

博士論文

生態系管理の手段としての
ヤクシカの地域別管理

A theoretical approach for ecological
management of the deer population on
Yakushima Island

国立大学法人横浜国立大学大学院

環境情報学府

藤巻碧海

Aomi FUJIMAKI

2016年9月

1. ニホンジカの個体群管理の必要性.....	- 2 -
1.1. はじめに.....	- 2 -
1.2. ニホンジカの亜種としてのヤクシカ	- 3 -
1.3. シカ全国分布と鳥獣による農林業被害対策.....	- 3 -
1.4. 特定鳥獣保護管理計画.....	- 7 -
1.5. 特定鳥獣保護管理計画における個体数推定と将来予測手法	- 8 -
2. ヤクシカの大発生	- 10 -
2.1. 屋久島の植生.....	- 10 -
2.2. 屋久島のシカ個体数推定	- 11 -
2.3. 本研究の目的.....	- 18 -
3. ヤクシカの個体群動態	- 20 -
3.1. 個体群動態モデル.....	- 20 -
3.2. パラメータ推定	- 22 -
3.3. パラメータ推定結果	- 25 -
4. ヤクシカの個体群管理モデル.....	- 28 -
4.1. 管理シミュレーションの概要.....	- 28 -
4.2. 管理シミュレーション条件	- 32 -
4.3. 目標頭数シミュレーション	- 36 -
4.4. 区分間移動シミュレーション	- 41 -
5. 総合考察	- 47 -
謝辞	- 50 -
引用文献.....	- 51 -

1. ニホンジカの個体群管理の必要性

1.1. はじめに

ニホンジカ (*Cervus nippon*、以下単に「シカ」ということがある) を含めた鳥獣類による農林業被害は全国的に 1980 年代ごろから増え始め、無視できない状態である。ニホンジカの影響は被害に出てくるような農林業被害だけではない。生態系への影響があり、特に北海道知床、奈良県大台ヶ原、鹿児島県屋久島といった世界自然遺産登録地域および生物圏保存地域の貴重な植生に対して大きな影響がでている (湯本・松田 2006)。

野生生物管理の必要性について、目的は農業、林業被害防止だけでなく、観光、植物保全に絡む。農業対策なら麓での捕獲だが、植物種保全なら世界遺産地域の捕獲が必要。2010 年頃までは捕獲数が桁違いに不足し、全島の個体数増加を制御することができなかった。そこで、植物種保全を達成するには捕獲努力を優先する地域区分に集中させる「地域別管理」を導入する必要があるがあった。実際に鹿児島県は、2012 年に屋久島を 6 地域区分に分けた特定鳥獣(ヤクシカ)保護管理計画(鹿児島県 2012)を策定し、麓では農業被害対策、山岳部では植物種保全を目的とした目標密度を暫定的に定めている。実際にはシカは地域区分を超えて移動する。そのため、この方法がどこまで有効か個体群動態モデルを用いて吟味する必要がある。

本研究では屋久島を対象としたシカの個体数管理における予測を目的としている。屋久島では、固有亜種ヤクシカによる、林床植物相の衰退などの生態系被害が起こっている。屋久島では多くの固有植物が存在するが、ヤクシカにより林床植生の構造が変化していくつかの植物は絶滅に瀕しているのではないかと考えられている。ヤクシカの個体数、密度を管理するために、捕獲数について、不確実性を考慮した検討を行う。

本論文では、第 1 章でシカの全国分布や鳥獣管理の施策をまとめた。第 2 章では本研究で取り上げる屋久島の現状についてまとめた。第 3 章はシミュレーションの共通の方法として個体群動態モデル、第 4 章は管理モデルとシミュレーションの結果をまとめた。最後に第 5 章で総合考察を行った。

1.2. ニホンジカの亜種としてのヤクシカ

日本に生息するニホンジカは日本固有種でなく、韓国、台湾、中国などにも生息する。日本に生息するニホンジカは7亜種に分けられている(表 1-1)(今泉 1960、岡田 1965)。体長は地理的条件によって異なり、亜種では最大がエゾジカ(肩高 880mm 程度)、最小がヤクシカでキュウシュウジカの肩高 810mm よりさらに小さいくらいである。

表 1-1 日本におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の亜種(今泉 1960、岡田 1965)

亜種	学名	分布
エゾシカ	<i>C.n.yesoensis</i>	北海道
ホンシュウジカ	<i>C.n.centralis</i>	本州
キュウシュウジカ	<i>C.n.nippon</i>	九州・四国・五島列島
マゲシカ	<i>C.n.mageshimae</i>	馬毛島
ヤクシカ	<i>C.n.yakushimae</i>	屋久島
ツシマジカ	<i>C.n.pulchellus</i>	対馬
ケラマジカ	<i>C.n.keramae</i>	慶良間列島

森林に住み、10-12月に交尾し5月下旬から7月上旬に1子産む。雌には角がなく、雄の角も毎年4-7月に落ちる。九州より北のニホンジカはエゾシカ、ホンシュウジカと遺伝的に二つに分けられ (Tamate et al.1998)、九州以南はヤクシカなど5亜種ある(表 1-1)。

1.3. シカ全国分布と鳥獣による農林業被害対策

世界各地で増えすぎたシカによる農林業被害、生態系の変化が起こっている(Rooney and Waller 2003; Putman and Moore1998; Pepin et al.2006)。日本におけるシカの全国分布は自然環境保全基礎調査(緑の国勢調査)ではほぼ5年ごとに調査されている(環境省 2004)。第6回自然環境保全基礎調査哺乳類分布調査は2000年から2003年度にかけて行われた。この調査は5km区画ごとで目撃情報等の有無により対象種ごとに全国集計したものであり、生息数は調査していない。シカは1978年の第2回自然環境保全基

礎調査と比較され、分布の全貌がわかる(環境省 2004、図 1-1)。この間に、シカの全国生息区画率は 24 %から 42 %と、18 ポイント増加した。また、全国生息区画数は、4220 区画から 7344 区画となり、1.7 倍に拡大した。全体的な分布の傾向は変わらないものの分布域の拡大が各地で見られる。地方別には、北海道、中部、近畿、四国地方では、生息区画率が約 20 ポイント以上増えている。

シカの分布の拡大に伴い、農林業への被害も拡大している。生態系への被害よりも、農林業への被害は表面化しやすく、シカの増加傾向をみる手立てとなりうると考えられる (Takatsuki 2009)。

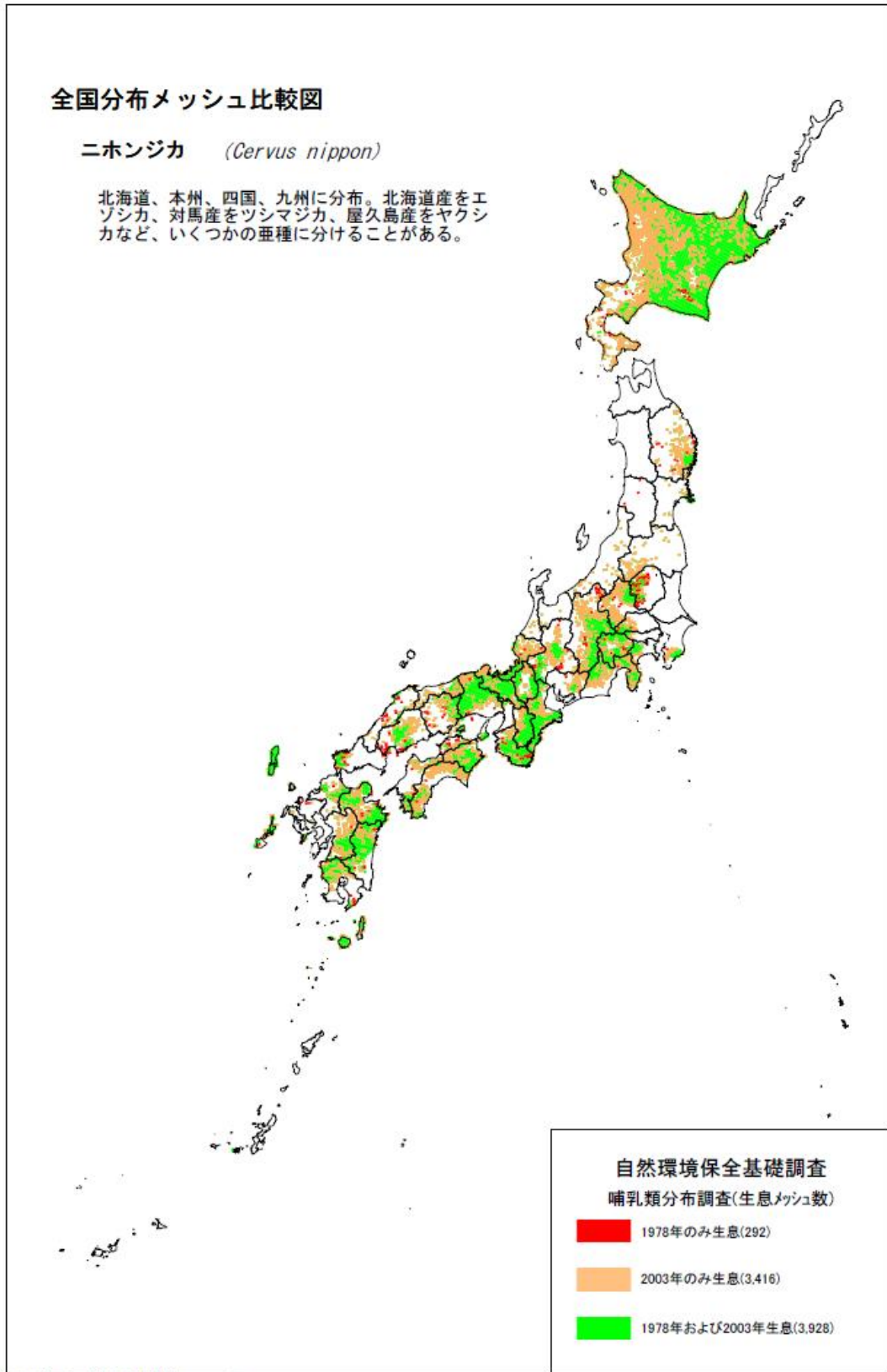
全国の野生鳥獣の農作物被害状況は農林水産省ホームページにて公開されている(農林水産省 2016)。2014 年度の全国の鳥獣による農作物被害量は約 191 億円であり、そのうち鳥類が 37 億円である。シカによる被害は 65 億円であり、被害量全体の 34 %にのぼっている。シカの被害金額は 2000 年代にかけて減少したが、2006 年以降また増加傾向にある(図 1-2)。

農林水産省では、ニホンジカ、イノシシ (*Sus scrofa*)、ニホンザル (*Macaca fuscata*、以下単に「サル」ということがある) などの生息分布域の拡大傾向にあることから、「鳥獣による農林水産業等に係る被害は、農林漁業者の営農意欲低下等を通じて、耕作放棄地の増加等をもたらし、これが更なる被害を招く悪循環を生じさせており、これらは集落の崩壊にもつながり得ることから、直接的に被害額として数字に現れる以上の影響を及ぼしているものと考えられる」として、2008 年に鳥獣による農林水産業等に係る被害の防止のための特別措置に関する法律を施行するなどの対策強化に努めている。今まで都道府県が持っていた鳥獣捕獲の市町村への許可権限の移譲などが定められた。市町村は被害防止計画を定めることができ、地域にあった計画が策定できることとなった。しかし、野生鳥獣の生息範囲が市町村の境界をまたぎ広域的にわたる場合、各市町村が別々に管理計画をたてて管理していくには困難を伴うだろう。

全国分布メッシュ比較図

ニホンジカ (*Cervus nippon*)

北海道、本州、四国、九州に分布。北海道産をエゾシカ、対馬産をツシマジカ、屋久島産をヤクシカなど、いくつかの亜種に分けることがある。



環境省生物多様性センター

図 1-1 ニホンジカの全国分布の変遷(環境省 2004)

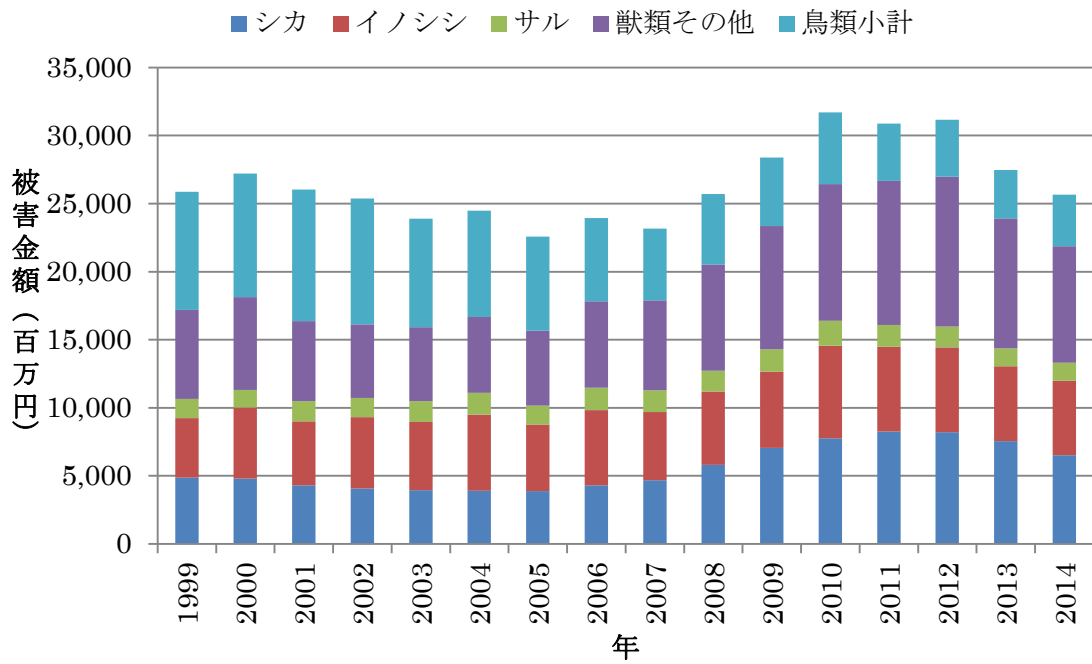


図 1-2 鳥獣による農林業被害金額(農林水産省 2016 より作図)

1.4. 特定鳥獣保護管理計画

環境省側でも対策を強めており、農林業被害と合わせて生態系への被害が懸念されている中、特定鳥獣保護管理計画（以下、「特定計画」と略記することがある）制度が1999年度に創設された。この制度は地域個体群を対象に、農林業被害やその結果の生態系への攪乱が深刻な種と絶滅のおそれのある種に対して、これらの影響を回避することなどを目的に、不確実性を考慮したリスク管理の発想と、モニタリングを続けて状態変化に応じて方策を変える順応的に管理することが推奨されている(環境省2015)。2016年4月1日現在では、ニホンジカ、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*)、ニホンザル、イノシシ、ニホンカモシカ (*Capricornis crispus*)、カワウ (*Phalacrocorax carbo*) を対象として46都道府県で139計画が実施されている(環境省2016)。

