

呉羽丘陵二次林における植生の構造とアカネズミの生息状況

松田 道子・和田 直也・西村 格

富山大学理学部生物圏環境科学科 〒930-8555 富山市五福3190

Vegetation Structures and Habitat Conditions of *Apodemus speciosus* in Secondary Forests on the Kureha Hill

Michiko Matsuda, Naoya Wada and Noboru Nishimura
Department of Biosphere Science, Faculty of Science, Toyama University, Gofuku 3190,
Toyama-shi, Toyama 930-8555, JAPAN

We investigated vegetation structures and habitat conditions of Japanese field mouse *Apodemus speciosus* in secondary forests on the Kureha hill, Toyama Prefecture, central Japan. In 1999, we established four study plots (30m×30m quadrats), which were different in human disturbance regime, size and density (basal area) of trees, and overstory and understory vegetation structures. Diversity index (Shannon's H') showed a low value in overstory vegetation but a high value in understory vegetation in a plot, where human disturbances appeared to act on most strongly. The number of small rodents (*A. speciosus*) captured by live traps was the highest in the plot with the lowest density of trees and the highest coverage of understory plants. We discussed the relationship between vegetation structures and population size of small rodents, in relation to food quality and quantity for *A. speciosus* and human disturbances in secondary forests.

はじめに

近年、里山では都市化にともなう開発や園地としての環境整備などで、森林面積が減少すると共に林は孤立化し、生態系の構造や機能の衰退が進行している。富山県の平野部に位置する呉羽丘陵の森林も例外ではない(富山県自然保護団体連絡協議会, 1994; 横畑, 2000)。

樹木の伐採や植林あるいは周辺の整備という名の土壌攪乱や道路開発等の人為的な攪乱は、植物群落に量的・質的な変化を引き起こしている。これに伴い、植物を「餌資源」として利用している植食性の動物、植物を「隠れ家」として利用している動物、あるいはそれらの動物を「餌」として利用している生態系の高次に位置する動物の生息

に大きな影響が及んで来ている。

本研究では、日本の低山帯から山岳帯まで広く分布し(阿部, 1994)、かつ森林植物の更新動態や再生過程にも深く関係している野ネズミの一種・アカネズミに着目した(Miyaki and Kikuzawa, 1988; Wada and Uemura, 1994; 林田・五十嵐, 1995)。人為的な環境攪乱による野ネズミへの影響に関しては、いくつかの報告例がある。北海道のササ型林床の森林においては、林床からササを刈り取ると野ネズミの活動・生息密度が低下したと報告されている(林田・五十嵐, 1995)。一方、北アメリカでは、森林の伐採により野ネズミの生息密度が高くなったという例も報告されている(Richens, 1965; Hooven, 1971; Smallwood, 1999)。これらのように、人為的な攪乱は植生の

みならず小型哺乳類の群集構造や密度へも影響を与えることが予想される (Clark et al., 1998)。

本研究の目的は、呉羽丘陵地に残存している二次林において、アカネズミの生息状況を把握することにある。アカネズミの生息密度が、どのような環境要因によって、どのような影響を受けているのかを、植生の量的な側面 (被度や密度) と質的な側面 (多様性) から明らかにすることを第一の目的とした。次に、植物群落に対する人為的な攪乱が、アカネズミの生息に及ぼす影響を明らかにすることを第二の目的とした。

調査地の概要

本研究は、富山県の中央部に位置し、全長約6km、最高標高地点145.3mの呉羽丘陵を調査地として行った。1999年7月、富山市古沢・神明社付近の森林において、樹木の密度や種類が異なる四つの林分を調査区とし、それぞれの調査区に30m×30mのプロットを設定した。

プロット1は、神社脇にある駐車場のすぐ近くで、森林の縁に位置している。樹木の密度の少ない最も疎な林であり、また下草がもっとも多い場所でもある。人家や水田に近く、カキやサザンカ



写真1 カキ林



写真3 コナラ林

等があることから、人為的影響を長い間受け続けてきている場所であるものと考えられる (写真1)。プロット2は、モウソウチクや落葉広葉樹を伐採した後に再生してきた若い二次林である (写真2)。伐採後、再生してきたと思われる樹木の他に、スギなどの樹木が植林された形跡がある。プロット3は、景観的にはもっとも典型的な二次林であり、多くの落葉樹から構成されている (写真3)。プロット4は、大きなサイズのスギとオニグルミやカラスザンショウといった落葉広葉樹が混ざった林である (写真4)。

