

**BULLETIN
OF
RESEARCH INSTITUTE OF ENVIRONMENT, AGRICULTURE AND FISHERIES,
OSAKA PREFECTURE**

No 2 March 2015

**大阪府立環境農林水産総合研究所
研究報告**

第2号 平成27年3月



地方独立行政法人
大阪府立環境農林水産総合研究所
Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries,
Osaka Prefecture

大阪府立環境農林水産総合研究所研究報告

第2号（平成27年3月）

目 次

【総 説】

トノサマバッタの生態と防除	田中 寛	1
------------------------	------------	---

「技術論文」

ニホンジカによるスギ・ヒノキ人工林剥皮害の広域分布状況	幸田良介・小林徹哉・辻野智之・石原委可	9
--------------------------------------	---------------------------	---

【短 報】

イチジク主枝高設樹形導入による収穫姿勢の改善効果	森川信也・三輪由佳・細見彰洋	14
大阪府内のスギ・ヒノキ人工林における間伐前後の光環境と下層植生の変化	上森真広・小林徹哉・辻野智之・幸田良介	16

トノサマバツタの生態と防除

田中 寛

I. はじめに

トノサマバツタはユーラシア、アフリカ、オーストラリア大陸とその周辺の島々に生息し、しばしば大発生して農作物に甚大な被害を与える飛蝗（ひこう）の一種である（第1図）^{1,2)}。飛蝗はバツタ類のうちの一部であるが、低密度時と高密度時で生理、行動、体色、形態等が大きく異なる相変異^{3,4,5,6)}という現象を示す点で他のバツタ類と異なり、この相変異は大発生とも密接に関係している。

トノサマバツタは世界では農作物の害虫で薬剤による防除が行われているが、日本での発生はまれである。一方、本種は1994~97年と2007年に関西国際空港（以下関西空港）において大発生し、飛行機の安全な離着陸に支障をきたす可能性があると考えられ、農業害虫以外の危機管理的な対応を要する側面も持つことが明らかになった⁷⁾。

このような現状から、トノサマバツタの生態と防除法をとりまとめて考察することは、今後とくに日本での本種の大発生に対応する上で有益である。この総説においては本種の日本における相変異、大発生、生活史、防除について海外と比較しつつ述べることにする。



第1図 トノサマバツタの分布と大発生地
●は主な大発生地。（田中²⁾を改変）

II. 生態

1. 相変異

トノサマバツタの相変異は大発生がしばしばくり返される西アフリカ^{8,9,10)}と中国¹¹⁾の個体群について研究され、幼虫の体色、成虫の形態、繁殖に関する形質等に及ぼす密度効果が室内実験を通じて明瞭に示された。すなわち高密度時は低密度時に比べて幼虫が黒化し（最終的には黒色と橙色のツートンカラーになる）、成虫の翅が長く後腿節が短くなる（飛翔、移動に適した形態になる）。また、産卵数が少なくなり、卵の重量が増加する（次世代の孵化幼虫の体重が増加する）。さらに、高密度時には幼虫による行進¹²⁾、成虫による群飛、移動¹³⁾といった低密度時とは異なる行動を起こすことが報告されている。

一方、大発生がまれにしか起こらない日本の個体群ではどうであろうか。室内において16 cm×16 cm×高さ15 cmのケージを使用して低密度区（1頭/ケージ）、中密度区（2頭/ケージ）、高密度区（5頭/ケージ）^{2,14)}、野外において5 m×5 m×高さ1 mの囲いを使用して低密度区（2頭/m²）区、中密度区（20頭/m²）、高密度区（200頭/m²）¹⁵⁾をそれぞれ設定して比較したところ、日本の個体群でも高密度になるにもなつて幼虫の体色、成虫の形態、繁殖に関する形質が西アフリカや中国の個体群と同様に変化するという明瞭な相変異を持つことが示された²⁾。また、高密度時の幼虫の行進行動も確認された²⁾。日本の個体群も相変異の能力を失ったわけではなく、高密度になる条件が整えば西アフリカや中国の個体群と同じように大発生を引き起こす可能性を有している。

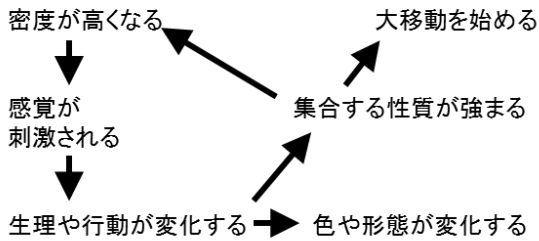
相変異では密度によって生理、行動、体色、形態などが大きく異なることから、低密度時の定住型の個体を孤独相、高密度時の移住型の個体を群生相、中間段階のものを転移相と呼んで区別している³⁾。孤独相から群生相へ、そして群生相から孤独相への転移にはしばしば数世代を要する。また、生理や行動は比較的速やかに変化し、体色や形態は遅れて変化することがわかっている（第2図）²⁾。

草地の成長にともなう増殖、干ばつにともなう狭い草

● 孤独相から群生相になるプロセス

環境要因

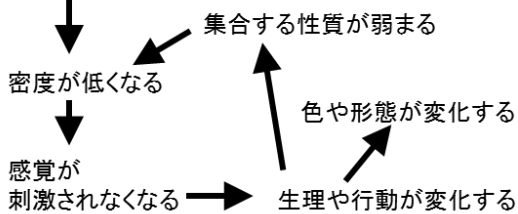
草地の成長にともなう増殖
干ばつにともなう狭い草地への集結
風による吹き寄せなど



● 群生相から孤独相になるプロセス

環境要因

風による散らばり
飢え、捕食による死亡など

第2図 相変異のプロセス (田中²⁾を改変)

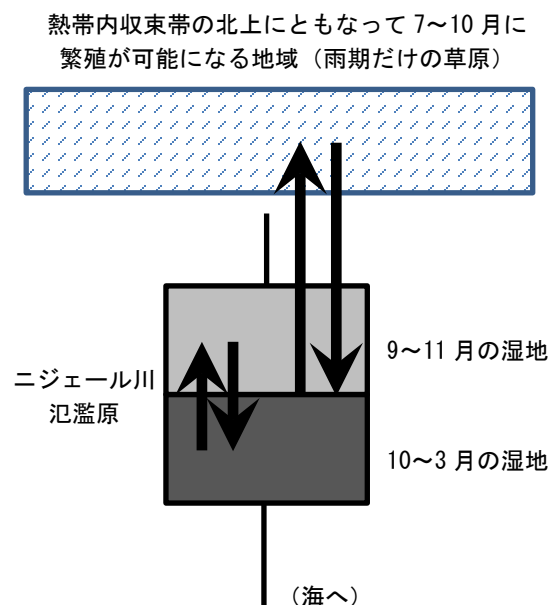
地への集結、風による吹き寄せなどによって密度が高くなると感覚（主として接触による）が相互に刺激され、生理や行動が変化して集合する性質が強まる。これは密度をさらに上げ、集合する性質をより強めるサイクルを形成することになり、結果として体色や形態が群生相のタイプに変化し、幼虫、成虫による大移動が始まる。一方、風による分散、飢えや捕食、病気などによって密度が低くなると感覚の相互刺激が減少し、生理や行動が変化して集合する性質が弱まる。これはさらに密度を下げ、集合する性質を弱めるサイクルを形成することになり、その結果として色や形態が孤独相のタイプに変化し、幼虫、成虫による移動は終わる。このように相変異は大発生や大移動と密接に関係する現象であり、群生相は大発生や大移動の際に有利な性質を持っているが、相変異が大発生や大移動の原因または結果であるとはいえない。

2. 大発生

トノサマバツタが恒常的に大発生する地域としては西アフリカ^{13,16,17}、マダガスカル¹⁸、中央アジア³、中国¹⁹、

フィリピン¹⁸などがある。西アフリカのニジェール川氾濫原においては上流側では9月に洪水が始まって11月に水が退き、下流側では10月に洪水が始まって3月に水が退く¹⁷。水が退いたあとは本種の生育、繁殖に好適な草地環境になる。また、氾濫原の周辺は熱帯内収束帯（南北両半球の気団の接点で雨をもたらず）が夏に北上して雨を降らせ、一時的に孤独相成虫の好適な生育、繁殖場所になる。孤独相の成虫は季節風に乗ってこれらの好適な環境をいわば閉じた回路の上を移動するように生育、繁殖しているが（第3図）、雨季の降水量が多いと氾濫原の外側での生存個体数が多くなり、乾季に成虫が移入し氾濫原の内側で密度が高くなって群生相が生じる。一旦群生相が生じると回路を離れて長距離を移動し、4年間でアフリカ中南部全体に成虫の大発生が広がったこともあった¹³。マダガスカルとフィリピンでも孤独相の成虫はニジェール川氾濫原と同じような閉じた回路の上を移動しながら生活しており、通常と異なる降水量をきっかけに群生相が生じて成虫の大発生が広がり、終息までに時間を要する¹⁸。

中国では上記のような閉じた回路は存在しない。957～1956年の1,000年間に海河、黄河、淮河、長江（揚子江）流域においてそれぞれ156、206、236、111回の大発生が記録されているが、うち75%は年内に終息し、最も長く続いたものでも2年半で終息している¹⁹。また、黄河と淮河の流域ではエルニーニョが発生した1～2年後にトノサマバツタが大発生することが多い²⁰。通常と異なる降水量によって大河の流域の荒地で草が旺盛に生育したり、



第3図 ニジェール川氾濫原付近におけるトノサマバツタの季節移動（矢印）

氾濫原の退水時に同じく草が旺盛に生育したりして群生相のきっかけになっているようである。

恒常的な大発生地以外では、オーストラリアクインズランド州の中央高地の草地では1973～76年に²¹⁾、インドネシアのスマトラ島では1997～98年に²²⁾それぞれ本種の大発生が認められたが、これらはいずれも農地開発により広大な好適生息地が形成されたのが主な原因と考えられている。また、中国の新疆ウイグル自治区では他国から飛来したと考えられる成虫により大発生した事例がある²³⁾。

