

福岡県森林林業技術センター 研究報告

第6号

2005年3月

目次

福岡県におけるニホンジカの保護管理に関する研究

..... 池田 浩一 1～93

福岡県におけるニホンジカの保護管理に関する研究*

池田 浩一

Management of sika deer (*Cervus nippon*) in Fukuoka Prefecture

Koichi IKEDA

池田浩一：福岡県におけるニホンジカの保護管理に関する研究 福岡森林研報6：1～93, 2005 本研究は、近年福岡県で深刻な社会問題となっているニホンジカ (*Cervus nippon*) による農林業被害を取り上げ、農林業被害の軽減とニホンジカ地域個体群の長期安定的な維持のために、総合的な保護管理計画が必要であることについて論じた。このため、福岡県のニホンジカの生息状況と被害状況の特徴を明らかにし、地域の実情に適合した技術を開発した。まず、現在ニホンジカの生息密度調査法として九州を中心に西南日本で広く使用されている糞粒法に大きな改良を加えた。糞粒法は従来糞の消失率が一定であることを仮定していたが、福岡県では糞の消失率が季節や糞の散乱状態によって異なることを明らかにし、任意の時期に調査しても生息密度が推定できるプログラムを新たに開発した。次に、このプログラムを使って県内100カ所において生息密度を調査し、被害調査の結果と突き合わせた結果、新植造林地における枝葉採食被害はニホンジカの密度に依存して発生し、福岡県における被害発生密度水準が3頭/km²であることを示した。ニホンジカの高密度生息地域は昭和40年代までに生息していた地域と一致し、これらの地域が福岡県におけるニホンジカの分布拡大のコアエリアであったことを示した。ヒノキ造林木に激しい枝葉採食被害が発生している豊前市では、被害は1年をとおして発生し、植栽1年目が春と夏から秋にかけて、植栽2年目が夏に激化した。また、シカはヒノキを1年中採食し、6月に採食量が増加するが、採食量が少ない時期でもヒノキを多く食べるシカが存在していることを明らかにし、このようなシカの食性の特徴が激しい被害に結びついていることを明らかにした。さらに、激しい食害を受けたヒノキは用材林としての回復は見込めなかったが、枝葉の先端部が採食されたヒノキでは被害後に防護策を講じることで用材林として回復可能であることを明らかにした。以上の結果から、福岡県におけるシカの保護管理のためには、地域の被害特性と費用対効果を考慮した被害軽減技術を取り入れるだけでなく、生息密度や被害程度の地域的な偏りを配慮したきめ細かい個体数管理が必要であることを提唱した。

キーワード：ニホンジカ、糞粒法、食性、被害防除、野生動物保護管理

*本研究は、国庫助成研究(林業普及情報活動システム化事業)「野生獣類の生息動態と森林被害の防除技術に関する調査」(平成5～7年度)、同「野生獣類に係る森林被害防除法の開発並びに生息数推移予測モデル確立のための基礎調査」(平成8～11年度)、同「野生獣類による被害防除のための適正な個体群管理と生息環境整備技術に関する基礎調査」(平成12～14年度)、農林水産省委託プロジェクト研究「野生獣類による農林業被害軽減のための農林生態系管理技術の開発」(平成13～17年度)、県単研究「野生鳥獣に関する研究」(平成6年度～)、行政委託調査「有害鳥獣対策調査」(昭和61年度、平成2年度、平成7年度～)で実施したもので、福岡県森林林業技術センター研究報告第3号「福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について」に新たな知見等を加え加筆したものである。

目 次

緒 言

第1章 福岡県に適したニホンジカの生息密度推定法の改良

第1節 序	9
第2節 福岡県におけるニホンジカ糞の消失と糞の分解消失に及ぼす糞虫の影響	10
第3節 糞の散乱状態の違いによる糞の消失パターン	19
第4節 福岡県に適したニホンジカの生息密度推定法の改良	21
第5節 結論	29

第2章 福岡県におけるニホンジカの生息状況

第1節 序	30
第2節 福岡県におけるニホンジカの分布	30
第3節 福岡県におけるニホンジカの季節移動	36
第4節 福岡県におけるニホンジカの生息密度	39
第5節 結論	45

第3章 福岡県におけるニホンジカ被害の発生状況

第1節 序	47
第2節 枝葉採食被害の分布状況	47
第3節 枝葉採食被害発生密度の解明	53
第4節 結論	55

第4章 激害発生地における被害特徴の解明

第1節 序	56
第2節 枝葉採食被害の発生時期の解明	57
第3節 激害発生地におけるニホンジカの食性の季節変化	61
第4節 結論	65

第5章 激害発生地における被害軽減法の検討

第1節 序	66
第2節 忌避剤による被害軽減法の検討	67
第3節 防護柵による被害軽減法の検討	69
第4節 枝葉採食被害が造林木の成長・樹形に及ぼす影響	72
第5節 結論	73

総合考察

1. 福岡県特定鳥獣（シカ）保護管理計画	74
2. 福岡県におけるニホンジカ保護管理の課題	76

謝辞	79
----	----

引用文献	80
------	----

付録	91
----	----

緒言

1. はじめに

近年、ニホンジカ (*Cervus nippon*), ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*), ニホンザル (*Macaca fuscata*) など中・大型の野生動物による農林業被害が全国的に増加し、大きな社会問題となっている。特に、ニホンジカでは造林初期の幼齢林における枝葉の食害、若齢林から壮齢林にかけての樹皮剥皮害という林業生産の全過程で激しい被害が発生している。そのため、木材価格の低迷とも相まって、森林所有者の経営マインドを著しく低下させ、経済林の伐採跡地に造林しないという再造林放棄の発生原因の一つにもなっている(堺, 2000)。福岡県においてもニホンジカによる被害が増加し、大きな社会問題となっている。一方、森林の持続的管理、野生生物の多様性の維持が地球規模で強く求められ、野生動物との共存・共生を図ることが人類共有の課題となっている。

このような背景に立って、本研究では福岡県のニホンジカによる被害軽減とシカとの共存のための保護管理に資する研究を行った。

2. 森林管理における獣害対策の位置付け

有史以来、野生動物は人の生活習慣や文化、宗教、経済と深いかかわりを持ってきた。ニホンジカについてみると、縄文時代には食料資源として捕獲されたが、弥生時代になると遺跡から出土するシカの骨はイノシシに比べ急激に減少し、代わりに土器や銅鐸に最も多く描かれるようになる(香芝市二上山博物館編, 1996)。これは、シカの角が毎年生え変わることからシカが呪術性の強い信仰や祭儀の対象とされるようになったことを示すといわれている(平林, 1992)。福岡県では志賀島の志賀海神社に収納されている鹿角は、海神へ鹿角を奉獻していた宗教的習俗といわれ(平林, 1992)、英彦山神社は江戸時代シカを禁猟としていた(千葉, 1959)。一方、農耕社会の発展とともにシカやイノシシによる農作物被害が増加した。斎藤(1934)は、被害の状況を記録した古文書やシカ・イノシシが耕作地に侵入するのを防いだ高さ1.8m程度の土塁や石垣で囲った「猪(シシ)垣」の遺跡について紹介しているが、その分布をみると江戸時代には当時イノシシが生息していた関東以西の各地で被害が発生していたことが推察され、福岡県能古島にも「猪垣」が残されている。これに対し、林業被害に関する記録は少なく(上田, 1973)、当時は無尽蔵にある天然林からの採集林業の段階であったため被害意識が少なかったのではないかと考えられている(三浦, 1999)。

明治時代になると宗教的規範による野生動物利用の制限がなくなり、銃の改良や入手・所持が容易になった(自然環境研究センター, 1993)ことから狩猟圧が増大し、全国的にシカをはじめとする大型哺乳類が減少した(千葉, 1964)。林業では軍需材の保護増殖が図られ、低山帯の自然林を中心にスギ、ヒノキ、マツなど有用樹の造林が進められた(山内・柳沢, 1973)。造林は、一定面積の林地から最大の収穫量と経済効果を得ることを目標として行われるものであり(佐藤, 1971a)、このような育成林業への転換は、造林阻害要因との軋轢を必然的に増大させることとなった。獣類ではノネズミによる被害が各地で発生し、その対策としてノネズミチフス菌による駆除が主に行われた(上田, 1973)。一方、シカによる被害は少なかった。この原因として三浦(1999)は、大規模な造林地がシカの生息にとってやや不適地であったこと、捕獲によって個体数が少なかったこと、人が刈敷、厩肥、燃料の採取のため森林を盛んに利用していたことを指摘している。

戦後になると、戦時中の木材需要をまかなうために伐採された荒廃地の復旧が最大の課題であったが、高度経済成長期になると木材需要の伸びに応じ伐採量の増大が要請された。また、燃料革命に伴い広葉樹のニーズが低下したことから、国有林では1960年から「国有林生産力増強計画」により、大面積一斉皆伐による森林施業とスギ (*Cryptomeria japonica*)、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*)、カラマツ (*Larix kaempferi*) などの針葉樹への拡大造林が進められた。一方、野生動物については、害虫獣の天敵としての有益性や個体数の減少から狩猟期間が短縮され、シカについてはメスジカが狩猟対象から除外された(1947年狩猟法施行規則の改正)。

林業に対する被害は依然としてノネズミやノウサギが多かったが、1970年代になるとニホンカモシカ (*Capricornis crispus*) による被害が岐阜県や長野県などで増加した。この背景には、ニホンカモシカが1955年に特別天然記念物に指定され個体数が回復したこと、拡大造林によって若い森林が造成されカモシカに好適な環境が増加したことが指摘されている(三浦, 1999)。カモシカによる被害は加害者が特別天然記念物であったことから、いわゆる「カモシカ問題」として大きな社会問題となった。ニホンジカによる被害も1970年代から神奈川県丹沢(飯村, 1980)や鹿児島県、長崎県対馬(池田ほか, 2001)で発生し、その原因として、丹沢では鳥獣保護区設定による保護政策と拡大造林による生息環境の改変に伴う個体数の増加(古林, 1996)が、対馬では1966年の県天然記念物指定という保護策による個体数の増加(自然環境研究センター, 1994a)が指摘されている。

このように明治時代以降、野生動物は法律による手厚い保護と森林の施業形態に敏感に反応するかたちで個体数を変化させ、それに応じて林業被害の加害者も変化してきた(三浦, 1999)。野生動物の保護を規定した「狩猟法」は1963年に「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」に改正され、鳥獣保護事業計画制度が創設された。しかし、この制度は狩猟行為の制限によって鳥獣の保護繁殖を図ろうとするものであり、土地利用計画とは完全に分離されていた(小泉, 1988)ため、大規模開発によってシカ個体群が絶滅の危機に瀕した地域もみられた(丸山・三浦, 1976)。一方、野生動物の生息地である森林の管理を規定した「林業基本法」では、林業の安定的発展のために林業総生産の増大と林業生産性の向上という経済優先の視点に立ち、そのために拡大造林等による森林の改良が政策の方向として推進された。このような法制度下において、野生動物は生息地から完全に分離され、経済優先の林業政策の展開において、林業生産を阻害する野生動物は排除されるべき対象として位置付けられた。そして、林業生産活動自体が林業生産を阻害する野生動物を増加させる(三浦, 1999)という悪循環の中で、加害動物の個体群の状態に関係なく駆除が行われ続けている。

近年、地球温暖化、大気汚染、オゾン層の破壊、生物多様性の減少と生物種の絶滅など地球上の生態系の破壊が大きな問題となってきた。1992年にブラジルのリオ・デ・ジャネイロで開催された国連環境開発会議では「森林に関する原則声明」が採択され、持続可能な森林の管理・経営が理念として強調された。持続可能とは「将来のニーズを満たす能力を損ねることなく、現代の世代のニーズを満たすこと」であり、「持続可能」に向けての行動は、各国における最も大きな規範目標となった(藤森ほか, 1999)。国内では1993年に「生物多様性条約」の締結と国内法である「環境基本法」が制定され、1995年には「生物多様性国家戦略」が策定され、生物多様性の存続と生態系保全を国土レベルの総合的な施策として体系化し、展開することを強く要請するものである(三浦, 2002)。

このような森林、環境、生物多様性に関する社会的要請の変化の中で、1999年に「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」の一部改正が行われ、「特定鳥獣保護管理計画」制度が創設された。この制度は、都道府県知事が都道府県の区域において個体数が著しく増加または減少した鳥獣について、その地域の事情を勘案し、

長期的に対象鳥獣の保護繁殖を図る必要がある場合に樹てることができる（鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律第1条ノ3）任意計画である。その施行にあつては、科学的知見を踏まえながら明確な保護管理の目標を設定し、個体数調整、生息環境管理、被害防除対策などを総合的かつ広域的、長期的に推進することとしている（平成12（2000）年総理府令第94号鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律施行規則）。この制度では、地域個体群の保護管理の責任主体が都道府県であることを明確に定めており、都道府県における責任ある保護管理計画の樹立と実行が強く要請されている。一方、野生動物の生息地である森林の取り扱いについては、生態系を重視した森林管理への意識改革が強く求められるようになり（藤森ほか、1999）、2001年には「森林・林業基本法」が制定された。この法律では森林の多面的機能を持続的に発揮させることが基本理念として明記され、野生生物との関係においても共生、共存のための森林の整備、保全を図ることが要請されている。

3. 福岡県における林業の概要と獣害の推移

1) 気象

福岡県の気候は概して温暖で、年平均気温が16.7℃、年間平均降水量が1,694mmである（福岡市）。地形の影響で地域により気候特性が異なり、山陰型気候区、瀬戸内海型気候区、西九州内陸型気候区の3つに分けられる（冷川、1975）。山陰型気候区は、背振山地、三郡山地、福智山地以北の北部沿岸地域で、冬期には北西の季節風を受け、曇天の日が多い。瀬戸内海型気候区は、福智山地以東の瀬戸内海沿岸地域で、降水量が少なく、日照時間が多い。これら以外の地域は西九州内陸型気候区に区分され、他地域に比べ降水量が多く、気温の日較差が大きい。

山地の積雪は少ないが、背振山地や英彦山地の山頂付近では50cm以上の積雪があり、稀に1mを超える年もある（図-1）。1963年は大雪で、背振山観測所（標高960m）では1月7日から3月10日まで連続64日間50cm以上の積雪があり、最深積雪は176cmに達している。しかし、近年、積雪量は減少している。

2) 森林・林業の概要

福岡県は平地が多く、低山地帯の開発が進んでいることなどから、森林率は45%で、全国の67%を大きく下回っている。

尼川（1975）によれば、福岡県の植生は落葉広葉樹林帯（ブナクラス域）と常緑広葉樹林帯（ヤブツバキクラス域）に大別され、落葉広葉樹林帯はブナースズタケ群団に属し、標高750mを下限としている。しかし、下限域は人工林化が進んでおり、英彦山地、釈迦ヶ岳山地、古処山地、三郡山地などの標高900～1,000m以上の尾根筋を中心に広がっているにすぎない。ブナ林を特色付けるササ類は、クマイザサ（*Sasa senanensis*）が英彦山地の、ミヤコザサ（*Sasa nipponica*）が背振山地の尾根筋に、スズタケ（*Sasamorpha borealis*）が英彦山地、古処山地、背振山地の尾根筋を除いた斜面、および釈迦ヶ岳山地にみられるが、英彦山地や古処山地のスズタケの生育状況は良くない（尼川、1975；大内、1975）。常緑広葉樹林帯はトベラ群団とスタジイ-ヤブコウジ群団からなり、トベラ群団は沿岸地域に発達している。スタジイ-ヤブコウジ群団は沿岸から内陸部の森林地帯に広く分布するが、大部分は人工林化が進んでいる。ブナクラス

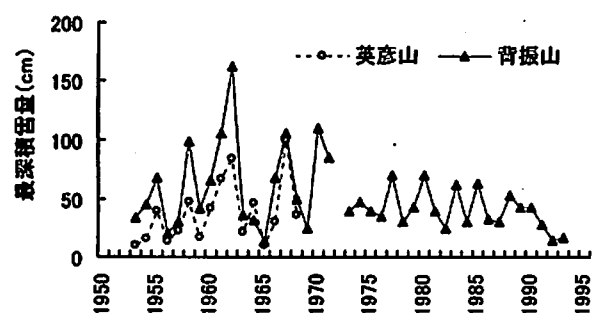


図-1 背振山観測所(標高960m)と英彦山観測所(標高1,080m)における積雪量の変化

福岡管区気象台「気象月報」による。英彦山観測所では1969年以降、背振山観測所では1994年以降測定されていない。1972年は欠測。

域にアカガシ (*Quercus acuta*) などの常緑広葉樹が混在するなど常緑広葉樹林は標高1,000m前後までみられ、本県の大きな特徴となっている (尼川, 1975)。これら以外にアカマツ林が落葉広葉樹林帯から常緑広葉樹林帯にかけて広範囲に分布していたが、マツ材線虫病や1991年の台風17, 19号による被害などにより激減している。

所有形態別では民有林が88.6%を占め、国有林は11.4%となっている (表-1)。森林の多くは人工林で、民有林の人工林率は66%、県全体の人工林率でも65%に達し、北海道を除く人工林率44%を大きく上回っている。民有林の人工林の多くはスギとヒノキで、人工林面積の95%を占めている。

民有林における造林面積は、大戦中の乱伐による森林復旧のため1950年代には毎年8,000haを超える造林が実施された (福岡県水産林務部, 2000)。その後1960年代には2,000ha台、1970年代には1,000ha台、1980年代は600~700ha台へと減少したが、1991年9月に相次いで襲来した台風17, 19号により7,239haの森林が災害を受け (福岡県水産林務部, 2000)、その復旧事業のため1993年から1996年にかけて1,000ha台に増加した (図-2)。しかし、長引く林業不況の中で1998年以降は400ha台となっている。なお、1989年までは拡大造林の割合が高かったが、1990年以降は再造林の割合が高くなっている。

表-1. 福岡県の所有形態別森林面積 (ha)

国有	民有				合計
	森林開発 公団*	公有	私有	小計	
25,346 (11.4)	2,370 (1.1)	22,593 (10.1)	172,722 (77.4)	197,685 (88.6)	223,031 (100.0)

1990年世界農林業センサス福岡県統計書より作成。
()内は合計に対する百分率を示す。
*:現, 緑資源公団。

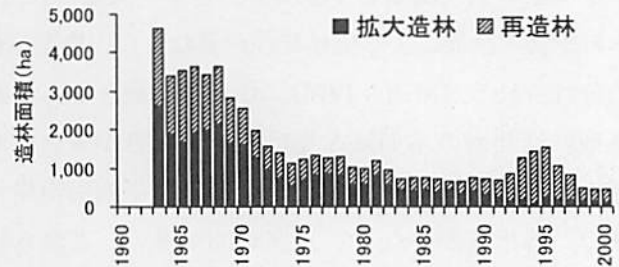


図-2. 民有林造林面積の推移
福岡県林業統計要覧による。

3) 獣類による林業被害の動向

農林業被害の推移を図-3に示した。

被害が多かったのはイノシシで、1993年には被害額は5億円に達している。イノシシによる被害は水稲、野菜、果樹などの農作物や特用林産物であるたけのこなどの食害や踏み倒しによるもので、林業への被害は少ない。福岡県におけるイノシシの分布域は1940年代までは県の南部や北東部に限られていたが、1960年代から急速に拡大し、1980年代には県のほぼ全域に広がっている (池田, 1988)。イノシシによる被害は分布の拡大と同調しながら増加したと考えられる。

林業被害についてみると、1980年代の被害額は少ない。それ以前の資料は入手できなかったが、ノウサギ (*Lepus brachyurus*) による被害が多かったようで、鳥獣関係統計 (環境庁) によると1965~1969年にかけて年平均1,000頭が有害駆除によって捕獲されている。ノネズミによる被害は少なく、森林病害虫獣被害発生速報 (森林防疫ニュース, 森林防疫に掲載) によれば、1972年に北九州市で17ha、1982年に筑紫野市, 太宰府市, 宇美町の国有林で15haが報告されているにすぎない。また、1989年に甘木市で

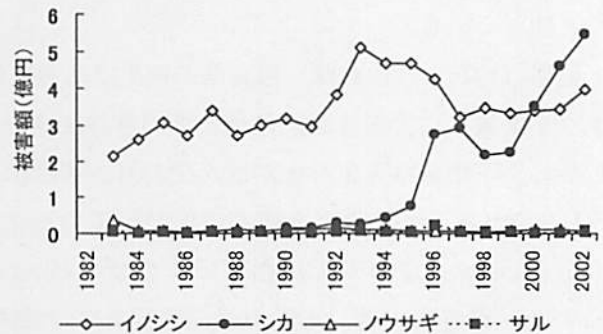


図-3. 福岡県における主要な獣類による農林業被害額の推移
福岡県有害鳥獣被害報告による。

4 haの被害が発生し、その加害者がスミスネズミ (*Eothenomys smithii*) であることが報告されている(池田, 1991)。これら以外ではムササビ (*Petaurista leucogenys*) による被害が1980年頃から上陽町で目立ち始め、被害面積は32haに及んだ。池田(1983)はこの地におけるムササビの被害が10年前から発生し、飛び火状に拡大したこと、被害の拡大とともに加害される樹齢が低下することを明らかにした。また、被害発生地から捕獲されたにもかかわらず、内樹皮を採食した個体と採食していなかった個体がいること(池田, 1996a)から、被害発生初期の段階で加害する個体を早期に排除することを提案している(池田, 1993)。

1990年代になるとニホンジカによる被害が急激に増加する。1991年までの被害額は1,500万円であったが、1991年の台風災害復旧のために造林面積が増加したこともあり、1996年には2億7千万円に急増し、復旧造林に支障がでるなどシカによる被害は大きな問題となった。さらに、2000年には被害額が3億5千万円とこの10年間に約23倍に増加し、福岡県における獣類による農林業被害額の第1位を占め、シカ被害対策は早急に取り組むべき課題となっている。

4. ニホンジカに関する研究小史

ニホンジカ (*Cervus nippon*) はベトナムから中国東部、台湾、日本、沿海州の東アジア一帯に分布する(大森司, 1986)。日本にはエゾシカ (*C. n. yesoensis*)、ホンシュウジカ (*C. n. centralis*)、キュウシュウジカ (*C. n. nippon*)、ツシマジカ (*C. n. pulchellus*)、ヤクシカ (*C. n. yakushimae*)、ケラマジカ (*C. n. keramae*) の6亜種(日本哺乳類学会, 1997)が日本列島の冷温帯から亜熱帯にいたる多様な環境に広く生息している。このため、形態や生態のみならず、被害防除の分野においても地域的な変異があることに留意する必要があることが指摘されている(小泉, 2002a)。例えば、季節移動について丸山(1981)は、関東地方の積雪が多い日光では「季節的分散-集中移動型」であるが、積雪が少ない地域では「定住型」と述べている。食性について高槻(1992a)は、北緯35°付近を境としてイネ科やカヤツリグサ科などグラミノイド類を主食とする北日本型と木本の葉や果実、種子を主食とする南日本型に区分され、屋久島では標高による植生変異に伴い食性が変化することから、生息地の植生の違いに応じて柔軟に変化する可塑性に富んだ食性であると指摘している。造林木の被害発生について金森(1993b)は、シカによる林業被害の主な形態である造林木の枝葉が採食される「枝葉採食被害」、樹皮が採食される「樹皮採食被害」、オスジカが角をこすりつけることによって樹皮が剥がされる「角こすり剥皮被害」のいずれかのタイプが発生する地域といくつかの被害タイプが同時に発生する地域があり、「枝葉採食被害」では被害発生時期に地域差があるなど、被害の発生状況が地域によって異なっていることを報告している。

ニホンジカに関する研究を地域的に概観すると、北海道(例えば、梶ほか(1980)による個体群構成、梶(1981)による食性、Kaji *et al.* (1988)による個体数変動と生息環境の変化、小泉(1988)による森林施業と狩猟管理、熊谷・小野山(1988)による農作物被害、高柳ほか(1991)、井口ほか(1997)による樹皮剥皮被害、北海道環境科学研究センター(1995)による個体数と人口学的研究、矢部(1995)による生息地利用形態とホームレンジ、北海道環境科学研究センター自然環境保全課編(2001)によるエゾシカ総合対策に関する研究など)、岩手県(例えば、金華山ではIto(1968)による個体数、鈴木・高槻(1986)、Takatsuki *et al.* (1994)による大量死に関する研究、Nojima and Nishihara(1972)、Takatsuki(1977)、Takatsuki and Gorai(1994)による植生に及ぼす影響、阿部・吉原(1970)、園部(1973)による糞の消失と糞虫の作用など、五葉山ではTakatsuki(1986)による食性、高槻(1998)による個体群と被害管理、Takatsuki(1992)による帯状皆伐が行動に及ぼす影響、Takatsuki *et al.* (2000)による季節移動など)、栃木県(例えば、日光では池田・飯村(1968)による食性や個体群構成、丸山ほか(1975)による食性、丸山・関

山 (1976) による通路林としての保護樹帯の効果, 丸山・岩野 (1980) による個体数調査へのエアカウント法の適用, 丸山 (1981) による季節移動, 長谷川 (2000) による植生に及ぼす影響など, 千葉県 (例えば, 房総半島では小金沢ほか (1974), 千葉県 (1980) による分布, 蒲谷 (1988) による植生に及ぼす影響, 千葉県環境部自然保護課・房総のシカ調査会 (1993) による生息密度, ホームレンジ, 被害防除, Asada and Ochiai (1996) による食性など), 神奈川県 (例えば, 丹沢では三浦 (1974) による個体群分布の季節変化, 古林・丸山 (1977) による食性, 飯村 (1980) による個体群管理と被害防除, Maruyama and Furubayashi (1983) による区画法による密度調査, 古林・佐々木 (1995) による幼齢造林地の利用形態, 古林 (1996) による森林施業と個体群管理, 山根 (1999) による栄養生態学的視点からの個体群管理など), 三重県 (例えば, 大台ヶ原では柴田ほか (1984) による原生林の被害, Horino and Kuwahata (1986), Yokoyama *et al.* (1996) による食性など), 奈良県 (例えば, 奈良公園では三浦 (1976a, 1976b) による行動と社会構造, 大森 (1976) による切歯の摩滅による年齢推定, 高槻・朝日 (1977) による食性, 曾根 (1977) による糞の消失と糞虫の作用など), 兵庫県 (例えば, 上山 (1985, 1988), 尾崎・塩見 (1999) による被害状況と防除法, 野生動物保護管理事務所 (1990) による生息密度, 個体群管理など), 島根県 (例えば, 金森 (1993a), 金森ほか (1988, 2000) による被害状況と被害防除法, 金森ほか (1999) による個体群構成など) など, 北海道, 本州では多くの蓄積がある。

一方, 九州では, 長崎県対馬 (例えば, Imaizumi (1970) による形態分類, 徳永ほか (1982) による分布と被害状況, 小野ほか (1983) による個体数調査への糞粒法の適用, Takatsuki (1988) による食性, 自然環境研究センター (1994a) による保護管理対策, 須田 (1999) による森林生態系への影響など), 長崎県五島列島 (例えば, 鳥巢・兼松 (1983) による個体数, 土肥ほか (1986) による植生への影響, 土肥 (1989) によるハビタット選好, 遠藤 (2001) による糞の消失と排泄量など), 鹿児島県屋久島 (例えば, 朝日ほか (1984) による生息状況, Takatsuki (1990) による食性, 末吉 (1992) による被害状況など), 鹿児島県馬毛島 (例えば, 立澤 (1993) による個体群動態など), 沖縄県慶良間列島 (例えば, 沖縄県教育委員会 (1996), 土肥ほか (1997) による個体数など) など, 島嶼に生息するニホンジカに関する知見は蓄積されている。しかし, 九州本島については, 1980年代までは鹿児島県下の営林署で被害防除試験が行われた (牧田・西之園, 1982; 工藤, 1987) にすぎなかった。その後, 被害が拡大した1990年以降, 谷口 (1992, 1993a, 1993b, 1994), 岩切ほか (1995), 宮島 (1998, 1999, 2001), 寺岡ほか (2000), 野口 (2001), 小泉 (2002b) による被害状況, 池田 (1996b), 池田ほか (2000) による被害状況と防除法, 井上・小泉 (1996), 小南ほか (2001) による自然植生への影響, 櫻木ほか (1999) による森林施業と被害との関係, 池田 (1997) による糞粒法による生息密度の推定, 岩本ほか (2000) による密度推定法の改良, 矢部ほか (2001) によるホームレンジと季節移動の解明などの研究が行われ, 被害が周期的に発生していること (谷口, 1992; 池田, 1996b; 池田ほか, 2000; 宮島, 2001), ホームレンジが小さく季節的な移動も少ないこと (矢部ほか, 2001) など, 九州本島におけるニホンジカによる被害や生態の特徴が明らかにされつつある。また, メスジカの狩猟を含めた個体数管理による被害軽減を図るため, 長崎県 (自然環境研究センター, 1996), 大分県 (自然環境研究センター, 1997), 宮崎県 (自然環境研究センター, 1998b), 熊本県 (九州自然環境研究所, 1998), 鹿児島県 (自然環境研究センター, 1999) では個体数, 食性, 被害状況などに関する調査が行われ, 生息密度や被害状況が地域的に偏っていることが報告されている (自然環境研究センター, 1998b)。このように九州本島に生息するニホンジカについての調査研究は徐々に進められつつあるが, 本格的な研究は始まったばかりである。そして, 地域における効率的な被害の軽減と適正なニホンジカの保護管理を行うためには, それぞれの地域個体群について生息状況や被害状

況についての研究を進め、ニホンジカ地域個体群の長期安定的な存続を図るための責任ある保護管理指針を提示することが重要な課題となっている。

5. 本論文の構成

これまで述べてきたように、ニホンジカによる林業被害を軽減するためには、これまでの加害者を排除するという対立関係ではなく、ニホンジカもまた長期安定的に存続されるべきであるという共存・共生の視点に立った野生動物保護管理 (wildlife management) の推進が求められている。野生動物保護管理とは、地域の特性を利用し、野生動物 (wildlife) を合理的に扱うことで、ある地域での適当な生息密度を維持し、種類数はできるだけ温存し、周囲の産業体系との平衡を保つよう調整する方法 (池田, 1971) であり、そのためには、地域個体群に関する個体数、被害発生状況に関する情報や被害発生密度水準、被害許容密度水準など保護管理のための明確な基準を解明することが重要な課題である (三浦, 2000)。そこで本研究では、福岡県におけるニホンジカの保護管理に資することを目的として以下の研究を行った。

第1章では、糞粒法による生息密度推定の精度を向上させるために、福岡県の森林でシカ糞の消失率を調査し、その結果をもとに福岡県に適したニホンジカの生息密度推定法を開発した。

第2章では、分布動向および第1章で開発した生息密度推定法により密度分布特性を明らかにし、分布拡大要因について考察した。

第3章では、福岡県で最も重要な被害である造林木の枝葉採食被害の発生状況を詳細に調査し、被害危険予測について検討した。また、被害発生状況と第2章で明らかにした生息密度をもとに、福岡県における被害発生密度水準を提示した。

第4章では、造林木の成長と材質に最も影響を及ぼす激害について、被害発生時期、餌利用可能量の季節変化、被害発生地における食性の季節変化を明らかにし、被害発生機構について考察した。

第5章では、第4章で明らかにした被害特徴をもとに、福岡県に有効な被害防除法の検討を行った。

最後に、本研究で得られた知見をもとに、福岡県におけるニホンジカの保護管理に関する具体的な提案を行った。

なお、本論中の学名と和名は、哺乳類については阿部ほか (1994)、鳥類については日本鳥学会 (2000)、糞虫については藤岡 (2001)、植物のうち草本、木本については佐竹ほか (1981, 1982, 1989a, 1989b)、シダについては岩槻 (1992)、ササについては鈴木 (1996) に準じた。

第1章 福岡県に適したニホンジカの生息密度推定法の改良

第1節 序

緒言で提唱したニホンジカ個体群の長期安定的な維持を図りながら生息密度や被害程度の地域的な偏りを配慮したきめ細かい個体数管理を行うためには、地域個体群の個体数を正確に把握する必要がある。

シカの生息密度調査法には、区画法 (Maruyama and Furubayashi, 1983)、航空機センサス法 (丸山・岩野, 1980)、糞塊法 (飯村, 1980)、糞粒法 (小野ほか, 1983) などがある。森林の多くが常緑樹に覆われ見通しが悪い九州では、動物を直接観察する手法の適用が困難であること、シカの糞が糞塊としてあまり明確ではないことから、糞粒法による調査が多用されている (小野ほか, 1983; 自然環境研究センター, 1994a, 1996, 1997, 1998b, 1999; 池田, 1997)。糞粒法は関わるパラメータが多く、その数値の推定に

様々な問題が残されているにもかかわらず、他の調査法が採れない照葉樹林帯では依然最も実用的なシカ・センサス法である（岩本ほか，2000）。

糞粒法に基づく密度推定式は、Taylor and Williams (1956) がニュージーランドでノウサギ (*Oryctolagus cuniculus*) に考案し、Batcheler (1975) は糞粒の代わりに糞塊を用いてアカシカ (*Cervus elaphus*) に適用した。わが国では森下・村上 (1970) がニホンカモシカ (*Capricornis crispus*) の、平岡ほか (1977) がノウサギ (*Lepus brachyurus*) の密度を推定する式を考案した。これらの式は適当な間隔をおいて同一地点を2回以上調査することを前提としているが、森下ほか (1979) は動物の密度や糞の消失率に定常状態を仮定し、1回の調査で密度を推定できる式を考案し、小野ほか (1983) はこの式をツシマジカ (*Cervus nippon pulchellus*) の密度推定に応用した。この式は1回の調査で得られた糞粒数から密度を推定できるという簡便な方法であり、現在わが国で行われている糞粒法によるニホンジカの密度推定に多用されている（自然環境研究センター，1994a, 1996, 1997, 1998b, 1999）。しかし、金華山（阿部・吉原，1970；園部，1973）、奈良公園（曾根，1977）ではシカ糞の消失率が季節的に変化することが報告されており、また、池田 (1997) は福岡県のシカ密度の季節変化を小野ほか (1983) の方法で調査した結果、推定密度は調査した季節で大きく異なり、この原因として福岡県でも糞の消失率が季節的に変化しているためではないかと指摘している。

糞の消失率が季節的に変化するということは、小野ほか (1983) の式の条件に抵触し、福岡県のシカの生息密度調査に利用できない。このため、Taylor and Williams (1956) や森下ほか (1979) が提唱したように同一地点を適当な間隔をおいて2回以上調査し、その間に消失した糞粒数と加わった糞粒数から密度を推定する方法を採用すべきであるが、この方法は少なくとも2回の調査が必要であり、調査地が広域にわたる場合や長期間にわたり生息密度のトレンドをモニタリングする必要がある場合には、経済性という立場から実利性に欠ける。そのため、年1回の調査でも福岡県のシカ生息密度を推定できる手法の開発が必要である。しかし、推定式の重要なパラメータである糞の消失率や糞の分解消失に及ぼす要因に関する研究は少なく（阿部・吉原，1970；園部，1973；曾根，1977；小野ほか，1983；遠藤，2001；佐藤ほか，2001）、特に、糞粒法が多用されている九州本島における研究は極めて少ない（佐藤ほか，2001）。

そこで、本章では福岡県におけるニホンジカ生息密度の推定法を得るために、第2節では、福岡県におけるシカ糞消失の季節的変化と糞虫の発生活長を明らかにし、糞の消失パターンの特徴と消失に及ぼす糞虫の影響について考察した。第3節では糞の消失率の精度を高めるために、糞のばらつき方による消失率の違いについて明らかにした。第4節では、第2節、第3節で得られた糞の消失率をもとに、福岡県のニホンジカの生息密度推定に適した推定式の開発を行った。

第2節 福岡県におけるニホンジカ糞の消失と糞の分解消失に及ぼす糞虫の影響*

1. 2. 1 はじめに

ニホンジカの糞の消失に関する研究はいくつかの地域で行われ、小野ほか (1983) は対馬で冬期に設置した糞が一定の消失率で減少することを報告している。一方、阿部・吉原 (1970)、園部 (1973) は金華山で、曾根 (1977) は奈良公園で、遠藤 (2001) は野崎島で毎月糞を設置し、1カ月ごとに消失率を測定した。これらの結果は、地域によって時期や消失率にずれはあるものの、糞の消失率が夏季に高く、冬季に低くなるという季節的に変動するパターンを示す点で一致している。さらに遠藤 (2001) は、森林、草地、裸地で消失調査を行い、植生の景観が糞の消失パターンに影響を与えることを明らかにしている。し

* 本節は、池田ほか (2002) に加筆したものである。

かし、これらの研究は単年度の調査に基づいたものが多く、糞の消失パターンや消失率の年次変動については検討されていない。

一方、糞の分解消失に及ぼす要因については、阿部・吉原(1970)は多様な糞虫が生息する金華山と糞虫が少ない仙台市の糞の消失状況を比較し、糞の消失率が高い夏季においても仙台市に設置した糞粒数がほとんど変化しないことから、糞の消失の大きな要因が糞虫であると指摘している。園部(1973)は新鮮な糞の1カ月間の消失率の変化が糞虫の量(個体数および生体重)の変化と似ていることや、動物による踏み付けの影響を除去した実験結果から、夏季の消失の50%以上が糞虫の作用であると推定している。曾根(1977)は糞虫の影響を除去するために糞をサランネットの袋に入れて消失試験を行い、夏季の消失の50%以上が糞虫の作用であると推定している。

これらの報告は、わが国におけるニホンジカ糞の分解消失には糞虫の作用が大きく影響していることを示しているが、糞虫の種類構成が異なれば、糞虫の糞利用様式の違い(Cambefort and Hanski, 1991)や糞虫の活動温度の違い(笹山ほか, 1984; 細木, 1985)で、糞の消失パターンや消失率が影響されることが考えられる。糞虫は動物の種類ごとに糞を選好する傾向がある(益本, 1973)が、わが国における糞虫相に関する調査は主に牧場やその周辺の森林で牛糞を用いて行われたものが多く(笹山ほか, 1984; 安田, 1984; 細木, 1985; Yoshida, 1987; 早川, 1995)、森林におけるシカ糞を利用する糞虫相に関する調査は少なく(池田・飯村, 1968; Sonobe, 1971; 園部, 1973; 田中, 1980)、九州ではほとんど行われていない(佐藤ほか, 2001)。

そこで本節では、月ごとに糞の設置と残存粒数のカウントを繰り返す行くと同時に糞虫の捕獲調査を3年間にわたり実施し、福岡県におけるニホンジカ糞の分解消失過程と分解消失に及ぼす糞虫の影響について検討した。

1. 2. 2 調査地および方法

調査地は、福岡県東部に位置する犬ヶ岳の標高580~640mの地域である。植生はヒノキ・スギの人工林が90%以上を占め、尾根筋の一部にアカマツ林が帯状に点在している。

わが国ではシカ糞の分解消失には糞虫の影響が大きく(阿部・吉原, 1970; 園部, 1973; 曾根, 1977)、多くの糞虫は新鮮な糞を選好することが知られている(益本, 1973)。そのため、糞の消失や糞虫の捕獲調査に供試する糞は新鮮でなければならない。しかし、現地で新鮮な糞を定期的に確保することや新鮮さの程度を統一することが困難であったことから、本研究に使用したシカ糞は、熊本県阿蘇郡阿蘇町にある阿蘇観光牧場に放牧されているニホンジカから採取した。糞はシカを追跡しながら排泄直後に採取し、クーラーボックスに入れて実験室に持ち帰り、消失調査用として50粒ずつ、糞虫捕獲調査のベイト用として50~60gずつに小分けし、採取日を記載して冷凍保存した。糞の採取は、1995年の10月と1996~1998年の4~10月に行った。なお、牧場のシカは主に場内に生育するシバを採食し、飼料はほとんど給餌されていない。調査は次の3項目について行った。

1) 糞の消失調査

1996年3月から1999年1月のほぼ毎月中旬に、調査地の主要な植生であるスギ林、ヒノキ林、マツ林から各々1林分を選定し、各林分に小野ほか(1983)に従い50粒をセットとして設置した。設置したセット数は1996年3月から1997年3月が各林分に3カ所ずつ合計9カ所、1997年4月以降は各林分に2カ所ずつ合計6カ所(1998年4月は各林分に1カ所ずつ合計3カ所)で、各林分とも10m間隔で平坦な場所に設置し、その後原則として1カ月ごとに残存する糞粒数を1999年7月までカウントした。1997年4月から1998年

3月の各月の各林分では、設置した糞への糞虫の接触を排除する目的で、直径14cm、深さ8cmのプラスチック製容器の底を切り取った円筒を約半分土中に埋め込み、その中に糞50粒を設置し、上面を水切り用ネットで被ったセットを1カ所ずつ設定した。この調査期間には設置1週間後に残存する糞粒数をカウントした。これらの調査に設置した糞は、その月に最も近い時期に採取した糞を自然解凍して使用した。

1997年1月には、糞を冷凍したことによる糞の分解消失への影響を検討するために、調査地で雪上に排泄され表面が粘膜で覆われている新鮮な糞（以下、未冷凍糞）を採取し、採取後直ちに50粒をセットにして各林分に2カ所ずつ合計6カ所に設置し、1カ月ごとに残存糞粒数をカウントした。

また、調査地周辺で1994年12月から2000年3月にかけての冬季に、116糞塊について1糞塊当たりの糞粒数を調べた結果、 82.2 ± 22.5 粒（平均±標準偏差）で、設置した糞粒数の1.6倍であった。そこで、糞粒数の違いによる糞の分解消失への影響を検討するために、2001年9月と12月に50粒と80粒をヒノキ林に6カ所ずつ設置し、1カ月後、2カ月後、5カ月後に残存糞粒数をカウントした。

これらの調査では、糞粒の原型をとどめているものを残存とした。なお、1997年1月は積雪のために残存糞粒数のカウントを、1998年6月、9月、12月は糞の設置を行わなかった。

統計処理については、冷凍糞と未冷凍糞間および調査年と残存糞粒数の経時変化の交互作用に有意な差が認められるかどうかについて、Two-way Repeated-Measures ANOVA (Statview ver. 5.0) により検定した。なお、1998年4月は設置数が3カ所と少なかったため除外した。

2) 糞虫の捕獲調査

糞虫の捕獲には清涼飲料水用の1.5ℓペットボトルを底から16cmの高さで切断し、上部を逆さにして下部に差し込み、余分な部位を切り取って作ったピットホールトラップを用いた（図1.2-1）。トラップには6～7cmの深さまで土を入れ、口の面が土壌表面と一致するように土中に垂直に埋設し、シカの新鮮な糞50～60gをトラップの漏斗部に擦り付けながら入れ、トラップの上には波板で屋根を付けた。糞虫の捕獲調査は糞の消失調査を実施した月に行い、トラップは消失調査用に設置した糞から5m以上離して設置した。各月のトラップの設置数は1996年3月から1998年3月までが各林分に3カ所ずつ合計9カ所、1998年4月から1999年1月までが各林分に2カ所ずつ合計6カ所である。このうち、1997年4月から1998年3月までの各林分1カ所ずつは、糞の消失調査で糞虫の接触を排除する目的で糞を被った水切り用ネットでトラップの口を覆った。トラップは1週間後に回収し、内容物を水の入った容器に移し、浮いた糞虫を捕獲数とした。

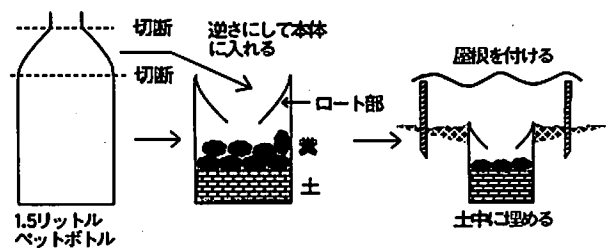


図1.2-1. ペットボトルを利用した糞虫トラップの構造と設置方法

トラップに糞を入れる時、ロート部に擦りつけながら入れると糞虫を良く採集できる。

3) 糞の乾燥程度による糞虫の選択実験

調査地で捕獲された糞虫類のうち、大型のオオセンチコガネはトラップで捕獲された個体を市販の35cmプラスチック飼育ケースに土を約15cm入れたもので飼育し、小型のクロオビマグソコガネ、チャグロマグソコガネは拾い集め法（細木、1985）で採集した個体を直径11cm、深さ5cmのプラスチック製容器に土を約3cm入れたもので飼育し、次の2通りの実験を行った。

実験1は、飼育容器に新鮮な糞と新鮮な糞を人為的にやや乾燥させた糞を同時に入れ、クロオビマグソコガネ、チャグロマグソコガネでは新鮮な糞とやや乾燥した糞が接しないように、飼育ケースを放射状に4室に区切り、相対する室に糞を入れ、空室に虫を放虫し（図1.2-2）、糞虫による採食程度を5～7日後

に調べた。

実験2は、採集した糞虫類を3日間餌を与えず飼育し、その後人為的にやや乾燥させた糞を与え、実験1と同様に糞虫による採食程度を調べた。

これらの実験は、オオセンチコガネでは放虫数を2頭、供試糞粒数をそれぞれ20粒、クロオビマグソコガネでは放虫数を5頭、供試糞粒数をそれぞれ10粒、チャグロマグソコガネでは放虫数を10頭、供試糞粒数をそれぞれ8粒とした。実験はオオセンチコガネが1997年8月に、チャグロマグソコガネは1996年11月に、クロオビマグソコガネが1997年5月にそれぞれ3回ずつ行った。