調査方法

植生調査と解析

本研究では、高さ2m以上のすべての樹木を対象にした毎木調査と、高さ2m以下の草本層の植物を対象にした林床植生の調査を行った。それぞれのプロット内に含まれるすべての樹木について、胸高直径 (DBH) を測定した。胸高直径の値から、胸高直径断面積 (以下BA) を計算し、その樹種毎や全種込みの合計値を各プロット間で比較した。草本層の植物に関しては、各30m×30mの方形区を10m×10mの小区画に細分し、その中心に2m×2m



写真2 アカメガシワ林



写真4 スギ林

の小方形区を設定し、林床植物の被度を出現したすべての種について記録した。同時に、草本層の被率も記録した。

これらのデータを用いて、各プロットの植生の多様性指数を算出した。本研究では、シャノン・ウェイナーの多様性指数 (H') を用いた。H' は、種類数が多いほど、かつ各構成植物の優占率の偏りが少ないほど高い値を示す多様性指数である。高さ2m以上の樹木については、胸高直径断面積を変数として、10m×10mの小区画単位 (n=9) と30m×30m単位での多様性指数を各調査区で算出した。高さ2m以下の草本層の植物については、各出現種の被度を変数に、2m×2mの小方形区単位 (n=9) と、小方形区の平均を単位として各調査区での多様性指数を計算した。

アカネズミの捕獲調査

アカネズミの生息調査は、各プロット内の10m×10mの小区画のほぼ中央にシャーマン型ライブトラップ (生け捕り罠) を設置して行った。トラップ設置後、夜間一日4回 (21:00・24:00・3:00・6:00)、3日間連続で計12回、捕獲-再捕獲法で調査を行った。また、調査は1999年の7月、9月、11月にそれぞれ行った。餌にはピーナッツを用いた。捕獲した個体は雌雄判別、体重計測の後、体毛を刈ることで個体識別を行った (写真5)。再捕獲個体の場合にも、雌雄・体重・毛刈位置等により個体識別を行った。捕獲個体より各方形区における捕獲個体頭数を算出した。



写真5 アカネズミの再捕獲個体。矢印は毛刈りによる跡(マーク)を示す。

アカネズミの餌資源量

アカネズミは、植物体、なかでも種子を餌資源として主に利用するが、夏期には昆虫類・歩行性甲虫も食べることが知られている (太田, 1984)。アカネズミの生息密度に影響を及ぼす要因の一つと考えられる「餌資源量」を、夏期・秋期・冬期における歩行性甲虫のバイオマスと冬期における林床上の種子重量から評価した。

1999年の7月、9月および11月に、ピットホール・トラップ法によって、歩行性甲虫を捕獲した。各プロット内の野ネズミ捕獲点に、ピットホール・トラップ (プラスチック性のコップ) をセットし (n=9)、24時間ごとに3日間、トラップ内の昆虫を3回採集した。採取した昆虫は、種類の同定後、歩行性甲虫類のみを取り出し、乾燥重量を測定した。

1999年の11月、各プロット内の野ネズミ捕獲点の近くに50cm四方の方形区を2カ所無作為に設定し、方形区内のリター層をすべて採取した (n=18)。リターを分別し、その中からアカネズミの餌資源としてもっとも重要だと思われるコナラ属 (主にコナラ) の堅果とオニグルミの核果を選別・採集した。それぞれを乾燥させた後、重量を測定した。

結果と考察

植生の構造と多様度

プロット1からプロット4の調査区間では、胸高直径断面積 (BA) の合計値が大きく異なっていた (表1)。これらの違いは、伐採と植樹・植林の影響度の違いによって生じたものと考えられる。最もBA合計値の低いプロット1は、林冠木を形成する多くの樹木が伐採された後、カキやサザンカ等が植樹されていた。その他、ウワミズザクラ、ヤマザクラ、オニグルミやネムノキといった落葉広葉樹が見られた。水田や人家からも近く、人為的影響をかなり長い間受けしてきた樹木密度の低い林であるといえる。プロット2の林は、モウソウチクや樹木の切り株が残存しており、近年、伐採による影響を受けた形跡が見受けられた。富山県自然保護団体連絡協議会 (1994) によると、

約7~9年前(1991年~1993年)の富山市による「呉羽丘陵健康とゆとりの森整備事業」の施工によって伐採されたものと考えられる。かつて植えられ残存したと思われるスギと、伐採後再生してきたアカメガシワが優占種であった。その他、ヌルデやタラノキなども分布しており、先駆性樹種の小径木が多かった。また、現在の呉羽丘陵ではほとんど自生していないと思われるシラカシやタブノキ等が植樹させていた。プロット3は、多くの落葉広葉樹からなる比較的発達した二次林であり、コナラ、ヤマザクラ、カラスザンショウ、エゴノキ等が優占していた。プロット4は最もBA合計値が高かった。幹の太いスギと、オニグルミやカラスザンショウ等の落葉広葉樹から成る針広混交林である。景観的には、スギ植林地に広葉樹が侵入してきた林である。プロット1からプロット4にかけて出現した樹木の総種数は、それぞれ、14、38、18及び26種であった。プロット2で最も種数が多いが、これは伐採後に数十種の樹木が植えられたためである。