日本も恒常的な大発生地ではなく、好適発生場所を渡り歩く閉じた回路は存在しない。しかし、科学的な調査が行われた近年の大発生としては、沖縄県大東諸島のサトウキビ圃場^{24, 25)}、栃木県の新たに造成された草地²⁶⁾、鹿児島県馬毛島の山火事跡地^{27, 28, 29)}、沖縄県伊平屋島のサトウキビ圃場と水田³⁰⁾、沖縄県下地島のサトウキビ圃場と空港周辺の草地^{31, 32)}、大阪府の関西空港の埋立地草地⁷⁾などがあり、大発生時の個体数は馬毛島では1,250万～5,400万個体(推定方法によって異なる)、下地島では203万個体、関西空港では1,340万個体(一期島)と3,880万個体(二期島)と推定されている。また、科学的な調査はないものの、江戸時代から昭和初期にかけても北海道³³⁾、千葉県、神奈川県、福岡県など³⁴⁾において本種の大発生と推定できる記録が残されている。

日本では沖縄のサトウキビ圃場での大発生事例が多い。また、九州以北では山火事跡地や土地造成後の草地での大発生が主であり、上記の北海道での大発生(1880年代)も北海道の開拓(土地造成)が急激に進んだためと考えられている³³⁾。日本では西アフリカや中国のような大河流域の荒れ地や氾濫原がなく、降水量の多い年や翌年に大発生するパターンは存在しない。広大な好適生息地がなく、大発生が頻発しにくい、という点で日本は西アフリカや中国と異なると考えられる。

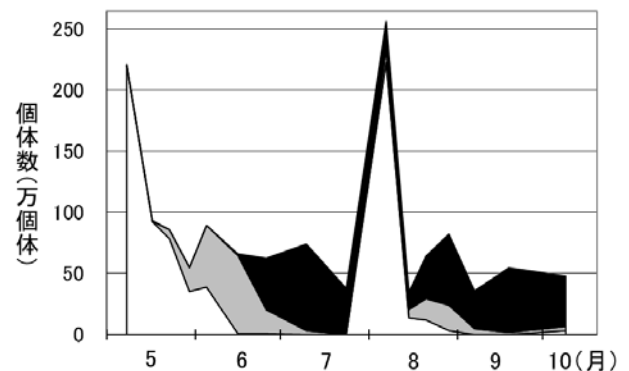
なお、興味深い点として、日本での大発生は中国と同様に長くは続かず、北海道では3年、馬毛島、伊平屋島、下地島では1年、関西空港では1年(やや多発傾向にあった期間は4年)で終息している。これは生活史との関連性があるように思われるので詳しくは後述する。

3. 生活史

トノサマバツタはニジュール川氾濫原とその周辺では1年に3～4回発生を繰り返している¹⁷⁾。ヨーロッパやアフリカのトノサマバツタは日長に反応して産卵を抑制したり休眠卵と非休眠卵を産み分けたりして³⁵⁾休眠性の地理的変異を持ち、高緯度地方では1年に1回、中緯度地方では1年に2回発生を繰り返し、低緯度地方では休眠がなく1年に3～4回の発生を繰り返している。

日本のトノサマバツタにおいては京都で採集した系統は短日で飼育した場合に休眠卵を、長日で飼育した場合には非休眠卵を産卵し、休眠卵は低温を経験した後に孵化してくる³⁶⁾。鹿児島で採集した系統も京都と同じく短日で休眠卵を、長日で非休眠卵を産生するが、札幌、仙台で採集した系統は短日、長日とも休眠卵を産生し、長日では産卵抑制が認められる³⁷⁾。また、沖縄で採集した系統は短日、長日とも非休眠卵を産生する(短日では休眠卵を産生することもある)。日本のトノサマバツタについては同様の結果が他の研究によっても得られており^{38, 39)}、これらの結果を合わせると概ね、高緯度の北海道および東北地方では1年に1回、中緯度の関東地方から九州地方にかけては1年に2回、低緯度の南西諸島では1年に3回発生を繰り返す(それぞれ、年1化、2化、3化という)地理的変異を持つ生活史が示唆される。実際、野外調査においてこの推定は裏付けられており、関西空港では年2化(主として卵で越冬)⁷⁾、沖縄県の下地島では年3化(成虫、幼虫、卵で越冬)³²⁾の生活史が確認されている。年1化と2化、2化と3化の境界は連続的であり、種分化は起こっていない。なお、中国のトノサマバツタにおいても休眠⁴⁰⁾や卵の耐寒性⁴¹⁾が研究され、日本と同様の地理的変異を持つことが明らかになっている。

休眠性と生活史の地理的変異はそれぞれの地域で最も適応的なタイプが残った自然選択の結果である。たとえば札幌や山形では1年に2世代を繰り返すだけの温量がない。もし夏に非休眠卵を産生すると、孵化した幼虫は冬が来るまでに成虫になって産卵することができず、そのようなタイプは不適応となって死滅することになる。札幌、山形の長日で産卵抑制し、短日で休眠卵を産生するタイプはその結果として生まれてきたものである。関西空港においては4月下旬～5月上旬に卵が孵化し、老齢



第4図 関西空港一期島南東側エリアにおけるトノサマバツタ

推定生息個体数の推移。白色、灰色、黒色はそれぞれ若齢幼虫、老齢幼虫、成虫の個体数(田中⁷⁾を改変)

幼虫は5月下旬、成虫は6月中旬に見られる(第1世代)(第4図)⁷⁾。この成虫が産生した卵は7月下旬～8月上旬に孵化し、老齢幼虫は8月中旬、成虫は8月下旬に見られる(第2世代)。ここで自然選択され、最も適応的となったのは長日で非休眠卵を、短日で休眠卵を産生する年2化のタイプである。なお、第1世代の成虫の一部には札幌、山形のような長日での産卵抑制と長日短日両方における休眠卵産生を行う年1化のタイプも混じっており³⁶⁾、冷涼な年には年1化のタイプがやや適応的なのであろう。

この休眠と生活史の地理的変異は長距離移動の際に移動先で不適応を起こす。最もわかりやすい例は近畿のトノサマバッタが群生相となって東北や北海道へ移動した場合であり、非休眠卵から産生した幼虫が生活史を完結できないため翌夏には個体数が激減することになる。このように日本、中国、ヨーロッパの中高緯度地域で大発生した場合、100 km程度の南北方向への移動によって生活史が移動先の気候に不適応を起こす可能性が十分にある。一方、低緯度の熱帯においては卵休眠を持たないので、数百kmの南北方向への移動では移動先の気候に不適応を起こす可能性が小さい。

以上の生態(相変異、大発生、生活史)をとりまとめると、西アフリカ、中国、日本の個体群における大発生のパターン(可能性、頻発性、長期継続性)はそれぞれの相変異の能力、広大な好適生息地、生活史の地理的変異の有無によって比較し、説明することが可能であろう(第1表)。大発生の可能性はいずれの個体群も持っている。大発生の頻発性は広大な好適生息地を持つ西アフリカと中国で高く、持たない日本では低い。大発生の長期継続性は生活史の地理的変異がない西アフリカで高く、地理的変異のある中国と日本で低い。このように考えると各個体群の大発生のパターンがわかりやすく思われる。

第1表 地域による大発生、生態、環境の違い(田中¹⁵⁾を改変)

	西アフリカ	中国	日本
大発生の可能性	+	+	+
大発生の頻発性	+	+	-
大発生の長期継続性	+	-	-
相変異の能力	+	+	+
広大な好適生息地	+	+	-
生活史の分化	-	+	+

III. 防除

1. 海外の飛蝗防除の状況

飛蝗の防除は網で捕獲して食用にしたり、溝を掘って

幼虫の集団を落とし込んで埋めたりする原始的な物理的防除が古くには行われていた⁴²⁾。化学合成殺虫剤が利用できるようになってからは残効性の長い有機塩素系殺虫剤のディルドリンが多用されたが、生物蓄積の問題により使用されなくなり、現在では有機リン系殺虫剤のMEP(フェニトロチオン)が主に使用されている。また、時に数百km²に及ぶ広い面積を処理するため、飛行機によるULV(超少量)散布が行われている。一方、トノサマバッタの有機リン系剤マラソン抵抗性も確認され⁴³⁾、新技術の開発が求められている。

生物的防除法としては昆虫病原菌メタリジウム(*Metarhizium acridum*)のオイルエマルジョン製剤の開発が進められ、オーストラリアトビバッタ(*Chortoicetes terminifera*)で4,000 ha規模の防除試験に成功したことから⁴⁴⁾、オーストラリアではグリーンガード[®]、アフリカではグリーンマッスル[®]という商品名で販売されるようになった。本剤は被曝から死亡までに1~2週間を要するため防除対象は成虫でなく幼虫集団であるが、90%以上の死亡率が得られ、とくに有機栽培農家や国立公園内などでの処理において実用的である。効果が得られる飛蝗の種も多く、グリーンガード[®]は中国でトノサマバッタに対して実用的効果が得られている⁴⁵⁾。

飛蝗は移動距離が大きいためモニタリング、予察(発生予報)、防除には広域の協力が欠かせない。オーストラリアでは連邦と4州による専門委員会APLC(Australian Plague Locust Commission)がこの業務を担当しており、専門員による地上巡回調査(大発生が予想される場合は飛行機やヘリコプターも使用)、ライトトラップ、レーダー等によりトノサマバッタも含めた3種の飛蝗の発生をモニタリングして現状を把握し、予察を行っている⁴⁶⁾。防除は基本的には土地の所有者がトラックに搭載した防除器具で行うが、大規模発生の場合はAPLCが飛行機によるULV散布を行っている。防除薬剤はMEP、フィプロニル、メタリジウムが主に使用される。

アフリカから中東にかけて大発生するサバクトビバッタ(*Schistocerca gregaria*)では飛蝗の移動が20か国以上にまたがり、貧困な国や紛争中の国もあるため、広域な国際協力が難しい。ここではFAO(国連食糧農業機構)が各国から得られた飛蝗の情報収集や提供を行っており、インターネット上でもその情報を得ることができる⁴⁷⁾。防除は基本的にそれぞれの国で行われるが、大規模発生時には成虫集団の広がり1,000 km²に達することもあり(成虫集団1 km²は4,000~8,000万個体の成虫を含むため総個体数は400~800億個体になる)、その場合は国際支援による防除が行われる。

2. 関西空港におけるトノサマバツタの防除

関西空港におけるトノサマバツタの防除はアフリカやオーストラリアの飛蝗に比べると格段に小規模であるが、一期島と二期島の面積はそれぞれ510 haと545 ha（防除対象面積は127 haと139 ha）で通常の日本の農作物にはない規模である。一方で飛行機を使用した薬剤防除はできないため、幼虫の集団を対象にした効率的な防除を行い、成虫を羽化させない戦術を取った⁷⁾。

