



重要生態系監視地域モニタリング推進事業
(モニタリングサイト 1000) 森林・草原調査
第2期とりまとめ解析報告書



環境省 自然環境局

生物多様性センター
Biodiversity Center of Japan

はじめに

重要生態系監視地域モニタリング推進事業（以下、「モニタリングサイト 1000」という）は、平成 14 年 3 月に地球環境保全に関する関係閣僚会議にて決定された「新（第二次）生物多様性国家戦略」に依拠して、平成 15 年度から開始した。平成 24 年 9 月に策定された「生物多様性国家戦略 2012－2020 ～豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ」においても、重点的に取り組むべき施策の基本戦略の中で、また、愛知目標の達成をはじめとする、わが国の生物多様性の保全と持続可能な利用に関する行動計画の中で、国土の自然環境データの充実と継続的な更新によって科学的基盤を強化し、政策に結びつけるために、モニタリングサイト 1000 の実施があげられている。

本事業は、全国の様々なタイプの生態系（高山帯、森林・草原、里地里山、湖沼・湿原、砂浜、磯、干潟、アマモ場、藻場、サンゴ礁、島嶼）に 1000 ヶ所程度の調査サイトを設置し、100 年以上を目標として長期継続してモニタリングすることにより、生物種の減少など、生態系の異変をいち早く捉え、迅速かつ適切な生態系および生物多様性の保全施策につなげることを目的としている。5 年を 1 サイクルとし、平成 15～19 年度（第 1 期）を調査設計、調査サイト選定、調査体制の構築、調査試行のための期間として位置づけ、平成 20 年度（第 2 期）から本格調査を実施している。また、平成 20 年 12 月にモニタリングサイト 1000 推進検討委員会を開催し、平成 21 年 3 月には、今後 5 年間の達成目標と具体的な活動計画を第 2 期行動計画として定めた。

モニタリングサイト 1000 全体の調査設計は、生態系タイプ毎に定量性・継続性に留意して指標生物群を選定、調査方法を決定し、その定量的な評価により生物多様性および生態系機能の状態を把握するものである。調査の実施に当たっては、関係する研究者や地域の専門家、NPO、市民ボランティア等、多様な主体の参加を得ており、このことは、調査の継続性を強化すると共に、迅速かつ精度の高い情報の収集および利用を可能にしている。収集された情報は、蓄積・管理し、専用のホームページを通じて広く一般に公開することにより、国はもちろん、地方自治体、NPO、市民ボランティア、研究者、学校などにおいて幅広く活用されることを期待している。

森林生態系および草原生態系は、大気降下物、病虫害、気候変動による気温上昇や大型台風の頻発化など、様々な影響を受け変化するであろうといわれている。特に地球温暖化の影響については、森林植生帯や生物等の分布域・種組成の変化、炭素蓄積機能の変化が懸念されており、森林の生態系機能や生態系サービスの低下を招くおそれがある。これらの影響は、短期的には捉えにくいものも多いため、森林および草原生態系を超長期的にモニタリングしていくことが重要である。

モニタリングサイト 1000 森林・草原調査では、以上の認識のもと、指標生物群として樹

木、地表徘徊性甲虫および鳥類を選定し、樹種、胸高周囲長、落葉・落枝量、落下した種子等の量、地表徘徊性甲虫および鳥類の種数と個体数について、平成 16 年度からモニタリングを開始している。

調査サイトは、コアサイト（毎年、全調査項目を実施）、準コアサイト（5 年に 1 度、樹種、胸高周囲長、鳥類調査を実施）、一般サイト（5 年に 1 度、鳥類調査等を実施）の 3 種類があり、調査頻度や調査項目に強弱を付けて実施している。

第 1 期において、コアサイトおよび準コアサイトは自然性の高い森林生態系を対象とし、研究機関や国際的なモニタリングネットワークとの連携に留意し、コアサイトを 18 サイト、準コアサイトを 19 サイトの合計 37 サイトが設置されていた。第 2 期においては、コアサイトが 2 サイト、準コアサイトが 9 サイト増加し、合計 48 サイトとなった。これらのコアサイトおよび準コアサイトでは総合的で詳細な調査を行い、指標生物群間の関係性に留意して、生じた変化の関係性や影響要因の検討を目指している。

また、一般サイトは第 1 期に森林生態系に 253 サイト、草原生態系に 53 サイト、合計 306 サイトが設置されていた。第 2 期には森林生態系が 345 サイト、草原生態系が 74 サイト、合計 419 サイトとサイト数を増やし、市民ボランティアによる協力体制が整っている鳥類群集の全国的な動向を把握した。一般サイトでは、移動性の高い種群の分布変化をはじめ、さらに広域多地点の異変を捉えることを目指している。

本報告書は、森林および草原生態系において、第 1 期および第 2 期に実施したモニタリングサイト 1000 の調査結果を総合的に取りまとめたものである。前述した将来的に予想される森林生態系および草原生態系の変化を把握していくため、毎年調査を実施しているコアサイトについては平成 16 年度から平成 24 年度の 9 年間に取得されたデータによる森林生態系の全国的な地理的傾向や経年的な変化を、5 年に 1 度調査を実施している準コアサイトおよび一般サイトについては、第 1 期と第 2 期の比較を中心に記述した。具体的には、1 章において指標生物群としての樹木、地表徘徊性甲虫、鳥類の生態系における役割と指標性について記述し、2 章において、第 1 期から第 2 期を通じて様々な森林・草原生態系にサイトが配置されたことを示し、3 章で調査手法、4 章では森林・草原生態系への影響要因として、生物多様性国家戦略で示された「生物多様性の 4 つの危機」と調査結果を対応させて取りまとめる観点から解析方針を示した。5 章では過去 9 年間のデータを用いた解析結果を示し、6 章では解析結果を「生物多様性の 4 つの危機」と対応させながら考察を行った。さらに、7 章では第 1 期調査取りまとめに際して整理されていた、第 2 期調査の課題と展望を踏まえ、第 2 期事業における本調査の成果および第 3 期に向けた本事業の課題と進め方についてまとめた。

本調査の実施にあたっては、各サイトにおけるサイト代表者および調査員の皆様、検討委員および解析ワーキング・グループ委員の皆様に多大なご尽力をいただいた。ここに厚く御礼申し上げる。

平成 27 年 環境省自然環境局生物多様性センター

目 次

はじめに	
要 約.....	i
Summary.....	xvii
1. 森林・草原生態系の指標生物群.....	1
(1) 樹木.....	1
(2) 地表徘徊性甲虫.....	2
(3) 鳥類.....	3
2. サイト配置状況.....	5
2. 1. コア・準コアサイト配置状況.....	5
2. 2. 一般サイト配置状況.....	13
3. 調査方法.....	15
3. 1. コア・準コアサイト調査方法.....	15
3. 2. 一般サイト調査方法.....	18
4. 森林・草原生態系の課題と解析の方向性.....	23
4. 1. 生物多様性の4つの危機とモニタリングサイト1000.....	23
(1) 生物多様性の4つの危機	23
(2) モニタリングサイト1000の目的.....	24
(3) 統一的な手法による長期・広域・多地点観測の必要性.....	24
4. 2. 日本の森林・草原生態系の状況.....	25
(1) 人間の利用による植生の変化<第1の危機>.....	25
(2) 人間の働きかけの縮小・撤退による森林・草原の変化<第2の危機>.....	29
(3) 外来種の侵入による影響<第3の危機>.....	34
(4) 気候変動による森林への影響<第4の危機>.....	34
4. 3. 解析の方向性.....	40
(1) 気候変動<第4の危機>.....	42
(2) 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退による 生物間相互作用の変化<第2の危機>.....	44
(3) 外来種<第3の危機>.....	44
5. 森林・草原生態系の変化状況.....	48
5. 1. 気候変動.....	48
(1) 動植物分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大.....	49
(2) 生物の成長量、個体数・種数の変化.....	89
(3) 炭素循環の変化.....	118

(4) 生物の季節性・生育期間の変化.....	128
(5) 種子生産量の変化.....	132
5. 2. 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退に伴う生物間相互作用の変化.....	143
(1) 病虫害の発生状況の変化.....	144
(2) シカの密度増加.....	158
(3) 草原の樹林化.....	174
5. 3. 外来種.....	182
(1) 森林・草原への外来種の侵入.....	182
6. 総括.....	192
(1) 気候変動等による影響.....	192
(2) 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退に伴う 生物間相互作用の変化による影響.....	194
(3) 外来種による影響.....	196
7. 第3期に向けた課題と方針.....	198
(1) サイト配置および調査手法の改善.....	198
(2) 持続可能な調査体制.....	200
(3) 情報の共有・管理および発信.....	201
(4) 結果の保全施策への活用.....	204
(5) 国際的枠組みとの連携.....	206
8. 参考情報.....	208
8. 1. 成果の公開状況.....	208
8. 2. 解析のために用いた各種鳥類の生態情報.....	215
8. 3. 調査体制.....	219

要 約

1. 森林・草原生態系の指標生物群

モニタリングサイト 1000 森林・草原調査では、森林・草原生態系の変化を把握するため、指標となる生物群として、樹木、地表徘徊性甲虫および鳥類を選定した（図1）。樹木は、森林の主要な生産者であり、森林生態系の炭素循環において大きな役割を果たすとともに、様々な生物に生息環境や餌資源を提供している。そのため、樹木の変化は、森林生態系の機能や広範囲の生物の多様性へ影響を与える。また、樹木は自ら移動できず、寿命が長いため、直径成長量、死亡率や種子生産量の変化が地球温暖化等の長期的環境変化の指標となると考えられる。地表徘徊性甲虫の多くは、分解系の中で腐食連鎖の上位捕食者としての機能を持つ。これらの甲虫は移動分散能力が低く、寿命が短い。そのため、個体数や種組成の変化が、短期的な環境変化、特に土壌環境の変化の指標になると期待される。鳥類は、猛禽類から昆虫食鳥類、種子食鳥類まで、依存している餌資源が多様である。移動能力が高く、個体の生息範囲が樹木や甲虫類と比べ格段に大きい。そのため、個体数、種組成、分布域の変化が、気候変動や第1、第2の危機による広域的な環境変化の指標となると考えられる。全体として、一次生産、高次生産、分解などの生態系全体の変化や、短期および長期の変化が広域的に把握できるように設計されている。

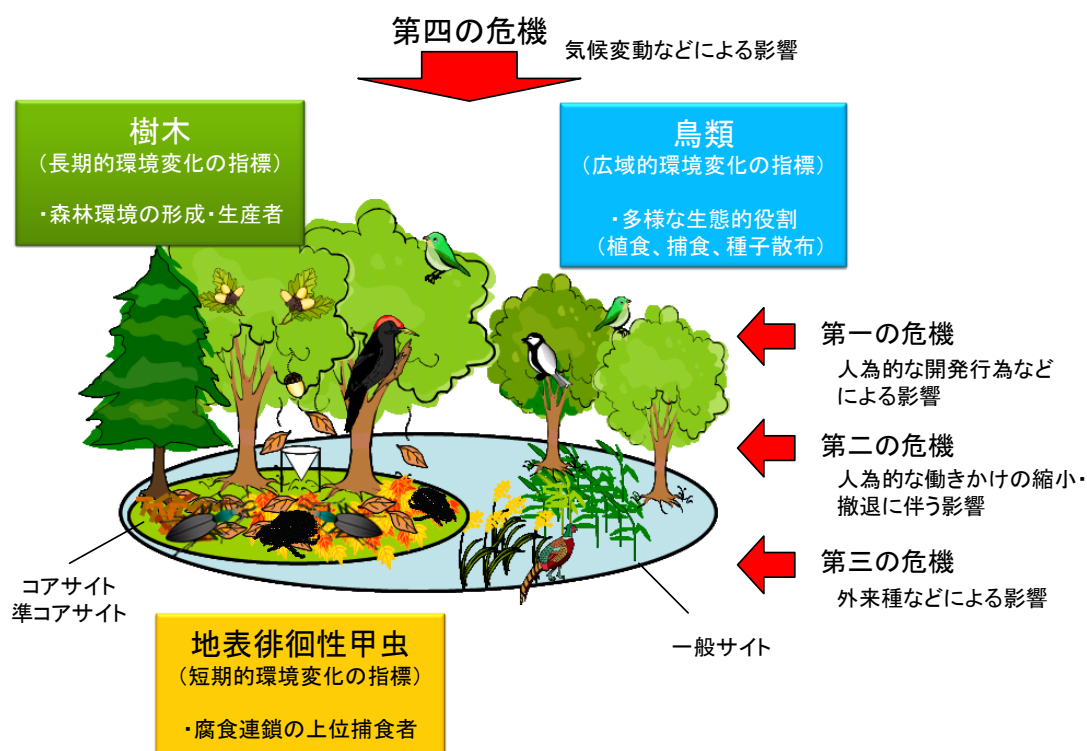


図1 森林・草原調査の指標生物群。指標性と生態系における役割。

2. サイト配置状況

コアサイト、準コアサイト、一般サイトの3種類を設け、調査項目や調査頻度に差を付けて実施した。コアサイトおよび準コアサイトは指標生物群間の関係性に留意し、生じた変化の関係性や影響要因の検討を目指している。そのため、自然性の高い森林生態系を対象とし、研究機関や国際的なモニタリングネットワーク（国際長期生態学研究ネットワーク（ILTER: International Long-Term Ecological Research Network））等との連携に留意して、コアサイト20箇所、準コアサイト28箇所の、計48サイトを設置した（図2）。一般サイトは、移動性の高い鳥類の分布の変化をはじめ、さらに広域多地点の異変を捉えることを目指しており、森林および草原生態系に計419サイトを設置した（図3）。

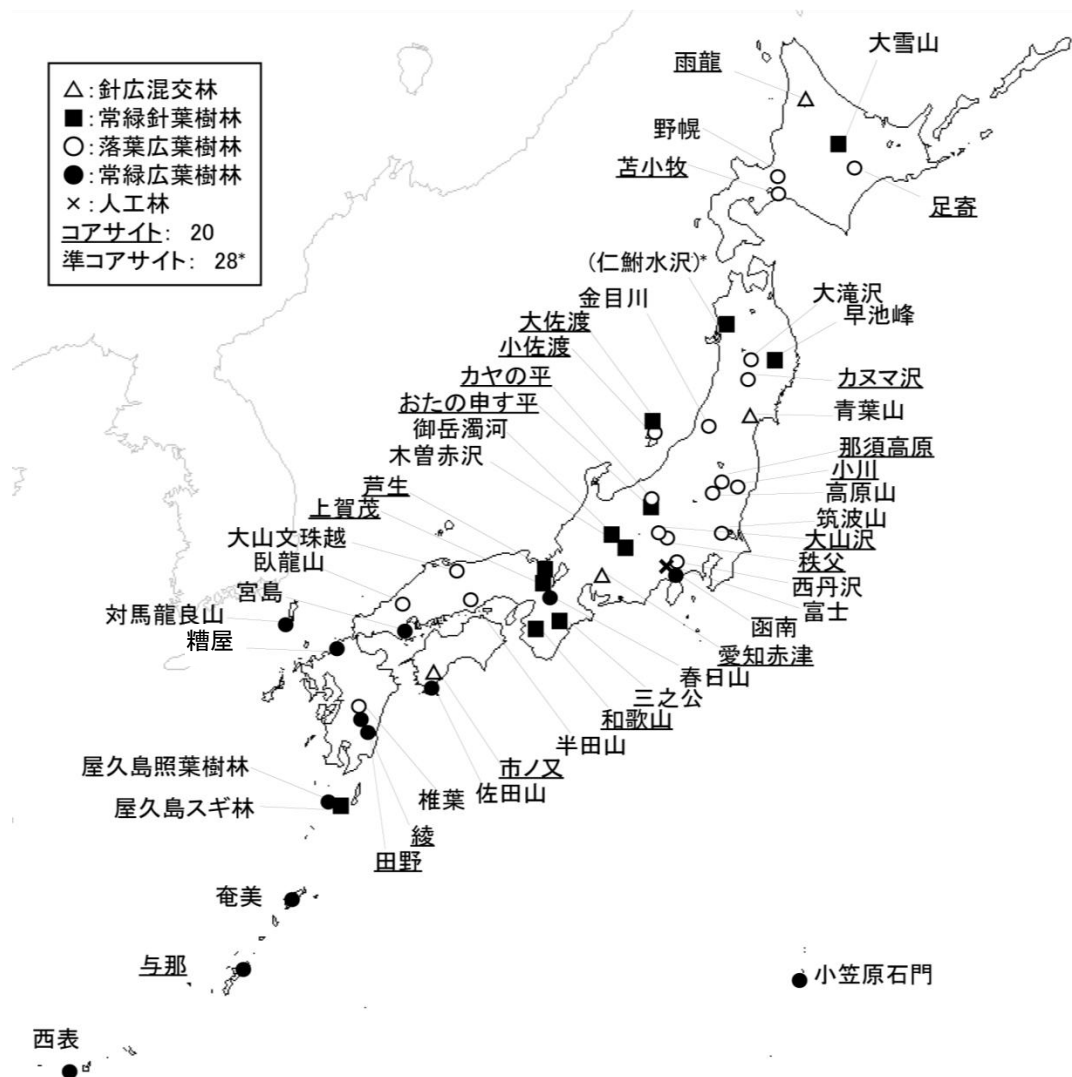


図2 第2期におけるモニタリングサイト1000 森林・草原調査のコアサイト・準コアサイト。

複数調査区がある場合は毎年調査している調査区の森林タイプを表示している。

* 仁鮎水沢は2010年度で調査を終了した。

3. 調査方法

毎木調査、落葉落枝・落下種子調査、地表徘徊性甲虫調査、鳥類調査を行った。コアサイトでは毎年、全調査項目を実施し、準コアサイトでは5年に1度、毎木調査および鳥類調査を実施した。一般サイトでは、市民調査員による協力体制のもと、鳥類調査等を5年に1度実施した。

4. 森林・草原生態系の課題と解析の方向性

現在、様々な環境条件の変化に晒されている日本の森林の現状とその動向を把握するため、“生物多様性の4つの危機”との関係を整理した上で、各項目について解析を行った。まず20世紀初頭から世界中で進行し、地球上の全ての生物と環境に影響を及ぼす可能性のある気候変動の影響を解析した（第4の危機）。次に1960年代以降、日本の中山間地域で顕在化している、人による自然への働きかけの縮小・撤退による変化（第2の危機）について解析した。最後に、近年の定着や急速な分布拡大等による影響が増大している外来種による変化（第3の危機）に着目して解析した。

なお、開発や乱獲など人為の影響が要因となる第1の危機については、1950年代後半から現在まで森林の規模に大きな変化はないものの、自然性の高い森林の減少および森林の連続性の低下が生じているが、本事業の調査サイトが開発や伐採等の影響を受けにくい場所（大学の演習林、（独）森林総合研究所の試験地内等）を中心に設定しており、得られたデータから人為の影響による変化傾向を把握することは難しいため、関係する解析は行なっていない。

5. 森林・草原生態系の変化状況

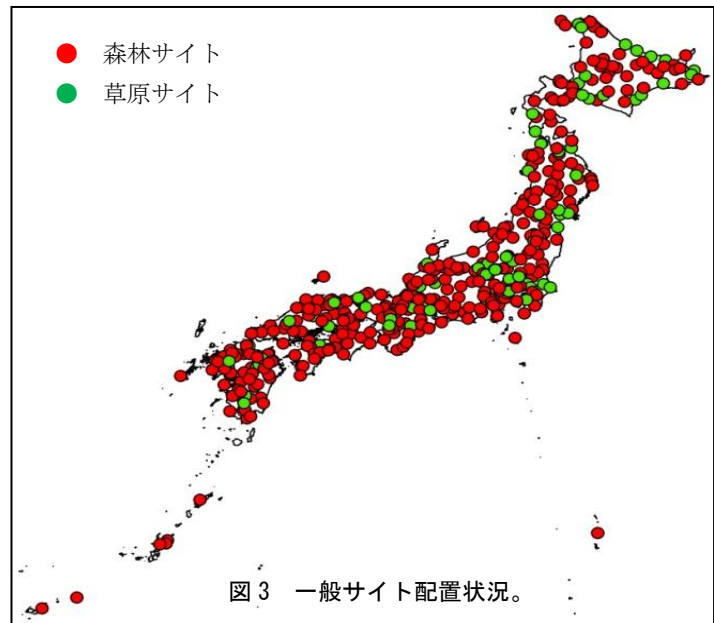
毎木調査の最新調査年（2012年）における全調査区の総幹数は63,257本、総種数は426種であり、この10年間では大きな変化は見られなかった。

ピットフォールトラップ調査では、第2期（2008～2012年）までに甲虫目316種以上、成虫56,627個体、幼虫3,142個体が捕獲された。そのうち、解析の対象とした地表徘徊性甲虫類（オサムシ科、シデムシ科、ハネカクシ科の大型地表性種、センチコガネ科）の成虫は153種以上、49,018個体であった。地表徘徊性甲虫類の総捕獲個体数の増減傾向は、調査区の林齢や地域によって異なっていた。

全国のコアサイトで記録された鳥の種数は、繁殖期では80～82種と年によりほとんど差がなかった。越冬期は50～57種と繁殖期よりは年による差があったが、差は小さかった。個体数は繁殖期では1,198～1,242羽と大きな変化はなかったが、越冬期は714～926羽と年により変動していたが、一定方向への増減は見られなかった。

一般サイトでは調査サイト数が第2期に入って増えたため、第1期（2003～2007年）と共通する森林サイトで記録された鳥の種数を比較すると、繁殖期は152種から164種と微増、越冬期は139種から131種と微減であり、大きな変化は見られなかった。なお、草原サイトは第2期に新規サイトの配置が進んだため比較はできなかった。

森林・草原における変化を、分析した影響要因ごとに整理した。



(1) 気候変動等による影響

この10年間で、樹木の死亡率、現存量等に大きな影響を与えた要素は、気温の変化よりも、台風等の攪乱であることが確認された。気候変動の結果、日本における台風の強度が増大すれば、これらによるダメージや回復の過程に関する観測がより重要なものとなる。

樹木の種類組成の変化として、冷温帯（落葉樹林帯）と暖温帯（常緑樹林帯）の境界付近で、相対的に落葉広葉樹が減少し常緑広葉樹が増加する傾向が見られた。

地表徘徊性甲虫では、冷涼な成熟林で個体数が減少し、二次林・人工林で増加する傾向が見られ、林床環境の変化や気温の変化との関係が示唆された。また、降雪パターンの変化が林床の炭素蓄積に影響を及ぼす可能性が認められた。引き続き林床環境の変化、気温の上昇、積雪の変化との関係を追跡することで、分解系の動向を把握することができる。

森林性鳥類では、繁殖期に藪で採食する種が減少し、越冬期では樹幹・樹上を利用する種が増加する傾向が見られた。これが一定の傾向なのか、年変動の範囲内であるかは、今後確認する必要がある。

生物季節に着目すると、温暖化の影響により、秋の落葉・種子の落下が遅くなり、常緑樹林での春の開葉・落葉が早まる傾向が見られた。また、鳥類のさえずりの開始が早くなる傾向が見られた。

1) 動植物分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

① 樹木の加入率、死亡率および個体数変化と気温との関係

群集動態の指標パラメータである死亡率は台風などの攪乱因子の影響を強く受けていることが確認された（図4）。また、この10年間の各調査区の樹木群集動態において、気温や降水量の気象環境因子の影響は確認されなかった。

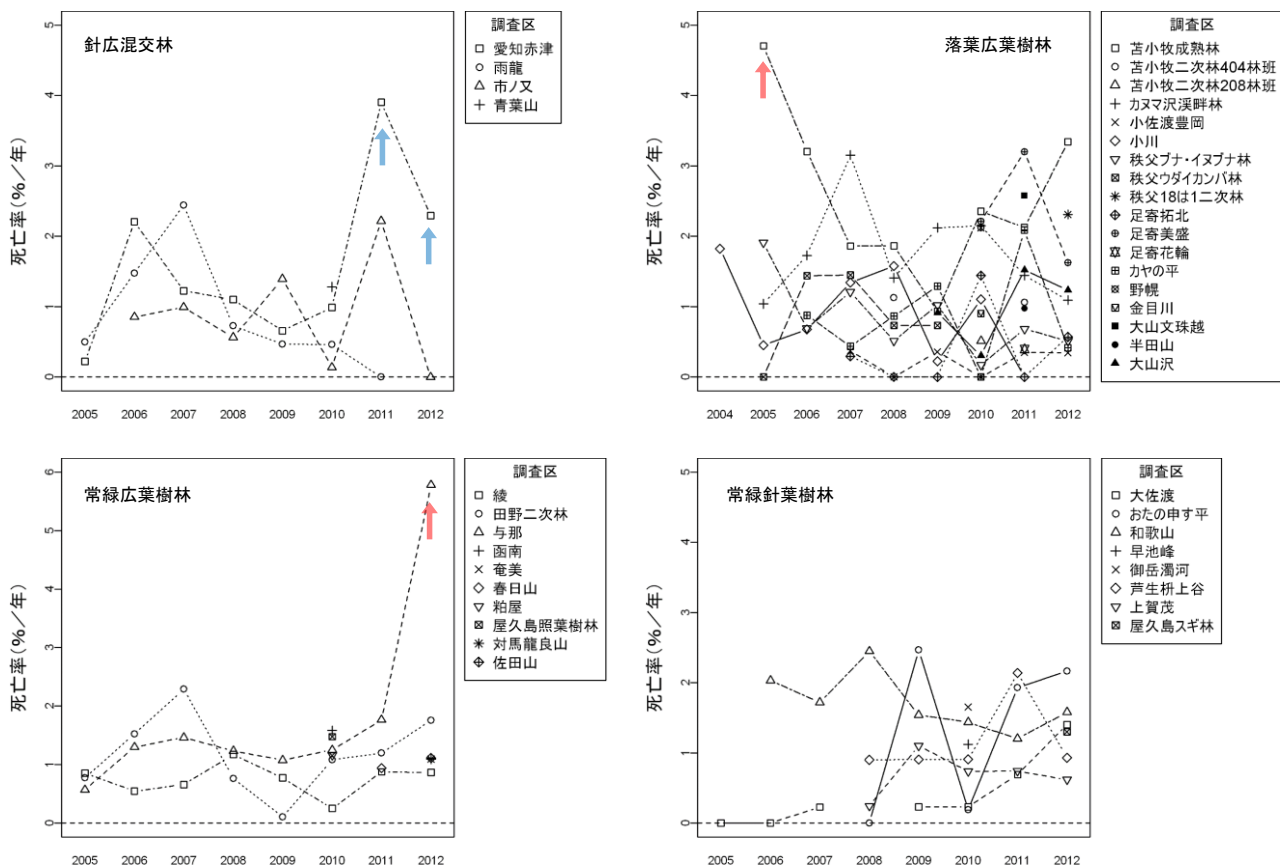


図4 各調査区の樹木の死亡率の変化。死亡率は胸高周囲長 31.4cm 以上の幹本数を基に算出。青矢印はナラ枯れ（愛知赤津 2011・2012 年度）、赤矢印は台風攪乱（苦小牧 2005 年度、与那 2012 年度）による影響を示す。

②サイトごとの種組成変化（優占度・相対頻度の変化）

樹木の種組成は、暖温帯から冷温帯の境界付近にある森林で、相対的に落葉広葉樹が減少し常緑広葉樹が増加する傾向が見られたが（図5）、気温上昇の影響であるかは、現時点では明確でなかった。

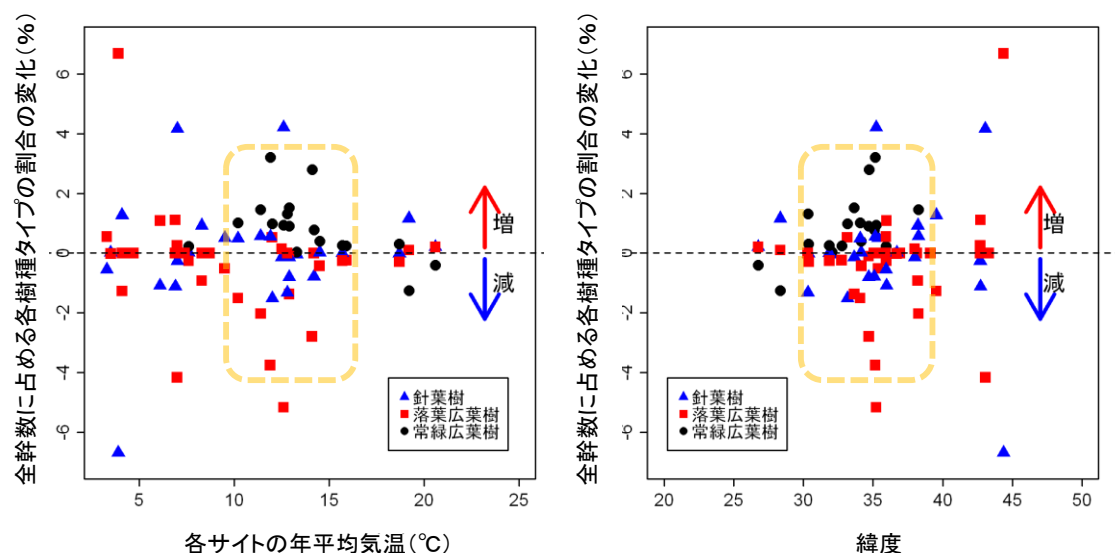


図5 各サイトの年平均気温(左図)・緯度(右図)と樹種タイプの割合の変化。樹種タイプの割合の変化は、全幹数に占める割合を基に算出した。黄色枠内の森林では、常緑広葉樹が増加・落葉広葉樹が減少する傾向にある。

③地表徘徊性甲虫の広域分布種の個体数変化状況

広域分布種について、過去8年間の捕獲数変化の傾向を解析し、温暖化に伴う分布域変化の兆候（温暖な地域での個体群縮小、寒冷な地域での個体群拡大）が見られるかを確認した。その結果、分布域中の最も温暖な地域で捕獲数の減少傾向が見られた種はなく、最も寒冷な地域での増加傾向は1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）のみ見られた。

広域分布種について、各年の気温とその翌年の捕獲数との関係を解析し、今後全国的な気温上昇が起こった際に分布域の変化の兆候が捉えやすいと思われる種を探索した。その結果、分布域中の最も温暖な地域において、気温が高い年ほど翌年の捕獲数が少ない傾向を示す種が3種（キタクロナガオサムシ、クロツヤヒラタゴミムシ、センチコガネ）見つかった。これらの種では、今後全国的な気温上昇が起こった際に、温暖な地域での個体数減少が捉えやすいと考えられる。一方、分布域中の最も寒冷な地域で、気温が高い年ほど翌年の捕獲数が多い、すなわち温暖化に際して寒冷な地域での個体数増加を捉えやすいと思われる種が1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）見つかった。

2）生物の成長量、個体数・種数の変化

①樹木の単年あたりの成長量と気温との関係

広域に分布する樹種について年間肥大成長と各調査区の年平均気温の関係を解析した結果、樹種によっては地理的に暖かい場所ほど肥大成長が大きい傾向が確認された。このことから、今後気温が上昇する場合、これらの樹種の肥大成長は増加する可能性が示唆される。

②地表徘徊性甲虫の個体数変化とリター供給量、林床環境、気象との関係

地表徘徊性甲虫類の捕獲数の変化傾向は、林齢や地域によって異なっていた。

高齢林（成熟林、高齢二次林）では、冷涼な地域で地表徘徊性甲虫類の総捕獲数が減少傾向にあったが、温暖な地域では一定の変化傾向が見られなかった。分類群別の増減傾向を見ると、高齢林では全国的にオサムシ属と *Pterostichus* 属 が減少傾向にあり、温暖な地域の高齢林では *Synuchus* 属が増加傾向にあった。温暖な地域を中心とする *Synuchus* 属の増加は、林床植生被

度の低下や気温の変化が影響していることが示唆された（図6）。

一方、若齢林（二次林、人工林）では、全国的に地表徘徊性甲虫類の総捕獲数が増加する傾向を示し、とくにオサムシ属と *Synuchus* 属が増加傾向にあった。若齢林における地表徘徊性甲虫類の増加は、森林の発達に伴う堆積落葉層の発達によってもたらされた可能性が示唆された。

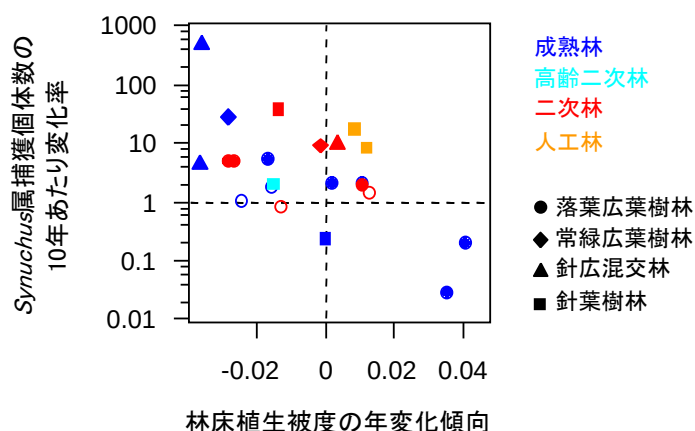


図6 *Synuchus* 属の捕獲個体数の年変化傾向（2005～2012 年の増減傾向）と、林床植生被度の年変化傾向との関係。白抜きは、捕獲個体数に有意な増減傾向がない調査区を示す（尤度比検定、 $P > 0.05$ ）。

③鳥類の個体数・種数の過去との比較による変化の検出

一般サイトでは、気候変動による影響を、第1期、第2期の繁殖期と越冬期の分布の比較で行った。森林性鳥類では、分布の大きな変化は認められなかった。なお、越冬期の分布で沢沿いの水辺を主要な生息環境とするミソサザイで北海道に記録数が増えていたこと、また、気象庁のデータから、道東地域の真冬日の日数はこの20年で7日から14日程度減少していることから、河川の凍結の状況の変化の可能性が示唆された（図7）。

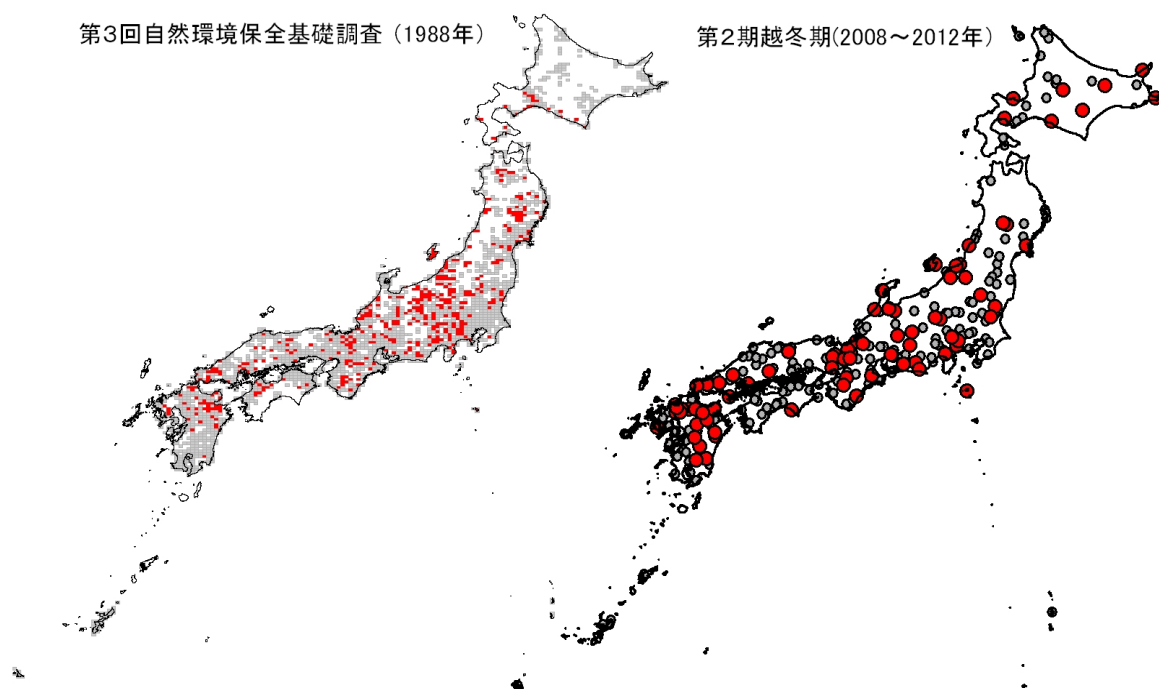


図7 ミソサザイの分布変化（越冬期）。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。第3回自然環境保全基礎調査では、分布情報は3次メッシュ（約1km四方）単位で収集され、分布図は2次メッシュ（約10km四方）単位で表示されている。モニタリングサイト1000では、分布情報はサイト単位の地点情報で表示されている。

3) 炭素循環の変化

①地上部バイオマス変化量

多くの調査区で地上部現存量は調査開始時から現在まで増加する傾向にあった。一方、幾つかの調査区でみられた地上部現存量の減少には台風やナラ枯れの攪乱因子が大きく影響していた。また、各調査区の地上部現存量の年間増加率と年平均気温の年変動の関係を解析した結果、多くの調査区では有意な関係は見られなかった。一方、幾つかの調査区では有意な正の相関があり、これらの調査区では今後気温上昇することで地上部炭素蓄積量が増加する可能性が示唆される。

②堆積落葉量の年変動とリター供給量、気象との関係

多雪地の森林では、冬季の降水量・降雪量が多い年ほど、翌夏の堆積落葉量が多い傾向が見られた(図8)。これは雪解けの遅れによって分解が遅れるためと推察され、降雪パターンの変化が林床の炭素蓄積に影響を及ぼす可能性が示唆された。

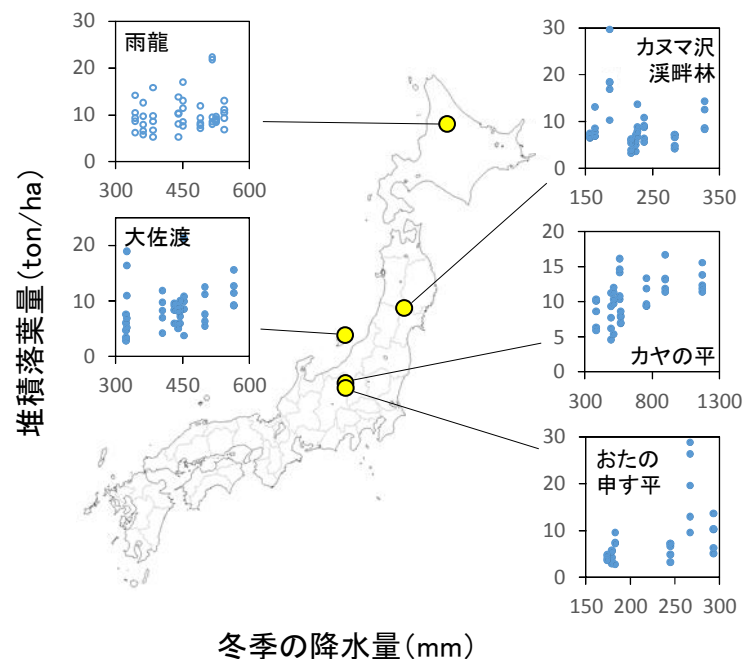


図8 多雪地における、各年の堆積落葉量(5月～9月)と冬季の降水量(前年12月～2月)との関係。年最大積雪深の平年値(1971～2000年の平均)が90cm以上の調査区を示す。白抜きは、有意な関係が見られない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

4) 生物の季節性・生育期間の変化

①落葉ピーク時期の年変動と気温との関係

温暖化によって亜高山帯・亜寒帯針葉樹林、冷温帯落葉広葉樹林、中間温帯林では秋季の落葉が遅くなる可能性(図9左)が、暖温帯常緑広葉樹林では春季の開葉・落葉が早まる可能性(図9右)が示唆された。

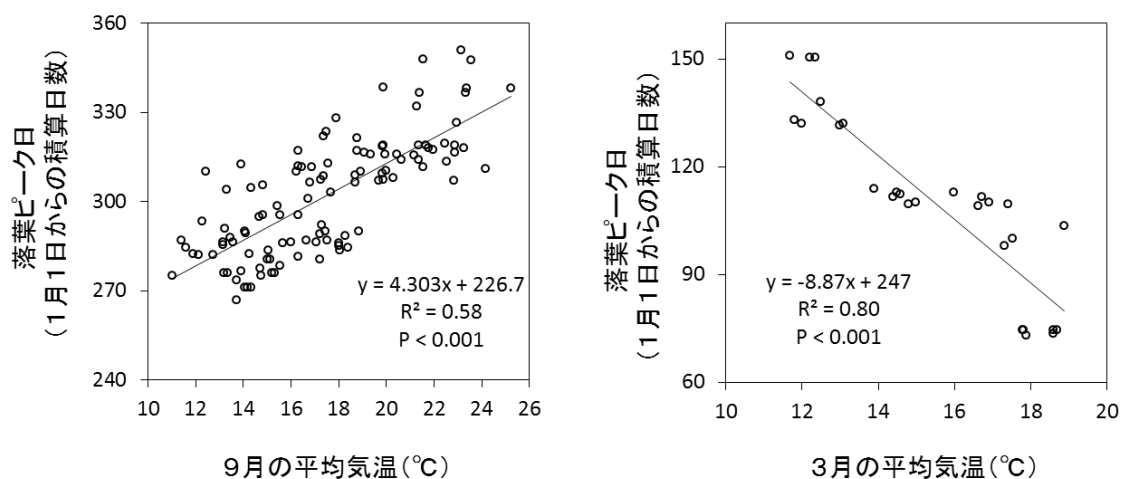


図 9 亜高山帯・亜寒帯針葉樹林、冷温帯落葉広葉樹林、中間温帯林における秋季の落葉ピーク日と9月の月平均気温の関係(左図)、および、暖温帯常緑広葉樹林における春季の落葉ピーク日と3月の月平均気温の関係(右図)。シンボルは各調査区・各年調査年のデータを示している。

②主要樹種の種子落下時期の年変動と気温の関係

温暖化によって種子落下の時期が遅くなる可能性が示唆された (図 10)。

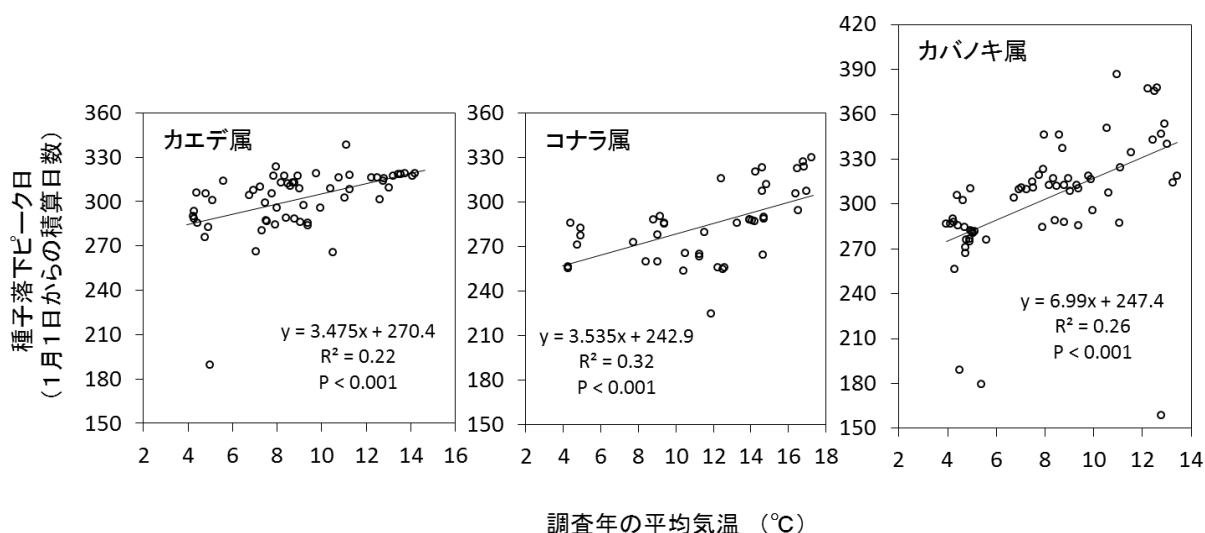


図 10 カエデ属(左図)、コナラ属(中央図)、カバノキ属(右図)の種子落下ピーク日と年平均気温の関係。シンボルは各調査区・各調査年のデータを示している。

③鳥類のさえずり頻度の季節変化、年変動

鳥の繁殖時期をモニタリングするために、IC レコーダを用いてさえずり頻度を記録する手法を開発した。各鳥類のさえずり開始時期と調査地の平均気温とのあいだには負の相関があり(図 11)、気温が高いほどさえずりの開始時期が早くなることがわかる。

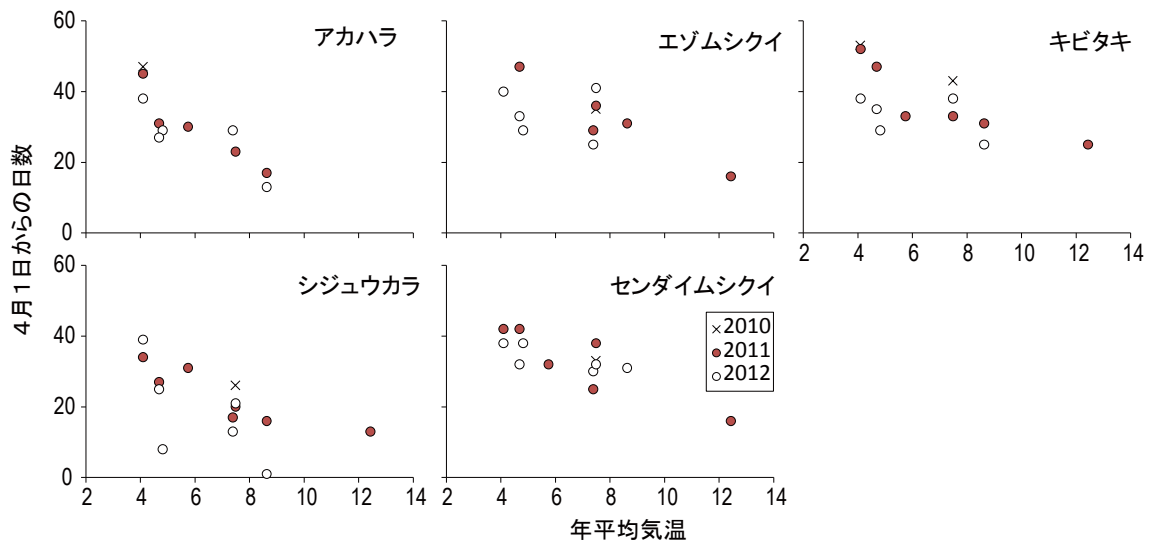


図 11 各鳥類のさえずりの初認日と調査地の平均気温との関係。

5) 種子生産量の変化

①主要樹種の種子生産量の年変動の地域間同調性

クマシデ属の4種の日本全体の種子生産量の豊凶は4種の間で同調している年があることが確認された(図12左)。地理的な同調性については、クマシデ属全体での種子生産量の豊凶は、全国的に同調している年があるものの、常に広域で同調しているわけではないことが示唆された(図12右)。また、コナラ属の落葉樹種の種子生産量の豊凶は、東日本と西日本で豊作・凶作の傾向が異なる、もしくは凶作が同調している年があることが確認された。

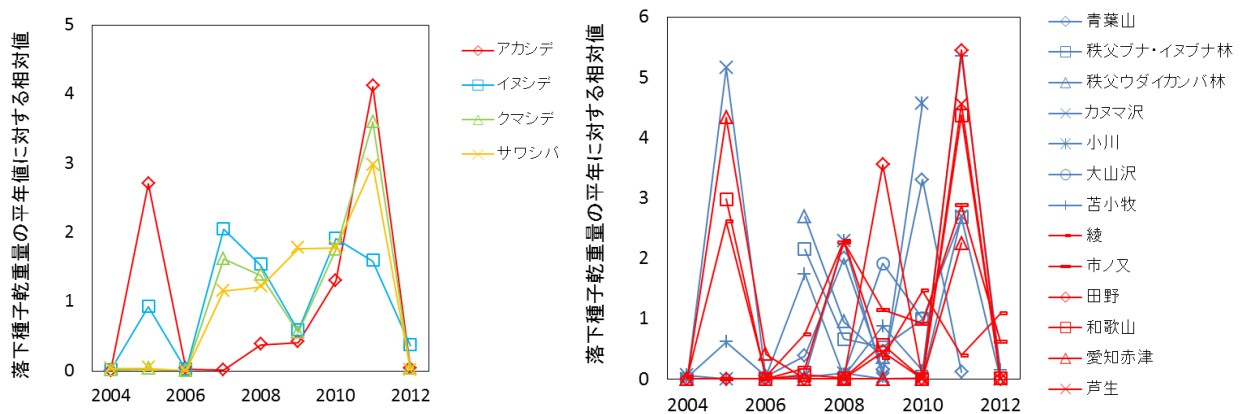


図 12 クマシデ属4種(アカシデ、イヌシデ、クマシデ、サワシバ)の落下種子重量の平均相対値の経年変化(左図)、および、4種全てのサイトごとの経年変化(青:東日本、赤:西日本)(右図)。

(2) 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退に伴う生物間相互作用の変化による影響

この影響は、シカの増加による変化として最も顕著に把握された。森林の更新阻害や嗜好・非嗜好種の間での被害の差による植物種組成の偏向などが、広い範囲で見られている。地表徘徊性甲虫類の個体数への影響も把握され、広い範囲の生態系要素での変化を引き起こしていることが確認された。

人為的な干渉の低下も原因の一つと考えられているマツ枯れ、ナラ枯れの影響は、樹木の枯死として現れているが、落葉の堆積状況や地表徘徊性甲虫類への短期的影響は認められなかった。今後は長期的な影響の有無を確認する必要がある。

1) 病虫害の発生状況の変化

①コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況

コアサイト・準コアサイト周辺における大規模な森林病虫害の発生状況を整理した（図 13）。主要な病虫害はマツ枯れとナラ枯れであり、愛知赤津調査区ではモニタリング期間中に両者による大きな被害が現れた。ナラ枯れ被害は、1980 年代末以降全国的に分散・拡大しており、コアサイト・準コアサイトには被害を受けやすいコナラ・ミズナラが重要な構成種となっているサイトが多く存在していることから、今後は、他のサイトでもナラ枯れの被害が発生する可能性がある。

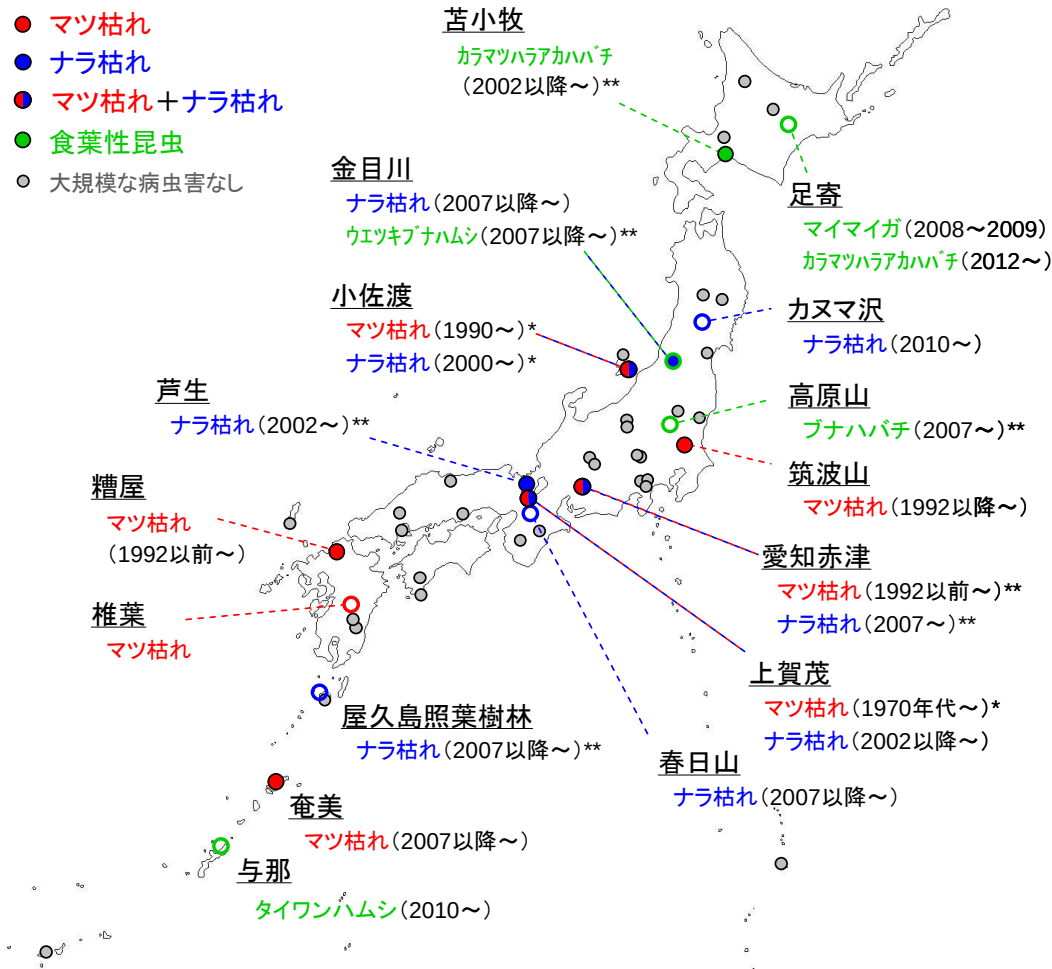


図 13 コアサイト・準コアサイトおよびその周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況（サイトへのアンケート調査等に基づく）。白抜きは生態系への影響が顕著でないサイトを示す。* 調査区内で発生。** 調査期間中に調査区内で発生。

②樹木群集の多様性および炭素循環、土壌環境の変化

i) 病害（ナラ枯れ）が報告されたサイトでの樹木の種組成変化、炭素蓄積量変化

愛知赤津におけるナラ枯れ被害では、コナラの枯死によって幹数が約 1 / 4 減少し（図 14）、ナラ枯れ発生以前は増加傾向にあった森林全体の地上部現存量も 10% 減少するなど、森林の炭素蓄積機能に影響が生じている。

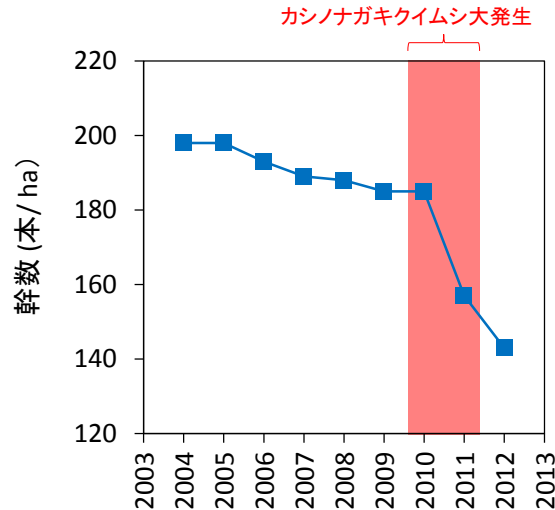


図 14 愛知赤津のコナラ幹数(胸高周囲長 31.7cm 以上の幹)の経年変化。

③カラマツハラアカハバチが大発生した調査区での、堆積落葉層、地表徘徊性甲虫群集の年変動

苫小牧カラマツ人工林調査区におけるカラマツハラアカハバチの大発生は、翌年の堆積落葉量の減少と地表徘徊性甲虫類の増加をもたらしたが、その影響は大発生の終息とともに見られなくなった（図 15）。このハバチの大発生は、食葉によって林床への落葉量を減少させること、林床に大量の糞を供給すること、秋に蛹化・越冬のために林床に降り地表性の捕食者の餌になること等を通して、林床に生息する生物の生息環境や餌条件を大きく攪乱したものと考えられる。ただし、このハバチの大発生は、通常樹木の枯死を引き起こさず数年で終息するため、生態系への影響は限定的・短期的であると推察される。地表徘徊性甲虫群集はこのハバチの大発生を敏感かつ明瞭に指標する一方、復元性も高いことが示唆された。

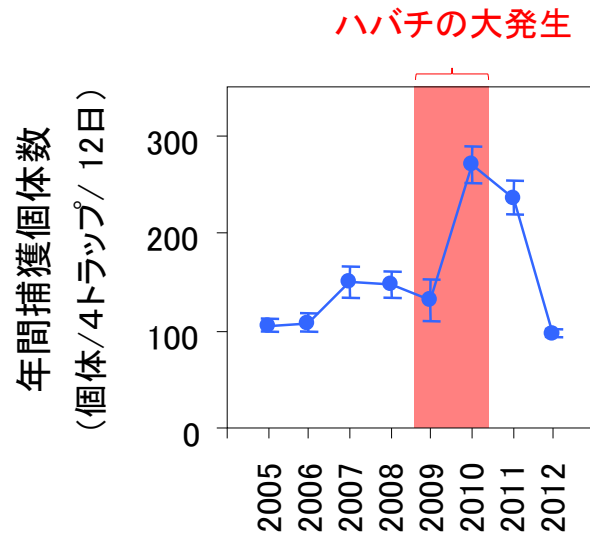


図 15 苫小牧カラマツ人工林調査区における地表徘徊性甲虫類の捕獲個体数(平均±標準誤差)の年変動。異なる英小文字は、年による差が有意であることを示す($P < 0.05$)。

2) シカの密度増加

①生物群集の多様性の変化

i) 樹皮剥ぎと樹木死亡率の関係とその樹種間差

森林調査では、9つの調査区でシカの樹皮剥ぎが多く確認されており、シカが多い調査区では樹木の新規加入率がやや低い傾向が確認された(図16)。また、シカの樹皮剥ぎは特定の樹種に集中しており、シカの嗜好性が高い種では幹数が減少している(図17)。シカの密度が増加している森林では、樹木の多様性を維持するために、シカ嗜好種の更新が妨げられないようにする対策が必要である。

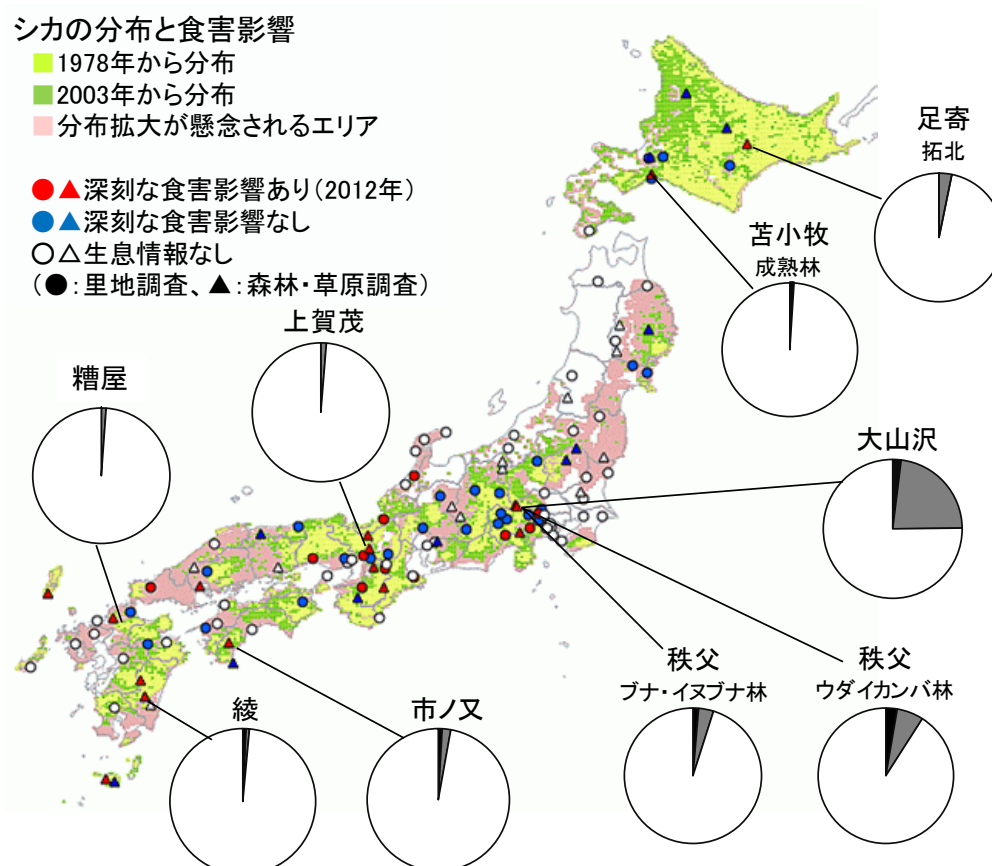


図 16 シカによる樹皮剥ぎの痕跡のあった幹の割合。円グラフの色はそれぞれ、黒: 樹皮剥ぎの痕跡があり、枯死していた幹の割合、灰: 樹皮剥ぎの痕跡があったが生存していた幹、白: 樹皮剥ぎの痕跡のなかった幹を示す。地図上の記号の凡例は、サイト代表者へのアンケート結果を示す。1978 年からのシカの分布は第 2 回自然環境保全基礎調査、2003 年からのシカの分布は第 6 回自然環境保全基礎調査による。シカの分布拡大が懸念されるエリアは、環境省(2012)平成 23 年度生物多様性評価の地図化に関する検討調査業務報告書による。

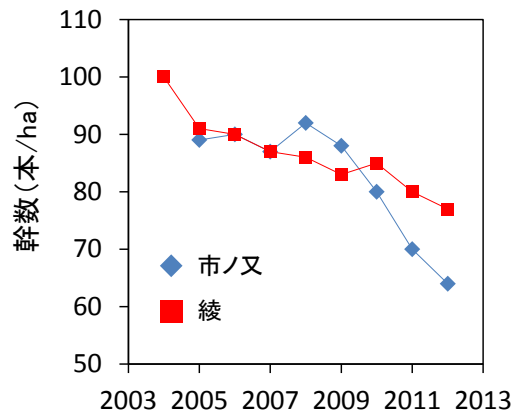


図 17 市ノ又と綾においてシカによる樹皮剥ぎが多いホソバタブの幹数（胸高周囲長 15.7cm 以上）の経年変化。

ii) 林床植生被度、堆積落葉量、地表徘徊性甲虫類への影響

周辺でシカの密度増加による林床植生への影響が報告されている広葉樹林調査区の多くでは、調査期間中に林床植生被度の減少傾向が認められたが、堆積落葉量の減少が生じたのは 1 調査区のみであった。林床植生への影響が顕著な 3 調査区では、地表徘徊性甲虫類の総バイオマスが減少傾向にあった。

全調査区を通じた解析により、いくつかの種・種群の捕獲個体数と林床植生被度の年変動が相関していることが認められた。これらの種・種群の中には、シカによる林床植生の衰退に対しても同様な反応を示すことが過去に報告されているものが含まれており、シカによる林床攪乱の指標として有用である可能性がある。

iii) 下層植生と鳥類相との関係

繁殖期の鳥類は藪で採食する鳥（ウグイス、コルリなど）が減少しており、一部のサイトではほとんど見られなくなっていた。特にウグイスは、シカの食害が大きい場所で、個体数が少なかったことから、シカの食害の影響が鳥の生息数や分布にも影響する可能性が示された（図 18）。

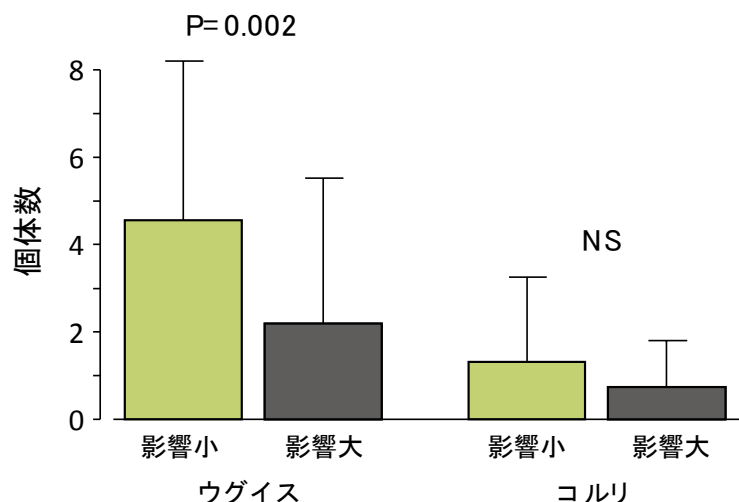


図 18 シカの影響の小さい場所と大きい場所のあいだでのウグイスとコルリの個体数 (+標準偏差) の違い。

(3) 外来種による影響

樹冠を構成している樹木に対する外来種による影響は、小笠原（母島石門サイト）のアカギ（国内外来種）のほかには、大きなものは認められていない。一方、病害をもたらす外来種として、マツノザイセンチュウ、タイワンハムシ（与那サイト）、カラマツハラアカハバチ（苫小牧サイト、足寄サイト、国内外来種）が確認された。苫小牧サイトのカラマツ（国内外来種）人工林では、カラマツハラアカハバチ（国内外来種）が大発生することで、林床環境や在来の地表徘徊性甲虫群集の個体数に大きな変化が起こっていることが確認された。

外来鳥類については、特にガビチョウ、ソウシチョウがこの10年間に大きく分布を広げていることが確認され、今後その影響について追跡する。

1) 森林・草原への外来種の侵入

①コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

コアサイト・準コアサイト周辺における主要な外来種を整理した。樹木では小笠原石門サイトでアカギが問題となっている。アライグマ、フイリマングース、グリーンアノールなど捕食性の強い哺乳類・爬虫類の外来種も各地で広がっており、鳥類や地表徘徊性甲虫類のモニタリングデータにも今後影響が出てくる可能性がある。

樹木病害虫では、とくにマツノザイセンチュウが全国の森林に甚大な被害を及ぼしており、7ヶ所のコアサイト・準コアサイト周辺で被害が発生している。地域的には島嶼で外来種が問題化している場合が多い。

②一般サイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

外来鳥のガビチョウ、ソウシチョウの分布拡大は継続しており、同じチメドリ科のヒゲガビチョウも分布拡大の初期段階にあると考えられる。ガビチョウは2002年以前に確認されていた場所から徐々に分布を拡大しており（図19）、ソウシチョウは飛び火状に分布を拡大していた（図20）。ガビチョウは東北地方では南方へ分布を拡大し、積雪の深い地域には分布を拡大しておらず、積雪が影響している可能性が考えられた。また、関東地方では森林の少ない東側の平野部へは分布を拡大しておらず、分布拡大には森林分布が影響している可能性が考えられた。

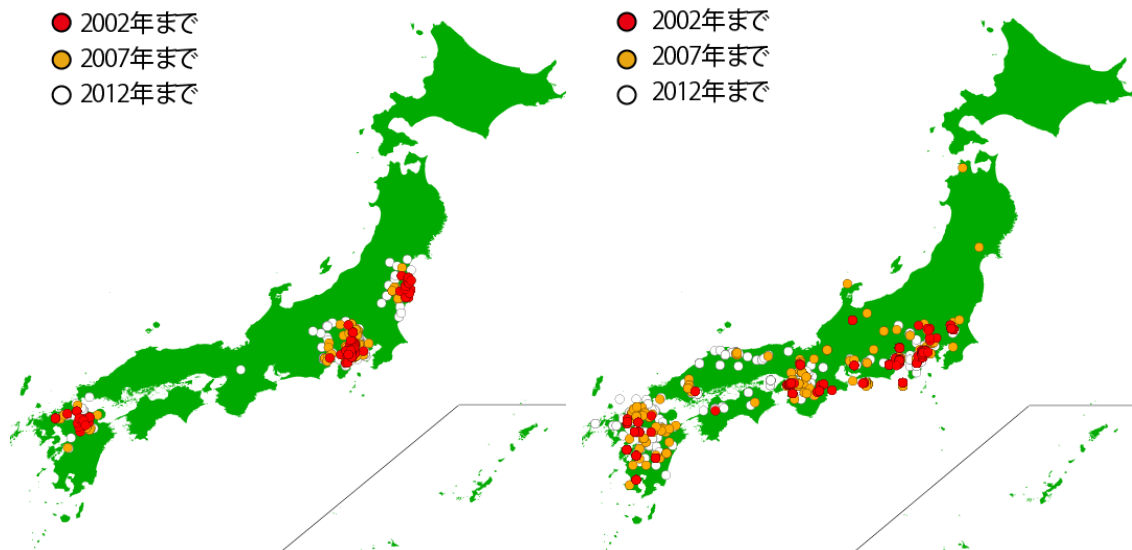


図19 ガビチョウの分布変化。

図20 ソウシチョウの分布変化。

6. 第3期に向けた課題と方針

(1) サイト配置および調査手法の改善

第2期にはコア・準コアサイトが合計48か所、一般サイトが合計419か所となり、サイト設置がほぼ完了した。しかし、一般サイトでは、草原サイトや高標高の調査地が少ないことが課題であり、継続的な調査が可能な候補地があれば追加を検討する。

鳥類調査では、植生等の周辺環境との対応関係を明確にするため、第2期には、ラインセンサス調査からスポットセンサス調査へ手法を変更し、鳥類の調査結果を植生等の周辺環境と一対一で対応させた集計・解析が可能となった。

今回のとりまとめでは、シカの増加による森林の更新阻害や組成の偏向、地表徘徊性甲虫類の個体数への影響、病虫害の影響による樹木の広範囲な枯死等の影響が明かになった。しかし、現在のモニタリングサイト1000の調査では、毎木調査時にシカによる樹皮剥ぎや虫食い等の有無を記録することと、各サイトの被害状況をアンケート等で把握するという簡易な方法を採用しており、これらを直接的に詳細に調査する枠組みにはなっていない。そのため、他の行政機関や地方自治体等が集積しているデータと本事業で得られた成果を相互に活用する関係の構築や、本事業に参加する研究者のネットワークを活用し、新たな調査研究費の獲得等につなげていくことが考えられる。

(2) 持続可能な調査体制

コアサイトでは、大学研究林の試験地等を本調査のサイトとして位置付けることで、継続性を高めることができた。一般サイトでは、調査講習会の開催等により、調査員間の情報交換や意欲向上が促進され、調査体制を強化できた一方で、今後、調査マニュアルの充実や講習会の継続的な実施等の調査支援、調査員を確保する努力が必要である。

コアサイト、一般サイトに共通して、調査関係者の高齢化等により、調査の計画的な実施が難しいサイトも生じつつあり、後継者の確保が重要な課題として挙げられる。各サイトの継続的な調査実施に対し、調査頻度の見直しや簡易な調査手法の検討など技術的サポートおよび、学生の調査参加を促すためのメーリングリストを活用した調査実施情報の共有など、人的なサポート体制を検討する。並行して、シンポジウムや報告会、地方交流会等による調査成果の情報発信等の普及活動を検討し、モニタリングサイト1000の知名度の向上と新しい担い手の確保に繋げていく必要がある。また、自然環境系の大学や専門学校等の学生実習と協働する等、教育機関との連携を模索することも考えられた。

(3) 情報の共有・管理および発信

森林・草原調査では、環境省生物多様性センターのウェブサイトを通じて、調査報告書、速報、データファイル、調査マニュアルが公開され、誰でも自由に利用することが可能となった。また、調査関係者などにより48件の学会発表や論文発表が行われた。環境省環境研究総合推進費「アジア規模での生物多様性観測・評価・予測に関する総合研究」で本調査のデータが活用される等、他の研究との連携も促進された。

一方で、モニタリングサイト1000では、高山帯、里地等の他の生態系の調査も実施され、前述のシカの増加による生態系への影響等、複数の生態系に共通する課題も明かになりつつある。異なる生態系の調査間の情報交換や、共同のデータ解析を進めることで、相互の連携強化や単独の生態系では得られなかった事業成果に繋げていくこと等も必要である。

また、本事業の知名度向上のため、インターネットを通じた情報発信だけでなく、事業内容と成果紹介のパンフレット等の整備、学会等での成果発表等をより積極的に行うことで広く普及していく必要がある。

(4) 結果の保全施策への活用

モニタリングサイト1000の調査成果や調査マニュアルは、生物多様性センターに集約され、東日本大震災が沿岸地域の自然環境に与えた影響把握等をはじめとした、環境省内の他の調査業務等で活用されている。さらに、生物多様性国家戦略や地域戦略、国や地方自治体の自然環境保全の計画・施策等に本調査の結果が活用されるよう、分かりやすい図表と解説による本報告書の

概要版を作成している。

今後は、蓄積された調査成果を踏まえて、生物多様性国家戦略で示された“生物多様性の4つの危機”に対する変化状況の把握に努め、愛知目標達成の進捗状況の評価や、地方自治体などの行政機関の情報ニーズの把握等により、生物多様性の保全に向けた取り組みへの活用を推進していく必要がある。

（５）国際的枠組みとの連携

地球規模の生物多様性モニタリング推進のためには、既存の国際的な枠組みと連携することが重要である。本事業では、国際生物多様性観測年（IBOY: International Biodiversity Observation Year）で既に広く用いられている調査手法など、国際的に標準となっている調査手法を採用した結果、調査結果が国際的に比較可能となっている。毎年度調査の第1期の調査成果が、国際学術誌 *Ecological Research* の Data Paper に掲載され、ウェブサイト上で公開された。また、本事業で採集された地表徘徊性甲虫については、地球規模生物多様性情報機構（GBIF: Global Biodiversity Information Facility）への標本データの登録が行われた。今後も引き続き、GBIF等の国際的な枠組みに対して、調査成果の積極的な公開・提供・登録等による連携を図っていく。さらに、生物多様性条約締約国会議等の国際会議の機会をとらえて、環境省が実施する全国的な生物多様性モニタリングの取り組みとして、モニタリングサイト1000事業や成果概要を紹介する媒体を準備・配布する等によって、国際的にアピールすることが必要と考えられた。

Summary

1. Indicator species groups for forest and grassland ecosystems

To detect changes in biodiversity and the functions of forest and grassland ecosystems in the Monitoring Sites 1000 Project, three indicator species groups were selected: trees, ground-dwelling beetles, and birds.

Trees are the main primary producers and play a major role in carbon cycling in forest ecosystems. At the same time, they provide habitats and food for various organisms. In addition, because trees are sessile and long-lived, changes in their population, growth, and seed production can be used as indicators for detecting long-term environmental changes such as global warming and the cumulative effects of interactions between plants and other organisms.

Many ground-dwelling beetle species are predators of higher trophic levels in detritus food chains. They are relatively poorly mobile, with low dispersal abilities and short life cycles. Therefore, changes in their abundance and species composition can be used as indicators of short-term environmental changes, especially in the soil.

Birds have diverse food sources covering a wide range of trophic levels. Birds are very mobile and their home ranges are much larger than those of trees or beetles. Therefore, changes in the abundance, species composition, and distribution of birds can be indicators of environmental changes that are caused by climate change as well as by habitat change on large spatial scales and that originate from the first and second crises (Fig. 1). As a whole, indicator species are chosen such that short-term or long-term changes in ecosystems (such as changes in primary production, high-order production, and decomposition) can be understood over broad areas.

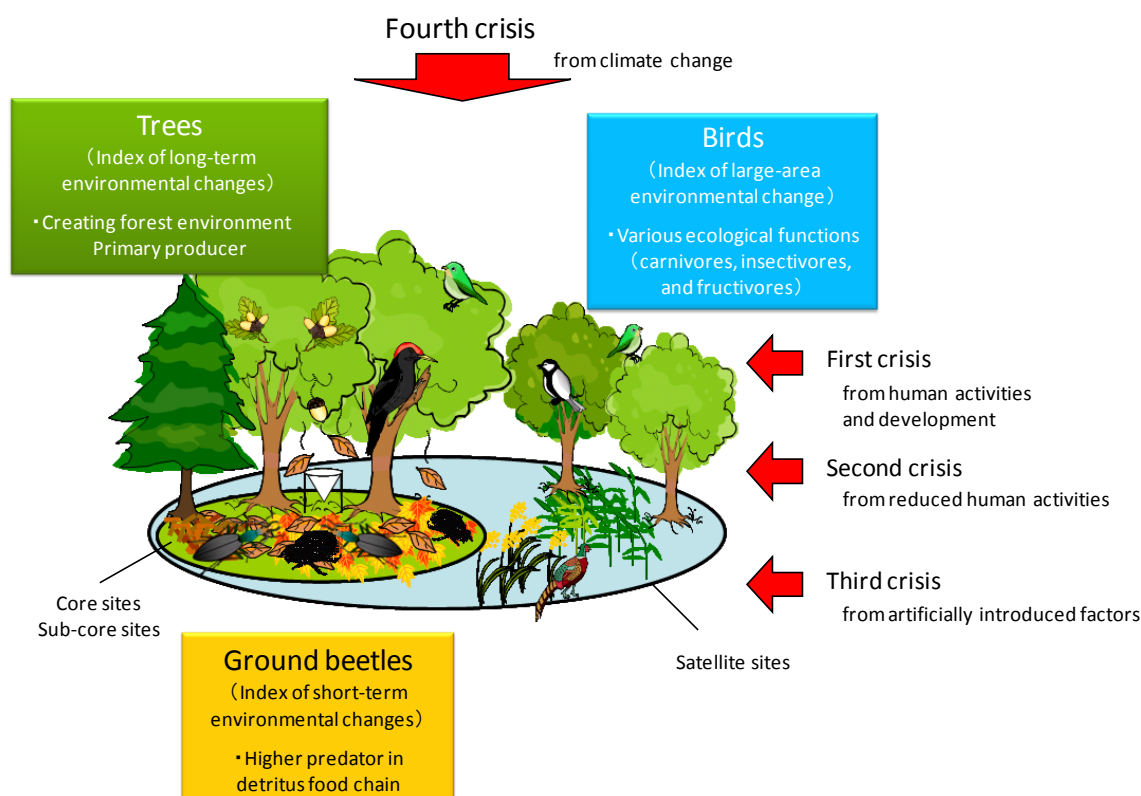


Fig. 1. Indicator species in Forest and Grassland Monitoring. The ecosystem roles of these indicator species and the changes that the species can indicate are summarized.

2. Monitoring sites

Three types of monitoring site were established in a hierarchical way: core sites, sub-core sites, and satellite sites.

The core (20) and sub-core (28) sites were established in natural forests representing forest types all over Japan (Fig. 2). They were established to monitor the changes in biodiversity and ecosystems that may be unique to each forest type and to detect the factors causing these changes. The monitoring activities have been maintained in collaboration with research institutes and international monitoring networks such as ILTER (the International Long-Term Ecological Research Network).

A total of 419 satellite sites were established in both forests and grasslands (Fig. 3). Their aim is mainly to detect the changes in distribution range and populations of birds. A secondary aim is to detect the rare but substantial changes that may occur from scattering such a large number of monitoring sites across Japan.



Fig. 2. Core and subcore sites of forest and grassland ecosystems in the Monitoring Sites 1000 Project.

* The number of subcore sites does not include the Nibuna-Mizusawa site, where monitoring stopped in 2010.

3. Investigation methods

Four kinds of monitoring were adopted: a tree census, litter and seed trapping, a ground-dwelling beetle survey, and a bird survey. All four were conducted once a year at the core sites. The tree census and the bird survey were conducted once every 5 years at the sub-core sites. The bird survey and the other activities were conducted once every 5 years at the satellite sites, with the aid of amateur researchers.

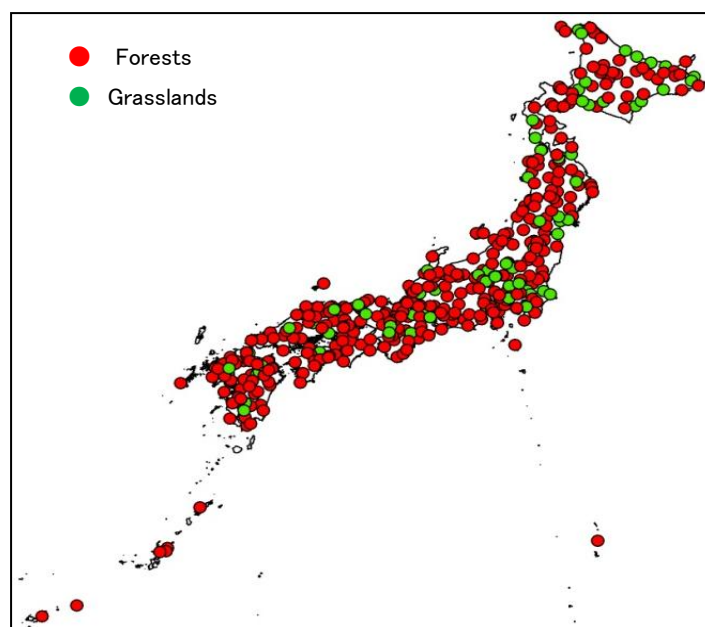


Fig. 3. Satellite sites for forest and grassland ecosystems in the Monitoring Sites 1000 Project.

4. Analyses of the pressures on forest and grassland ecosystems

Currently, forests in Japan are facing various environmental changes. To gain an understanding of the current situation and the trends in these environmental changes, we analyzed and summarized the relationships between environmental changes and “the four crises of biodiversity” before the results of each investigation were analyzed.

First, the impacts of climate change (the fourth crisis) were analyzed. Climate change has progressed worldwide since the beginning of the 20th century, and it could affect all types of organisms and the environment globally. Distribution shifts of species, changes in the growth increment of organisms, in the abundance and numbers of species, and in carbon cycles, phenology, and the quantity of seed production are predicted as a result of changes in temperature, rainfall patterns, or snowfall.

Second, environmental changes caused by recent changes in practices of agriculture, forestry, and fisheries (the second crisis) were analyzed. These changes surfaced in the 1960s in the hilly and mountainous areas of Japan and have continued. Damage to agriculture and forestry, impacts on forest ecosystems because of the increasing population density of sika deer, and changes in outbreaks of pest infestations and diseases are predicted as a result of a reduction in the management of forests and grasslands.

Finally, biological impacts caused by alien species (the third crisis) were analyzed. In recent years, the impacts of alien species have increased because of their establishment and rapid distributional expansion. Resource competition with native species, predation, and parasitism are predicted as a result of increasing invasion by alien species.

In this study, no analysis was conducted on the impacts of human activities such as development and overexploitation (the first crisis), for the following reason. Although forest

ecosystems were greatly affected by exploitation up until the 1980s, the changes that occurred during the observations made in this project were small. In addition, most of the monitoring sites were stand-based and for the purposes of long-term observation had been established in areas not affected by development or logging. Therefore, the data obtained would not have been suitable for analyzing the changes caused by exploitation or development.

5. Changes in forest and grassland ecosystems

During the 10 recent years of the monitoring period there were few changes in the numbers of tree stems and tree species. In the latest monitoring in 2012, we observed a total of 63,257 stems and 426 species across the monitoring sites.

In a pitfall trap survey, more than 316 species of Coleoptera and 56,627 and 3,142 individuals of adult and larval beetles, respectively, were captured over these 10 years. Among these samples more than 153 species and 49,018 individuals of adult ground-dwelling beetles (Carabidae, Silphidae, Staphylinidae, and Geotrupidae) were targeted for the analysis. Changing trends in the abundance of ground-dwelling beetles differed with forest age and region.

The number of bird species recorded at all core sites combined was between 80 and 82 in the breeding season and between 50 and 57 in the wintering season and differed little from year to year. The number of individual birds recorded at all core sites combined was 1,198 to 1,242 in the breeding season. In the wintering season, the number fluctuated between 714 and 926, although no clear trend toward an increase or decrease was detected.

The number of satellite monitoring sites increased in the 2nd period (from 2008 to 2012). The number of bird species recorded at all forest sites combined, where we had continued our surveys since the 1st period (from 2003 to 2007), increased slightly from 152 to 164 in the breeding season and decreased slightly from 139 to 131 in the wintering season.

(1) Impacts of climate change

The investigation results showed that disturbances such as typhoons affected tree mortality and tree biomass, etc., more seriously than did temperature change over the 10 recent years. Data on the process of recovery after the damage will provide important information as to whether the forest ecosystem can balance out the increasing typhoon damage that is predicted in Japan's climate change scenarios.

Our investigation of tree species composition near the border between the Warm and Cool Temperate zones (i.e. the border of the biological zones between evergreen broadleaved forests and deciduous broadleaved forests) revealed that the relative abundance of deciduous broadleaved trees decreased and that of evergreen broadleaved trees increased. The abundance of ground-dwelling beetles generally decreased in old-growth forests in cooler areas and tended to increase in secondary forests and plantations. These results suggest that the changes in abundance were associated with changes in forest floor environments as well as temperature changes. The results for the accumulated litter layer suggest that changes in snowfall patterns may affect carbon accumulation on forest floors. The decomposition process, which could be associated with the abundance of ground-dwelling beetles, might also be affected by changes in forest floor environments, as well as by temperature increases and snowfall patterns.

In the breeding season, the abundance of birds that fed in bushes tended to decrease, whereas in the wintering season the abundance of birds that overwintered in tree stems or on trees increased. These trends need to be examined further in the future to determine whether they are significant or within the range of normal annual variations.

Tree phenology has also been changing. Autumn defoliation and seed fall tended to be delayed at the warmer sites, although this change was not conspicuous at the cooler sites. In

evergreen forests, the spring foliation and defoliation came earlier than before, whereas the trend was not clear at cooler sites. In addition, birds started to sing earlier in spring. These are likely to be effects of global warming.

1) Shifts in the distribution of indicator species

(i) Relationship between changes in tree recruitment and mortality, and climates

Disturbances such as typhoons seriously affected tree mortality (Fig. 4). During the 10 recent years, no influences of meteorological factors such as changes in air temperature and precipitation on tree dynamics (e.g. tree recruitment and mortality) were detected.

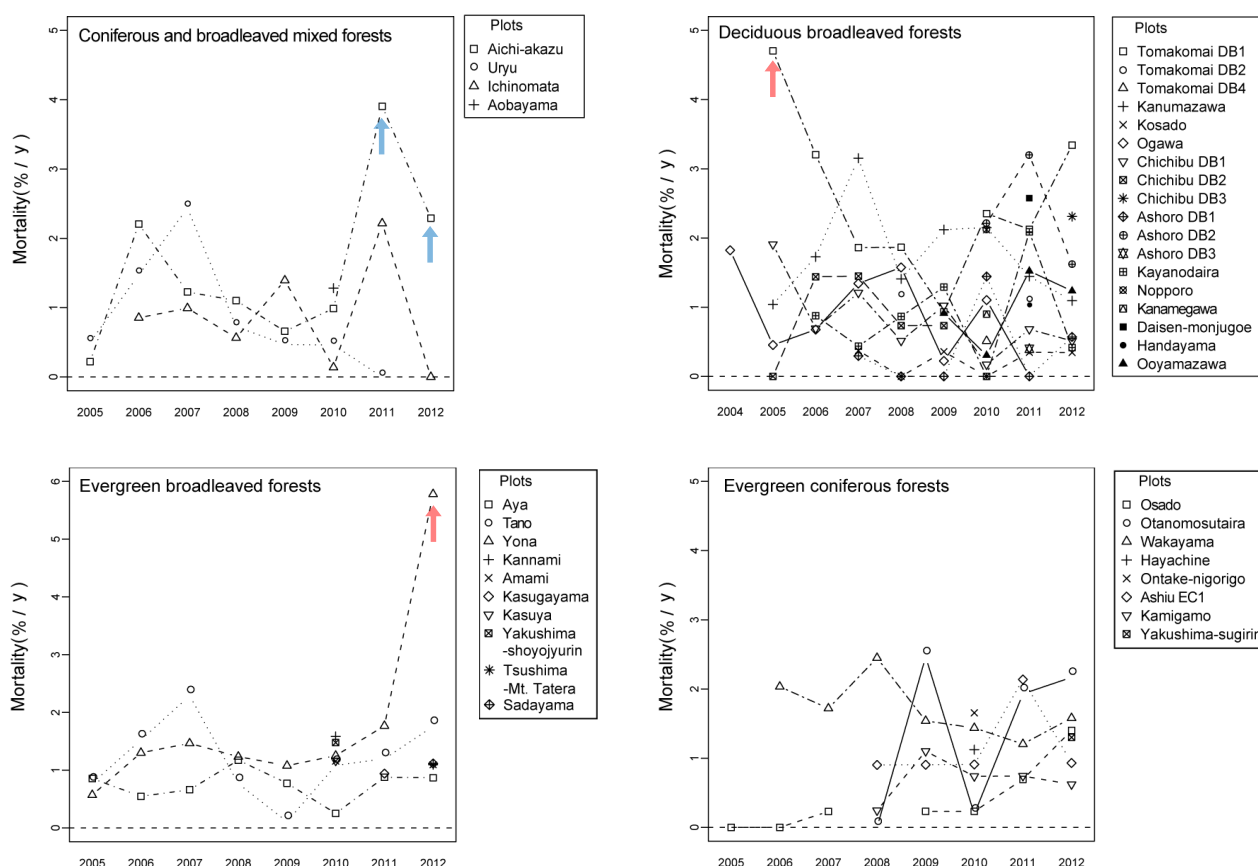


Fig. 4. Temporal changes in tree mortality rates at each monitoring plot. Data on tree stems larger than 31.4 cm dbh were used for the calculations. Blue arrows indicate disturbances caused by oak wilt diseases (Aichi-akazu in 2011 and 2012); red arrows indicate disturbances caused by typhoons (Tomakomai in 2005, Yona in 2012).

(ii) Changes in species composition at each site (changes in relative abundance of species)

The relative abundance of evergreen broadleaved trees increased during the 10 recent years in forests of mixed composition near the border between the Warm and Cool Temperate zones (i.e. the border between evergreen broadleaved forests and deciduous broadleaved forests) (Fig. 5), although the causative factors have not been elucidated.

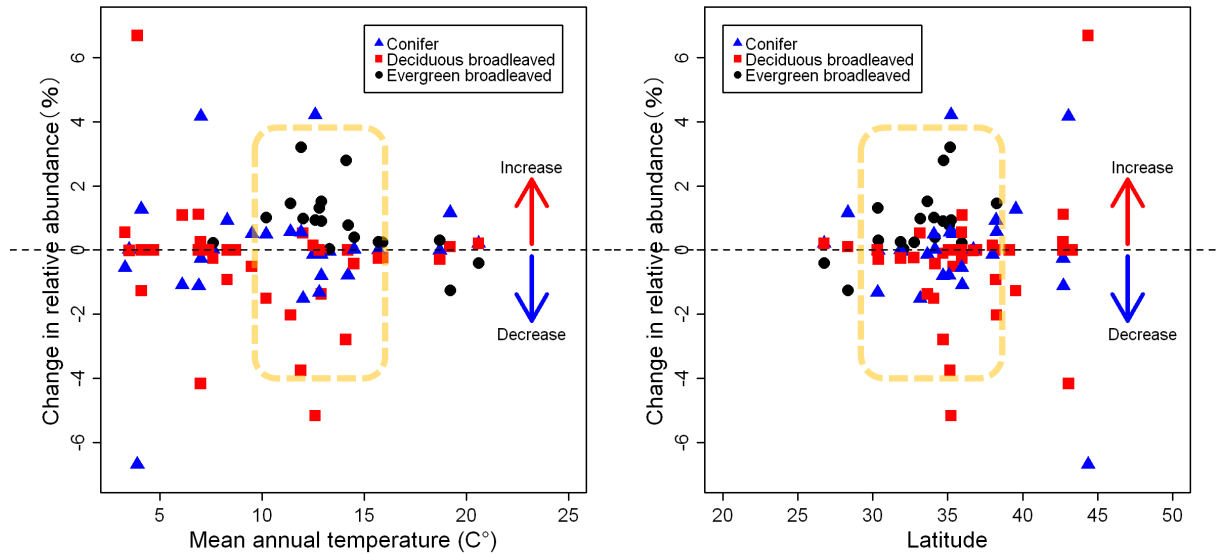


Fig. 5. Changes in relative abundances of tree types in relation to mean annual temperature (left) and latitude (right). The calculations were based on the relative changes in stem numbers among tree types in each monitoring plot. Symbols within the yellow boxes show that the abundance of evergreen broadleaved trees tended to increase and that of deciduous broadleaved trees decreased.

(iv) Changes in the abundance of ground-dwelling beetle species with wide distributions

We checked for signs of shifts in the distribution of ground-dwelling beetles accompanied by warming (population decreases in warm regions and increases in cold regions) by analyzing changing trends in the catches of widely distributed species over the last 8 years. No species showed a decreasing trend at the warmest site in its distribution range, and one species (*Synuchus nitidus*) showed an increasing trend at the coldest site in its distribution range.

We explored the species for which signs of distribution shifts were likely to be detected by this monitoring system. For this purpose, the relationship between temperature in each year and the catch in the next year was analyzed for each of the widely distributed species. At the warmest sites in their distribution ranges, fewer individuals of three species (*Carabus arboreus*, *Synuchus cycloderus*, and *Phelotrupes laevistriatus*) were caught the year after a warmer year. This result suggests that, for these three species, population decreases in warm regions will likely be detected when nationwide warming proceeds. On the other hand, more individuals of one species (*S. nitidus*) tended to be caught in the year after a warmer year at the coldest sites, suggesting that the population increase of this species in cold regions will likely be detected during nationwide warming.

2) Changes in growth, abundance, and numbers of species

(i) Relationship between annual growth increments of trees and temperature

Analysis of the relationship between the annual growth increments of trees and the mean annual temperature at each site revealed that the stem growth of tree species was higher at warmer sites than at cooler sites. This result suggests that stem growth will increase in response to global warming.

(ii) Relationships between changes in the abundance of ground-dwelling beetles and litterfall amount, forest floor environment, and climatic factors

Changing trends in the abundance of ground-dwelling beetles differed with forest age and

region. In old-growth forests and old secondary forests, total catches tended to decrease at cooler sites, whereas those at warmer sites showed no consistent trends. In these old forests, catches of the genera *Carabus* and *Pterostichus* showed decreasing trends across all sites, whereas those of *Synuchus* showed increasing trends in the warmer areas. The investigation results suggested that the decline in forest floor vegetation cover, together with the temperature changes, contributed to the increase in catches of *Synuchus* in warmer areas (Fig. 6).

On the other hand, in the younger forests (secondary forests and plantations), the total catches of ground-dwelling beetles tended to increase across all sites. In particular, the genera *Carabus* and *Synuchus* showed increasing trends. The investigation results also suggested that, in secondary forests and plantations, the development of an accumulated litter layer as a result of development of the forests in turn caused a general increase in the abundance of beetles.

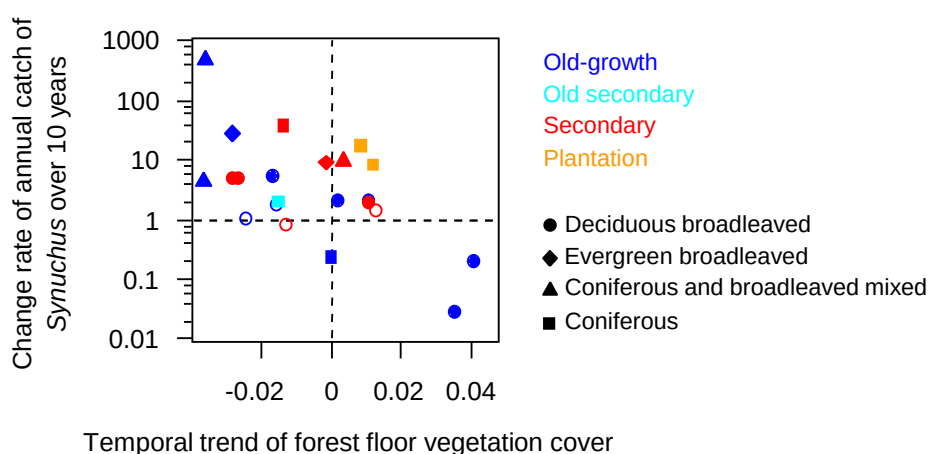


Fig. 6. Relationship between temporal trends (increase/decrease trends from 2005 to 2012) in annual catch of the genus *Synuchus* and in forest floor vegetation cover. Open symbols represent monitoring plots where annual catches did not show significant increasing or decreasing trends (likelihood ratio test; $P > 0.05$).

(iii) Distribution shift and change in species diversity in bird communities

The investigation results from the core sites showed that, in the breeding season, the abundance of bird species that fed in bushes decreased, and in the wintering season the abundance of bird species that overwintered in tree stems or lived on trees increased. In the wintering season there are large annual variations in bird abundance; therefore, the accumulation of data into the future will be important in determining whether or not bird species abundance is increasing over time.

At the satellite sites, the impacts of climate change were analyzed by comparing the distribution of birds in the 1st phase and those in the 2nd phase. No major changes in the distribution of forest birds were detected. In the wintering season, the distributions of Eurasian wrens (*Troglodytes troglodytes*), which live along the edges of mountain streams, tended to increase in Hokkaido (Fig. 7). According to data from the Meteorological Agency of Japan, the number of days below freezing per year in eastern Hokkaido has decreased by about 7 to 14 days over the last 20 years. These results suggest that the river freezing patterns in Hokkaido could be changing.

3rd National Survey on the
Natural Environment (1988)

Monitoring Sites 1000, 2nd phase,
(2008–2012), Winter Survey

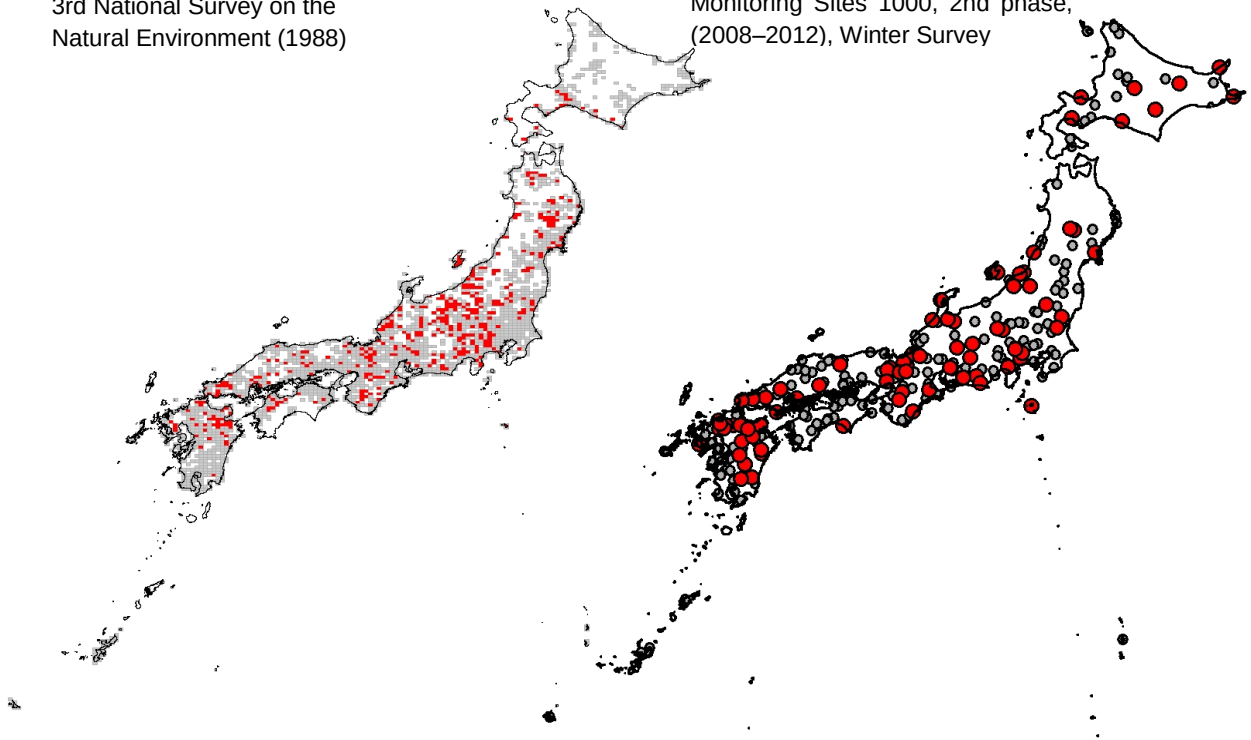


Fig. 7. Distribution change of the Eurasian Wren (*Troglodytes troglodytes*) in the wintering season.