草本層の植物では、プロット3が他のプロットに比べ植被率が有意に低くなっていた ($P < 0.05$, by Kruskal-Wallis test)。プロット1からプロット4の草本層の植被率は、9個の2m×2m方形区平均で、89%、83%、52%及び90%であった。プロット1では、森林内の林床にも比較的普通に見られるネザサやチマキザサの他、ススキ、クズ、ツルマメやミゾソバなどといった草原的環境に出現する植物も多く見られた(表2)。プロット2では、伐採後優占する棘植物であるフユイチゴやモミジイチゴが多く見られた。また、アカメガシワの実生や稚樹も多かった。プロット3では、クリオザサが様に優占しており、またヒメアオキ(アオキを含む)も分布していた。プロット4では、チマキザサが優占しており、ヒメアオキやヒサカキといった常緑低木も見られた。さらに、やや湿性な立地に出現するタマアジサイ、ゼンマイ、ハリガネワラビなどの植物も見られた。プロット1からプロット4にかけて出現した草本層の植物の総種数は、それぞれ、67、63、53及び54種であった。

表1 各プロット(30×30m)に出現した樹木(樹高2m以上)の胸高直径断面積の合計値(BA合計値、m²/ha)。

樹種	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4
アカメガシワ		2.93	0.93	
イヌシデ			1.26	0.61
ウヅミズザクラ	0.82		1.96	1.23
エゴノキ		0.09	3.82	0.01
オニグルミ	0.99			3.51
カキ	1.69			
カラスザンショウ		0.01	3.10	3.24
クロマツ	1.09			
コナラ			3.76	
シラカシ		0.97		
スギ		11.72	3.06	33.60
タブノキ		0.77		
ネムノキ	1.48		0.51	0.09
ヤマザクラ	0.40	0.04	4.90	0.56
ユズリハ		1.01		
その他	1.08	1.54	7.37	0.71
合計	7.56	19.10	30.63	43.56

表2 各プロットの草本層に出現した植物・優占上位種の平均被度(n=9)と草本層の平均植被率(n=9)。

種名	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4
アカメガシワ		12	1	
スギ		14	1	
タマアジサイ				8
ヒサカキ		3	1	9
ヒメアオキ		1	15	15
フユイチゴ	1	41	2	3
モミジイチゴ		20	1	
ヤマウルシ		7		
クズ	18			
ツルマメ	10		7	
ミゾソバ	11	1		
ススキ	22	1		
チマキザサ	2			30
ネザサ	13			
クリオザサ			32	
ゼンマイ		1	2	4
ハリガネワラビ				12
草本層の植被率	89	83	52	90

表3 各プロットにおける樹木(樹高2m以上)と草本層の植物(林床植物)の多様性指数(H'(bit))。

多様性指数(H')	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4
樹木	0.99	1.74	1.99	0.64
林床植物	2.35	1.84	1.75	2.28

各プロットにおける樹木及び草本層の植物の多様性指数は、表3のようになった。30m×30m方形区内の樹高2m以上の樹木を対象に各出現樹種についてBA合計値から算出した多様性指数は、プロット3で最も高い値を示し、スギ植林地であるプロット4で最も低い値を示した。一方、各プロットの2m×2m方形区内の草本層に出現した各植物の被度から算出した平均多様性指数(n=9)は、プロット3で最も低い値を示し、プロット1で最も高い値を示していた。スギの植林地による影響が最も大きいプロット4を除いて考えると、プロット3からプロット1へとBA合計値が減少するに従って、樹木の多様性は減少し、逆に草本層の植物の多様性は増加する傾向が見られた。

次に、樹木のBA合計値、草本層の植被率、樹木及び草本層の植物の多様性との関係を、全プロット込みにして解析を行った。なお、樹木に対しては各プロットにおける10m×10mの小区画・方形区での値(n=9)を、草本層の植物に対しては各プロットにおける10m×10mの小区画の中心に設定した2m×2mの小方形区での値(n=9)を用いて解析を行った(図1)。樹木のBA合計値と草本層の植被率との間には、統計的に有意な負の相関関係が見られた($r = 0.400$, $P = 0.015$, $n = 36$; 図1A)。上層の樹木の材積密度が低いほど下層