関西空港開港（一期島共用開始）2日前の1994年9月2日、ライントランゼクト法（30 m歩いて両側1 m幅の面積に生息する個体を計数；以下同様）によるトノサマバツタの密度は $0.71/\text{m}^2$ で、南東側エリア（滑走路等のエリア；第5図）の総個体数は90万個体であった。成幼虫の行動を観察したところ集合や群飛などの行動は全く認められず、飛行機の航行に障害はないと判断し、防除は行わなかった。別途室内において薬剤殺虫効果試験を行ったところ、シバのシバツトガ、スジキリヨトウ、シバオサゾウムシ、コガネムシ類幼虫に対して登録のあるMEP乳剤の効果が高いことが明らかになったので、翌年以降はこれらの害虫を対象とする本剤の散布により、バツタの同時防除効果を期すことにした。

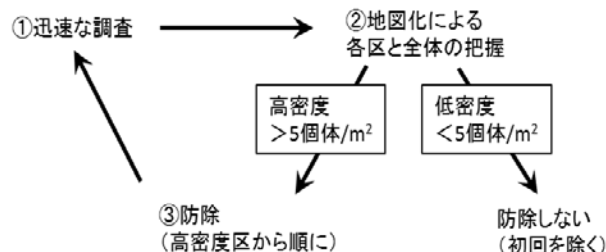
1995年5月下旬に当初予想した南東側エリアでなく、北西側エリアの建築物の間の草原でトノサマバツタ幼虫が大発生した。総個体数は北西側エリア1,246万個体、南東側エリア92万個体、計1,338万個体であり（第5図）、幼虫の集合や行進などの行動が見られ、羽化後に成虫が群飛する可能性が高いと判断されたため、ただちに防除を行った。

その後も局所的にやや高密度になった地点を対象に防除を行い、1995～97年の延防除面積はそれぞれ133.1 ha, 52.5 ha, 7.2 haであったが、総個体数は300万個体を超えることはなかった。1996年9月にはセアカゴケグモ *Latrodectus hasseltii* によるトノサマバツタ成虫の捕食、1997年6月には昆虫寄生菌 *Entomophthora gryllii* によ

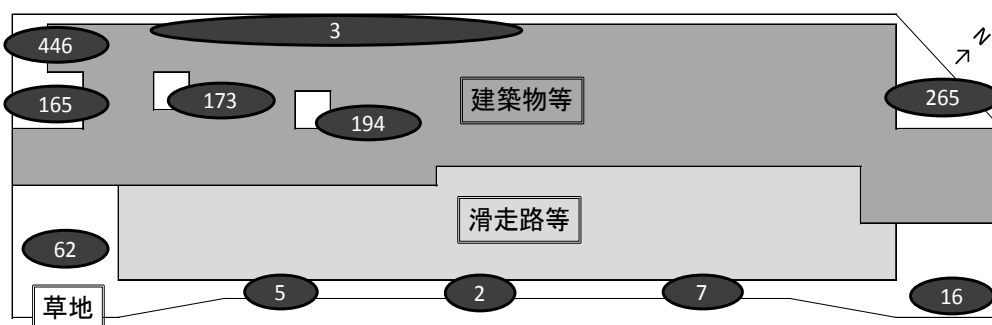
る成幼虫の死亡が多数確認され、天敵相の成熟とともに一期島での大発生は終了した。

二期島では供用開始が2か月後に迫った2007年6月に群生相の色彩（黒色と橙色のツートンカラー）を持つ幼虫集団が多数確認され、成虫羽化後の群飛が必至と予想されたため、ただちに調査と防除を並行して行った。調査および防除の基本戦略は一期島での経験に基づき、①迅速な調査（2時間以内で終了）、②結果の地図化による各区と全体の把握、③高密度区から順に防除（初回を除いて低密度区（5個体/ m^2 未満）では防除しない）、④次回調査と②地図化による防除効果の的確な評価、①～③の繰り返し、とした（第6図）。

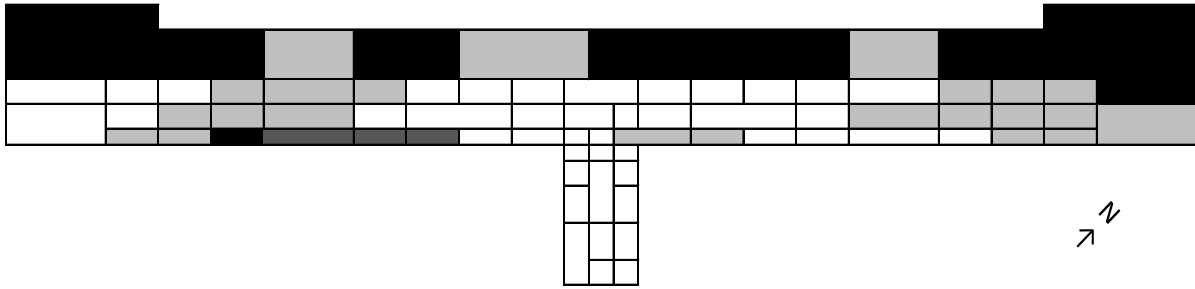
滑走路、作業路などの舗装路を境界として78区を設定し、ライントランゼクト法による結果を地図化したところ、一期島と同様に島の北西側で密度が高く、南東側で密度が低いことが明らかになり（第7図）、6月9日の総個体数は3,884万個体と推定された。ただちに高密度区から低密度区へと順に防除を行ったところ総個体数は急激に減少し、6月12日、14日、19日、29日の総個体数は1,077万、186万、95万、14万個体と推定された。6月19日には防除を終了したが、下旬には *E. gryllii* による成幼虫の死亡も確認され、以後密度が再び高くなることはなく、二期島での大発生は終了した。防除の所要時間は58分/haであり、防除対象面積139 haの処理に135時間を要すると推定された。



第6図. 2007年6月の二期島における基本戦略



第5図 関西空港一期島の1995年6月上旬におけるトノサマバツタ個体数数字は生息個体数（万個体）。（田中ら⁷⁾を改変）



第7図 関西空港二期島の2007年6月9日におけるトノサマバッタの区画別生息密度
密度(個体数/m²): 白色—5未満, 淡灰色—5以上10未満, 濃灰色—10以上20未満,
黒色—20以上(田中ら⁷⁾を改変)

3. トノサマバッタの防除における天敵の重要性

日本においては現在大河流域の氾濫原や荒れ地に相当する生息地がないため、西アフリカや中国のように降水量の変動にともなって荒れ地の降雨後や洪水の退水後にトノサマバッタが大発生するというパターンはない。サトウキビ圃場で時おりやや多発する事例を除くと山火事跡や土地造成後などの草地での大発生が主である。このような場所では産卵場所となる裸地や餌となるイネ科雑草が多く、天敵も少ない。トノサマバッタの大発生と天敵の関係を明らかにした詳しい研究はないが、関西空港の一期島、二期島および馬毛島のトノサマバッタの大発生において昆虫寄生菌*E. gryllyi*の確認後にはトノサマバッタの大発生が終息し、以後大発生は起こっていない^{7,28)}ことからみて、トノサマバッタの大発生は天敵不在の生物的環境が大きな要因になっていると推察される。天敵が不在の場合、トノサマバッタは近畿では4世代(2年間)で数百万倍に増加する可能性が指摘されており⁷⁾、防除に際しては節足動物等も含めて天敵の保護を考慮に入れる必要がある。

4. 危機管理としてのトノサマバッタの防除

トノサマバッタは日本ではふだん害虫として認識されていないが、相変異の能力は有しており、天敵が少なくなるなど好適な条件が揃えば大発生して成虫による群飛、移動を引き起こす可能性がある。また、日本では農作物に与える害よりむしろ空港や道路の飛行機、自動車等に与える害、すなわち事故による人的被害や交通マヒの発生のほうが重大であるように思われる。関西空港一期島の大発生時には前年秋から警戒していたので時間的な余裕があったが、二期島では成虫の羽化までに1週間程度の余裕しかなく、成虫の群飛が起こるかどうかわいどいところであった。その意味で二期島において採用した調査と防除の基本戦略①～③設定は的確であり、冒頭で述べた危機管理は無事に行われたと言えよう。日本では、関

西空港のトノサマバッタで行ったような害虫に関する危機管理事例、ならびに数百ha規模の害虫防除事例の検証報告はこれまでなかったように思われる。本報告が今後も起こりうる大規模な害虫の危機管理に有益な情報となれば幸いである。

IV. 摘要

トノサマバッタは相変異を持つ飛蝗の一種であり、西アフリカ、中国などでしばしば大発生する。日本のトノサマバッタを調査したところ、西アフリカ、中国と同等の相変異を有すること、生活史がヨーロッパ、アフリカと同様であることが明らかになり、一方、西アフリカや中国のような大発生に適した生息地がほとんど存在しないこともわかった。これらの結果の比較検討により日本ではトノサマバッタがなぜ大発生しにくいのか、なぜ大発生が継続しにくいのかについて考察した。関西国際空港では1994～97年に一期島、2007年に二期島でトノサマバッタが大発生し、危機管理として空港での飛行機事故を防止するために、調査と防除の基本戦略を設定した上で防除を行った。

V. 引用文献

- 1) Centre for Overseas Pest Research (1982). The Locust and Grasshopper Agricultural Manual. Centre for Overseas Pest Research.
- 2) 田中 寛 (1983). 日本のトノサマバッター密度の効果を調べる. インセクタリウム. 20:88-92, 126-135.
- 3) Uvarov, B. (1921). A revision of the genus *Locusta* L. (= *Pachytylus* Fieb.) with a new theory as to the periodicity and migrations of locusts. Bull. Entomol. Res. 27:91-104.
- 4) Uvarov, B. (1966). Grasshoppers and Locusts. A Handbook of General Acridology vol.1. Cambridge.