糞虫による糞の採食程度は、糞を土中に運び込むオオセンチコガネでは消失した糞粒数をカウントするとともに、残った糞についても糞表面の傷を記録した。一方、糞粒内に穿孔するマグソコガネ類については、糞の損傷程度を次のように区分した。

- 0：外傷なし。
- 1：表面のみに傷がある。
- 2：短い穿孔穴がある。
- 3：穿孔と採食により、糞の30%以下が崩れている。
- 4：穿孔と採食により、糞の30~70%が崩れている。
- 5：糞の70%以上が崩れている。

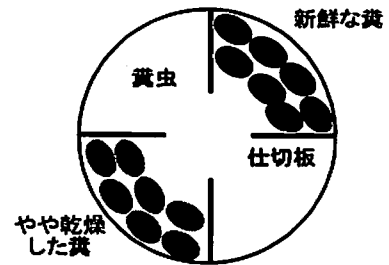


図1.2-2. 糞虫の糞選択実験に用いた糞と糞虫の配置

飼育容器は、深さ5cm、直径11cmのプラスチック製で、土を深さ3cmまで入れた。

1.2.3 結果

1) 冷凍糞と現地で採取した未冷凍糞の消失

1997年1月に設置した冷凍糞と現地で採取した未冷凍糞のヒノキ林、スギ林、マツ林における減り方はほぼ同じであったので、両者の比較は各林分を合わせて行った。冷凍糞、未冷凍糞とも糞の減り方はほぼ同じで(図1.2-3)、両者の糞の減り方に有意差はみられなかった($F=0.305, p>0.05$)。

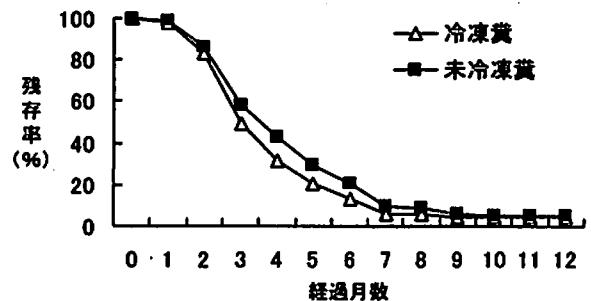


図1.2-3. 1997年1月に設置した冷凍糞と未冷凍糞の残存率の変化

冷凍糞は飼育ジカから採取後冷凍保存した糞を、未冷凍糞は設置直前に試験地で採取した新鮮な糞を使用した。

Two-way Repeated-Measures ANOVAによる糞の種類と糞を設置してから残存糞粒数の推移との間の交互作用を検定した結果、5%水準で有意差なし。

2) 設置した糞粒数の違いによる糞の消失

2001年9月に設置した糞は、50粒、80粒とも1カ月後には全て消失した。2001年12月に設置した2カ月後、5カ月後の糞では、いずれの時期でも残存率は50粒に比べ80粒が多かった(表1.2-1)が、2カ月後、5カ月後の残存率に両者間で有意差は認められなかった(Kolmogorov-Smirnov検定、 $p>0.05$)。

3) 糞の消失パターン

調査期間をとおして動物による踏み付けやコウベモグラ (*Mogera robusta*)、ヒミズ (*Urotrichus talpoides*) などの坑道への流失、降雨による流失は認められなかった。

ヒノキ林、スギ林、マツ林における糞の減り方は

表1.2-1. 設置した糞粒数の違いによる残存率比較

設置粒数	調査数	2001年9月設置		2001年12月設置	
		1カ月後	2カ月後	2カ月後	7カ月後
50粒	6	0.0	76.3±8.9	37.3±13.2	
80粒	6	0.0	82.3±5.2	41.3±12.8	

平均値±標準偏差。

ほぼ同じであったので、糞の消失パターンの比較には各林分のデータを合わせて用いた(図1.2-4)。糞の減り方は設置した月によって大きく異なった。4月、5月の糞は新鮮な糞を設置後1カ月までに70%以上が、6月から8月の各月の糞は設置後1カ月までに95%以上が消失した。9月、10月の糞は1997年9月に設置した糞を除いて設置1カ月までの消失が40~75%と少なくなったが、1997年9月に設置した糞は設置1カ月までに98%が消失し、6月から8月の糞と同様の減り方を示した。11~12月の糞は1997年11月に設置した糞を除いて緩やかに消失し、翌年の4月から6月にかけて消失する糞が多かったが、1997年11月の糞は設置1カ月までに40%が消失し、10月の糞の減り方に似ていた。1~2月の糞は設置後しばらくはほとんど消失せず、3~5月にかけて多く消失した。3月の糞は1996年に設置した糞は2月の減り方に、1997年、1998年に設置した糞は4月の減り方に似た変化を示した。各月に設置した糞とも多くの糞が消失した時期後に残った糞はその後緩やかに消失し、設置した全ての糞が消失するのに要した期間は、設置1カ月までに多くの糞が消失した春から夏が1~23カ月、設置1カ月までにあまり消失しなかった秋から冬が15カ月以上で、1996年10~12月の各月に設置した糞は約30カ月後の調査終了時の1999年7月で0.7~3.3%の糞が残存していた。

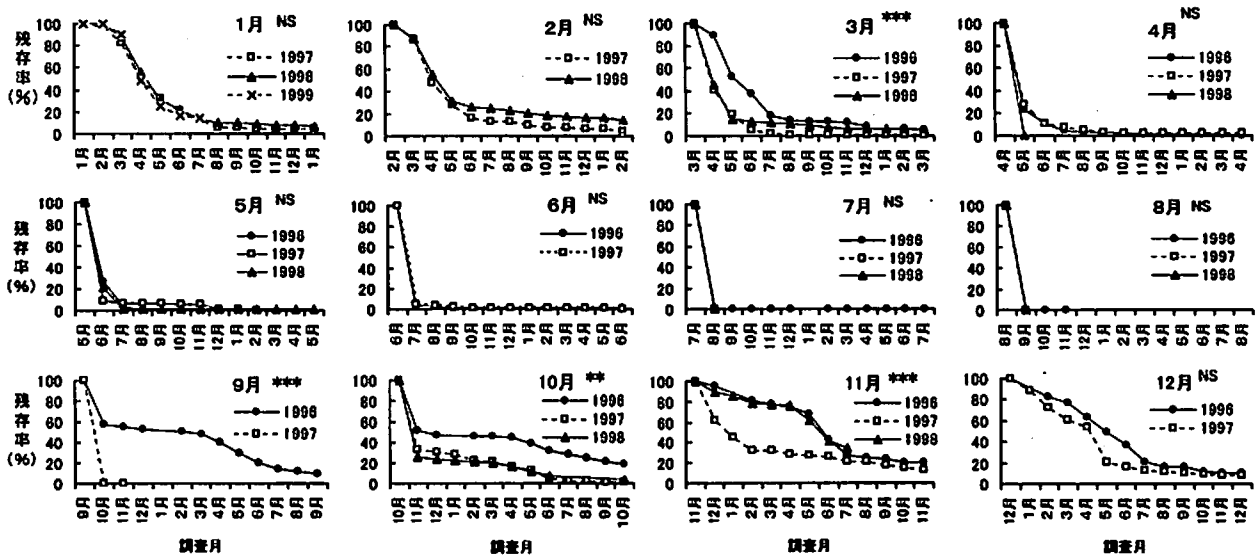


図1.2-4. 各月に設置した糞の消失パターンと年次変化

月の右側に示したマークは、Two-way Repeated-Measures ANOVAによる調査年と糞を設置してからの残存糞粒数の推移との間の交互作用を検定した結果で、NSは有意差なし($p > 0.05$), **は $p < 0.01$, ***は $p < 0.0001$ で有意差ありを示す。

このような糞の減り方について月ごとに年次間の違いを検定した結果、3月 ($F = 4.424$), 9月 ($F = 13.695$), 10月 ($F = 2.196$), 11月 ($F = 5.908$) で有意差が認められ ($p < 0.01$), 1月 ($F = 0.122$), 2月 ($F = 0.555$), 4月 ($F = 0.135$), 5月 ($F = 1.084$), 6月 ($F = 0.223$), 7月 ($F = 1.099$), 8月 ($F = 0.643$), 12月 ($F = 1.022$) は有意差が認められなかった ($p > 0.05$)。

設置1カ月までに消失した糞粒数は春から秋に多く、冬は少なかった。そこで、調査地に近い福岡県行橋測候所の気温を100mにつき0.6℃減少するという定法で補正した月平均気温および福岡県英彦山のアメダスによる月降水量と設置1カ月までの消失率との関係を図1.2-5に示した。設置1カ月までの消失率は月平均気温との間で比較的高い相関関係 ($R^2 = 0.727$, $df_1 = 1$, $df_2 = 29$, $F = 77.35$, $p < 0.0001$) が得られたが、月降水量との間での相関関係は低かった ($R^2 = 0.257$, $df_1 = 1$, $df_2 = 28$, $F = 9.71$, $p < 0.01$)。

4) プラスチック製容器内に設置した糞の消失

プラスチック製容器内では、各月に設置した糞とも春から夏にかけて急速に分解した。分解は糞表面か

ら崩れた様相を呈しており、容器内は高温多湿になりやすく、菌類やバクテリアの活動の影響(曾根, 1977)と考えられた。そこで、このような分解がほとんど発生しなかった期間について、プラスチック製容器内に設置した糞と同時期の消失調査として設置した糞の消失率を比較した(表1.2-2)。消失調査の糞は5月から9月にかけて1週間までに80%以上が消失した。10月以降は1週間までに消失する割合は減少したが、1カ月、3カ月までに消失する割合は高かった。これに対してプラスチック製容器内に設置した糞は、菌類やバクテリアによると考えられる分解が発生した5~8月を除いてほとんど消失しなかった。

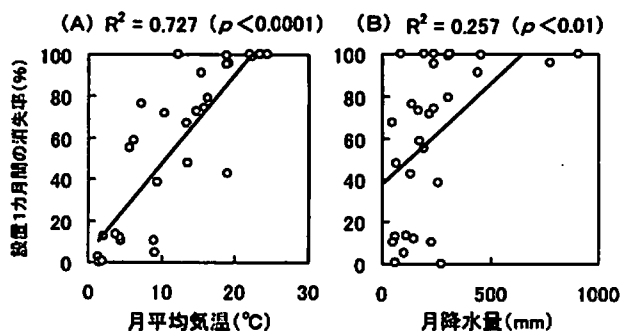


図1.2-5. 糞設置後1カ月間の消失率と月平均気温 (A)、月降水量 (B) との関係

表1.2-2. プラスチック製容器内と容器外に設置した糞の消失率比較

	1997年									1998年		
	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
1週間後												
容器外	22.7	80.0	87.7	100.0	100.0	99.7	63.0	17.7	0	—	0	0
容器内	0	6.0	9.2	12.5	×	1.3	1.3	0	0	—	0	0
1カ月後												
容器外	71.7	91.3	95.3			99.7	67.3	38.7	12.0	0	13.3	55.0
容器内	3.0	×	×	×		4.3	3.3	0	0	0	1.3	0
3カ月後												
容器外	92.0					100.0	72.3	67.3	38.7	44.3	68.0	87.3
容器内	×					5.8	4.0	3.0	3.0	3.3	×	×

数値は累積消失率を示す。×は高温多湿によると考えられる分解が多数発生したことを、—は積留のため調査できなかったことを示す。

5) 糞虫の季節的出現消長

年間を通して毎月調査を行った1996年3月から1998年2月までの2年間の林分別捕獲数を表1.2-3に示した。捕獲された糞虫は8種で、林分別ではヒノキ林が8種、マツ林が7種、スギ林が6種であった。種数は1998年3月以降の捕獲調査を加えても変わらなかった。全体として捕獲数が多かったのはオオセンチコガネ (*Phelotrupes auratus*, 以下オオセンチ), クロオビマグソコガネ (*Aphodius unifasciatus*, 以下クロオビマグソ), チャグロマグソコガネ (*Aphodius isaburoi*, 以下チャグロマグソ)で、この3種で全体の捕獲数の87.6%を占めた。捕獲状況は各林分ともほぼ同じであったが、マツ林でマルツヤマグソコガネ (*Aphodius troitzkyi*), ツノコガネ (*Liatongus minutus*) の捕獲数が多く、多様度もマツ林で高かった。

1997年4月から1998年3月の各月に行ったトラップの口を水切り用ネットで被ったトラップでは、糞虫は全く捕獲されなかった。

各林分の種類や捕獲数はほとんど同じであったこと、また、年次によって各月のトラップ数が異なるので、捕獲数の月別変化は各林分の1トラップ当たりの平均値で示した(図1.2-6)。なお、水切り用ネットで被ったトラップは含めていない。捕獲数は1996年が5月、8月が、1997年は4月、8月が、1998年は4月が多かった。種類別ではオオセンチは4月から10月にかけて捕獲され、捕獲のピークは3カ年とも8月であった。捕獲開始月は1996年、1997年が5月であったのに対して、1998年は4月で、最終捕獲月はいずれの年も10月であった。クロオビマグソは3月から5月にかけて捕獲され、捕獲開始月は1996年が4月、

1997年, 1998年が3月であった。捕獲のピークは1996年が5月, 1997年, 1998年が4月で, 捕獲開始月が早かった年は捕獲のピークも早かった。チャグロマグソは10月から5月にかけて捕獲された。オオセンチやクロオビマグソのような明瞭な捕獲のピークはなかったが, 捕獲数は10月, 11月に多く, 12月以降少ない傾向がみられた。フトカドエンマコガネ (*Onthophagus fodiens*), センチコガネ (*Phelotrupes laevistriatus*) は4月から10月にかけて, マルツヤマグソコガネとツノコガネは6月から8月にかけて, ミゾムネマグソコガネ (*Aphodius mizo*) は3月と5月に捕獲された。

表1.2-3. 1996年3月から1998年2月にかけて捕獲された糞虫

種名	学名	ヒノキ林	スギ林	マツ林	計(割合%)
オオセンチコガネ	<i>Phelotrupes auratus</i>	128	87	103	318(36.2)
クロオビマグソコガネ	<i>Aphodius unifasciatus</i>	66	99	93	258(29.4)
チャグロマグソコガネ	<i>Aphodius isaburoi</i>	61	73	59	193(22.0)
フトカドエンマコガネ	<i>Onthophagus fodiens</i>	23	18	30	71(8.1)
マルツヤマグソコガネ	<i>Aphodius troitzkyi</i>	5	0	11	16(1.8)
センチコガネ	<i>Phelotrupes laevistriatus</i>	2	7	4	13(1.5)
ツノコガネ	<i>Liatongus minutus</i>	1	0	6	7(0.8)
ミゾムネマグソコガネ	<i>Aphodius mizo</i>	1	1	0	2(0.2)
計		287	285	306	878(100.0)
多様度指数		1.974	1.972	2.203	

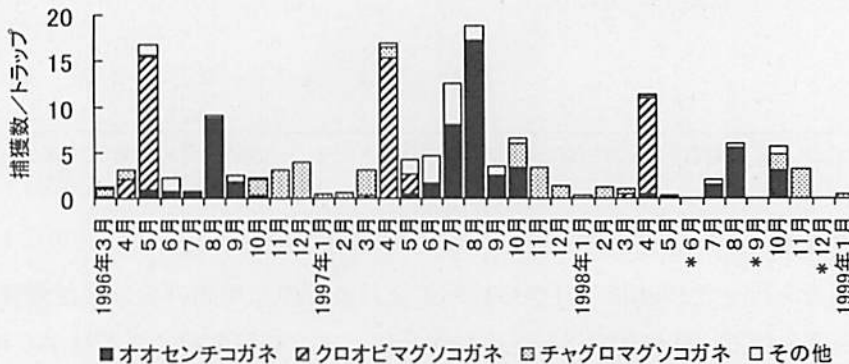


図1.2-6. 糞虫の1トラップ平均捕獲数の月別変化

*は捕獲調査を行わなかった月を示す。

6) 糞の乾燥程度による糞虫の糞選択

新鮮な糞とやや乾燥した糞を同時に入れた実験1では, オオセンチは新鮮な糞(含水率は平均66.5%)を全て土中に運び込んだ。しかし, やや乾燥した糞(含水率は平均42.4%)は糞を動かした痕跡は認められたが, 土中に運ばれた糞はなく, 外傷も確認されなかった。

チャグロマグソの結果を図1.2-7Aに示した。新鮮な糞(平均含水率64.4%)のうち約60%は穿孔され, 穿孔された糞は完全に破壊されたが, 穿孔されな

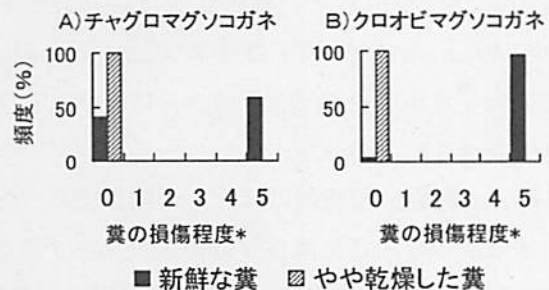


図1.2-7. 糞の乾燥程度による糞の損傷状況

*糞の損傷程度 0:外傷なし, 1:表面のみに傷あり, 2:短い穿孔穴あり, 3:30%以下の崩れ, 4:30-70%の崩れ, 5:70%以上の崩れ

った糞は損傷していなかった。やや乾燥した糞（平均含水率41.3%）は全く損傷していなかった。クロオビマグソの結果を図1.2-7Bに示した。新鮮な糞（平均含水率68.6%）はほとんど分解されたのに対し、やや乾燥した糞（平均含水率42.8%）は全く損傷していなかった。

実験2では3日間餌を与えなかった糞虫にやや乾燥した糞（含水率は実験1と同じ）を給餌したが、全ての実験で糞に傷が認められなかった。

以上のことから、新鮮な糞でも乾燥が進むと糞虫は全く採食しないことが明らかになった。

1. 2. 4 考察

1) 本研究による消失調査の妥当性

シカ糞の消失に関する研究は金華山（阿部・吉原，1970；園部，1973）、奈良公園（曾根，1977）、野崎島（遠藤，2001）で行われ、消失調査に使用された糞は全て現地で採取後直ちに供試されている。これらの地域はシカ密度が高く、新鮮な糞の採取が容易であるという点で一致している。しかし、多くの地域では新鮮な糞を定期的に採取するには多大な労力が必要であり、新鮮な糞の入手の困難性は糞粒法による密度推定の精度や汎用性を高めるために各地でシカ糞の消失を調査する際の支障になる可能性がある。Massei *et al.* (1998) はダマジカ (*Dama dama*)、ヨーロッパイノシシ (*Sus scrofa*) の糞の消失を調査するために、高密度で生息する enclosure 内で採取した冷凍糞を用いている。本研究でも自然の餌を主食とする飼育ジカから採取した冷凍糞を供試したが、糞の減り方は現地で採取した未冷凍糞と有意な差はみられなかった。このことから、冷凍糞を用いた今回の結果は自然状態の糞の減り方を再現していると考えられる。

次に、糞50粒と80粒の残存率には有意な差がみられなかった。対照とした80粒は調査地における1糞塊当たりの平均糞粒数であるが、この調査地では春から秋にかけて糞の消失が激しいため、主に冬季に調べたデータである。高槻ほか（1981）は飼育されているニホンジカの排糞量を季節ごとに調べ、1回当たりの糞粒数は冬が95粒と最も多く、秋に81粒と少なくなることを報告している。したがって、1年を通して1糞塊当たりの平均糞粒数が80粒を大きく超えないと予想され、50粒を設置して調査した今回の糞消失率は自然状態の糞消失率を再現していると考えられる。

以上のことから、冷凍糞50粒を使用して得られた本研究の消失率は、調査地における実態を反映していると考えられる。

2) 糞の消失パターンと糞虫の影響

本研究の結果から、糞の減り方は春から秋にかけて急速に、冬は緩やかに消失する季節性があること、糞の減り方に年次間で差がある月とない月があることが明らかになった。このような消失パターンの季節性は、消失率や時期に多少のずれはあるものの、これまでに報告されている地域の消失パターンとほぼ一致している（阿部・吉原，1970；園部，1973；曾根，1977；遠藤，2001）。一方、今回の調査で、水切り用ネットで覆ったプラスチック製容器内に設置した糞はほとんど消失しなかった。また、水切り用ネットで口を覆ったトラップでは糞虫が全く捕獲されなかった。このことは、今回観察されたシカ糞の分解消失の大きな要因が糞虫であったことを示している。糞虫は、成虫、幼虫とも地上の糞を利用する Dwellers、成虫がトンネルを掘り、その中に糞を埋め込み産卵する Tunnelers、成虫が地上の糞をボール状にしてトンネル内に運び込み産卵する Rollers に分類される（Cambefort and Hanski, 1991）。このような糞虫による糞の利用様式の違いは、糞の減り方にも当然影響していると考えられる。そこで、糞の減り方の季節性や年次による違いについて、糞虫の出現状況や糞の利用様式から検討した。

糞虫は8種が確認されたが、優占種はオオセンチ、チャグロマグソ、クロオビマグソの3種で、これら

の出現時期には時間的な重複がほとんどなかった。このような優占種の出現時期のずれは糞虫の種類組成が豊かな牧草地でもみられ、餌利用に関するすみわけの可能性が考えられている(安田, 1984)。

糞が急速に消失した季節はオオセンチの出現時期と、緩やかに消失した季節はチャグロマグソの出現時期とほぼ一致していた。オオセンチは Tunnelers に分類される糞虫で、このタイプでは糞が新鮮なうちに成虫が幼虫の発育に十分な量を予め確保するため、繁殖時期の糞の消失量は大きい(細木, 1985; 山下・早川, 1992)。オオセンチの産卵活動について園部(1972)は、4月下旬から7月上旬をピークとして10月頃まで続き、1頭のメスが1回に60粒の糞を埋め込んだ例を報告している。本種の捕獲数は各年次とも5~7月に比べ8月が多かった。これは、夏以降に羽化した成虫が出現する(保賀, 1987)ため、金華山でも同様な傾向が報告されている(園部, 1970)。このように、産卵のために多量の糞を必要とすることや産卵活動が低下する夏以降には新成虫の加入によって個体数が増加するため、本種が出現する春から秋にかけての糞は急激に減少したと考えられる。

これに対して、Dwellers に分類されるチャグロマグソは、繁殖のために予め糞を確保しないため、摂食されるのは糞塊の一部の糞である。また、本種の摂食によって完全に分解される糞と、穿孔した坑道のみがみられる糞が観察された。両者が発生する原因については本研究から明らかにできなかったが、冬期の糞が設置後しばらくほとんど分解消失しなかったのは、本種のこのような糞の利用様式に由来していると思われる。しかし、冬期に設置した糞は春から初夏に多く消失した。一方、この期間にプラスチック製容器内に設置した糞は3カ月経過してもほとんど消失しなかった。このことは、春以降の消失に糞虫の影響があったことを示している。Merritt and Anderson (1977)は糞虫による糞の分解消失機能について、糞を埋め込む作用と糞に穴を開けて風雨による物理的な消失を促進させる作用を指摘している。今回の調査地でも糞消失量が増加する春から初夏にかけては雨量が増加する時期とほぼ一致しており、Dwellers の摂食を受けた糞の消失には降雨による影響が大きいことが示唆された。また、チャグロマグソは1~3月に産卵し、成虫で越夏する(谷, 1966)ため、春の糞は成虫と幼虫によって摂食されることも春の消失量が増加した一因ではないかと考えられる。

糞虫の活動期にもかかわらず、古い糞や食べ残した糞の消失速度は新鮮な糞に比べ緩やかだった。糞虫の多くは新鮮な糞を選好して摂食する(益本, 1973)が、糞虫にとって新鮮な糞かどうかは糞から発散される臭気の他に糞表面の硬さの程度が関係しているといわれている(早川・山下, 1992)。本研究の飼育実験では、糞虫は新鮮な糞にもかかわらず乾燥した糞をほとんど採食しなかった。このように糞虫は糞を選択的に採食しており、この結果残存した糞は徐々に分解、消失すると考えられる。

糞の減り方が年次間で有意に異なっていたのは3月および9~11月の各月に設置した糞で、その差は糞を設置後1カ月までの消失率の違いと考えられた。今回の研究では、設置1カ月までの糞の消失率は気温との相関が高かった。春と秋では春の方が低い気温から消失率が増加する(曾根, 1977)。そこで、糞設置後1カ月までの消失率と月平均気温との関係を、曾根(1977)の方法により1月から7月までと8月から12月までに分けて示した(図1.2-8)。消失率は1月から7月にかけては月平均気温が5℃を超える付近から急激に増加し、10℃を超えると緩やかに増加した。また、8月から12月にかけては月平均気温が20℃を下回る頃から消失率が急激に減少し、9℃を下回る頃にはほとんど消失しなくなった。月平均気温が5℃を超えるのは3月、20℃を下回るのは9月、9℃を下回るのは11月で、糞の減り方が年次間で有意に異なった月は糞の消失率が気温の変化にともない急激に変化した時期と一致していた。糞虫の活動は環境要因の中でも特に気温によって影響を受けることが報告されており(曾根, 1977; 笹山ほか, 1984; 安田, 1984)、本研究で調査年によって糞の消失パターンが異なったのは、年による気温の違いが糞虫の出現時

期や糞虫の活動性に影響したためと考えられた。

しかし、消失率の大きさは気温からだけでは説明できない年次もみられ、特に、1996年9月に設置した糞の消失率は気温に対して著しく低かった。この時期に糞の分解消失に最も影響を及ぼしていたオオセンチの捕獲状況をみると、1996年は9月まで捕獲されたのに対して、1997年、1998年は10月まで捕獲されており、この違いが1996年の消失率の低下をもたらしたのではないかと考えられる。ただし、8月から10月にかけての気象状況をみると、月平均気温

では1996年と1997年が、降水量では1996年と1998年がほぼ同じであり、気象とオオセンチの捕獲数との関係は明白ではない。Tunnelers タイプの糞虫では成虫が地中に作成した餌の中で育つため、卵から成虫までの生存率は高い (Yasuda, 1991) が、本研究のオオセンチの捕獲数は年次によって大きく異なっていた。オオセンチの生活史に関する研究は少なく (園部, 1970; 保賀, 1987), 今後個体数変動に及ぼす要因の解明が必要である。

また、シカ類の糞の分解消失に影響を及ぼす要因として、糞虫以外に気温、降雨、風 (Wallmo *et al.*, 1962; Wigley and Johnson, 1981; Massei *et al.*, 1998), 排泄場所の湿度 (Harestad and Bunnell, 1987) が報告されている。今回の調査地では降水量と消失率との間の相関関係は低かった。これは、日本では糞虫の活動が活発な夏期に多雨となること、降雨が糞虫の糞への飛来行動に影響しないこと (安田, 1984) によると考えられる。しかし、今回の研究でも凍結と融解の繰り返し (Wallmo *et al.*, 1962) によると思われる糞表面から崩れる分解や古い糞では降雨によると思われる破壊がみられた。このような糞虫以外の要因による分解消失が発生したことも気温だけで糞の消失率を説明できなかった一因ではないかと考えられ、気象要因と糞の分解消失との関係については今後さらに検討する必要があると思われた。

第3節 糞の散乱状態の違いによる糞の消失パターン

1.3.1 はじめに

ニホンジカの糞の消失率は、植生の違い (遠藤, 2001) や糞の新旧の違い (園部, 1973) によって影響されることが報告されている。一方、野外で観察されるニホンジカの糞塊を構成する糞粒のばらつき方は、糞粒が互いに接しているものから、1粒1粒が離れているものまで変化に富んでいる。糞の分解消失には糞虫の作用が大きく、糞虫は乾燥した糞を好まない傾向が強かった (第2節)。糞粒が互いに離れている糞塊では糞粒が接している糞塊に比べ乾燥が進みやすく、糞の消失率も低下することが予測される。しかし、糞の散乱状態の違いが糞の消失率に与える影響についてはこれまで全く検討されていない。

そこで本節では、まず糞塊内の糞粒間隔の状況を明らかにし、次に、その結果に基づいた間隔に新鮮な糞粒を設置して糞の消失調査を行い、糞の散乱状態によるニホンジカ糞の消失パターンを明らかにした。

1.3.2 糞塊内における糞粒間隔

1.3.2-1 調査地および方法

福岡県東部に位置する犬ヶ岳の標高580~640mの地域で、1997年11月に散乱状態が異なる10糞塊について、糞粒間の距離を測定した。測定にあたっては、i番目の糞粒とi番目に最も近接している糞粒の最短

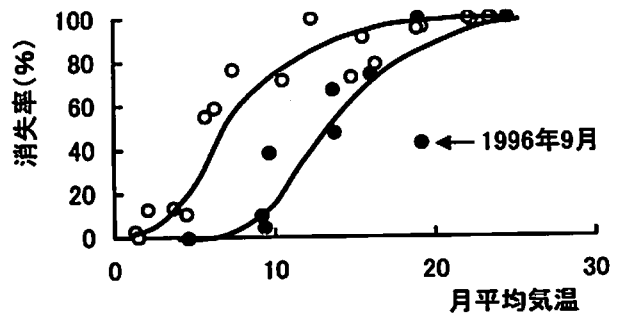


図1.2-8. 糞設置1カ月間の消失率と気温との関係
白丸は1月から7月まで、黒丸は8月から12月までを示す。

間隔を測定した。

1.3.2-2 結果および考察

10糞塊で834カ所の糞粒間隔を測定した。最大距離は73cmであった。

測定結果を糞間距離別の出現頻度で示した(図1.3-1)。糞粒が1cm以上離れていたのが84.8%を占め、糞間距離1cm未満(糞粒同士がほとんど接した状態)は15.2%にすぎなかった。最も多かったのは1~5cmの間隔で、全体の49.2%を占めていた。

糞粒間の距離の頻度分布は糞塊によって大きく異なっていた。No.1の糞塊では糞間距離1cm未満が45.8%で、5cm未満が86.1%に達していた(このような糞粒のほとんどが接している糞塊を集団型と呼ぶ)。これに対してNo.5の糞塊では1cm未満が2.7%で、ほとんどの糞粒が離れていたが、1~5cmが27.4%、5~10cmが23.3%で、1~10cmの階層が約半数を占めていた(このような糞粒のほとんどが離れて散乱している糞塊を分散型と呼ぶ)。No.9の糞塊では1cm未満が20.5%であったが、5cm以上も32.9%を占め、No.5とNo.1の中間的な分布を示した(このような糞粒の一部は近接しているが、離れて散乱している糞粒も存在する糞塊を中間型と呼ぶ)。

以上のように、分散型においても1~5cmの階層で最も頻度が高いこと、糞粒間隔を大きくすればするほど糞を置く面積も広くなり残存調査が困難になることから、糞粒の散乱状態の違いによる糞の消失率調査には糞粒間隔5cmを採用した。

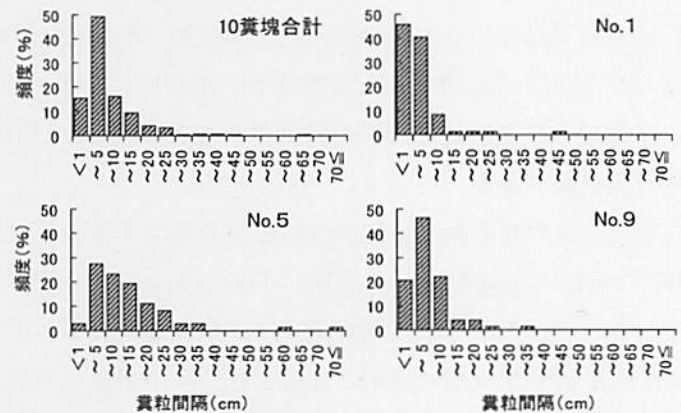


図1.3-1. 糞塊内の糞粒間隔の頻度分布

散乱状態の異なる10糞塊について調査。No.1は糞塊内の糞粒のほとんどが接している集団型、No.5は糞塊内の糞粒のほとんどが離れている分散型、No.9は接している糞粒と離れている糞粒が混在している中間型の分布を示す。

1.3.3 糞の消失パターン

1.3.3-1 調査地および方法

第2節で糞消失調査を行った犬ヶ岳山麓のスギ林、ヒノキ林、マツ林に、第2節同様阿蘇観光牧場で採取した新鮮な糞50粒を5cm間隔で設置したセットを各林分に2カ所ずつ合計6カ所を1998年7月、8月、11月、1999年1月、4月、5月の各中旬に設置し、1カ月ごとに1999年10月まで残存する糞粒数を調べた。各林分におけるセットは約10m間隔とし、糞の設置は第2節の調査と同時にを行った。

第2節で得られた糞粒を互いに接した状態での消失パターンとの比較は、Statview ver.5.0を用いて、残存糞粒数の推移が両者間で異なるかどうかについて、糞を設置した月ごとに Two-way Repeated-Measures ANOVA における糞の設置状況と設置してから経過月に有意な交互作用が認められるか検定した。

1.3.3-2 結果および考察

調査期間をとおして動物による踏み付けやコウベモグラ、ヒミズなどの坑道への流失、降雨による流失は認められなかった。

ヒノキ林、スギ林、マツ林における糞の減り方はほぼ同じであったので、糞の消失パターンの比較には

各林分のデータを合わせて用いた (図1.3-2)。集団状と分散状に設置した糞の経過月ごとの残存糞粒数の違いは設置した月によって異なっていた。7月, 8月は両者とも1カ月までに設置した50粒全てが消失した。11月は集団状が設置1カ月後から緩やかに減少したのに対し, 分散状では設置5カ月後までほとんどの糞が残存し, 糞の減り方には両者間で有意な差が認められた ($F = 2.263, p < 0.05$)。1月は設置1カ月までに残存する糞粒数は両者間に大きな違いはなかったが, 設置2カ月以降に残存する糞粒数は分散状で多く, 糞の減り方には両者間で有意な差が認められた ($F = 4.202, p < 0.001$)。4月は設置2カ月までに残存する糞粒数が集団状に比べ分散状に設置した糞で多く, 糞の減り方には両者間で有意な差が認められた ($F = 4.901, p < 0.01$)。5月は集団状に比べ分散状に設置した糞で残存する糞粒数が多かったが, 糞の減り方には両者間に有意差が認められなかった ($F = 1.185, p > 0.05$)。

この調査地では糞の消失パターンの季節変化は糞虫の出現パターンと同調し (第2節), 糞を集団状, 分散状で設置しても糞の減り方が同じであった5月, 7月, 8月はオオセンチコガネの活動時期と一致した。これに対して, 糞の設置の仕方によって糞の減り方に有意な差があった11月, 1月, 4月はチャグロマグソコガネやクロオビマグソコガネの活動時期であった。これらの糞虫は糞の中に穿孔する Dwellers (Cambefort and Hanski, 1991) に区分され, 乾燥した糞をほとんど採食しなかった (第2節)。集団状に配置した糞に比べ分散状に配置した糞では乾燥が進みやすいことが糞の減り方の違いの原因ではないかと考えられる。このように, 集団状に設置した糞と分散状に設置した糞の減り方の違いにみられる季節性も糞虫の出現パターンと糞虫の糞利用様式の違いに同調したものと考えられる。

岩本ほか (2000) は糞消失率の季節変化を考慮した密度推定式を考案しているが, この研究に用いられている糞消失率は糞粒を接した状態で測定している。本研究は糞粒の散乱状態の違いが糞の消失率に影響を及ぼすことを明らかにした。したがって, 糞粒法によるニホンジカの推定精度を高めるためには, 糞の散乱状態による消失率の違いを推定式に反映させる必要があることが明らかになった。

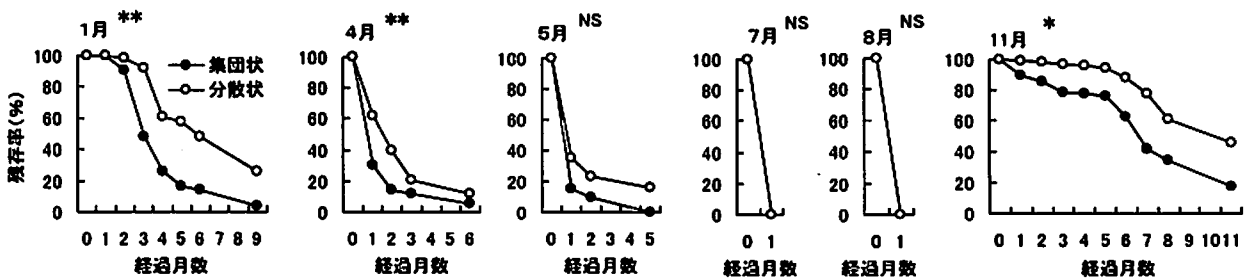


図1.3-2. 糞粒の散乱状態による消失パターンの違い

●は集団状に, ○は分散状に設置した糞粒の消失で, 7月, 8月, 11月は1998年に, 1月, 4月, 5月は1999年に実施した。月の右側に示したマークは, Two-way Repeated-Measures ANOVAによる調査年と糞を設置してから残存糞粒数の推移との間の交互作用を検定した結果で, NSは有意差なし ($p > 0.05$), *は $p < 0.05$, **は $p < 0.001$ で有意差ありを示す。

第4節 福岡県に適したニホンジカの生息密度推定法の改良

1.4.1 はじめに

糞粒法に基づくニホンジカの密度推定式は, 次の式が用いられている。この式は, 森下ほか (1979) がニホンカモシカについて糞粒消失率と生息密度に定常状態を仮定し, 小野ほか (1983) がツシマジカの個体数調査に応用した式である。

$$N = \frac{f'c}{h\beta} \quad (1.1)$$

ここで、 N はツシマジカの密度、 f' は調査で見出された糞粒数、 β は糞粒発見率、 c は単位時間当たりの糞粒の連続消失率、 h はツシマジカ1頭当たり単位時間当たりの排泄糞粒数で、 β に糞粒調査を1m×1mの方形枠で実施することにより糞の見落としはないとして1を、 c に12月に設置した糞から得られた消失率0.0418を、 h に高槻ほか(1981)の30,300粒/月をあてている。糞粒法に基づく密度推定は、この式と数値が一般的に使用されている(自然環境研究センター, 1994a, 1996, 1997, 1998b, 1999)。

しかし、これまでのニホンジカの糞の消失に関する研究(阿部・吉原, 1970; 園部, 1973; 曾根, 1977; 遠藤, 2001)や第2節の調査から明らかのように、糞の消失率は季節的に大きく変動する。これは式の条件に抵触し、1回の調査からシカの密度を推定する調査には使えない。そこで、岩本ほか(2000)は、第2節の1996年と熊本県白髪岳の月ごとの消失率をもとに、消失率が季節的に変化する条件下で使用できる密度推定プログラム「FUNRYU」を開発した。プログラムの理論は以下のとおりである。

まず、(2.1)式の連続消失率 c を以下の式で求めた。

$$c = -\ln\left(\frac{F_{i+1}}{F_i}\right) \quad (1.2)$$

ここで、残存率 F_{i+1}/F_i は、 i 月に存在していた糞粒数で、次の $i+1$ 月まで残っていた糞粒数を割ったものである。

次に、(1.1)式は連続消失率 c を一定と仮定しているが、実際は c が各月ごとに変化するため以下の式をあてた。

$$N = \frac{f'}{\beta h \left(\sum_{i=1}^T e^{-\sum_{j=1}^i c_j} \right)} \quad (1.3)$$

ここで、 T は遡る期間、 c_i は調査月の i カ月前の連続消失率で、 T を100カ月としている。

さらに、1個体当たり1カ月当たりの排泄糞粒数が季節によって変化すること(高槻ほか, 1981)を考慮して、(1.3)式を以下の式に発展させた。

$$N = \frac{f'}{\beta h \left(\sum_{t=1}^T h_t e^{-\sum_{i=1}^t c_{ti}} \right)} \quad (1.4)$$

ここで、 h_t は調査月から t カ月前の月に付加されたと仮定される1個体当たりの排泄糞粒数、 c_{ti} は調査月の t カ月前に付加された糞が i カ月前の月に経験した消失率を示す。

消失率は、本章第2節の1996年の各月の消失率と熊本県白髪岳で得られた1995年5月、12月、1996年8月に設置した糞の月ごとの単純消失率($1 - (F_{i+1}/F_i)$; 以下消失率とする)をもとに、糞の消失率と月平均気温、糞の月齢(糞が落とされてからの経過月数)の3変数による重回帰式からクワジニュートン法による係数近似によって得られた次の回帰式から求めた。

$$D = \frac{0.188T + 0.778}{0.027A + 0.057} \quad (1.5)$$

ここで、 D は消失率(%), T は月平均気温(°C), A は糞の月齢である。

そして、(1.5)式で得られた各月ごとの消失率(D)から(1.2)式によって連続消失率(c_{ti})を求め、(1.4)式によってシカ密度を推定するプログラムを作成した。

しかし、プログラムに使用した糞消失率は単年度のデータをもとにしており、本章第2節で明らかになった福岡県における消失パターンや年次変化を説明できるか検証されていない。また、本章第3節で明らかになった糞粒の散乱状態による糞消失率の違いが考慮されていないなどの課題がある。

そこで本節では、第2節で得られた3年間にわたる月ごとの糞消失率と第3節で得られた糞粒の散乱状態による糞消失率の違いをもとに、岩本ほか(2000)のニホンジカ密度推定プログラムを福岡県に適したプログラムへ改良する試みを行った。

1.4.2 計算の手順

1) 計算条件

計算の条件は岩本ほか(2000)に従い、シカの生息密度は長期に渡って変化しなかった(すなわち定常状態である)、糞粒の消失率は月ごとに変化すると考え、月の最初に全ての糞が付加され、月の最後に月特有の消失率で一度に消失すると仮定した。そして、全ての計算は月を単位に行った。

2) 消失率(D)の検討

まず、調査地に近い福岡県行橋測候所(標高7m)の気温を100mにつき0.6℃減少するという定法で補正した調査地(標高550m)の月平均気温を用いて、岩本ほか(2000)の(1.5)式から得られる月ごとの消失パターンと本章第2節で得られた集団状に配置した糞の消失パターンを比較した。そして、福岡県の消失パターンを記述する消失率(D)の回帰式を検討した。

次に、本章第3節で得られた糞の散乱状態による消失率の違いを(D)に反映させるため、野外における糞塊の散乱状態別出現率を調べた。調査は1998年から2001年の新鮮な糞の消失率が低い冬季に、犬ヶ岳地域、大日ヶ岳地域、古処・馬見地域で観察された新鮮な糞塊について、本章第3節で示した以下の散乱型に区分した。

集団型：糞粒のほとんどが接している糞塊(第3節図1.3-1のNo.1)。

分散型：糞粒のほとんどが離れて散乱している糞塊(第3節図1.3-1のNo.5)。

中間型：接している糞粒と離れている糞粒が混在している糞塊(第3節図1.3-1のNo.9)。

最後に、得られた回帰式を岩本ほか(2000)のシカ密度推定プログラム「FUNRYU」に組み込み、福岡県に適したプログラムを求めた。

3) 改良したプログラムの推定精度の検討

検討には、犬ヶ岳山麓の標高450~650mの地域で実施した生息密度モニタリング調査のデータを使用した。この調査は調査地域の森林に10m×10mの方形枠を100~200m間隔で18カ所設定し、1999年1月に枠内の糞を全て除去し、2002年2月まで毎年12月と2月(ただし、2000年は3月)に枠内にある全ての糞粒を拾い集めてカウントしたもので、12月の調査時には新鮮な糞50粒をセットにした糞塊を6糞塊ずつ設置し、次回調査時に残存粒数がカウントされている。

改良したプログラムで得られる密度との比較には、2月(ただし、2000年は3月)に得られた糞粒数についてTaylor and Williams(1956)の以下の式で求めた密度を用いた。この式と期間を使用したのは、調査期間内の消失率が組み込まれていること、冬季の消失率が他の季節に比べ安定していること(本章第2節)によっている。

$$r = \frac{1}{g} \cdot \frac{m_2 k_1 - m_1 k_2}{k_1 - k_2} \cdot \frac{\ln(k_1/k_2)}{t_2 - t_1} \quad (1.6)$$

ここで、 r は密度、 g はシカ1頭・1日当たりの排糞量、 m_1 は初回調査時に存在していた糞粒数、 m_2

は次回調査時に存在していた糞粒数、 k_1 は初回調査時にマークした糞粒数、 k_2 は初回マークした糞のうち次回調査時に残った糞粒数、 $t_2 - t_1$ は調査間隔で、 g には高槻ほか (1981) の冬季の値の1,200粒を用いた。

今回の調査では、初回調査時に調査枠内の糞を全て除去しているため、次回調査時にカウントされた糞粒数を M' として、次式で密度を求めた。

$$r = \frac{1}{g} \cdot \frac{M'}{1 - k_2/k_1} \cdot \frac{\ln(k_1/k_2)}{t_2 - t_1} \tag{1.7}$$