特定計画制度が創設されて15年以上たっており、特定計画の現状と課題がまとめられている(宇野ら2007;村上・大井2007)。

宇野ら(2007)は特定計画の管理目標、モニタリング調査手法、将来予測などの項目別に29都道府県の事例を調査している。管理目標について、農林業被害などの軋轢の軽減は29都道府県すべて目標とされていたが、生態系保全を目標としていたのは14都道府県であった。個体数推定およびそのモニタリング手法については、区画法、航空機カウント法、糞粒法、除去法、およびそれらに基づく状態空間モデル、植生や土地利用を踏まえた推定などさまざまであり、将来予測も決定論モデルや確率論的シミュレーションなどが用いられ、各県が独自に地域に合ったやり方を模索しながら進めている。個体数推定は積雪の状況や植生、気温など地域によって注意しなければならない点などが異なる。そのように地域にあった計画を模索している中でも、航空機調査、糞粒法などによる個体数推定には過小評価が懸念されており、推定精度の向上させることが重要となっている。また、個体数管理の達成状況については、捕獲数が目標に達しても個体数が減少しない地域が多数見られた。初期個体数の過小評価や想定していなかった分布域の拡大などが理由として考えられる。シカの個体数を抑制するには、初期の短期間のうちに個体数を減らすことが重要である(梶2006)。徐々に減らしていく管理計画では、個体数が減らないばかりか増加を招くことさえあるからである。たとえばエゾシカでは捕獲努力がある一定以上かけられないと、密度効果によ

る増加率抑制を緩和するだけで捕獲することによって逆に増加してしまう可能性があり、シカの増加を抑制することができないことが報告されている(Ueno et al. 2010)。

1.5. 特定鳥獣保護管理計画における個体数推定と将来予測手法

シカの個体群管理において、個体群動態モデルは、個体数の推定や、管理方法の評価など、さまざまな用途に用いられている(Varley and Boyce2006; Trenkel 2001)。

特定計画における将来予測について独自モデルを使う都道府県もあるが、森林総合研究所の堀野眞一氏が開発した SimBambi (<http://cse.ffpri.affrc.go.jp/jh3gbd/simbambi/simbambi.htm>. 2011.12.9 取得)で行っているところが半数近くある(宇野ら 2007)。環境省による「特定鳥獣保護管理計画マニュアル(ニホンジカ編)」においても、SimBambi が紹介されている(環境省 2009)。

SimBambi は齢構成、性別の個体数、生存率、平均産仔数のパラメータから 10 年後の個体数を予測するニホンジカ個体群の簡易シミュレーションである。移出入のない個体群を想定しており、環境変動と人口学的ゆらぎを含めた個体数をシミュレーションで予測できる。岩手県では SimBambi を使った個体数予測を行っているものの、パラメータである齢構成や生存率などのデータが実態と対応できなくなっている状態があり、パラメータの重要性とともに推定が困難であることがうかがえる(山内ら 2007)。

日本の北海道に生息するエゾシカでは数理生態的研究が多く行われ、管理計画に反映されている(Matsuda et al. 1999, 2002)。北海道では独自の個体群予測モデルを使用し、順応的管理を行っている(Kaji et al. 2010)。順応的管理では、1)個体群の急激な増加を防ぎながら適切な個体数を維持する、2)農林業への被害を軽減する、3)個体群の危機をもたらすことなく適切な狩猟数を維持する、の3つを目標として、捕獲圧を個体数レベルに応じて4段階(禁止、雄を捕獲する低水準、高、雌を捕獲しできるだけ高水準)、設定できるとしている。個体数レベルに応じて捕獲圧を変える順応的管理である。個体数がわからないために、捕獲数からの推定による相対的な個体群サイズによって管理している。厳冬のような環境リスクも含めた環境変動を考慮に入れた個体群サイズの推定を行っている。このような、個体数レベルに応じて変更できる順応的管理は不確実性の高い生態系管理によりよい管理と言える(Kaji et al. 2010)。

兵庫県(2010)では、個体数だけでなく密度指標としての目撃効率分布による予測を行っている。目標も目撃効率の値で設定している。農林業被害や森林生態系の被害抑制を図ることを目的としており、農業被害と森林生態系被害も合わせて分布予測を行っている。予測は、個体群動態モデルではなく、密度指標の変化率を従属変数とし、捕獲圧、農地率などを説明変数とした重回帰モデルで行っている(坂田ら 2001, 2002)。個体数などの数ではなく地理的分布に重点を置いている。自然死亡率を変化させた個体数予測も行っているが、環境変動は考慮していない(横山・坂田 2007)。決定論的モデルと環境変動などを入れた確率論的モデルと、4年間程度はほとんど変わらないという報告もあり(Grund and Woolf 2004)、4年ごとに精度の高い調査を行うことで予測を更新していけば、予測と現実の乖離を防ぐことができるだろう。

本研究では個体群動態モデルである北海道エゾシカのモデルを参考に、環境変動を考慮し屋久島の個体群動態モデルを構築している。

2. ヤクシカの大発生

2.1. 屋久島の植生

屋久島の植生については日本植生誌にまとめられている(宮脇 1980)。屋久島は北緯 30 度東経 131 度付近に位置し、東西 28 km 南北 24 km 周囲 100 km のほぼ円形の島嶼である。宮之浦岳(1935 m)を中心に 900-1000 m 以上の山々が連なる。黒味岳(1831 m)の南部には花之河や小花之河の高層湿原が発達している。西部の永田から栗生にいたるような急峻な山地斜面が直精通身に落ちている海岸断崖、岩礫の海岸が多い。

屋久島の気候は冬季にほとんど降雪がみられない臨海部と、12 月ごろから積雪が見られる中央の山岳地帯では大きな差異がある。臨海部では 1 月の平均気温が 10℃以上で温暖である。年降水量は平地で 3000-4000 mm、山間部では 6000-1000 mm を越す極端な多雨気候である。

特に本地域の傑出した自然の特徴として樹齢数千年に及ぶとされる直径 3-5 m にも達するヤクスギが海拔 750 m 付近から見られ、老齢の巨樹林は生態的にも形態的にも世界的に貴重な天然林と考えられる。このヤクスギ天然林は海拔 1500 m まで連続して分布し、スギ林内は夏緑広葉樹の割合が多い。海拔 1200-1500 m の三地帯では降水量が増加し、雲霧帯が形成されやすいために着生コケ類やシダ植物が極めて多く、特異な景観となっている。さらに、当地域には絶滅の恐れのある植物や固有植物が多数生育している。重要な進行中の生態学的・生物学的過程を代表し、美観的にみてすぐれた自然現象であることから 1993 年に世界自然遺産に登録されている。表 2-1 に固有植物の一部を示す。

表 2-1 屋久島の固有植物の一部（宮脇 1980）

種名	学名	種名	学名
シノブホングウシダ	<i>Lindsaeakawabatae</i>	ヤクシマカワゴロモ	<i>Hydrobryumpuncticulatum</i>
ヤクシマカグマ	<i>Microlepiayakusimensis</i>	クワイバカンアオイ	<i>Asarumkumageanum</i>
カワバタハチジョウシダ	<i>Pteriskawabatae</i>	ヒメウマノアシガタ	<i>Ranunculus yakusimensis</i>
オノアイダカナワラビ	<i>Arachniodes pseudo-repens</i>	ヒメチャルメルソウ	<i>Mitelladoiana</i>
シケチイヌワラビ	<i>Athyriumcornopteroides</i>	ヒメヒサカキ	<i>Euryayakushimensis</i>
イニシケチイヌワラビ	<i>Athyriumpetiolutatum</i>	シヤクナンガンビ	<i>Wikstroemiakudoii</i>
ヤクシマタニイヌワラビ	<i>Athyriumyakusimense</i>	ヤクシマグミ	<i>Elaeagnusyakusimensis</i>
ヤクシマシダ	<i>Apleniumyakumontanum</i>	ヤクシマサルスベリ	<i>Lagerstroemia fauriei</i>
ヤクシマノガリヤス	<i>Calamagrostismasamunei</i>	ヤクシマヤマツツジ	<i>Rhododendron yakuinsulare</i>
ヤクシマダケ	<i>Pseudosasaowatarii</i>	アキシバモドキ	<i>Vacciniumyakushimense</i>
ゲンケイチク	<i>Sasaelelamasamuneana</i>	ヤクシマコケリンドウ	<i>Gentianayakumontana</i>
ヤクシマスゲ	<i>Carexatroviridis</i>	ヤクシマリンドウ	<i>Getianayakushimensis</i>
ヤクシマホシクサ	<i>Eriocaulonhananogoense</i>	ヤクシマシオガマ	<i>Pedicularisochiaiana</i>
ヤクシマチャボゼキシヨウ	<i>Tofieldiayoshiiana</i>	ヤクシマムグラ	<i>Galiumyakusimense</i>
ヤクシマラン	<i>Apostasianipponica</i>	ホソバハグマ	<i>Ainsliaealinearis</i>
ヒメクリソラン	<i>Chrysoglossella japonica</i>	ヤクシマヒヨドリ	<i>Eupatorium yakushimense</i>
マツゲカヤラン	<i>Saccolabiumciliare</i>	ヒメキクタビラコ	<i>Myriactisjaponesis</i>

2.2. 屋久島のシカ個体数推定

本研究では、管理地域を分けて検討するために、屋久島に生息するシカの管理に着目しているため、屋久島におけるシカの分布や個体群動向のデータが不可欠である。

屋久島では、シカの個体数がこの 13 年間に 16 倍に増加し(Tsujino et al. 2004; Koda et al. 2008)、分布も拡大した。屋久島は世界自然遺産地域を有するが、高密度のシカは遺産地域の森林の実生などに影響を与えており(Tsujino et al.2004; Tsujino and Yumoto 2008; Koda et al.2008)、固有種への負の影響（矢原 2006）も報告されている。生態系への影響、植生への被害を防ぐためには、個体数の増加を抑制しなければならない。ニホンシカでは超高密度に達するまで密度効果によって個体数の増加を抑制できない

ことが指摘されている (Kaji et al. 2010)ため、放置すると人間社会が許容できないほど個体数密度が増えてしまう。そのため、人為的なシカ個体数の管理が必要である。ヤクシカの被害の深刻さから、鹿児島県は 2010 年に捕獲努力量を増やし、その結果、捕獲数全体は急増した (図 2-1)。その後、行政機関は管理の重要性を認識し、2012 年、鹿児島県特定鳥獣保護管理計画 (ヤクシカ) (以下「ヤクシカ管理計画」とする)(鹿児島県 2012)を施行した。シカの密度は場所によって異なり(Koda et al.2011)、西部はシカ密度が比較的高く、南部は低い。その他の地域は増加傾向にある。西部と中央部に世界遺産地域が位置している。このように密度や条件が場所ごとに異なることから、ヤクシカ管理計画では、密度の差と捕獲統計の地域を単位とした 6 地域区分に分けている(図.2-2)。

日本では狩猟免許を持つ者が減少しており(環境省 2014)、捕獲を担う狩猟者が限られている。屋久島でもプロの狩猟者がほとんどいなくなっており、猟友会のメンバーも減少している (Agetsuma 2007)。日本のシカの捕獲は有害捕獲 (nuisance control) と狩猟 (game hunting) があり、どちらも主に狩猟者が行っている。有害捕獲はヤクシカ管理計画に決められた捕獲数に基づき実施される。狩猟は狩猟者が狩猟期間の間自由に行っている。ヤクシカ管理計画は、狩猟については狩猟期間の延長や捕獲制限の撤廃などの規制の緩和を行い、有害捕獲については計画数を増加させ、捕獲の増加を促している。しかしどちらも捕獲を担う狩猟者数が限られているため、全域を管理できないとすれば今後の捕獲には地域に優先順位を付けた対応する必要がある。

本研究ではヤクシカの管理において、管理地域を分けてそれらの間を優先順位を設定する地域別管理法の効果を評価した。本研究はヤクシカ管理計画の目標のもとで必要な捕獲数を算定し、現状と比較した。さらに、管理地域に優先順位を設定し、限られた管理資源の中での実現可能性について検討した。

全島的に行われた調査は 1995 年と 2004-2005 年にかけて実施されたスポットライト・カウント (夜間の照明を用いた目視調査) であった。しかし、これは相対的な個体数指数としての役割であり、密度推定を目的とはしていなかった。密度推定のために、2008 年に全島の糞粒調査が行われた。それまでの既存研究は高密度と言われている西部林道周辺の個体数密度が主であった (Agetsuma et al. 2003; Tsujino et al. 2004; Koda et al. 2008, 2011) (表 2-2)。

Agetsuma et al. (2003)は 1998-2001 年に距離標本法により、2 つの調査区各 4 km で密度を推定している。西部林道の半山地区では 43-78 頭/km²、川原地区では 63-78 頭/km²と推定された。

Tsujino et al.(2004)では西部地域の 1988-1989 年のデータと 2001-2002 年のデータを比較して増加率を推定した。彼らは距離標本法で舗道を 1.2 km に渡って観察した。推定密度は、1988 年で 2.55 頭/km²であった調査区が 2001 年に 40.74 頭/km²と増加した。2001 年の推定密度は Agetsuma et al. (2003)とほぼ同じである。

Koda et al.(2011)では、西部だけでなく、北部、東部も含めて、2007、2008 年にかけて糞粒法で測定した。西部の半山地区では 90-120 頭/km²、北部永田地区は 30-70 頭/km²、東部の愛子・中瀬川地区では 20 頭/km²程度となっている。西部の半山地区については 2001 年前後の既存研究より高くなっており、2001 年以降も個体数が増加していることがわかる。

個体数の増減を表す相対的な指標としては、1 km あたりの目撃頭数である遭遇率も有効である。Koda et al.(2008)には 18 年間の遭遇率の変化が示されている。1998-2001 年の 13 年間にかけて年増加率が 15 %だったが(Tsujino et al. 2004)、2002-2006 年だけに限れば 35 %の年増加率となっている(Koda et al. 2008)。しかし 2003-2005 年だけに限れば 2 倍以上という高い年増加率となる。北海道の中之島での増加率は 16 %、自然定着した知床での増加率は年率 21 %となっているので(Kaji et al. 2004)、100 %のという遭遇率の増減をそのまま密度の増減とするには注意が必要である。死亡率を 0 としても、2 歳から毎年 1 頭ずつしか出産しないニホンジカの個体数増加率の原理的な上限は年 37 %である。

個体数の全島的な調査は 2008-2009 年にかけて、糞粒法で行われた(環境省 2010a)。全島 30 地点で行われた調査からは、高山地帯も 21.3-59.2 頭/km²と比較的高い密度となっていることが分かった。30 地点の平均密度 35.9 頭/km²と屋久島の生息可能面積 382.4 km²を乗じて、全島での推定個体数は 13,728 頭(95 %信頼区間 11,788~15,678)となった。図 2-3 は距離による単純補完式による密度分布パターンである。高密度とされている西部のほかに東部にも密度のピークがある。東部のピークは町営牧場にあり、牧草がシカの誘因となっている可能性もある。

表 2-2 屋久島のシカ個体数密度

年	密度(deer/km2)	場所名	出典	年増加率
1998-2001	43-78	半山(西部)	Agetsuma et al. 2003	
1998-2001	63-78	川原(西部)	Agetsuma et al. 2003	
1988	2.55	西部	Tsujino et al. 2004	1.238
2001	40.74			
2007-2008	90-120	半山(西部)	Koda et al. 2011	
2007-2008	30-70	永田(北部)		
2007-2008	10-20	愛子(東部)		
2007-2008	10-30	中瀬川(東部)		