- 5) Uvarov, B. (1977). Grasshoppers and Locusts. A Handbook of General Acridology vol. 2. Centre for Overseas Pest Research.
- 6) Pener, MP., Simpson, SJ. (2009). Locust Phase Polyphenism: An Update. *Advances in Insect Physiology*. 36:1-272.
- 7) 田中 寛・保田淑郎・柴尾 学 (2015). 関西国際空港の一期島と二期島におけるトノサマバッタの大発生と管理. *関西病虫害研究会報*. 57:1-9.
- 8) Norris MJ., (1950). Reproduction in the African migratory locust (*Locusta migratoria migratorioides* R. & F.) in relation to density and phase. *Anti-Locust Bull.* 6:1-48.
- 9) Gunn DL., Hunter-Jones P. (1952). Laboratory experiments on phase differences in locusts. *Anti-Locust Bull.* 12:1-29.
- 10) Albrecht FO., Verdier M., Blackith RE. (1959). Determination de la fertilité par l'effet de groupe chez le criquet migrateur (*Locusta migratoria migratorioides* R. & F.). *Bull. biol.* 92:349-427.
- 11) Kao WT. (1965). A Preliminary comparative study on morphology of the oriental migratory locust, *Locusta migratoria manilensis* (Meyen) in different phases. *Acta Entomologica Sinica*. 14:603-609.
- 12) Ellis PE. (1951). The marching behavior in hoppers of the African migratory locust (*Locusta migratoria migratorioides* R. & F.) in the laboratory. *Anti-Locust Bull.* 7:1-46.
- 13) Batten A. (1967). Seasonal movements of swarms of *Locusta migratoria migratorioides* R. & F.) in western Africa in 1928 to 1931. *Bull. Entomol. Res.* 57:357-380.
- 14) Tanaka H. (1982). The migratory locust, *Locusta migratoria* L. (Orthoptera: Acrididae), in Japan. I. Experiment on crowding effects. *Appl. Entomol. Zool.* 17:467-479.
- 15) 田中 寛 (1996). トノサマバッタの相変異と休眠性. (久野英二編著) *昆虫個体群生態学の展開*. pp. 375-389.
- 16) Davey JT. (1959). The African Migratory Locust (*Locusta migratoria migratorioides* Rch. & Frm., Orth.) in the Central Niger Delta. Part two: The ecology of *Locusta* in the semi-arid lands and seasonal movements of populations. *Locusta* 7:1-180.
- 17) Farrow RA. (1975). The African migratory locust in its main outbreak area of the middle Niger: quantitative studies of solitary populations in relation to environmental factors. *Locusta* 11:1-198.
- 18) Farrow RA. (1974). Comparative plague dynamics of tropical *Locusta* (Orthoptera, Acrididae). *Bull. Entomol. Res.* 64:401-411.
- 19) Ma S. (1958). The population dynamics of the oriental migratory locust (*Locusta migratoria manilensis* Meyen) in China. *Acta Entomol. Sinica*. 8:1-40.
- 20) Zhang Z., Li D. (1999). A possible relationship between outbreaks of the oriental migratory locust (*Locusta migratoria manilensis* Meyen) in China and the El Nino episodes. *Ecol. Res.* 14:267-270.
- 21) Farrow RA. (1979). Causes of recent changes in the distribution and abundance of the migratory locust (*Locusta migratoria* L.) in Australia in relation to plagues. Report CSIRO. 32 pp.
- 22) Lecoq M., Sukirno (1999). Drought and an exceptional outbreak of the oriental migratory locust, *Locusta migratoria manilensis* (Meyen 1835) in Indonesia (Orthoptera: Acrididae). *J. Orthoptera Res.* 8:153-161.
- 23) Tanaka S., Zhu DH (2005). Outbreaks of the migratory locust *Locusta migratoria* (Orthoptera: Acrididae) and control in China. *Appl. Entomol. Zool.* 40:257-263.
- 24) 仲盛広明・伊藤嘉昭 (1974). 南大東島におけるトノサマバッタの転移相について. *応動昆*. 18:5-8.
- 25) Ito Y., Yamagishi M. (1976). Outbreaks and partial phase transformation of *Locusta migratoria* L. in sugarcane fields of Minami- and Kita-daito zima, Okinawa. *Acrida* 5:17-26.
- 26) 高橋 滋 (1986). 栃木県におけるトノサマバッタの大発生について. *応動昆*. 30:17-20.
- 27) 桐谷圭治・田中 章 (1987). 馬毛島で大発生したトノサマバッタ. *インセクトリウム*. 24:44-54.
- 28) 田中 章・桐谷圭治 (1987). 馬毛島で大発生したトノサマバッタ II. *インセクトリウム*. 24:330-337.
- 29) 田中 章・原 次夫・永島田義則・池田和俊・池浦孫次郎 (1987). 馬毛島におけるトノサマバッタの大発生. *植物防疫*. 41:2-3.
- 30) Yamagishi M., Tanaka S. (2009). Overwintering biology and morphological characteristics of the migratory locust, *Locusta migratoria* after outbreaks on Iheya Island, Japan. *Appl. Entomol. Zool.* 44:165-174.
- 31) Shimizu Y., Nishide Y., Tanaka S., Murata M., Sikenbaru N., Yoza M., Miyaguni H., Matayosi Y. (2012). Gregarization of the migratory locust *Locusta migratoria* (Orthoptera: Acrididae) and prompt control on a subtropical island in Okinawa, Japan. *Intern. J. Tropical Insect Sci.* 32:148-157.

- 32) 清水優子・西出雄大 (2013). 沖縄県下地島におけるトノサマバッタの異常発生と生活史. 植物防疫. 67:21-26.
- 33) 田中 誠 (1980). 天為に闇く地為に赤しー北海道開拓と飛蝗. インセクタリウム. 17:242-251.
- 34) 長谷川 仁 (1976). 蝗と飛蝗. 自然1976年4月号. 18-19.
- 35) Verdier M. (1972). The different life cycles in *Locusta* in relation to climatic and genetic diversity. Proc. Int. study Conf. Current and Future Problems of Acridology, London 1970. pp. 335-338.
- 36) Tanaka H. (1994). Embryonic diapause and life cycle in the migratory locust, *Locusta migratoria* L. (Orthoptera: Acrididae), in Kyoto. Appl. Entomol. Zool. 29:179-191.
- 37) Tanaka H. (1994). Geographic variation of embryonic diapause in the migratory locust, *Locusta migratoria* L. (Orthoptera Acrididae), in Japan. Jpn. J. Entomol. 62:629-639.
- 38) Hakomori T., Tanaka S. (1993). Genetic control of diapause and other developmental traits in Japanese strains of the migratory locust, *Locusta migratoria* L.: univoltine vs. bivoltine. Jpn. J. Entomol. 60:319-328.
- 39) Diapause as a pivotal factor for latitudinal and seasonal adaptation in *Locusta migratoria* in Japan. In Danks HV. (ed) Insect Life-cycle polymorphism. Kluwer Academic Publishers. pp. 173-190.
- 40) Tanaka S., Zhu DH. (2008). Geographic variation in embryonic diapause, cold-hardiness and life cycles in the migratory locust *Locusta migratoria* (Orthoptera: Acrididae) in China. Entomol. Sci. 11:327-339.
- 41) Jing XH., Kang L. (2003). Geographical variation in egg cold hardiness: a study on the adaptation strategies of the migratory locust *Locusta migratoria* L. Ecol. Entomol. 28: 151-158.
- 42) Krall S., Peveling R., Ba Diallo D. (ed.) (1997). New Strategies in Locust Control. Birkhauser.
- 43) Yang ML., Zhang JZ., Zhu KY., Xuan T., Liu XJ., Guo YP., Ma EB. (2009). Mechanisms of organophosphate resistance in a field population of oriental migratory locust, *Locusta migratoria manilensis* (Meyen). Arch. Insect Biochem. Physiol. 71:3-15.
- 44) Hunter DM., Milner RJ., Spurgin PA (2001). Aerial treatment of the Australian plague locust, *Chortoicetes terminifera* (Orthoptera: Acrididae) with *Metarhizium anisopliae* (Deuteromycotina: Hyphomycetes). 91:93-99.
- 45) Long Z., Hunter DM. (2005). Laboratory and field trials of Green Guard® (*Metarhizium anisopliae* var. *acridum*) (Deuteromycotina: Hyphomycetes) against the oriental migratory locust (*Locusta migratoria manilensis*) (Orthoptera: Acrididae) in China. J. Orthopterists' Soc. 14: 27-30.
- 46) Australian Plague Locust Commission (2015). <http://www.agriculture.gov.au/pests-diseases-weeds/locusts/>
- 47) Locust watch, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2015). <http://www.fao.org/ag/locusts/en/info/info/index.html>

ニホンジカによるスギ・ヒノキ人工林剥皮害の広域分布状況

幸田良介・小林徹哉・辻野智之・石原委可

Large-scale distribution of bark-stripping damage by sika deer in the sugi cedar and hinoki cypress plantation forests

Ryosuke KODA, Tetsuya KOBAYASHI, Tomoyuki TSUJINO and Tomoyoshi ISHIHARA

Summary

To assess the distribution pattern of bark-stripping damage by deer on plantation forests in Osaka prefecture, the rates of bark-stripping damage were surveyed in sugi cedar and hinoki cypress plantation forests, and the distribution pattern of bark-stripping damage was estimated using the inverse distance weighting method. The damage rate in sugi cedar forest was lower than that in hinoki cypress forest, suggesting the susceptibility of hinoki cypress to deer feeding. Although bark-stripping damage in hinoki cypress forest showed the regional difference, distribution pattern of that damage did not coincide with distribution pattern of shrub-layer decline rank in the deciduous broad-leaved forests. It is therefore important to analyze the relationship among bark-stripping damage, deer population density, and several environmental factors.