1.4.3 結果

1) 観察結果に適合した糞の消失率の回帰式の検討

本章第2節で得られた集団状に設置した消失パターンと (1.5) 式で得られる消失パターンを比較した結果、(1.5) 式で得られる消失パターンは、設置1カ月後の消失率が春から秋にかけては過小に、冬は過大になっていることが明らかになった (図1.4-2)。この原因として、岩本ほか (2000) は全ての糞齢の消失率を込みにして回帰式を求めているため、新鮮な糞 (0 齢糞) が春から秋にかけて急速に、冬は緩やかに消失する福岡県の消失パターンを反映できなかったためと考えられた。

0 齢糞の消失率は気温との相関が高く、また、その関係は1月から7月までと8月から12月に分けた方があてはまりが良かった (本章第2節)。そこで、それぞれの期間ごとに消失率 (D_0) を推定する回帰式を求めた。ここで、1996年9月は気温に対して消失率が著しく低く、このデータを込みにすることで他の月の消失率とのあてはまりが悪くなるという現実的な理由から、回帰式を求める範囲から除外した。消失率は0%以下や100%以上となることはありえないため、ロジスティック曲線での回帰が有効と考えられたが、得られたロジスティック曲線と観察値とのあてはまりは良くなかった。そこで、観察値とのあてはまりが1~7月で $R^2 = 0.919$ 、8~12月で $R^2 = 0.951$ と最も良かった以下の3次式とした (図1.4-1)。

$$1 \text{ 月} \sim 7 \text{ 月} : D_0 = 0.018T^3 - 0.965T^2 + 17.944T - 26.507 \tag{1.8}$$

$$8 \text{ 月} \sim 12 \text{ 月} : D_0 = -0.042T^3 + 1.636T^2 - 12.195T + 24.438 \tag{1.9}$$

1 齢糞以降については、岩本ほか (2000) に従い分数式で消失率 (D_1) を推定することとし、統計パッケージ (STATISTICA) の準ニュートン法により、以下の回帰式を得た。

$$D_1 = \frac{0.184T + 0.513}{0.023A + 0.036} \tag{1.10}$$

ここで、 D_1 は1 齢糞以降の消失率 (%), T は月平均気温 (°C), A は糞の月齢である。相関係数は0.583であった。

これらの回帰式で得られる期待値と、(1.5) 式のみによる期待値を比較した (図1.4-2)。その結果、春から夏にかけて設置した糞では観察値と良くあてはまった。しかし、冬季に設置した糞では設置数カ月まではあてはまったが、それ以降は観察値に比べ過大であった。冬季に設置した糞は Dwellers であるチャグロマグソコガネの摂食によって穴があげられており、春以降の降雨による影響が大きい (本章第2節) と考えられる。

次に、年次間で糞の減り方が有意に異なっていた3月、10月、11月に対するあてはまり方について比較

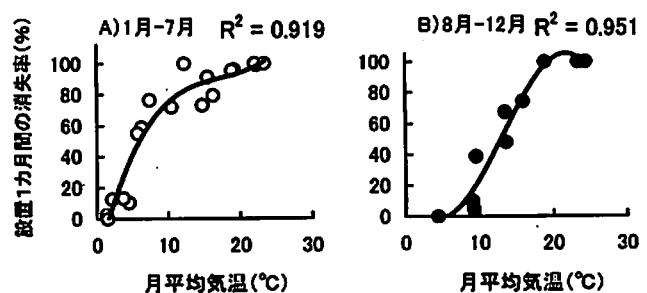


図1.4-1. 設置1カ月間(0 齢糞)の消失率と月平均気温との関係

した(図1.4-3)。期待値は3月、10月の年変化に良くあてはまったが、11月は期待値と観察値が異なっていた。これは春から秋にかけて新鮮な糞を急速に消失させるオオセンチコガネの糞への飛来温度が12~30℃であり(笹山ほか, 1984), 気温が低下する11月は月平均気温だけでなく、糞虫が活発に活動できる温度を超える日数にも影響されるためではないかと考えられる。

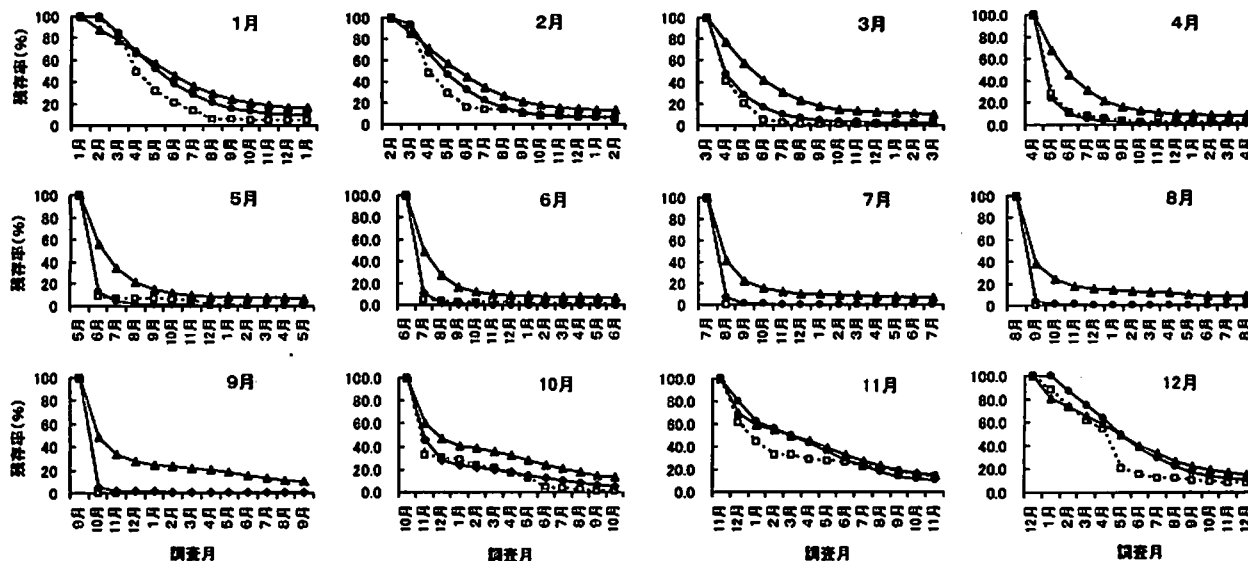


図1.4-2. 1997年の各月に配置した糞の消失パターンと消失率回帰式による消失パターンの比較

□は観察値, ▲は岩本ほか(2000)の回帰式(1.5式)で得られる期待値, ●は本文(1.8), (1.9), (1.10)式で得られる期待値を示す。

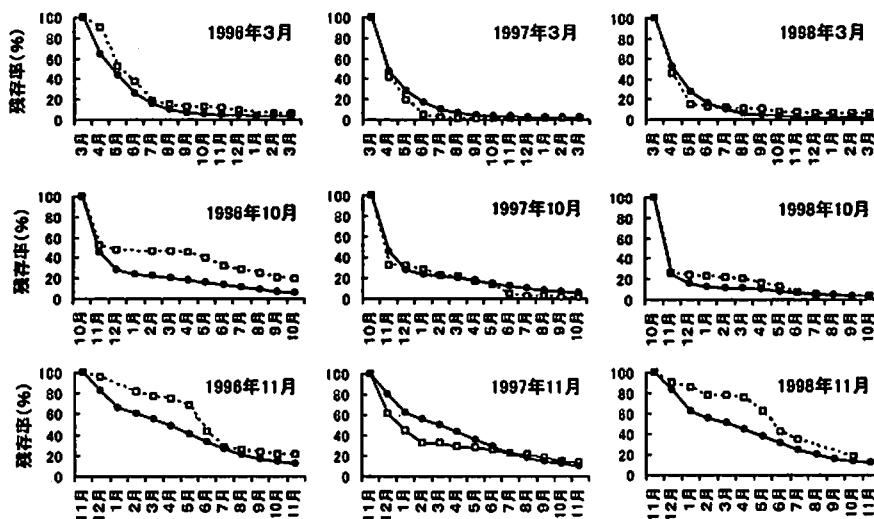


図1.4-3. 糞消失パターンに年次変化がみられた3月、10月、11月の観察値と期待値による消失パターンの比較

□は観察値, ●は本文(1.8), (1.9), (1.10)式で得られる期待値を示す。

2) 野外における糞の散乱状態別出現率

結果を表1.4-1に示した。調査した糞塊数は、豊前市岩屋地域が270個、大日ヶ岳地域が104個、古処・馬見地域が73個、計447個で、地域間で散乱状態に差がみられなかった($\chi^2=2.810$, $df=4$, $p>0.05$)。

そこで、全地域を合計して散乱状態別の出現率をみると、
 集団型が35.1%、分散型が28.9%、中間型が36.0%であ
 った。

3) 福岡県に適した密度推定プログラムへの改良

プログラムの基本構成は岩本ほか (2000) に従い、①
 このプログラムに福岡県の消失率に適合する消失率 (D)
 が得られる回帰式に変更する、②糞の散乱状態による消
 失率の違いを (D) に反映させる、の2点について改良
 を行った。

まず、①については、0歳糞の消失率を改良することで、福岡県豊前市で得られた糞の減り方に近い消
 失率が得られた。冬季については回帰式の期待値と観察値にずれがみられ、この期間については気温、降
 水量、糞の月齢の3者の重回帰式を検討することが考えられるが、降水量は地域によって大きく異なり調
 査地域のデータが得にくいという実用性を考慮し、ここでは0歳糞について1~7月に (1.8) 式を、8~
 12月に (1.9) 式を使用し、1歳糞以降は (1.10) 式を使用することとした。

次に、②については、分散糞と集団糞の減り方が有意に異なっていた11月から4月まで (本章第3節)
 について分散糞の消失率を考慮することとした。図1.4-4に分散糞と集団糞の消失率の比率 R (分散糞の
 消失率/集団糞の消失率) と糞月齢 (A) との間の相関関係を示している。糞を設置した月によって相関関
 係が異なっていたが、11月と1月は両月のデータを込みにして扱っても統計的に有意な差を持たないこと
 (t検定, $p > 0.05$) から、11月と1月を込みにした場合 ($R^2 = 0.761$, $df_1 = 1$, $df_2 = 14$, $F = 44.64$, $p <$
 0.0001) と4月 ($R^2 = 0.726$, $df_1 = 1$, $df_2 = 2$, $F = 5.29$, $0.1 < p \leq 0.2$) で以下の回帰式を得た。

$$11月, 1月 : R = 0.084A - 0.054 \tag{1.11}$$

$$4月 : R = 0.071A + 0.557 \tag{1.12}$$

4月については有意性が認められなかった。これはサンプル数が4と少ないためと考えられた。

分散糞の消失についての調査は12月、2月、3月は行っていないが、集団糞の消失パターン (本章第2
 節) から本研究では11月から2月にかけてが (1.11) 式で、3月、4月が (1.12) 式で得られる比率で推
 移するとみなした。そして、散乱状態の区分である集団型、中間型、分散型のうち、分散型の糞塊で分散
 糞の消失パターンが発生すると仮定し、野外では29%の糞塊が分散型である (表1.4-1) ことから、29%が
 分散型、71%が集団型の消失率で推移するとした。

以上のことから得られる月ごとの消失率 (D) から
 (1.2) 式によって連続消失率 (c_{ti}) を求め、最後に (1.4)
 式によってシカ密度を推定するプログラム、「FUNRYU
 Ver. 1.2.1」 (以下「FUNRYU 福岡」とする) を作成し
 た (付録)。これは岩本ほか (2000) と同様に、Microsoft
 社製の Excel の Visual Basic で書かれており、調査地の
 月平均気温、調査した月、調査間隔、調査で得られた
 1 m²当たり糞粒数をシート中に記入すれば 1 km²当
 たりの密度が求められるようになっている。

4) 従来の方法による推定値との違い

まず、これまで糞粒法で一般的に使用されてきた小

表1.4-1. 野外で観察された糞塊の散乱状態¹⁾

調査地域	集団型	中間型	分散型	計
犬ヶ岳	101	96	73	270
大日ヶ岳	34	40	30	104
古処・馬見山	22	25	26	73
計	157	161	129	447
(出現割合%)	(35.1)	(36.0)	(28.9)	(100.0)

1) 集団型は糞粒のほとんどが接している糞塊、分散型は糞粒のほとんどが離れている糞塊、中間型は集団型と分散型の中間を示す糞塊。

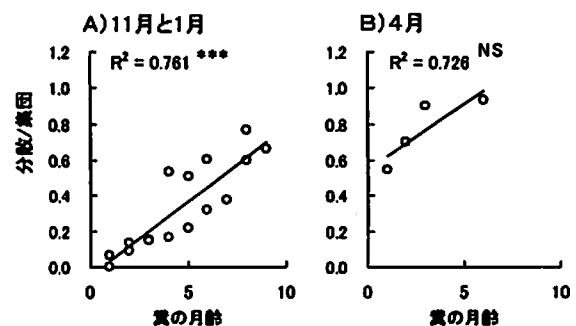


図1.4-4. 分散状と集団状に配置した糞の消失率の比率と糞の月齢の相関関係

***は相関係数が0.1%水準で有意であることを、NSは5%水準で有意差なしを示す。

野ほか(1983)の方法(以下、小野法とする)、岩本ほか(2000)のFUNRYUによる方法(以下、FUNRYU法とする)、本研究で求めたFUNRYU福岡による方法(以下、FUNRYU福岡法とする)で推定される月ごとの密度を比較した。小野法((1.1)式)は、連続消失率が定常状態であると仮定しているため、各月に調査地で得られる糞粒数が同じであれば、推定密度も同じ値となる。そこで、小野法で3頭/km²が推定される糞粒数2.17粒/m²が毎月の調査で得られたと仮定した。なお、FUNRYU法では調査地の過去10年間程度の長期間の月平均気温が、FUNRYU福岡法ではさらに調査月の直近12カ月の月平均気温が必要である。ここでは、生息密度モニタリング調査地の平均標高550mの気温を行橋測候所の1990年から1999年までの気温から100mにつき0.6℃減少する定法で算出した。

結果を図1.4-5に示した。FUNRYU法では4月が8.1頭と最も低く、10月が12.3頭と最も高く推定され、4月は小野法による推定密度3頭/km²の2.7倍、10月は4.1倍であった。岩本ほか(2000)はFUNRYU法と小野法を比較し、FUNRYU法では5月が最も低く小野法の3.2倍、10月が最も高く5.1倍であったと述べており、今回の結果と異なっていた。これは、使用した月平均気温が違うために消失率が異なることによっている。

これに対してFUNRYU福岡法では、2月から5月まではFUNRYU法による推定密度の1.3~1.5倍(小野法の3.5~4.5倍)と大きな差はみられなかったが、6月から急激に推定密度が高くなり、10月には40.8頭で、FUNRYU法の3.4倍、小野法の13.6倍であった。FUNRYU福岡法による夏季から秋季にかけての推定密度の高さは、図1.4-2から明らかなように、FUNRYU法に比べ4月から10月にかけての消失率(D₀)が高く、その結果、これらの期間中には糞が非常に少なくなっているためである。

次に、犬ヶ岳山麓におけるモニタリングデータを用いて、FUNRYU法、FUNRYU福岡法およびTaylor and Williams(1956)の式(以下、Taylor法とする)で密度を推定した(表1.4-2)。12~2月の推定密度は、Taylor法とFUNRYU福岡法はほぼ同じで、FUNRYU法はTaylor法による密度に比べ1.1~1.2倍とやや高い密度であった。これに対して2~12月の推定密度は、FUNRYU福岡法が次期の12~2月のTaylor法による密度の82~90%であったが、FUNRYU法ではTaylor法の48~53%の密度であった。2~12月の



図1.4-5. 「FUNRYU福岡」プログラムに糞粒密度2.17粒/m²を与えた場合のニホンジカの推定密度変化

●はFUNRYU福岡、□は岩本ほか(2000)のFUNRYU、▲は小野ほか(1983)の方法によって得られる推定値で、糞粒密度2.17粒/m²は、小野ほか(1983)の推定式で3頭/km²を与える糞粒数(本文参照)。

表1.4-2. 犬ヶ岳のデータを用いた推定密度比較

調査間隔	Taylor法 ¹⁾	FUNRYU法 ²⁾	FUNRYU福岡法
1999年1月-1999年12月		7.7	14.5
1999年12月-2000年3月	16.1	19.4	16.7
2000年3月-2000年12月		9.4	16.2
2000年12月-2001年2月	18.6	22.3	19.0
2001年2月-2001年12月		5.0	8.0
2001年12月-2002年2月	9.8	10.6	9.5

1) Taylor and Williams(1956)の式による推定値で、調査開始時に糞を設置し、次回調査時に残存した糞粒数を式に代入した。

2) 岩本ほか(2000)の密度推定プログラムによる推定値。

密度が低いのは、この期間に落とされた糞では春から秋にかけて激しい消失を経験したため数粒ずつで残されていることや、糞の上に落葉が覆うなど糞の発見率が低下することが原因の一つと考えられる。

1.4.4 考察

Taylor and Williams (1956) の式は消失率や個体数を定常状態と仮定すると、森下ほか (1979) の (1.1) 式で表される (東・江口, 1982)。岩本ほか (2000) はこの式をもとに消失率が季節的に変化する条件下でどの時期に調査しても密度を推定できるプログラムを開発した。このプログラムで推定される密度は、従来一般的に使用されてきた森下ほか (1979) の方法による推定密度の3.2~5.1倍もの高さとなり、精度の検証の必要性が指摘されている (岩本ほか, 2000)。西下 (1999) は宮崎県の捕獲数動向をシミュレーションし、森下ほか (1979) の方法で求めた個体数では宮崎県のシカ個体群は絶滅に近くなるが、岩本ほか (2000) のプログラム「FUNRYU」で求めた個体数は最近の大量の捕獲数動向を説明しようと述べている。また、住吉ほか (2003) はシカ個体数が全数カウントによってほぼ把握されている面積28haの平坦な鹿児島県阿久根大島で冬季に糞粒法の調査を行い、Taylor and Williams (1956) の式と岩本ほか (2000) のプログラム「FUNRYU」で得られる密度が実際の生息密度とほぼ一致することを報告するなど、プログラム「FUNRYU」の精度は検証されつつある。

今回の研究では、岩本ほか (2000) の方法をもとに、さらに福岡県の糞の消失実態にあったプログラムに改良した。その結果、「FUNRYU 福岡」は岩本ほか (2000) のプログラムに比べさらに高い密度を与えた。しかし、Taylor and Williams (1956) の式で得られる密度に岩本ほか (2000) の「FUNRYU」より近い密度が得られたことから、福岡県のシカ密度を推定するには「FUNRYU」より「FUNRYU 福岡」が適していると考えられた。また、「FUNRYU」では長期間の月平均気温を用いるため、本章第2節で明らかになった気温変化に伴う消失パターンの年次変化に対応できなかった。しかし、「FUNRYU 福岡」では年次変化の主な原因であった0歳糞の消失率を気温と対応させることで糞消失パターンの年次変化に敏感に対応できる点でも現実的である。

シカ密度推定プログラムは、糞の消失率が季節的に変化する条件下でも、どの時期に調査しても密度が推定できる (岩本ほか, 2000)。しかし、「FUNRYU 福岡」に使用した消失率の回帰式は春以降の降雨によると思われる消失率の増加に対応しておらず、春から秋にかけては期待値と観察値に差が認められた。また、プログラムによる計算上、月の最初に全ての糞が付加され、月の最後に月特有の消失率で一度に消失すると仮定せざるをえなかったが、春から秋にかけての新鮮な糞の消失は数日の間に急激に起こる (本章第2節表1.2-2)。したがって、糞粒調査は晩秋から初春にかけて実施した方が良いと考えられる。

「FUNRYU 福岡」で得られる密度は、秋には岩本ほか (2000) の「FUNRYU」の3.4倍もの高さになる。これは春から秋にかけて糞が急速に消失するためであるが、この原因はオオセンチコガネの作用によるものであり、このプログラムの使用にあたっては、オオセンチコガネ、あるいはオオセンチコガネと同様な影響を及ぼす糞虫が生息していることが条件となる (本章第2節)。そのような糞虫として福岡県ではセンチコガネが該当する。両種の福岡県における生息地は、英彦山地、三郡山地、福智山地などで記録されており (高倉, 1989)、論者は古処山地でもセンチコガネを確認している。このように両種は福岡県でシカが生息する山地 (第2章) に広く分布しており、本研究で作成したシカの生息密度推定プログラム「FUNRYU 福岡」は、福岡県のシカ分布地域に適用できると考える。

シカ糞の消失の季節変化と糞虫の発生消長を連動させた研究は金華山 (園部, 1973)、鹿児島県 (佐藤ほか, 2001)、白髪岳 (坂田ほか, 未発表) で行われ、3地域とも夏にオオセンチコガネが優占し、この期間の

糞の減り方は今回の結果と一致している。したがって、本研究で作成したプログラムは、福岡県のみならず他の地域でも応用できると考えられる。

糞虫の最適活動温度や糞への飛来温度は種類によって異なっており（笹山ほか，1984；細木，1985），糞の消失パターンが糞虫の種類によって異なる可能性がある。今後糞の消失パターンが糞虫の種類組成が異なる地域で明らかになれば，糞虫の種類組成ごとにシカ密度推定プログラムを作成することが可能となり，生息密度調査地域の糞虫相と気温からその地域のシカ密度を推定することができると考える。

第5節 結論

本章では，福岡県におけるニホンジカ糞の消失パターンを3年間に渡り調査し，その結果をもとに福岡県に適した糞粒法による生息密度推定式の改良を行った。

第2節では，シカ糞の消失と糞の分解消失に及ぼす糞虫の影響を明らかにするため，1996年3月から1999年1月までのほぼ毎月，福岡県犬ヶ岳のスギ林，ヒノキ林，アカマツ林に冷凍保存した排泄直後の糞50粒ずつと新鮮なシカ糞を入れたピットホールトラップを1調査地に2～3カ所，合計6～9カ所設置し，月ごとの糞の消失率と糞虫の発消長を調査した。

冷凍した糞と現地で採取した未冷凍糞の消失率の推移に有意差はなく，冷凍糞を用いた本研究の結果は自然状態での糞の消失実態を再現していると考えられた。

スギ林，ヒノキ林，アカマツ林での消失パターンは1年を通してほぼ同じであった。消失率の推移は糞を設置した季節によって大きく異なり，春から秋は最初の1カ月間で急速に消失したが，冬に設置した糞は緩やかに消失した。糞が急速に消失した季節はオオセンチコガネの，緩やかに消失した季節はチャグロマグソコガネの出現期間とほぼ一致していた。ほとんどの月では糞の消失率の推移に年間の違いはなかったが，3月，9～11月に設置した糞では有意差がみられた。この違いは，糞虫の出現時期や活動性が気温の影響を受けるためと考えられた。糞虫が入れないようにした糞の消失率は自然状態の糞よりも極端に低かった。以上のことから，糞の分解消失には糞虫の活動が大きく関与していることが明らかになった。

第3節では，野外で観察されるシカの糞塊が，糞粒が接している集団状のものや糞粒間が離れている分散状のものがあることから，糞粒を5cm間隔で設置した分散状の消失率を1998年7月，8月，11月，1999年1月，4月，5月に調査した。

5月，7月，8月の消失率の推移は，集団状に設置した場合と有意差がなかった。しかし，11月，1月，4月に設置した糞では有意差がみられ，分散状では集団状に比べ消失率が低かった。この時期はチャグロマグソコガネやクロオビマグソコガネの活動時期と一致し，糞の散乱状態による消失率の違いは糞虫の糞利用様式の違いに同調したものと考えられた。

第4節では，第2節，第3節で得られた福岡県におけるシカ糞の消失実態から，岩本ほか（2000）のシカ密度推定プログラムを福岡県に適したプログラムへ改良した。

岩本ほか（2000）の消失率を求める回帰式から得られる月ごとの消失率と第2節で得られた消失率を比較した結果，設置1カ月の消失率が岩本ほか（2000）の方法では春から秋にかけて過小に，冬は過大になっていることが明らかになった。第2節で示した福岡県犬ヶ岳の森林における設置1カ月間の消失率と気温との間には1～7月（ $R^2=0.919$ ），8～12月（ $R^2=0.951$ ）で高い相関関係がみられ，得られた回帰式を0齢糞（新鮮な糞）に適用すれば観察値に近い消失パターンが得られることが明らかになった。

月ごとの分散糞と集団糞の消失率の比率は糞齢と相関関係がみられ，月ごとの分散糞の消失率は集団糞の消失率に糞齢ごとの比率を乗じれば求められる。野外で447糞塊について散乱状態を調べた結果，29%

が分散糞であった。集団状と分散状に設置した場合で消失率に差がみられた11月から4月にかけては、29%の糞塊では分散状の消失率で、71%の糞塊では集団状の消失率で推移すると仮定した式をプログラムに付加した。

以上の改良を行ったシカ密度推定プログラム「FUNRYU 福岡」で求められるシカ密度の精度を確認するために、福岡県犬ヶ岳で行った調査データをもとに、Taylor and Williams (1956) の方法、岩本ほか (2000) のプログラム「FUNRYU」との比較を行った。その結果、「FUNRYU 福岡」で推定される密度は、岩本ほか (2000) のプログラム「FUNRYU」より Taylor and Williams (1956) の方法に近い値となったことから、福岡県のシカ密度調査には本研究で得た「FUNRYU 福岡」が適していると考えられた。

第2章 福岡県におけるニホンジカの生息状況

第1節 序

野生動物の分布や個体数を明らかにすることは、対象とする動物の保護管理策を樹立するための基礎段階である(丸山ほか, 1977)。しかし、福岡県においては、鈴木(1955)がチョウセンイタチ (*Mustela sibirica*) の分布について、千葉(1959)が九州北部におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*)、ニホンカモシカ (*Capricornis crispus*)、ニホンジカ (*Cervus nippon*)、ニホンイノシシ (*Sus scrofa leucomystax*) の分布について、環境庁(1978)が第2回自然環境基礎調査においてニホンザル (*Macaca fuscata*)、ニホンジカ、ニホンイノシシ、キツネ (*Vulpes vulpes*)、タヌキ (*Nyctereutes procyonoides*)、アナグマ (*Meles meles*) の分布について、池田(1988)がニホンイノシシの分布について報告しているにすぎない。また、個体数については、筑後平野におけるカササギ (*Pica pica*) の営巣密度に関する調査が行われている(池田, 未発表; 福岡県教育委員会, 1998)が、獣類については香春岳のニホンザル(熊谷, 1966; 小野ほか, 1972)に関する調査が行われている程度で、シカについては全く行われていない。

そこで本章では、福岡県におけるニホンジカの保護管理策を策定するために、第2節では、福岡県におけるニホンジカの分布動向を明らかにし、分布変化に影響を及ぼした要因について考察した。第3節では、ニホンジカの季節的移動の実態を明らかにし、福岡県における糞粒法の調査ルーチンについて検討した。第4節では、本章第2節で明らかにした分布域で、本章第3節で示す調査ルーチンと第1章で開発した生息密度推定プログラムを用いて生息密度を推定し、密度分布の特徴と密度勾配の要因について考察した。

第2節 福岡県におけるニホンジカの分布

2.2.1 はじめに

福岡県のニホンジカの分布については、1978年に環境庁が全国的に実施した第2回自然環境基礎調査以降行われていない。本種の生態的分布は自然的な要因と人為的な要因を有し、前者には積雪が、後者には農林業の開発と狩猟が有力である(丸山, 1981)。福岡県は暖温帯に位置し、気候は概して温暖であるが、日本海型気候の特徴をもち、山岳地では1mを超える積雪があるが、近年は暖冬傾向の影響で積雪量は減少している(緒言)。また、林業も古くから盛んで、人工林率は65%と北海道を除く全国平均44%を大きく上回っている。さらに、1960年代からのイノシシの分布域の拡大とともに農林業被害が増加し、全県的に1年を通した有害駆除が実施されている。このような背景の中で、ニホンジカの分布も大きく変化していることが予想される。

そこで本節では、1985年から定期的実施した分布調査をもとに、福岡県におけるニホンジカ分布の現状と最近の分布変動を明らかにするとともに、これまでの資料を分析し、福岡県のニホンジカの分布と人為との関係について考察した。

2.2.2 調査方法

調査は福岡県第6次～第8次鳥獣保護事業の一環として実施された「狩猟に関するアンケート調査」の一部として行った。調査対象者は1985年度、1990年度、1995年度に狩猟者登録証を交付された県内居住者全員で、アンケート用紙は狩猟者登録証の交付時に配布し、狩猟期間終了後狩猟者登録証の返納時に回収した。調査対象者数、アンケート回収数は表2.2-1に示した。

シカについての設問は、「捕獲場所」や「足跡・角こすりなど生息痕の確認場所」で、1990、1995年度には個体数についての狩猟者の意識を調べるために、「頻繁に狩猟する場所で以前（5年前）に比べて増えたか」という設問を新たに追加した。回答は、場所については小字名や山地名などできるだけ詳細に記述するように依頼し、シカが増えたかについては、「増加」、「減少」、「変わらない」の選択肢を設けた。

回答内容は、福岡県本土を国土地理院発行の5万分の1地形図を16等分した区画（約5km四方の大きさ）

表2.2-1. アンケートの発送数、回収数

	1985年度			1990年度			1995年度 ¹⁾		
	発送数	回収数	回収率	発送数	回収数	回収率	発送数	回収数	回収率
筑後農林管内	—	—	—	680	264	38.8	570	231	40.5
甘木農林管内	—	—	—	645	446	69.1	530	352	66.4
福岡農林管内	—	—	—	1000	416	41.6	895	177	19.8
飯塚農林管内	—	—	—	1196	504	42.1	845	242	28.6
八幡農林管内	—	—	—	627	488	77.8	498	303	60.8
行橋農林管内	—	—	—	457	170	37.2	348	88	25.3
計	5656	1497	26.5	4605	2288	49.7	3686	1393	37.8

1) 1995年度は乙種狩猟免許取得者の状況を示す。

の236区画に分け、区画単位で整理した（図2.2-1）。回答者が示した地名が不明な場合は、市町村役場、森林組合、農林事務所あるいは直接回答者に聞き取りした。ただし、回答された地名が非常に広い範囲（・・・町全域、・・・山地、・・・山一帯など）を示す場合は除いた。

オスジカの捕獲については1990年度調査で24人から31頭、1995年度調査で59人から93頭の回答があった。捕獲日や捕獲場所から複数の狩猟者が重複して回答された個体はなく、アンケート調査で得られた捕獲数が鳥獣関係統計（環境庁）に報告された県内捕獲数に占める割合はそれぞれ25.6%、43.4%であった。福岡県の狩猟者の出猟範囲は地域によって異なり、福岡市を含む福岡農林事務所管内、北九州市

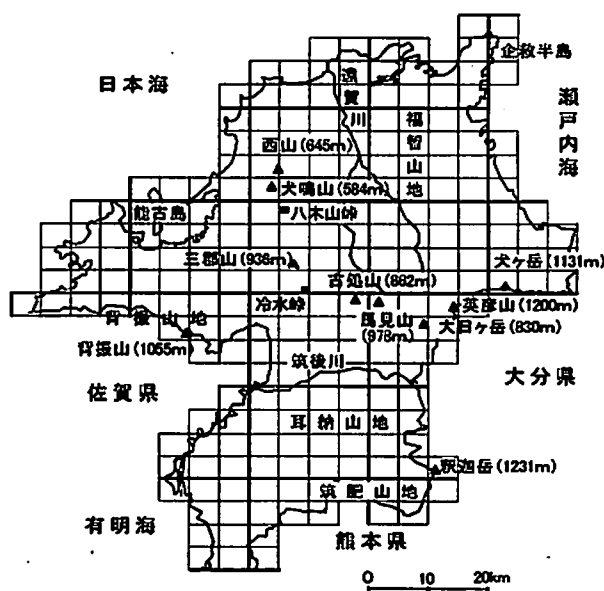


図2.2-1. 調査区画と主要山岳、河川

区画は国土地理院発行の5万分の1地形図を16等分したもので、太線が5万分の1地形図を示す。

を含む八幡農林事務所管内の狩猟者は広範囲に出猟する傾向があるが、飯塚、行橋、甘木、筑後農林事務所管内の狩猟者の多くは地元に出猟する傾向が高い（福岡県資料）。しかし、今回のアンケート調査の各農林事務所管内ごとの回収率は一様ではなかった（1990年度： $\chi^2=78.33$, $df=5$, $p<0.001$, 1995年度： $\chi^2=62.14$, $df=5$, $p<0.001$ ）ため、捕獲場所については生息情報にとどめ、捕獲傾向に関する分析は行わなかった。

個体数についての狩猟者の意識については、同一区画に複数の回答があった場合、「増加」という回答に「+1」、「減少」という回答に「-1」、「変わらない」という回答に「0」を与え、平均値が ≥ 0.25 を「増加」、 $-0.25 < +0.25$ を「変わらない」、 ≤ -0.25 を「減少」とした。

2.2.3 結果

1) 分布の現状

現在の分布域については、1995年度調査に基づいて、「捕獲場所」、「生息痕の確認場所」についての回答を集計した。結果を図2.2-2に示した。シカの生息は51区画（全体の21.6%）で得られた。

本種の分布は、県北部の犬鳴山を中心とする地域（以下、犬鳴分布域とする）と県中央部から東部にかけての英彦山を中心とした地域（以下、英彦山分布域とする）に集中していた。英彦山分布域は41区画に及び、県内のシカ分布区画数の80.4%を占めていた。この分布域は大分県北西部へ連続した分布域を持つ（池田ほか、2001）。犬鳴分布域は10区画であり、県内のシカ分布区画数の20.6%にすぎず、英彦山分布域とは三郡山地の八木山峠と冷水峠をはさんで分断されていた。

一方、県西部の背振山地や県南部の耳納山地、筑肥山地、県北東部の福智山地からは生息の回答がなかった。

次に、シカの分布域と鳥獣保護区の設定状況を比較した（図2.2-2）。鳥獣保護区の設定区画は区画の1/4以上の面積が鳥獣保護区に指定されている区画（丸山ほか、1977）とした。シカ分布域における鳥獣保護区の区画数は犬鳴分布域が1区画、英彦山分布域が6区画で、各分布域に占める鳥獣保護区設定区画の割合はそれぞれ10.0%、14.6%であった。

2) 分布域の変化

福岡県におけるシカの分布に関する本格的な調査は1978年に環境庁（現、環境省）によって聞き取りにより実施され、情報は今回と同様5万分の1地形図を16等分した区画に整理されている（環境庁、1978）。そこで、1978年の環境庁調査結果と1985年度、1990年度、1995年度のアンケート調査結果を比較した（図2.2-3）。これらの結果から、犬鳴分布域と英彦山分布域は、少なくとも1978年以降八木山峠と冷水峠を境として分布が連続していない。そこで、分布域別に生息情報が得られた区画数を年代別に集計した（表2.2-2）。なお、犬鳴分布域の東端は遠賀川とした。

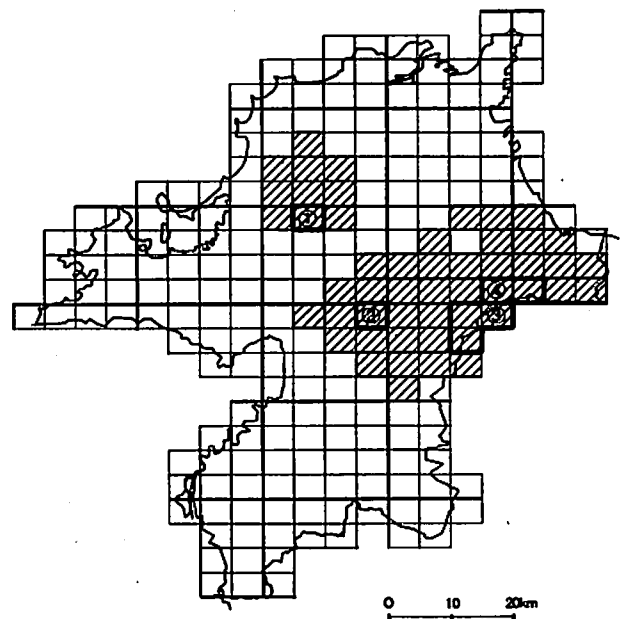


図2.2-2. 1995年度アンケート調査によるニホンジカの分布

■はニホンジカの生息情報が得られた区画を、太枠は鳥獣保護区が設定されている区画を示し、①若杉山鳥獣保護区、②古処山鳥獣保護区、③英彦山鳥獣保護区、④求菩提山鳥獣保護区である。

英彦山分布域では1978年から1985年にかけて分布域の西部や東部地域の生息情報が消失し、区画数も大きく減少した。しかし、その後の狩猟者等への聞き取りから判断して、1985年の調査には情報もれがあった可能性が高く、実際には1978年から1985年にかけては横ばいか、やや拡大したのではないかと推測された。1985年から1990年にかけては分布域が北部や南部へ拡大したが、1990年から1995年にかけては分布域、生息区画数とも大きな変化はみられなかった。

犬鳴分布域では1978年以降東部への拡大がみられ、区画数は10区画から13区画へ増加した。しかし、1995年にはほぼ1978年の分布域へと縮小し、区画数は1978年と同数となった。

これら2地域以外では、1985年、1990年の調査で福智山地、背振山地、筑肥山地から合計4区画の生息情報が得られた。背振山地の1985年と1990年、筑肥山地の1990年の情報は飼育個体が脱柵したもので、これらのシカは全て捕獲されている。背振山地の1978年の情報については飼育個体であったかどうか不明であるが、1990年以降シカの生息情報がないこと、隣接する佐賀県側の背振山地からもシカの情報が全くないこと(佐賀県希少野生生物調査検討会、2000)から自然分布の可能性は低いと思われる。一方、福智山地では近年北九州市小倉南区で目撃されているが、2000年に井手浦で確認されたシカは脱柵個体であった。

3) 狩猟者の意識の変化

頻繁に出猟する場所でのシカの個体数についての狩猟者の意識を表2.2-3に示した。「増加した」という意見は1990年が50.0%であったが、1995年は86.2%に増加した。逆に「減少した」という意見は1990年が29.2%であったのに対し、1995年は9.4%に減少し、1990年度に比べ1995年度が「増加した」とする狩猟者が有意に増加した($\chi^2=26.90, df=2, p<0.001$)。

このような個体数が「増加した」か「減少した」といった設問については、記入する人の主観が入りやすいため正確な把握はできないが、おおまかな動向はある程度反映されていると考えられている(自然環境研究センター、1998a)。今回の結果から1990年から1995年にかけて、英彦山、犬鳴両分布域とも個体数が増加したことが示唆された。

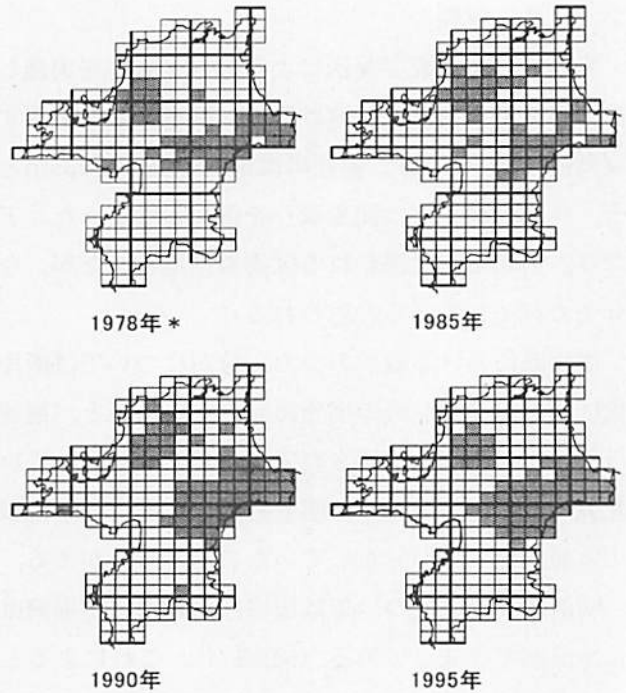


図2.2-3. 福岡県におけるニホンジカの分布動向
区画は5万分の1地形図を16等分した大きさを示す。*1978年の分布は環境庁(1978)より作成した。

表2.2-2. 福岡県におけるニホンジカの生息区画数¹⁾の推移

分布域	1978 ²⁾	1985	1990	1995
犬鳴分布域	10	13	13	10
英彦山分布域	26	19	39	41
その他	2	4	4	0
計	38	36	56	51

1)1区画の大きさは5万分の1地形図を16等分した区画。

2)環境庁(1978)をもとに算出した。

表2.2-3. アンケート調査によるニホンジカの個体数についての狩猟者の意識動向

	1990年度		1995年度	
	回答数	割合(%)	回答数	割合(%)
増加した	24	50.0	119	86.2
減少した	14	29.2	13	9.4
変わらない	10	20.8	6	4.4
計	48	100.0	138	100.0

1995年度は1990年度に比べ、「増加した」と考えている狩猟者が有意に増加している(χ^2 検定, $p < 0.001$)。

2.2.4 考察

動物の分布調査で郵送によるアンケートを実施した場合、非居住地域あるいは著しく人口密度の低い山岳地帯での情報もれが避け難く、聞き取りを併用することでかなりの部分をカバーできるといわれている（丸山ほか、1977）。福岡県は最高標高が1,231mと比較的低い山塊からなり、非居住地域も少ないことから、今回の調査では聞き取りを併用しなかった。アンケートの回収率は各年度とも地域によって有意に異なり、情報もれと思われる区画も推測されたが、今回の調査で得られた結果は福岡県のシカ分布域の大部分をカバーしていると思われる。

福岡県における戦前のシカの分布については断片的な資料があるにすぎない。千葉（1959）は、江戸時代に背振山地でシカの捕獲の記録があること、福智山地では小倉藩文書に明治時代直前までシカの生息がうかがわせる記録が残されていることを紹介している。また環境庁（1978）の調査によると、背振山地や北九州市の企救半島では明治時代に、能古島では戦前に絶滅したとされており、江戸時代までは福岡県の広い範囲にシカが分布していたことがうかがえる。

明治時代以降については環境庁（1978）が福岡県シカ出現（絶滅）年代図を5万分の1地形図を16等分した区画で作成している（図2.2-4）。これによると、明治時代は犬鳴分布域に現在の分布域とほぼ同じ場所10区画に、英彦山分布域では英彦山周辺の8区画に、および能古島と福智山地にそれぞれ1区画ずつ分布しているにすぎない。丸山ほか（1977）は関東地方のシカについて、江戸時代まで各地に分布していたシカが明治時代以降各地で絶滅し、その原因として明治時代の狩猟圧や原野開拓による生息適地の減少を指摘している。九州北部の大型哺乳類の分布について千葉（1959）は、明治時代の狩猟圧の増加が大型哺乳類の減少をもたらし、狩猟圧がかかりにくかった高標高地の急傾斜地に分布が狭められたことを指摘している。

一方、犬鳴分布域は最高標高が西山の645mの低山で、能古島は博多湾に浮かぶ標高195mの島であるが、明治時代以降もシカが生息している。犬鳴分布域の中心である犬鳴山（標高584m）には江戸時代に黒田藩の別邸が置かれ、人々の入山を厳しく取り締まっていた（西日本新聞社、1982）。また、いつの時期まで続いたかは不明であるが、銃猟の規制が厳しかったことが知られている（糟屋郡役所、1924）。能古島は江戸時代に黒田藩のシカの猟場があり、明治以降もシカの猟区が営まれ、1939（昭和14）年まで存続している（林野庁、1969）。明治時代に各地でシカの生息地が減少したにもかかわらず人里近いこれらの地域にシカが生存できたのは、このような社会的背景があったためではないかと思われる。

大正時代以降になると、英彦山分布域では大正時代に3区画、昭和20年代に2区画が明治時代に分布していた区画の隣接地へ拡大し、さらに昭和40年代には古処山地や瀬戸内沿岸へ11区画拡大している（図2.2-4）。この間、民有林では太平洋戦争の勃発による木材需要の急増により保安林にまで森林伐採の要請が及び、戦後になると、1958年に分収造林特

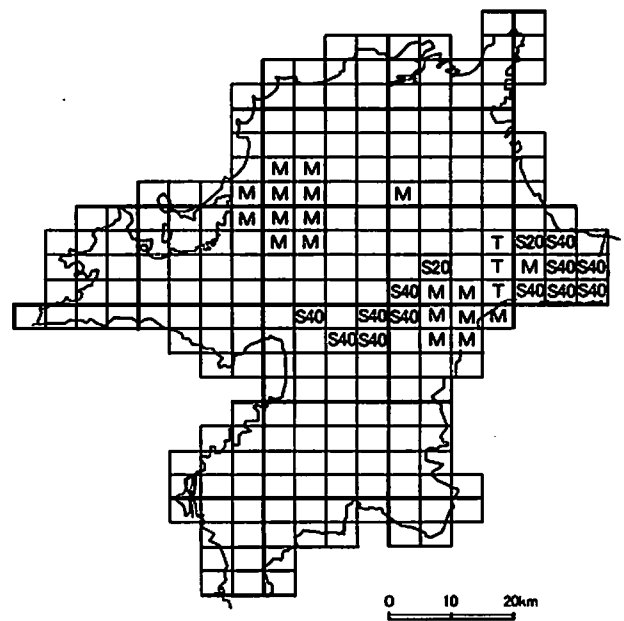


図2.2-4. 福岡県におけるニホンジカの出現年代¹⁾

1) 環境庁(1978)より作成。区画は5万分の1地形図を16等分した大きさを示す。Mは明治時代及びそれ以前から、Tは大正時代から、S20は昭和20年代から、S40は昭和40年代から、S50は昭和50年代から生息した区画を示す。

