

自動撮影装置を用いた里山におけるニホンザルの 環境利用の評価：高知県中土佐町の事例

寺山 佳奈¹, 金城 芳典², 加藤 元海³

¹ 高知大学大学院総合人間自然科学研究科黒潮圏総合科学専攻

² 四国自然史科学研究センター

³ 高知大学大学院黒潮圏科学部門

摘 要

ニホンザル (*Macaca fuscata*) による農作物被害が全国的に広がっている。森林と農地がモザイク状に分布する里山において、効率的な被害対策を講じるための基礎研究として、ニホンザルの環境利用を調べた。高知県中土佐町にある常緑広葉樹林帯の里山において、ニホンザル 1 群の行動圏のコアエリア内の 4 つの群落 [放棄果樹園, 竹林, シイ・カシ二次林, スギ (*Cryptomeria japonica*)・ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 植林] に自動撮影装置を設置し、ニホンザルによる各群落の利用状況を調べた。採食行動が最も多く撮影された群落は放棄果樹園であり、次いで竹林であった。放棄果樹園では午前中にニホンザルが多く撮影され、葉や果実といった植物質の採食が確認された。一方で、それ以外の群落では午後に撮影されることが多かった。特に竹林では、放棄果樹園で採取したと思われる果実や、竹林内を流れる沢で採取したと思われるカニやカエルなどの動物を採食していた。放棄果樹園と竹林では成熟個体が多く撮影され、それらの周辺にあるシイ・カシ二次林とスギ・ヒノキ植林では未成熟個体が多く撮影された。里山のようにモザイク状に群落が存在する場所では、ニホンザルの時空間的な環境利用パターンは生息地の空間構造の影響を受けており、放棄された耕作地周辺における空間開放度の低い群落の整備が、ニホンザルの隠れ場所除去の観点から重要であると示唆された。

は じ め に

ニホンザル (*Macaca fuscata*) による農作物被害は全国的に問題となっており (渡邊 2000)、近年、被害管理

や行動特性など様々な分野で注目されている (海老原ほか 2018; 辻ほか 2018; 山端ほか 2018)。特に農作物被害対策の観点から、農地周辺におけるニホンザルの環境利用を明らかにする必要性が高まっている。ニホンザルの環境選択に関する研究は、青森県下北半島における農地の利用 (鈴木 2003)、新潟県新発田市における農地選択の季節変化 (望月ほか 2013)、栃木県日光今市地域における環境選択と林縁の利用 (Imaki et al. 2006)、三重県亀山地域および名張地域における生息地利用におよぼす植生の影響 (Yamada and Muroyama 2010)、高知県高岡郡中土佐町での環境選択 (寺山ほか 2017) などが報告されてきた。これらの研究では、ニホンザルが人工林の林縁や農地周辺の森林などを利用していることが明らかにされている。しかしニホンザルが群落をいつどのように利用しているのかについて言及した研究は Yotsumoto (1976) などに限られ、最近の研究はほとんどないのが現状である。ニホンザルが農地周辺の森林や人工林の林縁などを活用していることから、多様な群落が複雑に成立する里山環境ではニホンザルの農地周辺の環境利用は多岐にわたると予想される。農作物被害を引き起こすニホンザルにとって主要な採食場所となる耕作地周辺の群落をいつどのように利用しているのかを明らかにすることで、ニホンザルにとって重要な群落を除去する生息地管理のような被害対策を講じる一助となることが期待される。

ニホンザルの環境選択の研究では、対象とする個体に発信機を取り付け、追跡を行なうラジオテレメトリー法を用いた調査が実施されている (佐野 2003; 望月ほか 2009)。しかし、ラジオテレメトリー法は発信機を取り付けた個体の利用場所の把握には有効であるが、休息や採食といった行動内容を把握することは難しい。そのた

めこれまでの研究では、農地周辺の環境を実際にどのような目的で利用しているのかについて把握することが困難であった。近年、自動撮影装置を用いた調査が盛んに行なわれるようになっており（福田ほか 2008；Doko and Chen 2013）、ニホンザルやそれ以外の霊長類に関しても行動観察や個体数推定など様々な分野で利用されている（Otani 2001；Hanya et al. 2018；本郷 2018）。自動撮影装置を用いることで、里山におけるニホンザルの環境利用についてより詳細に把握することができると考えられる。本研究では、農地周辺を利用するニホンザル集団を対象とし、生息地利用の季節変化と時間変化、行動の違い、個体の性年齢による違いを明らかにすることを目的に、自動撮影装置を用いてニホンザルの行動を記録した。

調査地と方法

1. 調査地概要

常緑広葉樹林帯である高知県中土佐町上ノ加江地区押岡集落において調査を行なった。本調査地には、年間を通じて特定の放棄果樹園とその周辺を利用している推定 15 個体（寺山ほか 2017）からなる群れ 1 群（対象群）と、群れに属さないオス（以下、ハナレオス）が複数頭生息している。2013 年度に対象群に属するワカモノのオス個体に GPS 発信機付きの首輪を装着して調査した結果、固定カーネル法によって推定されたこの群れの行動圏（95% の範囲）は 3.7 km² であり、コアエリア（50% の範囲）は 0.74 km² であった（寺山ほか 2017）。今回の調査は、このコアエリアを中心に実施した。