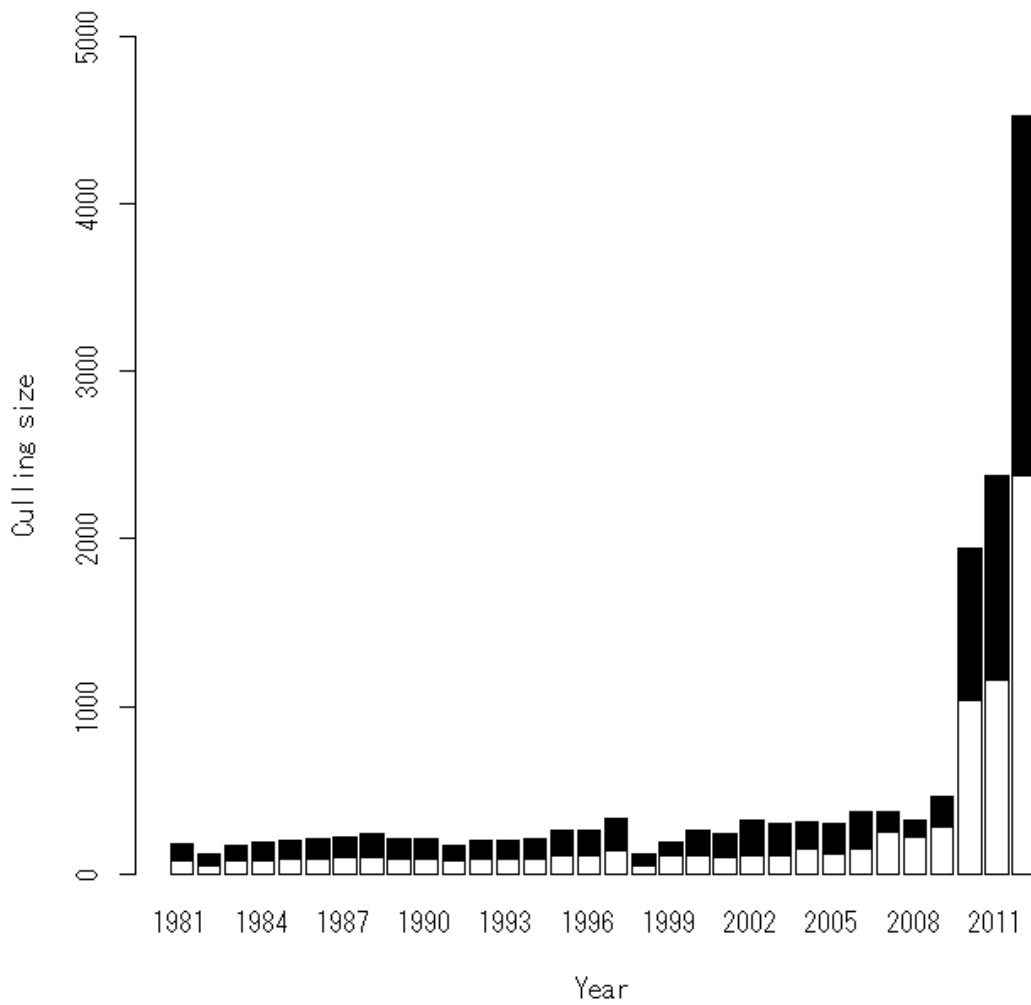


図 2-1 2012 年までの捕獲数。黒は雄、白が雌(屋久島世界遺産地域科学委員会ヤクシカ・ワーキンググループ(以下ヤクシカ WG)平成 25 年 3 月開催資料より作成)

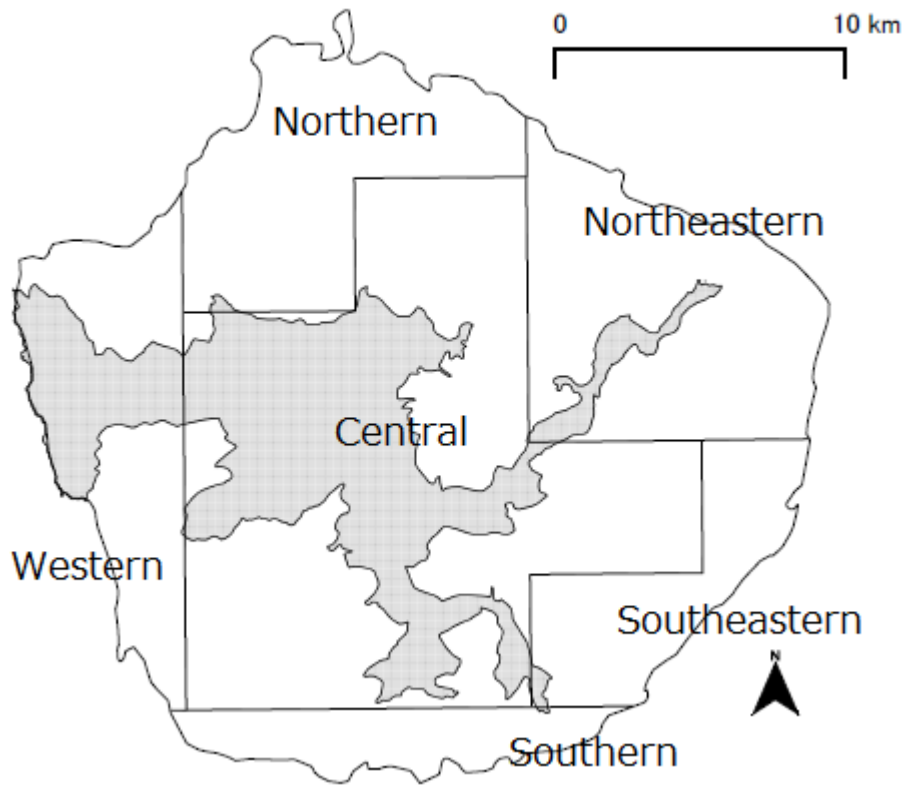


図 2-2 特定計画の地域区分。影つきは世界遺産地域（鹿児島県 2012 より作成）

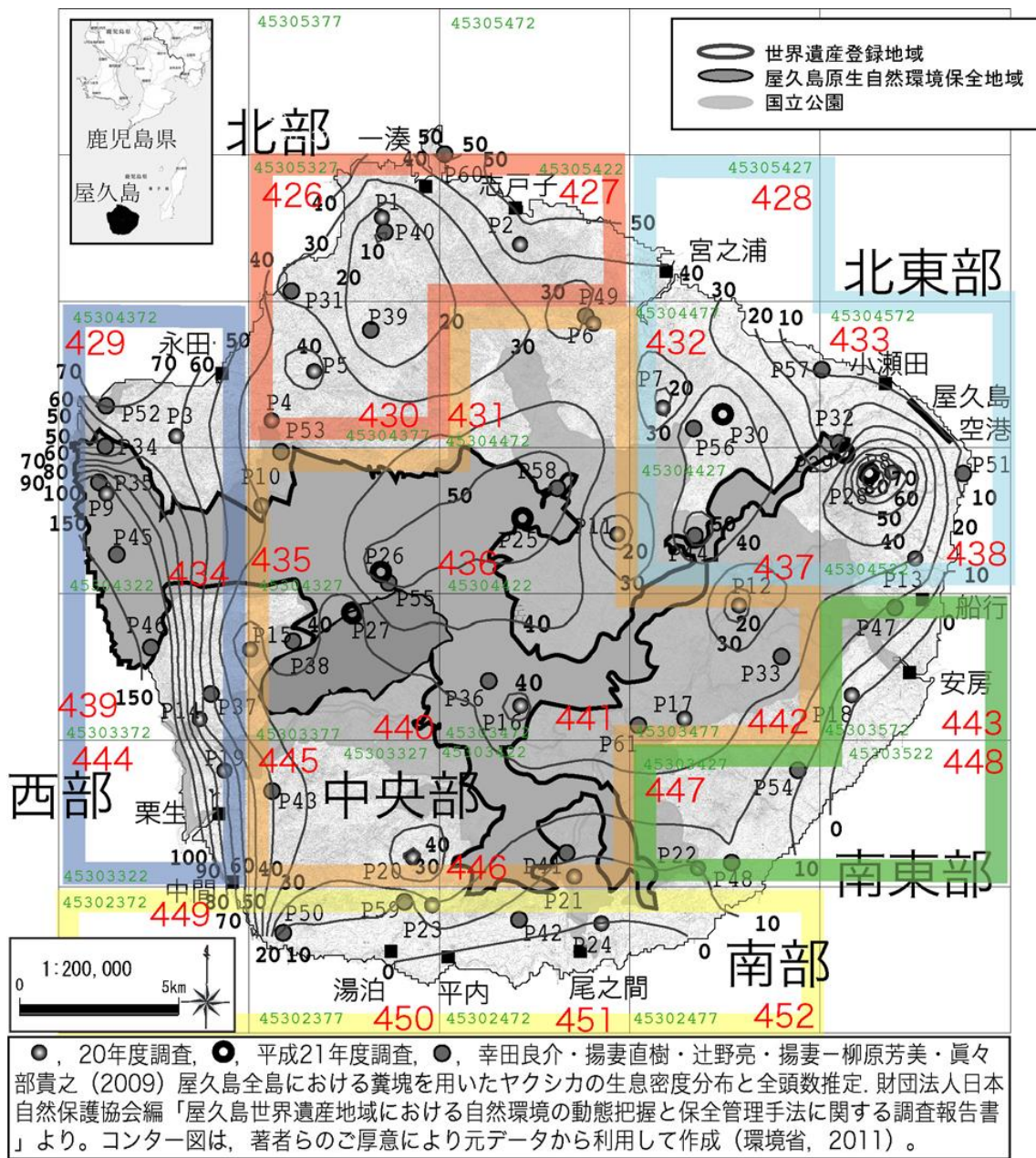


図 2-3 屋久島の全島密度とポテンシャル (ヤクシカ WG 平成 26 年 10 月開催資料より)

2.3. 本研究の目的

一般的に、野生動物の管理において管理者は一つの目標を設定することは困難であり、いくつかの目標を設定し、それらを満たさなければならない (Putman et al. 2011)。しかしながら、実際のシカの管理では、管理対象地域に目標となるシカ密度は一つと設定されることが多い (Merrill et al. 2003)。そのため、管理区分にさまざまなステークホルダーがいる場合、管理施策であるシカの目標密度の決定は困難になる。たとえば、農林業被害の減少は社会的に受け入れられるリスクで決まる (Kaji et al. 2010)。しかし、生態系への影響を考えた生物の密度は必ずしも社会的リスクを考慮した生物の密度とは一致しない。もし社会リスクを考慮した密度が生態系を考慮した密度よりも低い場合、目標密度はより低密度である社会的リスクを考慮した密度に設定される。

哺乳類を管理する場合、管理者には、すべてに対応する十分な資金がないこと、担当部署ごとに目的や任務が異なっていることが問題点としてあげられる。資金の制限は行動に優先順位をつけることを意味し、さまざまな管理者の目的の違いはさまざまな優先順位があることを意味する (Parkes and Murphy 2003)。管理区分全体に一律の目標密度を設定すると、管理区分全体の管理努力量も一律に配分しがちである。しかし、シカ密度の許容レベルの地域区分で異なる場合、このような配分では必要以上に努力量を投入する地域区分がでてしまう可能性がある。したがって、管理地域全体を分けて、各地域区分で異なる目標を作ることができれば、必要以上に努力量を投入することを避けることができる。また管理コストは有限であるため、すべての地域区分に同程度の努力量を配分できない。このような場合、管理を優先する地域を決めて実施していくことで、目標達成確率を最低限保つことができると考えられる。

保全生物学の分野では優先地域や優先種の設定の仕方などの研究は多数ある (Margules and Pressy 2000; Hepcan 2000; Marsh et al. 2007; Knight et al. 2008)。しかし、シカをはじめとする野生動物管理において、地域を分けて検討した例は複数あるが (Yamamura et al. 2008; Smart et al. 2008; Clutton-Brock et al. 2002)、優先順位を付けて同時に考慮している例は少ないため、本研究ではこれを行うことのできる地域別管理法を使用する。

本研究では、実際に行政施策として管理地域を分けて検討された実例として、屋久島に生息するシカの管理に着目した。屋久島では、シカの個体数が増加し、分布も拡大している。

本研究ではこのようにさまざまな目標を満たす必要がある事例として、屋久島に生息するシカの管理に着目した。屋久島は世界自然遺産地域を有するが、高密度のシカは遺産地域の森林の実生などに影響を与え、農業被害も報告されている。一方で、日本では、国立公園などで、シカは重要な観光資源として位置づけられている (Endo et al. 2006)。ヤクシカはニホンシカの固有亜種で屋久島と口永良部島にしか生息しておらず、ヤクシカは屋久島の観光資源となっている。そのため、管理にあたっては農業地域の被害と世界自然遺産地域の貴重な固有種希少植物の絶滅など様々な側面を考慮する必要がある。

ヤクシカ管理計画では、現在の密度や適正な密度が場所によって変わることから、密度の差と捕獲統計のユニットを単位とした6地域区分に分けている。シカの密度は地域によって異なり、西部はシカ密度が比較的高く、南部は低い。その他の地域は増加傾向にある。西部と中央部に世界遺産地域が位置し、南部の農地ではヤクシカによる農業被害が発生している。このように各地域は異なった被害状況にあるにもかかわらず、ヤクシカ管理計画では各地域に別々の明確な目標を設定しておらず、優先順位も設けていない。

本研究ではヤクシカの管理において、管理地域を分ける優先順位を設定する地域別管理の効果を評価した。本研究はヤクシカ管理計画の目標のもとに必要な捕獲数を算定し、現状と比較した。さらに、管理地域に優先順位を設定し、限られた管理資源の中での実現可能性について検討した。

3. ヤクシカの個体群動態

3.1. 個体群動態モデル

地域別管理法で優先順位をつけた管理の有効性を検討するために、本研究ではまず個体群動態モデルを構築した。ヤクシカの個体数について、継続的な知見はないため、個体群動態モデルに使用するパラメータ推定には個体数指数のデータを使用した。

ヤクシカ個体群のサイズや個体数管理の影響を把握するため、個体群動態モデルを作成した。このモデルを用いて、パラメータの推定を行った。生存率の年変動などの不確実性を考慮した。

個体群動態モデルは、子ジカ、雌成獣、雄成獣のステージを設けた。シカは栄養状態が良いと2歳から出産する（宇野・梶 2006）。子ジカの性比は1:1の確率で生まれ

（Suzuki and Ohtaishi 1993）、1歳になるまでの生存率に性差はない。地域区分は、ヤクシカ管理計画に従って屋久島を6地域区分に分割した(図 2-2)。