別措置法が制定され、自力による造林が困難な場所への拡大造林が進行した。また、国有林では1960年に国有林生産力増強計画がたてられ、大面積一斉皆伐方式による森林施業と拡大造林が進められた。古林(1996)は丹沢山地のシカの分布拡大がこのような大規模な森林伐採に加え、シカの捕獲規制の強化により分布中心部でシカの個体数が爆発的に増加したことに起因すると指摘している。一方、徳永ほか(1982)は対馬におけるツシマジカの分布変化について、分布域の拡大が個体数の増加によってもたらされるだけでなく、人間活動のため本来の生息域から別の地域に住むことを余儀なくされたり、拡大した地域でも生息域の環境の悪化のため、より不適な場所へ生息域が移動することでも起こることを指摘している。この時代の福岡県におけるシカの生息密度に関する調査は全く行われていない。しかし、シカによる被害の記録がないことや狩猟による捕獲数も30頭以下で推移していること(図2.2-5)から、英彦山分布域でみられた分布の拡大は個体数の増加によるのではなく、戦中から昭和30年代にかけての林業政策による生息環境の変化が原因ではないかと考えられる。

1978年以降、英彦山分布域では周辺部への拡大が続く。この時代の分布拡大は北海道(北海道生活環境部自然保護課, 1986)、兵庫県(野生動物保護管理事務所, 2000)、九州各県(池田ほか, 2001)でもみられ、全国的な傾向と考えられている(小泉, 2002a)。分布の拡大様式は地域によって異なり、北海道では分布の中心部が飽和状態になり、外縁部に急速に拡大している(北海道環境科学研究センター, 1994)のに対して、九州では山間部や中山間部に散在していた分布域が連結して拡大する傾向がみられる(池田ほか, 2001)。

英彦山分布域では今回の調査でシカが「増加した」と感じる狩猟者が1990年から1995年にかけて急激に増加した。シカの捕獲数は1984年から50頭を超え、1989年には100頭を超えている(図2.2-5)。これらのことは、1978年以降の分布拡大が、明治時代から昭和40年代に形成されたコアエリアにおける個体数の増加によることを示している。このような個体数増加にともなう分布域の拡大は五葉山でも報告されている(高槻, 1992b)。

一方、犬鳴分布域では昭和20年代に分布の南端の2区画で絶滅した以外、明治時代に分布していた区画は1978(昭和53)年の調査まで変化していない。また、1978年以降は英彦山分布域同様、分布の拡大やシカが「増加した」と感じる狩猟者の増加もみられるが、拡大した周辺部ではその後分布域の縮小が起きており、英彦山分布域とは異なった変化を示した。常田ほか(1980)はニホンジカの分布を制限する要因を解析し、本州以南ではニホンジカの分布が森林率の高い地域に集中する傾向にあると述べている。犬鳴分布域の周辺地域では、森林が住宅地や農耕地、道路、鉄道などによって分断されており、シカの生息環境として好ましくなかったために、周辺部に拡大したシカが定着できなかったのではないかと考えられる。

今回の調査で、多くの地域から飼育ジカが脱柵したという情報があった。これまでのところ、脱柵個体の多くは捕獲され、新たな分布域の形成はみられていない。しかし、最近、一度に10頭を超える脱柵が起きており、脱柵個体による分布拡大や野生化に伴う生態系の攪乱を引き起こすことが考えられる。また、

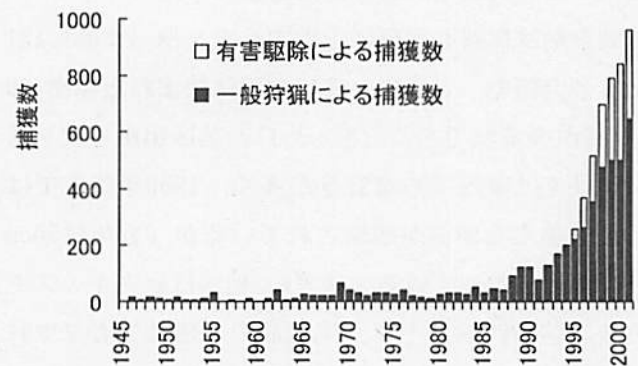


図2.2-5. 福岡県におけるニホンジカの捕獲数の推移

環境庁「鳥獣関係統計」より作成。1947年以降メスジカの捕獲は禁止されていたが、有害駆除が1995年から、一般狩猟が2001年からメスジカの捕獲が許可されている。

Tamate *et al.* (1998) はシカのミトコンドリア DNA を分析し、日本産シカ類が北日本型と南日本型に区分され、その境界は中国山地西部にあることを指摘している。聞き取りによれば脱柵したシカの一部は本州産 (*Cervus nippon centralis*) であり、土着のシカ (*C. n. nippon*) との亜種間交雑による遺伝子汚染が起きる可能性がある。したがって、安易な飼育は厳に慎むことや飼育者に対しては飼育施設の保安管理を徹底するよう指導する必要がある。

第3節 福岡県におけるニホンジカの季節移動

2.3.1 はじめに

第1章第2節で示したように、福岡県におけるシカ糞の消失率は季節的に大きく変動していた。このことは、福岡県に生息するニホンジカの密度を糞粒法による第1章第4節で作成したプログラムに基づいて推定する場合、シカが季節的に移動していなければ1回の調査で得られた糞量から密度を求めることができる。しかし、シカが季節的に移動していれば、越冬地の推定値は夏の糞の消失率が著しく高いために大きな違いは生じないが、夏季の生息地では冬の糞の消失率が低いために過小評価になり、2回以上の調査で得られる糞の変化量から密度を求めなければならない。そのため、生息密度の調査ルーチンを決定するためには、福岡県に生息するニホンジカが季節によって移動しているかどうかを明らかにする必要がある。また、シカが季節的に移動している地域では、シカにとって critical シーズンである冬季の生息地管理が重要であり (小泉, 1988)、福岡県のシカの保護管理策を構築するためにも季節移動を明らかにする必要がある。

そこで本節では、1~2カ月ごとに添加された糞量と観察されたシカの群れ構成から、シカの季節移動の実態を解明することを試みた。

2.3.2. 調査地および調査方法

調査地は福岡県東部に位置する犬ヶ岳 (標高1,131 m) の山麓で、岩岳川と枝川内川に挟まれた標高430~650mの地域である (図2.3-1)。英彦山から犬ヶ岳にかけては県内でも積雪量が多く、1960年代までは1 mを超える積雪が観察されているが、近年は50cm以下にとどまっている (緒言)。植生はヒノキ・スギの人工林が90%以上で、尾根筋の一部にアカマツ林がわずかに点在し、下層にはヒサカキ (*Eurya japonica*)、コガクウツギ (*Hydrangea luteo-venosa*)、ナガバモミジイチゴ (*Rubus palmatus*) などが優占している。

1994年10月に地形や林相を考慮しながら、原則として100~200m間隔で10m×10mの調査枠を20カ所設定した (図2.3-1)。調査枠を設定した地形、林相は、尾根のアカマツ林が2カ所、尾根のヒノキ壮齢林が6カ所、中腹のヒノキ壮齢林が8カ所、谷のスギ壮齢林が3カ所、谷のスギ新植地が1カ所である。

調査枠設定時に枠内の糞粒を全て除去し、1~2カ月ごとに枠内の原型をとどめている糞粒を全て回収し、粒数を調べた。また、各調査時に新鮮と判断された糞粒を50粒ずつ数カ所に設置し、次回調査時に残

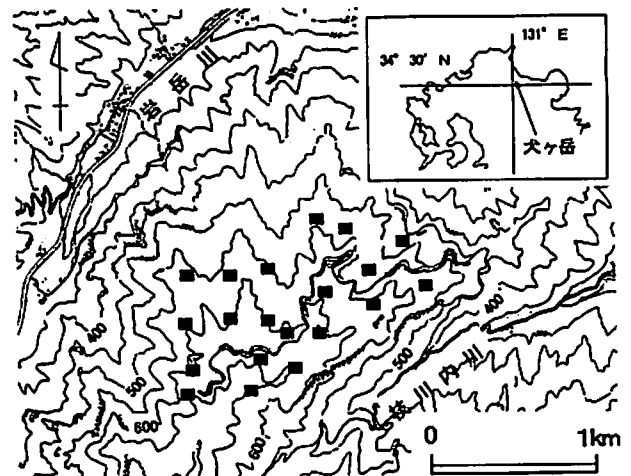


図2.3-1. 調査地

存粒数を調べた。密度の推定は Taylor and Williams (1956) の式を用い、ここでは初回調査時に枠内の糞全てを除去したため、第1章第4節の(1.7)式を使用した。

調査で得られる糞粒数 (M') は、糞が排泄されてから調査時までの期間内に糞虫などによって分解消失された残存量である。そこで、各調査期間内に排泄された「真の排泄量 (M)」を式(1.7)から次式で求めた。

$$M = \frac{M' \ln\left(\frac{k_1}{k_2}\right)}{1 - \frac{k_2}{k_1}} \tag{2.1}$$

ここで、シカの排泄量は季節的に変化する(高槻ほか, 1981; 遠藤, 2001)ことから、高槻ほか(1981)の結果をもとに2~6月に1,050, 6~8月に890, 8~11月に910, 11~2月に1,200(いずれも粒/日/頭)を代入した。

また、考察の一助とするために、本研究や食痕調査(池田, 2001b)など調査地域を踏査した時に確認したシカの群れ構成を記録した。

2.3.3 結果

1) 糞の消失率の妥当性

各調査時に設置した糞の消失率を表2.3-1に示した。1995年8月は新鮮と思われる糞が採取できなかった。糞の消失率は1995年10月から11月が51.9%で最も高く、次に2~4月が16.5%, 6~8月が16.3%であった。この結果は、第1章第2節で示した糞の消失パターンと異なり、特に春から夏の消失率が著しく低かった。シカ糞の消失に最も影響を及ぼしているのは糞虫で、糞虫は新鮮な糞を選択的に採食する(第1章第2節)。野外で採取した糞を用いた今回の消失率が低かったのは、新鮮と判断して採取した糞の鮮度が低かったためではないかと考えられた。そこで、各調査期間内における糞の消失率は第1章第4節で得られた月平均気温と消失率の回帰式(1.8), (1.9), (1.10)から求めた。

2) 地形・林相別の糞粒数の季節変化

式(2.1)で求めた地形・林相別の「真の排泄量」の季節変化を図2.3-2に示した。新植地以外の糞粒数の季節変化は、多少のずれはあるものの各地形・林相でほぼ同様な変化を示し、6月から8月にかけて減少したが、1年を通して6~104粒/100m²であった。これに対して新植地の糞粒数は、12月から6月にかけて531~656粒で推移し、6~8月は1,080粒に増加したが、8月から11月は97~100粒に急激に減少し、

表2.3-1. 現地で採取した糞を用いて調査した糞粒消失率

調査期間	設置糞粒数 ¹⁾	残存糞粒数	消失率 (%)
1994.10~1994.12	350	349	0.3
1994.12~1995. 2	500	457	8.6
1995. 2~1995. 4	237	198	16.5
1995. 4~1995. 6	250	233	6.8
1995. 6~1995. 8	300	251	16.3
1995. 8~1995.10 ²⁾	—	—	—
1995.10~1995.11	285	137	51.9
1995.11~1996. 1	398	377	5.3

1) 糞粒は原則として50粒ずつ設置した。
2) 8月は新鮮な糞を採集できなかった。

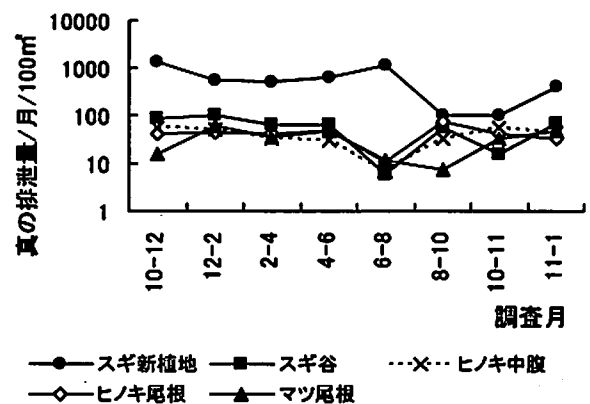


図2.3-2. 調査枠に排泄された「真の排泄量」の季節変化

1) 「真の排泄量」は、調査で得られた糞粒数をもとに、各調査期間内の糞の消失率を勘案して求めた(本文参照)。

季節的な変化が大きかった。

3) 生息密度の季節変化

新植地の糞粒数は季節によって大きく変化した。そこで、密度は新植地の糞粒数を含めた場合と含めなかった場合の2通りについて算出した。結果を図2.3-3に示した。新植地を含めた場合、密度は冬から春にかけて減少し、夏に増加するが、再び秋に急激に減少した。また、1994年10～12月の密度は33.1頭/km²であったが、1995年11月～1996年1月の密度は17.6頭/km²で、年次によって密度に1.9倍の違いがみられた。これに対して、新植地を含めなかった場合の密度は、6～8月にやや減少したが、1年を通して安定し、年次による差も少なかった。

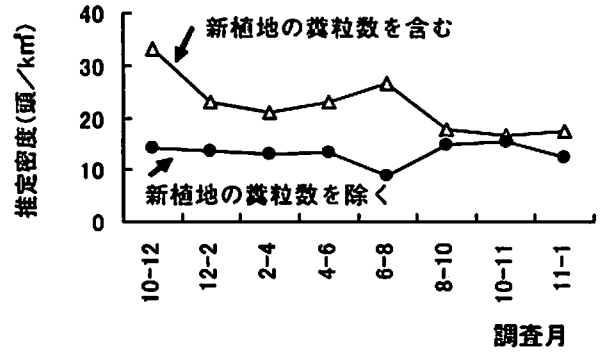


図2.3-3. 犬ヶ岳山麓におけるニホンジカ生息密度¹⁾の季節変化

1) 10m×10mの調査枠20カ所から得られた糞粒数をもとに、Taylor and Williams (1956)の式(第1章第4節の(1.7)式)で算出した。

4) 観察されたシカの頭数、群れ構成の季節変化

調査地域を踏査した時に確認したシカの出会い率(調査日数のうちシカに出会った日数の割合)と平均観察頭数(一度に確認された頭数の平均値)の季節変化を図2.3-4に示した。出会い率は冬から夏にかけて50～70%であったが、秋は83%と高くなった。平均観察頭数は2頭前後であったが、1996年の冬は3.7頭であった。

確認されたシカは、春から夏にかけては成獣メス単独、亜成獣オス単独あるいは成獣メスと幼獣のグループで、成獣オスは確認されなかった(表2.3-2)。秋から冬には成獣の単独オスが観察されるようになり、複数の成獣メスが複数の幼獣を連れたグループも見られた。群れサイズが大きくなるのもこの季節であったが、最大でも1996年1月に観察された6頭にすぎなかった。

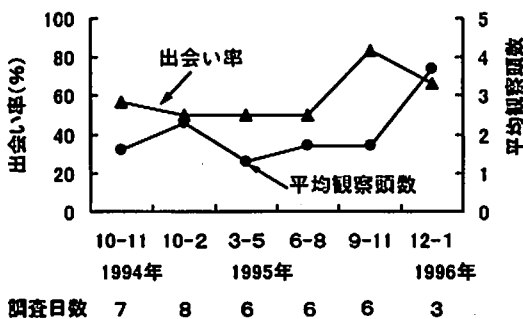


図2.3-4. 犬ヶ岳山麓におけるニホンジカとの出会い率¹⁾と平均観察頭数²⁾の季節変化

- 1) 調査日数のうちシカに出会った日数の割合。
- 2) 平均観察頭数は、一度に確認された頭数の平均値。

表2.3-2. ニホンジカの季節別観察結果

期 間	メス・母子グループ	オス	その他
1994.10～1994.11	3(F-j), 2(F-j), F, F,	M	
1994.12～1995. 2	4(F-F-j), 2(F-j),	M	?
1995. 3～1995. 5	2(F-j), F	m	
1995. 6～1995. 8	2(F-j), 2(F-F), F		?
1995. 9～1995.11	3(F-j?), 2(F-F), 2(F-F), F	M, m	
1995.12～1996. 1	6(F-F-j-j-j?), 4(F-F-j)	M	

F:成獣メス, M:成獣オス, m:亜成獣オス(枝角数1), j:幼獣, ?:性別成幼別不明
期間中観察したオスの枝角数は1または4であった。

2.3.4 考察

調査で確認されたシカの出会い率や群れサイズは季節的に増加する時期がみられたが、1年を通して大きな変化はみられなかった。シカを観察できるかどうかは、季節による下層植生量の違いや出産、発情などシカの季節的な生理変化にともなう行動様式の違いによって影響されると考えられる。また、対馬では

狩猟圧が高い地域に生息するシカは警戒声の発声が少ないといわれている(自然環境研究センター, 1994a)。本調査地は鳥獣保護区であるため、イノシシの有害駆除以外狩猟は行われていなかった。しかし、1995年10月からシカの有害駆除が行われて以来、警戒声の発声や出会い率が減少し(池田, 2001a)、狩猟圧によっても観察されやすさは影響を受けると考えられる。このように観察されやすさは様々な要因に左右されるが、本調査地の下層植生のうち、シカの発見に影響すると思われる1 m以上の階層で優占度が高い植物はヒサカキ(*Eurya japonica*)、クロキ(*Symplocos lucida*)などの常緑樹であること、有害駆除が開始された直後であることから、今回得られたシカの確認記録は本調査地におけるシカの季節変化を反映していると思われる。

一方、糞粒によって求めた密度は、新植地を含めなかった場合季節的な変化はほとんどなかったが、新植地を含めた密度は季節的に大きく変動し、シカの確認記録と異なっていた。前田ほか(1989)は小豆島のシカの生息密度を区画法と糞量から Taylor and Williams (1956) の式(第1章第4節の1.7式)で求め、新植地の糞粒数が密度を過大に評価する傾向にあり、新植地を含めた場合と含めなかった場合の中間が妥当であろうと指摘している。これを今回の結果にあてはめると、密度は秋に減少するが、1年を通してほぼ安定した傾向が認められた。

確認されたシカの構成をみると、メス成獣や母子グループは1年中確認されたが、オス成獣は夏季には全く観察されなかった。矢部ほか(2001)は宮崎県でテレメトリー調査を行い、オスのホームレンジは季節によって変化するが、メスのホームレンジの季節変化は少ないことを明らかにしている。今回の調査地においてもメス成獣や母子グループが定住し、オス成獣が秋に移動してくるホームレンジの形態を持つのではないかと考えられた。

以上のことから、今回の調査地のシカは季節的に移動していないと考えられた。ニホンジカの季節移動と集合様式について丸山(1981)は、「定住型」、「季節的分散-集中移動型」、「季節的往復移動型」に分類し、関東地方の多雪地帯である日光地区のニホンジカは「季節的分散-集中移動型」、寡雪地帯である低山地のニホンジカは「定住型」であるとしている。福岡県は英彦山地で1 mを超える積雪がみられるが、近年積雪量は減少しており、福岡県の分布域に生息するシカは「定住型」の移動様式であると考えられる。したがって、ニホンジカの密度推定に糞粒法を適用する場合、年1回の調査ルーチンで密度を推定することが可能であると考えられた。

遠藤(2001)は野崎島で糞の消失率と加入量の季節変化を調べ、裸地では両者の季節変化にバラツキが大きいため、糞粒法の精度をあげるためには裸地に調査地点を設定しないことが重要であると指摘している。本研究でも森林の糞粒数は1年を通して安定していたが、新植地の糞粒数は季節的な変化が大きかった。新植地の糞量は糞粒法による密度を過大に評価する危険性が高く(前田ほか, 1989)、新植地や裸地のサンプリング法は今後の重要な課題である。環境による糞量の季節変化は、食物の現存量や栄養価の変化に対するシカのハビタット選好性の変化を反映したものであり、糞粒法による生息密度推定を正確にするためには環境とシカの土地利用様式を検討する必要性が指摘されている(遠藤, 2001)。

第4節 福岡県におけるニホンジカの生息密度

2.4.1 はじめに

ニホンジカの生息密度に関する調査は、本種による農林業被害や自然植生への影響が問題になるにつれ、各地で実施されている(神奈川県環境部, 1990; 野生動物保護管理事務所, 1990; 千葉県環境部自然保護課・房総のシカ調査会, 1993; 環境庁, 1989など)。九州においても、本島では大分県(自然環境研究セ

ンター, 1997), 宮崎県 (自然環境研究センター, 1998b), 鹿児島県 (自然環境研究センター, 1999), 長崎県 (自然環境研究センター, 1996) で, 島嶼では長崎県野崎島 (鳥巢・兼松, 1983; 土肥, 1989; 土肥・遠藤, 1993; 土肥ほか, 2000), 長崎県対馬 (小野ほか, 1983; 自然環境研究センター, 1994a; 1998c), 鹿児島県屋久島 (朝日ほか, 1984), 鹿児島県馬毛島 (立澤, 1993), 沖縄県慶良間列島 (沖縄県教育委員会, 1996; 土肥ほか, 1997) などで行われている。

九州本島では糞粒法によって全県的な調査が行われ, ニホンジカの生息密度が地域によって大きく偏っており, それぞれの地域の生息密度を考慮した保護管理の必要性が指摘されている (自然環境研究センター, 1998b)。しかし, 福岡県のニホンジカの生息密度 (または個体数) に関する情報はなく, 本種の保護管理策を検討するためには詳細な調査が求められている。生息密度を知ることは, 単に種の現状を把握するだけでなく, 被害状況と連動することで「被害発生密度」水準, あるいは「被害許容密度」水準といった具体的な管理目標を提示するためにも重要である。

そこで本節では, 本章第2節で明らかにしたシカの分布域において, 本章第3節で示した年1回の糞量調査を行い, 第1章第4節で作成した密度推定プログラム「FUNRYU 福岡」を用いて密度を推定し, 福岡県におけるシカ密度の分布特性を明らかにした。

2.4.2 調査地および調査方法

調査対象地域は第2節で得られたシカの分布域 (図2.2-2) を対象とした。犬鳴分布域については宗像市南部も分布域に含まれているが, 宗像市に定着している可能性は低く (荒木, 1996), 個体数も極めて少ないと考えられることから, 九州自動車道以北については調査対象地域から除外した。

調査対象地域について, 5万分の1地形図を16等分した区画 (約5km四方) ごとに第3次地域区画 (2.5万分の1地形図を10×10等分した区画で, 1辺の長さが約1kmであることから1kmメッシュとも呼ばれる。以下, 3次メッシュとする) を1~2個抽出した。

前節図2.2-2に示したように, 英彦山分布域には面積が大きい鳥獣保護区として古処山鳥獣保護区 (2,530ha), 英彦山鳥獣保護区 (3,000ha), 求菩提山鳥獣保護区 (2,770ha) の3つの鳥獣保護区がある。そこで, 鳥獣保護区の効果を検討するために, まとまりのある山塊に鳥獣保護区と一般可猟区域が含まれる古処・馬見地域と大日ヶ岳地域 (英彦山鳥獣保護区の西部に位置する) では, 3次メッシュ2~3個に1個の割合で抽出した。抽出したメッシュ数は, 犬鳴分布域が15メッシュ, 英彦山分布域が85メッシュ, 合計100メッシュである。

抽出したメッシュごとに任意に尾根, 谷を含む調査ラインを設定した。新植地は糞量が季節的に大きく変動すること (本章第3節) から, 新植地は除外した。調査者を調査地点に10m間隔で3列に配置し, 調査ラインに沿って前進しながら10mごとに方形の調査枠を水平に設置し, リター層を排除しながら枠内の原型をとどめている全てのシカの糞粒数を調べた。調査枠の大きさは, 小面積で多数設置した場合が大面積で少数設置した場合より効果的であること (Neff, 1968), 糞の見落としがほとんどないこと (小野ほか, 1983) から1m×1mとした。調査枠数は調査面積が110m²以上から糞粒数の調査誤差が安定する (西下, 1999) ことから, 1調査地当たり110個以上とした。しかし, 調査ラインに崖などの障害が出現し, 110個以上の調査枠を設置できなかった調査地もあった。なお, 調査枠の設置にあたっては, 設置場所が立木の根元や岩石の上になった場合などでもその地点で調査を行った。糞粒同士が塊になっている場合は実験室に持ち帰り, 塊の重量と測定できた1粒当たりの重量から糞粒数を算出した。シカの糞はニホンカモシカの糞と酷似しているが, 福岡県内にはニホンカモシカは生息していない (福岡県環境部自然環境課,

2001)。ノウサギの糞の一部にはシカの糞によく似た形状のものが出現したが、糞に含まれる植物繊維の大きさで区別し、繊維が粗い糞をノウサギのものと判断した。調査は古処・馬見地域は1999年2月から4月にかけて、それ以外については1999年11月から2000年3月にかけて行った。

密度は現地調査で得られた糞粒数をもとに、第1章で作成したプログラム「FUNRYU 福岡」で推定した。このプログラムは調査地点における調査月直近12カ月の月平均気温が必要であり、今回は各調査地点の最寄りの測候所（宗像，飯塚，甘木，添田，行橋）の月平均気温を標高100mにつき0.6℃減少するという方法で補正した気温を用いた。

2.4.3 結果

1) 生息密度分布

結果を図2.4-1に示した。生息密度は地域によって大きく異なった。

英彦山分布域では分布西部の古処・馬見山系で30頭/km²以上の高密度地が集中し、分布中央部の大日ヶ岳周辺でも30頭/km²以上の調査地がみられた。また、古処・馬見山系から北東部に谷を隔てた戸谷ヶ岳や英彦山から北に派生する山塊の北部に位置する築城町と犀川町の町境付近にも30頭/km²以上の調査地がみられ、密度はこのような高密度地から周辺に向かうにしたがって低下する傾向がみられた。犬鳴分布域でも分布中央部に密度が20頭/km²を超える調査地があったが、分布周辺部では低かった。

このように、シカの生息密度は山塊の高標高地で高いことがうかがえた。そこで、調査地の平均標高を地図から読み取り、標高と生息密度との関係を分布域別に整理した（図2.4-2）。英彦山分布域はいくつかの山地から形成され、山地ごとに最高標高が異なる。そこで、英彦山分布域の中で独立した山塊となっている古処山地については別に整理した。ここで、古処山地とは東が嘉麻峠、南が小石原川、西が八丁峠、北が飯塚市街で囲まれた範囲とした。

英彦山分布域では標高700～800mまではほぼ直線的に密度が増加したが、標高800m以上では急激に低下

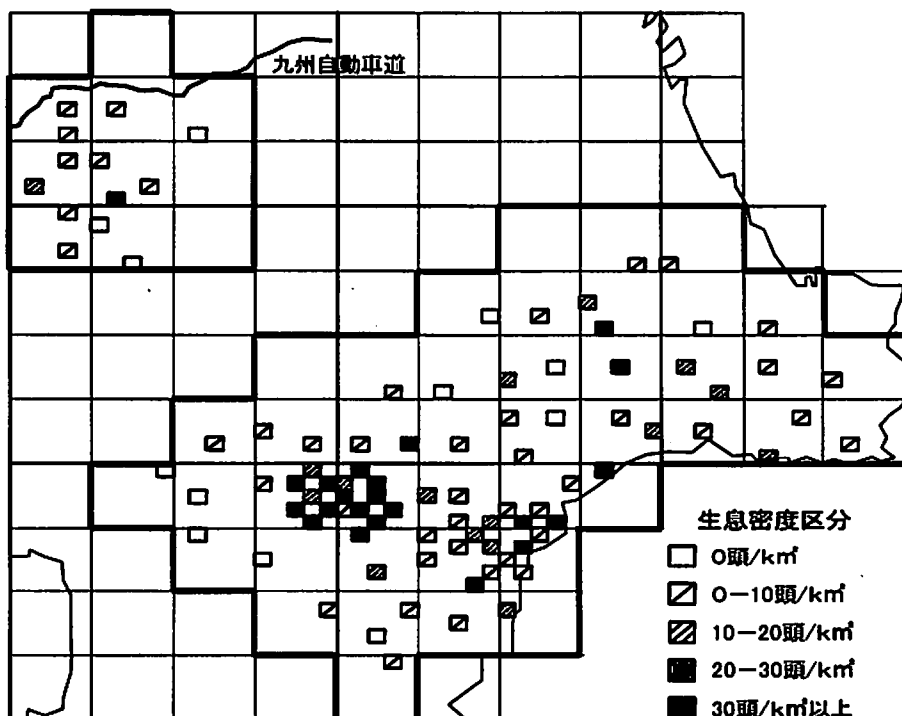


図2.4-1. ニホンジカの生息密度分布

1区画は5万分の1地形図を16等分したもので、太線枠はニホンジカの分布域(本章第2節図2.2-2)を示す。

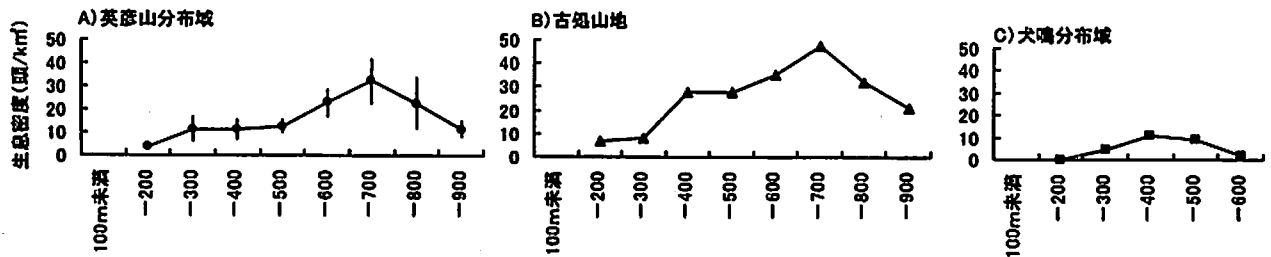


図2.4-2. 分布域別の標高とニホンジカ生息密度の関係

A) 英彦山分布域の垂線は標準誤差を示す。

した。生息密度は標高間で有意差がみられ (ANOVA 分析, $df_1=6, df_2=78, F=2.325, p<0.05$), 標高600~700mの生息密度は標高500m以下の地域に比べ有意に高かった (LSD 検定, $p<0.05$.)。古処山地では標高600~700mまで密度は増加したが, 700m以上では急激に減少した。標高が低い犬鳴分布域では標高400~500mまでは密度が増加したが, 500m以上では急激に減少した。

標高に伴う生息密度勾配を考察する一助とするために, 標高ごとの植生と起伏量について検討した。

まず, 植生については第2・3回自然環境保全基礎調査 (1982年・1985年実施) と第4・5回自然環境保全基礎調査 (1992年・1997年実施) による修正部分を含めた植生図を3次メッシュに区画化し, 区画ごとに小円選択法 (3次メッシュの中央に直径5mmの測定円を設定し, 円内で最も広い面積を占める植生をその代表とする方法) によって読み取った。読み取った植生は, 自然環境研究センター (1999) の方法に従い, 表2.4-1に示した6つの区分に整理した。3次メッシュの標高は国土数値情報に示された3次メッシュの平均標高を用い, 100mごとに植生の出現率 (i番目の標高階に属するj番目の植生メッシュ数/i番目の標高階に属する全メッシュ数×100) を算出した。

結果を図2.4-3に示した。英彦山分布域では100mまでは耕作地が50%以上を占めたが, 100m以上から林業利用地が増加し, 300mから600mでは林業利用地が80%以上を占めた。600mを超えると林業利用地

表2.4-1. 植生区分

区分	植生
市街地	住宅地・公園, 工場地, 造成地・干拓地, 路傍雑草群落, 採石場, ゴルフ場
耕作地	水田, 畑・苗畑, 常緑・落葉果樹園, 茶・桑畑, 牧草地, 休耕田
林業利用地	スギ・ヒノキ植林, マツ類植林, 落葉広葉樹植林, 竹林, 伐跡地
落葉広葉樹林	ブナ林, アカシデ林, コナラ林
常緑広葉樹林	アカガシ林, スダジイ林, マテバシイ林, タブ林・カゴノキ林, アラカシ・ウラジロガシ林, シイ・カシ萌芽林
その他	開放水域, ススキ草原, 自然裸地, アカマツ林

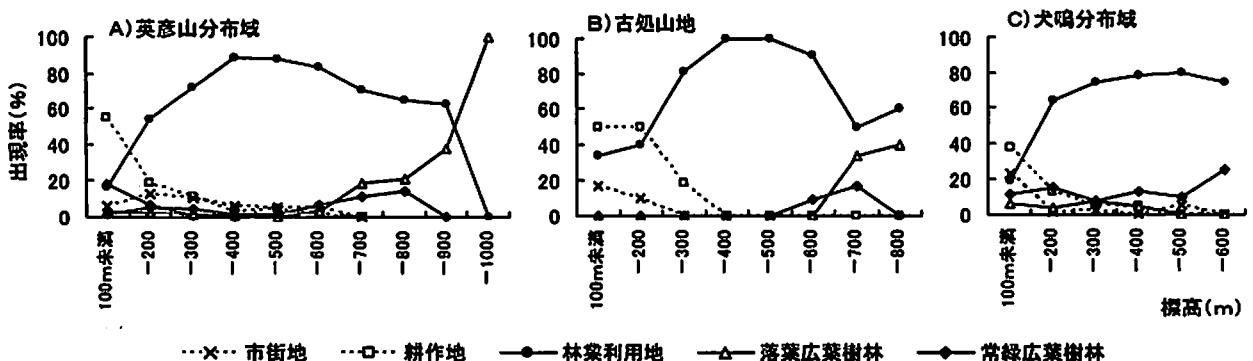


図2.4-3. 標高別植生出現率

は減少し、常緑広葉樹林や落葉広葉樹林が増加し、900m以上では全て落葉広葉樹林であった。古処山地や犬鳴分布域でも同様な傾向がみられたが、英彦山分布域の中でも比較的最高標高が低い古処山地では、山塊の最上部でも50%以上が林業利用地となっていた。さらに標高が低い犬鳴分布域では200m以上の70%以上が林業利用地であり、落葉広葉樹林は少なく、高標高域では常緑広葉樹林が約20%を占めていた。

次に、起伏量については国土数値情報から3次メッシュごとの最高標高と最低標高の差を求め、国土数値情報に示された3次メッシュの平均標高で区分した標高階ごとに標高差の平均値を算出した。結果を図2.4-4に示した。英彦山分布域や犬鳴分布域では標高が高くなるに伴い標高差の平均値も高くなり、高標高域ほど急峻になることを示していた。一方、古処山地では山頂部で標高差の値が減少していた。

これらのことから、福岡県に生息しているシカは、高標高地で急峻な地形が多い場所に残された広葉樹林より、その下部で比較的傾斜が緩やかな林業利用地に高密度で生息していることが明らかになった。

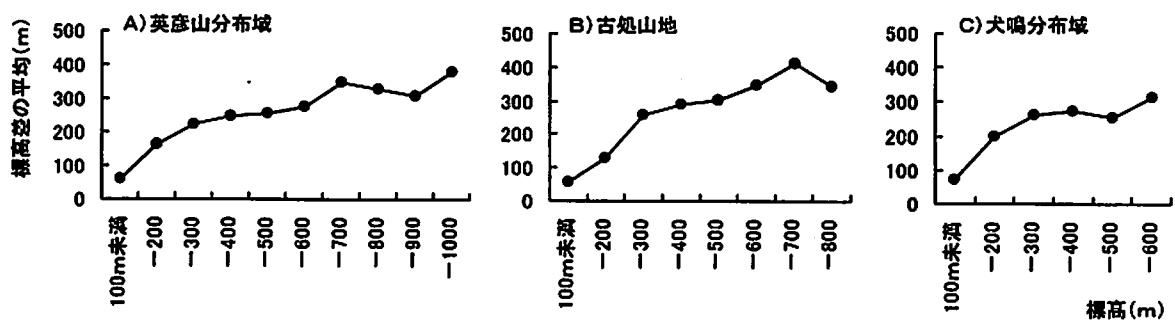


図2.4-4. 標高と標高差の平均の関係

標高差の平均は、国土数値情報による3次メッシュの標高差の平均値を示す。

2) 生息密度と分布歴

犬鳴分布域における現在の分布域は明治時代に分布していた地域とほぼ一致しているが、英彦山分布域では明治時代に分布していた地域が年代とともに拡大し現在にいたっている（環境庁，1978で本章第2節の図2.2-4）。そこで、英彦山分布域について、シカの出現年代別に生息密度を比較した。明治時代までに分布していた地域が15.1頭/km²，大正時代から分布していた地域が28.5頭/km²，昭和20年代から分布していた地域が0.0頭/km²，昭和40年代に分布した地域が26.9頭/km²，昭和50年代以降に分布した地域が10.3頭/km²で、調査地数が多かった明治時代，昭和40年代，昭和50年代間についてANOVA分析を行った結果，出現年代間で密度に有意差がみられ（df₁=2，df₂=75，F=4.181，p<0.05），昭和40年代に分布した地域の密度が他の地域に比べ有意に高かった（LSD検定，p<0.05，表2.4-2）。

国土数値情報から求めた3次メッシュごとの最高標高と最低標高の差（起伏量）の平均は、明治時代にシカが生息していた区画が248.3m，昭和40年代に生息した区画が182.0m，昭和50年代以降に生息した区画が147.7mで、起伏量にシカが生息していた年代間で有意差がみられ（ANOVA，df₁=2，df₂=836，F=62.431，p<0.05），明治時代に生息していた地域の起伏は昭和40年代以降に生息した地域に比べ有意に大きかった（LSD検定，p<0.0001，表2.4-3）。

表2.4-2. 英彦山分布域におけるニホンジカの出現年代別生息密度

出現年代 ¹⁾	調査地数	生息密度
		平均±標準偏差
明治時代に生息	30	15.1±18.0
大正時代から生息	5	28.5±28.0
昭和20年代から生息	2	0.0
昭和40年代から生息	28	26.9±25.8
昭和50年代から生息	20	10.3±17.0

1) 出現年代は環境庁(1978)に基づき区分した。

2) 調査地数が多かった明治時代，昭和40年代，昭和50年代について検定し，*は5%水準で有意差がある組み合わせを示す。

3) 生息密度と鳥獣保護区との関係

結果を表2.4-4に示した。大日ヶ岳地域では鳥獣保護区域の密度が15.5頭/km²、一般可猟区域の密度が19.4頭/km²、古処・馬見地域では鳥獣保護区域の密度が37.2頭/km²、一般可猟区域の密度が41.2頭/km²で、両地域とも鳥獣保護区域と一般可猟区域間の密度に有意差はみられなかった (Kolmogorov-Smirnov 検定, $p > 0.05$)。

2.4.4 考察

福岡県におけるニホンジカの生息密度の分布は、標高が高い地域に高密度地 (コアエリア) が散在していた。このようなコアエリアは九州各県でも報告されている (自然環境研究センター, 1997; 1998b; 1999)。コアエリアは昭和40年代からシカが生息していた地域と一致し、昭和50年代以降に分布した地域に比べ密度が著しく高かった。近藤ほか (2002) は GIS を利用して福岡県のニホンジカ生息密度のポテンシャルマップを作成し、密度がコアエリアから周辺に向かって同心円状に低下することを示している。これらのことは、昭和50年代以降の分布拡大が、コアエリアにおける密度の増加に伴って引き起こされた可能性が高いことを示していた。

昭和40年代以降のニホンジカの個体数増加の原因として、狩猟圧の減少 (丸山, 1994; Koizumi, 1998; 古林, 1996; 古田, 2002)、森林伐採に伴う食物条件の好転 (Koizumi, 1998; 古林, 1996)、暖冬による積雪量の減少に伴う死亡率の低下 (三浦, 1998)、中山間地域からの人間活動の後退 (三浦, 1998; 古田, 2002) などが考えられている。

本研究では、広葉樹林が残された稜線付近に比べ稜線下部の林業利用地でシカの密度が高いことが明らかになった。林業利用地では定期的に伐採が行われ、伐採によって形成される新植地の餌利用可能量は人工林内に比べ夏季が2~3.7倍、冬季が1.3~7.1倍に達していた (第4章第2節)。このことは、福岡県におけるニホンジカの個体数増加が森林施業と密接に結び付いていることを示唆している。しかし、新植造林地面積は1950年代から1970年代にかけて急激に減少しており (緒言の図2)、個体数が増加した時期と異なっていた。また、犬鳴分布域では明治時代からシカが生息しているにもかかわらず、英彦山分布域のような個体数の大きな増加が認められなかった。シカの個体数に及ぼす新植地の影響については、面積だけでなく、造林地の大きさや空間的配置の重要性が指摘されている (小泉, 1988; Koizumi, 1998; 古林, 1996; 三浦, 1998)。また、Koizumi (1998) は被害が拡大した一因として、小面積の造林地が分散することで個々の造林地への採食インパクトが増加したことを指摘している。櫻木ほか (1999) は、造林の規模や配置がシカの生息密度や分布域の変化に大きく影響を及ぼすことを明らかにしている。このように、森林の取り扱い方とシカ個体数増加との関係を明らかにすることは、個体数管理だけでなく被害管理のため

表2.4-3. 英彦山分布域におけるニホンジカの出現年代区画別起伏量

出現年代 ¹⁾	3次メッシュ数	起伏量 (m) ²⁾ 平均±標準偏差
明治時代に生息	67	248.3± 72.7
大正時代から生息	74	239.8± 67.7
昭和20年代から生息	50	141.0± 82.8
昭和40年代から生息	266	182.8± 112.3
昭和50年代から生息	406	147.7± 97.0

1) 出現年代は環境庁 (1978) に基づき区分した。

2) 起伏量は国土数値情報 (3次メッシュ (約1km四方) の最高標高と最低標高の差を求めた。

3) 3次メッシュ数が多かった明治時代、昭和40年代、昭和50年代について検定し、** は1%水準で有意差がある組み合わせを示す。

表2.4-4. 鳥獣保護区とその周辺地域におけるニホンジカの生息密度 (頭/km²)

区分	大日ヶ岳地域	古処・馬見地域
鳥獣保護区域	15.5±14.0 (7)	37.1±25.9 (7)
一般可猟区域	19.4±28.2 (10)	43.1±24.2 (9)

平均値±標準偏差で、括弧内の数値は調査地数を示す。両地域とも鳥獣保護区域と一般可猟区域の生息密度に有意差なし ($p > 0.05$, Kolmogorov-Smirnov 検定)。

の土地利用管理のあり方を考えるうえでも重要であり、英彦山分布域と犬鳴分布域における林業活動の違いや新植造林地の時間的、空間的な推移の検討が必要である。

英彦山分布域では明治時代に生息していた地域の密度が昭和40年代から生息した地域の密度に比べ有意に低かった。明治時代における九州北部の大型哺乳類の分布は、狩猟圧の影響で狩猟圧がかかりにくかった高標高地の急傾斜地に狭められていたといわれている(千葉, 1959)。英彦山分布域で明治時代にシカが生息していたのは英彦山周辺である(環境庁, 1978)が、この山塊は風化しやすい成層集塊岩層である耶馬溪層の上に硬い筑紫溶岩が被い、周囲に断崖を持ったメサやビュート地形を形成し、さらに侵食が進んだ場所では多くの岩峰となる(熊谷, 1992)など険しい地形となっており、起伏量は昭和40年代以降にシカが生息した地域に比べ有意に大きかった。明治時代に生息していた地域は、シカにとって好適な環境として選択されたのではなく、千葉(1959)が指摘しているような狩猟圧など、人為的な影響で生息することを余儀なくされた地域であったと思われる。

高槻(1998)は五葉山のシカの密度分布を調べ、鳥獣保護区内の密度が高く、保護区からの距離が遠くなるほど密度が低下することを報告している。丹沢山地では鳥獣保護区に高密度地が形成され、植生の劣化が顕著に現れている(古林ほか, 1997)。しかし、今回の調査では保護区内の密度と周辺部の密度はほぼ同じであった。福岡県では1960年代からイノシシの分布域の拡大に伴い農林業被害が各地で増加し、鳥獣保護区内においてもイノシシの有害駆除がほぼ1年を通して実施された。さらに、シカによる林業被害の増加に伴い1995年からシカの有害駆除が開始され、鳥獣保護区内でもほぼ1年を通して実施されている。イノシシの有害駆除では直接狩猟されることがなかったとはいえ、鳥獣保護区においても狩猟圧がかけ続けられたことが保護区内のシカ密度を高めなかった原因ではないかと考える。