調査地の群落は、シイ類（*Castanopsis* spp.）とアラカシ（*Quercus glauca*）を主体とし、海岸林に多いヤマモモ（*Morella rubra*）やタイミンタチバナ（*Myrsine seguinii*）、照葉樹林に一般的にみられるヤブツバキ（*Camellia japonica*）やミミズバイ（*Symplocos glauca*）などから構成されたシイ・カシ二次林が大部分を占める。その他にスギ（*Cryptomeria japonica*）とヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）で構成された壮齢林（以下、スギ・ヒノキ植林）、放棄果樹園、モウソウチク（*Phyllostachys edulis*）からなる放棄竹林（以下、竹林）がモザイク状に分布している。放棄果樹園はスギ・ヒノキ植林やシイ・カシ二次林などの林縁と接するように分布している（図 1）。加えて放棄果樹園は地元の有志により定期的に下草が刈り取られており、放棄竹林や植林に比べて比較的通気性が良い。放棄果樹園を含む果樹園では主に 12～3 月に柑橘類が結実し、他にヤマモモ、ビワ（*Eriobotrya japonica*）、カキノキ（*Diospyros kaki*）などがある。

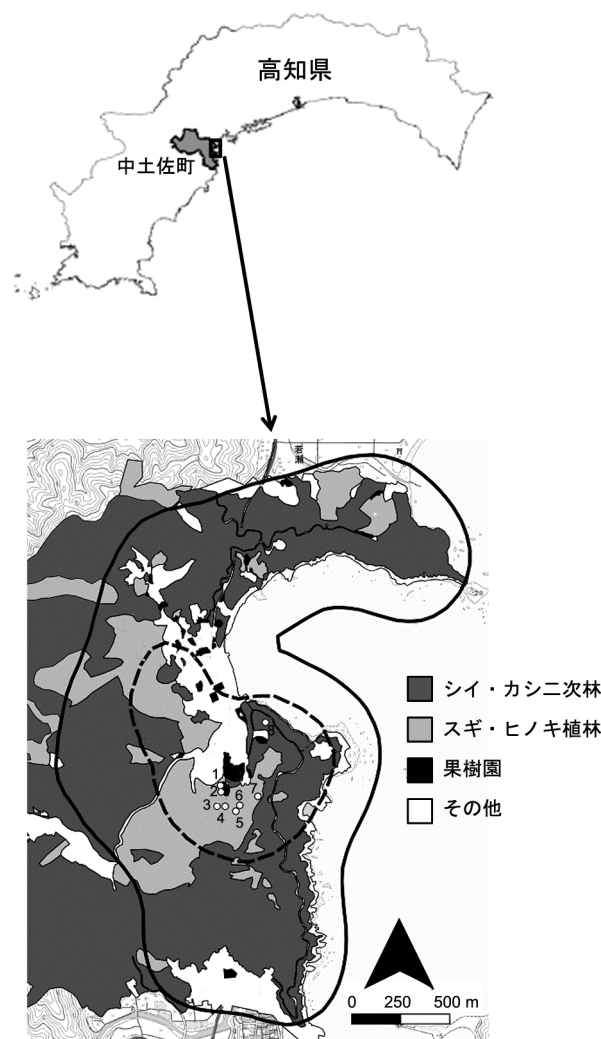


図 1. 高知県と調査地の地図。植生図は航空写真を基に作成した（寺山ほか 2017）。白丸は自動撮影装置の設置地点を示す。地点 1-2：放棄果樹園，地点 3-4：スギ・ヒノキ植林，地点 5：竹林，地点 6-8：シイ・カシ二次林。調査地には植生図から読み取ることのできない微細な群落がモザイク状に成立していることから、現地で設置場所の群落を確認した。特に竹林は微小な群落を形成しているため地図上で確認することが困難である。実線は行動圏（固定カーネル法，95%範囲），破線はコアエリア（50%範囲）を示す。コアエリア内に含まれる各群落の割合に関しては、放棄果樹園：2.6%，スギ・ヒノキ植林：35.0%，竹林：5.1%，シイ・カシ二次林：35.7%（寺山ほか 2017）。

2. 自動撮影装置による行動調査

2015 年 7 月 19 日から 2016 年 11 月 5 日の期間、受動的赤外線センサーを搭載した自動撮影装置（Bushnell Trophy Cam HD 119537c, Bushnell, Overland Park, Kansas）を用いて利用場所と行動の調査を行なった。自動撮影装置の設定については、撮影 1 回あたり 15 秒間の動画を記録し、最低撮影間隔を 1 秒間とし、動画の記録と同時

に撮影時刻も記録されるように設定した。自動撮影装置は、寺山ほか（2017）の結果に基づき、対象群が良く利用する計8地点に1台ずつ設置した（図1）。生息地利用を研究するためには、自動撮影装置の設置地点はランダムに設置することが望ましいが（Head et al. 2012）、自動撮影装置の台数が少ない場合、対象動物が頻繁に通る獣道にカメラを設置するといった方法がとられることがある（Zhang et al. 2017）。本研究では、自動撮影装置の台数が制限されていたため、撮影されやすい場所を狙って設置した。自動撮影装置は設置場所に自生している樹木に、広い画角で群落内を撮影するために地上からの高さを約1 mとなるように取り付け、角度は地面に対して水平になるようにした。調査地には植生図から読み取ることのできない微細な群落がモザイク状に成立していることから、現地で設置場所の群落を確認し、解析に用いる群落とした（地点1-2：放棄果樹園，地点3-4：スギ・ヒノキ植林，地点5：竹林，地点6-8：シイ・カシ二次林）。設置地点と期間は2015年7月19日から2016年1月7日までは放棄果樹園1地点（地点1）、シイ・カシ二次林1地点（地点6）、スギ・ヒノキ植林2地点（地点3，地点4）だった。2016年1月8日から11月5日は台数を増やし、シイ・カシ二次林に2地点追加（地点7，地点8）、放棄果樹園に1地点追加（地点2）、竹林に1地点追加（地点5）した。自動撮影装置の点検と電池の交換は1ヶ月に1度行なった。

