

平成20年度 自然環境保全基礎調査
種の多様性調査（鹿児島県）報告書

平成21（2009）年3月

環境省自然環境局 生物多様性センター

はじめに

環境省自然環境局生物多様性センターは、全国的な観点からわが国における自然環境の現況及び改変状況を把握し、自然環境保全の施策を推進するための基礎資料を整備することを目的とし、「自然環境保全基礎調査」を実施している。調査範囲は陸域、陸水域、海域を含む国土全体を対象としている。

「自然環境保全基礎調査」は、環境庁（当時）が昭和48(1973)年より自然環境保全法に基づき行っているものであり、今回で7回を数える。一方、近年の生物多様性の重要性に対する認識の高まりにあわせ、平成6(1994)年度より「生物多様性調査」が新たな枠組みとして開始された。本調査は、「生物多様性調査」の一環である「種の多様性調査」という位置づけで実施され、国内の生物多様性保全施策の基礎となる資料を得ることを目的とし、環境省からの委託を受け、鹿児島県が実施したものである。

本報告書は平成20(2008)年度に行われた「種の多様性調査（鹿児島県）」についての調査結果をとりまとめたものである。なお、本報告書において、環境省レッドデータブックに記載のある種の詳細な位置データについては非公開とした。

環境省自然環境局生物多様性センター

要 約

世界自然遺産地域を含む屋久島の固有亜種であるヤクシカは、近年増加傾向にあるといわれている。本調査では糞粒法を用いて、屋久島全島におけるヤクシカの密度分布調査及び生息数推定を行った。その結果、全島の頭数は24の調査地点の平均密度に利用可能森林面積を乗じて求める計算において、約9,000～16,200頭、平均密度も33.0頭/km²と非常に高いレベルにあることが推定された。

また、スポットライト・センサスを林道及び登山道上で実施し、糞粒法による測定値との関係について検討を行った。その結果両手法の数値は一部を除き大きくは乖離せず、スポットライト・センサスについても簡便法としての利用は十分可能であることが示唆された。

ヤクシカによる植物相への被害状況についても調査を行い、各調査地点における植物種毎の選択指数を用いることで、特に潜在的にヤクシカに利用される餌植物の残存状況と、多様性の多寡について分析を行った結果、林床植物における見かけの被害率は西部林道等の高密度地帯では、それほど高くなく、高山地域の方が高い値を示したが、相対的に多様性が減少し、選択指数の平均値を引き上げるような餌植物が減少している可能性が示唆された。

SUMMARY

The population of Yaku-sika deer (*Cervus nippon yakushimae*), which is an endemic subspecies in Yakushima Island including a world natural heritage region, is estimated to have increased in recent years. The estimation on the total population of Yaku-sika deer and the density distribution pattern were carried out in the entire Yakushima Island using the pellet counting method. The results revealed the population of Yaku-sika deer in the entire island to range from 9,000 to 16,200 with an average density of 33.0/km² based on 24 investigated points.

Moreover, the spotlight census was also conducted in the woodland paths and the mountain trails at night for the same period of the pellet counting. Each of 24 census routes was surveyed base on the 24 investigated points applied in the pellet counting. The analysis on the modes of measurement using the pellet counting and the spotlight census suggested significant correlation except the data of four investigated points. Furthermore, the spotlight census is found useful as a facile method.

As the means of the selectivity index of each plant species used to analyze the damage and disturbance situation of the flora foraged by Yaku-sika deer at each investigation point were examined, it appeared that the remaining food plants for Yaku-sika deer were poor in quality and quantity and the amount of diversity of vegetation was low relatively in some high density areas. It also affected the Seibu Rindo, etc., in appearance although the high mountain region indicated higher values of damage rate especially in the forest floor than those in high-density areas.

目 次

1. 目的と実施内容	1
(1) 目的	1
(2) 実施場所	1
(3) 実施期間	3
(4) 実施項目	3
(5) 実施体制	3
(6) 実施フロー	4
2. 調査内容	5
(1) 聞き取り調査及び現地調査地点の選定	5
① 調査の目的	5
② 調査方法	5
③ 調査結果	5
(2) 生息状況調査	16
① 調査の目的	16
② 調査方法及び解析方法	16
③ 調査結果	19
④ 考察	22
(3) 食害状況の把握に関する調査	25
① 調査の目的	25
② 調査方法及び解析方法	25
③ 調査結果	27
④ 食害状況とシカの分布及び利用環境に関する考察	33
3. まとめ	41
(1) 分布状態と全体推定密度について	41
(2) スポットライト・センサス	41
(3) 植物被害状況	41

資料編

- ① FUNRYUプログラム
- ② スポットライトセンサスルート周辺位図
- ③ 写真資料

1. 目的と実施内容

(1) 目的

近年、ヤクシカ、ニホンザル、イノシシ、ツキノワグマ等の哺乳類の人里への出没増加、分布拡大等による農林業や生態系への被害が社会問題となってきている。これらの哺乳類について、科学的知見に基づく適切な管理施策を講じるため、生息状況及び個体群動態を迅速且つ的確に把握することが求められてきている。このような状況を背景として、平成19年12月に「鳥獣による農林水産業に係わる被害の防止のための特別措置に関する法律」が制定された。その附則において、環境大臣及び都道府県知事による鳥獣の生態状況等に関する調査の実施とその結果の活用に関する規定が、鳥獣保護法に盛り込まれたところである。

一方、これまで「種の多様性調査」として我が国に生息する哺乳類の分布調査を実施してきたが、特定種の生息密度及び個体数推定など個体数管理等の施策実施に必要とされるデータを収集するためには、こうした従来の分布調査のみでは不十分である。従って、屋久島におけるヤクシカを対象とした生息情報の収集、生息環境の把握、密度推定、個体数推定、食害状況等を目的とした調査を実施するものである。

(2) 実施場所

鹿児島県屋久島町（図1）

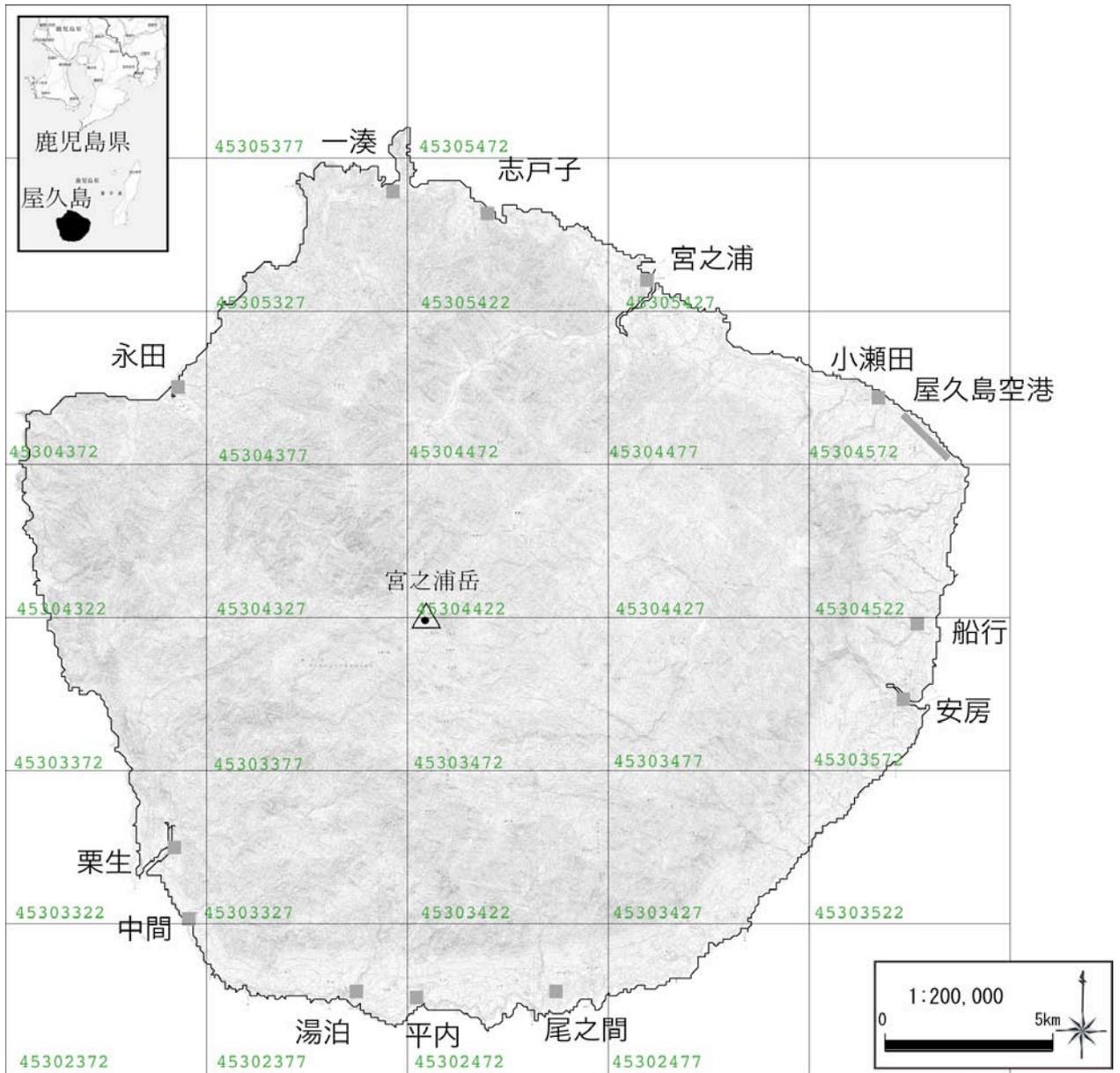


図1 調査地域地形図（屋久島全図）

緑色の数値は5kmメッシュ番号；■は集落等の位置及び名称を示す。◎

(3) 実施期間

平成20年6月26日～平成21年3月10日
内、各現地調査日程は以下の通り。

①聞き取り調査及び現地調査地点の選定:

- ・聞き取り調査 平成20年7月29日, 8月1日, 8月15,
16日, 9月3日～5日, 10月21日～22
日

- ・現地調査地点の設定 平成20年8月20日～22日, 9月3日～5
日

②生息状況調査:

平成20年10月21日～22日, 10月27日
～29日, 11月4日～7日, 11月11日
～13日, 18日～20日, 26日～28日

③ヤクシカによる植物の被害状況調査:

平成20年10月9日～10日, 10月21日
～24日, 10月27日～29日, 11月4日
～7日, 11月11日～13日, 18日～20
日

(4) 実施項目

①聞き取り調査及び現地調査地点の選定

②生息状況調査

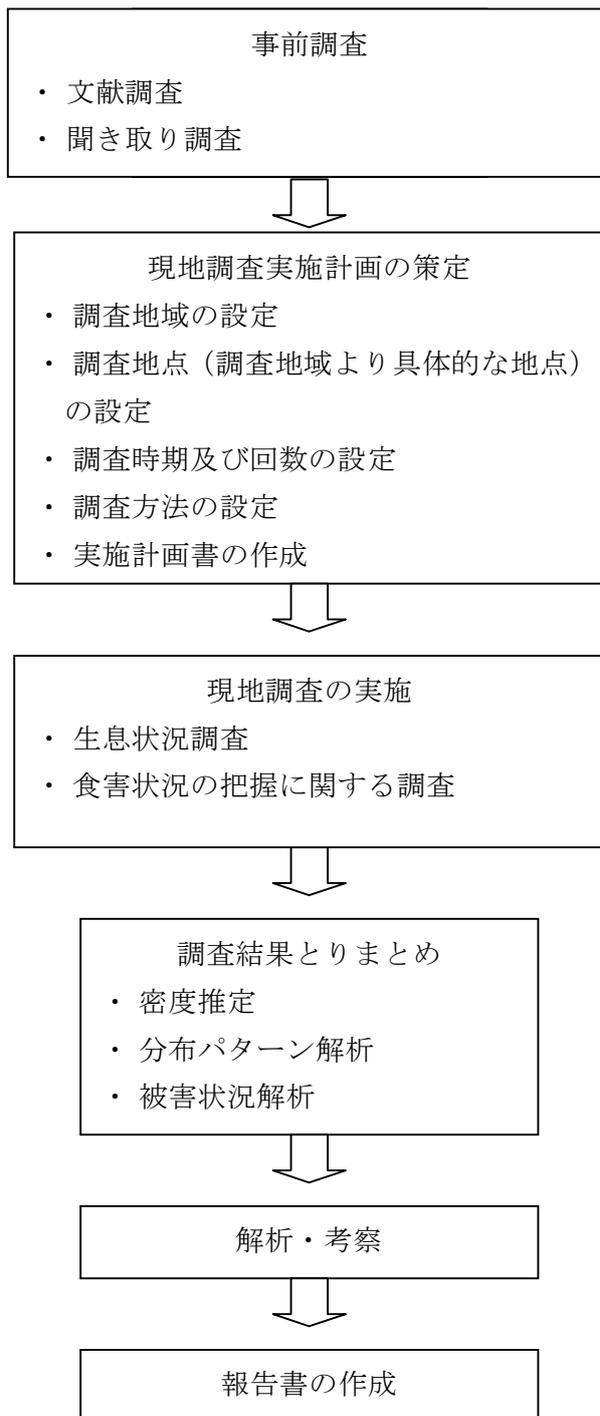
③ヤクシカによる植物の被害状況調査（希少野生植物生育状況調査を含む）

これらによる生息情報の収集, 生息環境の把握, 密度推定, 個体数推定, 食害状況の把握等を実施した。

(5) 実施体制

調査は, 鹿児島県及び再委託先である財団法人鹿児島県環境技術協会により実施された。鹿児島県は, 財団法人鹿児島県環境技術協会との間で調査地域, 調査範囲, 調査回数, 調査方法及び調査結果の解析及びとりまとめ方針について打ち合わせを行った後, 調査を依頼して実施し, 調査結果のとりまとめを行った。

(6) 実施フロー



2. 調査内容

(1) 聞き取り調査及び現地調査地点の選定

① 調査の目的

調査地点の設置及び各種現地調査の実施に先立ち、事前に関連する重要な知見及び情報についてあらかじめ収集整理を行い、現地調査地点の選定に反映させることで、より偏りのない効果的な現地調査を行うことを目的とする。

② 調査方法

調査に先立ち、大学関係学識者、行政関係者、林業関係者、登山ガイド、地元狩猟経験者等にヤクシカの分布状況、林業被害、野生植物被害などについて聞き取り調査を行った。

現地調査地点の選定においては、聞き取り調査の情報を参考とした上で、屋久島全域におけるヤクシカの分布状況調査及び希少植物の被害状況調査を実施するために、事前に現地踏査を行い、候補地点について地図上で地形を調べ、候補地を決めた。候補地では調査地域を仮設定し、実際の地形や林床、林分の状況について問題がないことを確認した後、調査地点とした。聞き取り調査情報から現地調査地点の選定に際して参考としたポイント等については結果に後述する。

③ 調査結果

ア 聞き取り調査結果

表1, 2に、聞き取り対象者、聞き取り、課題及び聞き取り調査により得た情報を示す。調査地点を選定する上で参考とすべき現状でのヤクシカの分布状況については、ほぼ全島的に多く、絶対密度としても高いと感じている状況が、ほとんどの聞き取り相手から確認された。また西部林道を含む西部地域での目撃個体数が多いこと、南部では少なく、北部、東部は増加傾向を感じる事など、既存資料(例えば、矢原ら, 2006; Tsujino, *et. al.*, 2004)と同様の内容を示唆するものが多かった。調査地点に関しては、調査地点の設定に制約が生じるものの、林道周辺とその奥の林分とでヤクシカの分布状態に断絶があるかどうかについて、検証を行う必要があるという意見が多く得られた。これに加えて、西部林道地域の植生破壊がかなり進んでいることを懸念する意見も複数得られた。人の居住地域である低地では、ヤクシカの利用の変動が大きく、安定して利用していない状況も予測された。これらは農作地等への侵入を行っている個体が、必ずしも低山地に常在していないからであると思われる。

一方で、観光客の大量の入り込みによりヤクシカとの接触機会が増え、結果的に給餌を行ってしまう一部の観光客の出現を懸念する意見も複数の回答者から得られた。これらは、ヤクシカの定着性等の動態に影響を与える可能性もあるが、今回の密度分布の要因の一つとして扱うには、やや困難と思われた。一方で、過去の狩猟圧の高さに関する話も幾つかあり、定量化されていないものの、過去に比べると狩猟圧が低くなっておりこれはヤクシカの個体数に影響を及ぼしている要因の一つとして考えられた。

