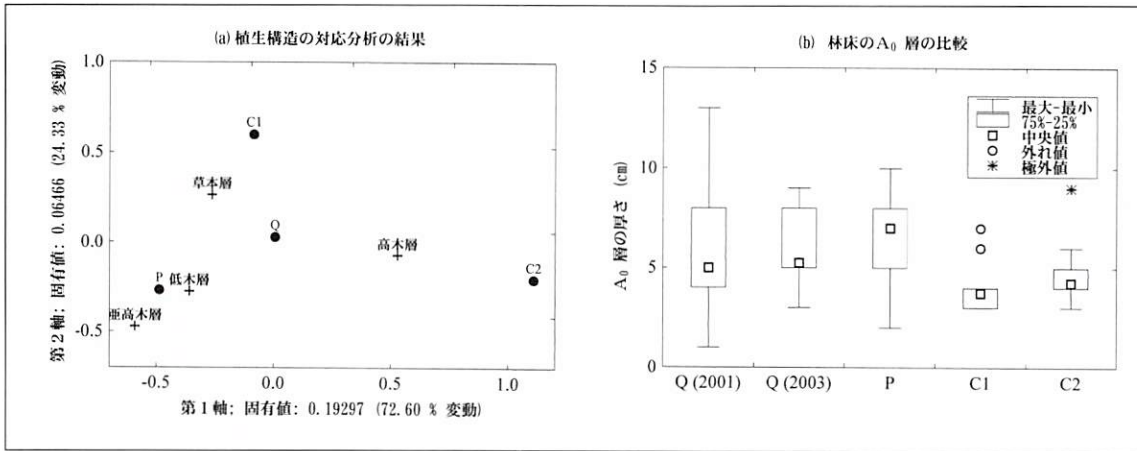


図2 各調査区における環境要因の比較
 (a) 階層毎の植被率を基にした対応分析による調査区の序列化
 (b) A₀層の厚さの比較

A₀層の厚さについてみると、概ね人工林でA₀層が薄くなるという傾向が窺えたが（図2b）、分散分析（ANOVA）によれば調査区間で有意な差は認められなかった（ $F=2.328$, $p=0.071$ ）。

土壌動物相の調査結果を表2に示す。2001年のコナラ林の調査は土壌動物調査の経験のないボランティア達の最初の調査であり、経験不足からくる過小評価が懸念されたが、実際に調査してみると、2001年（最初の調査年）と2003年（調査3年目）のコナラ林の土壌動物採集結果は極めて類似していた。2回のコナラ林の調査結果のばらつき、即ち熟練度の違いによる偏差は、林分間の違いに比べると無視できるほど小さく、青木（1989）の方法による自然度の判定は比較的経験の浅い調査者の場合にも有効であることが示唆された。この事は、後述する対応分析の結果においても、2元データ・出現頻度データのいずれの場合にも明らかに示されていた（図3）。