3. データの解析

得られたデータについて、全稼働日のうちニホンザルが撮影された日数を撮影日数（同じ日に複数回撮影されても1日とした）、ニホンザルが撮影された動画の回数を撮影回数とした（15秒間の撮影時間に複数の個体が写っていても1回とした）。対象個体の連続撮影によるデータの自己相関を避けるために、撮影間隔が30分以上の動画を独立な撮影とし（塚田ほか2006）、独立な撮影の動画（以下、独立動画）のみを相対利用頻度の解析に用いた。相対利用頻度の指標として撮影頻度指標（RAI：relative abundance index）をもとめた（O'Brien et al. 2003；平川2004）。RAIを求めるにあたっては、独立動画を集計し、撮影日数100日あたりの頻度として調査地点ごとに算出した（塚田ほか2006）。なお、個体の識別は困難であったため実施しなかった。

群落利用の季節変化をみるために、各月の群落ごとの撮影割合を求めた。撮影割合は、群落ごとの独立動画の回数を全ての独立動画の回数で除したものである。

群落の利用時間の変化をみるために、各群落における

ニホンザルの活動時間の頻度分布をカーネル推定し、得られた頻度分布から各群落でニホンザルが多く撮影される時刻を求めた。解析は、Rowcliffe et al. (2014) と Kays et al. (2011) に従い、調査期間中に撮影された全ての動画から同一個体が連続して撮影されている動画を取り除いた撮影回数を使用した。各群落におけるニホンザルの活動時間の頻度分布を比較するためにランダムイゼーション検定を行ない、多重比較にあたってはHolmの方法でP値を補正した。

撮影された個体の行動については、15秒間の動画1枚中に撮影された個体の行動を移動（Moving）、採食（Feeding）、その他（Others）の3つに分類し、連続して動画が撮影されている場合は撮影間隔が5分以上の動画を抽出した。移動をしながら採食を行なう移動採食（Foraging）は採食と明確な区別が困難であったため、採食に含めた。採食が確認された採食品目は、葉、液果と堅果、水生節足動物、草本、陸生節足動物、両生類、根、枝、実生、不明の10項目に分類し、可能な限り種名までを記録した。その他には、グルーミングや遊びといった社会行動（Social behaviors）、水を飲むといった行動を含めた。撮影された個体の年齢区分は高畑（1985）と井上ほか（2013）に拠って、外部生殖器の発達具合と個体の体の大きさを基準に、オトナ（性的に成熟している9歳以上）、ワカモノ（性的に未成熟である4歳以上）、コドモ（1-3歳）、アカンボウ（0歳）、不明（映像が不鮮明であるために判別不能）の5つに区分した。撮影された個体の行動および年齢区分と群落の関係を明らかにするために、カイ二乗独立性検定を行なった。

ニホンザルによる採食が確認された各採食物項目に対する1日あたりの採食頻度を求めた。1日あたりの採食頻度は、各採食物項目ごとに採食が確認された回数を採食が確認されたすべての日数で割り、各群落の自動撮影装置1台あたりに対する採食頻度を算出した。

統計解析には、R 3.2.4（R Development Core Team, URL：<http://www.r-project.org/>；2018年11月27日確認）を用いた。ニホンザルの活動時間の頻度分布の推定とランダムイゼーション検定には、Rパッケージactivity ver. 1.2（Rowcliffe et al. 2014）を使用した。有意水準は5%とした。

結 果

2015年7月19日から2016年1月7日の期間に自動撮影装置4台により野生動物が撮影された回数は392回であり、そのうちニホンザルの撮影回数は51回であった。1回の動画に撮影されたニホンザルは 1.5 ± 0.7 （平

表 1. 2015 年 7 月 19 日から 2016 年 1 月 7 日まで (2015 年) と 2016 年 1 月 8 日から 2016 年 11 月 5 日まで (2016 年) の各群落におけるニホンザルの撮影回数と撮影頻度指標 (RAI)

	撮影回数		撮影頻度指標 (RAI)	
	2015 年	2016 年	2015 年	2016 年
放棄果樹園	27 (1)	37 (2)	5.3	10.3
スギ・ヒノキ植林	15 (2)	7 (2)	2.0	2.4
竹林	— (—)	138 (1)	—	87.4
シイ・カシ二次林	9 (1)	121 (3)	2.0	20.7

括弧内の数字は設置された自動撮影装置の台数。

均±標準偏差) 頭であり, 最大で 4 頭, 最小で 1 頭であった。一方, 2016 年 1 月 8 日から 11 月 5 日の期間に自動撮影装置 8 台により野生動物が撮影された回数は 1956 回であり, そのうちニホンザルの撮影回数は 303 回であった。1 回の動画に撮影されたニホンザルは 1.5 ± 0.9 頭であり, 最大で 7 頭, 最小で 1 頭であった。撮影回数と RAI は竹林で最も高く, スギ・ヒノキ植林で最も低かった (表 1)。調査期間中に撮影された動画には, GPS 発信機付き首輪を装着したオスが撮影されていたことから, 2013 年に研究対象となった個体 (寺山ほか 2017) は群れとともに行動していることが確認された。

群落ごとの撮影頻度の割合は季節的に変化していた (図 2)。放棄果樹園では 1 月から 5 月まで毎月撮影されており, 5 月に最も撮影割合が高くなった。7 月と 9 月, 10 月にも放棄果樹園で撮影されていた。スギ・ヒノキ植林では 1 月と 2 月のみ撮影された。竹林とシイ・カシ二次林は調査期間を通じて撮影割合が高かった。

各群落の利用時間に関して, 解析に用いた各群落の撮影回数は, 放棄果樹園で 59 回, 竹林で 131 回, スギ・ヒノキ植林で 20 回, 常緑広葉樹林で 119 回であった。