表1 聞き取り調査結果1

区分	聞き取り対象者	聞き取り課題	聞き取り内容
地元関係者	地元狩猟関係者	過去の狩猟圧の状況 ヤクシカの採餌行動及び樹木への選好性	<ul style="list-style-type: none"> 1970年代までの狩猟圧は相当かかっていたし、実際に、狩猟実績は高かったと思う。 各集落周辺の山林などでの狩猟において、高頻度で日常的に行われていた。 ヤクシカ肉も貴重な食材として多く利用されていたため、夜間にライトでヤクシカをチェックするなど、狩猟効果を上げる方法も幾つか行われていた。 ヤクシカを誘導する場合に、樹木の葉は非常に誘因効果大きい。飼育下では採餌できる草本が生えていても、樹木の葉以外は採餌しない場合が少なくない。 実際に狩猟者の獲る能力は高かったが、国立公園や自然遺産など屋久島の状況も変わっており、現状で今まで以上の狩猟能力を必要とした場合、対応できるかどうかは予測できない。
	屋久島野生植物研究所 屋久島エコツアーガイド	全域のヤクシカ分布状況 植物、及び植生被害状況	<ul style="list-style-type: none"> 西部林道地域の植生は既に食い尽くされた後と考えた方がよいと思っている。 全域的に増えているが、白谷雲水峡などでは観光客との接触機会が多く、馴化が進んだ個体が目立つ。 ヤクシマアジサイは西部地域ではほとんど消滅している。林床植生はアケビ、ユズリハばかりになりつつあり、植物種の多様性は減少している。また新規の樹木個体はほとんど見られず、下層植生は壊滅的であると感じている。林道周辺のヤマグルマ、カンランなども消滅した。 性比は雌に偏っている印象が強い。 ヤクシカは餌として昔から樹木の落葉やコケなどは利用しており、見かけの林床上の植物が消滅していても餌を得ることが出来る。 1970年代の狩猟圧は非常に高かったと思われる。また昭和30年代(1955～1964年)には、野犬が増加した時期があり、家畜被害などが生じていたが、死亡率の高さにこれらの影響もあったものと考えられる。 花ノ江では禾本科が侵入したが、これらの植物に対してはヤクシカの採餌圧が高いので後退した。 高山地帯では笹類やコケ類が主な餌となり、爆発的に増加することはないと思われる。 集落周辺では離農により藪地が生じて、ヤクシカが利用している。農耕地への侵入に利用する環境が増加している印象がある。 ハヤクシカンボクやRDB種のトクサンランなどは、通常は林道に頻出するはずだが、殆ど生育を見なくなっている。そのため常に強い採餌圧に暴露されている印象がある。
行政各機関	屋久島町農林水産課(宮之浦支所)	全域のヤクシカ分布状況(北部地域) 植生被害状況 有害鳥獣駆除関連農作物・林業被害	<ul style="list-style-type: none"> ヤクシカ被害については特に農作物被害が近年増加している。 矢原先生のプロジェクトでは西部で多く、南部は少ない北東部は増加ということが示唆されている。このイメージ以上のものを作ることが出来る具体的なデータは持っていないが、やはり全域的に増加しているという印象を持っている。 口永良部島でもヤクシカは増加していると言われているが、農耕地が僅かであるため被害はあまり顕著ではない。大面積の放牧地がありヤクシカも利用していると思われる。牧草の被害実態は明らかにされていないが、特に大きな問題にはなっていない。
	屋久島町農林水産課(尾之間支所)	全域のヤクシカ分布状況(南部地域) 植生被害状況 有害鳥獣駆除関連農作物・林業被害	<ul style="list-style-type: none"> ヤクシカの農業被害は、タヌキによる被害と同様増加している印象を持っている。 農作物や森林の野生植物被害状況から、広域で多く狩猟することが必要と感じている。しかし有害鳥獣駆除などにより、地元猟友会にはあまり余裕はないと判断しており、今以上の狩猟圧をかける場合には、狩猟者の実態等のデータをもとに検討すべきだろう。 地域的な増減の大きな違いは特に感じていない。 ヤクシカ被害については、電柵の有無だけで被害が増減している感もある。 全域的に、高い被害状況に晒されていると感じている。 被害のある農耕地周辺でヤクシカを目撃例は増えているが、農地周辺の利用状況は詳細にはよく分かっていない。
	鹿児島県森林整備課保護猟政係長	ヤクシカ分布状況 現地での糞粒法手法検証 現地でのスポットライト・センサス手法検証	<ul style="list-style-type: none"> 屋久島でのスポットライト・センサスにおける有効照射範囲は極小。 スポットライト・センサスでは、性比の情報が得られるので、今後シミュレーションなどを併用して個体群管理をしていく上で重要となる。 糞粒法は確立した技術なので、地点の密度推定に関してはこれを基本と考えるべきである。 糞粒法における補正のための基礎データを得るには時間がかかる。一方で、基本糞粒数さえ得ておけば後で補正が可能であるため、まず計数作業を行うことが重要である。

表2 聞き取り調査結果2

区分	聞き取り対象者	聞き取り課題	聞き取り内容
行政各機関	林野庁屋久島森林環境保全センター	全域のヤクシカ分布状況 植生被害状況	<ul style="list-style-type: none"> ・最近の環境省のプロジェクトで西部が多く、南部は少なく北東部は増加という報告があることは承知している。 ・その一方で、ヤクシカの頭数は過去から大きく変動していると言われており、どの時期まで逆のぼって増減したと言っているのか、その時期や適正頭数等の検討が必要と考えられる。
	環境省屋久島自然保護官事務所 自然保護官	全域のヤクシカ分布状況 植生被害状況 観光客との接触と行動について	<ul style="list-style-type: none"> ・西部林道など確かに多いが、全域的に増加しているという印象を持っている。 ・縄文杉や新高塚小屋、高塚小屋等の登山客が大量に訪れる場所では、頻度は高くないが、給餌を行う人がいる。与えるつもりがないにも関わらず食料などを持って行かれたりする事例も生じている。 ・給餌により定着性など行動に変化が出ているのではないかと感じているが、個体群の分布影響については不明である。 ・近年、農耕地や低山地帯など、今までヒルが出現していなかった地域でのヒルの増加が目につくようになってきている。このこともヤクシカによる低地利用の傍証となるのではないかと印象を持っている。
大学・研究機関 学識研究者	九州大学 大学院 理学研究院 生態科学研究室 教授	ヤクシカの植物被害状況及び調査手法 密度推定手法 現状のヤクシカの状況	<ul style="list-style-type: none"> ・植物へのヤクシカ被害調査については、既存の調査結果以上の成果を得ようとすると1年では困難と考えられる。 ・被害実態を明らかにするための他の方法は、防護柵内外の比較を行うことである。 ・糞粒法とスポットライト・センサスと組み合わせるという方法はよいと思う。なるべく多くの糞粒調査地点で、スポットライト・データを合わせて解析していくのが良いやり方であると思われる。 ・植生被害については、こちらのモニタリングコードラートの結果等を参考にすれば、被害状況が明確且つ深刻であることは明らかだと思う。 ・全域的に見て、西部で高密度、南部で低密度、東部北部で増加状況というのは、信頼して良いと思う。 ・早めに対策をすべきと考えているが、被害が深刻であり、かつ捕獲作業に制約がかかりそうな西部よりも、東部で先に狩猟圧をかけ、細かなモニタリングを行っていく戦略がよいと考えられる。
	北海道大学 大学院文学 研究科地域システム科学講座 助教授		<ul style="list-style-type: none"> ・スポットライト・センサスを実施したものとしての印象では、本手法による屋久島の全体頭数推定はきわめて難しいと考えている。 ・山岳地帯の徒歩によるスポットライト・センサスは、経験上山岳での危険性と必要な努力量が多い。また、有効かどうかは検証が必要と考えられる。 ・屋久島において林道周辺から奥地に向かっての採餌圧や植生の状況とヤクシカ分布の関係は、明確になっていない。 ・ベルト・トランセクトによる糞粒分布状況と、林道周辺から奥地との食害比較については、スポットライト・センサスでは明らかに出来ない領域のヤクシカの利用状況と合わせて、データとして得おくことで意義を持つ。 ・糞粒法がもしも使えるならば、そちらを優先すべき手法と考える。
	独立行政法人 森林総合研究所 東北支所 生物多様性研究グループ長	ヤクシカ分布状況 現地での糞粒法及びスポットライト・センサス手法検証	<ul style="list-style-type: none"> ・近年、実験柵内で糞粒法の精度に関連した研究がなされている。その結果、発見率が限りなく1に近ければ、糞粒法は非常に正確な手法であるということが検証されている。 ・地形上の影響は一般にはあまり問題はなく、むしろ調査区設置の際、恣意性が入り込まない方が正確に出る。 ・Simbambによる個体群変動シミュレーションでは、特に屋久島においては実際に野外データからのフィードバックを得ながら試行していく必要がある。
独立行政法人 森林総合研究所 九州支所 森林動物研究グループ長		<ul style="list-style-type: none"> ・徒歩によるスポットライト・センサスは徒歩コースのみの相対比較には使えるかもしれないが、事例が少なく、攪乱による影響も考えられるので、自動車によるものとの比較は現状では難しい。 ・スポットライト・センサスは特定地域の個体数変動の経時的な把握に用いることができるが、見通しや林分等の環境が異なる、すなわち個体の発見率が異なる地域間の生息密度の比較には注意が必要である。 ・糞粒法モデルによる個体数推定は西南日本を中心に広く行われており、その実績は大きい。 ・スポットライト・センサスでは何らかの方法で探照面積を計測できれば、面積当たりの頭数で表される生息密度指標値が得られるが、調査ルートからの照射距離以上のヤクシカは探査できないため、調査ルート周辺よりも広い範囲の環境を含む地域全体の生息密度を反映しているとは限らない。密度の形ではなく、調査距離当たりの発見頭数といった指標値も使われている。これらは対象地域における生息数または密度の増減の相対的な比較のための指標ととらえた方がよい。また、どの方法にも結果に大きなばらつきが生じる可能性があるため、糞粒法など他の方法も並行して行い、得られた生息密度指標値の変動をクロスチェックすることが望ましい。 	

イ 現地調査地点選定

聞き取り調査からの情報をもとにヤクシカの利用状況により局所的に選択する必要がないこと、またマクロな特定調査地点として西部地域、南部地域、北部・東部地域の各領域から選択することを基本方針とした。選択にあたっては空隙となる地域を最小化するように原則 5km メッシュあたり 1 地点以上設置することを前提に調査地点を設定した。

糞粒調査地点としては、林道及び登山道から鉛直方向に約 200m の調査ベルトを設定できる地点を選定した。これは林道及び登山道周辺の林縁効果によるヤクシカの誘導及び、同時に行われるスポットライト・センサスに関して、林道及び登山道周辺と林分奥と比べて、分布が偏在する状況の有無を検証する目的を兼ねている。

糞粒法では糞粒の発見にあたって林床を攪乱するおそれがあるため、調査の実施により林床植生の保全が困難となる地域は排除して選定を行った。

また、作業が困難となり、極端な糞粒流出が生じる可能性のある急峻な崖地がベルト・トランセクト上にないようにするため、候補地周辺の地形を事前に探査し、設定を行った。

選定された 24 カ所の調査地点の位置を図 2 に、地点名称、緯度経度及び標高等を表 3 に示すとともに、以下に地点の概要を述べる。

P1 一湊林道

一湊林道沿いに位置し、林分は常緑広葉樹の二次林及び若齢のスギ植林地から構成される。スダジイの優占する二次林は、低木層にモクタチバナやイズセンリョウがまばらに生える程度で、草本層には、アオノクマタケラン、カツモウイノデ、コバノカナワラビ、ヨゴレイタチシダ、*Diplazium* sp. (ヒロハヨコギリシダの中間) 等のシダ類が多い。

林道近くはスギ植林地となっており、草本層はコシダやウラジロ等の陽地性のシダ類の植被率が非常に高い。

P2 志戸子林道

志戸子林道沿いの急峻な林分に位置し、林分はスギ植林地及び常緑広葉樹の二次林から構成される。尾根沿いのスギ植林地の林床は草本層の植被率が高く、*Diplazium* sp.、コシダ、ヨゴレイタチシダ、ホソバカナワラビ、カツモウイノデ等のシダ類が繁茂している。また、林床にはモクタチバナ、ボチョウジ、ヤクシマツバキ、サザンカ、ヒサカキなどの樹木の実生が比較的多く見られる。

志戸子川沿いの崩落性の強い急傾斜面には、スダジイやタブノキの優占する二次林が発達しているが、林床の植生は貧弱である。

P3 カンカケ岳

カンカケ岳への登山林道中腹に位置し、林分は常緑広葉樹の二次林とスギ植林地から構成される。スダジイの優占する二次林には、低木層にヤクシマツバキ、サクラツツジ、ヒサカキ、トキワガキ、バリバリノキ、モクタチバナ、サカキ等

が見られ、草本層にはセンリョウ、ヨゴレイタチシダ、コバノカナワラビ等がまばらに生える。

スギ植林地はコシダ、カツモウイノデ、ホソバカナワラビ等のシダ類が高植被率で生育しており、また、林分境界にはハウロクイチゴが多数繁茂する。

P4 永田歩道入り口

永田川上流近くの急峻な林分に位置し、林分は若齢のスギ植林地と常緑広葉樹の二次林から構成される。中腹付近に位置するスギ植林地では、草本層にコシダ、タマシダ等のシダ類が繁茂しており、先駆性の強い夏緑樹であるアブラギリの侵入が見られる。

スタジイの優占する二次林は尾根筋にのみに残存しており、左右の斜面はスギ植林地が隣接する。スタジイ林の草本層は貧弱であり、わずかにヒサカキやヨゴレイタチシダが生育する程度である。林道沿いの林縁部はナチシダ、コシダ等の大型シダ類やハウロクイチゴ等で構成される林縁植物群落が形成されている。

P5 永田林道

土面川近くの永田林道沿いに位置し、林分はスタジイやタブノキの優占する常緑広葉樹の自然林である。高木層の高さは 20m を超えており、調査地一帯には直径 80cm 以上のスタジイが散在する。低木層にサカキ、サクラツツジ、タイミンタチバナ、モクタチバナ、草本層にルリミノキ、ヨゴレイタチシダ、アリドオシ、コバノカナワラビ、ラン科植物等が生育する。

P6 宮之浦川

宮之浦川近くの宮之浦林道沿いに位置し、林分はスギ植林地である。低木層にはモクタチバナ、ミミズバイ、アオバノキなどの常緑樹がわずかに生育している。草本層はホソバカナワラビ、カツモウイノデ、イシカグマ等のシダ類が植被率 90% 以上で繁茂している。スギ植林地の林縁部では、低木層に先駆性の強い夏緑樹であるアブラギリの侵入が見られる。

P7 白谷雲水峡

白谷雲水峡に上がる県道沿いに位置し、スギ植林地とマテバシイの優占する二次林から構成される。スギ植林地では、低木層にバリバリノキ、サザンカなどの常緑樹がわずかに生育し、草本層は *Diplazium* sp., カツモウイノデ等のシダ類が繁茂している。

尾根筋に沿って残存するマテバシイの萌芽林では、低木層にサクラツツジ、リンゴツバキ、イヌガシ等が見られる。草本層は貧弱でホソバカナワラビやカツモウイノデが若干見られる程度である。森林の林縁部は、県道に面しており、ヒメシャラ、アブラギリ等の夏緑樹が生育している。

P8 愛子岳

愛子岳に向かう林道脇に位置し、近くの林班で伐採作業をしている状況にある。林分はタブノキ、マテバシイが優占する常緑樹の二次林と、伐採跡地的な環境が混在する。森林は必ずしも保全度は高くなく、調査ベルト・トランセクトの終端部分は農地に近接するような位置関係にあった。低木層ではイヌガシ、シロダモ、ヤブニッケイ、バリバリノキ等のクスノキ科が多く出現し、その他モクタチバナ、ミミズバイ、センリョウ、マテバシイ等が見られた。また、草本層にはルリミノキやラン科植物の他、モロコシソウ、ヘクソカズラ、ニガカシユウなど、森林林床植物と攪乱地依存植物が入り交じり、林床植生の種数は多い。

P9 西部林道

西部林道の県道沿いに位置する。林分の多くは常緑広葉樹の優占する森林が広がり、高木層にはタブノキ、アコウ、ウラジロガシ等が生育している。草本層の植被率が極端に低く、草本層にはホソバカナワラビ、センリョウ、クワズイモ、サザンカ等がわずかに生育している程度であった

日当たりの良い潤れ沢（ギャップ）には、ナチシダといった大型のシダ類やリュウキュウイチゴやハウロクイチゴのが優占する群落が見られ、森林の林縁部では、高木層にはイイギリ等の夏緑樹の高木が混生していた。

P10 竹の辻

永田登山道からの登山道脇に位置する。林分はイスノキ、ウラジロガシ等の常緑広葉樹が優占する自然林である。低木～中木層をサカキ、シキミ、ハイノキ、クロバイ、アセビ、ヒサカキ、サクラツツジ等が形成し、草本層にはユズリハ、イヌガシ、マンリョウ等の樹木実生の他、ヨゴレイタチシダ、ホソバコケシノブ、センリョウ、コバノイシカグマ等が生育するが、林床植生の植被率は低い。

P11 小杉谷

トロッコ道沿いの斜面に位置する。林分はスギの自然林であるが、トロッコ道に沿って植林されたスギが一部混交している。高木層にはツガ、アカシデ、ヤマザクラ等が優占し、低木層にはハイノキ、イスノキ、ヒサカキ、サクラツツジ等が生育している。また、草本層にはシキミ、タカサゴシダ、タカサゴキジノオ等が生育するが、林床植生の植被率は低い。

P12 荒川ダム

荒川ダムに向かう林道沿いに位置する。林分は常緑広葉樹が優占する自然林である。高木層にはウラジロガシ、イスノキ等の巨木が多く、低木にハイノキ、ヒサカキ、サクラツツジ、バリバリノキ、イヌガシ等が生育している。また、草本層にはコバノカナワラビ、アリドオシ、センリョウ、マンリョウ、サクラツツジ等が生育するが、林床植生の植被率は低い。

P13 船行

林道沿いに位置する。林分はスギ植林地とタブノキ、スダジイ、マテバシイの優占する常緑広葉樹の二次林が混在する。低木～中木層はモクタチバナ、イヌガシ、ヤマモモ、タイミンタチバナ、カゴノキ、ヒメユズリハ、シロダモ、イヌビワ、ハマヒサカキ、ハマクサギなどで構成され、草本層にはススキ、フユイチゴ、ホウロクイチゴ、リュウキュウバライチゴ、ヘクソカズラ、ハスノハカズラ、サツマサンキライ等の攪乱地依存植物が多い。また、アブラギリの侵入を受けている場所も目立つ。

P14 大川林道入り口

海岸近くの県道沿いに位置しており、海岸風衝地の斜面に近い環境である。林分は内陸側がヒメユズリハの優占する亜高木林で、海側がケウバメガシの優占する低木林である。内陸側の亜高木林は高木層にヒメユズリハではタブノキやフカノキ、ハゼノキなどが混在し、低木層にモクタチバナ、タイミンタチバナ、シャリンバイ等を伴う。草本層はコシダ、タマシダ、カンコノキ等が生育するが、林床植生の植被率は低い。

海側の低木林はケウバメガシの純林で、草本層にヒトツバやツワブキ、シャリンバイなどが僅かに生育する。

P15 大川林道～花山

大川林道沿いに位置する。林分はイスノキ、ウラジロガシの優占する常緑広葉樹の自然林である。低木～中木層にモクタチバナ、イヌガシ、ヤマモモ、タイミンタチバナ、カゴノキが生育し、草本層にはボチョウジ、アリドオシ、ミミズバイ等やホソバカナワラビ、カツモウイノデ、オオカナワラビ、*Diplazium* sp.等のシダ類が繁茂している。