今回の調査で土壌動物の多様性あるいは自然度が最も高かったのはアカマツ林であり、これに

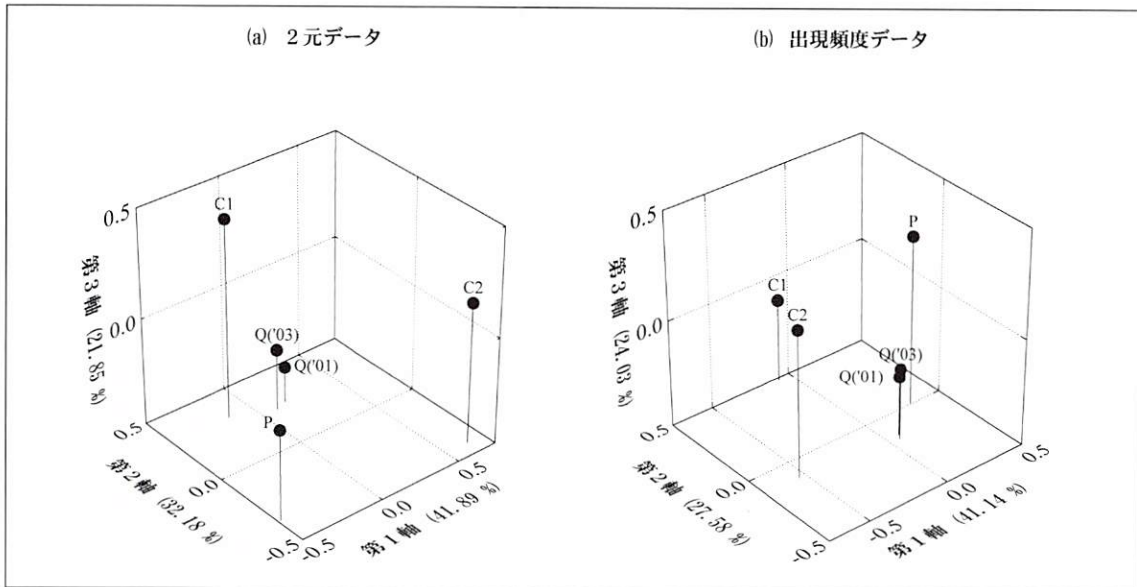


図3 土壌動物相の対応分析に基づく各林分の座標付け
 (a) 2元データによる分析
 (b) 出現頻度データによる分析

表2 土壌動物相の調査結果. 数値は出現頻度を示す.

				得点*	コナラ林		アカマツ林	スギ林	ヒノキ林
					2001.9.23	2003.8.3	2002.7.28	2002.8.25	2002.8.25
昆虫綱	トビムシ目		Collembola	1	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9
	コムシ目	ナガコムシ科	Diplura	3			0.1		0.1
	シミ目	イシノミ	Mschilidae	5			0.1		
	チャタテムシ目		Psocoptera	-	0.2	0.1			
	半翅目	同翅亜目	Homoptera	-	0.2	0.8	0.6	0.1	0.2
		異翅亜目	Heteroptera	3			0.1	0.2	
	鱗翅目	幼虫	Lepidopteran larva	3		0.2	0.1	0.3	0.5
	鞘翅目	ゴミムシ科	Carabidae	3				0.1	
		ゾウムシ科	Curculionidae	3		0.2	0.2	0.1	
		アリヅカムシ科	Pselaphidae	5	0.4	0.3	0.3	0.2	
		ハネカクシ科	Staphylinidae	1	0.4	0.5	0.4	0.3	
		その他の甲虫	other Coleoptera	3	0.2	0.3	0.1	0.1	0.1
		幼虫	Coleopteran larva	3	0.6	0.9	0.9	0.1	0.6
	膜翅目	アリ科	Formicidae	1	1.0	0.9	1.0	1.0	0.9
	双翅目	幼虫	Dipteran larva	1	0.9	0.6	0.6	0.5	0.7
蛛形綱	カニムシ目		Pseudoscorpiones	3	0.5	0.5	0.6	0.2	
	ザトウムシ目		Opiliones	5			0.2		
	ダニ目		Acarina	1	0.9	0.8	0.8	0.9	0.6
	真正クモ目		Araneae	1	1.0	0.9	0.9	0.9	0.6
甲殻綱	等脚目	ヒメフナムシ属	Ligidium	5	0.7	0.3	0.8	0.3	0.4
		ワラジムシ類**	-	3			0.1		
		ダンゴムシ類**	-	1					0.2
唇脚綱	イシムカデ目		Lithobiomorpha	3	0.6	0.6	0.9	0.5	0.7
	オオムカデ目		Scolopendromorpha	5	0.1	0.1	0.2		
	ジムカデ目		Geophilomorpha	5	0.6	0.8	0.5	0.4	0.8
結合綱 (コムカデ類)			Symphyla	5	0.7	0.7	0.3	0.2	0.3
倍脚綱 (ヤステ類)			Diplopoda	5	0.4	0.5	0.5	0.4	0.4
貧毛綱 後生殖門目 (大形ミミズ類)			Opisthoptera	3	0.3	0.6	0.8	0.2	0.2
	ヒメミミズ科		Enchytraeidae	1	0.9	1.0	0.9	0.7	0.9
ヒル綱			Hirudinea	-			0.2		
腹足綱 (陸生巻貝類)			Gastropoda	5			0.2	0.2	
全グループ数	Number of all groups				20	22	28	23	18
青木の指標グループ数	Number of Aoki's indicative groups				18	20	26	22	17
Aグループ	Group A				6	6	9	6	4
Bグループ	Group B				5	7	10	9	6
Cグループ	Group C				7	7	7	7	7
自然の豊かさの指数	Degree of nature richness (Aoki, 1989)*				52	58	82	64	45