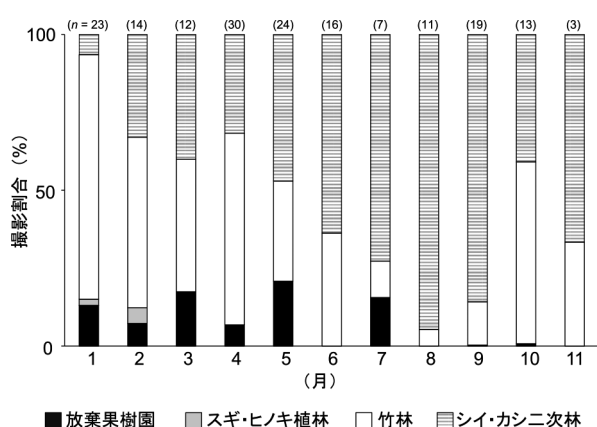


図 2. 2016 年 1 月 7 日から 11 月 5 日までの期間に各群落でニホンザルが撮影された各月の独立な撮影回数の割合。n は各月でニホンザルが撮影された回数。

放棄果樹園におけるニホンザルの撮影確率は, 午前に最大値をもつ二山形をとり, 最大値をとる時刻は 7 時 18 分となった (図 3a)。竹林では午後には最大値をもち, その時刻は 13 時 15 分となった (図 3b)。スギ・ヒノキ植林では午後には最大値をもつ二山形をとり, その時刻は 16 時 1 分となった (図 3c)。シイ・カシ二次林では午後には最大値をもつ二山形をとり, その時刻は 14 時 45 分となった (図 3d)。ランダムイゼーション検定の結果, 撮影されたニホンザルの活動時間は, 放棄果樹園と竹林, 放棄果樹園とスギ・ヒノキ植林, 放棄果樹園とシイ・カシ二次林で有意な差がみられた (表 2)。

カイ二乗独立性検定の結果, 撮影されたニホンザルの行動の割合は有意な差がみられた ($\chi^2=17.6$, $df=6$, $P=0.007$; 図 4)。どの群落でも移動が大半を占めており, スギ・ヒノキ植林では移動のみが確認された。各群落における採食の割合は放棄果樹園で最も高く, 次いで竹林で高かった。年齢区分の割合にも有意な差がみられた ($\chi^2=29.32$, $df=16$, $P=0.022$; 図 5)。オトナが放棄果樹園と竹林で高い割合を占め, ワカモノはスギ・ヒノキ植林で高い割合を占めた。

自動撮影装置で確認された採食物について, 放棄果樹園で採食頻度が最も高かったのは葉であり, 植物性の採食物の項目がほかの群落よりも多かった (表 3)。竹林では, 液果と堅果が最も高く, 次に高かったのは葉であった。シイ・カシ二次林では液果と堅果および枝の採食頻度が高かった。竹林とシイ・カシ二次林では水生節足動物 (カニ類) と両生類 (カエル類) の採食が確認された。草本, 根および実生の採食は放棄果樹園でのみ確認され, 枝の採食が確認されたのはシイ・カシ二次林だけであった。葉については, クリ (*Castanea crenata*) や柑橘類, モウソウチクの採食が撮影された。液果や堅果については, ビワやクリ, カキ, コナツ (*Citrus tamurana*) の採食が撮影された。そのうちビワやクリ, カキの採食が撮影されたのは放棄果樹園のみであり, コナツの果実の採食が撮影されたのは竹林でのみであった。採食が確認さ

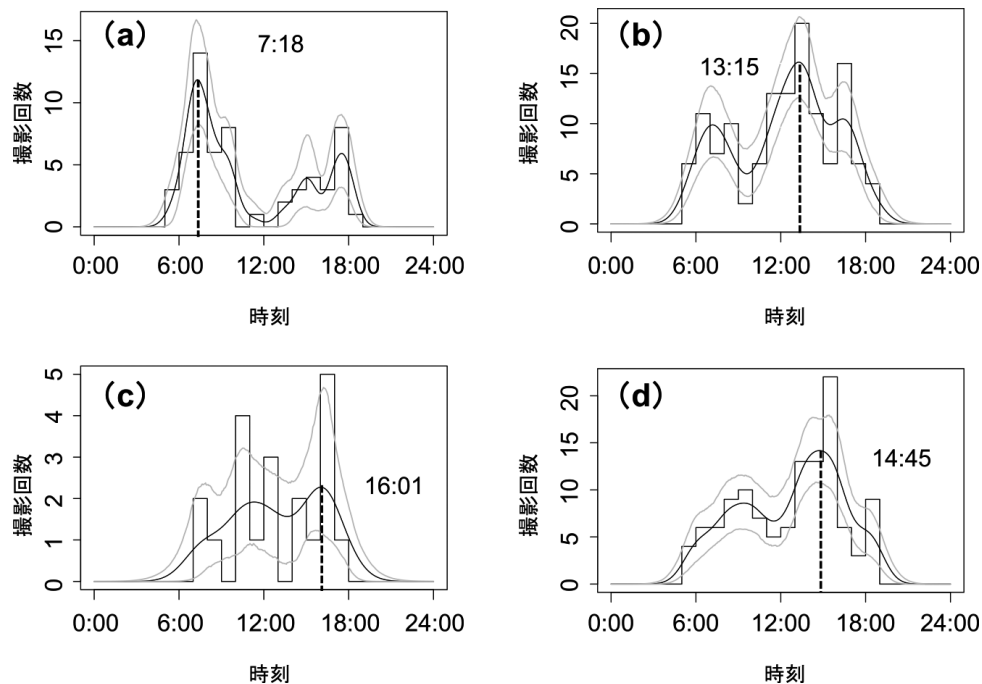


図3. ニホンザルが各群落で撮影された活動時間の頻度分布と各時刻の撮影回数のヒストグラム。(a) 放棄果樹園, (b) 竹林, (c) スギ・ヒノキ植林, (d) シイ・カシ二次林. 黒い曲線は撮影回数を基にカーネル推定された確率密度関数, 灰色の曲線はその95%信頼区間, 実線は撮影回数のヒストグラムを示す. 点線と図中の時刻は撮影された活動時間の頻度分布の最大値における時刻を表す.