林道に沿った森林の林縁部はハスノハカズラ、ホウロクイチゴがかなり繁茂している。

P16 淀川登山道

淀川小屋より更に奥岳に向かう途中の登山道沿いの林縁部に位置する。スギ自然林が基本となる林分内にある。高木層はスギ、ツガ、コハウチワカエデ、ハリギリの植被率が高く、草本～低木層にはサクラツツジ、ハイノキ、ツゲ、ヤクシマシャクナゲ、ヒメヒサカキ等の常在度が高い。また、林道沿いの湿潤地にはヒメツルアリドオシ、オオゴカヨウオウレン等の矮小な植物が生育している。

P17 屋久杉ランド

屋久杉ランド近くの県道沿いに位置する。林分はスギの自然林とスギ植林地が混在する環境にある。尾根筋は高木層にツガやスギが優占する自然林で、草本層にはホコザキベニシダ、タカサゴシダ、タカサゴキジノオ等のシダ類やヤクシマキジノオ、チャボシライトソウ、ヤクシマミヤマスマミレ、ヤクシマツチトリモチ

等の屋久島固有種が多い。

谷筋は急斜面のスギ植林地となっており、このような林分には低木層は発達しておらず、草本層にはコバノイシカグマやユノミネシダ、オオカナワラビ、マムシグサ等が見られる。

P18 安房

県道沿いの斜面に位置する。林分のほとんどがスギ植林地であるが、道路沿いの林縁部には小面積の常緑樹林の二次林が残っている。スギ植林地では、低木層はモクタチバナ、シシアクチの植被率が高く、草本層にはホソバカナワラビ、*Diplazium* sp.、イシカグマ、タマシダ、コシダ等のシダ類が繁茂している。

常緑樹林の二次林には局所的にミヤマハシカンボクが生育している。

P19 栗生

黒味林道沿いの斜面に位置する。林分は常緑広葉樹の二次林である。高木層にはスダジイやタブノキが優占し、ヤマモモ、マテバシイなどが混在する。低木層はモクタチバナ、ヒサカキ、トキワガキ、フカノキなどが出現し、草本層はマンリョウ、ボチョウジ、モクタチバナなどの他に、一部ではコシダ、タマシダ、ウラジロ等の陽地性のシダ類も侵入している。

P20 湯泊林道

湯泊林道沿いの斜面～尾根に位置する。林分は常緑広葉樹の自然林である。高木層はイスノキ、ウラジロガシ、スダジイ、タブノキなどの優占する自然林で高木層の高さは20mを超える。低木層はヒサカキ、アデク、サクラツツジ、イスノキの植被率が高く、草本層はヨゴレイタチシダ、アリドオシ、シラタマカズラ、ヤクシマアジサイ、マンリョウ、ラン科植物等が見られる。

林道に沿った森林の林縁部はハウロクイチゴ、ヤクシマアジサイ等が多い。

P21 尾之間歩道

登山道沿いの林縁部に位置する。林分は常緑広葉樹の自然林である。高木層はタブノキやイスノキが優占しており、低木層にモクタチバナ、サクラツツジ、タイミンタチバナ、ルリミノキ等の植被率が高い。また、草本層はホソバカナワラビ、カツモウイノデ、アリドオシ、ラン科植物、オオカナワラビ、オオキジノオ等が生育する。

調査ベルト・トランセクト上にはヤクシマサルスベリが植被率70%で優占する群落もあり、これらは河川沿いの崩落性の強い斜面に見られる。草本層には*Diplazium* sp.、カツモウイノデ、ヘツカシダ等のシダ類が多い。

P22 千尋の滝

千尋の滝に向かう林道脇の急峻な林分に位置する。林分は常緑広葉樹の二次林である。高木層はスダジイ、タブノキ、アラカシ、マテバシイが優占し、低木～

中木層にヤクシマアジサイ，サルトリイバラ，タイミンタチバナ，ヒメユズリハ，アオノクマタケラン，イヌビワ，フカノキ，カクレミノ等が生育する。また，草本層はホソバカナワラビ，ヒロハノコギリシダ，イシカグマ等のシダ類の植被率が高い。

P23 平内

海岸に比較的近い低地に位置する。林分はスギ植林地にマテバシイ，クスノキ優占する常緑広葉樹の二次林が混在する。低地の里山的環境であり低木～中木層は，コバンモチ，アデク，モクダチバナ，ホルトノキ，ケウバメガシ，フカノキ，クロキ，ハゼノキ等の樹種により構成されている。草本層はサカキカズラ，ヘクソカズラ，ヒメユズリハ，タイミンタチバナ，ミミズバイの樹木実生の他，ツワブキ，コバノカナワラビ，コシダ，タマシダ，シラタマカズラ等が繁茂している。

P24 尾之間

尾之間の居住地域に近く，近辺は果樹，林園などが散在している環境近くに位置する。林分の多くはスダジイ，タブノキ等の優占する常緑樹の二次林と複層林化したスギ人工林により構成される。低木～中木層は，ヒサカキ，アデク，イヌガシ，イスノキ，ヤブニッケイ，サザンカ，スダジイ，クロバイ，ハゼノキ，シヤリンバイなど樹種も豊かである。草本層は，ホソバカナワラビ，コバノカナワラビ，*Dipladium* sp.，タカサゴキジノオ等のシダ類が林床で確認された他，ヤクシマアジサイ，ボチヨウジ，イズセンリョウ，ルリミノキ，アリドオシ，センリョウ，アオノクマタケラン，ラン科植物等，林床植生の出現種数は多い。

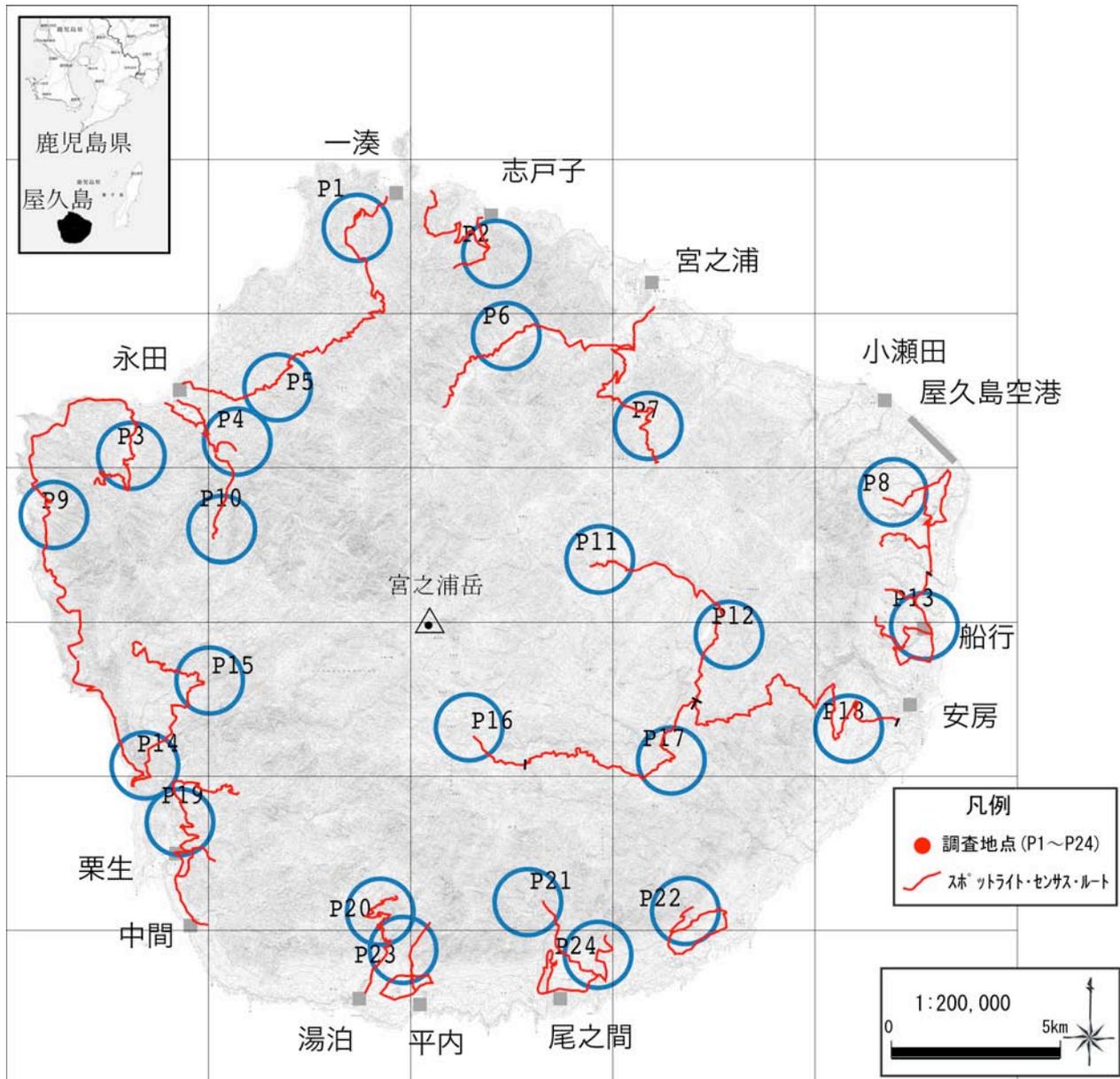


図2 選定された調査地点位置及びスポットライト・センサスルート
 ■は集落の位置及び名称を示す。

表3 選定された調査地点の概要及び調査対象内容

調査地点	地点名称	調査実施日			緯度	経度	高度 (m)
		植物相 詳細調査	糞粒・ 樹木被害 (重 点調査 区含 む)	スポッ トライト・セ ンサス			
P1	一湊林道	—	11/11	11/11	30° 26' N	130° 28' E	40
P2	志戸子林道	—	11/12	11/12	30° 26' N	130° 31' E	110
P3	カンカケ岳	—	11/13	11/13	30° 22' N	130° 24' E	65
P4	永田歩道 入り口	11/17	11/17	11/17	30° 23' N	130° 26' E	100
P5	永田林道	11/11	11/11	11/11	30° 23' N	130° 27' E	310
P6	宮之浦川	11/7	11/7	11/7	30° 24' N	130° 32' E	100
P7	白谷雲水峡	11/11	11/11	11/6	30° 23' N	130° 34' E	550
P8	愛子岳	—	11/22	11/22	30° 21' N	130° 38' E	170
P9	西部林道	11/5	11/5	9/4	30° 21' N	130° 23' E	200
P10	竹の辻	—	11/27	11/27 ¹⁾	30° 21' N	130° 26' E	850
P11	小杉谷	11/4	11/4	11/19 ¹⁾	30° 21' N	130° 30' E	700
P12	荒川ダム	—	11/19	11/18	30° 19' N	130° 35' E	700
P13	船行	—	11/26	11/26	30° 20' N	130° 38' E	85
P14	大川林道 入り口	11/5	11/5	11/5	30° 17' N	130° 25' E	50
P15	大川林道 ～花山	—	10/27	10/27	30° 19' N	130° 25' E	500
P16	淀川登山道	10/21	10/21	10/21 ¹⁾	30° 18' N	130° 31' E	1480
P17	屋久杉 ランド	11/19	11/19	11/19	30° 18' N	130° 34' E	1100
P18	安房	10/22	10/22	10/22	30° 18' N	130° 37' E	230
P19	栗生	—	10/28	10/28	30° 17' N	130° 25' E	500
P20	湯泊林道	10/28	10/28	11/5	30° 15' N	130° 29' E	470
P21	尾之間歩道	10/22	10/22	10/22 ¹⁾	30° 15' N	130° 32' E	500
P22	千尋の滝	—	10/22	11/4	30° 15' N	130° 34' E	250
P23	平内	—	11/20	10/28	30° 14' N	130° 29' E	180
P24	尾之間	—	10/28	10/22	30° 14' N	130° 32' E	115

日付は調査月日を示す。

1) を付けたスポットライト・センサスでは登山道を徒歩により移動するスポットライト・センサスを実施した。

(2) 生息状況調査

① 調査の目的

ヤクシカの生息密度の基本データとなる糞粒密度を測定し、島内での分布パターンを明らかにするとともに全体頭数を推定する。また、林道周辺と林分奥の密度を比較することで、林道周辺の利用傾向が強いとされるいわゆる林道効果について検討を行う。それとともに、個体の計数が林道周辺に制約されるスポットライト・センサスの現地での有効性についても検証を行う。また、異なる調査手法である糞粒法とスポットライト・センサスの結果を比較することで、今後のモニタリングを含めた手法検討の一助とする。

② 調査方法及び解析方法

ア 糞粒法

聞き取り調査及び予備踏査により現地調査地点として選定された屋久島島内の 24 地点（基本 5km メッシュ内 1 地点）を糞粒調査地点とした（図 2 参照）。

事前踏査で設定した調査地点で 220m のベルト・トランセクト（帯状調査区）を設定した。これに沿って総面積 110m² の糞粒調査コードラートを設け、その枠内でのヤクシカの糞粒を計数する糞粒法を実施した（図 3 参照）。

各調査地点の糞粒数計数結果をもとにした FUNRYU プログラムにより各地点のヤクシカ生息密度を推定した。

FUNRYU プログラムは、調査で見いだされた糞粒数 (f')、糞粒発見率 (β)、単位時間あたりの糞粒の連続消失率 (c)、シカ 1 頭あたり単位時間あたりの排泄糞粒数 (h) からシカ個体密度 (N) を求めるものであり、 $N = \frac{f'c}{h\beta}$ で示される森下ほか (1979) の式を基本とするものである。

糞粒法による計算に先立ち、岩本ら (2000) による糞粒連続消失率 $\left(1 - \frac{F_{i+1}}{F_i}\right)$ を求める予備実験を行った (表 4)。これは平成 20 年 8 月 21 日～11 月 19 日までの期間、糞粒塊 11 サンプル (各 20～30 粒) を屋久島公園安房線沿いの林分中、標高 195m と標高 905m 地点の二カ所に配置し、月毎に残存糞粒数を計数した。その結果、岩本ら (2000) の示した熊本県白神岳 (標高 1,100m) と福岡県犬ヶ岳 (標高 500～600m) での単純消失率 0.0372～0.39 及び 0.117～0.415 に対し、同時期の単純消失率は 0.11 (± 0.29 ; 95%信頼区間) ～0.62 (± 0.51 ; 95%信頼区間) であった。屋久島では、雨が多いことや晩秋でも低山地では食糞性昆虫の活動が高いことなどが予想され、糞粒の消失を早めると思われる要素が多い。そのため完全な補正を行うには、大規模で広域的な糞消失の実験が必要と考えられる。今回の値は、最大値での比較で 1.5 倍ほど値が大きかったが、有意差は検出されなかったため (U -test, $p > 0.1$)。95%信頼区間の値も考慮して、利用可能な範囲内に入る確率が高いものと判断した。従って、消失率はオリジナルプログラムを補正せずに使用した。

また、FUNRYU プログラムの計算に際して温度補正及び水平投影面積による補正を行い値を補正した。温度補正については、東部及び北部には小瀬田 (標高 36m)、西部及び南部の温度補正值には尾之間 (標高 50m) を標準値とした、それぞれの平均気

温データ（表 5）を用いて，高度 100m 上昇に対して 0.65℃の温度降下として推定平均気温を求め， FUNRYU プログラムにより補正計算を行った。

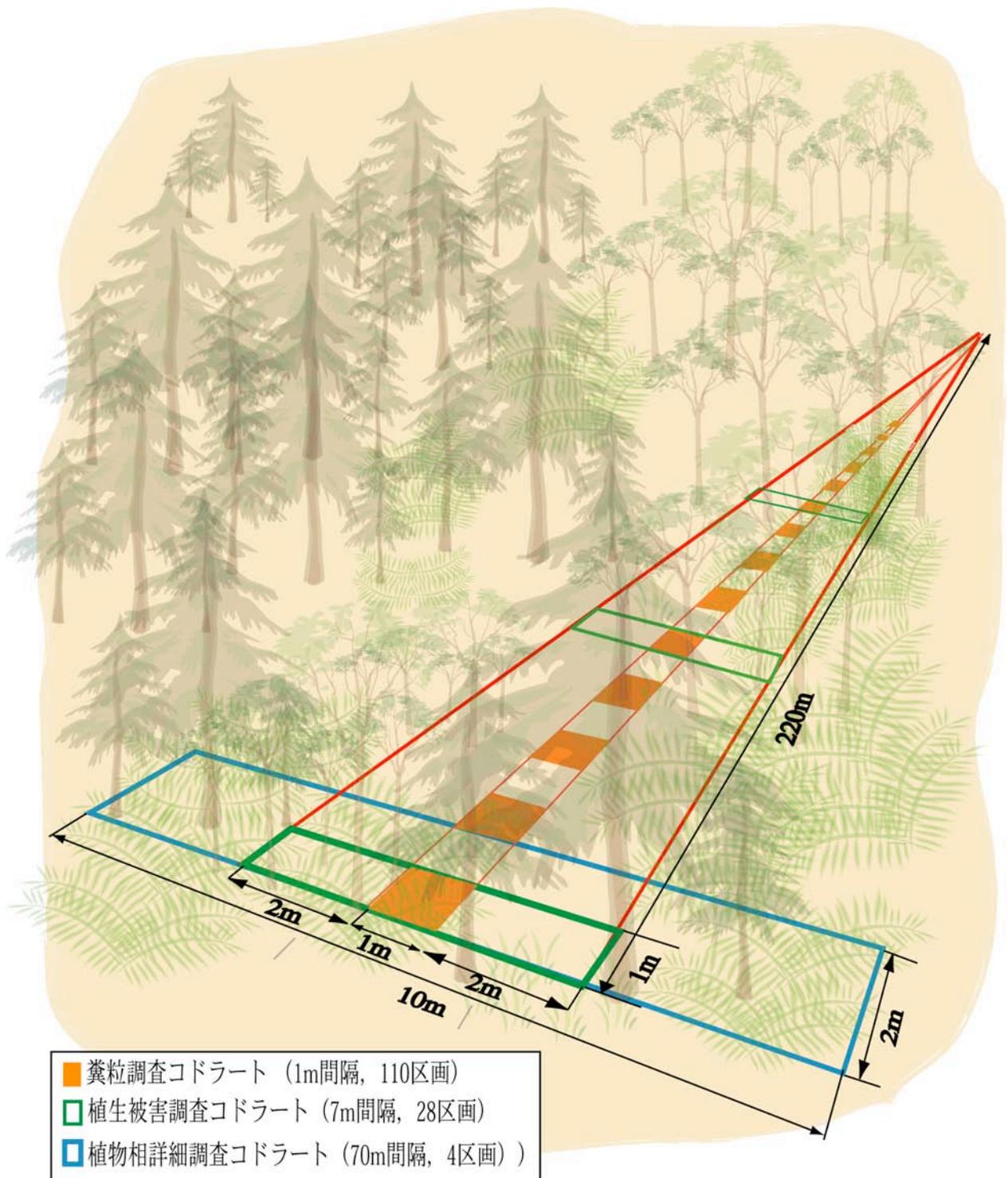


図 3 生息状況調査と被害状況調査の調査区イメージ

表4 予備実験による糞粒コホート（同時設置サンプル）の糞粒の消失過程と単純消失率

地点		サン プル	調査年月日			
			2008. 8. 21	2008. 9. 5	2008. 10. 21	2008. 11. 19
1 荒川林道 (標高 905m) 30° 18' 54.03"N 130° 35' 11.35"E		a	30	28	20	12
		b	30	18	15	10
		c	30	30	16	5
		d	30	30	20	15
		e	30	28	22	7
		f	-	20	13	0
		g	-	20	18	7
		h	-	20	16	0
2 荒川林道 (標高 195m) 30° 18' 34.35"N 130° 37' 55.47"E		I	20	20	15	5
		j	20	20	20	8
		k	20	15	14	10
単純 消失率 ¹⁾	1	a	0.067	0.286	0.400	
		b	0.400	0.167	0.333	
		c	0.000	0.467	0.688	
		d	0.000	0.333	0.250	
		e	0.067	0.214	0.682	
		f	-	0.350	1.000	
		g	-	0.100	0.611	
		h	-	0.200	1.000	
	2	I	0.000	0.250	0.667	
		j	0.000	0.000	0.600	
		k	0.250	0.067	0.286	
	平均値		0.11	0.27	0.62	
	±95%		0.29	0.27	0.51	