の植物が量的に多いことを示唆している。樹木のBA合計値を横軸に、樹木の多様性指数を縦軸にとって、両者の関係を見たところ、多様性指数は横軸の両端で低く真ん中で高いという傾向が見られ、二次曲線の回帰式が得られた($r = 0.372$, $P = 0.085$, $n = 36$; 図1B)。この結果には、樹木に対する伐採圧と植樹の影響が含まれており、以下のような考察が可能である。樹木に対する伐採の圧力が強く加わると、樹木の密度は減少しBA合計値は低い値となるが、再生してきた樹木は先駆性樹種・アカメガシワで代表されるように少数の樹種により構成され、多様性が低下する場合である。しかし実際には、伐採後人為的にいくつかの樹種が植えられる場合もあり、このことが両者のバラツキを増大させる原因の一つになっている。また、プロット4で見られるようなスギの大規模な植林行為は、長期間経てば結果的に材積密度が大きくなるが、スギという単一種がほとんどを占めているため、多様性指数は低い値を示す場合である。以上のように、本調査地においては、樹木のBA合計値の小さい調査区においては主に伐採による人為的影響が、またBA合計値の大きい調査区においては植樹・植林による人為的影響が作用して、上層木の樹木の多様性を減少させていることが予想される。樹木の多様性指数と草本層の

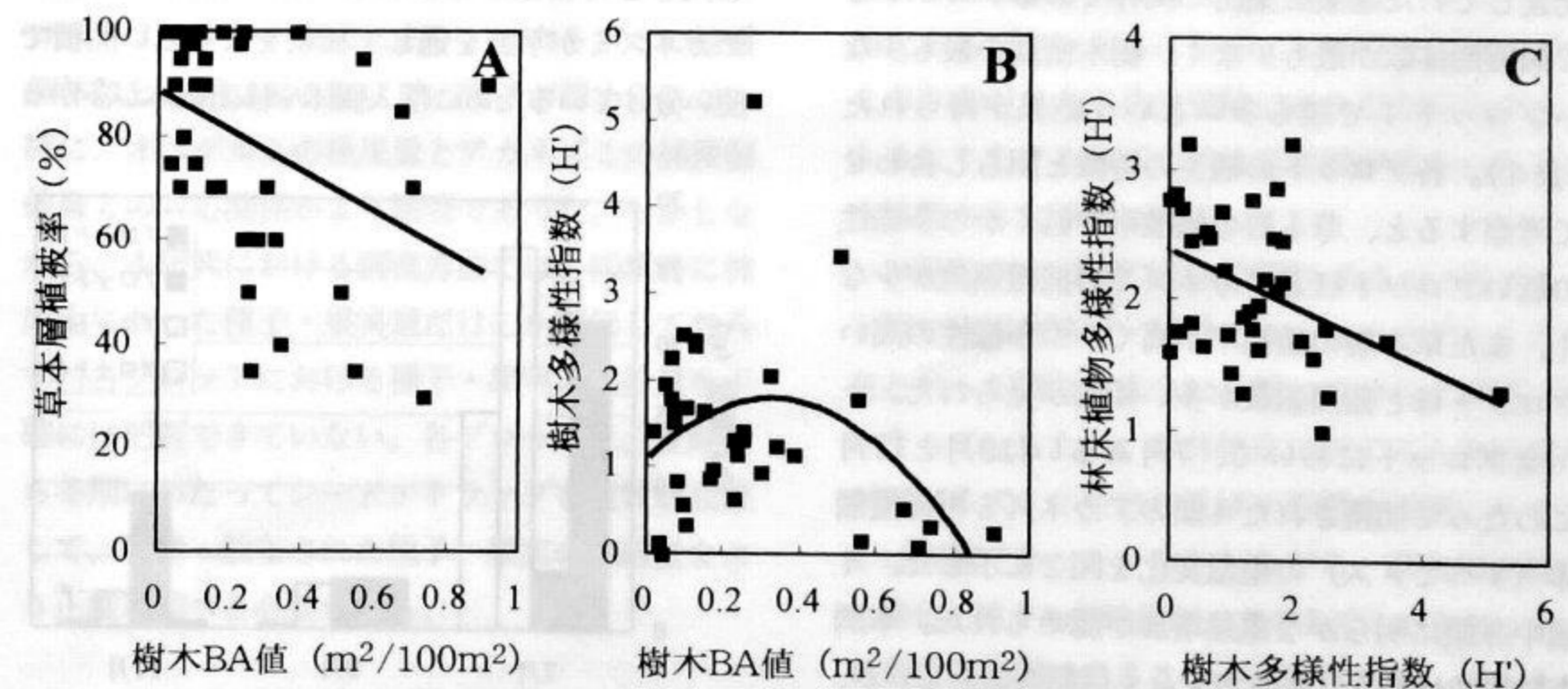


図1 樹木のBA合計値、草本層の植被率、及び樹木・林床植物の多様性指数との関係。A、樹木BA値と草本層の植被率($y = -37.9x + 88$)；B、樹木BA値と樹木多様性指数($y = -6.4x^2 + 4.3x + 1.0$)；C、樹木多様性指数と林床植物多様性指数($y = -0.22x + 2.36$)