Red: observed; gray: not observed

In the 3rd National Survey on the Natural Environment, bird distribution data were collected according to 1-km grid units and showed on a distribution map in 10-km grid units. In the Monitoring Site 1000 survey, bird distributions were expressed as point data from each monitoring site.

3) Changes in carbon cycles

(i) Changes in aboveground biomass

At most sites, the aboveground carbon stock increased over the 10 recent years. On the other hand, at some sites, the stock was sometimes decreased by disturbances such as typhoons and oak wilt disease.

At most sites there was no significant relationship between annual changes in aboveground carbon stock and changes in annual temperature. However, a significant positive relationship was observed at some sites, suggesting that temperature increases may increase tree stem growth and aboveground carbon stocks at those sites.

(ii) Relationships between annual variations in the amount of accumulated litter, the amount of litterfall, and climatic factors

At sites with heavy snowfall, the larger the precipitation and snowfall in the preceding winter, the larger the amount of litter that accumulated in the summer (Fig. 8), probably because a delay in snow thawing delays litter decomposition. This suggests that changes in snowfall patterns affect carbon accumulation on forest floors.

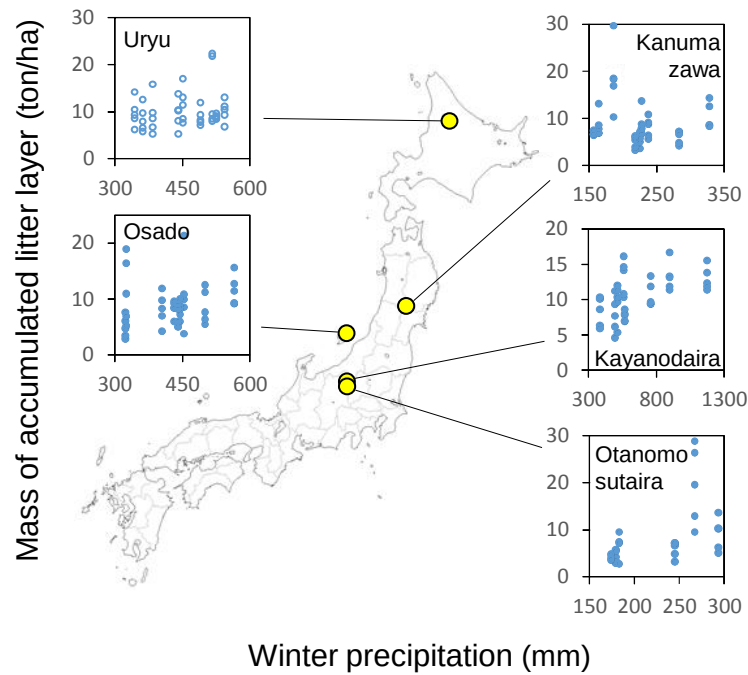


Fig. 8. Relationship between amount of litter accumulated (May–September) and winter precipitation (December–February) in a heavy snow region. Monitoring plots where the mean annual maximum snow depth (mean of 1971–2000) was greater than 90 cm are shown. Open symbols represent plots in which the relationship was not significant (likelihood ratio test; $P > 0.05$).

4) Changes in phenology

(i) Relationship between annual variations in peak defoliation period and temperature

The investigation results suggest that global warming may delay autumn defoliation in subarctic coniferous forests, cool temperate deciduous broadleaved forests, and intermediate temperate forests (left panel, Fig. 9). It may also bring forward the spring foliation and defoliation in evergreen broadleaved forests (right panel, Fig. 9).

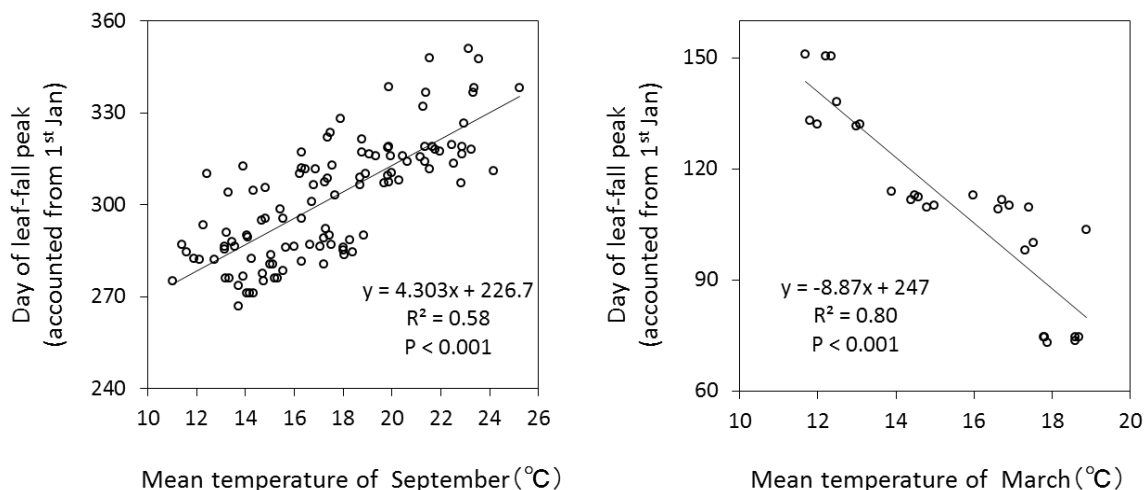


Fig. 9. Estimated day of peak defoliation in relation to mean temperature in September in subarctic coniferous forests, cool temperate deciduous broadleaved forests, and intermediate temperate forests (left; autumn defoliation) and in March in evergreen broadleaved forests (right; spring defoliation). Circles indicate data for each year at each site.

(ii) Relationship between annual variation in period of maximum seed fall of major tree species and temperature

The investigation results suggest that global warming may delay the maximum seed-fall period in major tree species (Fig. 10).

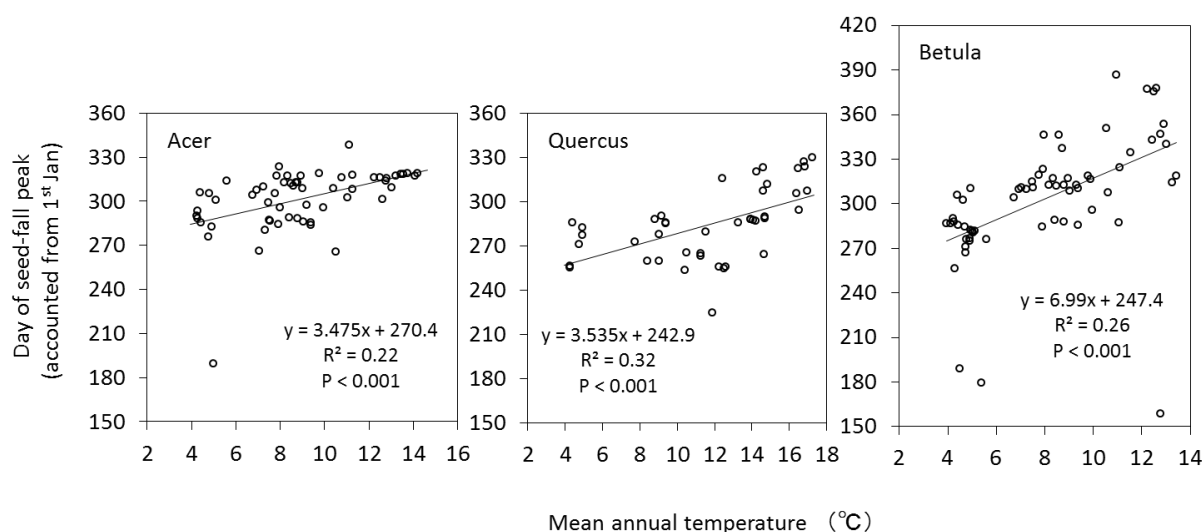


Fig. 10. Estimated day of seed-fall peak in relation to annual temperature in the year of seed-fall measurement. Circles indicate data for each year at each site.

(iii) Seasonal changes and annual variations in frequency of bird song

To monitor the breeding seasons of birds we developed a method for keeping a record of the frequency of bird song by using IC recorders. The results suggested that a rise in the annual mean temperature at each monitoring site caused the first birdsong to become earlier (Fig. 11).

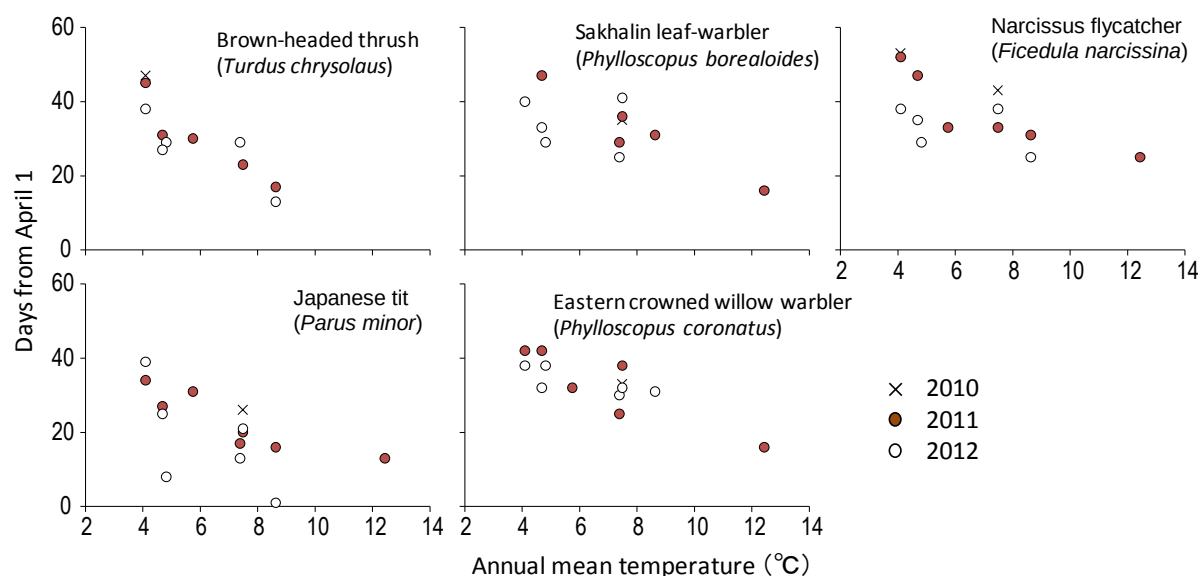


Fig. 11. Relationship between recording date of first birdsong and average temperature at the investigation site.

5) Changes in seed production

(i) Spatial synchrony of annual seed production by major tree species

In some years, seed production by four *Carpinus* species was synchronized (left panel, Fig. 12). Their seed production was also synchronized nationwide in some years (right panel, Fig. 12). For deciduous *Quercus* species, different seed production trends (mast and poor) were observed between the eastern and western parts of Japan in some years. There were also years of poor seed production by these species at the same time nationwide.

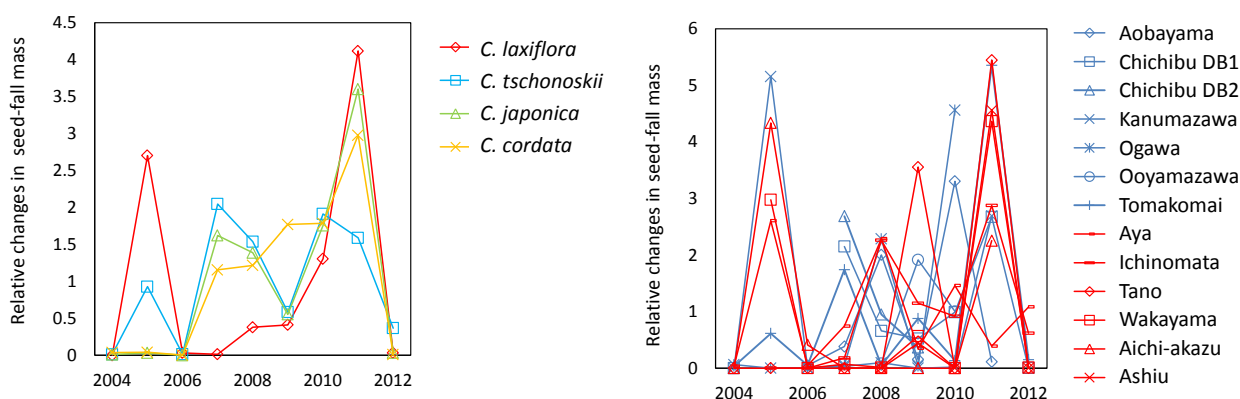


Fig. 12. Mast and poor seed production of *Carpinus* trees synchronized among species (left) and among monitoring sites (blue, eastern Japan; red, western Japan) (right).

(2) Impacts of changes in human forest management on biological interaction

Changes caused by an increase in the number of sika deer (*Cervus nippon*) were the most notable. The deer prevented tree regeneration and seriously changed the composition of the forest floor plant community. Impacts of the deer on the abundance of ground-dwelling beetles were also observed.

Tree diseases such as pine wilt and Japanese oak wilt are believed to be associated with changes in forest management by humans. Tree mortalities caused by pine wilt and Japanese oak wilt were observed during monitoring, although no impacts on litter accumulation or on ground-dwelling beetles were detected.

1) Changes in outbreaks of pests and diseases

(i) Geographical distributions of pests and tree diseases

Figure 13 summarizes the outbreaks of pests and diseases observed in and around the core sites and the sub-core sites. Most were cases of pine wilt and Japanese oak wilt. Japanese oak wilt has been expanding nationwide since the late 1980s. Because sensitive oak species such as *Quercus serrata* and *Q. crispula* are important constituents of the tree communities at many core and sub-core sites, Japanese oak wilt may occur at those sites in future.

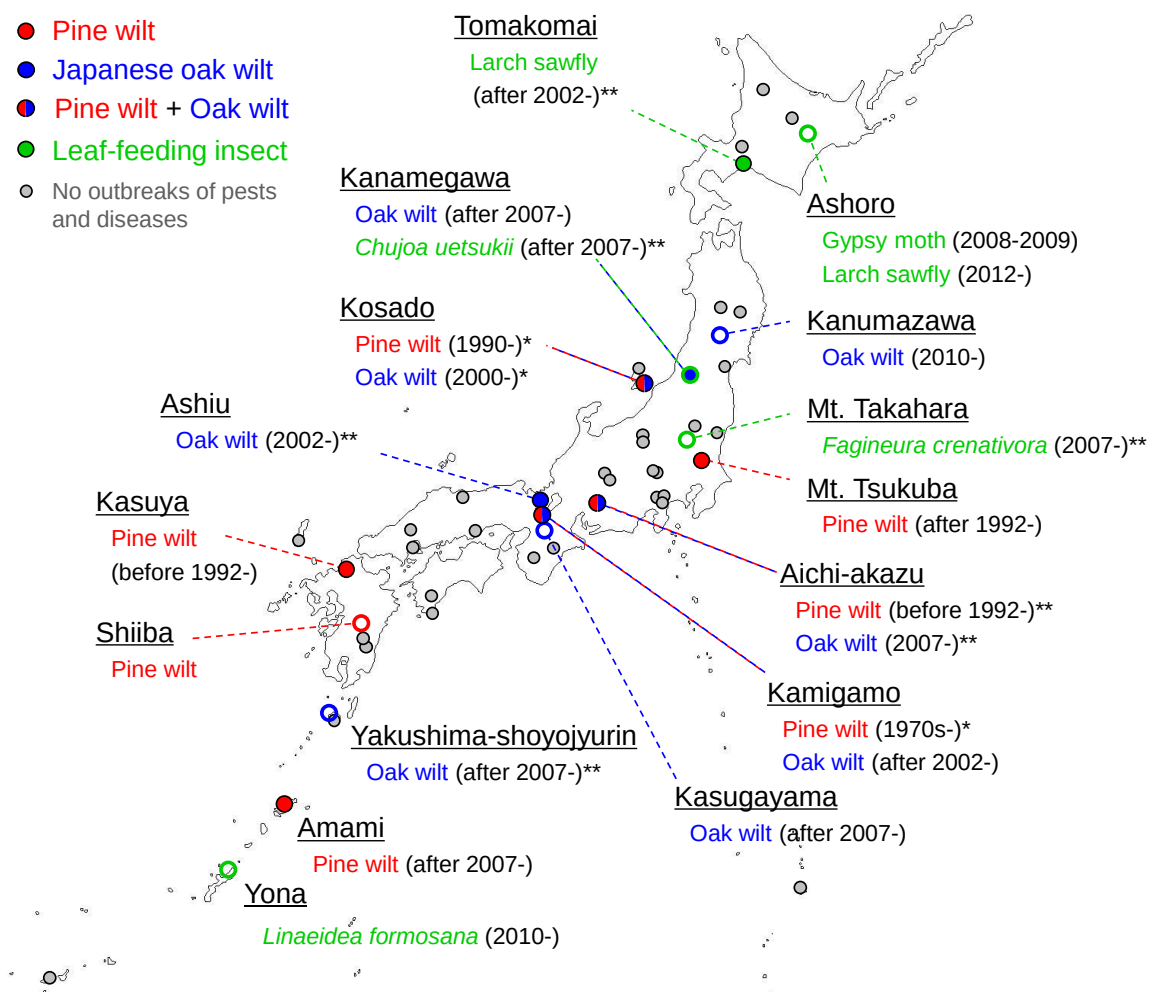


Fig. 13. Outbreaks of pest infestations and diseases observed in and around the core and sub-core sites (based on a questionnaire survey regarding the sites). Open symbols represent monitoring sites where impacts on ecosystems are not significant. *Observed in monitoring plots. **Occurred in monitoring plots during the monitoring period.

(ii) Impacts of tree diseases on diversity, carbon cycles, and soil environments of forest ecosystems

i) Changes in tree species composition and carbon stocks at a site where outbreak of a disease (Japanese oak wilt) was reported

The outbreak of Japanese oak wilt at the Aichi-akazu site affected the carbon sink function of the forest. The number of *Quercus serrata* stems decreased by about one-quarter because of tree deaths (Fig. 14), accounting for a 10% decrease in the aboveground biomass of the forest, although this biomass had been increasing in general before the outbreak.

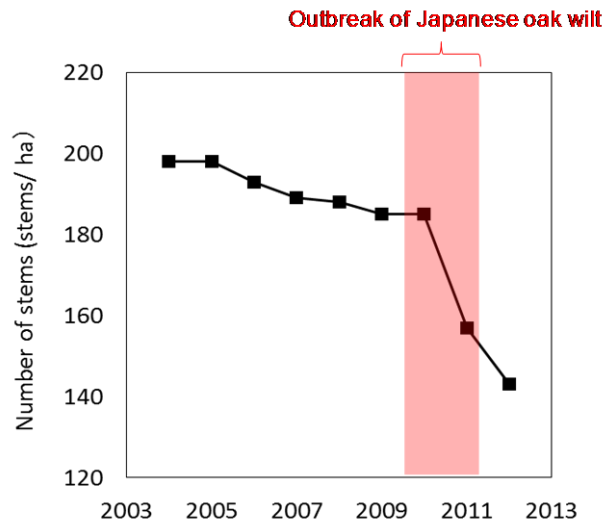


Fig. 14. Changes in the number of stems of *Quercus serrata* in a secondary forest at the Aichi-akazu site.

ii) Impacts of an outbreak of larch sawfly on litter accumulation and ground-dwelling beetle communities

The outbreak of larch sawfly (*Pristiphora erichsonii*) at the Tomakomai larch plantation monitoring plot resulted in a decrease in the amount of accumulated litter and an increase in the number of ground-dwelling beetles (Fig. 15). We surmised that the outbreak disturbed the habitat environment or food resources of the organisms on the forest floor because the sawfly's feeding on leaves decreased litterfall; it also deposited large amounts of frass and was preyed on by ground predators when it descended from the trees in autumn for pupation and wintering. However, the impacts disappeared when the outbreak ended (Fig. 15). We surmised that outbreaks of larch sawfly have limited and short-term impacts on ecosystems because they normally stop within a few years without killing any trees. The investigation results suggest that ground-dwelling beetle communities are sensitive and clear indicators of outbreaks of larch sawfly but recover quickly.

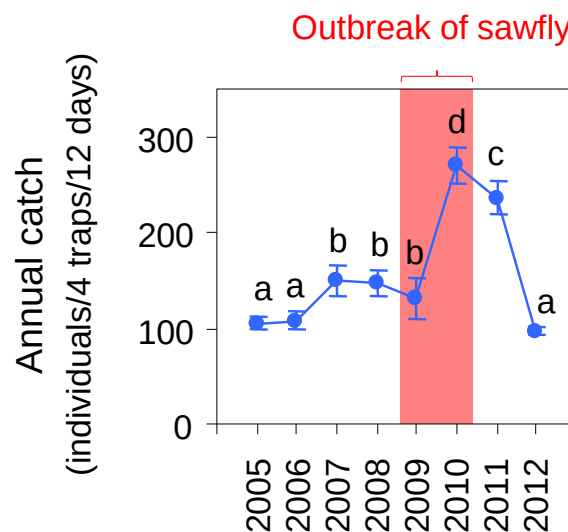


Fig. 15. Annual variation in catches of ground-dwelling beetles in the Tomakomai larch plantation monitoring plot (TM-AT2) (means $\pm$ SE). Different letters indicate significant differences between years ($P < 0.05$).

2) Increase in the density of sika deer

(i) Changes in biological diversity

i) Effect of debarking on tree mortality

Debarking by sika deer was observed in nine plots (Fig. 16). In general, the tree recruitment rate was slightly reduced in monitoring plots containing deer. Debarking by deer was concentrated on specific tree species, and the number of stems of these species decreased (Fig. 17). In forests where the deer density is increasing, regenerated seedlings and saplings are also under threat, and action will be required to maintain the diversity of tree species.

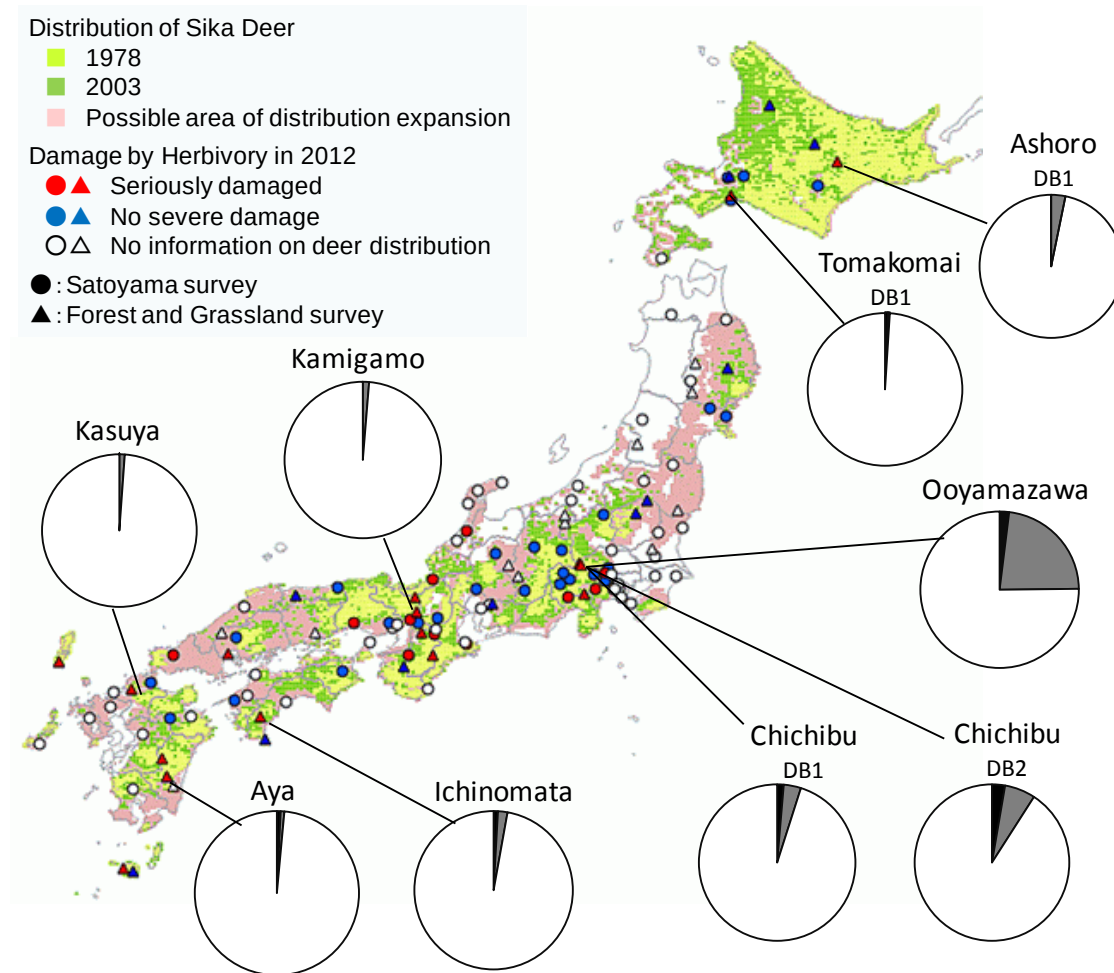


Fig. 16. Proportions of tree stems debarked by sika deer.

Black parts in pie graphs show the proportions of stems that were debarked and died; gray shows proportions that were debarked and lived; white shows proportions not debarked. On the map, yellow parts show the distribution area of sika deer in 1978 and green shows the distribution in 2003; pink indicates possible areas of expansion of sika deer. Symbols: red, severe damage to vegetation by sika deer; blue, no severe damage; white, no information on deer distribution; circles, Satoyama monitoring sites; triangles, Forest and Grassland Monitoring sites (from the results of questionnaire surveys in 2012).

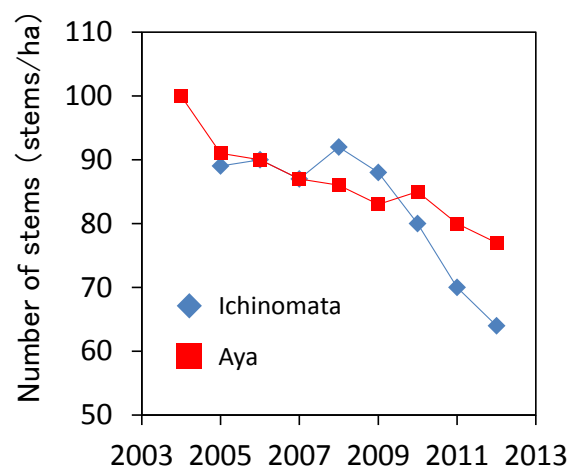


Fig. 17. Temporal changes in stem densities of *Machilus japonica*, a species that sika deer prefer to debark, at the Ichinomata and Aya sites.

ii) Impacts on forest floor vegetation, litter deposition, and ground-dwelling beetles

In many broadleaved forests with increasing deer density, the forest floor vegetation cover decreased. However, a decrease in litter accumulation was observed at only one site. At three sites where notable impacts on forest floor vegetation were observed, the total biomass of ground-dwelling beetles decreased.

For some beetle species and species groups there was a significant positive or negative correlation between the annual variation in the catch and forest floor vegetation cover. Because some of these species and species groups were previously reported to respond similarly to the forest floor vegetation decline caused by deer, they could be good indicators of forest floor disturbance by deer.

iii) Relationship between understory vegetation and avifauna

The abundance of bird species that feed in bushes, namely the Japanese bush warbler (*Horornis diphone*) and the Siberian blue robin (*Luscinia cyane*), decreased, and these birds were hardly seen at some sites in the breeding season. In particular, the Japanese bush warbler was less abundant at sites where deer had serious impacts on vegetation, suggesting that deer might affect the number and distribution of birds (Fig. 18).

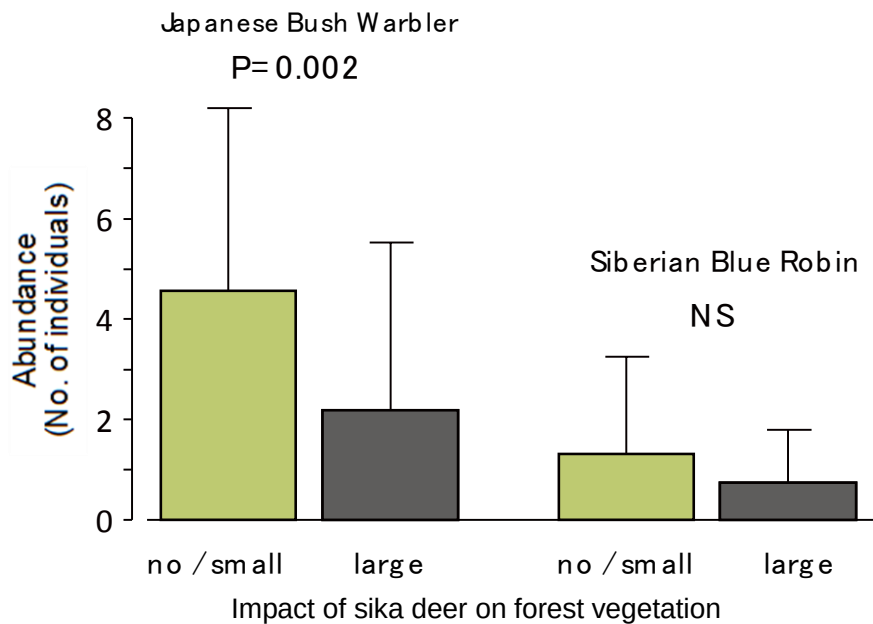


Fig. 18. Species-specific impacts of sika deer on the abundance of birds that feed in the grass–shrub layer. Average numbers (bars) and SD (lines) are shown.

(3) Impacts of alien species

At the Ogasawara-Sekimon site, the *Bischofia* (*Bischofia javanica*), which is an alien species brought to the Ogasawara Islands from other parts of Japan, was the only alien species to have a major impact on native canopy trees.

The following alien pest species were identified: pine wilt nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*); a leaf beetle, *Linnaea formosana*, at the Yona site (Okinawa Island); and the larch sawfly at the Tomakomai and Ashoro sites (in Hokkaido). In Hokkaido, both the larch sawfly and the Japanese larch (*Larix kaempferi*), upon which the sawfly feeds, are alien species from Honshu. The outbreak of this sawfly largely disturbed the native ground-dwelling beetle community and forest floor environment at the Tomakomai larch plantation monitoring plot in Hokkaido.

The hwamei (*Garrulax canorus*) and the red-billed leiothrix (*Leiothrix lutea*) are alien bird species that have greatly extended their distribution areas over the past 10 years.

1) Invasion of alien bird species

(i) Invasions of core and sub-core sites

Bischofia was causing problems at the Ogasawara-Sekimon site. Alien bird species such as the red-billed leiothrix and the hwamei have expanded their distribution areas in forests across Japan. Highly predatory mammal and reptile alien species, such as the common raccoon (*Procyon lotor*), small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*), and green anole (*Anolis carolinensis*), are known to have expanded their habitats in various parts of Japan, although these trends have only just started to become prominent in our monitoring data.

The pine wilt nematode, in particular, is causing serious damage to forests nationwide and around seven of the core and sub-core sites. In many cases alien species are also causing problems on small islands.

(ii) Invasions of satellite sites

The alien bird species hwamei and red-billed leiothrix continued to expand their distribution ranges. Whereas the hwamei gradually expanded its distribution outward from particular areas of Japan (Fig. 19), the red-billed leiothrix expanded simultaneously in various areas of Japan (Fig. 20). The hwamei expanded its distribution farther south in the Tohoku region, but not to areas of deep snow coverage. Snowfall patterns in the Tohoku region may have influenced how the hwamei expanded its distribution in the region. In the Kanto region, the hwamei did not expand its distribution to the eastern side of the Kanto plain, where there are few forests. The distribution of forests in the Kanto region may have influenced how the species expanded its distribution here.

In contrast, the Chinese bamboo partridge (*Bambusicola thoracicus*), which established a population in Japan many decades ago, appeared to stop its population increase.

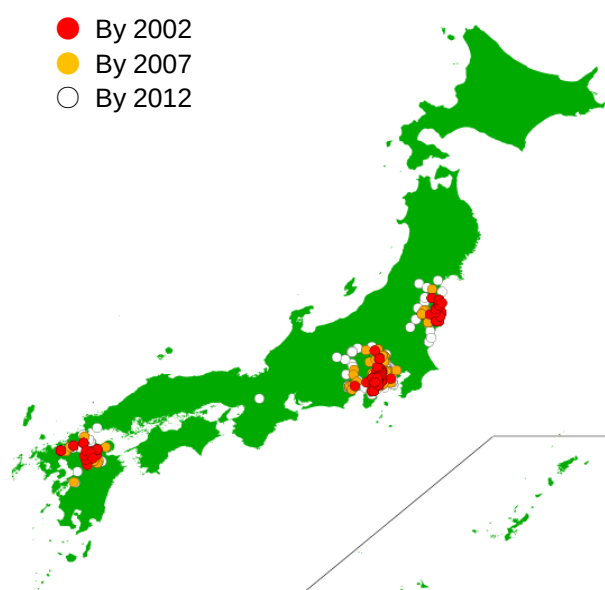


Fig.19 Distribution change of hwamei (*Garrulax canorus*)

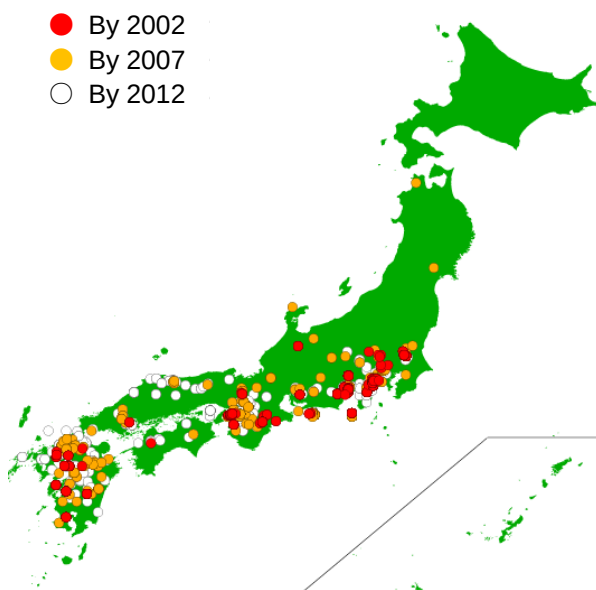


Fig. 20 Distribution change of red-billed leiothrix (*Leiothrix lutea*)

6. Issues to be considered when observing policies in the third phase

(1) Improving system and methods of monitoring

Although there has been sufficient research into the total number of monitoring sites (48 core or sub-core sites and 419 satellite sites), the allocation of sites needs to be improved. In particular, the number of sites in grasslands and at high altitude remains too small to obtain relevant results and should be increased.

To elucidate the relationship between bird diversity and vegetation, the method of monitoring bird diversity was improved during the 2nd phase from route census to spot census, with some modification to increase accuracy. As a result, it became possible to analyze the results of bird surveys in relation to the surrounding vegetation.

The increasing deer population has impacts on several factors in forest ecosystems, namely tree population dynamics, forest floor vegetation, and (hence) ground-dwelling beetles. The impacts of diseases and pests are also prominent. However, because the current monitoring framework aims to highlight the existence and level of debarking by deer and of pest and tree diseases from tree census records or questionnaire surveys on each of the monitoring sites, this framework might not fit the detailed monitoring of these phenomena. Therefore, one possible measure that could be adopted is to build cooperative relationships with other government agencies and local governments, etc., so that the data collected by them and by the project can be exchanged. We could also utilize the network of researchers who participate in the project to obtain new investigation and research funds.

(2) A sustainable framework

To enable long-term continuation of monitoring activities, several enhancements need to be made. First, exchanging information among researchers and monitoring sites will help to maintain the motivation to continue monitoring. Updating manuals, increasing opportunities for training and mutual support among monitoring sites, and recruiting new researchers should also be considered.

Recruiting new investigation participants is crucial for both the core sites and the satellite sites. We need to consider systems for providing technical support (e.g. reexamination of the survey frequency and the examination of simplified monitoring methods) and human resources (e.g. sharing of information on survey implementation to promote student participation in investigations by using mailing lists to achieve continuous monitoring at each site). Outreach of monitoring results is also key to obtaining social support for monitoring; this outreach includes symposia, briefing sessions, regional exchange meetings, and other PR activities. Exploring the possibilities of cooperation with educational institutions could be another possibility for securing and enhancing monitoring. For example, to jointly organize practical training for students it would be possible to collaborate with universities and technical schools that provide environmental studies.

(3) Managing and sharing information

The data obtained have been used by scientific researchers, and such use should be increased. Most of the data obtained by Forest and Grassland Monitoring are posted on the website of the Ministry of the Environment's Biodiversity Center of Japan and are publicly available. Forty-eight scientific papers utilizing the data have been published at academic conferences and in other media by researchers participating in the project. The project cooperated with other research projects: for example, the monitoring data were used in Comprehensive Research on the Observation, Evaluation, and Forecast of Biodiversity in Asia; this research was conducted by using the Environment Research and Technology Development Fund of the Ministry of the Environment.

Cooperation with other monitoring activities under the umbrella of the Monitoring Sites 1000 Project should be enhanced, because some issues such as increasing deer populations, tree disease, and global warming commonly cause serious changes in different types of ecosystems. Effective exchange and integration of information among different ecosystems are required to understand the whole picture of these driving forces. Outreach is also critical for enhancing collaboration.

(4) Applicability to conservation policies

The results of monitoring should be applied to policymaking. One typical example is that of the Great East Japan Earthquake. The disaster had huge impacts on ecosystems and biodiversity in eastern Japan, and these impacts were effectively illustrated and utilized by the Biodiversity Center of Japan and the Ministry of the Environment. The government also used the basic activities of the Monitoring Sites 1000 Project before the disaster. National and local governments can use the monitoring results for their national and regional biodiversity strategies, as well as for their environmental conservation planning and policy making.

Also, we need to clarify the interrelationships between the changes and their drivers. The National Biodiversity Strategy of Japan has listed four categories of drivers that cause crises of biodiversity. We also need to assess and evaluate the current status and achievement levels of monitoring in terms of the Aichi Biodiversity Targets, and we need to identify and provide the information that national and local governments require.

(5) International collaboration

Contributing to global biodiversity monitoring is another key task of the Monitoring Sites 1000 Project, and the scope of international collaboration needs to be enlarged. Because global standard protocols such as that used by the IBOY (International Biodiversity Observation Year) were adopted by the project, the data from the project are comparable with data sets from other international monitoring schemes. In this context, some of the data obtained have been made available globally. The results of the 1st-phase tree census were published in *Ecological Research Data Papers* (a category of the international scientific journal *Ecological Research*) and are now available on the journal's website. Ground-dwelling beetles collected by the project were registered in the GBIF (Global Biodiversity Information Facility) for inclusion in its specimen database. We should continue and enhance these activities in the 3rd phase, which will include their introduction at international conferences such as the COP CBD (Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity) and iPBES (Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services).

1. 森林・草原生態系の指標生物群

本調査では、森林・草原生態系の変化を把握するため、指標となる生物群として、樹木、地表徘徊性甲虫および、鳥類を選定した（図 1-1）。

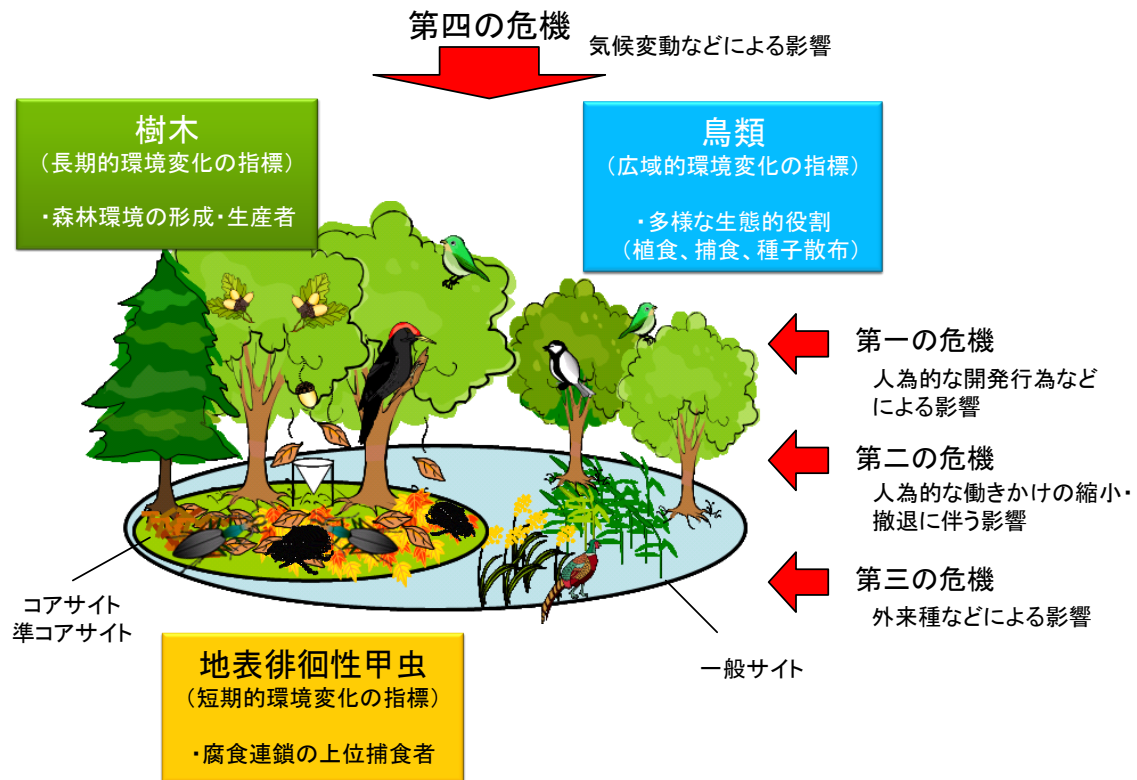


図 1-1 森林・草原調査の指標生物群。指標性と生態系における役割。

（１） 樹木

森林の主要な生産者であり、生態系エンジニアとして、森林の構造を作り、様々な生物の生息環境を提供し、環境形成をしている。森林生態系の炭素吸収・蓄積機能は、生産者である樹木に由来している。樹木は大気中の二酸化炭素から有機物を合成し、その巨大なバイオマスに大量の炭素を蓄積している。その量は森林の草本類に比べて圧倒的に多い（Fischlin *et al.* 2007）。有機物はリターフォールとして土壌分解系に供給され、土壌中にも大量の炭素が蓄積している。また、樹木が造った葉・花・果実・種子等の有機物を餌として、森林には様々な消費者・分解者が生息している。そのため樹木の変化は、樹木以外の広範囲の生物の多様性へ大きな影響を与える。また、樹木は自ら移動できないため、その地域の環境変化の影響を受ける。同じ個体を追跡調査することができ、環境変化を直径成長、死亡率や種子生産量の変化として把握することができる。さらに、寿命が長いため、急激な変化だけでなく地球温暖化等の環境変化による長期的影響を蓄積する。

(2) 地表徘徊性甲虫

地表徘徊性甲虫類は、地表を主な生息場所とする甲虫類（昆虫綱甲虫目）の総称で、オサムシ科を中心として、シデムシ科、ハネカクシ科、センチコガネ科などを含む。その多くは地表性、土壌性の動物やその死骸を主食とする捕食者、死体食者であり、草本の種子も主食とする雑食者の割合は森林では低い（Vanbergen *et al.* 2010）。分解系の中で腐食連鎖の上位捕食者としての役割を果たす一方、中小型哺乳類をはじめとする様々な脊椎動物の餌資源ともなっている（Koike *et al.* 2012）。これらの甲虫の多くは土壌中に産卵し、多くの種が幼虫期、蛹期を土壌中で過ごし羽化する。羽化した成虫も、ほとんどが落ち葉の下を生息の場としている。地表徘徊性甲虫は、生涯を地表や土壌中で過ごす、飛翔能力がないまたは弱い種が多く全般的に移動分散能力が低い、移動能力・増殖率・季節性・微環境の選好性などが種ごとに多様である、寿命が1～数年と短い、といった性質をもち（Lovvén and Sunderland 1996）、地表・土壌環境の変化を伴う様々な環境攪乱（農薬・化学肥料の使用、重金属汚染、放牧、森林施業、火災、風倒害、水害など）や生態系・景観構造の変化（植生遷移、生息地の分断化など）に対応して個体群や群集の特性（生息量、多様度、種組成、機能群組成など）が敏感に変化することが知られている（Koivula 2011）。このため様々な生態系・景観（森林、草原、湿地、河川敷、農地、里山、都市緑地など）において、各種の攪乱の生態系影響を指標する生物群として研究・利用されている（Kromp 1999、Rainio and Niemelä 2003、Pearce and Venier 2006、Niemelä *et al.* 2007、Morecroft *et al.* 2009、石谷 2010、Koivula 2011）。また、地表徘徊性甲虫の採集方法として一般に用いられているピットフォールトラップ法（3.1 参照）は、少ない労力・コストでしかも採集者の技量によらない一定の質のデータを得ることができるため、多地点・長期のモニタリング調査に適している（石谷 2010）。

直接人為的攪乱の影響の及ぶにくい自然度の高い森林も、気候変動、異常気象、風水害、大規模な病虫害、シカの密度増加による植生変化など、短期的・長期的な様々な環境変化に晒されるおそれがある。地表徘徊性甲虫の個体数、種数、バイオマス、種組成等をモニタリングすることで、森林生態系のとくに林床の環境や分解系の生物群集の短期的な変化を、敏感に察知できる可能性がある（図 1-2）。一方、広域・長期・漸次的な環境変動は、種ごとの分布域の変化として捉えられる可能性がある。

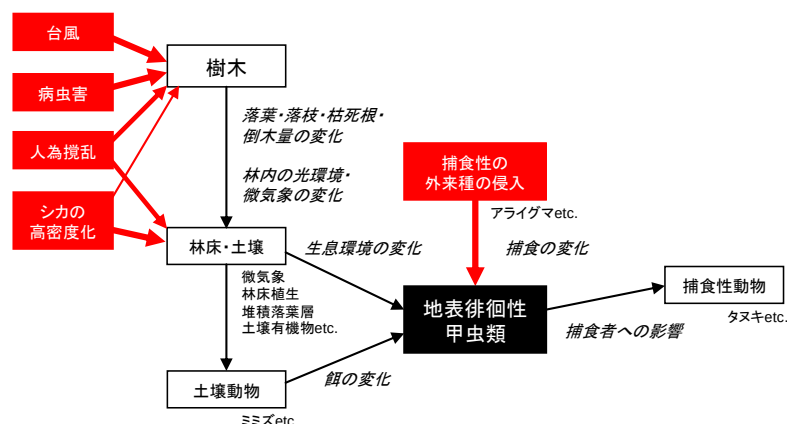


図 1-2 森林生態系の自然・人為攪乱が地表徘徊性甲虫類に影響を及ぼす経路の模式図。

(3) 鳥類

移動能力が高く、森林内の林床から林冠までを広く利用し、猛禽類から昆虫食鳥類、種子食鳥類まで、依存している餌資源が多様なため、様々な生態系変化の影響を受けやすい点で、モニタリング対象として優れている (Furness and Greenwood 1993)。個体の生息範囲が、樹木や甲虫類と比べ各段に大きいので、対象としているサイトを越えて広域の環境変化の影響を見ることができ、1年中同じ場所にいる留鳥や国内を移動する漂鳥、国外へと渡る夏鳥や冬鳥といった種による生態の違いからその影響を検討することができる。また、全国に調査員が多く存在するため、広域での調査が可能である。

鳥類調査はコアサイト、準コアサイトおよび一般サイトの全てのサイトで実施している。コア・準コアサイトは人為的影響が少ない場所のため、地球温暖化等の変化を各種鳥類の分布状況やギルド、個体数の変化をとおして見ることができると考えられる。一方、一般サイトでは人為的な影響もあるサイトでの調査なので、人間活動がもたらす危機（第1の危機）や人が利用しなくなったことによる危機（第2の危機）が生態系に与える影響を生息鳥類の変化等をとおしてモニタリングできることが期待される。

引用文献

- Fischlin, A., Midgley, G.F., Price, J.T., Leemans, R., Gopal, B., Turley, C., Rounsevell, M.D.A., Dube, O.P., Tarazona, J. and Velichko, A.A. 2007. Ecosystems, their properties, goods, and services. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. and Hanson, C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, 211-272.
- Furness, R.W. and Greenwood J.J.D. 1993. *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London.
- 石谷 正宇, 2010. 地表性甲虫類を指標とした環境影響評価の現状. *環動昆* 21:78-83.
- Koike, S., Morimoto, H., Goto, Y., Kozakai, C. and Yamazaki, K. 2012. Insectivory by five sympatric carnivores in cool-temperate deciduous forests. *Mammal Study* 37:73-83.
- Koivula, M. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* 100:287-317.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:187-228.
- Lov  , L. and Sunderland, K. D. 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Reviews of Entomology* 41:231-256.
- Morecroft, M. D., Bealey, C. E., Beaumont, D. A., Benham, S., Brooks, D. R., Burt, T. P., Critchley, C. N. R., Dick, J., Littlewood, N. A., Monteith, D. T., Scott, W. A., Smith, R. I., Walmsey, C. and Watson, H. 2009. The UK Environmental Change Network: Emerging trends in the composition of plant and animal communities and the physical environment. *Biological Conservation* 142:2814-2832.
- Niemelä, J., Koivula, M. and Kotze, D. J. 2007. The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 11:5-18.
- Pearce, J. L. and Venier, L. A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6:780-793.
- Rainio, J. and Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12:487-506.
- Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A., Koivula, M., Niemelä, J., Kotze, D. J., Bolger, T., Golden, V., Dubs, F., Boulanger, G., Serrano, J., Lencina, J. L., Serrano, A., Aguiar, C., Grandchamp, A.-C., Stofer, S., Sz  l, G., Ivits, E., Adler, P., Markus, J., Watt, A. D. 2010. Trophic level modulates carabid beetle responses to habitat and landscape structure: a pan-European study. *Ecological Entomology* 35: 226-235.

2. サイト配置状況

コアサイト、準コアサイトでは総合的で詳細な調査を行った。総合的な調査は、生じた変化の関係性や影響要因などを検討できる点で優れているが、移動性の高い種群の分布の変化のように、さらに広域多地点の調査でなければ明確にならないものもある。そのため、広域多地点における調査のサイトとして、市民ボランティアによる協力体制が整っている鳥類を対象に一般サイトを配置した。

2. 1. コアサイト・準コアサイト配置状況

森林生態系のコアサイト、準コアサイトは、「全国各地の代表的な森林生態系に設置され、各地域内の森林生態系の標準的状态が把握できる場所」をサイト選定基準としつつ、他の研究機関等と連携してモニタリングサイトを設置しており、2004年に10サイトから調査が始まった（表 2-1）。天然性の成熟林を中心に、二次林や人工林も含めて各地域を代表する森林を網羅するようにサイトを設定し、第1期（2007年）には37サイトとなった（図 2-1、表 2-1）。第2期では、コアサイトは2サイトの加入、準コアサイトは10箇所の加入と1箇所の観測中止があり、合計48サイトとなった（表 2-1）。北緯約24～44度、標高約26～1880mにサイトが配置され（図 2-2、表 2-2）、日本の代表的な森林タイプ（常緑針葉樹林、針広混交林、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林等）¹や気候帯（亜高山帯・亜寒帯、冷温帯、暖温帯、亜熱帯）を含むことができた（図 2-2、表 2-3）。各コアサイト、準コアサイトに、1箇所以上の固定調査区（通常1ha。以下、調査区またはプロットと呼ぶ）を設定した（表 2-2）。

表 2-1 森林調査のサイト数の推移。

	第1期				第2期				
年	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
コア	10	16	16	18	19	20	20	20	20
準コア	0	8	14	19	25	29	28	28	28
計	10	24	30	37	44	49	48	48	48

¹ 本報告書では、針葉樹林とは、針葉樹の胸高断面積が全樹種の胸高断面積の60%以上の森林を指す。針広混交林とは、胸高断面積で針葉樹が全樹種の40%以上、60%未満の森林を指す。落葉広葉樹林とは、胸高断面積で針葉樹が全樹種の胸高断面積の40%未満、かつ、落葉広葉樹が全広葉樹の60%以上を占める森林を指す。常緑広葉樹林とは、胸高断面積で針葉樹が全樹種の40%未満、かつ、常緑広葉樹が全広葉樹の40%より多くを占める森林を指す。

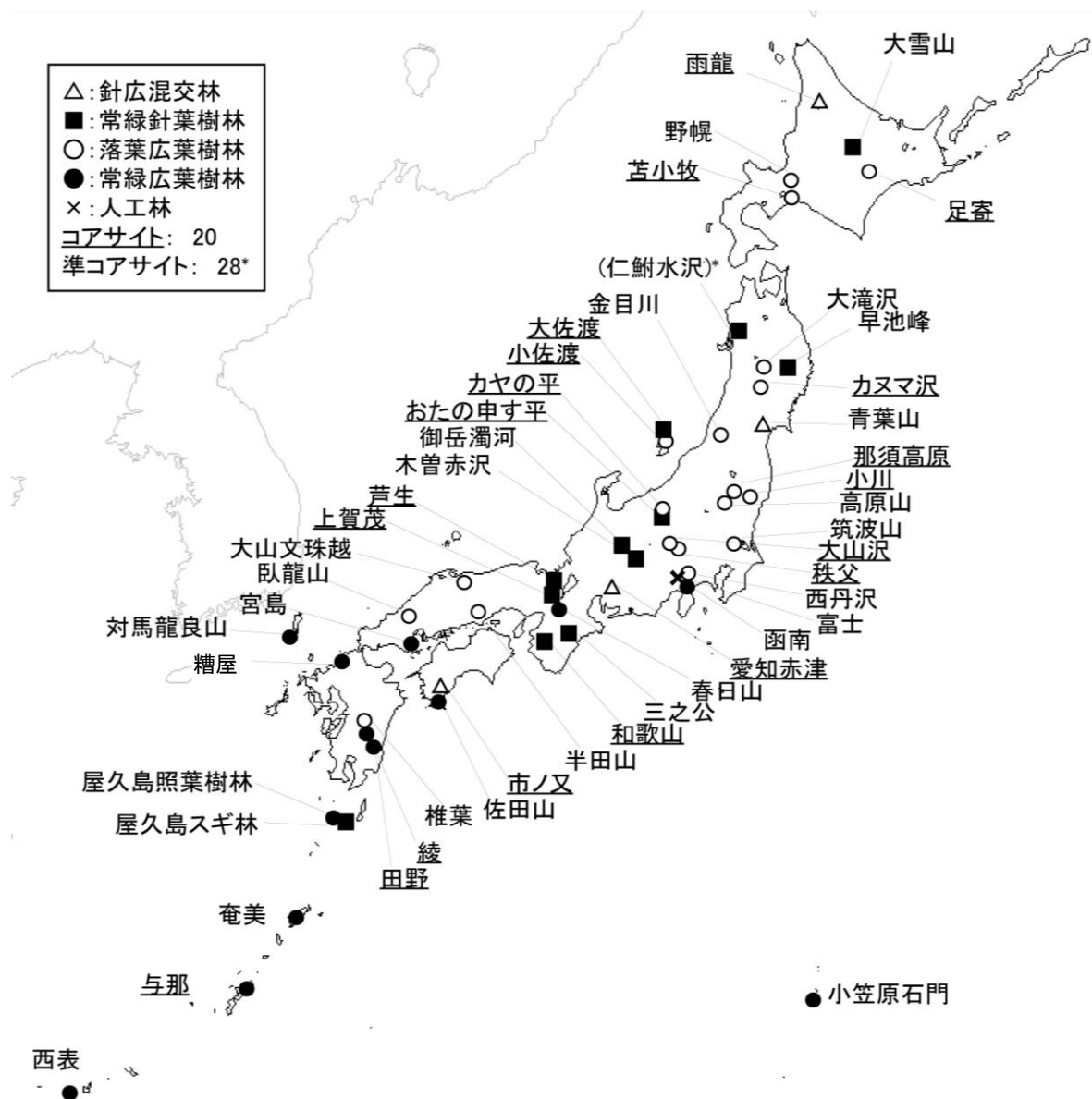


図2-1 第2期におけるモニタリングサイト1000森林・草原調査のコアサイト・準コアサイト複数調査区がある場合は毎年調査している調査区の森林タイプを表示している。
 * 仁鮎水沢は2010年度で調査を終了した。

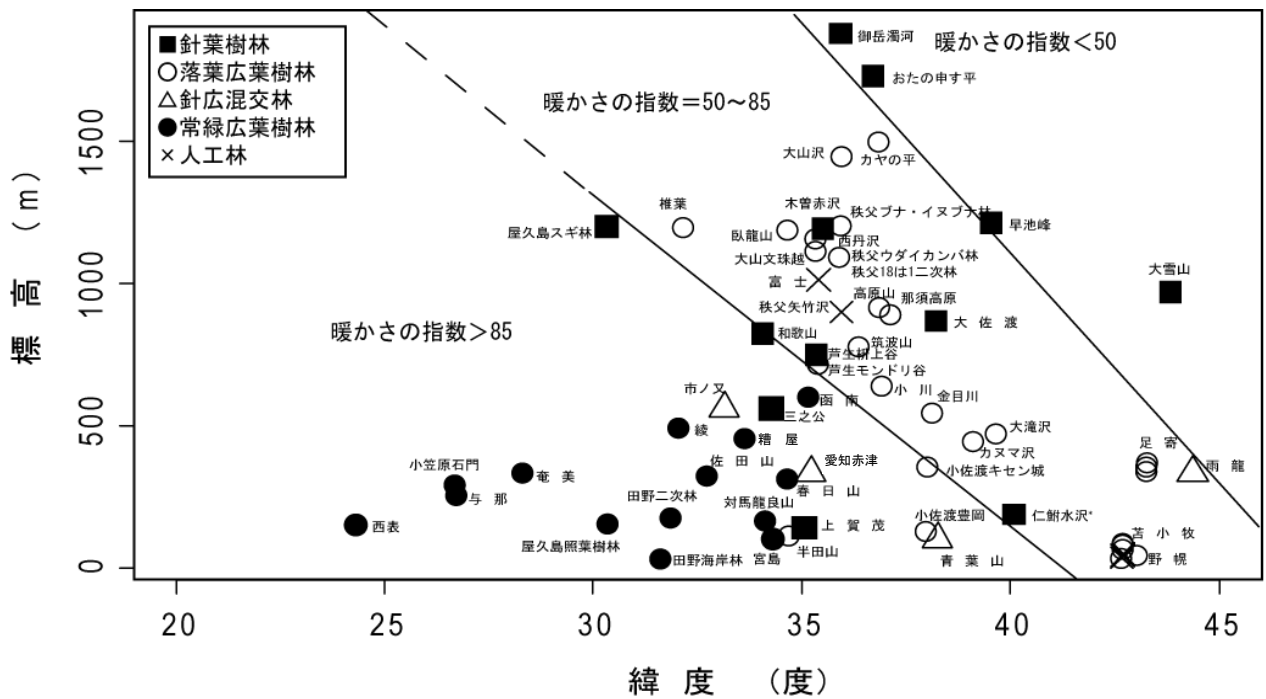


図 2-2 コアサイト・準コアサイトの緯度と標高の関係。暖かさの指数 50℃・月は亜高山帯・亜寒帯常緑針葉樹林と冷温帯落葉広葉樹林の境界、85℃・月は冷温帯落葉広葉樹林と暖温帯・亜熱帯常緑広葉樹林の境界とされている。



図 2-3 コアサイト・準コアサイトの森林の様子 A 針広混交林・雨龍、B 落葉広葉樹林・苦小牧、C 落葉広葉樹林・芦生、D 常緑広葉樹林・奄美、E 落葉広葉樹林・足寄、F 常緑針葉樹林(スギ林)・屋久島スギ林、G 落葉広葉樹林(コナラ林)・半田山、H 常緑針葉樹林(モミ・ツガ林)・和歌山、I 常緑広葉樹林・与那、J 常緑広葉樹林・糟屋。

表2-2 モニタリングサイト1000 森林・草原調査 コアサイト・準コアサイト一覧																
No	サイト名	サイト タイプ	プロット名	プロットID	森林タイ プ ^①	経度*	緯度*	標高(m)	森林履歴	毎木調査 間隔	面積(ha)	毎木	落葉落枝・ 落下種子	地表徘徊 性甲虫	鳥類	開始年
1	雨龍	コア	-	UR-BC1	BC	142.28	44.37	335	成熟林	毎年	1.05	○	○	○	○	2005
2	足寄	コア	足寄拓北	AS-DB1	DB	143.51	43.32	360	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2005
3		コア	足寄美盛	AS-DB2	DB	143.51	43.26	340	二次林	5年毎	1	○ [#]	○ [#]	-	-	2005
4		コア	足寄花輪	AS-DB3	DB	143.50	43.29	380	二次林	5年毎	0.6	○ [#]	-	-	-	2005
5	苔小牧	コア	苔小牧成熟林	TM-DB1	DB	141.57	42.71	80	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2004
6		コア	苔小牧二次林404林班	TM-DB2	DB	141.59	42.69	64	二次林	5年毎	1.2	○	-	○	-	2004
7		コア	苔小牧二次林308林班	TM-DB3	DB	141.63	42.67	33	二次林	5年毎	0.81	○	-	○	-	2004
8	苔小牧	コア	苔小牧二次林208林班	TM-DB4	DB	141.57	42.70	85	二次林	5年毎	0.45	○	-	○	-	2004
9		コア	苔小牧アカエゾマツ人工林	TM-AT1	AT	141.61	42.68	43	人工林	5年毎	0.2	○	-	○	-	2004
10		コア	苔小牧カラマツ人工林	TM-AT2	AT	141.59	42.67	36	人工林	5年毎	0.2	○	-	○	-	2004
11	カヌマ沢	コア	苔小牧トドマツ人工林	TM-AT3	AT	141.58	42.71	50	人工林	5年毎	0.225	○	-	○	-	2004
12		コア	カヌマ沢溪畔林	KM-DB1	DB	140.86	39.11	435	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2004
13		コア	カヌマ沢ブナ林	KM-DB2	DB	140.85	39.11	445	成熟林	-	-	-	-	-	-	2004
14	大佐渡	コア	-	OS-EC1	EC	138.44	38.21	870	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2004
15	小佐渡	コア	小佐渡豊岡	KS-DB1	DB	138.52	37.98	125	二次林	毎年	0.25	○	○	○	○	2004
16		コア	小佐渡キセン城	KS-DB2	DB	138.48	38.01	350	二次林	5年毎	0.25	-	-	○	-	2004
17	那須高原	コア	-	NS-DB1	DB	140.01	37.12	900	高齡二次林?	5年毎	0.3	○	-	-	○	2009
18	小川	コア	-	OG-DB1	DB	140.59	36.94	635	成熟林	毎年	1.2	○	○	○	○	2004
19	カヤの平	コア	-	KY-DB1	DB	138.50	36.84	1495	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2005
20	おたの申す平	コア	-	OT-EC1	EC	138.50	36.70	1730	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2005
21	大山沢	コア	-	OY-DB1	DB	138.76	35.96	1425	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2008
①森林タイプ BC:針広混交林、DB:落葉広葉樹林、EC:常緑針葉樹林、EB:常緑広葉樹林、AT:人工林 *世界測地系(WGS84). # 自主調査による実施。 \$ 2010年で調査終了																

表2-2 つづき																
No	サイト名	サイトタイプ	プロット名	プロットID	森林タイプ ^①	経度*	緯度*	標高(m)	森林履歴	毎木調査間隔	面積(ha)	毎木	落葉落枝・ 落下種子	地表徘徊 性甲虫	鳥類	開始年
22	秩父	コア	秩父ブナ・イヌブナ林	CC-DB1	DB	138.80	35.94	1200	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2004
23		コア	秩父ウダイカンバ林	CC-DB2	DB	138.82	35.91	1090	二次林	5年毎	0.12	○	-	-	-	2004
24		コア	秩父18は1二次林	CC-DB3	DB	138.82	35.91	1090	二次林	5年毎	0.1	○	-	-	-	2004
25		コア	秩父矢竹沢	CC-AT1	AT	138.82	35.94	900	人工林	5年毎	計0.88	○	-	-	-	2004
26	芦生	コア	芦生柗上谷	AU-EC1	EC	135.74	35.35	750	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2007
27		コア	芦生モンドリ谷	AU-DB1	DB	135.74	35.35	720	成熟林	5年毎	1	○	-	-		2007
28	愛知赤津	コア	-	AI-BC1	BC	137.17	35.22	335	二次林	毎年	1	○	○	○	○	2004
29	上賀茂	コア	-	KG-EC1	EC	135.77	35.07	140	二次林	毎年	0.64	○	○	○	○	2007
30	和歌山	コア	-	WK-EC1	EC	135.53	34.07	825	高齡二次林	毎年	1	○	○	○	○	2005
31	市ノ又	コア	-	IC-BC1	BC	132.92	33.15	560	成熟林	毎年	0.95	○	○	○	○	2005
32	綾	コア	-	AY-EB1	EB	131.19	32.05	490	成熟林	毎年	1	○	○	○	○	2004
33	田野	コア	田野二次林	TN-EB1	EB	131.30	31.86	175	二次林	毎年	1	○	○	○	○	2004
34		コア	田野海岸林	TN-EB2	EB	131.26	31.38	26	二次林	-	0.1	-	-	-	-	2004
35	与那	コア	-	YN-EB1	EB	128.23	26.74	250	高齡二次林	毎年	1	○	○	○	○	2004
36	大雪山	準コア	-	TA-EC1	EC	143.10	43.66	975	成熟林	4年毎	1	○	-	-	○	2008
37	野幌	準コア	-	NP-DB1	DB	141.53	43.06	42	成熟林	5年毎	1.04	○	-	-	-	2005
38	仁鮎水沢 ^②	準コア	-	NB-EC1	EC	140.25	40.08	190	成熟林	-	1	-	-	-	-	2006 (2010終了)
39	大滝沢	準コア	-	OZ-DB1	DB	140.89	39.64	460	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2008
40	早池峰	準コア	-	HY-EC1	EC	141.50	39.54	1215	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2005
41	青葉山	準コア	-	AO-BC1	BC	140.85	38.25	120	成熟林	5年毎	1	○	○	○	-	2006
42	金目川	準コア	-	KK-DB1	DB	139.84	38.15	543	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2005
43	高原山	準コア	-	TK-DB1	DB	139.80	36.88	925	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2008

@森林タイプ BC: 針広混交林、DB: 落葉広葉樹林、EC: 常緑針葉樹林、EB: 常緑広葉樹林、AT: 人工林

① 世界測地系 (WGS84) ② 自主調査による実施。 \$ 2010年で調査終了

①森林タイプ BC: 針広混交林、DB: 落葉広葉樹林、EC: 常緑針葉樹林、EB: 常緑広葉樹林、AT: 人工林

*世界測地系(WGS84)。 # 自主調査による実施。 § 2010年で調査終了

表2-2 つづき

No	サイト名	サイトタイプ	プロット名	プロットID	森林タイプ ^①	経度*	緯度*	標高(m)	森林履歴	毎木調査間隔	面積(ha)	毎木	落葉落枝・落葉下種子	地表徘徊性甲虫	鳥類	開始年
44	筑波山	準コア	-	TB-DB1	DB	140.10	36.23	780	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2009
45	御岳濁河	準コア	-	NG-EC1	EC	137.46	35.93	1880	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2005
46	木曽赤沢	準コア	-	KI-EC1	EC	137.63	35.72	1175	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2008
47	西丹沢	準コア	-	TZ-DB1	DB	138.99	35.47	1150	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2008
48	富士	準コア	-	FJ-AT1	AT	138.87	35.41	1015	人工林	5年毎	計0.5	○	-	-	-	2004
49	大山文珠越	準コア	-	DI-DB1	DB	133.55	35.36	1110	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2006
50	函南	準コア	-	KN-EB1	EB	139.01	35.16	600	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2005
51	半田山	準コア	-	HD-DB1	DB	133.92	34.70	110	二次林	5年毎	1	○	-	-	○	2007
52	臥龍山	準コア	-	GR-DB1	DB	132.19	34.69	1150	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2008
53	春日山	準コア	-	KA-EB1	EB	135.86	34.68	310	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2006
54	宮島	準コア	-	MY-EB1	EB	132.33	34.30	100	成熟林/高齡二次林?	5年毎	1	○	-	-	-	2009
55	三之公	準コア	-	SN-EC1	EC	136.07	34.26	560	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2007
56	対馬龍良山	準コア	-	TT-EB1	EB	129.22	34.15	160	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2007
57	糟屋	準コア	-	KJ-EB1	EB	130.55	33.65	450	高齡二次林	5年毎	1	○	-	-	-	2006
58	佐田山	準コア	-	SD-EB1	EB	133.00	32.74	320	成熟林	5年毎	0.98	○	-	○ ^②	○	2007
59	椎葉	準コア	-	SI-DB1	DB	131.10	32.38	1190	高齡二次林	5年毎	1	○	-	-	-	2009
60	屋久島照葉樹林	準コア	-	YK-EB1	EB	130.39	30.37	150	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2006
61	屋久島スギ林	準コア	-	YS-EC1	EC	130.57	30.31	1200	成熟林	5年毎	1	○	-	-	○	2007
62	奄美	準コア	-	AM-EB1	EB	129.45	28.33	330	高齡二次林	5年毎	1	○	○	○	○	2005
63	小笠原石門	準コア	-	OW-EB1	EB	142.16	26.68	290	成熟林	5年毎	1	○	-	-	-	2005
64	西表	準コア	-	IR-EB1 (仮)	EB(仮)	123.90	24.35	140	成熟林	4年毎	1	-	-	-	-	2009

①森林タイプ BC:針広混交林、DB:落葉広葉樹林、EC:常緑針葉樹林、EB:常緑広葉樹林、AT:人工林

*世界測地系(WGS84)。# 自主調査による実施。

表 2-3 コアサイト・準コアサイトの国土区分²と気候帯別配置。

生物多様性保全 のための 国土 10 区分	亜高山帯・ 亜寒帯	冷温帯	暖温帯	亜熱帯	二次林等 *	人工林
(1)北海道東部 区域	■大雪山	△雨龍 ○足寄	該当なし	該当なし	(○足寄)	
(2)北海道西部 区域		○苫小牧 ○野幌	該当なし	該当なし	(○苫小牧)	(×苫小牧)
(3)本州中北部 太平洋側区域	■御岳濁河	○小川 ○秩父 ○大山沢 ○高原山 ○那須高原 △青葉山 ■木曾赤沢		該当なし	(○秩父)	(×秩父) ×富士
(4)本州中北部 日本海側区域	■おたの申す平 ■早池峰	○カヌマ沢 △大滝沢 ■仁鮎水沢** ○金目川 ○カヤの平	該当少ない	該当なし		
(5)北陸・山陰 区域	該当少ない	■大佐渡 ○大山文殊越 ○臥龍山 ■芦生	■上賀茂	該当なし	○小佐渡	
(6)本州中部 太平洋側区域		○西丹沢 ○筑波山	●函南 ●春日山	該当なし	△愛知赤津	
(7)瀬戸内海 周辺区域	該当なし	該当少ない	●宮島	該当なし	○半田山	
(8)紀伊半島・四 国・九州区域		○椎葉	■和歌山 △市ノ又 ■三之公 ●田野 ●綾 ●対馬龍良 ●佐田山 ●糟屋 ●屋久島照葉樹 林 ■屋久島スギ林	該当なし		
(9)奄美・琉球 諸島区域	該当なし	該当なし	該当少ない	●与那 ●奄美 ●西表		
(10)小笠原諸島 区域	該当なし	該当なし	該当少ない	●小笠原石門		

表中の凡例は図 2-1 と同じ。また、括弧書きはコアサイトの複数ある調査区のうち一部が該当する場合。
 表中の「該当なし」又は「該当少ない」は、日本において、そこに該当する森林が「ない」又は「少ない」ことを表す。
 * ここではコナラやカンバ類などの陽樹が優占するなど、種類組成が人為による影響を大きく受けた森林を指す。
 ** 仁鮎水沢は 2010 年度で調査を終了した。

² 日本列島の地史的成立の経緯、気温や年間降水量等、日本の生物相を規定している要素をもとに、環境省が 1997 年「生物多様性保全のための国土区分」として日本全国を 10 地域に区分したものを用了。

2. 2. 一般サイト配置状況

一般サイトの調査サイトは、なるべく全国に均一な配置となるように配置した（図 2-4、表 2-4）。サイト数は第 1 期の森林 253 サイト、草原 53 サイトから、第 2 期には森林 345 サイト、草原 74 サイトとサイト数を増やした。解析可能のデータの取得状況は、表 2-5 のようになった。

概ね均等に配置され、様々な植生が含まれている。各調査地は 5 年に 1 回のモニタリングを行った。

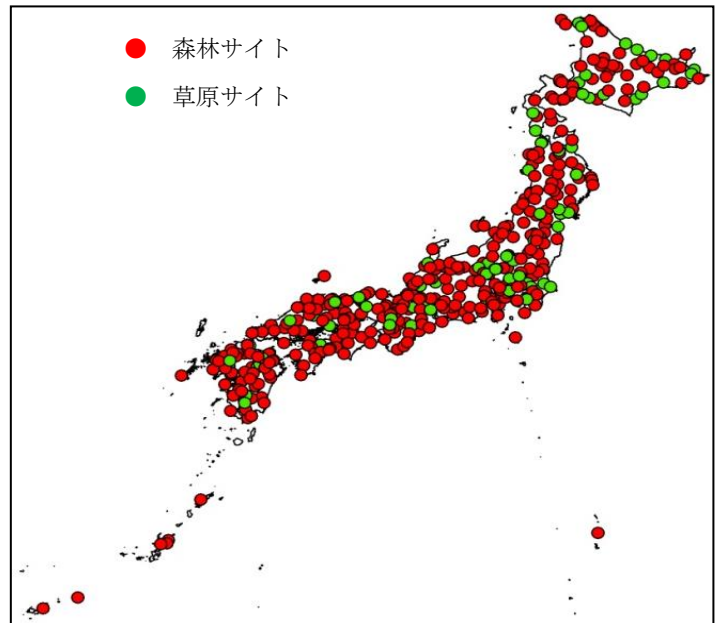


図 2-4 一般サイト配置状況。

表 2-4 一般サイト配置状況。

森林サイト

標高帯 \ 国土10区分	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	総計
2250m			1								1
2000m				2							2
1750m	1			5				1			7
1500m			4	4		1		2			11
1250m			9	1	2	2		6			20
1000m	2		7	9	7	4	3	9			41
750m	2	2	3	10	6	4	7	10			44
500m	7	7	7	14	13	6	16	13	2		85
250m	11	15	11	15	17	21	10	29	4	1	134
総計	23	24	42	60	45	38	36	70	6	1	345

草原サイト

標高帯 \ 国土10区分	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	総計
1750m			1	1				2			4
1500m				3							3
1250m				1				1			2
1000m			2	2	2		1	1			8
750m				2	1			3			6
500m			1	1	1		1	1			5
250m	11	8	6	5	1	9	3	3			46
総計	11	8	10	15	5	9	5	11	0	0	74

1:北海道東部区域、2:北海道西部区域、3:本州中北部太平洋側区域、4:本州中北部日本海側区域、5:北陸・山陰区域
6:本州中部太平洋側区域、7:瀬戸内海周辺区域、8:紀伊半島・四国・九州区域、9:奄美・琉球諸島区域、10 小笠原諸島区域



図 2-5 森林調査地の一例（北海道西岡水源地）。 図 2-6 草原調査地の一例（徳島県三嶺）。

表 2-5 一般サイトデータ取得状況。

繁殖期

データ取得年度		2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度
国 土 1 0 区 分	森林	40	75	73	81	67
	1	1	10	3	7	2
	2	5	1	8	7	2
	3	2	6	12	10	10
	4	9	11	12	13	12
	5	3	13	6	10	12
	6	8	9	6	12	3
	7	5	6	8	13	4
	8	7	17	15	9	20
	9		2	3		1
	10					1
国 土 1 0 区 分	草原	7	17	16	21	12
	1	2	2	1	3	3
	2		3	1	1	2
	3	1	1	2	4	2
	4	1	5	4	4	1
	5	1		3	1	
	6		2	2	4	1
	7	1	1	2	1	
	8	1	3	1	3	3

越冬期

データ取得年度		2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度
国 土 1 0 区 分	森林	43	47	51	64	48
	1	1	3		5	1
	2	3		4	6	2
	3	3	5	10	10	8
	4	6	3	4	3	2
	5	3	12	5	8	7
	6	10	6	5	11	3
	7	8	3	7	12	4
	8	9	13	13	9	19
	9		2	3		1
	10					1
国 土 1 0 区 分	草原	11	6	13	13	7
	1	2		1		2
	2	1		1	1	2
	3	1	1	2	2	
	4	3	1	2	1	
	5	1		2	1	
	6	2		2	4	1
	7	1	1	2	1	
	8		3	1	3	2

1: 北海道東部区域、2: 北海道西部区域、3: 本州中北部太平洋側区域、4: 本州中北部日本海側区域、5: 北陸・山陰区域
6: 本州中部太平洋側区域、7: 瀬戸内海周辺区域、8: 紀伊半島・四国・九州区域、9: 奄美・琉球諸島区域、10: 小笠原諸島区域

3. 調査方法

3. 1. コアサイト・準コアサイト調査方法

コアサイト・準コアサイトでは、毎木調査、落葉落枝・落下種子調査、地表徘徊性甲虫調査、鳥類調査を行っている。コアサイトでは上記4つの調査を毎年行い、準コアサイトでは、毎木調査および鳥類調査を5年間に1回の頻度で行っている。

毎木調査では、1 ha の調査区内の胸高周囲長³15cm 以上の樹木すべてを対象とし、その樹種を記録し、胸高周囲長を測定した（図 3-1B）⁴。

落葉落枝・落下種子調査では、上記の毎木調査を実施した調査区内にリタートラップを25 個設置して、落葉量、落枝量、繁殖器官（種子・果実・花など）およびその他（樹皮やこけ、昆虫の糞など）の量を調べた（図 3-1C）⁴。

地表徘徊性甲虫調査では、ピットフォールトラップ法を用いて甲虫類を採集した^{4,5}。調査区内に5箇所の固定サブプロット（5 m 四方）を設け、各サブプロットに4 個の落とし穴状のトラップ（口径 90mm、深さ 120mm、ベイト（餌）は使用しない）を72 時間設置し（図 3-1D）、その間に落下した甲虫類の個体数、バイオマス（乾燥重量）、種数を調べた。甲虫類が活発に活動する4 月下旬～11 月上旬に、およそ1 ヶ月～1 ヶ月半の間隔で、年4 回の調査を実施した。得られた甲虫類の大半を占める、オサムシ科、シデムシ科、ハネカクシ科の大型地表性種、センチコガネ科の甲虫は、分散能力が低く、生息範囲が限定され、環境変化の影響を指標しやすい分類群と考えられるため、種までの同定を行った。

本調査では同一地点で長期間に渡って採集を行うため、調査労力、調査による攪乱、採集による個体群への影響を低く抑える必要があり、採集圧を弱く（トラップ数・採集日数・採集頻度を少なく）設定している。そのため、低密度種の生息状況の評価に適しているとはいえない。また、ピットフォールトラップによる捕獲個体数は、生息密度だけでなく採集時の活動性も反映する。採集を行う期間が限られているため、採集日の気象条件（天候、気温など）や、活動の季節性（ピーク時期など）の年による違いも、その年の総捕獲個体数に大きな影響を及ぼす可能性がある。このように、年々の捕獲個体数には様々な要因によるばらつきが含まれると考えられ、解釈には慎重を要するが、その長期的な変化傾向は生息密度の変化傾向を反映するものと期待できる。従って、優占する分類群の長期的な変化傾向に注目して結果を解釈することが妥当であると考えられる。

また、各調査時に、サブプロット内の林床植生（5 m 四方、高さ 60cm 以下）の被度を目視で測定した^{4,5}。さらに、各サブプロットにおいて、堆積落葉層（25cm 四方）の乾燥重量、炭素・窒素濃度の測定（通常年1 回、5～10 月）、表層土壌（20cm²、深さ 0～5 cm）の

³ 地上高 1.3m の幹の周囲長

⁴ 詳細は参考資料5 の調査マニュアルに記載している。

⁵ 2004 年度は、調査の時期や手法が他の年度と異なる場合があるため、多くの場合解析から除外した。

炭素・窒素濃度の測定（2005、2010 年度）、堆積落葉層中および表層土壌中におけるセルロース紙（5 cm 四方）の分解速度の測定（2004～2008、2012 年度）を行った^{4,5}。堆積落葉層の測定値は大きな季節変化を示したが、同一調査地でも年によって採取時期にばらつきがあるため、複数年のデータを比較、解析する際は以下のように採取時期の影響を補正した値を用いた。まず、同一調査地の全年度・全サブプロットの6月（または5月）～9月（または10月）の実測値（乾重、窒素濃度の場合は対数変換値）を採取日（1月1日からの日数）で直線回帰した（図 3-2）。この回帰線上の値を、この期間の平年値とみなし、回帰線からの残差を、平年値からの偏差とみなして実測値の代わりに各解析に用いた。



図 3-1 (A)対馬・龍良山サイトの様子、(B)幹の太さを測る毎木調査、(C)リタートラップに落ちた葉、枝、種子、果実などを回収、(D)地表徘徊性甲虫を捕獲するためのピットフォールトラップ、(E)地表徘徊性甲虫の標本。

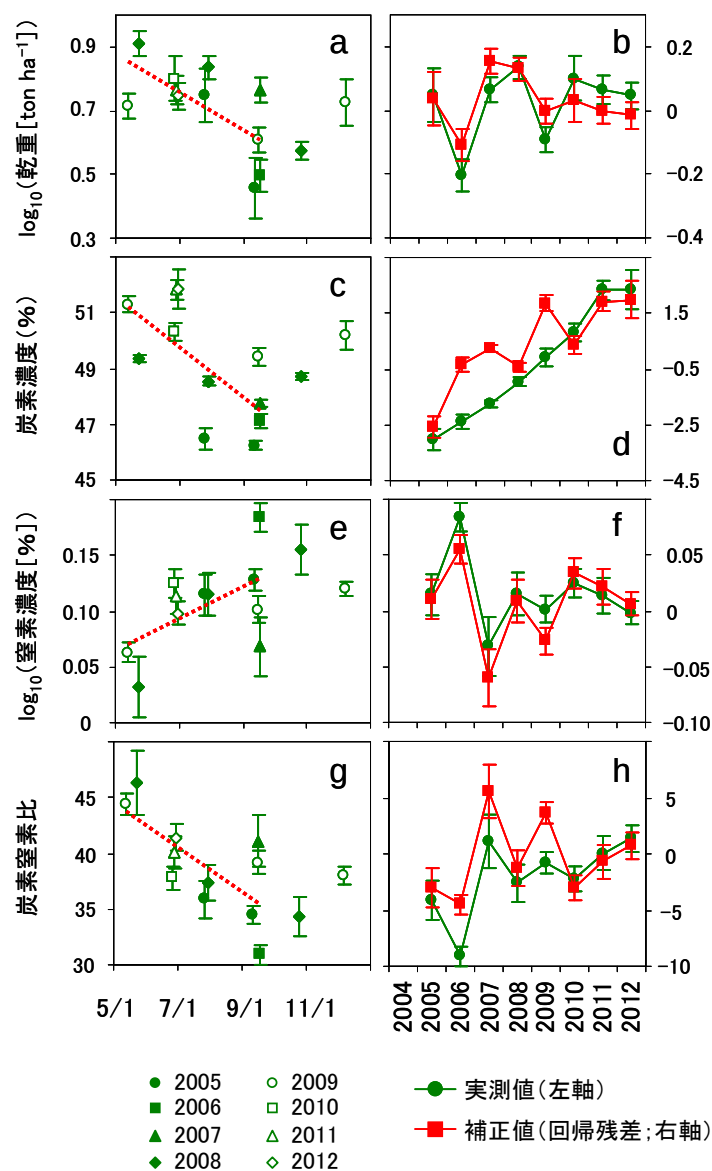


図 3-2 堆積落葉層の測定値の補正の例。奄美調査区における堆積落葉層の(a)(b)乾重、(c)(d)炭素濃度、(e)(f)窒素濃度、(g)(h)炭素窒素比の、(a)(c)(e)(g)季節変動と、(b)(d)(f)(h)実測値(●)および補正值(回帰残差; ■)の年変動(平均±標準誤差)。点線は、5～9月の実測値の、日にち(1月1日からの日数)による回帰直線。

鳥類調査は、繁殖期と越冬期の年2回、スポットセンサス法により実施した。各調査サイトに5つの定点を設定し(森林プロットの中もしくはできるだけ近くに1点を設定)、定点より50m以内の調査範囲内に出現する鳥類の種と数、位置を記録した。また、調査範囲外に出現した種も併せて記録した。調査頻度は、1回の調査を10分間とし、繁殖期と越冬期にコースをそれぞれ4回踏査(2回×2日)し、調査時期としては、繁殖期の調査は、

繁殖期前半に1日と繁殖期の最盛期に1日の計2日間、越冬期の調査は2週間以上空けて2日間行った（図 3-3）。ただし、多雪地域での越冬期調査は行わなかった。調査の時間帯としては、繁殖期には、鳥類は早朝に活発でよくさえずり、時間とともにさえずらなくなるので、日の出時刻から概ね8時までに調査を終えることとし、越冬期では、繁殖期に較べて調査時間帯による鳥類の記録への影響は少ないことから、午前中に調査を実施するものとした。

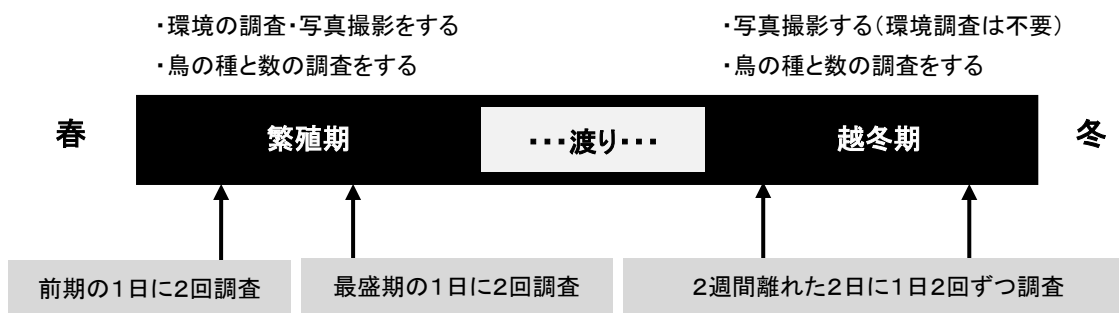


図 3-3 コア・準コアサイト鳥類調査のスケジュール。

3. 2 一般サイト調査方法

一般サイトでは、1つのサイトについておおむね5年に1回、繁殖期（4～7月上旬）と越冬期（12月中旬～2月中旬）を調査することとしている。ただし、多雪地域や高標高のサイトにおいて、越冬期の調査が困難な場合は、繁殖期のみの調査でも可としている。

調査方法は、第2期調査の初年度である2008年度より、それまでのラインセンサス法にかえて、スポットセンサス法を採用した（詳細はコラム3-2参照）。各サイトにおいて、延長1kmの調査路に100m以上の間隔を置いて5つの定点（A～E）を設けた。繁殖期には、繁殖期前半の1日に各定点2回ずつ（調査路の往復）、繁殖最盛期にも同様に1日に各定点2回ずつ、合計で各定点4回の調査を行った。往路の調査終了後、復路の調査開始までには15分以上の間隔をあけた。越冬期にも同様に、2週間以上間隔をあけた2日間で、各定点合計4回の調査を行った。1回の調査は、各定点で10分間、半径50m以内の範囲とそれ以上の範囲に分けて、目視あるいは鳴き声を確認した鳥類の種類と個体数を記録した。記録は10分間を2分ごとの5回に分けて行った。調査時間帯は、繁殖期は4:00から9:00まで、越冬期は8:00～11:00の間に設定している。雨天と強風の時には調査を行わなかった。

個体数については、各定点の50mの範囲内で2分毎に得られたデータのなかで種毎の最大値をその地点の個体数とし、5つの定点の合計個体数を調査サイトの個体数とした。また、出現種類については、範囲外も含めた確認種を解析に用いた。

■コラム 3-1：アメダスと各サイトの気象データの相関について

日高 周 （モニタリングサイト 1000 森林・草原調査ネットワークセンター）

本報告書では、気象環境因子と樹木・昆虫・鳥の生物活動の関係について、主に気温および降水量の月間・年間平均値を使用してデータ解析を行った。各サイトの気象観測は、サイトを運営する大学演習林や森林総合研究所および個々の研究者が行っているが、調査区が遠隔地にあることなどの理由から気象観測を行っていない場合もある。そこで、本報告書では、統一的な基準をもった気象データを用いて解析を行うために、気象庁が公表している気象統計情報のアメダスのデータ (<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>)、および、国土交通省国土制作局が公表している国土数値情報の平年値メッシュデータ (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02.html>) を基にした気象データを解析に使用した。解析の目的に応じて、サイト内での気象変化と生物の関係を検証する場合にはアメダスを基にした気象データを使用し、サイト間での地理的な気象の違いと生物の関係を検証する場合には平年値メッシュデータを使用した。

アメダスデータを使用する場合は、調査区とアメダス観測値の間に標高差（表 1）があるため、気温低減率 $0.55^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ を用いて、気温を補正した。また、このアメダスデータに基づいた補正気象データが、調査区の気象をどの程度正しく指標できているかどうかについて検討するために、気象観測を行っているサイトの気温データとアメダスに基づく補正気温データの相関を調べた。大学演習林が運営するサイトの気象観測データは、全国大学演習林協議会 LTFHR データベースが公開している全国森林気象データベース (<http://forcen01.forest.kyushu-u.ac.jp/Kenkyu/ltfhr/> 全国大学演習林協議会 LTFHR データベース運営委員会) や各大学が公開しているデータを使用した。その結果、いずれのサイトでも回帰式の決定係数が 0.99 以上と高い値を示し、気温データ間に高い相関があることが確認された。一方、回帰式の傾きや切片の値から、アメダスの気温データを補正して使用する場合は、実際の気温との間に少なくとも数%の推定誤差が生じること、その推定気温は実際の気温よりも過小に推定・算出される場合があることが確認された（図 1）。これらのことから、本報告書において、アメダスに基づく気象データを使用した解析結果で示されている気温（絶対値）は真値ではないことに注意する必要がある。一方、いずれのサイトでも観測値と推定値の相関は高いことから、アメダスに基づく補正気象データは各調査区内での気温の年変化（相対値）を概ね正確に指標しており、各調査区での気温変化と生物の関係を解析した結果はその特徴・傾向を正しく示していると考えられる。

一方、メッシュ平年値は、過去 30 年間の観測値を基に、気象台やアメダス観測所の無い所でも地形などの影響を考慮して 1 km メッシュ（3 次メッシュ）で気象データが推定・算出されている。そのため、調査区を含む 1 km メッシュの平年値データを使用した解析結果は、その調査区の気象環境を十分に反映していると考えられる。

表 1 各調査区の気象データに用いたアメダス観測地(観測地名、調査区とアメダス気象観測地の標高(m)、その間の距離(km))の一覧。毎木調査、落葉落枝・落下種子調査、地表徘徊性甲虫調査を行っている調査区のみ抜粋。

調査区名	アメダス観測地	標高(調査区)	標高(アメダス)	距離
苫小牧成熟林	苫小牧	80	6	10
カヌマ沢溪畔林	若柳	435	100	18
大佐渡	弾崎	870	58	15
小佐渡豊岡	両津	125	2	14
小川	上遠野・東白川	635	125・183	16
秩父ブナ・イヌブナ林	秩父	1200	232	25
秩父ウダイカンバ林	秩父	1090	232	24
愛知赤津	豊田	335	75	10
綾	西都	490	11	19
田野二次林	宮崎	175	9	14
与那	奥	250	232	11
雨龍	朱鞠内	335	255	13
足寄拓北	足寄	360	90	7
足寄美盛	足寄	340	90	4
カヤの平	野沢温泉	1495	571	11
おたの申す平	草津	1730	1223	13
和歌山	清水	825	240	10
市ノ又	江川崎	560	60	12
芦生枡上谷	美山	750	200	17
上賀茂	京都	140	41	7
大山沢	秩父	1425	232	25
奄美	名瀬	330	3	6
青葉山	仙台	120	39	4

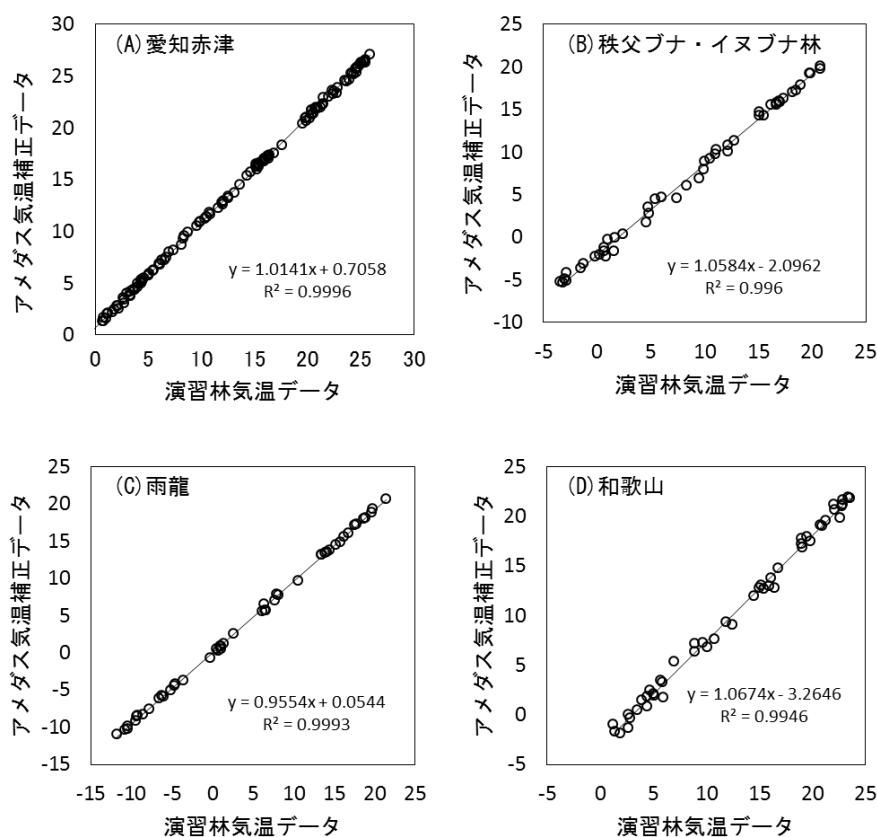


図1 各サイトで観測された月平均気温とアメダスデータから推定・算出された月平均気温の関係。使用したデータは(A)愛知赤津、2001年1月から2011年12月、(B)秩父ブナ・イヌブナ林、2004年1月から2007年12月、(C)雨龍、2004年1月から2007年12月、(D)和歌山、2004年1月から2007年12月。

■コラム 3-2：鳥類調査の第1期のラインセンサス法とスポットセンサス法の比較

植田 睦之 （モニタリングサイト 1000 森林・草原調査事務局）

第1期のラインセンサスでは各調査地に1 km の調査経路を設定し、そこを時速約 2 km で歩行しながら出現する鳥類の種と数を記録した。道から片側 50m の 100m 幅の内側を調査範囲内とし、調査範囲内外に分けて記録した。しかし、ラインセンサスでは調査が難しい調査地があったことや、調査時間に個人差が大きく生じるという問題点がわかった。そこで、第2期からは、植生等の周辺環境との対応が明確であること、調査者の個人差を小さくできる、歩行しながらの調査が困難な急傾斜地や藪の多いルートでも調査可能であるスポットセンサス法に変更することで、この問題を解決、緩和した。

変更にあたり、ラインセンサス法とスポットセンサス法を同時に行なうことで確認種数および個体数の把握状況を比較した（平野ほか 2009、植田ほか 2009）。比較の結果、スポットセンサスの方がラインセンサスよりも多くの鳥を記録することができ、4回の調査で確認種数はほぼ飽和した（図1）。また、個体数についてもスポットセンサスとラインセンサスの間では一定の相関が認められ、ラインセンサス法で得た第1期の結果と大まかな比較は可能であることが確認できた。さらに、ラインセンサスの場合、ライン上に様々な環境が含まれるサイトがあるが、スポットセンサスへの変更によって、森林サイトでは森林環境のみ、草原サイトでは草原環境のみの調査とすることと、植生と鳥類の調査結果を一対一で対応させることが可能になった。

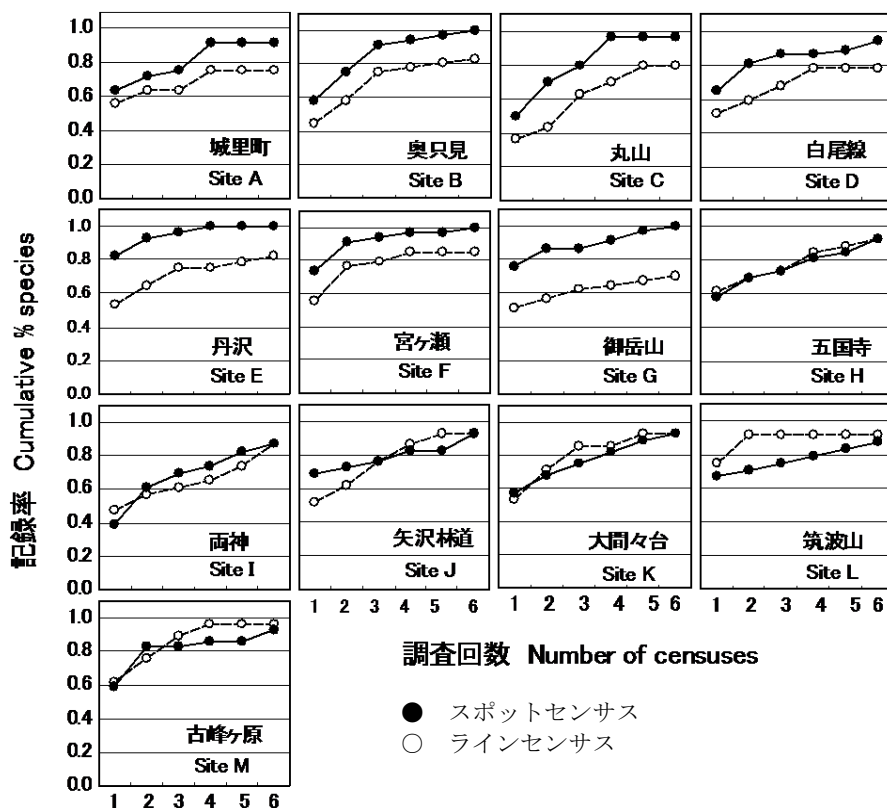


図1 調査方法の違いによる確認種数の比較。

引用文献

- 植田睦之・平野敏明・川崎慎二・黒沢令子・村濱史郎・青木則幸・今森達也・福田佳弘・馬田勝義・金井裕（2009） 草原の鳥類のモニタリングにおけるスポットセンサス法の有効性 ―ラインセンサス法との鳥の記録率の比較―. *Bird Research* 5: T23-T32.
- 平野敏明・植田睦之・今森達也・川崎慎二・内田博・加藤和明・金井裕（2009） 森林におけるスポットセンサスとラインセンサスによる鳥の記録率の比較. *Bird Research* 5 : T1-T13.