1) 消失率は次月までに消失する割合としてその月における値として表されたもの。

表5 調査地点の温度環境補正に用いた屋久島測候所の2008年の平均気温(°C)

月	小瀬田 (空港)	尾之間 (南部)
1月	13.2	14.1
2月	10.6	11.3
3月	14.7	15.5
4月	18.1	18.4
5月	20.8	21.4
6月	23.8	24.4
7月	27.6	27.9
8月	27.4	27.7
9月	25.8	26.3
10月	22.6	23.4
11月	17.9	18.8
12月	13.7	14.8
温度補正利用 調査地点	P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P11, P12, P13,	P9, P10, P14, P15, P16, P17, P18, P19, P20, P21, P22, P23, P24

イ スポットライト・センサス法

夜間は、ライトで照らしながらヤクシカ個体を目撃によりカウントするスポットライト・センサス法を実施した。センサスは、全ての調査ルートにおいて4名の要員にて自動車（時速5～10km/hr）もしくは徒歩（最大で時速5km/hr）により行った（徒歩によるセンサスはP10, P11, P16, P21の4ルートのみ；表3の註1）を参照）。また、調査の時間帯は、薄暮からの採餌時間に合わせ、18:00～20:00を基本とした。センサスルートは、糞粒法による結果との回帰関係を明らかにすることを目的として、調査地点周辺の林道及び登山道で3kmを最小単位として調査した。ヤクシカを発見した際には、雌雄及び成獣・幼獣の判別を行いそれぞれの頭数を記録した。これを基に個体群シミュレーションに必要となる雌雄比率を算出した。なお、レーザービーム計測器（Newcon Optik 7x25 Laser Rangefinder Monocular LRM-1500）により、道路からヤクシカまでの距離を測定した。

③ 調査結果

ア 各調査地点の糞粒数及び密度推定

調査及び補正の結果、24地点の平均ヤクシカ密度は33.0頭/km²（レンジ、0.01～96.7頭/km²）であった（表6）。他の鹿児島県の地域で得られる値として、シカ被害が大きい出水地域の23.3頭/km²や八重山国見霧島地域の13.8頭/km²（鹿児島県、2008）と比べてもかなり高い値である。屋久島における既存のヤクシカの推定密度は、得られた地域が多くは高密度である南西部に偏るが、おおよそ40～80頭/km²とされている（Agetsuma *et. al.*,2003; Agetsuma, 2007; Tsujino *et. al.*,2004; Tsujino and Yumoto 2008）。今回の結果では、24地点中9地点で40頭/km²を超えており、多くがかなり高密度であることが示唆された。また、西部地域の密度は96.7頭/km²（P9）と全調査地点中、最大であった。

更に今回、林道沿いに集中しているかどうかを示す指標として「林道側比率」を求めた。これは全体糞粒数の林道から110m¹⁾までの55方形区分に含まれる糞粒数の、全体に対する比率である。その結果、「林道側比率」が0.5を超えた地点は24地点中半数の12地点で、内、林道及び遊歩道側の糞粒が林分奥に比べ有意に多かった地域はP4, P10, P12, P18, P19, P22, P23の7地点で（U-test, $P_s < 0.05 \sim 0.01$ ）。これらの調査地点では林道効果が生じている可能性が示唆された。

イ スポットライト・センサスによる確認個体数及び密度推定

スポットライト・センサスの結果、延べ160頭のヤクシカを確認した（表7）。また性比については今回の結果では雄:雌=33:66=1:2であった。レーザービームによる複数回の計測で、今回のスポットライト・センサスの範囲は最大でも約40mであり、多くが20m以内であることが示唆された。そのため道路両側20m、すなわち幅40m×センサス距離のベルト内に生息する個体数を計数したものとした。この結果を

1)110mの林道効果観測範囲は、以下の3点から総合的に決定した。①林道周辺で主要な供給餌となる攪乱地依存型の植物種の侵入限界 ②一般的なスポットライト・センサスにおける限界観察範囲 ③矢部（2007）のデータ等を参考に、ニホンジカの短期的な利用行動域の幅。

もとに屋久島の全頭数推定を行った。

表 6 各調査地点における糞粒調査結果

調査地点	林班	地点名称	糞粒数 (林道側 110m)	糞粒数 (林分 奥側 110m)	糞粒数 (合計)	林道側比 率	調査地 糞密度 (糞粒 数/m ²)	ヤク シカ 密度 (頭 /km ²)
P1	非国有林	一湊林道	87	85	172	0.506	1.56	24.8
P2	246	志戸子林道	64	239	303	0.211	2.75	43.7
P3	非国有林	カンカケ岳	91	214	305	0.298	2.77	44.0
P4	270	永田歩道入り口	152	64	216	0.704	1.96	31.2
P5	258	永田林道	123	196	319	0.386	2.90	46.0
P6	240	宮之浦川	144	134	278	0.518	2.53	40.1
P7	216	白谷雲水峡	15	100	115	0.130	1.05	12.9
P8	202	愛子岳	193	239	432	0.447	3.93	62.4
P9	3	西部林道	356	288	644	0.553	5.85	96.7
P10	268, 269	竹の辻	311	67	378	0.823	3.44	35.4
P11	99, 100	小杉谷	57	50	107	0.533	0.97	12.0
P12	104	荒川ダム	122	4	126	0.968	1.15	14.1
P13	110	船行	58	136	194	0.299	1.76	28.0
P14	15	大川林道入り口	105	293	398	0.264	3.62	59.8
P15	14	大川林道～花山	106	83	189	0.561	1.72	27.3
P16	83	淀川登山道	150	231	381	0.394	3.46	42.7
P17	80	屋久杉ランド	13	110	123	0.106	1.12	35.7
P18	74	安房	63	0	63	1.000	0.57	7.1
P19	非国有林	栗生	517	122	639	0.809	5.81	71.7
P20	43	湯泊林道	143	147	290	0.493	2.64	32.5
P21	53	尾之間歩道	0	15	15	0.000	0.14	2.3
P22	非国有林	千尋の滝	27	14	41	0.659	0.37	5.9
P23	非国有林	平内	96	7	103	0.932	0.94	15.5
P24	非国有林	尾之間	0	0	0	-	0.00	0.01 ¹⁾
平均値			124.7	118.3	243.0	0.504	2.2	33.0
±95%信頼区間			24.6	19.3	35.8	-	0.3	9.4

1)糞粒数が0の場合は、食痕など生息の痕跡が確認されているので、補正值として0.01/km²を採用した

表7 スポットライト・センサスの結果

調査地点	地点名称	糞粒法によるヤクシカ密度(頭/km ²)	スポットライト・センサス結果						ヤクシカ密度(頭/km ²)
			雄成獣	雌成獣	幼獣	*不明	探査距離(km)	頭/区間距離(km)	
P1	一湊林道	24.8	0	4	2	2	8.5	0.94	23.5
P2	志戸子林道	43.7	0	0	0	0	3.8	0	0
P3	カンカケ岳	44.0	3	11	3	4	3.1	6.77	169.4
P4	永田歩道入り口	31.2	0	0	0	0	3.8	0	0
P5	永田林道	46.0	1	7	4	5	8.0	2.13	53.1
P6	宮之浦川	40.1	4	3	2	0	13.5	0.67	16.7
P7	白谷雲水峡	12.9	2	3	3	0	10.6	0.76	18.9
P8	愛子岳	62.4	0	3	1	1	2.8	1.77	44.6
P9	西部林道	96.7	8	15	0	6	20.9	1.86	46.5
P10	竹の辻	35.4	0	1	1	1	8.0	0.38	9.4
P11	小杉谷	12.0	0	2	1	0	6.6	0.46	11.4
P12	荒川ダム	14.1	1	3	1	1	4.1	1.46	36.6
P13	船行	28.0	0	0	0	1	3.3	0.30	7.6
P14	大川林道入り口	59.8	1	1	2	2	3.3	1.82	45.5
P15	大川林道～花山	27.3	2	2	1	1	3.0	2.00	50.0
P16	淀川登山道	42.7	2	0	0	1	3.6	0.83	20.8
P17	屋久杉ランド	35.7	3	1	1	0	9.5	0.53	13.2
P18	安房	7.1	1	2	1	0	13.4	0.30	7.5
P19	栗生	71.7	5	7	5	5	9.5	2.32	57.9
P20	湯泊林道	32.5	0	0	0	0	10.0	0	0
P21	尾之間歩道	2.3	0	0	0	2	3.7	0.54	13.5
P22	千尋の滝	5.9	0	0	0	0	2.8	0	0.0
P23	平内	15.5	0	1	1	0	3.8	0.56	13.2
P24	尾之間	0.01 ²⁾	0	0	0	0	2.5	0	0
平均値		33.0	1.4	2.8	1.2	1.3	6.8	1.1	27.5
±95%信頼区間		5.4	0.4	0.8	0.3	4.1		0.3	14.3

1) 不明については、成獣・幼獣及び雌雄判別のつかなかった個体が含まれる。

2) 糞粒は確認されなかったが、食痕は確認されたため、慣例としての有効数字より一桁少ない最少数値とした（(財団法人自然環境研究センター，2002)。

④ 考察

上記の結果から、以下の3つの手法により全島での生息個体数の算出を試みた(表8)。

ア 平均密度×生息可能植生面積

各都道府県の特定鳥獣モニタリング計画で多く用いられる計算方法である。糞粒法による24地点の平均密度33.0頭/km²に、ヤクシカ生息可能植生面積¹⁾を乗じて求めた値である。屋久島のヤクシカの生息可能面積は、環境省平成9年度現存植生図の電子データを用いてArcViewにて算出したところ382.4km²となった。

これらの値を用いて計算した結果、推定個体数は12,619頭(95%信頼限界によるレンジ, 9,025~16,214)であった。

イ メッシュ内密度×メッシュ内生息可能植生面積

24地点が含まれる5kmメッシュごとに糞粒法による密度とヤクシカ生息可能植生面積をそれぞれ乗じたのち加算して求めた値であり、95%信頼区間は前述の(ア)より小さくなる。

その結果、推定個体数は11,329頭(95%信頼限界によるレンジ, 11,164~11,493)であった。

ウ スポットライト・センサスによる調査地点周辺密度×生息可能植生面積

前述の(ア)の手法で用いた糞粒法による平均密度をスポットライト・センサスにより求めた平均密度27.5頭/km²により置き換えたものである。

推定個体数は10,516頭(95%信頼限界によるレンジ, 5,048~15,984)であった。

以上の3つの手法による推定値が示すとおり、屋久島全島におけるヤクシカの推定個体数の最小・最大値5,048~16,214頭/km²と3倍程度のレンジに収まるものと考えられる。

糞粒法は複数の算出方法とのクロスチェックにより精度が高いとされてきている(住吉博和, 2002;池田浩一・岩本俊孝, 2004;堀野, 私信)糞粒法であるが、開発は近年である。一方、スポットライトセンサスの結果については、比較のための過年度データが存在する。双方の密度推定値について、同じ調査ポイント周辺での比較することで今後のモニタリングを含めた手法検討の一助とすることを目的として、両者の数値変換作業等の検討のため、全調査地点における両者から得られた数値の相関プロットを行った。その結果、 $r^2=0.0843$ ($p>0.1$)と相関関係は得られなかった。ただし、数値の乖離が大きかったP3(カンカケ岳)及び糞粒調査では生息が確認されながらスポットライト・センサス・データが0頭を示したP2, P4, P20, P22の4地点を除くと $r^2=0.222$ ($p<0.05$)と有意な相関が得られた(図4)。

1) イスノキ-ウラジロガシ群集, スギ天然林, ウバメガシ群落, クロマツ植林, コウライシバ群落, ササ・タケ群落, シイ・カシ萌芽林, スギ・ヒノキ・サワラ植林, ススキ群団, スダジイ群落, タブ群落, ハチジョウススキ群落, モミ-シキミ群集, ヤクシマアジサイ-スダジイ群集, 自然低木群落に区分された面積の合計

表8 ヤクシカの推定個体数

個体数推定方法	推定個体数 (頭/km ²) (平均値)	推定個体数 (頭) (95%信頼区間 上限値/下限値)	備考
糞粒法による平均密度 ×生息可能植生面積	12,619	16,214 9,025	各都道府県の特定期鳥獣モニタリング 計画に基づく計算。 地点平均密度 (33.0 頭/km ²) に生息 可能な植生面積 382.4km ² を乗じたも の。
糞粒法によるメッシュ内 密度×メッシュ内生息可 能植生面積	11,329	11,493 11,164	メッシュ毎に生息可能な植生面積を 算出しメッシュ内代表密度 (計測地 点数値もしくは近接地点数値) にメ ッシュ毎に算出した生息可能な植生 面積を乗じたもの。地点による糞粒 の偏差の影響は出にくい。
スポットライト・センサス による調査地点周辺密度 ×生息可能植生面積	10,516	15,984 5,048	地点周辺のスポットライト・センサ スによる平均密度 (27.5 頭/km ²) に 生息可能な植生面積 382.4km ² を乗じ たもの。偏差は大きい。

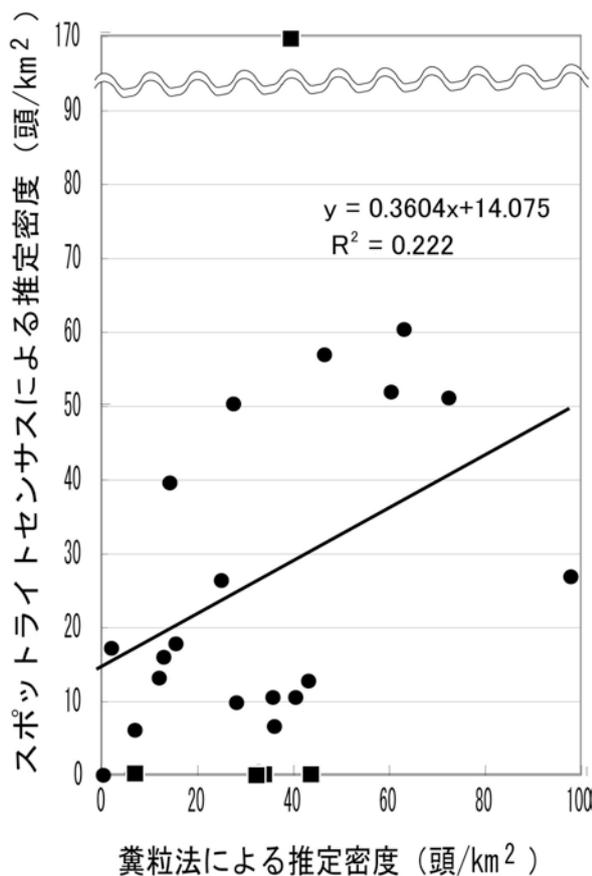


図4 糞粒法及びスポットライト・センサスによる密度推定の相関プロット

相関係数及び回帰直線は糞粒法で生息が確認されながらスポットライト・センサス・データが0頭を示した4地点及び両データが乖離したP3の計5地点（■）を除く19地点のデータを用いて求めた。プロットは24地点全てを示した。

なお、近年、糞の消失率における季節・年次変動及び糞粒の密集状態（排泄状態）の違いによる池田・岩本（2004）の補正プログラム「FUNRYU Ver, 1, 2, 1」及びそれを更に発展させた食糞性の甲虫の影響を加えた池田（2005）による「FUNRYU Pa」（センチコガネの生息する環境用）及び「FUNRYU Lm」（ツノコガネやエンマコガネの生息する環境用）の修正プログラムが運用されている。

これらは、糞粒の消失における様々な要因影響をより補足するものであるが、今回の調査においては、岩本ら（2000）による「FUNRYU」を用いた。その理由については、以下のとおりである。