表2. 各群落でニホンザルが撮影された時間帯の比較

	<i>P</i>
放棄果樹園 vs. スギ・ヒノキ植林	0.004
放棄果樹園 vs. 竹林	<0.001
放棄果樹園 vs. シイ・カシ二次林	<0.001
スギ・ヒノキ植林 vs. 竹林	1.000
スギ・ヒノキ植林 vs. シイ・カシ二次林	1.000
竹林 vs. シイ・カシ二次林	0.126

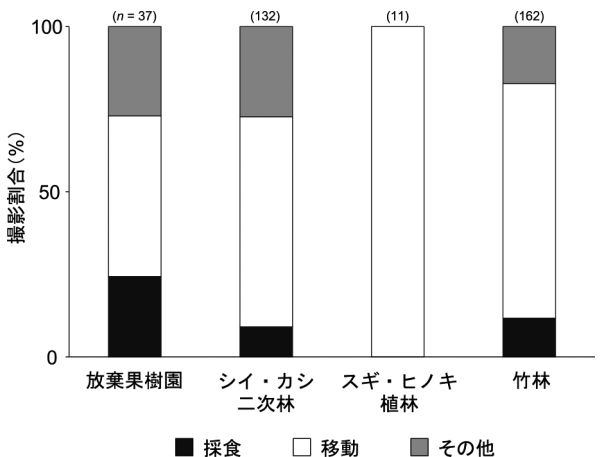


図4. 各群落で撮影されたニホンザルの各行動の割合. *n*は各群落で撮影されたニホンザルの頭数.

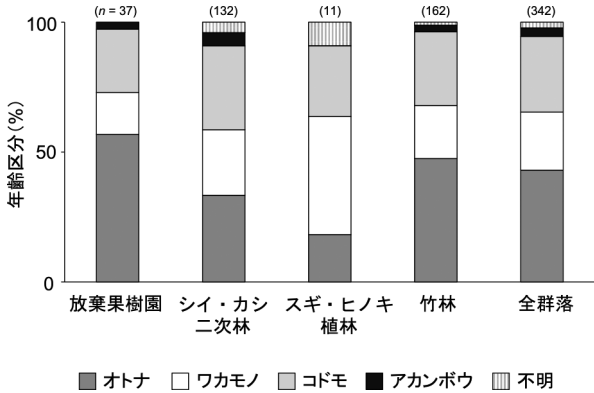


図5. 各群落で撮影されたニホンザルの年齢区分の割合. *n*は各群落で撮影されたニホンザルの頭数.

れた時期に関して, 放棄果樹園では1~5月の期間に果実の採食は撮影されず葉などの植物質の採食が確認された. 竹林では1~3月の期間に周辺の放棄果樹園で採取したと推測される果実を採食する行動が撮影された.

考 察

ニホンザルが最も高い頻度で撮影された群落は竹林であった. 群落ごとの撮影割合は季節的に変化しており,

表 3. 自動撮影装置でニホンザルによる採食が確認された食物と 1 日当たりの採食頻度

項目	放棄果樹園	竹林	シイ・カシ 二次林	スギ・ヒノキ 植林	全群落
葉	1.2	1.5	0.3	0.0	3.0
液果と堅果	0.6	2.0	0.7	0.0	3.3
水生節足動物	0.0	1.0	0.3	0.0	1.3
草本	0.5	0.0	0.0	0.0	0.5
陸生節足動物	0.8	1.0	0.0	0.0	1.8
両生類	0.0	1.0	0.3	0.0	1.3
根	0.5	0.0	0.0	0.0	0.5
枝	0.0	0.0	0.7	0.0	0.7
実生	0.5	0.0	0.0	0.0	0.5
不明	0.5	1.0	0.3	0.0	1.8
合計	4.5	7.5	2.7	0.0	14.7

放棄果樹園では 1 月から 5 月までの毎月と、7 月、9 月、10 月に撮影されていた。竹林とシイ・カシ二次林では調査期間を通じて撮影割合が高かった。ニホンザルの活動時間の頻度分布は群落によって異なり、放棄果樹園では午前中に、他の群落では午後によく撮影された。また、撮影されたニホンザルの行動も群落によって異なり、採食の割合は放棄果樹園で最も高く、次いで竹林で高かった。撮影されたニホンザルの年齢区分にも群落間で有意な差がみられ、オトナが放棄果樹園と竹林で高い割合を占め、ワカモノはスギ・ヒノキ植林で高い割合を占めた。

ニホンザルが最も高い頻度で撮影された群落は竹林であり、調査期間を通じて撮影割合が高かった。自動撮影装置による観察から、植物性の採食物に加えて節足動物や両生類といった動物質の採食が多く確認され、周辺の放棄果樹園から果実を竹林に持参し採食する行動がみられた。昆虫などの動物質は植物質と比較して多量のタンパク質を含んでいる (Iwamoto 1982)。今回採食が確認されたカニ類は河川周辺の山地や山地内の水場などに生息し (小林 2000)、カエル類は森林内の物かげや落ち葉の下に生息している (松橋・奥山 2015)。竹林では、カニ類やカエル類が好む沢や湧水が多く存在していた。放棄果樹園由来の果実と動物質の両方を利用するために、竹林での撮影頻度が高くなったのであろう。