4. 森林・草原生態系の課題と解析の方向性

4. 1. 生物多様性の4つの危機とモニタリングサイト 1000

(1) 生物多様性の4つの危機

現代の日本は国土の約7割を森林で覆われており、世界でも稀なほど森林に恵まれた国である。私たちは森林から多くの自然の恵みを受けて生存してきた。森林は多様な生物の関わり合う生態系であり、生物多様性によって支えられている。しかしながら、国内各地の生態系では人間活動が引き起こした変化によって生物多様性が危機に瀕しており、多くの生物が危機的な状況にあると考えられている。2013（平成25）年に発表された生物多様性国家戦略 2012-2020 では、現在の生物多様性の危機をその原因および結果から、次の4つに類別している。

第1の危機は、開発や乱獲など人が引き起こす負の影響要因による生物多様性への影響である。森林の伐採や他用途への転用および個体の乱獲、盗掘、過剰な採取など直接的な生物の採取が含まれる。直接的な採取の影響として、実際に、琉球列島の森林に生息するトカゲモドキ類などの爬虫類やマルバネクワガタ類などの昆虫類では飼育や標本を目的とした乱獲で、また、愛好家の多いラン科植物やカンアオイ類、テンナンショウ類などの植物では栽培・観賞を目的とした過剰な採取によって生息・生育状況が悪化している種がある。

第2の危機は、第1の危機とは逆に、自然に対する人間の働きかけが縮小撤退することによる影響である。里地里山の薪炭林や農用林などの里山林、採草地などの二次草原は、以前は経済活動に必要なものとして維持されてきた。しかし、こうした里山や草原が利用されなくなった結果、その環境に特有の生物が危機に瀕している。一方で、ニホンジカやイノシシなどの生息数が増加し、分布が拡大することで、深刻な農林業被害や生態系への影響が発生している。

第3の危機は外来種など人間により持ち込まれたものによる危機である。国内の他の地域から持ち込まれたものを含め、ブラックバスやマングースなどの外来種は、その地域にもとからいた生物を食ったり、生息・生育場所や食物を奪ったり、交雑して遺伝的な攪乱をもたらすなど、地域固有の生態系を脅かしている。

第4の危機は地球温暖化など、地球環境の変化による生物多様性への影響である。地球温暖化のほか、強い台風の頻度が増すことや降水量の変化などの気候変動、海洋の一次生産の減少および酸性化などの地球環境の変化は、生物多様性に深刻な影響を与える可能性があり、その影響は完全に避けることはできないと考えられている。

過去50年間の日本の生物多様性の変化状況を評価した生物多様性総合評価報告（2010年発表）によると、森林生態系における損失の状態は以下のように評価されている。

森林生態系の状態は1950年代後半から現在に至る評価期間において損なわれており、長期的には悪化する傾向で推移している。

○森林全体の規模に大きな変化はみられないが、人工林への転換等によって自然性の高い森林が減少した。森林の連続性も低下している【第1の危機】

○評価期間後半を通して、自然性の高い森林の減少速度は低下したものの、二次林や人工林の生

態系の質が低下する傾向にある【第2の危機】

○近年、シカの個体数の増加、分布の拡大による樹木や下層植生に対する被害が顕在化している。

また、地球温暖化によると思われる高山植生への影響等が報告されている【第2・第4の危機】

○現在、社会経済状況の変化によって、森林における開発や改変の圧力は低下しているが継続的な影響が懸念される。

（2）モニタリングサイト 1000 の目的

モニタリングサイト 1000 は 2002（平成 14）年に策定された新・生物多様性国家戦略において自然環境の劣化を早期に把握し、要因を特定するなど戦略的な保全施策の推進に資するより質の高いデータを継続的に収集するため、1973（昭和 48）年から環境庁（当時）が実施してきた自然環境保全基礎調査の新たな展開として、2003（平成 15）年より開始した。本事業はわが国の代表的な生態系に約 1000 箇所のサイトを設け、動植物およびそれらの生息・生育環境に関する情報を長期にモニタリングするものである。

（3）統一的な手法による長期・広域・多地点観測の必要性

モニタリングサイト 1000 での森林・草原調査は 2003（平成 15）年から、統一的な手法により全国の約 50 ヶ所に面積 1 ha 程度の調査サイトを設定し、毎年もしくは 5 年に 1 回の調査を、長いところでは既に 10 年以上継続しており、今後も 100 年に渡って継続することを目指している。本事業が目的とする保全施策の推進に資する質の高いデータを継続的に収集する。統一的な手法により長期・広域・多地点で観測を行う理由について以下に示す。

①**長期観測の必要性**：森林は構成する樹木の寿命は人間よりも長く、成長が遅く、毎年の四季に応じて一定の時期に落葉や開花・結実が起こり、本来的には安定した生態系である。一方で、数年に一度は台風によって倒木や根返りが生じたり、ごく稀に大雨で斜面崩壊や地滑りが生じたり、病害虫が発生して枯死木が一時的に増えたり、サイズ、頻度、強度の異なる様々な攪乱が起こる。また数年の周期で結実に豊凶があり、年ごとの気象条件によって開花や落葉の時期にズレが生じる。そのため、短期の調査では、観察した現象が一時的なものか、より長期に継続する傾向であるのかを判断できない。森林生態系がどのような状態にあるのかを正しく理解するためには長期に観測を行う必要がある。

②**広域観測の必要性**：森林の樹木には優占種と呼ばれ、数が多く、どこにでも分布する樹種もあるが、ごく少数でまれにしか見られない樹種も多い。また多くの樹種が、尾根や谷等の特定の地形条件の場所に偏って分布する。さらに極相に近い自然林であっても様々な自然攪乱によって生じる林冠ギャップが不規則に分布し、各々のギャップが稚樹の成長によって更新される多様な発達段階の途上にあるため、林齢の異なる林分がパッチ状に組み合わさっている。そのため、森林の構造を理解するには小面積の調査では困難で、ある程度の広い面積を対象とした調査が必要である。

③**多地点観測の必要性**：日本の国土は南北に長く、亜熱帯から亜寒帯まで異なる気候帯にまたがり、降水量や降水の季節変化の傾向も地域によって様々である。同時に多数の山地を抱えており低山帯から高山帯まで標高に従った気温の変化も顕著である。各地域には主にその地域の気候

に対応した常緑広葉樹林、落葉広葉樹林、針葉樹林等、様々なタイプの森林が分布している。加えて、地史的な成立経緯も森林の構成種に影響している。そのため、日本の森林の状況を把握するためには、各地域の代表的な森林タイプを網羅するように調査地を設置する必要がある。

さらに一つの調査地で特定の変化が観察された場合に、その地域特有の現象であるのか、近隣地域でも同じように観察されるものか、あるいは全国に共通する変化傾向であるのか判断を要する場合もある。このような地域的現象と広域的現象の区別を行うには、少数の調査地の観察データでは困難なため、全国に一定数以上の調査地を設けることが必要である。

④調査手法の統一の必要性：大面積を調査するための労力は大きく、作業を複数の調査者で分担する場合が多い。また一人の調査者が調査に参加できる年数は限られるため、モニタリングの年数が長くなれば調査を後継者に委ねる必要が生じる。もし、調査者の間や調査の実施年の間で手法が異なれば、得られたデータを解析しても、サイト内や経年的なデータの変化が、生態系の変化であるのか、手法の差による違いであるのか判断ができない。またサイト間を比較する場合にも、同一の手法で得られたデータであれば、手法や精度の違いを考慮せずにデータを比較して、サイト間の違いを明らかにすることができる。そのため、長期・広域・多地点モニタリングの実施には、いくらかのトレーニングを積みれば誰もが実施可能な統一された調査手法を複数の調査者の間で共有し、それを継承することが不可欠となる。

4. 2. 日本の森林・草原生態系の状況

（1）人間の利用による植生の変化＜第1の危機＞

日本列島は、少なくとも後期旧石器時代以降、継続して人間の生活の場となっており、現在見られる大部分の自然が人間活動の影響を強く受けている（湯本 2011）。人間は燃料や建築材とする木材、牛馬の飼料とする下草、農地の肥料とする柴草、食糧となる鳥獣や山菜、キノコ類等を得るため森林を利用してきた。かつては日本列島のほとんどが自然林であったと考えられるが、縄文時代以降、幾度も森林が伐採されてそのたびに二次林的な森林がある程度回復するということを繰り返した。しかしながら伐採技術および木材運搬技術の革新と増大する木材需要にともなって原生林は現代まで着実に面積を減らした（辻野 2011）。

Totman (1989) によると、明治期以前の日本において深刻な森林消失が見られた時期が2回あったとされる。古代の律令国家が成立した時期（西暦 600～850 年頃）には、宮廷や寺院、神社等の建設ブームが巻き起こり、畿内盆地に隣接した山地にあってアクセスできる原生の高齢林は全て伐採された。また戦国時代末期に豊臣秀吉が全国を平定し、彼の死後に徳川家康が幕府を開いた時期（西暦 1570～1670 年）には、大規模な城郭、城下町、寺社等の建設とその維持、また増大する人口を賄うため大量の木材が必要となり、九州から本州北部にかけて大規模な森林消失が広がり、全国的な木材枯渇を招いた。

この近世の森林荒廃を契機として利用制限を始めとする森林管理、および育成林業が盛んになり、森林の荒廃は緩和される。しかし太平洋戦争とその後の復興期にも木材需要が急増し、国内の自然林が急速に伐採された。戦後復興期の 1950 年代、森林の伐採面積は国有林と民有林を合わせて年間 70 万 ha を超えており、毎年国土の 2%程度の面積を伐採していた（図 4-1）。また同時期に国土緑化運動が始まり、1950～1970 年代にかけて主に広葉樹からなる自然林を伐採した

跡地に、スギやヒノキ、カラマツ、アカマツ等の針葉樹を植林する拡大造林政策が行われた。1950～1970年までの人工造林面積は年間30万ha以上で、最盛期には40万haに達しており、毎年国土の約1%の面積で植林を行っていた（図4-2）。

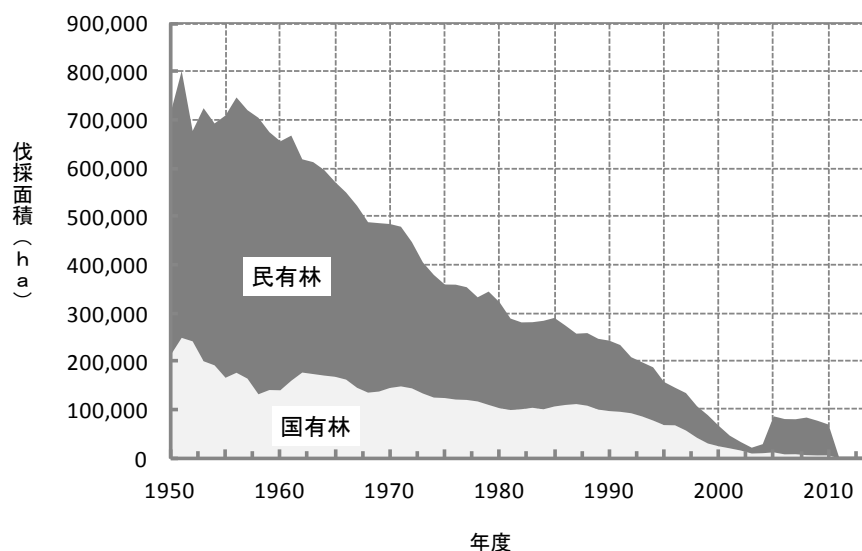


図4-1 1950年以降における伐採面積の推移。 出典：林野庁「森林・林業統計要覧」

ただし民有林の伐採面積は2005年度以降算出方法を変更している。

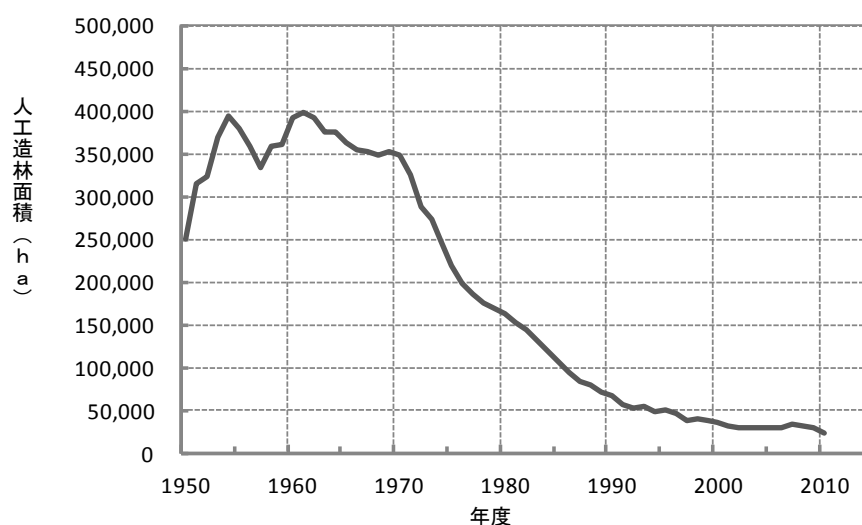


図4-2 1950年以降における人工造林面積の推移。

出典：林野庁「森林・林業統計」および「森林・林業白書参考資料」

第5回自然環境保全基礎調査によると、現代の日本において森林と草原は71.2%の面積を占めており、そのうち自然草原が1.1%、自然林が17.9%で、二次林・植林地・二次草原を合わせた面積は52.3%である（図4-3）（環境庁・アジア航測株式会社1999）。また、戦後の拡大造林の結果、現在の植林地の面積は1000万haを超えており、国土の24.8%を占めている（図4-3）。

人間活動によるもう一つの森林への影響として、その連続性の低下がある。森林の連続性の低下は生物の移動と交流を妨げるため、生物多様性への影響が懸念されている。現在、奥羽山脈や飛騨山脈などの脊梁山脈に沿って連続性の比較的高い森林があり、農地、市街地といった他の土地利用や道路などにより分断された森林がこれを取り巻いている。北海道、東北、中部地方では分断の度合いが低く、関西、中国、九州地方では連続性が低い傾向がみられる（環境省生物多様性総合評価検討委員会 2010）。

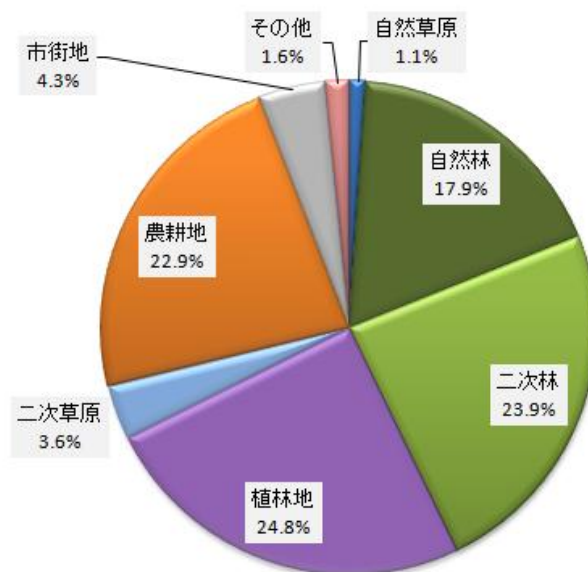


図 4-3 現在の日本の植生面積割合。

出典：環境庁「第 5 回自然環境保全基礎調査植生調査」データより作図。解析に使用した衛星画像データは 1990～1995 年のものであるが、1990 年代から現在まで植生改変はほとんど生じておらず、現在の植生面積割合と大きな違いはないと考えられる。図中の各要素と植生自然度との対応は次の通り。

各要素	植生自然度	区分内容
自然草原	10	高山ハイデ、風衝草原、自然草原等、自然植生のうち単層の植物社会を形成する地区
自然林	9	エゾマツ・トドマツ群集、ブナ群集等、自然植生のうち多層の植物社会を形成する地区
二次林	8 および 7	ブナ・ミズナラ再生林、シイ・カシ萌芽林等代償植生であっても、特に自然林に近い地区と、クリ・ミズナラ群落、クヌギ・コナラ群落等、一般に二次林と呼ばれる代償植生地区を含む
植林地	6	常緑針葉樹、落葉針葉樹、常緑広葉樹等の植林地
二次草原	5 および 4	ササ群落、ススキ群落等の背丈の高い草原とシバ群落等の背丈の低い草原を含む
農耕地	3 および 2	果樹園、桑園、茶畑、苗圃等の樹園地と畑地、水田等の耕作地、緑の多い住宅地を含む
市街地	1	市街地・造成地等の植生のほとんど存在しない地区
その他	その他	自然裸地・開放水域・不明区分

■コラム４－１：森林の伐採や開発の鳥への影響

片山 直樹 （独立行政法人農業環境技術研究所）

第１期の一般サイトのデータと、モニタリングサイト 1000 里地調査の結果をあわせ、伐採や開発による森林率等の変化が鳥の生息に与える影響を検討した。この内容は、片山ほか（2013）として、生態学会大会で発表したものである。

○鳥の生息に与える環境のスケールの検討

同時自己回帰モデルを使い、レッドリスト種と普通種の生息に影響する環境スケールを検討した。

種数＝調査回数＋気候・生産性＋局所森林率＋景観

のモデルの「景観」の記載スケールを調査地から 1 km 以内の森林面積・景観多様度、3 km 以内、5 km 以内、10 km 以内と変化させ、どのスケールのモデルのあてはまりが良いかを AIC によりモデル選択した。

レッドリスト種（環境省のレッドリスト掲載種に加え、都道府県別のレッドリストで 20 以上あるいは 10 以上の都道府県別リストに掲載されているもの）の種数は 10 以上あるいは 20 以上の都道府県別リストに掲載されているものでも、周囲 10 km という広い範囲の景観を入れたモデルの AIC が小さかったが、普通種では周囲 1 km の景観のモデルが最も AIC が小さかった。また、レッドリスト種には周囲 10km の景観多様度が負に影響していた。このことから、レッドリスト種は普通種と比べて広域での伐採や開発等の環境変化が影響すると考えられた。

○種別の森林率に対する応答

森林率が各種鳥類の個体数に対して、正に効くか、負に効くか、それとも中程度で多くなるかを検討すると、レッドリスト種は、正か負かどちらかが多く、森林や草原に依存度の高い種が多いと考えられた。

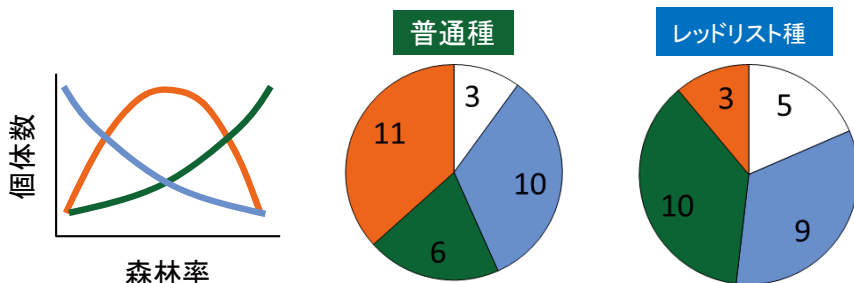


図 1. 景観スケールによるモデル選択の結果。レッドリスト種では 10km 以内、普通種は 1km 以内の AIC 値が最も小さく、そのモデルのあてはまりが良いことがわかる

片山直樹・天野達也・山北剛久・小松功武・高川晋一・植田睦之・宮下直（2013）国土規模の鳥類分布決定要因：景観の異質性が影響する時空間スケールの解明。日本生態学会第 60 回大会

■コラム４－２：世界的に見た森林の動向

鋤柄 直純・脇山 成二（モニタリングサイト 1000 森林・草原調査事務局）

世界全体を見渡すと、原生林の半分以上がこの 8 千年のあいだに伐採されたり大きく損なわれたりした（World Resources Institute、ダイヤモンド 2005）。8 千年前とは、西アジアで麦作農耕社会が安定的に確立し、東アジアでアワ作や稲作を伴う農耕文化が誕生した時期に相当する（安田 1995）。ただし、森林の損失の半分は最近 50 年間に発生したものだ（ダイヤモンド 2005）。世界の森林（ここでは、果樹園や農業用林地以外で、植生の上層の少なくとも 40% が 5 m よりも高い樹木で覆われている地域を意味する）の面積は過去 30 年の間に 1/2 に減少した。森林は 25 か国において事実上消失し、29 か国では 90% 以上の面積が失われた（Millennium Ecosystem Assessment 編 2007）。Global Biodiversity Outlook 3 によると、森林面積の純減は、1990 年代の年間 830 万 ha から 2000～2010 年には年間 500 万 ha 強と大幅に鈍化している。これは主に温帯地域における大規模な植林と自然な面積の拡大によるものである。しかし、世界の天然林（実質的に人間の手がはいっていないもの）は 2000～2010 年の間に 4000 万 ha 以上も減少しており、これは日本の国土面積（約 3800 万 ha）よりも広い。前述のように、日本国内では木材等の生産が減退したため、森林の減少はほとんどなくなり、利用可能な資源量は年々増加している。その一方で、木材等の輸入先国の森林は減少しており、日本の消費行動が海外の森林に負の影響を与えていることが指摘されている（森林における生物多様性保全の推進方策検討会 2009）。

（２）人間の働きかけの縮小・撤退による森林・草原の変化＜第２の危機＞

人間活動や開発などが引き起こす影響とは逆に、最近では人間の生活様式や産業構造の変化によりその働きかけが縮小・撤退することで森林や草原に影響を及ぼしている。第二次世界大戦終了後の復興期に生じた木材需要の増大を受け 1960 年代に木材輸入が自由化されると、外材（外国から輸入される丸太や木材製品、木炭などを含む）の輸入が急増し、1970 年代には年間 6 千万 m³ に達した。その後、増減を繰り返し、1990 年代には一時 9 千万 m³ となった後、2000 年以降は減少する傾向にある。一方、国産材の供給量は 1960 年代に年間 5 千万 m³ 以上あったが、外材の増加にともなって 1970 年頃から減少し、2000 年以降は 2 千万 m³ 未満で推移している（図 4-4）。

また、1980 年頃をピークとして国産材の価格は落ち続け、国内の林業経営は採算をとるのが難しい状態となった。国内の森林の伐採面積は 1960 年頃から減少を続けており、一時は年間 70 万 ha を超えていたものが、1990 年代末には 10 万 ha を下回り、2004 年まで減少傾向が継続していた（図 4-1）。国産材の供給量が 2005 年以降もあまり変化していないことから（図 4-4）、現在まで伐採面積に大きな変化はないと考えられる。このような中で、木材として本格的に利用可能となる 50 年生以上（高齢級）の林分が伐採されずに、年々増加しつつある。高齢級の人工林は、2007 年 3 月末時点で植林面積の 35% を占めているが、現状のまま推移した場合、2017 年には 6 割に増加すると見込まれている（林野庁 2012）。

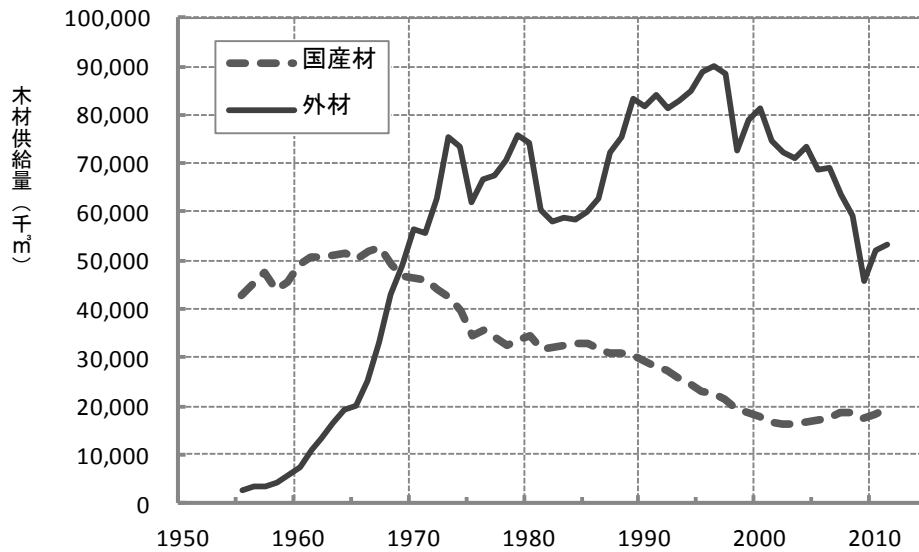


図 4-4 国産材と外材の供給量の推移。

出典：農林水産省「木材需給表」。ここで「外材」とは外国から輸入された木材を意味する。

1960年代は、家庭燃料が木炭や薪から化石燃料へ切り替わる燃料革命と重なって里山の雑木林の経済的な価値が失われた時期でもある。もともと農村周辺の里山の雑木林は家庭燃料をはじめ、肥料・飼料等の採集場所としても農村の生活に欠かせない場所であり、また都市に薪や木炭を供給する重要な場所であった（森林・林業学習館ホームページ）。しかし、1950年代にエネルギーの輸入依存が進むにともなって、国内の薪や木炭等の木質バイオマス燃料の生産は急速に減退した（図 4-5）。二次林などを利用したこれらの生産は、1950年代後半から急減し、1970年代にはほとんどみられなくなった（環境省 2007）。

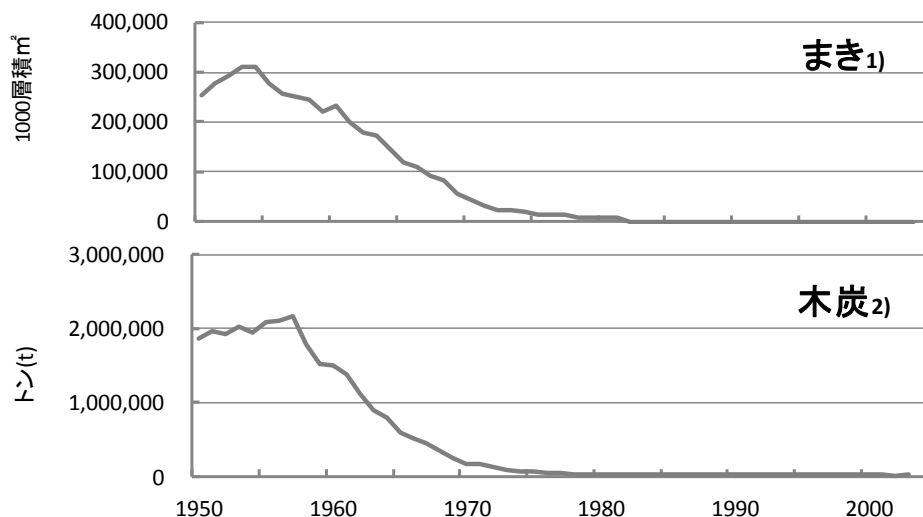


図 4-5 1950 年以降のまきおよび木炭の生産量の推移。

出典：総務省統計局ホームページ日本の長期統計系列 (<http://www.stat.go.jp/data/chouki/07.htm>)

- 1) 1959 年以前は会計年度、1960 年以降は暦年調査。販売用および業務用の生産量（自家消費用および製材くずまきを除く）。1981 年以前の単位は 1,000 束。
- 2) 1960 年以前は会計年度、1961 年以降は暦年調査。1954 年度以前は販売用および業務用のみ。1955 年度以降は販売用、業務用および自家消費用も含む生産量。

価値のなくなった里山の雑木林は伐採され宅地や植林地となり、伐採を免れたコナラやミズナラ、アカマツ、シイ類、カシ類の薪炭林（雑木林）は管理を放棄された。茅葺屋根の材料や牛馬の飼料、肥料とする雑草を確保するために利用されてきた草地、焼き畑に利用されてきた土地は二次林に変貌し、竹林は拡大している（辻野 2011、林野庁 2012）。さらに、1970 年代以降にマツ材線虫病によるマツ枯れが増大し、1980 年代末からはナラ枯れと呼ばれるブナ科樹木萎凋病によるナラ類の集団枯損が全国的に拡大・分散しており、広大な面積の二次林が被害を受けている（表 4-1、表 4-2）（高島 2008）。ナラ枯れ被害を受けた里山はコナラとミズナラ等、多くの高木を失い、低木層が過密な状態で稚樹の更新が抑えられているため、高木層のまばらな状態が比較的長く継続すると予測されている（伊藤ほか 2008、斎藤・柴田 2012）。

表 4-1 マツ枯れ被害量(材積)。

年	1977	1979	1982	1987	1992	1997	2006	2007	2008	2010	2011
被害材積	809	2433	1467	1140	1126	811	644	619	626	594	582

出典：林野庁「林野庁業務資料」

(単位：千 m^3)

表 4-2 ナラ枯れ被害量(材積)。

年	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
被害材積	19	78	51	71	92	59	116	133	230	325

出典：林野庁「林野庁業務資料」

(単位：千 m^3)

かつての日本には今日とは比較にならないほど広大な草地が広がっていたと考えられている。草地は田畑に入れる草肥や民家の屋根材料とする茅、牛馬の飼料となる草木を得るための場所および放牧場として人々の生活にとってなくてはならないものであった。最近、黒色土の分布および湖や湿原に堆積した微粒炭の分析結果から、日本のさまざまな地域において、縄文時代から人間による森林から草地への植生改変が行われ、数千年に渡って火を使った継続的な草地の維持・管理が行われてきたことが明らかになっている（岡本 2009、高原 2009）。20 世紀初頭の頃には、おそらく 500 万 ha 前後の原野（ここでは、植生高の低い草本、灌木、ササなどからなる草地的植生全般を意味する）が日本に存在していた（小椋 2012）。それより前の江戸時代以前には、面積の推定は困難であるが、それよりもずっと広い面積の原野があり、江戸時代初期の頃、北海道を除く日本の山の 5 割から 7 割、あるいはそれ以上が原野であった可能性が考えられる（小椋 2012）。

しかし、人間の生活様式や産業構造の変化により、明治以降に国内の草地面積は大きく減少しており、農林業センサス累年統計によると現在の国土に占める面積割合は約 1% である。1960 年の国内の草地（森林以外の草生地（野草地）と表記される）の面積は約 120 万 ha であったが、その後の 20 年間に 3 分の 1 へ減少し、1980 年には約 40 万 ha にまで減少した（図 4-6）。国内で草地が大きく減少した理由は、政府が森林保護のため火入れの制限と禁止を行ったこと、田畑の肥料として魚肥、大豆粕、化学肥料が普及したこと、軍馬や交通手段としての馬および農耕用の

牛の需要がなくなったこと、茅ぶき屋根が廃れたことによって、多くの場所で草地の火入れ、放牧、採草といった人々の営みが失われたためである（辻野 2011、小椋 2012）。

現在、残された草原にはその景観に文化的価値や観光資源としての価値が認められているものも少なくない。また、草原性のチョウ類や草本類等の生物の貴重な生息・生育環境となっている。これらのことから、火入れ・放牧・草刈りなどをともなう保全活動が各地で行われている（須賀ほか 2012）。

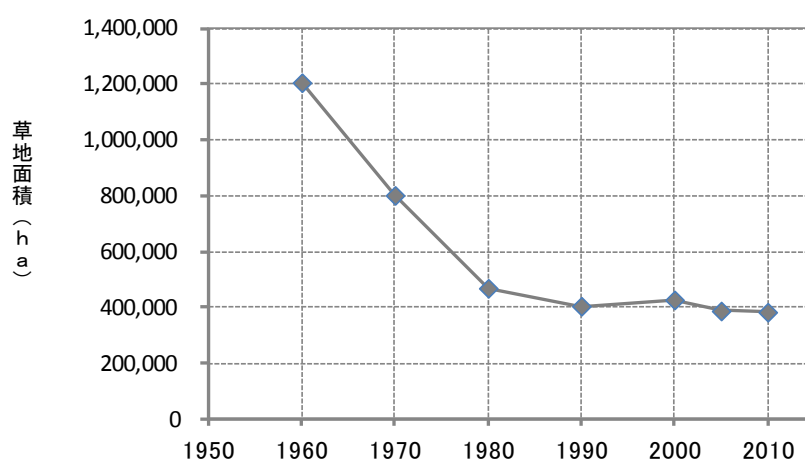


図 4-6 戦後の草地面積の推移。

出典：農林水産省「農林業センサス累年統計 ー林業編ー（昭和 35 年～平成 22 年）」

最近 30 年程の期間に、ニホンジカ（以下、シカと呼ぶ）の個体密度が全国的に急速に増加しており、シカの採食圧が過剰になったことによって、森林植生に強い影響を与えていることが報告されている。国内の狩猟者数は 1970 年代初めには 50 万人以上であったが、1970 年代半ばから急激に減少し、現在では 20 万人を切るまでになっている。その一方でシカの捕獲数は 1970 年代まで年間 3 万頭程度であったものが、1980 年代に入ると幾何級数的に急増して 1990 年代後半には 12 万頭～14 万頭に達し現在も同水準を保っている。狩猟者数が減少する状況下でのシカ捕獲数の増加は、その個体数の著しい増加を反映しているものと考えられる（常田 2006）。このような急激なシカの個体密度の増加を反映して農林業被害も急増しており、1980 年代のはじめと比較して農業被害は数十倍、林業被害も 3 倍ほどに増えている（常田 2006）。

植生学会は、2009～2010 年にシカによる植生への影響について統一基準で全国を網羅的に評価するため「シカ影響アンケート調査」を実施した（植生学会企画委員会 2011）。その結果、シカやその影響の有無にかかわらず全国の山林域からほぼ万遍なくサンプリングされた地域の約 1/5 で、草本・低木が著しく減少したり、群落構造が崩壊したりするなど、シカによって植生に重大な影響が生じていることが示された。原生的自然や特異な自然を多く包括する自然公園地域でも状況は深刻である。日本の国立公園の 4 分の 3 にはシカが恒常的に生息し、約 7 割では分布域も生息密度・個体数も増加傾向にある。シカの生息情報無しおよび生息不明を除いた 24 カ所の国立公園のうち農林業被害発生は 13 カ所（54%）から、生態系影響は 19 カ所（79%）から報

表 4-3 国立公園におけるシカの影響。

国立公園名	シカの分布状況 (注1)	シカの影響の有無			影響の種類						
		農林業被害	生態系影響	特に影響なし	下層植生の減少・消失	特定の群落や種の減少・消失	不嗜好植物の増加	樹皮剥ぎによる林木の枯死・草原化	表土流出・斜面崩壊	湿原の攪乱	その他
利尻礼文サロベツ	A		○		○	○		○		○	
知床	A		○		○	○	○	○		○	生物群集への波及的影響
阿寒	A	○	○				○	○			
釧路湿原	A	○	○		○			○		○	
大雪山	A		○		○	○		○			
支笏洞爺	A		○		○	○		○	○		
八甲田八幡平	B			○							
陸中海岸	A	○	○		○	○		○	○		
磐梯朝日	D			○							
日光	A	○	○		○	○	○	○	○		
尾瀬	A		○		○	○		○		○	
上信越高原	A	○			○	○		○		○	
秩父多摩甲斐	A	○	○		○	○	○	○			
富士伊豆箱根	A	○	○		○	○	○	○	○		
中部山岳	A		○					○			
白山	C			○							
南アルプス	A		○		○	○	○		○		
伊勢志摩	A	○	○		○	○					
吉野熊野	A	○	○		○	○	○	○	○		○
山陰海岸	A			○							
瀬戸内海	A		○		○	○	○	○	○	○	○
大山隠岐	B	○						○			○
足摺宇和海	A		○		○	○		○			
西海	A	○	○		○	○	○	○	○		○
雲仙天草	C			○							
阿蘇くじゅう	A	○			○			○	○		○
霧島屋久	A	○	○		○	○	○	○	○	○	○

(注1) A: 分布, B: 希に出現, C: 生息無し, D: 生息の有無不明
網掛けした地域は、シカが生息しない地域。

出典: 財団法人自然環境研究センター「環境省請負業務平成 23 年度国立公園等ニホンジカ生息状況調査報告書」⁶

告されている⁶ (表 4-3) (財団法人 自然環境研究センター 2012)。

本来シカは森林生態系の一部であるが、その密度レベルが著しく増加した場合には生態系の機能を変化させる。その影響は最初に嗜好性の高い植物種の生長阻害や減少・消失、嗜好性の低い種や不嗜好種の増加等に現れる。実生や稚樹の減少・消失は後継樹の減少・消失を意味し、森林更新の阻害や森林構造の変化につながる。また樹皮剥ぎにより、立木の生長阻害や枯死が生じる。この状態が長期間にわたり継続した場合には、いずれは森林生態系の崩壊と草原化が起きるとされる (三浦 1999)。土壌に関しても表面の落葉落枝層が減少し、その密度レベルが高い場合には、

⁶ 2012 年 3 月に霧島屋久国立公園から屋久島地域を分離独立し、それぞれ霧島錦江湾国立公園と屋久島国立公園となった。また、2014 年 3 月に慶良間諸島国立公園が新規指定された。そのため、データは調査を実施した 2011 年当時のものであり、現在の国立公園の数は 31 であること、霧島錦江湾国立公園と屋久島国立公園は分離前の霧島屋久国立公園としてのデータであること、慶良間諸島国立公園のデータは含まないことに留意が必要。

地表植被が失われ、林内の階層構造が変わることにより、雨水や風によって土壌浸食等が生じる。これらの変化は森林の生態系サービスである洪水の調整、土壌浸食の抑制機能を劣化させる。

植物と比べて、シカと動物相の関係に関する研究例は多くない。しかし、密度レベルが高い場合には植生や表層土壌の変化を通じて森林内を生活の場としているネズミ類 (Suda *et al.* 2003)、チョウ類 (長谷川 2010)、地表性節足動物 (上田ほか 2009、岸本 2012)、鳥群集等 (奥田ほか 2012)、ニホンカモシカの生息状況 (Koganezawa 1999) を変化させる例が報告されている。シカの高い密度が長期間継続した場合には、時間の経過に伴って動物相の現存量と種多様性はともに減少すると考えられる (須田・小金澤 2002)。

(3) 外来種の侵入による影響<第3の危機>

外来種とは過去、あるいは現在の自然分布域外に人為によって直接的・間接的に移動された生物 (種子、卵などの繁殖器官を含む) を意味する。最近、国内で毎年新しく外来種が確認されており、野生化する外来種が急速に増加している。外来種は競争、捕食、病害を通じて、あるいは生態系の物理的基盤 (環境) の改変を通じて、侵入先での在来種の絶滅の危険を増大させる。外来種が生物多様性に与える影響は不可逆的であり、長期的に見れば生息場所の破壊より深刻であることが例証されつつある (鷲谷・村上 2002)。

国内の森林について見ると、外来種の樹木が自然林内に繁茂し影響が出ている例は今までのところ、あまり知られていない。しかし、特に外来種の影響を受けやすいとされる島嶼部について見ると、小笠原諸島ではアカギが高木層を占めた優占林を形成しており (田中 2009)、別の二次林内では低木層にキバングロウが繁茂している (環境省 2012)。また屋久島の照葉樹林内ではアブラギリが生育している。島嶼部以外の例では、砂防緑化のために導入されたニセアカシアが全国各地の二次林や溪畔林で繁茂し、在来植生に大きな影響を与えている (崎尾 2009)。これらの外来種の樹木は在来の樹木の生育空間を圧迫し、花粉媒介者や種子散布者を奪うことを通して、森林植生に影響を及ぼす。

また動物では、鳥類のソウシチョウとガビチョウが 1980 年代前半以降に分布を拡大しており (環境省 2004)、ソウシチョウは近年の爆発的な個体数の増加により在来種の鳥類に影響を与えている可能性がある (国立環境研究所侵入生物データベース)。哺乳類では、アライグマがほぼ全国に分布を広げており、在来中型哺乳類との競合、鳥類への営巣妨害・営巣放棄、野生生物の捕食等の影響が考えられる (国立環境研究所侵入生物データベース)。その他、国内の島嶼部に侵入し希少な在来動物を存続の危機に陥れている外来種の代表的な例として、沖縄と奄美大島に侵入したマングース (環境庁ほか 2000)、小笠原諸島のグリーンアノールなどがある (森 2013)。

(4) 気候変動による森林への影響<第4の危機>

2013 年 9 月に発表された気候変動に関する政府間パネル (IPCC) の第 5 次評価報告書によると、気候システムの温暖化は疑う余地がなく、1880~2012 年において世界の平均地上気温は 0.85℃上昇した。また今世紀末までに、ほとんど陸域でほぼ確実に暑い日や暑い夜の頻度増加と昇温が起り、継続的な高温/熱波の頻度や持続期間が増加する可能性が非常に高い。降水量に関しては、中緯度の大陸のほとんどと湿潤な熱帯域で、大雨の頻度、強度、大雨の降水量が増加

する可能性が非常に高く、一方で干ばつの強度や持続期間が地域規模から世界規模で増加する可能性が高いことを示した（IPCC 2013）。

気温の上昇は、森林生態系に対して動植物分布域の高緯度・高標高への移動、それらの成長量・個体数種数の変化、生物の季節性・生育期間等の変化を及ぼす。また極端な降水の増加は、森林内で斜面崩壊や地滑りが生じる頻度や強度を増加させ、樹木の死亡率や加入率が変化し森林の更新体制を変える恐れがある。主にヨーロッパや北米大陸では、氷河の縮小、永久凍土の溶解、春季の雪解けの時期の変化に伴う河川水量のピーク時期の早期化、湖沼や河川の水溫上昇など既に気温上昇に伴う陸上生態系の変化が数多く観察された（Rosenzweig *et al.* 2008）。また生物側の反応として、春のイベント（開葉や開花、季節移動、および繁殖の時期）が生じる時期の変化、種の分布域、群集構造の変化が観察されていた（Rosenzweig *et al.* 2008）。

日本国内でも気温は上昇傾向にあることが示されている。気候変動監視レポート（気象庁 2012）によると、日本の年平均気温は 100 年あたり 1.15℃の割合で上昇しており、特に 1990 年代以降、高温となる年が頻出している（図 4-7）。本事業を開始した 2003 年以降はそれ以前と比較して気温の高い状態が続いている。また、1931～2012 年に日最高気温が 35℃以上（猛暑日）の日数は増加し、日最低気温が 0℃未満（冬日）の日数は減少している。1901～2012 年の月平均気温にける異常高温の出現数は増加しており、異常低温の出現数は減少している。

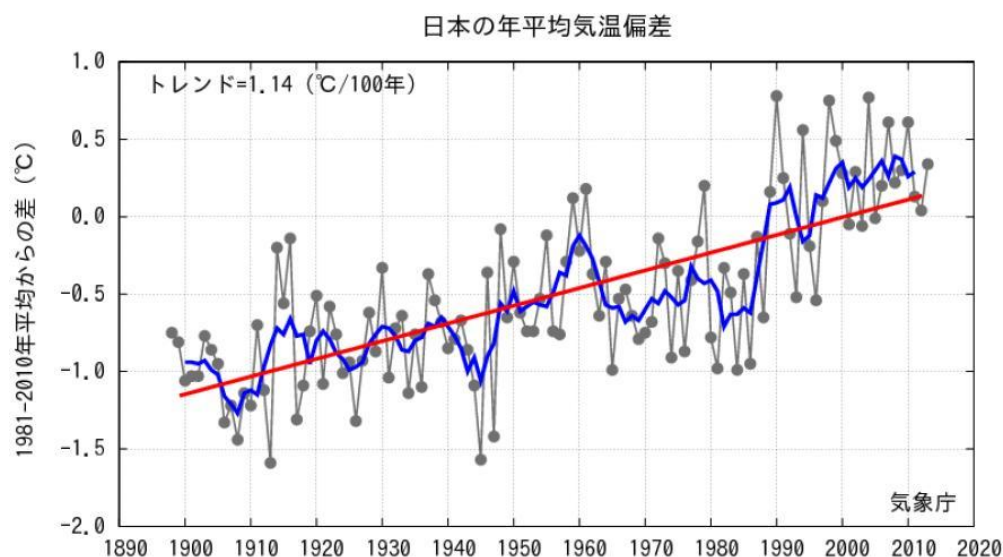


図 4-7 日本の年平均気温の偏差の経年変化(1898～2012 年)。

細線(黒):各年の平均気温の基準値からの偏差、太線(青):偏差の 5 年移動平均、直線(赤):長期的な変化傾向。
基準値は 1981～2010 年の 30 年平均値。

出典:気象庁ホームページ「気象統計情報」(http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpdinfo/temp/an_jpn.html)

国内の 1898～2012 年の降水量の変化をみると、1920 年代半ばまでと 1950 年代に多雨期がみられ、1970 年代以降は年ごとの変動が大きくなっており、極端な多雨・少雨の年が増えているとされる（図 4-8）（気象庁 2012）。最近 10 年間をみると 2004 年から 2006 年まで降水が平均より多い年と少ない年を繰り返し、2007～2009 はやや少なく、2010 年以降はやや多い年が続いていた。

また、日降水量が 100mm 以上の日数は 1901～2012 年の 112 年間で明瞭な増加傾向にあり、日降水量 200mm 以上の日数についても同期間で増加傾向が明瞭に現れている。一方、日降水量 1.0mm 以上の日数は減少し、大雨の頻度が増える反面、弱い降水を含めた降水の日数は減少していた（気象庁 2012）。

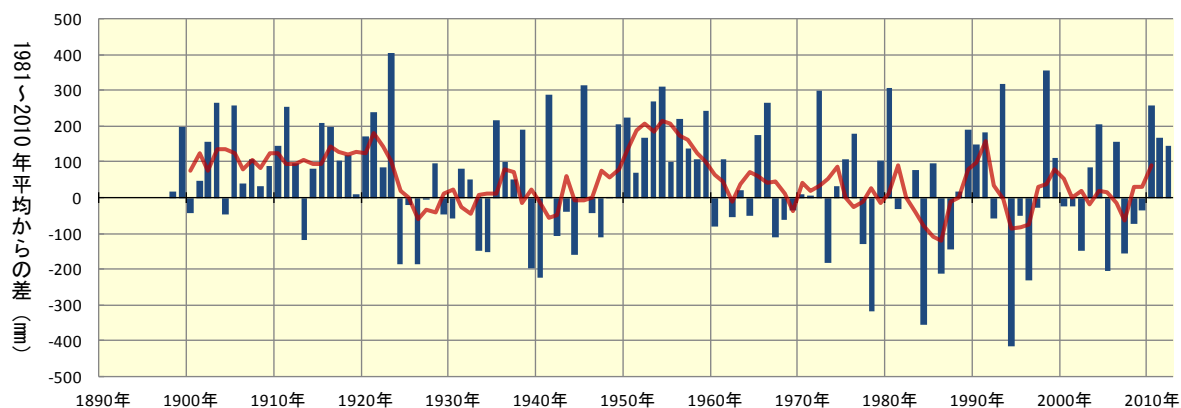


図 4-8 日本における年降水量の経年変化(1898～2012 年)。

出典: 気象庁ホームページ「気象統計情報」(http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpdinfo/temp/list/an_jpn_r.html)
縦棒は年平均降水量偏差(mm)を、折れ線は 5 年間の移動平均を表す

台風に関しては、1950 年代以降に発生数、および日本に接近した数に明瞭な長期変化傾向はみられていない（図 4-9）。その他、台風の中心付近の最大風速データが揃っている 1977 年以降について、「強い」以上の勢力となった台風の発生数、および全発生数に対する割合にも変化傾向は見られない（気象庁 2012）。

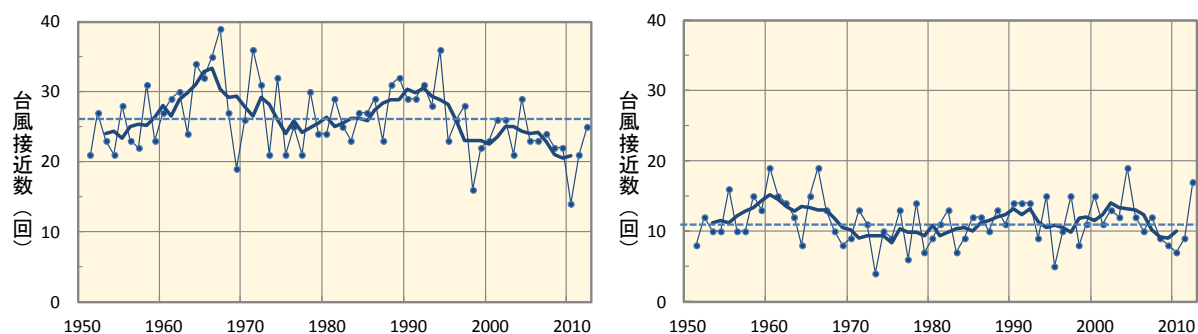


図 4-9 台風の発生数および台風の接近数の経年変化(1951～2012 年)。

細線: 各年の発生数および接近数、太線: 5 年の移動平均、破線: 1951～2012 年の平均値。

出典: 気象庁ホームページ「気象統計情報」(<http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/statistics/>)

なお、台風の中心が国内のいずれかの気象官署から 300km 以内に入った場合を「日本に接近した台風」とした。

また全国を 13 地域に分け、1951 年以降に各地域に接近した台風数を数えた場合にも変化傾向は見られない（引用元 <http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/statistics/accession/index.html>）。

地域別に気温の推移の変化傾向を見るため、日本を 4 地域に分けて 1946 年以降の年平均気温について 1981～2010 年平均との差を比較したところ、4 地域ともに上昇傾向が明瞭であった（いずれも統計的に有意 $P < 0.001$ ）（図 4-10）。各地域の上昇率は北日本で 10 年当たり 0.15°C 、東日

本と西日本で 0.19℃、沖縄・奄美地域で 0.13℃であって、東日本と西日本で上昇傾向がより顕著で沖縄・奄美で緩やかであった。どの地域でも 1990 年以降に平均以上の年が頻繁に表れるようになり、2006～2010 年は平均を上回る年が連続し、2011 と 2012 年は北日本を除きやや低温であった。

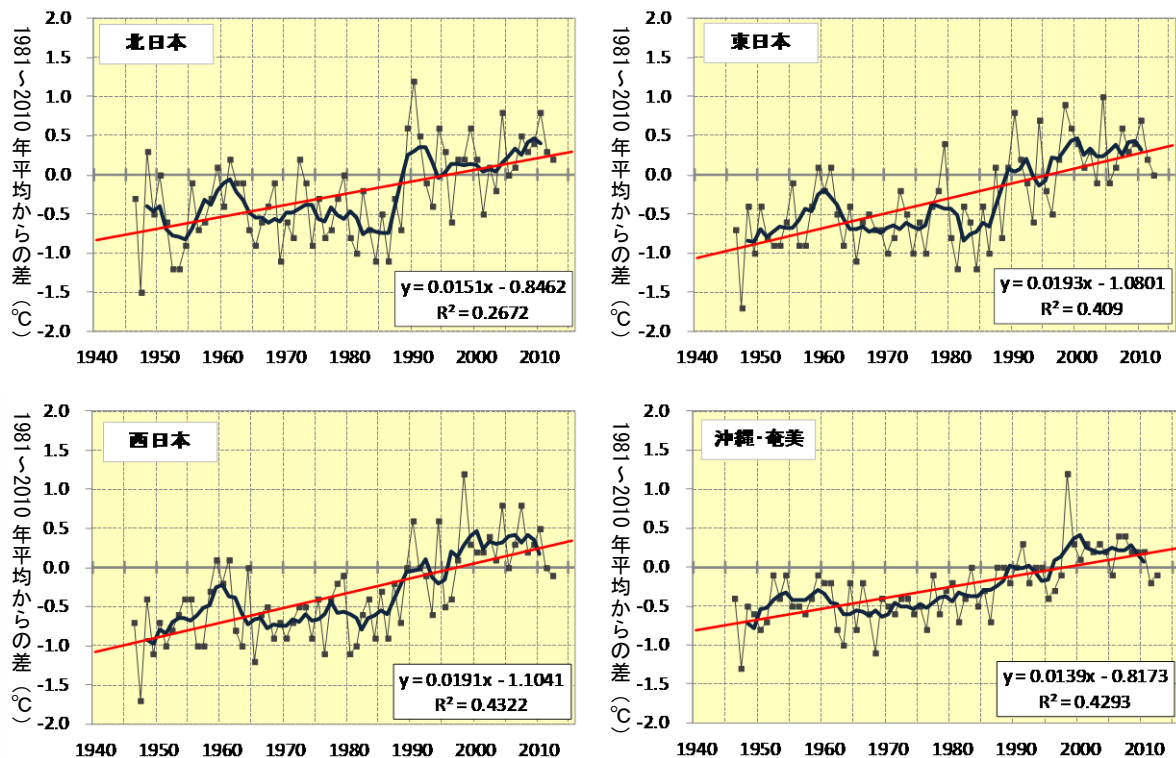


図 4-10 日本の 4 地域における 1946 年以降の年平均気温の推移。

太い青線は 5 年移動平均、赤線は回帰直線（期間内の変化傾向）を表す

北日本：北海道と東北地方、東日本：関東・中部地方（三重県を含む）、

西日本：近畿（三重県を除く）・中国・四国・九州（屋久島・種子島以北）、沖縄・奄美：奄美大島以南・沖縄県全域

出典：気象庁ホームページ「気象統計情報」(<http://www.data.jma.go.jp/gmd/cpd/cgi-bin/view/index.php>)

同じように地域別の降水量の推移を比較すると、共通して 1960 年頃までに多雨期があり、1970 年代以降に年ごとの変動が大きくなっている（図 4-11）。ただし、変動幅は沖縄・奄美地域、西日本の順で大きく、北日本と東日本で小さい傾向がある。降水の少雨期は北日本では 1980 年代の中ごろ、東日本と沖縄・奄美地域では 1990 年代の中頃に見られた。最近 10 年間の傾向としては北日本と東日本の降水量は比較的安定しており、西日本と沖縄・奄美地域では前半は少雨、後半は多雨の傾向が見られた。

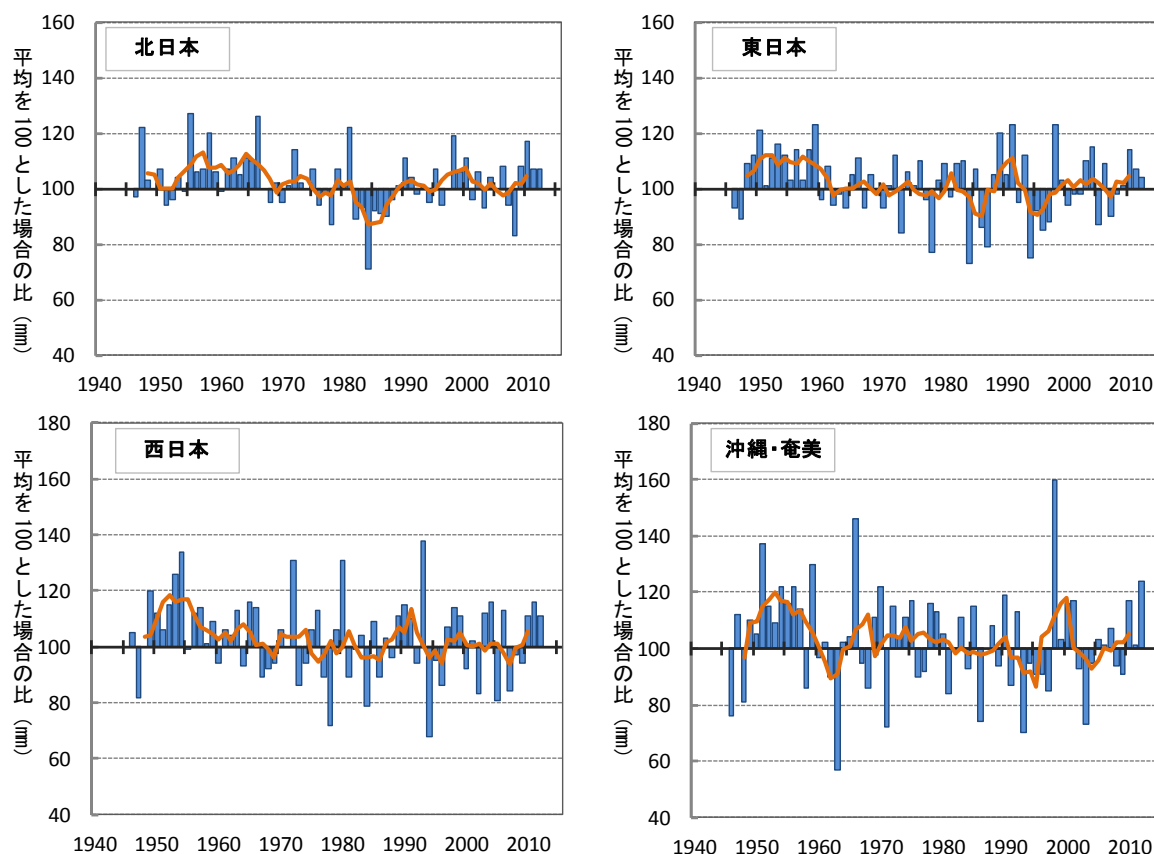


図 4-11 日本の 4 地域における 1946 年以降の年降水量の推移(1981-2010 年の平均を 100 とした場合)。

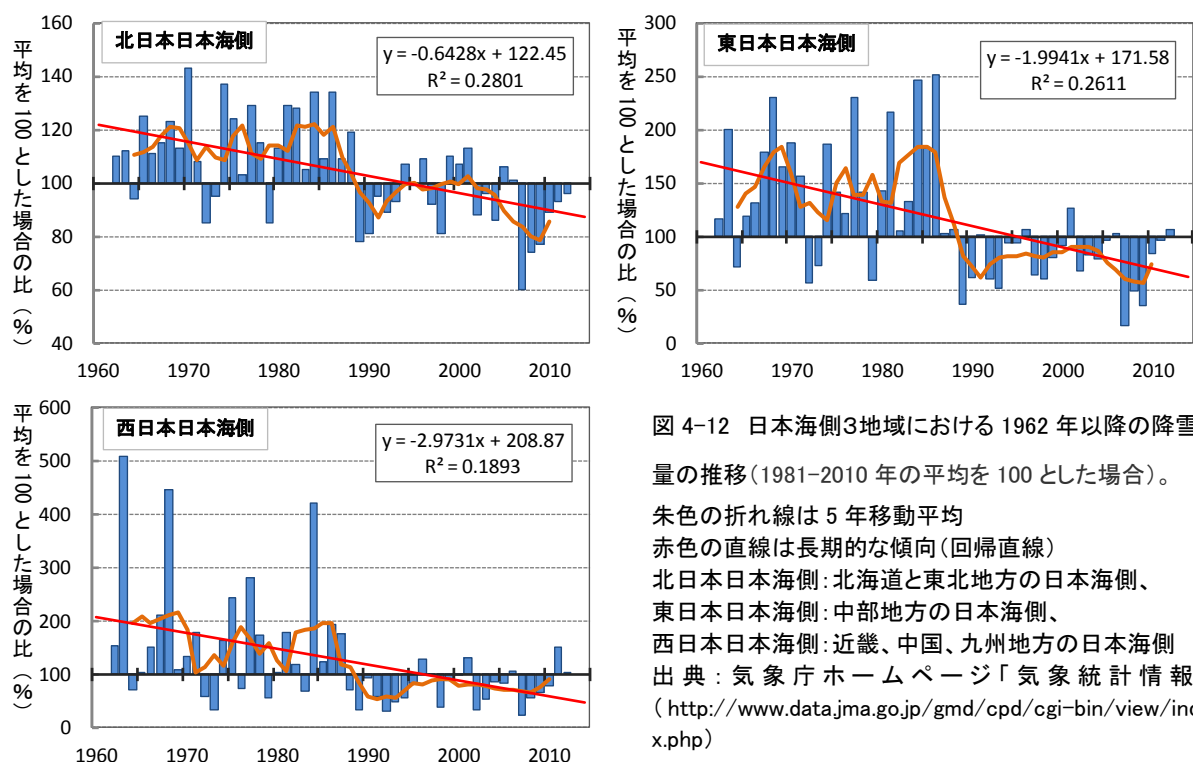
赤線は 5 年移動平均

北日本：北海道と東北地方、東日本：関東・中部地方（三重県を含む）、

西日本：近畿（三重県を除く）・中国・四国・九州（屋久島・種子島以北）、沖縄・奄美：奄美以南・沖縄県全域

出典：気象庁ホームページ「気象統計情報」(<http://www.data.jma.go.jp/gmd/cpd/cgi-bin/view/index.php>)

日本海側の 3 地域における降雪量の推移を見ると、共通して 1980 年代以前と比較して 1990 年代以降は大きく減少していた（図 4-12）。3 地域とも降雪量の減少傾向は明瞭であり（いずれも統計的に有意。北日本と東日本で $P < 0.001$ 、西日本で $P < 0.01$ ）、減少率は北日本日本海側で 10 年あたり 6.4%、東日本日本海側で 19.9%、西日本日本海側で 29.7%であった。最近 10 年を見ると 2011 年に西日本日本海側で 151%であった以外は、3 地域とも平均に近い値かそれ以下の降雪量で推移していた。



以上のように国内では気温の上昇や降雪量の減少などの気候変動が既に観察されており、動植物の生物季節に影響を与えている例が報告されている。気象庁によると、1953 年以降、全国の各地のサクラの開花日は早くなっており、変化率は 10 年あたり 0.9 日であった。また、カエデの紅(黄)葉は遅くなっており、変化率は 10 年あたり 3.2 日であった(気象庁 2012)。新潟市の海岸近くの飛砂防備林ではコムクドリの産卵開始日は年々有意に早まる傾向があり、28 年間で 15.3 日早くなった。新潟市のソメイヨシノの開花日は年々有意に早まる傾向があり、28 年間で約 8.46 日早まっていた。コムクドリの産卵開始日とソメイヨシノの開花日と新潟市の早春の気温とは有意な相関があり、気温が高い年に早くなる傾向があった(小池・樋口 2006)。

■コラム 4-3 : 有史以前の森林植生

脇山 成二 (モニタリングサイト 1000 森林・草原調査事務局)

森林植生を過去数万年の尺度で考えると、全く同じ植生が続いてきたのではなく、各時代の主に気候の変動にあわせて、森林はその姿を変えてきた。大陸の東側に日本列島が形成され始めたのは 2000 万年前であり、現在の陸地と海の分布に近くなったのは、200 万年前頃と考えられている(内山 1998)。過去 258 万年前から現在まで続く新生代第四期は、それ以前の温暖な時代とは異なり、長い氷期と短い間氷期が繰り返された。直近の氷期である最終氷期(ウルム氷期)は 7 万年前から始まり、約 1 万 1700 年前に終わり、7000~5000 年前頃の最温暖期(縄文海進期)を経て現在に至っている(松井ほか 2011)。日本各地の植生も各時代の気候に応じて変化してきたことが、花粉分析を用いた研究によって明らかにされている。最終氷期の中で最も寒冷であっ

た最終氷期最盛期（約 2 万 4000 年前）の森林帯は現在と比較してかなり南下または下降していたと考えられている。当時は北海道の道北から道東地域にはツンドラや疎林ツンドラが、関東以西の西日本の主要な部分には温帯性針葉樹林が、屋久島・種子島と陸続きの九州南部には暖温帯常緑広葉樹林が分布していた。また中部地方では森林帯は現在よりも 1200～1400m ほど低標高に分布していた。その後、気候は徐々に温暖となり、最も暖かかった縄文海進期は現在よりも 2～3℃気温が高く、中国地方では常緑広葉樹林帯の分布上限が現在よりも 300～400m 上昇しており、北アルプスのブナ属の分布限界は 500m 上であった（松井ほか 2011）。一方、平地の例として関東平野を見ると、約 2.5 万年前にはコナラ亜属が優占し、約 2.2 万年前を境として、コナラ亜属が減少し、次いでシナノキ属が特徴的な出現を示した後、約 1.7 万年前にかけてマツ属、トウヒ属の優占する針葉樹林が拡大した。8000 年前になると現在は見られないブナ属の花粉が低い割合で出現しており、約 4000 年前にはスギ、モミ、ツガ等を含んだ常緑広葉樹林が成立していた。なお 4600 年前以降にソバの花粉が出現することから焼畑の影響が推定され、約 2200 年前には栽培型のイネ科花粉が識別されることから水田稲作の開始が推定される（山野井 1998）。

4. 3. 解析の方向性

現在、様々な環境条件の変化に晒されている日本の森林の現状とその動向を把握するため、要因別に予想される森林生態系の変化を抽出し、生物多様性の 4 つの危機との関係を整理した上で、それぞれの項目について傾向の解析を行った（表 4-4）。

なお、開発や乱獲など人為の影響が要因となる第 1 の危機については、前述のとおり 1950 年代後半から現在まで森林の規模に大きな変化はないものの、自然性の高い森林の減少および森林の連続性の低下が生じている。しかし、本事業の調査サイトは開発や伐採など人為の影響を受けにくい保護された場所（大学の演習林、（独）森林総合研究所の試験地内等）を中心に設定しているため、得られたデータから人為の影響による変化傾向を把握することは難しい。そのため、本報告書においては第 1 の危機と関係する解析は行っていない。

本報告書の第 5 章では、まず 20 世紀初頭から工業化により世界中で進行し、地球上の全ての生物と環境に影響を及ぼす可能性のある気候変動により生じる変化について解析を行った（第 4 の危機）。次に 1960 年代に生じた燃料革命とそれに伴う里地里山の管理放棄から、数十年を経て日本の中山間地域で顕在化している人間の自然への働きかけの縮小撤退による変化（第 2 の危機）について解析した。最後に、近年になって定着して急速に分布を拡大する事例が報告される等、その影響が増大している外来種による変化（第 3 の危機）を、森林生態系への侵入に着目して解析した。

表 4-4 生物多様性の4つの危機と各解析項目との関係。

影響要因	4つの危機との対応	環境変化	解析項目	解析内容
気候変動<5. 1>	第4の危機	気温・降水パタンの変化, 積雪量の変化, 台風攪乱の変化	(1) 動植物分布域の高緯度・高標高への移動, 縮小・拡大	1) 樹木の加入率, 死亡率および個体数変化と気温との関係 2) サイトごとの種組成変化(優占度・相対頻度の変化) 3) 新たに加入した種や消失した種の数 4) 地表徘徊性甲虫の広域分布種の個体数変化状況 5) 鳥類の分布域の高緯度・高標高への移動, 縮小・拡大
			(2) 生物の成長量, 個体数・種数の変化	1) 樹木の単年あたりの成長量と気温との関係 2) 地表徘徊性甲虫の個体数変化とリター供給量, 林床環境, 気象との関係 3) 鳥類の個体数・種数について過去との比較による変化の検出
			(3) 炭素循環の変化	1) 調査開始時からの地上部バイオマス変化量 2) リター供給量の年変動と気象との関係 3) 堆積落葉量の年変動とリター供給量, 気象要因との関係
			(4) 生物の季節性・生育期間の変化	1) 落葉ピーク時期の年変動と気温との関係 2) 主要樹種の種子落下時期の年変動と気温との関係 3) 鳥類のさえずり頻度の季節変化, 年変動
			(5) 種子生産量の変化	1) 主要樹種の種子生産量の年変動の地域間同調性
自然に対する人間の働きかけの縮小撤退による生物間相互作用の変化<5. 2>	第2の危機	病虫害の発生状況の変化	(1) 病虫害の発生状況の変化	1) コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況 2) 樹木群集の多様性および炭素循環, 土壌環境の変化 3) カラマツハラアカハバチが大発生した苦小牧カラマツ人工林調査区における, 堆積落葉層, 地表徘徊性甲虫群集の年変動
		シカの密度増加	(2) シカの密度増加	1) 生物群集の多様性および炭素循環の変化, 土壌流出
		草原の樹林化	(3) 草原の樹林化	1) 草原性鳥類への草原の樹林化の影響
外来種<5. 3>	第3の危機	生息地・資源競合, 捕食, 寄生など	(1) 森林・草原への外来種の侵入	1) コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況 2) 一般サイトおよび周辺の森林への外来種侵入状況

（１）気候変動 <第４の危機>

１）動植物分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

気温の上昇にともない動植物の分布域が高緯度・高標高へ移動する可能性がある。特に植生帯の境界に近い森林では、種組成の変化が生じることも考えられる。第１期とりまとめ報告書では、生物多様性のベースラインを把握するため、地理的パターンを種数および類似度を用いて示した。その結果、樹木では暖かい地域ほど種数が多く、甲虫では寒い地域ほど種数が多くなった。また、越冬期の鳥類は暖かい地域ほど種数が多い傾向が見られ、繁殖期の種数の違いは森林タイプに関係があることを示した。一般サイトの解析結果として、各サイトで繁殖期に記録した鳥類群集は４つに、越冬期に記録した鳥類群集は３つに区分され、その各々の区分は気候帯や環境により説明することができた。また各々の区分を説明付ける種として数種類の鳥類を挙げ、これらの鳥類の分布が気候変動により変化する可能性があり、注目してモニタリングする必要を示した。

今回のとりまとめでは、各サイトにおける樹木の加入率と死亡率の推移、およびそれらと年平均気温の関係を森林タイプも考慮した上で分析した。加えて、分布域の変化傾向の把握のため新たに加入した樹種や消失した樹種のタイプの偏りを検討した。また地表徘徊性甲虫類の広域分布種については、各種の分布域中の気温の上限域と下限域での増減傾向を調べた。

２）生物の成長量、個体数・種数の変化

IPCC の第５次評価報告書で示された気温の上昇は、生物の成長量、繁殖率や死亡率を変化させ、個体群の動態が変化させる可能性がある。また極端な降水の頻度増加は、森林内で斜面崩壊や地滑りが生じる頻度や強度を増加させ、森林の更新体制を変える恐れがある。

第１期とりまとめ報告書では、生態系を構成する種の類似度、種数などのベースラインの解析を行った結果、各サイトは出現種の類似度から樹木は３つ、オサムシ類は４つのグループに分かれることを示した。

今回のとりまとめでは、樹木のサイズに応じた成長量と気温との関係、地表徘徊性甲虫類全体および主要な分類群の個体数・バイオマスの気象要因や林床環境の変化に対する増減傾向を検討した。鳥類については、その個体数・種数を過去と比較することで変化の検出を行った。

３）炭素循環の変化

陸上の植生、土壌、有機堆積物中には大気中の約３倍の炭素が蓄えられている。１９９０年代に陸上の植生が１年で吸収した炭素重量は２６億トンと推定されており（Ciais *et al.* ２０１３）、森林をはじめとする陸上の植生は地球の炭素循環に重要な役割を果たしている。また土壌には、植物遺体や腐植物質、泥炭として、植物体の約３倍の炭素が蓄えられている（小池 ２００４）。将来に気温が上昇した場合、単純に冬季の短縮により生育期間の延長が起こるだけでなく、植物の光合成による炭素吸収量と動植物の呼吸や土壌有機物の分解に伴う炭素放出量のバランスが変化し、炭素蓄積量が変化する可能性が考えられる。

第１期とりまとめ報告書では、将来の変化をとらえるためのベースライン値として、森林の炭素蓄積量、樹木による正味の炭素吸収量、堆積落葉層の分解速度、樹木の炭素蓄積の変化量を求め、これらの値を年平均気温、構成樹種や人為攪乱の程度の異なる森林間で比較した。その結果、

森林に蓄積している炭素量は $100\sim 500\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ で南と北の森林で差がなかった。南方の温暖な森林ほど植物体に多くの炭素が蓄積しており、北方の寒冷な森林では土壌中に多く蓄積していた。林床に蓄積している落葉の分解速度は温暖な森林で高かった。また地上部純一次生産量も温暖な森林で高い傾向が見られた。

今回のとりまとめでは、樹木の地上部現存量と落葉量、および堆積落葉層と土壌中の炭素蓄積量を推定し、地上部現存量の増減量と年平均気温との関係、および林床の堆積落葉量、および炭素（C）と窒素（N）濃度と各種環境要因との関係を分析した。

4）生物の季節性・生育期間の変化

日本の気候は四季の移り変わりにより1年周期で変化するが、年ごとの各季節の気象条件は全く同じではない。その年の季節の遅れや進み具合に応じて、植物の開花や紅葉、動物の初見、初鳴き等の時期（生物季節）は年ごとに早くなったり遅くなったりする。そのため、気候変動の影響が大きくなれば、これらの生物季節性も変化することが予測される。実際、国内のサクラの開花日は早くなり、カエデの紅葉日は遅くなり（気象庁 2012）、コムクドリの産卵日は早くなっている（小池・樋口 2006）。

第1期とりまとめ報告書では落葉時期と気温との関係を調べ、気温傾度による落葉時期の違いを検討した。針葉樹林と落葉広葉樹林では秋の平均気温が 1°C 高くなるごとに、落葉が5日遅かった。常緑広葉樹林では春の開葉と同時に落葉し、その時期は春の平均気温が 1°C 高くなると6日早かった。このことから、 1°C 気温が上昇すると落葉時期が5～6日変わる可能性を示唆した。

今回のとりまとめでは気温と主要樹種の落葉ピーク日および種子落下時期の年変動との関係を分析した。

5）種子生産量の変化

多くの樹木では、種子数が多くなる豊作年と少ない凶作年があり、年によって種子生産量が変わる。この現象は豊凶現象と呼ばれる。例えば、シラカンバは概ね2～3年おきに、ブナは5～7年おきに豊作になる。樹木の開花・結実量や健全種子量は、気象条件・樹木の資源量や状態に影響を受ける。そのため、気候変動などの環境変化により、種子生産量が変化することが予測される。さらに、環境変化は種子・果実を食べる昆虫などの捕食者の個体群動態にも影響を与え、結実量や健全種子量を左右する。また逆に、種子や果実は様々な動物の餌となっており、種子生産の変化が食物網でつながっている多くの動物にも影響を及ぼす。そのため、環境変化に伴う種子生産量の変化は、森林の更新や結実量、健全種子の割合だけでなく、樹木以外の生物の生息状況にも影響を与えられと考える。

第1期とりまとめ報告書では、4年間のデータを用いて、種子生産量の年変動とその地域間比較を行った。その結果、多くの樹種の種子生産には豊作と凶作という年変動が見られた。また、シデ類、ブナ、シイ類に着目したところ、シデ類の4種が広域で同じ年に種子数が多くなったこと、ブナの健全種子の割合は種子数が多くなるほど高くなる傾向があるが、種子数に関わらずほとんどの種子が不健全なサイトがあること、シイ類は四国、九州、奄美のサイトで豊凶年が同調しないことなどを示した。またイヌブナ林では、豊作年にリターのうち繁殖器官量が増え、落葉

量が減少し総リター量は 1.2～1.3 倍になった。

（２）自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退による生物間相互作用の変化＜第２の危機＞

１）病虫害の発生状況の変化

気候変動は病虫害の大発生による攪乱の強度、頻度、発生地域を変えると予測されている。日本各地で広範囲に及ぶ樹木の集団枯損が報告されており、樹木の枯死は炭素蓄積や窒素循環などの森林生態系の機能に影響を与え、樹木以外の生物群にも影響を与える可能性がある。そのため、各サイトおよびその周辺の森林におけるマツ枯れやナラ枯れ、その他の病虫害の大発生の履歴を調べ、大規模な病虫害の発生状況を整理した。

第１期とりまとめ報告書では、愛知赤津において 2006～2007 年にマツ材線虫病が発生し、アカマツが枯死し、樹木の炭素蓄積量が減少した。また 2006 年には地表徘徊性甲虫の種数や個体数に変動がみられた。これらには 2005 年の少雨およびマツ枯れ発生による林床環境の変化との関係が考えられた。ナラ枯れは小佐渡で 2000 年に、芦生で 2002 年、愛知赤津で 2006 年に調査区外で発生が見られた。

２）シカの密度増加

前述の通り、シカは本来、国内に広く生息する大型草食獣であるが、その密度が著しく増加した場合には、採食圧の増大などにより植生および動物相に影響を及ぼし変化させる。そのため、各サイトのシカによる採食痕跡のあった幹の割合、シカ生息の有無と樹木の新規加入率の関係、シカの嗜好する樹木の個体数動態を調べた。

３）草原の樹林化

一般サイトにおいて、人為の減少による草原の樹林化が草原性鳥類に及ぼす影響を検討した。

（５）外来種＜第３の危機＞

最近、外来種の侵入が生物多様性を脅かす主要な原因であることが広く認識されるようになった。第１期のとりまとめまでに、一般サイトの鳥類調査でコジュケイ、ガビチョウ、ソウシチョウが記録された。コジュケイは太平洋側の積雪が少ない地域に広く分布し、ガビチョウとソウシチョウについては、九州のソウシチョウを除き、分布は局所的であった。

引用文献

- Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R.B. Myneni, S. Piao and P. Thornton, 2013: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ダイヤモンド, ジャレド (2005) 文明崩壊—滅亡と存続の命運を分けるもの—楡井浩一訳. (株) 草思社. 第 15 章 大企業と環境 林業がかかえる問題. pp. 286-293.
- IPCC, 2013: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- 伊東宏樹・大住克博・衣浦晴生・高畑義啓・黒田 慶子 (2008) 滋賀県朽木のナラ類集団枯損被害林分の林分構造. 森林総合研究所研究報告 7(3):121-124.
- 環境庁自然保護局・アジア航測株式会社 (1999) 第 5 回自然環境保全基礎調査植生調査報告書—植生メッシュデータ作成及び全国とりまとめ業務全国版.
- 環境庁・鹿児島県・自然環境研究センター (2000) 平成 11 年度島しょ地域の移入種駆除・制御モデル事業 (奄美大島: マングース) 調査報告書.
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2004) 鳥類繁殖分布調査報告書.
- 環境省自然環境局自然環境計画課 (2007) 生物多様性国家戦略の見直しに関する資料集.
- 環境省生物多様性総合評価検討委員会 (2010) 生物多様性総合評価報告書.
- 環境省 (2013)・IPCC 第 5 次評価報告書の概要—第 1 作業部会(自然科学的根拠).
- 岸本年郎 (2012) 大台ヶ原のシカと昆虫. 昆虫と自然 47(4):12-15.
- 気象庁 (2012) 気候変動監視レポート 2012.
- Koganezawa, M. (1999) Changes in the population dynamics of Japanese serow and sika deer as a result of competitive interactions in the Ashio Mountains, central Japan. *Biosphere conservation* 2(1): 35-44.
- 小池重人・樋口広芳 (2006) 季節変動が同一地域の鳥類、昆虫、植物の生物季節にあたえる影響. *地球環境* 11(1):27-34.
- 小池孝良 (2004) 地球温暖化と植物の生態. 寺島一郎他編 植物生態学 pp.361-391. 朝倉書店.
- 松井哲哉・北村系子・志知幸治 (2011) 森林の分布と気候変動. 日本生態学会編. シリーズ現代の生態学 8. 森林生態学. 第 2 章. 21-37p. 共立出版.
- Millennium Ecosystems Assessment 編 (2007) 国連ミレニアム エコシステム評価 生態系サービスと人類の将来. 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会—責任翻訳. オーム社.

三浦慎悟(1999)野生動物の生態と農林業被害－林業改良普及双書 132－共存の論理を求めて－.
pp.52-78.

森英章・八巻明香・今村彰伸・岸本年郎・澤邦之・鋤柄直純(2013)グリーンアノールを減らす
と昆虫が増える? ～小笠原母島における外来トカゲ防除の効果～. 日本生態学会第 60 回全
国大会(2013 年 3 月, 静岡)講演要旨. 一般講演(ポスター発表) P2-447.

小椋純一(2012)森と草原の歴史－日本の植生景観はどのように移り変わってきたのか－. 第 4
章草原の歴史. pp. 199-255. 古今書院.

岡本透(2009)森林土壌に残された火の痕跡. 森林科学 55. pp. 18-23.

奥田圭・關義和・小金澤正昭(2012)栃木県奥日光地域におけるニホンジカの高密度化による植
生改変が鳥類群集に与える影響. 日本森林学会誌 94(5):236-242.

Rosenzweig, C., G. Casassa, D. J. Karoly, A. Imeson, C. Liu, A. Menzel, S. Rawlins, T. L. Root,
B. Seguin, and P. Tryjanowski. 2007. Assessment of observed changes and responses in
natural and managed systems. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and
Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the
Intergovernmental Panel on Climate Change*, Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P.,
van der Linden, P.J., and Hanson, C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK,
79-131.

Rosenzweig, C., D. Karoly, M. Vicarelli, P. Neofotis, Q. Wu, G. Casassa, A. Menzel, T. L. Root,
N. Estrella, B. Seguin, P. Tryjanowski, C. Liu, S. Rawlins & A. Imeson. 2008. Attributing
physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453, 353–357.

林野庁(2012)平成 23 年度森林及び林業の動向. 第 180 回国会(常会)提出. 第 3 章 多様背
健全な森林の整備・保全. pp.68-86.

斉藤正一・柴田銃江(2012)山形県におけるナラ枯れ被害林分での森林構造と枯死木の動態. 日
本森林学会誌 94:223-228.

崎尾均(2009)溪畔域におけるニセアカシアの除去. 崎尾均編 ニセアカシアの生態学－外来樹
の歴史・利用・生態とその管理－. pp.287-295. 文一総合出版.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010) *Global Biodiversity Outlook 3*.
Montreal, 94p. <http://www.cbd.int/gbo3/>

森林・林業学習館 日本の林業の現状. <http://www.shinrin-ringyou.com/ringyou/>

森林における生物多様性保全の推進方策検討会(2009)森林における生物多様性の保全及び持続
可能な利用の推進方策. 林野庁.

須田知樹・小金澤正昭(2002)森林生態系の多様性から考えるニホンジカの適正個体群密度. 環
境研究 126: 43-49.

Suda, K., R. Araki, and N. Maruyama (2003) Effects of sika deer on forest mice in evergreen
broad-leaved forests on the Tsushima Islands, Japan. *Biosphere Conservation* 5 (2): 63 –
70.

須賀丈・岡本透・丑丸敦史(2012)草地と日本人－日本列島草原 1 万年の旅－. pp.19-98. 第 1
章 日本列島の半自然草原－人が維持した氷期の遺産－. 築地書館.

- 植生学会企画委員会（2011）特集：シカ影響アンケート調査結果．ニホンジカによる日本の植生への影響—シカ影響アンケート調査（2009～2010）結果—．植生情報 15. pp. 9-30.
- 高島義啓（2008）ナラ枯れとは何か．黒田慶子編著．—林業改良普及双書 156—ナラ枯れと里山の健康．pp.26-44.
- 田中信行・深澤圭太・大津佳代・野口絵美・小池文人（2009）小笠原におけるアカギの根絶と在来林の再生．地球環境 14(1): 73－84.
- 高原光（2009）日本列島の最終氷期以降の植生変遷と火事．森林科学 55. pp.10-13.
- 常田邦彦（2006）自然保護公園におけるシカ問題—人とシカのかかわりの歴史を踏まえて—．湯本貴和・松田裕之編．世界遺産を鹿が喰う—シカと森の生態学—．pp. 20-39. 文一総合出版.
- Totman, C. (1989) The green archipelago, Forestry in Preindustrial Japan, University of California Press, 邦訳 コンラッド・タットマン著 熊崎実訳（1998）日本人はどのように森をつくってきたか．築地書館.
- 辻野亮（2011）日本列島での人と自然のかかわりの歴史．湯本貴和編 シリーズ日本列島の三万五千年—人と自然の環境史 1. 環境史とは何か. 第 2 章. pp.33-51. 文一総合出版.
- 内山隆（1998）図説 日本列島植生史．安田喜憲・三好教夫編．第 2 部 3 節 73-91p. 朝倉書店.
- 上田明良・日野輝明・伊藤宏樹（2009）ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造の関係．日本森林学会誌 91 : 111-119.
- 鷺谷いずみ・村上興正（2002）外来種問題はなぜ生じるのか．日本生態学会編（2002）外来種ハンドブック．pp. 4-5. （株）地人書館.
- World Resources Institute. Forests. <http://www.wri.org/our-work/topics/forest>.
- 山野井徹（1998）図説 日本列島植生史．安田喜憲・三好教夫編．第 1 部 2 節 12-24p. 朝倉書店.
- 安田喜憲（1995）農耕の起源と環境．講座：文明と環境．第 3 巻．梅原猛・安田喜憲編．農耕と文明 第 6 章 120-126 頁.
- 湯本貴和（2011）日本列島はなぜ生物多様性のホットスポットなのか．湯本貴和編 シリーズ日本列島の三万五千年—人と自然の環境史 1. 環境史とは何か. 第 1 章. pp.21-32. 文一総合出版.
- 財団法人自然環境研究センター（2012）環境省請負業務平成 23 年度国立公園等ニホンジカ生息状況調査.