- i) 「FUNRYU Ver, 1, 2, 1」における糞消失率の季節変動補正は熊本県白髪岳でのデータを基にしており、今回の屋久島の調査地点において有効な補正となるかについては判断できない。一方、屋久島においては、今回の糞粒消失率の試験では「FUNRYU」による消失率に一番近いものと判断された。
- ii) 「FUNRYU Pa」及び「FUNRYU Lm」において想定されている食糞性の甲虫は、屋久島では数種確認されているが（環境庁自然保護局編，1984）、「FUNRYU Pa」と「FUNRYU Lm」両プログラムを使い分けだけのそれぞれの種の分布及び活動状況についてのデータが得られていない。「FUNRYU Ver, 1, 2, 1」
- iii) FUNRYU, 「FUNRYU Ver, 1, 2, 1」, 「FUNRYU Pa」及び「FUNRYU Lm」の有効性については、結果的に調査地での糞粒消失率の実態に最も近いものがより近似値を示すと考えられるが、鹿児島以南のシカ密度推定において、実数が把握されている阿久根大島でのシカ密度推定においてクロスチェックにより「FUNRYU」による算出値は実密度の 113～120%であり、やや過大評価傾向があるものの近似値を示した実績がある。
- iv) 特に秋季においては「FUNRYU Ver, 1, 2, 1」, 「FUNRYU Pa」及び「FUNRYU Lm」においては、「FUNRYU」で推定される値の 2.1 倍以上の値となることが知られており、この傾向は、今回のスポットライト・センサス推定値及び糞消失率から見てもやや過剰補正になりすぎると考えられる。

以上、屋久島における糞消失率に関わる更なるデータの必要性も考慮して、今回、密度推定については「FUNRYU」を用いた。

(3) 食害状況の把握に関する調査

① 調査の目的

ヤクシカによる植生被害及び個別の植物種への加害状況を明らかにし、ヤクシカ分布密度との関係や植物群集に与える被害状況のパターンを分析する。

② 調査方法及び解析方法

ア 樹木被害調査

糞粒法で用いたベルト・トランセクト上に植生被害調査コドラートを設定した。これは面積を1×5mとし、各調査地点に7m間隔で28区画設置した(図3参照)。このコドラートで、植生階層構造毎の植物種の株数及び被害頻度について調査を行った。階層構造については、以下の3層に区分した。

- ・ 下層木 (130cm 以下の木本)
- ・ 中層木 (下層と上層の間の木本)
- ・ 上層木 (林冠を形成する木本)

調査は、コドラート内の下層木・中層木・上層木の階層毎の幹数及びヤクシカ被害幹数をカウントし、樹木被害率を算出した。

イ 重点調査区での調査

更に植物種毎の被害状況については重点調査区を選定して調査した。調査は植生被害調査コドラートから各調査地点で任意の10区画を選定し、草本、シダ類までを含めた全ての植物種のヤクシカ食害状況を調査した。

それぞれの調査地内で全ての植物種に対する選好性を調査した。そのための手法として各調査地点の方形区毎に低木層及び草本層における Chesson の α 選択指数¹⁾(Chesson's α ; Chesson, 1983)及び Ivlev の選択指数²⁾(Ivlev index; Ivlev, 1955)を求めた。なお Chesson's α は、定量的な胃内容物調査が可能な魚類の依存資源に関する研究により、Ivlev index 同様利用されてきた指標である。近年では偶蹄類を含めた、草食性哺乳類においても利用されてきている(Molinari-Jobin *et. al.*, 2007; Johan *et. al.*, 2007)。この指標は絶対値でも順位関係が保障されるため、多様な解析を目的とした場合、マイナス数値が含まれる Ivlev の選択指数よりもより利用性が高いと考えられる。また、総サンプル数の大小に影響されにくいという特性がある。

選好性の違いに関する数値の変動は Ivlev index の方がより極端な差として検出されるため、感覚的には分かりやすい値となるが、一方で特に被害頻度が 0.1 未満の低い値をとるような状況では、総サンプルに大きく影響される指標である。両指標の挙動については、Box1 にシミュレーションの一例を示した。

1) Chesson's α ,
$$\alpha_{i,k} = \frac{r_{i,k} / p_i}{\sum_{j=1}^m r_{j,k} / p_j}$$
, $r_{i,k}$ = i 種類中 k 番目の餌の採餌項目中の比率, p_i = i 番目の餌の環境中の比

率; 0 から 1 の間で、環境中の密度に比してより選好される種では値が大きくなる。

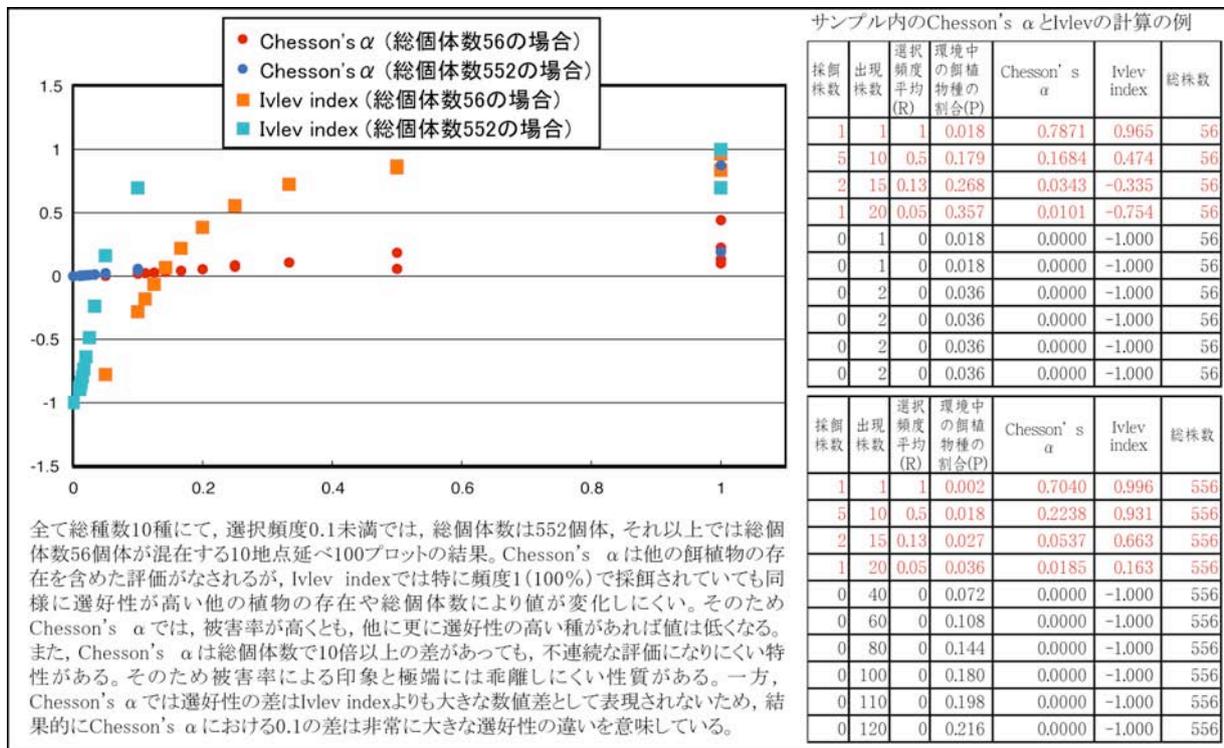
2) Ivlev index, $E = (R - P) / (R + P)$, R : ある飼料の消化管内容物中の割合, P : 同じ飼料の環境中の割合); -1 から 1 の間で、環境中の密度に比してより選好される種では値が大きくなる。

両指数は、サンプルサイズや採餌植物群の多寡により、やや異なる挙動をとる。種群全体の包括的な選好性については Ivlev index も参考にしながら、負の数値を用いない Chesson's α 指数を用いた。ここで、地点によって選好的に採餌されている種が異なること及び採餌地点の局所的なばらつきによる誤差を考慮して、調査方形区毎に算出した Chesson's α の種ごとの値を平均し調査地点の植物種群の選好性の代表値とした。また、種毎に全地点での平均値を求めることで全地点を通じた種の選好性の指標とした。

また、林床植生の多様性について検討するために下層木及び草本の種群を合わせて Shannon-Wienwer の多様度指数 (H')¹⁾ を求めた。

ウ 植物相詳細調査

生息状況を調査した全 24 地点の内、12 地点を抽出し、これらの地点で糞粒調査で設定した 220m のベルトトランセクト上の 4 箇所 に 2m×10m の植物相詳細調査コードラートを設定した (図 3 参照)。このコードラートにおける調査は、上述の重点調査区での調査では拾えない低密度種の被害状況と植物相の現状での多様性に関する基礎データを得ることを目的とした。作業時間も考慮して、類似性により 12 地点で代表させた (表 3 参照)。コードラートは基本をラインの起点付近 (県道、林道、登山道に接する箇所) に 1 箇所、終点付近 (県道、林道、登山道から最も離れた場所) に 1 箇所、ライン上の任意の場所に 2 箇所の合計 4 箇所を設定した。なお、調査方法は、各調査区において各階層に出現する植物の種名及び優占度を記録した。



Box 1 被害頻度と Chesson's α と Ivlev index の値の挙動に関する計算の例 (右表) と選好性のシミュレーションの一例 (左図)。右のサンプル表で示したものを複数発生させてプロット。

1) $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$, $p_i = i$ 番目の種の全体に対する頻度。

③ 調査結果

ア 樹木被害調査

各調査地点での植生階層別被害率を表9に示した。各階層の各株における被害率は、下層草本で最も高く全調査地点の平均で15.5%、下層木本もこれに並び14.9%、中層木では7.9%と最も低く、一方上層木では萌芽や皮剥、角擦り等の被害が出やすいため11.8%であった。

表9 各調査地全体での植生階層別被害率

調査地点	草本			下層木			中層木			上層木		
	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)
P1	75	591	12.7	15	150	10.0	0	49	0.0	1	34	2.9
P2	37	328	11.3	113	390	29.0	2	70	2.9	0	16	0.0
P3	72	810	8.9	10	91	11.0	1	24	4.2	1	19	5.3
P4	53	619	8.6	41	180	22.8	3	27	11.1	4	33	12.1
P5	56	249	22.5	41	269	15.2	4	116	3.4	0	31	0.0
P6	212	776	27.3	24	109	22.0	5	51	9.8	16	39	41.0
P7	60	500	12.0	41	169	24.3	9	52	17.3	1	57	1.8
P8	72	389	18.5	60	740	8.1	12	88	13.6	4	22	18.2
P9	47	361	13.0	9	113	8.0	1	61	1.6	0	12	0.0
P10	0	21	0.0	48	446	10.8	8	97	8.2	1	34	2.9
P11	7	16	43.8	62	242	25.6	13	278	4.7	0	31	0.0
P12	3	45	6.7	16	348	4.6	2	48	4.2	1	25	4.0
P13	61	390	15.6	33	364	9.1	15	107	14.0	7	22	31.8
P14	20	446	4.5	24	324	7.4	1	53	1.9	0	28	0.0
P15	171	364	47.0	82	222	36.9	14	81	17.3	5	31	16.1
P16	0	19	0.0	29	138	21.0	4	62	6.5	7	14	50.0
P17	16	80	20.0	39	362	10.8	3	241	1.2	2	63	3.2
P18	59	278	21.2	36	169	21.3	5	64	7.8	4	16	25.0
P19	35	190	18.4	25	197	12.7	21	73	28.8	5	28	17.9
P20	25	100	25.0	78	504	15.5	18	335	5.4	4	35	11.4
P21	3	152	2.0	9	514	1.8	4	97	4.1	2	26	7.7
P22	16	145	11.0	21	132	15.9	9	95	9.5	3	23	13.0
P23	27	181	14.9	15	745	2.0	7	72	9.7	6	33	18.2
P24	45	637	7.1	35	285	12.3	2	60	3.3	0	15	0.0
平均値	48.8	320.3	15.5	37.8	300.1	14.9	6.8	95.9	7.9	3.1	28.6	11.8

上層木については、萌芽採餌、角擦り、皮剥などが含まれるが、大多数は萌芽採餌であった。

また、被害の状況をヤクシカの生息密度同様、林道側 110m と林分奥側 110m に分けて比べた(図 5)。その結果、必ずしも林道及び遊歩道沿いにより被害が発生しているわけではなく、林分奥においても同様かそれ以上に被害が発生していた(図 5, 表 10)。林分奥の草本層の多さについては、小沢やギャップ(林冠欠所)などが存在し、シダ類などが繁茂しやすい環境が影響しているものと考えられる。被害率は地点毎の変動が大きく、構成種も林道及び遊歩道沿いと林分奥では変化するため単純に比較は出来ないが、林分奥の草本が多数出現する場所も採餌利用されている。

イ 重点調査区での調査

密度の多寡にかかわらずヤクシカにより選好的に採餌される種の選好性の順位を表 11～表 13 に示した。低木層に全体で 10 サンプル以上出現したものに限り Chesson's α の高い順に 10 位までをあげると、ヒメヒサカキ、イスノキ、ハチジョウシダ、サルトリイバラ、ナギ、ホルトカズラ、ワラビ、サカキ、*Gramineae* sp., ハマサルトリイバラとなる(表 11)。なお、ウラジログシヤスダジイなどの実生にかかる採餌圧はもう少し高い可能性も考えられるが、得られた採餌例が少ないことや初期段階で採餌され採餌痕が残らないことも起こりうる。その結果、得点が低かった植物種もあるものと考えられる。地点毎に求めた全種 Chesson's α の平均値は潜在的にヤクシカに選択される植物群が構成種中多く含まれるほど値が大きくなるため、加害されている餌植物群の多寡を反映する値となると考えられる。また、種毎に求めた Chesson's α の値から、保護上重要な種(RDB 絶滅危惧Ⅱ類以上)とされるラン科植物やミヤマハシカンボクなども実際にヤクシカにより選択的に加害されうる状況が示唆された。その他、二次林構成種の中で選好される植物種として、イヌガシ、クスノキ、シロダモ、マテバシイなどが挙げられる。また、林床で選好される種については、ヤクシマアジサイ、ヒメヒサカキ、リュウキュウイチゴ、などが観察された。これらの種は、他の植物種よりも高い被食圧を受ける可能性があるものと考えられる。

ウ 植物相詳細調査区での調査

当初の目的ではより出現頻度の低い希少な草本種についての被害状況を得るための補足調査であったが、草本種では採餌痕が残される確率が低いというヤクシカの採餌の特性もあり、当初予定したように、希少な草本種の被害頻度を十分なサンプル数により正確に検出することが困難であったため、現状での植物多様性の基礎データとして出現種のリストを纏めた。調査により 90 科 163 種の植物の生育を確認した。植物種数は最少で 20 種(P16)から最大で 60 種(P5)のレンジにあり、植物種数と糞粒より求められたヤクシカ密度との間には有意な相関は得られなかった($r=0.0071$; $n=12$; $p>0.1$)。

また環境省レッドリスト及び鹿児島県レッドデータブックの記載種の種数も同様であった($r=0.3987$; $n=12$; $p>0.1$)。保護上重要な種(環境省レッドリスト及び鹿児島県レッドデータブック記載種の絶滅危惧Ⅱ類以上の種)の種数について糞粒より求められたヤクシカ密度との間には、負の傾き(0.029)が得られたものの、有

意な相関は得られなかったが ($r = 0.4273$; $n = 12$; $p > 0.1$), ヤクシカ密度が 50 頭/ km^2 以上の南西部のP9, P14においては, 保護上重要な種が1種のみ方形区内で確認された。このこととヤクシカの選好性について特に希少種/普通種の間で偏りがないと考えれば, 絶対個体数の少ない希少種の生存は確率的に不利であるため, 見かけ上は相関がないものの, 潜在的にはヤクシカの高密度地域で被害を受けている可能性も考えられる。

表 10 林道及び遊歩道側と林分奥側での階層ごとの平均被害率, 平均出現株数及び平均被害株数

区分	草本			下層木			中層木			上層木		
	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)	被害株数	出現株数	被害率(%)
林道及び遊歩道側	10.7	61.6	20.2	1.6	12.2	11.4	0.4	3.1	9.6	26	160.4	20.1
林分奥側	30.6	218.1	14.7	3.4	15.5	17.3	0.6	6	9.4	22.9	159.9	13.2

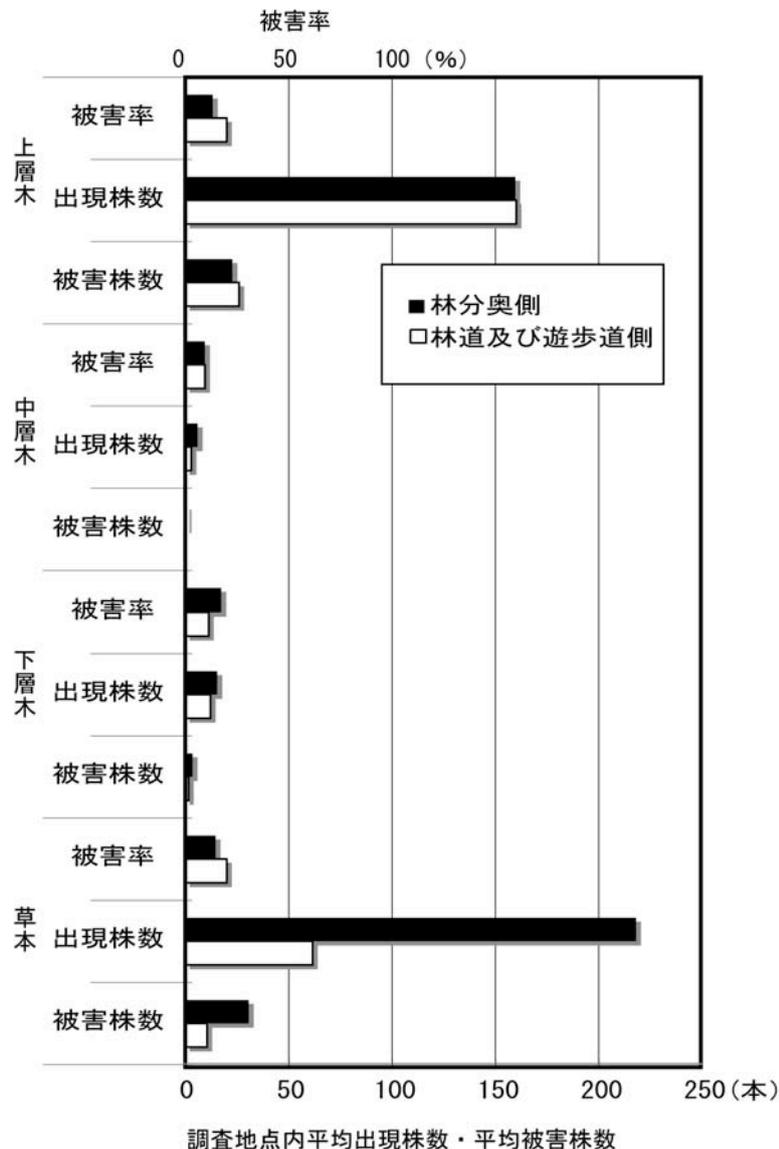


図 5 階層ごとの平均被害率, 平均出現株数, 平均被害株数のヒストグラム

表 11 植物相詳細調査により確認された食害より算出された選択指数による評価 1

(リストは Chesson's α の全調査地点平均値による選択性の高い順)