表4 各プロットにおける捕獲・再捕獲法によるアカネズミの捕獲個体数。

調査季節	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4	合計
夏 (7月)	9	7	2	6	24
秋 (9月)	7	5	2	2	16
冬 (11月)	7	1	2	4	14
合計	18	10	6	11	45

植物 (林床植物) の多様性指数との関係は、図1Cに見られるような負の相関関係が認められた ($r = 0.411$, $P = 0.013$, $n = 36$; 図1C)。上述したように、人為的な影響が加わると樹木の多様性指数は低くなる傾向にあるが、一方で草本層の植物の多様性は高くなることを示唆している。

アカネズミの生息状況

1999年の夏期 (7月)、秋期 (9月) 及び冬期 (11月) の計3回、合計12×3回のセンサス・捕獲-再捕獲法により各プロットで捕獲された野ネズミの結果を表4に示した。本研究の調査期間を通じて捕獲された個体は、すべてアカネズミ (*Apodemus speciosus*) 1種であった。全体的には、夏期 (7月) に捕獲個体数が多く冬期 (11月) に少ないという傾向が見られ、北海道の小林分で調べられた近藤 (1980) による報告とほぼ一致していた。また、各プロット毎に見ると、比較的発達していた落葉広葉樹二次林であるプロット3で捕獲個体数が最も少なく、樹木密度の最も少ないプロット1で最も多いという結果が得られた (表4)。各プロットの植生の特徴と照らし合わせて考察すると、草本層の植被率が低くかつ多様性の低いプロットほどアカネズミの捕獲頭数が少なく、また草本層の植被率が高くかつ多様性の高いプロットほど捕獲頭数が多い傾向が見られた。

全プロットにおいて、7月あるいは9月と11月にわたって捕獲された4頭のアカネズミ再捕獲個体 (すべてメス) の重量変化を図2に示した。4頭中3頭に明らかな重量増加が認められた。本調査結果ではサンプル数が少なく信頼性に乏しいが、このような重量の増加は越冬のために重要であると言われている報告結果とほぼ一致していた (e. g. 近藤, 1980)。また、体重が30g以下の幼個体