I. はじめに

近年、ニホンジカ (*Cervus nippon*, 以下「シカ」) の個体数増加にともなう森林植生への影響が全国的に大きな課題となっている^{1,2,3}。シカによる森林植生への影響は下層植生の改変⁴や剥皮による成木の枯死⁵といった直接的な影響のほか、多様な分類群の動物の生息⁶や土壌保有機能⁷など森林生態系の様々な側面にも間接的に波及するため⁸、被害対策を進めていくことが非常に重要である。シカによる被害対策は、都道府県知事が鳥獣保護法に基づき策定する「特定鳥獣保護管理計画」に沿って全国各地で進められている。計画が目指す科学的管理のためには、シカ個体群や被害の状況をモニタリングしながら、モニタリング結果に応じて対策や計画をたえず点検・修正していくことが必要である³。しかしながら、シカによる森林植生への影響を都道府県スケールでモニタリングすることは、労力的、予算的に難しく、簡易なモニタリング手法の開発が必要とされてきた。

シカによる森林植生被害は、自然林における自然植生への影響と、人工林におけるスギ (*Cryptomeria japonica*) やヒノキ (*Chamaecyparis obtuse*) などの植栽木への影響に大別できる。このうち自然植生への影響については、

低木層の植被率を用いた下層植生衰退度の簡易な評価手法が提案され⁹、関西地方の府県を中心に本手法を用いた広域モニタリングが実施され始めている¹⁰。大阪府においても平成25年度に本手法を用いて、北摂地域における下層植生衰退度の広域分布状況を明らかにしたところがある¹¹。一方で、人工林における植栽木へのシカの影響の広域モニタリングは、数例^{12,13}を除き十分に行われていたとは言いがたい。林業被害面積・金額は各都道府県によって毎年報告されているものの¹⁴、林業被害として報告されるのはシカが人工林に及ぼす影響の一部のみであるという指摘¹²もあり、人工林への影響の実態を広域スケールでモニタリングできる手法の導入が必要であろう。

シカによる人工林の植栽木への影響は、植栽された苗木の枝葉への「枝葉採食害」と、成長した植栽木を中心とした樹皮への「剥皮被害」に大別される¹⁵。近年新たに植栽される人工林面積は全国的に減少傾向にあるため¹⁴、シカによる植栽木への影響は枝葉採食害よりも剥皮被害が中心となっている^{15,16}。枝葉採食害が植栽後の短期間に発生し植栽木を枯死させやすい「目立つ被害」であるのに対し、剥皮被害は植栽木への影響が長期にわたって累積する「沈黙の被害」であり¹⁵、気づかないうちに被害が拡大しやすい。人工林は日本の森林面積の約4割¹⁴、

大阪府においても森林面積の半分近くを占めており¹⁷⁾、森林植生へのシカの影響を考える上で看過できない要素である。また、人工林は元来木材生産が主要機能であったものの、近年では木材生産以外にも森林としての多様な機能を発揮させることが求められている¹⁸⁾。そのため、人工林における植栽木へのシカの影響を広域的に把握することは、林業被害対策という経済的な視点のみならず、森林としての公益的機能の保持という視点からも重要であると言えよう。

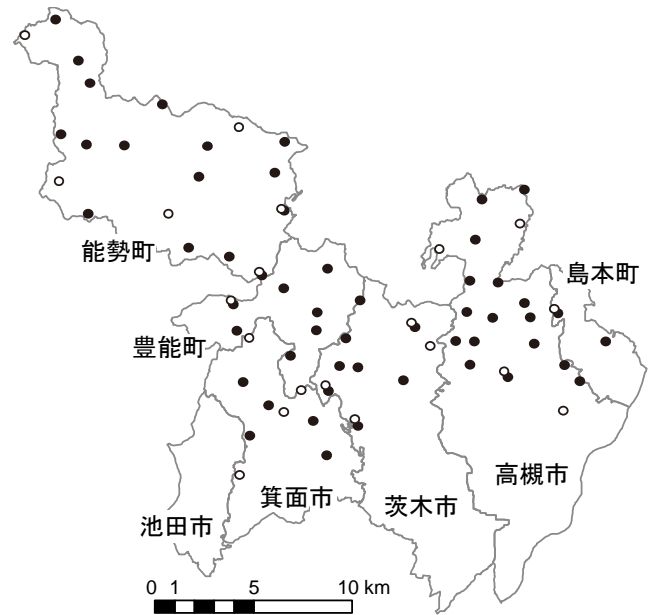
そこで本研究では、芝原ら¹³⁾によって提案された調査手法を導入し、大阪府におけるシカによる人工林剥皮被害状況を広域スケールで把握することを目的として調査を行った。スギやヒノキの人工林においてシカによる剥皮被害調査を行うとともに、被害度の空間分布図を作成し、芝原ら¹³⁾による京都府での結果や、平成25年度に実施した落葉広葉樹林の下層植生衰退度の分布状況¹¹⁾と比較した。

II. 材料および方法

1. 野外植生調査

調査は大阪府北摂地域（能勢町、豊能町、池田市、箕面市、茨木市、高槻市、島本町）を対象に、平成26年6～9月に行った。調査地域を均等にカバーできるようにスギ林20ヶ所、ヒノキ林54ヶ所、計74ヶ所の調査林分を選定し（第1図）、各調査林分において植栽木への剥皮被害調査を実施した。人工林では調査直前に間伐が実施された場合、剥皮被害木が選択的に伐採されて被害が過小評価される恐れがある。また、下枝や下層植生などの餌資源の存在により剥皮被害の発生が抑制されることが報告されている¹⁹⁾。そのため、調査林分を選定にあたっては、芝原ら¹³⁾に従い、1) 切り株の腐朽状況から間伐実施から少なくとも3年以上経過したと判断されること、2) 林冠が閉鎖していること、3) 2m以下に造林木の枝（枯死木を含む）が存在しないこと、の3点に留意した。

各調査林分において、調査対象木を40本以上選定し、根部から樹高約2mの範囲におけるシカによる剥皮被害の有無をそれぞれ記録した。本研究では芝原ら¹³⁾に従い、角こすりによる樹皮の損傷と樹皮採食のための樹皮剥皮を区分し、後者を剥皮被害として記録した。シカによる剥皮被害は、被害発生初期には林分内に一様に分布せず集中分布を示すことが知られている²⁰⁾。そのため調査対象木の選定にあたっては、芝原ら¹³⁾に従って、調査林分内を調査員数名でくまなく踏査し、林分内の斜面上部から斜面下部を含む広範囲をカバーできるよう留意した。



第1図. 大阪府北摂地域に選定した調査林分の位置図。○はスギ林，●はヒノキ林を示す。

また、各調査林分内の位置情報は、GPS（Garmin社。GPSmap60CSx）を用いて各調査林分内の中央地点の位置座標として測定した。

2. データ解析

調査後、各調査林分における剥皮被害割合を、調査本数に占める剥皮被害木の本数として算出した。その後、芝原ら¹³⁾に従って、各調査林分の剥皮被害程度を以下の5段階に区分した。

- 被害度0：剥皮被害のない林分
- 被害度1：剥皮被害割合が0～25 %の林分
- 被害度2：剥皮被害割合が25～50 %の林分
- 被害度3：剥皮被害割合が50～75 %の林分
- 被害度4：剥皮被害割合が75～100 %の林分

人工林への剥皮被害状況の広域的な広がり把握するために、スギ・ヒノキそれぞれの剥皮被害度の空間分布図を作成した。北摂地域を3次メッシュを基準とした約1 km²のメッシュ378個に区切り、各メッシュの値を各調査林分の位置情報と剥皮被害度を用いてIDW（Inverse distance weighting, 逆距離加重）法²¹⁾によって推定した。ここで、スギ・ヒノキの剥皮被害度は、0から4の整数値にそれぞれ変換して解析に用いた。IDW法による空間補完には統計解析ソフトR 2.15.2²²⁾とR用パッケージgstat²³⁾を用いた。

第1表 スギ林とヒノキ林の被害度ごとの調査地点数と構成割合

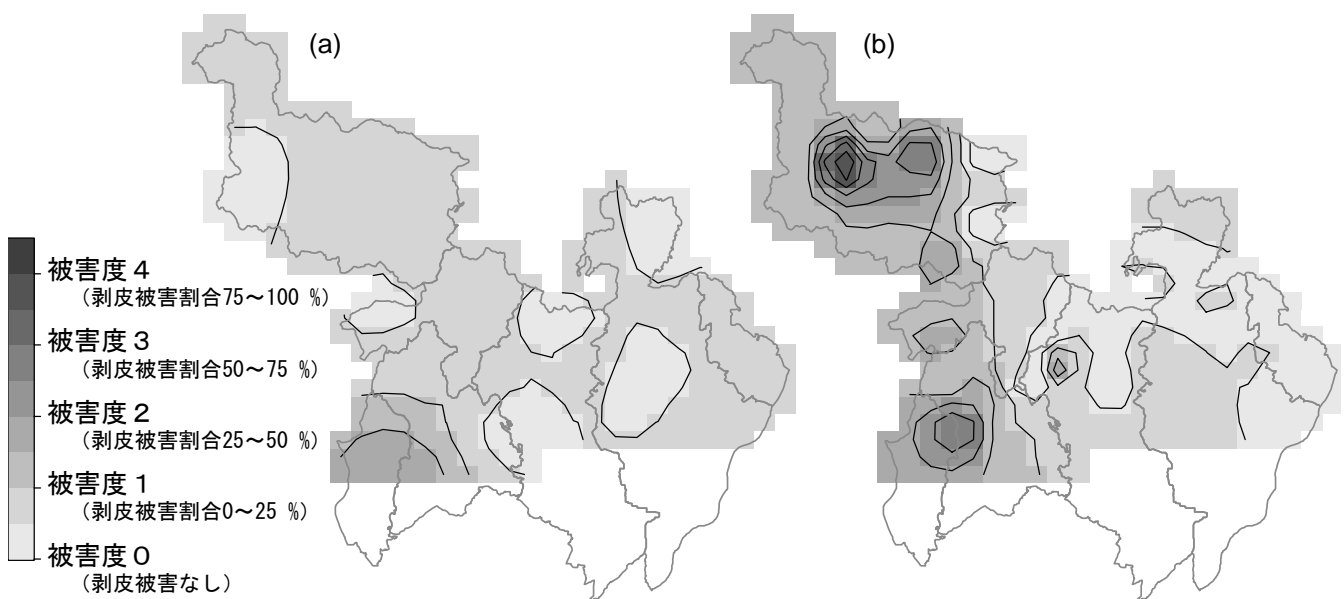
被害度	スギ林		ヒノキ林	
	調査地点数	構成割合(%)	調査地点数	構成割合(%)
被害度0(剥皮被害なし)	6	30	17	31
被害度1(剥皮被害割合 0~25%)	13	65	29	54
被害度2(剥皮被害割合 25~50%)	1	5	5	9
被害度3(剥皮被害割合 50~75%)	0	0	2	4
被害度4(剥皮被害割合 75~100%)	0	0	1	2

Ⅲ. 結果および考察

スギ林では合計880本のうち51本にシカによる剥皮被害が認められ、全体での剥皮被害割合は約5.8%であった。ヒノキ林では合計2,374本のうち307本にシカによる剥皮被害が認められ、全体での剥皮被害割合は約12.9%であった。第1表に被害度別の調査地点数と構成割合を示す。スギ林では「被害度1」以下の林分が全体の95%を占めており、「被害度3」以上に区分される林分は認められなかった。一方でヒノキ林では、「被害度1」以下の林分が全体の85%とスギ林同様大半を占めていたものの、「被害度3」以上の林分も数地点みられた。