放棄果樹園では 1 月から 5 月までの毎月と、7 月、9 月、10 月にニホンザルが撮影されており、採食が確認された採食物の項目は葉などの植物性のものが多かった。加えて採食が確認された果実の種類は放棄果樹園と竹林で異なっていた。本調査地における放棄果樹園では、コナツは 8 月から翌年の 4 月にかけて、カキノキやクリは 7 ～ 11 月に結実し (寺山ほか 2017)、常緑樹である柑橘類やヤマモモは年間を通じて葉を茂らせている。放棄果樹園では柑橘類の採食は撮影されず、コナツが結実する

1 ～ 5 月は葉などの植物質の採食が撮影された。柑橘類のような液果は皮を剥くなど採食に時間がかかる一方で葉や草本類はそのまま採食することが可能であると予想され、霊長類においては採食物の選択に食物の処理時間が影響することが知られている (中川 1999)。本調査地にみられる放棄果樹園は人目につきやすい環境でありニホンザルにとっては安心して長時間滞在できる場所ではなく、採食時間のかかる果実よりも手軽に採食が可能な葉の採食頻度が高くなったと推察される。以上のことから、放棄果樹園は主に植物性の採食物を調達する場所であったと考えられる。

群れは放棄果樹園では午前中に、他の群落では午後によく撮影されていた。ニホンザルは食物が集中する採食パッチを移動しながら採食を行ない (中川 1994 ; Tsuji and Takatsuki 2004 ; Go 2010)、採食時間には一定のピークがあることが知られている (岩野ほか 1971)。放棄果樹園では下草が刈り取られており、果樹用の樹木しか生えていなかった。そのため、放棄果樹園は空間的な開放度が高く人目に付きやすくなり、ニホンザルにとっては落ち着いて採食を行なう場所ではなかったのであろう。耕作地周辺が伐採により空間的開放度が高くなった結果、耕作地周辺でのサルの滞在時間が減少することが指摘されている (斉藤ほか 2006)。またサルが身をひそめることが可能な場所は安全な場所であり、やぶや竹林の伐採によってサルの出現が低減できた事例もある (山端 2015)。里山に生息するニホンザルにとっては、植物に加えて動物も重要な採食物になっていたことから、1 日の最初に主要な餌である植物を放棄果樹園で調達し、その後、比較的空間的な開放度が低い安全な場所である竹林に移動して動物質や植物質を採食していると推測される。

本調査地では、放棄果樹園や近隣の竹林でオトナが多

く撮影され、周辺にあるシイ・カシ二次林やスギ・ヒノキ植林でワカモノが多く撮影された。餌資源の分布はニホンザルの個体間距離に影響し、さらには群れ全体の凝集性にも影響することが示唆されている (Sugiura et al. 2011; Sugiura et al. 2014)。加えて、餌付けされたニホンザルの群れは、中心部にメスとコドモが存在し、周辺部にワカモノがみられ、その周りにハナレオスが存在するという空間構造をとる (大井ほか 2002)。また、ニホンザルは年齢区分によって利用する採食物に違いがみられる (Tsuji 2010)。本調査地は群落がモザイク状に分布する里山環境であり、このような環境では多様な餌資源が局所的に分布していたと考えられる。放棄果樹園や竹林を集団の中心にいるオトナが利用し、その周辺の群落は集団の周辺にいるワカモノが利用するため、年齢による群落の利用に違いが出たと推察される。これらの結果から、ニホンザルの時空間的な環境利用パターンは、群落の空間構造と個体の年齢の影響を大きく受けていることが示唆された。

本研究では、自動撮影装置を寺山ほか (2017) に基づいて対象群が良く利用する地点に 8 台設置した。しかし、自動撮影装置を用いた哺乳動物の生息地利用の研究では、カメラを無作為に設置する (Spehar and Rayadin 2017) か、トランセクトやグリッドを設定してその中に体系的に設置する (Manzo et al. 2011) 必要がある。加えてニホンザルは樹上と地上の両方を利用する生物である。ニホンザルの群落利用をより詳細に明らかにするためには、自動撮影装置で地上と樹上の両方を撮影する必要があると考えられる。これらのことから、本研究で得られた結果は予備的なものであり、今後自動撮影装置を用いてニホンザルの群落利用をより詳細に明らかにするためには、対象とする個体群の行動圏内に、グリッドなどを設定し自動撮影装置を等間隔に設置するか、設置台数を増やし無作為に設置する必要がある。

GPS 首輪を用いた先行研究では、本調査地に生息するニホンザルはスギ・ヒノキ植林を放棄果樹園利用の際の隠れ場所として利用していることが推察されている (寺山ほか 2017)。しかし本研究でニホンザルの撮影頻度が高かった群落はスギ・ヒノキ植林ではなく竹林であり、竹林を周辺の果樹園で取得した果実の採食場所としていることが確認された。本調査地では竹林がスギ・ヒノキ植林の林縁や林内に局所的に存在していた。先行研究で使用した群落図は航空写真から読み取ったものである。里山は様々な土地環境がモザイク状に配置された複合領域であることから (中村ほか 2010)、スギ・ヒノキ植林中の航空写真では判別できない微細な群落を

GPS 首輪が付けられたニホンザルが利用していた可能性がある。また、先行研究では GPS 首輪が装着されていたのはワカモノのオスであった。本研究においても、ワカモノはスギ・ヒノキ植林で最も多く撮影されていた (図 5)。一方群れの中心を構成するオトナは放棄果樹園と竹林で多く撮影されていたことから、個体によって各群落の利用頻度が異なることが明らかになった。テレメトリー調査は通常、群れに所属する 1 頭に発信機を装着し行動を追跡することから、どの個体に装着するかについても調査をするにあたって慎重に検討する必要がある。自動撮影装置を使用した調査では、特定の地点に自動撮影装置を設置し撮影するため、群れに所属する複数個体の群落利用を観察することができる。以上のことから、テレメトリー調査と自動撮影装置を併用することで、ニホンザルの群れの行動をより詳細に調べることが可能となることが示唆された。