5. 森林・草原生態系の変化状況

5. 1. 気候変動

地球温暖化の影響で気温などが変化することで、森林の樹木群集は群集動態・種組成・種の分布において変化が生じると予測されている。この10年間の森林調査の結果からは、群集動態の指標パラメータである死亡率に大きな影響を与えた要素は、気温の変化よりも、台風等の攪乱であることが確認された。また、この10年間の樹木の種類組成の変化として、冷温帯（落葉樹林帯）と暖温帯（常緑樹林帯）の境界付近で、相対的に落葉広葉樹が減少し常緑広葉樹が増加する傾向が見られたが、気温上昇の影響であるか否かは、現時点では明確でなかった。

樹木の成長や森林地上部への炭素蓄積量への影響については、広域に分布する樹種について年間肥大成長と各調査区の年平均気温の関係を解析した結果、樹種によっては地理的に暖かい場所ほど肥大成長が大きい傾向が確認された。このことから、今後気温が上昇する場合、これらの樹種の肥大成長は増加する可能性が示唆される。地上部現存量は多くの調査区で調査開始時から現在まで増加する傾向にあったが、各調査区の地上部現存量の年間増加率と年平均気温の年変動の関係を解析した結果、多くの調査区では有意な関係は見られなかった。一方、幾つかの調査区では有意な正の相関があり、これらの調査区では今後気温上昇することで地上部炭素蓄積量が増加する可能性が示唆される。また、多雪地の森林では、冬季の降水量・降雪量が多い年ほど、翌夏の堆積落葉量が多い傾向が見られた。これは雪解けの遅れによって分解が遅れるためと推察され、降雪パターンの変化が林床の炭素蓄積に影響を及ぼす可能性が示唆された。

また、生物季節性の変化として、温暖化によって秋季の落葉や種子落下の時期が遅くなり、常緑広葉樹林では春季の開葉・落葉が早まる可能性が示唆された。

森林植生タイプによって落葉供給量の年平均値は大きく異なり、調査区によっては台風などの攪乱要因によって年変動が大きくなっていた。また、年間落葉量と年平均気温および他の気象環境因子との間には、いずれの調査区でも有意な関係は確認されなかった。

カバノキ科クマシデ属の4種の日本全体の種子生産量の豊凶は、4種の間で同調している年があることが確認された。地理的な同調性については、クマシデ属全体での種子生産量の豊凶は、全国的に同調している年があるものの、常に広域で同調しているわけではないことが示唆された。

地表徘徊性甲虫類の広域分布種について、過去8年間の捕獲数変化の傾向を解析し、温暖化に伴う分布域変化の兆候（温暖な地域での個体群縮小、寒冷な地域での個体群拡大）が見られるかを確認した。その結果、分布域中の最も温暖な地域で捕獲数の減少傾向が見られた種はなく、最も寒冷な地域での増加傾向は1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）でのみ見られた。

地表徘徊性甲虫類の広域分布種について、各年の気温とその翌年の捕獲数との関係を解

析し、今後全国的な気温上昇が起こった際に分布域の変化の兆候が捉えやすいと思われる種を探索した。その結果、分布域中の最も温暖な地域において、気温が高い年ほど翌年の捕獲数が少ない傾向を示す種が3種（キタクロナガオサムシ、クロツヤヒラタゴミムシ、センチコガネ）見つかった。これらの種では、今後全国的な気温上昇が起こった際に、温暖な地域での個体数減少が捉えやすいと考えられる。一方、分布域中の最も寒冷な地域で、気温が高い年ほど翌年の捕獲数が多い、すなわち温暖化に際して寒冷な地域での個体数増加を捉えやすいと思われる種が1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）見つかった。

地表徘徊性甲虫類の総捕獲数および主要な分類群の捕獲数の年変化傾向は、林齢や地域によって異なっていた。高齢林（成熟林、高齢二次林）では、冷涼な地域で地表徘徊性甲虫の総捕獲数が減少傾向にあったが、温暖な地域では一定の変化傾向が見られなかった。分類群別の増減傾向を見ると、高齢林では全国的にオサムシ属（*Carabus*）と *Pterostichus* 属 が減少傾向にあり、温暖な地域の高齢林では *Synuchus* 属が増加傾向にあった。温暖な地域を中心とする *Synuchus* 属の増加は、林床植生被度の低下や気温の変化が影響していることが示唆された。

一方、若齢林（二次林、人工林）では、全国的に地表徘徊性甲虫類の総捕獲数が増加する傾向を示し、とくにオサムシ属と *Synuchus* 属が増加傾向にあった。若齢林における地表徘徊性甲虫類の増加は、森林の発達に伴う堆積落葉層の発達によってもたらされた可能性が示唆された。

コアサイトの鳥類については、越冬期、繁殖期ともに、顕著な分布の変化が見られた種は確認されなかった。個体数については、繁殖期の鳥類では藪で採食する鳥が減少しており、越冬期の鳥類は樹幹および樹上を利用する鳥が増加していた。越冬期については個体数の年変動が大きく、経年的に増加しているのかどうかは今後のデータの蓄積が重要である。また、鳥の繁殖時期をモニタリングするために、IC レコーダをもちいてさえずり頻度を記録する手法を開発した。

一般サイトでは、気候変動による影響を、第1期、第2期の繁殖期と越冬期の分布の比較で行った。森林性鳥類では、分布の大きな変化は認められなかった。なお、越冬期の分布で水辺を主要な生息環境とするミソサザイで北海道に記録数が増えており、河川の凍結の状況の変化の可能性が示唆された。

（1）動植物分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

1）樹木の加入率、死亡率および個体数変化と気温との関係

気候変動に伴い、樹木の生育（成長や繁殖など）にとって環境が好適もしくは不適に変化することにより、森林を構成する樹幹の新規加入率（今回までに成長して調査対象となった新規加入幹の割合）、死亡率（前回の調査時から今回までに死亡した幹の割合）および幹数が増加するなど、森林の樹木群集の動態に変化が生じる可能性が考えられる。例えば、ヨーロッパ南部や北米西部の植生帯では、温暖化によって乾燥が進み、樹木の死亡率が年々

増加していることが報告されている (van Mantgem *et al.* 2009、Carnicer *et al.* 2011)。そこで、毎木調査データを用いて、森林を構成する樹木の加入率・死亡率・幹数の変化と気温などの気象環境因子の関係を調べることで、温暖化に伴う樹木群集動態の変化について検討した。また、温暖化に対する樹木群集動態の応答は、森林タイプ（常緑針葉樹・落葉広葉樹・常緑広葉樹といった優占樹種の生活形の違い、二次林や成熟林といった森林の遷移段階の違い）によって異なる可能性が考えられるため、加入率・死亡率の森林タイプによる違いを検証した。

樹木群集の動態において、小径幹の死亡率は気温などの気象環境要因以外に隣接幹による被陰などの光環境の影響を強く受けることが考えられる。そこで、森林調査では胸高直径 5 cm（周囲長 15.7cm）以上の幹を毎木調査しているが、被陰などの死亡因子の影響をできるだけ除外して解析するために、胸高直径 10cm（周囲長 31.4cm）以上の比較的成長した幹の毎木調査データのみを用いて解析した。死亡率・新規加入率は以下の式で求めた。

$$\text{死亡率 (\%・年}^{-1}\text{)} = \ln(N_o / N_s) \times (1 / t) \times 100$$

$$\text{新規加入率 (\%・年}^{-1}\text{)} = \ln(N_f / N_s) \times (1 / t) \times 100$$

N_o : 前回の調査時の幹数

N_s : 前回から今回の調査時まで生き残った幹数

N_f : 今回の調査時の幹数（生き残った幹数と新しく胸高周囲長が 31.4cm 以上になった幹数の和）

t : 前回から今回までの経過年数。

各調査区で死亡率・新規加入率の平均値を森林タイプ間で比較するとともに、気象環境因子との関係を解析した。

全国的な傾向として、新規加入率は年率 5 % 以内であり、多くの調査区では年率 2 % 以内の値であった（図 5-1-1）。一方、死亡率は多くの調査区で年率 3 % 以内であるが、幾つかの調査区では台風（2005 年の苫小牧成熟林、2012 年の与那）やナラ枯れ（2011 年の愛知赤津；本報告書 5. 2（1）を参照）といった攪乱要因が生じた年には死亡率が年率 4 ~ 6 % と新規加入率よりも高い値を示していた。気象環境因子との関係をみると、各調査区の調査開始時から 2012 年までの死亡率・新規加入率のそれぞれの平均値と年平均気温（平年値）の間にはいずれも有意な関係は見られず（いずれも $P > 0.05$ ）（図 5-1-2）、降水量などの気象環境因子の間にも有意な関係は確認されなかった（いずれも $P > 0.05$ ）。また、森林タイプ間の比較では、死亡率は生活型や遷移段階の異なる森林タイプ間で有意な違いは見られなかった（ $P > 0.05$ ）（表 5-1-1a）。一方、新規加入率は、常緑針葉樹林が他の生活型森林タイプよりもやや低い値であったが有意な違いではなく、遷移段階が異なる森林タイプ間でも有意な違いは見られなかった（表 5-1-1b）。

これらのことから、新規加入率や死亡率といった個体数動態を指標するパラメータの変

動には、台風やナラ枯れといった攪乱が強く影響しており、現時点では直接的な温暖化の影響は現れていないことが示唆される。将来予測される気象変動の一つとして、温暖化の影響により、台風などの熱帯低気圧の強度が強くなることが指摘されている (Oouchi *et al.* 2006、Knutson *et al.* 2010)。国内の長期生態観測において台風攪乱による森林被害を調べた研究では、台風の強度によって根返りや幹折れなどの被害割合に樹種間で違いが生じること、森林の土壌・立地条件によって調査サイト間で被害が異なることなどが報告されている (齊藤・佐藤 2007、齊藤ら 2008)。一方、台風などによる攪乱には森林に被害を与えるというマイナスの側面だけではなく、森林の樹木群集の維持に貢献するというプラスの側面もある (伊東 2011)。台風などの攪乱は日本全国で生じており、全国に配置された森林調査区で長期間モニタリングを継続することで、攪乱による被害程度や回復過程が森林タイプや樹種によって異なるのかどうか検証することが必要である (台風による攪乱についてはコラム 5－1「台風による森林の攪乱・回復と頑健性」を、出水攪乱についてはコラム 5－2「豪雨が森林に与える影響」を参照)。

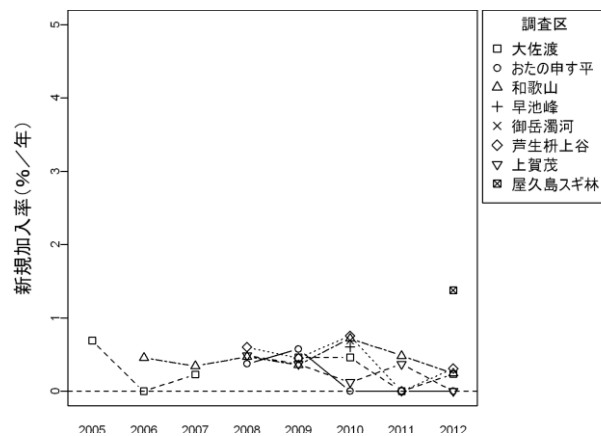
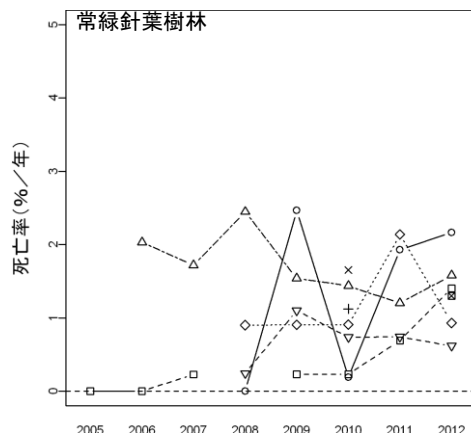
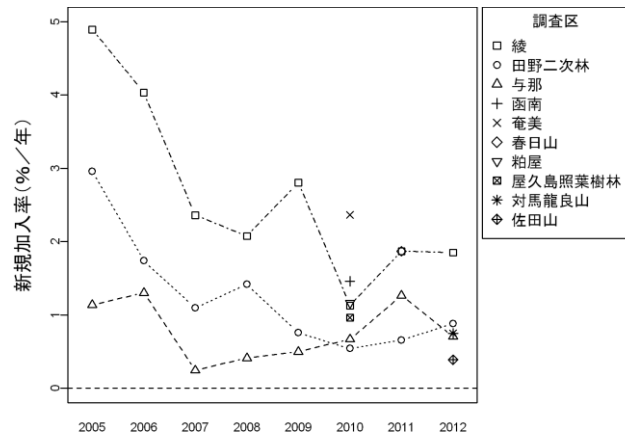
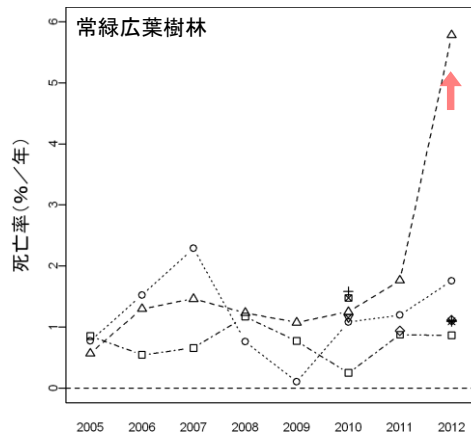
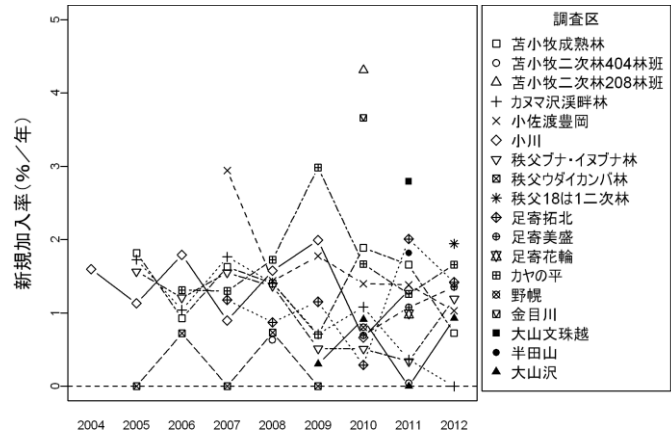
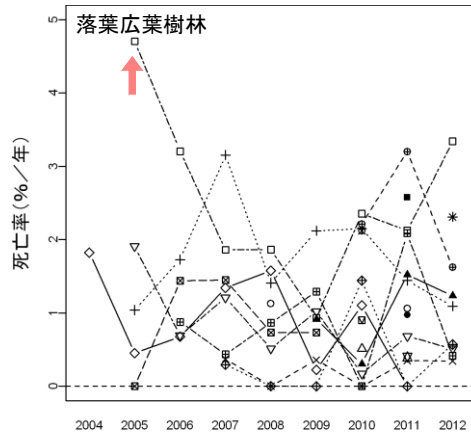
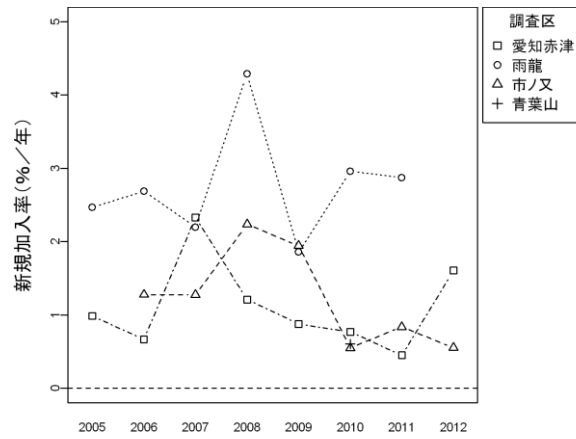
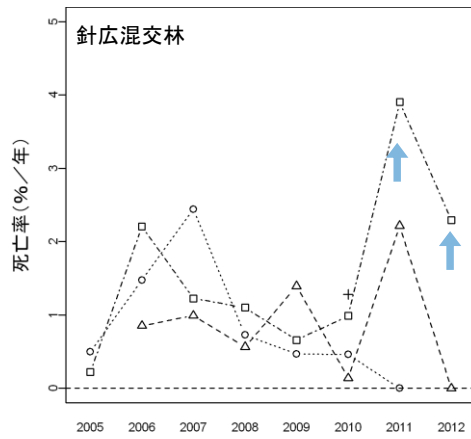


図 5-1-1 各サイトの樹木の死亡率(左図)と新規加入率(右図)の経年変化。毎年春先に調査を実施するサイトの新規加入率・死亡率は調査前年のものとして表示。青矢印はナラ枯れ(愛知赤津 2011・2012 年度)、赤矢印は台風攪乱(苫小牧 2005 年度、与那 2012 年度)による影響を示す。

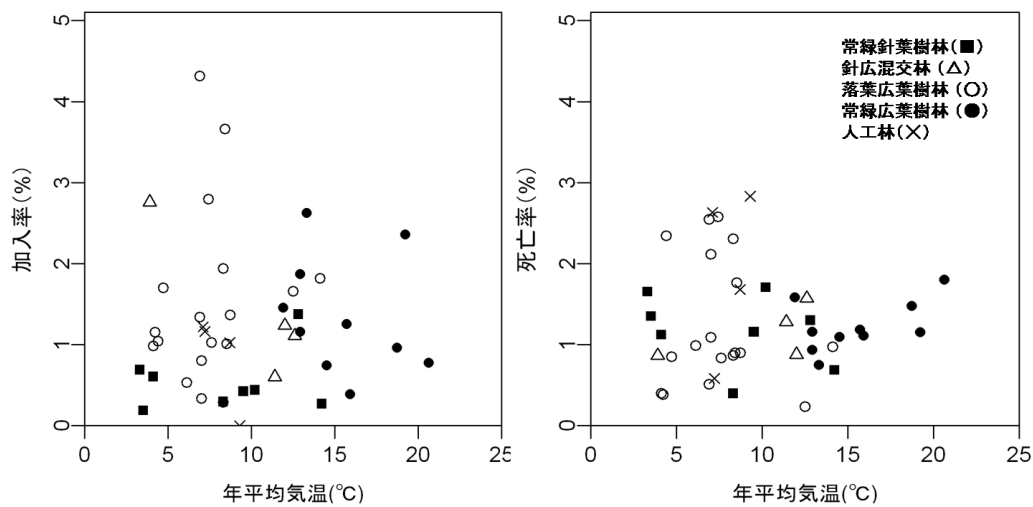


図 5-1-2 各サイトの年平均気温と新規加入率(左図)・死亡率(右図)の関係。

表 5-1-1 森林タイプごとの死亡率と新規加入率の平均値±標準誤差(%)。

a) 死亡率	森林タイプ(遷移系列)			
	成熟林	古い二次林	二次林	左記全て
森林タイプ(樹木生活形)				
常緑針葉樹林	1.14±0.24 (n = 6)	1.71 (n = 1)	0.69 (n = 1)	1.16±0.23 (n = 8)
針広混交林	1.01±0.33 (n = 3)		1.57 (n = 1)	1.15±0.32 (n = 4)
落葉広葉樹林	1.39±0.18 (n = 10)		1.12±0.28 (n = 8)	1.27±0.15 (n = 18)
常緑広葉樹林	1.16±0.24 (n = 6)	1.38±0.22 (n = 3)	1.19 (n = 1)	1.23±0.20 (n = 10)
上記全て	1.23±0.13 (n = 25)	1.46±0.32 (n = 4)	1.13±0.19 (n = 11)	1.29±0.10 (n = 44)
b) 新規加入率				
	森林タイプ(遷移系列)			
	成熟林	古い二次林	二次林	左記全て
森林タイプ(樹木生活形)				
常緑針葉樹林	0.60±0.35 (n = 6)	0.44 (n = 1)	0.27 (n = 1)	0.54±0.31 (n = 8)
針広混交林	1.53±0.49 (n = 3)		1.11 (n = 1)	1.43±0.44 (n = 4)
落葉広葉樹林	1.54±0.27 (n = 10)		1.65±0.47 (n = 8)	1.59±0.21 (n = 18)
常緑広葉樹林	1.34±0.35 (n = 6)	1.44±0.48 (n = 3)	1.26 (n = 1)	1.36±0.28 (n = 10)
上記全て	1.27±0.19 (n = 25)	1.18±0.48 (n = 4)	1.44±0.29 (n = 11)	1.27±0.14 (n = 44)

■コラム５－１： 台風による森林の攪乱・回復と頑健性

齊藤 哲 （綾サイト：独立行政法人森林総合研究所）

日本は台風の主要コースに位置しており、毎年数個の台風が日本に接近・上陸している。台風は日本の森林群落において主要な攪乱要因のひとつであり、森林構造や群落動態に大きな影響をもつ。人工林では被害という負の側面からのみ台風の影響が評価されるのに対し、天然林においては様々な樹種にとって世代交代の好機ができるという群落維持のための正の側面の評価も必要となる。これまで台風被害の報告が多いのに比べ台風攪乱後の回復・更新に関する調査・研究はあまり多くない。被害は台風攪乱後の一時期の調査である程度評価可能であるが、回復・更新に関しては攪乱後の長期間におよぶ調査が必要であることが一因であろう。攪乱後数年の実生発生や稚樹・萌芽の生死によって更新の可能性を論じた研究もある。しかし、ブナ林の天然更新のように、攪乱後の十分な量の稚樹が必ずしも数十年後の上層群落の回復に繋がっていない事例もみられる。やはり樹木の更新をしっかりと評価するには長期間のモニタリングは必要である。

攪乱の長期的な回復・更新を評価するうえで環境省モニタリングサイト 1000 事業は重要である。そのなかのひとつである照葉樹林の綾サイト（宮崎県）では事業開始以前の 1989 年からモニタリング継続している。綾サイトは 1993 年に大きな台風攪乱を受け、その後約 20 年のデータが蓄積されてきた。1993 年の台風は最寄りの宮崎地方気象台で観測開始以来最大となる最大瞬間風速を記録し、この地方にとって最大規模であったと考えられる。しかし、綾サイトでは胸高直径 5 cm 以上の幹数で約 5 %、胸高断面積で約 20%が減少した程度で一斉倒壊のような大規模な被害ではなかった。この台風は屋久島にも接近したが、西部域の照葉樹林の被害も比較的小さかったという報告もある。本州や北海道などの森林が時に大面積で被害を受けるのに比べ、成熟した照葉樹林でそのような大規模な被害はあまり報告されていない。台風常襲地域に分布している照葉樹林群落は台風に対して頑健性を持つと考えられる。やはり台風の多い台湾やハリケーン常襲地域の中米の森林群落においても同様のことが指摘されている。

攪乱後の回復をみると、リターフォール量は、台風の年に一時的に増大し、その後 1 ～ 2 年間は若干少なく、それ以降は年変動が大きいものの攪乱前と同程度に戻っていた。また、胸高直径 5 cm 以上の幹数は攪乱 10 年後にはほぼ攪乱前のレベルに戻っており、それ以降も増加傾向が続いている。1993 年の台風はこの地域にとって比較的大規模の攪乱であったが、リターフォール量や幹数からみると比較的早い回復といえる。しかし、胸高断面積の回復は非常に緩やかで攪乱後 10 年を経ても攪乱前の 9 割に達していない。また、相対優占度が大きく異なった種もみられる。林冠優占種であるブナ科常緑樹やタブノキは幹数・胸高断面積とも被害量に比べ回復は遅く、相対優占度は落ちたまま十分回復していな

い。代わってヤブニッケイなどのクスノキ科の亜高木種が幹数回復の主体となっている。台風で出来た林冠ギャップも未だ閉鎖されず、攪乱前の閉鎖状態には戻っていない。台風攪乱はその後 20 年を経てもその影響は残っている。

台風攪乱を介して森林群落の構造、種組成、バイオマスおよび相対優占度がこの先どうのように推移していくかを明らかにするためにも、これからも長期的なモニタリングは必要であろう。

■コラム 5-2： 豪雨が森林に与える影響

星崎 和彦 （カヌマ沢サイト：秋田県立大学生物資源科学部）

森林の成り立ちや移り変わりは種々の攪乱によって規定されるという共通認識が出来てからほぼ 25 年になる。この間、強風等で木が倒れて生じる林冠ギャップの役割について多くの知見が集まっている。ある森林でどんな攪乱がどの程度の頻度・規模で起きるのか、これを一言で「攪乱体制」と呼ぶが、河川沿いの森林では林冠ギャップの他に河川攪乱も起こる。モニ 1000 の森林・草原調査では毎年、毎木調査を行っているので、風倒攪乱とその後の森林の変化を関連付けることが出来るし、統一された調査方法なので地域間で森林の変化を比較することも出来る。一方、氾濫や土石流は、その発生頻度や 1 回あたりの破壊の程度がサイト（河川）ごとに大きく異なるのが普通で、個々のサイトで工夫して攪乱体制を評価する必要がある。

岩手県の奥羽山系に位置するカヌマ沢サイトには、カツラ、トチノキ、サワグルミなどが優占する発達した溪畔林と、谷底部を挟む段丘・斜面林（ブナ、ミズナラが優占）があ

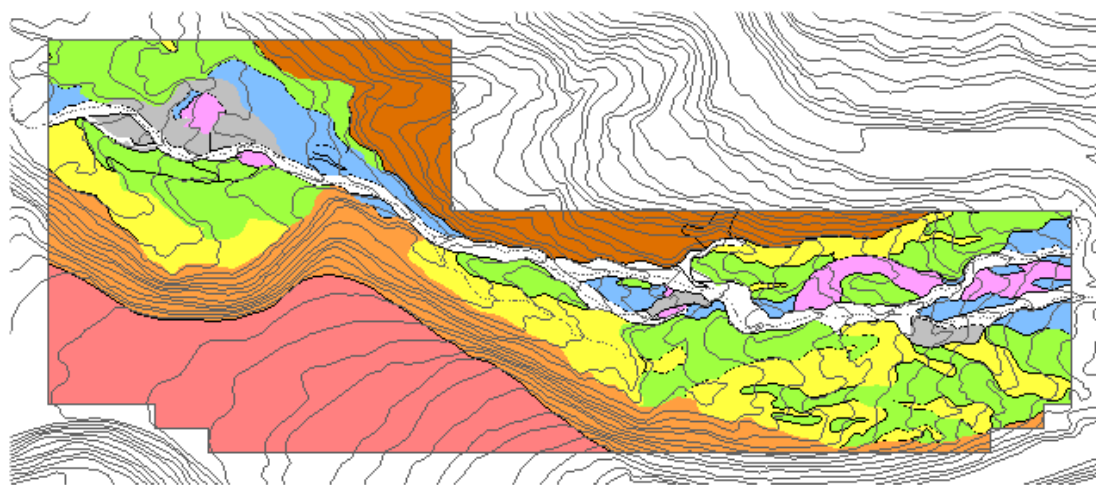


図 1 カヌマ沢サイトの地形図 (4.71 ha)。色の違いは地表の凹凸を表し、白い部分が現在の流路（右が上流）。谷底部は堆積と流路変動の繰り返りで複雑な微地形がある。

る（図1）。冷温帯の溪畔林はブナ林と比べて樹木の種数が多いという特徴があるが、これは河川攪乱に適応した生態を持つ樹種があるからではないかと、私たちは考えている。カヌマ沢サイトでは、1988年と2007年に土石流堆積（1,295 m²、144 m²）が、また1998年には堆積地の一部（125 m²）が流出した（図2）。土石流の堆積跡には多くの実生（タネから発芽した芽生え）や稚樹（実生が大きくなったもの）が観察され、解析の結果、稚樹の分布特性に種間差がある（棲み分けのようなパターン）ことが判明した（表1）。

これらの稚樹の成長過程は現在もモニタリング中で、その一部はまもなく、毎木調査の対象となる直径5 cm に達する。こうした実生・稚樹期の動きと成木の動きをつないで森林の成り立ちや移り変わりが説明できるようになれば、モニタリング研究者冥利に尽きるといえるだろう。

表1 カヌマ沢サイトにおける稚樹分布の偏り

土石流堆積地に多い種

サワグルミ、オヒョウ、イタヤカエデ、ケヤキ

林冠ギャップに多い種

カツラ、トチノキ、ヤマモミジ、アオダモ、ハウチワカエデ

どちらとも言えない種

ブナ、ミズキ、ホオノキ、バッコヤナギ



図2 カヌマ沢で観測された河川攪乱(a, b 2007年, c 1988年)。図1では2007年の堆積を灰色、1988年をピンクで示した。

2) サイトごとの種組成変化（優占度・相対頻度の変化）

気候帯の違いによって、森林を構成する優占樹種と森林植生タイプは変わる（酒井 1995）。日本は幅広い気候帯（亜寒帯、冷温帯、暖温帯、亜熱帯）を有しており、常緑針葉樹林、針広混交林、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林などが代表的な森林植生タイプである（酒井 1995、沼田・岩瀬 2002）。そして、日本の森林植生における顕著な特徴として、緯度に沿って、高緯度の亜寒帯から冷温帯の地域にかけて落葉広葉樹や常緑針葉樹が優占、低緯度の亜熱帯から暖温帯にかけて常緑広葉樹が優占し、国土の中でこれらの森林植生タイプが連続的に移行している（沼田・岩瀬 2002）。このように連続的に森林植生タイプの移行が生じるのは、落葉広葉樹、常緑広葉樹や常緑針葉樹といったそれぞれの樹木の生活形にとって、生育に適した気温などの気象環境が異なるためである（酒井 1995）。そのため、地球温暖化に伴って気温が上昇し、森林環境が各樹種にとって好適もしくは不適に変化することで、森林を構成する樹木の種組成（樹種や生活形タイプの優占度・相対頻度）に変化が生じる可能性が考えられる。

そこで、日本の森林において、樹木の種組成が現在どのように変化しているか、また、地球温暖化によって今後どのように変化するかを以下の解析を用いて検討した。まず、モニタリング開始時から 2012 年までに各調査区の森林を構成する常緑針葉樹・落葉広葉樹・常緑広葉樹の各生活形樹木の幹数の相対頻度に変化が生じているかどうか、次に、その相対頻度の変化と気温および緯度の間に関係があるかを調べた。その結果、年平均気温 10～15℃、北緯 34～38 度に位置する調査区では、落葉広葉樹の幹数の相対頻度が減少し、常緑広葉樹の幹数の相対頻度が増加する傾向が確認された（図 5-1-3）。次に、毎木調査を毎年行っているコアサイトにおいて、常緑針葉樹・落葉広葉樹・常緑広葉樹の各生活形樹木それぞれの幹数の経年変化を調べた。その結果、図 5-1-4 に示すように、落葉広葉樹と常緑広葉樹の幹数の相対頻度の変化は次の 3 つのタイプに分けられることが判明した。①落葉広葉樹の幹数が減少し、常緑広葉樹の幹数が増加、②落葉広葉樹の幹数が減少し、常緑広葉樹の幹数は変化なし、③落葉広葉樹の幹数は変化なし、常緑広葉樹の幹数が増加。①の場合は、二次林である愛知赤津などで生じているため、森林の二次遷移における樹種交代（上條 2011）によるものと考えられる。それに加えて、愛知赤津の場合はナラ枯れによるコナラ幹の減少も要因であると考えられる（本報告書 5. 2 (1) 2) ①を参照）。②の場合は、芦生など過去に生じたナラ枯れの影響などが考えられる。③の場合は、上賀茂や田野などの二次林において常緑広葉樹が増加する二次遷移の過程の影響が考えられる。一方、綾や市ノ又といった照葉樹林でも常緑広葉樹の幹数が増加している。綾ではヤブニッケイの幹数が 230 本（2004 年）から 345 本（2012 年）に大きく増加しているが、それには台風による攪乱が関係していると考えられる（コラム 5-1 「台風による森林の攪乱・回復と頑健性」を参照）。

このように落葉広葉樹が常緑広葉樹に徐々に置き換わっているサイトもあるが、これら

の種組成の変化には温暖化の直接的な影響は確認されなかった。しかしながら、地球温暖化にともない植物種の生育に適している場所（適地、適域）が移動することで、将来の気候下では植物の分布が変化することが多数の研究で予測されており（Iverson and Prasad 1998、Bakkenes *et al.* 2002、松井ら 2008）、既に分布が高緯度側へ移動している生物種が相当数いることも報告されている（Parmesan and Yohe 2003）。そして、森林内で優占度の高い樹種において分布が変化すれば、その森林の様相や機能が変化する可能性があると考えられている。日本では、温暖化にともなう樹木の分布の変化がブナ（田中ら 2006、松井ら 2008）、アカガシ（Nakao *et al.* 2011）、針葉樹（田中ら 2009）などにおいて予測されている。ブナ林は北海道南部、東北、本州日本海側を中心に広く分布しており、野生動物の生息地としても重要な森林である。気候変化シナリオに基づいたブナの分布予測モデルによると、これらのブナ林は温暖化によって大きく減少し、他の樹種が優占する森林に変化すると予測されている（松井ら 2008）。本調査のブナ林では、調査開始時から最新調査時までのブナの幹数（胸高周囲長 15.7cm 以上の幹数）は、カヤの平では 257 本から 250 本へ減少、金目川では 143 本から 151 本へ増加、大山では 192 本から 217 本へ増加という変化状況である。このように 2004 年から現時点まではブナの幹数に大きな減少は見られていないが、温暖化にともなう森林を構成する樹木の種組成がどのように変化していくか今後もモニタリングによって把握し続ける必要がある。

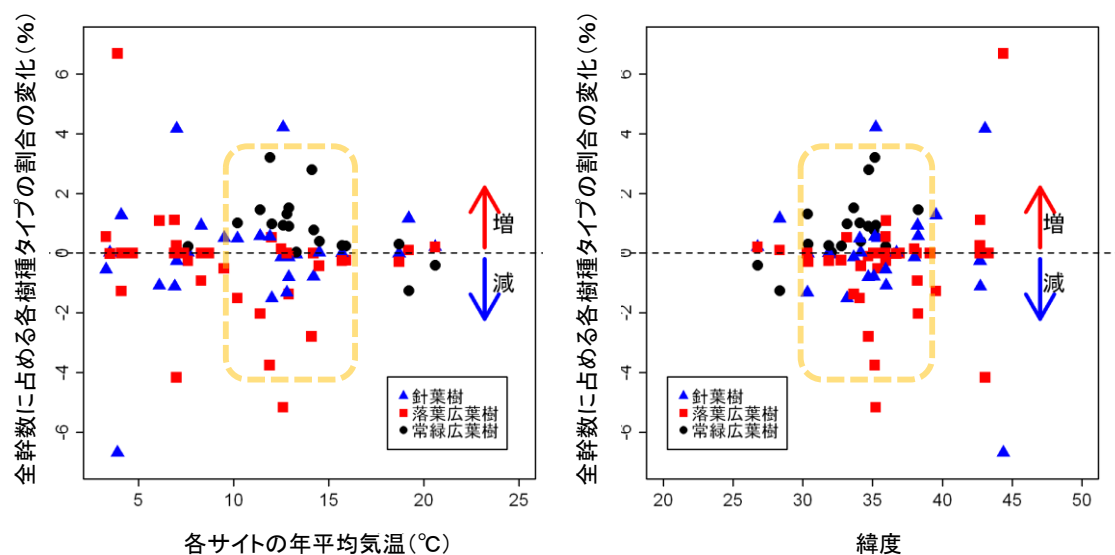


図 5-1-3 各サイトの年平均気温(左図)・緯度(右図)と樹種タイプの割合の変化。

樹種タイプの割合の変化は、全幹数に占める割合を基に算出した。黄色枠内の森林では、常緑広葉樹が増加・落葉広葉樹が減少する傾向にある。

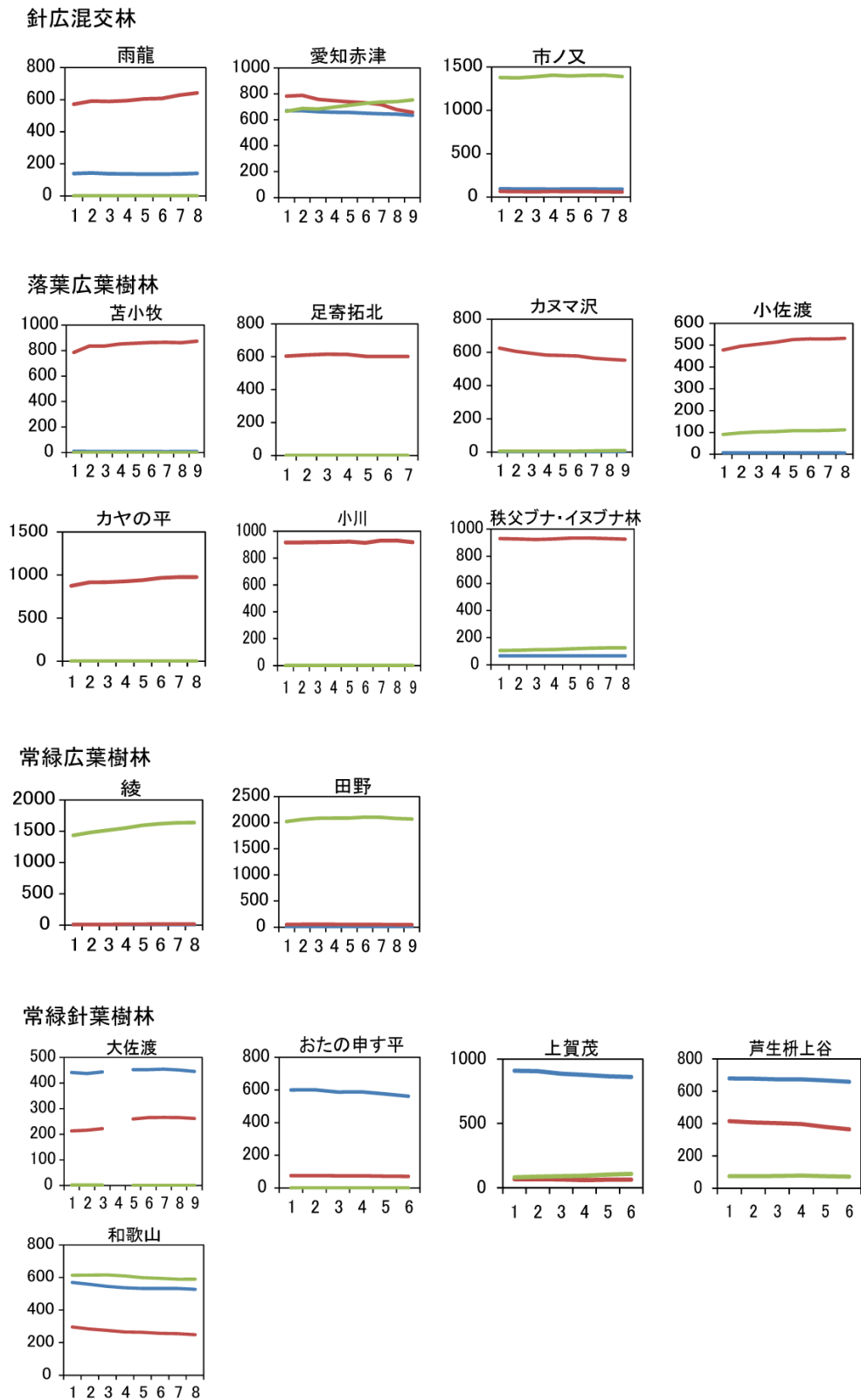


図 5-1-4 各コアサイトの樹種タイプごと(針葉樹:青、落葉広葉樹:赤、常緑広葉樹:緑)の幹本数の経年変化。
横軸は毎木調査開始からの経過年数、縦軸は調査区内の幹本数(胸高周囲長 15.7cm 以上の幹)を示す。

3) 新たに加入した種や消失した種の数

生態系における種の加入（および侵入）や消失は、種間の相互作用や競争関係に変化をもたらし、生態系の機能を変化させることがあると考えられている。種の加入や消失は外来種移入のような人為的影響で生じるだけでなく、気温などの生育環境の変化により分布域が移行することでも生じることが指摘されている（Parmesan and Yohe 2003）。そのため、森林生態系において樹種の加入および消失の動向と気象環境因子との関係を知ることが、今後の気候変動に伴う森林生態系の変化を予測する上で重要である。そこで、各調査区でどのような樹種が加入あるいは消失しているかを知るため、また、どのような森林で樹種の加入や消失が多いのかを検証するため、モニタリング開始時から2012年までに3回以上調査を実施している調査区において、新規加入した樹種・消失した樹種の幹数を調べた。

その結果、対象となった21調査区の中で、13調査区において1～5樹種が新規加入しており、同様に13調査区において1～3樹種が消失していた（表5-1-2）。これらのうち、2012年度までに4本以上の幹数変化があったものとして、綾ではテツカエデ7本が新規加入していた。一方、調査区から消失した樹種として、秩父ブナ・イヌブナ林では生育していたサンショウ4本が消失、カヤの平ではタラノキ4本が消失、芦生枡上谷ではクロモジ5本が消失していた。このように多くの調査区で樹種の新規加入と消失が確認されたが、新規加入種数および消失種数と気象環境因子の間には有意な関係は確認されなかった。一方、芦生枡上谷におけるクロモジの消失など、森林調査区内での樹種の消失についてはシカの増加に伴った樹木の食害の影響が大きいと考えられ、その被害に注意する必要がある（本報告書5.2(2)1)①を参照）。

表 5-1-2 コアサイト(3回以上毎木調査を実施)の森林で加入した種・消失した種。

*2, 3本の幹が加入あるいは消失した種、**4本以上の幹が加入あるいは消失した種。空欄は該当無し。

調査区	加入した種	消失した種
苫小牧成熟林	ミヤママタタビ	ウダイカンバ
カヌマ沢溪畔林	オオヤマザクラ、コシアブラ、タニウツギ*、ツノハシバミ、マルバマンサク	ウワミズザクラ
大佐渡	クロモジ、ハリギリ	エゾユズリハ
小佐渡豊岡	オオバクロモジ*	
小川	アズキナシ、オオウラジロノキ、コシアブラ*	クサギ
秩父ブナ・イヌブナ林		サンショウ**、チチブドウダン、マユミ
秩父ウダイカンバ林		ツガ
愛知赤津		
綾	クロキ、テツカエデ**	
田野二次林	バリバリノキ、ミサオノキ*	クマノミズキ*
与那	カキバカンコノキ、シマイズセンリョウ、ホソバムクイヌビワ*	
雨龍		
足寄拓北		ツルアジサイ、ネムロブシダマ
足寄美盛		エゾヤマナラシ
カヤの平	ヤマウルシ*	タラノキ**
おたの申す平		
和歌山	ウリカエデ	
市ノ又	シイモチ	モチノキ
芦生枡上谷	エゾユズリハ、ツルアジサイ	クロモジ**、ヤマウルシ
上賀茂		アセビ
大山沢	ホソエカエデ	

4) 地表徘徊性甲虫の広域分布種の個体数変化状況

気温上昇に伴うと見られる地表徘徊性甲虫類の分布域の変化は、ヨーロッパのオサムシ科でいくつかの例が知られている。飛翔性種では、20 世紀半ばから、北欧やイギリスでの分布の北上が報告され (Drees *et al.* 2011)、飛翔性の弱い種でも、過去数十～数百年の間に、分布北限の 50～100km ほどの北上 (Hickling *et al.* 2006、Drees *et al.* 2011)、氷河後退地への侵入による垂直分布の数百 m ほどの上昇 (Gobbi *et al.* 2006、Gobbi *et al.* 2007) が報告されている。日本の地表徘徊性甲虫類でも今後このような分布の変化が生じる可能性がある。本調査のみでは調査地点数が少ないため、各種の詳細な分布の変化を知ることにはできないが、調査サイト中に生息可能な温度域の上限または下限付近を含む種では、気温の変化に対応した捕獲個体数の増減という形で、分布の変化の兆候が捉えられる可能性がある。そこでまず、個体数の増減傾向の地理的なパターンについて議論可能な種として、捕獲数が多く広域的に出現する種を選定した。次に、それらの種について、出現サイト中に生息可能な温度域の上限または下限付近を含むかを、既知の分布情報や、気温の年変動と捕獲個体数の年変動との対応関係を基に検討した。さらに、各種の各サイトにおける第 1～2 期を通じた増減傾向に、分布変化の兆候が見られるか否かを確認した。

ピットフォールトラップ調査では、第 2 期までに甲虫目 316 種以上、成虫 56,627 個体、幼虫 3,142 個体が捕獲された。その内、解析の対象とした地表徘徊性甲虫類 (オサムシ科、シデムシ科、ハネカクシ科の大型地表性種、センチコガネ科) の成虫は、153 種以上、49,018 個体であった。さらにその中から、「累計 20 個体以上が捕獲されている調査区が、4 サイト以上にまたがる種」を選定基準として、広域的に出現する優占種を抽出したところ 8 種が該当した。各種の現在の分布と生態的特性、本調査における出現状況を、表 5-1-3、図 5-1-5～13 に示す。いずれの種も東アジアに分布が限られ、その内の 3 種は日本列島固有種であった。国内では全国的または東日本中心に分布する種のみで、西日本や温暖な地域を中心に分布する種は含まれなかった。西日本や温暖な地域では全体に甲虫類の捕獲個体数が少なく、複数のサイトで十分な個体数が得られた種がいなかったためである。ヨリトモナガゴミムシ、コクロツヤヒラタゴミムシは西日本の分布域に出現サイトがなく、クロナガオサムシも西日本および東北の分布域で出現サイトがないが、その他の 5 種は出現サイトの分布が国内の既知の分布地域を概ね代表しているといえる。

①捕獲個体数と気温との関係の地理的傾向

ある種が分布可能な気温範囲の上下限に近い生息地では、気温が個体群の維持・成長を強く制限する要因となっている可能性が高く、上限付近では気温上昇による個体群の縮小が、下限付近では気温上昇による個体群の拡大が起りやすいと予想される。一方、生息可能な気温範囲の中央付近では、気温と個体群成長との直線的な関係はより見られにくいと考えられる。イギリスにおけるオサムシ科のモニタリング調査では、夏に極端な高温・

乾燥がみられた年の前後にいくつかの種で個体数の減少がみられたが、その多くは冷涼・湿潤な地域を中心に分布する種であった (Morecroft *et al.* 2002)。

また、当年よりも前年の気温と成虫捕獲個体数との対応関係の方が、気温変化に対する個体群の反応を反映している可能性がある。なぜなら、オサムシ科では、特異的な猛暑の当年ではなく翌年に成虫の捕獲数の減少がみられたという報告があり (Kiritani 2013)、極端な気温の変動があった年や分布域の端など気温の影響を受けやすい条件では、成虫の繁殖率や幼虫の生存率に気温が強く影響し、1年遅れて成虫の生息密度に影響が現れる可能性があるからである。さらに、当年の環境条件は、越冬期や越冬後の個体の生存率への影響を介して成虫の生息密度に影響すると考えられるものの、その一方で成虫の活動性や季節性への影響を介しても成虫の捕獲数に影響してしまう可能性がある。よって、当年の気温と捕獲数の関係は気温に対する個体群の反応を反映していない可能性があると考えられる。

各種について、年捕獲個体数⁷と当年または前年の平均気温との関係⁸の全国的傾向を、図 5-1-14 に示す。十分な個体数の得られた出現サイトの中でもっとも温暖なサイトで、前年の気温が高いほど有意に捕獲数が少ない傾向を示した種は、キタクロナガオサムシ、クロツヤヒラタゴミムシ、センチコガネであった (図 5-1-14)。これらの3種は、出現サイトの範囲内に生息可能な温度範囲の上限付近を含んでいると推測され、今後、全国的な気温上昇が進行した場合に、温暖な地域における分布後退の兆候として、温暖なサイトでの個体数減少が見られる可能性がある。他の種は、国内の温暖な分布域に出現サイトがないか、国外のより温暖な地域 (台湾など) に分布していることが知られている (表 5-1-3)。

一方、十分な個体数の得られた出現サイト中のもっとも冷涼なサイトで、前年の気温が高いほど有意に捕獲数が多い傾向を示し、その程度が他の温暖なサイトと明瞭に異なっていた種は、オオクロツヤヒラタゴミムシのみであった (図 5-1-14)。他の種は、寒冷なサイトで傾向を解析できるほどの十分な個体数が得られていない、あるいは最寒サイトであるおたの申す平よりさらに寒冷な地域 (標高 2000m以上の亜高山帯・高山帯、シベリアなど) にまで分布することが知られている (表 5-1-3)。ただし、クロツヤヒラタゴミムシは、冷涼な苫小牧サイトで前年の気温と捕獲数の間に関係が見られないものの、当年の気温とは正の関係がみられており、気温上昇に対する個体群の拡大が見られる可能性があるかどうかは、今後さらに検討を要する。いずれにしても、同種は最も多くのサイトで出現し、かつ個体数も非常に多い上に、温暖なサイトでの気温変化への反応性が大きいことから、気温変動の影響を捉えるのに最も適した種である可能性がある。オオクロツヤヒラタゴミムシは、苫小牧が生息可能な温度範囲の下限付近である可能性があり、今後、全国的な気温上昇が進行した場合には個体数の増加が見られる可能性がある。さらに、他の種でも、現時点で捕獲数の少ない寒冷サイトで気温上昇に伴う個体数増加が見られる可能性や、未出

⁷ 年4回の調査における捕獲個体数の合計値。

⁸ 調査区ごと種ごとに、年捕獲個体数について、当年または前年の年平均気温を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル (GLMM) への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した ($\alpha = 0.05$)。捕獲個体数はポアソン分布に従うと仮定した。

現の寒冷サイトで新たに捕獲される可能性がある。ただし、センチコガネを除く 7 種はすべて飛翔能力がないと思われるため、分布の拡大には時間がかかり、大きな河川や海峡を越えて分布を拡大することは困難と考えられる。

②第 1～2 期を通じた捕獲個体数の増加・減少傾向

各優占種およびその近縁な種について、第 1～2 期を通じた年捕獲個体数の単調増加・減少傾向⁹の全国的傾向を、図 5-1-15 に示す。現時点では、生息温度域の上限付近での減少、または下限付近での増加という分布変化の兆候を示す優占種は、オオクロツヤヒラタゴミムシのみであった（冷涼な苫小牧で増加傾向、他のサイトでは大きな増減なし）。これは、第 1～2 期の期間に冷涼なサイトで気温が上昇する傾向があったためと考えられる（図 5-1-16）。一方、温暖なサイトでは気温の低下傾向が見られており（図 5-1-16）、その結果多くの種で分布変化の兆候が見られなかったものと考えられる。しかし、分布は温度のみで規定されているとは限らないことや、捕獲数の増減が必ずしも個体群の拡大縮小を意味しないことにも留意すべきである。例えば、ヨーロッパから中近東に分布する *Agonum viridicupreum* では、気温の上昇に伴う北限の北上が見られるものの、同様に気温の上昇している南限地域では分布の変化が見られず、南限付近では乾燥が分布の規定要因である可能性が指摘されている（Drees *et al.* 2011）。イギリスでのオサムシ科のモニタリング調査では、1992～2008 年の間で *Pterostichus madinus* の捕獲数には明確な増減傾向が見られないものの、活動開始日、活動ピーク時期、ピーク時の捕獲数といった季節性に継続的な変化が見られている（Pozgai and Littlewood 2011）。本調査では、甲虫類の活動期間全体にわたる連続的なサンプリングは行っていないので、このような季節性の変化によっても、各種の捕獲数データに増減傾向が現れる可能性があることに留意する必要がある。

③種ごとの傾向

・クロオサムシ（オサムシ科オサムシ亜科オサムシ属オオオサムシ亜属）

オオオサムシ亜属（*Ohomopterus*）は日本列島固有の亜属で、北海道～九州から 17 種が知られている（八尋 2005）。本種は、本亜属中でもっとも北東に分布する種で、東日本に広く分布し、地域ごとに 12 の亜種に分けられている（Takami and Ishikawa 1997、八尋 2005）。

本調査では北海道・本州・佐渡の 8 サイトから 6 亜種が得られ、出現サイトの範囲は同種の分布域を概ね代表している（図 5-1-5）。年捕獲個体数の変化傾向に地域的な傾向は見られず、寒冷なサイトでの増加、温暖なサイトでの減少といった分布変化の兆候も見られていない（図 5-1-15）。本種の分布域中では比較的温暖な小佐渡キセン城、青葉山では、高

⁹ 調査区ごと種ごとに、年捕獲個体数について、年（連続変数）を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha=0.05$ ）。年の係数を「年変化傾向」とし、符号が正の場合を（単調）増加傾向、負の場合を（単調）減少傾向とした。捕獲個体数はポアソン分布に従うと仮定した。

温な年ほど個体数が少ない傾向が見られた（図 5-1-14）。しかし、冷涼な大山沢では気温と個体数に有意な関係が見られないか弱く、苫小牧では調査区によって傾向が一定しなかった。本種には、中部亜高山帯や知床半島などの寒冷地に分布する亜種（マルバネオサムシ、オクエゾクロオサムシ）も存在しており（Takami and Ishikawa 1997）、大山沢や苫小牧程度の気温では、気温そのものが個体数の強い制限要因とはなっていないのかもしれない。よって全国的な気温上昇が進行した場合には、温暖な小佐渡や青葉山での個体群の縮小が捉えられやすいと予想される。また、大山沢より気温の低いカヤの平では、これまで本種は捕獲されていないが、付近のやや標高の低い地点では採集記録があることから（Takami and Ishikawa 1997）、気温の上昇に伴って分布が変化した場合、カヤの平で捕獲されるようになることも考えられる。

・ キタクロナガオサムシ、クロナガオサムシ（オサムシ科オサムシ亜科オサムシ属クロナガオサムシ亜属）

クロナガオサムシ亜属（*Leptocarabus*）は東アジアに分布する亜属で、日本からは5種が知られ（八尋 2005）、先述のオオオサムシ亜属よりも寒冷地に適応した生活史特性をもっている（曾田 2000）。キタクロナガオサムシはサハリンから本州中部、クロナガオサムシは東北から九州まで広く分布する種で、それぞれ地域ごとに 20 亜種、2 亜種に分けられている（Ishikawa 1992、八尋 2005）。両種は本州東部で分布を重複させつつ、キタクロナガオサムシの方がより冷涼（高緯度、高標高）な地域に分布の中心をもち、より低温環境に適応した生活史特性をもっていることが知られている（曾田 2000）。

本調査では、キタクロナガオサムシは北海道・本州の8サイトから6亜種が得られ、高山帯などの寒冷地を除けば、出現サイトの範囲が同種の分布域を概ね代表している（図 5-1-6）。クロナガオサムシは本州の6サイトから1亜種が得られているが、東北や西日本の分布地、温暖な分布地が含まれていない（図 5-1-7）。

クロナガオサムシは、出現した4サイト中3サイトで減少傾向が見られ、温暖なサイトほどその傾向が強かった（図 5-1-15）。キタクロナガオサムシは、有意な増減傾向を示さないサイトが多く、気温傾度に沿った傾向も不明瞭であった（図 5-1-15）。キタクロナガオサムシの分布域中では比較的温暖な青葉山で、前年が高温であるほど翌年の捕獲数が少ない傾向があった（図 5-1-14）。また、この2種は、生息地の気温に応じて体サイズや生活史形質が変化することが知られている（曾田 2000）。長期的には、気温上昇に伴って、冷涼なサイトでの捕獲数の季節性の変化や、体サイズの大型化などが見られる可能性もある。

・ ヨリトモナガゴミムシ（オサムシ科ゴモクムシ亜科 *Pterostichus* 属 *Lyrothorax* 亜属）

Lyrothorax 亜属は、コーカサス地方等から1種、本州・四国・九州から4種が知られ（Löbl and Smetana 2003、Sasakawa 2009）、本調査ではヨリトモナガゴミムシのみが得られている。本種は、本州・九州に分布している（上野ら 1985）。

本調査では、本州・佐渡の7サイトから得られているが、西日本の分布域からはほとんど得られていない(図 5-1-8)。有意な増減傾向を示さないサイトが多く、気温傾度に沿った傾向も見られていない(図 5-1-15)。各調査年の平均気温と捕獲個体数の関係も、気温傾度に沿った明瞭なパターンは見られなかった(図 5-1-14)。気温上昇が進行した場合、冷涼な大山沢、秩父等のサイトでは、個体数の増加が生じるかもしれない。

・クロツヤヒラタゴミムシ、コクロツヤヒラタゴミムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ(オサムシ科ゴモクムシ亜科 *Synuchus* 属 *Synuchus* 亜属)

Synuchus 属は東アジアを中心に分布する属で、75 種が知られ、その内 72 種が *Synuchus* 亜属に属している (Löbl and Smetana 2003)。この3種は、いずれも北海道～九州に広く分布し、国外では中国、朝鮮半島等に分布している (Habu 1978、上野ら 1985)。3種の分布は、地域によって違いはあるものの概してオオクロツヤヒラタゴミムシが温暖な地域(低緯度、低標高)、コクロツヤヒラタゴミムシが寒冷な地域(高緯度、高標高)に分布の中心を持ち、クロツヤヒラタゴミムシは暖地から寒地まで幅広く生息するようである(上村ら 1962、Katakura and Fukuda 1975、Higashi *et al.* 1984、Kuranishi *et al.* 1986、Martin 1992、Hosoda *et al.* 1996、Suttiprapan *et al.* 2006、Fujita *et al.* 2008; 図 5-1-13)。

本調査では、クロツヤヒラタゴミムシは、北海道～九州の19サイトから得られ、地表徘徊性甲虫全種の中で個体数は3番目に、出現サイト数はもっとも多かった(図 5-1-9)。オオクロツヤヒラタゴミムシは北海道～九州の13サイトから、コクロツヤヒラタゴミムシは北海道～本州の12サイトから得られた(図 5-1-10、11)。コクロツヤヒラタゴミムシが西日本の分布域から得られていないが、他の2種は出現サイトの範囲が国内の分布範囲を概ね代表している。

クロツヤヒラタゴミムシは、温暖な上賀茂、綾では、前年および当年の気温が高いほど捕獲数が少ない傾向があり、冷涼な苫小牧では前年の気温とは関係が見られないものの、当年の気温が高いほど捕獲数が多い傾向があった(図 5-1-14)。同種は本州中部の標高 2000 m以上の寒冷地にまで分布することが知られているが (Martin 1992、Suttiprapan *et al.* 2006)、苫小牧付近でも気温が個体群成長の制約となっているのかもしれない。オオクロツヤヒラタゴミムシでは、冷涼な苫小牧で前年および当年の気温と捕獲個体数に正の関係が見られたが、コクロツヤヒラタゴミムシでは、そのような気温傾度に沿った傾向は認められなかった(図 5-1-14)。クロツヤヒラタゴミムシは、気温に対する個体数の反応性から、出現サイトの気温範囲内に、生息可能な気温範囲の上限に近いサイトが含まれていることが示唆され、下限に近いサイトが含まれている可能性もある。オオクロツヤヒラタゴミムシは、気温に対する個体数の反応性および台湾にも分布が知られていることから (Habu 1978)、出現サイトには生息可能な気温範囲の上限付近は含まれていないと考えられるものの、苫小牧は下限に近い可能性がある。一方、コクロツヤヒラタゴミムシは、気温に対する個体数の反応性や既知の分布域から、出現サイトには生息可能な気温範囲の上下限付近

は含まれていないと推測される。よって全国的な気温上昇が進行した場合には、クロツヤヒラタゴミムシの温暖なサイトでの減少、オオクロツヤヒラタゴミムシの冷涼なサイトでの増加が生じやすいと考えられ、前者の冷涼なサイトでの増加も生じるかもしれない。

クロツヤヒラタゴミムシは、2012年に個体数の多かったサイトが多く、全国的に増加傾向を示した(図 5-1-15)。オオクロツヤヒラタゴミムシは、冷涼な苫小牧で増加傾向にあり、温暖なサイトでは有意な増減傾向がない(図 5-1-14)。これらの変化傾向は、年平均気温の変化傾向(図 5-1-16)を反映している可能性がある。ただし、クロツヤヒラタゴミムシは、林床植生被度が小さい年ほど捕獲個体数が多くなる傾向もあり、林床植生被度が減少する傾向を示す調査区が多いことが全国的な捕獲数増加の一因となっているのかもしれない(5. 1 (2) 2)を参照)。逆に、コクロツヤヒラタゴミムシは、冷涼なカヤの平、大山沢、苫小牧で減少傾向を示している(図 5-1-15)。その理由は不明であるが、苫小牧では、上述のように他の近縁2種が増加傾向にあるため、競争などの種間相互作用によって減少しているのかもしれない。

・センチコガネ (センチコガネ科 *Phelotrupes* 属 *Eogeotrupes* 亜属)

本種は、北海道～屋久島に広く分布し、国外ではシベリア東部、中国、朝鮮半島等に分布している(上野ら 1985、川井ら 2005)。

本調査では、北海道～九州の15サイトから得られた、出現サイトの範囲が国内の分布範囲を概ね代表している(図 5-1-12)。これまでの個体数変動に地域的な傾向は見られず、寒冷なサイトでの増加、温暖なサイトでの減少といった分布変化の兆候も見られていない(図 5-1-15)。出現サイト中でもっとも温暖な田野では、高温の年の翌年に個体数が少ない傾向が認められた(図 5-1-14)。よって全国的な気温上昇が進行した場合、年平均気温の高い四国・九州のサイトでは個体数の減少が生じる可能性が考えられる。また、本種は、北海道・東北・佐渡では飛翔筋が退化して飛翔能力がない、または飛翔能力のある個体とない個体が混在していることが知られており(Ikeda *et al.* 2008、Ohta *et al.* 2009)、本調査での捕獲個体もこの地域に集中している。この飛翔筋の2型が遺伝的な形質か、環境条件による可塑的な形質かは不明であるが(Ohta *et al.* 2009)、気温上昇が起きた場合には、飛翔能力のある系統が北上するなど、飛翔筋2型の地理分布に変化が生じる可能性もある。

表 5-1-3 地表徘徊性甲虫優占種の生態的特性。20 個体以上捕獲された調査区が、4 サイト以上にまたがる種を示す。

	成虫体長 (mm)	生息地		生活史		食性		飛翔能力
		地理分布†	環境	年平均気温‡ (°C)	化性	繁殖期	越冬態	
クオオサムシ <i>Carabus (Omopterus) albrecht Morawitz</i> , 1862	17-26 ^{1,2}	北海道、本州(東北・関東・中部)、 佐渡島、粟島、奥尻島 ^{1,2,5}	森林 ²	5.4-13.5 ⁷ [6.1-12.5]	1 年 1 化 ¹⁹	春 ^{2,19}	成虫 ^{2,19}	動物*、植物 ^{**2,19} 無 (後翅が退化) ²⁵
キタクロナガオサムシ <i>Carabus (Leptocarabus) arboreus Lewis</i> , 1882	16-33 ^{1,2}	北海道 本州(東北・関東・中部・ 近畿(大峰山))、佐渡島、奥尻島、 千島列島、サハリン ^{1,2,6}	森林 ²	-3.2-13.5 ⁸ [3.5-11.4]	1 年 1 化 (寒冷地では 2 年 1 化) ^{13,20}	秋 ^{2,19,20}	幼虫 ^{2,19,20}	昆虫幼虫 ^{2,19} 無 (後翅が退化) ²⁵
クロナガオサムシ <i>Carabus (Leptocarabus) procerulus Chaudoir</i> , 1862	24-35 ^{1,2}	本州(東北・関東・中部・近畿・中 国)、 九州(九州山地高標高地) ^{1,2}	森林 ²	2.1-14.5 ⁸ [3.5-9.5]	1 年 1 化 (寒冷地では 2 年 1 化) ^{13,20}	秋 ^{2,19,20}	幼虫 ^{2,19,20}	昆虫幼虫 ^{2,19} 無 (後翅が退化) ²⁵
ヨリトモナガゴミムシ <i>Pterostichus (Lyrothorax) yoritomus Bates</i> , 1873	12-14.5 ¹	本州・九州 ¹	森林 ^{9,10}	— [6.1-12.5]	1 年 1 化 ^{21,22}	春 ^{2,22}	成虫 ²³	動物? 無 (後翅が退化) ¹
クツツヤヒラゴミムシ <i>Synuchus (Synuchus) cycloclerus</i> (Bates, 1873)	10.5-14.3 ^{1,3}	北海道、本州、四国、九州、 济州島、朝鮮半島、中国 ^{1,3}	森林 ^{8,11,12,13,14}	— [3.5-15.9]	1 年 1 化 ^{11,21}	秋 ^{11,21}	幼虫? ^{11,21,24}	動物 ¹¹ — (後翅は発達または退化) ³
コクロツツヤヒラゴミムシ <i>Synuchus (Synuchus) melantho</i> (Bates, 1883)	9.5-13 ^{1,3}	北海道、本州、四国、九州、 千島列島、中国(北部) ^{1,3}	森林 ^{1,3,14,15,16,17}	— [3.9-12.6]	1 年 1 化? ²²	秋? ²²	幼虫?	動物? — (後翅は発達または退化) ³
オオクロツツヤヒラゴミムシ <i>Synuchus (Synuchus) nitidus</i> (Motschulsky, 1861)	12.5-17 ^{1,3}	北海道、本州、四国、九州、 薩南諸島、千島列島、朝鮮半島、 中国、台湾 ^{1,3}	森林 ^{8,11,12,13,14}	— [4.2-15.7]	1 年 1 化 ^{11,21,22}	秋 ^{11,21,22}	幼虫? ^{11,21,22,24}	動物 ¹¹ — (後翅は発達またはやや退 化(鞘翅と同長)) ³
センチコゴネ <i>Phelotrupes (Egeotrupes) laevisstratus</i> (Motschulsky, 1858)	12-22 ⁴	北海道、本州、四国、九州、佐渡島、 伊豆諸島、対馬、奄美、五島列島、 伊久島、济州島、朝鮮半島、中国、 サハリン、シベリア(東部) ^{1,4}	森林 ^{4,9,16,17,18}	— [3.9-15.9]	—	—	—	有/無 (後翅は発達、飛翔筋は有/ 無の二型) ^{2,6} 腐敗動植物質、 獣糞、樹液

— 情報不足

† 下線は、モニタリングサイト 1000 で分布が確認されている地域。

‡ []内は、モニタリングサイト 1000 で分布が確認されているサイトの年平均気温。

* ミミズ・カタツムリ・昆虫幼虫など

** 果実・花など(主要な餌ではない)

¹ 上野ら(1985)、² 井村・水沢(2013)、³ Habu (1978)、⁴ 川井ら(2005)、⁵ Takami and Ishikawa (1997)、⁶ Ishikawa (1992)、⁷ Sota *et al.* (2000a)、⁸ Sota *et al.* (2000b)、⁹ 谷脇ら(2005)、¹⁰ Fujita *et al.* (2008)、¹¹ 石谷(1996)、

¹² 香川ら(2008)、¹³ 堀(2001)、¹⁴ 堀(2003)、¹⁵ Higashi *et al.* (1983)、¹⁶ Higashi *et al.* (1984)、¹⁷ Katakura and Fukuda (1975)、¹⁸ Katakura *et al.* (1986)、¹⁹ 曾田(2000)、²⁰ Sota (1996)、²¹ 久保田(1998)、²² 佐野(1995)、

²³ Yamazaki *et al.* (2002)、²⁴ Okuzaki *et al.* (2010)、²⁵ 稲泉(1996)、²⁶ Ohta *et al.* (2009)

クロオサムシ *Carabus (Ohomopterus) albrechtii* Morawitz, 1862

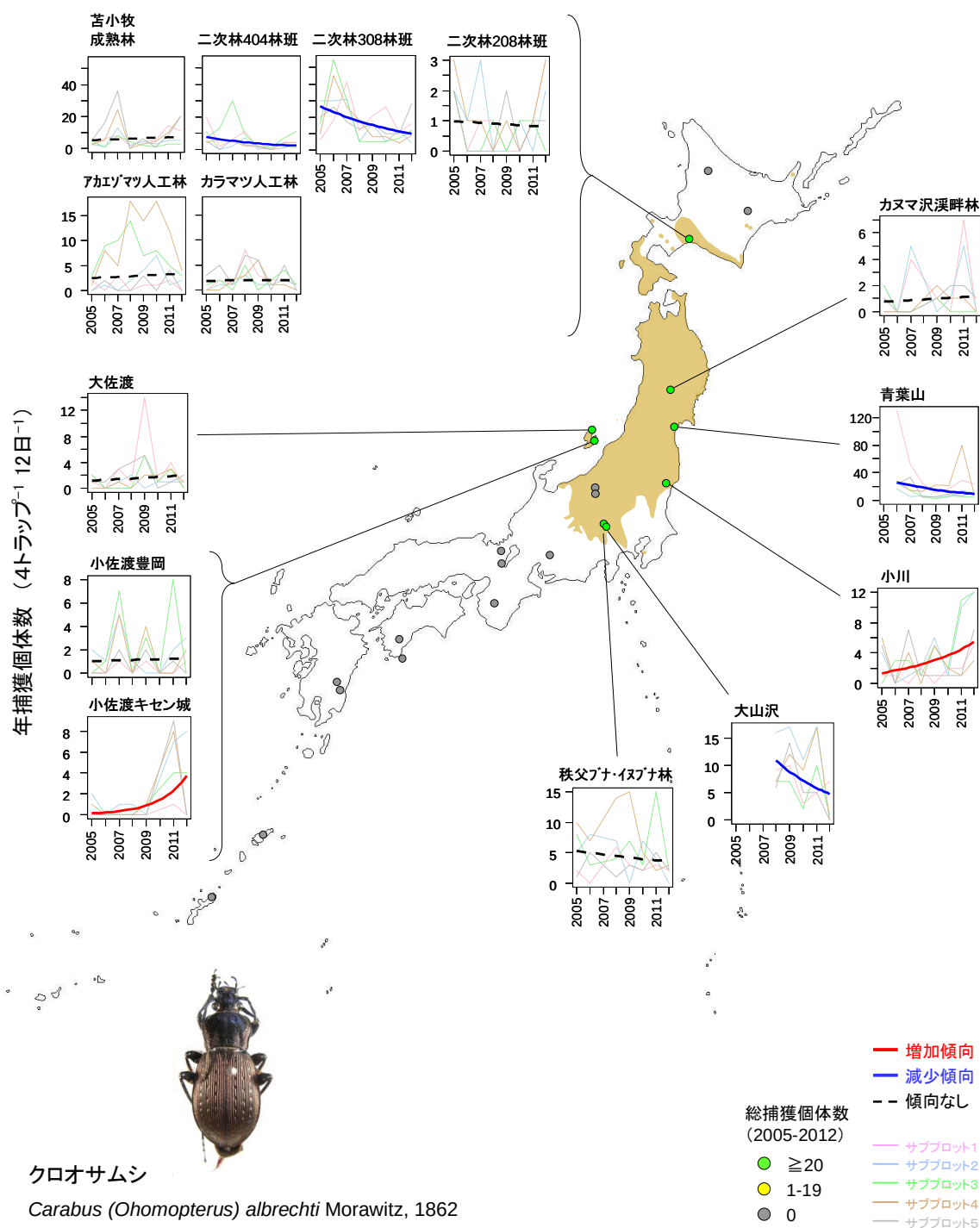


図5-1-5 各調査区におけるクロオサムシ捕獲個体数の年変動。2005～2012年の総捕獲個体数が20個体以上で、2012年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。地図上の茶色の領域は、既知の分布域を表す(井村・水沢 2013)。

キタクロナガオサムシ *Carabus (Leptocarabus) arboreus* Lewis, 1882

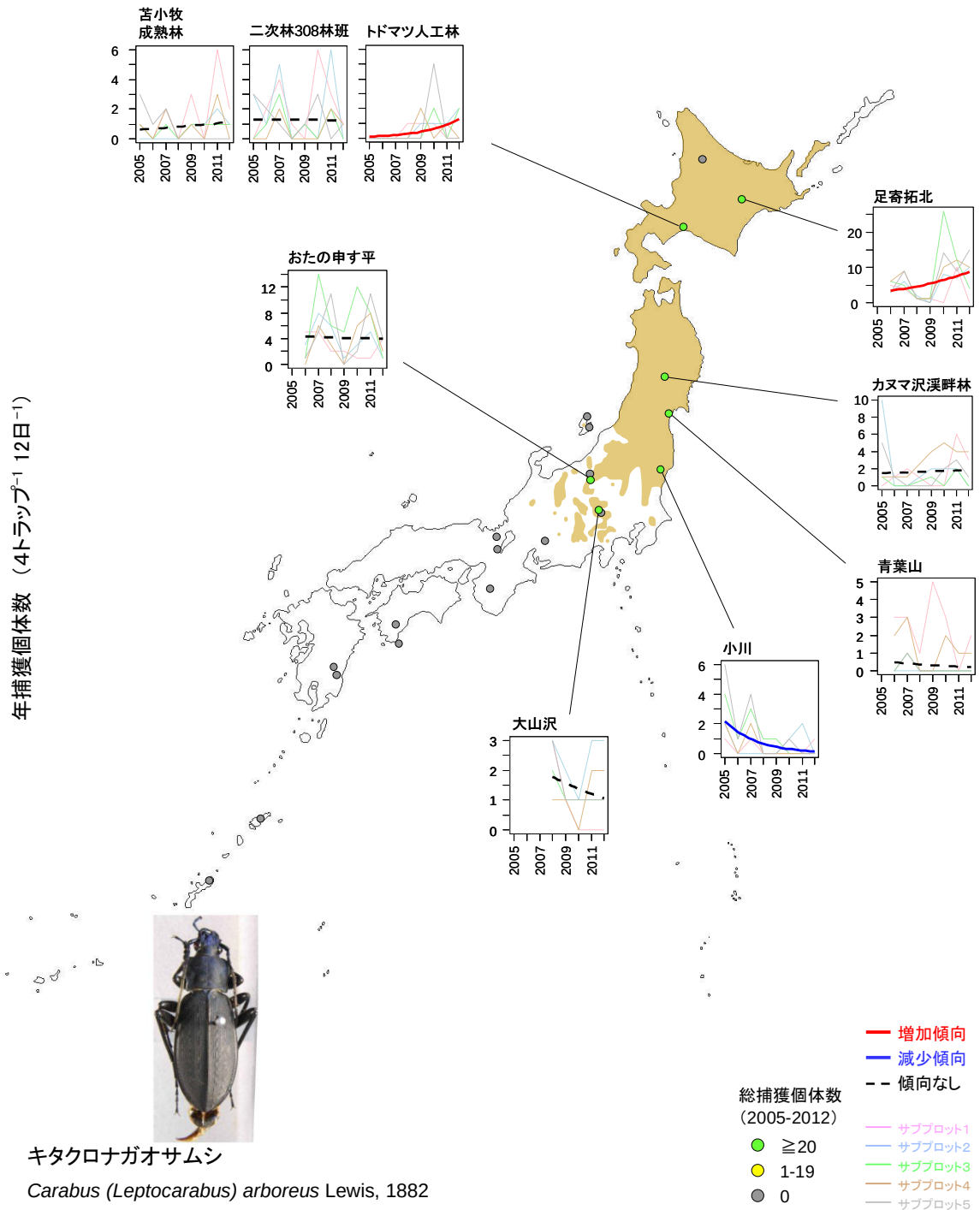


図 5-1-6 各調査区におけるキタクロナガオサムシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。地図上の茶色の領域は、既知の分布域を表す(井村・水沢 2013)。

クロナガオサムシ *Carabus (Leptocarabus) procerulus* Chaudoir, 1862

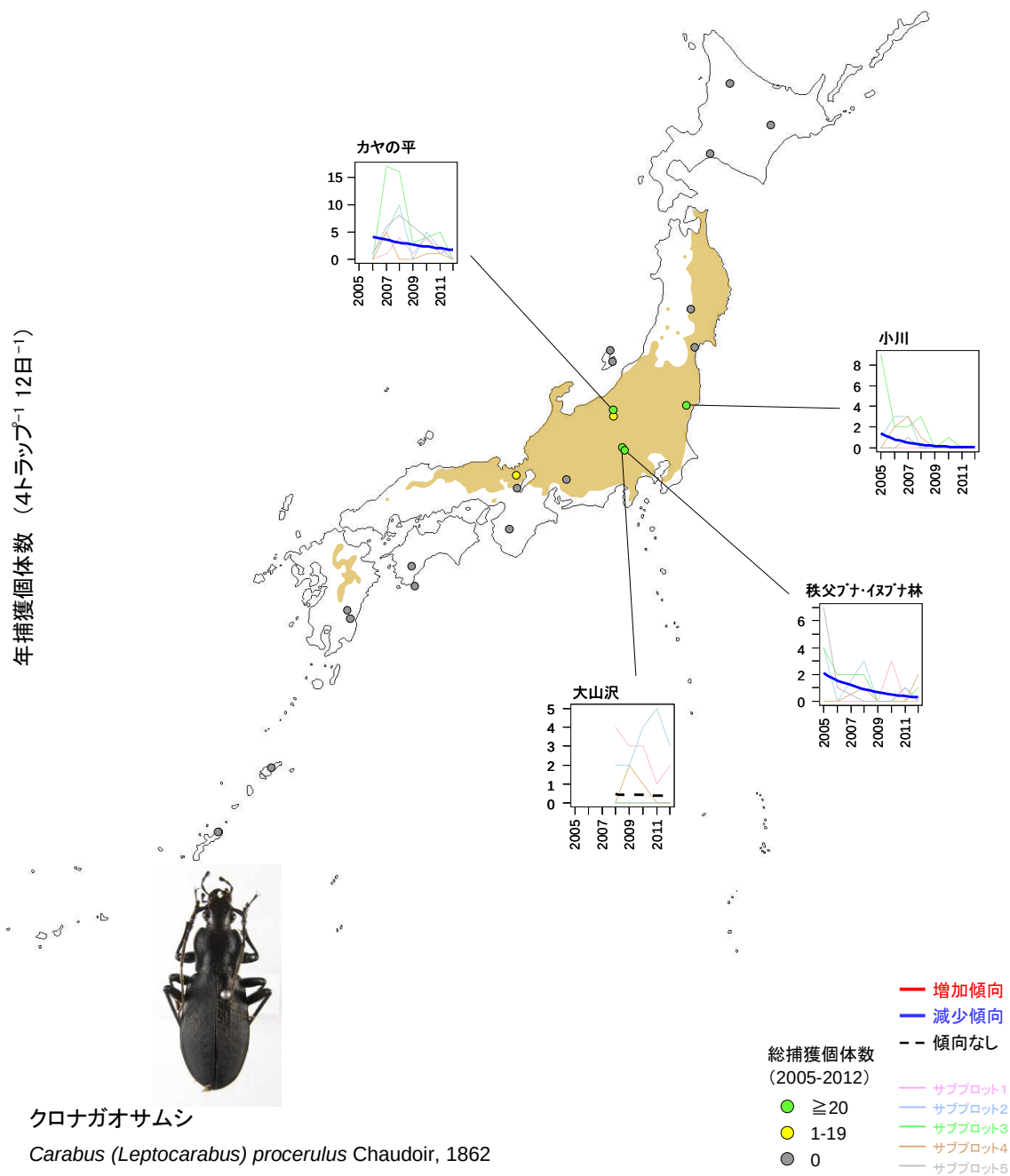


図 5-1-7 各調査区におけるクロナガオサムシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。地図上の茶色の領域は、既知の分布域を表す(井村・水沢 2013)。

ヨリトモナガゴミムシ *Pterostichus (Lyrothorax) yoritomus* Bates, 1873

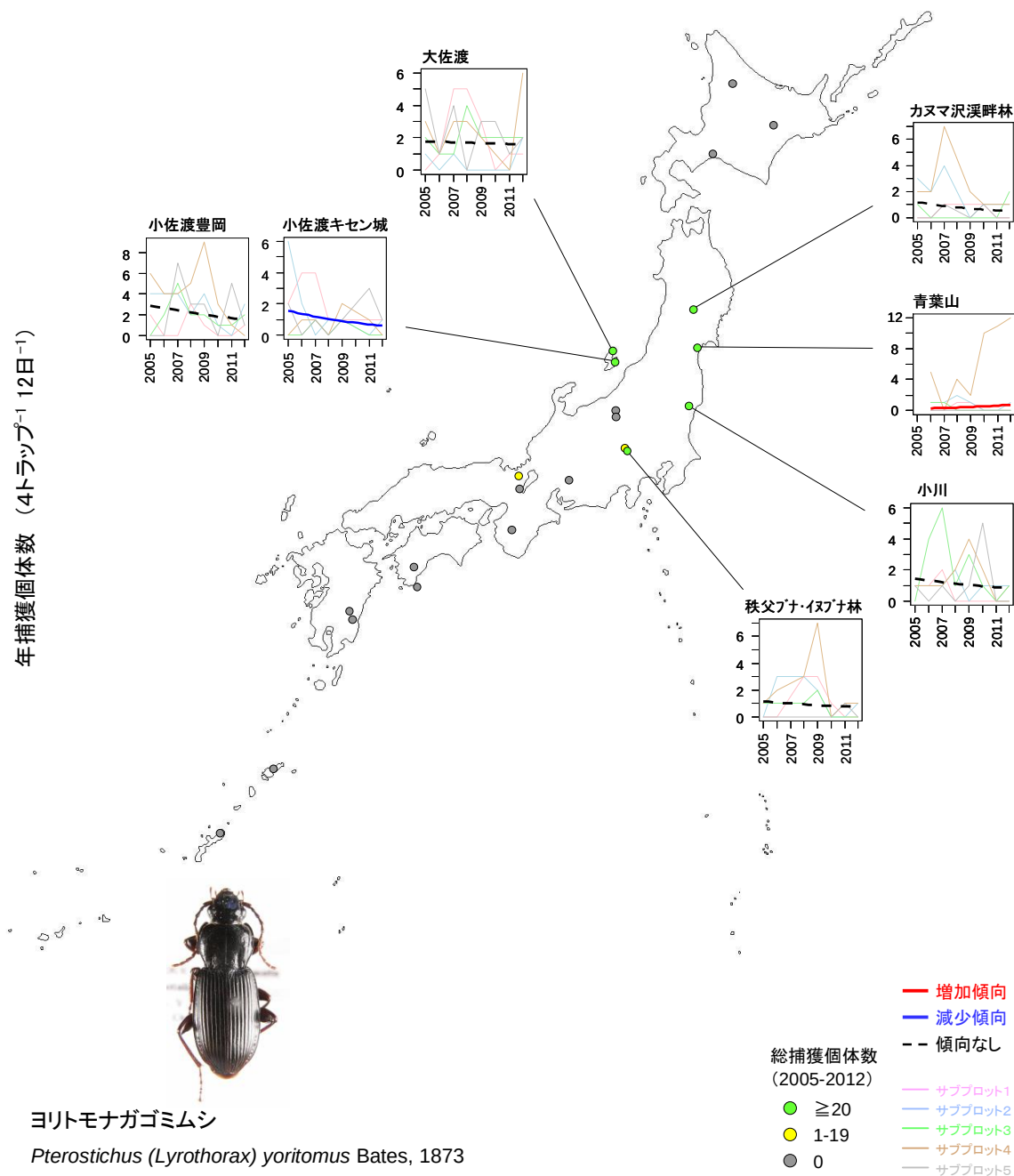


図 5-1-8 各調査区におけるヨリトモナガゴミムシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

クロツヤヒラタゴミシ *Synuchus (Synuchus) cycloderus* (Bates, 1873)

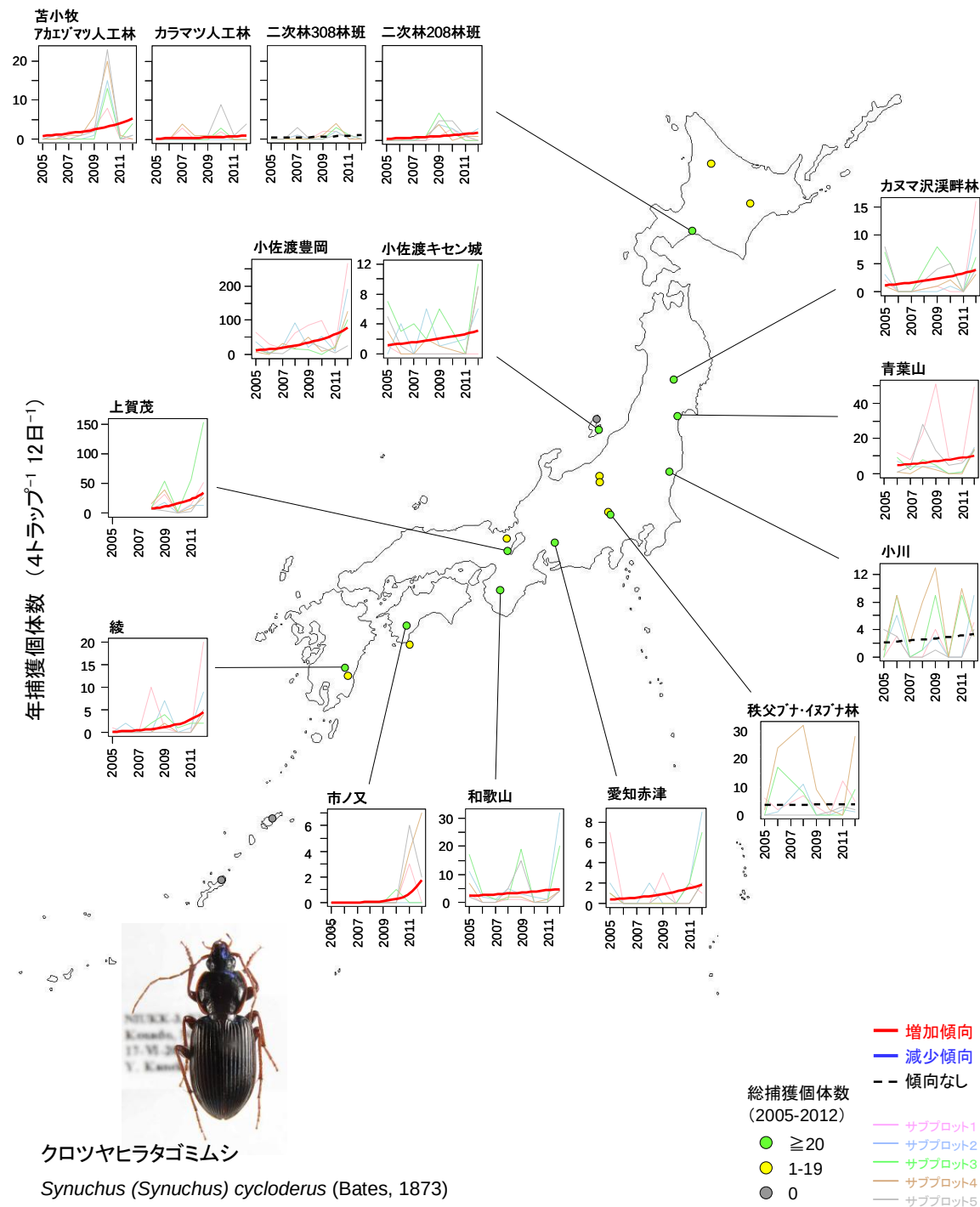


図 5-1-9 各調査区におけるクロツヤヒラタゴミシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

コクロツヤヒラタゴミシ *Synuchus (Synuchus) melantho* (Bates, 1883)

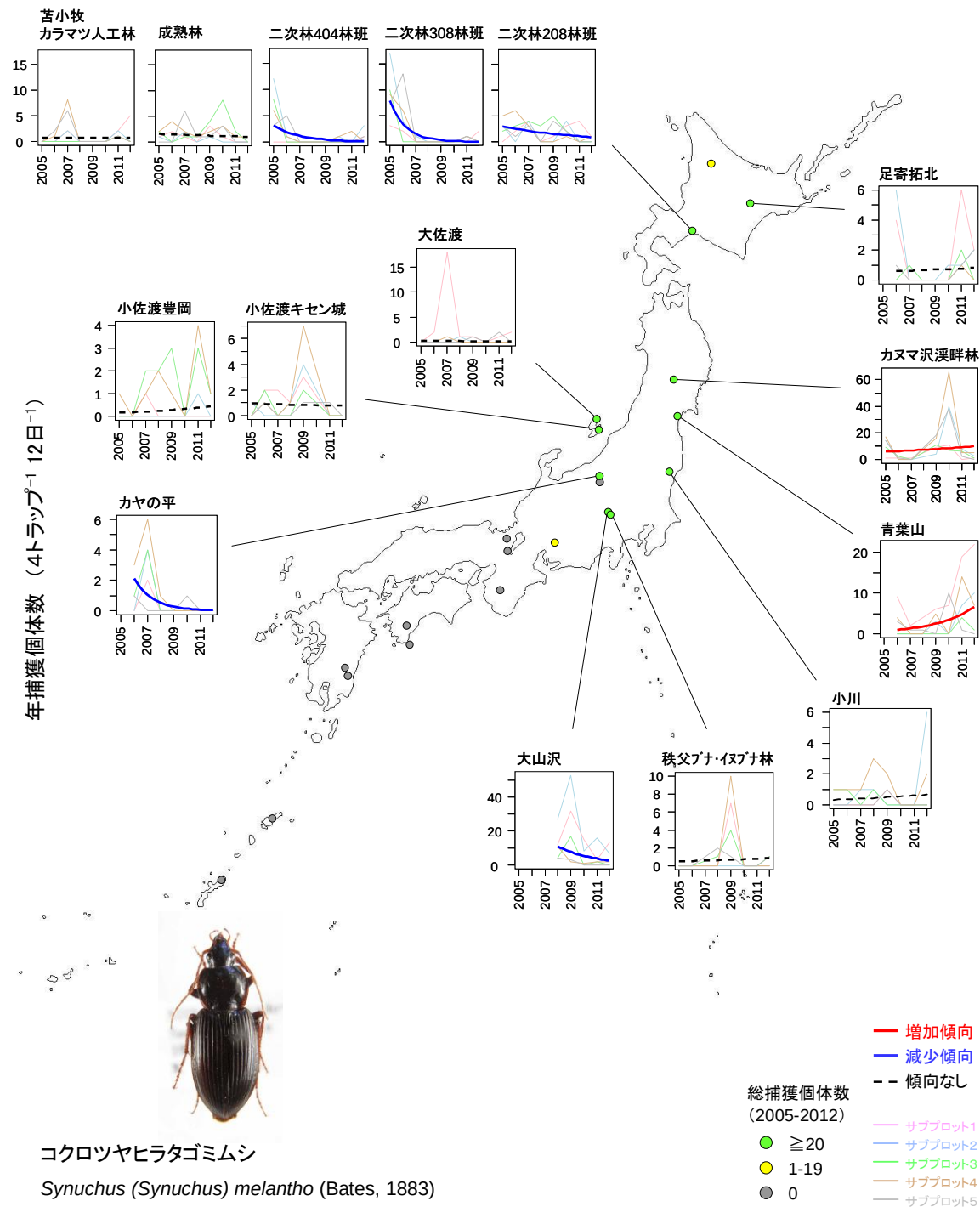


図 5-1-10 各調査区におけるコクロツヤヒラタゴミシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

オオクロツヤヒラタゴミムシ *Synuchus (Synuchus) nitidus* (Motschulsky, 1861)

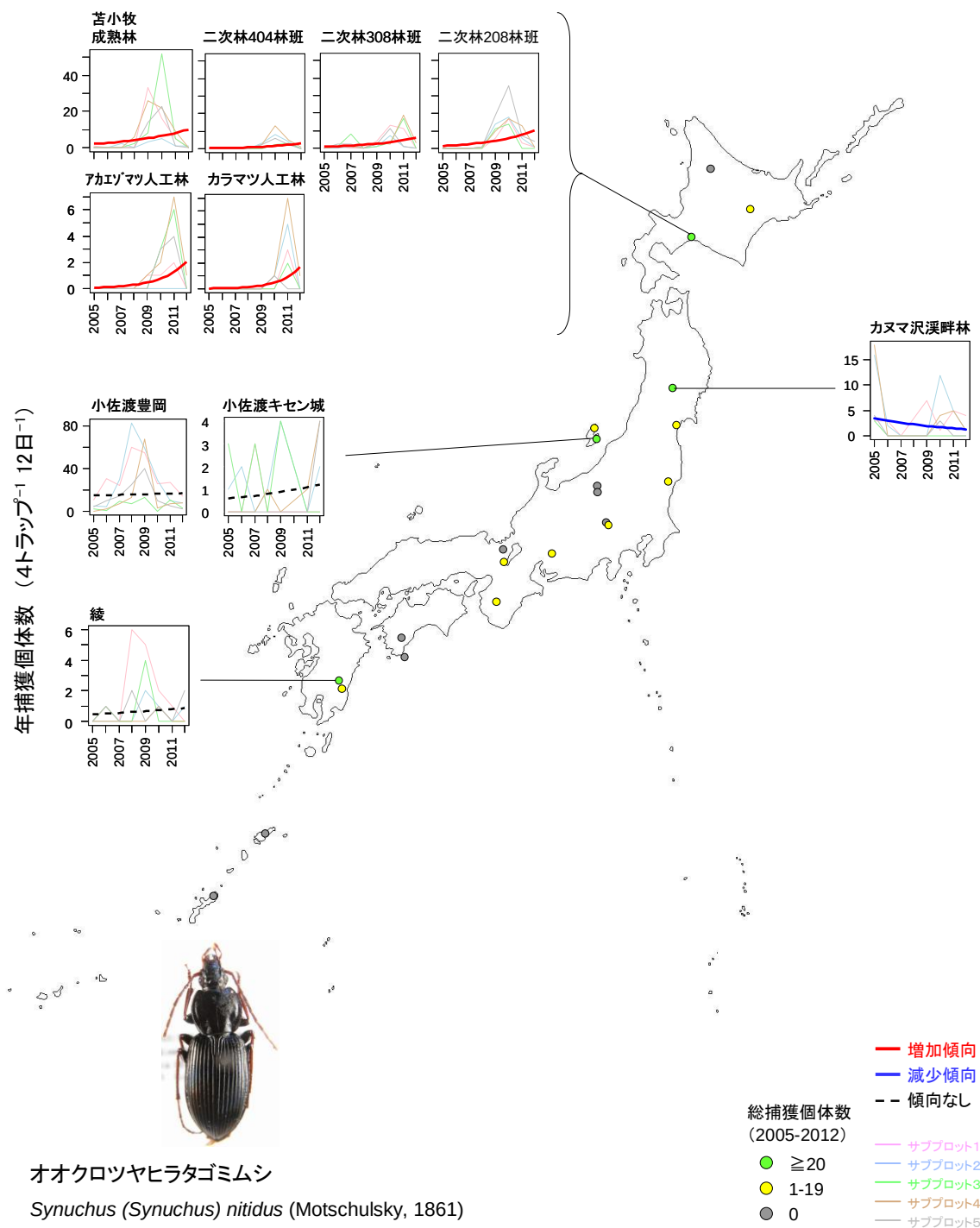


図 5-1-11 各調査区におけるオオクロツヤヒラタゴミムシ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

センチコガネ *Phelotrupes (Eogeotrupes) laevistriatus* (Motschulsky, 1858)

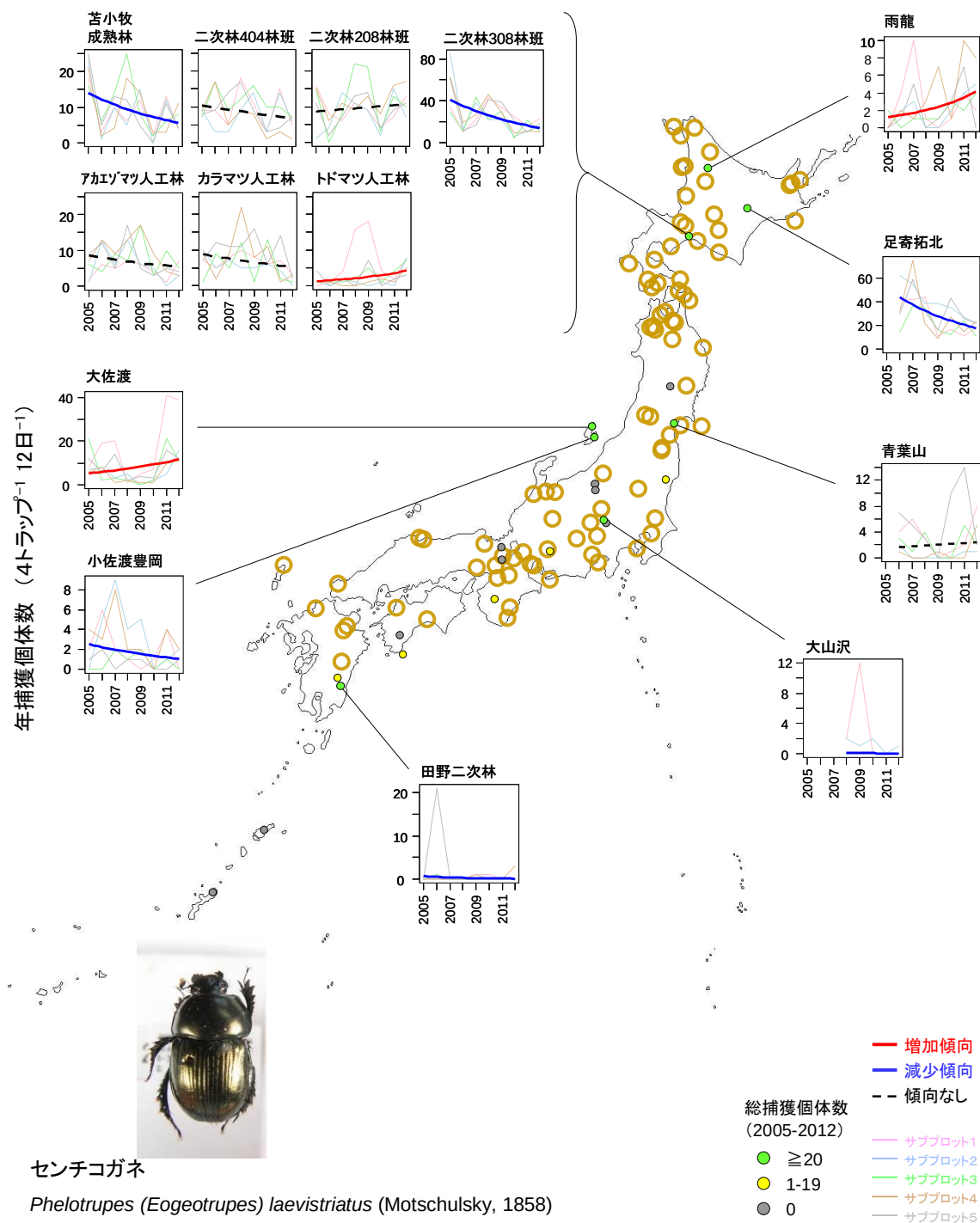


図 5-1-12 各調査区におけるセンチコガネ捕獲個体数の年変動。2005～2012 年の総捕獲個体数が 20 個体以上で、2012 年まで調査を継続している調査区のみを示す。グラフ中の曲線は、一般化線形混合モデルにより推定された回帰曲線。赤、青の実線は有意な増加、減少傾向を、黒の点線は有意な増減傾向がないことを示す(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。地図上の茶色の丸は、既知の分布地点を表す (Ohta *et al.* 2009)。

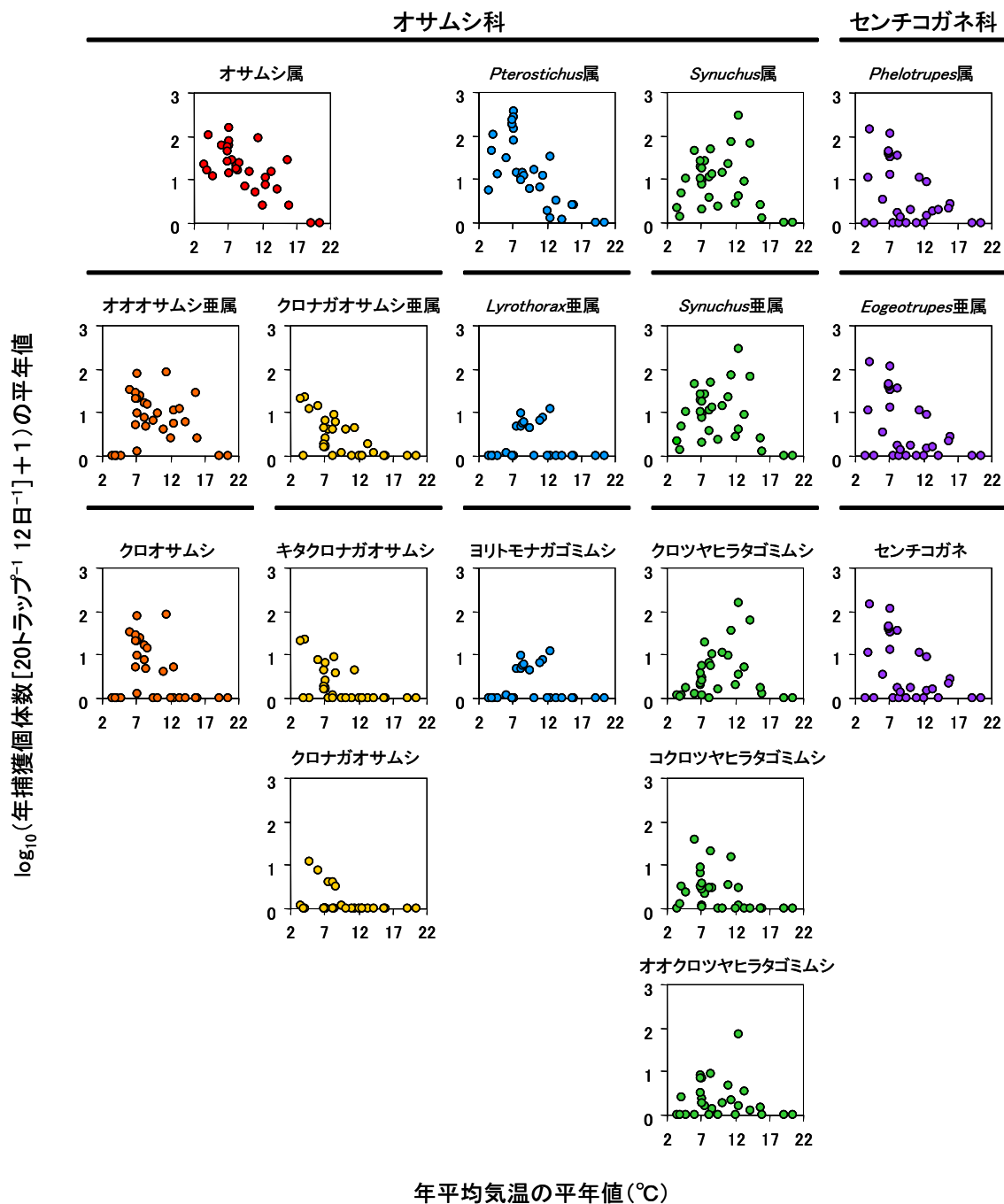


図 5-1-13 地表徘徊性甲虫優占種の捕獲個体数の平年値(2005~2012 年の平均)と、年平均気温の平年値(1971~2000 年の平均)との関係。

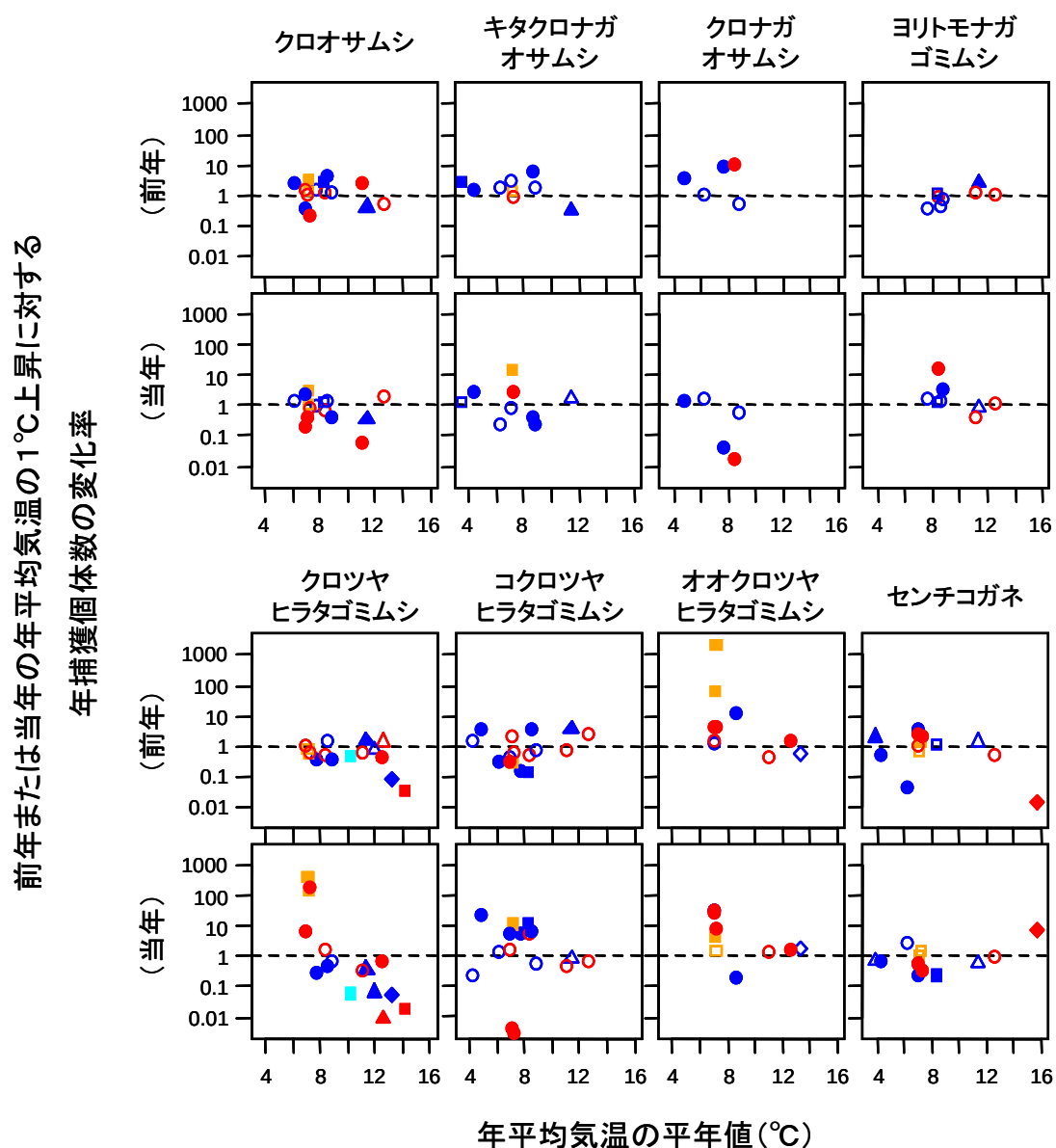


図 5-1-14 地表徘徊性甲虫優占種の捕獲個体数と前年・当年の気温との対応関係と、年平均気温の平年値（1971～2000 年の平均）との関係。縦軸は、年捕獲個体数を前年または当年の平均気温によってポアソン回帰した際の回帰係数を換算した値。白抜きは、回帰が有意でない調査区を示す（尤度比検定、 $P > 0.05$ ）。

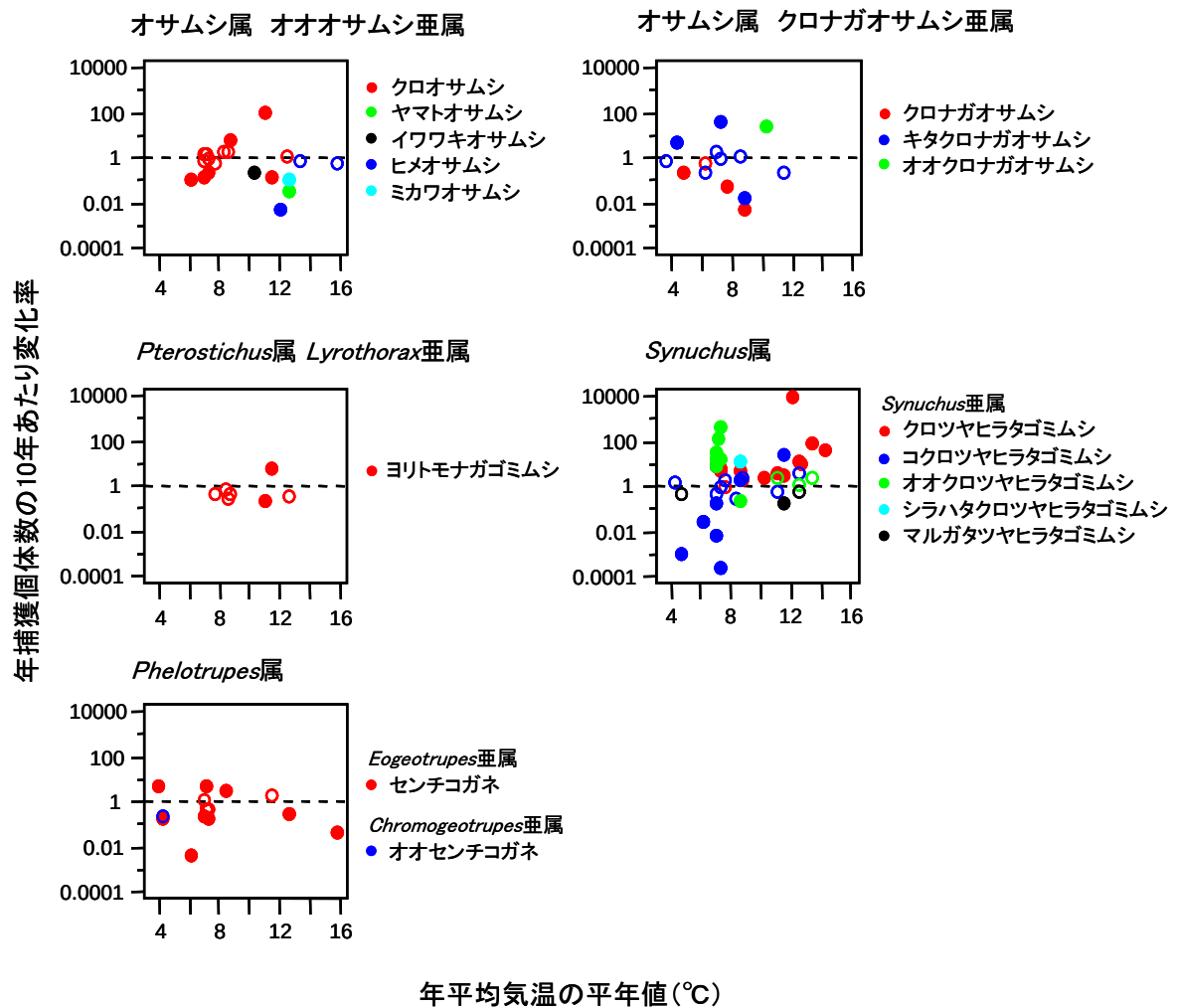


図 5-1-15 地表徘徊性甲虫優占種の捕獲個体数の年変化傾向(2005~2012 年の増減傾向)と、年平均気温の平年値(1971~2000 年の平均)との関係。縦軸は、年捕獲個体数を年によってポアソン回帰した際の回帰係数から換算した 10 年あたりの変化率。白抜きは、有意な増減傾向がない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

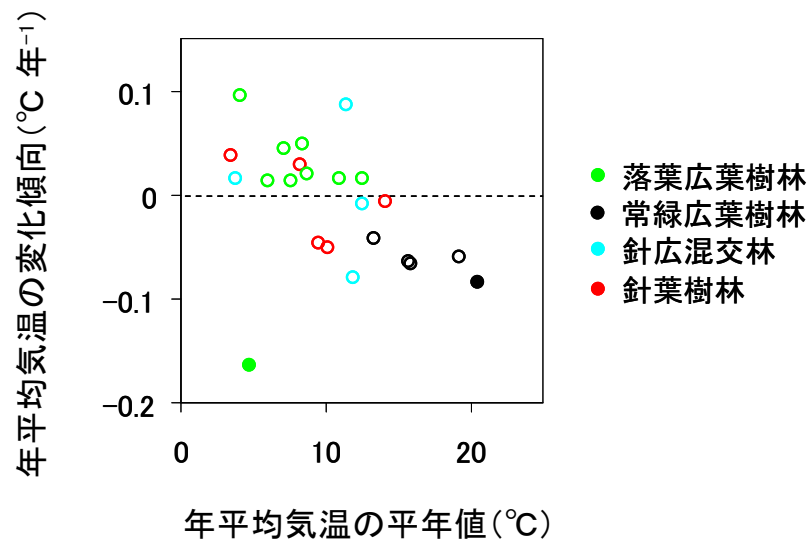


図 5-1-16 地表徘徊性甲虫調査実施サイトの、年平均気温の変化傾向(2005~2012 年の増減傾向)と平年値(1971~2000 年の平均)との関係。縦軸は、年平均気温を年によって直線回帰した際の回帰係数。白抜きは、回帰が有意でない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