種名	鹿児島 RDB	環境省 2007 RL	Ivlev index	Chesson's α の 平均値	確認 調査 地点 数	下 層 被 食 株 数	下 層 出 現 株 数	中 層 被 食 株 数	中 層 出 現 株 数	上 層 被 食 株 数	上 層 出 現 株 数
ヒメヒサカキ	準絶		0.921	0.270	1	2	3	0	0	0	0
イスノキ			0.724	0.205	11	39	72	5	23	0	7
ハチジョウシダ			0.995	0.202	1	2	2	0	0	0	0
サルトリイバラ	分布		0.987	0.199	5	7	9	0	0	0	0
ナギ	準絶	準絶	0.995	0.155	1	1	1	0	0	0	0
ホルトカズラ	準絶		0.956	0.147	3	6	17	0	0	1	1
ワラビ			0.949	0.146	1	14	16	0	0	0	0
サカキ			0.445	0.123	10	18	57	7	37	0	2
Gramineae sp.			0.966	0.120	1	1	2	0	0	0	0
ハマサルトリイバラ	分布		0.997	0.120	1	1	1	0	0	0	0
ケウバメガシ	分布		-0.002	0.111	2	1	12	0	3	0	4
イヌガシ			0.063	0.105	10	19	107	2	21	0	8
マツバラシ	準絶		0.987	0.099	1	1	2	0	0	0	0
ホウロクイチゴ			0.307	0.092	15	105	254	1	3	0	0
リュウキュウイチゴ	分布		0.948	0.086	4	11	21	0	0	0	0
スギ	分布		0.479	0.085	5	11	27	1	10	12	57
マテバシイ		II類	0.413	0.083	8	17	50	5	9	1	16
ヤマモモ			0.180	0.083	5	3	32	2	4	0	5
カンコノキ			-0.335	0.079	3	1	7	0	1	0	0
ツルラン	II類		0.986	0.071	1	3	4	0	0	0	0
ヤブニッケイ			0.660	0.064	8	21	107	1	2	0	0
アオキ			-0.003	0.060	2	1	2	0	0	0	0
トクサラン	II類		0.977	0.060	3	7	12	0	0	0	0
イシカグマ			0.244	0.059	3	26	71	1	7	0	0
フウトウカズラ			-0.357	0.058	3	2	70	0	5	0	0
サザンカ			0.145	0.057	5	5	25	0	1	0	0
ヤクシマツバキ			-0.092	0.057	10	8	45	0	8	0	1
ボチョウジ	分布		-0.433	0.055	7	5	17	0	1	0	0
サンゴジュ			-0.003	0.054	2	2	3	0	1	0	0
ヒサカキ			0.450	0.053	21	117	306	12	74	0	8
ルリミノキ	分布		0.629	0.051	6	29	122	0	20	0	0
クロキ			0.479	0.049	4	3	15	1	3	0	0
トキワガキ			-0.601	0.047	5	1	7	1	6	0	0
サツマサンキライ	分布		0.972	0.046	1	5	6	0	1	0	0
ベニシダ			0.943	0.046	1	1	6	0	0	0	0
アオノクマタケラン			0.401	0.044	7	26	101	0	0	0	0
ヤクシマシヤクナゲ	準絶	準絶	0.116	0.042	1	4	18	0	0	0	0
ヤクシマヤマトツジ	準絶		0.313	0.041	1	2	14	0	15	0	0
タカサゴシダ	準絶		0.582	0.040	3	6	32	0	0	0	0
クワズイモ			-0.002	0.039	2	1	2	0	0	0	0
Carex sp.		II類	-0.002	0.039	2	1	2	0	0	0	0
コバノカナワラビ			-0.128	0.038	12	81	527	0	0	0	0
ノシラン			0.949	0.038	1	1	4	0	0	0	0
リュウキュウバライチゴ	分布		0.965	0.037	1	4	6	0	0	0	0
ヤクシマアジサイ	分布		0.819	0.037	3	15	45	6	14	0	0
ホソバカナワラビ			0.105	0.036	15	261	1105	0	0	0	0
Diplazium sp.			0.179	0.033	13	139	862	0	0	0	0
カラスザンショウ			-0.006	0.032	2	3	5	0	0	0	0

I類, 絶滅危惧 I類; II類, 絶滅危惧 II類; 準絶, 準絶滅危惧; 分布, 分布特性上重要

表 12 植物相詳細調査により確認された食害より算出された選択指数による評価 2

(リストは Chesson's α の全調査地点平均値による選択性の高い順)

種名	鹿児島 RDB	環境省 2007 RL	Ivlev index	Chesson's α の 平均値	確 認 調 査 地 点 数	下 層 被 食 株 数	下 層 出 現 株 数	中 層 被 食 株 数	中 層 出 現 株 数	上 層 被 食 株 数	上 層 出 現 株 数
イズセンリョウ			0.845	0.032	3	8	29	1	3	0	0
カツモウイノデ			0.580	0.031	7	56	306	0	0	0	0
シャリンバイ			0.055	0.031	2	2	57	0	5	0	0
<i>Dryopteris</i> sp.			0.958	0.029	2	2	6	0	0	0	0
ツゲ	Ⅱ類		-0.172	0.028	1	9	30	0	0	0	0
サクラツツジ	分布		-0.588	0.028	11	3	79	1	56	0	1
ミヤマハシカンボク	Ⅱ類		0.898	0.028	1	1	6	0	0	0	0
ハマヒサカキ			-0.335	0.026	3	1	9	0	0	0	0
ミミズバイ			-0.379	0.025	8	4	39	0	17	0	0
タブノキ			-0.544	0.024	17	22	91	4	24	1	11
タマンダ			-0.084	0.022	8	42	364	0	0	0	0
ウラジロガシ			-0.337	0.022	3	4	28	4	10	1	4
ハイノキ	分布		-0.484	0.021	5	9	95	5	27	1	20
イヌビワ			-0.687	0.020	6	2	24	1	5	0	0
キノボリシダ			0.786	0.020	1	1	7	0	0	0	0
シマイズセンリョウ	分布		-0.501	0.020	4	2	10	0	0	0	0
スダジイ	分布		-0.257	0.020	7	17	71	5	23	5	32
コンロンカ	分布		0.938	0.015	1	1	4	0	0	0	0
フユイチゴ	分布		0.923	0.014	1	1	5	0	0	0	0
ウラジロ			0.093	0.014	8	58	450	4	36	0	0
オニヤブソテツ		Ⅱ類	0.599	0.014	1	5	20	0	0	0	0
コシダ			-0.280	0.013	11	177	1713	0	0	0	0
アリドオシ	分布		-0.643	0.012	12	4	192	0	0	0	0
ヨゴレイタチシダ			-0.447	0.010	8	87	328	0	0	0	0
タイミンタチバナ			-0.490	0.009	13	8	94	1	39	0	0
タカサゴキジノオ			0.674	0.009	1	1	8	0	0	0	0
バリバリノキ			-0.780	0.008	9	2	49	1	7	0	3
ヤマビワ			-0.327	0.008	8	4	49	0	3	0	3
センリョウ			-0.867	0.007	14	1	97	0	0	0	0
サカキカズラ			-0.278	0.007	5	2	46	0	10	0	1
リュウキュウテイカズラ	分布		-0.382	0.007	3	2	32	2	4	0	0
コハシゴシダ			-0.441	0.007	3	2	77	0	0	0	0
オオカナワラビ			-0.486	0.006	3	3	93	0	0	0	0
マンリョウ			-0.644	0.006	9	5	95	0	1	0	0
ホラシノブ			-0.665	0.005	3	1	20	0	0	0	0
ヒトツバ			0.115	0.005	1	1	22	0	0	0	0
ススキ			0.574	0.005	1	1	15	0	0	0	0
クロバイ			-0.909	0.004	7	3	43	1	8	0	1
シロダモ			-0.510	0.003	2	13	148	2	13	0	4
モクタチバナ		Ⅱ類	-0.680	0.002	17	5	133	1	35	0	0
ハスノハカズラ	分布		-0.938	0.001	9	2	85	0	2	0	0
アセビ	分布		-0.962	0.001	3	1	45	0	4	0	0
シラタマカズラ			-0.846	0.001	8	13	316	0	13	0	3
ヒメユズリハ			-0.862	0.000	9	1	220	0	15	0	7
<i>Goodyera</i> sp.			-1.000	0.000	2	0	3	0	0	0	0
<i>Selaginella</i> sp.			-1.000	0.000	1	0	4	0	0	0	0
アカメガシワ			-1.000	0.000	1	0	1	0	1	0	0
アデク	分布		-1.000	0.000	5	0	10	0	9	0	0

I類, 絶滅危惧 I類; Ⅱ類, 絶滅危惧Ⅱ類; 準絶, 準絶滅危惧; 分布, 分布特性上重要

表 13 植物相詳細調査により確認された食害より算出された選択指数による評価 3

(リストは Chesson's α の全調査地点平均値による選択性の高い順)

種名	鹿児島 RDB	環境省 2007 RL	Ivlev index	Chesson's α の平均値	確認調査地点数	下層被食株数	下層出現株数	中層被食株数	中層出現株数	上層被食株数	上層出現株数
アブラギリ			-1.000	0.000	5	0	7	0	6	0	1
アラカシ	分布		-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
エダウチホングウシダ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
オオタニワタリ	II類		-1.000	0.000	1	0	2	0	0	0	0
カエデドコロ	分布		-1.000	0.000	1	0	1	0	1	0	0
カクレミノ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	3
カゴノキ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
カラムシ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
キジノオシダ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
キジョラン			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
クスノキ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	1
クチナシ			-1.000	0.000	1	0	1	0	1	0	0
コウヤコケシノブ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
コバノイシカグマ			-1.000	0.000	4	0	54	0	0	0	0
コバンモチ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	1
サネカズラ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
サンショウソウ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
シキミ	分布		-1.000	0.000	3	0	29	0	9	0	12
ツガ	分布		-1.000	0.000	1	0	1	0	0	5	6
ツタ	分布		-1.000	0.000	4	0	4	0	0	0	0
ツボクサ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
ツルグミ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
ツルコウジ			-1.000	0.000	3	0	19	0	0	0	0
ツルホラゴケ			-1.000	0.000	1	0	3	0	0	0	0
ツワブキ		II類	-1.000	0.000	4	0	234	0	0	0	0
テイカカズラ	準絶		-1.000	0.000	2	0	2	0	0	0	0
ナチシダ			-1.000	0.000	3	0	46	0	0	0	0
ニガカシュウ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
ネズミモチ			-1.000	0.000	1	0	1	0	2	0	0
ハシゴシダ			-1.000	0.000	1	0	6	0	0	0	0
ハゼノキ			-1.000	0.000	2	0	3	0	0	0	4
ハリギリ	準絶		-1.000	0.000	1	0	7	0	0	0	0
ヒメイタビ			-1.000	0.000	1	0	10	0	1	0	0
ヒメシヤラ	準絶		-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	4
フカノキ			-1.000	0.000	3	0	3	0	2	1	6
フモトシダ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
ヘクソカズラ			-1.000	0.000	3	0	17	0	9	0	0
ヘラシダ			-1.000	0.000	2	0	54	0	0	0	0
ホソバコケシノブ			-1.000	0.000	2	0	6	0	0	0	0
ホルトノキ			-1.000	0.000	1	0	1	0	0	0	0
マメヅタ			-1.000	0.000	4	0	9	0	10	0	0
ミヤマウズラ	分布		-1.000	0.000	1	0	2	0	0	0	0
モッコク			-1.000	0.000	2	1	9	0	5	0	0
モロコシソウ			-1.000	0.000	2	0	15	0	0	0	0
ヤクシマサルスベリ	準絶		-1.000	0.000	2	0	12	0	1	0	0
ユズリハ	準絶		-1.000	0.000	1	0	9	0	0	0	0
コチヂミザサ			-1.000	0.000	2	0	17	0	0	0	0
ヒロハノミミズバイ	準絶		-1.000	0.000	1	0	2	0	0	0	0

I類, 絶滅危惧 I類; II類, 絶滅危惧 II類; 準絶, 準絶滅危惧; 分布, 分布特性上重要

④ 食害状況とシカの分布及び利用環境に関する考察

ヤクシカ密度と食害状況を示す4つの指標（草本被害率、下層木被害率、Chesson's α の平均及び林床多様度）との関係を見ると、それぞれ相関関係は示されなかった（図6）。草本被害率、下層木被害率は、ヤクシカが比較的高密度化の50頭/km²以上の地点では低い状況にあった。一方、全ての指標において50頭/km²以下の地点では、変動は大きくなる傾向にあった。これらのことから、高密度下では、林床植生への被害自体が検出されにくい状況となっている可能性が考えられる。これには被害を受ける植物種が慢性的に枯渇していることや実生など被害痕跡が残らない成長段階で被害が激しいなどの理由が考えられる。また、植物相への被害が進行している場所では、餌が枯渇して既にヤクシカの密度が下がっている可能性も考えられた。

また草本層被害率・下層木被害率と、Chesson's α の平均との関係を図7に示した。それぞれの被害率はChesson's α の平均との間に直線的な相関関係は示さなかった。草本層被害率とChesson's α の平均について二次式の回帰を当てはめると、有意な相関が見られた（ $r^2=0.2482$ ； $r=0.4982$ ； $p<0.02$ ）。すなわち、草本被害率が0～20%程度までは、Chesson's α 選択指数の平均は減少傾向を示し、被害率が増加すると環境中のヤクシカの採餌可能植物が減少していくことが示唆される。一方で、加害率が20%より更に高い場所でも、環境中の利用可能植物は必ずしも枯渇した環境ではないことが分かる。このことは、被害率が高い環境では、逆に環境中の利用可能な餌植物が依然として多く残存している状況にあること、すなわち選択性の高い植物が余り存在しない環境では仮に植物の絶対個体数が多くとも高い被害率として検出されないという被害率という指標の限界を示唆している。また、木本などの被害では累積被害量と短期的被害量の判別は手法上かなり困難であり、実生や草本の食痕は明確に残らない状況も確認されている。ヤクシカの高密度を支える資源量については、見かけの林床植生のみにとどまらず、シカ防護策などを用いた対照実験を加えた調査等によって、今後十分に検証していく必要があると思われる。

特に、南西部ではヒメユズリハ、クロキ、アブラギリのみの残存林分は顕著であった。この内、南西部に分布が偏ることがないアブラギリについては、ヤクシカの採餌忌避の影響は強いと考えられ、島内全域でまとまって群落化しており、ヤクシカの選択採餌によると思われる状況が散見された。また、今回の調査では草本類の出現種数は少ないが、その中でもChesson's α の全調査地点での平均値からヤクシマアジサイ等の他、RDB植物種であるトクサラン、ツルランなどもヤクシカが好む傾向が示唆された（表11～13）。これらのRDB植物種は、林床環境破壊共に減少が進む可能性もあるが、一方で里地に近いスギ植林地内でも生育が確認されており、また、多くは一部の葉のみの部分採餌であった。個体群へのダメージについては経時的な観察が必要と考えられる。シダ類では、*Diplazium sp.*（ヒロハノコギリシダの仲間）、ワラビ等の選好性が高く、選択的に採餌されている。コシダ、ウラジロ、タマシダなどについては、一般に採餌対象種として挙げられる（永津ら、2002）が、採餌が観察されている地点については、既に、採餌選好植物種が消滅し、ヤクシカがその地域で生息するため、新たにこれらを採餌利用種としている可能性も考えられるが現況だけで判断するのは困難な状況が多い。忌避性が強いとされているホソバカナワラビについても採餌