第5節 結論

本章では、福岡県に生息するニホンジカの分布動向、生息密度の分布特性を把握し、ニホンジカの生息実態を明らかにした。

第2節では、狩猟者を対象に1985年、1990年、1995年にニホンジカの捕獲場所、目撃場所や個体数に関する狩猟者の意見をアンケート法で実施し、5万分の1地形図を16等分した区画(約5km四方)で整理した。1995年の調査でシカが生息していたのは51区画(福岡県本土の21.6%)で、分布は英彦山を中心とした地域(英彦山分布域)と犬鳴山を中心とした地域(犬鳴分布域)に大別され、分布区画数は英彦山分布域が41区画、犬鳴分布域が10区画で、英彦山分布域では1985年以降分布周辺部へ拡大した。狩猟者が頻繁に出猟する場所のシカの個体数に関する意見は、英彦山、犬鳴分布域とも1990年から1995年にかけて「増加した」という意見が増加し、両分布域とも個体数が増えたことが示唆された。両分布域以外の背振山地や福智山地でも調査年によってシカの情報があつたが、これらの多くは飼育個体が脱柵したものであり、生態系攪乱や遺伝子汚染を防止するためにも飼育管理の徹底を図る必要があることが明らかになった。

第3節では、福岡県に生息するニホンジカの季節移動を明らかにするために、1994年10月から犬ヶ岳の山麓、標高430~650mの地域に10m×10mの固定調査枠を20カ所設定し、1~2カ月ごとに調査枠内に加わった糞粒数を調査した。また、調査地域を踏査した時に確認したシカの群れ構成を記録した。得られた糞粒数をそれぞれの調査期間内の糞消失率で補正した「真の排泄量」は、林内に設置した調査枠(19カ所)では1年を通して安定していたが、新植地に設置した調査枠(1カ所)では季節的な変動が大きかった。Taylor and Williams(1956)の式から密度を求めた結果、林内に設置した調査枠の糞粒数を用いた場合季節的な変動はみられなかったが、新植地の糞粒数を含めた場合季節的な変動が大きかった。シカとの出会

い率（調査日数のうちシカに出会った日数の割合）は秋に高くなったが、他の季節は安定していた。一度に確認された頭数の平均値は2頭前後であったが、冬季には3.7頭に増加した。また、確認されたシカは春から夏にかけては成獣メス単独、亜成獣オス単独、成獣メスと幼獣のグループであったが、秋から冬にかけては成獣オスが観察された。これらのことから、福岡県に生息するニホンジカは季節移動をしない、定住型の移動様式であると考えられた。

第4節では、福岡県におけるニホンジカの生息密度の分布特性を明らかにするために、第1章第4節で作成した密度推定プログラムを用いて、1999年、2000年に本章第2節で示したシカの分布域内の100カ所で糞粒法による調査を行った。密度推定プログラムの重要なパラメータである糞消失率は季節的に大きく変化するが、本章第3節で明らかのように福岡県に生息するシカが季節移動しないことから、1回の調査で得られた糞粒数から密度を求めた。密度は地域によって大きく異なり、コアエリア（高密度地）は昭和40年代までにシカが分布した地域とほぼ一致し、昭和50年代以降に分布した地域の密度は低かった。英彦山、犬鳴分布域とも標高が高くなるほど密度も高くなったが、両分布域の高標高域では密度は低下した。高標高域は急傾斜地に残された広葉樹林が多く、福岡県に生息するシカは山塊の中腹以上の傾斜が比較的緩やかな林業利用地に高密度で生息していることが明らかになった。シカが分布している区画内には鳥獣保護区が1/4以上を占めている区画が英彦山分布域で6区画（14.6%）、犬鳴分布域で1区画（10.0%）あるが、英彦山分布域の古廻山鳥獣保護区と英彦山鳥獣保護区について、鳥獣保護区と隣接する一般可猟区域の密度を比較した結果、有意な差がみられなかった。福岡県では1960年代からイノシシ被害の軽減を目的とした有害駆除が鳥獣保護区でも行われ、また、1995年からはシカの有害駆除も行われており、鳥獣保護区でも狩猟圧がかけ続けられたことが保護区内の密度を高めなかった原因ではないかと考えられた。

今回の分布と密度についての結果と分布に関する既存の資料（千葉、1959；環境庁、1978）から、福岡県における近代以降のシカの分布変動を次のように整理した。

- | | | |
|-----------|-----------|--|
| 1. 縮小期 | 明治時代 | 江戸時代までは背振山地や企救半島など県内の広い範囲に生息していたが、犬鳴山と英彦山周辺のみで退潮。この原因として狩猟圧の増加が指摘されている（千葉、1959）。 |
| 2. 停滞期 | 大正～戦前 | 分布域の拡大縮小がほとんどない。 |
| 3. 第1次拡大期 | 戦後～昭和40年代 | 分布周辺部へ拡大。しかし、狩猟による捕獲数が30頭以下で推移していること、被害報告がないことから、生息密度の大きな増加はなかったと考えられた。この時期、分収造林特別措置法（1958年）や国有林生産力増強計画（1960年）によって拡大造林が展開され、このような生息環境の攪乱にともなう移動・分散が拡大の原因ではないかと考えられた。 |
| 4. 第2次拡大期 | 昭和50年代以降 | 分布周辺部へ拡大。昭和40年代までに分布した地域に高密度地が多く、密度の増加にともなう分布拡大と考えられた。 |

以上のように、シカの生態的分布や密度の増加には人為的な作用が大きく影響していた。現在、大きな問題となっている林業被害は、昭和50年代以降の個体数増加が原因と考えられ、シカの密度が林業利用地で高いことから、個体数増加の背景には林業活動が関与していることが示唆された。しかし、本研究では個体数の増加をもたらした具体的な施業内容についての提示にまでは至らなかった。個体数増加の原因を明らかにすることは、福岡県に生息するニホンジカ個体群の長期安定的な保護管理を図るための重要な要素の一つであり、林業活動と個体数との関係については今後明らかにする必要がある。

第3章 福岡県におけるニホンジカ被害の発生状況

第1節 序

ニホンジカによる森林被害は最近全国的に増加し、林野庁の林業被害統計によればこの30年間に約50倍に達し、1989年度以降、獣類による森林被害の第1位となっている。地域別では九州の被害面積が最も大きく、次いで近畿、北海道、関東の順となっている。

九州におけるシカによる森林被害は、1970年代後半に鹿児島県霧島山系や長崎県対馬で問題になった(池田ほか, 2001)。しかし、1980年代まで被害は大きく拡大しなかったが、1990年代に入ると九州の広い範囲で顕著になり、1991~1996年度の被害は近畿、関東が微増であるのに対して、九州ではその間に10倍以上に急増している(坂東, 1999a)。

福岡県では1991年まで数haの被害であったが、1992年から増加しはじめ、1996年には200haを超えている(緒言)。量的には少なかったが、1991年の台風17, 19号による森林被害地の復旧造林地にシカによる枝葉採食被害が発生し、大きな社会問題となった。

野生鳥獣による農林水産業被害に対しては、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」に基づき、加害鳥獣の有害駆除による捕殺が行われる場合が多い。しかし、有害駆除では「被害がある」ことが重視され、加害動物の生息状況に関係なく被害がなくなるまで「駆除」される危険性があった。1999年の改正で同法に創設された「特定鳥獣保護管理計画」制度では、個体数が多く被害が大きい鳥獣に対しては被害軽減のために計画的な個体数調整を進めると同時に、野生鳥獣との共存を図るための具体的な指標を定めることを大きな柱の一つとしている。そのためには、被害発生状況を正確に把握するとともに、生息密度調査と連動した地域ごとの「適正密度」あるいは「被害許容密度」といった概念を個体群管理の基準として明確に位置付けることが重要とされている(三浦, 2000)が、このような研究はほとんど行われていない(高槻, 1994)。また、被害発生状況を知ることは、個体数調整による被害軽減を効率的に行うためにも必要不可欠な情報である。

そこで、本章では福岡県におけるニホンジカによる林業被害の発生状況を明らかにするために、第2節では、福岡県のシカ被害として最も重要な造林木の枝葉採食被害(池田, 2001b)の分布状況を明らかにし、被害危険予測について検討した。第3節では、本章第2節で得られた被害分布と第2章第4節で求めた100カ所の生息密度を比較することによって、被害発生と生息密度との関係について解析し、「被害発生密度」水準について検討した。

第2節 枝葉採食被害の分布状況

3.2.1 はじめに

ニホンジカによる林業被害は、枝葉採食被害、樹皮剥皮被害(樹皮採食と角こすり)、新植苗の踏みつけ・踏み倒し被害、しいたけの採食被害などである。福岡県では枝葉採食被害と角こすりによる樹皮剥皮被害が主に発生しており、特に枝葉採食被害が重要な被害となっている(池田, 2001b)。

シカによる農林業被害の増加に伴い、様々な防除法の取り組み(自然環境研究センター, 1994b)や有害駆除、保護管理計画による個体数調整が各地で実施されているが、被害を効率的に軽減するためには、被害の実態に応じた施策の展開が必要である。また、施策の効果を評価するためにも被害の現況を把握しておく必要がある。

そこで本節では、1997年度から1999年度に実施した被害調査に基づき、福岡県における枝葉採食被害の分布状況と被害の特徴を明らかにした。

3.2.2 調査方法

第2章第2節で示したシカの分布域内(図2.2-2)を中心に、1997~1999年度にチェックシートを用いて植栽5年生までの造林地における被害の発生状況を調査した。チェックシートにはシカとノウサギの被害識別法を図示した。チェックシートでは、①造林地の林小班名、②植栽樹種、③植栽年、④造林地面積、⑤被害の有無、⑥被害の種類(枝葉採食・樹皮剥皮)、⑦被害程度(葉のほとんど・葉先)、⑧被害割合(林分のほとんど・林分の3~7割・林分の3割未満)、⑨被害防除の有無と種類などの調査事項について記入した。国有林や森林開発公団(現、緑資源公団)については、民有林・国有林シカ対策担当者連絡会資料(1997年調査)を用いた。

チェックシートで得られた結果は、まず造林地の林小班名をもとに市町村単位で作成されている森林計画図から被害場所と標高を読み取り、国土地理院の第3次地域区画(約1km四方の区画で、以下3次メッシュとする)で整理した。

分析項目は小泉(2002b)に従い、以下の2点とした。

1) 被害の現況

被害の現況をみるために、チェックシートの記載事項に基づいて、被害発生率、被害の種類、被害樹種、被害程度、被害防除の有無、防除方法と防除の効果などについて取りまとめた。

2) 被害の発生傾向

被害の発生傾向をみるために、チェックシートに記された調査地から①被害防除策を講じて被害が発生しなかった調査地、および②被害防除策を講じたかどうか不明の調査地を除いた。

まず、被害が発生していなかった林分を無被害、被害が発生していた林分のうち、葉のほとんどが食害されている林分を激害、それ以外を軽害とした。同一3次メッシュ内に複数の調査地があった場合は、被害程度が激しい方をその3次メッシュの被害程度とし、3次メッシュ単位で図示した。

次に、被害が発生している調査地と発生していない調査地の分結関係(混ざり具合)を検討するために、福岡県を大きさの異なるメッシュに区分し、それぞれのメッシュについて安田・海野(1977)の紹介しているジニの指数を次式で求めた。

$$G_i = \sum X_{i-1} Y_i - \sum X_i Y_{i-1}$$

ここで、

G_i : ジニの指数

N : 被害が発生している調査地の総数

W : 被害が発生していない調査地の総数

$x_i = N_i / N$: i 番目のメッシュにおける被害地の比率

$y_i = W_i / W$: i 番目のメッシュにおける無被害地の比率

$X_i = \sum_{j=1}^i x_j$: x_i の累積比率

$Y_i = \sum_{j=1}^i y_j$: y_i の累積比率

である。

また、 N に激害が発生している調査地の総数を、 W に軽害が発生している調査地の総数を代入し、軽害

が発生している調査地と激害が発生している調査地の分結関係についても検討した。

ジニの指数は2つの異なった集団の混ざり具合を表す指数で(安田・海野, 1977), ジニの指数は0と1の間をとり, 2つの集団が完全に分離している場合ほどジニの指数は1に近くなる。

メッシュの大きさは1km(3次メッシュ), 2km(3次メッシュ4個分), 5km(3次メッシュ25個分で, 5万分の1地形図を16等分した区画), 10km(5万分の1地形図を4等分した区画)とした。

さらに, どの標高階に被害が特異的に発生しているかを検討するために, 標高階別に被害発生率(被害地数/調査地数), 激害発生率(激害地数/調査地数), イブレフの選択係数(Ivlev, 1955)を算出した。イブレフの選択係数は次式で求め, 被害指数とした。

$$E_i = (r_i - N) / (r_i + N)$$

ここで,

E_i : i 番目の標高階における被害指数

N : 調査地総数に対する i 番目の標高階に含まれる調査地数の比率

r_i : 被害地の総数に対する i 番目の標高階に含まれる被害地数の比率

である。

また, N に被害地総数に対する i 番目の標高階に含まれる激害地数の比率を, r_i に激害地の総数に対する i 番目の標高階に含まれる激害地数の比率を代入にしてイブレフの選択係数を求め, 激害指数とした。

イブレフの選択係数は-1と+1の間の値をとり, +1に近い値をとる標高階に被害が集中発生していることを示している。

3.2.3 結果

1) 被害の現況

1,975カ所の造林地で調査した。このうち, ①1994年以降に植栽された造林地である, ②第2章第2節で示したシカの分布域内に含まれる, ③被害の有無が記載されている, の3条件で抽出した1,331カ所について取りまとめた。経営形態別では民有林が1,278カ所, 森林開発公団(現, 緑資源公団)が26カ所, 国有林が19カ所であった。

抽出された1,331カ所のうち, 被害が発生していた調査地は417カ所で, 全体の31.3%を占めた。被害形態は枝葉採食被害のみ発生していた調査地が397カ所, 枝葉採食被害と樹皮剥皮被害が同時に発生していた調査地が7カ所, 樹皮剥皮被害のみが5カ所, 未記入が8カ所で, 福岡県の新植造林地におけるシカ被害のほとんどは枝葉採食被害であった。

調査地の被害状況を表3.2-1に示した。「被害が発生した」調査地のうち, 「枝葉のほとんどが被害を受けた」と報告された調査地が17.4%(被害程度不明の調査地を除く)であった。また, 被害割合では「ほとんどの木に被害が発生した」が20.0%, 「3~7割の木に被害が発生した」が31.5%で, 3割以上の被害発生地が51.6%に達していた(いずれも被害割合不明の調査地を除く)。

報告があった林分のうち, 何らかの被害防除策

表3.2-1. 被害の発生状況

	防除策の有無			合計
	講じた	講じなかった	不明	
被害が発生した	58	358	1	417
被害程度				
枝葉のほとんどが被害	10	50	0	60
枝葉の先端が被害	44	240	1	285
被害程度不明	4	69	0	73
被害割合				
ほとんどの木に被害発生	18	64	0	82
3~7割の木に被害発生	21	108	0	129
3割未満の木に被害発生	19	178	1	198
被害割合不明	0	8	0	8
被害は発生していない	51	856	7	914
合計	109	1214	8	1331

を講じていた調査地は109カ所 (8.2%) で、内容は防護柵設置が58カ所 (53.2%)、忌避剤散布が51カ所 (46.8%) であった。「防除策を講じた」調査地のうち「被害は発生しなかった」調査地は46.8%と約半数にとどまっていた。しかも「被害は発生しなかった」調査地は後述する3次メッシュ内で被害が発生していないメッシュ内で防除策を講じた場合も含まれており、被害が発生した3次メッシュ内の調査地に限って取りまとめた結果、「防除策を講じた」調査地 (87カ所) のうち「被害は発生しなかった」調査地 (29カ所) は33.3%にすぎなかった。また、「防除策を講じた」場合と「防除策を講じなかった」場合の防除効果をみると、被害程度では有意差がなく ($\chi^2=0.05$, $df=1$, $p>0.05$)、被害割合では「防除策を講じた」場合に「ほとんどの木に被害が発生した」調査地が多く、「防除策を講じなかった」場合との間に有意差がみられた ($\chi^2=7.56$, $df=2$, $p<0.05$)。これらのことは、防護柵の設置や忌避剤の散布がシカ被害の軽減にほとんど効果をあげていないだけでなく、防除策を講じることによって被害が逆に激化することを示していた。これは、防除策を講じた造林地が被害の激しい地域に多かったためと思われる。

また、経営形態別の防除策の実施状況は、森林開発公団では調査地全てで実施されていたのに対し、国有林では14.3%、民有林では6.2%にすぎなかった (表3.2-2)。

樹種については同一調査地に複数の樹種が混植されていた造林地が多く、このような造林地では樹種別の被害報告がなかった。そこで、①1樹種が植栽されている、②被害が発生している3次メッシュ内にある、③被害防除策を講じたにもかかわらず被害が発生した、の3つの条件で抽出した466カ所の調査地について樹種別の被害発生状況について整理した (表3.2-3)。1樹種が植栽されていたのはヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*)、スギ (*Cryptomeria japonica*)、クヌギ (*Quercus acutissima*)、ケヤキ (*Zelkova serrata*)、ヤマザクラ (*Prunus jamasakura*) の5樹種で、全ての樹種で被害が発生していたが、クヌギの被害率は7.1%にすぎなかった。調査地が多かったスギとヒノキについて被害の発生状況を比較した結果、被害程度 ($\chi^2=0.61$, $df=1$, $p>0.05$)、被害割合 ($\chi^2=2.76$, $df=2$, $p>0.05$) は両者間に有意な差はみられなかったが、「被害が発生した」調査地はヒノキが多かった ($\chi^2=4.23$, $df=1$, $p<0.05$)。

表3.2-2. 経営形態別の防除策の実施状況

経営形態	防除策を講じた		小計	防除策を講じなかった	防除策不明	計
	忌避剤	防護柵				
国有林	0	3	3(14.3) ¹⁾	18(85.7)	0	21
森林開発公団 ²⁾	10	16	26(100.0)	0(0.0)	0	26
民有林	41	39	80(6.2)	1196(93.1)	8	1284

1) ()内は計に対する割合(%)を示す。

2) 現、緑資源公団

表3.2-3. 造林樹種別の枝葉採食被害の発生状況

樹種	調査地数	被害発生地数 ¹⁾	被害程度 ²⁾		被害割合		
			激	軽	3割未満	3-7割	7割以上
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	332	234(70.5)	35	163	112	64	53
スギ <i>Cryptomeria japonica</i>	107	64(59.8)	10	34	32	22	9
クヌギ <i>Quercus acutissima</i>	14	1(7.1)	0	1	1	0	0
ケヤキ <i>Zelkova serrata</i>	12	10(83.3)	3	7	9	0	1
ヤマザクラ <i>Prunus jamasakura</i>	1	1(100.0)	-	-	0	1	0

1) ()内は調査地数に対する割合(%)を示す。

2) 「激」は枝葉のほとんどが採食された調査地を、「軽」は枝葉の先端を採食された調査地を示す。

2) 被害の発生傾向

上述したように、クヌギでは枝葉採食被害の発生率が低かったので、被害の発生傾向を把握するために、

①被害防除策を講じて被害が発生しなかった調査地、②被害防除策を講じたかどうか不明の調査地、③調

査地がクヌギ林である、を除いた1,243カ所について整理した。

まず、3次メッシュで整理した結果を図3.2-1に示した。報告は383メッシュに整理され、このうち被害が発生したメッシュは161メッシュ(42.0%)で、英彦山分布域の中心部で多く、英彦山分布域の周辺部や犬鳴分布域では少なかった。このうち、枝葉のほとんどが被害を受けた激害は33メッシュ(20.5%)で、激害地は分布東部の豊前市から犀川町にかけて、分布中央部の添田町と宝珠山村、小石原村の境界付近、分布西部の甘木市と嘉穂町の境界付近に集中していた。これらの地域は昭和40年代までにシカが生息し、生息密度も高かったコアエリア(第2章)と一致していた。

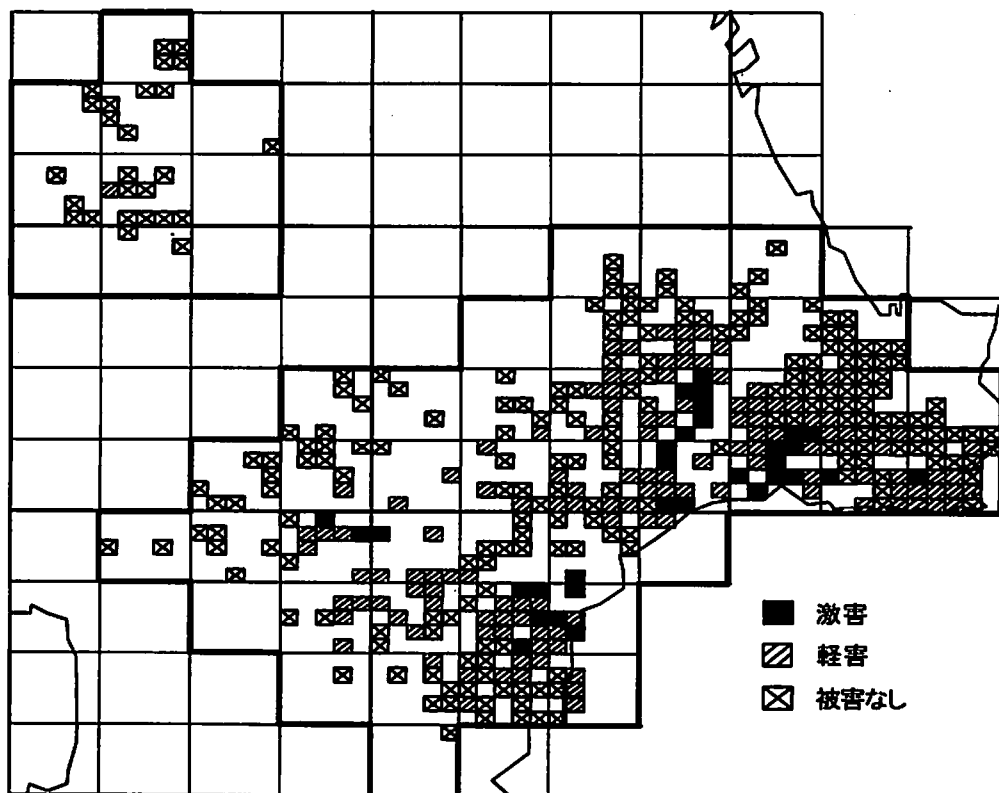


図3.2-1. ニホンジカによる枝葉採食被害の発生状況

激害は枝葉のほとんどが食害された被害を、軽害は枝葉の先端が食害された被害をいう。太線枠は1995年度調査によるニホンジカの分布地域(第2章第2節図2.2-2)を示す。

次に、被害が発生している調査地と発生していない調査地についてのジニの指数は、2kmメッシュまでは0.8を超えていたが、5kmメッシュでは0.63、10kmメッシュでは0.41であった(図3.2-2)。軽害が発生している調査地と激害が発生している調査地についてのジニの指数もメッシュが大きくなるにつれ同様な傾向を示した。このことは、2kmメッシュの大きさまでは被害地と無被害地、また軽害発生地と激害発生地が混在するのではなく、明瞭に区分されることを示していた。チェックシートから標高が読み取れた1,212カ所の調査地について被害と標高との関係を見ると、調査地の最低標高は30m、最高標高は920mで、標高100m以上500m未満の標高階に全体の80.2%が含まれていた。標高階別の被害発生率、激害発

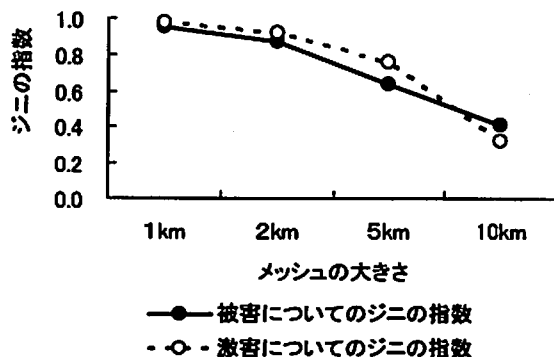


図3.2-2. メッシュの大きさによるジニの指数の変化

生率、被害指数、激害指数を図3.2-3に示した。被害発生率は標高が高くなる程高くなる傾向がみられ、標高200m未満では被害発生率は10%以下であったが、標高が200mを超えると被害発生率は26%に増加し、標高400m以上では50%を超え、標高600m以上700m未満の標高階では70%以上に達した。しかし、標高700m以上では被害発生率は減少し、標高800m以上では50%であった。被害指数も標高とともに高くなる傾向を示した。被害指数は標高300m未満では負を示し、標高300m以上から正の値となり、標高400m以上では0.22~0.39となったことは、無被害地の多くが標高300m未満に、被害発生地が標高400m以上の地域に偏って分布していることを示していた。

一方、被害のうち「枝葉のほとんどが被害」を受けた激害は標高200m未満までは発生がなく、標高200m以上500m未満でも発生率は6%以下にすぎなかった。しかし標高500m以上600m未満では15%以上、標高600m以上では30%以上に達し、標高が高くなるにつれ発生率が高くなる傾向がみられた。激害指数は標高500m未満では負であったが、標高500m以上から正となり、標高600m以上では0.46~0.47と高い値となった。このことは、激害が被害発生地の中でもより標高が高い地域に偏って分布していることを示していた。

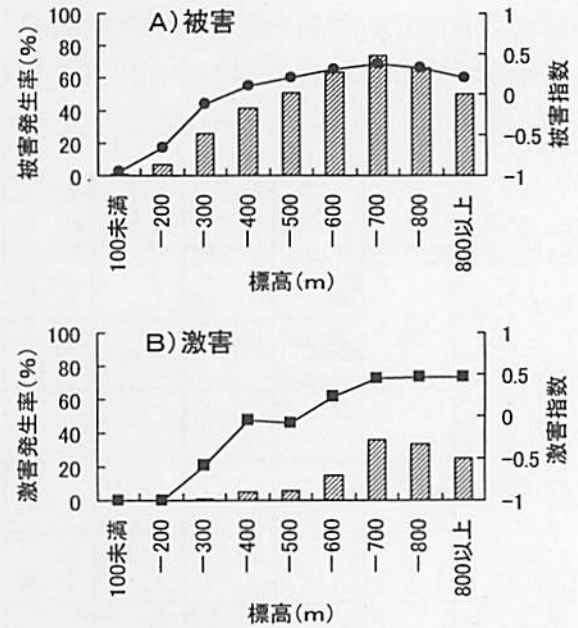


図3.2-3. 標高別の被害(A)、激害(B)の発生状況
折れ線グラフは被害(激害)指数を、棒グラフは被害(激害)発生率を示す。

3.2.4 考察

本研究から、福岡県の新植造林地におけるシカによる枝葉採食被害が、面積だけでなく造林地内の被害割合や被害程度においても深刻な状況にあること

が明らかになった。多くの樹種が加害されていたが、クヌギの被害はほとんどなかった。クヌギは屋久島(末吉, 1992)や宮崎県(岩切ほか, 1995)では枝葉採食被害が発生しており、シカによる被害樹種が地域によって異なっていることが示唆された。

本県における主要な造林樹種であるスギとヒノキでは、被害程度、被害割合では両者間に有意差はみられなかったが、「被害が発生していた」造林地はヒノキが有意に多かった。九州北部におけるヒノキの植栽適地は土壌がやや乾燥したBd, Bc型土壌で、中腹から尾根にかけてである(佐藤, 1971b)。単一樹種が植栽されている造林地でも被害は谷筋より尾根筋に多い傾向がみられ、ヒノキに被害が多いのはヒノキ造林地の地形的要因によるのではないかと考えられた。

小泉(2002b)は九州におけるシカ被害発生地について、10kmのメッシュサイズでもジニの指数が0.731と高いことから、被害発生地と無被害地は比較的大きな面的まとまりとして明瞭に区分できることを示している。今回の結果はジニの指数が5kmメッシュで小さくなり、福岡県の被害地と無被害地が九州全域に比べ狭い範囲から混じり合うことを示していた。しかし、福岡県における被害は、被害地と無被害地、軽害発生地と激害発生地が2kmメッシュの大ききで明瞭に区分された。また、標高が高くなるにつれ被害発生率、激害発生率とも高くなる傾向を示した。そこで、標高と被害との関係から被害危険予測を次のよう

に整理した。

1. 普通地域：標高200m未満の地域で、枝葉の先端が採食される被害が10%以下の確率で発生する。
2. 注意地域：標高200m以上400m未満の地域で、枝葉の先端が採食される被害が30~40%の確率で発生するが、場所によっては枝葉のほとんどが採食される被害も発生する。
3. 警戒地域：標高400m以上600m未満の地域で、枝葉の先端が採食される被害が50%以上の確率で発生するとともに枝葉のほとんどが採食される被害も増加する。
4. 危険地域：標高600m以上の地域で、枝葉の先端が採食される被害が50%以上の確率で発生するとともに枝葉のほとんどが採食される被害が被害の50%を超える。

このことから、福岡県において標高400m以上の地域に新たに造林しようとする場合、造林予定地の1km以内に存在する造林地で被害が発生していれば高い確率で被害が発生する危険性があることが明らかになった。そのため、警戒地域や危険地域での森林施業はシカ被害を考慮した慎重な取り扱いが求められ、造林する場合には何らかの防除策を講じる必要がある。福岡県では防護柵の設置や忌避剤の散布が実施されていたが、このような防除策はほとんど機能していなかった。この原因として、防護柵は設置の実績が少なく、設置が適正に行われなかった可能性があること、忌避剤は冬期に被害が発生する関東地方では効果が認められており（松本、1993）、福岡県における被害が冬期以外でも発生しているために秋に散布するという既存の技術では対応できなかった可能性があることなどが考えられた。

一方、被害防除策については様々な方法が試みられ、経費も方法によってバラツキが大きい（自然環境研究センター、1994b）。しかし、三浦（1999）は、林業が一定の経済性の枠組みの中で行われる以上自ずと投資には限界があることを指摘している。投資効果を効率的にするためには、福岡県における被害発生の実態に対応した防除技術の開発と被害危険度に対応した被害軽減システムの確立が必要である。

第3節 枝葉採食被害発生密度の解明

3.3.1 はじめに

特定鳥獣保護管理計画制度では、対象とする鳥獣の管理目標を明確にすることが求められている。ニホンジカについては、多くの地域で農林業被害の軽減を目標とし、それを実現するために狩猟期間におけるメスジカの狩猟を可能にするなどの方法で個体数調整が進められている。個体数調整を進める上での具体的な数値目標については、シカと人間活動との軋轢が大きな問題となっている農林業地域で、1頭/km²とする五葉山で示された数値（高槻、1994）が用いられることが多い。しかし、密度と被害発生との関係は生息環境や土地利用などによって異なると考えられることから、地域ごとに実証する必要性が指摘されている（三浦、2000）。管理目標における具体的な捕獲水準の設定は、特定鳥獣保護管理計画制度に基づく保護管理に限らず、野生動物との共存に向けた施策の明確な説明責任とフィードバックによる管理システムを実現するためには重要な課題である。また、被害と密度との関係を明らかにすることは、シカによる被害発生機構を解明する上でも重要な手掛かりを与えると考える。

そこで本節では、被害状況と生息密度の結果に基づき、福岡県における被害発生密度の検討を試みた。

3.3.2 調査方法

分析に用いた資料は、生息密度が第2章第4節で示した1999年2月から2000年3月にかけて県内100カ所で行った糞粒法による推定密度で、被害状況が本章第2節で示した1996年から1999年に植栽された造林地における被害状況である。

生息密度と被害状況の比較は、生息密度調査を行った3次メッシュ内に被害調査地がある場合にはそのメッシュのうち、被害調査地がない場合には隣接する3次メッシュ（8メッシュになる）のうち、最も被害が激しいメッシュをその地点の被害程度とした。被害程度の区分は、葉のほとんどが採食された場合を激害、葉先が採食された場合を軽害、被害が発生していなかった場合を無被害とした。

次に、前節で明らかなように、被害の発生は一定の標高階以上に偏って発生していた。そこで、標高階別の被害程度と第3章第3節で求めた標高階別の生息密度を比較した。

3.3.3 結果および考察

生息密度調査地点における生息密度と被害程度との関係を図3.3-1に示した。無被害地のほとんどは20頭/km²以下の地域であったが、軽害や激害は著しく低い密度でも発生し、被害発生と生息密度との明瞭な関係は認められなかった。

次に、標高階別の生息密度と被害発生率、激害発生率の推移を図3.3-2に示した。3者とも標高700mまでは標高が高くなるにつれ増加し、標高700m以上では減少し、ほぼ同様な変化を示した。本章第2節で示した被害発生危険予測区分と対応させる（平均値±標準誤差）と、

1. 普通地域：4.3±1.3頭/km²
2. 注意地域：13.2±3.9頭/km²
3. 警戒地域：20.4±3.7頭/km²
4. 危険地域：28.3±6.6頭/km²

であった。

標高階における生息密度と被害発生率、激害発生率との相関関係を図3.3-3に示した。被害発生率と生息密度との間の相関係数 (R^2) は0.801 ($p < 0.01$)、激害発生率と生息密度との相関係数 (R^2) は0.638 ($p < 0.01$) で、いずれも比較的高い正の相関関係を示し、次の回帰式が得られた。

被害発生率と生息密度の関係では、

$$y = 0.43x_d - 1.58$$

ここで、 y は1km²当たり生息密度、 x_d は被害発生率。

激害発生率と生息密度の関係では、

$$y = 0.59x_h + 9.83$$

ここで、 y は1km²当たり生息密度、 x_h は激害発生率。

この回帰式から10%の被害あるいは激害が発生する密度を推定すると、被害が2.7頭/km²、激害が15.7頭/km²であった。

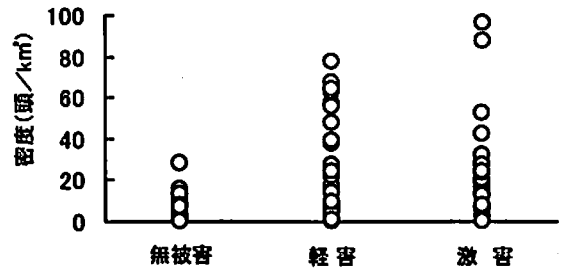


図3.3-1. ニホンジカ生息密度と枝葉採食被害の発生状況

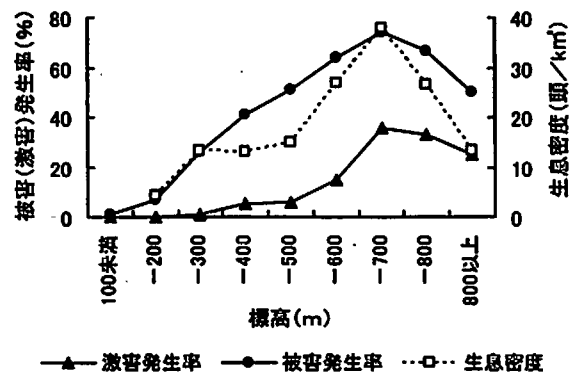


図3.3-2. 標高階別の被害発生率とニホンジカの生息密度の関係

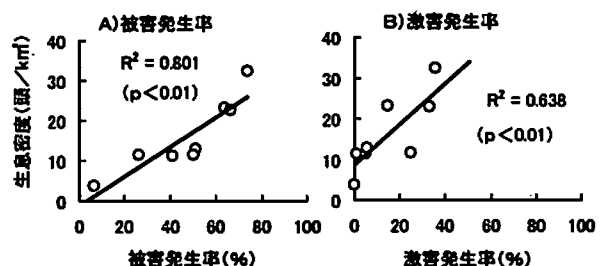


図3.3-3. 生息密度と被害発生率(A)、激害発生率(B)の関係

高槻 (1994) は岩手県五葉山で、農林業被害をほぼ完全に回避できる密度の目安を1頭/km²としている。また、川瀬 (1923) はニホンジカの体重と餌量との関係から、安定密度を広葉樹林で12.5頭/km²、針葉樹林で4頭/km²としている。調査方法や個体群が異なるため単純な比較はできないが、今回得られた被害が発生しはじめる生息密度2~3頭/km²は、五葉山 (高槻, 1994) より高く、川瀬 (1923) の針葉樹林における安定密度をやや下回る密度であった。

林業被害とシカの生息密度との関係については、密度の増加に伴い被害が増える傾向にあるが、著しく低密度でも被害が発生したり、高密度地でありながら被害量が少ない地域が存在するなど、単純な密度依存ではないことが指摘されている (三浦, 1999)。例えば、樹皮採食被害については、北海道では45頭/km²生息する地域のシカの胃内容物の44.6%が樹皮であり (kaji *et al.*, 1988)、岩手では19.8~28.9頭/km²生息する地域のシカの胃内容物の58.8~62.9%が樹皮であり (高槻, 1992b)、シカの高密度地で樹皮採食被害が多く発生する傾向がみられるが、房総半島ではシカの生息密度が22.4~37.9頭/km²と高いにもかかわらず胃内容物の樹皮の割合は0.01%しかなく、秋や冬の餌利用可能量の高さが樹皮採食量に影響していることが報告されている (Asada and Ochiai, 1996)。しかし、40頭/km²のシカが生息する大台ヶ原では、餌利用可能量が豊富に存在するにもかかわらず、1年中樹皮を採食し、9月には糞中の10.6%の組織片が sclereid であり、餌利用可能量で樹皮採食の発生を説明しえないことが指摘されている (Yokoyama *et al.*, 1996)。このように密度と被害発生との関係が地域によって異なる原因として、被害地の環境条件、被害形態、被害地における動物の土地利用状況、隣接地域の餌量や環境条件、動物個体群の動態などの要因が関与していると考えられている (三浦, 2000)。

今回の研究でもシカによる造林木の枝葉採食被害は、生息密度が増加するにしたがい被害率が増加し、被害程度も激しくなったが、場所によっては低い密度でも激しい被害が発生していた。このことは、被害を回避する密度に管理した後でも、シカによる被害が場所によっては発生することを示している。事実、生態や社会構造が異なるとはいえ、ニホンカモシカの密度を個体数調整によって低密度に管理した岐阜県小坂町では、被害が依然として発生していることが報告されている (三浦, 1993)。野生動物との共生のためには農林業と一定の非妥協的側面が存在する (三浦, 1996) が、森林の65%が人工林で、中山間地での農業が盛んな福岡県では、農林業の理解を得るための努力が不可欠である。そのためには、個体数調整と被害防除法をセットにした被害軽減システムを提示する必要があると考える。

第4節 結論

本章では、福岡県のニホンジカによる主要な林業被害である枝葉採食被害の発生状況の実態を解明した。

第2節では、1997年度から1999年度にかけて植栽5年目までの造林地におけるニホンジカによる枝葉採食被害をチェックシートを用いて調査した。このうち、①1994年以降に植栽された造林地である、②第2章第2節で明らかにしたニホンジカの分布域に含まれる、③被害の有無が記載されている、の3条件で抽出した1,331カ所について整理した。被害発生地は全体の31.3% (417カ所) を占め、このうち、枝葉のほとんどが採食されていた「激害地」が17.4%であった。また、3割以上の木に被害が発生していた造林地は51.6%を占め、福岡県で発生しているニホンジカによる枝葉採食被害が面積だけでなく、被害程度や被害割合においても深刻な状況にあることが明らかになった。被害は多くの樹種で発生していたが、クヌギの被害は少なく、加害対象樹種が地域によって異なることが示唆された。スギとヒノキは被害程度、被害割合に有意な差がなかった。2つの異なった集団の混ざり具合を示す指標の1つであるジニの指数は、被害発生地と無被害地、枝葉の先端が採食される「軽害地」と枝葉のほとんどが採食される「激害地」の分

布が2kmメッシュの大きさまで明瞭に区分されることを示していた。また、被害発生率、激害発生率は標高が高いほど高くなり、イブレフの選択係数は被害発生地が標高400m以上に、「激害地」が標高600m以上に集中して発生していることを示していた。これらの結果から、福岡県における被害危険予測として、(1)標高200m未満の普通地域、(2)標高200m以上400m未満の注意地域、(3)標高400m以上600m未満の警戒地域、(4)標高600m以上の危険地域に区分できた。標高400m以上の地域では被害が50%以上の確率で発生することから、造林にあたっては何かの被害防除策を講じる必要があることが明らかになった。しかし、被害発生地の87カ所では被害防除策として防護柵の設置、忌避剤の散布が講じられていたが、被害が発生しなかった造林地は33.3%にすぎなかった。また、防除策を講じた造林地の被害割合は防除策を講じなかった造林地に比べ有意に高く、現行の被害防除策が福岡県の被害軽減にほとんど効果がないことから、福岡県の被害実態に応じた被害防除法の検討の必要性が明らかになった。

第3節では、本章第2節の枝葉採食被害の発生状況と第2章第4節で示したニホンジカの生息密度をもとに、生息密度と被害発生状況との関係を解析した。標高階に区分した結果、密度と被害発生率（造林地数に占める被害発生地の割合）、激害発生率との間には比較的高い相関関係が認められ（それぞれ $R^2=0.801, 0.638$ ）、密度が高くなるほど被害が増加することが明らかになった。相関関係から推定される10%の被害が発生する密度は2.7頭/km²、枝葉のほとんどが採食される激害が発生する密度は15.7頭/km²であった。しかし、地域によっては低い密度でも激しい被害が発生していることから、福岡県における被害軽減を目的としたニホンジカの保護管理を実施するためには、個体数調整と被害防除法をセットにした被害軽減システムの構築が必要であると考えられた。

第4章 激害発生地における被害特徴の解明

第1節 序

福岡県におけるニホンジカによる枝葉採食被害は、量だけでなく被害の程度においても深刻な状況を示していた（第3章）。また、被害程度は葉の先端が採食される被害（軽害）や葉のほとんどが採食される被害（激害）がみられ、激害を受けた造林地では苗木が枯死したり、盆栽状になるなど造林木が成林しておらず、経済的な損失はもとより、森林の公益的機能の維持にも大きな影響を及ぼすことが考えられる。

福岡県では被害の発生がシカの生息密度と正の相関がみられ、密度が高いほど被害率や被害程度も高くなることが明らかになった（第3章第3節）が、被害発生の季節性については解明されていない。被害発生時期は防除法の選択にも大きく影響する（小泉, 1994）ため、地域における被害の特徴と被害要因の解明は重要である。

そこで、本章では、造林木に激しい被害が発生している英彦山地の東部に位置する犬ヶ岳の中腹をケーススタディとして、福岡県における激害被害の特徴を解明するために以下の調査を行った。

第2節では、植栽されたヒノキの採食時期、林相ごとの夏と冬の餌利用可能量を明らかにした。また、これらの結果と第2章第3節で明らかにした生息密度の季節変化から、被害発生機構について考察した。

第3節では、1年を通して毎月新鮮な糞の内容物を調べ、激害発生地におけるニホンジカの食性の特徴と被害との関係について考察した。

第2節 枝葉採食被害の発生時期の解明*

4.2.1 はじめに

ニホンジカによる枝葉採食被害は、餌が豊富な夏に形成された採食集団が餌が減少する冬にも造林地周辺にとどまるため、冬に相対的な餌量が減少し、その結果被害が秋から春にかけて発生するといわれている(飯村, 1980)。しかし福岡県では、冬季に被害が発生することを前提とした秋に忌避剤を散布するという方法で被害防除が試みられ、約7割の造林地で被害が発生していた(第3章第2節)。このように被害防除策が機能しなかった原因として、最近、西南日本で明らかにされているように、被害が秋から春だけでなく他の時期にも発生している(桑畑ほか, 1982; 上山, 1988; 谷口, 1992; 尾崎・塩見, 1999; 宮島, 2001)ことが考えられた。

そこで本節では、激害発生地においてヒノキ造林木の食害発生時期を明らかにし、被害発生要因の検討を行った。

4.2.2 調査地および調査方法

調査地域は、第3章第3節で生息密度の季節変化を調査した英彦山地の東部に位置する犬ヶ岳(標高1,131m)の山麓である。

1) 被害発生時期

調査地域のヒノキ新植地2カ所(以下、調査地A、調査地B)で調査した(図4.2-1)。調査地の標高および面積は、調査地Aが630m, 0.3ha, 調査地Bが550m, 0.7haである。調査木は1994年および1995年の各々3月に植栽されたヒノキで、1994年は調査地Aの98本, 調査地Bの49本, 1995年は調査地Aの150本, 調査地Bの90本を固定調査木とした。

調査は定期的に被害の有無や形態を調べた。形態については、葉の先端部が採食された場合を先食い、枝の中ごろや付け根から採食された場合を元食いとした。調査終了後、次回調査時の被害と区別するために、食痕部にペンキを塗布した。

これらの調査は植栽後1年間について調査を行った。しかし、その後の調査で植栽1年目と2年目で被害時期が異なることが推測されたため、1995年に植栽された苗のうち、植栽1年目の食害を忌避剤処理によって軽減できたヒノキ(調査地Aが116本, 調査地Bが81本)について、1996年3月から同様の調査を行った。この調査では、シカが1口で採食したと判断された食痕数を調べた。

2) 餌利用可能範囲

シカの餌利用可能範囲を明らかにするために、調査地域を1993年6月から1996年3月にかけて1~2カ月ごとに踏査し、植物の種名、シカの採食痕の有無、採食部位、部位の年齢を記録し、採食部の地上高と直径を測定した。採食部の地上高は斜面上部からの高さを測定した。

調査地にはノウサギが生息している。ノウサギとシカの食痕は、ノウサギでは採食部位が鋭利な刃物で切断されたようになるのに対し、シカでは引きちぎったようになることで区別した。しかし、判断がつかない場合は除外した。