5) 鳥類の分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

①繁殖期における分布域の変化

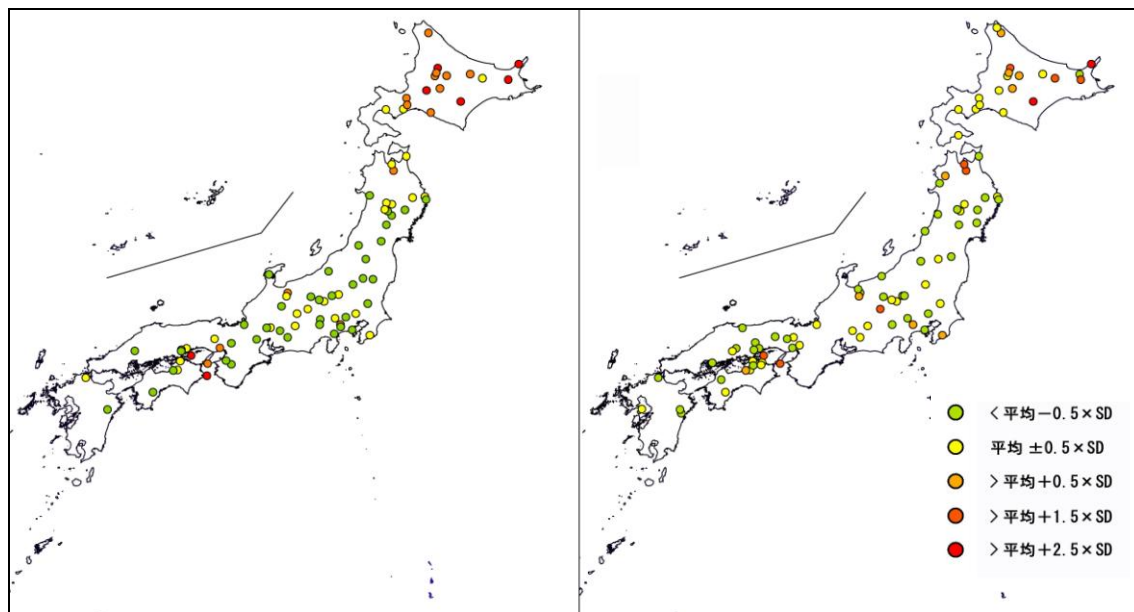
気候変動に伴う鳥類の分布域の変化としては、高緯度や高標高に偏って分布する種の分布がより高緯度、高標高になることが予想される。また、越冬期に分布域が南下する種では、より高緯度で越冬することも予想される。

そこで、モニタリングサイト 1000 第 1 期取りまとめで、高緯度に分布する指標種とされたセンダイムシクイ、比較的高標高に分布する指標種としてヒガラの分布の比較を行った(図 5-1-17、18)。但し、調査方法が第 1 期ではラインセンサス法、第 2 期ではスポットセンサス法と異なっているため、直接個体数の比較ができないため、期毎に個体数を用いて正規化を行い、平均値からの標準偏差 (SD) を用いたズレ幅で表示した。

結果としては、両種ともに顕著な分布の変化は認められなかった。

②越冬期における分布域の変化

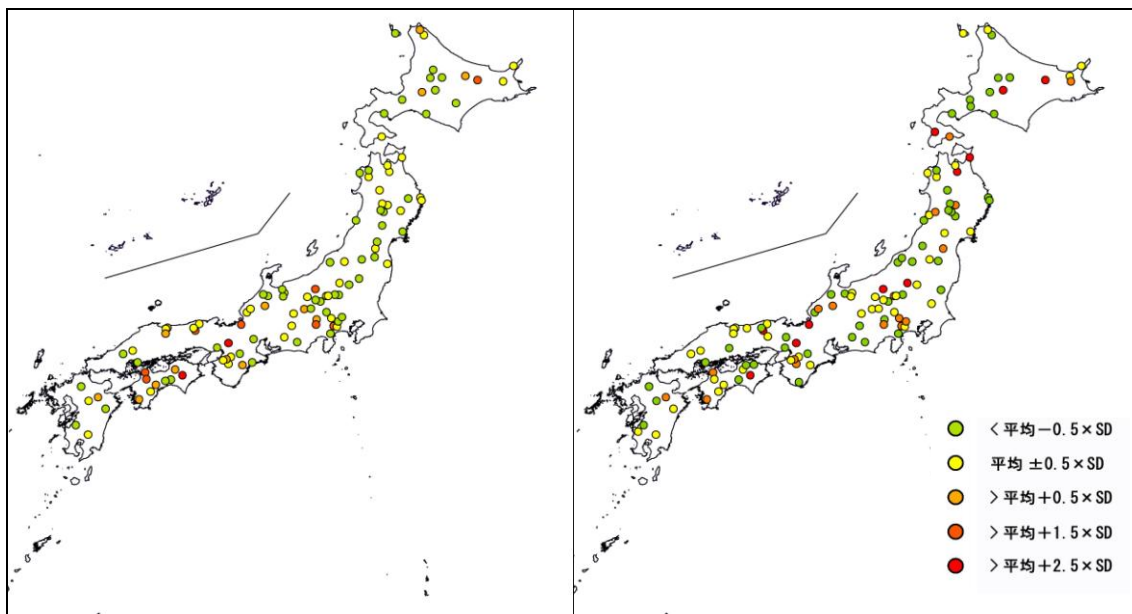
越冬期の変化を見るにあたって、冬鳥では年による飛来個体数の差が大きいことから、留鳥で冬期に南へ移動することが知られているメジロで比較を行った(図 5-1-19)。



第 1 期繁殖期 (2005~2007 年)

第 2 期繁殖期 (2008~2012 年)

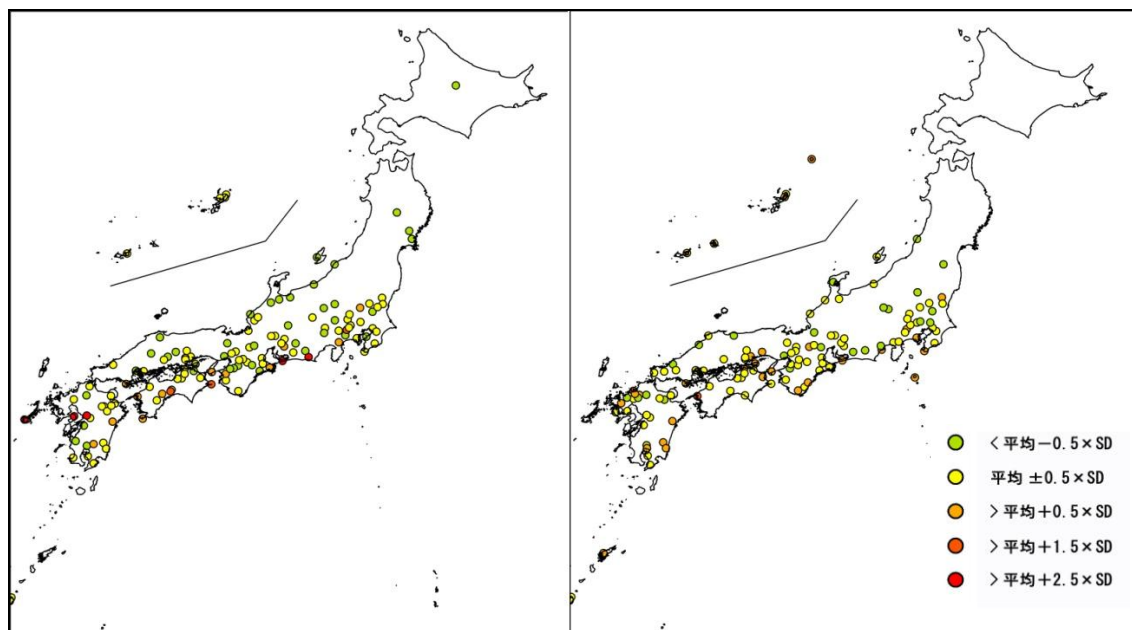
図 5-1-17 センダイムシクイの分布変化。



第1期繁殖期（2005～2007年）

第2期繁殖期（2008～2012年）

図 5-1-18 ヒガラの分布変化。



第1期越冬期（2004～2007年）

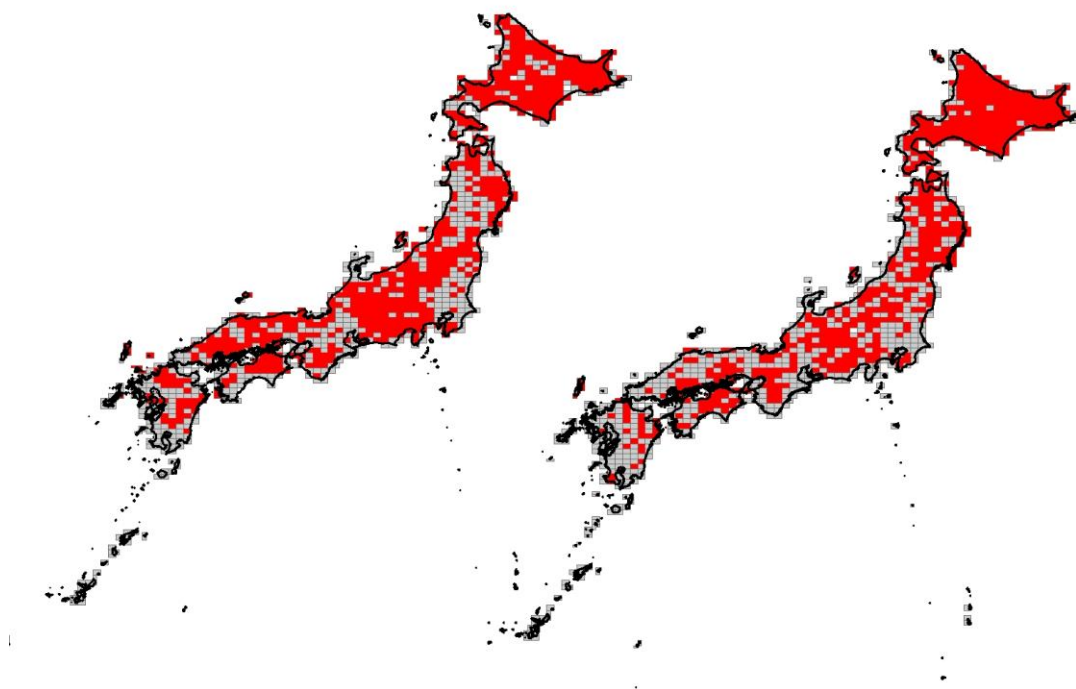
第2期越冬期（2008～2012年）

図 5-1-19 メジロの分布変化。

なお、第1期と第2期では約5年の間隔であり、間隔が短いため変動が見いだせない可能性があることから、繁殖期については第2回自然環境保全基礎調査（1974年～1978年）と第6回自然環境保全基礎調査（1997年～2002年）を含めて比較を行った（図5-1-20）。

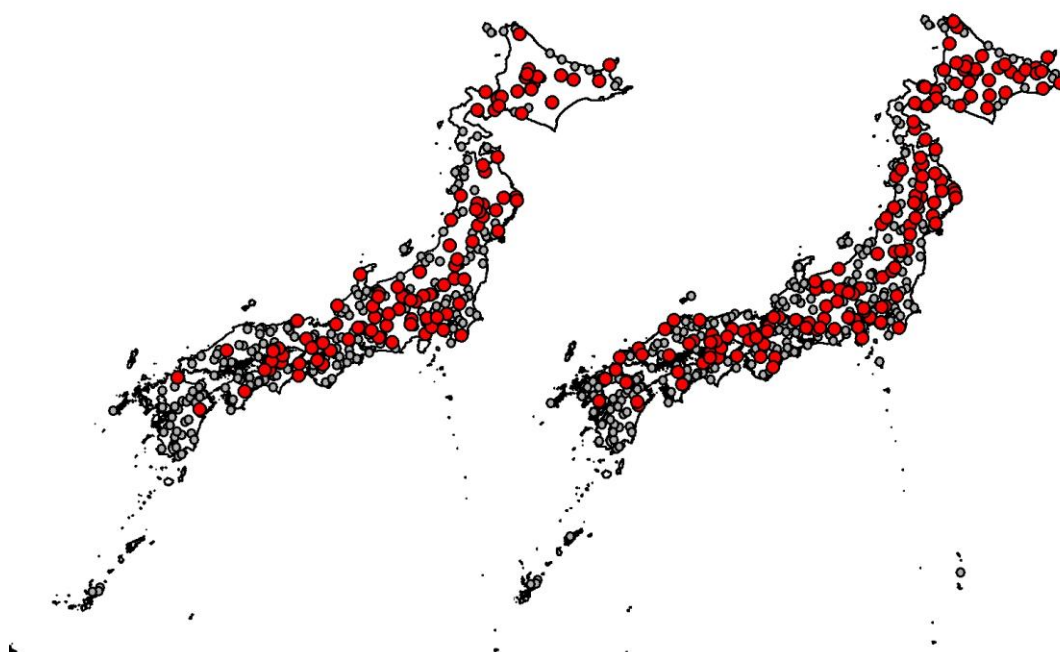
また越冬期については第3回自然環境保全基礎調査（1988年）との比較も行った（図5-1-21～22）。越冬期は、冬期なわばりを作ることの知られているシロハラ、ルリビタキについても比較を行ったが、いずれの種も顕著な変化は認められなかった。

越冬期の分布では、水辺が主たる生息場所である場合、水域が凍結するかどうかの影響も考えられる。該当する種としてはカワガラスとミソサザイが想定されるが、記録値点数の多いミソサザイについて比較を行った（図5-1-23）。第3回自然環境保全基礎調査と比較すると、北海道での記録が多くなっていた。気象庁のデータから、道東地域の真冬日（1日の最高気温が0℃未満の日）の日数はこの20年で7～14日程度減少しており、気候変動による温暖化に伴い河川の凍結状況の変化が影響している可能性がある。



第2回自然環境保全基礎調査(1974～1978年)

第6回自然環境保全基礎調査(1997～2002年)



第1期繁殖期調査(2005～2007年)

第2期繁殖期調査(2008～2012年)

図 5-1-20 センダイムシクイの分布変化（繁殖期）。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

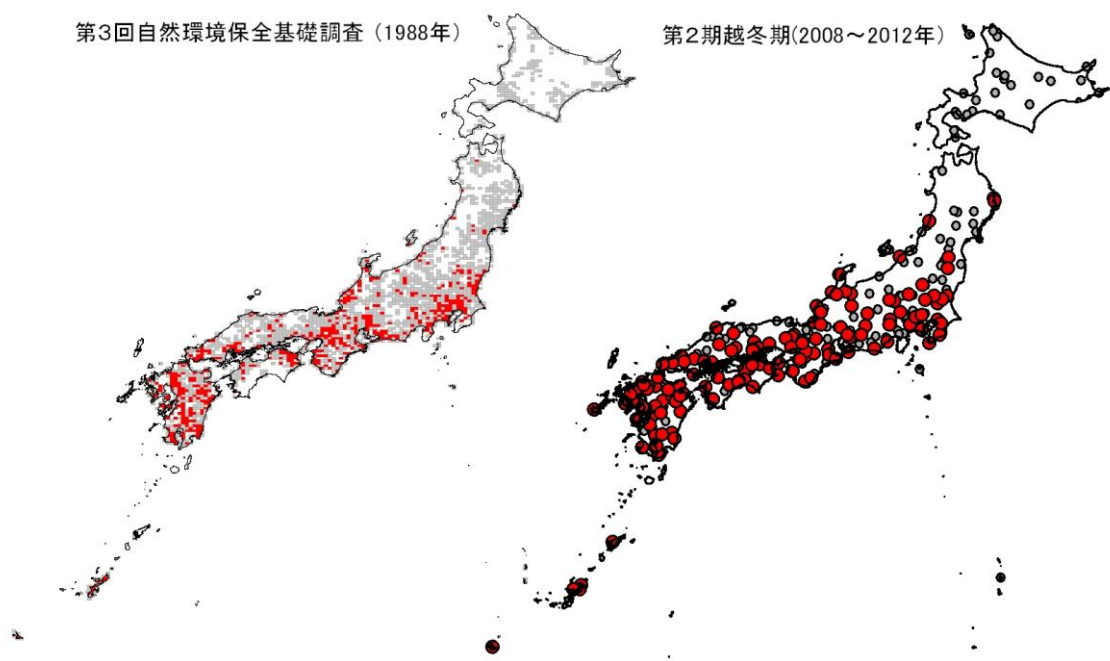


図 5-1-21 シロハラの分布変化（越冬期）。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

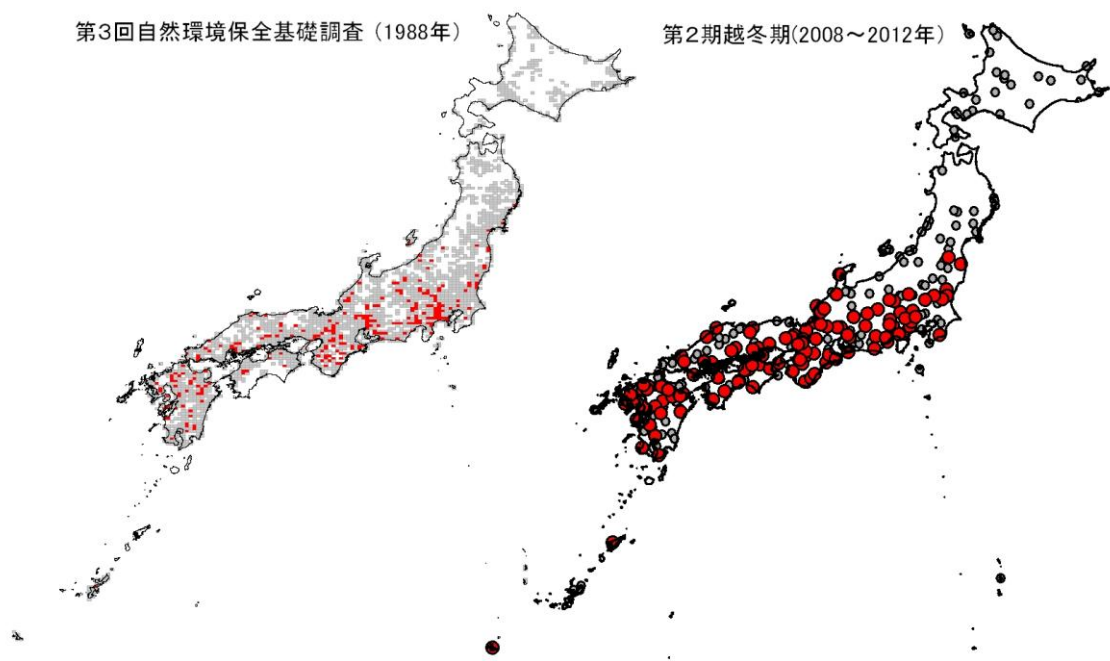


図 5-1-22 ルリビタキの分布変化（越冬期）。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

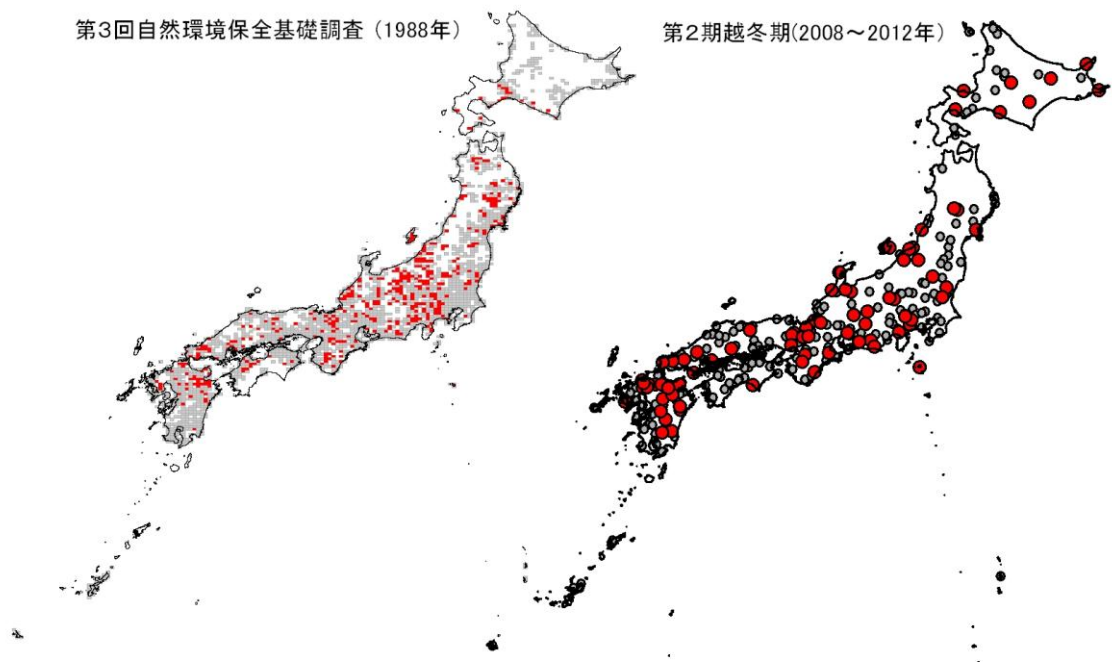


図 5-1-23 ミソサザイの分布変化（越冬期）。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

■コラム5－3：リュウキュウサンショウクイの分布拡大

葉山 政治 （モニタリングサイト 1000 森林・草原調査事務局）

近年、大規模気候変動などに伴う生物の分布の変化と北上が懸念されている。鳥類においても、亜種リュウキュウサンショウクイ (*Pericrocotus divaricatus tegimae*) で分布の変化が捉えうる可能性がある（三上・植田 2011）。リュウキュウサンショウクイは 1970 年代には、南西諸島から九州南部に留鳥として生息していた。一方、亜種サンショウクイ (*P. d. divaricatus*) は、本州以南で夏鳥として飛来する。

サンショウクイは第 2 回自然環境保全基礎調査と第 6 回自然環境保全基礎調査の間で、記録メッシュ数が大きく減少し、絶滅危惧種に掲載された種である。モニタリングサイト 1000 では、第 1 期と第 2 期を比較するとサンショウクイで 59 サイトから 98 サイトに、リュウキュウサンショウクイで 6 サイトから 22 サイトと確認サイト数は第 2 期の調査地点数の増加を見込んでも増加していた。

また、第 2 期の調査において、亜種リュウキュウサンショウクイは、福岡県、高知県でも確認されており、分布の北上、拡大が示唆される。毎年記録がある九州地方南部だけでなく、これら福岡県・高知県という短距離の新たな確認例が本種の北上に当たるかどうか判断が難しいが、拡大傾向が続いていることから今後も継続観察の必要性があろう。なお、サンショウクイの記録の中には亜種リュウキュウサンショウクイと区別ができず、サンショウクイとして記録されているものが含まれる点に留意することが必要である。

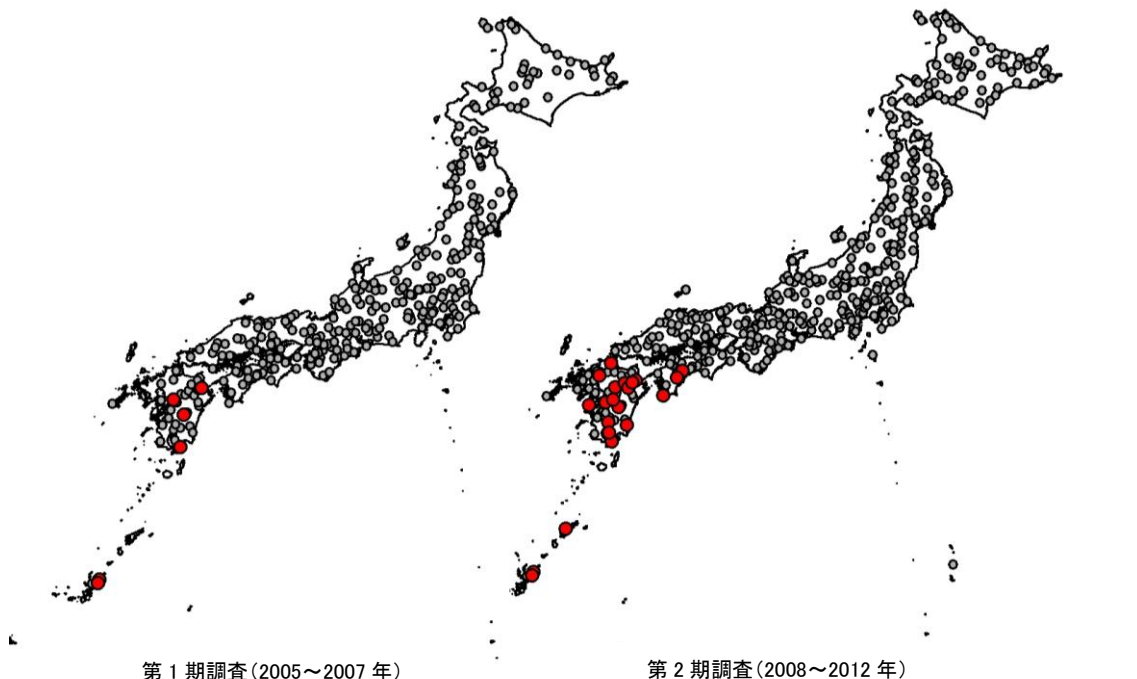


図 1 リュウキュウサンショウクイの確認状況。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

③変化の見られる地域の検出

繁殖期の鳥類について、第1期、第2期に共通で調査の行われているサイトで、両期の出現個体数を用いて類似度を計算し比較を行った。類似度指数としては本元のCII指数を用いた。得られた類似度指数の地理的分布を図5-1-24に示す。

比較的類似度の低いサイトが、秋田県、宮城県、山形県の4サイトに集中している。これらの地点は、日本海側で照葉樹林帯と落葉樹林帯の分布境界であり、なんらかの変化が起きている可能性があると考えられる。また、ナラ枯れの進行の前線でもあり影響が考えられる。

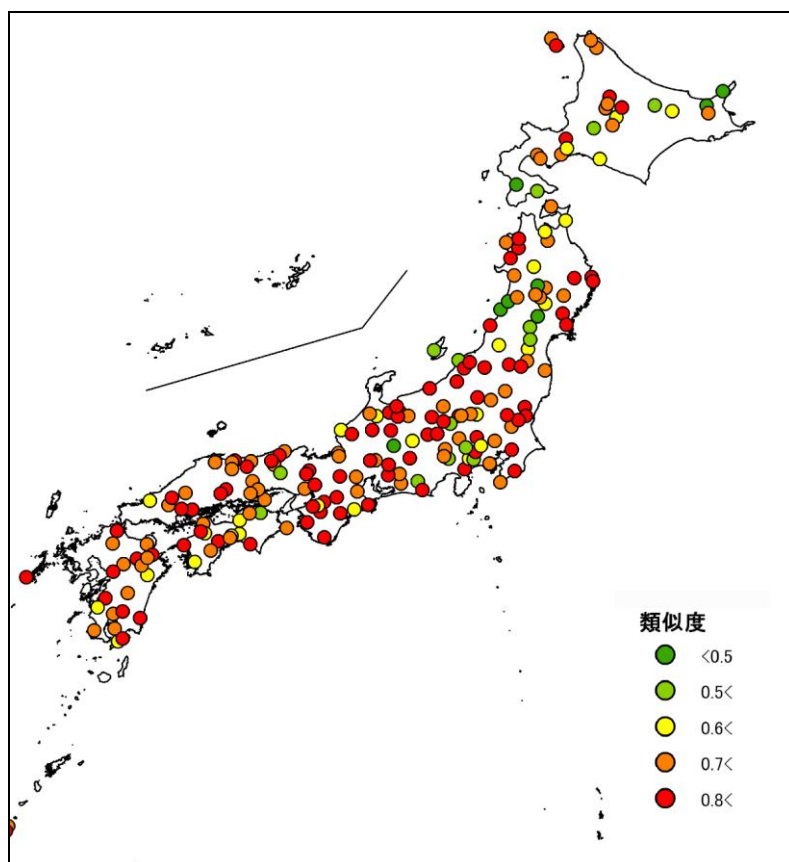


図5-1-24 繁殖期の鳥類における第1期と第2期の類似度。

これらのサイトで出現状況に大きな変化が見られた種は、キジバト、アカゲラ、オオルリが見られなくなり、コゲラの確認サイト数が増加していた（表5-1-4）。

表5-1-4 類似度の低いサイトで変化が顕著な種の個体数。

サイト	第1期繁殖期				第2期繁殖期			
	100049	100323	100394	100396	100049	100323	100394	100396
	山形県	宮城県	秋田県	秋田県	山形県	宮城県	秋田県	秋田県
アカゲラ	1	6	1	3		3		
オオルリ		2	7	6				
キジバト	4	2	2	2				
コゲラ		1			3	3	2	1

(2) 生物の成長量、個体数・種数の変化

1) 樹木の単年あたりの成長量と気温との関係

樹木の成長は気温・光・水・栄養塩といった環境因子で制限される。したがって、気候変動によって、森林の気温や降水量が変化することで樹木の成長速度が変化する可能性がある。例えば、欧州では気温上昇と降水量低下の影響によって、ヨーロッパブナ (*Fagus sylvatica*) の成長が低下していることが報告されている (Jump *et al.* 2006)。そこで、全国の調査区に広く出現する代表的な樹種において、樹木の成長量と気象環境因子の関係を検討した。

毎木調査では幹の胸高周囲長を測定しているため、これらの測定対象の幹の肥大成長量をモニタリングできる。そこで、複数年の毎木調査を実施した調査区を対象に、年間肥大成長量と気象環境因子の関係を解析した。解析対象とした樹種は、落葉広葉樹ではアオダモ (5 調査区)・イタヤカエデ (6 調査区)・ハウチワカエデ (10 調査区)・ブナ (7 調査区)・ホオノキ (9 調査区) の 5 種、常緑広葉樹ではイスノキ (8 調査区)・イヌガシ (7 調査区)・ウラジログシ (9 調査区)・サカキ (10 調査区)・ヤブツバキ (9 調査区) の 5 種であり、それぞれ 5 調査区以上に出現し幹本数の多い樹種である。

各調査区・各樹種の毎木調査データを用いて、それぞれの幹の胸高周囲長の年次変化から年間肥大面積を算出し、その増加面積を肥大成長量として扱った。また、この解析では、幹肥大成長の増分に着目するため、胸高周囲長が前回測定時より減少もしくは変化していない場合はそのデータを解析に使用しなかった。肥大成長量と幹サイズの間にはアロメトリックな関係があることが知られているため (Muller-Landau *et al.* 2006 など)、まず、調査区ごとに胸高周囲長と年間肥大成長量の関係を調べた (図 5-1-25)。次に、その関係が有意なものについて、胸高周囲長および胸高直径と年間肥大成長面積の回帰式を基に、胸高直径 5 cm・10 cm・20 cm・30 cm・40 cm・50 cm における年間肥大成長面積を推定した (図 5-1-26)。そして、各幹サイズの肥大成長面積と各調査区の年平均気温の関係について、調査区間で比較した。この解析結果を基に、それぞれの樹種がどのような幹サイズ・どのような気温において肥大成長量が増加あるいは減少するかを検討した。

その結果、落葉広葉樹では、イタヤカエデとハウチワカエデは胸高直径 5 cm・10 cm の比較的に小さい幹サイズにおいて、肥大成長量と気温の間に相関があることが分かった (図 5-1-27)。イタヤカエデにおいて、大きい幹サイズでは肥大成長量と年平均気温の間に有意な相関は確認されなかった (図 5-1-27) が、苫小牧成熟林において気温の経年変化とイタヤカエデの肥大成長特性の関係を調べた先行研究においては、小さい幹よりも大きい幹の成長量の方が気温上昇に対して大きく応答することが報告されている (Nabeshima *et al.* 2010)。肥大成長と年平均気温の関係が幹サイズによって異なる理由について今後検証が必要である。一方、ブナは気温が高い調査区ほど肥大成長量が増加する傾向にあることが示され (図 5-1-27)、気温が上昇した場合にはブナの肥大成長は増加することが予測される。

また、ホオノキでは胸高直径 10cm・20cm・30cm の幹サイズにおいて肥大成長量と気温に負の相関があることから (図 5-1-27)、気温が上昇した場合にはホオノキの肥大成長は低下する可能性が示唆される。

常緑広葉樹では、イヌガシ・サカキ・ヤブツバキの一部の幹サイズにおいて、肥大成長量と気温の間に負の相関の傾向があった (図 5-1-28)。サカキやヤブツバキでは、胸高直径 5 cm・10cm の比較的小さい幹サイズにおいて、気温が高い場所ほど肥大成長量が小さかった。年平均気温が高い照葉樹林においては、これらの小さい幹は周囲の大きい幹によって被陰され成長が抑制されている可能性が考えられる。

落葉広葉樹と常緑広葉樹を比較すると、落葉広葉樹において肥大成長と気温の相関がより明瞭にみられたことから、気温が上昇した場合には落葉広葉樹の成長量がより変化しやすいことが示唆される。

肥大成長をもたらす形成層の並層分裂は樹冠量 (葉の量) の違いによって変化すること (船田 2008)、肥大成長の開始・休止時期は環孔材樹種と散孔材樹種で異なり、それには開葉・落葉時期が関連する可能性があることなどが報告されている (小見山 1991、吉川ら 1993)。そのため、温暖化の影響で開葉や落葉などの生物季節性が変化した場合 (本報告書 5. 1 (4) 1) を参照) には、その影響で肥大成長量が変化する可能性が考えられる。また、先行研究 (Nabeshima *et al.* 2010、コラム 5-4 「樹木の直径成長の長期変動解析」を参照) や本調査の結果から、気温上昇に対する肥大成長速度の応答が樹種によって異なることも示唆される。従って、温暖化が樹木の成長に与える影響を正確に予測するためには、様々な樹種を対象に広域で毎木調査を継続して行うことが必要である。

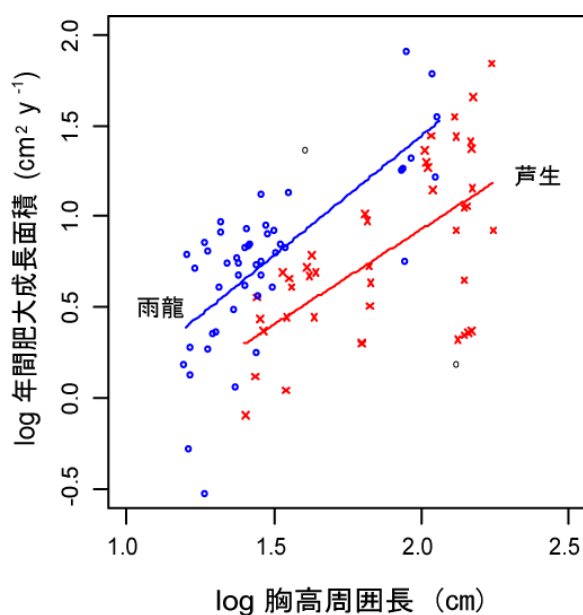


図 5-1-25 胸高周囲長と年間肥大成長面積の関係 (雨龍と芦生 桁上谷におけるホオノキの例)。雨龍 (○) と芦生 桁上谷 (×) の両方で有意な関係があるが、気温が低い雨龍 (年平均気温 4.1℃) の方が芦生 桁上谷 (年平均気温 10.4℃) よりも各幹サイズにおいて年間肥大成長量が多い。

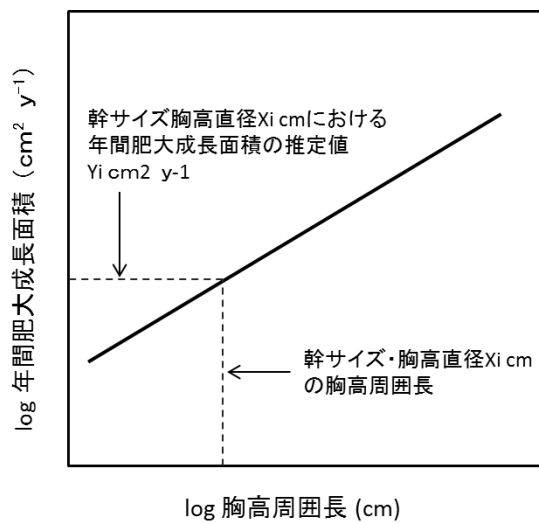


図 5-1-26 幹サイズごとの年間肥大成長面積の算出方法。
胸高直径 X (cm) と年間肥大成長面積 Y (cm² y⁻¹) の間に、 $Y = \alpha X^b$ のアロメトリックな関係がある場合、その回帰式を用いて、胸高直径 5cm・10cm・20cm・30cm・40cm・50cm における年間肥大成長面積を算出。

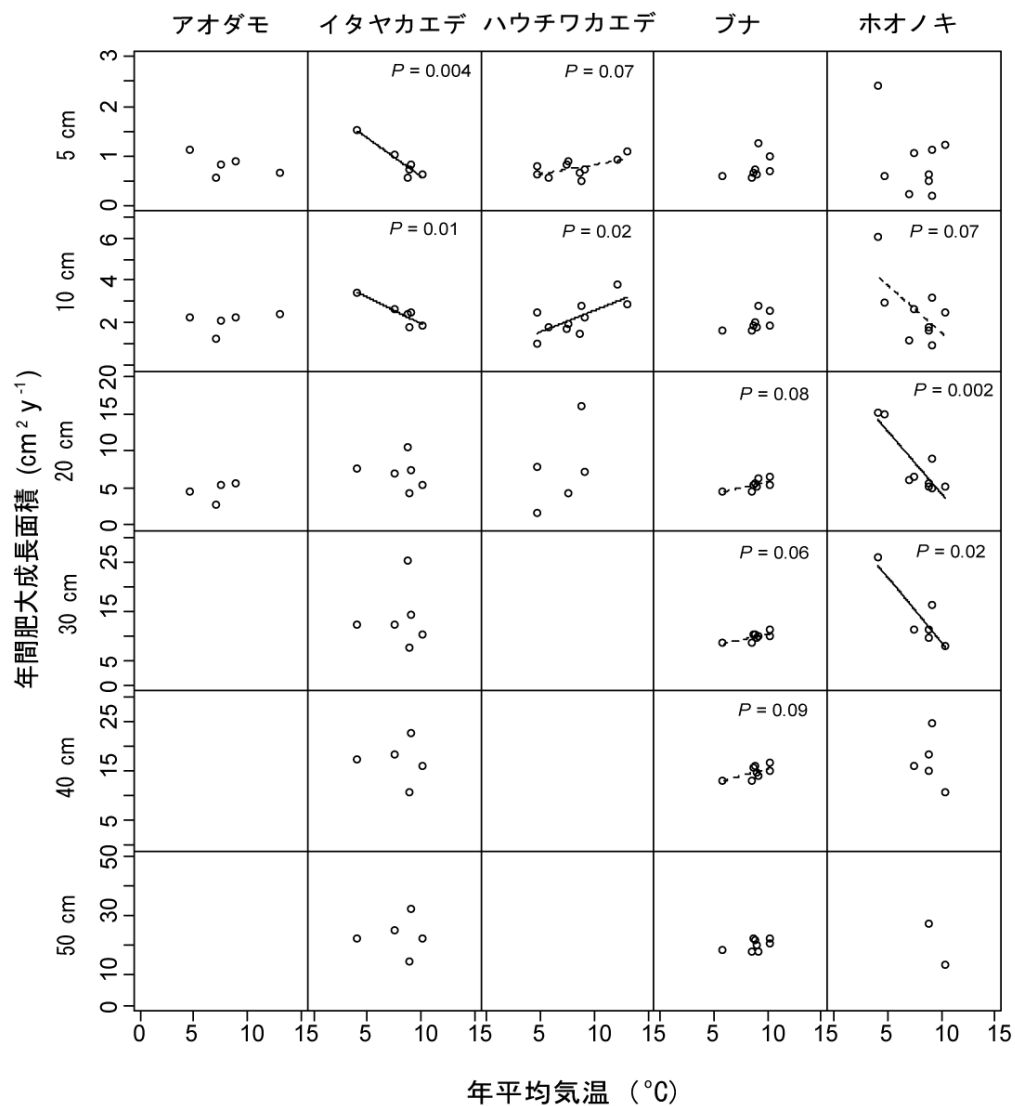


図 5-1-27 落葉広葉樹の主要樹種における幹サイズごと(胸高直径 5cm・10cm・20cm・30cm・40cm・50cm)の年間肥大成長面積と年平均気温の関係。

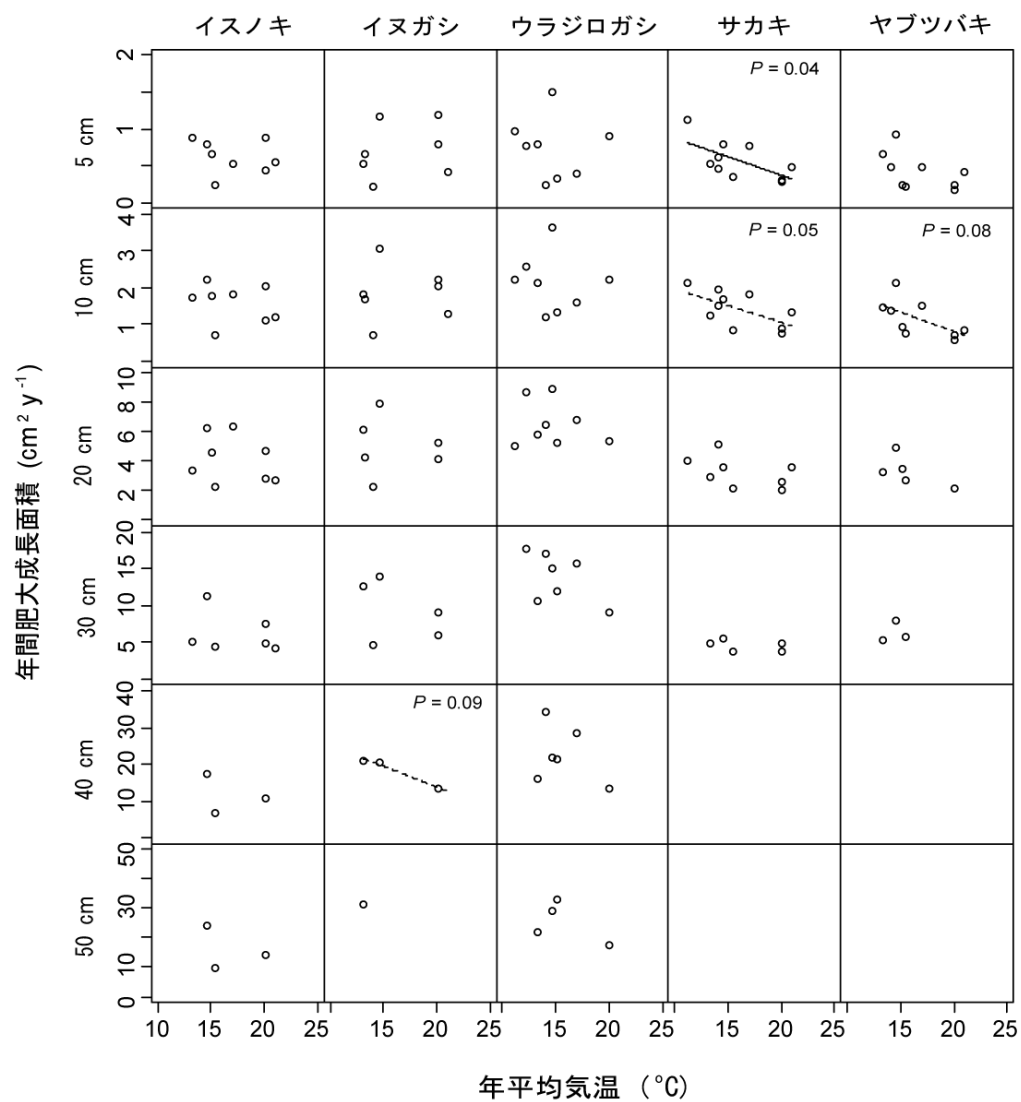


図 5-1-28 常緑広葉樹の主要樹種における幹サイズごと(胸高直径 5cm・10cm・20cm・30cm・40cm・50cm)の年間肥大成長面積と年平均気温の関係。

■コラム5－4：樹木の直径成長の長期変動解析

日浦 勉 （苫小牧サイト：北海道大学苫小牧研究林）

樹木は葉で光合成を行うことで大気中の炭素を固定している。光合成の環境応答はかなり部分明らかになってきており、炭素循環のモデリングにも活かされている。一方で、寿命の短い葉に比べて長期間かつ大量に炭素を蓄えるのが樹木の幹や枝などの木部である。木部も環境条件が変動することでその成長量も変動するため、両者の関係を明らかにすることは、変動環境下にある森林生態系にどれだけ炭素がため込まれるかという生態系科学と直接関係すると共に、木材生産といった応用面でも重要となる。実際に、生態系純生産の年変動は樹木の直径成長の年変動と最もよく合致するということが知られている。これまでも古典的な年輪年代学的手法で直径成長と気象の関係が数多く解析されてきたが、これは過去の気候復元を目的としていたため種や個体サイズの違いなどの生物学的要因が排除されたり、環境応答に全て線形性と相加性を仮定するなど問題が多い。木部成長には貯蔵・再配分など様々なプロセスが複雑に関与しており、未だ明らかになっていないことだらけである。

我々は苫小牧研究林の様々なサイズと種の落葉広葉樹を用いて環境変動が直径成長に与える影響を少しずつ明らかにしている (Nabeshima *et al.* 2010、Nabeshima *et al.* 投稿中)。このモデルでは前年の光合成速度に与える要因として気温、大気飽差、日射、当年の細胞分裂速度に与える要因として気温と降水量を非線形関数に基づいて解析した。その結果、種や個体サイズによって環境変動に対する応答は大きく異なることが明らかとなった。例えば、前年の気温が少し高いとミズナラの直径成長は増加するのに対し、イタヤカエデやアサダでは逆に直径成長が低下する。このことは同じように温暖化が進行した際でも、対象とする森林の樹種構成の違いによって生産性の変動の仕方が大きく異なる可能性を示している。

モニタリングサイト 1000 森林分野コアサイトでは日本の南端から北端までの広い範囲で毎年様々な樹木の直径を測定してきており、今後更にデータを蓄積することで、日本の森林全体の炭素固定に関する環境変動応答を詳細に明らかにできることも夢ではない。

Nabeshima, E., Kubo, T. and Hiura, T. (2010) Variation in tree diameter growth responses to weather conditions in deciduous broad-leaved trees. *Forest Ecology and Management* 259: 1055-1066

2) 地表徘徊性甲虫の個体数変化とリター供給量、林床環境、気象との関係

①第1～2期を通じた捕獲個体数の増加・減少傾向

地表徘徊性甲虫類の総捕獲個体数の第1～2期を通じた増加・減少傾向¹⁰を解析したところ、全国的な増減傾向は認められなかった。広域的に出現した優占分類群では、全調査区を通じて *Synuchus* 属とクロツヤヒラタゴミムシが増加し、クロナガオサムシが減少する傾向が認められた。*Synuchus* 属とクロツヤヒラタゴミムシは林床植生被度が小さい年ほど捕獲数が多く、逆にクロナガオサムシは林床植生被度が大きい年ほど捕獲数が多い傾向があるため（表 5-1-5）、全調査区を通じた林床植生被度の減少傾向（図 5-1-29）がこれらの捕獲数の増減をもたらした一因である可能性がある（図 5-1-30）。また、クロツヤヒラタゴミムシは、冷涼なサイトでは気温が高い年ほど、温暖なサイトでは気温が低い年ほど捕獲数が多い傾向があるため（図 5-1-14）、冷涼なサイトでの気温上昇と温暖なサイトでの気温低下（図 5-1-16）も、全調査区を通じた捕獲数の増加の一因となっている可能性がある。

成熟林および高齢二次林の調査区（林齢が100年以上の16サイト16調査区）では、全体として *Synuchus* 属の捕獲数が増加する一方でオサムシ属と *Pterostichus* 属が減少する傾向にあった（図 5-1-31）。この内、年平均気温の平年値が8℃以上の温暖な調査区では、クロツヤヒラタゴミムシを中心とする *Synuchus* 属の捕獲数が増加傾向を示したため、ほとんどの調査区でオサムシ科および地表徘徊性甲虫類全体の捕獲数に有意な増減傾向が認められなかった。しかし、年平均気温の平年値が8℃未満の冷涼な調査区（北海道の3サイト3調査区および本州の標高1000m以上の4サイト4調査区）のほとんどでは *Synuchus* 属の増加が認められず、オサムシ科および地表徘徊性甲虫類全体の捕獲数が減少傾向を示す場合が多かった。温暖な調査区と冷涼な調査区で *Synuchus* 属の年変化傾向が異なったのは、前者ではクロツヤヒラタゴミムシ、後者ではコクロツヤヒラタゴミムシと、優占種が異なっていたため、あるいは前者では林床植生被度が減少傾向を示す場合が多かった一方、後者ではシカの高密度化が起きている苦小牧と秩父を除くと被度の減少傾向が見られなかった（いずれの調査区も林床にササが優占）ためかもしれない（図 5-1-29）。イギリスでのオサムシ科甲虫の全国的な長期モニタリング調査でも、1994～2008年の間に、オサムシ科の総捕獲数の減少傾向が認められており、とくに冷涼な北部・西部の山地、湿地、草地で減少率が高い一方、より温暖な南部の低地では増加傾向が認められた（Brooks *et al.* 2012）。その原因としては、積雪の減少や土壤凍結といった気象条件や、草地の管理による微環境の変化といった人為攪乱の影響が指摘されている。また、オランダ・ベルギー・デ

¹⁰ 甲虫全種または分類群別の年捕獲個体数またはバイオマス（年4回の調査の合計値）、林床植生被度（年4回の測定 of 最大値）、堆積落葉量のそれぞれについて、年（連続変数）を固定効果、サイト名、調査区名、サブプロット名の3つをを変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha=0.05$ ）。年の係数を「年変化傾向」とし、符号が正の場合を（単調）増加傾向、負の場合を（単調）減少傾向とした。個体数、バイオマスは対数変換値、林床植生被度は逆正弦変換値、堆積落葉量は採取時期の影響を補正した値（3章）を用いた。各応答変数は正規分布に従うと仮定した。

ンマークでは、過去 50～100 年間にオサムシ科（とくに大型種）が減少傾向にあり、生息環境の悪化が指摘されている（Kotze and O'Hara 2003）。ヨーロッパのオサムシ科甲虫では、自然攪乱や人為的攪乱の少ない安定した環境ほど、オサムシ属などの大型種が優占する群集組成になることが知られている（Ribera *et al.* 2001、Skłodowski 2009）。日本でも、シカの密度増加による林床植生の衰退や堆積落葉層の減少といった林床環境の攪乱に対して、大型のオサムシ属が減少し、オサムシ科の小型のグループが増加する傾向が報告されている（高桑ら 2007、上田ら 2009、岡田・須田 2012；5. 2（2）1）②を参照）。*Synuchus* 属の中で最も優占していたクロツヤヒラタゴミムシは、林床植生の減少に伴って捕獲数が増加する場合があります（上田ら 2009）、下刈りの攪乱に強いことも知られている（松本 2009）。よって、成熟林と高齢二次林の調査区でみられたオサムシ属の減少と *Synuchus* 属の増加は、調査攪乱も含めた何らかの林床環境の攪乱や不安定化を反映しているのかもしれない。例えば、大山沢と綾では様々な分類群で捕獲個体数の変化率が大きかったが、シカの密度増加や台風攪乱がその一因であった可能性が考えられる（5. 2（2）1）②を参照）。

その一方で、二次林および人工林の調査区（林齢 100 年未満の 6 サイト 11 調査区）では、全体としてオサムシ属と *Synuchus* 属が増加する傾向があり、地表徘徊性甲虫類全体、オサムシ科ともに増加傾向を示した（図 5-1-31）。堆積落葉量も、二次林・人工林全体として増加傾向を示していた（図 5-1-29）。前年の堆積落葉量が多いほど地表徘徊性甲虫類全体およびオサムシ科の捕獲個体数が多くなる傾向があることから（表 5-1-5）、これらのサイトでは、森林の発達に伴う堆積落葉層の発達によって甲虫類の生息密度が増大している可能性がある。さらに、森林性の大型オサムシ類の増加は、森林の発達に伴うオサムシ科群集の遷移を反映している可能性がある。

各調査区において、総捕獲数 20 個体以上の全てに種について、第 1～2 期を通じた年捕獲数の変化傾向を求めた（図 5-1-32）。半数以上の種が 10 年あたり 50%以上の増加傾向を示した調査区は、成熟林で 4 ヶ所（足寄拓北、苫小牧成熟林、カヌマ沢溪畔林、青葉山）、二次林・人工林で 6 ヶ所（苫小牧アカエゾマツ・カラマツ・トドマツ人工林、小佐渡キセン城、上賀茂）であった。足寄、苫小牧、カヌマ沢、青葉山で増加種が多かったのは、これらのサイトで同期間に気温がやや上昇傾向にあったことと関係があるかもしれない。二次林・人工林での増加傾向は、森林の発達に伴うものである可能性もある。逆に、半数以上の種が 10 年あたり 50%以上の減少傾向を示した調査区は、成熟林で 3 ヶ所（雨龍、カヤの平、大山沢）、二次林で 3 ヶ所（小佐渡豊岡、愛知赤津、田野二次林）であった。カヤの平と田野では、気温が低下傾向にあったことが影響しているのかもしれない。大山沢では、シカの高密度化によって林床環境が大きく改変されたことが、各種の個体数減少に影響していた可能性がある（5. 2（2）1）②を参照）。

②捕獲個体数の年変動と環境要因との関係

地表徘徊性甲虫類の中で広域的に出現した優占分類群について、捕獲個体数およびバイオマスの年変動と、気象や林床などの環境要因の年変動との対応関係を分析した¹¹(表 5-1-5、6)。

全調査区を通じて、夏の気温が高く、春・秋の降水量、リターフォール量、堆積落葉量の多かった年の翌年に、甲虫の総捕獲数やバイオマスが多くなる傾向があった。このような条件下では、甲虫の餌となる土壌動物などが増加すること、林床が乾燥しにくく好適な生息環境が保たれることなどが考えられ、甲虫の繁殖率が高まって翌年の個体数が増加した可能性がある。また、前年冬季(前々年 12 月～前年 2 月)の気温や降水量と捕獲個体数、バイオマスには負の関係が見られた。このように冬季の気象条件と甲虫の個体数・バイオマスとの関係が見られた理由は不明であるが、越冬中や越冬明けの死亡率に関係があるのかもしれない。逆に当年は、気温が低く、降水量が少ない年に捕獲数がより多く、冬の気温・降水量や堆積落葉量との関係は見られなくなった。ピットフォールトラップによる捕獲個体数は、生息密度だけでなく活動性や季節性の変化にも影響を受ける。当年の環境は成虫の行動への影響を介しても捕獲数に影響する可能性があり、降雨による活動性の低下や、厚い堆積落葉層中で相対的に水平方向への移動量が減ることで、捕獲個体数が減少することなどが考えられる(Greenslade 1964)。また、それぞれの種は、気温などの変化に対して、発育・休眠・繁殖などの季節性を調節していると考えられ(Sota 1986、Sota 1987)、年々の気象変化に対応して成虫の活動ピーク時期が変化することで、気象変化と関係した捕獲数変動が生じている可能性もある。前年の冬の気温と当年の冬の気温とで総捕獲数との関係が異なったのは、後者が春の活動開始時期などの季節性の変化を介した影響をも含むためかもしれない。林床植生被度と総捕獲数やバイオマスとの間には、一定の傾向は見られなかった。

科～亜属レベルの捕獲数・バイオマスと環境変化との関係を見ると、オオオサムシ亜属で反応が大きく、甲虫全体で見られた前年の気象との関係は、オオオサムシ亜属で明瞭に見られる場合が多かった(表 5-1-5、6)。クロナガオサムシ亜属は、気温と正の関係を示さず負の関係を示す場合が多かった。一方、*Pterostichus* 属は環境への反応が弱かったが、これはこの属が様々な亜属、種からなる多様な分類群であるため、一定の傾向が見られに

¹¹ 甲虫全種または分類群別の年捕獲個体数またはバイオマス(年 4 回の調査の合計値)について、1 つの説明変数を固定効果、サイト名、調査区名、サブプロット名の 3 つを変量効果とする一般化線形混合モデル(GLMM)への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した($\alpha = 0.05$)。説明変数としては、冬(前年 12 月～当年 2 月)・春(3～5 月)・夏(6～8 月)・秋(9～11 月)・年間(1～12 月)の平均気温および降水量、降雪量(前年 10 月～当年 5 月)、生木の胸高断面積合計、新規枯死木(前年の毎木調査時には生存していたが、当年の調査で枯死が確認された幹)の胸高断面積合計、リターフォール量(1～12 月設置分の合計)、林床植生被度(年 4 回の測定の最大値)、堆積落葉層の乾重、炭素濃度、窒素濃度、炭素窒素比のいずれかの、前年または当年の値を用いた。個体数、バイオマス、降水量、降雪量、胸高断面積合計、リターフォール量は対数変換値、林床植生被度は逆正弦変換値、堆積落葉層の測定値は採取時期の影響を補正した値(3 章)を用いた。各応答変数は正規分布に従うと仮定した。20 個体以上が捕獲されている調査区が、4 サイト以上にまたがる分類群を解析対象とした。利用可能なデータが 3 年分以上ある調査区が、3 ケ所以上ある場合のみ解析を行った。

くかったためと思われる。また、地域によって反応が異なる場合もあった。オオオサムシ亜属は前年の夏の気温に対して正の関係を、前年の冬の気温に対して負の関係を示したが、いずれも主に温暖な地域でのみ見られた。*Synuchus* 属は、冷涼な地域では前年夏の降水量と正の関係を示したが、温暖な地域では関係が見られなかった。これは、*Synuchus* 属の成虫の活動時期が地域によって異なるためかもしれない。

オサムシ科全体、オオオサムシ亜属、*Pterostichus* 属、*Synuchus* 属ともに、前年のリターフォール量が多いほど翌年の捕獲数が多い傾向が見られた。さらに、オサムシ科、*Synuchus* 属、ハネカクシ科では、前年の堆積落葉量が多いほど翌年の捕獲数が多い傾向が見られたが、クロオサムシ、クロナガオサムシ、*Pterostichus* 属、シデムシ科は、逆の傾向を示した。また、前年の林床植生被度に対しては、クロナガオサムシは正の、*Rhagadus* 亜属は負の関係を示した。*Rhagadus* 亜属のコガシラナガゴミムシは、林床植生の減少によって増加することが報告されており（上田ら 2009）、さらに草地や農地、河川敷などの環境にも多く生息することが知られている（石谷 1996、香川ら 2008、李・石井 2009）ことから、開放的な環境の方が生存・繁殖に適している可能性がある。当年の林床植生被度に対しては、*Synuchus* 属、クロツヤヒラタゴミムシが負の関係を示した。先述のように、クロツヤヒラタゴミムシは下層植生が減少しても捕獲数が減らず、むしろ増加する場合も報告されており、植生の少ない林床での活動性が高い可能性がある。一方、幅広い分類群（オオオサムシ亜属、クロナガオサムシ亜属、ヨリトモナガゴミムシ、シデムシ科、センチコガネ）で、当年の林床植生被度と捕獲個体数に正の関係が認められた。これらの分類群では、植生の少ない林床での活動性が低い、あるいはそのような林床を避けて活動していることなどが考えられる。

このような環境変化への反応性の違いは、主に分類群ごとの生態的ニッチの違いに起因すると考えられる。今回得られたような地表徘徊性甲虫類の各分類群の環境変化への反応性に関する知見は、日本産の種ではまだ限定的であり、地表徘徊性甲虫類を指標とする環境調査の結果を解釈する上で重要である。また本調査では、広域分布種については地域ごとの反応性だけでなく、多数の地点での複数年にわたる調査データに基づく平均的な傾向も知ることができるという利点がある。ただし、今回の結果は、対照的な環境間の比較や、大規模な環境攪乱の影響調査、制御された条件化での操作実験などとは異なり、比較的小規模で漸次的かつ様々な要因が同時に変化する条件下から抽出されたものであるため、本来の応答性が覆い隠されていたり、擬似的な相関関係が混在していたりする可能性がある。他の知見との整合性の確認やさらなるデータの蓄積が必要であると考えられる。

気象庁による 2076~2095 年の気候予測によると、気温は全国的に 2.5~3.5℃ほど上昇し、低緯度より高緯度、夏季より冬季の気温上昇が大きいとされる（気象庁 2013）。年降水量は北海道では現在より 10~20%増加することが予測されるものの、他の多くの地域では±10%の範囲内に収まるとされる。春季、冬季の降水量は北日本と太平洋側を中心に全国的に増加する一方、秋の降水量は九州を除き全国的に減少すると予測されている。季節別降

水量の変化は、ほとんどの地域で現在の $\pm 30\%$ の範囲内に収まるとされている。積雪・降雪は日本海側を中心に全国的に減少するとみられている。第1～2期の捕獲個体数と気象条件との対応関係と、将来予測される気温・降水量の変化の大きさを考え合わせると、降水量の変動よりも気温の上昇の方が、地表徘徊性甲虫類の動態に大きな影響を及ぼすことが予想される(図 5-1-33)。さらに、温暖な調査区ほど、気温や降水量の変動の影響が大きく現れる可能性がある(図 5-1-33)。一方、気温と降水量の変化は、複合的な影響ももたらすと考えられる。例えば、全国的に年間を通じた気温上昇が予測されている上に、秋を中心に無降水日が増加し、夏の相対湿度が低下することも予測されていることから(気象庁 2013)、とくに夏および年間の降水量の減少が予測される地域(北陸・中国・四国・九州)の森林では、夏～秋に林床の乾燥化が進む可能性がある。その結果、全体として甲虫類の生息量が減少した上で、群集組成には、湿潤な環境を好む種の減少と、開放的な林床環境を好む種の増加という変化が起こるかもしれない。また、夏を幼虫や新成虫として過ごす春繁殖型のオオオサムシ亜属や *Pterostichus* 亜属よりも、夏に成虫休眠をする秋繁殖型のクロナガオサムシ亜属や *Synuchus* 属の方が、夏の乾燥化の影響を受けにくいかもしれない。

気候変動は、単に気温や降水量の平均値を変化させるだけでなく、冬の霜害や夏の乾燥、台風や豪雨など、短期的なあるいは何年かに一度の極端な気象条件によっても、甲虫の群集動態に重要な影響を及ぼす可能性がある。また、捕食や競争といった生物間相互作用の変化を介しても複雑な影響が及ぶと考えられ、気候変動に対する地表徘徊性甲虫群集の長期的な変化を予測することは難しい。今後もデータを積み重ねることで各甲虫類の環境指標性についての情報の精度を高めると同時に、各種の変動パターンの分析を通して生態系の異変を監視していくことが必要である。

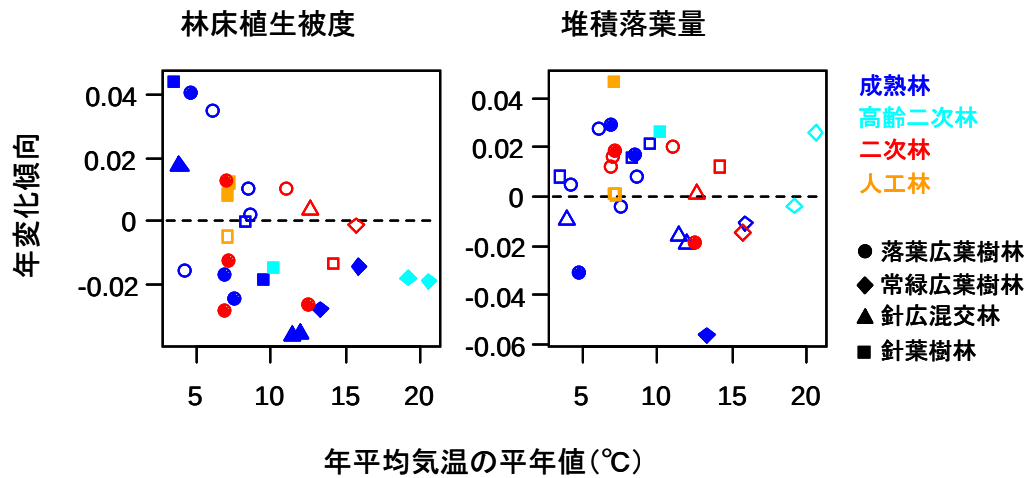


図 5-1-29 林床環境の年変化傾向(2005～2012 年の増減傾向)と、年平均気温の平年値(1971～2000 年の平均)との関係。縦軸は、林床植生被度(年4回の測定の最大値の逆正弦変換値)または堆積落葉量(採取日の違いを補正した値(3章))を年によって直線回帰した際の回帰係数。白抜きは、回帰が有意でない調査区を表す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

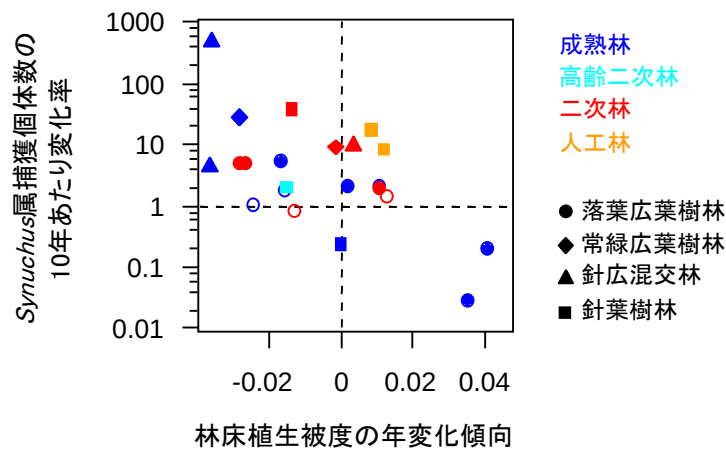


図 5-1-30 *Synuchus* 属の捕獲個体数の年変化傾向(2005～2012 年の増減傾向)と、林床植生被度の年変化傾向との関係。縦軸は、年捕獲個体数を年によってポアソン回帰した際の回帰係数から換算した 10 年あたりの変化率。横軸は、林床植生被度(年4回の測定の最大値の逆正弦変換値)を年によって直線回帰した際の回帰係数。白抜きは、捕獲個体数に有意な増減傾向がない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

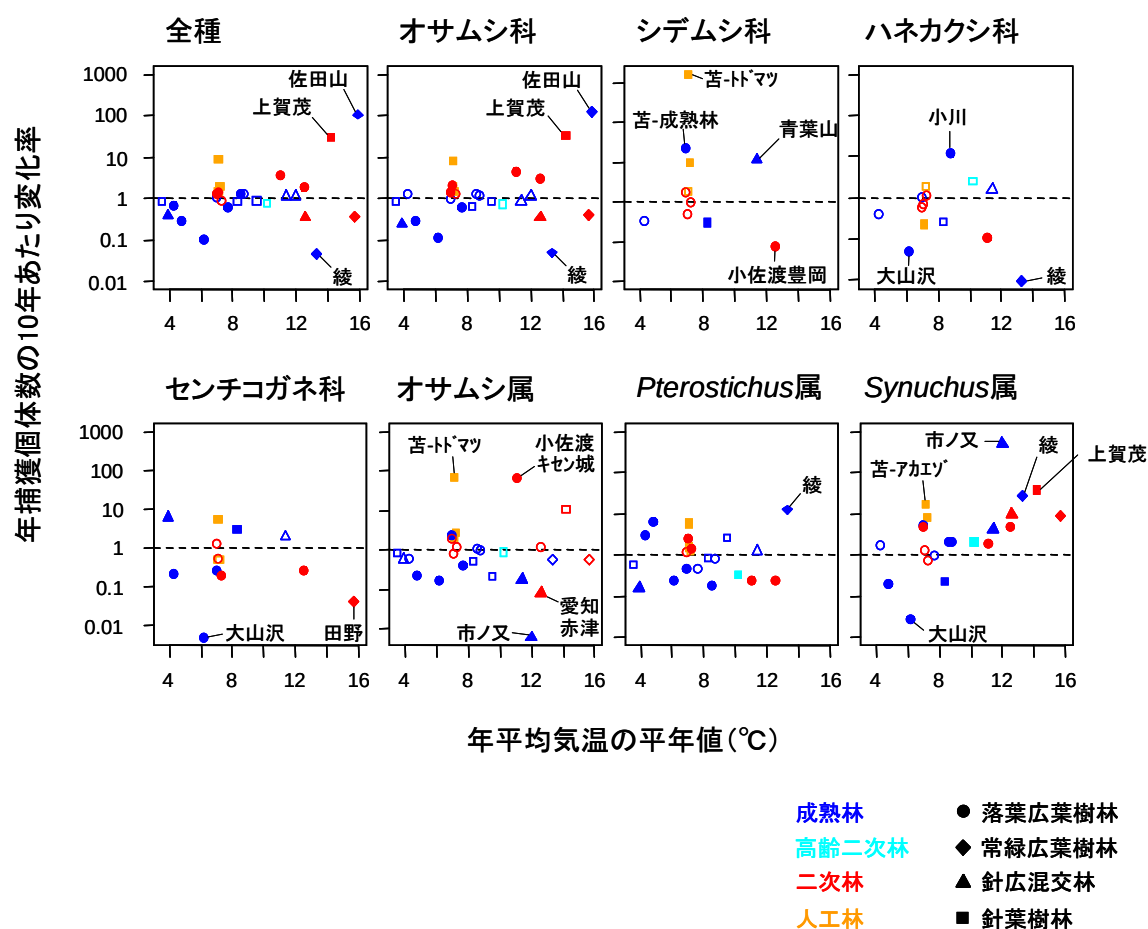


図 5-1-31 地表徘徊性甲虫類の年捕獲個体数の変化傾向(2005~2012 年の増減傾向)と、年平均気温の平年値(1971~2000 年の平均)との関係。縦軸は、年捕獲個体数を年によってポアソン回帰した際の回帰係数から換算した 10 年あたりの変化率。白抜きは、回帰が有意でない調査区を表す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。年捕獲個体数が 10 年あたり 10 倍以上の有意な増加傾向または 10 分の 1 以下の有意な減少傾向を示した調査区名を示す。苦-成熟林: 苦小牧成熟林、苦-アカエゾ: 苦小牧アカエゾマツ人工林、苦-トドマツ: 苦小牧トドマツ人工林、田野: 田野二次林。

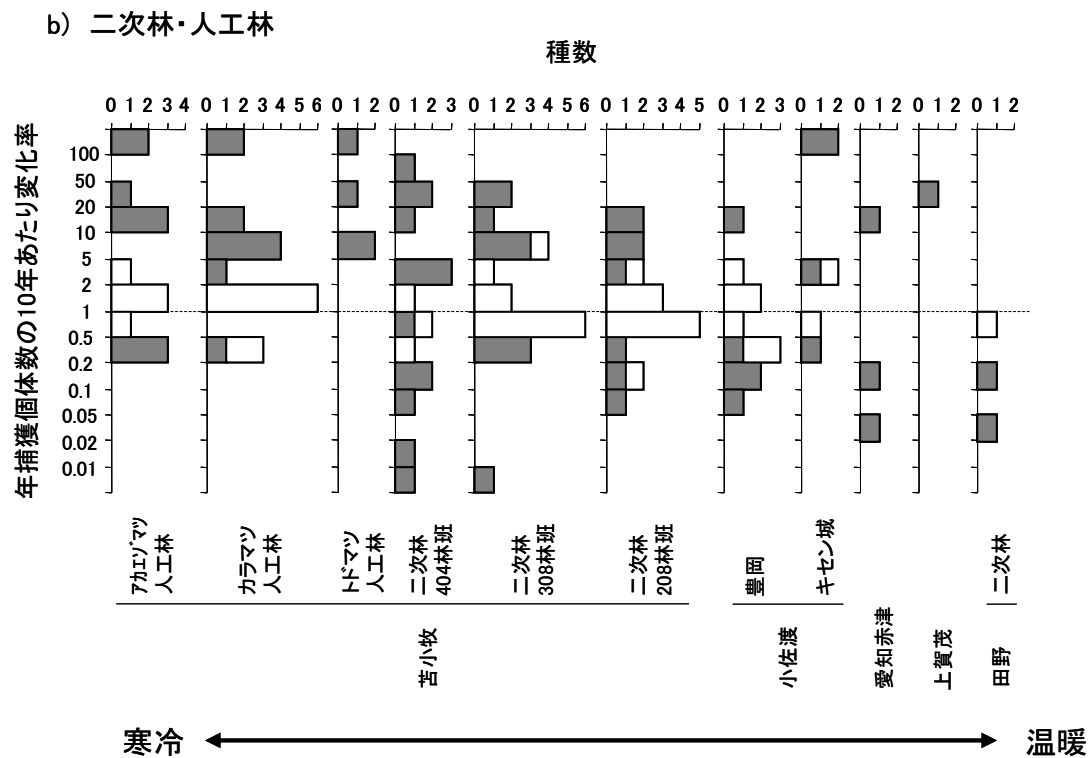
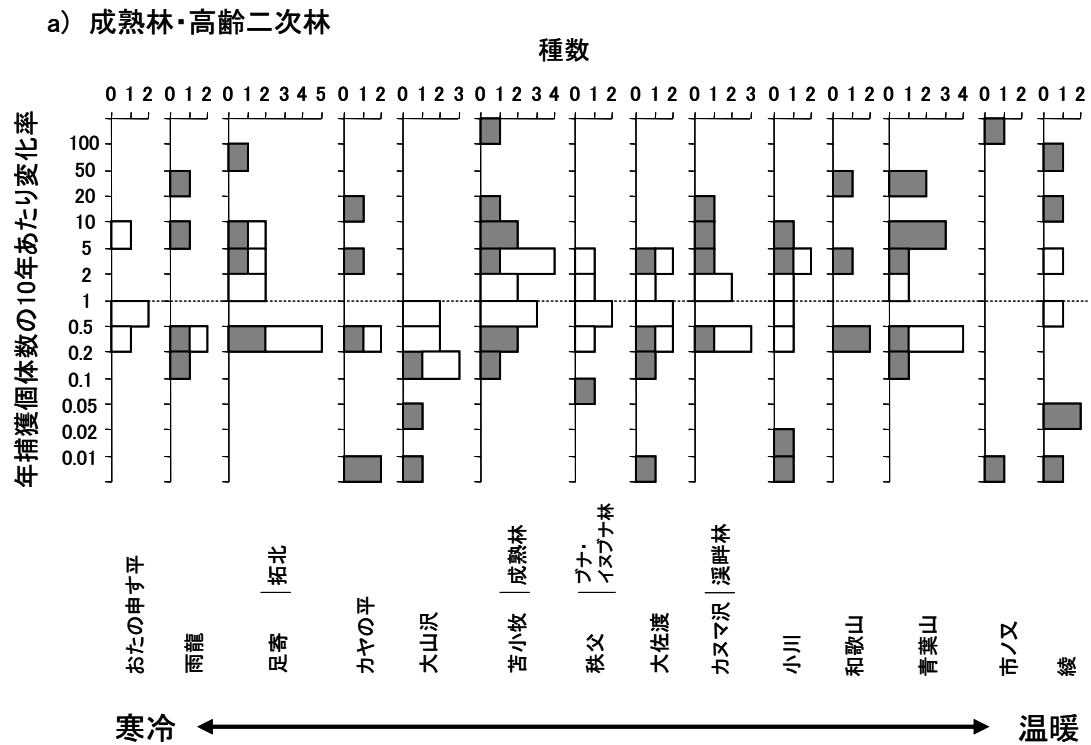


図 5-1-32 各調査区における地表徘徊性甲虫種の、年捕獲個体数の変化傾向(2005～2012 年の増減傾向)別頻度分布。縦軸は、年捕獲個体数を年によってポアソン回帰した際の回帰係数から換算した 10 年あたりの変化率。白抜きは、回帰が有意でない種数を表す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

表 5-1-5 地表徘徊性甲虫優占分類群の捕獲個体数と環境要因の年変動の全調査区を通じた対応関係。

	調査区数 /サイト数 ¹	気温					降水					降雪	
		前年					前年					前年	当年
		冬	春	夏	秋	年平均	冬	春	夏	秋	年平均	10~5月	10~5月
全種	29 / 20	-	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
オサムシ科	29 / 20	-	ns	+	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns
オサムシ属	28 / 19	-	-	+	+	ns	ns	-	+	ns	+	ns	ns
オオオサムシ亜属	22 / 15	-	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns
クロオサムシ	15 / 8	-	ns	+	+	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns
クロナガオサムシ亜属	13 / 10	-	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns
キタクロナガオサムシ	9 / 7	-	-	ns	ns	ns	ns	-	+	ns	-	ns	ns
クロナガオサムシ	5 / 4	ns	ns	-	ns	ns	ns	-	-	ns	+	ns	+
<i>Pterostichus</i> 属	24 / 15	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Lyrothorax</i> 亜属	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	+	+	-	ns	ns	-	-
ヨリトモナガゴミムシ	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	-
<i>Rhagadus</i> 亜属	10 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Synuchus</i> 属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns
<i>Synuchus</i> 亜属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns
クロツヤヒラタゴミムシ	17 / 11	ns	ns	ns	+	ns	-	+	ns	ns	ns	ns	ns
コクロツヤヒラタゴミムシ	16 / 10	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns
オオクロツヤヒラタゴミムシ	10 / 4	+	+	ns	ns	ns	+	ns	+	-	ns	+	ns
シデムシ科	11 / 5	ns	-	+	+	ns	-	-	ns	+	ns	ns	+
ハネカクシ科	14 / 9	ns	-	+	ns	ns	-	-	ns	+	ns	ns	ns
センチコガネ科	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
<i>Phelotrupes</i> 属	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
<i>Eogeotrupes</i> 亜属	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
センチコガネ	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+

	調査区数 /サイト数 ¹	樹木		リターフール				林床植生		堆積落葉層			
		前年		前年		当年		前年		前年		当年	
		生木BA ²	枯死BA ³	葉	枝	繁殖器	合計	葉	枝	繁殖器	合計	被度	被度
全種	29 / 20	-	ns	ns	ns	+	+	ns	+	ns	ns	+	ns
オサムシ科	29 / 20	-	ns	ns	ns	+	+	ns	+	ns	ns	+	ns
オサムシ属	28 / 19	-	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	-	ns	ns
オオオサムシ亜属	22 / 15	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	+	ns	ns	ns	ns
クロオサムシ	15 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	-	ns	ns
クロナガオサムシ亜属	13 / 10	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
キタクロナガオサムシ	9 / 7	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
クロナガオサムシ	5 / 4	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns
<i>Pterostichus</i> 属	24 / 15	-	+	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Lyrothorax</i> 亜属	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ヨリトモナガゴミムシ	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Rhagadus</i> 亜属	10 / 8	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Synuchus</i> 属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	+	ns	ns	ns	+
<i>Synuchus</i> 亜属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	+	ns	ns	ns	+
クロツヤヒラタゴミムシ	17 / 11	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	+	ns	ns	ns	+
コクロツヤヒラタゴミムシ	16 / 10	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
オオクロツヤヒラタゴミムシ	10 / 4	ns	ns	-	+	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns
シデムシ科	11 / 5	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns
ハネカクシ科	14 / 9	-	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns
センチコガネ科	14 / 8	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns
<i>Phelotrupes</i> 属	14 / 8	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns
<i>Eogeotrupes</i> 亜属	14 / 8	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
センチコガネ	14 / 8	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns

+: 正の関係、-: 負の関係、ns: 有意な関係がない(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

¹ 解析に用いた調査区、サイトの数。

² 当年の毎木調査時に生存していた幹の胸高断面積合計。

³ 前年の毎木調査時に生存していたが、当年の調査で死亡が確認された幹の胸高断面積合計。

表 5-1-6 地表徘徊性甲虫優占分類群の捕獲バイオマスと環境要因の年変動の全調査区を通じた対応関係。

	調査区数 /サイト数 ¹	気温					降水					降雪	
		前年		当年			前年		当年			前年	当年
		冬	春	夏	秋	年平均	冬	春	夏	秋	合計	10~5月	10~5月
全種	29 / 20	-	ns	+	ns	ns	ns	-	ns	ns	-	ns	ns
オサムシ科	29 / 20	-	ns	+	ns	ns	ns	-	ns	ns	-	ns	ns
オサムシ属	28 / 19	-	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns
オオオサムシ亜属	22 / 15	-	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns
クロオサムシ	15 / 8	ns	ns	+	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
クロナガオサムシ亜属	13 / 10	-	ns	ns	-	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns
キタクロナガオサムシ	9 / 7	-	ns	ns	-	ns	ns	-	ns	ns	+	ns	ns
クロナガオサムシ	5 / 4	-	ns	-	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Pterostichus</i> 属	24 / 15	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns
<i>Lyrothorax</i> 亜属	9 / 6	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	-
ヨリトモナガゴミムシ	9 / 6	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	-
<i>Rhagadus</i> 亜属	10 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns
<i>Synuchus</i> 属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns
<i>Synuchus</i> 亜属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns
クロツヤヒラタゴミムシ	17 / 11	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	-	ns
コクロツヤヒラタゴミムシ	16 / 10	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-
オオクロツヤヒラタゴミムシ	10 / 4	ns	+	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	+	+	ns
シデムシ科	11 / 5	ns	-	+	+	ns	-	ns	ns	+	ns	ns	ns
ハネカクシ科	14 / 9	ns	-	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
センチコガネ科	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
<i>Phelotrupes</i> 属	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
<i>Eogeotrupes</i> 亜属	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+
センチコガネ	14 / 8	-	-	+	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+

	調査区数 /サイト数 ¹	樹木		リターフール				林床植生		堆積落葉層			
		前年		前年		当年		前年		前年		当年	
		生木BA ²	枯死BA ³	生木BA ²	枯死BA ³	葉	枝	葉	枝	被度	被度	乾重C濃度	乾重C濃度
全種	29 / 20	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns
オサムシ科	29 / 20	-	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns
オサムシ属	28 / 19	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	ns	ns
オオオサムシ亜属	22 / 15	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	+
クロオサムシ	15 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	-	ns	ns
クロナガオサムシ亜属	13 / 10	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns
キタクロナガオサムシ	9 / 7	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
クロナガオサムシ	5 / 4	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns
<i>Pterostichus</i> 属	24 / 15	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Lyrothorax</i> 亜属	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns
ヨリトモナガゴミムシ	9 / 6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns
<i>Rhagadus</i> 亜属	10 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+
<i>Synuchus</i> 属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns	+	ns	ns	ns
<i>Synuchus</i> 亜属	24 / 16	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
クロツヤヒラタゴミムシ	17 / 11	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	+	ns	+
コクロツヤヒラタゴミムシ	16 / 10	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
オオクロツヤヒラタゴミムシ	10 / 4	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
シデムシ科	11 / 5	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	+	ns	+
ハネカクシ科	14 / 9	-	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns
センチコガネ科	14 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Phelotrupes</i> 属	14 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eogeotrupes</i> 亜属	14 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
センチコガネ	14 / 8	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns

+: 正の関係、-: 負の関係、ns: 有意な関係がない(尤度比検定、α = 0.05)。

¹ 解析に用いた調査区、サイトの数。

² 当年の毎木調査時に生存していた幹の胸高断面積合計。

³ 前年の毎木調査時に生存していたが、当年の調査で死亡が確認された幹の胸高断面積合計。

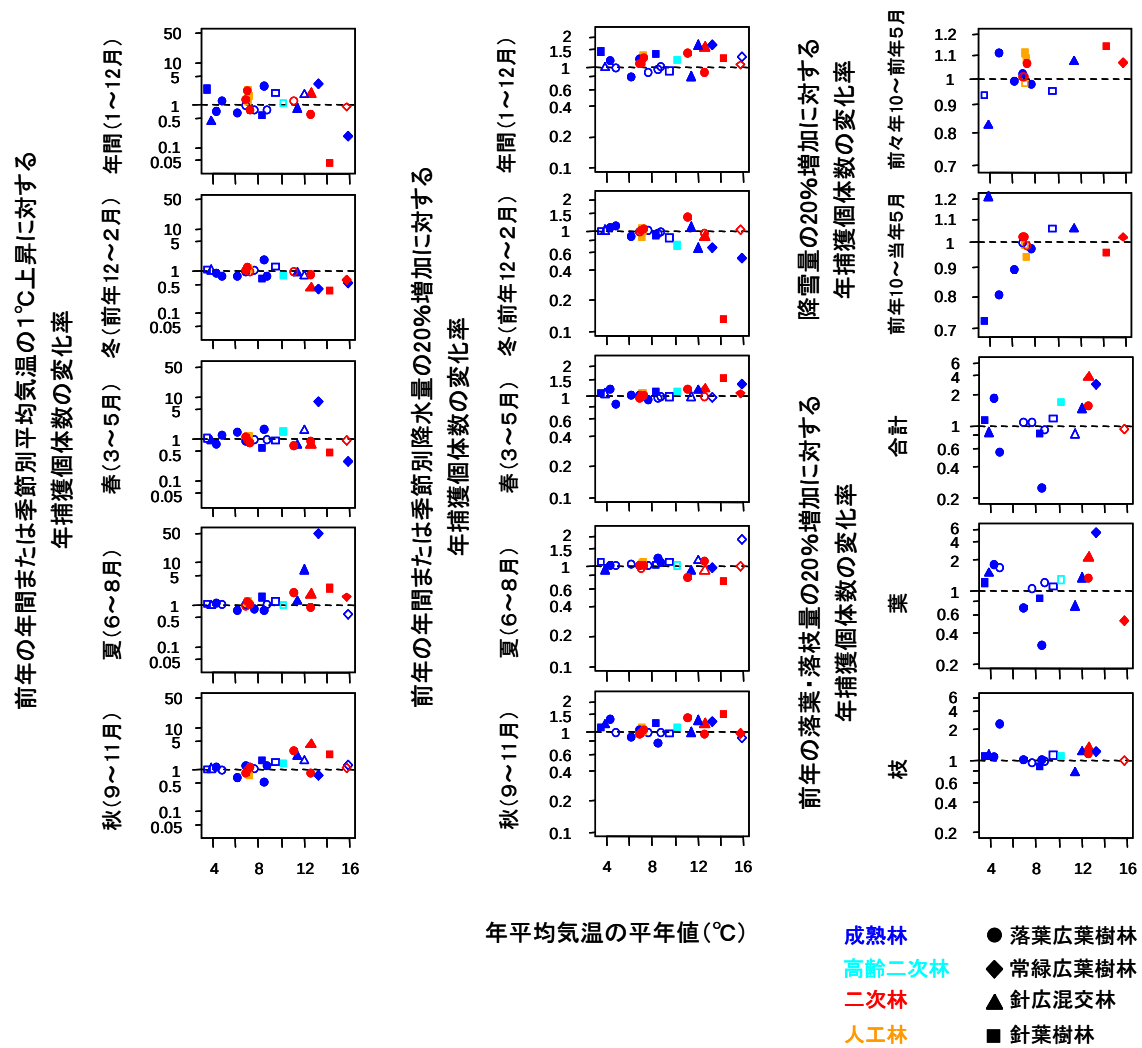


図 5-1-33 地表徘徊性甲虫類の総捕獲個体数と前年の環境条件との対応関係と、年平均気温の平年値 (1971~2000 年の平均) との関係。縦軸は、年捕獲個体数を前年の環境データ(気温以外は対数変換値)によってポアソン回帰した際の回帰係数を換算した値。白抜きは、回帰が有意でない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

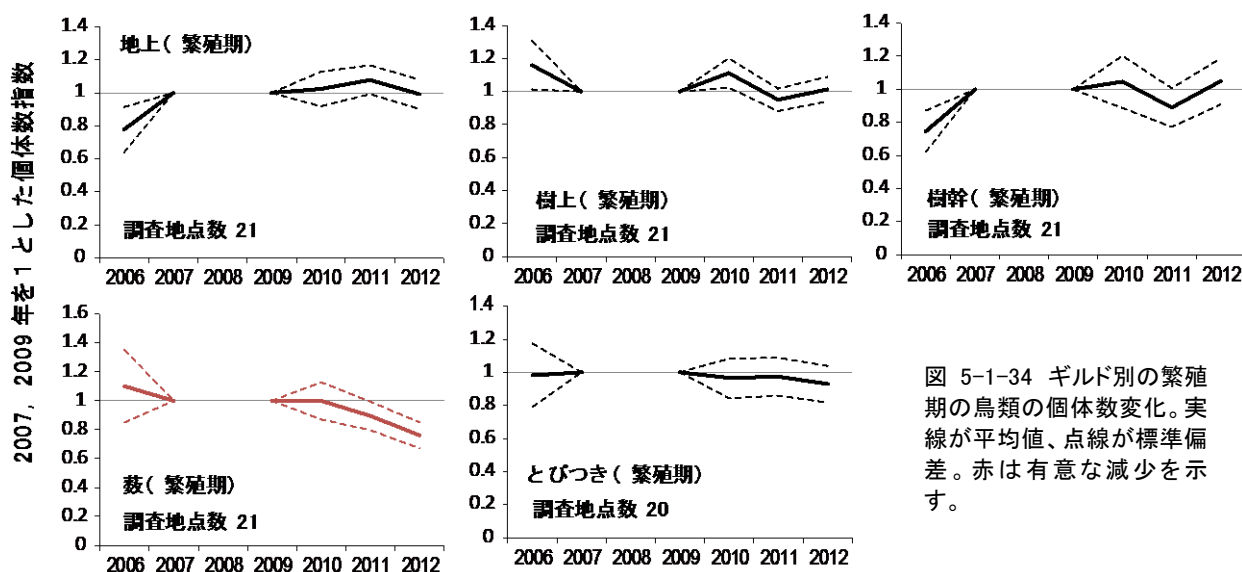
3) 鳥類の個体数・種数について過去との比較による変化の検出

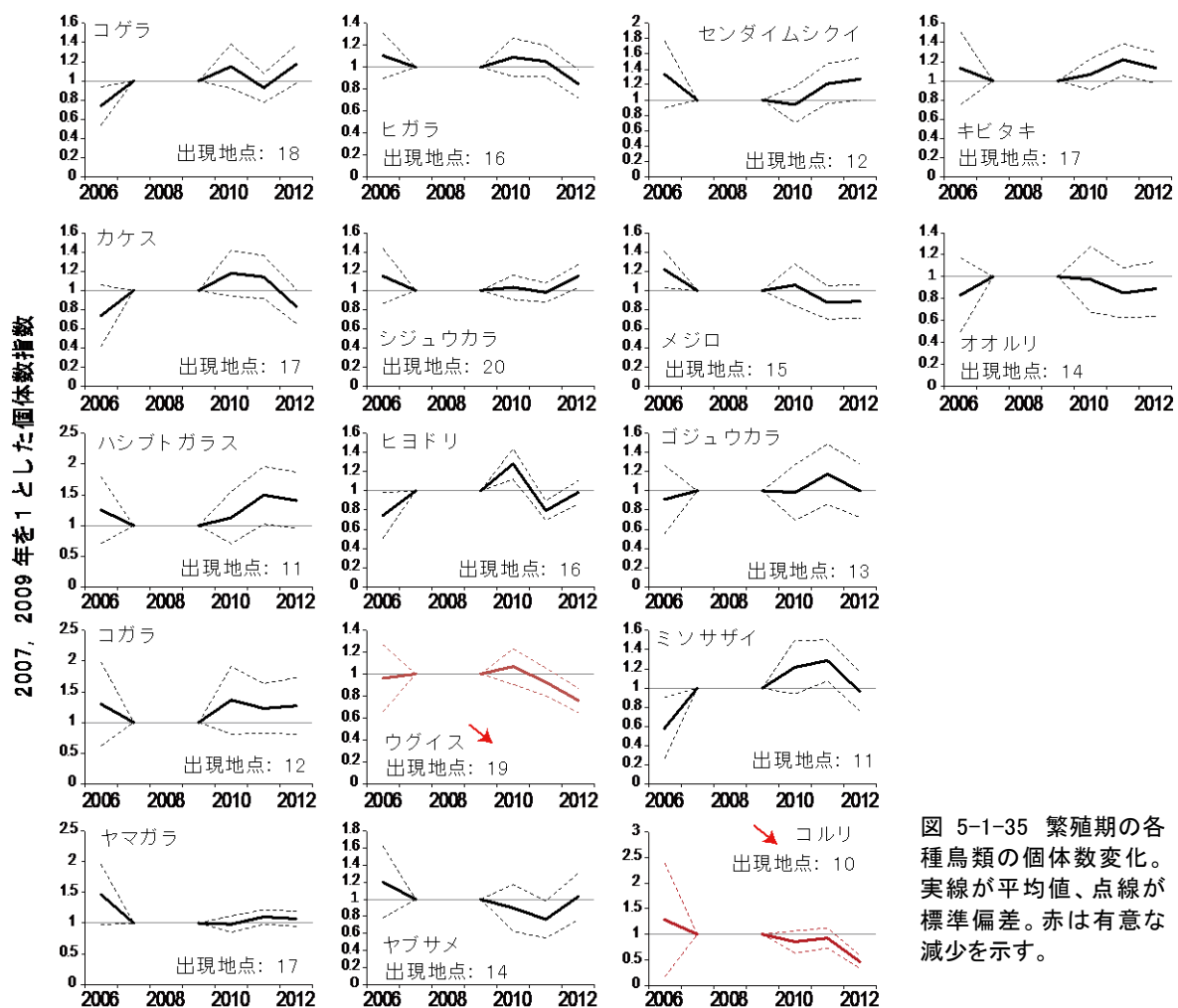
①コアサイトにおける鳥類の個体数・種数の過去との比較による変化の検出

鳥類の個体数の経年的な変化を明らかにするために、まず採食ギルド別の個体数の変化を解析し、次に出現したサイト数の比較的多い種について変化を解析した。各種鳥類の採食ギルドは、巻末の 8. 2. 「解析のために用いた各種鳥類の生態情報」のとおりである。

第 1 期と第 2 期では調査方法が異なっており、第 1 期はラインセンサスやスポットセンサスなど、場所によって異なる調査手法を用いていた。そこで、それらをあわせて利用できるように、Statistics Netherlands が開発し、Pan-European Common Bird Monitoring の解析に用いられている統計ソフト TRIM を利用し、2007 年と 2009 年の個体数を 1 とした相対値に標準化して、個体数変化を示した。2008 年については調査地点数が少なく、また調査方法もラインセンサスからスポットセンサスへの移行期で統一できていなかったため利用しなかった。

繁殖期には第 1 期の 2006 年度からのデータをもちいて、種別、採食ギルド別に個体数変化を示した (図 5-1-34)。地上、樹上、樹幹、藪、とびつき採食する 5 つのギルド区分の鳥が記録された。その多くは個体数に有意な増減はなかったが、藪で採食する鳥は減少傾向にあった。記録地点数が 10 地点以上の 17 種について種別に増減をみると、藪で採食するウグイスとコルリが減少傾向にあったが、それ以外の種については有意な増減は見られなかった (図 5-1-35)。また、藪で採食する記録地点数の多かった鳥にはヤブサメがいたが、ヤブサメについては有意な増減は認められなかった。この増減については、シカの増加に伴う低木層の減少が考えられる。これについては 5. 2 (2) 1) ③で述べる。





越冬期は、地上、樹幹、樹上で採食する 3 つのギルド区分について変化をみた (図 5-1-36)。藪およびとびつき採食の種は越冬期に記録できた調査地点数が少なく、解析しなかった。

地上採食の鳥は有意な個体数の増減はなかったが、樹幹と樹上で採食する鳥は、有意に増加していた。種別にみても、11 種中 5 種が増加していた (図 5-1-37)。これらの有意な増加は 2012 年の個体数が突出して多かったことが大きな原因となっている。越冬期の鳥類は個体数変化が大きく、2012 年は標高の低い場所で、冬鳥の個体数の多い年だった。越冬期の鳥類が増加傾向にあることを示しているのか、それともこうした年変動のために、増加しているように見えたのかを明らかにするために、さらに情報を蓄積していく必要がある。

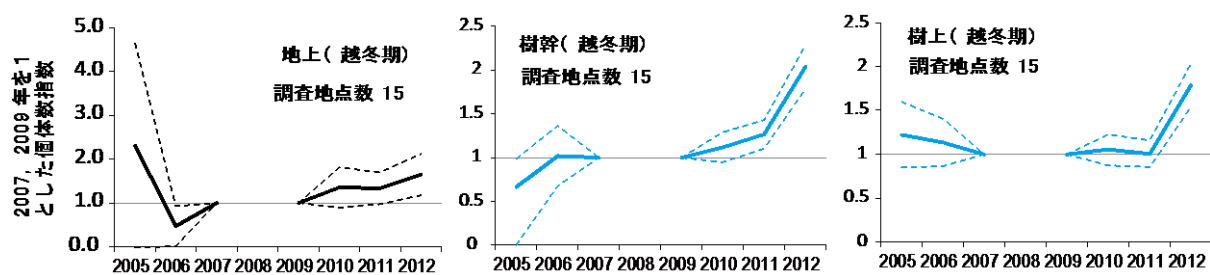


図 5-1-36 ギルド別の越冬期の鳥類の個体数変化。実線が平均値、点線が標準偏差。青は有意な増加を示す。

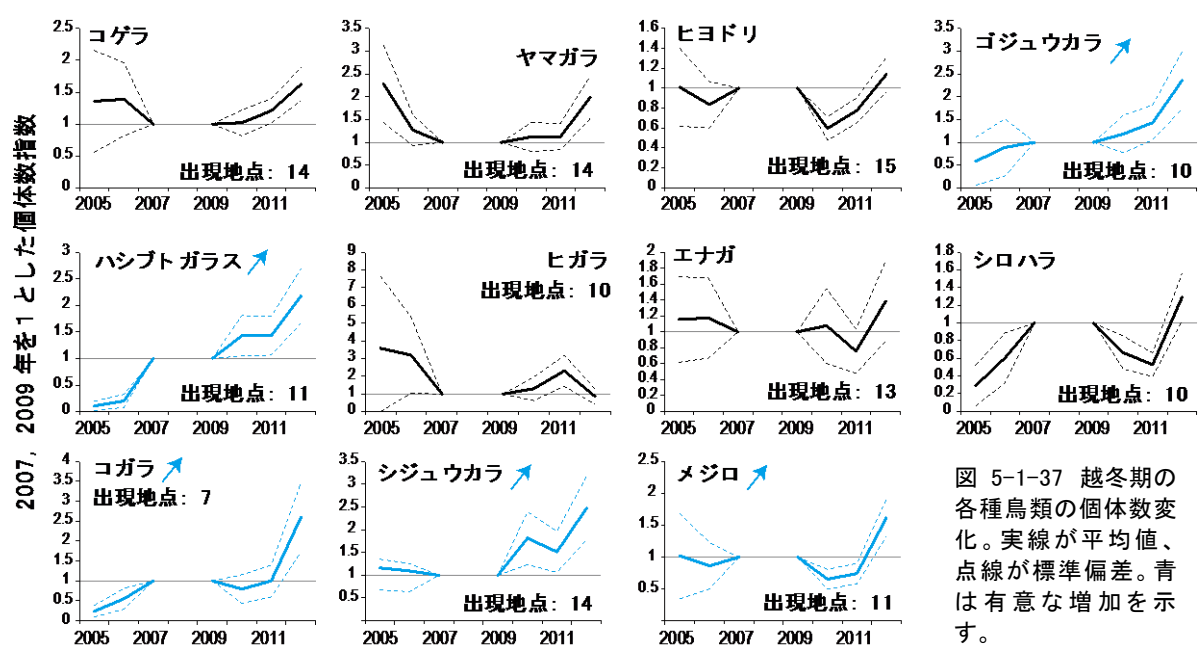


図 5-1-37 越冬期の各種鳥類の個体数変化。実線が平均値、点線が標準偏差。青は有意な増加を示す。

②一般サイトにおける第1期調査との比較による変化の検出

繁殖期に第1期、2期ともに反復して調査が行われた227サイトについて、確認された種の両期における個体数変動を検討した。各期内における種の各サイトの個体数が、各期の総個体数に対して占める頻度（優占度）を算出した。また、この優占度の相対順位変動値を、0～1の範囲となるよう各期内で標準化して求めた。この1期から2期にかけての相対順位変動の範囲は-1～1となる。これら各種の1期と2期の間で優占度の順位変化を以下に示す（表5-1-7）。両期の個体数を直接比較せずに、このように各期内の相対値で比較をおこなったのは、第1期がラインセンサス法、第2期がスポットセンサス法と、両期間で調査方法が異なり得られる個体数データに違いが生じ、直接比較をできないためである。優占度の変動の解析は、一般化線形混合モデル(GLMM)によって解析した。各サイトにおいて、解析対象の種の個体数が、確認されたすべての種の個体数に対して占める割合（つまり、優占度の相対比に相当する）を応答変数とし、両期間の優占度の変動比を解析した。ランダム要因には各サイトIDを、リンク関数にはlogitリンクを用い、誤差分布には二項分布を用いた。