これらのイベントを考慮したモデルは式 3-1a-d で表される。

$$N_{D,c,i}(t) = N_{f,i}(t)R(t)\exp(-k_i N_i(t)) \quad (3-1a)$$

$$N_{D,f,i}(t) = \frac{1}{2}N_{c,i}(t)S_c(t) + N_{f,i}(t)S_f(t) - C_{f,i}(t) \quad (3-1b)$$

$$N_{D,m,i}(t) = \frac{1}{2}N_{c,i}(t)S_c(t) + N_{f,i}(t)S_f(t) - C_{f,i}(t) \quad (3-1c)$$

$$N_i(t) = N_{c,i}(t) + N_{f,i}(t) + N_{m,i}(t) \quad (3-1d)$$

ここで、 $N_{c,i}(t)$ 、 $N_{f,i}(t)$ 、 $N_{m,i}(t)$ 、 $N_i(t)$ は1歳の子ジカ、2歳以上の雌、2歳以上の雄、それらを合計した地域区分 $i(i=N, NE, SE, S, W, C)$ 、年 t における個体数。 $N_{D,c,i}(t)$ 、 $N_{D,f,i}(t)$ 、 $N_{D,m,i}(t)$ は地域区分 i 、年 t における移動する前の子ジカ、雌成獣、雄成獣の移動前の個体数。 $C_{f,i}(t)$ 、 $C_{m,i}(t)$ は地域区分 i における年 t の間の雌成獣と雄成獣の捕獲数。 $S_c(t)$ 、 $S_f(t)$ 、 $S_m(t)$ は年 t における子ジカ、雌成獣、雄成獣の生存率である。また、捕獲による死亡は捕獲数で表し、 k_i は地域区分 i における個体群の増加率に対する密度効果の程度を

表す。最後に、 $R(t)$ は密度効果 k_i がない時の年 t における雌成獣1頭あたりの繁殖率で、
 出産率と子ジカが生まれてから個体数調査されるまでの生存率の積である。

本研究では繁殖率は環境変動の影響を受けず密度効果のみを受けるとし、 $R(t)=R$ と
 仮定した。生存率は年変動すると考え、シミュレーションで使用する年変動を含めた
 子ジカ、雌成獣と雄成獣の生存率 $S_c(t)$, $S_f(t)$, $S_m(t)$ はパラメータ推定した生存率を平均値
 とし、分散 $(\psi_{S_c}, \psi_{S_f}, \psi_{S_m}) = (0.00175, 0.0029, 0.00143)$ となり(Yamamura et al. 2008)、そ
 の範囲が0-1となるような切断正規分布に従う(表3-1)。

生存率の年変動を考慮せず ($S_c(t) = S_c$, $S_f(t) = S_f$, $S_m(t) = S_m$)、密度効果と捕獲数を0
 ($C_{f,i}(t) = C_{m,i}(t) = 0$, $k_i = 0$)と仮定すると、このときの内的自然増加率 λ は式3-2のよ
 うに表せる。(Matsuda et al.1999)。

$$\lambda = \frac{S_f + \sqrt{S_f^2 + 2RS_fS_c}}{2} \quad (3-2)$$

出産、死亡と捕獲をされた後に、シカが地域区分をまたいで移動すると仮定した。
 シカは捕獲圧が高いときに特に移動する傾向にある。地域区分ごとの子ジカ [$\mathbf{N}_c(t+1)$],
 雌成獣 [$\mathbf{N}_f(t+1)$], 雄成獣 [$\mathbf{N}_m(t+1)$]の個体数はそれぞれ、移動行列 \mathbf{W} と移動前の行列
 $\mathbf{N}_{D,c}(t)$, $\mathbf{N}_{D,f}(t)$, $\mathbf{N}_{D,m}(t)$ の積で表される。

$$\begin{aligned} \mathbf{N}_c(t+1) &= \mathbf{W}\mathbf{N}_{D,c}(t) \\ \mathbf{N}_f(t+1) &= \mathbf{W}\mathbf{N}_{D,f}(t) \\ \mathbf{N}_m(t+1) &= \mathbf{W}\mathbf{N}_{D,m}(t) \end{aligned} \quad (3-3)$$

式3-3のとき [$\mathbf{N}_c(t+1)$], $\mathbf{N}_{D,c}(t)$ は式3-4のように表される。

$$\mathbf{N}_c(t+1) = \begin{pmatrix} N_{c,N}(t+1) \\ N_{c,NE}(t+1) \\ N_{c,SE}(t+1) \\ N_{c,S}(t+1) \\ N_{c,W}(t+1) \\ N_{c,C}(t+1) \end{pmatrix} \mathbf{N}_{D,c}(t) = \begin{pmatrix} N_{D,c,N}(t) \\ N_{D,c,NE}(t) \\ N_{D,c,SE}(t) \\ N_{D,c,S}(t) \\ N_{D,c,W}(t) \\ N_{D,c,C}(t) \end{pmatrix} \quad (3-4)$$

雌成獣、雄成獣ともに子ジカと同様に決まる。移動率は隣接する地域区分に移動率 ω
 で移動するとした。性別、成獣か子ジカか、地域区分間、各年による違いは考慮しな
 かった。移動行列 \mathbf{w} は式3-5のように表される。

$$W = \begin{pmatrix} 1-3\omega & \omega & 0 & 0 & \omega & \omega \\ \omega & 1-3\omega & \omega & 0 & 0 & \omega \\ 0 & \omega & 1-3\omega & \omega & 0 & \omega \\ 0 & 0 & \omega & 1-3\omega & \omega & \omega \\ \omega & 0 & 0 & \omega & 1-3\omega & \omega \\ \omega & \omega & \omega & \omega & \omega & 1-5\omega \end{pmatrix}. \quad (3-5)$$

Clutton-Brock et al. (2002) は密度に関わらず雌成獣はほとんど移動しないことを述べている。また、雄成獣の密度は雌成獣があまり捕獲されていないところで高くなっている(Clutton-Brock et al. 2002)。屋久島での地域区分間の移動のデータはないので、移動率 ω はわからない。本研究での地域区分は主に高標高地域の中央部と、低標高の周辺部を5区分に分けているが、周辺部区分間の移動は河川によって妨げられる可能性もあり、中央部と周辺部の区分間の移動のほうが、周辺部間の移動よりも移動している個体数が多いかもしれない。そのため、周辺部よりも中央部のほうが接している地域区分が多い分だけ移動しない個体の比率が少なくなるとした。また、ここでは移動の効果を評価するために3つの異なる値(0, 0.01, 0.03)で解析した。

3.2. パラメータ推定

パラメータ推定のために、個体数指数と推定個体数の2種類のデータを使用した。個体数指数は西部での1988-90, 1999-2004年の目撃率のデータ $\alpha(t)$ で (Koda et al. 2008)、データは西部しかない。よって、パラメータの値は他の地域もここで推定した値を使用する。2005年と2006年はシカ密度の増加ではなく、道路に集まってきて目撃率が増加していると考えられるので、除いた (Koda et al. 2008)。1990年から1995年のデータはなかった。目撃率0であった1996年と1998年もデータがないものとして扱った。1988年を1とした時の個体数指数を $I(t)$ とする。これは観察された個体数指数となる。

$$\log(I(t)) = \log(\alpha(t)) - \log(\alpha(1988)) \quad (3-6)$$

$\alpha(t)$ は年 t (1989, 1990...2004)における目撃率の期待値である。

次の8つのパラメータについて、ベイズ法を用いて推定した。子ジカ、雌成獣と雄成獣の生存率 S_c, S_f, S_m 、密度効果がないとの期の平均繁殖率 R 、西部における密度効果の大きさ k_w 、個体数指数の誤差(標準偏差)である φ_i 、推定個体数の観測誤差である v 、初期個体数である 1988 年の個体数 $N(1988)$ である。

推定には状態式と観察式が含まれる状態空間モデルを使用した(Buckland et al. 2004; Yamamura et al. 2008)。真の個体群動態を表す状態方程式は、式(3-1)を使用するが、各生存率の年変動は考慮しない($S_c(t) = S_c, S_f(t) = S_f, S_m(t) = S_m$)。状態空間モデルの観測方程式は真の個体数と観察数の関係を表すものである (Yamamura et al. 2008)。観察した個体数指数 $I(t)$ は同じ分散 φ_i をもつ正規部分を取ると仮定した。ただし $t = 1989, 1990, 1999 \dots 2004$ 。Norm[μ, σ^2] は平均 μ と分散 σ^2 の正規乱数とする。

$$\log(I(t)) \sim \text{Norm}\left[\log\left(\frac{N(t)}{N(1988)}\right), \varphi_i\right] \quad (3-7)$$

さらに、西部の観測された推定個体数 $\tilde{N}_w(t)$ と真の個体数は次の式(3-8)で表される。観測誤差は同じ分散 v をもつ対数正規分布に従うと仮定した (ただし $j = 2008, 2012$)。

$$\log(\tilde{N}_w(j)) \sim \text{Norm}[\log(N_w(t)), v] \quad (3-8)$$

最大繁殖率 R と平均生存率 S の事前分布は、子ジカの生存率 $S_c(t)$ は上限が 1、下限が 0.22 となるような Beta 分布 ($0.22 \leq S_c(t) \leq 1$) とした。同様に $S_f(t)$ は ($0.75 \leq S_f(t) \leq 1$)、繁殖率 $R(t)$ ($0.22 \leq R(t) \leq 1$) の Beta 分布を事前分布とした。人口学的パラメータ(子ジカと雌の生存率 $S_c(t), S_f(t)$ と最大繁殖率の事前分布に関しては、内的自然増加率 λ は最大の増加率に近い 1.16-1.21 (Kaji et al. 2004) を参考にそれより少し低い値 1.1 となることを基準として下限を設定した。事前分布の最大値は生存率、最大繁殖率ともに考える最大の値を用いた。下限値に関しては、ほかの 2 つのパラメータが最大値を取ったときに $\lambda = 1.1$ となる値とした。すなわち $(S_c, S_f, R) = (0.22, 1, 1), (1, 0.75, 1), (1, 1, 0.22)$ において $\lambda = 1.1$ となり、 S_c, S_f, R の事前分布の下限値を 0.22, 0.75, 0.22 とした。すべてのパラメータが最小値または最大値を取ることのできるため、実際に λ のとりうる範囲は 0.78 から 1.37 となる ($0.78 \leq \lambda \leq 1.37$)。

年間の増加率を出すために、初期個体数 $[N(1988)]$ の事前分布は次のように決めた。西部の推定個体数 $\tilde{N}_w(t)$ は糞粒法で推定された値で、2008 年 3806、2012 年は 4793 である。これはヤクシカ WG の平成 24 年度報告書 pp.2-17 に基づく。2008 年と 2012 年間

の西部推定個体数から算出した年平均増加率は5%である。1988年から2002年の間、西部の目撃率指数から算出した個体数指数の増加は13年間で6倍に増加しており (Tsuji no et al.2004)、この間の年平均増加率は15%である。なお、この間の西部での捕獲はなかったの、死因のほとんどは自然要因と考えられる。1988年から2008年まで一様に年平均増加率15%で増加し続けたとすると、逆算すれば1988年の推定個体数は平均232頭(95%信頼区間[CI](140, 411))となる。同様に1988年から2002年までは15%で増加し、2003-2008年までは5%で増加したときの平均は439頭(95%CI(265, 777))となる。1988年から2004年までは15%で増加し、2005年から2008年まで5%で増加したと仮定すると平均335頭(95%CI(201, 591))となる。これらを考慮し、平均334頭(95%CI(140, 777))となるような対数正規分布を仮定した(表3-1)。

基準年(1988年)における個体数は段階別に推定されていないが、子ジカ、雌成獣、雄成獣の比($N_c : N_f : N_m$)は西部の1999年から2001年の調査(Agetsuma et al.2003)で推定されている。基準年(1988年)における子ジカ、雌、雄の比($U_c(1988) : U_f(1988) : U_m(1988)$)はこの比を利用し、(0.23 : 0.45 : 0.32)とした。子ジカ、雌成獣と雄成獣の平均生存率 S_c, S_f, S_m と密度効果がないとき平均繁殖率 R の事前分布はYamamura et al.(2008)の平均と年変動の範囲とした(表3-1)。

西部の密度効果の程度をあらわす k_w の事前分布は0から 0.573×10^3 とした(表3-1)。これは、個体群密度が増加すると0歳から1歳までのシカの生存率は減少する傾向にある、すなわち密度効果が示唆されているためである(宇野・梶 2006)。本研究では、個体数密度は繁殖率 R にかかるとし、式3-1aにおいては $k_i > 0$ と仮定する。他の地域区分には k_i に関するデータがないことから西部での推定を行った。 k_w の上限は2008年から1年の個体数増加率が1.08となり、生存率 S_c, S_f, S_m と繁殖率 R がすべて最大の1となる時の値とした。個体数指数の観測誤差の分散(ϕ_i)及び推定誤差の分散(ν)はそれぞれ一様事前分布とし、Yamamura et al.(2008)と同様とした(表3-1)。その他に西部の捕獲数のデータを使用した。1981-1998年は性別、地域ともに合計されており、1999-2005年は、性別別データはあるが地域区分別の捕獲数はなかった。そこで、1999-2005年は2006-2012年の雌、雄それぞれ西部の島全体の捕獲数に対する割合の平均値0.22とした。1981-1998年は1999-2006年の性比の平均値0.74として、捕獲数を算出し、1999-2005年と同様西部の島全体の捕獲数に対する割合をかけた。

パラメータ推定の期間は、シミュレーション期間ほど捕獲努力はなかったため、地域区分間の移動がなかったと仮定した(i.e., $\omega = 0$)。ちなみに、九州にいるニホンジカでは他地域に住むニホンジカよりもホームレンジが小さいとされている(Endo and Doi 1996; 矢部ら 2001)。屋久島では、雄、雌のホームレンジがそれぞれ 2 km^2 と、 0.61 km^2 までである(環境省 2010a, 2011; 九州森林管理局 2011)。北海道のエゾシカ(*Cervus nippon yezoensis*)で観察されているような季節移動は知られていない。

推定には R(version 3.0.2)の統計ソフトウェア Rstan (version 2.1.0)を使用した。このソフトは Markov chain Monte Carlo サンプルングによってモデルのパラメータの事後分布を予測する(<http://mc-stan.org>, 2013年12月27日取得)。100,000回サンプルを生成し、最初の50,000回は burn in として使用しなかった。自己相関を避けるため10回ごとにサンプリングし、合計5,000サンプルを得た。

3.3. パラメータ推定結果

各パラメータの推定結果を表 3-1 に示す。推定された雌の生存率は、北海道のエゾシカで推定された 0.85-0.99 (Kaji et al. 2004) と近い値になった。内的自然増加率は平均 1.17、95%信頼区間が 1.11-1.23 と北海道で求められた 1.16-1.21 の値 (Kaji et al. 2004) と近かった。

図 3-1 に観測された個体数指数と、推定された個体数指数の期待値を示す。一部、95%信用区間から外れているものの、おおむね 95%信用区間内になっている。また、収束の判定基準として用いられることの多い Rhat の値は推定したパラメータのすべてで収束の基準となる 1.1 より小さく、最大値 1.0007、最小値 0.9999 であり収束したといえる。

表 3-1. 推定したパラメータとその結果

	事前分布	事後分布の平均	事後分布の標準偏差
S_f	Beta[17.1,1.1]	0.911	0.036
S_c	Beta[77.15, 23.04]	0.757	0.045
S_m	Beta[74.94, 13.22]	0.823	0.079
R	Beta[31.5,3.5]	0.885	0.058
k_w*10^3	Uniform[0, 0.573]	0.349	0.157
ψ_i	Uniform[0.0001,0.25]	0.236	0.012
ψ_N	Uniform[0.0001,0.25]	0.127	0.067
$N(1988)$	Lognormal[5.695,0.486]	429	118