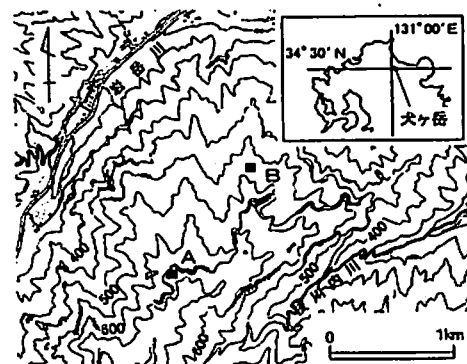


図4.2-1. 調査地
A, Bは調査地番号を示す。

* 本節は、池田(1996, 1998)、池田ほか(2000)に加筆したものである。

3) 餌利用可能量

調査地は主要な林相や下層植生の優占種から、新植地、ヒノキ壮齢林は林床にヒサカキが優占するヒサカキ型とコガクウツギが優占するコガクウツギ型、沢筋のスギ壮齢林で林床植生が貧弱なスギ谷型に区分される。各タイプ別に1m×1mの方形枠を1996年8月と1997年1月に10m間隔で3カ所ずつ設置し、方形枠内の全ての植物を高さ50cmごとに刈り取った。刈り取った植物は実験室に持ち帰り、当年枝とそれ以外別に同化部と非同化部に区分し、通風型乾燥機で70℃、72時間乾燥させた後、重量を測定した。

4. 2. 3 結果

1) 被害発生パターン

1994年3月に植栽された調査木の結果を図4.2-2に示した。被害率は各調査期間内に新たに食害された本数割合で示した。先食い被害が生じた本数割合を先食い被害率、元食い被害が生じた本数割合を元食い被害率としたが、元食い被害のみ生じた個体はなく、先食い被害率は被害率と一致した。調査地A、Bとも被害は1年を通して発生し、先食い、元食い被害とも3～6月にかけてと8～10月にかけて多く、6～7月や12～3月は少なかった。熊本県では元食いは被害率が高い冬季に発生しており(宮島, 2001)、このような採食がヒノキのフェノロジーに対応したのではなく、シカの採食量の増加にともなって発生すると考えられた。

1995年3月に植栽された調査木は4月の調査で全て元食い被害が発生し、その後の調査ができなかった。

次に、1995年3月に植栽されたヒノキで、植栽1年目の被害を忌避剤(ジラム水和剤)散布で軽減したヒノキについて、植栽2年目の被害状況を図4.2-3に示した。植栽2年目は元食い被害はなく、全て先食い被害であった。被害は1年中発生し、被害率は両調査地とも5～8月と11～3月が90%以上と高く、他の時期でも60%以上であった。一方、被害木1本・1カ月当たりの食痕数は両調査地とも5～8月が多く、他の時期は少なかった。これらの結果は、植栽2年目の被害が5～8月に激しく、他の時期の被害率は高いものの、つまみ食いされる程度であることを示していた。

2) 植物利用可能範囲

調査地内で確認された植物は158種で、木本類が72種、草本類が86種であった。このうち101種でシカによる採食痕が認められ、木本類が55種、草本類が56種であった。

食痕部の地上高は、 67.4 ± 31.2 (S.D.) cm (n=444, 範囲: 6-178cm) であった。最も高かった178cmの食痕は急傾斜地でみられた1カ所だけで、他の443カ所は全て150cm以下であった。

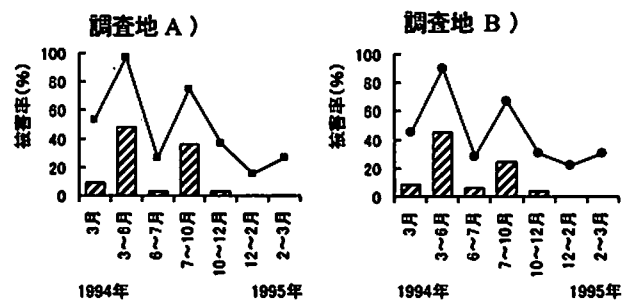


図4.2-2. 1994年に調査地A, Bに植栽されたヒノキの被害発生状況

折れ線グラフは枝葉の先端が採食された先食い被害率を、棒グラフは枝葉の基部または中ごろから採食された元食い被害率を示す。元食い被害のみ発生した調査木はなく、先食い被害率は被害率と一致する。

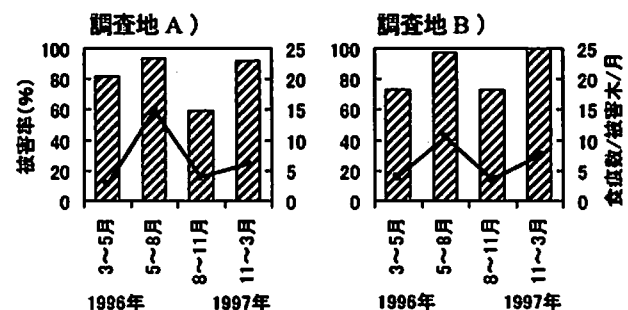


図4.2-3. 1995年に調査地A, Bに植栽されたヒノキの植栽2年目の被害発生状況

棒グラフは被害率を、折れ線グラフは食痕数/被害木/月を示す。

採食部位は木本類では当年生枝およびその葉であったが、ヒノキは2年生枝まで採食されていた。草本類は当年生の葉と茎であった。

以上のことから、シカの餌利用可能量を求めるための範囲を、地上高1.5m以下で、木本類が当年生枝とその葉（ただし、ヒノキは2年生枝まで）、草本類が当年生の茎と葉とした。ただし、木本類のヤマツツジ (*Rhododendron obtusum* var. *kaempferi*) やコガクウツギ (*Hydrangea luteo-venosa*) は徒長枝のみが、草本類のシシガシラ (*Blechnum niponicum*) は孢子葉のみが採食されたため、これらの種についてはこのような部位のみとした。また、木本類の徒長枝や太茎を持つ草本類では、徒長枝や茎の一部が採食されていた。このような植物のうち、刈り取り区に出現した種については、食痕部の最大径までの部分（表4.2-1）を利用可能範囲とした。

ロゼット葉や蔓茎類の地面に着いている葉は採食されていなかった。また、ススキ (*Miscanthus sinensis*) は展葉時のみ採食されたが、刈り取り時には全て成葉であったため、これらの植物は除外した。また、木本類の一部は樹皮も採食されたが、樹皮採食はわずかであった（池田, 2001b）ため、樹皮は除外した。

3) 餌利用可能量

全植物の地上1.5mまでの現存量とシカの餌利用可能量を表4.2-2に示した。8月、1月とも地上部現存量はヒサカキ型が多かったが、餌利用可能量は新植地が最も多く、他のタイプに比べ、8月が2~3.7倍、1月が1.3~7.1倍であった。餌利用可能量は冬が少なく、1月の量は8月に比べ常緑広葉樹が優占するヒサカキ型では約80%であったが、落葉広葉樹や1年生草本類が優占するコガクウツギ型やスギ谷型では20%台にすぎなかった。新植地はヒサカキ (*Eurya japonica*) やフユイチゴ (*Rubus buergeri*) など常緑性の植物が多かったが、9月に下刈りが行われたこともあり、1月の餌利用可能量は8月の53%であった。8月、1月の餌利用可能量を植物分類別にみると、新植地やスギ谷型では様々な植物が存在していたが、ヒサカキ型やコガクウツギ型では木本類に偏っていた（図4.2-4）。

表4.2-1. 刈り取り区に出現した徒長枝、太枝を持つ植物の食痕径

種名	標本数	平均 (mm)	範囲 (mm)
コガクウツギ (<i>Hydrangea luteo-venosa</i>)	146	2.7	1.0-4.4
オカタノオ (<i>Lysimachia clethroides</i>)	9	2.7	1.4-4.0
ヒョドリバナ (<i>Eupatorium chinense</i>)	12	2.3	1.1-3.6
ナガバモミジイチゴ (<i>Rubus palmatus</i>)	25	2.0	1.2-3.3
コバノガマズミ (<i>Viburnum erosum</i> var. <i>punctatum</i>)	11	1.9	1.3-3.1
リョウブ (<i>Clethra barbinervis</i>)	52	1.6	0.9-3.0
ヤマツツジ (<i>Rhododendron obtusum</i> var. <i>kaempferi</i>)	89	1.5	0.7-2.6

表4.2-2. 地上部現存量および餌利用可能量 (乾重g/m²)

林床タイプ	1996年8月		1997年1月 ¹⁾	
	地上部現存量	餌利用可能量	地上部現存量	餌利用可能量
新植地	290.4	130.2	173.9 (59.9)	69.1 (53.1)
ヒサカキ型	646.3	65.3	601.2 (93.0)	51.7 (79.2)
コガクウツギ型	425.9	42.3	314.9 (73.9)	10.0 (23.6)
スギ谷型	96.5	35.5	76.2 (79.0)	9.8 (27.6)

1) ()内は8月に対する割合%

4.2.4 考察

シカによる枝葉採食被害は、岩手県（大井ほか, 1994）や栃木県（松本, 1993）では多少のずれはあるものの冬から春にかけて発生し、夏から秋には発生していない。しかし、兵庫県では4~11月にかけて発生し、8~10月に被害率が高く、冬には発生していない（上山, 1988；尾崎・塩見, 1999）。さらに熊本県では被害は1年中発生し、被害率は春先の植栽直後に高く、夏には低下するが、秋から春にかけて再び高くなることが報告されている（宮島, 2001）。また、鹿児島県でも被害は1年中発生するが、4~7月

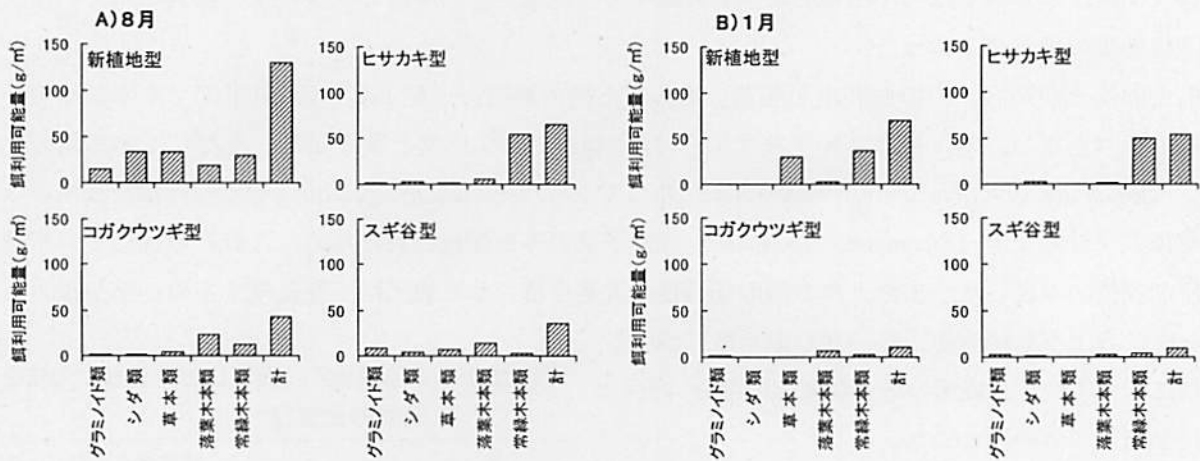


図4.2-4. 8月(A)と1月(B)の植生型別餌利用可能量

に激しいことが報告されている(谷口, 1992)。今回の結果は, 1年中被害が発生している点では熊本県, 鹿児島県と一致していたが, 被害のピークは植栽1年目が春先と夏から秋に, 植栽2年目が夏であり, 被害発生パターンはいずれの地域とも異なっていた。

シカによる造林木食害の発生要因として, 餌現存量の季節較差によると考えられている(飯村, 1980, 1984b)。大井・糸屋(1995)は岩手県におけるスギの枝葉採食被害とシカの嗜好性植物量の季節変化から, 冬季の餌の欠乏が被害発生の要因であると指摘している。一方, Horino and Kuwahata(1986)は三重県大台ヶ原でシカの糞内容を分析し, ヒノキが1年を通して採食されていることから, 餌量の増減とは関係なく, シカはヒノキを常食の一つとして利用していると指摘している。このような食害と餌量との関係については, 北原(1987)も三重県尾鷲と滋賀県土山で報告している。今回の調査地では被害は餌利用可能量が多い夏季に激しく, 被害のピークも植栽1年目と2年目で異なっていた。

また, 被害発生時期の要因として, シカの季節移動による個体数や群れサイズの変化が考えられる。栃木県日光では積雪期に200頭以上の集団を形成し, 積雪の少ない低山地へ移動する(丸山, 1981)。しかし, 今回の調査地では1年を通して個体数は安定し, 群れサイズも被害が少ない冬季に増加していた(第2章第3節)。

以上のことから, この地域においては被害が餌量や生息密度の季節変化によるのではなく, シカが造林木を常食の一つとして利用し, 造林木のフェノロジーに対応して季節的にシカが選好しているのではないかと考えられた。

高槻(1992a)は日本列島各地のニホンジカの食性を比較し, 北日本に生息するシカはササ類を主体とするグラミノイドを主食とする grazer で, 西南日本に生息するシカは種子や果実, 木本類の葉を主食とする browser であり, その境は北緯35°付近であると述べている。このようなニホンジカの採食様式の分布と造林木の被害発生パターンを比較すると, grazer の採食様式を持つ地域では被害が冬季に発生しているのに対し, browser の採食様式を持つ地域では被害が春から秋にかけて, あるいは1年中など周年的な傾向が強い。小泉(1994)は, 地域によって異なる造林木の被害発生パターンがニホンジカの採食様式そのものの違いに由来している可能性が高いことを示唆しており, シカの食性と被害発生時期との対応関係を検討する必要がある。

第3節 激害発生地におけるニホンジカの食性の季節変化*

4.3.1 はじめに

多種多様な環境に生息するニホンジカの食性は柔軟で、生息地の植生の違いに応じて変化しうる可塑性な性格を持っており(高槻, 1992a), 被害発生時期とシカとの関係を理解するためにはそれぞれの地域におけるシカの食性の研究が必要である。

シカの食性に関する研究は本州に生息するシカについては多くの情報が蓄積されている(丸山ほか, 1975; 古林・丸山, 1977; Takatsuki, 1986; Yokoyama *et al.*, 1996; Asada and Ochiai, 1996; Jayasekara and Takatsuki, 2000)が、九州については島嶼に生息するシカに関する研究がほとんどである(Takatsuki, 1988, 1990; 自然環境研究センター, 1994a)。

近年、九州本島ではシカによる林業被害を軽減するために各地で有害駆除が実施され、捕殺されたシカの胃内容物が調査されている(自然環境研究センター, 1997, 1998b, 1999; 池田, 2001b)。これらの結果は、有害駆除で捕殺されたにもかかわらずスギやヒノキなど造林木の割合が少ないことを示している。これは現在起きているシカによる林業被害を説明できない。Jayasekara and Takatsuki (2000)も山口県で有害駆除により捕殺されたシカの胃内容物を調査し、スギが検出されなかったこと、ヒノキが1%程度であったことから、胃内容物はシカによる枝葉採食害を示唆しないと述べている。有害駆除で捕殺されたシカの胃内容物に被害作物が含まれていない理由について、池田ほか(2001)は捕獲地点と被害発生地域が異なっているためか、あるいは被害が特定の個体によって引き起こされているためではないかと推察している。シカの食性と被害との関係を定量的に把握するためには被害発生地でのシカの食性を調べる必要があるが、こうした調査事例はごくわずかである(Horino and Kuwahata, 1986)。被害発生地におけるシカの食性を明らかにすることは、被害軽減を目的とした個体数調整や有害駆除を効果的に行うためだけでなく、防除手段の開発のためにも重要であると考えられる。

そこで本節では、福岡県におけるシカの食性と造林木の被害との関係を明らかにするため、ヒノキに激しい枝葉採食被害が発生している犬ヶ岳山麓において糞分析を行った。

4.3.2 調査地

調査地は本章第2節と同じ場所である。調査地およびその周辺には5年生以下の幼齢造林地が点在し、その約90%がヒノキで、シカによる食害はヒノキで激しく、スギではほとんど発生していない。特に標高400m以上の造林地に植栽されたヒノキの多くは、枝葉のほとんどが採食されたり、継続的な採食のため盆栽状となっている。

4.3.3 調査方法

被害発生地から1年を通して安定したサンプルサイズを得るために、糞を用いて食性分析を行った。第2章第3節で100~200m間隔で設置した20カ所の10m×10mの定点枠(図2.3-1)に排泄された新鮮な糞塊から大きさ、形状、色などの異なる20糞塊を選び、1糞塊当たり5~10粒採集した。採集は1996年1月から12月にかけて毎月2回行った。調査枠内で20糞塊が採集できなかった場合には、定点枠への移動途中に発見した糞塊からも採集した。しかし、調査地では5月から9月にかけて糞虫類による糞の消失が激しいため(第1章第2節)、この期間は5~15サンプル(特に6~8月は5~8サンプル)しか選択できなかった。また、この期間に採集した糞の多くは糞粒表面が乾燥していたため、選択した全ての糞は表面の

* 本節は、池田(2002)による。

汚物を水洗後、60℃で24時間乾燥させた。

糞の分解は Horino and Kuwahata (1986) の方法に従い、50ccビーカーに1～2粒の糞と10%硝酸液を入れ、糞中の植物片が分離するまで約70℃に保温した。分解させた液は攪拌後 Takatsuki (1978) の方法により0.5mmメッシュのふるいで軽く水洗し、1mm格子を施したスライドガラスに載せ、微分干渉顕微鏡で検鏡した。食餌片は、調査地で採食頻度が高い15種から作成したリファレンスプレパレートと比較し、(1)双子葉類、(2)針葉樹類、(3)単子葉類、(4)樹皮・樹枝、(5)種子、(6)不明の6項目に区分した。植物片から剥離した繊維片や非木質系繊維束は不明に区分した。

量的評価はポイント枠法 (Stewart, 1967) で行い、組織片が被う1mm格子の交点数が500点以上 (高槻・朝日, 1977) になるまでカウントし、各項目ごとに百分率で算出した。

各項目の構成割合の季節による差を検討するため、Mann-Whitney の U 検定 ($p=0.05$) を行った。ただし、サンプル数が少なかった6月から8月は除いた。

4.3.4 結果

1) シカの食性と季節変化

結果を図4.3-1に示した。双子葉類は1年を通して20%以上含まれ、主要な食物であった。構成割合は5月(40.4%)と11～2月(41.2～46.1%)が他の月に比べ有意に高かった ($p<0.05$)。3月、4月、9月の各月間および11～2月の各月間には有意な差はなかった ($p>0.05$)。

針葉樹類は6月に突出し(27.4%)、この月は双子葉類より構成割合が高かった。針葉樹類はヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*)、スギ (*Cryptomeria japonica*)、アカマツ (*Pinus densiflora*)、カヤ (*Torreya nucifera*) が識別された。ヒノキは1年中含まれ、6月が最も多く20.8%であった(図4.3-2)。6月以外の割合は3月、9月、12月が他の月に比べ有意に高かった ($p<0.05$) が、2.1～6.9%であった。スギは6月を除く各月に含まれたが、0.1～2.3%であった(図4.3-2)。アカマツは2月を除く各月に含まれたが、微量であった(0.1～1.2%)。カヤは3月に0.1%含まれたにすぎなかった。単子葉類は3月、4月に増加し、4月は26.8%で食餌項目中第1位であり、他の月に比べ有意に高かった ($p<0.05$)。3月、7月、10月は15～17%で、4月を除く各月より有意に高かった ($p<0.05$)。これらの月以外は3～10%であった。これらの多くはグラミノイド類であったが、ササ類は含まれていなかった。調査地域の尾根筋にはネザサ (*Pleioblastus chino* var. *viridis*) がまばらに生育しているが、シカの採食は観察されていない(池田, 2001b)。また、調査地ではユリ科のジャノヒゲ (*Ophiopogon japonicus*) がシカに採食されているが、グラミノイド類とジャノヒゲは区別できな

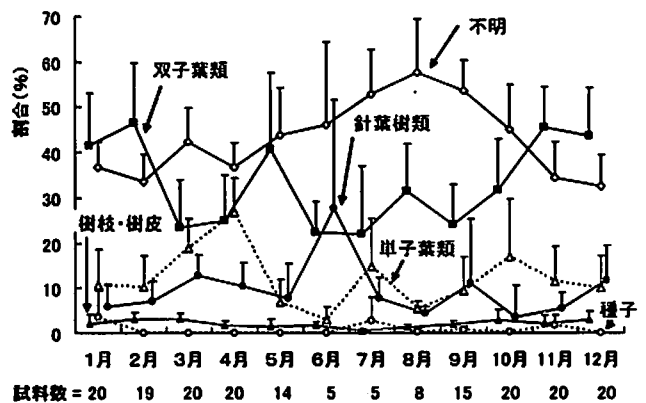


図4.3-1. 1996年1月から12月の主要食餌項目の季節変化(平均値±標準偏差)

下段の数字は試料数を示す。

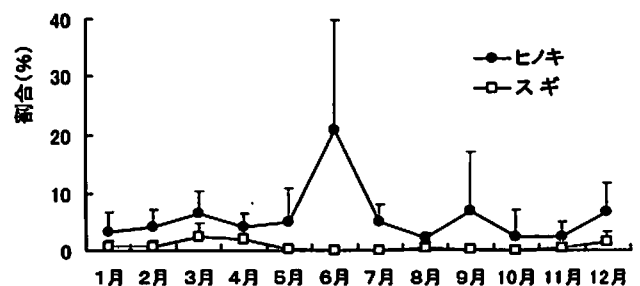


図4.3-2. 1996年1月から12月のヒノキとスギの内容別割合の季節変化(平均値±標準偏差)

った。

樹枝・樹皮は1年を通して含まれ、10月から3月にかけて増加したが、量的には少なかった(0.3~2.9%)。種子は7月から1月にかけて含まれたが、少なかった(0.3~3.6%)。

不明は32~58%を占めた。不明の34~51%(全体の12~23%)は剥離した繊維片で、7月から10月にかけて多かった(図4.3-3)。非木質系繊維束は不明の9~23%(全体の3~11%)で、3月から11月にかけて多かった。その他は不明の33~48%(全体の12~24%)で、5月から10月にかけて多かった。

2) ヒノキの出現状況の季節変化

図4.3-4はヒノキの構成割合別の糞塊の出現頻度を示している。2月、4月、7月、8月、11月を除いて各月とも15%以上ヒノキを含んだ糞塊があり、6月には40%を超える糞塊もみられた。一方、ヒノキを全く含まなかった糞塊は、1月、5月、6月、9月、10月、11月に現れ、その割合は10月が特に高く、65%に達した。10月を除く他の月は20%以下であった。

4.3.5 考察

1) 食性の特徴

本研究ではふるいで水洗し微細な植物片を取り除いたにもかかわらず、不明の割合が他の研究(Takatsuki, 1986, 1990)より多く、その多くは植物片から剥離した繊維片であった。剥離した繊維片は夏から秋に多かったが、今回の調査地ではこの季節のシカによる樹皮や樹枝の採食頻度は低い(池田, 2001b)。Takatsuki(1986, 1990)は新鮮な糞を水中で静かにほぐしたのに対し、本研究では採取した糞を乾燥させ、糞の植物片が分離するまで硝酸液で処理しており、剥離した繊維片の多くは葉脈や茎などに由来すると考えられる。非木質系繊維束は3月から11月にかけて多かった。この期間、今回の調査地では草本類の採食頻度が高く(池田, 2001b)、非木質系繊維束の一部は草本類の非同化部の可能性がある。したがって、本研究で得られた双子葉類の割合は過少に評価されていると思われるが、非木質系繊維束の占める割合は全体の3~11%であり、主要な食餌項目の構成割合の季節変化に大きな影響はないと考える。

九州北部の犬ヶ岳山麓に生息するシカは双子葉類を1年を通して主食としていた。これは対馬(Takatsuki, 1988)、屋久島の低標高域(Takatsuki, 1990)、房総半島(Asada and Ochiai, 1996)、山口県(Jayasekara and Takatsuki, 2000)などの結果と一致し、暖温帯に生息するシカの食性の特徴を表していた。

一方、この地域の食性の特徴として、4月に単子葉類が、5月に双子葉類が、6月にヒノキが増加し、4月から6月にかけて食餌内容が大きく変動したことがあげられる。この調査地では、3月、4月はスス

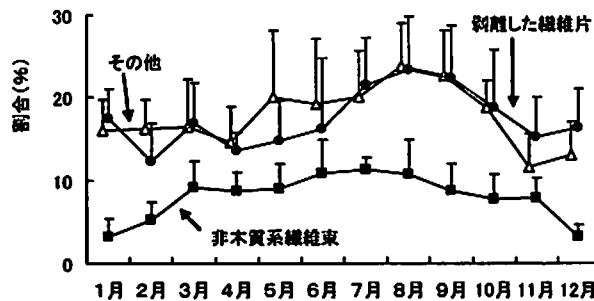


図4.3-3. 1996年1月から12月の不明の内容別割合の季節変化(平均値±標準偏差)

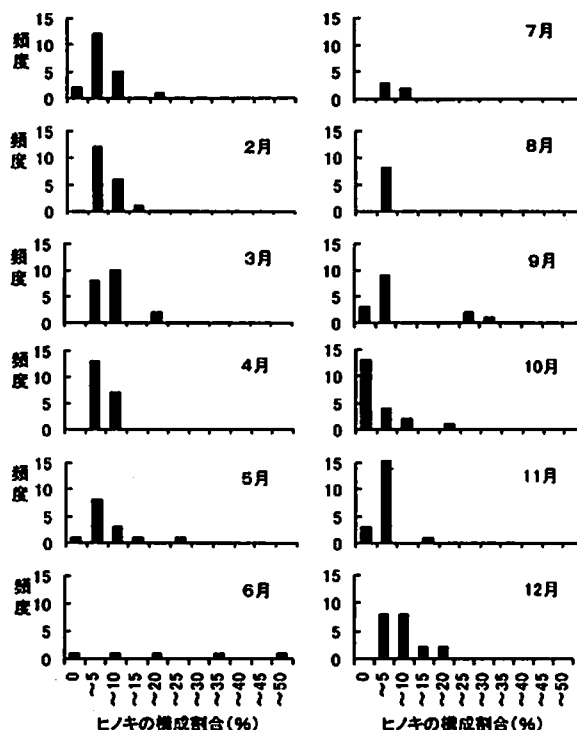


図4.3-4. ヒノキの構成割合別出現頻度

キの萌出時期に、5月は多くの落葉広葉樹の展葉時期にあたり、ヒノキは5月から7月にかけて盛んに伸長する。植物の成長が停止する冬期の食餌内容は安定していることから、この調査地では植物のフェノロジーに対応してシカの食性が変化している可能性が示唆された。

もう一つの特徴としては、落葉広葉樹が落葉し、1年生草本類が枯死しはじめる11月以降に双子葉類の割合が増加したことがあげられる。池田(2001b)はこの調査地で食痕調査を行い、常緑広葉樹の利用は冬期に増加することを報告しており、11月以降の双子葉類の増加はヒサカキ、クロキなどの常緑広葉樹の採食によると考えられる。このことは、この地域に生息するシカにとって、常緑広葉樹が最も餌条件が厳しい冬期の重要な食物であることを示している。常緑広葉樹の利用割合が冬期に増加することは、他の暖温帯に生息するシカでも知られている(Asada and Ochiai, 1996; Jayasekara and Takatsuki, 2000)。一方、常緑低木の多くは再生力が弱く、採食されると回復しにくいといわれている(池田・高槻, 1999)。これらの植物を周年ではなく主に冬期に採食することは、植物に対する採食圧を相対的に低くし、冬期の餌資源を確保するのに有利に働いていると考えられる。

2) 造林木、特にヒノキの利用について

今回の研究でヒノキは1年を通して出現し、6月には主要な食物となっていた。また、ほとんどの糞塊にヒノキが含まれていた。これらの事実は、今回の被害発生地に生息するほとんどのシカがヒノキを1年を通して採食し、季節によっては主食としていることを示している。

シカによる造林木の枝葉採食被害の発生原因については、造林木以外の餌の欠乏によること(飯村, 1980, 1984a)や造林木が食物として好選される位置付けにあること(北原, 1987)などが指摘されている。今回の研究では、ヒノキの割合は6月に高くなった。この時期、調査地の餌利用可能量は豊富である(本章第2節)ことから、少なくとも餌の欠乏がヒノキの枝葉採食被害の原因であるとは考えられない。

ヒノキはシカの嗜好性からいえば低位に位置付けられている(中島, 1929; 上山, 1985)。しかし、Horino and Kuwahata (1986)は三重県の被害発生地で5月、7月、10月にシカの糞分析を行い、ヒノキが各時期に3.3~7.1%含まれていたことから、シカがヒノキを常食の一つとしている可能性を指摘している。今回の調査地のシカも1年を通してヒノキを利用していた。また、この調査地のシカは新植造林地が防護柵で囲まれると、それ以前にはみられなかったヒノキの除間伐木の枝葉を採食しはじめている(池田, 2001b)。これらのことは、今回の被害発生地ではヒノキがシカの必須な常食の一つとなっていることを示している。

糞中に占めるヒノキの割合は6月が高かった。一方、10月にはヒノキを全く含まなかった糞塊が他の月に比べて著しく多かった。これらのことは、今回の調査地ではシカがヒノキを多く食べる季節とあまり食べない季節があることを示している。ヒノキを多く食べた季節は、この地域でヒノキの枝葉採食被害が激しい時期(本章第2節)と一致していた。関東地方ではシカによるヒノキの枝葉採食被害は植物の成長停止期の冬期に増加しており(飯村, 1984a; 松本, 1993)、ヒノキの採食時期が東日本に生息するシカと異なっていることが示唆される。

一方、ヒノキを含まなかった糞塊の出現頻度が増加した10月はシカの発情時期と一致している。発情期、オスはメスの分布する場所へ移動することが知られており(丸山, 1981; 矢部ほか, 2001)、今回の調査地でも秋にオス成獣の加入がみられている(第3章第3節)。古林・佐々木(1995)はシカの幼齢造林地利用について調査し、オス成獣は秋に利用するが、造林地での採食頻度は少ないことを報告している。また、シカは秋になると性間で食性に差が生じ(Warren and Krysl, 1983; Putman *et al.*, 1993; Asada and Ochiai, 1996)、その原因は発情行動に由来することが指摘されている(Asada and Ochiai, 1996)。11月以降、ヒノキを全く含まない糞塊はほとんどみられなくなることから、10月にヒノキを含まない糞塊の増加

は、発情したオスの加入が関与しているのではないかと考えられる。

ヒノキの構成割合を糞塊ごとにみると、全体としてヒノキの割合が少なかった時期にもほとんどの糞塊にヒノキが含まれ、それらの中にはヒノキを著しく多く含む糞塊がみられた。このことは、ヒノキを多量に採食する個体とあまり採食しない個体がいる可能性があることを示している。ただし、1年を通して特定の個体がヒノキを多量に採食しているのか、あるいは個体によって多量に採食する時期が異なっているのか、今回の結果からは判断できない。対馬では農林作物の被害の多くが特定の個体によって引き起こされているという報告がある（自然環境研究センター、1994a）。

今回の調査地に生息するシカは、ヒノキが成長している6月にヒノキを多量に採食していた。また、6月以外はヒノキの採食割合は低かったが、10月を除いてほとんどのシカがヒノキを採食していた。さらに、多量にヒノキを採食する個体がほぼ1年を通して存在していた。このようなシカによるヒノキの採食の結果、今回の調査地のヒノキは枝葉のほとんどが採食され、壊滅的な被害を受けたと考える。

小泉（2002b）は、九州における枝葉採食被害の発生場所が比較的大きな面的まとまりを持つ被害地域と無被害地域に明瞭に区分されることを示している。福岡県でも被害発生地や激害発生地が面的にまとまっていた（第3章第2節）。また、季節発生型か周年発生型かなど、シカによる造林木被害の発生パターンが地域に特有な現象であることが示唆されている（小泉、1994）。したがって、それぞれの地域における被害発生状況の季節変化とシカの食性との対応を検討するためには、今回用いたように、被害発生地において年間を通じたサンプリングが可能な糞分析が有効である。

第4節 結論

本章では、福岡県東部の枝葉採食被害の激害発生地において、ヒノキ造林木の被害発生時期とシカの食性の季節変化を明らかにし、被害の特徴を解明した。

第2節では、2カ所の造林地に1994年、1995年の3月に植栽されたヒノキ造林木を固定調査木とし、定期的に被害率、被害形態、採食数を調査した。また、被害発生の要因を明らかにするために、1993年6月から1996年3月にかけて調査地域の採食植物、採食部位、部位の年齢、採食部の高さや径を調べ、シカの餌利用可能範囲を検討した。1996年8月と1997年1月に調査地域の下層植生を代表する4タイプ（新植地、ヒサカキ型、コガクウツギ型、スギ谷型）でそれぞれ3カ所ずつ1m×1mの方形枠内の植物量を測定した。

被害は1年を通して発生し、植栽1年目は3～6月と8～10月に被害率、被害程度とも高かった。植栽2年目の被害率は5～8月と11～3月が90%以上と高かったが、他の時期でも60%以上であった。しかし、被害木1本・1カ月当たりの採食数は5～8月が多く、他の時期はつまみ食い程度であった。これらのことから、福岡県における枝葉採食被害は1年を通して発生し、植栽1年目と2年目で被害時期が異なる特徴を持つことが明らかになった。調査地域の植生調査からシカによる餌利用可能範囲を、①採食されている101種類の植物である、②地上1.5mまでの高さである、③採食部位は木本類が当年生枝とその葉（ヒノキは2年生枝まで）、草本類は当年生の葉と茎である、④2年生枝や徒長枝、太い茎をもつ植物では食痕部の最大径までである、として餌利用可能量を求めた。8月に対する1月の餌利用可能量の割合は、常緑広葉樹が優占するヒサカキ型では約80%であったが、落葉広葉樹が優占するコガクウツギ型やスギ谷型では20%台で、常緑性植物と落葉性植物が混在した新植地では約50%であった。8月、1月とも餌利用可能量は新植地が最も多く、他の林床タイプに比べ8月が2～3.7倍、1月が1.3～7.1倍であった。また、餌利用可能量が減少する冬季でも新植地には木本類、草本類、グラミノイド類、シダ類など多くの植物が存在し、餌の供給源として新植地の位置づけが高かった。以上のように、枝葉採食被害は春から夏に増加すること、

餌利用可能量は冬季に減少すること、第2章第3節から個体数は1年を通して安定していることから、福岡県における枝葉採食被害が餌量や生息密度の季節変化によって発生しているのではなく、シカが造林木を常食の一つとして利用し、造林木のフェノロジーに対応して季節的に選好しているためではないかと考えられた。

第3節では、ヒノキ被害発生地におけるニホンジカの食性の特徴を明らかにするために、1996年1月から12月にかけて糞分析を行った。双子葉類の月平均含有率は1年を通して20%以上となり、5月と11～2月には40%以上と高くなった。単子葉類は3～17%含まれたが、4月に26.8%と高くなった。ヒノキは6月に20.8%と高くなり、その他の月は2.1～6.9%であった。双子葉類を主食としている点で暖温帯に生息するシカの食性の特徴を示していた。また、4月から6月にかけて食餌内容が大きく変化していることから、植物のフェノロジーに対応してシカの食性が変化している可能性が示唆された。ヒノキは1年を通して出現し、シカが周期的にヒノキを採食していることを示していた。ヒノキを全く含まない糞塊は1月、5月、6月、9月、10月、11月にみられ、そのほとんどは20%以下であったが、10月は65%と高かった。10月はシカの発情時期であること、今回の調査地には秋に周囲からオス成獣が移動してくること（第2章第3節）から、ヒノキを全く含まない糞塊の増加は、発情したオスが関与しているのではないかと考えられた。ヒノキの含有率は糞塊ごとに大きく異なり、平均含有率が低い時期にもヒノキを多量に含む糞塊があったことから、ヒノキの採食量には個体差があることが示唆された。これらのことから、ヒノキの激しい枝葉採食被害は、シカがヒノキの成長している6月に多量に採食していたこと、10月を除いてほとんどのシカがヒノキを採食していたこと、多量にヒノキを採食するシカが1年を通して存在していたことにより説明できると考えられた。

第5章 激害発生地における被害軽減法の検討

第1節 序

ニホンジカによる枝葉採食被害を軽減するために、福岡県では防護柵の設置や忌避剤の散布が講じられていた。しかし、1997～1999年度の調査では、被害が発生していた地域に講じられていた87カ所のうち被害が発生していなかった造林地は33.3%にすぎず、多くの造林地では被害防除策を講じたにもかかわらず深刻な被害が発生していた（第3章第2節）。そのため、有効な防除手段の開発が求められている。

一方、福岡県における枝葉採食被害はシカの密度と正の相関関係があり、「被害発生密度」水準が2～3頭/km²であったが、場所によってはこの密度でも激しい被害が発生していた（第3章第3節）。また、本県に生息するシカは造林木を常食の一つとして選好していると考えられた（第4章第3節）。さらに、シカの個体数コントロールは、頭数や個体群の質などのモニタリングの困難性、地形の複雑さなどに起因する技術的制約、予算などの経済的制約などから、目標とする密度を精度良く達成できない可能性も指摘されている（山根, 1999）。これらのことは、シカの生息密度を「被害発生密度」水準に管理したとしても、被害が完全になくならない可能性を示唆している。ニホンカモシカでは生息密度が1頭/km²以下という低いレベルになっても被害が依然として発生していることが報告されている（三浦, 1993）。したがって、将来的にシカとの共生を図るためには有効な防除手段の開発が不可欠と考える。

そこで本章では、福岡県に適した被害防除法を確立するために、第2節では、忌避剤の散布時期、散布回数について検討し、忌避剤散布の有効性について考察した。第3節では、防護柵の設置状況を調査し、

その結果に基づいて侵入されないための柵の設置方法を提唱した。第4節では、加害された苗木の成長と樹形を調べ、被害木の取り扱い方について検討した。

第2節 忌避剤による被害軽減法の検討*

5.2.1 はじめに

ニホンジカの枝葉採食被害に対する忌避剤散布による防除は、コストや労力などの面から林業の現場で採用されやすい方法である(松本, 1993)。しかし、忌避剤は被害が冬季に発生する地域では防除効果が認められているが、被害が長期にわたる場合や夏の成長期に発生する場合には処理方法の検討の必要性が指摘されている(松本, 1993)。

福岡県の枝葉採食被害は1年を通して発生し、植栽1年目が植栽直後の春と秋に、植栽2年目が夏に被害が激しい特徴を有し(第4章第2節)、他の地域とは明らかに異なっていた(飯村, 1980; 飯村, 1984b; 上山, 1988; 谷口, 1992; 松本, 1993; 大井ほか, 1994; 大井・糸屋, 1995; 尾崎・塩見, 1999; 宮島, 2001)。

そこで本節では、福岡県のような周年的に被害が発生する地域での忌避剤の施用方法を検討するために、散布時期や散布回数に関する調査を行った。

5.2.2 材料および方法

材料は、第4章第2節でヒノキの被害発生時期を調査したヒノキ新植地2カ所(図4.2-1の調査地A, 調査地B)に1995年3月に植栽されたヒノキである。

使用した薬剤はジラム水和剤の3倍液で、この忌避剤は造林木の枝葉や幹に展着剤を用いて薬液を付着させるタイプである。散布時期、本数は表5.2-1に示した。薬剤散布時期の選定にあたっては、この地のシカ被害発生時期とヒノキの伸長時期から、植栽1年目が植栽直後の被害軽減のための植栽前散布、ヒノキの伸長によって薬剤が付着していない部位を少なくするための6月中旬散布、秋の被害軽減のための9月下旬散布とした。秋の散布時期は被害発生パターンから見ると遅いが、この時期まで苗木の伸長がみられることから9月下旬散布とした。

植栽2年目は3月と8月に散布した。植栽2年目は夏に被害が増加するが、植栽1年目の6月の散布効果が認められなかったため、6月散布は行わなかった。なお、各薬剤散布後1日以内の降雨はなかった。

植栽後、定期的に被害状況およびシカが一口で採食したと思われる食痕数を調べるとともに、食痕部には次回調査時の食痕と区別するためにペンキを塗布した。6月の調査時には、図5.2-1の被害程度区分に基づき、調査木の被害程度を記録した。さらに、1996年3月、1997年3月には樹高を測定した。

表5.2-1. ジラム水和剤散布試験の内容

処理区分	処理内容		本数 ²⁾	
	植栽1年目 ¹⁾	植栽2年目	A	B
I	6月散布		35	21
II	9月散布		41	26
III	6月散布	3月散布	40	15
IV	9月散布	3月散布+8月散布	34	28
V	無散布		150	90

1) 処理区分 I ~ IV は植栽5日前に苗木で薬剤散布を施した。
2) A, B は調査地を示す。

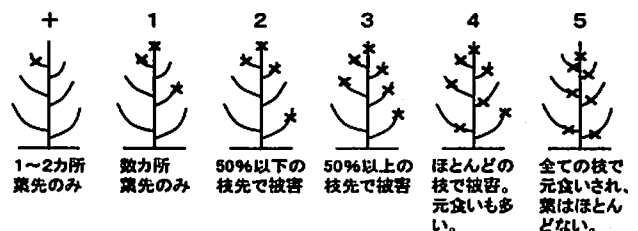


図5.2-1. 被害木の被害程度区分

×は加害部位を示す。

* 本節は、池田(1996b)、池田ほか(2000)に加筆したものである。

5.2.3 結果および考察

1) 植栽1年目

植栽から6月中旬までの被害状況を表5.2-2に示した。無散布区では調査地A, Bとも被害率は100%で、被害程度は調査地Aが4.8, 調査地Bが4.9で、両調査地ともほとんどの葉が採食されていた。これに対し、散布区の被害率は、調査地Aが16.4%, 調査地Bが5.6%で、被害程度は1本当たり数力所の枝葉先端が採食された0.8, 0.9にすぎなかった。なお、調査地Aの良く発達したシカ道沿いの散布木のうち2本は、被害程度3の被害が生じていた。

次に、6月散布の結果を表5.2-3に示した。両調査地とも被害率は6月に散布した区が無散布区に比べ少なかったが、被害木1本当たりの採食数は有意な差が認められなかった(t検定: $p > 0.05$)。これは、散布後も苗木の成長が旺盛であり、薬剤が付着していない新たな伸長部が採食されたためと考えられた。

表5.2-4は9月散布の結果を示したものである。散布翌年の1月中旬までの被害率は、散布区が調査地Aで15.7%, 調査地Bで15.6%であったが、無散布区ではそれぞれ81.7%, 88.6%であった。また、採食数は9月散布区が無散布区に比べて明らかに少なかった(t検定: $p < 0.05$)。3月下旬には被害率、採食数とも増加したが、9月散布区の方が無散布区に比べ明らかに少なかった(t検定: $p < 0.05$)。このことは、造林木の成長停止期の忌避剤散布の効果が長期間に及ぶことを示していた。

植栽1年後の樹高の測定結果を表5.2-5に示した。両調査地とも処理間で樹高に有意差がみられ(ANOVA分析, $p < 0.0001$)、多重比較(LSD検定)の結果、両調査地とも散布木は無散布木に比べ有意に大きかった($p < 0.0001$)。しかし、「植栽前散布+6月散布」と「植栽前散布+9月散布」間には有意差がみられなかった($p > 0.05$)。これは夏の散布時期を被害のピークではなく、造林木の伸長成長量が減少する9月下旬としたために、9月散布木は散布前に既に加害されていたためである。

6月散布でも明らかのように、散布後伸長する部位は採食されるため、夏の散布時期の決定は造林木の伸長特性と被害発生時期との関係から見直す必要があるが、植栽1年目に春と晩夏から秋にかけて被害が

表5.2-2. 植栽前散布による6月中旬までの効果

調査地	処理内容 ¹⁾	調査本数 ²⁾	被害本数	被害率 (%)	被害程度 ³⁾
A	散布	140	23	16.4	0.9
	無散布	150	150	100.0	4.8
B	散布	90	5	5.6	0.8
	無散布	90	90	100.0	4.9

- 1) 散布は表5.2-1の処理区分I~IVの合計。
- 2) 活着不良による枯死木、衰弱木を除く。
- 3) 被害程度区分(図5.2-1)の平均値で、「+」には0.5を与えた。

表5.2-3. 6月散布による効果

調査地	処理内容 ¹⁾	本数 ²⁾	被害率(%)		採食数/被害木 散布後~8月下旬~	
			8月下旬	9月下旬	8月下旬	9月下旬
A	散布	71	39.4	67.6	3.2	5.5
	無散布	72	47.2	73.6	4.9	8.1
B	散布	36	38.9	50.0	2.6	7.7
	無散布	54	42.6	51.9	3.8	5.5

- 1) 散布は表5.2-1の処理区分I, III, 無散布はII, IV。
- 2) 6月調査で衰弱していたが、その後回復した木も含めた。

表5.2-4. 9月散布による効果

調査地	処理内容 ¹⁾	本数 ²⁾	被害率(%)		採食数/被害木 散布後~1月中旬~	
			1月中旬	3月下旬	1月中旬	3月下旬
A	散布	70	15.7	24.3	2.1	3.0
	無散布	70	81.7	91.4	9.6	8.7
B	散布	51	15.6	19.6	2.6	2.7
	無散布	35	88.6	74.3	9.0	5.6