樹皮剥皮におけるシカの樹種選好性は、地域によって異なることが知られている²⁴⁾。スギとヒノキに関しては、ヒノキを選好して剥皮するという報告²⁵⁾や、ヒノキの方が剥皮被害割合が高いとする報告²⁶⁾が多いものの、ほぼ同等の被害割合を示す報告¹⁶⁾や、スギ林の方が被害発生が多いというアンケート結果の報告²⁷⁾も散見される。本

研究では、スギ林とヒノキ林の調査地点が異なることが多いため単純には比較できないものの、概ねヒノキ林の方が剥皮被害割合が高い結果となっていた。同じ手法による京都府での調査結果¹³⁾でもヒノキへの選好性が示されていることから、大阪府でも京都府同様、ヒノキの方がスギよりも剥皮被害を受けやすい傾向にあるのではないかと予想される。一方で、京都府では「被害度0」のスギ林の割合が約72%と大阪府での結果よりも高く、大阪府と同様に「被害度3」以上の林分は認められていない¹³⁾。そのため、大阪府ではスギへの剥皮被害が京都府よりもやや発生しやすいのではないかと予想される。シカの樹皮剥皮における樹種選択性には、樹皮の化学成分や物理性、植生などの周辺環境要因が影響する可能性が議論されているものの、未だ詳細な要因は明らかになっていない²⁴⁾。今回調査を実施したスギ林は20林分に限定されていることから、今後はスギ林での被害拡大を注視しながら、調査林分数を増やすことを念頭にモニタリングを続けていくことが必要であると考えられる。



第2図. IDW法による (a) スギ林と (b) ヒノキ林の剥皮被害度の空間補間図.

IDW法による空間補間によって推定したスギ・ヒノキの剥皮被害度の空間分布を、第2図にそれぞれ示す。スギ剥皮被害度は池田・箕面市南部域でのみやや高かったものの、それ以外の地域は大半が「被害度1」、ところどころに「被害度0」の地域が分布するかたちとなっており、被害地域の大きな偏りは確認できなかった。一方で、ヒノキ剥皮被害度は能勢町から箕面市にかけての北摂地域の中でも西側地域で被害が大きくなっており、東側の高槻市や島本町では大部分が「被害度0」と、被害地域の明確な偏りが見られた。京都府でのスギ・ヒノキの剥皮被害度の空間補間結果を見ると、スギ林では府境界部に「被害度0」及び「被害度1」のみが分布しており¹³⁾、ほぼ同様の結果が得られている。また、ヒノキ林では能勢町に接する部分で被害度が高く、高槻市や島本町に接する部分で被害度が低くなっており¹³⁾、被害地域の偏りがよく対応している。以上のことから、本研究による人工林剥皮被害度の調査結果及び空間補間結果は、妥当なものであると考えられる。

大阪府北摂地域の落葉広葉樹林における下層植生衰退度の調査結果によると、能勢町や箕面市、高槻市の一部などで下層植生衰退度が高くなっている¹¹⁾。本研究でのスギ・ヒノキの剥皮被害度の分布結果と比較すると、スギ林では被害地域に偏りが見られないという点で一致せず、ヒノキ林では能勢町や箕面市で被害度が高いという点では一致するものの、高槻市では被害度が低いという点で一致しない。京都府でも、落葉広葉樹林の下層植生衰退度と人工林での剥皮被害度の間には明確な関係が認められておらず¹³⁾、大阪府でも同様の傾向にあると考えられる。シカによる剥皮被害に対しては、シカ生息密度や餌資源量に応じて発生するという報告²⁸⁾がある一方で、餌資源量と関係なく発生するという報告²⁹⁾もあり、詳細なメカニズムについては不明な点が多い²⁴⁾。下層植生衰退度に対しては、シカ生息密度のほか、傾斜や樹冠の高さ、林分タイプなどが影響することが示されており³⁰⁾、人工林での剥皮被害の発生にも同様に様々な環境要因が影響しているものと予想される。今後はシカ生息密度の空間分布を明らかにするとともに、スギ林やヒノキ林での剥皮被害発生状況とシカ生息密度や様々な環境要因との関係について解析していくことが必要であろう。

IV. 摘要

シカによる人工林被害状況を広域的に把握するために、スギ・ヒノキ人工林において剥皮被害割合を調査し、IDW法を用いて剥皮被害度の空間分布図を作成した。スギ林での剥皮被害度は全体的に低く、大阪府ではスギよりも

ヒノキの方が剥皮被害を受けやすい傾向にあると予想された。スギ林の剥皮被害度には被害地域の偏りが見られなかったのに対し、ヒノキ林での剥皮被害度は北摂の西側地域でのみ高く、被害地域の明確な偏りが見られた。剥皮被害度の分布状況は落葉広葉樹林での下層植生衰退度の分布状況と一致せず、剥皮被害の発生にはシカ生息密度以外にも様々な環境要因が影響しているものと予想された。今後は剥皮被害発生状況とシカ生息密度や様々な環境要因との関係について解析していくことが求められる。

V. 引用文献

- 1) 湯本貴和・松田裕之(2006). 世界遺産をシカが喰う, シカと森の生態学. 文一総合出版, 東京, 212 pp.
- 2) Takatsuki, S. (2009). Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation* 142: 1922–1929.
- 3) 環境省(2010). 特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドライン(ニホンジカ編). 環境省, 東京, 52pp.
- 4) Koda, R. and Fujita, N. (2011). Is deer herbivory directly proportional to deer population density? Comparison of deer feeding frequencies among six forests with different deer density. *Forest Ecology and Management* 262: 432–439.
- 5) Akashi, N. and Nakashizuka, T. (1999). Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113: 75–82.
- 6) Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C. and Waller, D.M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 113–147.
- 7) 柳洋介・高田まゆら・宮下直(2008). ニホンジカによる森林土壌の物理環境の改変: 房総半島における広域調査と野外実験. *保全生態学研究* 13: 65–74.
- 8) Rooney, TP. and Waller, DM. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165–176.
- 9) 藤木大介(2012). ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル. 兵庫ワイルドライフモノグラフ4: 1–16.
- 10) 藤木大介・酒田真澄美・芝原淳・境米造・井上巖夫(2014). 関西4府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定. *日本緑化工学会誌* 39: 374–380.
- 11) 幸田良介・虎谷卓哉・辻野智之(2014). ニホンジカによる森林下層植生衰退度の広域分布状況. 大阪府

- 立環境農林水産総合研究所研究報告 1: 15-19.
- 12) 明石信廣 (2009). 幼齡人工林におけるエゾシカ食害の発生状況とエゾシカ生息密度指標との関係. 日本森林学会誌 91: 178-183.
 - 13) 芝原淳・境米造・井上徹夫・安藤正規 (2014). 京都府におけるニホンジカによる天然林および人工林被害の広域モニタリング. 日本緑化工学会誌 39: 389-394.
 - 14) 林野庁 (2013). 森林・林業白書 平成25年度版. 農林統計協会, 東京, 274pp
 - 15) 小泉透 (2009). 拡大する「沈黙の被害」: ニホンジカによる剥皮害. 森林防疫 58(6): 3-4.
 - 16) 佐野明 (2009). ニホンジカによるスギ, ヒノキ若・壮齡木の剥皮害の発生時期と被害痕の特徴. 哺乳類科学 49:237-243.
 - 17) 大阪府 (2007). 放置森林対策行動計画. 大阪府, 20pp.
 - 18) 長池卓男 (2000). 人工林生態系における植物種多様性. 日本林学会誌 82: 407-416.
 - 19) 井上友樹・村上拓彦・光田靖・宮島淳二・溝上展也・吉田茂二郎 (2007). ニホンジカによる人工林剥皮害と下層植生との関連性. 日本森林学会誌 89: 208-216.
 - 20) 廣石和昭・野口琢郎・近藤洋史・小泉透 (2009). ニホンジカによる人工林剥皮害の時間的・空間的な分布の推移. 森林防疫 58(6): 11-18.
 - 21) Fortin, M-J. and Dale, M. (2005). *Spatial Analysis. A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp
 - 22) R Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
 - 23) Pebesma, E.J. (2004). *Multivariable geostatistics in S: the gstat package*. *Computers and Geosciences* 30: 683-691.
 - 24) 安藤正規・柴田叡弍 (2006). なぜシカは樹木を剥皮するのか?. 日本森林学会誌 88: 131-136.
 - 25) 池田浩一・小泉透・桑野泰光 (2010) 福岡県におけるニホンジカによる人工林剥皮害発生要因の解明. 福岡県森林林業技術センター研究報告 11: 21-32.
 - 26) 福本浩士 (2011) ニホンジカによるスギ・ヒノキ剥皮害: 生息密度と当年の剥皮害の関係. 日本森林学会大会発表データベース 122: 514-514.
 - 27) 尾崎真也 (2004). 兵庫県におけるニホンジカによるスギ壮齡木の樹皮摂食害の実態. 森林応用研究 13: 69-73.
 - 28) 池田浩一・小泉透・桑野泰光 (2009). スギ, ヒノキ人工林におけるシカによる角こすり害の発生要因. 森林防疫 58(6): 5-10.
 - 29) Ando, M., Yokota, H. and Shibata, E. (2004). Why do sika deer, *Cervus nippon*, debark trees in summer on Mt. Ohdaigahara, central Japan? *Mammal Study* 29: 73-83.
 - 30) 岸本康誉・藤木大介・坂田宏志 (2012). 森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案. 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4: 92-105.