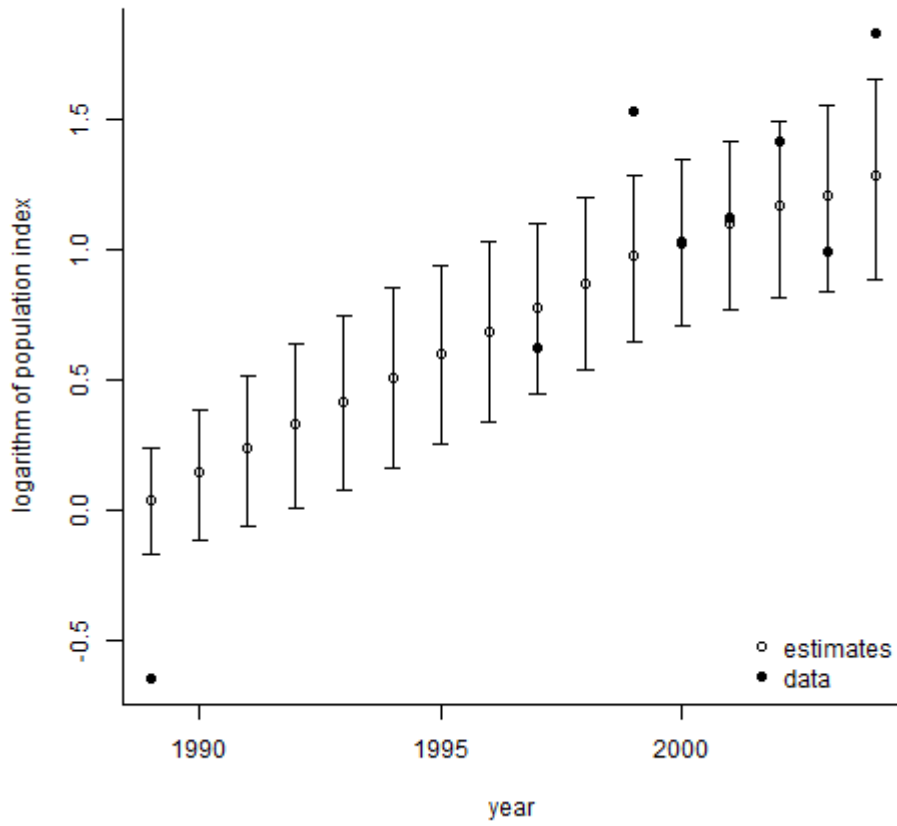


図 3-1 観測された個体数指数と、推定された個体数指数の期待値。●が実際に観測された個体数指数 $\log(I(t))$ 、○が推定された個体数指数の期待値 $\log(\alpha(t))$ 、バーは推定された個体数指数の期待値 $\log(\alpha(t))$ の 95% 信用区間を表す。

4. ヤクシカの個体群管理モデル

3章で述べた個体群動態モデルを使用し、地域別管理法を検討するシミュレーションを行った。優先順位をつけた地域別管理法については、優先順位の検討は優先順位をつけていない現状の管理シナリオ(BAU シナリオ、BAU は Business as usual の略)と、目標頭数に達するための目標捕獲シナリオ、優先順位シナリオの3つのシナリオで比較を行った。これらの有効性は目標達成確率、保全可能な植物種数で評価した。

地域別管理法についての評価を行うために、2つのシミュレーションを行った。目標頭数シミュレーションでは目標頭数を地域区分ごとに設定し、その効果を検証した。区分間移動シミュレーションでは区分間の移動を考慮し、移動が起こることによる効果を検証した。

4.1. 管理シミュレーションの概要

数理モデルを使ったシミュレーションでは、捕獲数は目標密度と個体数により決定した。九州のニホンジカ特定鳥獣保護管理計画で林業被害を抑える目標密度として2頭/km² (矢部 2007) が設定されている。植生を回復させるには一度より低密度にさせることが必要と考えられており、10頭/km²とした。ヤクシカ管理計画は一時的な目標上限を20頭/km²としている。しかし環境省(2010b)は植生への被害のリスクを最小にするには3-5頭/km²を目標上限とすることを進めている。

目標頭数シミュレーションでは、希少種保全と農業被害の防止を主要目標として目標密度を4つ設定した(表2)。目標密度1,2は全島一律の目標であり2~10, 10~20頭/km²とした。目標密度2がヤクシカ管理計画と近い目標である。地域ごとに目標を変えた場合を検討するために目標密度3,4を設定した。目標密度3は中央部のみ低密度(2-10頭/km²)に保ち、他地域をそれよりも高い密度(20-30頭/km²)に保つことを目標とした。目標密度4は、南部を低密度(2-10頭/km²)とし、北部、北東部、南東部、中央部は10-20頭/km²で、現在高密度の西部は高密度(20-30頭/km²)とした。目標密度3では希少種保全を重視した目標密度となっている。環境省レッドリスト(環境省2007)に含まれている種を希少種とすると、屋久島にある希少種136種のうち、中央部に存在する種は最も多く105種あるため(田川哲ら 未発表データ)、中央部のみの

保全で島の希少種の 77%が存在する。目標密度 4 は南部の農業被害の防止を重視し、4 地域は希少種の保全を考慮して中程度の密度とした。南部、北部、北東部、南東部、中央部での希少種数は 133 種で全島の 97%にあたる。区分間移動シミュレーションでは目標密度を 2-10 頭/km²とした。

目標個体数については、各目標密度の下限値、上限値に、それぞれの地域区分のヤクシカ生息可能面積をかけたものとした。ヤクシカ管理計画では目標の個体数を、屋久島におけるシカの利用可能な植生の面積を合計したヤクシカ生息可能面積と目標密度の積として定義している。生息可能面積は 42 の植生クラスからなり、1999-2009 年の調査でおこなわれた植生面積を使用している(鹿児島県 2012)。

本研究では、3つの個体数の状態に応じ各管理シナリオによる捕獲数を設定した。(1)目標個体数の下限値を個体数が下回った場合、(2)個体数が目標個体数内にある場合、(3)個体数が目標個体数の上限より大きかった場合の 3つの状態である。特に、個体数が目標個体数の上限よりも大きかった場合、シナリオごとに異なる方法を採用した。現状の施策を検討する BAU シナリオ、目標密度を達成するための捕獲数を把握する目標シナリオ、そして地域の優先順位を付けた管理施策を検討する優先順位シナリオである。

シナリオの評価は目標達成確率と、保全可能な植物の希少種数の 2つ評価した。各シナリオで計画期間最終年である 2017 年時点と計画期間 2 期間分である 2022 年で目標個体数上限を下回る確率(目標達成確率)を算出した。1000 回試行のモンテカルロシミュレーションにより確率を求めた。保全可能な希少種数については、環境省レッドリスト(環境省 2007)に含まれている維管束植物種を希少種とし(表 4-2)、特定の地域区分のシカ個体数を減らすことにより保全できる可能性がある希少植物種数を算出した。植物種の保全効果を定量化するために、目標密度にかかわらず、密度 10 頭を下回らないうちは保全できる種数は全くなく、密度 10 頭/km²を下回った地域ではその地域におけるすべての植物の希少種を保全できると仮定した。2022 年時点で保全できる希少種数の平均を算出し、シナリオごとに比較した。

2005, 2006 年に屋久島全体で行われた植物調査にて希少種の出現頻度を調査している。田川哲ら(未発表)が島中の 1700 ポイントにおいて、半径 10 m の範囲のすべての植物種の出現個体を記録した。これらのデータを使用して、国土地理院の 1 km²グリ

ッドにおいて希少種数の出現頻度を数えた(図 4-1, 地理情報標準プロファイル [JPGIS (Japan Profile for Geographic Information Standards) は最新の地理情報に関する国際規格 (ISO191**シリーズ)、日本工業規格 (JISX71**シリーズ) に準拠している規格]。すべての地域区分において、重複しないようそれを合計した。地域区分の面積やシカ密度が希少種数に影響を与えているかもしれない。シカ密度による影響については考慮しなかった。屋久島にある希少種のうち、面積が最大である中央部に希少種の 77% が存在している。

本研究では 2022 年時点でその個体数が目標個体数上限を下回った地域区分の希少種数を合計した。その際、各地域区分間の重複は排除した。例えば中央部と北東部が目標上限を下回った場合、各地域区分で種数はそれぞれ 105 種と 72 種だが、合計した値は 116 種となる。

目標頭数シミュレーションでは、区分間の移動はないと仮定した。九州の島嶼地域のシカのホームレンジは小さく (Endo and Doi 1996; 矢部ら 2001), 屋久島のシカのホームレンジも雄が最大で 2 km², 雌が最大で 0.61 km² と小さい(環境省 2010a, 2011; 九州森林管理 2011)。地域間での移動はない($\omega = 0$)と仮定し、 $N_{D,c,i}(t) = N_{c,i}(t)$, $N_{D,f,i}(t) = N_{f,i}(t)$, $N_{D,m,i}(t) = N_{m,i}(t)$ とした。

表 4-1 各地域区分における生息可能面積と希少種数(田川哲による)

	面積 (km ²)	生息可能面積(km ²)	希少種数
北部	62.9	55.3	55
北東部	81.2	75.8	72
南東部	43.4	37.1	62
南部	33.9	24.5	46
西部	60.6	45.7	53
中央部	221.2	214.7	105
島全体	503.3	453.2	136

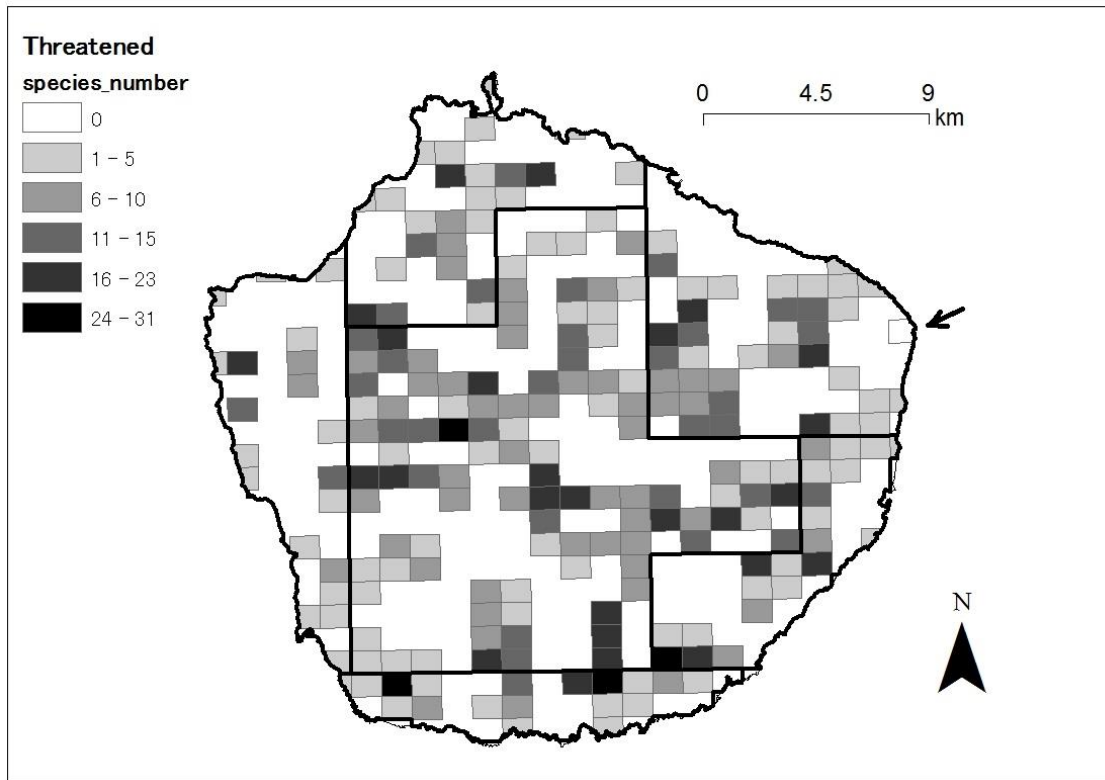


図 4-1 1 km² JPGIS あたりの希少種数の分布 (田川哲ら 未発表、Fujimaki et al.2015)。
 矢印は調査したが希少種が見つからなかったグリッド。他の白い部分については調査していない。

4.2. 管理シミュレーション条件

シミュレーションはヤクシカ特定計画を反映させて、2 期間分の 2012 年からの 5 年後（2017 年）と、10 年後（2022 年）で評価を行った。どのシミュレーションにおいても 1,000 回試行した。

初期個体数 $N(2012)$ は、ヤクシカ WG 平成 24 年度報告書の pp.2-17 による平均 18677 頭(95%CI (11384、23882))となるように、平均 9.825、分散 0.159 の対数正規分布から乱数を引いた。それぞれの地域区分($i = N, NE, SE, S, W, C$)と性比への個体数の分配はパラメータ($p_c P_i: p_f P_i: p_m P_i$)となる多項乱数を引いた。性比は九州森林管理局(2011)が行ったスポットライトカウント調査の結果の平均の子ジカ:雌成獣:雄成獣比を(p_c, p_f, p_m) = (0.11, 0.55, 0.34)とした。初期個体数の地域区分比は推定個体数の平均値のときの地域区分比($P_N, P_{NE}, P_{SE}, P_S, P_W, P_C$) = (0.13, 0.19, 0.02, 0.04, 0.24, 0.37)とした。

推定したパラメータはパラメータ間に相関があったので、シミュレーションで使用するパラメータ(S_c, S_f, S_m, R, k_w)は 5,000 回分のうち 1,000 回の試行分をセットでランダムにとりだした。シミュレーションで使用する年変動を含めた子ジカ、雌と雄の生存率 $S_c(t), S_f(t), S_m(t)$ はとりだした生存率を平均値とし、分散 ($\varphi_{S_c}, \varphi_{S_f}, \varphi_{S_m}$) = (0.00175, 0.0029, 0.00143)となり(Yamamura et al. 2008)、その範囲が 0-1 となるような切断正規分布に従う(表 3-1)。平均繁殖率 R は、年変動を考慮せず、シミュレーションごとに同じ値をとるとした。各地域区分の環境収容力($R(t) / k_i$)は各地域区分のシカ生息可能面積 A_i に比例すると仮定した。

$$k_i = k_w \frac{A_w}{A_i} \quad (4-1)$$

このとき A_w は西部のシカ生息可能面積とする。西部以外の地域区分でのデータがないため、($S_c(t), S_f(t), S_m(t), R(t)$)の地域区分による生存率と繁殖率の違いは考慮しなかった。

どのシナリオにおいても捕獲数の決定には、観測誤差を含む推定個体数を使用した。推定個体数の誤差分散は平均値の値を使用した。推定個体数の対数($\log \hat{N}_i(t)$)は、各真の個体数の対数を平均とし、分散は推定された平均値 0.127 の正規分布に従うと仮定した。

$$\log(\tilde{N}_i(t)) \sim \text{Norm}[\log(N_i(t)), 0.127] \quad (4-2)$$

BAU シナリオ

現状の管理を続けていくシナリオを検討するために、2012年の各地域の捕獲水準を保ったシナリオ（BAUシナリオ。BAUはBusiness as usualの略）を想定した。