- 1) 散布は表5.2-1の処理区分II, IV, 無散布はI, III。
- 2) 枯死木、誤伐木を除く。

表5.2-5. 植栽1年後のヒノキ調査木の樹高

調査地	処理内容	測定本数	樹高(cm)
A	無散布	55	39.4 ± 8.6
	植栽前散布+6月散布	70	56.0 ± 15.8
	植栽前散布+9月散布	70	59.1 ± 19.1
B	無散布	43	41.7 ± 9.0
	植栽前散布+6月散布	35	70.8 ± 13.7
	植栽前散布+9月散布	51	74.5 ± 13.7

** は1%水準で有意差がある(LSD検定)組み合わせを示す。

激しいこの地域のヒノキ枝葉採食被害に対して、植栽時と夏の年2回の散布で被害を軽減できると考えられた。特に、無散布木は植栽直後に枝葉のほとんどが採食される被害が発生したのに対し、散布木の被害は著しく低く、忌避剤の散布は造林木に壊滅的な被害を与える植栽直後の被害を軽減するために有効であることが明らかになった。

2) 植栽2年目

処理別の被害率を表5.2-6に示した。無散布区では全ての時期で高い被害率であった。散布区では各処理区とも散布後しばらくは無散布区に比べ明らかに被害率が低かったが、散布数カ月後には無散布区とほぼ同じ被害率となった。

表5.2-7は処理区分別の樹高を示している。1996年3月の樹高は両調査地とも処理区分間で有意差がなかった(ANOVA分析, $p > 0.05$)。1997年3月の樹高は調査地Bでは処理区分間で有意差がなかった(ANOVA分析, $p > 0.05$)が、調査地Aでは処理区分間で有意差がみられ($p < 0.0001$)、処理区分IVとそれ以外の処理区分間でのみ有意差がみられた(LSD検定, $p < 0.05$)。

このように、植栽2年目は調査地Aにおいて3月と8月の2回散布処理で効果が認められたにすぎなかった。これは植栽2年目のシカによる採食時期が5~8月に激しいため、3月に散布した区でも新たに伸長した部位が盛んに採食されたためである。植栽1年目の6月の散布では、散布後新たに伸長する部位が採食されており、植栽2年目の6月に散布しても忌避効果は少ないと考えられる。今回の調査地のように被害が周期的に発生し、苗木の伸長時期に激しい場所においては、今回用いたような葉面展着型の忌避剤による被害防除に限界があることが明らかになった。忌避剤による被害軽減効果が低いことは九州各県でも報告されており(池田ほか, 2001)、シカによる枝葉採食被害が周期的に発生している地域では、葉面展着型の忌避剤による被害防除は難しいと考えられる。

第3節 防護柵による被害軽減法の検討*

5.3.1 はじめに

前章で明らかになったように、福岡県の枝葉採食被害に対して忌避剤の散布は効果がみられなかった。そのため、福岡県における被害防除策は造林地へのシカの侵入を阻止する防護柵が増加している(福岡県資料)。防護柵はシカによる被害を防止する最も有効な方法と考えられているが、他の被害防止方法に比べ経費が高い(自然環境研究センター, 1994b)にもかかわらず、防護柵内へシカが侵入するなど、必ず

* 本節は、池田ほか(2000)に加筆したものである。

表5.2-6. 2年生ヒノキ調査木に対する忌避剤散布試験結果

調査地	処理内容 ¹⁾	期間内の新規被害率(%)			
		3~5月	5~8月	8~11月	11~3月
A	無散布	81.0	95.2	61.9	90.5
	3月散布	15.4	94.9	51.3	92.3
	3月+8月散布	11.8	97.1	8.8	88.2
B	無散布	73.9	95.7	73.9	100.0
	3月散布	9.5	95.2	76.2	95.2
	3月+8月散布	8.7	91.3	21.7	100.0

1) 無散布は表5.2-1の処理区分I・II, 3月散布は処理区分III, 3月散布+8月散布は処理区分IVである。

表5.2-7. 忌避剤処理内容別樹高比較

調査地	処理区分 ¹⁾	測定本数 ²⁾	樹高(平均±標準偏差cm)	
			1996年3月	1997年3月
A	I	30	58.6±16.3	62.0±12.5
	II	35	55.2±22.9	66.7±9.8
	III	33	56.3±15.8	62.7±12.7
	IV	32	59.6±19.7	72.4±10.6
B	I	18	71.3±12.0	70.0±11.8
	II	24	75.5±12.1	77.4±12.0
	III	15	71.6±16.5	73.0±17.4
	IV	26	74.1±15.6	76.4±16.2

1) 処理区分は表5.2-1の区分で、I:植栽前散布+6月散布, II:植栽前散布+9月散布, III:植栽前散布+6月散布+2年目の3月散布, IV:植栽前散布+9月散布+2年目の3月+8月散布。
2) 測定本数は1997年調査時に生存していた苗木。
*は5%水準で有意差がある(LSD検定)組み合わせを示す。

しも有効ではないことが報告されている（高柳・半田，1985）。福岡県でも防護柵を講じたにもかかわらず被害が発生した造林地が多かった（第3章第2節）。防護柵の効果を高めるためには、防護柵の設置や破損状況を詳細に検討し、問題点と改善策を明らかにする必要があるが、これに関する調査事例は少ない（高柳・吉村，1988）。

そこで本節では、福岡県で多用されているステンレス線入りナイロンネット防護柵の設置状況を調べ、その結果に基づいて防護柵設置の改良点の検討を行った。

5.3.2 調査地および調査方法

調査地は福岡県東部に位置する豊前市岩屋のヒノキ造林地に1997、1998年に設置されたステンレス線入りナイロンネット防護柵5カ所である。これらの柵について、柵設置1年後の1998、1999年にネットを支える支柱間の最低柵高、人為的に持ち上げた時に生じた間隙量（以下、最大間隙量とする）、柵下部を固定する固定杭の状況、シカの侵入と柵内の被害状況などを調査した。柵内へのシカの侵入については、柵外から柵内への足跡の連続性や跳び越え後の着地時に生じると考えられる蹄痕の有無、柵下部からの潜り込みによって地表面に生じた擦り痕や獣毛の有無で判断した。調査地にはイノシシも生息している。獣毛が残されていた場合にはシカとイノシシを区別できたが、蹄痕だけでは区別できなかった。

1999年4月のNo. 4の柵の調査時にメス成獣と幼獣が柵内に侵入した。そこで、侵入から柵外に出るまでの行動を観察した。

5.3.3 結果および考察

柵の設置状況を表5.3-1に示した。調査した5カ所のうちNo. 1の柵だけ食害がなかった。柵内へ侵入したと判断された痕跡は、柵ネットの破損箇所からがNo. 3の柵で1例あった以外は全て柵下部の隙間から潜り込んだと思われる痕跡で、潜り込みの痕跡数が多い柵ほど柵内のシカによる被害が激しかった。防護柵へのシカの侵入については、金網製防護柵では柵上部の「たるみ」場所からの跳び越えが主な経路といわれている（高柳・吉村，1988）。ニホンジカの侵入を防止するための柵の高さについて、飯村（1980）は150cmの柵を跳び越した例を確認している。高柳・吉村（1988）は110cmからの侵入が最も多く、140cmの高さがあれば十分な防除効果が得られると述べている。今回調査した5カ所の防護柵では、最低柵高（調査した支柱間のうち最も低かった高さ）がNo. 2の柵で120cmの高さもみられたが、柵を跳び越えたと思われる痕跡はみられなかった。

潜り込んだ痕跡はネット下部を人為的に持ち上げた時に生じた地面とネットの隙間（最大間隙量）が38cmからみられたが、ほとんどは40cm以上の場所であった（表5.3-2）。しかし、隙間が大きければ侵入される率も高くなる傾向はみられなかった。痕跡の多くは地表面が良く擦れており、一度利用した場所を頻繁

表5.3-1. シカ防護柵の設置状況と侵入箇所

柵No.	囲い面積 (ha)	調査支柱間数	柵高 (平均±標準偏差) (cm)	最低柵高 (cm)	侵入痕跡数			柵内の被害状況	
					跳び越え	潜り込み	ネットの破損		
1	0.36	91	166.4±13.3	127	0	4	0	4	0
2	2.43	340	159.7±11.5	120	0	20	0	20	80%以上
3	1.96	247	174.3±11.1	140	0	17	1	18	80%以上
4	0.49	119	162.6±10.2	133	0	6	0	6	40-60%
5	2.11	132	182.2± 9.5	160	0	8	0	8	20-40%

に利用するのではないかと考えられた。潜り込みの痕跡はシカの食害がなかったNo. 1の柵でもみられた。潜り込んだと判断された痕跡の一部には地面やネット下部のロープにシカの体毛が付着していたが、調査した全ての柵内にはイノシシの堀跡が認められ、潜り込みの痕跡が全てシカかどうかは断定できなかった。

柵内に侵入した母子の観察では、2頭は最大間隙量50cmの場所から侵入し、その後調査者に気付いたのか、前肢をかがめ、鼻先を柵下部に押しつけながら柵沿いに歩き、先行したメス成獣は最大間隙量54cmの場所から、幼獣はメス成獣が潜り込まなかった最大間隙量37cmの場所から潜り込みによって柵外に出た。侵入からメス成獣が柵外に出るまで22カ所の支柱間があったが、2頭が柵外に出た支柱間以外の最大間隙量は35cm以下であった。また、この間跳び越えようとする行動は全くみられなかった。

以上のことから、今回の調査地におけるステンレス線入りナイロンネット防護柵へのシカの侵入は、柵下部からの潜り込みによるのではないかと考えられる。

シカが潜り込める間隙量は柵に残された痕跡と観察記録から40cm以上と考えられた。そこで、最大間隙量が40cm以上の箇所について、その原因を整理した(表5.3-3)。5カ所の柵で40cm以上の間隙がみられた箇所は140カ所で、このうち柵下部を固定する固定杭の抜けや損傷に由来する箇所が84カ所(60.0%)と最も多く、次に支柱の代用として利用した立木の根張りの影響に由来する箇所が35カ所(25.0%)であった。柵の設置時にネットをくぼ地上をとおしたことに由来する隙間は6カ所(4.3%)にすぎなかった。

そこで、現在使用されているプラスチック製の杭は、長さ約35cmで先端に矢印型の返しが施してある(商品によっては中間にも返しを付けたものもある)が、長さや返しの大きさを工夫し抜け難くするとともに、ロープをかけるフックに突起部を設け、固定杭が浮き上がっても下部ロープがはずれないようにするなどの改良が必要であろう。福岡県の一部の地域では間伐小径材を使った長さ60cmの杭を用いている場所もある。この杭は価格的に高価である(防腐処理済みで約160円)が、土壌が柔らかい場所など杭が抜けやすい部分に使用するだけでも効果は高いと考えられる。

また、固定杭の代わりに雑木の切り株に下部ロープを固定したり、柵下部に廃材や枝条を棚積みすることも有効である。実際、今回調査した柵でも、このような処理が行われていた場所からの侵入は全く認められなかった。特に立木を支柱の代用として利用する場合には、立木の根張りで下部ロープが固定しにくいことが多く、このような工夫は経費節減の点からも有効であると考えられる。このような処置は防護柵を跳び越えて侵入しようとしないう二ホンカモシカ(羽田・降旗, 1978; 高柳・吉村, 1988)に対しても有効であると思われる。

高柳・吉村(1988)は柵設置後5年間で柵の総延長の27%が破損している例を紹介している。今回調査した柵はいずれも設置1年後で、調査した929カ所の支柱間のうち、40cm以上の隙間が生じたり(140カ所)、ネットが破損した(1カ所)支柱間が15.2%に達していた。今回の調査では固定杭の抜けや損傷の原因について明らかにできなかったが、動物による堀跡が10.7

表5.3-2. シカ防護柵下部の隙間と侵入状況

最大間隙量* (cm)	頻度 (A)	侵入数 (B)	侵入率 (B/A, %)
0-9	424	0	0.0
10-19	141	0	0.0
20-29	120	0	0.0
30-39	104	3	2.9
40-49	62	21	33.9
50-59	31	13	41.9
60-69	22	8	36.4
70≤	25	11	44.0
計	929	56	6.0

*人為的に持ち上げた時に生じた地面とネットの隙間

表5.3-3. シカ防護柵下部の40cm以上の隙間の発生原因別頻度

発生原因	頻度	割合(%)
固定杭が損傷した	84	60.0
立木の根張りで隙間が生じた	35	25.0
動物が掘り起こした	15	10.7
柵をくぼ地に張った	6	4.3
計	140	100.0

%でみられた(表5.3-3)。成獣のイノシシは鼻で60kg以上押し上げることが実験で確認されており(江口, 2002), 固定杭が抜けた一部はイノシシが押し上げたのかもしれない。したがって, 今回の調査地のようにイノシシが生息する地域では, 柵下部の対策が特に重要であるとともに, 防護柵の効果を高めるためには定期的なメンテナンスが不可欠であると考えられた。

第4節 枝葉採食被害が造林木の成長・樹形に及ぼす影響*

5.4.1 はじめに

ニホンジカやニホンカモシカによる造林木の枝葉採食が造林木に及ぼす影響として, 枯死や樹高成長の遅れ, 樹形の異常が指摘されている(樋渡, 1981; 高橋・菅野, 1983; 古野・渡辺, 1988; 高柳, 1989)。しかし, 加害された造林木の回復可能性の判断基準がなく(高橋・菅野, 1983), 加害された造林地の取り扱い方が問題となる場合が多い。現状では, 被害が発生した造林地では何らかの防除手段を講じる必要があるが, 加害された造林木を改植するとさらに大きな経済的負担となる。

そこで本節では, シカによる採食が造林木の成長や樹形に及ぼす影響を明らかにするために, 被害木の回復状況について調査した。

5.4.2 調査地および調査方法

調査木は本章第2節の忌避剤試験地2カ所(調査地A, B)に1995年3月に植栽されたヒノキで, 1997年3月に2カ所とも防護柵を設置した。柵設置までの2年間調査木はシカの採食にさらされ, 柵設置時の調査木の被害率は100%で, 主軸も全て採食されていた。調査木は植栽時に忌避剤処理した木が調査地Aで104本, 調査地Bで60本, 無処理木が調査地Aで85本, 調査地Bで42本である。柵設置後, 毎年冬に樹高, 主軸の有無, 樹形を調べた。また, 防護柵設置時に補植されたヒノキ各50本についても樹高を測定した。なお, 防護柵設置後のシカによる食害は認められなかった。

5.4.3 結果および考察

無処理木は調査地Aで24.7%, 調査地Bで19.0%が枯死し, 生存した苗木も主軸の回復がみられなかった。

植栽時の忌避剤処理で植栽直後の被害を軽減できた苗木は, 枯死しなかった。柵設置2年目(1999年)から側枝が立ち上がり, 主軸として成長をはじめめる苗木が増加した。このような側枝による主軸の回復は, 柵設置5年目(2002年)には調査地Aで87.1%, 調査地Bで100%に達したが, その多くは柵設置3年目(2000年)までにみられた(表5.4-1)。柵設置後の樹高の推移は, 柵設置時に補植した苗木と同様なパターンを示した(図5.4-1)。ニホンカモシカによる被害木では, 加害されなくなると無被害木と同様な成長パターンを示している(高橋・菅野, 1983)。また, 樋渡(1981)は苗木を牛に採食させた場合と人為的に切断した場合で樹高の変化を調べ, 早期に強度の被害を受けた場合は枯死する例が多いが, 樹木にとって決定的な傷害でない限り数年で正常な成長が可能まで回復するとしており, 連年の

表5.4-1. 防護柵設置後主軸が回復した調査木本数の推移

調査		1998	1999	2000	2001	2002年
調査地	本数 ¹⁾					
A	104	26 (25.0)	71 (68.3)	80 (79.2)	85 (84.2)	87 (86.1)
B	60	未調査	54 (90.0)	59 (98.3)	59 (98.3)	59 (98.3)

1) 2000年以降調査地Aの調査本数は101本。()内は%を示す。

* 本節は, 池田ほか(2000)に加筆したものである。

な被害を回避できれば樹高成長の回復は早いと考えられる。

柵設置5年目の樹形の状況を表5.4-2に示した。樹形が正常な苗木は調査地Aで63.4%，調査地Bで88.3%であった。樹形異常は、幹の曲がり、盆栽状、枝の多出などが多く、このような異常のほとんどは地上から40~80cmの範囲で、シカによる食害高とほぼ一致していた。樹形の異常部が過去の食害高と一致することは高橋・菅野（1983）も報告しており、樹形異常の原因は主軸採食による側枝の立ち上がりと考えられる。スギでは側枝の立ち上がりによる樹形の異常はそれほど大きくないとされており（古野・渡辺，1988；高柳，1989），樹種によって食害による影響の程度が異なることが示唆された。

調査地AとBでは被害木の主軸の回復割合や樹形異常の割合が異なっていた。また、柵設置時の被害木の樹高は調査地Aが67.7cm，調査地Bが77.4cmで、調査地Bが有意に大きかった（t検定： $p < 0.05$ ）。

これは調査地Aが調査地Bに比べ植栽2年目の伸長時期の採食量が多く（本章第2節），被害の程度が調査地間で異なっていたためと思われる。さらに、植栽直後に枝葉のほとんどが食害された被害木は全く回復しなかった。これらのことは、被害程度によって樹形異常の程度が異なることを示している。側枝の立ち上がりによる樹幹の曲がりなどの樹形異常は材としての品質に大きく影響する（高橋・菅野，1983）ため、今後どの程度までの被害であれば正常に回復するのか検討する必要がある。

今回の調査では、少なくとも植栽直後の被害を軽減できれば、その後のシカの採食圧を排除することによって正常な造林木としての成長が期待できることが明らかになった。また、樹形異常もシカが採食した高さにとどまっていた。したがって、枝葉の先端が加害された造林地では直ちに改植するのではなく、防護柵など被害防除法を講じることで食害の影響を軽減できると考える。

第5節 結論

本章では、第4章で明らかにした、1年を通して被害が発生し、造林木の成長時期に被害が激しい特徴を持つ福岡県における枝葉採食被害に対し、有効な被害防除策の検討を行った。

第2節では、犬ヶ岳山麓の2カ所のヒノキ造林地で、葉面展着型忌避剤の施用方法を検討した。植栽1年目は植栽時と初秋の年2回の散布で被害率が低下し、1年後の樹高は無散布木に比べ散布木が有意に高かった。特に、植栽時の散布は植栽直後に枝葉のほとんどが採食される激しい被害の軽減に有効であった。しかし、植栽2年目は散布後数カ月後から被害が増加し、植栽2年後の樹高は調査地Aでは年2回の散布を2年連続した調査区で高かったが、調査地Bでは植栽2年目に散布しなかった調査区と差がなく、散布の効果がみられなかった。これは、植栽2年目の被害がヒノキの成長時期に激しいために、忌避剤散布後に新たに伸長した枝葉が採食されるためであり、周年的な被害発生地においては忌避剤による被害防除に

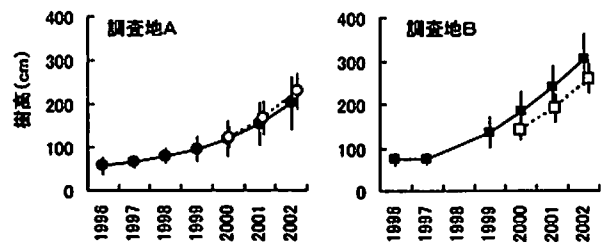


図5.4-1. ヒノキ被害木と柵設置時に補植されたヒノキの樹高成長(平均値±標準偏差)
実線は被害木を、破線は補植木を示す。

表5.4-2. 防護柵設置5年後の樹形*

樹形	調査地A	調査地B
正常	65(64.4)	53(88.3)
幹の曲がり	15(14.9)	2(3.3)
枝の多出	11(10.9)	3(3.3)
幹がこぶ状	5(5.0)	0(0.0)
主軸の斜出	3(3.0)	1(1.7)
二又	4(4.0)	1(1.7)
盆栽状	14(13.9)	1(1.7)
調査本数	101	60

*重複回答で、()内は割合%を示す。

限界があることが明らかになった。

第3節では、福岡県で広く使用されているステンレス線入りナイロンネット防護柵5カ所の設置状況を調べ、防護柵設置の改良点を検討した。防護柵で囲まれた5カ所の造林地のうち4カ所の造林地では被害が発生していた。柵の周辺にはシカが跳び越えたと考えられる痕跡はなく、柵下部から潜り込んだと思われる痕跡が多い柵ほど柵内の被害率が高かった。また、柵に侵入した2頭のシカ（成獣と幼獣）の観察では柵を跳び越える行動はみられず、柵への入出は柵下部の隙間からの潜り込みであった。幼獣は隙間が37cmの場所から潜り込んだが、潜り込んだ痕跡の多くは隙間が40cm以上の場所であった。このような隙間が生じた原因は柵下部を固定する杭の損傷（60%）、支柱の代用として立木を利用したことによる立木の根張りの隙間（25%）が多かった。柵内へのシカの侵入を回避するためには、固定杭の改良、柵下部への廃材や枝条の棚積みが有効であると考えられた。調査した5カ所の防護柵はいずれも設置1年後であったが、調査した929カ所の支柱間のうち141カ所（15.2%）で40cm以上の隙間やネットの破損が生じており、防護柵の効果を維持するためには定期的なメンテナンスが不可欠である。

第4節では、1995年3月に植栽され、シカによる枝葉採食被害を受けた2カ所のヒノキ造林地で、1997年3月の防護柵設置以降の被害木の回復状況を調査した。防護柵設置後はシカによる被害は発生しなかった。植栽直後に枝葉のほとんどが採食されたヒノキは調査地Aで24.7%、調査地Bで19.0%が枯死し、生存した木は防護柵設置後主軸の回復はみられなかった。植栽直後の激しい被害を忌避剤で回避したヒノキは枯死せず、防護柵設置2年目から側枝の立ち上がりによって主軸が回復しはじめ、5年後には調査地Aで87.1%、調査地Bで100%の木で主軸が回復した。樹高は防護柵設置時に補植されたヒノキと同様な成長パターンを示し、軽度の被害であれば樹高成長の回復は早いと考えられた。防護柵設置5年後の樹形は、調査地Aの63.4%が、調査地Bの88.3%が正常であった。樹形異常は幹の曲がり、枝の多出が多かったが、これらの異常の多くは地上40~80cmの範囲であったことから、樹形においても軽度の被害であれば回復することが明らかになった。

以上のことから、福岡県の激しい枝葉採食被害発生地における被害防除は、固定杭の改良や柵下部に枝条などを棚積みするなど、柵下部からの侵入防止に配慮した防護柵が有効である。しかし、防護柵は1カ所でも破損、侵入されると高価な投資が無効になる危険性が高い。忌避剤の散布は植栽直後の激しい被害を軽減でき、軽度の被害木は回復することから、被害防止効果を高めるためには防護柵と忌避剤の組み合わせが有効であると考えられた。

総合考察

1. 福岡県特定鳥獣（シカ）保護管理計画

福岡県では、ニホンジカによる被害が増加しはじめた1994年から古処山地、英彦山地で糞粒法による生息密度調査を行い、広葉樹林12.5頭/km²、針葉樹林4.0頭/km²という川瀬（1923）の安定密度をもとに各地域ごとの管理目標を設定して、メスジカを含む有害駆除を1995年から実施してきた（福岡県資料）。しかし、シカによる被害は増加を続け、中山間地域の水稻、野菜や果樹などの農業被害の増加に加え、英彦山地や古処山地では自然植生の劣化がみられるなど深刻化の度合いが高まり、新たな対策の樹立と実施が緊急の課題となっている。

そこで本研究では、福岡県におけるシカ被害の軽減とシカ個体群の長期にわたる維持を図るための保護

管理のあり方について具体的な提案を行うことを目的に、従来の糞粒法による生息密度推定法(森下ほか, 1979; 岩本ほか, 2000)を福岡県に適した手法へ改良し、その手法を全県に適用して得られた密度分布の特徴と生息分布の時系列変化や被害分布様式との比較分析を行い、福岡県における生息状況と被害状況の特徴を明らかにした。その結果、生息密度は従来の推定式(小野ほか, 1983)で求めた密度の3.5~13.6倍の高さになり、これまでの生息密度が著しく過小に評価されていること(第1章)、その上、造林木の枝葉採食被害が密度依存的に発生し、約3頭/km²が被害発生密度水準であることを示した(第3章)。そして、林業活動が活発な標高400~800mの地域では被害発生密度水準をはるかに超える密度であること(第2章)が明らかになった。また、枝葉採食被害は1年を通して発生し(第4章)、枝葉のほとんどが採食される激害地では安価な防除法とされてきた忌避剤(松本, 1993)による被害防除に限界があること(第5章)を示した。これらのことから、福岡県における林業被害を軽減するためには被害防除法の実施だけではなく、生息密度の抑制が必要であると考えられた。一方、福岡県のシカの分布域は英彦山を中心とした英彦山分布域と犬鳴山を中心とした犬鳴分布域に大別され、犬鳴分布域では生息密度が低かった(第2章)。犬鳴分布域の生息面積から推定された個体数は524頭であり(池田, 2001b)、福岡県のシカ個体群を保護管理するためには、このような地域による生息状況を配慮する必要があることも明らかになった。

以上のことから、福岡県におけるシカ個体群の保護管理を行うためには、

- (1) 農林業被害の防止を図るために個体数を抑制すること、
 - (2) 個体数管理にあつては、林業を優先する地域では3頭/km²を目標とすること、
 - (3) 犬鳴分布域については、健全な個体群を維持するため、遺伝子の多様性を保全するための個体数管理と英彦山分布域との交流のルートとして三郡山地をコリドーとして保全すること、
 - (4) 被害軽減策を実施するよう森林所有者に指導すること、また、そのための補助制度を整備すること、
- が不可欠であり、そのための総合的な保護管理計画の樹立とその実行が必要であると考えられた。

そこで、1999年に「鳥獣保護及狩猟二関スル法律」に創設された「特定鳥獣保護管理計画」制度(以下、特定計画とする)に基づき、「福岡県特定鳥獣(シカ)保護管理計画」(以下、福岡県特定計画とする)を2001年に策定した。福岡県特定計画の概要は次のとおりである。

まず、管理計画の目的として、人工林率が65%に達するという特徴をもつ本県林業への被害対策が急務である一方、ニホンジカが古来より生息し、宗教的習俗としても県民と深い関係をもってきた動物であり、県民共有の財産として次代に継承していく責務があるとの視点に立って、農林作物の被害軽減と地域個体群の長期にわたる安定的な保護繁殖を図ることとしている。そして、この目的を実行するために、

- ① 生息密度が高く、農林業被害が激しい英彦山分布域では、積極的な個体数の低減と被害防除対策の強化によって被害を抑制する、
 - ② 生息密度が低く、農林業被害が軽微な犬鳴分布域では、現状の個体数を維持するが、被害防除対策を講じて被害を防止できない場合には被害発生地に限って必要最小限度の調整捕獲を行う、
 - ③ 上記以外の地域では、生息地域の拡大を抑制する、
 - ④ 飼育ジカが脱柵した場合には速やかに排除する、
- ことを基本方針としている。

次に、具体的な実施策として、個体数低減のために犬鳴分布域を除く地域をメスジカの可猟地域とし、必要に応じて調整捕獲を実施する、被害防除策強化のために補助制度を充実させるとしている。個体数の低減にあつては、農林業生産に重点をおく地域では3頭/km²、保護を優先する地域では5頭/km²を管理目標密度としている。また、計画の適正な実施を図るため、生息密度、捕獲効率、被害量などのモニタリ

ングを行い、常に計画に反映させることとなっている。なお、犬鳴分布域と英彦山分布域との交流ルートである三郡山地の取り扱いについては本計画に明記されなかったが、調整捕獲の実施にあたっては慎重を期すこととされた。

このように、福岡県におけるニホンジカの保護管理計画は、本研究が示した提言に沿った内容となっており、保護管理計画策定に果たした本研究の役割は大きい。そして、ニホンジカの保護管理に向けた本研究や行政の取り組みは、計画の実行に連動するモニタリング調査の実施とその体制の確立、モニタリング結果の公表と管理計画へのフィードバックシステムが機能すれば、福岡市、北九州市といった大消費地に近い立地条件を活かした農林業が盛んで、野生鳥獣との軋轢が多い福岡県において、今後の鳥獣保護政策の先駆的な役割を果たすと考える。

2. 福岡県におけるニホンジカ保護管理の課題

福岡県における科学的な野生動物の保護管理は始まったばかりであり、地域個体群の特性を考慮したシカの保護管理を推進するためには解決すべき課題も多い。そこで、本研究で得られた結果をもとに特定計画が求める個体数調整、生息環境管理、被害防除対策を実施するための今後の課題について述べる。

1) 個体数調整

個体数調整の基準や指標を設定するためには、地域個体群の生息密度を正確に推定する必要がある。植生の多くが常緑樹で覆われ見通しが悪い九州では、糞粒法による調査が一般的に行われている（小野ほか，1983；自然環境研究センター，1994a，1996，1997，1998b，1999；池田，1997）が、この方法から推定される個体数が最近の膨大な捕獲数を説明できないことが指摘されている（常田ほか，1998，西下，1999）。このような推定値の不確かさは特定計画が目指すモニタリングや説明責任の骨格に関わる問題とされ（三浦，2000）、野生動物との共存のために被害の許容を求める農林業生産者の不信感を強める原因ともなっている（坂東，1999b）。本研究では福岡県のシカ糞の消失状況を詳細に調査し、岩本ほか（2000）の密度推定プログラムを福岡県に適したプログラムへ改良した。しかし、プログラムの精度については明らかではなく、今後、精度の検討を進める必要がある。その方法として、住吉（2003）が行ったような頭数既知の生息地における研究が有効であるが、そのような生息地は限られていることから、大型囲い柵による実験も検討されるべきである。また、航空機センサス法（丸山・岩野，1980）、区画法（Maruyama and Furubayashi，1983）などわが国のシカセンサス法として一般に用いられている方法や最近アメリカで実施されている写真撮影法（Jacobson *et al.*，1997）など様々な方法との比較調査も有効である。これはそれぞれの調査法の精度だけでなく、これまで各地で行われた生息密度の推定値を比較することが可能となり、蓄積されたデータの再検討ができるという点からも重要であると考えられる。

糞粒法に基づく密度推定のパラメータには、本研究で検討した糞の消失率以外にシカの排泄量がある。ニホンジカの排泄量は高槻ほか（1981）が飼育ジカから求めた数値が一般的に使用されている（小野ほか，1983；自然環境研究センター，1994a，1996，1997，1998b，1999；池田，1997；岩本ほか，2000）が、遠藤（2001）は長崎県野崎島で19.6haの柵内に生息する野生ジカについてコードラート内に添加された糞粒数と個体数から1頭当たりの排泄量を求め、年間平均値が47,075粒/月で、高槻ほか（1981）の30,300粒/月の1.5倍であったと報告している。排泄量は餌植物の内容や消化率、摂取量によって変化することが考えられ、今後、多くの地域で検討する必要がある。

糞粒法は対象とする動物が排泄した糞量から間接的に個体数を求める方法であるが、動物の環境選好による土地利用様式の違いから植生や地形などによって糞量は異なっている（阿部・吉原，1970；前田ほか，1989；遠藤，2001）。本研究でも新植地の糞量が森林内に比べ著しく多いことが明らかになった（第2章）。

また、植生の違いによってシカ密度も異なることが知られている（土肥ほか，1998）。したがって、糞の空間的分布構造を明らかにし、その知見に基づいたサンプリング法の検討が必要である。特に、低密度地域では糞粒が全くカウントされない場合も多く（自然環境研究センター，1997；池田，2001b），異なる生息密度間での比較研究が重要である。

個体数調整の目標密度について、本研究では林業被害軽減の視点から具体的な指標を提示した（第3章）が、自然植生の保全についての指標は明らかにしていない。古林（1996）は植物の再生産を持続的に可能にしながら支えることのできる、シカをはじめとした草食性生物の最大個体数を生態系保全環境収容力として定義し、シカ密度をコントロールするに際しての基準とすべきであるとしている。福岡県の管理計画ではシカ個体群保護のコアとすべき保護優先地域の目標密度を便宜的に5頭/km²と定めているにすぎない。丹沢では鳥獣保護区の自然生態系の劣化が著しく、その原因として現行の鳥獣保護区では特定の個体群の保護管理を視野に入れていないことが指摘され（山根，1999），現行の鳥獣保護区を生態系全体を視野に入れた生態系保護区へ再編する必要性が提議されている（古林ほか，1997）。生態系保護区にあっては生態系保全環境収容力が重要な管理目標となる（古林，1996）ことから、本県においてもその具体的な数値を明らかにする必要がある。

個体数調整を実施する上での問題として、担い手の確保がある。環境庁（現，環境省）の鳥獣関係統計によると、福岡県における銃器による捕獲を行う乙種（現，第一種）登録証交付件数は、1976年の9,877件をピークに1998年には3,400件と34.4%にまで減少している。また、狩猟者の高齢化が進み、1998年には60歳以上が33.9%を占めている。福岡県では特定計画による調整捕獲などの従事者を居住する市町村に限っているが、調整捕獲が必要な市町村の多くでは過疎化が進んでいることから、従事者の不足と高齢化で近い将来十分な活動ができなくなる可能性が高い。従事者の確保は福岡県特定計画のみならず、イノシシ、カラス類など他の野生鳥獣による農林業被害を抑止するためにも緊急の課題である。また、福岡県特定計画では個体数の抑制にとどまっているが、個体群を長期安定的に維持するためには個体群の年齢構成や性構成など科学的な根拠に基づいた個体群コントロールを実施する必要がある。そのため、従事者への野生動物管理に関する教育を行うシステムの導入も検討されてよいと考える。本研究は、林業被害が特定の個体によって引き起こされている可能性を示唆した（第4章）。このような知見は長崎県対馬でも報告されている（自然環境研究センター，1994a）。一方、個体数調整捕獲などの狩猟圧の増大はシカ個体群を攪乱し、被害がゲリラ的に発生する危険性があることも指摘されている（高槻，1998）。したがって、個体数調整によって効率的に被害軽減を進めるための捕獲技術開発を行う必要があると考える。

2) 生息環境管理

近年におけるニホンジカの個体数増加要因については、第3章で述べたように、狩猟圧の減少、森林伐採に伴う食物条件の好転、暖冬による積雪量の減少に伴う死亡率の低下、中山間地域からの人間活動の後退（丸山，1994；古林，1996；Koizumi，1998；三浦，1998；古田，2002）が指摘されている。本研究では福岡県におけるシカの個体数増加要因について踏み込んだ研究は行っていないが、最近の個体数増加が林業利用地で顕著にみられることから森林施業との関連が示唆された（第3章）。また、伐採地の出現がシカを集中させること（櫻木ほか，1999），小面積の造林地の分散化が被害拡大の一因であること（Koizumi，1998）から、シカ保護管理の実施にあたっては、個体数調整だけでなく森林施業をはじめとする生息環境管理も連動して行う必要があると考えられる。林業生産によって出現する伐採地は森林に比較して1.3～7.1倍の餌利用可能量となる（第4章）ため、シカ個体群の成長率を上昇させる（古林，1996）。そのため、餌利用可能量の増加を抑制する生息環境管理が必要である。このような森林管理技術として、小面積の更

新面を一定方向に順次設定する画伐、伐採率の低い択伐、皆伐造林地へのフェンス設置、林道、治山工事に伴う緑化施工地へのフェンス設置や植栽植物種を選択などがあげられている（山根，1999）。福岡県では水資源対策の一環として複層林の整備が進められており、このような伐採方式はシカ個体群の成長率を抑制する点からも有効であると考えられる。

3) 被害防除対策

福岡県におけるシカ問題は林業被害であり、この意味では被害さえなければ問題は解決する（高柳・吉村，1988）。また、個体数抑制で低密度に管理しても、本県のようにシカ生息地の大部分が木材生産の場合、シカ個体群との共存を図るためには被害を軽減する防除対策は重要な役割を果たすと考えられる。しかし、現在一般的に使用されている防除法は高価なものが多く（自然環境研究センター，1994b）、防除策に要する費用は森林所有者や地方自治体の負担を大きくし、造林意欲の後退ばかりでなく、林業に対する不信を増大させる懸念が指摘されている（坂東，1999b）。この問題を解決するためには経営的なアプローチと政策的なアプローチが考えられる。

まず経営的なアプローチとして、被害防除コストを低減するための林業経営システムを検討する必要がある。そのためには、前述したようなシカ個体群の増加率を抑制する森林管理技術の導入が有効であると考えられる。また、被害が激しい地域では個体数抑制によってシカ密度が低下するまで伐期を延長することも検討すべきである。堺（2000）は、地球環境保全に寄与するための国内森林資源の活用と林業生産主体の経営基盤の安定化を図る効率的で低コスト化した林業生産システムの一つとして、伐採権の取得から跡地の明け渡しまでの期間を10～20年程度とし、伐採権者が伐採量、伐採方法、路網整備、機械化、跡地造林、保育などの林業計画を地域住民の合意と知事の認定により樹立する「長期伐採権制度」の創設を提唱している。この制度をシカの密度や被害程度をもとに区画化した管理ユニットごとに設定できれば、シカの生息状況を配慮した森林施業と被害防除策を地域一体として実施することが可能となり、効率的な被害対策と木材生産の場合でのシカとの共存を図ることができると思われる。また、後述する野生動物との共存を目指した森林施業に対する公的補償の受け皿としても重要であると考えられる。

林業が一定の経済性の枠組みのなかで行われる以上自ずと投資には限界がある（三浦，1999）。そのため、森林所有者は造林予定地の被害状況に応じて防除策を選択することも必要である。そこで、本研究の結果と現在の防除法をもとに福岡県における効率的な被害防除システムを提言する。システムのフローチャートを図6-1に示している。造林予定地の周囲1 km以内の造林地に被害が発生している場合と発生していない場合に大別し、周囲に被害が発生している造林地では被害が発生する危険性が非常に高い（第3章）ため、何らかの防除策を講じる必要がある。そして、枝葉のほとんどが採食される激害が発生している場合には、高価ではあるが防護柵やシェルター型を選定する。防

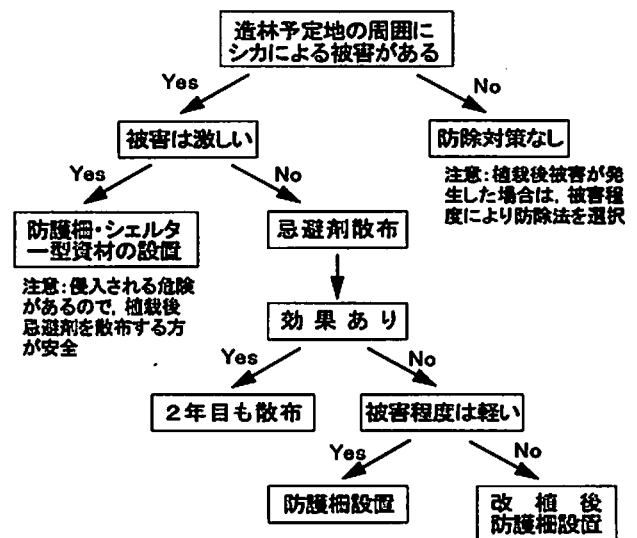


図6-1. 福岡県における被害の実態と防除技術の現状を考慮した被害軽減システム

シェルター型とは苗木を単木ごとに囲う方法。ha当たりの経費は、シェルター型が190～270万円、防護柵が40～64万円、忌避剤が12万円/1回である（池田ほか，2001）。安価な防除法として忌避剤を採用しているが、シカによる食害を回避できる1.5m以上になるまでの3～5年間毎年散布する必要がある、その結果総経費は高くなるなどの問題があり、安価な防除法の開発が必要である。

護柵は造林地全体を囲むため、1カ所でも破損すれば投資が無効になる危険性がある。そのため、忌避剤の散布など他の安価な防除策を併用することも検討する。枝葉の先端が採食されている程度の被害であれば忌避剤散布など安価な防除策を選定する。忌避剤は激害に対して効果がなかった(第5章)が、軽度の被害地では効果がみられる造林地もあることや(池田ほか, 2000)、効果がなかった場合でも被害後に防護柵を設置すれば用材林としての成長が期待できる(第5章)からである。一方、造林予定地の周囲に被害が発生していない場合には防除策を講じず、その後の状況によって対策を選定する。被害地対策で経費負担が大きい改植は最終段階である。このシステムでは現在の防除策で対応させているが、それぞれの方法には欠点も多く(自然環境研究センター, 1994b; 池田ほか, 2001)、今後改良や種々の防除策の組み合わせなど様々な工夫を行う必要がある。

次に政策的なアプローチとして、被害に対する補償制度の導入が考えられる。これには、被害に対する保険制度(坂東, 1999b; 三浦, 1999)、被害の損失や防除に関わる経費の公的負担(坂東, 1999b)が考えられている。保険制度には森林国営保険があるが、火災、気象災(風害、水害、雪害、干害、凍害、潮害)および噴火災の8つの災害が対象となっており、シカなど野生鳥獣による被害は含まれていない。シカでは広い地域で植栽直後から壮齢林まで様々な段階で被害が発生するため保険料に対する保険制度のリスクが大きなものとなること(坂東, 1999)、被害が恒常的に発生するため保険制度になじまないこと(三浦, 1999)などの問題がある。また、福岡県における野生鳥獣による被害額は、2001年には20億5千万円に達しており(福岡県有害鳥獣被害報告)、公的補償のための財源確保の問題がある。しかし、シカをはじめとする野生鳥獣が国民共有の財産であり、後世に伝える義務があるのであれば、彼らの生存によって生じる個人財産の損失への公的補償制度の導入は検討されなければならない課題と考えられる。そのためには、現在無主物となっている法的位置付けを公有財とすることへの社会的合意形成や明確な被害評価法の検討が必要である。

ヨーロッパでは野生動物を土地所有者や管理者の財産とし、猟区設定による賃貸料が土地所有者の収入となり、その収入から被害対策の費用にあてるシステムとなっている(飯田, 2000)。わが国でも土地所有を基盤とした猟区制狩猟への移行(小泉, 1988; 飯田, 2000)、野生動物の林産物化(朝日, 1985; 飯田, 2000)などの検討が行われている。このような野生動物の生存によって森林所有者が恩恵を受けるシステムの創設は、野生動物との共存を進めるための土地利用や森林施業の展開とそれに伴う土地所有者や森林所有者の理解と協力を得るためにも、今後、検討していく必要があると考える。

謝 辞

本論文の作成にあたり、九州大学大学院農学研究院森林資源科学部門、森林機能制御学講座の今田盛生教授(現在、九州共立大学)には、終始ご指導とご鞭撻を賜った。

九州大学大学院農学研究院森林資源科学部門、森林機能開発学講座の白石進教授、同研究院動物資源科学部門、家畜生産学講座の増田泰久教授、同研究院森林資源科学部門、森林機能制御学講座の吉田茂二郎助教授(現在、同教授)には、本論文のご校閲とご指導を賜った。

森林総合研究所九州支所の小泉透チーム長には、本研究の当初から懇切なご助言とご指導をいただくとともに、文献収集へのご協力、本論文のご校閲を賜るなど格別のお力添えをいただいた。九州大学大学院農学研究院森林資源科学部門、森林生態圏管理学講座の井上晋助教授には、本論文の執筆のきっかけを作

っていただいた。

宮崎大学教育文化学部の岩本俊孝教授には、貴重なお時間を割いていただき、密度推定プログラムの作成にご協力いただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林の後藤晋講師には、データ処理に関するご指導をいただいた。

福岡県森林林業技術センターの小河誠司研究部長には、研究を進めるにあたり様々なご支援と便宜を図っていただいた。同センターの猪上信義森林環境課長には植物の同定を、野田亮専門研究員には糞虫トラップのご指導や糞虫の同定を快く引き受けていただいた。また、多くの職員の皆様には、現地調査やサンプルの解析などで多大なご協力をいただいた。

吉田博一元中村学園短期大学教授、宮本良治八幡農林事務所林務課長補佐（現在、福岡農林事務所林務課長補佐）には、福智山地のシカに関する貴重な情報をお寄せいただいた。アンケート調査では福岡県猟友会に便宜を図っていただいた。豊前市や豊前市森林組合（現在、豊築森林組合）、岩屋林研グループには試験地の設定や調査木の植栽にご協力いただいた。阿蘇観光牧場の方々には、シカ糞の採取にあたり格別のご配慮をいただいた。生息密度調査では、調査の企画・実施にあたり宮川克彦緑化推進課保護係長（現在、自然環境課自然公園係長）、橋川潤技術主査（現在、福岡農林事務所治山第二係長）にご尽力いただき、現地調査では農林事務所、市町村役場、森林組合の職員の方々のご協力をいただいた。

本論文はこれらの方々のご指導、ご協力なしに進めることができなかった。これらの方々には厚くお礼を申し上げます。

引用文献

- 阿部 永・石井信夫・金子之史・前田喜四雄・三浦慎悟・米田政明（1994）日本の哺乳類。195pp, 東海大学出版会, 東京。
- 阿部真幸・吉原耕一郎（1970）金華山におけるシカの糞の地域的分布とその季節的変動。JIBP-CTS昭和44年度研究報告, 196-211。
- 尼川大録（1975）森林。（福岡県植物誌。福岡県高等学校生物研究部会編, 339pp, 博洋社, 福岡）。124-140。
- 荒木雅也（1996）宗像地域の動物分布調査。1996年度福岡教育大学卒業論文, 34pp。
- Asada, M. and Ochiai, K. (1996) Food habits of sika deer on the Boso Peninsula, central Japan. *Ecol. Res.* 11 : 89-95.
- 朝日 稔（1985）資源としてのイノシシ。哺乳類科学 50 : 27-30。
- 朝日 稔・和泉 剛・永井正身・平林孝夫・沼口憲治・大塚閨一（1984）屋久島原生自然環境保全地域とその周辺地域におけるシカの分布。（屋久島の自然。714pp, 日本自然保護協会, 東京）。503-516。
- 坂東忠明（1999a）エゾシカによる森林被害の対策とその課題ー北海道の場合についてー。林業と薬剤 147 : 1-12。
- 坂東忠明（1999b）シカによる森林被害と共存の課題～シカ対策から学ぶこと～。林業経済 613 : 10-18。
- Batcheler, C. L. (1975) Development of a distance method for deer census from pellet groups. *J. Wildl. Manage.* 39 : 641-652.
- Cambefort, Y. and Hanski, I. (1991) Dung beetle population biology. *In* Dung beetle ecology. Hanski, I. and Cambefort, Y. (eds.), 481pp, Princeton University Press, Princeton, 36-50.