これら227サイトで出現した鳥種は計108種（第1期98種、第2期102種）であった。このうち上位20種を示す（表5-1-7a）。この結果より、第2期の上位種は第1期からほとんど変化していないことがわかる（表5-1-7a）。これら上位種の優占度の順位変動について、統計的に有意な差は認められなかった。これは本モニタリングサイト1000調査における各年度の出現上位種の結果とも傾向が一致しており、優占種の種構成がこの5年間は安定し大きく変化していない事を示唆する。次に、出現頻度の下位種について述べる。下位種は確認個体数がいずれも一桁であった。また確認されたサイト数も極端に少なかった。下位の構成種を見てみると、ノグチゲラやリュウキュウコノハズク、コアカゲラ、オジロワシのように、限られた地域にしか生息しない種や、オオコノハズクのような夜行性の種が並んだ。また、オオタカのような、確認が観察時の偶然性に強く依存する種も含まれていた。こうした種が下位種を構成したものと考えられる。いずれも確認数が少なすぎるため、両期間で個体数が変動したかどうかを統計的に検討することが不可能であり、増減は定かでない。ただし、環境省レッドリストで絶滅危惧種（CR）に指定されているチゴモズについては、広域に生息する小型の鳥だが下位であった。これは第1期の時点ですでに個体数の減少が影響しており、結果的に本調査において低い順位となっていた可能性があるため、個体数の増減について別な情報から総合的な検討を行うことが必要であろう。

これら108種のうち、二つの期間で個体数の優占度の順位変動がもっとも大きかった上位10種について、増加・減少ごとにその詳細を以下に示した（表5-1-7b、c）。

第1期から最も相対優占度の順位上昇が激しかった上位10種（表5-1-7b）では、半数以上がランク外または最下位付近から、第2期の下位への順位上昇であった（ノグチゲラやツミ、クマタカなど）。これらの種の確認個体数は一桁と少なく、また、サンプル数（確認サイト数）が少ないため、統計的検定は行えず、これらの種が増加しているかどうかは

判断できない。ガビチョウ、クロジの2種については、統計的検討が可能であった。このうち、クロジの優占度の変化（第1期 59 位→第2期 43 位）は期間の相対差が有意な変動ではなかったため、増加しているとはいえない。他方、ガビチョウについては、相対優占度が有意に増加しており、個体数の増加が示唆された。

最も相対優占度の順位下降が激しかった10種（表 5-1-7c）では、半数以上が第1期に下位付近から、第2期の最下位付近またはランク外へ順位が下降していた（イスカやギンザンマシコ、ミゾゴイ、ヨタカなど）。これらの種の確認個体数は一桁と少なく、局所的に分布する種も多い。また、サンプル数（確認サイト数）が少ないため、統計的検定は行えず、これらの種が減少しているかどうかは判断できない。ただし、一部の種は第1期以前に、既に個体数が少なかった可能性はありうる。シロハラは統計的検討が可能であったが、冬鳥であるため、本繁殖期調査期間の前半に、越冬から移動中（渡り）の個体が確認されてしまったものと考えられ、検討に値しない。マヒワも同様である。アマツバメ、オオアカゲラの2種については、相対優占度が有意に低下していた。ただし、アマツバメは、上空を群れで飛翔する種であり、観察時の偶然性に記録が大きく左右されうる。調査方法がラインセンサス法であった第1期のほうが調査者の移動距離が長く、その結果としてアマツバメが記録されやすかった可能性がある。これらより、減少が認められたと考えられる種は、オオアカゲラのみといえよう。

表 5-1-7 第1期-第2期間における各鳥種の個体数の相対優占度の順位。

a) 確認された種の順位変動（ $n = 227$ サイト・上位 20 種）。

種名	第1期順位	第2期順位	個体数の優占度の 相対順位差
ヒヨドリ	1	1	0.000
ウグイス	2	2	0.001
メジロ	3	3	0.001
シジュウカラ	4	4	0.002
ハシブトガラス	5	5	0.002
ヤマガラ	6	6	0.002
キビタキ	7	9	-0.017
エナガ	8	8	0.003
ホオジロ	9	11	-0.016
コゲラ	10	7	0.033
カワラヒワ	11	10	0.014
ヒガラ	12	12	0.005
キジバト	13	13	0.005
オオルリ	14	16	-0.014
ハシボソガラス	15	14	0.016
ヤブサメ	16	19	-0.023
センダイムシクイ	17	18	-0.003
カケス	18	17	0.017
イカル	19	15	0.047
ホトトギス	20	20	0.008

表 5-1-7 第1期-第2期間における各鳥種の個体数の相対優占度の順位。

b)順位変動(増加)上位 10 種 ($n = 227$ サイト・108 種中・繁殖期)。

第 1 期 順位	第 2 期 順位	種名	相対順位の差 (範囲-1~1)	P
89	59	ノグチゲラ	0.3297	—*
89	67	ツミ	0.2513	—*
—	77	ヒゲガビチョウ	0.2451	—*
—	80	クマタカ	0.2157	—*
56	38	ガビチョウ	0.1989	<0.00058 ($n = 18$)
63	47	アカヒゲ	0.1821	—*
59	43	クロジ	0.1805	N. S. ($n = 26$)
82	67	キンバト	0.1799	—*
—	85	チゴハヤブサ	0.1667	—*
—	85	ヤンバルクイナ	0.1667	—*

*サンプル数が極端に少ないため、統計的検定を実施できない ($n \leq 5$)。

c)順位変動(減少)上位 10 種 ($n = 227$ サイト・108 種中・繁殖期)。

第 1 期 順位	第 2 期 順位	種名	相対順位の差 (範囲-1~1)	P
36	73	アマツバメ	-0.3483	<0.00001 ($n = 12$)
70	—	イスカ	-0.2857	—*
54	—	マヒワ	-0.2823	—*
82	—	ギンザンマシコ	-0.1633	—*
82	—	ミゾゴイ	-0.1633	—*
82	—	ヨタカ	-0.1633	—*
71	90	エゾライチョウ	-0.1579	—*
47	66	シロハラ	-0.1470	0.00061 ($n = 8$)
76	60	オオアカゲラ	-0.1084	0.00661 ($n = 28$)
76	90	アオバズク	-0.1068	—*

*サンプル数が極端に少ないため、統計的検定を実施できない ($n \leq 5$)。

③冬鳥の個体数変動

冬鳥として国内に飛来する小鳥類には、個体数の多い年と少ない年があることが知られている。一般サイトの調査は各サイトで見ると5年に一度の調査であるため2期の調査では変動を知ることができない。そこで、「生物多様性保全のための国土10区分」のうち、IからIVの地域を東日本、区分VからVIIIを西日本として年度毎の平均羽数を求め、変動を検出できるか試みた。

その結果、アトリでは、東日本と西日本では変化傾向が同調しており、隔年で増減する様子が確認された(図5-1-38)。一方ツグミでは個体数の多い年に、東日本に多い年と、西日本に多い年があることが伺えた(図5-1-38)。

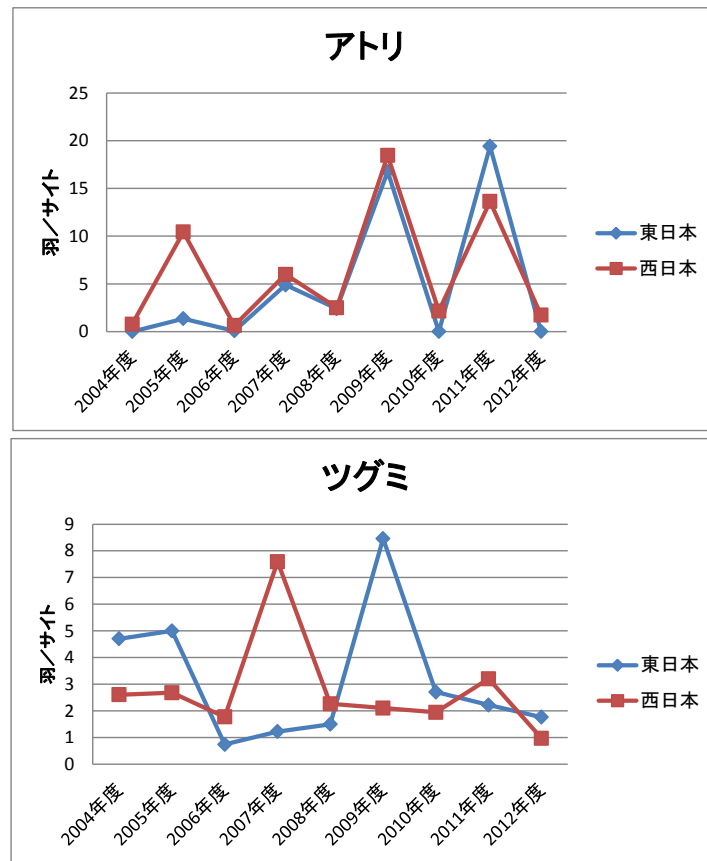


図 5-1-38 冬鳥として飛来するアトリおよびツグミの個体数の年変動。

④植生の階層構造と鳥類の種多様度の関係

a) 森林サイトにおける植生の階層構造と鳥類の種多様度の関係（繁殖期）

鳥類データと植生データの両方が得られた地点は、森林 320 サイトであった。これらについて解析を行った。森林サイトにおいて実施されている植生調査の結果より求めた群葉高多様度が高くになるに従って、繁殖期の鳥類の種多様度（BSD）および種数が大きくなる傾向があるかどうかを、一般化線形モデル（GLM）を用いた AIC に基づくモデル選択によって検討した。なお、AIC はモデル間の相対的な説明力を現す指標であり、差分を表す ΔAIC は AIC が最小のモデルを基準とした差異を表す。

森林において鳥類の種多様度と正の関係を持つ傾向が知られている群葉高多様度（FHD）（e.g. MacArthur and MacArthur 1961、Recher 1969）をサイトごとに被度階級に基づいて算出した。群葉高多様度は、各階層の群葉密度から求められる Shannon-Weaver 関数であり、ある階層における植物被度ランクを FA、全階層の FA を合計したものを FASUM とすると、以下の式で表される。

$$FHD = -\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i \quad s: \text{階層数}, P_i: i\text{番目の階層のFAのFASUMに対する割合。}$$

各サイトのFAは、5 定点のデータの平均値とした。

鳥類の種多様度は、50m以内に出現した種とその個体数のデータを用いて計算した。鳥類の種多様度も群葉高多様度と同様にShannon-Weaver関数であり、ある種の出現個体数と、全種の出現個体数から求められる。

検討したモデルは、鳥類の種数または種多様度を応答変数とし、説明変数に各サイトにおける第2期5年間の平均気温、緯度、群葉高多様度、自然環境基礎調査においてシカの生息が確認されたか否か（以下、シカの有無。詳細は5.2(2)1)③a「一般サイトにおける下層植生と鳥類相との関係」を参照）のいずれかの組み合わせを含むモデル、またはこれらの説明変数を含まない帰無モデルである（全16モデル）。

結果、鳥類の種数に関するモデルの ΔAIC は、大小の二群に分かれた（ ΔAIC が0～3.593のグループと、 ΔAIC が12.455～14.629のグループ。なお帰無モデルは後者に含まれた）。ここでは前者の ΔAIC が小さかった方のモデル群を表5-1-8に示す。

これより、群葉高多様度、緯度が鳥類の種数へ有意に影響していることが示唆された。それぞれの係数は、いずれも正であった。これらより、群葉高多様度が高いサイトほど鳥種数が多く、また、高緯度のサイトほど鳥種数が多いと解釈できる。

鳥類の種多様度に関するモデル選択の結果では、 ΔAIC が大小の二群に分かれた（ ΔAIC が0～1.93のグループと、 ΔAIC が17.03～19.34のグループ。なお帰無モデルは後者に含まれた）。この種多様度についての結果は、前述の鳥種数の解析結果とほぼ同様の説明変数が採用された。いずれの上位モデルにおいても群葉高多様度が説明変数に含まれており、他の説明変数は入れ替わりでいずれかのモデルに採用される結果となった。また、各モデルにおいて係数が有意であったものは群葉高多様度であり、いずれのモデルにおいても常に有意に正の係数であった。緯度については上位の一部のモデルでのみ有意であり、これらの結果も、前述の鳥種数における解析結果と同様の傾向となった。他の説明変数の係数は有意ではなかった。

表 5-1-8 森林サイトの繁殖期における鳥類の種数に関連するモデルの上位モデル($n = 320$)。

順位	説明変数	K	AIC	ΔAIC
1	群葉高多様度*	3	1996.06	0.00
2	緯度 群葉高多様度* 緯度*	5	1996.62	0.56
3	平均気温 シカの有無 群葉高多様度* 緯度*	4	1996.64	0.58
4	平均気温 群葉高多様度* 緯度 シカの有無	4	1996.96	0.89
5	群葉高多様度*	2	1997.15	1.09
6	群葉高多様度* シカの有無	3	1997.67	1.61
7	群葉高多様度* 平均気温	3	1998.97	2.90
8	群葉高多様度* 平均気温 シカの有無	4	1999.65	3.59

*傾きが有意 ($P < 0.05$ 、係数は+) だった説明変数。K はパラメータ数。ΔAIC は AIC 最小値からの差分であり、相対的な説明力を示す指標となる。

以上より、森林サイトにおける鳥類の種数または種多様度について、群葉高多様度がもっとも影響しており、緯度の影響も見られた。これまでの第2期調査の各年次報告書では、サンプル数の制約ゆえか、鳥種の多様度と群葉高多様度の間で弱い傾向しかつかめていなかったが、第2期全体を通して分析したことで、これらの関係を検出できたといえよう。

このように、群葉高多様度と鳥種数または多様度には正の相関が認められた。そして一部のサイトにおいて、種数が少なく群葉高多様度が小さかった。そのようなサイトの植生環境は、被度が低かったり植物相が単純であったり樹高が低いといった特徴があった。具体例として、雨紛【100277】や大平川流域【100190】では落葉広葉樹の亜高木層と常緑針葉樹の（高）高木層からなるが、どちらも被度は高くなかった。美束【100510】は被度が低めの落葉広葉樹の低木層、亜高木層からなり、高木層がなかった。姿見の池【100275】は被度の低い低木層、林床植生からなり、高木層がなかった。このように、樹高方向の多様さや被度が乏しいサイトで鳥類相が劣る傾向がみられた。

b) 草原サイトにおける環境の構造と鳥類の種多様度の関係（繁殖期）

草原サイトについては、森林と異なり垂直方向の植生構造に乏しい。そこで、草原サイトについては、一般に広く用いられる群落構造の多様度に相当するものとして、草原サイト調査における環境カテゴリをもとにした水平方向の環境構造の多様度を求めた（式は群葉高多様度を参照）。

鳥類データと植生データの両方が得られた地点数は、草原 53 サイトであった。これらについて解析を行った。草原サイトにおける環境の多様度が大きくなるに従って、繁殖期の鳥類の種多様度（BSD）および種数が増える傾向があるかどうかを検討した。

検討したモデルは、鳥類の種数または種多様度を応答変数とし、説明変数として、草原サイトの環境の多様度、各サイトにおける調査年の夏季平均気温（4～7月の平均）、緯度、調査年度のいずれかの組み合わせを含むモデルまたは帰無モデルである（全 16 モデル）。

結果、鳥類の種数に関するモデルは、 ΔAIC が個々のモデルでばらつく結果となった。このうち、上位 5 モデルを以下に示す（表 5-1-9）。

表 5-1-9 草原サイトの繁殖期における鳥類の種数に関連するモデルの上位モデル ($n = 53$)。

順位	説明変数	K	AIC	ΔAIC
1	環境の多様度*	3	342.79	0.00
2	緯度*	4	344.44	1.65
3	環境の多様度*	4	344.79	2.00
4	緯度*	2	345.24	2.45
5	環境の多様度*	5	346.42	3.63
	緯度*			
	調査年度			
	夏季平均気温			

*傾きが有意 ($P < 0.05$ 、係数は+) だった説明変数。

これより、環境の多様度と緯度が鳥類の種数へ有意に影響していることが示唆された。それぞれの傾きは、いずれも正であった。環境の多様度が高い草原サイトほど鳥種数が多く、また、高緯度のサイトほど鳥種数が多いと解釈できる。

鳥類の種多様度に関するモデルの ΔAIC は 0～8.88 であり、連続的な傾向となった。帰無モデルは第 11 モデルであった。このうち、AIC が小さかった上位のモデルでは、前述の鳥種数の解析結果とほぼ同様の結果となった。すなわち、環境の多様度が説明変数に常に含まれており、そこへ他の説明変数がモデルによって入れ替わり採用される結果であった。また、係数が有意であった説明変数は環境の多様度であり、いずれのモデルにおいても常に有意に正の係数であった。他の説明変数については、上位の第 1、第 2 モデルでのみ緯度が有意に正であり、第 3 モデル以下では、残る説明変数も含めて有意ではなかった。このように鳥類の種多様度についても種数と同様の結果となった。

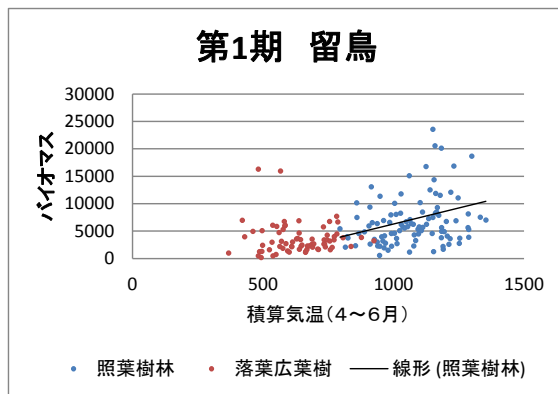
これらの結果より、草原サイトでは環境の多様度が、鳥類の種多様度と種数に関連することが示唆された。草原サイトは森林サイトと比べ環境が多様である。その影響は森林サイトと比べて大きいことが示唆された。

鳥種の多様度が最も高かった草原サイトは床丹【100506】であった。このサイトには、ほとんど全ての環境カテゴリが同時に存在していた。鳥類の種多様度が高い草原サイトには、環境カテゴリの半数以上が含まれていた。その環境は多様な下草環境に加えて、水域や裸地といった質の異なる環境が同時に存在していた。上位のサイト（1～4位）には水域が含まれていた。他方、最も鳥の種多様度が低かった瓶ヶ森【100325】の環境は、低い下草に樹木が少し混じる環境であった。環境の多様度が低いサイトの環境は似ており、背丈の低い下草を中心とした単一的な環境であった（少しの樹木が混じることもある）。これより、下草中心の単一的な環境に生息する鳥種が限られることが示唆された。

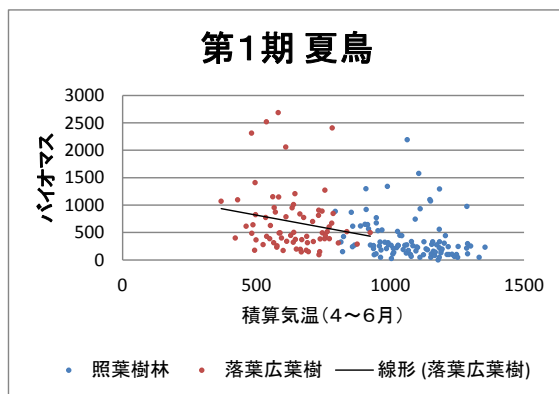
⑤積算気温と鳥類の反応

気候変動による鳥類の分布等の変化は、植生の変化を介して現れると考えられる。しかしモニタリングサイト 1000 の第 1 期、第 2 期といった短期では現れにくいと考えられる。そこで、ここでは調査年のサイトの積算気温（4～6 月）とそれに対する鳥類の反応をみた。また、植生帯との対応については、サイト数が多い照葉樹林帯と落葉広葉樹林帯について検討を行った。

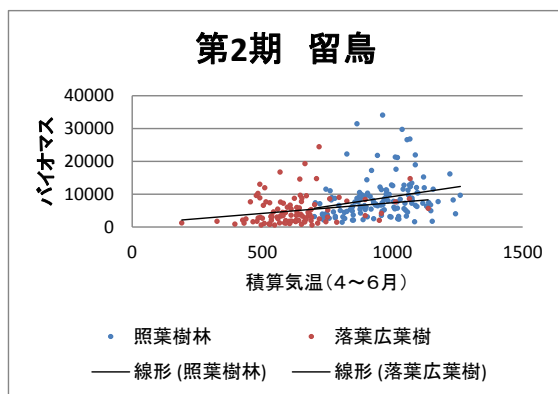
留鳥は、照葉樹林帯では両期ともに積算気温が高いサイトほどバイオマスが大きくなる傾向が認められた（図 5-1-39）。また落葉樹林帯でも第 2 期には同様に正の相関が見られた。一方、夏鳥では、落葉広葉樹林帯で第 1 期には負の相関が、第 2 期では、正の相関が見られた。



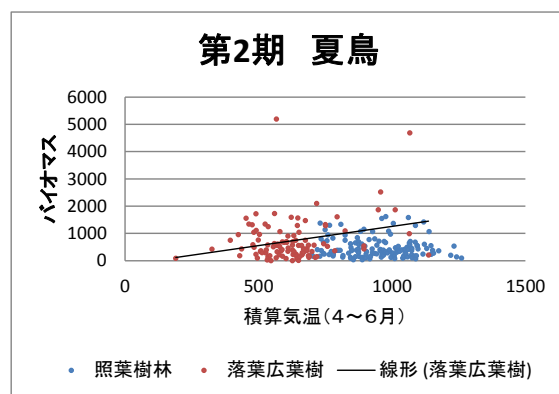
照葉樹林 ($R^2 = 0.065$ $P < 0.01$)



照葉樹林 ($R^2 = 0.046$ $P < 0.01$)
落葉樹林 ($R^2 = 0.133$ $P < 0.01$)



照葉樹林 ($R^2 = 0.253$ $P < 0.01$)
落葉樹林 ($R^2 = 0.198$ $P < 0.01$)



落葉樹林 ($R^2 = 0.069$ $P < 0.01$)

図 5-1-39 積算気温に対する鳥類の反応(植生帯別)。

全サイトで同様の比較をすると、留鳥では積算気温が高いサイトほどバイオマスが大きく、逆に夏鳥では、積算気温が低いサイトほどバイオマスが大きい傾向が見られた(図 5-1-40)。第2期の夏鳥でこの傾向が見られなかった理由としては、図 5-1-41 に示すように、落葉広葉樹林帯では、高緯度のサイトで第1期に比べて第2期の積算気温が高くなる傾向が見られており、照葉樹林帯と同じような積算気温となったサイトがあったためと考えられる。

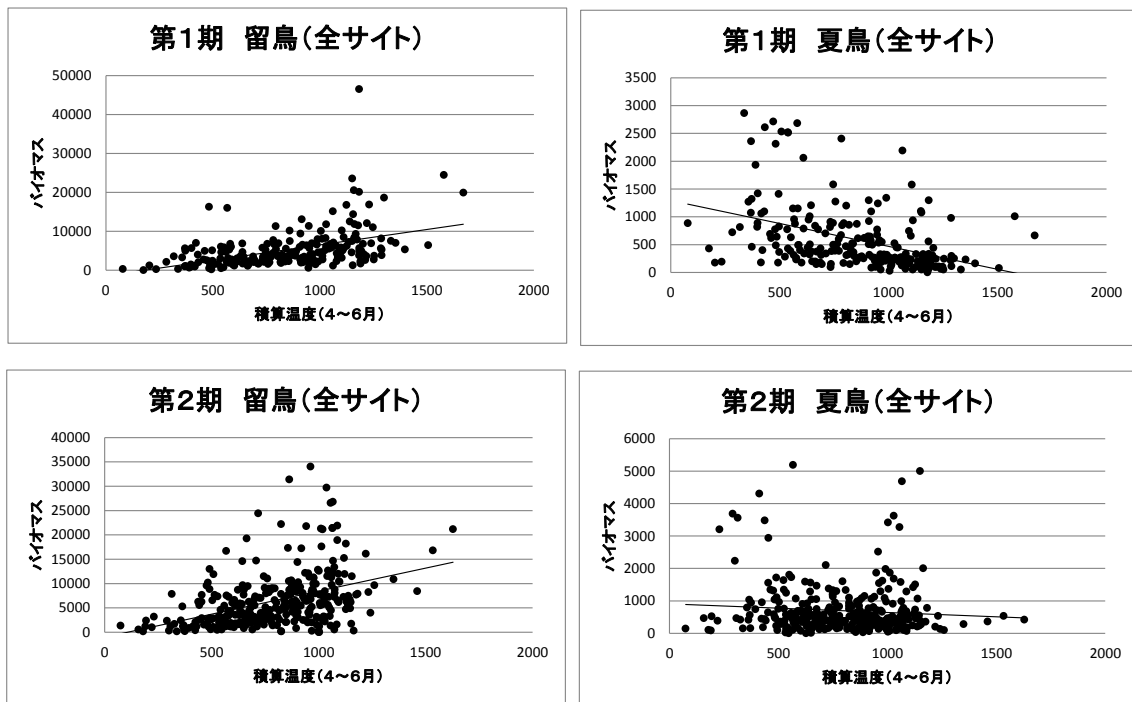


図 5-1-40 積算気温に対す鳥類の反応(全サイト)。

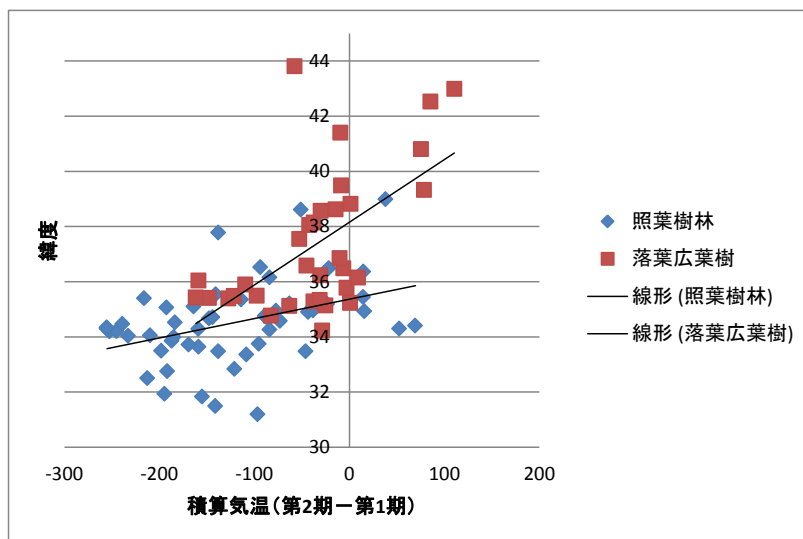


図 5-1-41 第1期と第2期の積算気温の差。

(3) 炭素循環の変化

1) 調査開始時からの地上部バイオマス変化量

樹木の光合成による一次生産によって大気中の炭素は森林に加入し、有機物として固定された炭素は樹木の葉・繁殖器官・枝・根などの形を通じて、食物や住み場所として多様な生物に利用される（武田 1994）。また、樹木に吸収された炭素の一部は、樹木の成長に伴って幹や枝へ配分され蓄積されたり、落葉や落枝によって土壤に供給されたりすることによって、森林に貯留される。一方、樹木の一次生産速度は気温・光・水・栄養塩といった環境因子に応答するため、気候変動によって炭素加入・蓄積といった森林の炭素循環が変化する可能性がある。そこで、気候変動によって樹木の幹や葉などの森林地上部の炭素蓄積量（以下、「地上部現存量」とする）にどのような変化が生じるか予測するため、毎木調査のデータを用いて次の解析を行った。まず、複数回の毎木調査を行っている調査区について地上部現存量の経年変化を調べた。地上部現存量の算出には、アロメトリー式（表 5-1-10）を用いて、幹の直径から推定した幹・枝・葉の乾燥重量の和に0.5（乾燥重量中の炭素量の割合の概算値）を乗じたものを地上部現存量とした。次に、枯死や倒木による地上部現存量の減少や新規加入幹による地上部現存量の増加の効果を除外して、各調査の間の期間に生存していた幹の肥大成長による地上部現存量増加率（％・年⁻¹）を算出した。

$$t+1\text{年度における地上部現存量増加率（％・年}^{-1}\text{）} = (W_{t+1} / W_t - 1) \times 100$$

W_{t+1} : t年度からt+1年度にかけて生存し、その期間に胸高周囲長が減少していない幹のt+1年度における地上部現存量の総和

W_t : t年度からt+1年度にかけて生存し、その期間に胸高周囲長が減少していない幹のt年度における地上部現存量の総和。

いずれもt年度の胸高周囲長15.7cm以上の幹を対象に計算。

また、毎木調査の間隔が複数年開いている場合は、胸高周囲長の年間増加率を補正計算し、地上部現存量増加率を算出した。

この値を用いて、地上部現存量の増加率と気象環境因子の関係を調べた。まず、全国的な傾向を解明するために、各調査区の平均増加率と気象環境因子の関係を調べた。次に、各調査区内での傾向を解明するために、毎木調査を毎年行なっているコアサイトのデータを用いて、調査区内での各年の増加率と気象環境因子の関係を解析した。また、地上部現存量の増加には、優占樹種の生活形（常緑針葉樹、落葉広葉樹、常緑広葉樹など）や森林の遷移段階に基づく森林タイプの違いも関係すると考えられるため、それぞれの森林タイプ間での増加率の違いを検証した。

まず、地上部現存量の調査開始時からの経年変化を図5-1-42に示す。多くの調査区で地上

部現存量は調査開始時から現在まで増加の傾向にあるが、幾つかの調査区では台風（2005年度の苫小牧成熟林、2012年度の与那）やナラ枯れ（2011年度の愛知赤津）といった攪乱が生じた際には大きく減少していた。次に、生存幹の肥大成長による地上部現存量増加率を見てみると、生活形に基づく森林タイプ間の比較では、有意ではないが成熟林において常緑針葉樹林が他の森林タイプよりもやや低い増加率を示した（ $P=0.08$ ）（表5-1-11）。また、遷移段階に基づく森林タイプ間の比較では、過去に人為的攪乱を受けた二次林が成熟林よりも高い増加率を示した（ $P<0.0001$ ）（表5-1-11）。

気象環境因子との関係では、全国的な特徴として、調査区全体を通じて、年平均気温（平年値）と生存幹の肥大成長による地上部現存量の年平均増加率の間には有意な関係は確認されず（ $P>0.05$ ）（図5-1-43）、他の気象環境因子との間にも有意な関係は確認されなかった（ $P>0.05$ ）。また、それぞれの調査区内での特徴として、コアサイトの多くでは各年の生存幹の地上部現存量増加率と年平均気温や他の気象環境因子との間に有意な関係は確認されなかった（ $P>0.05$ ）。一方、市ノ又では当年（ $t+1$ 年）の年平均気温との間に負の相関（ $P=0.043$ 、 $r^2=0.59$ ）、カヌマ沢溪畔林では前年（ t 年）の年平均気温との間に正の相関（ $P=0.03$ 、 $r^2=0.57$ ）、田野二次林では当年（ $t+1$ 年）の年平均気温との間に正の相関が確認された（ $P=0.039$ 、 $r^2=0.53$ ）（図5-1-44）。従って、地上部現存量増加率と気温の間に正の相関が見られたカヌマ沢溪畔林と田野二次林では、温暖化によって樹木群集の成長速度が増大し森林地上部の炭素蓄積が増加する可能性がある。逆に、地上部現存量増加率と気温の間に負の相関が見られた市ノ又では、温暖化によって樹木群集の成長速度が減少し森林地上部の炭素蓄積が減少する可能性がある。しかしながら、地上部現存量増加率と気温の関係が調査区によって異なる原因は不明であり、樹木群集の成長と気温の関係を解明する為には更なる調査・研究が必要である。

このように、地上部現存量の年変化率と気温の間には全国的な傾向が見られなかったことから、温暖化により気温が上昇した場合にどの森林植生タイプで影響が大きいかわかることは難しく、森林地上部現存量の変化は各森林の種組成や森林固有の環境などの状況によって異なると予想される。したがって、地上部現存量の変化に対する温暖化の影響を予測するには、それぞれの森林の特徴・特性をモニタリング調査などによって詳細に把握する必要がある。

表 5-1-10 現存量推定に用いたアロメトリ一式 (ln W=a+blnDBH, W: 絶重量 (kg), DBH: 胸高直径 (cm))。

サイト	出典	地域	森林		サンプル木		樹種	幹		枝	葉		
			n	胸高直径(cm)	最小	最大		a	b		R ²	a	b
常緑広葉樹林(亜熱帯、暖温帯)													
地上部は、式1〜3の平均。根は、ツガは式4c、モミとその他針葉樹は式4a、4b、広葉樹は式6と式10aの平均。													
ただし、函南、春日山、糟屋では、地上部は式1〜4の平均。根は、ツガは式4c、モミとその他針葉樹は式4a、4b、広葉樹は式6と式10aの平均。													
1 Kawanabe 1977	沖縄・与那	二次林	13	5.2	43.6	13.6	常緑広葉樹	-2.111	2.215	-4.269	2.490	-4.688	2.000
2 Kimura 1960	鹿児島	成熟林	10	-	-	-	常緑広葉樹	-2.003	2.340***	幹枝		-3.638	1.890
3 Kohyama 1989	鹿児島	二次林	16-19	-	-	-	常緑広葉樹	-2.129	2.390†	地上部		-3.747	1.930
													0.96
針広混交林、針葉樹林(暖温帯や北海道以外の冷温帯、スギ林を除く)													
地上部は、ツガは式4b、モミとその他針葉樹は式4a、4b、広葉樹は式4cを使用。根は、ツガは式4c、モミとその他針葉樹は式4a、4b、広葉樹は式6と式10aの平均。													
4a Ando et al. 1977	高知	成熟林	3	10	30	-	モミ	-2.584	2.475	-4.729	2.531	-6.181	2.704
4b			9	30	90	-	モミ	-0.119	1.807	-4.483	2.459	-2.726	1.708
4c			7	4.5	50	-	ツガ	-1.665	2.185	-6.587	3.090	-6.332	2.406
4d			29	10	80	-	広葉樹	-2.825	2.586	-4.270	2.656	-3.853	1.743
落葉広葉林(北海道以外の冷温帯)													
根は、ツガは式4c、モミとその他針葉樹は式4a、4b、広葉樹は式6と式10aの平均。													
5 生島 1964	丹沢	成熟林	29	0.5	83.5	-	落葉広葉樹	-2.104	2.380***	幹枝		-3.497	1.720
6 Ogino 1977	京都	成熟林	8	0.5≦	≦70		落葉広葉樹						
スギ林													
地上部は、スギ・ヒバは式7、広葉樹は式5で求めた場合と、式4dで求めた場合の平均。根は、スギ・ヒバは式4a、4b、広葉樹は式6と式10aの平均。													
7 斉藤 1981	新潟	成熟林	5	22	68	18.7	スギ	-1.324	1.858	0.92	-6.215	-2.339	1.674
											2.725		0.76
針葉樹林、落葉広葉樹林、針広混交林(亜高山帯、北海道の冷温帯)													
広葉樹は式8a、8b、針葉樹は式8a、8cを使用。													
ただし、苫小牧二次林404林班では、落葉樹は式9、針葉樹は式10で求めた場合と、式8で求めた場合の平均。													
8a 小塚ほか 2006**	北海道・天塩	成熟林	29	6.5	55	21.4	ミズナラ、ダケカンパ、トドマツ	-2.493	2.338	0.99	-4.374	2.681	0.98
8b			14	6.5	55	20.8	ミズナラ、ダケカンパ						-4.350
8c			5	10.5	50.2	21.4	トドマツ						1.973
9 Takahashi et al. 1999	北海道・苫小牧	二次林	23	3	25.8	16.7	落葉広葉樹	-2.505	2.424	0.99	-4.453	2.572	2.147
10 四大学合同調査班 1960	北海道	二次林	36	0.6	31.7	-	アカエゾマツ、エゾマツ、トドマツ	-3.088	2.550		-5.041	2.570	0.99
													0.89
													2.356
備考: Takyu <i>et al.</i> (2005) を元に作成。*表のデータより算出。*提供データを元に算出。***幹・枝現存量。†地上部現存量。‡標準高700mの相対成長式。													

表 5-1-11 肥大成長による地上部現存量年間増加率(%)。

森林タイプ(遷移系列)	森林タイプ(遷移系列)			
	成熟林	古い二次林	二次林	左記全て
常緑針葉樹林	0.88±0.15 (n = 6)	1.13 (n = 1)	2.29 (n = 1)	1.12±0.31 (n = 8)
針広混交林	1.47±0.19 (n = 3)		2.69 (n = 1)	1.77±0.41 (n = 4)
落葉広葉樹林	1.28±0.11 (n = 10)		2.65±0.41 (n = 8)	1.89±0.19 (n = 18)
常緑広葉樹林	1.34±0.14 (n = 6)	1.50±0.23 (n = 3)	2.05 (n = 1)	1.46±0.26 (n = 10)
上記全て	1.24±0.13 (n = 25)	1.40±0.32 (n = 4)	2.56±0.19 (n = 11)	1.63±0.13 (n = 44)

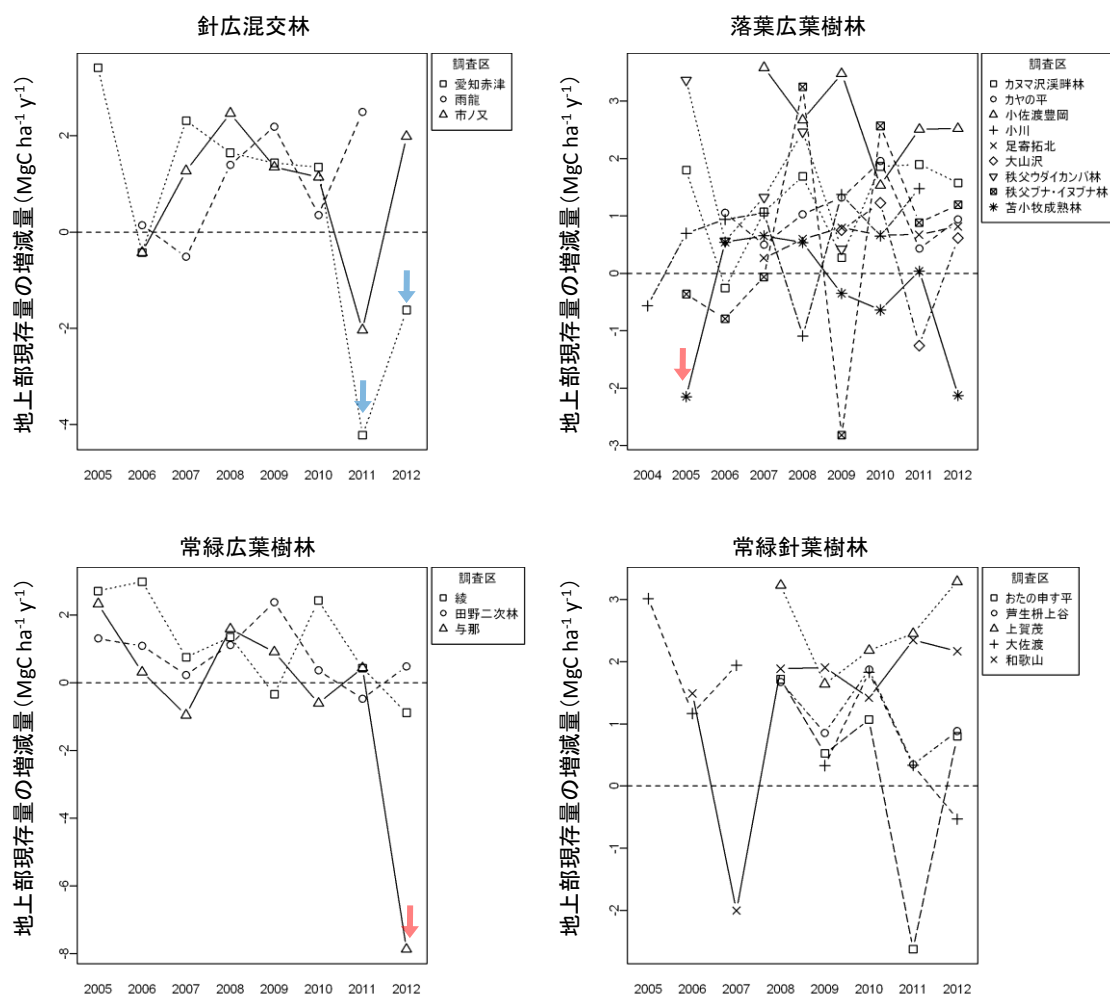


図 5-1-42 森林地上部現存量の増減の経年変化(左上; 針広混交林、右上; 落葉広葉樹林、左下; 常緑広葉樹林、右下; 常緑針葉樹林)。毎年春先に調査を実施するサイトの森林地上部現存量の増減は調査前年のものとして表示。青矢印はナラ枯れ(愛知赤津 2011・2012 年度)、赤矢印は台風攪乱(苫小牧 2005 年度、与那 2012 年度)による影響を示す。

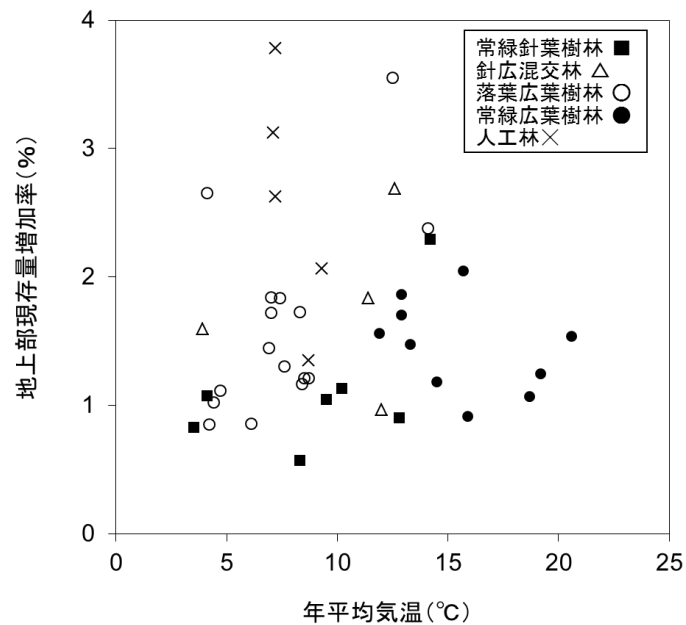


図 5-1-43 各調査区の年平均気温と肥大成長による地上部現存量増加率の関係。

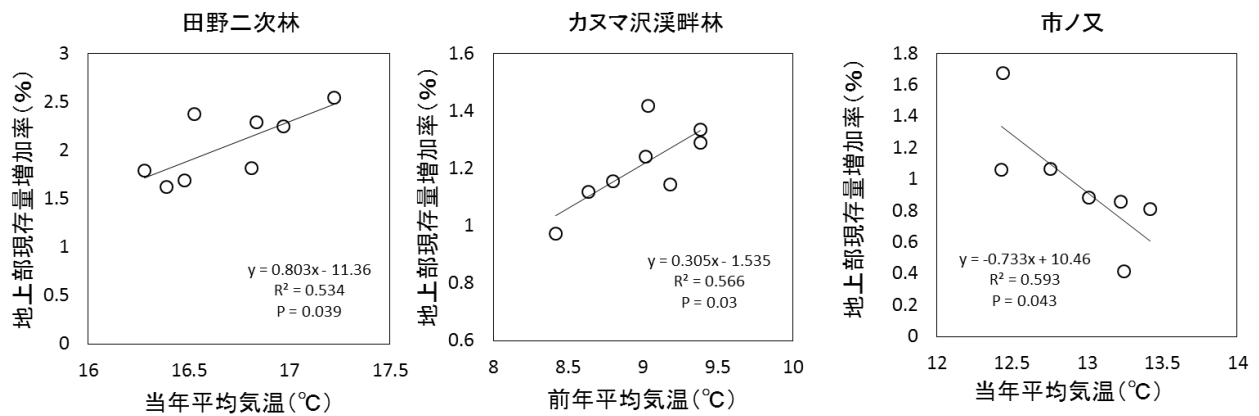


図 5-1-44 肥大成長による地上部現存量の年間増加率と当年もしくは前年の年平均気温の関係。

2) リター供給量の年変動と気象との関係

樹木の落葉・落枝などによる土壌へのリター供給は、土壌動物や微生物などの多くの生物にとって重要な餌資源である。また、大気・樹木・土壌の間を循環する炭素循環において、土壌へのリター供給は重要な過程である（堤 1987）。例えば、土壌の炭素蓄積量はリター供給による炭素供給と有機物分解による土壌からの炭素放出のバランスによってコントロールされる。そこで、気候変動によって、どのような森林植生でどのようにリター供給量が増加するかを予測するため、落葉落枝・落下種子調査のデータを用いて、各調査区のリター供給量の経年変化を調べるとともに、各調査区内での年間落葉量と気温などの気象環境因子の関係を検証した。

各調査区における全リター供給量および落葉量の経年変化を図 5-1-45 に示す。森林植生タイプによって落葉供給量の年平均値は大きく異なり、おたの申す平の約 2 ton/ha から与那の約 5 ton/ha までの幅があった。また、調査区によっては年変動が大きく、特に、与那では大型台風が上陸した年には落葉量は平年に比べて約 3 割増加した。一方、各調査区において年間落葉量と年平均気温および他の気象環境因子との間には、いずれの調査区でも有意な関係は確認されなかった（いずれも $P > 0.05$ ）。

常緑広葉樹林における台風による強制落葉・落枝は、リター供給量に大きな変動をもたらすだけでなく、夏季に林冠葉を減らすことによって森林の一次生産量の低下をもたらす可能性もあり、その影響に注意する必要がある。また、現時点では気温とリター供給量の年変動の間には有意な関係は見られなかったが、落葉・落枝などによる土壌への炭素供給量は森林の一次生産量の中で大きな割合を占めるため（堤 1987）、リター供給量の変動のモニタリングは重要である。気候変動によって炭素循環がどのように変化するかを理解し予測するために、今後もリター供給量の変動を長期モニタリングする必要がある。

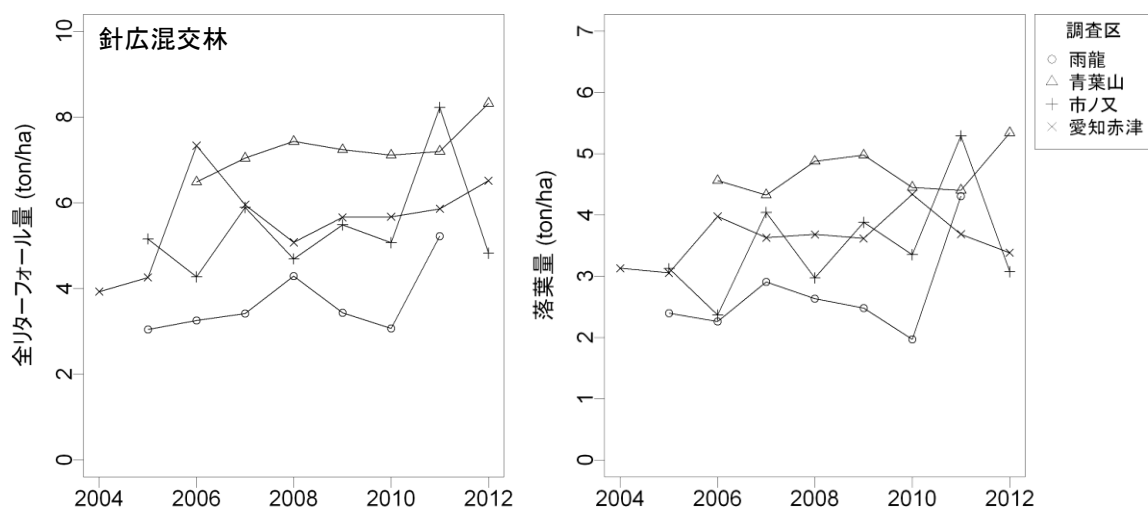


図 5-1-45 各サイトにおける全リターフォール量(左図)と落葉量(右図)の経年変化。

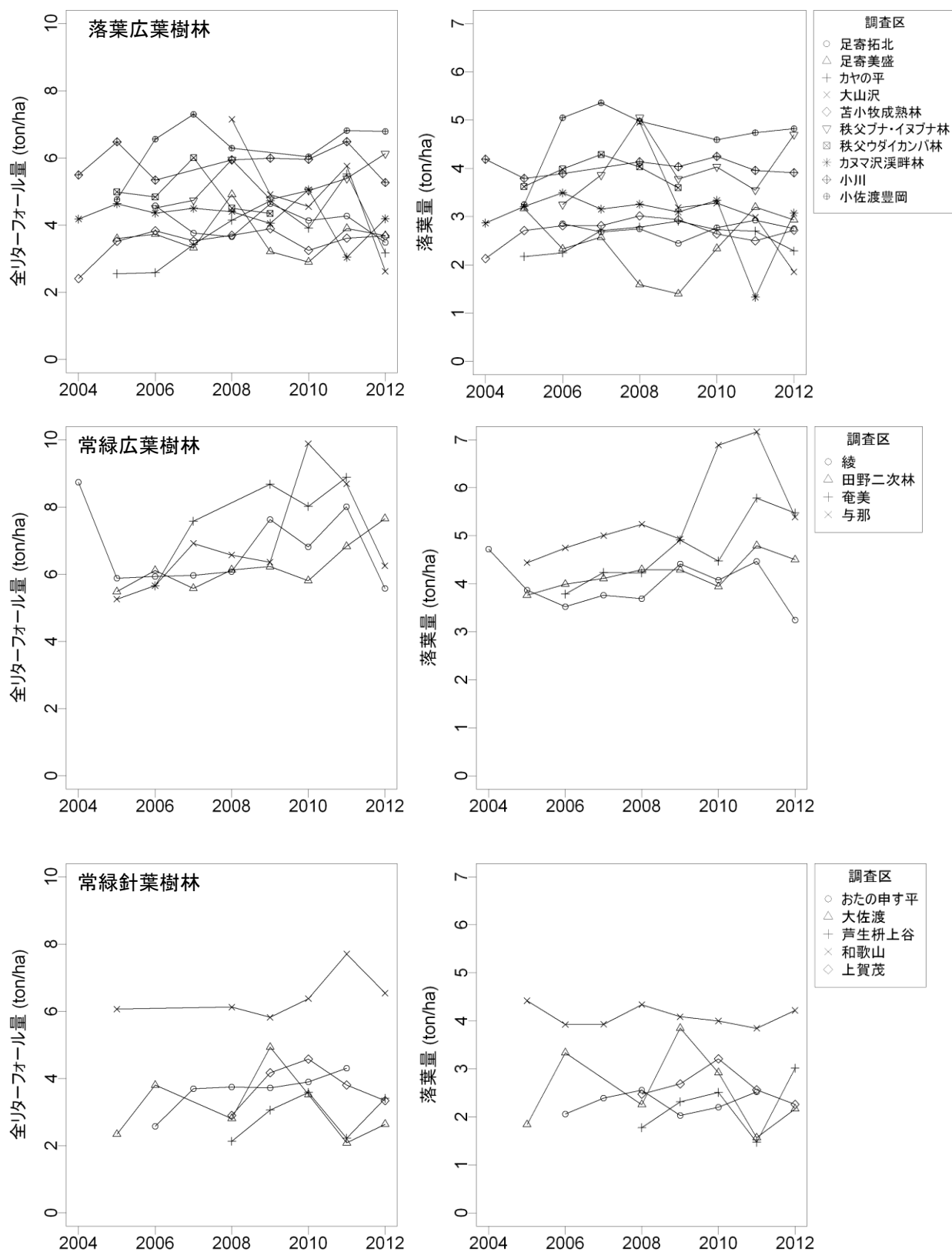


図 5-1-45 (続き) 各サイトにおける全リターフォール量(左図)と落葉量(右図)の経年変化。

3) 堆積落葉量の年変動とリター供給量、気象との関係

気候変動は、林冠から供給されるリターの質や量、分解者によるリター分解過程に影響を及ぼすことで、林床の有機物蓄積量を変化させ、森林生態系の炭素動態や林床に生息する生物に影響を及ぼすことが考えられる。そこで、気温上昇や降水・降雪パターンの変化が林床の有機物蓄積に及ぼしうる影響を明らかにするために、第2期までの堆積落葉量のモニタリングデータを用いて、年々の気象条件の変動が堆積落葉層の蓄積量に対して与えている影響について解析を行った。

林床環境に関する各測定値と、その他の各種環境要因の年変動との対応関係について、全調査区を通じた傾向を分析した¹² (表 5-1-12)。その結果、前年の夏以降や当年の各季節の気温が高い年、および当年のとくに夏季の降水量が多い年ほど、堆積落葉量が少ない傾向が見られた。同時に、夏・冬が高温の年や春に降水が多い年は、土壌中でのセルロース分解活性が高い傾向があった。高温でかつ乾燥が避けられることで、微生物等の分解者による有機物分解が活発化するためと推察される。一方で、冬季の降水量が多い年は、堆積落葉量が多い傾向があった。低温期の降水や降雪はむしろ分解を阻害している可能性がある。降雪量と堆積落葉量の間には、全調査区を通じた一貫した傾向は見られなかったものの、年最大積雪深の平年値(1970~2000年の平均)が90cm以上の多雪地(雨龍、カヌマ沢、大佐渡、おたの申す平、カヤの平)では、冬季の降水量・降雪量が多いほど翌夏の堆積落葉量が多い傾向が見られた(図 5-1-46)。多雪の年は春の雪解けが遅くなり地温が上がらないため、堆積落葉層の分解に遅れが出ていた可能性がある。また、堆積落葉量と前年・当年の落葉量や総リターフォール量との間には有意な関係が認められなかった。リターの供給量の変動よりも、気象条件の変動による分解活性の変動の方が堆積量に大きく影響していたためと推察される。

一般に、寒冷な森林ほど有機物の分解が遅く堆積落葉層が厚く発達することが知られている(堤 1987)。また、そのように有機物層が厚く発達した森林には、多くの土壌性小型節足動物が生息することが知られている(金子 2007)。本調査でも、森林の総炭素蓄積量は年平均気温によって変わらないものの、寒冷な森林ほど堆積落葉量や表層土壌の炭素濃度が高く、森林の炭素蓄積の内落葉層と土壌に蓄積される割合が高くなることが明らかに

¹² 堆積落葉量、堆積落葉層の炭素濃度、窒素濃度、炭素窒素比、林床植生被度、セルロース分解速度のそれぞれについて、1つの説明変数を固定効果、サイト名、調査区名、サブプロット名の3つを変量効果とする一般化線形混合モデル(GLMM)への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した($\alpha=0.05$)。説明変数としては、冬(12~2月)・春(3~5月)・夏(6~8月)・秋(9~11月)・年間(1~12月)の平均気温および降水量、降雪量(前年10月~当年5月)、生木の胸高断面面積合計、新規枯死木(前年の毎木調査時には生存していたが、当年の調査で枯死が確認された幹)の胸高断面面積合計、リターフォール量(1~12月設置分の合計)、林床植生被度(年4回の測定の最大値)、堆積落葉層の測定値のいずれかの、前年または当年の値を用いた。堆積落葉層の測定値は採取時期の影響を補正した値(3章)、降水量、降雪量、胸高断面面積合計、リターフォール量は対数変換値、林床植生被度は逆正弦変換値を用いた。各応答変数は正規分布に従うと仮定した。利用可能なデータが3年分以上ある調査区が、3ヶ所以上ある場合のみ解析を行った。

なっている（環境省自然環境局生物多様性センター 2009）。一方で気象庁による 60～80 年後の予測によると、気温が全国的に上昇し、積雪・降雪は日本海側を中心に全国的に減少し、降水量は冬・春は増加、秋は減少する地域が多いとされる（気象庁 2013）。全国的な気温の上昇や降雪・積雪の減少は、林床での有機物の分解を活性化させ、林床の有機物蓄積が少ない森林へと変化していく可能性がある。一方で、全国的に秋を中心に無降水日が増加し、夏の相対湿度が低下することも予測されている（気象庁 2013）。とくに夏および年間の降水量が減少すると予測されている北陸・中国・四国・九州の森林では、林床の乾燥化が進み、分解が停滞する可能性も考えられる。いずれの場合も、林床に生息する様々な生物に影響が及ぶ可能性があり、その影響は林床を利用する鳥類や地表徘徊性甲虫類の減少や種組成の変化という形でも現れてくると考えられる。

表 5-1-12 林床環境と他の環境要因の年変動の全調査区を通じた対応関係。

		気温										降水										降雪			
		前年					当年					前年					当年					前年	当年		
調査区数 /サイト数 ¹		冬	春	夏	秋	年平均	冬	春	夏	秋	年平均	冬	春	夏	秋	合計	冬	春	夏	秋	合計	10~5月	10~5月		
林床植生被度	31 / 22	—	ns	ns	—	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	—	ns	—	—	+	ns		
堆積落葉層																									
乾重	31 / 22	ns	ns	—	—	—	—	—	—	ns	—	+	ns	ns	ns	+	+	ns	—	+	—	ns	ns		
C濃度	31 / 22	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	+	ns		
N濃度	31 / 22	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	+	ns	ns	+	ns	ns	ns		
C/N比	31 / 22	—	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	ns	—	—	ns	ns		
セルロース分解速度																									
堆積落葉層	26 / 17	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns		
表層土壌	26 / 17	ns	ns	ns	+	ns	+	ns	+	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns		

		樹木				リターフール				林床植生		堆積落葉層												
		前年		当年		前年		当年		前年		当年		前年		当年								
調査区数 /サイト数 ¹		生木BA ²	枯死BA ³	生木BA ²	枯死BA ³	葉	枝	繁殖器官	合計	葉	枝	繁殖器官	合計	被度	被度	乾重	C濃度	N濃度	C/N比	乾重	C濃度	N濃度	C/N比	
林床植生被度	31 / 22	—	ns	+	ns	—	—	—	ns	—	—	+	—	+			—	+	ns	ns	ns	+	ns	ns
堆積落葉層																								
乾重	31 / 22	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	—	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	+	+	+	—	
C濃度	31 / 22	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	—	+	ns	—	ns	+		—	ns	—	+	ns	+	+	
N濃度	31 / 22	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	+	—	
C/N比	31 / 22	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	+	—		
セルロース分解速度																								
堆積落葉層	26 / 17	ns	ns	ns	ns	+	ns	ns	ns	—	—	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
表層土壌	26 / 17	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	—	ns	

+: 正の関係、—: 負の関係、ns: 有意な関係がない(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。

¹ 解析に用いた調査区、サイトの数。

² 当年の毎木調査時に生存していた幹の胸高断面積合計。

³ 前年の毎木調査時に生存していたが、当年の調査で死亡が確認された幹の胸高断面積合計。

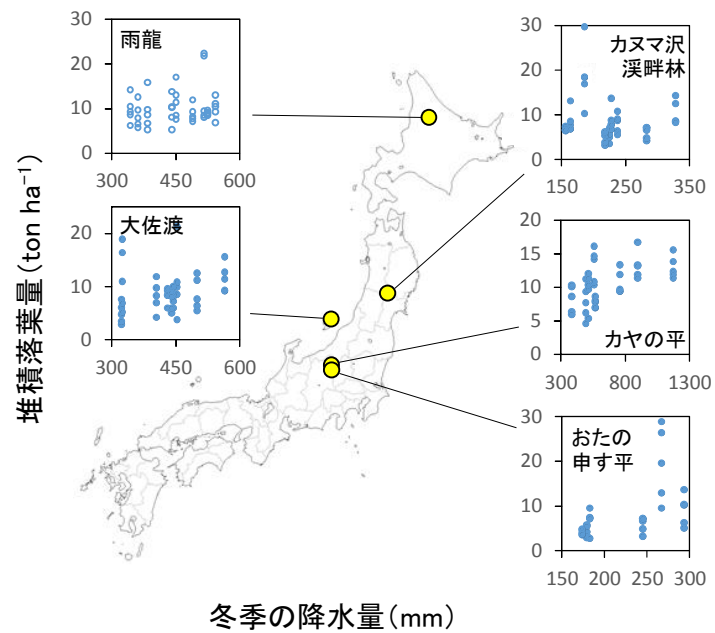


図 5-1-46 多雪地における、各年の堆積落葉量(5月～9月)と冬季の降水量(前年12月～2月)との関係。
年最大積雪深の平年値(1971～2000年の平均)が90cm以上の調査区を示す。白抜きは、有意な関係が見
られない調査区を示す(尤度比検定、 $P > 0.05$)。

(4) 生物の季節性・生育期間の変化

1) 落葉ピーク時期の年変動と気温との関係

世界各地や日本の一部の動植物では、気温が上昇することで開花や展葉・落葉などの生物季節性(季節に合わせた生物の活動)が変化したことが報告されている(Rosenzweig *et al.* 2007、樋口ら 2009)。落葉時期の変化は、樹木の一次生産や落葉後の分解過程などに関わると考えられ、森林の生態系機能に影響を与える可能性がある。森林調査では調査区内にリタートラップを設置して、落葉・落枝の量と季節性を調査してきた。そのデータを用いて、日本各地の構成樹種の異なる森林の落葉時期(落葉量が最も多くなる日の推定日; 1月1日からの積算日数)(以下、「落葉ピーク日」とする)を比較し、落葉時期の月平均気温と落葉ピーク日の関係を調べることで、地球温暖化に伴う落葉時期の変化について検討した。落葉ピーク日は、落葉が最も多い時期のリタートラップ設置日と回収日の中間を推定日として用いた。

亜高山帯・亜寒帯針葉樹林、冷温帯落葉広葉樹林、中間温帯林では秋に落葉量が最も多く、その時期には9月上旬から12月中旬までの幅があり、気候が寒冷な森林ほど落葉時期が早かった。秋季の気温の指標値として各調査区の9月の月平均気温と落葉ピーク日の関係を調べると、9月の平均気温が1℃高くなるごとに落葉ピーク日は約4.3日遅かった($P < 0.001$, $r^2 = 0.58$) (図 5-1-47 左)。日本国内では、近年の地球温暖化とともに年平均気温が1℃の上昇で、イチョウでは8.0日、イロハカエデでは4.4日落葉時期が遅くなったことが報告されている(Matsumoto *et al.* 2003、Doi and Takahashi 2008)。このように本調査の結果や他の研究で示されるように、気温の上昇によって様々な樹種において秋季の落葉時期が遅くなる可能性は高い。一方、紅葉・落葉の時期には同種内でも生育地域によって差があり、緯度によって気温上昇への反応が異なることも示唆されている(土居・高橋 2010)。従って、気候変動に伴って落葉時期の季節性がどのように変化するか正確に把握するためには、全国に配置された調査区それぞれで長期間に渡ってデータを集積する必要がある。

一方、奄美、綾、田野、与那の4サイトの暖温帯常緑広葉樹林では、春と夏もしくは秋の年2回に分けて落葉量が多かったが、最も落葉量が多い時期は春であった。春の落葉時期は3月中旬から5月初旬までの幅があり、気候が温暖な森林ほど落葉時期が早かった。春季の気温の指標値として各調査区の3月の月平均気温と落葉ピーク日の関係を調べると、3月の平均気温が1℃高くなるごとに落葉ピーク日は約6日早かった($P < 0.001$, $r^2 = 0.72$) (図 5-1-47 右)。スダジイ、アカガシなど多くの常緑広葉樹では春の開葉とともに葉を付け替えるため、旧年の葉を落とすことが知られている(Nitta and Ohsawa 1997)。そのため、常緑広葉樹林では、春の落葉量が増加した時期は、その森林の多くの樹木が開葉した時期と対応している。開葉時期の変化は、葉を食物資源とする昆虫と樹木の関係に影響を与えたり、森林の林床の光環境の変化を通じて林床植物に影響を与えたりするなどの

可能性がある（工藤 2008）。温暖化によって春の落葉時期および開葉時期が早まることにより、生態系に今後どのような変化が生じるのか注意する必要がある。

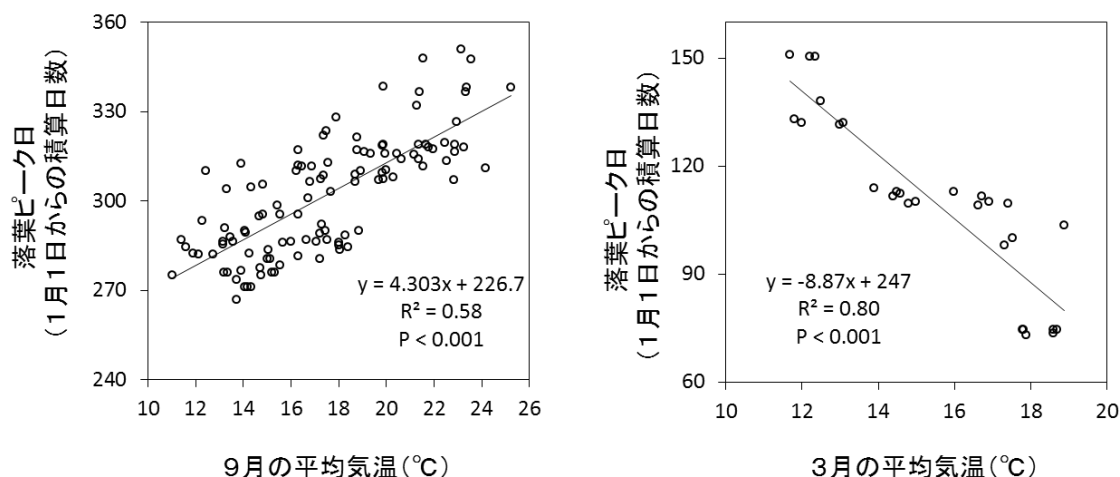


図 5-1-47 亜高山帯・亜寒帯針葉樹林、冷温帯落葉広葉樹林、中間温帯林における秋季の落葉ピーク日と9月の月平均気温の関係(左図)、および、暖温帯常緑広葉樹林における春季の落葉ピーク日と3月の月平均気温の関係(右図)。シンボルは各調査区・各調査年のデータを示している。

2) 主要樹種の種子落下時期の年変動と気温との関係

地球温暖化によって気温が上昇することで生物季節（季節に合わせた生物の活動）が変化したことが報告されており（樋口ら 2009）、樹木の開花・結実および種子落下の時期も変化する可能性がある。樹木の種子生産の季節性が変化すると、種子や果実を食物資源とする生物に影響が生じるだけでなく、その生物と食物網でつながっている様々な生物に影響が波及する可能性がある。

そこで、森林調査の 10 調査区以上に出現し、日本各地の森林に分布する主要樹木であるカエデ属、コナラ属、カバノキ属について、種子落下時期の年変動と年平均気温の関係を検証した。カエデ属は北海道・東日本を中心に雨龍から市ノ又までの 14 調査区、コナラ属は全国的な広さで雨龍から田野までの 11 調査区、カバノキ属は北海道・東日本を中心に雨龍から和歌山までの 14 調査区のデータを用いて解析した。

その結果、カエデ属は9月下旬から12月上旬までの期間に種子落下のピークが見られ、調査区の年平均気温が1℃上昇するごとに種子落下ピーク日が約3.5日遅くなる関係が見られた（ $P < 0.001$ 、 $r^2 = 0.22$ ）（図 5-1-48 左）。コナラ属は9月上旬から11月下旬までの期間に種子落下のピークが見られ、調査区の年平均気温が1℃上昇するごとに種子落下ピーク日が約3.5日遅くなる関係が見られた（ $P < 0.001$ 、 $r^2 = 0.32$ ）（図 5-1-48 中央）。カバノキ属は9月中旬から翌年1月までの期間に種子落下のピークが見られ、調査区の年平均

気温が1℃上昇するごとに種子落下ピーク日が約7日遅くなる関係が見られた ($P < 0.001$ 、 $r^2 = 0.26$) (図 5-1-48 右)。

これらの結果から、温暖化によって気温が上昇した場合、カエデ属・コナラ属・カバノキ属のいずれも種子生産時期・落下時期が遅くなる可能性がある。一方、その時期の遅れはカエデ属とコナラ属は共に約3.5日と同様の結果であったが、カバノキ属は約7日とカエデ属・コナラ属とは違いがあることから、樹木の分類群によって気温上昇への応答が異なる可能性が考えられる。今回の解析では、複数の調査区間で種子落下時期の比較を行ったが、シードトラップ調査を継続的に実施して落下種子の長期モニタリングを行うことで、それぞれの調査区内でどの樹種において種子落下時期がどのように変化していくか継続的に観察する必要がある。

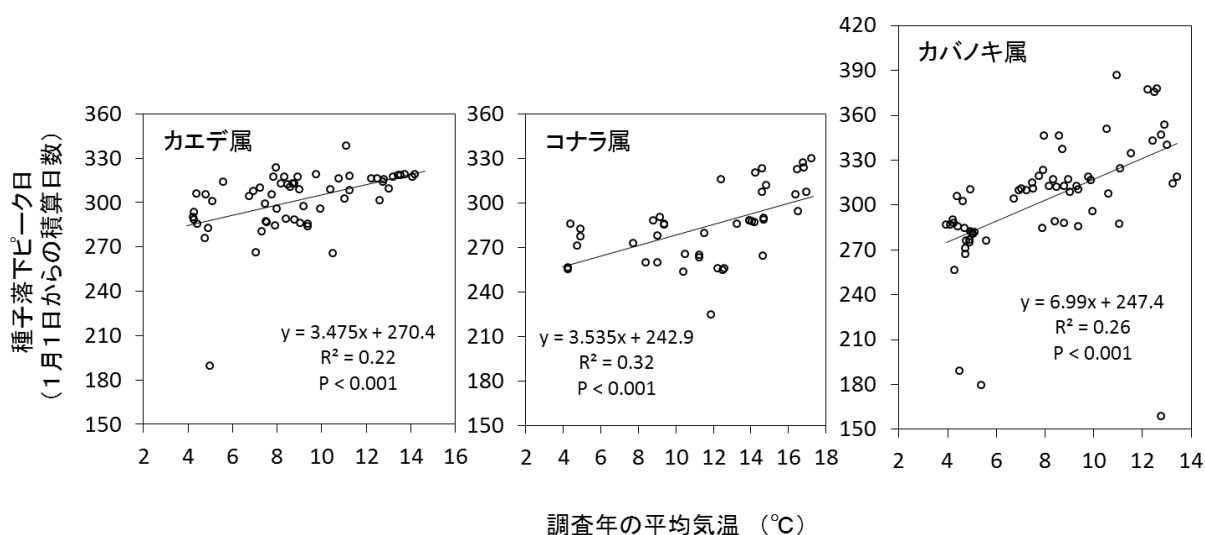


図 5-1-48 カエデ属(左図)、コナラ属(中央図)、カバノキ属(右図)の種子落下ピーク日と年平均気温の関係。シンボルは各調査区・各調査年のデータを示している。

3) 鳥類のさえずり頻度の季節変化、年変動

足寄、雨龍、苫小牧、大山沢、秩父、カヤの平、市ノ又での各種鳥類のさえずりの2010年からの初認時期と調査地の平均気温との関係を比較した(図 5-1-49)。留鳥については、録音開始時点ですでにさえずりを開始していた種が多く、ある程度の地点数を得ることのできた種はシジュウカラのみだったが、暖かい場所ほど早くさえずる負の相関がみられた。また、漂鳥のアカハラについても、夏鳥のセンダイムシクイ、エゾムシクイ、キビタキについても暖かい場所の方がさえずり初認時期が早かった。

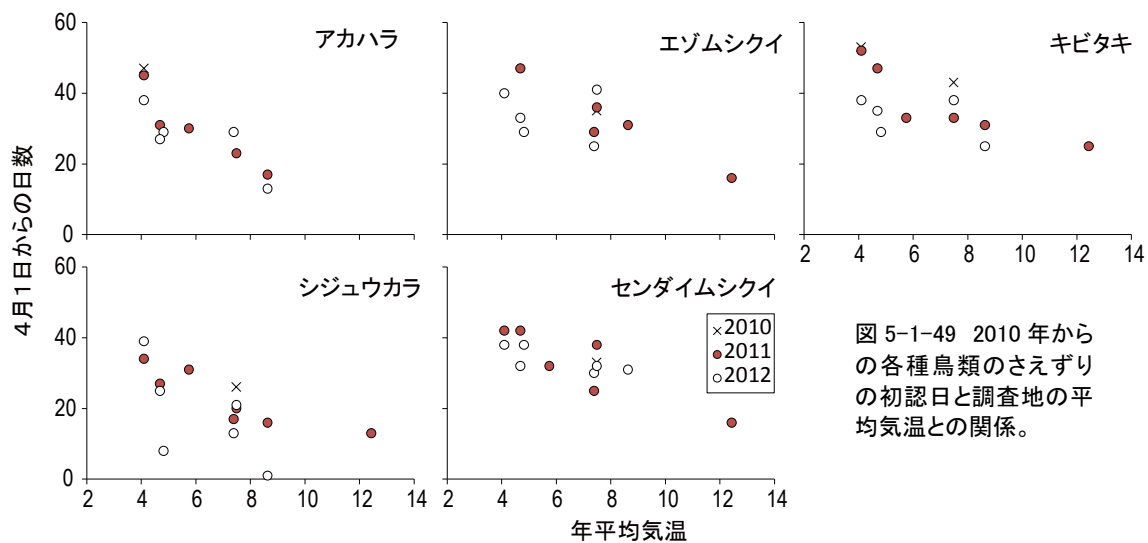


図 5-1-49 2010 年からの各種鳥類のさえずりの初認日と調査地の平均気温との関係。

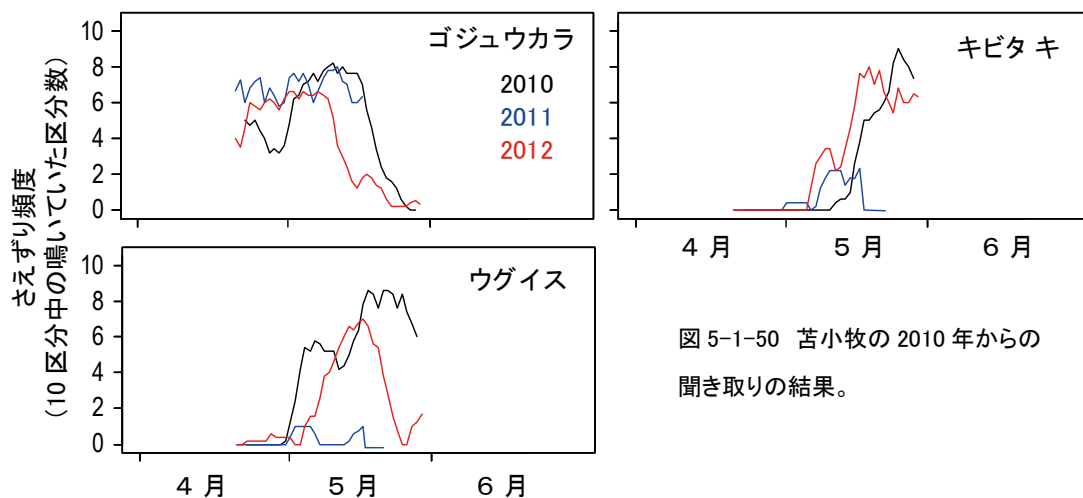


図 5-1-50 苫小牧の 2010 年からの聞き取りの結果。

まだ 3 年分のデータしかないので、年による気温の変化とさえずり時期との関係を示すのには十分でないが、暖かい地域ほどさえずりの初認時期が早かったこととともに、同一調査地間の年のあいだの比較でも、2010 年や 2011 年と比べて暖かかった 2012 年は初認時期やさえずりのピークが早い傾向にあったなど、気温とさえずり時期には関係があることが示唆された (図 5-1-50)。今後、情報を蓄積させていくことで気候変動への鳥の反応を明らかにできると思われる。

ただし、渡来や繁殖の開始が遅い夏鳥についてはこの手法が可能だが、春早くから繁殖を開始する留鳥については限界がある。春の早い時期は気温が低いため、さらに早く開始することは電池寿命の点から困難である。また、春の早い時期の留鳥は暖かい日には鳴き、寒い日は鳴かないなど、さえずりをもとにしたパターン抽出も難しいという特性もある。留鳥についてはこの手法ではなく、現在、秩父と市ノ又で試行している巣箱と温度ロガーを用いた方法など、異なる手法でのモニタリングが必要と考える。

（５）種子生産量の変化

１）主要樹種の種子生産量の年変動の地域間同調性

様々な樹木個体群において、年によって結実量・種子生産量が大きく変動する豊凶現象（マスティング）が知られている（柴田 2006、正木・陶山 2011）。豊凶現象が起きる要因の一つとして、気象環境の年変動が関連すると考えられており（正木・陶山 2011）、地球温暖化により気象環境が変化した場合には種子生産の豊凶現象に変化が生じる可能性がある。樹木の種子生産量の変化や豊凶現象の地域間同調性が変化すると、森林を構成する樹種の更新や樹木群集の多様性に影響が表れたり、種子や果実を食物として利用する様々な生物やその食物網構造にも影響が波及したりする可能性が考えられる。

そこで、日本の森林の主要樹種の種子生産量の年変動を全国で比較し、気象環境が異なる地域間で種子生産量の豊凶の同調性の有無を検証することで、将来的な気象変動にともなって種子生産の同調性が地域レベルでどのように変化するのか検証した。森林調査では調査区内にシードトラップを設置して、主要樹種別に落下種子の個数・重量を測定している。そのモニタリングデータを使用して、種子生産量の年変動を各調査区・樹種別に調べた。

複数の調査区で種子生産量の年変動に明瞭な豊凶が確認された樹種の結果を図 5-1-51 に示す。ブナ、ミズナラ、シイ類などのブナ科樹木を始めとして、アカシデやイヌシデのシデ類、サカキ、ヒサカキ、イタヤカエデにおいて、その種子生産量の豊凶に調査区間での同調性が確認された。

これらの樹種のうち、多くの調査区に出現し、調査区間で豊凶に顕著な同調性が見られたブナ科コナラ属およびカバノキ科クマシデ属の樹種について、①広域スケールでの地理的な同調性の有無、②分類群内における属間および種間での同調性の有無について検証した。また、ブナ科コナラ属では、開花から結実までの成熟期間が樹種によって異なるため（小林・緑川 1959）、属内で１年（アラカシ、イチイガシ、コナラ、ミズナラなど）と２年（アカガシ、ウラジログシ、ツクバネガシなど）のものに分けて常緑性（カシ類）・落葉性（ナラ類）の区分とともに解析を行った。ただし、東日本地域の調査区では常緑性コナラ属（カシ類）の落下種子の収集量が少ないため、解析の対象から除外した。

その結果、クマシデ属４種（アカシデ、イヌシデ、クマシデ、サワシバ）では、2005 年・2011 年の豊作、2006 年・2012 年の凶作のように、日本全体の種子生産量の豊凶が種間で同調している年があることが確認された（図 5-1-52 上）。また、地理的な同調性に着目してみると、クマシデ属全体での種子生産量の豊凶は、2005 年・2011 年の豊作、2006 年・2012 年の凶作のように、全国的に同調している年があることが確認された（図 5-1-52 下）。一方、2007 年から 2010 年にかけては地域間での同調性は明瞭ではなく（図 5-1-52 下）、必ずしも常に広域で同調しているわけではないようである。

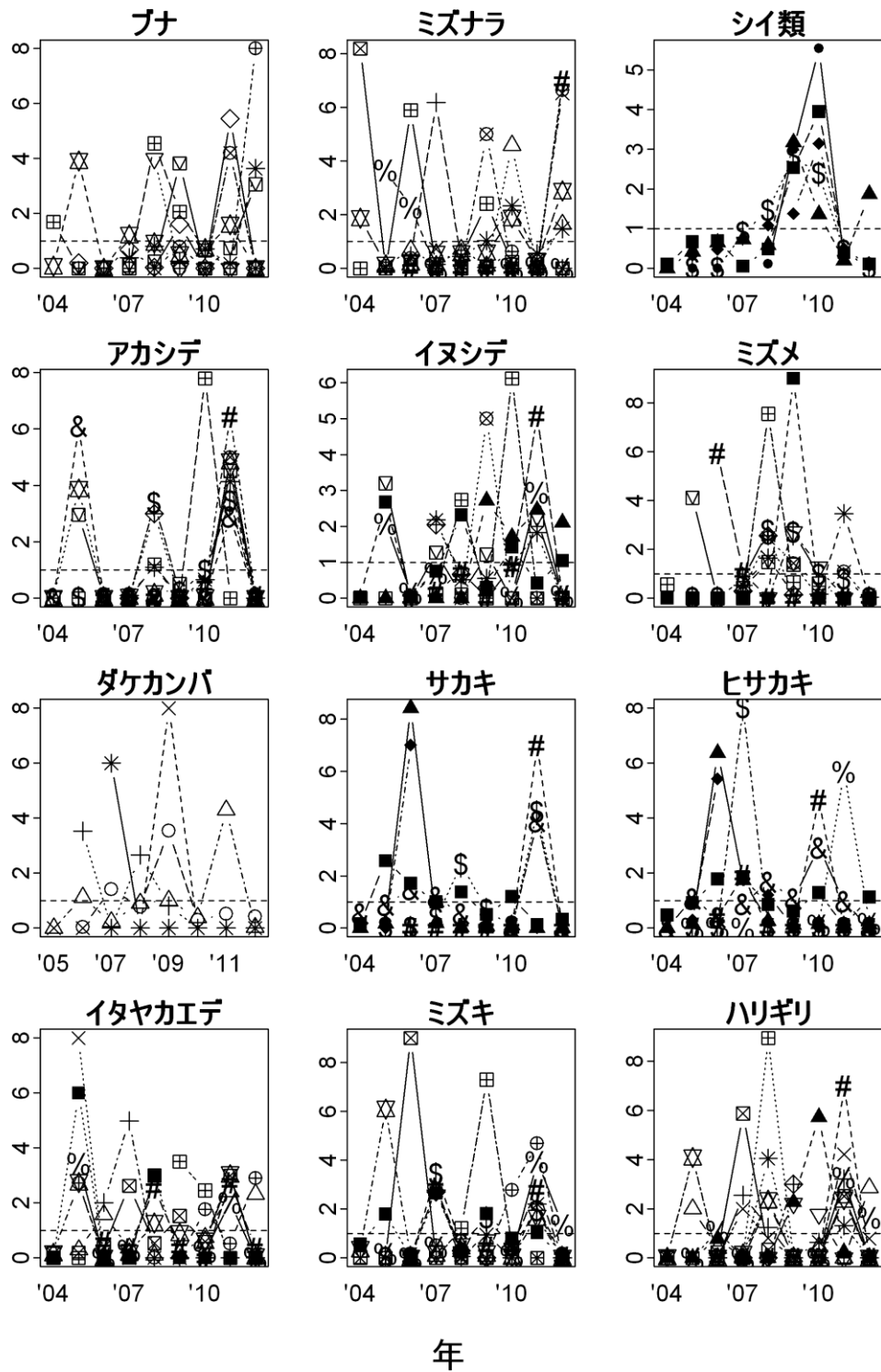
一方、コナラ属では、属全体の特徴として、クマシデ属で見られたような明瞭な地域間

同調性は確認されなかった（図 5-1-53）。また、西日本全体のカシ類の種子生産量は、種子の成熟期間が 1 年の樹種と 2 年の樹種の間では豊凶に同調性は見られなかった。一方、ナラ類の種子生産量を東日本と西日本で比較してみると、東日本で豊作の年には西日本で凶作・不作（2004 年・2010・2012 年）、東日本でやや不作の年には西日本で豊作（2006 年・2008 年・2009 年）、東日本・西日本ともに凶作（2005 年・2011 年）というような傾向が確認され、東日本と西日本ともに全国的な豊作となる年は見られなかった。このような傾向が普遍的な現象であるのか、もしくは最近 10 年間に固有の現象であるのかを検証するためには、より長期間のモニタリングが必要である。

クマシデ属やコナラ属で見られたような種間の種子生産量豊凶の同調性は、属や科を越えた分類群間でも起きることが国内の森林でも報告されている（Shibata *et al.* 2002）。このような多種・多分類群での種子生産の同調性は、その種子を利用する動物群集に大きな影響を与えると考えられる。また、種子生産の豊凶の年変動が大きい樹種ほど、開花の同調性が高いことが指摘されている（柴田 2006）。一方、虫媒により送粉・結実する樹木では、温暖化の影響で開花と昆虫訪花のフェノロジーにずれが生じるなどの変化によって、種子生産量に影響が出る可能性がある。また、温暖化の影響で豊凶の同調性に変化が生じる場合には、果実や種子を食物として利用する様々な生物に影響が波及する可能性がある。例えば、ブナやミズナラなどの堅果が凶作の場合にはツキノワグマが人里に出没することが示唆されており（自然環境研究センター 2005、正木・岡 2009）、その対策としても種子生産の豊凶と気象要因の関係の解明が必要である。

国内において豊凶の研究が進んでいるブナでは、結実のモニタリング（タネダス <http://www.ffpri.affrc.go.jp/labs/tanedas>）が全国的に行われており、太平洋側と日本海側で同調性が異なることが報告されており、その広域同調性をもたらす気象条件が検証されている（Masaki *et al.* 2008）。また、一部地域ではブナの結実の豊凶予測が行われている（北海道南部のブナ豊凶予報 <http://www.fri.hro.or.jp/03donan/buna/bunayoho.htm>）。一方、ブナ以外の樹種については、種子生産の豊凶および同調性をもたらす要因は広域では検証されていない。モニタリングサイト 1000 森林・草原調査において、多くの樹種で種子生産量の変化を長期間モニタリングすることによって、ブナ以外の樹種についても豊凶と同調性をもたらす要因を検証することが今後可能になるであろう。また、地球温暖化によって、種子生産の豊凶の大きさや同調性に変化が生じるかどうか、変化が生じた場合に関連する生物や食物網構造にどのような影響が表れるかについて、今後も注意深くモニタリングしていく必要がある。

落下種子乾重量の平年に対する相対値



- | | |
|--------------|---------|
| ○ おたの申す平 | ⊗ 芦生枡上谷 |
| △ 雨龍 | ⊠ 和歌山 |
| ＋ 足寄拓北 | # 青葉山 |
| × 足寄美盛 | \$ 市ノ又 |
| ◇ カヤの平 | % 小佐渡豊岡 |
| ▽ 大山沢 | & 愛知赤津 |
| ⊠ 苦小牧成熟林 | ■ 綾 |
| * 秩父ブナ・イヌブナ林 | ● 上賀茂 |
| ⊕ 秩父ウダイカンバ林 | ▲ 田野二次林 |
| ⊕ 大佐渡 | ◆ 奄美 |
| ⊗ カヌマ沢溪畔林 | ● 与那 |
| 田 小川 | |

図 5-1-51 主要樹種の落下種子重量の経年変化。
シデ類(アカシデ、イヌシデ)、シイ類(スダジイなど)、
ブナの樹木では種子生産の豊凶に同調性が見られる。

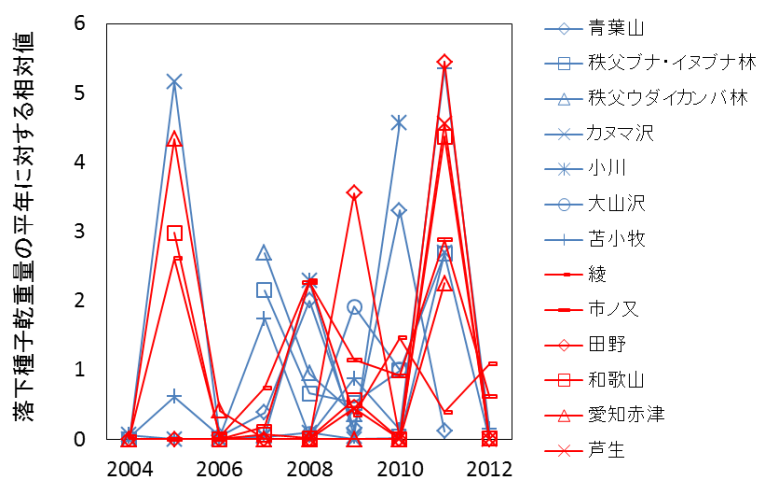
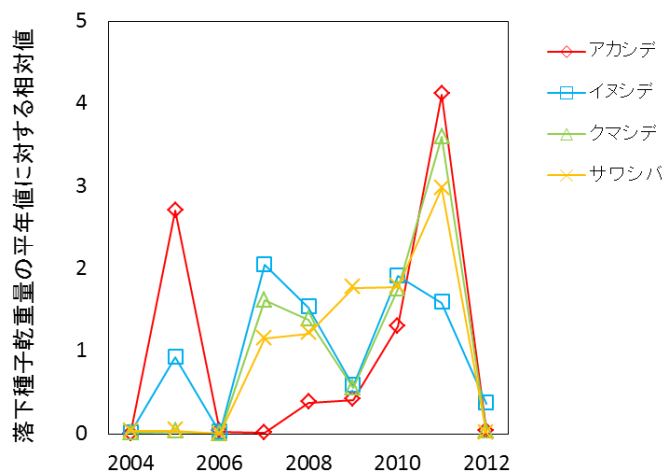


図 5-1-52 クマシデ属樹木の種子生産の豊凶の同調性。

上図;クマシデ属4種(アカシデ、イヌシデ、クマシデ、サワシバ)の落下種子重量の平年相対値の経年変化。下図;サイトごとの経年変化(青:東日本、赤:西日本)。

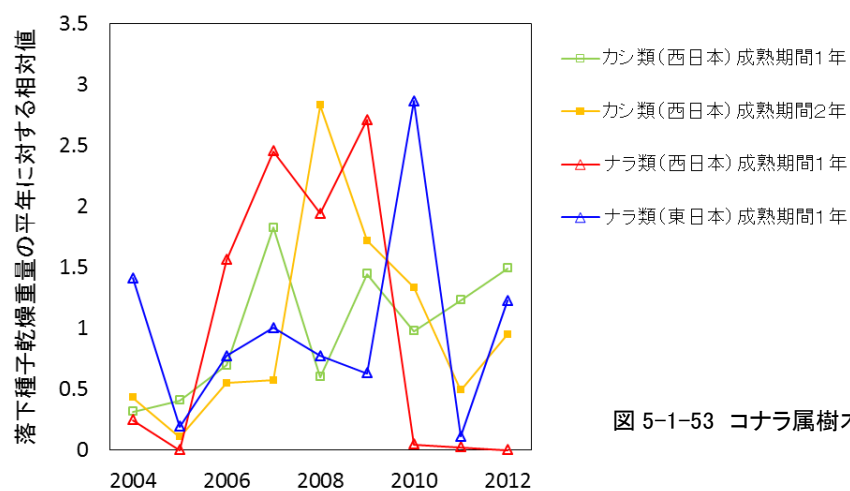


図 5-1-53 コナラ属樹木の種子生産の豊凶の同調性。

引用文献

- Bakkenes, M., Alkemade, J.R.M., Ihle, F., Leemas, R., and Latour, J.B. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* **8**:390-407.
- Brooks, D. R., Bajer, E. J., Clark, S. J., Monteith, D. T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A. and Chapman, J. W. 2012. Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* **49**:1009-1019.
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sánchez, G., and Peñuelas, J. 2011. Widespread crown condition, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *PNAS* **108**:1474-1478.
- Doi, H., and Takahashi, M. 2008. Latitudinal patterns in the phenological responses of leaf colouring and leaf fall to climate change in Japan. *Global Ecology and Biogeography* **17**:556-561.
- 土居秀幸・高橋まゆみ. 2010. マクロスケールからみる温暖化の植物フェノロジーへの影響：気象庁・生物季節データセットによる解析. *日本生態学会誌* **60**:241-247.
- Drees, C., Brandmayr, P., Buse, J., Dieker, P., Gürlich, S., Habel, J., Harry, I., Härdtle, W., Matern, A., Meyer, H., Pizzolotto, R., Quante, M., Schäfer, K., Schuldt, A., Taboada, A. and Assmann, T. 2011. Poleward range expansion without a southern contraction in the ground beetle *Agonum viridicupreum* (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* **100**:333-352.
- 藤本征司. 2008. 気候変動が暖温帯域の樹木の葉フェノロジーに与える影響の予測. *保全生態学研究* **13**:75-87.
- Fujita, A., Maeto, K., Kagawa, Y. and Ito, N. 2008. Effects of forest fragmentation on species richness of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomological Science* **11**:39-48.
- 船田良. 2008. 樹木形成層活動の制御機構. *木材学会誌* **54**:1-10.
- Gobbi, M., De Bernardi, F., Pelfini, M., Rossaro, B. and Brandmayr, P. 2006. Epigeal arthropod succession along a 154-year glacier foreland chronosequence in the Forni Valley (Central Italian Alps). *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **38**: 357-362.
- Gobbi, M., Rossaro, B., Vater, A., De Bernardi, F., Pelfini, M. and Brandmayr, P. 2007. Environmental features influencing Carabid beetle (Coleoptera) assemblages along a recently deglaciated area in the Alpine region. *Ecological Entomology* **32**: 682-689.
- Greenslade, P. J. M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* **33**:301-310.

- Habu, A. 1978. Fauna Japonica, Carabidae: Platynini (Insecta: Coleoptera). Keigaku publishing.
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R. and Thomas, C. D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12: 450–455.
- Higashi, S., Fukuda, H., Haruki, M. and Ito, K. 1983. Faunal makeup and distribution of ground beetles in a dairy area Bekkai, northern Japan. 環境科学：北海道大学大学院環境科学研究科紀要 6:15-26.
- Higashi, S., Fukuda, H., Haruki, M. and Ito, K. 1984. Faunal makeup and distribution of ground beetle in Kushiro city and its vicinity, northern Japan. 環境科学：北海道大学大学院環境科学研究科紀要 7:95-107.
- 樋口広芳・小池重人・繁田真由美. 2009. 温暖化が生物季節、分布、個体数に与える影響. 地球環境 14:189-198.
- 堀 繁久, 2001. オサムシ科甲虫群集からみた森林のエッジ効果. 北海道開拓記念館研究紀要 29:51-58.
- 堀 繁久, 2003. 孤立林のオサムシ科甲虫群集の特性. 北海道開拓記念館研究紀要 31:15-28.
- Hosoda, H. 1996. Altitudinal distribution and seasonal occurrences of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in an intermediate-temperate mountain in northern Kanto, central Japan. 昆虫 64:83-91.
- Ikeda, H., Homma, K. and Kubota, K. 2009. Ground-dwelling beetle community in beech forests of Sado Island, Japan: comparison with the mainland. *Journal of Forest Research* 13:357–364.
- 井村 有希・水沢 清行, 2013. 日本産オサムシ図説. 昆虫文献 六本脚.
- 稲泉 三丸, 1966. 日本産オサムシ亜科の後翅の形態に関する研究. 昆虫 34:248-265.
- Ishikawa, R. 1992. Taxonomic studies on *Leptocarabus* (*Adelocarabus*) *arboreus* (Lewis) (Coleoptera, Carabidae). *Tokyo Metropolitan University Bulletin of Natural History* 1:1-40.
- 石谷 正字, 1996. 環境指標としてのゴミムシ類（甲虫目：オサムシ科，ホソクビゴミムシ科）に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究報告 34:1-110.
- 伊東明. 2011. 森林の成立と攪乱体制. 正木隆・相場慎一郎編. 森林生態学. 共立出版, 東京. p.38-54.
- Iverson, L.R., and Prasad, A.M. 1998. Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs* 68:465-485.
- Jump, A.S., Hunt, J.M., and Peñuelas, J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163-2174.

- 香川 理威・伊藤 昇・前藤 薫, 2008. 小スケールのモザイク植生で構成される農地景観における歩行虫類の種構成. 昆虫 (ニューシリーズ) 11:75-84.
- 上條隆志, 2011. 森林の遷移. 正木隆・相場慎一郎編. 森林生態学. 共立出版, 東京. p.55-71.
- 金子 信博, 2007. 土壤生態学入門—土壤動物の多様性と機能—. 東海大学出版会.
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2004. 種の多様性調査 鳥類繁殖分布調査報告書 263-270.
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2004. 種の多様性調査 哺乳類頒布報告書
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2009. 重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 森林・草原調査第1期取りまとめ報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター.
- Katakura, H., Sonoda, M. and Yoshida, N. 1986. Carrion beetle (Coleoptera, Silphidae) fauna of Hokkaido University Tomakomai Experimental Forest, northern Japan, with a note on the habitat preference of a Geotrupine species, *Geotrupes laevistriatus* (Coleoptera, Scarabaeidae). 北海道大学農学部演習林研究報告 43:43-55.
- Katakura, H. and Fukuda, H. 1975. Faunal makeup of ground and carrion beetles in Kamiotoineppu, Hokkaido University Nakagawa Experimental Forest, northern Japan, with some notes on related problems. 北海道大学農学部演習林研究報告 32:75-92.
- 川井 信矢・堀 繁久・河原 正和・稲垣 政志, 2005. 日本産コガネムシ上科図説 (第1巻 食糞群). 昆虫文献 六本脚.
- Kiritani, K. 2013. Different effects of climatic change on the population dynamics of insects. Applied Entomology and Zoology 48:97-104.
- 気象庁, 2013. 地球温暖化予測情報 第8巻.
<http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpdinfo/GWP/>
- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., and Sugi, M. 2010. Tropical cyclones and climate change. Nature geoscience 3:157-163.
- 小林義雄・緑川卓爾, 1959. 日本産ブナ科の樹木学的研究. 林業試験場研究報告 117:11-47.
- 小見山章, 1991. 落葉広葉樹の幹肥大成長の開始・休止時期と着葉期間の相互関係、およびそれらに関する環境要因. 日本森林学科誌 73:409-418.
- Kotze, D. J. and O'Hara, R. B. 2003. Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. Oecologia 135:138-148.
- 久保田 耕平, 1998. 東京大学演習林田無試験地におけるオサムシ科昆虫 (Carabidae) の活動性の季節変動—特に繁殖季節について—. 東京大学農学部演習林報告 100:1-11.
- 工藤岳, 2008. 地球温暖化と森林生態系：フェノロジーを介した生物間相互作用への影響. 森林科学 52:14-18.