* 土壌動物の指標得点は青木(1989)による. 得点の高いものほど良好な森林環境に出現が限られる. 得点の記載のないものは, 青木(1989)に指標生物として取り上げられていない分類群.

** ワラジムシ類とダンゴムシ類はそれぞれ複数の科を含み, これらを一括する上位分類群はない. これらは自然度判定のために, 青木(1989)によって便宜的に設定されたグループである.

スギ林とコナラ林が続き、ヒノキ林が最も貧弱であった(表2)。特にアカマツ林では、シミ目 Mscilidae, ザトウムシ目 Opiliones, オオムカデ目 Scolopendromorpha など、指標得点が高い(すなわち自然性の高い森林を好む)種類が出現していた。これに対して、最も土壌動物相が貧弱であったヒノキ林では、ゴムシ目 Carabidae, カニムシ目 Pseudoscorpiones, ザトウムシ目, オオムカデ目など肉食性(捕食性あるいは屍食性)のグループが欠落していた。青木(1989)の指標グループの内訳を見ると、最も指標得点の高い(即ち最も良好な森林環境を指標する)Aグループの種類数はアカマツ林で9種類、スギ林とコナラ林で6種類、ヒノキ林で4種類となっていた。一方、最も指標得点の低い(即ち普遍的に存在し環境指標性の低い)Cグループの種類数は調査区間で差がなかった。

全体的な種類数(グループ数)や自然度(自然の豊かさの指数;青木 1989)ではアカマツ林に次いで高い値を示したスギ林であるが、捕食者であるオオムカデ目やカニムシ目、あるいは大型ミミズ類 Opisthoptera などが出現しないかあるいは出現頻度が低いなどの点で、自然に遷移した二次林であるアカマツ林やコナラ林とは異なっていた(表2)。

この点について更に詳しく検討するため、在・不在の2元データと出現頻度のそれぞれに基づく対応分析を行なった(図3)。2元データ(a)・出現頻度(b)の何れの場合でも、全変動の40%以上を説明する第1軸の両端にアカマツ林とヒノキ林が配され、この軸成分が土壌動物相の多様性や自然性を反映していることが示唆された。一方スギ林は、第1軸の成分で見るとアカマツ林とヒノキ林の間かあるいは稍アカマツ林寄りに布置されたが、全変動の約30%を説明する第2軸の成分ではこの両者から明らかにかけ離れており、(全体的な多様性や自然性はともかく)分類群の組成の点から見るとアカマツ林やヒノキ林とは明らかに異なっていることが示された。コナラ林は、在・不在だけを問題にした場合はスギ林に近い位置に配されたが(図3a)、出現頻度を考慮した場合はアカマツ林に近い位置に布置された(図3b)。