イチジク主枝高設樹形導入による収穫姿勢の改善効果

森川信也・三輪由佳・細見彰洋

I. はじめに

近年開発されたイチジクの主枝高設樹形は、主枝の凍害の抑制や果実の着色向上などのメリットがある^{1),2)}。本樹形は従来とは樹の構造が大きく異なり主枝が高い位置に配置されるため、立ち姿勢での作業が増える等、栽培管理の作業性向上も期待できる。そこで、夏季高温時の8月から10月に行う栽培者への負担が最も大きい収穫作業について³⁾、作業姿勢の評価から主枝高設樹形と慣行樹形の労働負荷を比較したので報告する。

II. 材料および方法

1. 労働負担の評価方法

専用の計測器を必要とせず、比較的簡易に作業姿勢を評価できるOWAS法⁴⁾(Ovako Working Posture Analyzing System)を用いて、収穫作業の労働負荷を調査した。OWAS法は、3つの身体部位(背部, 上肢, 下肢)ごとの作業姿勢コード(第2表)と取扱荷物重量の4項目によって、身体への負担を評価する手法である。4項目を作業姿勢コード表⁵⁾に当てはめ、負担を第1表に示すAC(Action Category)判定によって、AC1からAC4までの4段階に分類する。AC4およびAC3が多い作業は労働負荷が大きい有害な作業とされる⁵⁾。

第1表 OWAS法のAC(Action Category)判定表^{*}

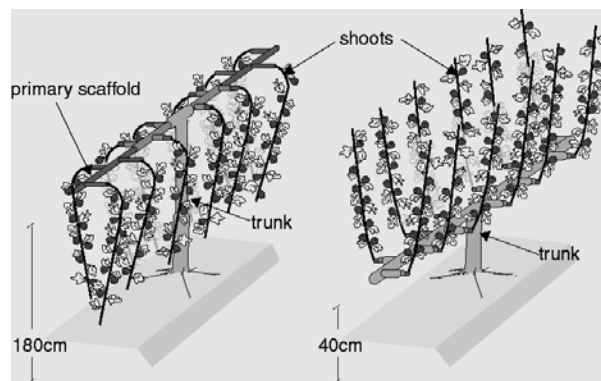
AC1: この姿勢による筋骨格型負担はない。 改善は不要である。
AC2: この姿勢は筋骨格型に有害である。 近いうちに改善すべきである。
AC3: この姿勢は筋骨格型に有害である。 できるだけ早期に改善すべきである。
AC4: この姿勢は筋骨格型に非常に有害である。 ただちに改善すべきである。

^{*}人間工学と産業保健のホームページ(瀬尾明彦)より

2. 試験区および調査方法

大阪府立環境農林水産総合研究所内の主枝高設樹形および慣行樹形のイチジク‘柵井ドーフィン’樹を用いて

試験を実施した。主枝高設樹形は主枝を約1.8mの高さで水平に配置し、長さ約1.3mの結果枝を垂下して第1図に示すように誘引し、慣行樹形は主枝を高さ約0.4mに配置し、同様の長さの結果枝を上方に誘引した。各樹形について、着果位置の異なる収穫初期(2008年8月14日)、中期(9月9日)、後期(10月3日)に、各時点で1区画40m²(長さ20m, 幅2m)の範囲にある全成熟果を収穫する作業の労働負荷を評価した。収穫果を収容する樹脂製コンテナを左手で抱えた状態で畝間を往復して、樹列の片側10mずつ右手のみで収穫した。3名の被験者の収穫作業をビデオカメラで記録し、作業時間および収穫果数を計測するとともに、瞬間観察法(スナップリーディング)により5秒毎の作業者の姿勢をAC判定した。



第1図 樹形の模式図 (Hosomiら, 2013)
(左: 主枝高設樹形, 右: 慣行樹形)

III. 結果および考察

部位別の作業姿勢コード発生頻度から、収穫初期では慣行樹形の方が、収穫後期では主枝高設樹形の方が、背部の「前屈か後屈」、「ひねりと側屈」、下肢の「両膝曲げて立つ」姿勢の割合が高いことが判った(第2表)。この結果をもとに、収穫時期別のACの割合を調査した結果、収穫初期において慣行樹形ではAC3が15.2%、AC4が11.3%となったが、主枝高設樹形ではAC3、AC4ともに0%であった。一方、収穫後期においては、

第2表 身体部位別（背部・上肢・下肢）の作業姿勢コード発生頻度

項目	コード	収穫初期		収穫中期		収穫後期	
		主枝高設樹形	慣行樹形	主枝高設樹形	慣行樹形	主枝高設樹形	慣行樹形
背部	1.まっすぐ	82.3	39.9	77.7	78.3	55.7	81.1
	2.前屈か後屈	0.5	32.6	6.5	4.1	22.3	0.0
	3.ひねりか側屈	17.1	8.8	13.8	12.9	10.6	18.9
	4.ひねりと側屈	0.0	18.8	2.0	4.7	11.5	0.0
上肢	1.両腕とも肩下	35.6	94.3	70.7	59.6	98.2	52.0
	2.片腕が肩下	64.4	5.7	29.3	40.4	1.8	48.0
	3.両腕とも肩下	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
下肢	1.椅子座	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	2.両足曲げずに立つ	68.4	30.7	64.4	64.4	41.0	53.6
	3.片足曲げずに立つ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3
	4.両膝曲げて立つ	0.0	26.3	3.8	5.1	15.7	0.0
	5.片足曲げて立つ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	6.膝立ち	0.0	13.9	0.0	0.0	5.8	0.0
	7.歩行か移動	31.6	29.1	31.7	30.6	37.5	45.2

注)各データは被験者3名の平均値, 単位は%

第3表 収穫時期別の作業姿勢評価と作業能率

収穫時期	樹形	OWAS法におけるACの割合(%)				作業時間 (秒/区画)	収穫果数 (個/区画)	1果当たりの 作業時間 (秒/個)
		AC1	AC2	AC3	AC4			
初期	主枝高設樹形	99.5	0.5	0.0	0.0	321.3	23.3	14.5
	慣行樹形	43.5	30.0	15.2	11.3	239.7	14.7	18.5
中期	主枝高設樹形	89.5	7.1	2.9	0.5	273.7	22.0	12.7
	慣行樹形	90.3	4.6	2.1	3.0	259.7	21.7	11.8
後期	主枝高設樹形	65.7	21.0	8.0	5.3	242.7	14.3	16.6
	慣行樹形	100.0	0.0	0.0	0.0	216.3	19.0	11.4

注)各データは被験者3名の平均値

慣行樹形ではAC3, AC4の割合は0%となったが, 主枝高設樹形ではAC3が8.0%, AC4が5.3%であった(第3表)。これらの結果は, 着果位置が低い場合, 中腰で背部を曲げる収穫姿勢が, 作業者の負担になっていることを示している。また, 主枝高設樹形は慣行樹形に比べて収穫初期の着果位置が高く, 収穫後期の着果位置が低い。そのため, 慣行樹形に比べて主枝高設樹形の収穫労働負荷は収穫初期では大幅に改善されるが, 収穫後期では逆転する。

1果当たりの作業時間は, 収穫中期では主枝高設樹形と慣行樹形に差はなかった。しかし, 収穫初期は主枝高設樹形, 収穫後期は慣行樹形の作業時間が短く, AC3, AC4の割合が多い場合に作業時間が大きくなった(第3表)。両樹形には収穫すべき成熟果数に差があったが, 果実間の移動距離は短く, この差が作業能率に影響したとは考え難い。すなわち, 収穫作業の能率は作業姿勢の影響を受け, 作業姿勢の改善により作業能率が向上したと考えられる。

以上から, 結果枝を垂下させるイチジク‘樹井ドーフイン’の主枝高設樹形では, 収穫初期の収穫労働負荷が改善され作業能率も向上する。イチジクの収穫初期は, 夏季の高温環境下での作業となるため, 収穫後期に比べ

て栽培者への負担が大きい。主枝高設樹形の導入は, 収穫初期の夏季高温時の作業負荷を減少させることから, 収穫後期に負担が逆転することがあっても気温の低下する時期であるため, イチジク栽培者の収穫労力の軽減には有効であると考えられる。

VI. 引用文献

- 1) 真野隆司・水田泰徳・伊東明子・磯部武志・細見彰洋・森口卓也(2012)。主枝高がイチジクの凍害発生に及ぼす影響。園学研11: 351-356。
- 2) Akihiro HOSOMI, Yuka MIWA and Takashi MANO (2013). Shoot growth and fruit production of ‘Masui Dauphine’ fig trees having high limb position with downward shoots. J. Japan. Soc. Hort. Sci. 82: 215-221.
- 3) 株本暉久編著(1996)。イチジク・栽培から加工・売り方まで。農文協。東京。14。
- 4) Osmo Karhu, Pekka Kansil and Ilkka Kuorinka(1977). Correcting working postures in industry: A practical method for analysis. Applied Ergonomics. 8.4: 199-201.
- 5) 石川文武・菊池 豊(2002)。農業労働の計測・評価ガイドー1。生物系特定産業技術研究推進機構。26-41。

大阪府内のスギ・ヒノキ人工林における 間伐前後の光環境と下層植生の変化

上森真広・小林徹哉・辻野智之・幸田良介

I. はじめに

国内林業の低迷を背景とした育林施策不足により、スギ・ヒノキ人工林の公益的機能の低下が懸念されている。その対策として、国や都道府県の補助事業、治山事業などの公的関与によって、間伐や低コスト造林などの森林整備が実施されている¹⁾。大阪府では、平成19年に「放置森林対策行動計画」を策定し、「林齢55年以下で、過去10年以上間伐などの手入れがされていない、あるいは間伐が遅れて林内が暗く、土壌の流出などが見られる人工林」を対象として、間伐を推進している²⁾。

しかし、間伐が都市近郊の人工林の下層植生に与える影響についての知見は、京都市近郊での報告³⁾などに限られ、全国的に事例が不足している。そこで、平成25年度府営林整備事業で間伐が行われた大阪府河内長野市のスギ・ヒノキ人工林を対象として、間伐前後の林内の光環境や下層植生の変化について調査したので報告する。

II. 調査地および調査方法

1. 調査地

大阪府河内長野市清水の府営林（北緯34度24.3分，東経135度34.5分，標高240 m~330 m）を調査地とした。調査地は15年生~50年生のスギ・ヒノキから構成され、スギは谷部にわずかにみられる程度で、ヒノキが優占していた。また、調査地に隣接する尾根部にコナラなどからなる広葉樹がみられた。調査地では2014年2月26日~27日に伐り捨て間伐（本数間伐率33%）が実施された。気象データは、近傍のアメダス観測所データを用いた。2011年~2013年までの平均気温は16.6℃（堺，調査地より19km北西），年間平均降水量は1629 mm（河内長野，調査地より4km北西）であった。

2. 調査方法

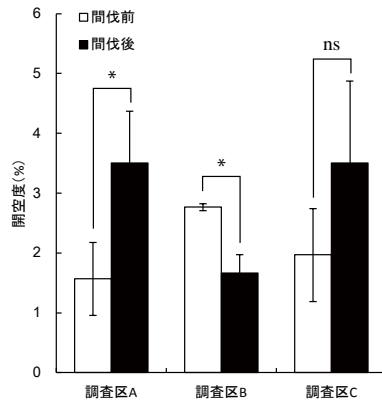
間伐前の2014年2月20日に調査地内の多様な環境を網羅できるように2 m×50 mの調査区A~Cを設定し、各調