- Kuranishi, R. B., Higashi, S., Sato, H. and Fukuda, H. 1986. Ground beetles on Mt. Usu six years after the 1977-78 eruptions. 環境科学：北海道大学大学院環境科学研究科紀要 9:69-78.
- 李 哲敏・石井 実, 2009. 南大阪の都市緑地における地表徘徊性甲虫類の種多様性. 環動昆 20:47-58.
- Löbl, I. and Smetana, A. 2003. Catalogue of Palaearctic Coleoptera Vol.1. Apollo Books.
- Martin, S. J. 1992. Seasonal and altitudinal distribution of ground beetles (Coleoptera) in the Southern Alps of Japan. 昆虫 60:26-38.
- 正木隆・岡輝樹. 2009. 森林の結実変動とクマの出没. 森林科学 57:13-17.
- Masaki, T., Oka, T., Osumi, K., and Suzuki, W. 2008. Geographical variation in climatic cues for mast seedling of *Fagus crenata*. Plant Ecology 50:357-366.
- 正木隆・陶山佳久. 2011. 樹木の繁殖と種子散布. 正木隆・相場慎一郎編. 森林生態学. 共立出版, 東京. p.136-153.
- 松井哲哉・田中信行・八木橋勉・小南裕志・津山幾太郎・高橋潔. 2009. 温暖化にともなうブナ林の適域の変化予測と影響評価. 地球環境 14:165-174.
- 松本 和馬, 2009. 東京農工大学 Field Museum 多摩丘陵および東京都立七生公園のゴミムシ類群集と林床植生の管理. 環動昆 20:115-125.
- Matsumoto, K., Ohta, T., Irasawa, M. and Nakamura, T. 2003. Climate change and extension of the *Ginkgo biloba* L. growing season in Japan. Global Change Biology 9:1634-1642.
- 三上かつら・植田睦之 (2011) 西日本におけるリュウキュウサンショウクイの分布拡大. Bird Research 7: A33-A44.
- Morecroft, M. D., Bealey, C. E., Howells, E., Rennie, S. and Woiwod, I. P. 2002. Effects of drought on contrasting insect and plant species in the UK in the mid-1990s. Global Ecology and Biogeography 11:7-22.
- Nabeshima, E., Kubo, T., and Hiura, T. 2010. Variation in tree diameter growth in response to the weather conditions and tree size in deciduous broad-leaved trees. Forest Ecology and Management 259:1055-1066.
- Nakao, K., Matsui, T., Horikawa, M., Tsuyama, I. and Tanaka, N. 2011. Assessing the impact of land use and climate change on the evergreen broad-leaved species of *Quercus acuta* in Japan. Plant Ecology 212:229-243.
- Nitta, I., and Ohsawa, M. 1997. Leaf dynamics and shoot phenology of eleven warm-temperate evergreen broad-leaved trees near their northern limit in central Japan. Plant Ecology 130:71-88.
- 沼田真・岩瀬徹. 2002. 図説 日本の植生. 講談社, 東京.
- Ohta, Y., Kobayashi, N., Suzuki, S., Kato, T., Hori, S., Yamauchi, S. and Katakura, H.

2009. Evolution of flight-muscle polymorphism in the dung beetle *Phelotrupes laevistriatus* (Coleoptera: Geotrupidae): a phylogeographic analysis. *Annals of the Entomological Society of America* 102:826-834.
- 岡田 拓也・須田 知樹, 2012. 栃木県奥日光における林床環境の違いがオサムシ科甲虫の群集構造に与える影響. *地球環境研究* 14:1-6.
- Okuzaki, Y., Tayasu, I., Okuda, N. and Sota, T. 2010. Stable isotope analysis indicates trophic differences among forest floor carabids in Japan. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 135:263-270.
- Oouchi, K., Yoshimura, J., Yoshimura H., Mizuta, R., Kusunoki, S., and Noda, A. 2006. Tropical cyclone climatology in a global-warming climate as simulated in a 20 km-mesh global atmospheric model: frequency and wind intensity analyses. *Journal of the meteorological society of Japan* 84:259-276.
- Parmesan, C., and Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural system. *Nature* 421:37-42.
- Pozsgai, G. and Littlewood, N. A. 2011. Changes in the phenology of the ground beetle *Pterostichus madinus*. *Insect Science* 18:462-472.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S. and Foster, G. N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82:1112-1129.
- Rosenzweig, C., Casassa, G., Karoly, D.J., Imeson, A., Liu, C., Menzel, A., Rawlins, S., Root, T.L., Seguin, B., and Tryjanowski, P. 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., and Hanson, C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 79-131.
- 酒井昭. 1995. 植物の分布と環境適応. 朝倉書店, 東京.
- 齊藤哲・佐藤保. 2007. 照葉樹林の主要樹種の台風被害の特性 ―綾の LTER サイトにおける複数の台風攪乱の比較解析―. *日林誌* 89:321-328.
- 齊藤哲・佐藤保・小南陽亮・真鍋徹・西村尚之・永松大. 2008. ドラスティックイベントに対する生態系応答の予測における LTER の有用性. 地球環境研究センター編. 長期生態系モニタリングの現状と課題―温暖化影響と生態系応答―. p.5-8.
- 佐野 宏昭, 1995. 金沢市内における地表性歩行虫の種類相と生活史. 金沢大学理学部附属植物園年報 18:23-32.
- Sasakawa, K. 2009. Notes on two species of the subgenus *Lyrothorax* Chaudoir (Coleoptera: Carabidae; genus *Pterostichus*), *Pterostichus amagisanus* Tanaka and Ishida and *Pterostichus fujitai* Tanaka and Ishida. *Entomological Science* (2009)

12:188–193.

柴田銃江. 2006. 多くの樹種が同時に結実する意味を考える. 種生物学会編. 森林の生態学 長期大規模研究からみえるもの. 文一総合出版, 東京. p.39-57.

Shibata, M., Tanaka, H., Iida, S., Abe, S., Masaki, T., Niiyama, K., and Nakashizuka, T. 2002. Synchronized annual seed production by 16 principal tree species in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology* **83**:1727-1742.

自然環境研究センター. 2005. ツキノワグマの大量出没に関する調査報告書. 自然環境研究センター, 東京.

Skłodowski, J. 2009. Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MIB model of carabid communities (Coleoptera: Carabidae). *Baltic Journal of Coleopterology* **9**:89-100.

Sota, T., Takami, Y., Kubota, K., Ujiie, M. and Ishikawa, R. 2000. Interspecific body size differentiation in species assemblages of the carabid subgenus *Ohomopterus* in Japan. *Population Ecology* **42**:279-291.

Sota, T., Takami, Y., Kubota, K. and Ishikawa, R. 2000. Geographic variation in the body size of some Japanese *Leptocarabus* species (Coleoptera, Carabidae): the "toppled-domino pattern" in species along a geographic cline. *Entomological Science* **3**:309-320.

Sota, T. 1986. Effect of temperature and photoperiod on the larval development and gonad maturation of a carabid beetle, *Carabus yaconius* (Coleoptera: Carabidae). *Applied Entomology and Zoology* **21**:89-94.

Sota, T. 1987. Effect of temperature and photoperiod on the larval hibernation and adult aestivation of *Leptocarabus kumagaii* (Coleoptera: Carabidae). *Applied Entomology and Zoology* **22**:617-623.

Sota, T. 1996. Altitudinal variation in life cycles of carabid beetles: life-cycle strategy and colonization in alpine zones. *Arctic and Alpine Research* **28**:441-447.

曾田 貞滋, 2000. オサムシの春夏秋冬—生活史の進化と種多様性. 京都大学学術出版会.

Suttiprapan, P., Yamamoto, S. and Nakamura, H. 2006. Species composition and the vertical niche breadth of ground beetles (Carabidae, Brachinidae) in the Southern Japanese Alps. *環動昆* **17**:143-152.

高桑 正敏・深田 晋一・藤田 裕, 2007. 丹沢三ッ峰における植生保護柵内外の昆虫調査. 丹沢大山総合調査団 (編), 丹沢大山総合調査学術報告書. pp.227-231.

Takami, Y. and Ishikawa, R. 1997. Subspeciation and distribution pattern of *Carabus albrechti* Morawitz in Japan (Coleoptera, Carabidae). *TMU Bulletin of Natural History* **3**:55-99.

武田博清. 1994. 生態系生態学における群集研究 —森林生態系の提供する「食物・住み場

- 所」テンプレートー. 森林科学 **10**:35-39.
- Takyu, M., Kubota, Y., Aiba, S., Seino, T. and Nishimura, T. 2005. Pattern of changes in species diversity, structure and dynamics of forest ecosystems along latitudinal gradients in East Asia. *Ecological Research* **20**:287-296.
- 田中信行・松井哲哉・八木橋勉・埤田宏. 2006. 天然林の分布を規定する気候要因と温暖化の影響予測：とくにブナ林について. *地球環境* **11**:11-20.
- 田中信行・中園悦子・津山幾太郎・松井哲哉. 2009. 温暖化の日本産針葉樹 10 種の潜在生育域への影響予測. *地球環境* **14**:153-164.
- 谷脇 徹・久野 春子・岸 洋一, 2005. 都市近郊林の林床管理区および短期・長期放置区における地表性甲虫相の比較. *日本緑化工学会誌* **31**:260-268.
- 堤利夫. 1987. 森林の物質循環. 東京大学出版会, 東京.
- van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fule, P.Z., Harmon, M.E., Larson, A.J., Smith, J.M., Taylor, A.H., and Veblen, T.T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science* **323**:521-524.
- 上田 明良・日野 輝明・伊東 宏樹, 2009. ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. *日本林学会誌* **91**:111-119.
- 上村 清・中根 猛彦・小山 長雄, 1962. 日本アルプス常念岳における歩行虫類の分布（高山の昆虫の研究Ⅱ）. *京都府立大学学術報告（理学及び家政学）* **3**:197-210.
- 上野 俊一・黒澤 良彦・佐藤 正孝, 1985. 原色日本甲虫図鑑（Ⅱ）. 保育社.
- 八尋 克郎, 2005. 日本のオサムシ. 滋賀県立琵琶湖博物館（編）, 歩く宝石オサムシー飛ばない昆虫のふしぎ発見－. 滋賀県立琵琶湖博物館.
- Yamazaki, K., Sugiura, S. and Kawamura, K. 2002. Environmental factors affecting the overwintering distribution of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on a forest floor in central Japan. *Entomological Science* **5**:125-130.
- 吉川賢・都井香代子・千葉喬三・坂本圭児. 1993. 照葉樹林に生育する広葉樹の日肥大成長速度の季節的变化. *日本緑化工学会誌* **19**:113-122.

5. 2. 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退に伴う生物間相互作用の変化

コアサイト・準コアサイト周辺における大規模な森林病虫害の発生状況を整理した。主要な病虫害はマツ枯れとナラ枯れであり、愛知赤津調査区ではモニタリング期間中に両者による大きな被害が現れた。ナラ枯れ被害は、1980年代末以降全国的に分散・拡大しており、コアサイト・準コアサイトには被害を受けやすいコナラ・ミズナラが重要な構成種となっているサイトが多く存在していることから、今後は、他のサイトでもナラ枯れの被害が発生する可能性がある。また、苫小牧カラマツ人工林調査地区ではカラマツハラアカハバチが大発生した。

愛知赤津におけるナラ枯れ被害では、コナラの枯死によって幹数が約1/4減少し、ナラ枯れ発生以前は増加傾向にあった森林全体の地上部現存量も10%減少するなど、森林の炭素蓄積機能に影響が生じている。一方、落葉の堆積状況や地表徘徊性甲虫類に対するマツ枯れ・ナラ枯れの短期的な影響は認められなかった。今後のモニタリングから、樹木の集団枯死が林床環境や甲虫群集に与える長期的な影響を明らかにしていく必要がある。

苫小牧カラマツ人工林調査区におけるカラマツハラアカハバチの大発生は、翌年の堆積落葉量の減少と地表徘徊性甲虫類の増加をもたらしたが、その影響は大発生の終息とともに見られなくなった。このハバチの大発生は、食葉によって林床への落葉量を減少させること、林床に大量の糞を供給すること、秋に蛹化・越冬のために林床に降り地表性の捕食者の餌になること等を通して、林床に生息する生物の生息環境や餌条件を大きく攪乱したものと考えられる。ただし、このハバチの大発生は、通常樹木の枯死を引き起こさず数年で終息するため、生態系への影響は限定的・短期的であると推察される。地表徘徊性甲虫群集はこのハバチの大発生を敏感かつ明瞭に指標する一方、復元性も高いことが示唆された。

シカの密度増加による影響として、森林調査では、9つの調査区でシカの樹皮剥ぎが多く確認されており、シカが多い調査区では樹木の新規加入率がやや低い傾向が確認された。また、シカの樹皮剥ぎは特定の樹種に集中しており、これらのシカ嗜好種では幹数が減少している。シカの密度が増加している森林では、樹木の多様性を維持するために、シカ嗜好種の更新が妨げられないようにする対策が必要である。

周辺でシカの密度増加による林床植生への影響が報告されている広葉樹林調査区の多くでは、調査期間中に林床植生被度の減少傾向が認められたが、堆積落葉量の減少が生じたのは1調査区のみであった。林床植生への影響が顕著とされる3調査区では、地表徘徊性甲虫類の総バイオマスが減少傾向にあった。

全調査区を通じた解析により、地表徘徊性甲虫類のいくつかの種・種群の捕獲個体数と林床植生被度の年変動が相関していることが認められた。これらの種・種群の中には、シカによる林床植生の衰退に対しても同様な反応を示すことが過去に報告されているものが含まれており、シカによる林床攪乱の指標として有用である可能性がある。

コアサイトでは、繁殖期の鳥類は藪で採食する鳥が減少しており、それらの鳥は、シカの食害が大きい場所で、個体数が少なかったことから、シカの食害の影響が鳥の生息数や分布にも影響する可能性が示された。

一般サイトでは、シカの密度増加による出現種数への影響は認められなかった。また、藪を利用するコルリ、ウグイスでも個体数への影響は認められなかった。

人為の減少による草原の樹林化について、草原性鳥類への影響を検討したが、影響は認められなかった。植生調査が第2期からスタートしたことから、今後も継続的なモニタリングが必要と考えられる。

（１）病虫害の発生状況の変化

１）コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況

各サイト周辺での近年の大規模な病虫害の発生状況を、図 5-2-1 に示す。広範囲にわたって、樹木の集団枯損などの深刻な被害をもたらしているのは、マツ枯れとナラ枯れであり、本州～奄美大島のサイト周辺で問題となっている病害はほぼこの二つだけであった。一方、北海道、山形、栃木および沖縄のサイトで食葉性昆虫の大発生が報告された。

マツ枯れは、本州、佐渡島、九州、奄美大島の7サイトの周辺で確認された。20年以上前から発生しているサイトが多いが、奄美サイトの周辺では最近になって集団枯損が目立ち始めている（石田健 私信）。マツ枯れによって、糟谷サイトではマツの大径木が消失し（古賀信也 私信）、上賀茂サイトでは林相の大きな変化が起きた（岡本 1990）。上賀茂サイトは、かつてはアカマツを主体とし、ヒノキや広葉樹の混交する天然生の二次林であったが、1965年頃からマツ枯れの被害が開始し、1980年代後半～90年代にかけての激害後に中・下層に存在していたヒノキが急成長し、現在のようなヒノキの優占する林に変化した（岡本 1990）。

毎木調査区内にマツ属（*Pinus*）の胸高周囲長 15cm 以上の幹が5本以上存在するサイトは、愛知赤津（2004年度：アカマツ 68本（全幹本数の 3.0%、胸高断面積合計の 7.7%）、2012年度：アカマツ 44本（同 2.1%、5.3%））、和歌山（2005年度：アカマツ 15本（同 1.1%、3.9%）、2012年度：アカマツ 15本（同 1.2%、4.2%））、宮島（2009年度：アカマツ 90本（同 3.8%、4.7%））の3サイトである。愛知赤津の毎木調査区では、2006年に6本のアカマツがマツ枯れによって枯死し、その後も年2～5本の枯死が見られている。和歌山、宮島サイトの周辺では現時点ではマツ枯れは確認されていないものの、アカマツが比較的重要な構成種となっている両サイトの森林動態については、今後注意していく必要があるだろう。

ナラ枯れは、本州、佐渡島、屋久島の8サイトの周辺で確認された。10～5年前以降に

発生したサイトが多い。小佐渡豊岡調査区では、調査開始前の 2000 年にナラ枯れによるコナラの大規模な枯死が発生しており、サイト周辺では現在も被害の拡大が続いている（コラム 5-5「ナラ枯れ被害林分の動態について」を参照）。芦生サイトでは 2002 年にナラ枯れが確認され、モンドリ谷調査区では調査開始前の 2005 年にナラ枯れのピークがあり、その後は減少傾向にあるが、現在でも枯死が見られている（山崎理正・金子隆之 私信）。愛知赤津サイトでは、2007 年に調査区の近傍でカシノナガキクイムシの穿入痕が確認され、2010 年、2011 年には調査区内のコナラへの穿入が急増し（澤田 2012）、2010～2012 年の間に調査区内のコナラの約 1/4 が枯死した（5. 2 (1) 2) ①を参照）。上賀茂サイトでは調査区の近傍でもナラ枯れ被害が確認されており（寄元道德 私信）、金目川サイトの調査区周辺ではナラ枯れによる林冠疎開が生じている（大久保達弘 私信）。カヌマ沢サイトでは、2010 年と 2011 年に調査区から約 5 km の地点で、岩手県内で初となるナラ枯れが確認されており（野口麻穂子 私信）、今後の拡大が懸念される。一方で、常緑広葉樹林である屋久島照葉樹林サイトでは、マテバシイやウラジロガシにカシノナガキクイムシが多く穿孔していることが確認されたが、枯死に至る個体は少なかった（新山馨 私信）。

大規模なマツ枯れ・ナラ枯れがともに発生している小佐渡、愛知赤津、上賀茂の 3 サイトがいずれも二次林であるなど、人工林・二次林・高齢二次林において大規模な病虫害が発生しているケースが多かった。しかし、ナラ枯れは、成熟林調査区の内外でも発生している。コアサイト・準コアサイトには、マツ枯れの起きやすいマツ属の多い森林は少ない一方、落葉広葉樹林や針広混交林のサイトの多くではナラ枯れの起きやすいコナラやミズナラが重要な構成種となっており、今後は成熟林サイト、二次林サイトともに、ナラ枯れが大きな脅威となる可能性がある。今後も、マツ枯れ、ナラ枯れの拡大による森林生態系の変化に注意を払ってモニタリングを続け、発生の傾向や発生後の長期的な動態および回復過程、鳥類や地表徘徊性甲虫類などの動物群集への影響の広がりなどを明らかにしていくことが求められる。

食葉性昆虫の大発生は、北海道、山形、栃木、沖縄のサイト周辺で確認された。与那サイトでは、2010 年にタイワンハムシが大発生し、林道脇のタイワンハンノキ群落において多くの枯死木が発生した（高嶋敦史 私信）。沖縄島では 2010 年に外来種であるタイワンハムシの侵入・大発生が起こり、北部の森林などでタイワンハンノキへの激しい食害および枯死が観察されている（小高 2012）。また、金目川サイトではウエツキブナハムシによるブナの食害がみられている。東北地方では近年山形県を中心に本種の大発生が続いている（東北森林管理局朝日庄内森林生態系保全センター <http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/syo/asahi/siryou/uetuki.html>）。高原山サイトでは、ブナハバチの大発生によってブナ、イヌブナへの食害がみられている（福沢ら 2014）。苫小牧と足寄ではカラマツハラアカハバチの、足寄でマイマイガによる激しい食害が見られた（日浦勉、田代直明 私信）。ウエツキブナハムシとカラマツハラアカハバチは、大発生時にはそれぞれブナとカラマツの葉に激しい食害を及ぼすことが知られているものの、被害は数年で終息し、直接樹木を枯死させ

ることは稀であるとされる（東浦 1990、東北森林管理局朝日庄内森林生態系保全センター <http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/syo/asahi/siryou/uetuki.html>）。ブナハバチは、1990年代以降、関東、東北地方の各地で大発生が確認され、丹沢山地では度重なる大発生によるブナの衰弱・枯死が報告されている（山上ら 2007）。マイマイガは周期的に大発生し、主に落葉広葉樹やカラマツの葉を激しく食害する。ヨーロッパや北米では本種やその近縁種の大発生によって大規模な集団枯死が発生する場合があるが、日本の落葉樹では枯死することは少なく、降水量が豊富で乾燥ストレスが低いためではないかと指摘されている（Kamata 2002）。ただし、樹木が枯死に至らない場合でも、植食者の大発生は樹木の繁殖、森林内の物質循環や生物群集に対して様々な直接的、間接的効果を及ぼしている可能性が考えられる（5. 2（1）3）参照）。

コアサイト・準コアサイトの周辺でみられた大規模な病虫害の中には、発生パターンが変化してきていると考えられるものもある。北海道のマイマイガは、明治時代から広葉樹林で10年程の間隔で大発生を繰り返してきたが、戦後、カラマツ造林地の増加に伴ってカラマツ林での発生が中心となるようになり、また毎年小規模な発生を繰り返すように発生パターンが変化してきていると指摘されている（上条 1981）。北海道のカラマツハラアカハバチは、1930年頃に初めて被害が確認されて以降、小規模、散発的な発生を繰り返していたが、近年になって大発生の広域化、長期化の傾向が見られている（北海道立林業試験場森林保護部 2010）。さらに、気候の変化によって、従来問題にならなかった病虫害が、大きな被害をもたらすようになることも考えられる。例えば、ブナアオシャチホコによる食葉がブナを枯死させることは通常は稀であるが、大発生と夏季の強い乾燥が重なった場合には例外的に大規模な枯死が発生した（Kamata 2002）。大発生パターンの変化傾向の把握や、森林管理の変化や気候変動などとの関連性の解明に資するためにも、各サイトでの観察記録を継続的に蓄積していくことが必要であろう。

コアサイト・準コアサイトの周辺で発生している大規模な病虫害には、マツノザイセンチュウやタイワンハムシといった外来生物が原因となっている場合も見られた。ただし、タイワンハムシの被害を受けたタイワンハンノキも、100年ほど前に沖縄に移入された外来種とされる（金城ら 1983）。マツ枯れを引き起こすマツノザイセンチュウは北米原産の樹木寄生性線虫で、日本のマツ属在来種は抵抗性を持たないため感染によって枯死に至りやすく、大きな被害が出ている。1905年に長崎県に移入されたとみられ、現在は北海道等を除くほぼ全国に分布を拡大している（国立環境研究所 侵入生物データベース <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>）。マツノザイセンチュウのように、外来の病虫害は、在来樹種の抵抗性の欠如や、天敵の不在といった条件によって、甚大な被害をもたらす可能性がある。今後も、新たな外来性病虫害の侵入は、森林生態系の大きな脅威となりうるだろう。

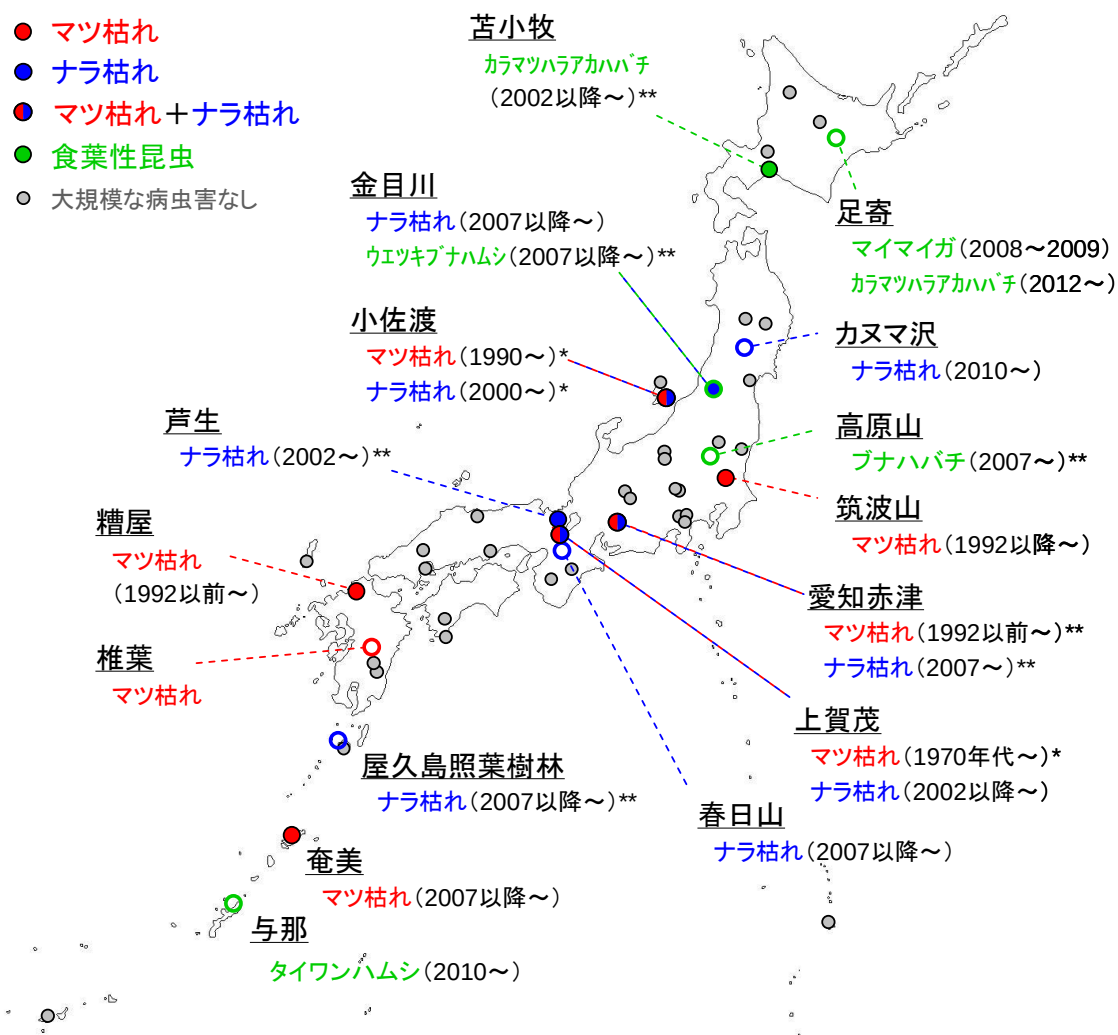


図 5-2-1 コアサイト・準コアサイトおよびその周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況(サイトへのアンケート調査等に基づく)。白抜きは生態系への影響が顕著でないサイトを示す。* 調査区内で発生。** 調査期間中に調査区内で発生。

2) 樹木群集の多様性および炭素循環、土壌環境の変化

①病虫害(ナラ枯れ)が報告されたサイトでの樹木の種組成変化、炭素蓄積量変化

前述のように、多くの調査区において、マツ類(小佐渡、筑波山、愛知赤津、上賀茂、糟屋、椎葉、奄美)やナラ類(カヌマ沢、金目川、小佐渡、愛知赤津、芦生、上賀茂、春日山、屋久島照葉樹林)に病虫害による穿孔や枯死が調査期間中や調査開始以前に発生した。その中でも、小佐渡、愛知赤津、上賀茂の3サイトのマツ枯れやナラ枯れの被害程度は大規模なものであった。最近では、2010年・2011年に愛知赤津において多くのコナラ幹

がカシノナガキクイムシの被害に遭い、枯死の被害が生じている。そこで、愛知赤津のナラ枯れにおいて、コナラの幹数がどのように減少し、それに伴って地上部現存量がどのように変化したかを検証した。データ解析には、ナラ枯れ以外による枯死の要因を除外するため、胸高周囲長 31.4cm 以上の比較的成長した幹のデータを用いて解析した。

愛知赤津における 2004 年から 2012 年までのコナラ幹数の経年変化を図 5-2-2 に示す。2004 年から 2010 年までの期間の 1 ha あたりの幹数は 198 本から 185 本に、やや減少する傾向にあった。これは、愛知赤津の森林は二次林の遷移過程にあるため、落葉広葉樹であるコナラの幹数がやや減少したものと考えられる。一方、2010 年に発生したカシノナガキクイムシの被害以降は、2011 年の幹数は 157 本、2012 年の幹数は 143 本と急激に幹数が減少した。これは 2004 年のコナラ幹数と比較すると、約 4 分の 1 のコナラ幹が 2012 年までに枯死したことになる。このコナラ幹数の減少に伴って、愛知赤津では落葉広葉樹に比べて常緑広葉樹の幹数相対頻度が増加するなど、森林の種組成にも変化が生じている（本報告書 5. 1 (1) 2) を参照）。

次に、2004 年から 2010 年までの期間の地上部現存量の経年変化を見てみると、コナラ以外の樹種も含めた森林全体の値は 2010 年までは増加していたが、2011 年・2012 年では減少に転じていた（図 5-2-3 左）。2012 年の地上部現存量は 2010 年に比べて 1 ha あたり約 12 トンの炭素 が減少しており、比率としては約 10%減少している。また、コナラの地上部現存量は 2004 年から 2010 年までの期間はコナラ幹の成長に伴って増加していたが、カシノナガキクイムシの被害以降の 2011 年・2012 年には急激な減少に転じていた（図 5-2-3 右）。2012 年のコナラの地上部現存量は 2010 年に比べて 1 ha あたり約 15 トンの炭素 が減少しており、比率としては約 20%減少している。したがって、この期間中に、コナラ以外の樹種では地上部現存量は増加（約 3 トン増）したが、コナラの枯死（約 15 トン減）によって、森林全体の地上部現存量は大きく減少（約 12 トン減）したことが分かる。

このように二次林の遷移過程にある愛知赤津の森林は、コナラや様々な樹種の成長によって地上部現存量が年々増大する炭素吸収源であったが、カシノナガキクイムシの被害にあったコナラの枯死によって地上部現存量が減少に転じており、森林の炭素蓄積の機能に変化が生じている。全国に幅広くナラ類は分布しており、ナラ枯れの被害によってどのような影響が生じるか、また、ナラ枯れ被害からの森林回復過程でどのようなことが生じるか、そのモニタリングが必要である。（ナラ枯れ被害後の森林回復についてはコラム 5-5 「ナラ枯れ被害林分の動態について」を参照。）

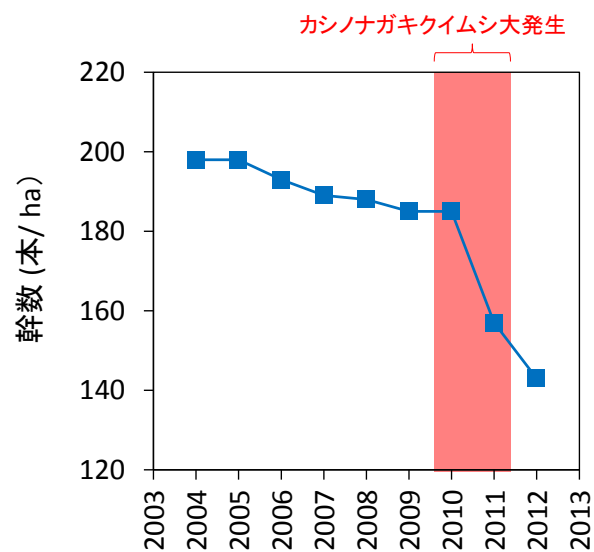


図 5-2-2 愛知赤津のコナラ幹数(胸高周囲長 31.7cm 以上の幹)の経年変化。

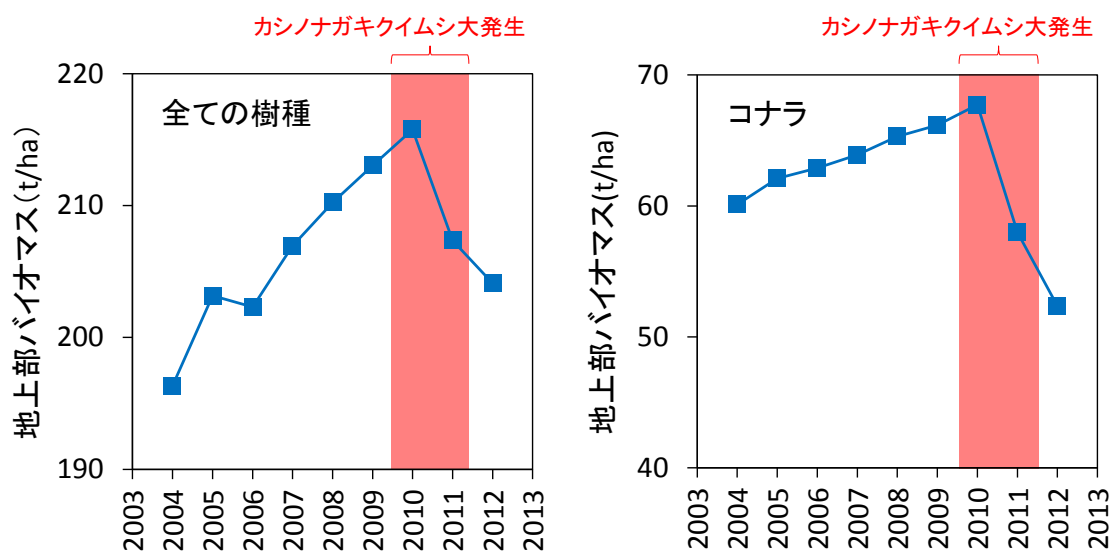


図 5-2-3 愛知赤津の森林全体(左図)とコナラ(右図)の地上部現存量の経年変化。

地上部現存量は胸高周囲長 31.7cm 以上の幹を対象に算出。

②マツ枯れおよびナラ枯れが発生したサイトでの、林床植生被度、堆積落葉層、地表徘徊性甲虫群集の年変動

愛知赤津サイトでは、第1期～第2期に調査区内でマツ枯れおよびナラ枯れの被害が発生した。高木の枯死による林冠の疎開は、林内の光条件や落葉・落枝量の変化を通じて、林床の生物群集にまで影響を及ぼしている可能性がある。そこで、地表徘徊性甲虫調査のモニタリングデータを用いて、樹木の集団枯損の林床への影響の検証を試みた。

調査区の土壌は風化花崗岩を母材とする褐色森林土で、表層0～5 cmの炭素含有率が $8.8 \pm 0.9\%$ （平均±標準誤差）と低かった。ヒノキが優占するため林内は暗く、林床植生の被度は $5.8 \pm 0.8\%$ （平均±標準誤差）と低く、調査区内での時空間的変動も小さかった。

5ヶ所のサブプロットの周囲では、調査期間中に発生した枯死木のほとんどがアカマツとコナラであり、とくにナラ枯れによると見られるコナラの枯死が2011、2012年に集中して見られた（図 5-2-4）。しかし、林床植生被度の年変動と、当年または前年の樹木枯死量の年変動との間には、有意な対応関係はみられなかった¹³（図 5-2-4）。サブプロット周囲で見られた程度の枯死量では林内の光環境の変化が大きくなかったか、ナラ枯れが始まってから1年しか経過していないためまだ影響が出ていないのかもしれない。また、中下層木に光が遮られて光条件の変化が林床にまで及んでいない可能性や、林床植物の生長が栄養塩など光以外の条件によって強く制限されている可能性も考えられる。

各サブプロットにおける堆積落葉量の年変動も、前年の樹木枯死量やリターフォール量と有意な対応関係を示さなかった¹³（図 5-2-4）。

各サブプロットにおける地表徘徊性甲虫類全体およびオサムシ科の捕獲個体数と、前年の堆積落葉量とに有意な正の対応関係が認められた¹³（図 5-2-5）。一方、オサムシ属の捕獲数には、前年の林床植生被度と有意な正の関係があった¹³。堆積落葉量や林床植生の増加が甲虫の生息環境の好適化や餌となる土壤動物などの増加をもたらしたことが考えられる。しかし、甲虫類の個体数、バイオマス、種数¹⁴と、当年または前年の樹木枯死量、リターフォール量との間には有意な対応関係は見られなかった¹³。

このように、オサムシ科甲虫の個体数は、林床の堆積落葉量の変動に反応して変動している可能性が示されたが、堆積量の変動に対する樹木の集団枯死の影響は捉えられなかった。さらに、林床植生被度への樹木の集団枯死の短期的な影響も認められなかった。これ

¹³ 林床植生被度（年4回の測定の最大値）、堆積落葉量、甲虫全種または分類群別の捕獲個体数またはバイオマス（6・7・9月の3調査分の合計値）のそれぞれについて、1つの説明変数を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha = 0.05$ ）。説明変数としては、新規枯死木（前年の毎木調査時には生存していたが、当年の調査で枯死が確認された幹）の胸高断面積合計、リターフォール量（1～12月設置分の合計）、堆積落葉量のいずれかの、前年の値を用いた。枯死木量とリターフォール量は、調査区全体の平均値、または各サブプロットの周囲10または20m以内の平均値のいずれかを用いた。林床植生被度は逆正弦変換値、胸高断面積合計、リターフォール量、甲虫バイオマスは対数変換値、堆積落葉量は採取時期の影響を補正した値（3章）を用いた。甲虫個体数はポアソン分布、他の応答変数は正規分布に従うと仮定した。

¹⁴ 各年につき、全サブプロットの6・7・9月の3調査分のデータをプールした。

らの理由としては以下などが考えられる： i) 影響が間接的なので反応に時間がかかる、ii) 枯死の規模がそれほど大きくなかった、iii) 小スケールの環境の不均一性（中下層木の密度、地形、気象条件の年変動等）により反応が一定しなかった。一方、林床環境の変化や、餌生物の反応を介して、集団枯死の甲虫類への影響が時間をおいて出てくることも考えられる。例えば、今後枯死木からの落枝や倒木が増えることが予想されるが、これらの材リターは長期間にわたって地表に存続し、様々な土壌微生物・土壌動物に資源とハビタットを提供するため、地表徘徊性甲虫群集にも長期的な影響が現れる可能性がある。よって、今後さらにモニタリングデータが蓄積した段階で、樹木の集団枯死が地表徘徊性甲虫群集に与える長期的な影響を検証することが必要である。

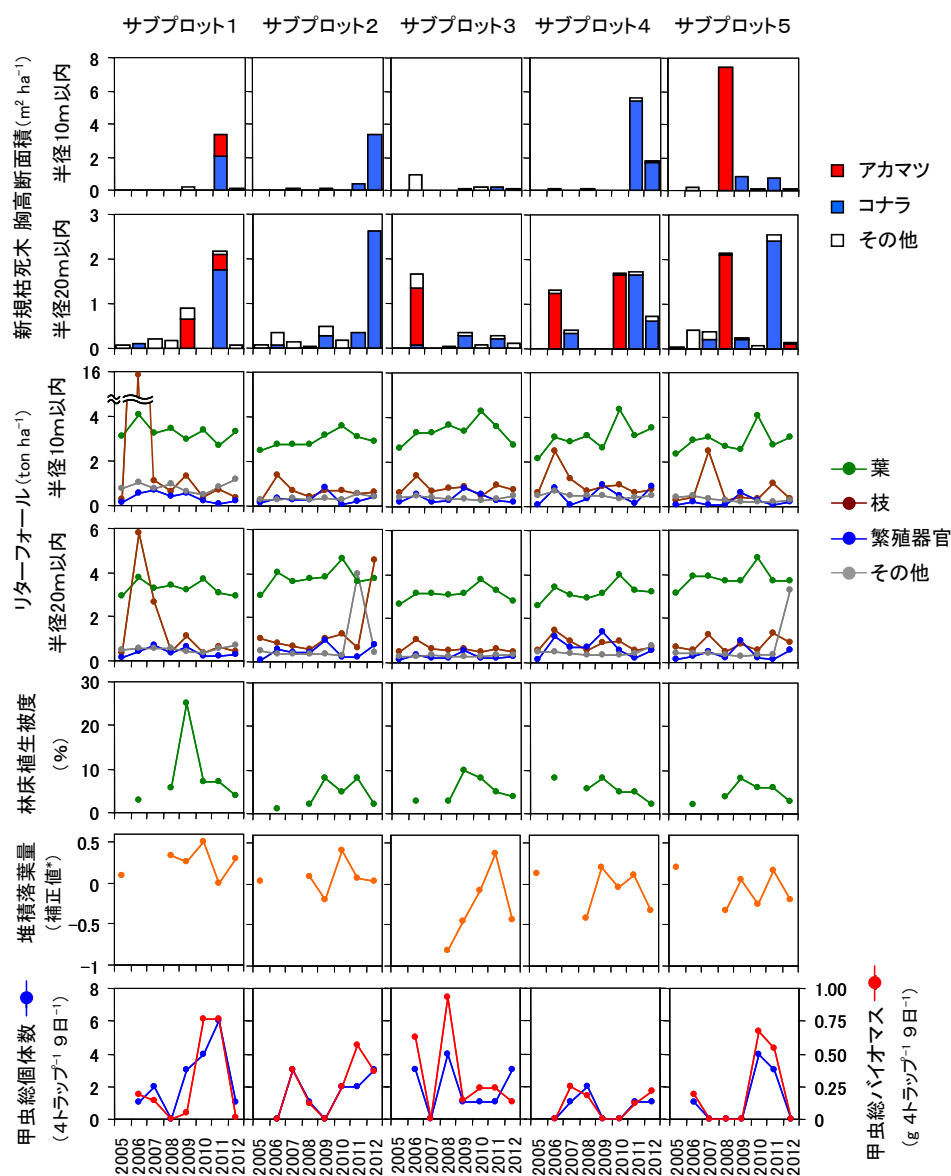


図5-2-4 愛知赤津調査区各サブプロットにおける樹木枯死、リターフォール、林床植生被度、堆積落葉量、地表徘徊性甲虫捕獲量の年変動。*採取季節の影響を補正した値(3章)。

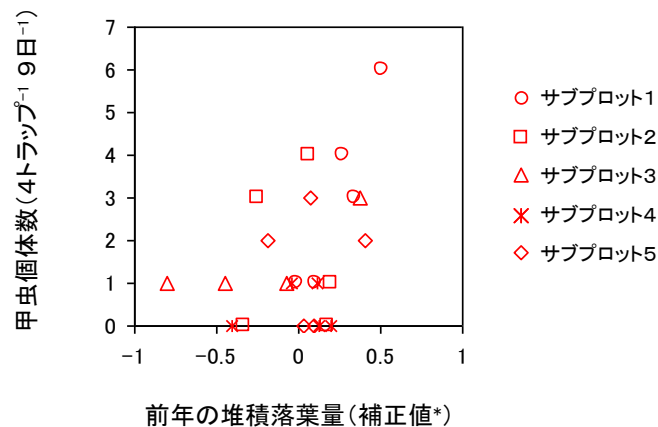


図 5-2-5 愛知赤津調査区の各サブプロットにおける、地表徘徊性甲虫類の総捕獲個体数と前年の堆積落葉量との関係。*採取季節の影響を補正した値(3章)。

3) カラマツハラアカハバチが大発生した調査区での、堆積落葉層、地表徘徊性甲虫群集の年変動

北海道では明治時代に本州からカラマツが導入され、その後様々なカラマツの害虫が本州から侵入してきている（北海道 2010）。カラマツハラアカハバチは、90 年ほど前に北海道に侵入して以来度々大発生を起しており、現在も広域的な漸進大発生が継続中である（北海道立林業試験場森林保護部 2010）。ただし、被食葉率が 50%を超える激害は同一林分内では 2～3 年で終息し、食害によって直接カラマツが枯死することは少ないため（東浦 1990）、林分構造には大きな影響をもたらさないと考えられる。しかし、林冠の葉の大部分を食べ尽くして林床に大量の糞を落とすなどの活動を通じて、森林の物質循環や他の生物群集の動態に対しては大きな影響を及ぼしている可能性がある。苫小牧サイトでは、2009、2010 年の夏にカラマツハラアカハバチによるカラマツの大規模な食害が観察された。そこで、同サイトのカラマツ人工林調査区の地表徘徊性甲虫調査のモニタリングデータを用いて、このハバチの大発生が林床の甲虫群集に及ぼす影響を分析した。

各年の堆積落葉量を採取日を横軸として図示すると、6～9 月にかけて減少する様子が分かり（図 5-2-6a）、これは微生物などによる分解が進むためと考えられる。ハバチの大発生の翌年にあたる 2010、2011 年夏の堆積落葉量は、この例年の傾向から大きく下にずれており、堆積量が有意に少なかったことが分かる¹⁵（図 5-2-6b）。また、2008、2009 年には

¹⁵ 2010、2011 年を除く各年の 6～9 月の堆積落葉量（対数変換値）を、採取日（1 月 1 日からの日数）で回帰し、この回帰直線からの偏差を、平年値からの偏差とした。各年の、平年値からの偏差について、年（カテゴリー変数）を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha = 0.05$ ）。堆積落葉量の対数変換値は正規分布に従うと仮定した。

落葉終了後（11月）にも堆積落葉量を測定しているが、2009年の方が有意に堆積量が少なかった¹⁶（図 5-2-6a）。苫小牧サイトの他の調査区（落葉広葉樹林（成熟林、二次林）、アカエゾマツ人工林、トドマツ人工林）では、これらの傾向は見られなかった。カラマツハラアカハバチは、6～8月に羽化してカラマツの枝先に産卵し、孵化した幼虫は7～9月に葉を採食する（岡元 1936、東浦・鈴木 1981）。このため、大発生年には秋の落葉量が低下し、翌夏まで林床の堆積落葉量が少ない状態が続いたと考えられる。2008、2009年にマイマイガが大発生した足寄美盛調査区でも、それぞれの年の落葉量が極端に少なくなった。その代わりに、夏季に葉・枝・繁殖器官以外のリターフォールが多くなっており、虫糞の落下量が増えたためと考えられる。

さらに、2010、2011年には地表徘徊性甲虫類の捕獲個体数・バイオマスが増加し、2012年には元の水準にまで減少した¹⁶（図 5-2-7）。とくに、ヒラタシデムシ、ヒメクロオサムシ、マルガタナガゴミムシでその傾向が顕著であった（図 5-2-7）。苫小牧サイトの他の調査区では、このような傾向は見られなかった。

ハバチの大発生の翌年に甲虫類が増加した原因としては、以下の3つが考えられる。

第一に、ハバチそのものが甲虫の餌になったことが考えられる。カラマツハラアカハバチは、8～9月に終齢幼虫となり、地表に降りて、落葉層中で繭を作り翌夏まで休眠することが知られている（岡元 1936、東浦・鈴木 1981）。捕獲された地表徘徊性甲虫類の多くは、主に無脊椎動物やその死体を食べる捕食者・死体食者であったことから、休眠のために地表に降りてきたハバチの幼虫やその死骸が甲虫に捕食された可能性がある。顕著な捕獲数の増加が見られたヒメクロオサムシは、秋繁殖型の大型種で、当サイトでは9月が成虫の活動のピークである上、昆虫の幼虫を主食とするとされる（曾田 2000）ことから、ハバチの幼虫を捕食していた可能性が高い。東北地方のブナ林では、ブナアオシャチホコが大発生した翌年に、その幼虫や蛹の捕食者であるクロカタビロオサムシの個体数が顕著に増大することが知られている（Kamata 2000）。カラマツハラアカハバチの、繭の形成後の死亡要因としては、小型哺乳類による捕食と昆虫による寄生が重要であることが知られている（立花・西口 1984、東浦・中田 1991）。他のハバチ（*Diprion pini*）でも同様で、オサムシ類によって捕食された割合はわずかであった（De Somviele *et al.* 2007）。しかし、繭の形成前に幼虫が地表で捕食される割合については調べられておらず、苫小牧サイトのように地表徘徊性甲虫類が豊富な森林では、甲虫による捕食の割合も高いのかもしれない。

第二に、ハバチの糞が、甲虫類の餌となる土壤動物を増加させたことが考えられる。植食性昆虫の糞の土壌への大量供給は、微生物食性線虫や、トビムシ、ダニなどの小型節足動物を増加させる場合がある（Reynolds *et al.* 2003）。この調査区では、ハバチの大発生し

¹⁶ 甲虫全種または分類群別の年捕獲個体数またはバイオマス（年4回の調査の合計値）、堆積落葉量、土壌炭素、窒素濃度のそれぞれについて、年（カテゴリー変数）を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha = 0.05$ ）。甲虫バイオマス、堆積落葉量は対数変換値を用いた。甲虫個体数はポアソン分布、他の応答変数は正規分布に従うと仮定した。

た年の夏に、林床を覆うように大量の糞が落下していることが観察された。また、ハバチ大発生後（2010 年）の土壌の炭素、窒素濃度は、それぞれ大発生前（2005 年）の 3 倍、2.5 倍近くに増加していた¹⁶（図 5-2-8）。これは、糞や糞由来の有機物が土壌に混入したことも一因と考えられる。落葉リターよりも糞の方が微生物が分解しやすいと考えられ、一時的な微生物バイオマスの増加が起きて甲虫類の餌となる土壌動物が増加した可能性がある。

最後に、ハバチの食葉による堆積落葉量の減少が、甲虫の捕獲効率に影響した可能性が考えられる。地表徘徊性甲虫類は、落葉層が薄く構造が単純になるほど水平方向への移動が増え、ピットフォールトラップに落下しやすくなると考えられる（Greenslade 1964）。ハバチの大発生後の甲虫捕獲数の増加には、このような堆積落葉量の減少による捕獲効率の上昇の効果も含まれているかもしれない。

本調査では、ハバチの発生量の変動についての直接的なデータは収集していないものの、上述の結果は、カラマツハラアカハバチの大発生が、落葉の堆積量の変動、および地表の動物群集の動態に大きな影響を及ぼすことを強く示唆している。地表徘徊性甲虫類は、ハバチの大発生に対して非常にすばやく反応する一方で、復元性も高いことが示唆され、この大発生の影響は一過性で、長期間は持続しないものと思われる。

カラマツハラアカハバチの大発生の生態系への影響を一時的、限定的なものにとどめている重要な要因の一つは、樹木の枯死を引き起こさないことにありと考えられる。本種には、葉のほとんどを食べつくす場合でも長枝葉（被食忌避物質を含む（Wagner *et al.* 1979））だけは食べ残す、同じ林分内では大発生は数年で終息する、他の病害と複合する傾向がない、などの特徴があるため、大発生時にも樹木の生長の低下が見られるだけで枯死には至らない（立花ら 1988、東浦 1990）。しかし、例外的に短期間に連続して大発生が起きた林分（2 年間激害を受け、3 年後に再び激害を受けた）では、最終的にカミキリムシによる二次被害も多発して集団枯損が発生していることから、連続して激害を受けないことが重要と考えられている（東浦 1990）。明治時代に北海道へカラマツが導入された後、1930 年頃に初めて本種の被害が記録され（岡元 1936）、その後は小面積で散発的な被害にとどまっていたが、1977～1986 年および 1995 年～現在にかけて広域にわたる漸進的大発生が起きており（東浦 1990、北海道立林業試験場森林保護部 2010）、近年は大発生が広域化、長期化する傾向が見られる。本種は、高齢林で大発生しやすい傾向があり（東浦 1990）、近年、道内で高齢のカラマツ人工林が大面積に広がるようになった（北海道水産林務部 2013）ことが大発生の広域化、長期化に影響しているのかもしれない。今後、高齢カラマツ林の面積がさらに増え、より高齢化が進んだ場合、あるいは気候等の環境条件が変化した場合、被害木の反応や大発生の様態がさらに変化することもあると考えられる。大発生の間隔の短縮や、一回の漸進大発生の中で同じ地点に回帰するような発生パターンの変化があれば、大規模な枯損被害が発生する可能性もあり、本種の大発生パターンの変化には今後注意していく必要があるだろう。

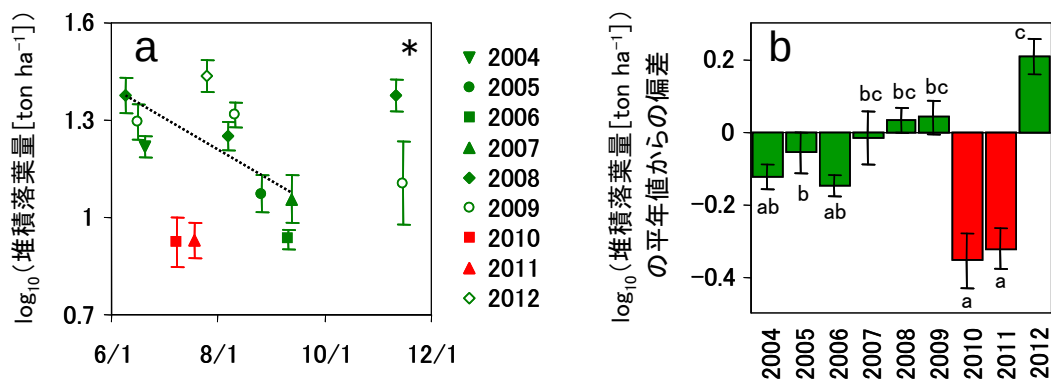


図 5-2-6 苫小牧カラマツ人工林調査区における (a) 堆積落葉量の季節変動、(b) 6～9月の堆積落葉量の年平均値からの偏差の年変動(平均±標準誤差)。(a) 点線は、6～9月の堆積落葉量(2010、2011 年を除く)の、日にちによる回帰直線($R^2 = 0.49$)。アスタリスクは、11 月の堆積落葉量の年による差が有意であることを示す(尤度比検定、 $P < 0.05$)。(b) a の回帰直線からの偏差。異なる英小文字は、年による差が有意であることを示す($P < 0.05$)。

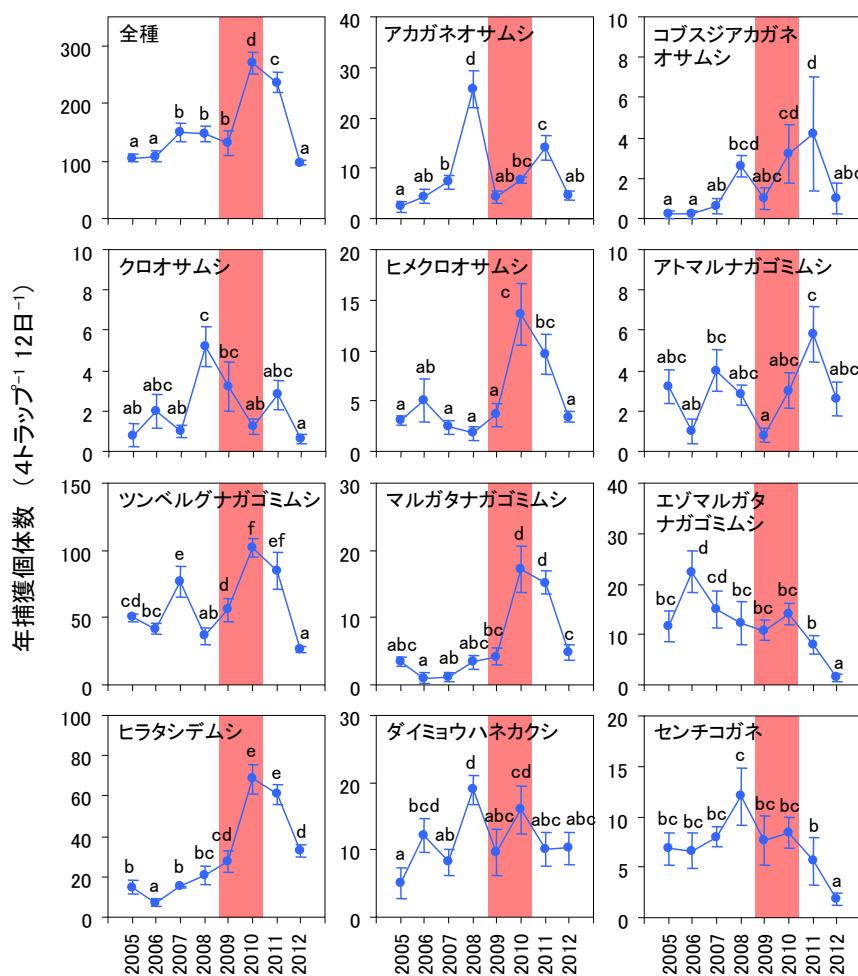


図 5-2-7 苫小牧カラマツ人工林調査区における地表徘徊性甲虫捕獲個体数(平均±標準誤差)の年変動。異なる英小文字は、年による差が有意であることを示す($P < 0.05$)。赤色網掛けは、カラマツハラアカハバチの大発生が観察された年(2009、2010 年)を示す。

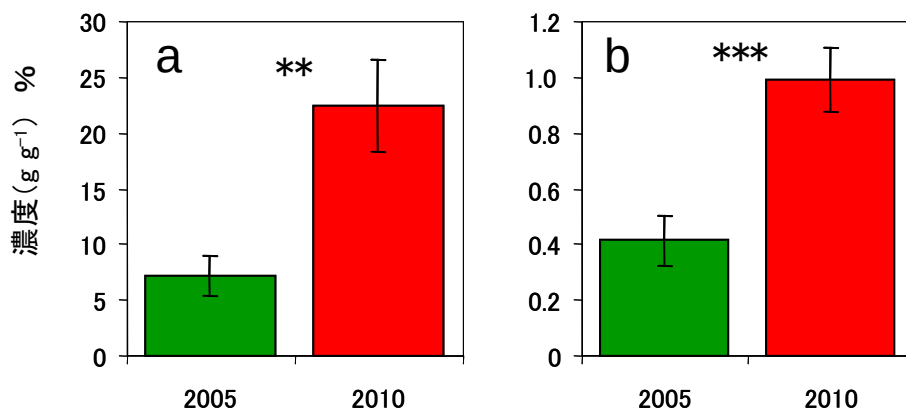


図 5-2-8 苫小牧カラマツ人工林調査区における土壌(深さ0~5cm)の (a) 炭素、(b) 窒素濃度(平均±標準誤差)。** $P < 0.01$ 、*** $P < 0.001$ (尤度比検定)。

■コラム 5-5：ナラ枯れ被害林分の動態について

本間航介（大佐渡・小佐渡サイト：新潟大学農学部附属フィールド科学教育研究センター）

ナラ枯れは、この 15 年ほどで日本海側多雪地域の里山林および放棄薪炭林に甚大な被害を与えた。森林の大幅なバイオマス損失と水源涵養能力の低下による災害の危険性が指摘されているのに加え、シイタケ原木の供給など産業面にも深刻な影響が及びはじめている。森林性の昆虫・土壌生物・両生類・哺乳類などへの影響も当然予想される。

この 10 年間は、ナラ枯れの感染経路・病理の解明や防除法の開発など森林防疫が研究の中心的課題であり、筆者らもベノミル製剤などによる治験に協力してきたが、被害が一巡した今後はナラ枯れの被害を受けた森林が、今後どのような方向に推移するか、森林のダメージを早急に回復するための天然更新促進施業をどのように行うべきかについての研究が急務となる。

ナラ枯れ後の森林動態は、被害を受けた樹種、林内の種構成と優占度、林床の低木類の種構成、林冠木の種子散布タイミングなど多くのパラメーターによって変化するため、一般化するためには、全国レベルで多くのケーススタディを集積する必要がある。そこで、我々は初期条件の異なる 2 つのナラ枯れ被害林分においてモニタリング調査と天然更新促進のための操作実験を 2005 年から行っている（このうちの一つがモニタリングサイト 1000 森林・草原調査コアサイトの小佐渡サイトである）。

暖温帯のコナラ優占林では多種混交でコナラの死亡率も低いため、ナラ類の積極的な利用を考えないのであれば、他樹種の増加を容認する前提で放置しても残存樹木の側方生長により一定の森林機能は維持される可能性がある。しかし、冷温帯の多雪地では、元々の植生である冷温帯性広葉樹林（多くはブナを優占種とする）が薪炭林施業によってミズナ

ラ林に置換している。ここでは多雪環境の影響により元の植生であるブナ林群集自体の種多様性が低く、薪炭林利用によって成立したミズナラ優占林もまた多様性が低い単調な林である。このため、ナラ菌に感受性の高いミズナラがナラ枯れによって全滅すると、林冠を埋める後継樹が無く、結果として低木の爆発的な増加を促して藪山的な植生が増加する可能性があることが分かってきた。この結果、かなりの長期間にわたり高木層が欠落した状態になって森林の多面的機能は損なわれると予想される。この場合、選択的刈り払い施業を複数年実施して高木性樹種の更新を促すことは大きな効果を上げる可能性がある。

全国ネットワークによるモニタリング調査の早期の開始を期待している。



写真：ナラ枯れ被害で林冠が消失したミズナラ林で低木伐採実験を行った結果形成された稚樹集団。

（２）シカの密度増加

１）生物群集の多様性および炭素循環の変化、土壌流出

①樹皮剥ぎと樹木死亡率の関係とその樹種間差

全国的に、シカの頭数の増加による影響として、植生被覆の減少や希少植物種の個体数減少などが懸念されている。森林の樹木群集においては、シカの樹皮剥ぎの影響によって、幹の枯死や稚樹の更新阻害などの影響が報告されている（コラム５－６「大山沢溪畔林においてシカが林床植生に与えた影響」を参照）。森林調査では、2011年度より、毎木調査時にシカの樹皮剥ぎの痕跡の有無について記録しており、シカの生息状況（多い、少ない、いない）についてサイト代表者にアンケートを実施している。これらの記録データと毎木調査のデータを用いて、シカの密度増加による樹木への影響を検討した。

まず、シカの樹皮剥ぎの痕跡の有無のデータを解析したところ、9調査区において樹皮剥ぎの痕跡が目立ってみられた（図 5-2-9）。特に、大山沢と秩父ウダイカンバ林では多くの幹で樹皮剥ぎを受けており、剥皮率（調査区内の総幹数あたりの樹皮剥ぎの痕跡のあった幹数の頻度）はそれぞれ 23%、10%であった。それらの幹の中には樹皮剥ぎが原因で枯死した幹もあった。また、全国的に、特定の樹種の樹皮が選択的に剥がされている傾向が確認された。樹皮剥ぎの痕跡が確認された樹種ごとに、その剥皮率を表 5-2-1 に示す。東日本の落葉広葉樹林帯では、マユミ、オヒョウ、ミズキ、リョウブ、ナツツバキなどで剥皮率が高く（表 5-2-1a）、西日本の常緑広葉樹林帯では、タブノキ、モチノキ、ホソバタブなどで剥皮率が高いことが確認された（表 5-2-1b）。

次に、サイト代表者へのアンケート結果を基に、シカの生息状況（多い、少ない、いない）によって、樹木の新規加入率に違いがあるかどうかを検証した。新規加入率は胸高周囲長 15.7cm 以上の全ての幹のデータを用いて算出した。その結果、有意では無いが、シカが少ない・いない調査区に比べて、シカが多い調査区では新規加入率がやや低い傾向が確認された（表 5-2-2）。この結果から、全国的に、シカの密度が増加している森林では胸高周囲長 15.7cm に満たない稚樹がシカの食害の影響で死亡し、樹木の更新が阻害されていると考えられる。従って、シカの頭数が増加し、稚樹への食害が増え続けた場合は、将来的に森林の更新に大きな影響が出る可能性がある。

シカの樹皮剥ぎの痕跡は特定の樹種において剥皮率が高かったことから（表 5-2-1）、これらの剥皮率が高いシカ嗜好種の幹数の経年変化を調べることで、これらの樹種へのシカの影響を検討した。まず、東日本では、ナツツバキの剥皮率が秩父ブナ・イヌブナ林（剥皮率 74%）・秩父ウダイカンバ林（86%）・大山沢（88%）で高かった。ナツツバキの幹数は、秩父ブナ・イヌブナ林では維持されているが、秩父ウダイカンバ林と大山沢では減少していることが確認された（図 5-2-10）。また、大山沢では、ナツツバキ以外にも多くの樹種で剥皮率が高く（表 5-2-1a）、チドリノキ、オヒョウ、アサノハカエデにおいても幹数の減少が確認された（図 5-2-11）。一方、西日本では、市ノ又と綾においてシカの樹

皮剥ぎの痕跡が多く確認されており、タブノキの剥皮率が市ノ又で高い（50％）。また、剥皮率はそれほど高くないが、ホソバタブは市ノ又と綾の両調査区において多数の幹で樹皮剥ぎの痕跡が確認された（表 5-2-1b）。これらの樹種の幹数の経年変化を見てみると、ホソバタブは市ノ又・綾の両調査区で幹数が大きく減少していた（図 5-2-12 左）。一方、タブノキの幹数は、市ノ又では減少する傾向であったが、綾では幹数に変化は見られなかった（図 5-2-12 右）。これは、綾のタブノキの幹サイズが直径 40～50cm を越えるような幹が多いのに対して、市ノ又では直径 20cm 以下の幹が多く、シカが若い幹の樹皮を剥いでいるためだと考えられる。このことから、シカの嗜好性が高い樹種の中でも、調査区内に大きな幹が少ない樹種はシカの食害によって更新が阻害される可能性が高いと考えられる。また、シカの剥皮選好性は、剥皮を受ける樹種の優占度、森林の樹種構成、シカの土地利用頻度などにも関係することも報告されている（神崎ら 1998、釜田ら 2008）。従って、シカの密度が増加している森林では、シカの剥皮選好性の規定要因を調べるとともに、森林の樹木の多様性を維持するためにシカ嗜好種の更新が妨げられないようにする対策が必要である。

シカの分布と食害影響

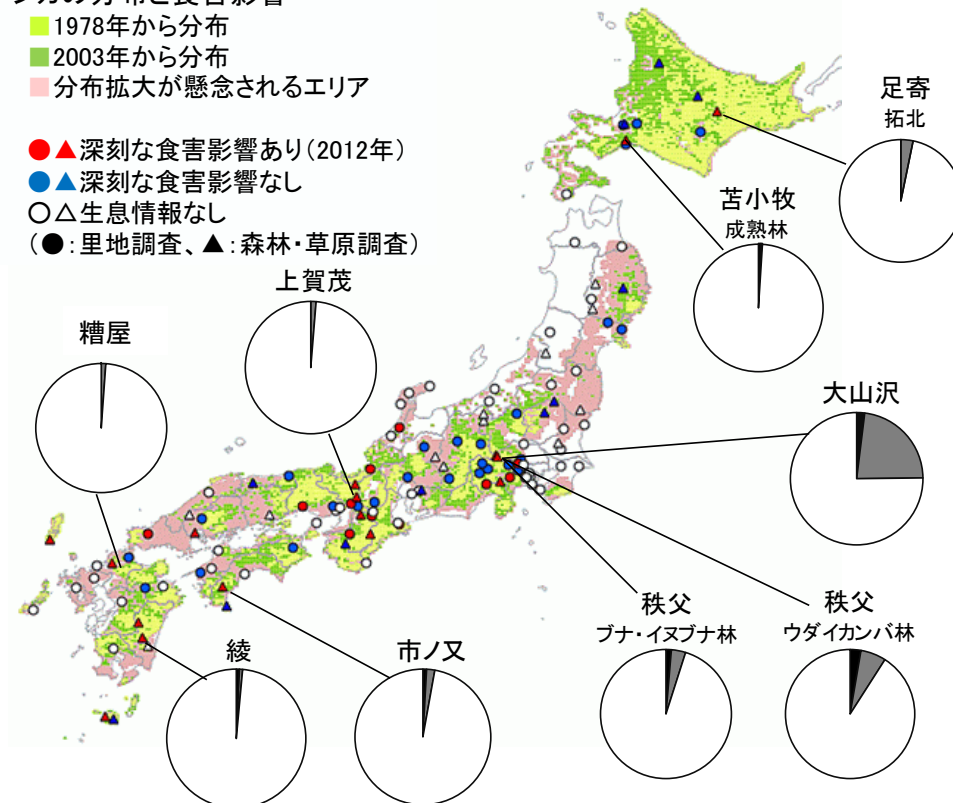


図 5-2-9 シカによる樹皮剥ぎの痕跡のあった幹の割合。

円グラフの色はそれぞれ、黒：樹皮剥ぎの痕跡があり、枯死していた幹の割合、灰：樹皮剥ぎの痕跡があったが生存していた幹、白：樹皮剥ぎの痕跡のなかった幹を示す。地図上の記号の凡例（食害の程度）は、サイト代表者へのアンケート結果を示す。1978 年からのシカの分布は第 2 回自然環境保全基礎調査、2003 年からのシカの分布は第 6 回自然環境保全基礎調査による。シカの分布拡大が懸念されるエリアは、環境省(2012)平成 23 年度生物多様性評価の地図化に関する検討調査業務報告書による。詳細は下記 URL を参照。

<http://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/map/map14/index.html>

表 5-2-1 シカによる樹皮剥ぎの痕跡のあった樹種と、各調査区における樹種ごとの剥皮率。

剥皮率は、調査区内の総幹数あたりの樹皮剥ぎの痕跡のあった幹数の頻度。

(a) 東日本地域の落葉広葉樹林帯の調査区。

	足寄拓北		苫小牧		大山沢		秩父ブナ・イヌブナ林		秩父ウダイカンバ林	
	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率
イヌエンジュ	1	1.00								
マユミ	4	0.50			3	0.67	1	1.00		
オヒョウ	6	0.50			17	0.65				
アオダモ	26	0.27	145	0.03			1	0.00		
ヤマウルシ	25	0.12								
ホオノキ	17	0.12	35	0.00	1	0	15	0.00		
ハルニレ	14	0.07	10	0.00						
エゾイタヤ	138	0.01								
ミズキ	1	0.00	11	0.00	2	1.00	3	0.67	4	0.00
キハダ	4	0.00	5	0.00	2	1.00	1	0.00		
カツラ	17	0.00	22	0.00	30	0.27				
ハウチワカエデ	10	0.00	25	0.00	11	0	23	0.04	2	0.00
コハウチワカエデ	39	0.00			1	1.00				
サルナシ	4	0.00			4	0.50				
ツリバナ			10	0.60						
オオモミジ			10	0.00	21	0.05	20	0.00	20	0.00
リョウブ					1	1.00	22	0.59	80	0.40
ヤマグルマ					1	1.00				
ナツツバキ					8	0.88	31	0.74	7	0.86
コミネカエデ					3	0.67	4	0.25	13	0.00
ウツミズザクラ					3	0.67	5	0.00		
ウラジロモミ					5	0.60	9	0.11		
チドリノキ					159	0.55				
コバノネリコ					8	0.50				
ミヤマアオダモ					4	0.50				
アサノハカエデ					12	0.33				
ヒトツバカエデ					3	0.33				
オオバアサガラ					6	0.17				
ウリハダカエデ					24	0.13	3	0.00	12	0.00
サワグルミ					25	0.12				
オオイタヤメイゲツ					93	0.06	2	0.00		
シオジ					93	0.06	4	0.00		
モトゲイタヤ					45	0.04				
サンショウ							4	0.50		
アワブキ							50	0.30	18	0.17
ヤブツバキ							127	0.06		
ツガ							39	0.05	2	0.50
アセビ							117	0.01		
モミ							18	0.00	3	0.67
ムラサキシキブ							3	0.00	2	0.50
ヒナウチワカエデ							4	0.00	82	0.01
イロハモミジ									2	0.50

■濃赤：50%以上の幹に痕跡
■薄赤：～50%の幹に痕跡
□白：痕跡なし

(b) 西日本地域の常緑広葉樹林帯の調査区(凡例は(a)の表と同じ)。

	上賀茂		市ノ又		粕谷		綾	
	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率	出現幹数	剥皮率
ホオノキ			2	0.00				
ミズキ			1	0.00	23	0.00		
コハウチワカエデ							17	0.00
サルナシ					5	0.00		
ツリバナ					1	0.00		
オオモミジ			1	0.00				
リョウブ	47	0.06			1	0.00		
ヤブツバキ					472	0.00	123	0.00
ツガ			45	0.00				
アセビ	1	0.00	63	0.00				
モミ			11	0.00				
イロハモミジ					15	0.00		
チシャノキ	6	0.17						
ツブラジイ	27	0.04						
ソゴ	47	0.02	1	0.00				
ヒノキ	916	0.01	39	0.00				
タブノキ	29	0.00	12	0.50			32	0.06
ウラジロガシ	87	0.00	76	0.01			37	0.03
ヒサカキ	3	0.00	105	0.01	22	0.00	94	0.01
サカキ	4	0.00	446	0.00	2	0.00	295	0.00
モチノキ			1	1.00			1	1.00
ホンバタブ			89	0.26	47	0.00	110	0.15
モッコク			19	0.11			8	0.00
イスノキ			18	0.06	33	0.03	429	0.00
イタガシ			54	0.02			82	0.01
シキミ			73	0.00	24	0.04	4	0.00
アオキ					33	0.15		
スギ					46	0.13		
カラスザンショウ					2	0.00	7	0.29
イヌマキ							3	0.33

表 5-2-2 シカの生息状況(多い、少ない、いない)による樹木の新規加入率(%)の比較。
シカの生息状況はサイト代表者へのアンケート結果に基づく。
新規加入率は各調査区の胸高周囲長 15.7cm 以上の全ての幹のデータを用いて算出した。

	シカの生息状況		
	多い	少ない	いない
全調査区	1.186±0.228 (n = 22)	1.753±0.437 (n = 6)	1.797±0.339 (n = 10)
成熟林(人工林と二次林を除く)	1.350±0.292 (n = 11)	1.915±0.433 (n = 5)	1.626±0.343 (n = 8)

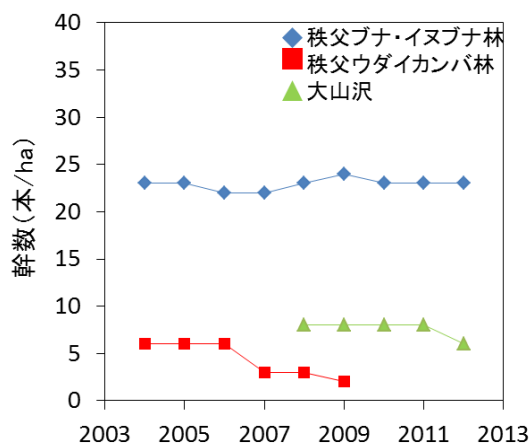


図 5-2-10 シカの樹皮剥ぎの痕跡が多い調査区におけるナツツバキの幹数(胸高周囲長 15.7cm 以上)の経年変化。

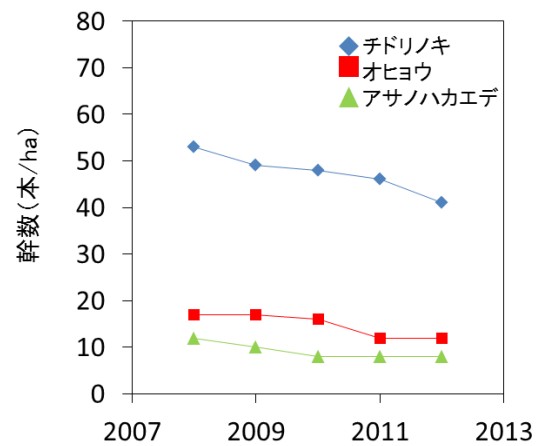


図 5-2-11 大山沢においてシカによる樹皮剥ぎが多い樹種の幹数(胸高周囲長 15.7cm 以上)の経年変化。

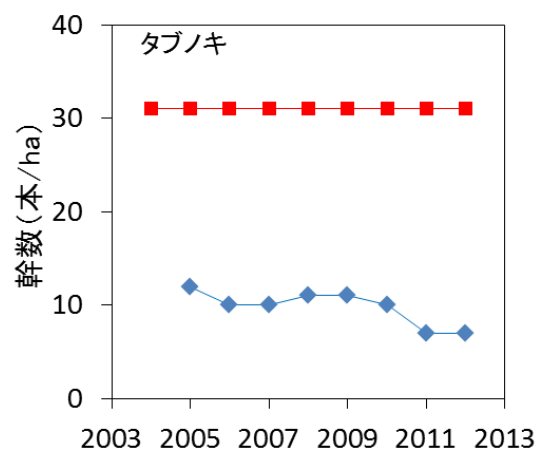
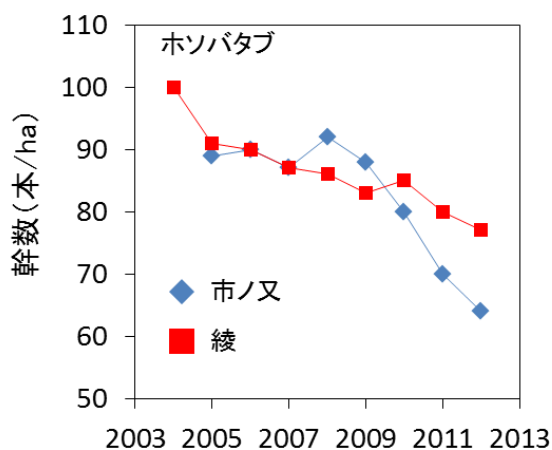


図 5-2-12 市ノ又と綾においてシカによる樹皮剥ぎが多い樹種(ホソバタブとタブノキ)の幹数(胸高周囲長 15.7cm 以上)の経年変化。

②林床植生被度、堆積落葉量、地表徘徊性甲虫類への影響

シカの密度増加による林床植生の衰退は、土壌の温度や水分条件（古澤ら 2006）、硬度（柳ら 2008）を変化させ、さらに堆積落葉層の流亡や表土の侵食を促進させることが知られている（古澤ら 2003、若原ら 2008）。さらにシカ糞の供給や不嗜好性植物の増加は林床に供給される有機物リターの質を変化させる。こうした林床の物理環境や供給リターの質・量の変化は、林床に生息する小動物の生息環境や餌条件に影響を及ぼすと考えられる。

地表徘徊性甲虫調査を行っている 22 サイトの中で、シカの採食による林床植生の減少や不嗜好性植物の増加が顕著に生じているサイトが 4 ヶ所、やや顕著に生じているサイトが 2 ヶ所、わずかに生じているサイトが 1 ヶ所あることが、サイト関係者へのアンケート調査によって確認された。林床植生の被度は、温暖な森林から寒冷な森林になるに従って増加する傾向があったが、シカの採食による林床植生の変化が生じているサイトでは、この傾向と比べて低い値に偏っていた（図 5-2-13）。堆積落葉量も気候が寒冷になるほど増加する傾向が認められたが、シカの影響が強いサイトで少ないという傾向は見られていない（図 5-2-13）。しかし、苫小牧サイトではシカの増加による林床植生の減少はまだわずかであり（日浦勉 私信）、元々被度がそれほど高くないと考えられる。また、シカの影響が顕著な秩父サイトでは元々林床植生の少ない場所に調査区が設置されているなど、シカの影響とは無関係なばらつきも大きい。同様に、堆積落葉量の初期値は各調査区の気温だけでなく、地形や森林タイプなどによっても大きく異なる。よって、被度、堆積量ともに現在の値を単純に調査区間で比較するよりも、各調査区内での年変化傾向を比較する方がシカの影響を検出しやすい可能性がある。

そこで、シカの影響の程度が様々なサイトが含まれる広葉樹林の調査区（南西諸島を除く 11 ヶ所）に絞って、各調査区における林床植生被度、堆積落葉量の年変化傾向の比較を行い、さらにそれらの変化が地表徘徊性甲虫類の変動とどのように関連しているのかについて分析を行った。

シカによる植生への影響がある調査区の多くでは、林床植生被度が有意な減少傾向にあった¹⁷（図 5-2-14）。ただし、足寄拓北、大山沢では傾向が見られなかった。大山沢ではモニタリング調査の開始の 5～10 年前に下層植生の激減が起こっており、調査開始時には既に林床植生被度が非常に少なく、不嗜好植物ばかりになっていたため、調査期間中には有意な変化傾向が見られなかったと考えられる（コラム 5－6 「大山沢溪畔林においてシカが林床植生に与えた影響」を参照）。一方、足寄拓北調査区の林床に優占するミヤコザサは、

¹⁷ 林床植生被度（年 4 回の測定の最大値）、堆積落葉量、甲虫全種または分類群別の捕獲個体数またはバイオマス（年 4 回の調査の合計値）のそれぞれについて、年（連続変数）を固定効果、サブプロット名を変量効果とする一般化線形混合モデル（GLMM）への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した（ $\alpha=0.05$ ）。年の係数を「年変化傾向」とし、符号が正の場合を（単調）増加傾向、負の場合を（単調）減少傾向とした。林床植生被度は逆正弦変換値、甲虫バイオマスは対数変換値、堆積落葉量は採取時期の影響を補正した値（3 章）を用いた。甲虫個体数はポアソン分布、他の応答変数は正規分布に従うと仮定した。利用可能なデータが 4 年分以上ある場合のみ（甲虫については、さらに、全期間を通じて 20 個体以上捕獲されている場合のみ）解析を行った。

シカの採食を受けると稈や葉が小型化し地上部バイオマスが減少するものの、稈の密度が高まり、被度がある程度維持されることが知られている (Yokoyama and Shibata 1998)。足寄拓北調査区で、林床植生被度の有意な減少傾向が見られなかったのには、このようなミヤコザサの特性が影響している可能性がある。また、秩父、大山沢、綾では、林床にシカの不嗜好性植物が多く見られた (フタリシズカ、ハシリドコロ、バイケイソウ、アリドオシ、マンリョウ、イズセンリョウなど)。

綾では林床植生被度の減少と堆積落葉量の減少が同時に起きており (図 5-2-14)、急峻な斜面上での林床植生の減少が落葉層の流出を促進した可能性がある。しかし、他の多くの調査区で被度の変化は堆積落葉量の変化と結びついておらず (図 5-2-14)、全広葉樹林調査区における林床植生被度の年変化傾向と堆積落葉量の年変化傾向の間には、有意な関係は認められなかった¹⁸。シカの採食による林床のササ植生の衰退は堆積落葉層や表層土壌の流出を促進することが知られているが (古澤ら 2003、若原ら 2008)、その効果には地点によるばらつきが大きく、微地形による影響が大きいと考えられている (古澤ら 2003)。例えば、平坦地では林床植生が減っても流出は起こりにくく、斜面下部では周囲からの流入が増えて堆積量が増加する可能性がある。苫小牧ではまだ林床植生が十分に残っており (2012 年の林床植生被度が $28 \pm 2\%$ (平均 $\pm$ 標準誤差))、二次林の調査区はいずれも地形が平坦であることから、堆積落葉量の減少が起こりにくかったと考えられる。秩父ブナ・イヌブナ林調査区は、元々林床植生の少ない場所に設定され、早くからシカの密度増加による影響を受けていたため、モニタリングの開始当初から林床植生の被度は低く (15%以下)、堆積落葉層を保持する機能は低かったと考えられる。よって、被度の減少は有意であったものの、堆積落葉量の変動との関連は低かったものと推察される。

地表徘徊性甲虫類の総捕獲バイオマスは、ほとんどの調査区で有意な変動が見られなかったにもかかわらず、シカによる下層植生への影響が顕著な 3 調査区ではいずれも減少傾向にあった¹⁷ (図 5-2-14)。この 3 調査区では、優占していた科 (オサムシ科、ハネカクシ科、センチコガネ科) の捕獲数はいずれも減少傾向にあった¹⁷ (図 5-2-14)。綾では、初期の 3 年間に捕獲個体数・バイオマスのピークがあり、その後ほとんど捕獲されないか低い水準を保っている種が多い。これらの甲虫の変動は、林床植生被度や堆積落葉量の減少、あるいはその他のシカの影響 (土壌物理性の変化など) を反映している可能性がある一方、台風攪乱の影響も考えられる。2005 年には非常に多数の甲虫類 (とくにオオホソクビゴミムシ、スジアオゴミムシ、ヒメオサムシ) が捕獲されたが、その前年には大きな台風攪乱を受けていた (環境省自然環境局生物多様性センター 2009)。さらに 2012 年にも大きな台風攪乱を受け、2013 年に再び多数のオオホソクビゴミムシ、スジアオゴミムシ、ヒメオサムシが捕獲されている。属・種レベルの捕獲数変化の傾向には、シカの影響が顕著な 3 調査区間で共通のパターンは認められなかった (図 5-2-14、表 5-2-3)。これは、林床環境の

¹⁸ 堆積落葉量の年変化傾向¹⁷について、林床植生被度の測定値の年変化傾向を固定効果、サイト名を変量効果とする一般化線形混合モデル (GLMM) への当てはめを行い、尤度比検定によって説明変数の有意性を検定した ($\alpha = 0.05$)。各年変化傾向は正規分布に従うと仮定した。

変化の履歴が調査区間で大きく異なるためかもしれない（秩父は元々下層植生の少ない場所だった、大山沢は5～10年前に急激な下層植生の衰退が起こった後に調査が始まった、綾は調査期間中に下層植生や落葉層の衰退が生じた）。

シカの高密度化による植生変化が顕著ないくつかの地域では、林床植生の衰退や堆積落葉量の減少に伴う土壌生物への影響が調査されている。防鹿柵の設置による林床植生と堆積落葉層の回復に伴ってミミズやササラダニなどの土壌動物の生息密度や多様性が増大することが報告されている（日野ら 2003、伊藤ら 2007、才木ら 2010、塚越ら 2012）。一方、芦生サイトの落葉広葉樹林では、チシマザサなどの林床植生が衰退したものの堆積落葉量の減少は見られず、ササラダニ類の総個体数には変化が見られなかった（Saitoh *et al.* 2010）。堆積落葉層は、多くの土壌動物にとって重要な住み場所かつ栄養基盤となっており、シカの高密度化による落葉層の流出は、土壌動物群集全体に大きな負の影響を及ぼすものと考えられる。さらに、林床植生や落葉層の減少は、雨滴衝撃による土壌表面のクラスト層形成および土壌表面の硬化（湯川・恩田 1995、恩田・湯川 1995、柳ら 2008）や、土壌浸食の促進（若原ら 2008）によっても、土壌動物の生息に影響を及ぼす可能性がある。ニュージーランドの30ヶ所の温帯林での調査では、堆積有機物層に対する大型草食獣の影響はサイトによって様々であったが、落葉層中の節足動物の多くは草食獣の生息によって減少しており、踏み荒らし等による落葉層や地表面の攪乱が原因であると推測されている（Wardle *et al.* 2001）。

スズタケを中心とする林床植生の衰退と、それに伴う堆積落葉層の減少が起きている丹沢の広葉樹林では、地表徘徊性甲虫類も大きく減少した（高桑ら 2007）。一方、林床に優占するミヤコザサの減少が起きている大台ヶ原の混交林や奥日光の落葉広葉樹林では、林床植生の衰退は、オサムシ科の総捕獲数または総バイオマスに影響を及ぼしていなかった（上田ら 2009a、岡田・須田 2012、Seki and Koganezawa 2013）。これは、林床植生や落葉層の衰退が、丹沢ほどではなかったためかもしれない。北欧の森林では、シカ類の採食による林床植生の減少は、一般に土壌動物やオサムシ科甲虫を全体的に増加させることが知られている（Suominen and Olofsson 2000、Suominen *et al.* 2003、Melis *et al.* 2006、Melis *et al.* 2007）。これは、下層植生の減少によって林床に日光が到達しやすくなり、地表付近がより暖かく乾燥した環境になるためと考えられている。しかし、日本の森林では、シカの採食による林床植生の減少によって土壌動物や地表徘徊性甲虫類が増加する例はほとんど知られていない（ただし、シカの不嗜好性植物の増加による供給リターの質の変化によって、ミミズが増加する場合は報告されている（関・小金澤 2010））。日本のような温帯の森林では、林床植生の減少による正の効果は一部の種には見られても、地表の攪乱や落葉層の流出、土壌の硬化などによる群集全体への負の効果を上回るほど大きくはないものと考えられる。

シカの高密度化は、地表徘徊性甲虫類の群集構造にも影響を及ぼすことが知られている。丹沢では、オサムシ科の大型のグループであるオサムシ属、シデムシ科、ハネカクシ科の

大型種が大きく減少した一方で、オサムシ科の小型のグループは、種ごとに反応が様々であったが全体としては増加していた（高桑ら 2007）。大台ヶ原や奥日光でも、ササ植生の衰退に伴って大型のオサムシ属の一部が減少し、オサムシ科の小型のグループの一部が増加するという傾向が見られた（上田ら 2009a、岡田・須田 2012）。ヨーロッパのオサムシ科甲虫では、自然攪乱や人為的攪乱の少ない安定した環境ほど、オサムシ属などの大型種が優占する群集組成になることが知られている（Ribera *et al.* 2001、Sklodowski 2009）。

綾サイトでは、オサムシ属の優占種であるヒメオサムシには傾向が見られないものの、年1～5個体の低頻度で捕獲されていた同属のオオオサムシとキュウシュウクロナガオサムシは、最近3年間でそれぞれ1、0個体しか捕獲されておらず、減少傾向にある可能性がある。さらにオサムシ科の小型種であるムナビロヒメナガゴミムシとクロツヤヒラタゴミムシでは有意な増加傾向が見られており、コガシラナガゴミムシ（ムナビロヒメナガゴミムシと同じ *Pterostichus* 属 *Rhagadus* 亜属）とクロツヤヒラタゴミムシが増加した大台ヶ原の結果（上田ら 2009a）と似ている。コガシラナガゴミムシは、森林だけでなく草地や農地、河川敷などの環境にも生息することが知られており（石谷 1996、香川ら 2008、李・石井 2009）、ムナビロヒメナガゴミムシにも開放的な林床状態を好む傾向があるのかもしれない。クロツヤヒラタゴミムシは下刈りの攪乱にも強いことが知られており（松本 2009）、その増加は林床の開放化を反映しているのかもしれない。本調査での全調査区を通じた解析でも、オサムシ属・オオオサムシ亜属・クロナガオサムシ亜属の捕獲数は当年の林床植生被度と正の、*Rhagadus* 亜属は前年の林床植生被度と負の、*Synuchus* 属と同属のクロツヤヒラタゴミムシは当年の林床植生被度と負の関係を示しており、これらの種・種群はシカの高密度化を含めた林床植生の攪乱の指標として有用である可能性がある（表 5-1-5、図 5-1-30）。しかし、大山沢や秩父ブナ・イヌブナ林では大型のオサムシ属の一部で減少傾向が見られる一方、*Pterostichus* 属や *Synuchus* 属といった小型種の増加は見られなかった（図 5-2-14、表 5-2-3）。この2調査区は調査開始時の林床の被度が小さく、調査期間中には林床植生の大きな変化がなかったためかもしれない。また、林床に生息するクモ類でも、地表徘徊性甲虫類と同様に、シカの高密度化による影響は分類群や生態ギルドによって様々であることが知られている（Miyashita *et al.* 2004、Takada *et al.* 2008、上田ら 2009b）。

これらの研究結果を総合すると、林床の動物群集のバイオマスや多様性を高い状態に維持するためには、まず落葉層の減少が生じるようなシカの高密度化を避けること、さらには林床植生への採食強度が異なる箇所がパッチ状に配置されるような低い密度でシカが生息していることが望ましいと考えられる。そして、地表徘徊性甲虫のモニタリングデータから、林床植生の減少によって減少しやすい種と増加しやすい種の変動パターンをチェックすることで、地表や土壌中の動物群集にとって行き過ぎた林床の変化が起きていないかを知ることができるかもしれない。

センチコガネ科やコガネムシ科の一部からなる食糞性コガネムシ類は、哺乳類の糞を餌

資源とするため、シカ等の哺乳類の生息密度の指標となる可能性がある。シカが高密度化している奥日光では、大規模なシカ排除柵の内外で行われたピットフォールトラップ調査において、柵内でセンチコガネの捕獲数が少ないという結果が報告されており (Seki and Koganezawa 2013)、シカの密度低下によってセンチコガネの捕獲数が減少した可能性がある。しかし、センチコガネは糞以外にも様々な腐敗動植物質を餌資源とするとされ (川井ら 2005)、必ずしも哺乳類の生息密度を反映するかどうかは分からない。本調査では、苫小牧、足寄、大山沢などの多くの調査区でセンチコガネの捕獲数は減少傾向にあり、綾では初期3年間にオオセンチコガネが数個体捕獲されたが、その後は全く捕獲されていない。センチコガネ類の指標性については、各サイト周辺でのシカの密度変動のデータと比較するなどして検討する必要がある。

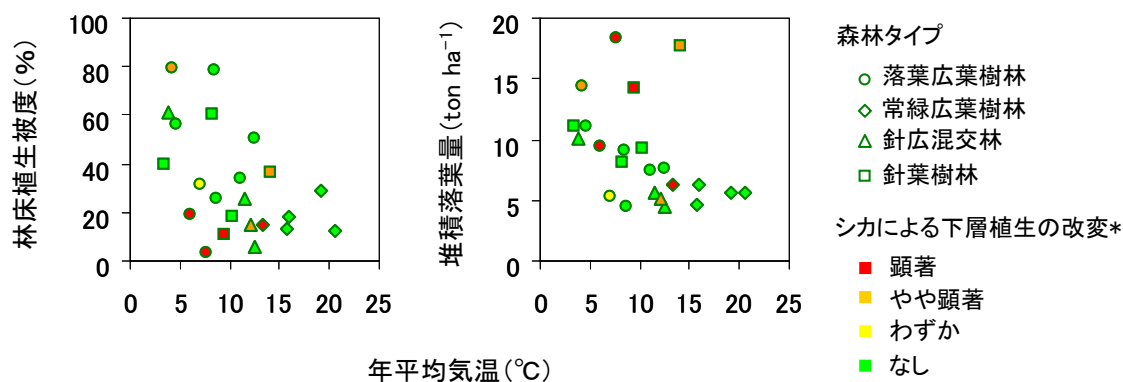
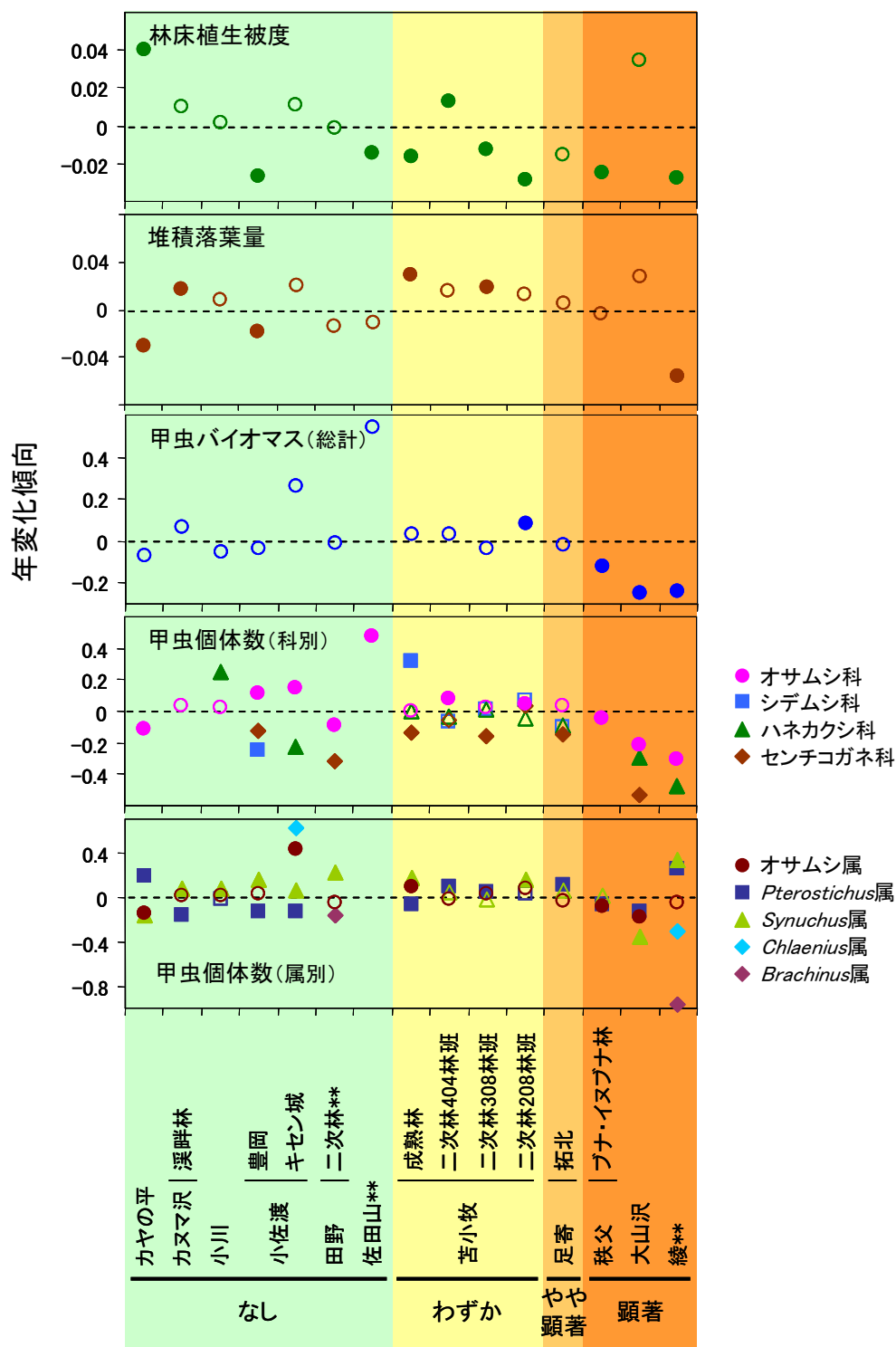


図 5-2-13 林床環境と年平均気温の平年値 (1971~2000 年の平均) の関係。林床植生被度は年 4 回の測定
の最大値 (2005~2012 年の平均)。堆積落葉量は年 3 回の測定の平均値 (2008、2009 年の平均)。*サイトへ
のアンケート調査に基づく。



シカによる下層植生の改変*

図 5-2-14 シカによる下層植生の改変の程度が異なる広葉樹林調査区での、林床環境と地表徘徊性甲虫類の年変化傾向(2005～2012 年の増減傾向)。縦軸は、各変数(またはその変換値)を年によって直線(またはポアソン)回帰した際の回帰係数。白抜きは、有意な増減傾向がない調査区を示す(尤度比検定、 $P < 0.05$)。* サイトへのアンケート調査に基づく。**常緑広葉樹林(その他の調査区は落葉広葉樹林)。

表 5-2-3 シカによる下層植生の改変の程度が異なる広葉樹林調査区での、地表徘徊性甲虫類の種ごとの年変化傾向(2005～2012 年の増減傾向)。いずれかの調査区で 20 個体以上捕獲された種を示す。+: 増加傾向、-: 減少傾向、ns: 有意な増減傾向がない(尤度比検定、 $\alpha = 0.05$)。*サイトへのアンケート調査に基づく。
**常緑広葉樹林(その他の調査区は落葉広葉樹林)。

属 種		シカによる下層植生の改変の程度*									
		なし		わずか		やや顕著		顕著			
		カヤの平 カヌマ沢畔林 小川 小佐渡 小佐渡キセン城 田野二次林** 佐田山**	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田	小佐渡 豊田
オサムシ科											
<i>Cychrus</i>	セダカオサムシ										
<i>Carabus</i>	アカガネオサムシ										
	コブスジアカガネオサムシ										
	クロオサムシ	ns	+	ns	+					ns	-
	ヒメオサムシ					ns					ns
	キタクロナガオサムシ	ns	-							+	
	クロナガオサムシ	-		-						-	ns
	ホソヒメクロオサムシ										ns
	ヒメクロオサムシ										ns
<i>Trechus</i>	オンタケチビゴミムシ	-									
<i>Brachinus</i>	オオホソクビゴミムシ										-
<i>Chlaenius</i>	スジアオゴミムシ				+						-
<i>Oxycentrus</i>	クビナガゴモクムシ			-							
<i>Trichotichnus</i>	オオクロツヤゴモクムシ		+								
<i>Myas</i>	アカガネオオゴミムシ			ns							
<i>Pterostichus</i>	エゾマルガタナガゴミムシ										
	マルガタナガゴミムシ										ns
	ヨリトモナガゴミムシ	ns	ns	ns	-						ns
	クロホソナガゴミムシ	+									
	ツンベルグナガゴミムシ										
	アトマルナガゴミムシ										
	コガシラナガゴミムシ										
	タカオヒメナガゴミムシ	ns	ns								
	ムナビロヒメナガゴミムシ										+
	<i>Rhagadus</i> 亜属の一種			-							
	トケジナガゴミムシ									ns	ns
<i>Negreum</i>	ベントンモリヒラタゴミムシ										ns
<i>Platymus</i>	ヤマトクロヒラタゴミムシ	+									
<i>Synuchus</i>	クロツヤヒラタゴミムシ		+	ns	+	+				ns	+
	コクロツヤヒラタゴミムシ	-	+	ns	ns	ns				ns	-
	オオクロツヤヒラタゴミムシ		-	ns	ns						ns
	シラハタクロツヤヒラタゴミムシ		+								
	マルガタツヤヒラタゴミムシ	ns		ns							
シデムシ科											
<i>Microphorus</i>	ヨツボシモンシデムシ										
<i>Silpha</i>	ヒラタシデムシ										
<i>Eusilpha</i>	オオヒラタシデムシ			-							
ハネカクシ科											
<i>Platydacus</i>	アカバハネカクシ										
	カラカネハネカクシ										
<i>Agelosus</i>	オオアカバハネカクシ										
	オオクロバネハネカクシ										-
<i>Staphylinus</i>	ダイミョウハネカクシ										
<i>Algon</i>	ムネビロハネカクシ										
センチコガネ科											
<i>Phelotrupes</i>	センチコガネ		-	-							-
	オオセンチコガネ									ns	