考 察

スギやヒノキなど針葉樹の単一植栽による人工林では、ブナやカシなどの天然林はもとより、コナラやアベマキなどの二次林と比較しても生物の多様性や現存量が低くなることが知られている(例えば、森川ほか 1959, 岩波・土屋 1974, 原田・緒方 1984, 崔・青木 1985, Ohno and Ishida 1997, Fahy and Gormally 1998, 澤田ほか 1999)。また、同じ二次林の中でも、より遷移の初期段階にあるアカマツ林は、コナラなどの落葉広葉樹林よりも「自然度が低い」と見なされることが多い。一般論としてはあながち間違っていないが、これのみを論拠として、「自然度の低いスギ・ヒノキの人工林やアカマツ林を、より自然度の高い落葉広葉樹の二次林へと転換することで、全体としての自然度の向上を図る」という具合に短絡してよいものか、事はそれほど単純ではない。「自然度が低い」「生物多様性が低い」と見られがちなアカマツ林やスギ林が、実は意外に高いコナラなどの落葉広葉樹の二次林に匹敵し、時としてこれを凌ぐほどの一種多様性を示し、あるいは種数としては少なくともコナラ林には見られないような特有の種の住処となっていることがある(例えば、原田 1991, 頭山・中越1994a, 原田・青木 1996, 萩原ほか 1999, 澤田ほか 1999, 長池 2000)。今回の調査でも、アカマツ林で最も多様かつ自然度の高い土壌動物相が確認

されると共に、スギ林でもアカマツ林やコナラ林とはまた別の意味・別の次元で多様性の高い土壌動物相が確認された。土壌動物相だけでなく植生構造の点から見ても、今回調査したスギ林は他の3林分とは異なっていた。これらのことは、植生構造でも土壌動物相でも対応分析の第2軸でスギ林が他の3林分と離れた位置にプロットされた事実にはっきりと示されていた(図2a, 図3)。

それでは、このような土壌動物相の多様性・自然性の違いをもたらした環境要因は何か。スギやヒノキの人工林が全体の約40%を占めるといふ「源流の森」の場合、このことは単にスギ林の生物相の特異性の一言で片づけることはできない。「源流の森」全体における森林整備計画を考える上でも重要な意味を持つ。Spearmanの順位相関係数(r_s)による分析の結果、土壌動物のグループ数および自然度に有意に影響する要因として挙げられたのは、植生構造の対応分析(図2a)の結果得られた第1軸の得点であった(どちらも $r_s = -0.975$, $p = 0.0048$: 図4a)。既に述べたように、この軸成分は高木層と亜高木層それぞれの発達の程度を反映する合成変量であった。そこで、高木層および亜高木層の各植被率と土壌動物のグループ数との関係を調べた結果が図4bである(図には示さなかったが、自然度の場合もこれと殆ど同じ傾向を示した)。明らかに、高木層がやや疎開してその下の亜高木層が発達したアカマツ林(P)と、同じく高木層が疎開したスギ林(C1)で、土壌動物のグループ数が他より多くなっていた。「適切な管理がなされないままに放置されたスギやヒノキの不成績造林地は、適当な間伐によって林内の光環境を改善し、下層植生の生育を誘導して生物多様性を高めるべきである」という主張がしばしばなされることと考え合わせると、この傾向の意図するところは示唆的である。

よく言われているように、適切な保育や間伐が為されていないヒノキの人工林(特に若齢林)では、林冠の鬱閉による光環境の悪化が下層植生の著しい貧化をもたらす(清野 1988, 恩田 1995)。特にヒノキの落葉量は少ない上に落葉自体も流失し易いため、 A_0 層の発達は阻害され、保護するものがない林床は地表侵蝕を受けて荒廃し、結果として地表の環境は劣悪になりがちなのが知られている(大政 1977, 井上ほか 1987, 恩田 1995, 塚本ほか 1998)。また、スギやヒノキのリターは、土壌動物の餌資源としての質が広葉樹のリターに劣ることも指摘されている(Takeda *et al.* 1987, 堤 1987)。今回調査したヒノキの人工林もこのような状態にあったと考えら