が見られたが、同様の理由で利用されている可能性が考えられる。

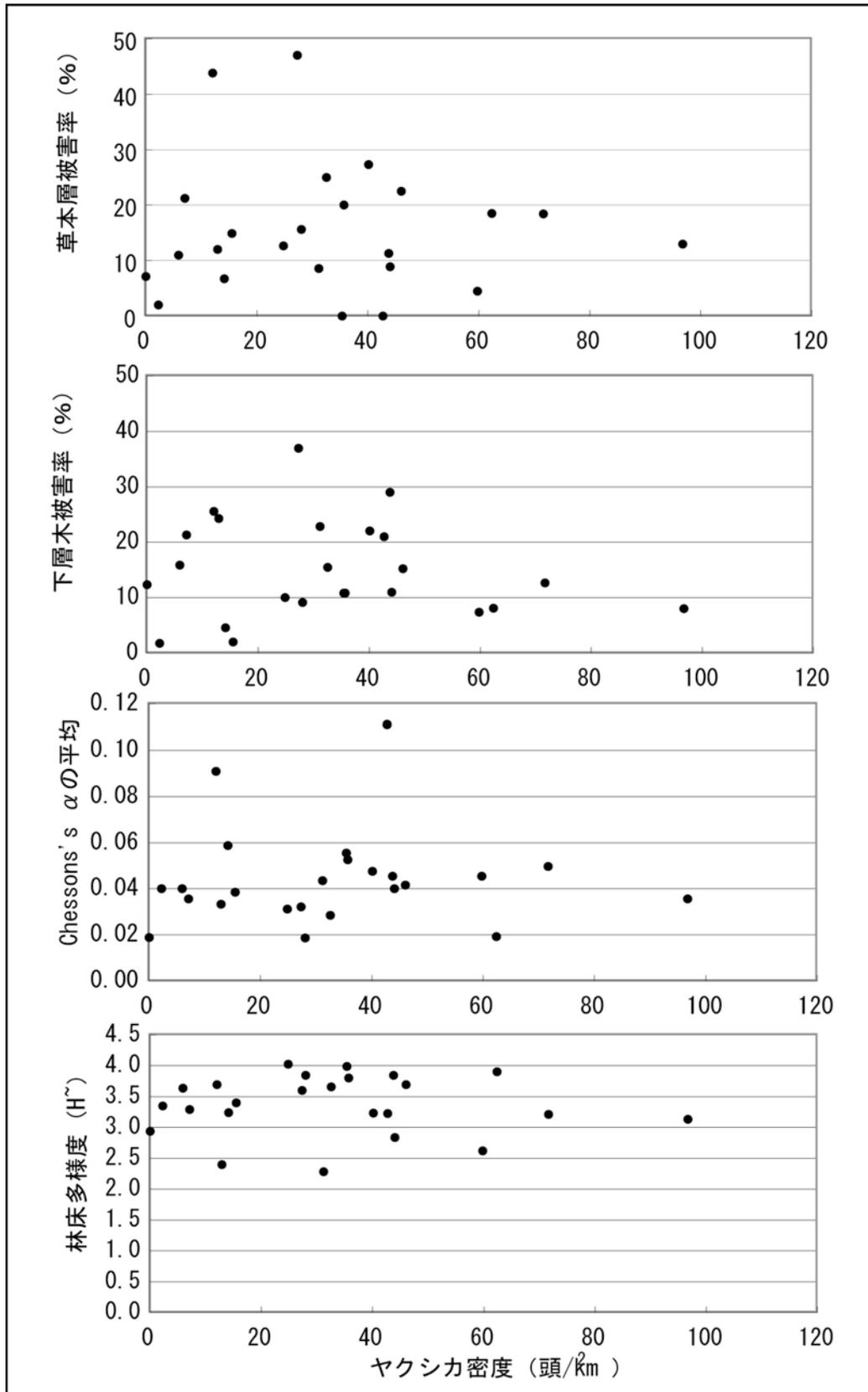


図6 ヤクシカ密度と食害状況を示す4つの指標（草本被害率，下層木被害率，Chesson's α の平均，及び林床多様度）との関係

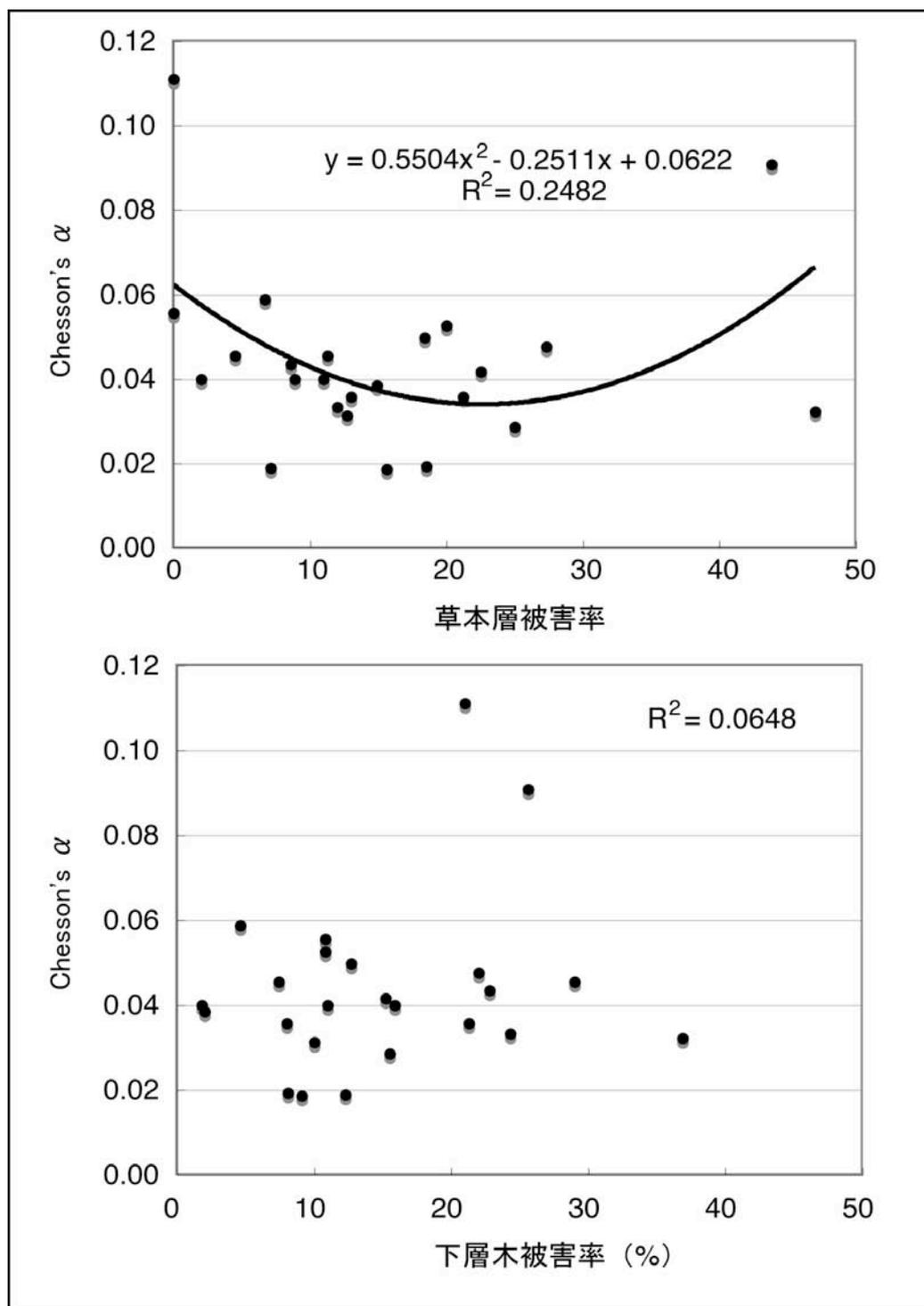


図7 草本層被害率と下層木被害率とChesson's α の平均との関係

また、各調査地点のShannon-Wienwerの多様度指数 (H') とChesson's α の選好指数の平均とは、高い相関関係が示された(図8)。このことはヤクシカの採餌可能な餌が少ない環境は、むしろ多様性が高い環境となっていることを示す。すなわち、選好性はむしろ低いにもかかわらず、見かけの多様性の高い環境である。これらの地点ではアオノクマタケラン、イズセンリョウ、ウラジロ、カラスザンショウ、クワズイモ、コンロンカ、サカキカズラ、サツマサンキライ、シマイズセンリョウ、シラタマカズラ等攪乱地依存種や里地植物の侵入と繁茂により、見かけ林床の多様性の値が増加し

ているものと考えられる。

また、このような環境では、上層・中層木の多様性が全体の多様性を押し上げており、下層植生が貧困になっている可能性が考えられたが、下層植生の多様度指数と草本被害の度合いについても関係を見ると無相関であり ($p > 0.1$) 関係性は見いだせなかった (図9)。ただし、下層植生の多様度指数 H^{\sim} が低い地点 (3.2 以下) では草本への加害率が 20% 以下であることが示唆された。従って、下層植生の多様性が維持されていない場所では、草本被害率は低い状況にあり、高い草本被害率が発生する場所では林床においてある程度の多様度が維持されている状況となっている。

一方、このような林床植生が多様な環境は必ずしもヤクシカの高密度地帯になっていない (図6 参照)。ヤクシカ密度に関しては、例えば有害鳥獣駆除等の狩猟圧や地形による移動の制約などによる局所的な個体群の増加など、植生構造とは別の要因が寄与している可能性も考えられる。

また、ヤクシカが林床植生だけに依存せずに、樹木落葉を利用できること (Takahashi and Kaji, 2001) から林床植生が減少してもその場をヤクシカが放棄せずに被害が深化する状況も想定された。実際にヤクシカの密度が高い P9, P14 では林床多様度指数は低い。林床植物の多様性が減少した結果、草本被害率もむしろ低い状況であるが。これは、利用可能な植物種の多様性が減少した結果と考えることも出来る。従って、ヤクシカの密度が西部で高く南部で低いという既存データから述べられてきた分布パターン (矢原, 2006) と被害の分布が単純には相関しない結果を示す可能性があることを示唆する。

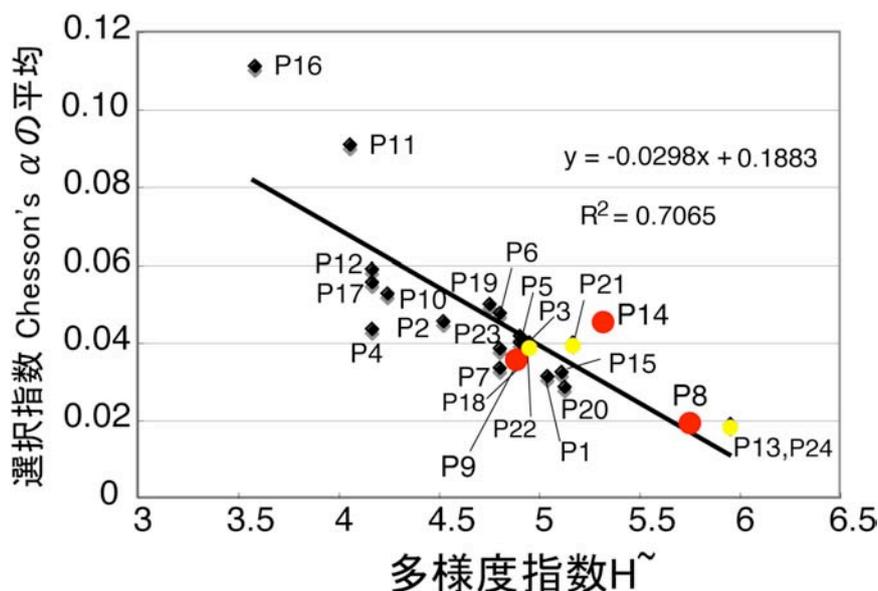


図8 各調査地点における植物相多様度指数 H^{\sim} と Chesson's α の両選択指数との関係

両者には相関関係が認められた ($r=0.8453$; $p < 0.01$)。赤いシンボルは高密度地帯 (50 頭/km² 以上)、黄色いシンボルは低密度地帯 (10 頭/km² 未満)

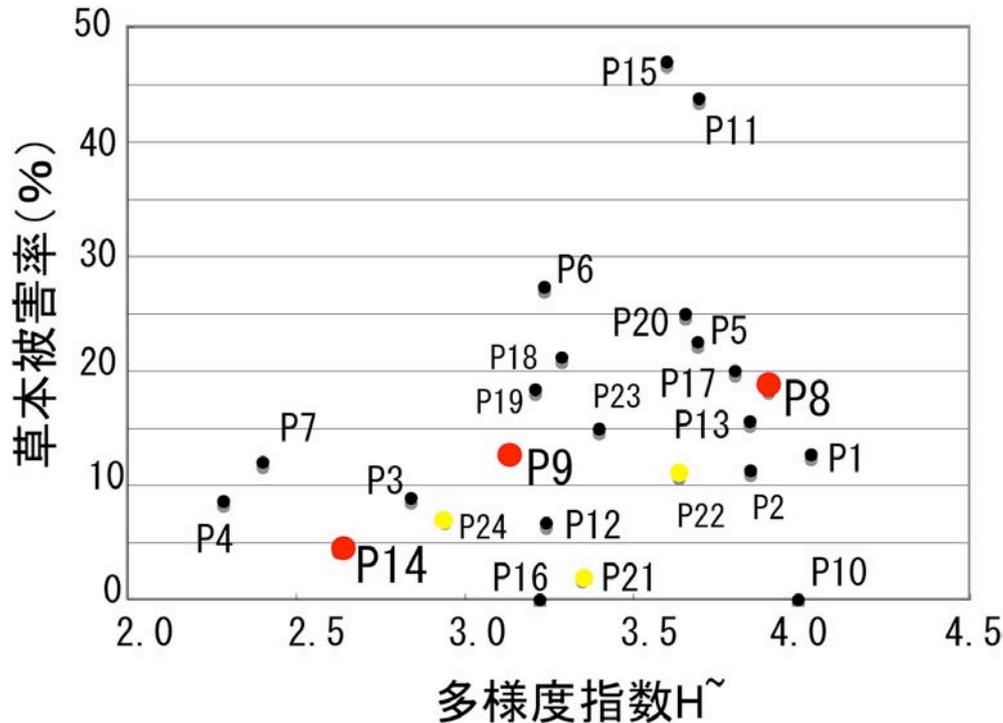


図9 各調査地点と林床多様度指数 $H\sim$ と草本加害率との関係

赤いシンボルは高密度地帯 (50 頭/km² 以上), 黄色いシンボルは低密度地帯 (10 頭/km² 未満)

糞粒法により算出された調査地点毎のヤクシカ密度推定値から, コンター (等値線) 解析による分布パターンを作成した。コンターは, ContoursPro (Deiht Graphsoft Inc. 製) を用いて $q = \frac{e^{-\mu d^2}}{(d^2 + \xi)}$ のモデルに従いコンターの描画を行った (図 10)。ここで q , 等値線の高さ; d , 調査地点からの距離を示し, ガウシアン関数と逆相関関数の合成式を用いている。このモデルの採用は, 広域な草地などと違って, 屋久島の場合, 複雑な地形や局所的な植生変化などで, 密度のパターンがより斉一的ではないであろうと考えられるためである。

その結果, ヤクシカの密度がもっとも高い地域は, 西部林道 (P9) を中心とした栗生までの地域であった。ここは低山地帯にも関わらず, 60~90 頭/km² と高い密度が推測された。また, 湯泊から尾之間, さらに安房までの平地~低山地域, いわゆる南部地域は比較的密度は低い状況であった。船行から北部の空港を中心とした平地~低山地域にかけて再び 60 頭/km² の密度が高い地域であることが推測された。また東部地域の一部では, 40 頭/km² と中程度に密度が高い状況が予想された (図 10)。

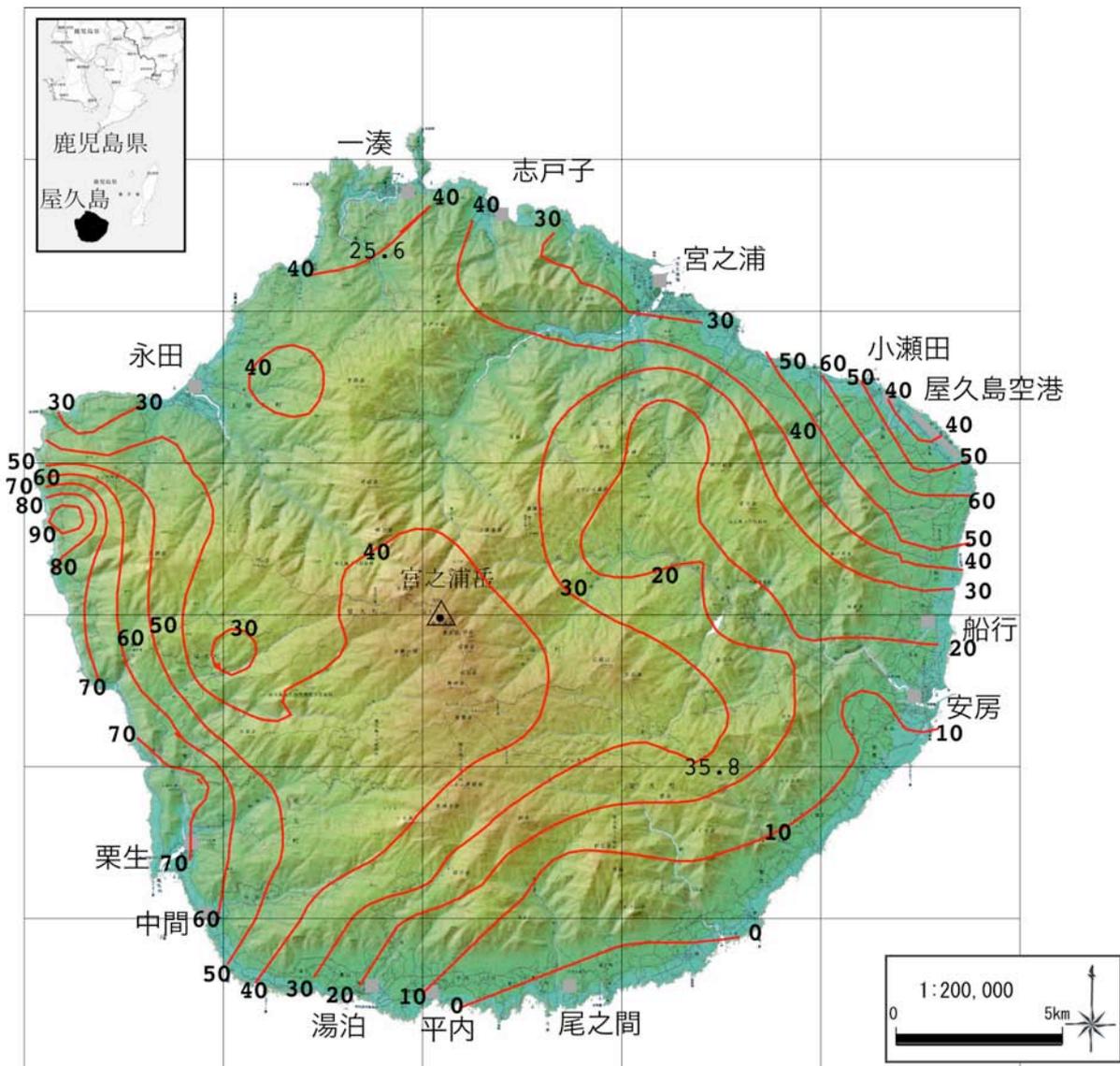


図 10 ヤクシカの分布密度コンター図

地形データ（カシミール 3D 7.5.0 及び国土地理院電子地図である 5 万分の一地形地図）と合わせて描画。等値線及び調査地点(P1～24)の数値は推定密度(頭/km²)を示す。■は集落を示す。

低木層及び草本層をまとめた被害率をもとにしたコンター図を図 11 に示した。標高の高い山岳地帯では 20～30%と比較的高い被害率を示す一方で、南西部をはじめとする低山地帯では被害率は 10～20%と高くない状況が示唆された（図 11）。このことは前述の被害傾向の分析（図 6）でも示したように、高密度地域において見かけ上の被害率が必ずしも高くないというこれまでのヤクシカの被害実態に関する既存の知見（永津ら，2004）と一致する。一方で、南西部では、海岸から近い距離においても高い被害が生じている傾向も見られる。他の地域とコンターのパターンが異なることは、より海岸部まで被害が進行しやすい環境である可能性も示唆される。