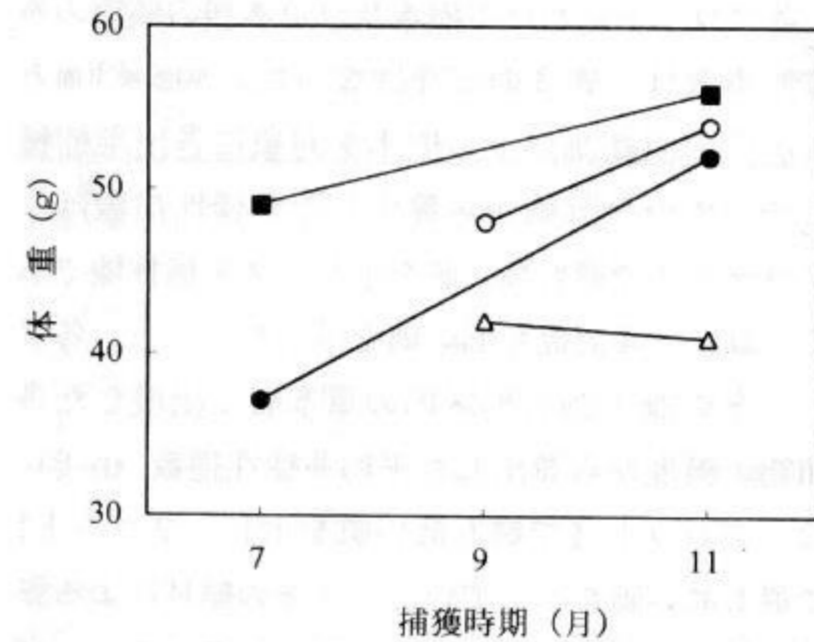


図2 アカネズミ再捕獲個体 (メス) の体重の季節変化。

は、7月に1頭 (24g)、9月に1頭 (17g)、そして11月に1頭 (22g) が捕獲された。このことから、本調査地におけるアカネズミ個体群においては、繁殖が春期や夏期にのみ生じているのではなく、秋期にも行われていることが示唆された。これらの幼個体のうち、7月と9月に捕獲された2頭は、プロット1で捕獲された個体であった。このことは、個体群密度がもっとも高いと思われるプロット1で、確実に繁殖が行われていることを示している。各プロットにおいて、季節を通じて再捕獲される個体が少なかったが、これは一つに調査面積がアカネズミのホームレンジに比べ十分な大きさではなかったこと (cf. Oka, 1992)、アカネズミが季節を通じて植生をより広い面積で使い分けているために移入個体や移出個体が多かつ

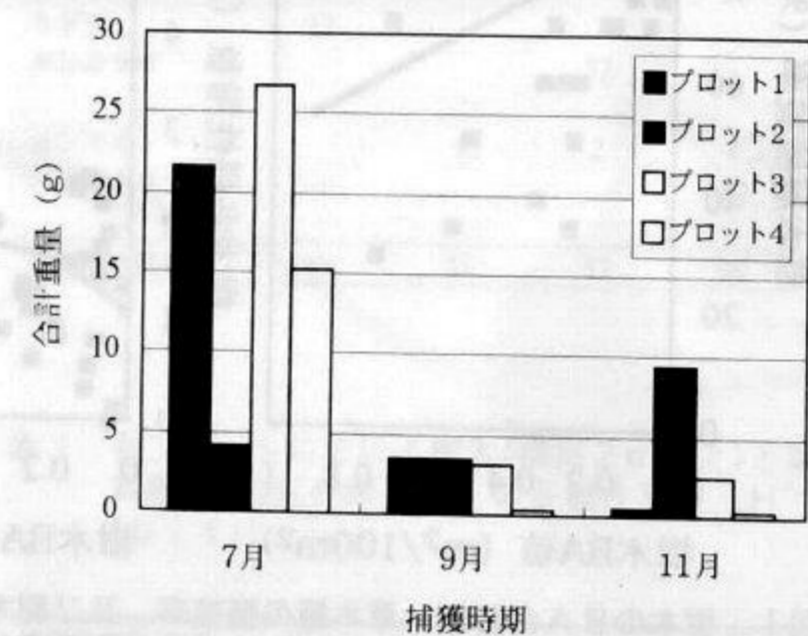


図3 各季節・各プロットにおける步行性甲虫の総重量 (g)

表5 各プロットの林床上に分布していたオニグルミ核果とコナラ属堅果の総重量 (g/4.5m²)

樹種	Plot 1	Plot 2	Plot 3	Plot 4
オニグルミ	66.7	2.8		22.2
コナラ		3.4	8.9	1.5
合計	66.7	6.2	8.9	23.7

たこと (cf. 近藤, 1980) などが原因として考えられる。いずれにせよ、本調査地におけるアカネズミ個体群の生息状況やその動態を明らかにするためには、より大面積で調査間隔が短くかつ長期間にわたる調査が必要であると思われる。

アカネズミの餌資源量

本調査で捕獲された歩行性甲虫群は、主に、オサムシ類・シテムシ類・センチコガネ類・ゴミムシ類から構成されていた。各プロットで捕獲された歩行性甲虫の全乾燥重量の結果を図3に示した。プロット2を除いて、夏期 (7月) から冬期 (11月) にかけて減少する傾向が見られた。全体的には、プロット3、プロット1、プロット2、プロット4の順にバイオマスが少なくなっていた。しかし、アカネズミの捕獲個体数との間に明瞭な対応関係は認められなかった。

次に、各プロットにおけるコナラ属の堅果とオニグルミの核果の全重量の結果を表5に示した。プロット1とプロット4で多く、プロット2とプロット3で少ない傾向にあり、アカネズミの捕獲個体数との間にある程度対応関係が認められた。特に、オニグルミの核果量とアカネズミの捕獲個体数との対応関係がより顕著であった。しかしながら、本研究における調査方法では、採集時に林床上にあった種子・果実量だけしか評価しておらず、各プロットにおける種子・果実の供給量を正確には把握できていない。各プロットに、夏期から冬期にわたってシード・トラップを複数設置して、生産・散布された種子・果実の供給量をより正確に調べる必要がある。