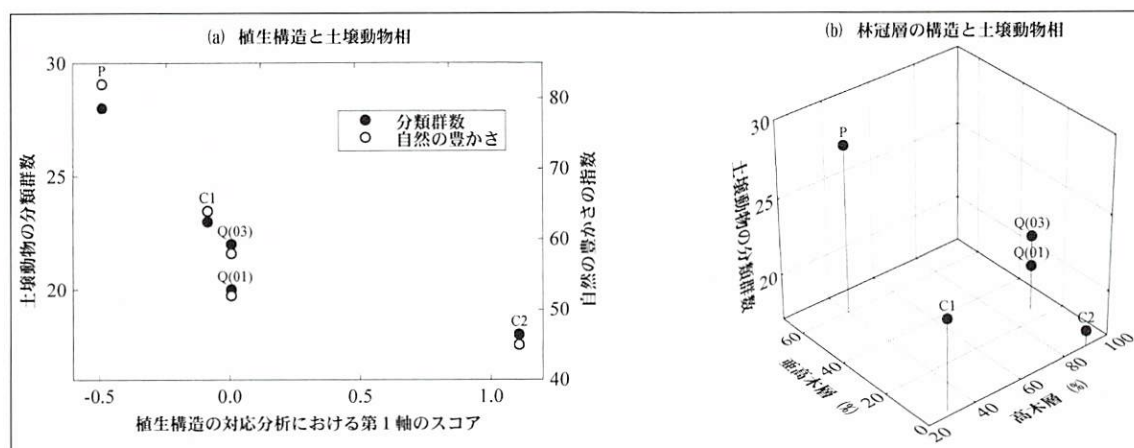


図4 土壌動物相の多様性・自然性に影響する要因

- (a) 植生構造の対応分析で得られた第1軸の評点と土壌動物の種類数および自然度
- (b) 高木層・亜高木層の植被率と土壌動物の種類数

れ、従ってこのような人工林では、土壤環境や土壤生態系改善のために何らかの措置が必要である。鬱閉したヒノキ単純林では下層植生が発達せず、リターの供給や堆積が不十分になることがそもそもの原因と考えられるので、要はこの点を改善してやればよい。即ち、部分的な枝打ちや間伐により林内日射量を増大させ、広葉樹の侵入や下層植生の発達を図ること（清野 1988, 斉藤 1989）が必要である。また、枝打ちや間伐によって生じたデトリタスを林内に残置することで、林内の微環境を複雑にして生物の棲息場所を増やし、生物多様性を向上させる事が期待できる。更には、林床に残された枯れ枝が一種のトラップとしての役目を果たし、流失し易いヒノキのリターを堆積させることも考えられる。今回調査したスギ林が多様な土壤動物相を維持しえた理由の一つは、間伐による林内の光環境の改善とそれに伴う下層植生やリター層の涵養にあると考えられる。当スギ林における間伐の履歴までは確認していないため断言は出来ないが、高木層が疎開し下層植生が発達したアカマツ林でも同様に高い多様性や自然性を示す土壤動物相が確認されたことを考えると、高木層の適度な刈り透かしが亜高木層以下の下層植生の発達を促し、土壤動物をはじめとする生物の多様性に好影響を与えることは充分考えられる。萩原ほか（1999）はスギの人工林で自然性の高い土壤動物相が見られることを報告しているが、そのスギ林では林床にツツジなどの低木が生育しており、A₀層の堆積も比較的厚かったことが土壤動物相の自然性を高めた原因であろうと述べている。もともと「源流の森」における森林整備の目的は水源涵養機能の充実であり、そのためには森林の複層林化を進めることが望ましいとされている（的場 1993）。従ってこの意味からもスギやヒノキの人工林で間伐を進め、下層植生の侵入・生育を図って複層林へと誘導することは妥当であろう。

しかし、一方で、スギやヒノキの大径木からなる植林地では、鬱閉林ではあっても時に予想外に多様性や自然性の高い下層植生や土壤動物相が見られることがある（頭山・中越 1994a）。従って、不良造林地と一口に言っても、スギやヒノキの大径木に照葉樹が混交しているような林分についてはそのまま残すことも考慮に入れて、「源流の森」全体としての森林景観の管理計画を立てることが望ましい。