ニホンザルによる農作物被害の管理の方法の 1 つとして、ニホンザルが農地へ出没する際の隠れ場所となるスギ・ヒノキ植林などの人工林の下草除去といった緩衝帯整備や森林整備が重要視されている (環境省 2016)。本研究から、ニホンザルにとって主要な採食場所周辺に存在する群落の中でも竹林のように空間の開放度が低い群落はニホンザルにとって安全な場所であり、日中の主な利用場所である可能性が示された。このことから、放棄された耕作地周辺における空間開放度の低い群落の整備は、農業被害をもたらすニホンザルの隠れ場所除去の観点から重要であることが示唆される。

謝 辞

本調査を行なうにあたり協力していただいた、四国自然史科学研究センターの谷地森秀二博士、高知大学理学部の石川慎吾博士、比嘉基紀博士、高知大学海洋生物研究教育施設の斉藤知己博士、高知県中土佐町押岡集落の皆様、須崎地区森林組合の皆様に感謝いたします。本原稿に対し森林総合研究所九州支所の安田雅俊博士と京都大学アフリカ地域研究資料センターの本郷峻博士には有益な助言をいただきました。また査読者の方々より有益な助言を頂きました。

引 用 文 献

Doko, T. and Chen, W. 2013. Biodiversity assessment with camera traps: a case study of monitoring mammals at Mt. Fuji, central Japan. 環境情報科学学術研究論文集 27: 21–26.

- 海老原寛・檀上理沙・清野紘典. 2018. 住居集合地域に出没するニホンザル (*Macaca fuscata*) のハナレ個体の行動特性. 霊長類研究 34: 125–131.
- 福田秀志・高山 元・井口雅史・柴田毅式. 2008. カメラトラップ法で明らかにされた大台ヶ原の哺乳類相とその特徴. 保全生態学研究 13: 265–274.
- Go, M. 2010. Seasonal changes in food resource distribution and feeding sites selected by Japanese macaques on Koshima Islet, Japan. *Primates* 51: 149–158.
- Hanya, G., Otani, Y., Hongo, S., Honda, T., Okamura, H. and Higo, Y. 2018. Activity of wild Japanese macaques in Yakushima revealed by camera trapping: Patterns with respect to season, daily period and rainfall. *PLoS ONE* 13: e0190631.
- Head, J. S., Robbins, M. M., Mundry, R., Makaga, L. and Boesch, C. 2012. Remote video-camera traps measure habitat use and competitive exclusion among sympatric chimpanzee, gorilla and elephant in Loango National Park, Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 28: 571–583.
- 平川浩文. 2004. 自動撮影調査から動物の密度がわかるか—密度推定の問題を考える—. 哺乳類科学 44: 103–105.
- 本郷 峻. 2018. 霊長類学におけるカメラトラップ研究. 霊長類研究 34: 53–64.
- Imaki, H., Koganezawa, M. and Maruyama, N. 2006. Habitat selection and forest edge use by Japanese monkeys in the Nikko and Imaichi area, central Honshu, Japan. *Biosphere Conservation* 7: 87–96.
- 井上英治・中川尚史・南 正人. 2013. 野生動物の行動観察法: 実践 日本の哺乳類学. 東京, 183 pp.
- Iwamoto, T. 1982. Food and nutritional condition of free ranging Japanese monkeys on Koshima Islet during winter. *Primates* 23: 153–170.
- 岩野泰三・四元伸子・西田利貞. 1971. ニホンザル野生群の日周活動リズム—予報. 人類学雑誌 79: 128–138.
- 環境省. 2016. 特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン (ニホンザル編・平成 27 年度). 68 pp.
- Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P. A., Carbone, C., Rowcliffe, M., Fountain, T., Eggert, J. and He, Z. 2011. Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks* 1: 19–29.
- 小林 哲. 2000. 河川環境におけるカニ類の分布様式と生態—生態系における役割と現状—. 応用生態工学 3: 113–130.
- Manzo, E., Bartolommei, P., Rowcliffe, J. M. and Cozzolino, R. 2011. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriologica* 57: 165–172.
- 松橋利光・奥山風太郎. 2015. 山溪ハンディ図鑑 9 増補改訂 日本のカエル+サンショウウオ類. 山と溪谷社, 東京, 207 pp.
- 望月翔太・村上拓彦・芝原 知. 2009. 樹林コリドーがニホンザルの農作物被害に与える影響. 景観生態学 14: 109–108.
- 望月翔太・村上拓彦・芝原 知. 2013. ニホンザル (*Macaca fuscata*) における農地選択の季節変化. 景観生態学 18: 161–173.
- 中川尚史. 1994. サルの食卓—採食生態学入門. 平凡社, 東京, 285 pp.
- 中川尚史. 1999. 食べる速さの生態学—サルたちの採食戦略. 京都大学学術出版会, 京都, 288 pp.
- 中村俊彦・北沢哲弥・本田裕子. 2010. 里山里海の構造と機能. 千葉県生物多様性センター研究報告 2: 21–30.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. and Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden pray: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131–139.
- 大井 徹. 2002. コラム 1 スケッチ・ニホンザルの社会生態. ニホンザルの自然誌 (大井 徹・増井憲一, 編) pp. 2. 東海大学出版会, 東京.
- Otani, T. 2001. Measuring fig foraging frequency of the Yakushima macaque by using automatic camera. *Ecological Research* 16: 49–54.
- R Development Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (2018 年 11 月 27 日確認).
- Rowcliffe, J. M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C. and Jansen, P. A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1170–1179.
- 斉藤千映美・森光由樹・清野紘典. 2006. 実験的環境変化がニホンザルの行動圏利用に与える影響. 哺乳類科学 46: 63–64.
- 佐野 明. 2003. 農地に強く依存するニホンザル集団のねぐら. 三重県科学技術振興センター林業研究部研究報告 15: 43–46.
- Spehar, S. N. and Rayadin, Y. 2017. Habitat use of Bornean orangutans (*Pongo pygmaeus morio*) in an industrial forestry plantation in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Primatology* 38: 358–384.
- Sugiura, H., Shimooka, Y. and Tsuji, Y. 2011. Variation in spatial cohesiveness in a group of Japanese macaques (*Macaca fuscata*). *International Journal of Primatology* 32: 1348–1366.
- Sugiura, H., Shimooka, Y., Tsuji, Y. 2014. Japanese macaques depend not only on neighbours but also on more distant members for group cohesion. *Ethology* 120: 21–31.
- 鈴木克也. 2003. 下北半島北西部の野生ニホンザルによる夏期の農地利用. 野生生物保護 8: 49–61.
- 高畑由起夫. 1985. ニホンザルの生態と観察. ニューサイエンス社, 東京, 99 pp.
- 寺山佳奈・金城芳典・加藤元海. 2017. 高知県中土佐町におけるニホンザルの植生選択. 黒潮圏科学 10: 166–174.
- Tsuji, Y. 2010. Regional, temporal, and interindividual variation in the feeding ecology of Japanese macaques. In (N. Nakagawa, M. Nakamichi and H. Sugiura, eds.) *The Japanese Macaques*, pp. 99–128. Springer, Tokyo.
- Tsuji, Y. and Takatsuki, S. 2004. Food habits and home range use of Japanese macaques on an island inhabited by deer. *Ecological Research* 19: 381–388.
- 辻 大和・滝口正明・葦田恵美子・大井 徹・宇野壮春・大谷洋介・江成広斗・海老原寛・小金澤正昭・鈴木克哉・清野紘典・山端直人. 2018. 野生ニホンザルが加害する農作物・林産物. 霊長類研究 34: 153–159.
- 塚田英晴・深澤 充・小迫孝実・須藤まどか・井村 毅・平川