まとめ

本研究で調査した項目のうち、アカネズミの捕獲個体数は、草本層の植被率と多様性及び林床上

に分布・散布させていたコナラ属の堅果とオニグルミの核果の量と正の関係に、また樹木の多様性と負の関係にあることが、おおまかにではあるが認められた。これらのことは、下層植生の構造と大型の果実・種子を生産する樹木の存在が、アカネズミの生息環境にとって重要であることを示唆しており、同時に単に樹木の多さ・太い木の密度の高さだけがアカネズミの生息環境にとって必ずしも重要な要素ではないことも物語っている。図1で示したように、伐採等による人為的な攪乱が森林に作用すると、上層を占める樹木の密度は減少し (樹木BA合計値が減少し)、その結果林床上に明るい環境が増えることが予想される。このことが草本層の植物の種数や被度・バイオマスの増加を促し、またその植生の構成も森林内に見られる林床植物から草原的環境に見られる植物までが多様な植生によって構成されることが考えられる。このような環境の変化が、地表面・林床を水平的に利用するアカネズミにとって、結果的に「隠れ家」や「餌資源の供給源」としての植生・生息環境が向上したため、プロット1で見られたような高い個体群密度をもたらした可能性が考えられる。また、樹木の密度が低かったものの、オニグルミのような大型の種子を生産する樹木が分布していたこともアカネズミの高い生息密度をもたらした重要な要因の一つであろう。これは、スギの植林地であるプロット4においても同様に、オニグルミの存在が、人工林の環境でありながらもプロット3よりもアカネズミの生息密度が高かったという結果からも予想される。

本研究では、調査方法の問題もあるが、各プロット間で伐採や植樹・植林あるいはオニグルミの存在といった要因が完全に分離しておらず複雑に絡み合っているため、森林植生に対する人為的攪乱がアカネズミの生息に及ぼす影響を明瞭に示すことは困難であった。しかしながら、草本層の植生の構造と種子の供給量が、アカネズミの生息にとって重要な要因であることが示唆された。アカネズミは、草原的環境から森林的環境まで、多様な環境に分布していることが知られている (阿部, 1994)。このようなアカネズミの広い環境適応性が、

プロット1のような人間による影響を強く受けた環境でも、その生存と繁殖を可能にしているのかもしれない。いずれにせよ、人為的攪乱を受けた植生は、時間と共に変化していくので、長期的な植生の変化と野ネズミの動態を今後調査していくことが重要であろう。

謝 辞

本研究を行うにあたり、御指導と御協力を頂いたすべての方々、そして調査の際協力して頂いた富山大学理学部生物圏環境科学科植物生態学研究室の皆様にお礼を申し上げます。

参考文献

阿部永 (監修). 1994. 日本の哺乳類, 195pp. 東海大学出版会, 東京.

Clark, B. K., B. S. Clark, T. R. Homerding and W. E. Munsterman. 1998. Communities of small mammals in six grass-dominated habitats of southeastern Oklahoma. *Am. Midl. Nat.* 139: 262-268.

林田光祐・五十嵐恒夫. 1995. かき起こし後の林床における野ネズミによる種子の捕食. *日本林学会誌*. 75: 474-479.

Hooven, E. F. 1971. Pocket gopher damage on ponderosa pine plantations in south western Oregon. *J. Wildlife Manage.* 35: 346-353.

近藤憲久. 1980. 小林地におけるエゾアカネズミの個体数, 活動量, 活動域の季節的变化. *哺乳動物学雑誌*. 8: 129-138.

Miyaki, M. and K. Kikuzawa. 1988. Dispersal of *Quercus mongolica* acorns in a broadleaved deciduous forest. 2. Scatterhoarding by mice. *For. Ecol. Manage.* 25: 9-16.

Oka, T. 1992. Home range and mating system of two sympatric field mouse species, *Apodemus speciosus* and *Apodemus argenteus*. *Ecol. Res.* 7: 163-169.

太田嘉四夫 (編著). 1984. 北海道産野ネズミ類の研究, 400pp. 北海道大学図書刊行会, 札幌.

Richens, V. B. 1965. An evaluation of control on the Wasatch pocket gopher. *J. Wildlife Manage.* 29: 413-425.

Smallwood, K. S. 1999. Abating pocket gophers (*Thomomys* spp.) to regenerate forests in clearcuts. *Environmental Conservation* 26: 59-65.

富山県自然保護団体連絡協議会 (編). 1994. 里山からの告発-「呉羽丘陵健康とゆとりの森整備事業」を検証する-, 181pp. 松香堂書店, 京都.

Wada, N. and S. Uemura. 1994. Seed dispersal and predation by small rodents on the herbaceous understory plant *Symplocarpus renifolius*. *Am. Midl. Nat.* 132: 320-327.

横畑泰志. 2000. 呉羽丘陵健康とゆとりの森整備事業の問題点と富山市民. *日本の科学者*. 35: 308-312.