地域区分*i*において目標個体数の下限値 $N_i^\#$ を推定個体数 $\tilde{N}_i(t)$ が下回った場合、管理者は捕獲を止めると仮定する。

$$C_{m,i}(t+1) = 0, C_{f,i}(t+1) = 0 \text{ if } \tilde{N}_i(t) < N_i^\# \quad (4-3)$$

地域区分*i*の推定個体数が目標密度内にある場合、捕獲率は、一定の値(0.095)とした。これは推定した S_e, S_f, R, k_i が平均値のときの目標密度10頭/km²となるときの内的自然増加率 λ が1.095である、捕獲率0.095で捕獲すれば個体数は平均的には増減しないことを想定している(式4-4)。

$$C_{m,i}(t+1) = 0.095N_{m,i}(t), C_{f,i}(t+1) = 0.095N_{f,i}(t) \text{ if } N_i^\# < \tilde{N}_i(t) < N_i^* \quad (4-4)$$

ここで、 N_i^* は地域区分*i*の目標個体数の上限値で、目標個体数の上限 N_i^* より推定個体数 $\tilde{N}_i(t)$ が大きかった場合、2012年の各地域の捕獲水準で捕獲する。(式4-5)

$$C_{m,i}(t+1) = C_{m,i}(2012), C_{f,i}(t+1) = C_{f,i}(2012) \text{ if } N_i^* < \tilde{N}_i(t) \quad (4-5)$$

目標捕獲シナリオ

ヤクシカ管理計画の目標を達成するために必要な捕獲数を検討するためのシナリオである。地域区分*i*の目標個体数の下限値を推定個体数が下回った場合、推定個体数が目標密度内にある場合 $\tilde{N}_i(t) \leq N_i^*$ はBAUシナリオと同じである。

目標個体数の上限より推定個体数が大きかった場合 $\tilde{N}_i(t) > N_i^*$ 、ヤクシカ管理計画の目標を達成するために必要な捕獲数を検討するため、捕獲率 ρ_i で捕獲する。

$$C_{m,i}(t+1) = \rho_i N_{m,i}(t), C_{f,i}(t+1) = \rho_i N_{f,i}(t) \text{ if } N_i^* < \tilde{N}_i(t) \quad (4-6)$$

捕獲率 ρ_i は 2017 年までに個体数の平均値が目標の上限値を下回るための捕獲率で、各地域区分で 2017 年に 90%以上の確率で目標の上限値を下回るような ρ_i を求めた。目標を達成する捕獲率を検討するため、移動率 ω は 0 とした。

優先順位シナリオ

優先順位シナリオは管理努力の優先させる効果を検討するためのシナリオである。地域区分 i の目標個体数の下限値を推定個体数が下回った場合、推定個体数が目標密度内にある場合 $\tilde{N}_i(t) \leq N_i^*$ は BAU シナリオと同じである。

目標個体数の上限より推定個体数が大きかった場合 $\tilde{N}_i(t) > N_i^*$ 、地域区分に優先順位を設定し、捕獲数を再配分する管理施策を行う。捕獲数は優先順位の地域順に目標頭数シナリオと同様に捕獲率 ρ_i によって決定していく。ただし、優先順位の高い地域区分から捕獲していき、その捕獲数の和が 2012 年の全島の合計捕獲数 $C_m(2012)$ 、 $C_f(2012)$ を超えると、優先順位がそれ以降の地域は捕獲数 0 頭とした(式 4-7)。以下は雄の式だが雌も同様とする。

$$C_{m,i}(t+1) = 0 \text{ if } \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1) \geq C_m(2012)$$

$$C_{m,i}(t+1) = C_m(2012) - \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1)$$

$$\text{if } \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1) < C_m(2012) \text{ and } \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1) + \rho_i N_{m,i}(t) > C_m(2012)$$

$$(4-7)$$

$$C_{m,i}(t+1) = \rho_i N_{m,i}(t)$$

$$\text{if } \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1) < C_m(2012) \text{ and } \sum_{j=1}^{i-1} C_{m,j}(t+1) + \rho_i N_{m,i}(t) < C_m(2012)$$

優先順位は、目標頭数シミュレーションでは、1:中央部、2:北東部、3:南東部、4:北部、5:西部、6:南部とした。優先順位が高い地域は環境省レッドリスト(環境省 2007)に含まれている維管束植物種数(希少種数)が多い(田川哲ら 未発表データ)。地域ごとに異なる目標密度 4 のときだけ、優先順位は、1:南部、2:北東部、3:南東部、4:北部、

5:中央部、6:西部とした。南部の農業被害を防ぐことを重点とするために、南部の優先順位をあげた(表 4-2)。区分間移動シミュレーションでは、優先順位を 1:中央部、2:北東部、3:南東部、4:北部、5:西部、6:南部($i = 1, 2 \dots 6$)とした。表 4-2 に示した希少種数の多い順に決定した。

表 4-2. 目標頭数シミュレーションにおける目標密度と優先順位シナリオにおける優先順位

地域区分	中央部	北東部	南東部	北部	西部	南部
目標密度 1	2 ~ 10	2 ~ 10	2 ~ 10	2 ~ 10	2 ~ 10	2 ~ 10
目標密度 2	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20
目標密度 3	2 ~ 10	20 ~ 30	20 ~ 30	20 ~ 30	20 ~ 30	20 ~ 30
目標密度 4	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20	10 ~ 20	20 ~ 30	2 ~ 10
目標密度 1-3 における優先順位	1	2	3	4	5	6
目標密度 4 における優先順位	5	2	3	4	6	1

4.3. 目標頭数シミュレーション

結果

全島の個体数の中央値は、BAU シナリオでは一時的に減少した後、増加する。一方、優先順位シナリオでは全島では 8000 頭程度で推移する(図 4-2)。優先順位シナリオは、目標密度を変化させても、島全体の個体数は、目標密度によって変化しなかった。

目標捕獲シナリオでの各地域区分の捕獲率 p_i の値を表 4-3 に示す。2013 年における捕獲数 95 % 上限値(97.5 % タイル。2013 年に個体数を多く見積もった場合に目標達成のために必要になる捕獲)は 13059 頭で、これは 2012 年の約 3.0 倍に当たる(図.4-3)。中央部は 2013 年に必要な捕獲数 95 % 上限値 6259 頭と 2012 年の 25 倍の捕獲が必要であり、これは全島の捕獲数の 48 % にあたる。中央部だけでも現在の全島の捕獲より多い捕獲数が必要となる。他の地域区分のいては(北部、北東部、南東部、南部、西部) = (1.1、1.2、0、0.7、4.2) 倍で西部以外はほぼ現在の捕獲数で足りている。

BAU シナリオで、低密度を目標とする目標密度 1 は目標密度 2 よりも、西部で目標達成確率が上がった(表 4-4)。中央部、西部以外の地域区分においては低密度の目標密度でも現在の捕獲頭数でも 2017 年までには目標密度をできることが分かった。

平均保全可能種数は、目標密度 1, 3 において、BAU シナリオより優先順位シナリオのほうが高くなった(表 4-4)。一方で、目標密度 2 と目標密度 4 では BAU シナリオより優先順位シナリオのほうが下がった。

同じ優先順位シナリオのなかで、目標密度が地域で異なる目標密度 3 と一律に目標密度を決めた目標密度 2 を比較する。目標達成確率は、中央部を除いて目標密度 2 よりも目標密度 3 の方が高かった(表 4-4)。目標密度 4 では、目標密度 2 よりも西部と中央部以外のすべての地域で目標達成確率が高くなった。特に優先順位の高い南部は大きく上昇した。

表 4-3 捕獲率 ρ_i と推定され目標捕獲シナリオにおいて推定された捕獲数

地域区分	捕獲率 ρ_i	2012 年の 実捕獲数	2013 年の推定捕獲数		
			中央値	95%下限値	95%上限値
北部	0.62	1023	692.5	323	1166
北東部	0.67	1516	1036.5	462	1769
南東部	0.62	468	0	0	0
南部	0.63	413	134	52	277
西部	0.82	861	2459	1585	3616
中央部	0.8	249	4541	3230	6259
島全体		4530	8854.5	5617	13059

表 4-4. BAU シナリオ、優先順位シナリオの 2017 年における各目標密度の達成確率(%)
と平均保全可能種数

シナリオ	目標密度 1		目標密度 2		目標密度 3		目標密度 4	
	BAU	優先順位	BAU	優先順位	BAU	優先順位	BAU	優先順位
北部	98.8	30.8	99.5	50.7	100.0	61.3	99.5	74.4
北東部	99.5	48.1	99.9	59.1	100.0	61.9	99.9	76.1
南東部	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
南部	100.0	12.8	100.0	33.0	100.0	50.4	100.0	75.9
西部	51.6	27.1	66.2	61.5	77.3	69.7	77.3	60.2
中央部	0.0	89.4	0.0	91.2	0.0	89.4	0.0	83.9
平均保全可 能植物種数	103.871	119.064	101.453	62.812	100.775	112.064	100.775	68.398

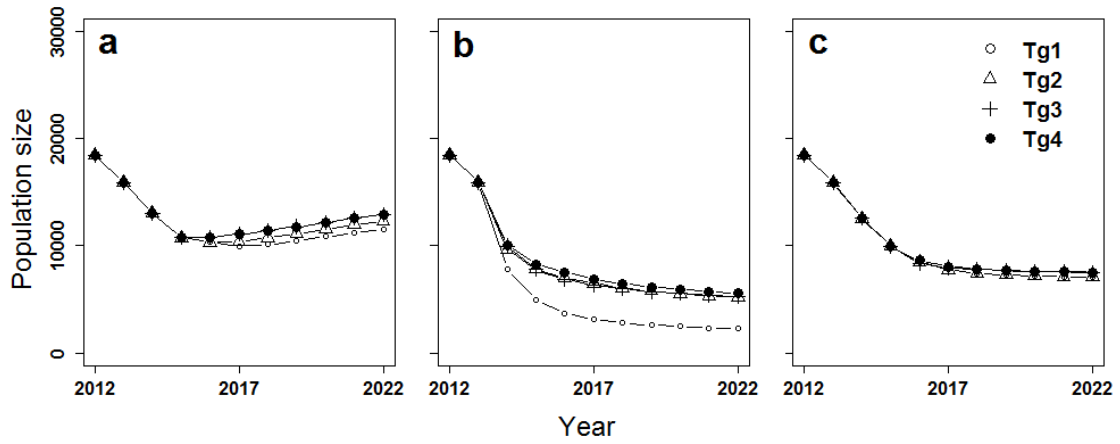


図.4-2 目標密度ごとの島全体の個体数の中央値。aがBAUシナリオ、bが目標捕獲シナリオ、cが優先順位シナリオ、目標密度1が○、2が△、3が+、4が●を表している。

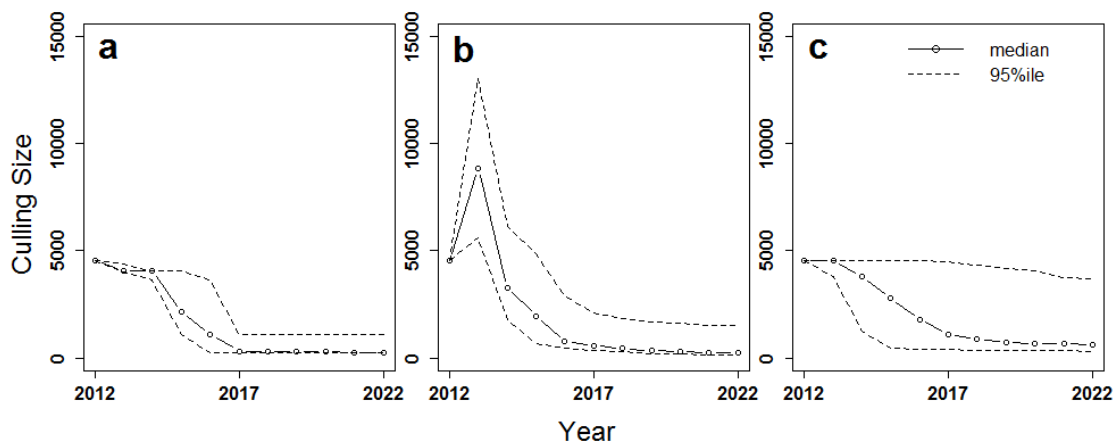


図.4-3 目標密度1における島全体の捕獲数。aがBAUシナリオ、bが目標捕獲シナリオ、○は中央値。破線は95%信頼区間。

考察

本研究の結果により、2012年のままの捕獲では（BAUシナリオ）全島での個体数一時的に減少するも、また増加する。2017年までに全島で目標を達成するには、BAUシナリオの2010年水準と比較して、目標捕獲シナリオでは95%上限値で2.9倍程度の捕獲が必要とわかった（図4-3）。一方、特定の地域に管理を集中させる優先順位シナリオでは、2012年水準と同程度の全島捕獲数でも、個体数中央値が8000頭程度で推移することから、現在よりも半分程度少ない個体数を維持できるかもしれない（図4-2）。

シミュレーション結果から、優先順位をつけることによって部分的に実現可能性が高まり、管理者のコストが限られている場合は管理地域に優先順位を設けることは有効であると考えられる。優先順位シナリオでは、希少種の保全を目的とした目標密度1, 2, 3のうち、目標密度1, 3で、平均保全可能植物種数はBAUシナリオより優先順位シナリオで高くなった（表4-3）。優先順位シナリオでは優先順位を付けており、中央部の管理の優先順位が高かったためである。また、一律に中程度(10-20頭/km²)の密度に設定している目標密度2では、植物が保全可能とするのは10頭/km²としたことから、保全可能種数は、優先順位シナリオのほうが低くなった。

優先順位シナリオにおいて、地域ごとに目標密度を変える（目標密度3, 4）と、一律に目標密度を設定する（目標密度2）よりも目標達成確率はほとんどの地域で増加した。地域ごとに目標密度を設定することは有効と考えられる。たとえば、目標密度3においては、中央部以外のすべての地域で一律に目標設定している目標密度2より増加した（表4-3）。平均保全可能植物種数は目標密度2より目標密度3のほうが高かった。地域ごとに目標密度を変えることによって、効果的に保全できる可能性が高まった。

地域別管理法の場合、管理者は重点を置く施策に応じて優先順位を変えることで対応できる。現在存在する希少種をより多く保護するために、我々は、優先順位シナリオ目標密度1, 2, 3では中央部の捕獲の優先順位を高くした。特に目標密度3では中央部以外の標高の低い周辺地域の目標密度は高密度に設定したため、農業被害の抑止は望めないかもしれない。一方で農業被害を重点に置いた場合（目標密度4）は、希少種数が多い中央部の目標達成確率は目標密度2よりも減少した（表4-4）ため、中央部での希少種保全は難しいだろう。しかし、南部の目標達成確率は大きく改善し、農業被害を防ぐことができると考えられる。他に、植生回復などに重点を置くこともできる。本研究で

は、どのシナリオでも西部は優先順位が低かった。これは世界遺産地域を多く含む西部では、シカが高密度状態であり、希少種数がすでに少なくなっていることが反映されたためである。西部の優先順位を低くした結果、どの目標密度においても、優先順位シナリオの方が BAU シナリオより目標達成確率が低くなった（表 4-3）。一方で、シカ密度が低下すれば植生が回復する可能性を考えると、西部の優先順位を高く必要があるかもしれない。今後の植生回復の研究などの詳細な検討によって、植生回復にも重点を置く場合優先順位を変更すればよい。