一方、二次林の場合には人工林とはまた違った管理計画が必要になる。アカマツ林やコナラ林は本来が人為的な管理によって維持される二次植生であるため、今のままの生物多様性を維持しようとするならば、管理の継続が不可欠である。特にアカマツ林では、遷移の進行と共に林内に照葉樹が侵入し、亜高木層や低木層の発達と相俟って、林内日射量が低下して草本植生が衰退・単純化し、それに伴って土壤動物相も単純化することが考えられる（頭山・中越 1994a）。したがって現在のようなアカマツ林を維持しようとするならば、A₀層の掻き出しなどの人為的攪乱が必要になる。但し、当「源流の森」はかなりの部分がアカマツ林とスギ・ヒノキの人工林で占められている。従って「源流の森」全体の植生景観の多様化・複雑化を考えるならば、アカマツ林の一部を放置するか、場合によってはアカマツの択伐によって、遷移を進行あるいは加速させることも必要であろう（中越・石井 1994, 中越ほか 1994, 石井ほか 1995）。「源流の森」の生物多様性をアカマツ林だけに依存し続けることは、本当の意味で多様性の高い森林づくりとは言い難い。それに加えて、かつて広島県で猛威を振るい低地のアカマツ林をほぼ壊滅に追いやったマツ枯れが近年高標高地域へと侵入しつつある状況を考慮すると、「源流の森」における生物多様性や水源涵養機能の多くをアカマツ林に依存している現状からの早急な脱却が検討されるべきかもしれない。

謝 辞

今回の調査に当たって多大な便宜を図って戴いた広島市水道局の諸氏に対して、末尾ながらこの場を借りてお礼申し上げます。

引 用 文 献

- Andersen A. N. 1995 Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation* 73: 39-43.
- Andersen A. N., Hoffmann B. D., Muller W. J. and Griffiths A. D. 2002 Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8-17.
- 青木淳一 1985 土壤動物. 指標生物—自然をみるものさし (日本自然保護協会 編集・監修). pp. 252-257, 思索社, 東京.
- 青木淳一 1989 土壤動物を指標とした自然の豊かさの評価. 「都市化・工業化の動植物影響調査法マニュアル」 pp. 127-143, 千葉県.
- Beattie A. J. and Oliver I. 1994 Taxonomic minimalism. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 488-490.
- 崔 星植 (Choi S-S)・青木淳一 1985 隣接する落葉広葉樹林とヒノキ人工林のササラダニ群集の変化. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要 12: 137-144.
- Fahy O. and Gormally M. 1998 A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfield site. *Forest ecology and management* 110: 263-273.
- Gaston K. J. 1996 Species richness: measure and measurement (Gaston K. J. ed.) 77-113, Blackwell Science, Oxford.
- Grelle C. E. V. 2002 Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation* 108: 101-106.
- 萩原康夫・松永雅美・久松真紀子 1999 土壌性アリ類を用いた自然の豊かさ評価の検討. 昭和大学教養部紀要 30: 61-66.
- 原田晴康・緒方一夫 1984 北部九州のアリ相 (膜翅目, アリ科). *Pulex* 70: 321-322.
- 原田 洋 1991 土壤動物. とうきゅう環境浄化財団研究助成 (136) 多摩川流域の生態学的環境指標策定のための手法開発 (福嶋 司 編著). 139-171.
- 原田 洋・青木淳一 1996 土壤動物による自然の豊かさ評価の事例. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要 22: 81-92.
- 久居宣夫 1985 水生動物. 指標生物—自然をみるものさし (日本自然保護協会 編集・監修). 192-199, 思索社, 東京.
- Huhta V., Haimi J. and Setälä H. 1991 Role of the fauna in soil processes: techniques using