日本に出現するマルミジンコ科(鯀脚類ミジンコ目)の属と種の検索

田中 晋

富山大学教育学部理科教育生物学研究室 〒930-8555 富山市五福3190

Key to Genera and Species of Family Chydoridae (Anomopoda, Branchiopoda) Occurred in Japan

Susumu Tanaka

Laboratory of Biology, Faculty of Education, Toyama University, Gofuku 3190, Toyama-shi, Toyama 930-8555, JAPAN

はじめに

日本のミジンコ類の分類に関する研究は、上野 (1926, 1937) の総説に始まると言ってもよいが、この総説が書かれてから70年ほどの歳月が経過した。この間、日本での研究にはほとんど進展がみられず、諸外国での研究に大きく遅れをとってきた感がある。日本列島に出現する種に関しては、湖沼のプランクトンに出現する種を含め、普遍的に見られる種についても正確な種の同定をするのが困難な場合も多く、筆者は日本のミジンコ相の再検討をする必要を感じ、「日本産Cladocera (甲殻類ミジンコ目) に関するノート1~7」として (田中, 1994~1999)、またゾウミジンコ科に関しては別に見直しを進めてきた (田中, 2000)。この見直しはまだケブカミジンコ科とマルミジンコ科が残されているが、*Diaphanosoma*属など初めの頃のはさらなる見直しが必要となっている。

ミジンコ類の属する甲殻類 (Crustacea) の分類学上の位置も、上野 (1973) や日本動物学会 (1988) は綱 (Class) としているが、最近では上綱 (Superclass) とすることが一般的になってきており (例えば武田, 1997)、亜綱 (Subclass) として扱われてきた鯀脚類 (Branchiopoda) は綱に位置づけられる (Alonso, 1996など)。

鯀脚類の中も見直しがなされ、従来4つの族 (Tribe) (Ctenopoda櫛脚族、Anomopoda異脚族、Onycopoda鉤脚族、Haplopoda単脚族) から構成

されていたミジンコ目 (または枝角目、Cladocera) は、この4つの族が目位置づけられることとなった (Fryer, 1987、この辺のいきさつに関しては田中, 1994を参照)。ミジンコ類の科 (Family) についても、Goulden (1968) がミジンコ科 (Daphniidae) から分離したタマミジンコ科 (Moinidae) に関しては否定的な見解が出され (Fryer, 1991、Olesen, 1998)、フトオケブカミジンコ科 (Ilyocyptidae) がケブカミジンコ科 (Macrothricidae) から分離された (Smirnov, 1992)。

本稿では、日本で記録されたマルミジンコ科の種の検索に関してまとめてみた。マルミジンコ科は多くの種が属する大きなグループであり、分類についても研究者によって属や亜属の設定が異なる

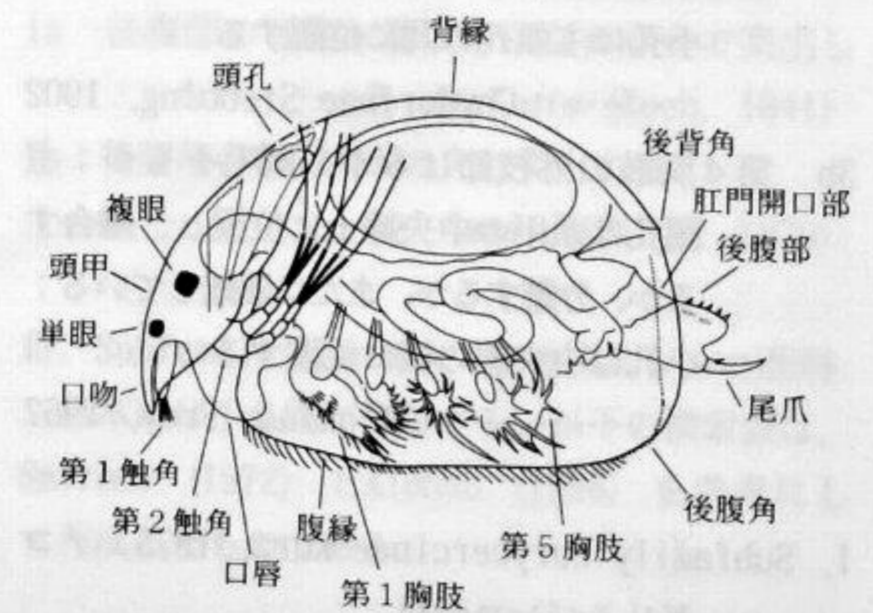


Fig. マルミジンコ類 (モデルはAlona属) の体の構成 (Alonso, 1996の図を参考に作成)