本シミュレーションでは、地域間での移動を考慮していないが、捕獲を増やすことにより移動するかもしれない。Clutton-Brock et al.(2002)は雌は捕獲してもあまり移動しないが、雄は密度依存的な移動があり、捕獲を増やすと移動すると報告している。雄の捕獲率が高いと移出による隣接部の雄密度の増加を促進するかもしれない。エゾシカでは厳冬の年があると生存率が低くなるが、中央部は雪が降る地帯なので、雪が多かったときに標高の低い場所へと移動してくる可能性があるが、中央部は 6 地域区分の中で最も面積が大きいため、地域間での移動があるかはわからない。また、本研究では地域ごとに人口学的パラメータである生存率や繁殖率を変えていない。中央部の生存率は多雪のときに生存率が下がる可能性がある。地域ごとに異なる人口学的パラメータが移動を促進している可能性もある。エゾシカでは季節移動について検討している例があり、移動が多いと管理を失敗する可能性が高くなる（Ijima et al.2015）。次章で区分間の移動を考慮した場合についてシミュレーションを行う。

4.4. 区分間移動シミュレーション

結果

BAU シナリオで移動がなければ、全頭の個体数の中央値は、一時的に減らすことができるがその後増加する可能性がある。一方、優先順位シナリオで移動がない場合、2018年には個体数中央値 4000 頭で推移する（図 4-4）。移動率が高いと、BAU シナリオでは島全体の個体数は減少し続ける（図 4-4）。一方で、優先順位シナリオでは移動率の影響は少なかった（図 4-4）。捕獲数では、BAU シナリオでは移動がある場合は 2022 年まで 4000 頭程度を捕獲する必要があるが、移動がない場合は 2014 年をめどに捕獲数を減らすことができる。優先順位シナリオでは移動の有無にかかわらず、捕獲数を 2014 年には減らすことができる。

各地域区分において、BAU と優先順位シナリオを比較する。優先順位の高い中央部では、移動率がない場合、2017 年における目標達成確率で BAU シナリオより優先順位シナリオが高かった。しかし、北部、北東部、南部、西部で目標達成確率が下がった（表 4-5）。BAU シナリオにおいては移動率が高いほど 2017 年における目標達成確率が低くなった。一方で、優先順位シナリオでは移動率が高いほど、北東部、西部、中央部は目標達成確率が高くなり、北部、南東部、南部では目標達成確率が低くなった。

2022 において、どの移動率においても希少種の平均保全種数は BAU シナリオよりも優先順位シナリオの方が高かった。移動率が高いほど、平均の保全種数が BAU シナリオ、優先順位シナリオともに減少した。（表 4-5）

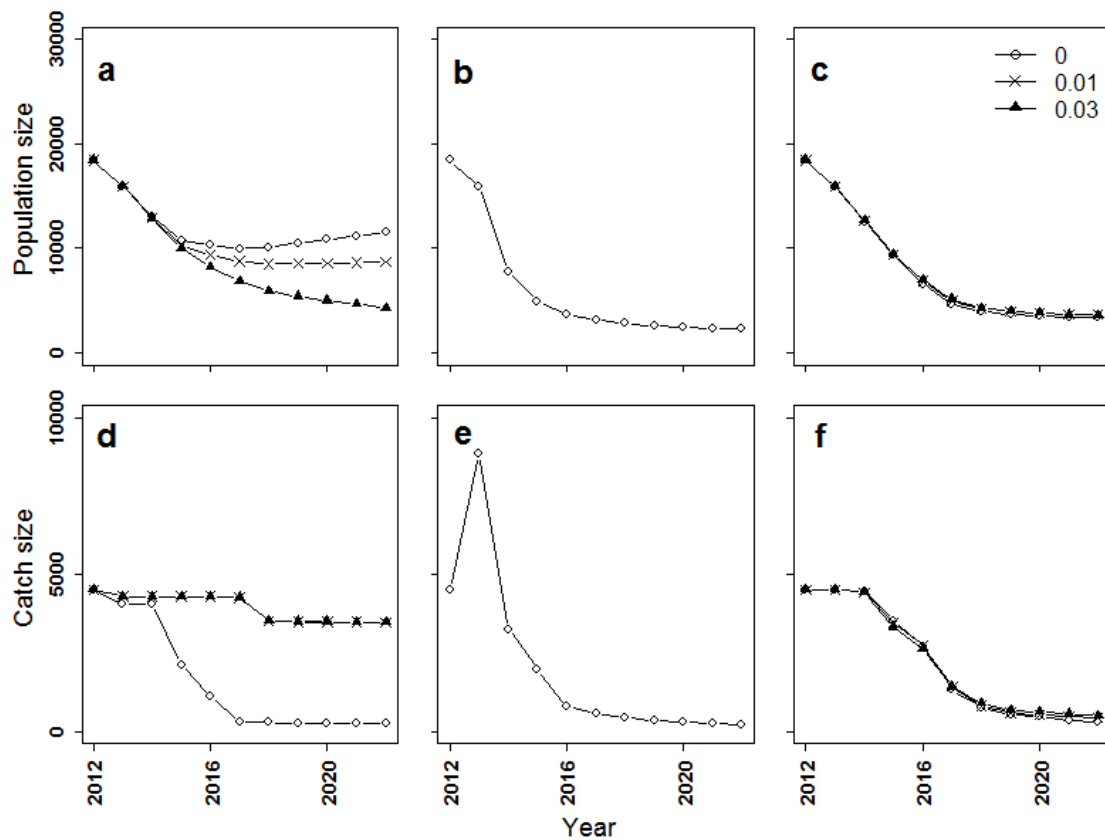


図 4-4 BAU シナリオ(a,d)、目標捕獲シナリオ(b,e)、優先順位シナリオ(c,f)における個体数・捕獲数のグラフ。移動率○が 0、×が 0.01、▲が 0.03 を表す。

表 4-5 優先順位シナリオにおける優先順位と 2017 年、2022 年の目標達成確率と保全可能な平均希少種数。

シナリオ	優先順位	2017 年						2022 年					
		BAU			優先順位			BAU			優先順位		
移動率 ω		0	0.01	0.03	0	0.01	0.03	0	0.01	0.03	0	0.01	0.03
北部	4	99%	97%	87%	31%	30%	22%	100%	100%	97%	85%	82%	75%
北東部	2	100%	99%	98%	48%	50%	51%	100%	100%	99%	89%	89%	86%
南東部	3	100%	100%	55%	100%	59%	17%	100%	98%	77%	100%	71%	48%
南部	6	100%	94%	34%	13%	2%	0%	100%	93%	75%	71%	49%	12%
西部	5	52%	41%	37%	27%	32%	36%	91%	81%	78%	90%	89%	86%
中央部	1	0%	0%	0%	89%	90%	94%	0%	0%	14%	92%	96%	99%
目標達成時に保全可能性のある希少種数								106.5	105.3	105.8	130.8	128.8	125.8

考察

本研究の結果により、移動がない場合 2012 年のままの捕獲では (BAU シナリオ) 全島での個体数一時的に減少するも、将来再び増加すると予想される。一方で移動がある場合は、BAU シナリオでも減少した(図 4-4)。一方、特定の地域に管理を集中させる優先順位シナリオでは、移動の有無にかかわらず個体数は減少した (図 4-4)。捕獲数の中央値を見ると、BAU シナリオでは移動があると 2022 年まで 4000 頭程度の捕獲が必要になるが、優先順位シナリオでは 2014 年を境に捕獲数を減らすことができる。これは、BAU シナリオでは 2012 年の捕獲数で捕獲をし続けるために、移動がない場合現在の捕獲が足りていない中央部と西部において増え続け、それが全島の個体数を増やすと考えられる。移動がある場合、中央部と西部で増えた個体が捕獲が足りているほかの地域区分に分散し、それらの地域区分で捕獲することにより全島の個体数を減らすことができると考えられる。ただし他の地域区分で獲り続けるためには、捕獲数を 4000 頭程度に維持しなければならない。優先順位シナリオでは、捕獲数を再配分することにより効果的に個体数を減らし、捕獲数も随時減らすことができるだろう。

本研究の結果により、どの移動率においても BAU シナリオより優先順位シナリオのほうが効果的であった。平均的な希少種の保全種数が BAU シナリオより優先順位シナリオのほうが高かった。優先順位シナリオでは希少種の多い中央部に捕獲数が優先的にわりふられるため、希少種保全への効果が高かった。BAU シナリオ、優先順位シナリオともに希少保全種数は、移動率がある場合 ($\omega = 0.01, 0.03$) のほうが、移動率がない場合より少なくなった。これにより、地域区分間の移動が管理の効果を減らすかもしれないことがわかった。

優先順位シナリオでは、移動がない場合 2022 年まで各地域の目標達成確率は優先順位の低い南部を除くすべての地域区分で 85 %以上に達した。現在の捕獲数を継続しても目標達成が可能であることが示唆された。優先順位シナリオのもとでは、移動率を考慮すると、北東部、西部、中央部では 2017 年の目標達成確率が増え、一方で北部、南東部、南部では減少した。目標捕獲シナリオにおける 2013 年に必要な捕獲数の中央値と 2012 年捕獲実績を比べると、(北部、北東部、南東部、南部、西部、中央部) = (1.1、1.2、0、0.7、4.2、25) 倍となっており、減少した 3 つの区分は増加した 3 つの

区分に比べて 2012 年実績でも、目標を達成するのに十分な捕獲となっている。相対的に捕獲が足りており現時点でも密度の低い 3 つの区分は、隣接する相対的に密度の高い地域区分からの移入が目標達成確率を下げたと考えられる。

本研究では、実現可能性は 2012 年の捕獲数を基準として議論した。しかし、実現可能性は捕獲数だけでなく、捕獲効率や努力量も今後は考慮する必要があるだろう。たとえば中央部では急峻な地形のために同じ数を捕獲するにも、他の標高が低い地域より費用、人がかかる可能性がある。そのため、中央部を避けて資源を投入すれば、より目標密度を達成しやすいかもしれない。

希少種数には地域区分の面積とその地形が関係していると考えられる。屋久島は日本の九州の南に位置し、高山がある島で、夏にはその山頂付近までシカが生息する。中央部や北東部は標高が高く、急峻な地域であり希少種が多かった。南部についても希少種が残っている。本研究は、移動率や地域区分における人口学的パラメータの変動など、パラメータに関するいくつかの仮定に基づいて行われている。本研究では地域区分間の生存率の差や移動率の年変動を考量していない。積雪はシカの季節移動を促進することが知られている(Igota et al.2004)。2011 年に中央部に多くの降雪があり、中央部の密度が一時的に下がった(塩谷克典ら、未発表データ)。低標高地域への移動を促進した可能性がある。また、積雪は人口学的パラメータにも影響を与える(Takatsuki et al. 1994)。たとえば、積雪が多い厳冬のときはほかの地域区分に比べて標高の高い中央部では自然死亡率が増加することが考えられる。

区分間の移動についての調査がされていないため、本研究では移動の地域区分間による移動率の差については考慮しなかった。今回は接している地域区分それぞれに一定の移動率で移出するため、接している地域区分が多いほど、その区分の全体の個体数に対する移出する個体数は多い。さらに、地域区分間の境界線長を考慮に入れることにより、地域区分からの移動のしやすさを反映できるかもしれない。また、捕獲や捕獲努力に応じて移動率が変化する可能性がある。Clutton-Brock et al.(2002)は雌は捕獲してもあまり移動しないが、雄は密度依存的な移動があり、捕獲を増やすと移動すると報告している。雄の捕獲率が高いと移出による隣接部の雄密度の増加を促進するかもしれない。また、現在の捕獲のように周辺部で獲り続けることにより、捕獲しにくい山間部が多い中央部へ雄が移動することもあるだろう。この場合、周辺部での農業

被害が少なくなるが、中央部に多い希少種について影響が大きくなるかもしれない。移動の調査を区分間の境界で行っていく必要がある。特に捕獲努力を大きくかけている区分においては、移出が検出できる可能性がある。

これらは人口学的パラメータについての不明点はあるが、管理を実施するにあたり、データが少ない状態での各地域の実現可能性判定を行う上ではやむを得ないと考えられる。今後継続的な調査が行われれば、移動率や人口学的パラメータの地域差などもわかってくる可能性がある。管理はさまざまなステークホルダーの目標と手法と実行可能性によって選ばれる。また、それぞれの目標における適正な密度もわかっていないことが多い。地域ごとの適正な密度の設定は今後管理と並行したモニタリングによって、決定されていくだろう。

5. 総合考察

地域別管理法を行うことにより、管理にかけられる資源が限定されている場合、優先順位を設けて、各地域区分の実情にあった目標をとった場合の目標達成確率を示した。目標の実現可能性を示すことで、多様なステークホルダーがいる中での優先順位を付ける判断材料として貢献できた。

本研究における目標達成確率などの結果は、個体群動態モデルとパラメータの条件に依存する。2008年と2012年に得られた個体数推定値は、これら2年間だけの調査よりも、毎年継続的に行っている調査のほうが、観測誤差を考慮しやすく信頼性が高くなる。調査地点数は少なく不確実性が高くても、継続的に調査を行うことが重要になる。特に捕獲は継続的に行うので、捕獲努力を正確に把握し捕獲効率（CPUE）をモニタリングすることで、より正確なパラメータ推定を行うことができるだろう。

本研究においては地域区分をヤクシカ管理計画に従って行った。地域区分については、シカのホームレンジを考慮した地域個体区分に合わせることで、区分間の移動の可能性が少なくなるため、ある地域区分の捕獲努力が他の地域区分に影響しにくくなり管理を行いやすくなると考えられる。雌ジカに対する個体群の遺伝的分析からは、地域区分とは異なる地域個体群構造が示されている(寺田千里ら、未発表データ)。地域区分間や地域区分内の移動を反映した地域個体群は目標達成確率に影響を与えると考えられる。一方で、管理の目的に合わせて地域区分を設定することもできる。それぞれのステークホルダーに合わせて管理区分を分けることにより、一つの地域区分の目標を設定できるため、合意をとりやすくなるだろう。しかし、地域区分を細かく分けることは、地域区分ごとのモニタリング費用が増えることにつながる。本研究では不確実性を示すために、平均値だけでなく95%信頼区間で個体数の評価を行った。考慮した仮定において起こりうる結果を95%信頼区間で表現した。年変動や地域間の変動については今後調査データが蓄積させ、反映していく必要がある。

限られた予算や人的資源をどのように分配するかはどの野生生物管理においても必要である。特に2000年前半まで屋久島では捕獲数が少なく、シカ密度を減らすには十分な捕獲がではなかった。一方でシカを観光資源として利益を得ているステークホルダーもいる。このような中では、ある地域区分においては植生を優先しシカ密度を下

げることがあり、一方の地域区分では比較的高密度にシカが存在していてもいいという状況が好ましいということが考えられる。この状況においては、優先順位や目標密度について地域区分ごとに決めることができ、どの程度捕獲を行っていけばいいか検証可能な地域別管理法が有効である。

限られた予算や人的資源の配分という視点では、今後費用を検討していくことが考えられる。銃猟やわな猟との違いや、特に地域区分における捕獲効率の違いが結果に影響を与えることが考えられる。山間部での捕獲は、捕獲効率も下がり、捕獲後の処理も手間がかかる。中央部においては捕獲の困難さに伴い1頭あたり捕獲するための費用も上がると想定される。また、目的によっては捕獲以外に方法も考慮できる可能性がある。例えば、農業や林業被害では大規模な柵など該当箇所を囲うことによって、その箇所だけであればシカによる影響を防ぐことができる。生態系への影響についても希少種の群落を囲うことによって緊急避難的に絶滅を防ぐことができる。