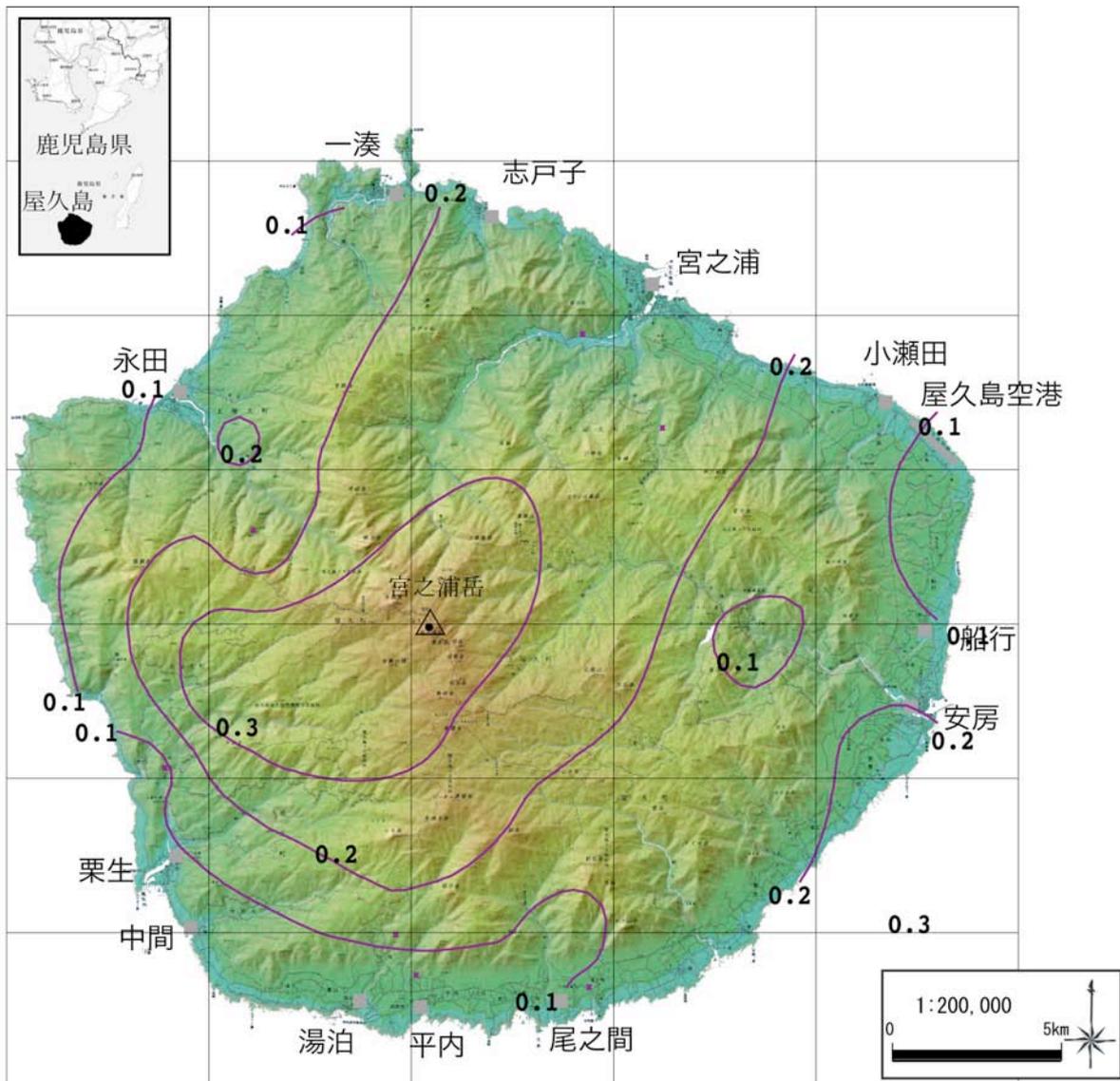


図 11 低木層及び草本層を合わせた被害率コンター図

地形データ（カシミール 3D 7.5.0 及び国土地理院電子地図である 5 万分の一地形地図）と合わせて描画。等高線及び調査地点 (P1~24) の数値は被害頻度を示す。■は集落を示す。

さらには、下層木及び下層草本の出現植物種について各調査地点別の Chesson's α の平均値をもとにしたコンター図を図 12 に示した。ここでの値の高さは、ヤクシカの利用環境中において選好植物種が多いことを意味するものと考えられる。その結果、中央の高山地帯では Chesson's α の平均値は高く、ヤクシカが好んで利用する植物群は残存していることを示唆した。なお、これらの地域では、林床多様性、特にシダ類を含めた草本類の絶対密度は低山地域より低いため、先に述べた林床多様度指数 H' の値としては低くなっている。また、人工環境が無く、保全度が高いはずの西部林道周辺などで、Chesson's α の平均は落ち込み、北東部の平地～低山地域に近い値を示していた。そのため西部林道周辺ではヤクシカにより選好される植物群の減少が進んでいる可能性が示唆された。すなわち、ヤクシカが比較的高密度で生息すると考えられる西部林道や東部の低山地域では、ヤクシカが採餌利用できる餌植物が林床上にあまり残存しておらず、見かけ上の被害率が低いように観察された可能性が高いことを示唆している。

ヤクシカの密度の多寡と Chesson's α の平均値とが、相関しない状況において、特に、ヤクシカの密度が高い割に Chesson's α の平均値が高くない地域については、利用性の高い植物がヤクシカの採餌により減少した結果である可能性が考えられる。大川林道入り口の周辺や西部林道の地域では、プロセスを観察することは容易ではないものの、植物相への被害が既に進行してしまっている可能性が考えられる。

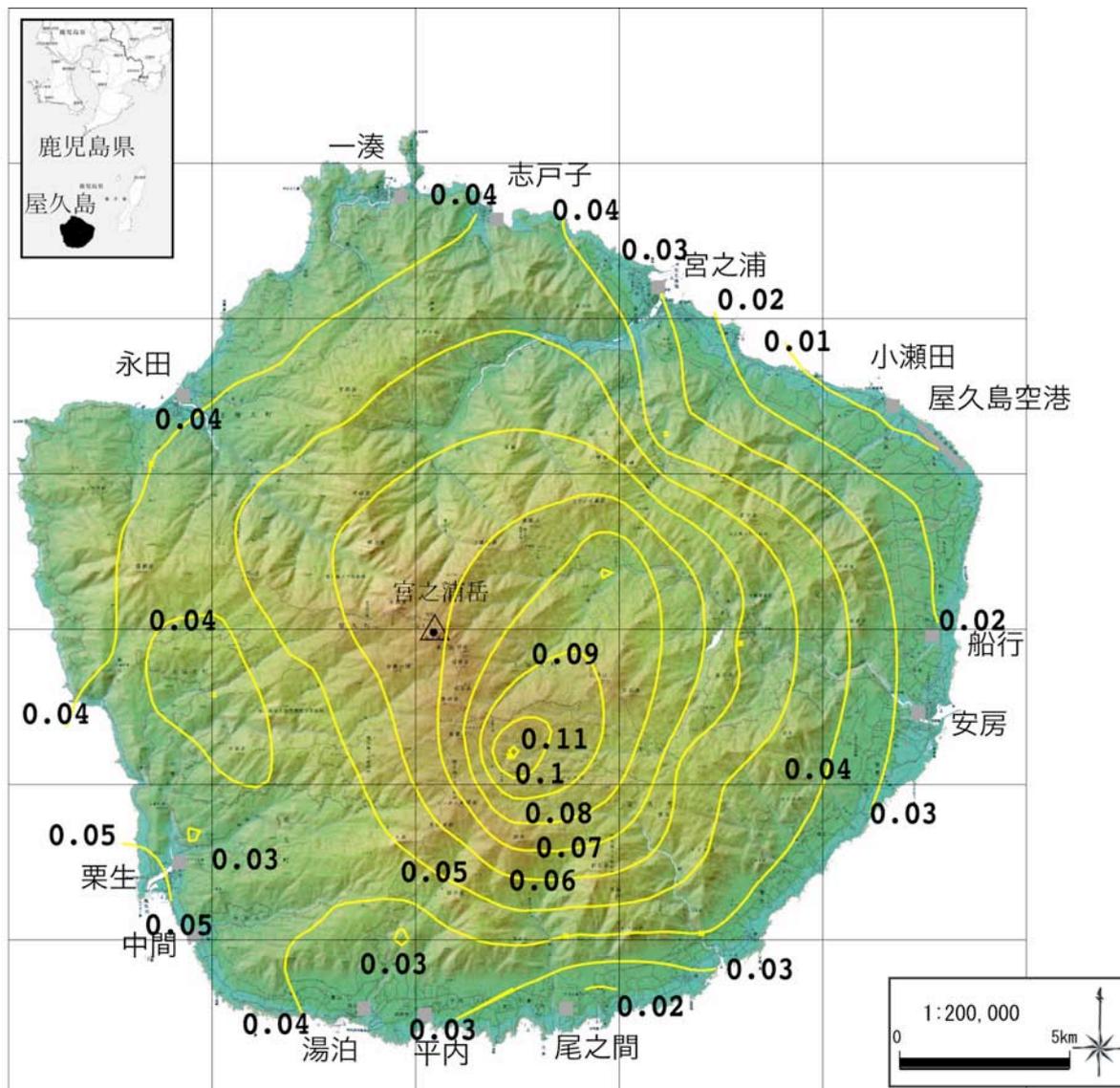


図 12 下層木及び下層草本出現植物種における Chesson's α の平均値によるコンター図

地形データ（カシミール 3D 7.5.0 及び国土地理院電子地図である 5 万分の一地形地図）と合わせて描画。等高線及び調査地点(P1~24)の数値は Chesson's α の全種の平均値を示す。■は集落を示す。

3. まとめ

(1) 分布状態と全体推定密度について

推定密度については、糞粒法による糞粒消失シミュレーション結果からの概算では33.4頭/km²となった。この密度を超えている地点も24地点中9地点と多かった。個体密度は西部地域で他の地域の約2倍以上となっており、コンター図でも南西地域周辺で高い密度を示した(図10)。また、推定個体数は、屋久島全体で約9,000~16,200頭というレンジとなった。

屋久島での糞粒の消失率は、島特有の急斜面と豪雨による流出が下層植生及びリター層破壊が進行している西部地域ではより顕著である可能性がある。そのため、危険率を考慮すると、実際の西部地域での値は今回計算された数値以上の密度レベルである可能性もある。

高密度地域では、林床植生におけるみかけの加害状況は少なく、餌資源については不明である。ヤクシカが利用されると言われる比較的新鮮な落葉など、高密度を維持している餌資源について明らかにすべき課題も多い。また林道から離れた更に奥の環境など、全体頭数の推定に大きく影響する問題を含んでいる。精度の高い個体数推定値を検証するためには、更に詳細なデータを得る必要があると考えられる。

(2) スポットライト・センサス

近年、大型実験柵を用いた糞粒法の実験において、糞粒の発見率が限りなく100%に近い場合は、糞粒法は非常に正確なヤクシカ密度測定手法であるということが検証されている(堀野, 私信)。それに対して、スポットライト・センサスデータについては、今回およそ半数の調査地点で見られた林道周辺に誘導されている状態がある等、クロスチェックが必要と考えられるが、今回の調査結果では、条件付きで糞粒調査結果から相関関係が得られる可能性も示唆されており、簡便法として利用できるものと考えられる。

今回調査ルートにおけるスポットライト・センサスの有効照射範囲は、最も遠いところで40m程度であり、ほとんどが20m未満であった。そのため林縁周辺利用が活発なところほど、推定個体数は過大評価となり、その逆の状況も存在する。崖地が多い屋久島では、四季を通じた頻繁な調査を行い同一ルートでの利用個体数の変化を把握することで簡便な個体数推定値としてより有効となるものと考えられる。

林道周辺にヤクシカが集中して偏在する状況は今回の調査地点ではその半分において生じていたが、一方で、糞粒調査中に、スポットライト・センサスに掛からない100m以上林分奥の領域にのみ、ヤクシカ個体に遭遇するという事例も確認された。

(3) 植物被害状況

ヤクシカの植物選好性について、選択指数を基にした数値を用いて解析を行った。好む樹種として、ケウバメガシ、ホルトカズラ、ワラビ、サザンカ、ヒトツバ、ホウロクイチゴ、ヒサカキ等の常緑樹の他、屋久島の照葉樹林の極相林構成種であるイスノキ、ウラジログシ、スダジイなども高い選好性が示されている。これらは、環境庁(1982)による「屋久島原生自然環境保全地域調査報告書」では、実生の段階において林床植生構成種としての常在度が非常に高い樹種である。しかし今回の調査では、実生はまとまった個体数とし

てほとんど確認できない状況であった。そのため、今後の森林更新機構の維持に大きな影響が生じる可能性も示唆された。

特に、ウラジロガシ、イスノキ、スダジイについては、優占種でありながら、当年生実生がほとんど観察されず、ヤクシカに採餌されて極相林維持に必要なコホート（同時発生集団）の多くが消滅している可能性も推定された。

なお、今回のような短期的調査において、実際に食痕が残存する形で検証できる種は少ない。そのため選好性が強い植物種の検証については限界があるが、現地に生育する常在性の高い樹種の被害傾向に関してはほぼ、確認できたものと考えられる。Chesson's α は例えばヘラジカの採餌行動における研究でも利用されており (Johan *et. al.*, 2007), 野生植物の潜在的な採餌リスクを知る指標として有効と考えられる。

引用及び参考文献

- Agetsuma, N., Sugiura, H., Hill, D. A., Agetsuma-Yanagihara, Y. and Tanaka, T. 2003. Population density and group composition of Japanese sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) in an evergreen broad-leaved forest in Yakushima, southern Japan. *Ecological Research.*, 18(5): 475-483.
- Agetsuma N. 2007. Ecological function losses caused by monotonous land use induce crop raiding by wildlife on the island of Yakushima, southern Japan. *Ecological Research* , 22(3): 390-402.
- 新井一司・遠竹行俊・久野春子. 2006. 糞粒法による東京のシカ生息密度分布の実態. 東京農総研研報, 1:21-25.
- Chesson, J. 1978. Measuring preference in selective predation. *Ecology*, 59: 211-215.
- 池田浩一・岩本俊孝. 2004. 糞粒法を利用したシカ個体数推定の現状と問題点. 哺乳類科学, 44(1): 81-86.
- Ivlev, V. S. 1955. *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale Univ. Press. pp.302
- 岩本俊孝・坂田拓司・中園敏之・歌岡宏信・池田浩一・西下勇樹・常田邦彦・土肥昭夫. 2000. 糞粒法によるシカ密度推定式の改良. 哺乳類科学, 40(1):1-17.
- Johan, M., Christer, K., Petter, K., Henrik, A. and Henrik, S.2007.Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. Swedish Univ Agr Sci, Grimso Wildlife Res Stn, Dept Ecol, SE-73091 Riddarhyttan, Sweden Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(5): 407-414.
- 鹿児島県 2008 特定鳥獣(ニホンジカ)保護管理計画【第 3 期】. 鹿児島県林務水産部森林整備課編 pp.19.
- 環境庁自然保護局編 1984. 屋久島の自然. 屋久島原生自然環境保全地域調査報告書. 日本自然保護協会. Pp714.
- Koda, R., Noma N., Tsujino, R., Umeki K., and Fujita, N. and Agetsuma N. 2008. Effects of sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) population growth on saplings in an evergreen broad-leaved forest. *Forest Ecology and Management*, 256(3): 431-437.
- Li Yu-Chun, Homma K., Ohnaka, K., and Koganezawa, M. 2006. Summer home range size and inner utilization of forest sika deer *Cervus nippon* in Nikko, Japan. *Acta Zoologica Sinica* , 52(2): 235-241.
- Majolo B., and Ventura R. 2004 Apparent feeding association between Japanese macaques (*Macaca fuscata yakui*) and sika deer (*Cervus nippon*) living on Yakushima Island, Japan., *Ethology Ecology & Evolution*, 16(1): 33-40.
- Miyashita, T., Suzuki, M., Ando, D., Fujita, G., Ochiai, K. and Asada, M. 2008. Forest edge creates small-scale variation in reproductive rate of sika deer. *Population Ecology.*, 50(1): 111-120.
- Molinari-Jobin, A., Zeimberman, F., Ryser, A., Molinari, P., Haller, P., Breitenmoser-Würten, C., Capt, S., Eyholzer, R. and Breitenmoser, U. 2007. Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*, 13(40):

393-405.

- 永津雅人・千葉かおり・宮川浩・畠瀬頼子・森知子・脇山成二 2004. 屋久島における島嶼生態系モニタリングに関する研究. 環境保全研究成果集, 2002(3): 72. 1-72. 3
- Sakuragi, M., Igota, H., Uno H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R., and Maekawa, K. 2002. Comparison of diurnal and 24-hour sampling of habitat use by female sika deer. Japan Mammal Study, 27(2): 101-107.
- 佐藤嘉一・住吉博和・田實秀信. 2001. 鹿児島県におけるシカ糞消失とそれに関与した昆虫類. 日林九支研論文集, No.54: 123-126.
- 住吉博和. 2002. 鹿児島県阿久根大島におけるシカ生息密度推定法の検証試験. 九州森林研究, No.55 2002.3:169-170.
- Takahashi, H. and Kaji, K. 2001. Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. Ecological Research 16:257-262.
- Tsujino, R., Noma, N. and Yumoto T. 2004. Growth of the sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) population in the western lowland forests of Yakushima Island, Japan., Mammal Study, 29(2): 105-111.
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. Ecological Research, 19 (3): 291-300
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2008. Seedling establishment of five evergreen tree species in relation to topography, sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) and soil surface environments. Journal of Plant Research ., 121(6): 537-542.
- 矢部恒晶 2007. 農林地の管理形態と野生鳥獣の相互関係の解明. 1 野生鳥獣の生態及び行動と土地利用形態の還啓解明. 農林水産省水産技術会議事務教研究成果., 52-62.
- 矢原哲一 2006. 第八章 シカの増加と野生植物の絶滅リスク-世界遺産をシカが食う シカと森の生態学. 湯本貴和・松田裕之編 文一総合出版. 168-202.
- 財団法人 自然環境研究センター (2002) 平成 13 年度シカの生息密度と被害調査報告書. pp. 38