- 浩文. 2006. 放牧地の哺乳類相調査への自動撮影装置の応用. 哺乳類科学 46: 5–19.
- 渡邊邦夫. 2000. ニホンザルによる農作物被害と保護管理. 東海大学出版会, 東京, 105 pp.
- 山端直人. 2015. 獣害と農村のマネジメント. 農村計画学会誌 34: 357–360.
- 山端直人・清野紘典・鬼頭敦史・六波羅聡. 2018. 三重県におけるニホンザルの被害管理と個体数管理の現状と課題. 霊長類研究 34: 133–140.

- Yamada, A. and Muroyama, Y. 2010. Effects of vegetation type on habitat use by crop-raiding Japanese macaques during a food-scarce season. *Primates* 51: 159–166.
- Yotsumoto, N. 1976. The daily activity rhythm in a troop of wild Japanese monkey. *Primates* 17: 183–204.
- Zhang, J., Hull, V., Ouyang, Z., Li, R., Connor T., Yang, H., Zhang, Z., Silet, B., Zhang H. and Liu, J. 2017. Divergent responses of sympatric species to livestock encroachment at fine spatiotemporal scales. *Biological Conservation* 209: 119–129.

ABSTRACT

Habitat use by Japanese macaques (*Macaca fuscata*) in the Satoyama rural area in Nakatosa, Kochi Prefecture

Kana Terayama^{1,*}, Yoshinori Kaneshiro² and Motomi Genkai-Kato³

¹ Graduate School of Integrated Arts and Sciences, Kochi University, 2-5-1 Akebono-cho, Kochi 780-8520, Japan

² Shikoku Institute of Natural History, 470-1 Shimobun-otsu, Susaki 780-0023, Japan

³ Graduate School of Kuroshio Science, 2-5-1 Akebono-cho, Kochi 780-8520, Japan

*E-mail: kana@u-ga.net

Crop damage by Japanese macaques (*Macaca fuscata*) is a frequently occurring problem in Japanese agriculture. The traditional rural landscape “Satoyama” comprises a mixture of farmlands and forests, where macaques and humans coexist. We used camera traps to examine macaque habitat use in Satoyama regarding differences between vegetation types and over time. Macaques were monitored using eight camera traps with infrared sensors, which were set up on an abandoned fruit farms, in a *Castanopsis-Quercus* secondary forest (here termed ‘secondary forest’), on a *Cryptomeria-Chamaecyparis* plantation (termed ‘plantation’), and in a bamboo forest. The abandoned fruit farm and the bamboo forest were used as foraging sites. The abandoned fruit farm was predominantly used in the morning, and macaques fed on leaves and fruits. The bamboo forest was more likely to be frequented in the afternoon, and there, macaques fed on crabs and frogs collected from a local stream and on fruits carried from the abandoned fruit farm. Adult macaques were predominantly observed on the abandoned fruit farm and in the bamboo forest, whereas subadult individuals occurred more frequently in the secondary forest and on the plantation surrounding the abandoned fruit farm and the bamboo forest. These results suggest that the spatial structure of plant community is an important factor regarding habitat choice by Japanese macaques in Satoyama.

Key words: camera traps, habitat use, activity pattern, foraging site, habitat structure

受付日：2018年12月18日，受理日：2019年9月9日（責任編集者：上田弘則）

著者：寺山佳奈，〒780-8520 高知県高知市曙町2-5-1 高知大学大学院総合人間自然科学研究科黒潮圏総合科学専攻

✉ kana@u-ga.net

金城芳典，〒785-0023 高知県須崎市下分乙470-1 四国自然史科学研究センター

加藤元海，〒780-8520 高知県高知市曙町2-5-1 高知大学大学院黒潮圏科学部門