より効率的な捕獲を行っていくために、今後の捕獲の担い手として環境省(2015)は、狩猟者だけではなく、認定鳥獣捕獲等事業者が望ましいとしている。平成27年5月に施行された鳥獣保護管理法では、狩猟者が年々減少するとともに高齢化が進んでいる状況体と担い手の確保が難しいとし、認定鳥獣捕獲等事業者制度を導入した。本制度は、鳥獣の捕獲等に係る安全管理体制や、従事者が適正かつ効率的に鳥獣の捕獲等をするために必要な技能及び知識を有する鳥獣捕獲等事業を実施する法人について、都道府県知事が認定を行う(環境省 <https://www.env.go.jp/nature/choju/capture/about.html> 2016.7.3 取得)。捕獲自体を主とした事業者が入ってくることでより効率的な捕獲が行えることが考えられる。

近年ジビエとして野生鳥獣肉の利用が進んでいる。平成26年5月に公布された「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律の一部を改正する法律」に対する参議院環境委員会附帯決議においては、「捕獲された鳥獣を可能な限り食肉等として活用する」記述があり、厚生労働省ではそれを受け、2014年に野生鳥獣肉の衛生管理に関する検討会を開催し、「野生鳥獣肉の衛生管理に関する指針」

(http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-11130500-Shokuhinanzentu/GLhonbun_1.pdf 2016年6月6日取得)を公開した。多くの地域で、地域名を冠したイノシシ肉やシカ肉を地域活性化の資源として売り出す動きが出ている。屋久島でもシカ肉利用が

進んでおり、2014年から食肉処理施設が開設され、屋久島でとれたシカ肉を販売している。今後普及していけば、捕獲費用の一部を補てんできる可能性もある。

複数の捕獲方法や、捕獲以外での被害防止法の検討、シカ肉利用を一元的に比較するために、今後は経済費用の面からの解析が必要になるだろう。シカによる食害とシカの密度は単純な線形の関係でなく、被害のモニタリングにはシカの密度だけでなく直接被害量を検討する必要があると指摘されている（Koda and Fujita 2011）。屋久島では植生への被害もあることから、農林業被害額だけでなく、植生への影響を被害額として換算することが必要になる。



図 5-1 屋久島にできた食肉処理施設「ヤクニク屋」(撮影松田裕之)

謝辞

本研究を行うにあたって、多くの方々よりご助言をいただいた。この場を借りて深く感謝の意を表す。私は本学の社会人大学院生として博士課程前期で一度卒業した。その後後期課程に復学したが、両期間ともに責任指導教員の松田裕之氏からは、生態系管理の諸問題へ、数理モデルからの知見を反映させる数々の事例を学んだ。所属した益永・中井&松田研究室の益永茂樹氏、中井里史氏からはゼミの場で貴重なご意見をいただいた。小池文人氏には前期課程、後期課程ともに副指導教員として研究内容についてご指摘をいただいた。

滋賀県立大学の野間直彦氏、奈良教育大学の辻野亮氏には西部の目撃率調査結果のデータをご提供いただいた。川村貴志氏、幸田良介氏に屋久島におけるシカ個体数調査全般についてご教授いただいた。寺田千里氏にはヤクシカのサブ個体群についてご教示いただいた。博士課程後期においては塩谷克典氏にヤクシカの現状を反映した研究にするために、多くのご意見とご指導をいただいた。田川哲氏にはヤクシカと植物の関係についての知見をご教示いただいた。

研究室の佐々木茂樹氏、秋庭はるみ氏、井嶋浩貴氏からは、研究を進めるにあたっての着眼点についてご意見をいただいた。妹であり研究室のメンバーである太田海香氏には、小さな疑問から研究の視点まで広くご意見をいただいた。

最後に、大学院への復学に理解を示した夫、いつも笑顔と勇気をもらった娘、研究のための休暇を快く受け入れてくれた職場の上司と同僚、私の決断をいつも支援してくれる両親に感謝する。

本研究の一部は、環境省環境技術開発等推進費（基礎研究開発課題）「地域生態系の保全・再生に関する合意形成とそれを支えるモニタリング技術の開発」（代表、矢原徹一氏）から松田氏への研究費を使用している。

引用文献

- Agetsuma N, Sugiura H, Agetsuma Y, Hill DA, 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: 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. doi:10.1007/s11284-007-0358-z
- Buckland ST, Newman KB, Thomas L, Koesters NB (2004) State-space models for the dynamics of wild animal populations. *Ecological Modelling* 171: 157–175
- Clutton-Brock TH, Coulson TN, Milner-Gulland EJ, Thomson D, Armstrong HM (2002) Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. *Nature* 415:633–637
- Endo A, Doi T (1996) Home range of female sika deer *Cervus nippon* on Nozaki Island, the Goto Archipelago, Japan. *Mammal Study* 21:27–35
- Endo A, Matshkuma S, Inoue N, et al. (2006) Provisioning for sika deer (*Cervus nippon*) by tourists in Ebino Plateau, Kirishima (in Japanese). *Honyurui Kagaku (Mamm Sci)* 46:21–28.
- Fujimaki, A., Shioya, K., Tagawa, S., & Matsuda, H. (2016). A theoretical approach for zone-based management of the deer population on Yakushima Island. *Population Ecology*, 58(2), 315–327. doi:10.1007/s10144-016-0541-6
- Grund, M. D., and A. Woolf. (2004). Development and evaluation of an accounting model for estimating deer population sizes. *Ecological Modelling* 180:345-357. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2004.04.025.
- Hepcan S (2000) A methodological approach for designating management zones in mount spil national. *Environmental Management* 26:329–338
- 兵庫県. (2010). 第3期シカ保護管理計画(第2次変更).

- Igota H., Sakuragi, M., Uno H., Kaji K., Kaneko M., Akamatu R. & Maekawa K. (2004).
Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 19: 169-178.
- Ijima H, Ohta U, Fujimaki A, Matsuda H (2015/2) Efficient management for the Hokkaido population of sika deer *Cervus nippon* in Japan: accounting for migration and management cost. *Population Ecology* 57: 397-408, DOI:10.1007/s10144-015-0478-1
- 今泉吉典(1960) 原色日本哺乳類図鑑. 保育社,
- 鹿児島県 (2012) 特定鳥獣保護管理計画(ヤクシカ), 鹿児島県 鹿児島
- Kaji K, Okada H, Yamanaka M, Matsuda H, Yabe T (2004) Irruption of a colonizing sika deer population. *Journal of Wildlife Management* 68:889–899.
- 梶光一. (2006). 保護管理計画の策定と実践. Pages 219-229 エゾシカの保全と管理
- Kaji K, Saitoh T, Uno H, Matsuda H, Yamamura K (2010) Adaptive management of a Sika deer population in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Population Ecology* 52:373-387
- 環境省 (2004) 第 6 回自然環境保全基礎調査報告書報告 環境省 東京 Page 37
http://www.biodic.go.jp/reports2/6th/6_mammal/6_mammal.pdf 2016.6.14 取得
- 環境省. (2009). ニホンジカ特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル.
- 環境省 (2007) 第 3 次レッドリスト植物 I 環境省 東京 Ministry of Environment, Tokyo.
- 環境省 (2010a). 平成 21 年度霧島屋久国立公園屋久島地域におけるヤクシカ適正管理方策検討業務報告書.環境省, 東京, Pages 1-52.
- 環境省 (2010b).特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン(ニホンジカ編) 環境省 pp.17-52
- 環境省 (2011) 平成 22 年度霧島屋久国立公園屋久島地域におけるヤクシカ適正管理方策検討業務報告書.環境省, 東京,Pages 1–62.
- 環境省 (2014)年齢別狩猟免許所持者数 環境省 東京
<http://www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/menkyo.pdf>, 2016.6.12 取得.
- 環境省 (2015) 特定鳥獣保護・管理計画作成のためのガイドライン(ニホンジカ編・平成 27 年度) 環境省東京 <https://www.env.go.jp/nature/choju/plan/plan3-2e/nihonjika.pdf> 2016. 6.14 取得

- 環境省 (2016) 第一種特定鳥獣保護計画及び第二種特定鳥獣管理計画の作成状況 環境省 東京 <https://www.env.go.jp/nature/choju/plan/pdf/plan3-1b.pdf> 2016. 7.16 取得
- Knight AT, Cowling RM, Rouget M, Balmford A, Lombard AT, Campbell BT (2008) Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* 22:610–617
- Koda R, Fujita N (2011) Is deer herbivory directly proportional to deer population density? Comparison of deer feeding frequencies among six forests with different deer density. *Forest Ecology and Management* 262:432–439
- Koda R, Noma N, Tsujino R, Umeki K, Fujita N (2008) Effects of sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) population growth on saplings in an evergreen broad-leaved forest. *Forest Ecology and Management* 256:431–437
- Koda R, Agetsuma N, Agetsuma-Yanagihara Y, Tsujino R, Fujita N (2011) A proposal of the method of deer density estimate without fecal decomposition rate: a case study of fecal accumulation rate technique in Japan. *Ecological Research* 26:227–231.
- 九州森林管理局.(2011)平成 22 年度野生鳥獣との共存に向けた生息環境等整備調査(屋久島地域報告書). 九州森林管理局、鹿児島 Pages 1-147.
- Margules, C. R., Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253. doi:10.1038/35012251
- Marsh H, Dennis A, Hines H, Kutt A, McDonald K, Wever E, Williams A, Winter J(2007) Optimizing allocation of management resources for wildlife. *Conservation Biology* 21:387–399.
- Matsuda H, Kaji K, Uno H, Hirakawa H, Saitoh T (1999) A management policy for sika deer based on sex-specific hunting. *Population Ecology* 41:139–149.
- Matsuda H, Uno H, Tamada K, Kaji K, Saitoh T, Hirakawa H, Kurumada T, Fujimoto T(2002) Harvest-based estimation of population size for Sika deer on Hokkaido Island, Japan. *Wildlife Society Bulletin* 30:1160–1171.
- Merrill, J. A., Cooch, E. G., & Curtis, P. D. (2003). Time to Reduction: Factors Influencing Management Efficacy in Sterilizing Overabundant White-Tailed Deer. *The Journal of Wildlife Management* 67:267–279.
- 宮脇昭 (1980) 宮脇昭『日本植生誌』至文堂 pp.59-63

- 村上興正, 大井徹.(2007). 特定鳥獣保護管理計画の現状と課題. 哺乳類科学
47:127-130.
- 農林水産省 (2016) 鳥獣被害対策コーナー
http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/h_zyokyo2/h26/index.html 2016.6. 4 取得
- 岡田要 (1965) 新日本動物図鑑[下] 北隆館 pp.692
- Parkes J, Murphy E (2003) Management of introduced mammals in New Zealand. *New Zeal J Zool* 30:335–359.
- Pepin D, Renaud P, Boscardin Y, Goulard M, Mallet C, Anglard F, Ballon P (2006) Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings—An enclosure-based experiment. *Forest Ecology and Management* 222:302–313.
- Putman RJ, Moore NP (1998) Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review* 28:141–164.
- Putman, R., Watson, P., Langbein, J. (2011). Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: a review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review* 41:197–219. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00172.x
- Rooney T, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181:165–176.
- Smart JCR, White PCL, Termansen M (2008) Modelling conflicting objectives in the management of a mobile ecological resource: Red deer in the Scottish Highlands. *Ecological Economics* 64:881–892.
- 坂田宏志, 濱崎伸一郎, 岸本真弓, 三橋弘宗, 三橋亜紀, 横山真弓, 三谷雅純.(2001). 兵庫県におけるニホンジカの生息密度指標と捕獲圧、農業被害の関連. *人と自然* 12:63-72.
- 坂田宏志, 濱崎伸一郎, 岸本真弓, 三橋弘宗, 横山真弓, 三谷雅純. (2002). 兵庫県におけるニホンジカの個体数管理に向けた複数のシナリオの検討と将来予測. *人と自然* 13:21-28.
- Suzuki M, Ohtaishi N (1993) Reproduction of Female Sika Deer (*Cervus nippon yesoensis* Heude, 1884) in Ashoro District, Hokkaido. *The Journal of Veterinary Medical Science* 55:833–836.

- Takatsuki S (2009) Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation* 142:1922–1929.
- Takatsuki S, Suzuki K, Suzuki I (1994) A mass-mortality of Sika deer on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9:215–223.
- Tamate H., Tatsuzawa S., Suda K., Izawa M., Doi T., Sunagawa K., Miyahira F. & Tado H. (1998). Mitochondrial DNA Variations in Local Populations of the Japanese Sika Deer, *Cervus nippon*. *Journal of Mammalogy* 79(4): 1396-1403.
- Trenkel, V. M. (2001). Exploring red deer culling strategies using a population-specific calibrated management model. *Journal of Environmental Management*, 62(1), 37–53. doi:10.1006/jema.2001.0418
- Tsujino R, 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* 121:537–46.
- Tsujino R, Noma N, Yumoto T (2004) Growth of the sika deer (*Cervus nippon yakushimae*) population in the western lowland forests of Yakushima Island, Japan. *Mammal Study* 29:105–111.
- Ueno M, Kaji K, Saitoh T (2010) Culling versus density effects in the management of a deer population. *Journal of Wildlife Management* 74:1472-1483.
- 宇野裕之, 梶光一. (2006). 高密度下がエゾシカに及ぼす影響. Pages 43-62 エゾシカの保全と管理. 北海道大学出版会.
- 宇野裕之, 横山真弓, 坂田宏志. (2007). ニホンジカ個体群の保全管理の現状と課題. 哺乳類科学 47:25-38.
- Varley, N., Boyce, M. (2006). Adaptive management for reintroductions: Updating a wolf recovery model for Yellowstone National Park. *Ecological Modelling*, 193(3-4), 315–339. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.09.001
- 矢部恒晶. (2007). 九州におけるニホンジカ特定鳥獣保護管理計画の現況. 哺乳類科学, 47(1), 55-63.
- 矢部恒晶, 小泉透, 遠藤晃, 関伸一, 三浦由洋. (2001). 九州中央山地におけるニホンジカのホームレンジ. 日本林学会九州支部研究論文集 54:131-132.

矢原徹一 (2006) シカの増加と野生植物の絶滅リスク 湯本喜和, 松田裕之編 世界遺産をシカが食う. 文一総合出版 東京 pp 168–187.

Yamamura K, Matsuda H, Yokomizo H, Kaji K, Uno H, Tamada K, Kurumada T, Saitoh T, Hirakawa H (2008) Harvest-based Bayesian estimation of sika deer populations using state-space models. *Population Ecology* 50:131–144.

山内貴義, 工藤雅志, 高槻成紀. (2007) 岩手県におけるニホンジカの保護管理の現状と課題. *哺乳類科学* 47:39-44.

横山真弓, 坂田宏志 (2007) 兵庫県におけるシカ保護管理計画の現状と今後の展望. *哺乳類科学* 47:73-79.

湯本喜和, 松田裕之編 (2006) 世界遺産をシカが食う. 文一総合出版 東京 pp 168–187.