査区内に5 mおきに2 m×2 mのコドラート（合計30箇所）を設置した。間伐前の下層植生を把握するため、各コドラート内に出現した維管束植物の種名を記録し、種ごとの被度を調べた。また、調査区内の光環境を把握するため、各調査区の両端および中間の3箇所（合計9箇所）で、全天空写真を撮影した。全天空写真は魚眼レンズ（Nikon社 Nikon Fisye-NIKK OR 8mm 1:28）を装着したデジタルカメラ（Nikon社 Nikon DIGITAL CAMERA D70）を用いて、各コドラートの中央付近で地上高約1 mから撮影した。撮影した画像データは、解析プログラム（CanopOn2, ver.2.03c, <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>）を用いて開空度を算出し、Welchのt検定を用いて比較した。間伐前後の下層植生、光環境を比較するため、同様の調査を間伐後の2014年10月21日に行った。

III. 結果および考察

間伐前後の開空度の変化を第1図に示す。開空度は間伐後に増加する傾向を示した。これは、既往の研究^{3,4)}と同様の結果であり、本調査においても、間伐により光環境が改善されたと考えられる。ただし、調査区Bでは間伐後の開空度が有意に減少した。これは、調査区Bでは、コナラなどの落葉広葉樹が近接しており、間伐前調査が落葉後、間伐後調査が落葉前の状態であり、間伐よりも広葉樹の展葉の方が、開空度に強く影響したことが考えられる。

間伐前後の木本、草本、シダの分類ごとの被度の合計値を第1表に示す。被度の合計値は、すべての調査区で間伐後に増加した。調査区Aでは、アラカシ、ヒサカキ、アオキ、ヤブムラサキ、シシガシラ、フモトシダ、ベニシダなどの被度が高かった。調査区Bでは、アオキ、ベニシダ、ヤマヤブソテツなどの被度が高かった。調査区Cは、元々下層植生が乏しかったが、間伐前に存在していたアオキ、ベニシダなどの被度が間伐後に増加していた。分類ごとの被度の合計値では、間伐後、木本とシダはよく増加したが、草本はほとんど増加しなかった。こ



第1図. 間伐前後の開空度の変化.

エラーバーは標準偏差. *は $p < 0.05$ で有意差があることを, nsは有意差がないことを示す (Welchの t 検定).

第1表 間伐前後の被度の合計値

分類	調査区A		調査区B		調査区C	
	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後
木本(%)	193	311	49	83	34	63
草本(%)	2	6	1	4	0	0
シダ(%)	61	176	39	142	13	49
合計	256	493	89	229	47	112

40 m²当りの値を示す.

第2表 間伐前後の出現種数

分類	調査区A		調査区B		調査区C	
	実施前	実施後	実施前	実施後	実施前	実施後
木本	8	19	7	13	3	6
草本	3	5	3	5	0	1
シダ	7	7	8	9	3	4
合計	18	31	18	27	6	11

40 m²当りの値を示す.

れは、木本、シダでは間伐前から林床に存在していた個体があり、間伐による光環境の改善によって、それらの生長が促進されたためだと考えられる。

間伐前後の出現種数は第2表に示すとおりで、すべての調査区で間伐後に増加した。調査区A, Bではイロハモミジ、ケヤキ、コナラなどの高木性木本が新たに発生していた。これは、調査区A, Bに近接する広葉樹から種子供給があったことによると考えられる。調査区Cでは、代表的な先駆種であるアカメガシワ、ヤマウルシ⁵⁾がみられ、光環境の改善効果が示唆された。以上から、各調査区の下層植生は被度、種数ともに間伐後に増加しており、間伐による林内の光環境の改善により下層植生が回復したものと考えられる。

横井⁶⁾は、今回と条件に近い本数間伐率30%前後で間伐したヒノキ人工林を調査し、間伐後の下層植生の被度は調査地により様々であり、被度が小さいままの調査地があったことが示している。その理由として、被度が小さ

かった調査地は間伐時に無植被かそれに近い状態であったことを挙げ、下層植生が衰退する前に間伐を行うことが重要であるとしている。

今回の調査地では、間伐前の被度の合計値は調査区Aが最も高く、続いて調査区B、調査区Cの順であった。間伐前後における被度の合計値の増加量は、調査区Aで237%、調査区Bで130%、調査区Cで65%となって、間伐前の被度が高い調査区ほど増加量が大きく、下層植生が衰退する前に間伐を行う重要性を支持していた。また、今回の調査地では、近接する広葉樹からの種子供給があったことが下層植生の回復に有利に働いた可能性も考えられた。今後も下層植生のモニタリングを継続し、間伐によって回復した下層植生の消長などを明らかにしていきたい。

IV. 引用文献

- 1) 林野庁 (2013). 平成25年版森林・林業白書. 一般財団法人農林統計協会, 東京, 84-90 pp, 119 pp.
- 2) 大阪府 (2007). 放置森林対策行動計画. 大阪府, 1 pp. <http://www.pref.osaka.lg.jp/attach/217/00011595/honbun.pdf>
- 3) 伊東宏樹 (2006). 京都近郊のスギ人工林における間伐後の下層植生. 森林応用研究 15:83-85.
- 4) 竹内郁雄・伊東宏樹・清野嘉之 (2002). スギ林の間伐による開空度の変化. 森林応用研究 11-1:13-16.
- 5) 酒井敦・佐藤重穂 (2005). 先駆性樹木7種の開化結実フェノロジーと5年間の結実年変動. 森林応用研究 14:95-99
- 6) 横井秀一・井川原弘・渡邊仁志 (2008). 間伐後3~5年が経過したヒノキ人工林の下層植生. 岐阜県森林研研報 37:17-22.

appendix 第1表 間伐前後の出現種の被度の合計値

和名	学名	分類	調査区A		調査区B		調査区C	
			間伐前	間伐後	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i>	高木						+
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	高木	19	52	1	4	4	8
イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	高木		+				
カヤ	<i>Torreya nucifera</i>	高木			+			
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i>	高木	+	+				
ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	高木		+		+		
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	高木		+		+		
ヤマザクラ	<i>Cerasus jamasakura</i>	高木				+		
エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	垂高木		+				
サカキ	<i>Cleyera japonica</i>	垂高木	2	3			20	20
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i>	垂高木	60	97	+	+		
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	垂高木		12				
アオキ	<i>Aucuba japonica</i>	低木	83	82	39	69	10	31
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i>	低木	1	2	2	3		
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i>	低木		3				
テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i>	低木					+	
ナンテン	<i>Nandina domestica</i>	低木		+				
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i>	低木			6	4		
ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa var. heterophylla</i>	低木		+				
ハギ科sp*	<i>Lespedeza sp.</i>	低木					+	
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	低木	25	18			+	
ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i>	低木		31				
ヤマウルシ	<i>Toxicodendron sp.</i>	低木						+
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i>	垂低木	3	10	1	2		4
サネカズラ	<i>Kadsura japonica</i>	つる性木本		1				
フジ	<i>Wisteria floribunda</i>	つる性木本		+		1		
イネ科sp*	<i>Poaceae sp.</i>	草本	+	2	1	1		
コ克蘭	<i>Liparis nervosa</i>	草本					+	
スミレ科sp*	<i>Viola sp.</i>	草本		+	+	+		
チジミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	草本		1			+	+
ネザサ	<i>Pleioblastus chino var. vaginatus</i>	草本	+	+				
ユリ科sp*	<i>Lilium sp.</i>	草本	2	3	+	3		
イノデ	<i>Polystichum polyblepharon</i>	シダ			2	9		
イワガネゼンマイ	<i>Coniogramme intermedia Hieron</i>	シダ	1	3	+	+		
ウラジロ	<i>Gleichenia japonica</i>	シダ	6	14				
キジノオシダ	<i>Plagiogyriaceae sp</i>	シダ			2	10		
コシダ	<i>Dicranopteris linearis</i>	シダ	3	3				
シシガシラ	<i>Blechnum nipponicum</i>	シダ	11	31	1	2		
シダ科sp*	<i>Diaphanosoma sp.</i>	シダ					+	+
トウゲシバ	<i>Huperzia serrata</i>	シダ	+	+				
ハカタシダ	<i>Arachniodes simplicior</i>	シダ			2	4	2	5
フモトシダ	<i>Microlepia marginata</i>	シダ	6	37	3	22	+	8
ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i>	シダ	34	88	19	71	11	36
ヤマヤブノテツ	<i>Cyrtomium fortunei var. clivicola</i>	シダ			10	24		
木本合計			193	311	49	83	34	63
草本合計			2	6	1	4	0	0
シダ合計			61	176	39	142	13	49
合計			256	493	89	229	47	112

単位は%, 40 m²当たりの値を示す。*は個体が小さく種同定が困難だったため科の分類に留めた。+は被度1%未満を示す。

平成26年度

大阪府立環境農林水産総合研究所研究報告編集幹事

<編集幹事長> 松下 美 郎
<編集幹事> 奥 田 毅
藤 谷 泰 裕
高 浦 裕 司
日下部 敬 之
森 達 摩

大阪府立環境農林水産総合研究所研究報告 第2号

平成27年3月31日発行

発行 地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所

〒583-0864 羽曳野市尺度442

TEL 072-958-6551

FAX 072-956-7684

<http://www.epcc.pref.osaka.jp/reaf/>

編集 経営企画室 企画G

**BULLETIN OF
RESEARCH INSTITUTE OF ENVIRONMENT, AGRICULTURE AND FISHERIES, OSAKA PREFECTURE**

CONTENTS

[Review]

Outbreak and control of the migratory locust, *Locusta migratoria*

..... Hiroshi TANAKA 1

[Originals]

Large-scale distribution of bark-stripping damage by dika deer in the sugi cedar and hinoki cypress plantation forests

..... Ryosuke KODA, Tetsuya KOBAYASHI, Tomoyuki TSUJINO
and Tomoyoshi ISHIHARA 9

[Brief Reports]

Proper work posture of fig harvesting by undergoing high limb tree training with downward shoots

..... Shinya MORIKAWA, Yuka MIWA and Akihiro HOSOMI 14

Changes in light condition and undergrowth after thinning in a conifer plantation forest

(*Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtuse*) in Osaka prefecture

..... Masahiro KAMIMORI, Tetsuya KOBAYASHI,
Tomoyuki TSUJINO and Ryosuke KODA 16