- simulated forest floor. *Agric. Ecosystems Environ.* 34: 223-229.
- 井上輝一郎・岩川雄幸・吉田桂子 1987 ヒノキ単純林における落葉および土砂の移動. 林試研報, 343: 171-186.
- 石井正人・松田方典・中越信和 1995 都市近郊林の林相改良施業 アカマツ・常緑広葉樹混交林から常緑広葉樹林への誘導. 日本林学会論文集 106: 193-194.
- 岩波基樹・土屋大二 1974 東京都の森林土壌動物相. *Edaphologia* 10: 1-8.
- 金子信博・伊藤雅道・橋本みのり・豊田 鮎・松田久美子 2002 森を支える土壌動物ーキシヤヤスデの大発生を利用した実証研究. 第113回 日本林学会大会学術講演集 p.245.
- 清野嘉之 1988 ヒノキ人工林の下層植物群落の被度・種数の動態に影響を及ぼす要因の解析. 日本林学会誌 70: 455-460.
- Lavelle P. 2002 Functional domains in soils. *Ecological Research* 17: 441-450.
- MacArthur R. H. and MacArthur J. W. 1961 On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- 的場紀壹 1993 水源山地の森林整備を進めるなかで. 森林科学 9: 13-17.
- 森川国康・大上正善・松本礼三枝 1959 異植生土壌における地中微動物の群集構成について. 日本生態学会誌 9: 189-193.
- 長池卓男 2000 人工林生態系における植物種多様性. 日本林学会誌 82: 407-416.
- 中越信和・石井正人 1994 都市近郊林における森林公園計画. 日本緑化工学会誌 19: 303-309.
- 中越信和・松田方典・石井正人 1994 広島県緑化センター及び県立緑化植物公園内の植生. 日本林学会論文集 105: 267-270.
- 新島溪子 1996 森林と土壌動物の共存ー健全な森林を維持する土壌動物の種の多様性. 森林科学 16: 39-44.
- Ohno Y. and Ishida A. 1997 Differences in bird species diversities between a natural mixed forest and a coniferous plantation. *J. For. Res.* 2: 153-158.
- Oliver I. and Beattie A. J. 1996 Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications* 6: 594-607.
- 恩田裕一 1995 人工林化と土壌侵食. 地理 40 (3): 48-52.
- 大政正隆 1977 土の科学. 225pp. 日本放送出版協会, 東京.
- Pianka E. R. 1967 On lizard species diversity: north American flatland deserts. *Ecology* 48: 333-351.
- Ricotta C., Ferrari M. and Avena G. 2002 Using the scaling behaviour of higher taxa for the assessment of species richness. *Biological Conservation* 107: 131-133.
- 齊藤昌宏 1989 スギ人工林における林内日射量と林床植生量の関係. 日本林学会誌 71: 276-280.
- 澤田義弘・広渡俊哉・石井 実 1999 三草山の里山林における土壌性甲虫類群集の多様性. *Japanese Journal of Entomology (N.S.)* 2: 161-178.
- StatSoft, Inc. 1996 STATISTICA for Windows. ver. 5.1J. StatSoft, Inc., Tulsa.
- Setälä H. and Huhta V. 1991 Soil fauna increase *Betula pendula* growth: laboratory experiments with coniferous forest floor. *Ecology* 72: 665-671.

- Shannon C. E. and Weaver W. 1949* *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press.
- Takeda H., Ishida Y. and Tsutsumi T. 1987 Decomposition of leaf litter in relation to litter quality and site conditions. Mem. Coll. Agric., Kyoto Univ., 130: 17-38.
- 頭山昌郁 1997 山火跡地への植栽がアリ相の回復に及ぼす影響. Edaphologia 58: 13-19.
- 頭山昌郁・中越信和 1994a 植林地と二次林における土壤動物相の比較. 日本生態学会誌 44: 21-31.
- 頭山昌郁・中越信和 1994b 都市緑地の構造とアリ類の棲息. 日本緑化工学会誌 20: 13-20.
- 塚本次郎・梶原規弘・入田慎太郎 1998 ヒノキ人工林における表土流亡危険度の予測—土壤侵食強度の簡易評価における地表面観察の有効性の検討. 日本林学会誌 80: 205-213.
- 堤 利夫 1987 森林の物質循環. 124pp. 東京大学出版会, 東京.
- Willson M. F. 1974 Avian community organization and habitat structure. Ecology 55: 1017-1029.
- 山本哲也・中根周歩・高橋史樹 1992 大型土壤動物が森林のリン循環に及ぼす影響についての実験的解析. 日本生態学会誌 42: 31-43.

発表年の後*印を付けた文献は直接参照することができなかった.

2004年1月13日受付; 2004年3月1日受理