- 千葉県 (1980) 千葉県におけるシカ棲息調査報告書. 69pp, 千葉県環境部.
- 千葉県環境部自然保護課・房総のシカ調査会 (1993) 千葉県房総半島におけるニホンジカの保護管理に関する調査報告書 1. 48pp, 千葉県環境部自然保護課.
- 千葉徳爾 (1959) 九州島北部の野生大型哺乳類分布. 地理学評論 32 : 468-480.
- 千葉徳爾 (1964) 日本列島における猪・鹿の棲息状態とその変動. 地理学評論 37 : 575-592.
- 土肥昭夫 (1989) ニホンジカのハビタットとその利用. 哺乳類科学 29 : 75-88.
- 土肥昭夫・遠藤晃 (1993) 長崎県小値賀・野崎島におけるニホンジカ生息数調査報告. 19pp, 長崎県小値賀町.
- 土肥昭夫・遠藤 晃・川原 弘 (1998) 小値賀地区野崎ダム影響調査報告書. 44pp, 九州大学理学部生態科学研究室.
- 土肥昭夫・遠藤 晃・川原 弘・馬場 稔 (2000) 1999年度 (平成11年度) 小値賀地区野崎ダム影響評価調査報告書. 33pp, 九州大学理学部生態科学研究室.
- 土肥昭夫・伊澤雅子・遠藤 晃・城間恒宏・辻 高史 (1997) 区画法を用いた慶良間諸島におけるケラマジカ *Cervus nippon keramae* の生息数推定の試み. 沖縄島嶼研究, 琉球大学理学部海洋自然学科イリオモテヤマネコ生態実験研究室, 15 : 63-72.
- 土肥昭夫・吉村まゆみ・川原 弘 (1986) 五島列島, 野崎島の半自然草地に及ぼすシカの影響. 長崎県生物学会誌 31 : 9-16.
- 江口祐輔 (2002) イノシシ. (鳥獣害対策の手引. 江口祐輔・三浦慎悟・藤岡正博編, 154pp, 日本植物防疫協会, 東京). 30-56.
- 遠藤 晃 (2001) 西南日本における植生の相観によるニホンジカの糞の消失および加入パターンの違いについて. 哺乳類科学 41 : 13-22.
- 藤森隆郎・由井正敏・石井信夫 (1999) 森林における野生生物の保護管理 生物多様性の保全に向けて. 255pp, 日本林業調査会, 東京.
- 藤岡昌介 (2001) 日本産コガネムシ上科総目録. 293pp, コガネムシ研究会, 東京.
- 福岡県環境部自然環境課 (2001) 福岡県の希少野生生物 -福岡県レッドデータブック2001-. 447pp.
- 福岡県教育委員会 (1998) 天然記念物カササギ生息地保存管理計画策定調査報告. 福岡県文化財調査報告書, 第136集, 26pp.
- 福岡県水産林務部 (2000) 福岡県林政100年のあゆみ. 72pp.
- 古林賢恒 (1996) 丹沢山地のニホンジカの保護管理に関する研究 -森林施業, 狩猟・被害管理によるシカ個体群および森林生態系への影響についての生態学的・社会的分析-. 1996年度京都大学学位論文, 186pp.
- 古林賢恒・丸山直樹 (1977) 丹沢山塊札掛におけるシカの食性. 哺乳学誌 7 : 55-62.
- 古林賢恒・佐々木美弥子 (1995) 丹沢山地におけるニホンジカの幼齢造林地の利用. 日林誌 77 : 448-454.
- 古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡理樹・白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田幸志・三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・藤上史子・牛沢理 (1997) ニホンジカの生態と保全生物学的研究. (丹沢大山自然環境総合調査報告書. 神奈川県, 635pp.), 319-429.
- 古野東州・渡辺弘之 (1988) ホンシュウジカ・ニホンカモシカに食害されたスギの幹形の回復. 日林関西支誌 39 : 323-326.
- 古田公人 (2002) ニホンジカ個体数増加の背景と原因. 林業技術 724 : 2-6.

- 羽田健三・降旗 正 (1978) 防護柵設置経過に伴うカモシカの動態. 長野県カモシカ生態緊急調査 3, 71-74.
- Harestad, A. S. and Bunnell, F. L. (1987) Persistence of black-tailed deer fecal pellets in coastal habitats. *J. Wildl. Manage.* 51 : 33-37.
- 長谷川順一 (2000) ニホンジカの食害による日光白根山の植生の変化. 植物地理・分類研究 48 : 47-57.
- 早川博文 (1995) 岩手県盛岡市郊外の放牧地におけるフン虫類の季節的出現消長. 北日本病虫研報 46 : 180-182.
- 早川博文・山下伸夫 (1992) 盛岡市郊外の放牧地で調査した牛糞の日齢と飛来フン虫類の関係. 北日本病虫研報 43 : 170-172.
- 樋渡ミヨ子 (1981) 被害木の生長予測 (1) 樹高生長について. 33回日林関東支論, 11-12.
- 東 和敬・江口和洋 (1982) 動物の相互作用研究法 I - 種内関係 -. 生態学研究法講座19, 223pp, 共立出版, 東京.
- 平林章仁 (1992) 鹿と鳥の文化史 - 古代日本の儀礼と呪術 -. 214pp, 白水社, 東京.
- 平岡誠志・渡辺弘之・寺崎康正 (1977) 糞粒数によるノウサギ生息密度の推定. 日林誌 59 : 200-206.
- 冷川昌彦 (1975) 気候. (福岡県植物誌. 福岡県高等学校生物研究部会編, 339pp, 博洋社, 福岡). 5-9.
- 保賀昭雄 (1987) オオセンチコガネとセンチコガネの生活. *インセクトリウム* 24 : 218-222.
- 北海道環境科学研究センター (1994) ヒグマ・エゾシカ分布調査報告書. 63pp.
- 北海道環境科学研究センター (1995) ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書 I 野生動物分布等実態調査 (1991~1993年度). 164pp.
- 北海道環境科学研究センター自然環境保全課編 (2001) 平成8~12年度重点研究報告書 エゾシカの保全と管理に関する研究. 263pp, 北海道環境科学研究センター, 北海道.
- 北海道生活環境部自然保護課 (1986) 野生動物分布等実態調査報告書. 115pp.
- Horino, S. and Kuwahata, K. (1986) Food habits of Japanese serow (*Capricornis crispus*) and Japanese deer (*Cervus nippon*) in a co-habitat. *Bull. For. & For. Prod. Res. Inst.* 341 : 47-61.
- 細木康彦 (1985) 暖地放牧地における食糞性コガネムシ類の生態と利用に関する研究. 高畜試研報 14 : 1-151.
- 井口和信・高橋康夫・犬飼雅子 (1997) エゾシカの食害による森林被害 - 岩魚沢大型試験地の事例 (II) -. 森林保護 258 : 14-16.
- 飯田 繁 (2000) シカ・イノシシを林産物化するための総合的研究 平成9年度~平成11年度科学研究費補助金 (基盤研究(A)(2)) 研究成果報告書. 249pp.
- 飯村 武 (1980) シカの生態とその管理 - 丹沢の森林被害を中心として -. 149pp, 大日本山林会, 東京.
- 飯村 武 (1984a) シカによる森林被害とその防除 (I) シカとその被害. 森林防疫 33 : 2-5.
- 飯村 武 (1984b) シカによる森林被害とその防除 (III) 被害はどのようにして起こるか. 森林防疫 33 : 195-197.
- 池田浩一 (1983) 福岡県上陽町におけるムササビの造林被害. 森林防疫 32 : 86-90.
- 池田浩一 (1988) アンケートによる福岡県のイノシシの生息状況について. 日林九支研論集 41 : 165-166.
- 池田浩一 (1991) 九州で発生したスミスネズミのヒノキ造林木加害. 森林防疫 40 : 169-172.
- 池田浩一 (1993) 福岡県におけるムササビによる造林木被害と被害防除. 山林 1313 : 47-52.
- 池田浩一 (1996a) 福岡県の造林地におけるムササビの食性. 福岡県森林研報 1 : 1-12.

- 池田浩一 (1996b) 福岡県におけるシカ被害の特徴と忌避剤による被害軽減の試み. 林業と薬剤 137: 13-18.
- 池田浩一 (1997) 福岡県豊前市における糞粒によるシカ生息密度の推定. 日林九支研論集 50: 101-102.
- 池田浩一 (1998) 福岡県豊前市における夏と冬の食物利用可能量. 日林九支研論集 51: 99-100.
- 池田浩一 (2001a) 狩猟圧がニホンジカの観察しやすさに及ぼす影響. 日林九支研論集 54: 121-122.
- 池田浩一 (2001b) 福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について. 福岡県森林研報 3: 1-83.
- 池田浩一 (2002) 九州北部の造林木被害発生地におけるニホンジカの食性. 日林誌 84: 175-179.
- 池田浩一・小泉 透・矢部恒晶・宮島淳二・讃井孝義・吉岡信一・吉本喜久雄・住吉博和・田實秀信 (2001) 九州におけるニホンジカの生態と被害防除. 森林防疫 50: 167-184.
- 池田浩一・奈須敏雄・森 琢磨 (2000) ニホンジカによる激害型枝葉採食被害の発生状況と被害防除. 森林防疫 49: 194-199.
- 池田浩一・野田 亮・大長光純 (2002) シカ糞の消失と糞の分解消失に及ぼす糞虫の影響. 日林誌 84: 255-261.
- 池田真次郎 (1971) 野生鳥獣と人間生活－自然保護施策の理論と実際－. 414pp, インパルス, 東京.
- 池田真次郎・飯村 武 (1968) 日光のシカ (*Cervus nippon centralis* Kishida) の生息と猟区に関する研究. 林試研報 220: 1-119.
- 池田昭七・高槻成紀 (1999) ニホンジカとニホンカモシカの採食植物の栄養成分の季節変化－仙台地方の例－. 東北畜産学会報 49: 1-8.
- Imaizumi, Y. (1970) Description of a new species of *Cervus* from the Tsushima Islands, Japan, with a revision of the subgenus Sika based on clinal analysis. Bull. Natl. Sci. Mus. 13: 185-194.
- 井上 晋・小泉 透 (1996) 九大宮崎演習林の天然林における野生シカが及ぼす植生被害について. 日林九支研論集 49: 105-106.
- Ito, T. (1968) Ecological studies on the Japanese deer *Cervus nippon centralis* Kishida on Kinkazan Island II Census and herd size. Bull. Marine Biol. Stn. Asamushi, Tohoku Univ., 13: 139-149.
- Ivlev, V. V. (1955) Experimental naya Ekologiya Pitaniya Ruiv. Moskva, 251pp, ; 1961 (Trasl. by D. Scott) Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale Univ. Press.
- 岩切裕司・讃井孝義・黒木逸郎 (1995) ニホンジカによる森林被害調査. 日林九支研論集 48: 143-144.
- 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: 1-17.
- 岩槻邦男 (1992) 日本の野生植物 シダ. 311pp, 平凡社, 東京.
- Jacobson, H. A., Kroll, J. C., Browning, R. W., Koerth, B. H. and Conway, M. H. (1997) Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. Wildl. Soc. Bull. 25: 547-556.
- Jayasekara, P. and Takatsuki, S. (2000) Seasonal food habits of a sika deer population in the warm temperate forest of the westernmost part of Honsyu, Japan. Ecol. Res. 15: 153-157.
- 蒲谷 肇 (1988) 東京大学千葉演習林荒樫沢における常緑広葉樹林の下層植生の変化とニホンジカの食害による影響. 東大演報 78: 67-82.
- 梶 光一 (1981) 根室標津におけるエゾシカの土地利用. 哺乳学誌 8: 226-236.
- 梶 光一・小泉 透・大森司紀之 (1980) 洞爺湖中島におけるエゾシカの個体群構成. 哺乳学誌 8: 160-170.

- Kaji, K., Koizumi, T. and Ohtaishi, N. (1988) Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriol.* 33 : 187-208.
- 神奈川県環境部 (1990) 丹沢山地における「シカの生息実態調査報告」. 12pp.
- 金森弘樹 (1993a) 弥山山地におけるニホンジカの生態・被害実態と被害回避. *山林* 1311 : 33-37.
- 金森弘樹 (1993b) 増えるニホンジカの林業被害. *現代林業* 9 : 6-11.
- 金森弘樹・井ノ上二郎・周藤靖雄 (1988) 島根半島弥山山地におけるニホンジカの生息・被害実態調査. *森林防疫* 37 : 59-65.
- 金森弘樹・錦織 誠・大国隆二 (2000) ツリーシェルターと忌避剤を用いたスギ幼齢木のニホンジカによる摂食回避試験. *島根林技セ研報* 51 : 39-46.
- 金森弘樹・周藤成次・扇 大輔・大国隆二 (1999) 島根半島弥山山地におけるニホンジカに関する調査 (V). 38pp. 島根県農林水産部森林整備課.
- 環境庁 (1978) 第2回自然環境保全基礎調査 動物分布調査報告書 (哺乳類) 福岡県. 41pp.
- 環境庁 (1989) 大台ヶ原トウヒ林保全対策事業実績報告書. 75pp. 環境庁自然保護局吉野熊野国立公園管理事務所.
- 香芝市二上山博物館編 (1996) 弥生人の鳥獣戯画. 178pp. 雄山閣出版, 東京.
- 糟屋郡役所 (1924) 糟屋郡志 全. 752pp. 名著出版, 東京. (1972復刻).
- 川瀬善太郎 (1923) 志か. 327pp. 大日本山林会, 東京.
- 北原英治 (1987) カモシカとシカによる造林木食害の発生機構について. *森林防疫* 36 : 159-165.
- 小金沢正昭・片井信之・丸山直樹 (1974) 房総丘陵東部におけるシカの分布. *にほんざる* 1 : 115-121.
- 小泉 透 (1988) エゾシカの管理に関する研究—森林施業と狩猟がエゾシカ個体群に及ぼす影響について—. *北大演報* 45 : 127-186.
- 小泉 透 (1994) ニホンジカによる造林木被害とその防除. *林業技術* 633 : 11-14.
- Koizumi, T. (1998) Transition of forestry and wildlife damage in Japan. *In Forest protection in northeast Asia.* Lee, B., Lee, S. and Yoo, B. (eds.), 300pp, Forestry Research Institute, Seoul, 9-18.
- 小泉 透 (2002a) ニホンジカ. (森林をまもる—森林防疫研究50年の成果と今後の展望—, 493pp, 全国森林病虫獣害防除協会, 東京). 315-324.
- 小泉 透 (2002b) 九州におけるニホンジカによる森林被害の現状. *九州森林研究* 55 : 162-165.
- 小南陽亮・小泉 透・佐藤 保・齋藤 哲・永松 大・矢部恒晶・関 伸一 (2001) 綾照葉樹林における台風攪乱後の更新稚樹に対するニホンジカの選択性. *日林九支研論集* 54 : 85-88.
- 近藤洋史・池田浩一・小泉 透・今田盛生・吉田茂二郎 (2002) GIS を利用した福岡県東部地域におけるニホンジカ生息密度ポテンシャルマップの作成. 第113回日林学術講, 232.
- 工藤 孝 (1987) 「鹿」食害地における更新技術の開発について. 第18回業務研究発表集録. 115-116, 熊本営林局.
- 熊谷信孝 (1966) 香春岳のニホンザル. *郷土田川* 27 : 1-14.
- 熊谷信孝 (1992) 英彦山地の自然と植物. 196pp. 葦書房, 福岡.
- 熊谷幸民・小野山敬一 (1988) エゾシカによる農作物被害の実態. *帯大研報* 16 : 75-85.
- 桑畑 勤・黒川泰亨・山田文雄 (1982) カモシカ・シカによる造林木食害の実態と解析. *林試関西支場年報* 24 : 38-50.
- 九州自然環境研究所 (1998) 平成8年度熊本県ニホンジカ生息状況調査報告書 (中間報告) —五木実験地

域、水上実験地域における生息密度調査一、23pp.

- 前田 満・三浦慎悟・北原英治・清野嘉之 (1989) 小豆島におけるニホンジカの生息状況。小豆島におけるニホンジカの生息現況報告書, 1-22, 香川県。
- 牧田豊弘・西之園 汀 (1982) 幼令造林地の保護対策について。第13回技術研究発表集録, 180-189, 熊本営林局。
- 丸山直樹 (1981) ニホンジカ *Cervus nippon* Temminck の季節的移動と集合様式に関する研究。東京農工大学農学部学術報告 23 : 1-85。
- 丸山直樹 (1994) 動物による森林被害はなぜ起きるのか?。林業技術 633 : 2-6。
- Maruyama, N. and Furubayashi, K. (1983) Preliminary examination of block count method for estimating numbers of Sika deer in Fudakake. J. Mamm. Soc. Jpn. 9 : 274-278。
- 丸山直樹・岩野泰三 (1980) 表日光におけるニホンジカのエアカウントの精度。哺乳学誌 8 : 139-143。
- 丸山直樹・三浦慎悟 (1976) シカ。(森林と保護・獣害の問題 追われる「けもの」たち。四手井綱英・川村俊蔵編著, 208pp, 築地書館, 東京)。60-75。
- 丸山直樹・関山和敏 (1976) シカの通路林の効果。哺乳学誌 7 : 9-15。
- 丸山直樹・常田邦彦・古林賢恒・野崎英吉・宮木雅美・小林史明 (1977) 関東地方におけるシカの分布—アンケート・ききとり調査による—。生物科学 29 : 28-38。
- 丸山直樹・遠竹行俊・片井信之 (1975) 表日光に生息するシカの食性の季節性。哺乳学誌 6 : 163-173。
- Massei, G., Bacon, P. and Genov, P. V. (1998) Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a Mediterranean area. J. Wildl. Manage. 62 : 1086-1094。
- 益本仁雄 (1973) フン虫の観察と採集。96pp, ニュー・サイエンス社, 東京。
- 松本 勇 (1993) 安価で作業が簡単な忌避剤。現代林業 327 : 14-15。
- Merrit, R. W. and Anderson, J. R. (1977) The effect of different pasture and rangeland ecosystems on the annual dynamics of insects in cattle droppings. Hilgardia 45 : 31-71。
- 三浦慎悟 (1974) 丹沢山塊檜洞丸におけるシカ個体群の生息域の季節変化。哺乳学誌 6 : 51-66。
- 三浦慎悟 (1976a) 奈良シカ個体群の空間的分布構造について。昭和50年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 47-61, 春日顕彰会, 奈良。
- 三浦慎悟 (1976b) 奈良公園シカ個体群の個体分布・行動からみた社会構造。昭和51年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 3-41, 春日顕彰会, 奈良。
- 三浦慎悟 (1993) 森林被害をめぐるニホンカモシカの20年 (Ⅲ) —保護管理・研究史序説—。森林防疫 42 : 30-48。
- 三浦慎悟 (1996) わが国の哺乳類の多様性とその保全—とくに大型哺乳類との共存をめくって—。森林科学 16 : 52-56。
- 三浦慎悟 (1998) シカ問題の動向と個体群管理のポイント。林業技術 680 : 31-34。
- 三浦慎悟 (1999) 野生動物の生態と農林業被害 共存の論理を求めて。174pp, 全国林業改良普及協会, 東京。
- 三浦慎悟 (2000) 鳥獣法の改定とわたしたちの課題。森林防疫 49 : 33-40。
- 三浦慎悟 (2002) 野生生物保全における「緑の回廊」の意義。(森林をまもる—森林防疫研究50年の成果と今後の展望—, 493pp, 全国森林病虫獣害防除協会, 東京)。433-445。
- 宮島淳二 (1998) 熊本県におけるニホンジカによる森林被害防除技術開発の取り組み。林業と薬剤 145 :

1-6.

- 宮島淳二 (1999) ヒノキ造林地におけるニホンジカによる剥皮害の実態. 第110回日林学術講, 706-707.
- 宮島淳二 (2001) 熊本県球磨郡上村におけるニホンジカによるヒノキ造林木被害の季節変化. 日林九支研論集 54 : 127-128.
- 森下正明・村上興正 (1970) ニホンカモシカの生態学的研究. 白山の自然 : 276-321, 石川県, 金沢.
- 森下正明・村上興正・小野勇一 (1979) 糞調査によるニホンカモシカの密度推定. (森下正明生態学論集 第二巻. 森下正明, 585pp, 思索社, 東京). 273-299.
- 中島道郎 (1929) 千葉県演習林に於ける日本鹿飼育試験報告. 東京帝大演報 8 : 95-114.
- Neff, D. J. (1968) The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution : a review. J. Wildl. Manage. 32 : 597-614.
- 日本哺乳類学会 (1997) レッドデータ 日本の哺乳類. 279pp, 文一総合出版, 東京.
- 日本鳥学会 (2000) 日本鳥類目録 改訂第6版. 345pp.
- 西日本新聞社 (1982) 福岡県百科事典 上巻. 1295pp, 西日本新聞社, 福岡. 141-142.
- 西下勇樹 (1999) ニホンジカの土地利用様式を考慮した密度推定法の改良に関する研究. 平成10年度宮崎大学学位 (修士) 論文. 54pp.
- 野口啄郎 (2001) 熊本県水上村におけるニホンジカによる剥皮害の実態. 日林九支研論集 54 : 129-130.
- Nojima, S. and Nishihara, M. (1972) Ecological analysis of the structure of terrestrial ecosystem in Kinkazan Island X Some observation of the plant preference of sika deer, *Cervus nippon nippon* Temminck, under the natural condition in Kinkazan Island. Ann. Rep. JIBP-CTS for 1971 : 220-235.
- 沖縄県教育委員会 (1996) ケラマジカ保護対策緊急実態調査報告書. 201pp.
- 小野勇一・東 和敬・岩本俊孝・江口和洋・杉 泰昭・丸山俊幸・三嶋吉彦・村岡 実・原 誠・久保木謙・小村 精・宮田逸夫・西山伊和禰 (1972) 香春岳の野生ニホンザルの群の大きさと行動域に関する研究. 11pp, 福岡県林務部緑化推進課.
- 小野勇一・徳永章二・土肥昭夫 (1983) 糞粒法によるツシマジカの個体数調査報告. 長崎県教育委員会・対馬町村会, 1-15.
- 大井 徹・糸屋吉彦 (1995) ニホンジカによるスギ食害の発生時期と造林地の餌量との関係. 日林東北支誌 47 : 91-92.
- 大井 徹・糸屋吉彦・鈴木一生 (1994) 岩手県三陸地方におけるニホンジカによる林業被害の発生時期について. 日林東北支誌 46 : 63-64.
- 大森司紀之 (1976) 切歯の摩滅による奈良公演のシカの年齢推定法. 昭和50年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 71-82, 春日頭彰会, 奈良.
- 大森司紀之 (1986) ニホンジカにおける分類・分布・地理的変異の概要. 哺乳類科学 53 : 13-17.
- 大内 準 (1975) 古処山. (福岡県植物誌. 福岡県高等学校生物研究部会編, 339pp, 博洋社, 福岡). 53-59.
- 尾崎真也・塩見晋一 (1999) 兵庫県におけるニホンジカによる幼齡造林木枝葉摂食害の発生時期について. 兵庫森林技研報 47 : 52-55.
- Putman, R. J., Culpin, S. and Thirgood, S. J. (1993) Dietary differences between male and female fallow deer in symparty and in alloparty. J. Zoo. 229 : 267-275.
- 林野庁 (1969) 鳥獣行政のあゆみ. 572pp, 林野弘済会, 東京.

- 佐賀県希少野生生物調査検討会 (2000) 佐賀県の絶滅のおそれのある野生動植物 -レッドデータブック さが-。472pp, 佐賀県環境政策局環境企画課。
- 斎藤 忠 (1934) 猪垣遺蹟考。歴史地理 63 : 307-323.
- 堺 正紘 (2000) 再造林放棄問題の広がり -立木代ゼロに呻吟するスギ林業・望まれる森林資源管理の社会化-。山林 1390 : 27-33.
- 櫻木まゆみ・丸谷知己・土肥昭夫 (1999) 樹木年代学的手法による山地流域のニホンジカ生息密度・分布域の時間的変化の再現。日林誌 81 : 147-152.
- 笹山清憲・中村清孝・萬田正治・黒肥地一郎 (1984) フン虫の日周飛来消長とその季節変化および気象要因との関係。日草誌 29 : 362-367.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫 (1989a) 日本の野生植物 木本 I。321pp, 平凡社, 東京。
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫 (1989b) 日本の野生植物 木本 II。305pp, 平凡社, 東京。
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・富成忠夫 (1981) 日本の野生植物 草本 III。259pp, 平凡社, 東京。
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・富成忠夫 (1982) 日本の野生植物 草本 I。305pp, 平凡社, 東京。
- 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。日林九支研論集 54 : 123-126.
- 佐藤啓二 (1971a) 造林および造林学。(新造林学 造林の理論と実際。佐藤啓二編, 466pp, 地球出版, 東京)。3-22.
- 佐藤啓二 (1971b) 日本のヒノキ (上巻)。275pp, 全国林業改良普及協会, 東京。
- 柴田敏彦・片山紀一・片岡晴夫 (1984) 大台ヶ原山でみられたニホンジカによる原生林の被害について。奈良植物研究 7 : 1-6.
- 自然環境研究センター (1993) 平成4年度特定地域野生鳥獣保護管理マニュアル策定調査報告書 -ニホンジカの保護管理マニュアル-。222pp.
- 自然環境研究センター (1994a) ツシマジカ生息状況等調査報告書。99pp.
- 自然環境研究センター (1994b) 平成5年度鳥獣害性対策調査 (獣類:シカ) 報告書。189pp.
- 自然環境研究センター (1996) 野生生物生息調査報告書。79pp.
- 自然環境研究センター (1997) 野生動物保護管理システム調査事業報告書。94pp.
- 自然環境研究センター (1998a) 群馬県ニホンジカ生息状況調査報告書。68pp.
- 自然環境研究センター (1998b) 平成9年度鳥獣保護管理対策調査報告書 -宮崎県におけるニホンジカの保護管理計画-。62pp.
- 自然環境研究センター (1998c) ツシマジカ生息状況調査報告書。82pp.
- 自然環境研究センター (1999) 平成10年度シカ生息実態調査報告書。83pp.
- 曾根晃一 (1977) 奈良公園におけるシカの糞の分解・消失に及ぼす糞虫の影響。昭和51年度春日大社境内原生林調査報告。81-90, 春日顕彰会, 奈良。
- 園部力雄 (1970) 宮城県金華山島におけるベイト・トラップ法による糞虫の調査。JIBP-CTS 昭和44年度研究報告 : 212-233.
- Sonobe, R. (1971) Ecological survey of the coprophagous beetles by baited pitfall traps in Kinkasan Island, JIBP Supplementary Area-II. Annual Rep. JIBP-CTS for 1970 : 313-325.

- 園部力雄 (1972) 宮城県金華山島におけるオオセンチコガネ (*Geotrupes auratus*) の生殖活動. JIBP-CTS 昭和46年度研究報告 : 243-251.
- 園部力雄 (1973) 宮城県金華山島におけるシカ (*Cervus nippon nippon*) の糞の消失に及ぼす糞虫の影響. JIBP-CTS 昭和47年度研究報告, 184-196.
- Stewart, D. R. M. (1967) Analysis of plant epidermis in faeces : a technique for studying the food preferences of grazing herbivores. *J. Appl. Ecol.* 4 : 83-111.
- 須田知樹 (1999) ニホンジカが対馬の森林生態系を構成する要素に及ぼす影響 -特に植物, 齧歯類, 鳥類, 土壤に関して-. 1999年度東京農工大学大学院連合農学研究科学位論文, 115pp.
- 末吉政秋 (1992) 鹿児島県屋久島におけるシカ被害の現状. *森林防疫* 41 : 33-35.
- 住吉博和・清久幸恵・平田令子 (2003) 3種類のシカ生息密度推定法の検証試験. *九州森林研究*, 56 : 105-108.
- 鈴木淳彌 (1955) 九州本土, 特に福岡県におけるコウライイタチ *Mustela sibirica coreana* について. 日本動物学会九州支部第8回大会講演要旨.
- 鈴木和夫・高槻成紀 (1986) 金華山島における1984年春のシカの大量死. *哺乳類科学* 53 : 33-37.
- 鈴木貞雄 (1996) 「日本タケ科植物総目録」増補改訂版 日本タケ科植物図鑑. 271pp. 聚海書林, 東京.
- 高橋文敏・菅野知之 (1983) 樹木被害の定量的手法 -被害木の生長解析-. 35回日林関東支論, 47-48.
- 高倉康男 (1989) 福岡県の甲虫相. 526pp. 葦書房, 福岡.
- Takatsuki, S. (1977) Ecological studies about effect of sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation I. Evaluation of grazing intensity of sika deer on vegetation in Kinkazan Island, Japan. *Ecological review* 18 : 233-250.
- Takatsuki, S. (1978) Precision of fecal analysis : a feeding experiment with penned sika deer. *J. Mamm. Soc. Japan* 7 : 167-180.
- Takatsuki, S. (1986) Food habits of sika deer on Mt. Goyo, Northern Honsyu. *Ecol. Res.* 1 : 119-128.
- Takatsuki, S. (1988) Rumen contents of Sika deer on Tsushima Island, western Japan. *Ecol. Res.* 3 : 181-183.
- Takatsuki, S. (1990) Summer dietary compositions of Sika deer on Yakushima Island, southern Japan. *Ecol. Res.* 5 : 253-260.
- Takatsuki, S. (1992) A case study on the effects of a transmission-line corridor on Sika deer habitat use at the foothills of Mt. Goyo, northern Honsyu, Japan. *Ecol. Res.* 7 : 141-146.
- 高槻成紀 (1992a) 北に生きるシカたち シカ, ササそして雪をめぐる生態学. 262pp, どうぶつ社, 東京.
- 高槻成紀 (1992b) 五葉山のシカ調査報告書 (1988~1991年度). 岩手県環境保健部自然保護課, 42pp.
- 高槻成紀 (1994) 五葉山のシカ調査報告書. 岩手県環境保護部, 66pp.
- 高槻成紀 (1998) 五葉山のシカ調査報告書 (1994~1997年度). 102pp, 岩手県生活環境部自然保護課.
- 高槻成紀・朝日 稔 (1977) 糞分析による奈良公園のシカの食性 (1) 予報. 昭和51年度春日大社境内原生林調査報告, 129-141, 春日顕彰会, 奈良.
- Takatsuki, S. and Gorai, T. (1994) Effects of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecol. Res.* 9 : 115-120.
- 高槻成紀・鹿股幸喜・鈴木和男 (1981) ニホンジカとニホンカモシカの排糞量・回数. *日生態会誌* 31 : 435-440.
- Takatsuki, S., Suzuki, K. and Higashi, H. (2000) Seasonal elevational movements of sika deer on Mt. Goyo, northern Japan. *Mammal Study* 25 : 107-114.

- Takatsuki, S., Suzuki, K. and Suzuki, I. (1994) A mass-mortality of Sika deer on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecol. Res.* 9 : 215-223.
- 高柳 敦 (1989) ニホンカモシカ・ニホンジカによる造林木食害の影響評価 (予報). 日林関西支講 40 : 20-23.
- 高柳 敦・古本浩望・渡邊康弘・佐藤修一・伊藤太一・松下幸司 (1991) 北海道演習林白糠区におけるエゾシカによる樹皮剥離. 京大演報 22 : 13-27.
- 高柳 敦・半田良一 (1985) 拡大造林地域におけるカモシカ食害対策とその評価. 京大演報 58 : 125-137.
- 高柳 敦・吉村健次郎 (1988) カモシカ・シカの保護管理論に関する一試論 -防護柵の効果と機能-. 京大演報 66 : 1-17.
- Tamate, H. B., Tatsuzawa, S., Suda, K., Izawa, M., Doi, T., Sunagawa, K., Miyahira, F. and Tado, H. (1998) Mitochondrial DNA variations in local populations of the Japanese sika deer, *Cervus nippon*. *J. Mamm.* 79 : 1396-1403.
- 田中 均 (1980) 日光地方の食糞性コガネムシ類 -モッコ平を中心として-. *インセクト* 31 : 18-24.
- 谷 幸三 (1966) 糞虫成虫個体群の生態学的研究-中間報告-. *大和の昆虫* 3・4 : 3-10.
- 谷口 明 (1992) シカによる造林木の被害防除に関する研究 (I) -スギ植栽当年生林の被害実態-. 日林九支研論集 45 : 111-112.
- 谷口 明 (1993a) シカによる造林木の被害防除に関する研究 (II) -ヒノキ及び広葉樹幼齢造林地の被害-. 日林九支研論集 46 : 153-154.
- 谷口 明 (1993b) シカによる造林木の被害防除に関する研究 (III) -スギ・ヒノキ造林木の剥皮被害-. 日林九支研論集 46 : 155-156.
- 谷口 明 (1994) シカによる造林木の被害防除に関する研究 (IV) -鹿児島県における生息の分布状況と剥皮被害木の発生時期と形態-. 日林九支研論集 47 : 149-150.
- 立澤史郎 (1993) マゲシカ (*Cervus nippon mageshimae*) の個体群動態に関する研究. 京都大学大学院人間・環境学研究科修士論文, 77pp.
- Taylor, R. H. and Williams, R. M. (1956) The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.). *New Zealand J. Sci. & Technol. Sec.B* 38 : 236-256.
- 寺岡行雄・溝上展也・吉田茂二郎・今田盛生・飯田 繁・井上 晋 (2000) スギ・ヒノキ不成績造林地におけるシカ被害と生育モニタリング. *森林計画学会誌* 34 : 27-34.
- 常田邦彦・北浦賢治・須田和樹 (1998) 長崎県対馬におけるニホンジカのコントロール. *哺乳類科学* 38 : 334-339.
- 常田邦彦・丸山直樹・伊藤建雄・古林賢恒・阿部 永 (1980) ニホンジカの地理的分布とその要因 第2回自然環境基礎調査動物分布調査報告書 (哺乳類) 全国版その2, 38-68, 日本野生生物研究センター, 東京.
- 徳永章二・土肥昭夫・小野勇一 (1982) アンケート調査によるツシマジカの分布. *生物科学* 34 : 175-181.
- 鳥巢千歳・兼松仁郎 (1983) 五島・野崎島のキュウシュウジカの生息数 I 区画法センサスによる推計. *長崎総合科学大学紀要* 24 : 249-252.
- 上田明一 (1973) 獣害防除. (林業技術史第3巻. 日本林業技術協会編, 833pp, 日本林業技術協会, 東京). 707-747.
- 上山泰代 (1985) シカの被害防除に関する試験 (IV) シカの食餌植物とその嗜好性. 日林関西支講 36 :

275-278.

- 上山泰代 (1988) シカの被害防除に関する試験 (V) 伐倒樹木の枝条とのり網併用による防護柵の被害防止効果. 日林関西支講 39 : 132-135.
- Wallmo, O. C., Jackson, A. W., Hailey, T. L., and Carlisle, R. L. (1962) Influence of rain on the count of deer pellet groups. J. Wildl. Manage. 26 : 50-55.
- Warren, R. J. and Krysl, L. J. (1983) White-tailed deer food habits and nutritional status as affected by grazing and deer-harvest management. J. Range Management 36 : 104-109.
- Wigley, T. B. and Johnson, M. K. (1981) Disappearance rates for deer pellets in the Southeast. J. Wildl. Manage. 45 : 251-253.
- 矢部恒晶 (1995) 野生動物の生息地管理に関する基礎的研究—知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化—. 北大演報 52 : 115-180.
- 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. 日林九支研論集 54 : 131-132.
- 山根正伸 (1999) 東丹沢山地におけるニホンジカ個体群の栄養生態学的研究. 神森林研研報 26 : 1-50.
- 山下伸夫・早川博文 (1992) 放牧牛糞の分解消失及びそれに伴う甲虫相の変化. 東北農試研報 84 : 133-141.
- 山内倭文夫・柳沢聡雄 (1973) 育林. (林業技術史第3巻. 日本林業技術協会編, 833pp, 日本林業技術協会, 東京). 135-415.
- 野生動物保護管理事務所 (1990) 野生鹿生息動態調査報告書. 219pp, 兵庫県水産林務部.
- 野生動物保護管理事務所 (2000) 平成11年度兵庫県野生鹿生息動態調査業務報告書. 88pp, 兵庫県農林水産部.
- 安田弘法 (1984) 愛知県の山地における食ふん性コガネムシ類成虫の発生消長. 応動昆 28 : 217-222.
- Yasuda, H. (1991) Survival rates for two dung beetle species, *Onthophagus lenzii* Harold and *Liatongus phanaeoides* Westwood (Coleoptera : Scarabaeidae), in the field. Appl. Ent. Zool. 26 : 449-456.
- 安田三郎・海野道郎 (1977) 社会統計学. 340pp, 丸善, 東京.
- Yokoyama, S., Koizumi, T. and Shibata, E. (1996) Food habits of sika deer as assessed by fecal analysis in Mt. Ohdaigahara, central Japan. J. For. Res. 1 : 161-164.
- Yoshida, N. (1987) Summer dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae) fauna of Tohoku University agricultural farm, northern Japan. Environ. Sci., Hokkaido Univ. 10 : 325-329.

付録2

FUNRYU ver.1.2.1(FUNRYU福岡)プログラム。

エクセルのVisual Basic で書かれている。調査が月の下旬に行われる場合はSurveytime=0とする。

Sub fun6()

'Ver 1.2.1

'月ごとに分解率が異なる場合のシカの糞粒法による個体群密度推定法

'分数式に気温、糞の年齢を入れて分解率を推定するバージョン

'福岡による0歳糞の分解率の正確な値を使うバージョン 021004

Dim PelletNo(1000), Temp(20), Temp1Year(20), NoDeer, FunDens, HaifunMont(12)

Dim Disappear, DisappearC

Dim SurveyMont, SurveyTim, MontY, Mont, Repeat, Keisan As Integer

Dim i, j, k As Integer

Sheets("シカ糞計算").Activate

Keisan = Cells(8, 6).Value

For i = 1 To 12

HaifunMont(i) = Cells(10 + i, 4).Value '季節毎の排糞粒数を読みとる

Next i

beta = Cells(5, 3).Value '発見率(シカの調査では方形区が小さいので見落としがない)

For i = 1 To 12 '気温の読み込み

Temp(i) = Cells(10 + i, 2).Value

Next i

For i = 1 To 12

Temp1Year(i) = Cells(10 + i, 3).Value

Next i

For k = 1 To Keisan

Repeat = Cells(10 + k, 7).Value '何ヶ月間計算を繰り返すか

SurveyMont = Cells(10 + k, 6).Value '調査月をここに入れる

FunDens = Cells(10 + k, 8).Value '発見糞粒密度

PelletNo(0) = HaifunMont(SurveyMont) '調査月の排糞粒数

For i = 0 To Repeat

MontY = Int(i / 12) 'iヶ月前の月を調べる

Mont = SurveyMont - (i - 12 * MontY)

If Mont <= 0 Then Mont = 12 + Mont

If i > 0 Then

PelletNo(i) = HaifunMont(Mont)

For j = i To 1 Step -1 'iヶ月前から SurveyMont-1月まで戻ってくる

MontY = Int(j / 12) 'jヶ月前の月を調べる

Mont = SurveyMont - (j - 12 * MontY)

If Mont <= 0 Then Mont = 12 + Mont

'1年以内の糞の場合の計算

If i <= 12 Then

Disappear = (0.184 * Temp1Year(Mont) + 0.513) * (1 / (0.023 * (i - j + 1) + 0.036))

If j = i And Mont <= 7 Then '0歳糞の月による分解率の違いを分けて計算 1月~7月

```

Disappear = 0.018 * Temp1Year(Mont)^3 - 0.965 * Temp1Year(Mont)^2 + 17.944 * Temp1Year(Mont) - 26.438
If Temp1Year(Mont) <= 1.7 Then Disappear = 0
If Temp1Year(Mont) >= 23 Then Disappear = 99.9999
Else
    ' 0歳糞の月による分解率の違いを分けて計算 8月～12月
    Disappear = -0.042 * Temp1Year(Mont)^3 + 1.636 * Temp1Year(Mont)^2 - 12.195 * Temp1Year(Mont) + 24.438
    If Temp1Year(Mont) <= 5.6 Then Disappear = 0
    If Temp1Year(Mont) >= 20.4 Then Disappear = 99.9999
End If

```

```

If Mont >= 11 or Mont <= 2 Then Ratio = 0.084 * (i - j + 1) - 0.0539 ' 糞分散状態を考慮 11月～2月
If Mont = 3 or Mont = 4 Then Ratio = 0.0709 * (i - j + 1) + 0.557 ' 糞分散状態を考慮 3月,4月
If Ratio > 1 Then Ratio = 1
If Ratio < 0 Then Ratio = 0
Disappear = 0.71 * Disappear + 0.29 * Disappear * Ratio ' 29%が分散糞で Ratio 分だけ集団糞より分解率
    が落ちる

```

```

Else
    ' 消失率を推定式(1.10)によって計算する
    Disappear = (0.184 * Temp(Mont) + 0.513) * (1 / (0.023 * (i - j + 1) + 0.036))
End If

```

```

If Disappear < 0 Then

```

```

    DisappearC = 0

```

```

Else

```

```

    DisappearC = -Log((100 - Disappear) / 100) ' 連続消失率に直す

```

```

End If

```

```

PelletNo(i) = PelletNo(i) * Exp(-DisappearC)

```

```

'PelletNo(i)はi月に1個体によって落とされる糞粒数 HaifunMont(Mont)が

```

```

'SurveyMont までにどれくらいに減ったかを示す。

```

```

Next j

```

```

End If

```

```

Next i

```

```

PEL = 0

```

```

SurveyTim = 1 'SurveyMont 月の初め調査で1, 終わり調査で0をとる

```

```

For i = SurveyTim To Repeat

```

```

    PEL = PEL + PelletNo(i) 'Repeat ヶ月間でいくつ糞粒が溜まったか

```

```

Next i

```

```

NoDeer = FunDens / (beta * PEL) * 1000000

```

```

Cells(10 + k, 9).Value = PEL

```

```

Cells(10 + k, 10).Value = NoDeer

```

```

Next k

```

```

End Sub

```

福岡県森林林業技術センター研究報告投稿規定

1. 投稿資格および原稿内容

- (1) 「福岡県森林林業技術センター研究報告」(以下、「本誌」という)への投稿は、森林林業技術センター研究部の職員、および「研究報告編集委員会が認めた者に限る。」
- (2) 原稿の内容は日本林学会誌でいう「論文」、「短報」、「総説」などに相当するものとする。
- (3) 本誌に掲載された原稿の内容は、学会誌等に改めて投稿できるものとする。

2. 原稿審査

- (1) 投稿された原稿は「研究報告編集委員会」が審査する。
- (2) 「研究報告編集委員会」は、福岡県森林林業技術センター所長、企画管理部長、研究部長および所長が指名した研究部職員2名で構成する。

3. 原稿作成

- (1) 原稿は原則として和文とし、字数は特に制限しない。
- (2) 和文要旨、英文要旨は付けることができる。
- (3) 図、表、写真の表題、説明文は原則として和文とする。
- (4) キーワードは5語以内とする。

4. 執筆要領

- (1) 執筆要領は「日本林学会誌」の要領に準拠する。

5. この規約は、本誌第5号から適用する。

福岡県森林林業技術センター研究報告 第6号

平成17年3月25日発行

発行 福岡県森林林業技術センター
〒839-0827 福岡県久留米市山本町豊田1438
TEL 0942-45-7870
FAX 0942-45-7901

印刷 多田印刷株式会社
〒830-0037 福岡県久留米市諏訪野町4-2432
TEL 0942-35-3459
FAX 0942-36-1472

福岡県行政資料

分類番号 P F	所属コード 0803201
登録年度 16	登録番号 0004