③下層植生と鳥類相との関係

a. 一般サイトにおける下層植生と鳥類相との関係

近年、シカの増加による環境への影響の増大が問題視されている。鳥類においてもシカによる林床植生の改変等の影響により、種数や個体数が影響を受ける可能性があり得る。そこで、シカの存在が、各サイトの鳥種に影響するかどうかを検討した。第2回および第6回自然環境保全基礎調査によるシカの分布に関する調査結果(1978~2003年)を用いて、各サイトの近隣におけるシカ生息の有無(5kmメッシュ内でシカが生息するかどうか)を判断し、第2期における鳥種データと関連づけて検討した。シカの生息情報は両期のいずれかまたは両方で確認された場合は生息情報「有(生息)」として扱い、確認できてない場合は、生息情報「無(未生息・生息不明)」として扱った。

繁殖期において鳥種の種数および個体数にシカの存在が影響するかどうかを、一般化線形モデル(GLM)を用いたAICに基づくモデル選択によって検討した。この解析は、既出の5.1(2)3)④a)「植生の階層構造と鳥種の種多様度の関係」において、他の要因とともに同時に行った。ゆえに結果は、表5-1-8を参照されたい。

その結果、シカの生息の有無は有意でなく、鳥種の種数および種多様度に関連しなかった(表5-1-8、図5-2-15)。

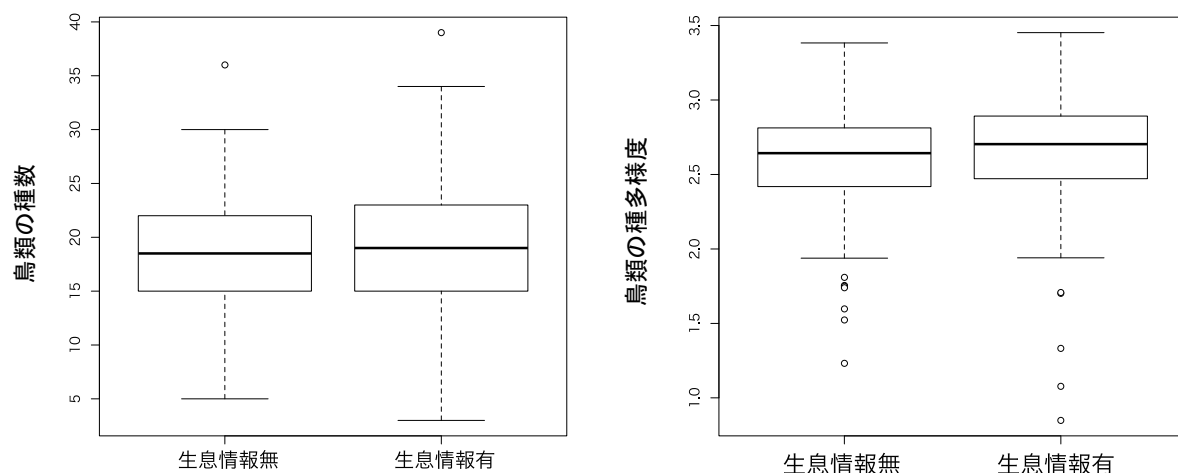


図 5-2-15 シカの生息情報と鳥類の種数および種多様度との関係。

左：シカの生息情報と鳥類の種数の関係（森林・繁殖期）

右：シカの生息情報と鳥類の種多様度の関係（森林・繁殖期）

一般サイトにおいてシカによる影響を検出できなかった原因には、まず、シカの生息確認情報の精度が問題として考えられる。今回は、シカを確認できていないサイトをシカがいないサイトとして扱ったが、実際には生息している可能性を否定しきれない。また、シカの調査時期と鳥類の調査時期の不一致がありうる。シカの調査を実施した時期（自然環境保全基礎調査：1978～2003 年）と、鳥類のデータ取得期間（モニタリングサイト 1000 第 2 期：2008～2012 年）のタイムラグも、鳥類とシカによる間接的影響の関係を不明瞭にする可能性が考えられる。また、シカの調査地点と、モニタリングサイト 1000 の調査地点は離れているため、この調査地点場所の違いという空間的な問題が影響した可能性もありうるだろう。

次に、コアサイトにおいて関連性が指摘されている、林床の藪に生息する鳥種として、ウグイスとコルリの個体数について検討した。その結果、繁殖期、越冬期のウグイス、繁殖期のコルリのいずれにおいても、有意な差は認められなかった。ここでも、種数と同様に、シカの生息調査と、鳥類調査のマッチングのずれが一因として考えられる。

b. コアサイトにおける下層植生と鳥類相との関係

5. 1 (2) 3) ①で示したように、藪を利用する種で個体数が減少傾向にあり、その原因としてシカの影響が考えられる。藪を利用する種のなかでは、ウグイスやコルリでは個体数が減少しており、一部のサイトではほとんど見られなくなっていた。一方、ヤブサメでは減少していなかった。北海道の洞爺湖のエゾシカの高密度地帯でも、ヤブサメは、シカが忌避する植物のある場所でも繁殖できるので、シカの影響は比較的小さいと考えられており、ヤブサメが減少していなかったという結果もシカの影響であることを否定しない。

また、アンケート調査によってシカの食害の大きいことがわかっている場所と小さい場所に分けてウグイスとコルリの個体数変化をみると、両者とも減少していた（図 5-2-16）。しかし、その個体数はウグイスについては、シカの食害の少ない場所 4.56 ± 3.64 (SD) 羽に対して 2.19 ± 3.33 羽と、シカの食害の大きい場所の方が有意に少なかった (Mann-Whitney の U 検定 $P = 0.002$)。コルリについては有意な差こそなかったものの、 1.31 ± 1.94 (SD) 羽に対して 0.74 ± 1.07 羽と少なかった。以上のことはシカの食害がこれらの鳥の生息に影響を及ぼしている可能性を示唆する。食害の影響が小さい場所でも個体数が減少傾向にある理由ははっきりしないが、もしかすると食害の少ない場所へもシカの影響が出始めているのかもしれない。

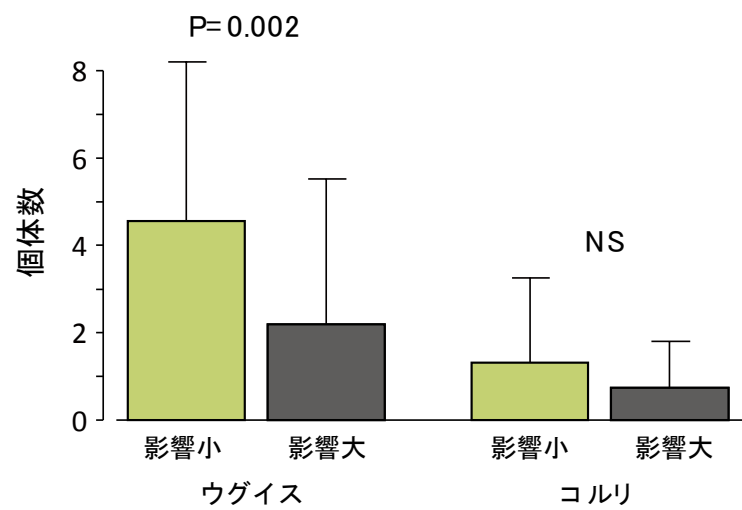


図 5-2-16 シカの影響の小さい場所と大きい場所のあいだでのウグイスとコルリの個体数 (+標準偏差) の違い。

■コラム５－６：大山沢溪畔林においてシカが林床植生に与えた影響

崎尾均¹⁾・久保満佐子²⁾・川西基博³⁾・比嘉基紀⁴⁾（大山沢サイト）

新潟大学農学部¹⁾，島根大学生物資源科学部²⁾，鹿児島大学教育学部³⁾，高知大学理学部⁴⁾

近年、全国的にシカの分布や個体数が増加し、平地から亜高山帯に至るまで森林植生への影響が著しく増加している。シカが林床植生に与えた影響について、影響が出始めてから、もしくはシカを排除した後の植生の回復に関する研究は多いものの、影響を受ける前から長期的にモニタリングしたケースは比較的少ない。モニタリングサイト 1000 のコアプロット大山沢溪畔林試験地では、長期間、シカの採食による森林への影響をモニタリングしている。

大山沢の林床植生は 1983 年から 2004 年の 21 年間に大きく変化した。1988 年には林床はオシダなどの大型シダ類や草本植生に覆われていた（写真 1）が、2003 年には大部分の林床植生が消失した（写真 2）。草本層の植被率は 1983 年には 90%と溪流の流路を除いては大部分が草本植生に覆われていたが、1998 年以降急激に減少し、2001 年には 50%、2004 年にはわずか 3 %にまで減少した。各種の個体数・被度も、ハシリドコロやサンヨウブシなど一部の有毒な植物を除いては全体的に減少した。それに対してヤマエンゴサクやヒメニラなど草丈が低い植物や生育期間の短い植物が比較的残存しており、植物種の生活史や形態によってもシカの採食の影響は異なる傾向が確認された。このようなシカの影響において、植被率の減少と種数の減少のパターンは大きく異なっていた（図 1）。植被率は 1998 年から 2004 年にかけて急激に減少したのに対して、種数の減少は植被率の急激な減少の始まる 1998 年には、ほぼ終わっていた。このことは今後、植生に対するシカの影響を把握していく上で、見かけ上の植被率だけでなく林床植生の種組成の変化にも注意していく必要があることを示唆している。

シカの影響は林床植生だけでなく樹木にも現れている。幹の剥皮は、オヒョウ・ウラジロモミ・チドリノキ・アサノハカエデのほぼ 90%以上の個体に見られ、枯死する個体も相次いでいる。

以上の結果、シカ個体数の増加に伴う林床植生の植被率の変化は数年の短期間で生じることが明らかとな

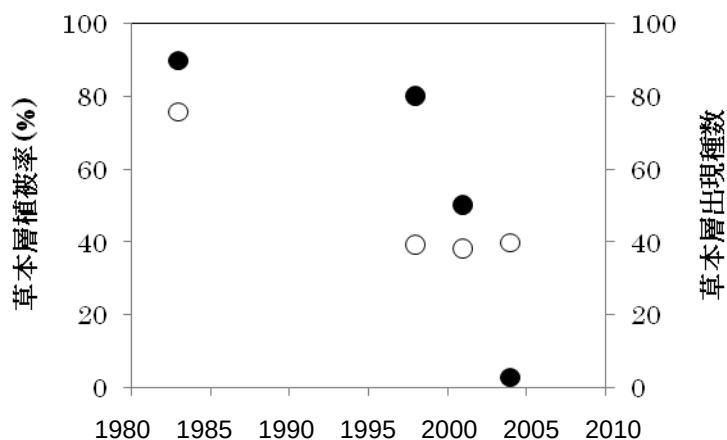


図 1 草本層植被率（●）と出現種数（○）。

った。シカの個体数は積雪の少ない地域を中心に拡大すると考えられている。今後は、シカの個体数増加が懸念される地域でも、大山沢溪畔林と同様に短期間で林床植生の衰退が生じる可能性がある。シカの個体数が増加する前に、シカの頭数管理や防鹿柵の設置などによる希少植生の保全を行う必要がある。



写真1 1988年の調査地の林床。

オシダなどのシダ植物や草本類が林床を覆っている。



写真2 2003年の調査地の林床（写真1と同じ場所）。

林床には草本植物がほとんど見られない。

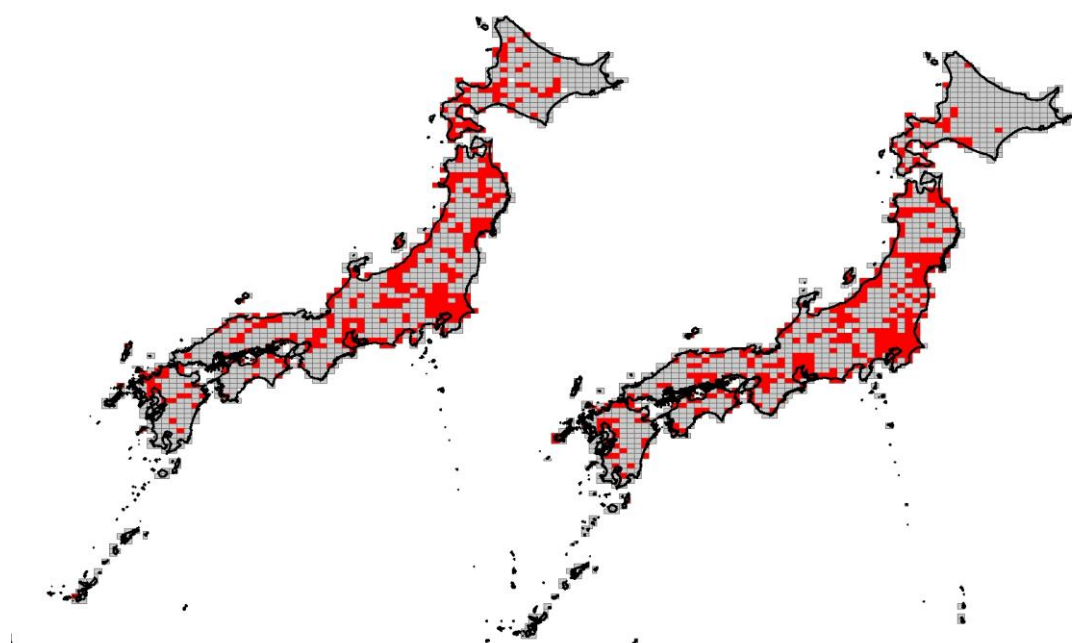
(3) 草原の樹林化

1) 草原性鳥類への草原の樹林化の影響

草原サイトでは第2期に設置されたサイトが多数あることから、第1期のみ記録されたサイトに着目して解析した。人為による草原環境の維持が行われなくなり、樹林化等の影響が出た場合、草原性の鳥類の分布に影響を及ぼすと考えられる。そこで、ヨシ原の指標としてオオヨシキリ、東日本ではコヨシキリ、西日本ではセッカの分布を示した(図 5-2-17、18、19)。

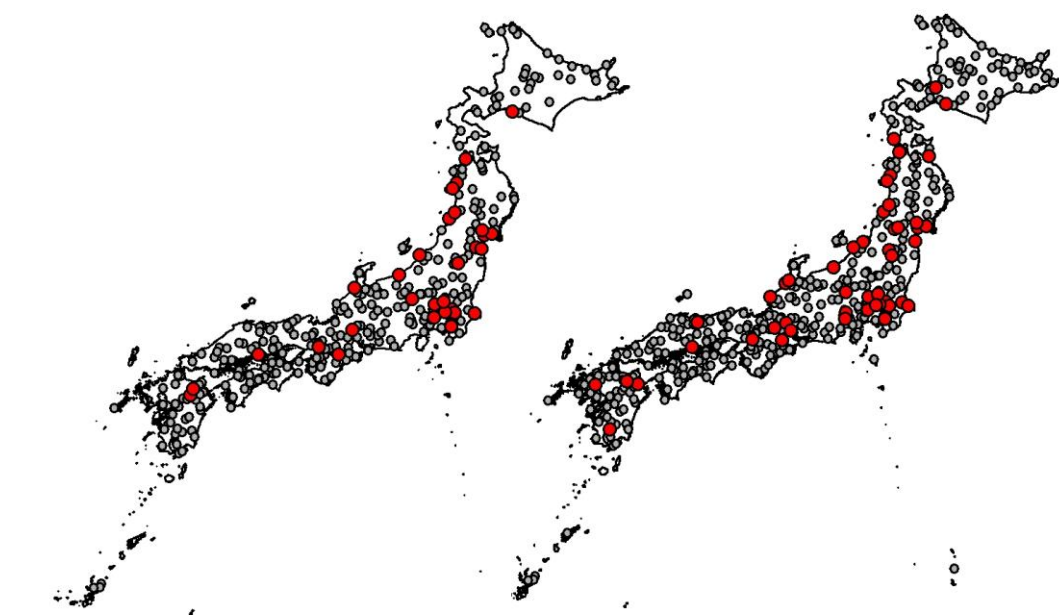
オオヨシキリで第1期に記録されたサイトは、奈良県で1サイト、大分県で1サイトであった。このうち大分県のサイトでは5ポイントあるスポットセンサスのうち、3ポイントで樹林の占める割合が50%を超えていた。コヨシキリでは北海道、宮城県、大分県でそれぞれ1サイトが第1期のみの記録となっていた。この内、大分県のサイトはオオヨシキリのケースと同じサイトであった。また北海道のサイトでは樹林は見られておらず樹林化の影響は見られなかった。また、宮城県のサイトは東北地方太平洋沖地震による津波被害の見られた場所で、植生の大きな改変が起きた場所であった。セッカでは、福島県の1サイトのみが第1期のみの記録となっていたが、樹林化は認められなかった。

セッカは第2回自然環境保全基礎調査と第6回自然環境保全基礎調査の間で、生息域の減少がみられる。現在、草原で起きている樹林化等の変化は、この両調査時期に起きた変化が進行していると考えられる。モニタリングサイト1000では簡易な植生調査を第2期から行っており、今後の継続した調査で樹林化と草原性鳥類の出現状況の関係を見ていくことが必要である。



第2回自然環境保全基礎調査(1974～1978年)

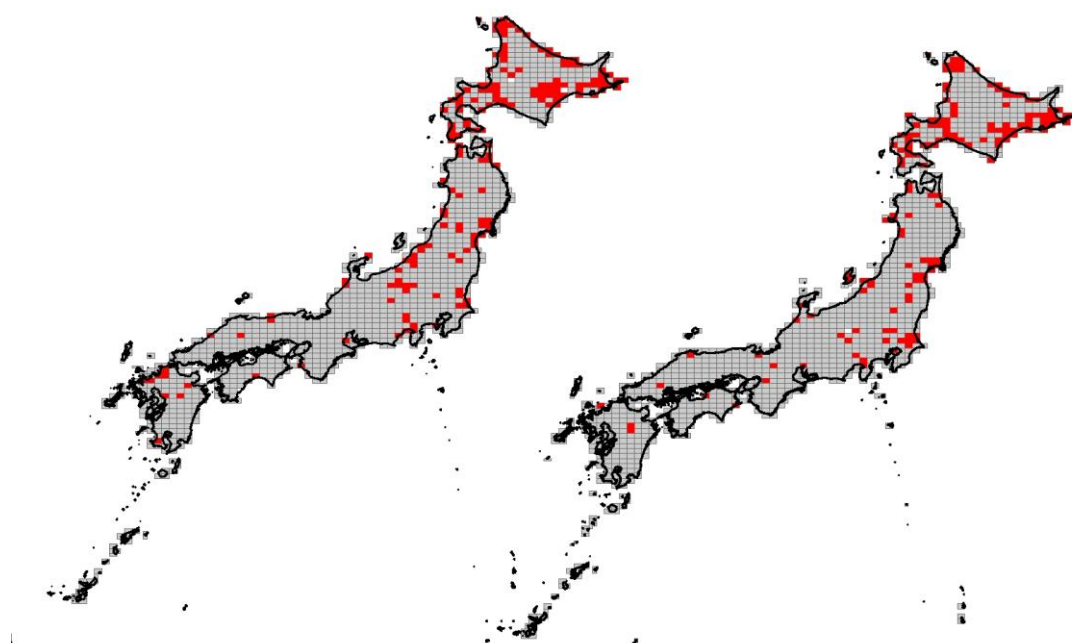
第6回自然環境保全基礎調査(1997～2002年)



第1期繁殖期調査(2005～2007年)

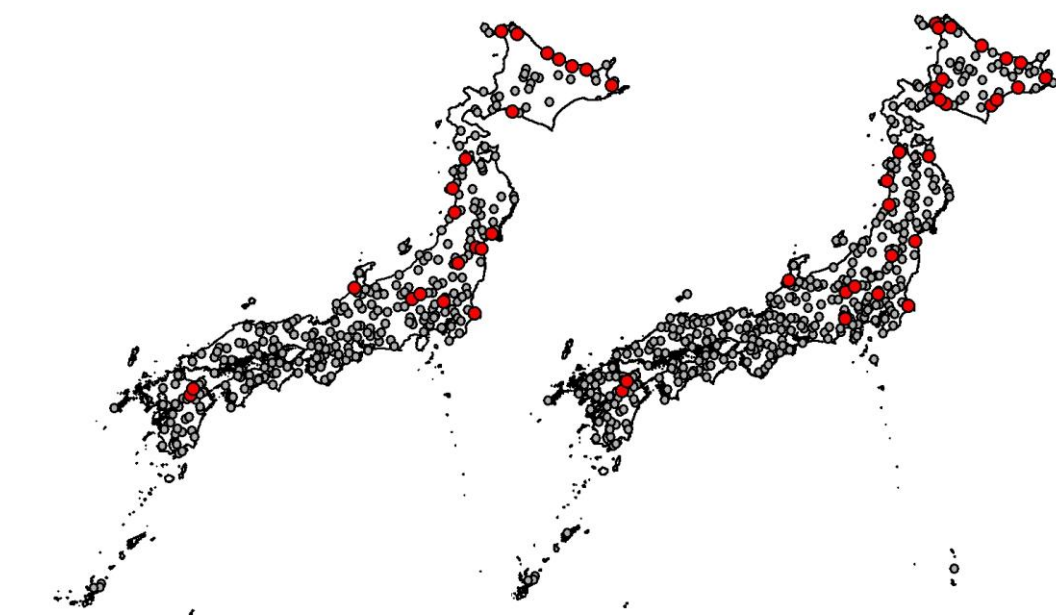
第2期繁殖期調査(2008～2012年)

図 5-2-17 オオヨシキリの分布変化。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。



第2回自然環境保全基礎調査(1974～1978年)

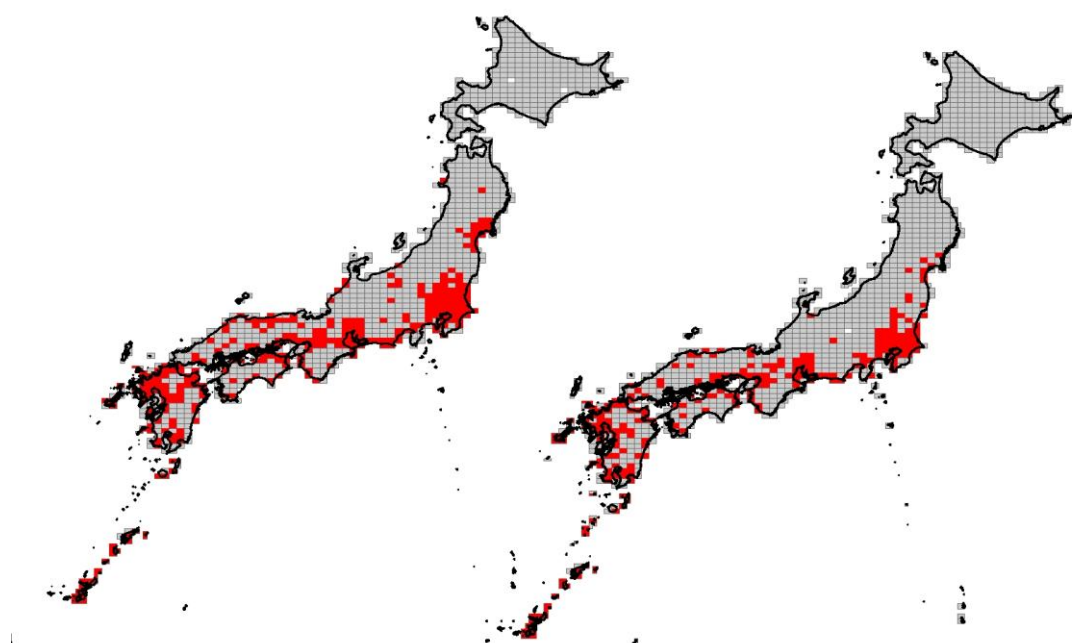
第6回自然環境保全基礎調査(1997～2002年)



第1期繁殖期調査(2005～2007年)

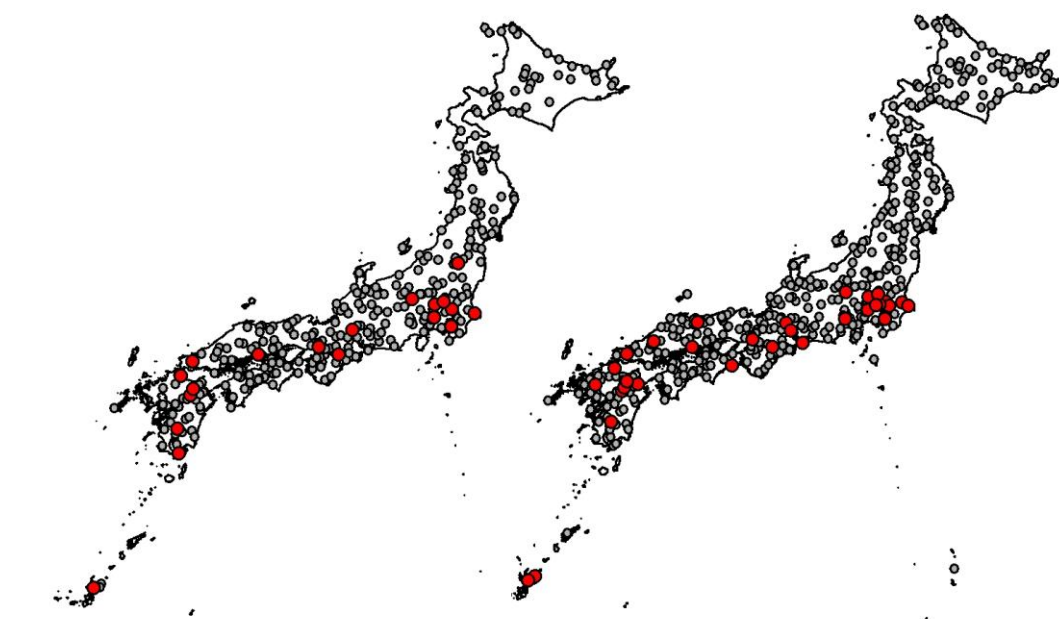
第2期繁殖期調査(2008～2012年)

図 5-2-18 コヨシキリの分布変化。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。



第2回自然環境保全基礎調査(1974～1978年)

第6回自然環境保全基礎調査(1997～2002年)



第1期繁殖期調査(2005～2007年)

第2期繁殖期調査(2008～2012年)

図 5-2-19 セッカの分布変化。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

引用文献

- De Somviele, B., Lyytikäinen-Saarenmaa, P. and Niemelä, P. 2007. Stand edge effects on distribution and condition of Diprionid sawflies. *Agricultural and Forest Entomology* 9:17-30.
- 福沢 朋子・山路 貴大・谷脇 徹・逢沢 峰昭・大久保 達弘, 2014. 栃木県高原山尚仁沢のイヌブナ・ブナ天然林における4年間のブナハバチ被害の発生状況. 宇都宮大学農学部演習林報告 50.
- 古澤 仁美・宮西 裕美・金子 真司・日野 輝明, 2003. ニホンジカの採食によって林床植生の劣化した針広混交林でのリターおよび土壌の移動. *日本林学会誌* 85:318-325.
- 古澤 仁美・日野 輝明・金子 真司・荒木 誠, 2006. 大台ヶ原においてニホンジカとミヤマコザサが表層土壌の温度・水分状態に及ぼす影響. *森林立地* 48:91-98.
- Greenslade, P. J. M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* 33:301-310.
- 東浦 康友, 1990. 1977年～1986年に大発生したカラマツハラアカハバチによる被害と防除(1) 大発生の推移と被害. *北方林業* 42:42-46.
- 東浦 康友・中田 圭亮, 1991. 1977年～1986年に大発生したカラマツハラアカハバチによる被害と防除(2) 天敵による死亡率. *北方林業* 43:65-67.
- 東浦 康友・鈴木 重孝, 1981. カラマツハラアカハバチの防除基準. *北方林業* 33:180-183.
- 日野 輝明・古澤 仁美・伊東 宏樹・上田 明良・高畑 義啓・伊藤 雅道, 2003. 大台ヶ原における生物間相互作用にもとづく森林生態系管理. *保全生態学研究* 8:145-158.
- 北海道, 2010. 北海道の外来種リストー北海道ブルーリスト 2010ー. <http://bluelist.ies.hro.or.jp>
- 北海道立林業試験場森林保護部, 2010. カラマツハラアカハバチの特徴・生態・被害について. <http://www.fri.hro.or.jp/qanda/img/haraakahabati.pdf>
- 北海道水産林務部, 2013. 平成23年度北海道林業統計. <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/kcs/rin-toukei/23rtk.htm>
- 石谷 正宇, 1996. 環境指標としてのゴミムシ類(甲虫目:オサムシ科, ホソクビゴミムシ科)に関する生態学的研究. *比和科学博物館研究報告* 34:1-110.
- 伊藤雅道・辰田秀幸・尾崎泰哉, 2007. 丹沢山地におけるシカによる環境変化が土壌動物群集へ及ぼす影響. 丹沢大山総合調査団(編), 丹沢大山総合調査学術報告書. pp.353-356.
- Kamata, N. 2000. Population dynamics of the beech caterpillar, *Syntypistis punctatella*, and biotic and abiotic factors. *Population Ecology* 42:267-278.
- Kamata, N. 2002. Outbreaks of forest defoliating insect in Japan, 1950-2000. *Bulletin of Entomological Research* 92:109-117.
- 香川 理威・伊藤 昇・前藤 薫, 2008. 小スケールのモザイク植生で構成される農地景観に

- おける歩行虫類の種構成. 昆蟲 (ニューシリーズ) 11:75-84.
- 釜田淳志・安藤正規・柴田叡弼. 2008. 樹種選択性, 選好性樹木の分布および土地利用頻度からみた大台ヶ原におけるニホンジカによる樹木剥皮の発生. 日本森林学会誌 90:174-181.
- 上条 一昭, 1981. カラマツ造林地の害虫. 光珠内季報 50:15-20.
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2009. 重要生態系監視地域モニタリング推進事業 (モニタリングサイト 1000) 森林・草原調査第1期取りまとめ報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター.
- 神崎伸夫・丸山直樹・小金澤正昭・谷口美洋子. 1998. 栃木県日光のニホンジカによる樹木剥皮. 野生生物保護 3:107-117.
- 川井 信矢・堀 繁久・河原 正和・稲垣 政志, 2005. 日本産コガネムシ上科図説 (第1巻 食糞群). 昆虫文献 六本脚.
- 金城 一彦・玉城 功・嘉手苺 幸男・山城 栄光, 1983. タイワンハンノキの生長と土壤条件. 沖縄県林業試験場研究報告 26:1-16.
- 国立環境研究所, 侵入生物データベース. <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>
- 小高 信彦. 沖縄島へのタイワンハムシの侵入と絶滅危惧種ノグチゲラによるハンノキ枯死木の営巣利用について. 森林総合研究所九州支所年報 24.
- 李 哲敏・石井 実, 2009. 南大阪の都市緑地における地表徘徊性甲虫類の種多様性. 環動昆 20:47-58.
- 松本 和馬, 2009. 東京農工大学 Field Museum 多摩丘陵および東京都立七生公園のゴミムシ類群集と林床植生の管理. 環動昆 20:115-125.
- Melis, C., Buset, A., Aarrestad, P. A., Hanssen, O., Meisingset, E. L., Andersen, R., Moksnes, A. and Røskaft, E. 2006. Impact of red deer *Cervus elaphus* grazing on bilberry *Vaccinium myrtillus* and composition of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage. Biodiversity and Conservation 15:2049-2059.
- Melis, C., Sundby, M., Andersen, R., Moksnes, A., Pedersen, B. and Røskaft, E. 2007. The role of moose *Alces alces* L. in boreal forest – the effect on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) abundance and diversity. Biodiversity and Conservation 16:1321-1335.
- Miyashita, T., Takada, M. and Shimazaki, A. 2004. Indirect effects of herbivory by deer reduce abundance and species richness of web spiders. Écoscience 11:74-79.
- 岡田 拓也・須田 知樹, 2012. 栃木県奥日光における林床環境の違いがオサムシ科甲虫の群集構造に与える影響. 地球環境研究 14:1-6.
- 岡本 憲和・渡辺 政俊・中井 勇・古野 東洲, 1990. 上賀茂試験地におけるマツ枯れについて—発生から1988年までの被害の経緯. 京都大学農学部演習林集報 20:26-43.
- 岡元 得一, 1936. カラマツハラアカハバチ (*Nematus erichsoni* Hartig) の天敵に就て.

- 日本林学会誌 18:146-153.
- 恩田 裕一・湯川 典子, 1995. ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響 (II) : 下層植生の効果に関する室内実験. 日本林学会誌 77:399-407.
- Reynolds, B. C., Crossley, D. A., Jr. and Hunter, M. D. 2003. Response of soil invertebrates to forest canopy inputs along a productivity gradient. *Pedobiologia* 47:127-139.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S. and Foster, G. N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82:1112-1129.
- 才木 道雄・三次 充和・塚越 剛史・井口 和信・村川 功雄・前原 忠・鈴木 牧, 2010. シカの強度影響下における広葉樹二次林の土壌動物相. 演習林 49:23-28.
- Saitoh, S., Hishi, T., Yamada, A., Kaneko, N. and Takeda, H. 2010. Impact of deer overabundance on oribatid mite communities in a cool temperate forest ecosystem. *Edaphologia* 87:21-31.
- 關 義和・小金澤 正昭, 2010. 栃木県奥日光地域の防鹿柵外におけるミミズ類の増加要因—シカによる植生変化の影響—. 日本林学会誌 92:241-246.
- Seki, Y. and Koganezawa, M. 2013. Does sika deer overabundance exert cascading effects on the raccoon dog population? *Journal of Forest Research* 18:121-127.
- Skłodowski, J. 2009. Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MIB model of carabid communities (Coleoptera: Carabidae). *Baltic Journal of Coleopterology* 9:89-100.
- 曾田 貞滋, 2000. オサムシの春夏秋冬—生活史の進化と種多様性. 京都大学学術出版会.
- Suominen, O. and Olofsson, J. 2000. Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia: a review. *Annales Zoologici Fennici* 37:233-249.
- Suominen, O., Niemelä, J., Martikainen, P., Niemelä, P. And Kojola, I. 2003. Impacts of reindeer grazing on ground-dwelling Carabidae and Curculionidae assemblages in Lapland. *Ecography* 26:503-513.
- Takada, M., Baba, Y. G., Yanagi, Y., Terada, S. and Miyashita, T. 2008. Contrasting responses of web-building spiders to deer browsing among habitats and feeding guilds. *Environmental Entomology* 37:938-946.
- 立花 観二・西口 親雄, 1984. 木曽地方におけるカラマツハラアカハバチの漸進大発生の経過と終息要因. 日本林学会誌 66:469-474.
- 立花 観二・根岸 賢一郎・石田 健・菅 誠・馬場 多久男, 1988. ハバチ類によるカラマツ林の食葉被害と生長低下. 日本林学会誌 70:86-91.
- 高桑 正敏・深田 晋一・藤田 裕, 2007. 丹沢三ッ峰における植生保護柵内外の昆虫調査. 丹沢大山総合調査団 (編), 丹沢大山総合調査学術報告書. pp.227-231.

- 東北森林管理局朝日庄内森林生態系保全センター. <http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/syo/asahi/siryoku/uetuki.html>
- 塚越 剛史・三次 充和・鈴木 祐紀・米道 学・里見 重成・阿達 康眞・軽込 勉・鈴木 牧・山田 利博, 2012. 伐採と防鹿柵の設置が広葉樹二次林のリター・土砂移動量に与える短期的影響. 演習林 52:307-317.
- 上原裕世・川路則友・梶光一・吉田剛司 (2013) エゾシカの高密度により植生構造が改変された洞爺湖中島におけるヤブサメの生息地選択. 第 23 回日本景観生態学会
- 上田 明良・日野 輝明・伊東 宏樹, 2009a. ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. 日本林学会誌 91:111-119.
- 上田 明良・日野 輝明・伊東 宏樹, 2009b. ニホンジカがミヤコザサの採食をとおして地表性クモ類の群集構造に与える影響. 森林総合研究所研究報告 8:157-165.
- 湯川 典子・恩田 裕一, 1995. ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響 (I) : 散水型浸透計による野外実験. 日本林学会誌 77:224-231.
- Wagner, M. R., Ikeda, T., Benjamin, D. M. and Matsumura, F. 1979. Host derived chemicals: the basis for preferential feeding behavior of the larch sawfly *Pristiphora erichsonii* (Hymenoptera:Tenthredinidae), on Tamarack, *Larix laricina*. Canadian Entomologist 111:165-169.
- 若原 妙子・石川 芳治・白木 克繁・戸田 浩人・宮 貴大・片岡 史子・鈴木 雅一・内山 佳美, 2008. ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壌侵食量の季節変化—丹沢山地堂平地区のシカによる影響—. 日本森林学会誌 90:378-385.
- Wardle, D.A., Barker, G.M., Yeates, G.W., Bonner, K.I. and Ghani, A. 2001. Introduced browsing mammals in New Zealand natural forests: aboveground and belowground consequences. Ecological Monographs 71:587-614.
- 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.
- 山上 明・谷 晋・伴野 英雄, 2007. ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退. 丹沢大山総合調査団 (編), 丹沢大山総合調査学術報告書. pp.256-268.
- Yokoyama, S. and Shibata, E. 1998. The effects of sika-deer browsing on the biomass and morphology of a dwarf bamboo, *Sasa nipponica*, in Mt. Ohdaigahara, central Japan. Forest Ecology and Management 103:49-56.

5. 3. 外来種

コアサイト・準コアサイト周辺における主要な外来種を整理した。樹木では小笠原石門サイトでアカギが問題となっている。アライグマ、フイリマングース、グリーンアノールなど捕食性の強い哺乳類・爬虫類の外来種も各地で広がっており、鳥類や地表徘徊性甲虫類のモニタリングデータにも今後影響が出てくる可能性がある。樹木病害虫では、とくにマツノザイセンチュウが全国の森林に甚大な被害を及ぼしており、7ヶ所のコアサイト・準コアサイト周辺で被害が発生している。地域的には島嶼で外来種が問題化している場合が多い。

外来鳥のガビチョウ、ソウシチョウの分布拡大は継続しており、同じチメドリ科のヒゲガビチョウも分布拡大の初期段階にあると考えられる。一方、古くから定着しているコジュケイでは横ばい、もしくは分布縮小状態にあった。

ガビチョウは 2002 年以前に確認されていた場所から徐々に分布を拡大しており、ソウシチョウは飛び火状に分布を拡大していた。ガビチョウの東北地方の分布拡大の方向には積雪が影響している可能性があり、関東のガビチョウの分布拡大には森林分布が影響している可能性が考えられた。

(1) 森林・草原への外来種の侵入

1) コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

各サイト周辺における魚類を除く脊椎動物、樹木、樹木病害虫の主要な外来種¹⁹を、表 5-3-1 に示す。樹木の外来種の中では、小笠原石門サイトに侵入しているアカギが、在来の森林生態系への悪影響が大きく、とくに問題である。鳥類では、在来種や生態系への影響は不明であるものの、ソウシチョウ、ガビチョウなどが本州・四国・九州で分布を拡大している。哺乳類、爬虫類では、アライグマ、フイリマングース、ノネコ、グリーンアノールなど、捕食性の強い種が多くを占めている。これらの種は、樹上や地表で小型脊椎動物や節足動物などを捕食し、競合する在来種や餌となる動物に悪影響を及ぼしている。野幌サイトの付近ではアライグマがオサムシ類をよく捕食していることが報告されており（堀・的場 2001）、奥尻島に移入されたタヌキはオサムシ類などの地表性甲虫を大量に捕食し、地表性甲虫類の個体数を激減させている可能性が指摘されている（堀 2004）。このように、今後、鳥類調査や地表徘徊性甲虫調査において、捕食性の外来種の影響がみられる可能性もある。尚、日本でオサムシ科の外来種として知られているのはコルリアトキリゴミムシ（北米原産）1 種のみであり（国立環境研究所 侵入生物データベース <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>）、サイト周辺への侵入は確認されていない。

さらに、5. 2 (1) 1) で述べた外来の樹木病害生物（マツノザイセンチュウ、タイ

¹⁹ 明治時代以降に日本に侵入または野生化したと考えられる種とする。

ワンハムシ、カラマツハラアカハバチ（国内外来種）も、森林生態系の脅威となりうる外来生物である。とりわけマツノザイセンチュウは全国の森林に甚大な影響を及ぼしており、7ヶ所のコアサイト・準コアサイト周辺で被害が発生している。今後も被害の拡大が懸念される。

北海道では、温室栽培農業（トマトなど）の受粉を目的として輸入されたセイヨウオオマルハナバチが野生化し各地で定着している（国立環境研究所 侵入生物データベース <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>）。コアサイト・準コアサイトの周辺では、野幌・苫小牧サイトの周辺で定着が進んでいる可能性がある（松村ら 2005、セイヨウ情勢：市民参加による外来種（セイヨウオオマルハナバチ）モニタリングと対策のためのリアルタイム情報共有サイト <http://www.seiyoubusters.com/seiyou/>）。営巣場所は農耕地や住宅地が中心と考えられているが、旭川市では河畔林での営巣が確認され（松村ら 2005）、さらに大雪山系の高山帯（大雪山サイトから 20～30km の地点）でも働きバチや女王バチが確認されており（工藤・井本 2012、環境省自然環境局生物多様性センター 2013）、森林生態系内にも進出している可能性がある。本種の定着は、資源をめぐる競合や巣の乗っ取り、異種間交配による繁殖阻害、寄生生物の持ち込みによって在来マルハナバチ類に悪影響を及ぼす可能性があり、さらに盗蜜行動によって一部の植物種の種子生産を低下させる場合がある（米田ら 2008）。

コアサイト・準コアサイトの中では、とくに島嶼のサイトで多くの外来種が侵入し問題化している。島嶼では、地史的要因により生態的ニッチに空きがあることが多く、外来種の日敵や競争種がいなかったり、被食者が無防備であったりする場合も多いため、外来種の影響がより深刻になりやすいと考えられる。また、島嶼では希少種や固有種が多いことも、生物多様性への外来種の悪影響を高める要因となっている。

表 5-3-1 コアサイト・準コアサイトおよびその周辺の森林に侵入している主要な脊椎動物(魚類を除く)、樹木、樹木病害虫の外来種(サイトへのアンケート調査等に基づく)。明治時代以降に移入・野生化したと考えられる種のみを示す(ハクビシンは、いつから日本に生息しているか議論があるが、ここでは明治以降の外来種として扱った)。哺乳類の分布は、環境省自然環境局生物多様性センター(2007、2010)、北海道(2010)によった。ノネコとネズミ類は生態系への影響が特に問題視されている地域のみ示した。*モニタリングデータに含まれる種。†国内外来種。

島	サイト	鳥類	両生・爬虫類	哺乳類	樹木	樹木病害虫
北海道	雨龍	-	-	アメリカミンク アライグマ ニホンイタチ†	-	-
	大雪山	-	-	アメリカミンク	-	-
	足寄	-	-	アメリカミンク イノシシ†	-	カラマツハラアカハバチ†
	野幌	-	-	アメリカミンク アライグマ ニホンイタチ†	-	-
	苫小牧	-	-	アメリカミンク アライグマ ニホンイタチ† ホンドテン†	チョウセンゴヨウ	カラマツハラアカハバチ†
佐渡島	大佐渡	-	-	ホンドテン†	-	-
	小佐渡	コジュケイ*	-	ホンドテン†	-	マツノザイセンチュウ
本州	仁鮎水沢	-	-	-	-	-
	大滝沢	-	-	-	-	-
	早池峰	-	-	-	-	-
	カヌマ沢	-	-	-	-	マツノザイセンチュウ
	青葉山	コジュケイ*	-	ハクビシン	-	-
	金目川	-	-	ハクビシン	-	-
	那須高原	-	-	-	-	-
	小川	ガビチョウ*	-	-	-	-
	高原山	-	-	アライグマ ハクビシン	-	-
	カヤの平	-	-	-	-	-
	おたの申す平	-	-	-	-	-
	筑波山	ソウシチョウ*	-	ハクビシン	-	マツノザイセンチュウ
	大山沢	ソウシチョウ*	-	-	-	-
	秩父	ソウシチョウ*	-	-	-	-
	富士	-	-	-	-	-
	西丹沢	ソウシチョウ* ガビチョウ*	-	-	-	-
	函南	ソウシチョウ* ガビチョウ*	-	ハクビシン	-	-
	木曽赤沢	-	-	ハクビシン	-	-
	御岳濁河	-	-	-	-	-
	愛知赤津	コジュケイ*	-	アライグマ ハクビシン チョウセンイタチ	-	マツノザイセンチュウ
	三之公	-	-	-	-	-
	春日山	-	-	アライグマ ハクビシン チョウセンイタチ	ナンキンハゼ	-
	上賀茂	コジュケイ* カワラバト*	-	アライグマ チョウセンイタチ	-	マツノザイセンチュウ
	芦生	-	-	-	-	-
	和歌山	ソウシチョウ*	-	-	-	-
	半田山	-	-	-	-	-
	大山文珠越	ソウシチョウ*	-	-	-	-
	臥龍山	-	-	チョウセンイタチ	-	-
宮島	宮島	-	-	-	-	-
四国	市ノ又	ヒゲガビチョウ*	-	ハクビシン	-	-
	佐田山	コジュケイ*	-	ハクビシン	-	-
九州	糟屋	ソウシチョウ*	-	チョウセンイタチ	-	マツノザイセンチュウ
	椎葉	ソウシチョウ*	-	-	-	マツノザイセンチュウ
	綾	コジュケイ*	-	-	-	-
	田野	コジュケイ*	-	-	-	-
対馬	対馬龍良山	-	-	ノネコ	-	-
屋久島	屋久島照葉樹林	-	-	タヌキ†	アブラギリ	-
	屋久島スギ林	-	-	-	-	-
奄美大島	奄美	-	-	フイリマングース ノネコ クマネズミ	-	マツノザイセンチュウ
沖縄島	与那	-	-	フイリマングース ノネコ	台湾ハンノキ	台湾ハムシ
西表島	西表	-	オオヒキガエル	ノネコ	-	-
母島	小笠原石門	-	オオヒキガエル グリーンアノール	ノネコ	アカギ† シマゲワ†	-

2) 一般サイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

①ガビチョウ、ソウシチョウの分布拡大

ガビチョウの出現サイト数は、第1期の18サイトから第2期には33サイトと増加していた。特に草原サイトでは、第1期の2サイトから第2期には8サイトと増加していた。また、前述の第1期と第2期の比較から、個体数が増加している上昇度の高い種であるという結果が出ており、総じて、分布・個体数ともに拡大している可能性が考えられる。ソウシチョウは草原サイト、森林サイトともに第1期と比較して、出現地点数および優占度が大きく増加している。第2期中においても増加が確認されている。それゆえ、その規模を維持するだけでなくさらに拡大している可能性が高い。いずれの種についても、今後も注意を要するだろう。

一般サイト調査において、各サイトの調査は5年に1回の頻度で行われる。ゆえに、各年度の調査サイトはすべて前年度の調査サイトと入れ替わっている。それにもかかわらず、毎年、前年と同等以上にこれらの外来種が記録された。もし国内の一部地域のみで定着し増加しているのであれば、地点の入れ替えにより、検出されるサイト数が年ごとに大きく変化すると予想される。だが、日本国内への加入が比較的新しい外来種であるソウシチョウとガビチョウは、年々、その規模を維持、拡大している傾向がうかがえる。また、調査地点の入れ替えがあっても変わらずに各地で確認されていることから、これら加入の新しい外来種が、既に全国規模で広域に定着している可能性が推察され、その確度を増したといえよう。過去の調査では確認されていない地域へのさらなる分布の拡大が懸念される。こうした外来種の個体数増加と分布の拡大は、生息環境が似通った在来種、例えばソウシチョウではウグイスなど外来種への影響（江口・天野 2008）が懸念されており、引き続き継続的なモニタリングが重要となろう。

■コラム5-7：ガビチョウとソウシチョウの分布拡大パターン

植田 睦之（モニタリングサイト1000 森林・草原調査事務局）

全国的に分布し、近年分布が広がっている森林の外来鳥にはガビチョウとソウシチョウがいる。そこで、一般サイトおよびコアサイトの結果、モニタリングサイト1000の里地調査の2012年までのデータ、1998年から2002年に行なわれた第6回自然環境保全基礎調査「鳥類繁殖分布調査」、鳥類標識調査の2012年までのデータ、バードリサーチが収集している「外来鳥ウォッチ」のデータ、日本野鳥の会の「探鳥会データベース」のデータをあわせて分布の変化を示した。

ガビチョウは東北南部、関東から中部、九州北部の3地域に分布しており、分布域を徐々に広げていた。ガビチョウは留鳥性が強く、そのため徐々に分布を拡大しているのだと考えられる。九州はそれほど分布を拡大していなかったが、東北と関東での拡大が大きかったため、この2地域の分布の変化を見てみると、東北では、南方向へと分布を拡大していた。積雪深の分布と重ねてみると、積雪の深い場所へは分布を拡大しておらず、積雪がガビチョウの分布を制限している可能性がある。ガビチョウは地上で採食することが多いため、積雪が採食の妨げになることと、留鳥なので、冬期に生息できないことが、その場所に生息できないことにつながるため、積雪が分布の制限につながるのだと考えられる。

関東についてしてみると、北西方向へと分布を拡大していた。南方向は海があるために分布を拡大することができず、

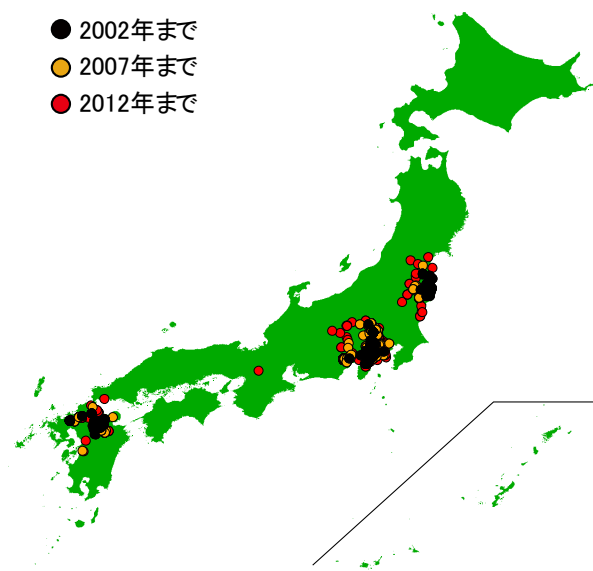


図1 ガビチョウの分布変化

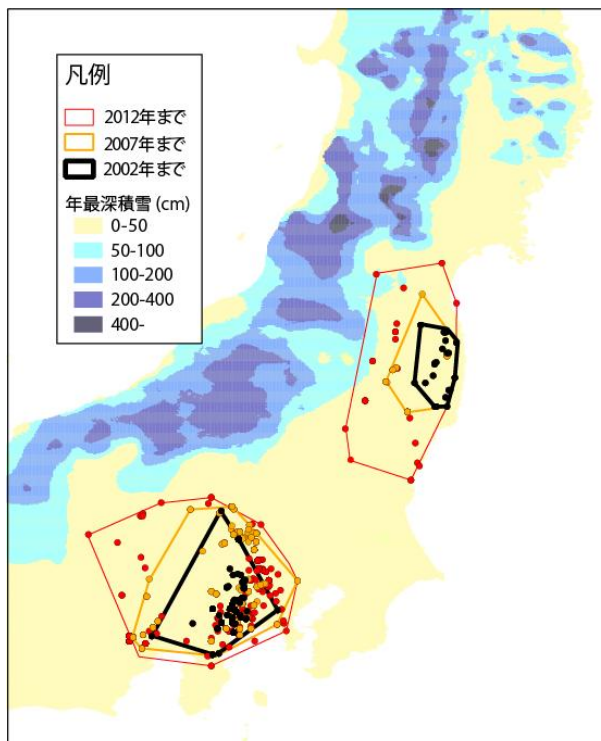


図2 東北地方および関東地方のガビチョウの分布変化と積雪深との関係。積雪深は国土数値情報気候メッシュに基づく。

東方向は森林が少なく分布を拡大することができないために北西方向へと分布を拡大しているのだと考えられる。しかし、近年はこれまで利用していなかったような住宅地の小規模な林でもガビチョウが生息するようになってきているなど、利用できる環境の幅が広がっていることを示唆する観察例も出てきている。したがって、分布速度は遅いとしても東側へも分布を拡大していく可能性がある。

ソウシチョウは2002年時点で、すでに九州では分布が広く、近畿、中部、関東にも点々と分布していた。それ以降も周囲に分布を広げるとともに飛び火的に分布を広げていた。ソウシチョウはガビチョウと異なり、冬期に移動する漂鳥的な生態をもっている。そのため、越冬地、あるいは越冬地から繁殖地に戻るあいだに好適な生息地があればそこに定着するといったことが生じるために、飛び火的に分布が広がるのだと考えられる。

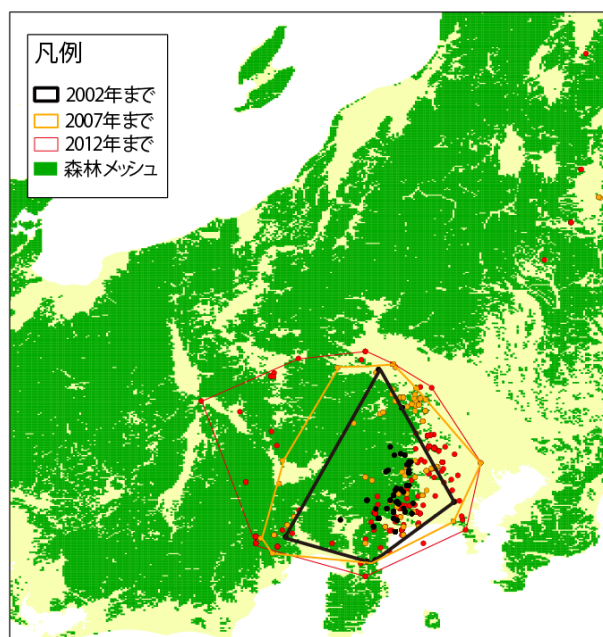


図3 関東地方のガビチョウの分布変化と森林分布との関係。森林分布は国土数値情報土地利用メッシュに基づく。

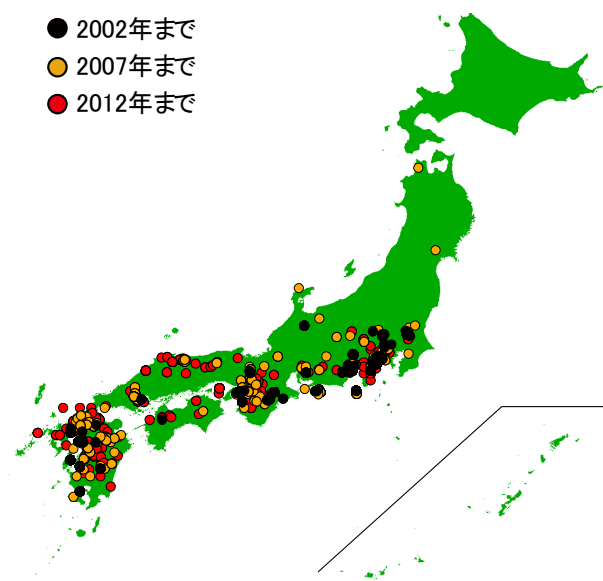


図4 ソウシチョウの分布変化

②コジュケイの分布縮小傾向

本州中南部の太平洋岸に分布する傾向はそのまま、全国的な分布傾向には大きな変化は認められない（図 5-3-1）。しかしながら第1期にはコジュケイの生息が確認できているのにも関わらず、第2期には確認できていないサイトが16サイトあった。

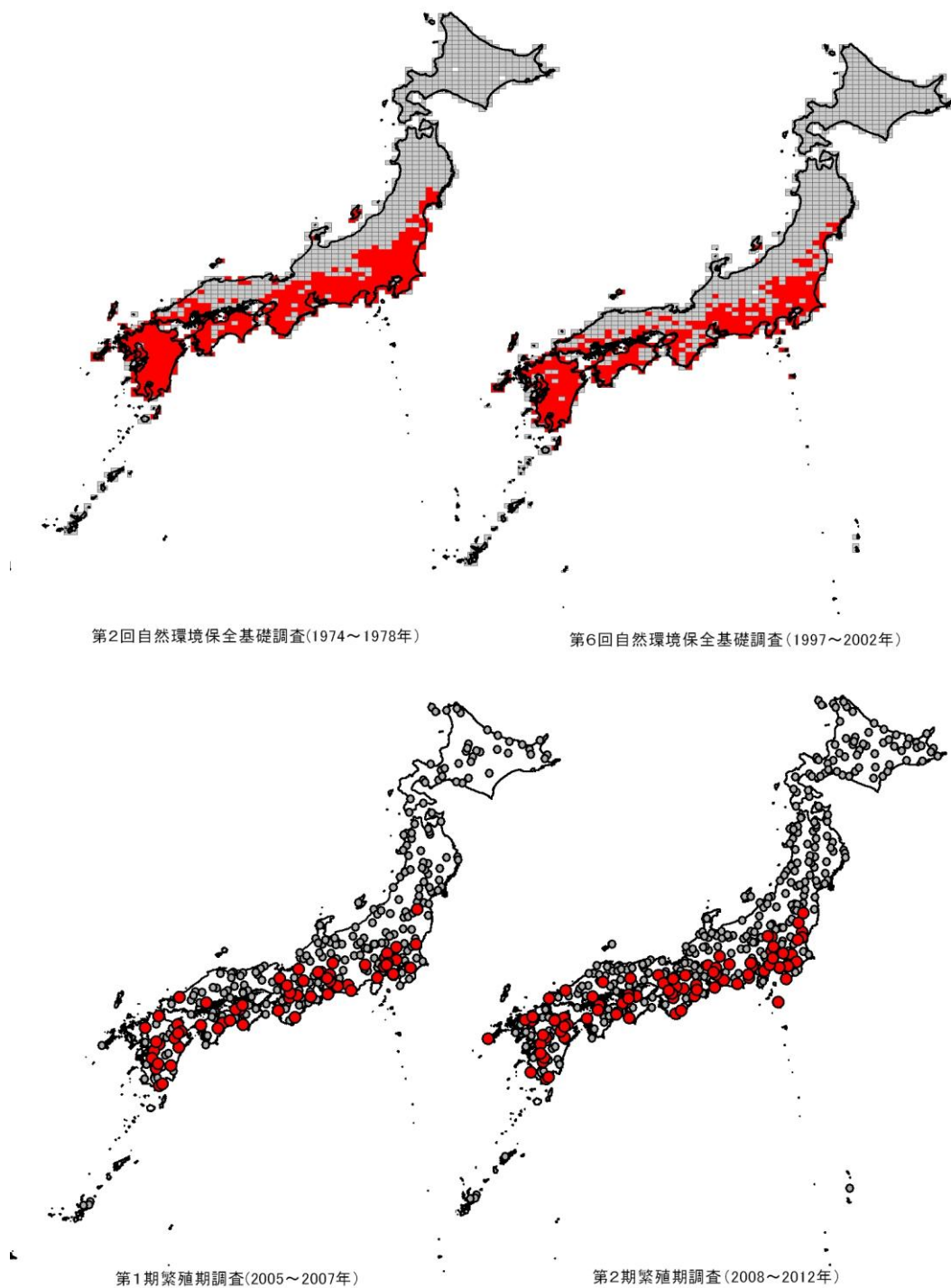


図 5-3-1 コジュケイの分布の比較。赤色：確認地点、灰色：調査が行われたが未確認の地点。

平成 16 年の特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（以下、外来生物法という）施行以降、それまで各地で行われた放鳥が激減している影響もあるため、狩猟統計より放鳥数の推移（図 5-3-2）と CPUE（狩猟による捕獲数／狩猟登録者数）の推移（図 5-3-3）を併せて検討した。これを見るとコジュケイの個体数の変化は放鳥数の減少が始まる平成 16 年以前から起きている。平成 20 年、21 年は CPUE が増えているが、これは狩猟登録者数の減少によるもので、捕獲数そのものの減少は継続している。また、第 2 回自然環境保全基礎調査と第 6 回自然環境保全基礎調査の間でも生息確認メッシュ数が 488 メッシュから 382 メッシュに減少しており、長期の減少傾向が伺える。

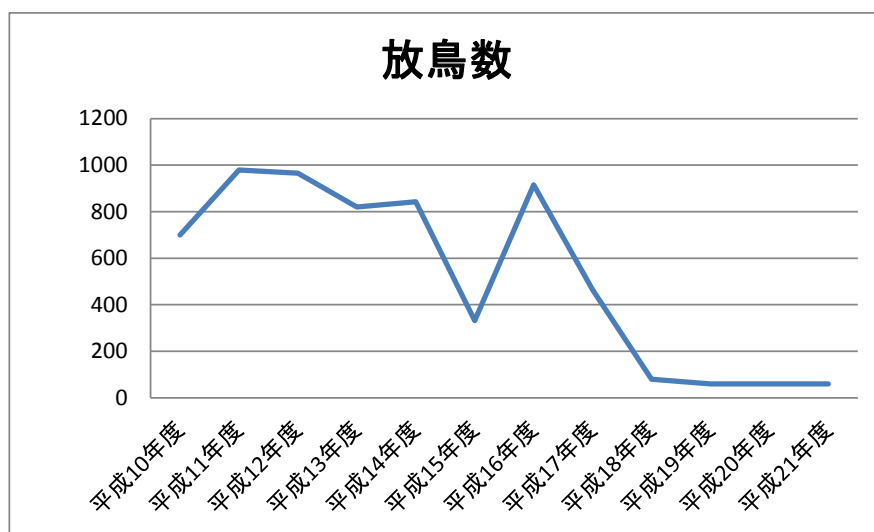


図 5-3-2 コジュケイの放鳥数の変化。

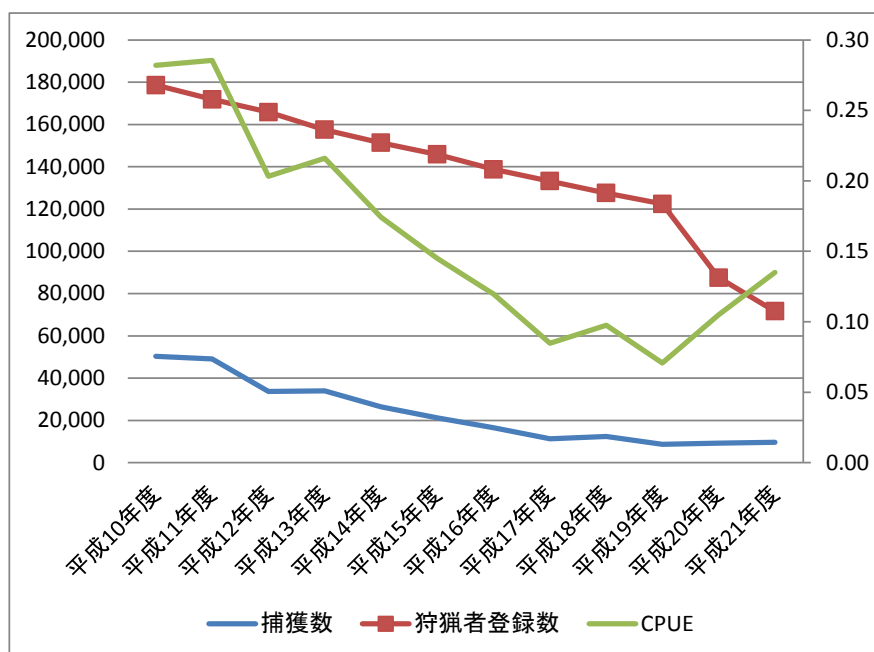


図 5-3-3 コジュケイの捕獲数（縦軸左）と CPUE（狩猟による捕獲数／狩猟登録者数、縦軸右）の推移。

③その他の外来種

第2期調査で新たに確認された外来種は、宮古島のインドクジャクと沖縄本島のシマキンパラである。このうちインドクジャクは農業被害対策として捕獲事業が行われている。また、第1期に高知県の1サイトでのみ確認されたヒゲガビチョウが、高知県で2サイト、愛媛県で1サイト確認されており、今後分布が拡大する可能性が伺えた。

■コラム5-8：第5の外来チメドリ類 ヒゲガビチョウ

佐藤 重穂 （市ノ又・佐田山サイト：独立行政法人森林総合研究所四国支所）

2013年現在、鳥類の特定外来生物としてチメドリ科の4種（ガビチョウ、カオグロガビチョウ、カオジロガビチョウ、ソウシチョウ）が指定されているが、5番目の種としてヒゲガビチョウがすでに日本国内に定着・拡大しつつある。ヒゲガビチョウは中国南部やミャンマー周辺が原産のツグミ大の小鳥で、山地の森林に生息する。全身が赤褐色で、目の前から下に白斑があり、白斑の下と前頭部から頭頂部が黒い。国内は1998年に愛媛県愛南町で撮影されたのがもっとも古い記録であるが、2000年に高知県土佐町で記録され、その後、高知県中部・西部と愛媛県南西部の比較的広い範囲内で確認されている。外来生物法においては、ヒゲガビチョウは特定外来生物への指定の可否が検討されていない「未判定外来生物」に該当する。

モニタリングサイト1000の森林・草原調査においては、ヒゲガビチョウは第1期調査（2003-2007年）では高知県内の1サイトで記録があったただけだったが、第2期調査（2008-2012年）には高知県で2サイト、愛媛県で1サイトの記録があり、四国内で分布が徐々に拡大していると考えられる。これまでのところ、ヒゲガビチョウはソウシチョウやガビチョウとは異なり、高密度で生息する場所はみられないが、近年では徳島県や香川県でも目撃情報が得られるようになってきている。今後も綿密な監視が必要であり、これ以上、外来生物が蔓延しないようにするために、状況によっては拡大防止策の検討が求められる。



写真 ヒゲガビチョウ(撮影:谷岡 仁)。

引用文献

- 江口和洋・天野一葉, 2008. ソウシチョウの間接効果によるウグイスの繁殖成功の低下. 日本鳥学会誌 57(1): 3-10.
- 北海道, 2010. 北海道の外来種リストー北海道ブルーリスト 2010ー. <http://bluelist.ies.hro.or.jp>
- 堀 繁久・的場 洋平, 2001. 移入種アライグマが捕食していた節足動物. 北海道開拓記念館紀要 29:67-76.
- 堀 繁久, 2004. 奥尻島の歩行性甲虫相とタヌキによる捕食について. 北海道開拓記念館紀要 32:1-20.
- 環境省自然環境局 生物多様性センター, 2007. 平成 18 年度自然環境保全基礎調査 種の多様性調査 (アライグマ生息情報収集) 業務報告書.
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2010. 自然環境保全基礎調査 動物分布調査 日本の動物分布図集.
- 環境省自然環境局生物多様性センター, 2013. 平成 24 年度モニタリングサイト 1000 高山帯調査報告書.
- 国立環境研究所, 侵入生物データベース. <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>
- 工藤 岳・井本 哲雄, 2012. 大雪山国立公園高山帯におけるマルハナバチ相のモニタリング調査. 保全生態学研究 17:263-269.
- 松村 千鶴・掃部 康宏・鷲谷 いづみ, 2005. 北海道旭川市の河畔林で発見されたセイヨウオオマルハナバチ (*Bombus terrestris* L.) の自然巣および北海道における本種の定着状況について. 保全生態学研究 10:89-92.
- セイヨウ情勢: 市民参加による外来種 (セイヨウオオマルハナバチ) モニタリングと対策のためのリアルタイム情報共有サイト. <http://www.seiyoubusters.com/seiyou/>
- 米田 昌浩・土田 浩治・五箇 公一, 2008. 商品マルハナバチの生態リスクと特定外来生物法. 日本応用動物昆虫学会誌 52:47-62.

6. 総括

前章で述べた解析により把握された森林・草原における変化を、分析した影響要因ごとに整理してまとめた。

（１）気候変動等による影響

樹木の死亡率、現存量等に大きな影響を与える要素は、気温の変化ではなく、台風等の攪乱要素であることが確認された。気候変動の結果、日本における台風の強度が増大すれば、これらによるダメージや回復の過程に関する観測がより重要なものとなる。

樹木の種類組成の変化は、冷温帯（落葉樹林帯）と暖温帯（常緑樹林帯）の境界付近で、相対的に落葉広葉樹が減少し常緑広葉樹が増加するという傾向が見られた。

地表徘徊性甲虫では、冷涼な成熟林で個体数が減少し、二次林・人工林で増加する傾向が見られ、林床環境の変化や気温の変化との関係が示唆された。また、降雪パターンの変化が林床の炭素蓄積に影響を及ぼす可能性が認められた。林床環境の変化、気温の上昇、積雪の変化との関係を追跡することによって、分解系の動向を把握することができる。

森林性鳥類では、繁殖期に藪で採食する種が減少し、越冬期では樹幹・樹上を利用する種が増加する傾向が見られた。これが一定の傾向なのか、年変動の範囲内であるかは、今後確認する必要がある。

生物季節に着目すると、温暖化の影響により、秋の落葉・種子の落下が遅くなり、常緑樹林での春の開葉・落葉が早まる傾向が見られた。また、鳥類のさえずりの開始が早くなる傾向が見られた。

以下に結果の概要を示す。

1) 動植物分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

①樹木の加入率、死亡率および個体数変化と気温との関係

群集動態の指標パラメータである死亡率は気温などの気象環境因子よりも、台風などの攪乱因子の影響を強く受けていることが確認された。

②サイトごとの種組成変化（優占度・相対頻度の変化）

樹木の種組成は、冷温帯（落葉樹林帯）と暖温帯（常緑樹林帯）の境界付近で、相対的に落葉広葉樹が減少し常緑広葉樹が増加する傾向が見られたが、気温上昇による影響であるかは、現時点では明確でなかった。

③新たに加入した種や消失した種の種数

加入・消失した樹木の種数について、現時点では気温上昇による影響は出ていないことが確認された。

④地表徘徊性甲虫の広域分布種の個体数変化状況

分布域中の最も温暖な地域で捕獲数の減少傾向が見られた種はなく、最も寒冷な地域での増加傾向は1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）でのみ見られた。

今後全国的な気温上昇が起こった際に、温暖なサイトでの減少が捉えやすいと思われる

る種が3種（キタクロナガオサムシ、クロツヤヒラタゴミムシ、センチコガネ）、冷涼なサイトでの増加が捉えやすいと思われる種が1種（オオクロツヤヒラタゴミムシ）見つかった。

⑤鳥類の分布域の高緯度・高標高への移動、縮小・拡大

越冬期、繁殖期ともに、顕著な分布の変化が見られた種は確認されなかった。

2) 生物の成長量、個体数・種数の変化

①樹木の単年あたりの成長量とその年の気温との関係

樹種によっては地理的に暖かい場所ほど肥大成長が大きい傾向が確認された。このことから、今後気温が上昇する場合、これらの樹種の肥大成長は増加する可能性が示唆される。

②地表徘徊性甲虫の個体数変化とリター供給量、林床環境、気象との関係

高齢林（成熟林、高齢二次林）では、冷涼な地域で地表徘徊性甲虫類の総捕獲数が減少傾向にあったが、温暖な地域では一定の変化傾向が見られなかった。分類群別の増減傾向を見ると、高齢林では全国的にオサムシ属と *Pterostichus* 属 が減少傾向にあり、温暖な地域の高齢林では *Synuchus* 属が増加傾向にあった。温暖な地域を中心とする *Synuchus* 属の増加は、林床植生被度の低下や気温の変化が影響していることが示唆された。

一方、若齢林（二次林、人工林）では、全国的に地表徘徊性甲虫類の総捕獲数が増加する傾向を示し、とくにオサムシ属と *Synuchus* 属が増加傾向にあった。若齢林における地表徘徊性甲虫類の増加は、森林の発達に伴う堆積落葉層の発達によってもたらされた可能性が示唆された。

③鳥類の個体数・種数の過去との比較による変化の検出

コアサイトでは、繁殖期の鳥類では藪で採食する鳥が減少しており、越冬期の鳥類は樹幹および樹上を利用する鳥が増加していた。越冬期については個体数の年変動が大きく、経年的に増加しているかどうかは今後のデータの蓄積が重要である。

一般サイトでは、気候変動による影響を、第1期、第2期の繁殖期と越冬期の分布の比較で行った。森林性鳥類では、分布の大きな変化は認められなかった。なお、越冬期の分布で水辺を主要な生息環境とするミソサザイの記録数が北海道で増えていた。道東地域の真冬日の日数はこの20年で7～14日程減少していることから、河川の凍結の状況の変化の可能性が示唆された。

3) 炭素循環の変化

①調査開始時からの地上部バイオマス変化量

多くの調査区で地上部現存量は調査開始時から現在まで増加する傾向にあった。一方、幾つかの調査区でみられた地上部現存量の減少には台風やナラ枯れの攪乱因子が大きく影響していた。また、幾つかの調査区では地上部現存量の年間増加率と年平均気温の年変動に有意な正の相関があり、これらの調査区では今後気温上昇することで地上部炭素蓄積量が増加する可能性が示唆される。

②リター供給量の年変動と気象との関係

森林植生タイプによって落葉供給量の年平均値は大きく異なり、調査区によっては年変動が大きくなっていた。また、年間落葉量と年平均気温および他の気象環境因子との間には、いずれの調査区でも有意な関係は確認されなかった。

③堆積落葉量の年変動とリター供給量、気象との関係

多雪地の森林では、冬季の降水量・降雪量が多い年ほど、翌夏の堆積落葉量が多い傾向が見られた。これは雪解けの遅れによって分解が遅れるためと推察され、降雪パターンの変化が林床の炭素蓄積に影響を及ぼす可能性が示唆された。

4) 生物の季節性・生育期間の変化

①落葉ピーク時期の年変動と気温との関係

温暖化によって亜高山帯・亜寒帯針葉樹林、冷温帯落葉広葉樹林、中間温帯林では秋季の落葉が遅くなる可能性が、暖温帯常緑広葉樹林では春季の開葉・落葉が早まる可能性が示唆された。

②主要樹種の種子落下時期の年変動と気温の関係

温暖化によって種子落下の時期が遅くなる可能性が示唆された。

③鳥類のさえぎり頻度の季節変化、年変動

鳥類の繁殖時期をモニタリングするために、IC レコーダを用いてさえぎり頻度を記録する手法を開発した。

5) 種子生産量の変化

①主要樹種の種子生産量の年変動の地域間同調性

クマシデ属の4種の日本全体の種子生産量の豊凶は4種の間で同調している年があることが確認された。地理的な同調性については、クマシデ属全体での種子生産量の豊凶は、全国的に同調している年があるものの、常に広域で同調しているわけではないことが示唆された。

(2) 自然に対する人間の働きかけの縮小・撤退に伴う生物間相互作用の変化による影響

ここでは、「病虫害の発生状況の変化」「シカの密度増加」「草原の樹林化」の3つを主な影響要因として取り上げた。

この影響は、シカの増加による変化として最も顕著に把握された。更新の阻害や嗜好・非嗜好種の間での食害の差による組成の偏向などが、広い範囲で見られている。地表徘徊性甲虫類の個体数への影響も把握され、広い範囲の生態系要素での変化を引き起こしていることが確認された。

人為的な干渉の低下も一つの原因と考えられているマツ枯れやナラ枯れの影響は、樹木の枯死という結果は見られたが、落葉の堆積状況や地表徘徊性甲虫類への短期的影響は認められなかった。今後は長期的な影響の有無を確認する必要がある。

一般サイトの草原サイトでは、人為的な働きかけの減少に伴う草原の樹林化による鳥類への影響に着目したが、明確な傾向は見られなかった。ただし、第2回自然環境保全基礎調査と第6回自然環境保全基礎調査の間では、樹林化の影響と考えられる草原性のセッカ

の生息域の減少が見られている。本事業でも今後鳥類観察調査に伴う植生調査を行い、傾向の把握を進める。

以下に解析結果の概要を述べる。

1) 病虫害の発生状況の変化

①コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林における大規模な病虫害の発生状況

コアサイト・準コアサイト周辺における大規模な森林病虫害の発生状況を整理した。主要な病虫害はマツ枯れとナラ枯れであり、愛知赤津調査区ではモニタリング期間中に両者による大きな被害が現れた。今後は、他のサイトでもナラ枯れの被害が発生する可能性がある。

②樹木群集の多様性および炭素循環、土壌環境の変化

i) 病虫害（ナラ枯れ）が報告されたサイトでの樹木の種組成変化、炭素蓄積量変化

愛知赤津におけるナラ枯れ被害では、コナラの枯死によって幹数が約1/4減少し、ナラ枯れ発生以前は増加傾向にあった森林全体の地上部現存量も10%減少するなど、森林の炭素蓄積機能に影響が生じている。

ii) マツ枯れおよびナラ枯れが発生したサイトでの、林床植生被度、堆積落葉層、地表徘徊性甲虫群集の年変動

愛知赤津調査区では、マツ枯れやナラ枯れによる枯死木の発生量と、林床植生被度・堆積落葉量・地表徘徊性甲虫類の個体数・バイオマスの年変動との間には、対応関係が認められなかった。今後のモニタリングから、樹木の集団枯死が林床環境や甲虫群集に与える長期的な影響を明らかにしていく必要がある。

③カラマツハラアカハバチが大発生した調査区での、堆積落葉層、地表徘徊性甲虫群集の年変動

苫小牧カラマツ人工林調査区におけるカラマツハラアカハバチの大発生は、堆積落葉量の減少と地表徘徊性甲虫類の増加をもたらしたが、その影響は大発生の終息とともに見られなくなった。このハバチの大発生は、通常樹木の枯死を引き起こさず数年で終息するため、生態系への影響は限定的・短期的であると推察される。地表徘徊性甲虫群集はこのハバチの大発生を敏感かつ明瞭に指標する一方、復元性も高いことが示唆された。

2) シカの密度増加

①生物群集の多様性および炭素循環の変化、土壌流出

i) 樹皮剥ぎと樹木死亡率の関係とその樹種間差

森林調査では、9つの調査区でシカの樹皮剥ぎが多く確認されており、シカが多い調査区では樹木の新規加入率がやや低い傾向が確認された。また、シカの樹皮剥ぎは特定の樹種に集中しており、これらのシカ嗜好種では幹数が減少している。シカの密度が増加している森林では、樹木の多様性を維持するために、シカ嗜好種の更新が妨げられないようにする対策が必要である。

ii) 林床植生被度、堆積落葉量、地表徘徊性甲虫類への影響

周辺でシカの密度増加による林床植生への影響が報告されている広葉樹林調査区の多くでは、調査期間中に林床植生被度の減少傾向が認められたが、堆積落葉量の減少が生じ

たのは1調査区のみであった。林床植生への影響が顕著とされる3調査区では、地表徘徊性甲虫類の総バイオマスが減少傾向にあった。

全調査区を通じた解析により、いくつかの種・種群の捕獲個体数と林床植生被度の年変動が相関していることが認められた。これらの種・種群の中には、シカによる林床植生の衰退に対しても同様な反応を示すことが過去に報告されているものが含まれており、シカによる林床攪乱の指標として有用である可能性がある。

iii) 下層植生と鳥類相との関係

コアサイトでは、繁殖期の鳥類は藪で採食する鳥が減少しており、それらの鳥は、シカの食害が大きい場所で個体数が少なかったことから、シカの食害の影響が鳥の生息数や分布にも影響する可能性が示された。

一般サイトでは、シカの密度増加による出現種数への影響は認められなかった。また、藪を利用するコルリ、ウグイスでも個体数への影響は認められなかった。

3) 草原性鳥類への草原の樹林化の影響

人為の減少による草原の樹林化について、草原性鳥類への影響を検討したが、影響は認められなかった。植生調査が第2期からスタートしたことから、今後も継続的なモニタリングが必要と考えられる。

(3) 外来種による影響

樹冠を構成している樹木に対する外来種による大きな影響は、小笠原（母島石門サイト）のアカギ（国内外来種）のほかは認められていない。一方、病害をもたらす外来種として、マツノザイセンチュウ、タイワンハムシ（与那サイト）、カラマツハラアカハバチ（苫小牧サイト、足寄サイト、国内外来種）が確認された。苫小牧サイトのカラマツ（国内外来種）人工林では、カラマツハラアカハバチ（国内外来種）が大発生することで、林床環境や在来の地表徘徊性甲虫群集の個体数に大きな変化が起きていることが確認された。

外来鳥類は、特にガビチョウ、ソウシチョウがこの10年間に大きく分布を広げていることが確認され、今後その影響について追跡する。

1) 森林・草原への外来種の侵入

①コアサイト・準コアサイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

コアサイト・準コアサイト周辺における主要な外来種を整理した。樹木では小笠原石門サイトでアカギが問題となっており、鳥類ではソウシチョウ、ガビチョウなどが全国の森林で分布を拡大している。アライグマ、フイリマングース、グリーンアノールなど捕食性の強い哺乳類・爬虫類の外来種も各地で広がっており、鳥類や地表徘徊性甲虫類のモニタリングデータにも今後影響が出てくる可能性がある。

樹木病害虫では、とくにマツノザイセンチュウが全国の森林に甚大な被害を及ぼしており、7ヶ所のコアサイト・準コアサイト周辺で被害が発生している。地域的には島嶼で外来種が問題化している場合が多い。

②一般サイトおよび周辺の森林への外来種の侵入状況

外来鳥のガビチョウ、ソウシチョウの分布拡大は継続しており、同じチメドリ科のヒ

ゲガビチョウも分布拡大の初期段階にあると考えられる。一方、古くから定着しているコジュケイでは横ばい、もしくは分布縮小状態にあった。ガビチョウは2002年以前に確認されていた場所から徐々に分布を拡大しており、ソウシチョウは飛び火状に分布を拡大していた。ガビチョウの東北地方の分布拡大の方向には積雪が影響している可能性があり、関東のガビチョウの分布拡大には森林分布が影響している可能性が考えられた。

7. 第3期に向けた課題と方針

本章では、森林・草原調査におけるこれまでの取り組みや、第1期とりまとめ報告書で整理した第2期調査の課題と展望を踏まえ、第2期（2008～2012）における本事業の成果、および第3期（2013～2017）に向けた課題と今後の進め方について、「サイト配置および調査手法の改善」、「持続可能な調査体制」、「情報の共有・管理および発信」、「結果の保全施策への活用」、「国際的枠組みとの連携」の5つの項目に沿って整理した。

（1）サイト配置および調査手法の改善

森林・草原調査では、第1期から日本の代表的な森林タイプ（常緑針葉樹林、針広混交林、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林等）や気候帯（亜高山帯・亜寒帯、冷温帯、暖温帯、亜熱帯）を網羅し、かつ「生物多様性保全のための国土10区分」を踏まえ、コアサイト、準コアサイト、一般サイトの配置を進めてきた。また、第1期には、各調査手法がほぼ確立し、森林・草原のコア・準コアサイトでは、①毎木調査、②落葉落枝・落下種子調査、③地表徘徊性甲虫調査、④鳥類調査、一般サイトでは、①植生概況調査、②鳥類調査を行っている。このように第1期では、全国各地にサイトを配置し、調査手法がほぼ確立した一方で、長期的な調査を踏まえ、調査手法の省力化などが第2期での事業の課題として挙げられた。

<成果>

設置した調査サイト数は、第1期末のコアサイト8か所、準コアサイト19か所の合計27か所から、第2期ではコアサイト20か所、準コアサイト28か所となり、合計48か所となった。また、一般サイトは第1期末の308か所（森林255か所、草原53か所）から111か所増え、合計419か所（森林347か所、草原72か所）となり、サイト設置がほぼ完了した。これによって、コア・準コアサイトおよび、一般サイトで、日本の代表的な森林タイプや気候帯を網羅し、かつ「生物多様性保全のための国土10区分」の全ての区域にサイトが配置された状態となった。

本事業では、コア・準コアサイトで4種類の調査、一般サイトで2種類の調査を実施しているが、第2期には、調査の実態を踏まえて、調査者が利用しやすいように、各調査マニュアルについて細部の見直しを行い、その変更内容について各検討会で検討し、改訂を重ねている。鳥類調査では、第1期に用いていたルートセンサス調査から第2期にはスポットセンサス調査へ手法を変更した。これにより、第1期にルートセンサス調査で課題となっていた、調査者による調査時間のばらつき、歩行が困難な急傾斜地や藪の調査等の課題を解消するとともに、植生等の周辺環境との対応関係を明確にした調査結果の集計・解析が可能になった。

＜課題と展望＞

コア・準コアサイトでは、サイト設置後、サイト代表者の後継者不在やスタッフの減少などで調査を計画通りに実施することが難しいサイトもある（次項、「持続的な調査体制」を参照）。これらのサイトでは、調査が継続できるよう、サポート体制を構築する一方で、調査の新しい担い手や余力のあるサイト代表者にサイトの譲渡・移管なども含め検討していく必要がある。

一般サイトでは、森林サイトに比べて草原サイトの設置数が少ないことや、標高の高い場所での調査地が少ないことが課題として挙げられた。草原サイトについては、継続的な調査体制を維持できる候補地があれば追加を検討していく予定である。

調査手法については、大きく変更する必要はなくなっているが、第１期と第２期で調査手法が異なる一般サイトのデータを比較する手法を検討していく必要がある。なお、地表徘徊性甲虫調査では、調査による堆積落葉層や下層植生の攪乱などサイト環境への影響を懸念する調査関係者の意見もある。また、鳥類調査における IC レコーダによるさえずり時期調査や、温度ロガーによる巣箱の温度による繁殖時期の調査のように、新たな調査手法も開発されている。第３期では、調査を長期的に継続することができるよう、調査関係者の意見を踏まえるとともに、新たな効果的調査手法の開発・把握等によって、より簡潔な調査手法、サイト環境へ配慮した調査手法への見直しの必要性について、引き続き考えていく必要がある。

第２期とりまとめでは、シカの増加による森林の更新阻害や組成の偏向、地表徘徊性甲虫類の個体数への影響、また、病虫害による樹木の枯死等の影響が広範囲で生じていることが確認された。これらは第２期の調査結果に加え、各サイトへの被害状況アンケートや各サイトの事例から明らかになったことである。今後もこれらの影響を継続的に把握することは森林生態系の保安全管理においても重要な課題であるが、現在のモニタリングサイト 1000 の調査は、毎木調査時にシカによる樹皮剥ぎや虫食い等の有無を記録することと、各サイトの被害状況をアンケート等で把握するという簡易な方法をとっており、これらを直接的に詳細に調査する枠組みにはなっていない。そのため、林野庁や都道府県、地方自治体等の関係行政機関に対してモニタリングサイト 1000 のデータや成果の提供を進めるとともに、これら関係行政機関が実施している保護林モニタリング調査や特定鳥獣保護管理、病虫害対策等から集積されているデータを活用する等の関係を構築していく必要がある。また、モニタリングサイト 1000 の結果で明らかになった重要課題に対し、本事業に参加している研究者のネットワークを活用して、環境省の環境研究総合推進費に対する新規研究課題として応募していくこと等が考えられる。

また、モニタリングサイト 1000 では現在、空中写真や衛星画像データ等の空間データは収集していないが、各調査期末の解析とりまとめ等への活用を想定し、重要なサイトについては調査期毎の頻度で空間データを収集することも、今後の検討課題と考えられた。

（２）持続可能な調査体制

森林・草原調査の第１期では、コア・準コアサイトでは、大学演習林や（独）森林総合研究所の試験地を中心に、個々の研究者が設置した調査区も含むサイト構成であるため、サイトの状況によって研究者が主体となった調査体制や、研究者と地元 NPO の協働体制が構築された。また、一般サイトでは、日本野鳥の会の各支部の会員を中心に研修会等で養成された調査員による調査体制が構築された。さらに、森林・草原調査ネットワークセンターが北海道大学苫小牧研究林内に設置され、調査の支援（手法面、資材面、甲虫同定等）とデータの整理を実施する体制が構築された。しかし、モニタリングサイト 1000 は、長期的なモニタリングを予定していることから、第２期以降、上述した調査体制をいかに持続可能なものとしていくかが課題となっている。

＜成果＞

第２期は、第１期で構築された調査体制を継続して維持している。コア・準コアサイトでは、調査人員の不足しているサイトについては、ネットワークセンターがサポートして調査を実施した。また、ネットワークセンターが管理しているモニタリングサイト 1000 森林・草原調査ウェブサイト (<http://fox243.hucc.hokudai.ac.jp/moni1000/>) を通じて、落葉落枝・落下種子調査で回収された樹木種子の写真と、地表徘徊性甲虫調査で採集された甲虫の写真をまとめ、写真図鑑として公開することで、調査員の調査スキルの向上と識別の支援を行った。

さらに、平成 25 年度には、第３期に向けて、持続可能な調査体制について関係者にアンケートを行い、各サイトが抱える課題の抽出を行った。

一般サイトおよびコア・準コアサイトの鳥類調査では、新たな調査員の確保も兼ねて、全国各地（毎年５箇所程度）で調査研修会を開催した。なお、研修会の内容は動画サイト（Ustream）上でも配信している。

＜課題と展望＞

モニタリングサイト 1000 は、100 年を目標とした長期生態系観測であるため、森林・草原調査では、調査の継続性を担保するために後継者の確保が重要な課題として挙げられている。森林・草原調査の調査対象と環境の性質上、コア・準コアサイトでは調査実施の核となる人材は専門家に限られている状況である。コア・準コアサイトでは、調査者が調査しやすいよう、調査者が必要とする情報を把握することで、調査頻度の見直しや簡易な調査手法の検討、新たな調査マニュアルの作成等による技術的な支援や、学生の調査参加を促すためにメーリングリストを活用した調査実施情報の共有体制等の構築なども進めていく必要がある。また、事業開始から 10 年を経過して各調査サイトを担当する専門家の高齢化も進み、次代を担う後継者確保の必要がある。しかし、環境省生物多様性センターのモ

モニタリングサイト 1000 ウェブサイトを通じた調査成果の公表や、研究者によるモニタリングサイト 1000 データを含む研究成果の発表が進められているものの（次項「(3) 情報の共有・管理および発信」参照）、調査成果や事業の認知度の不足も調査関係者から指摘されている。今後は学会などでの広報活動を通じて、多くの研究者の方に森林・草原調査に関心を持っていただけるよう努めるとともに、ウェブサイトや SNS 等を活用した情報発信の充実、シンポジウムや報告会の開催等を通じた調査成果の情報発信、調査への継続的な参画による事業への貢献等に対する表彰制度等、調査の知名度の向上を含め、普及活動を検討していく必要がある。

一般サイトでは、日本野鳥の会の各支部の会員を中心に研修会で養成された調査員が調査の担い手となっているが、その高齢化も進んでいる。研修会を通じてモニタリングサイト 1000 の成果を報告すると同時に、参加者が必要とする情報や研修効果の把握に努める。また、鳥類調査について同様の調査手法・体制で実施しているモニタリングサイト 1000 里地調査と連携して地方交流会を開催する等を通じて調査に対する市民の関心を高め、新たな調査員を育成していく必要がある。

また、新たな調査員の担い手の確保・養成において、自然環境系の大学や専門学校等における学生実習と協働する等、教育機関との連携を模索する必要性も考えられた。

（3）情報の共有・管理および発信

モニタリングサイト 1000 は、生態系の異変をいち早く捉え、自然環境保全施策に貢献することを目的としている事業である。そのため、本事業で得られた調査成果を適切に管理・発信し、行政機関が利用するだけでなく、より幅広い主体に対して成果を共有していくことが重要な課題である。第 1 期には、調査成果の共有・管理や情報発信のあり方について検討が行われ、第 2 期には、情報発信（調査成果の公表）や具体的な管理・共有（データ・保護情報の取り扱い）を進めることが課題としてあげられた。

<成果>

本調査で捉えた自然環境の変化を有効な保全対策につなげていくためには、収集された情報を速やかに公開し、関係者はもちろん、多くの人々がその事実を理解し利用できることが重要である。そのため、モニタリングサイト 1000 森林・草原調査では、毎年の調査結果をまとめた調査報告書の他、速報、調査結果をまとめたデータファイルの公開を通して、情報提供を行っている。また、本報告書のように 5 年に 1 度、森林・草原調査の過去の成果をすべて利用して解析をし、とりまとめた報告書を作成し、公開している。

現在、環境省生物多様性センターのモニタリングサイト 1000 のウェブサイトでは、上述した調査報告書、速報、データファイル（毎木調査、落葉落枝・落下種子調査、地表徘徊性甲虫調査、陸生鳥類調査）、調査マニュアルが公開されており、誰でも自由にダウンロードして利用することが可能である。速報は、第 2 期からはじめた情報発信の取り組みで、

調査結果の一部を一般の人々に分かりやすく伝えるために、写真を多く掲載したり、その年の出来事をトピック的にまとめたりして作成している。作成された速報は、ウェブサイトで公開している。また、森林・草原調査で得られた成果（調査結果、データ等）については、データの一般的な取り扱いや保護情報を定義した「生物多様性センター調査成果物等情報取扱規程」の下、本事業内やサイト間での取り扱いの詳細を定めた「モニタリングサイト 1000 森林・草原調査コアサイト・準コアサイトデータ取り扱い内部規約」を策定した。採集された標本・サンプルの収蔵方針として、地表徘徊性甲虫については 1 プロットにつき 1 種当たり 10 個体の標本を生物多様性センターで収蔵すること、および、それ以外の地表徘徊性甲虫、落葉・落枝、落下種子、土壌等のサンプルは研究・教育目的の利用を前提に北海道大学苫小牧演習林で自主的に収蔵することが決まり、今後は、それらに従って、データおよび標本を管理していくこととなった。

このほか、第 2 期（2008～2012 年）の期間中、森林・草原調査の関係者によって学会発表や論文発表が行われ、その件数は 48 件と第 1 期期間中の 6 件に比べると数多くの成果が公表された。そのうち、石原ほか（2010）モニタリングサイト 1000 森林・草原調査コアサイト・準コアサイトの毎木調査データの概要(学術情報). 日本生態学会誌. 60 (1) :116-123. では、毎木調査のメタデータ、集計データおよび環境省生物多様性センターにおける原データの公開状況について紹介している。また、Ishihara *et al.*(2011)では毎木調査のデータを、Suzuki *et al.* (2012)では落葉落枝・落下種子調査のデータを、国内外の研究者を対象に公開している。

また、環境省環境研究総合推進費「アジア規模での生物多様性観測・評価・予測に関する総合研究」(S9-3)において、生態系サービスの地図化を目的としたデータベースでモニタリングサイト 1000 森林・草原調査のデータが活用されている。

<課題と展望>

モニタリングサイト 1000 事業は、森林・草原調査の他に、高山帯、里地等の他の生態系の調査も実施されている。現状は、各生態系で独自に第 2 期調査結果のとりまとめが実施されているが、前述のようなシカの増加による生態系への影響等、複数の生態系に共通する課題も明かになってきている。このような状況に対し、モニタリングサイト 1000 事業の関連する生態系間で、情報交換や共同のデータ解析を進めることによって相互の連携を強化するとともに、単独の生態系だけでは得られなかった事業成果に繋げていくこと等も必要と考えられる。

長期間の生態系変化を捉えるというモニタリングの性質上、調査年数に比例してデータ量や標本点数が増加するため、将来的には膨大な量のデータを管理していかなければならない。調査成果の発信だけでなく、今後、データや標本の適正な管理体制の整備も重要な課題と考えられる。また、非公開データのなかには環境省レッドリスト掲載種の情報（例えば、一般サイトの鳥類）も含まれることから、これらのカテゴリー変更に伴う対応等につ

いても今後の検討課題と言える。

調査結果を幅広い主体によって共有し、保全や研究で利用されていくためには、モニタリングサイト 1000 事業そのものの知名度を上げていく必要がある。今後は、モニタリングサイト 1000 事業に関する知名度向上のため、調査成果の発信はもちろんのこと、インターネットを通じた情報発信だけでなく、事業内容と成果紹介のパンフレット等の整備、学会等での成果発表などをより積極的に行うことで、本事業の普及活動をしていく必要がある。また、環境省生物多様性センターのモニタリングサイト 1000 ウェブサイトからのデータファイルのダウンロード時に実施しているアンケート結果を集計・解析することで、データの活用状況（利用者層・利用目的等）を把握し、効果的な情報発信に役立てる事も考えられる。

さらに、モニタリングサイト 1000 の公開データを、行政機関や環境保全に係る NPO 団体、学校教育現場での利活用を促進するために、データの利用方法、集計・解析方法やその結果の解釈の考え方等をわかりやすい事例とともにまとめた、データ利用の手引き書等の整備等を検討することも考えられる。

■コラム 7-1：環境省環境研究総合推進費「アジア規模での生物多様性観測・評価・予測に関する総合研究」（S9-3）との連携

日浦 勉（苫小牧サイト：北海道大学苫小牧研究林）

モニタリングサイト 1000 森林分野のプロットは日本の南端から北端まで 48 カ所配置されており、なかでもコアサイトでは毎年の毎木調査、落葉落枝・落下種子調査、地表徘徊性甲虫調査が行われているため、広域での生物多様性と生態系機能解析のベースラインデータとして非常に有用である。現在進行中の環境研究総合推進費「アジア規模での生物多様性観測・評価・予測に関する総合的研究—森林生態系における生物多様性損失の定量的評価に関する研究—」（S9-3）では東アジア地域の森林を対象として、生物多様性と生態系サービスの関係を明らかにして保全に役立てようとしている。その過程でモニタリングサイト 1000 プロットをはじめとする各種プロットデータ、形質、分光、アロメトリーなどのデータベースを整備し、相互に組み合わせることでプロットスケールから地域スケールまでの生物多様性と生態系サービスの関係を解析しており、メッシュデータや衛星データと形質データを併せることでバイオマスや光合成量などの生態系機能マッピングを行うことも可能となる。

これまでにモニタリングサイト 1000 プロットに生育している主要樹木上部から緑葉のサンプリングを行ってその形質を分析し、311 樹種、2785 データを取得した。炭素、窒素、リン、フェノールなどの化学分析や強度、材密度などの物理性質について分析を進めている。これまでは緑葉を中心とした生産過程に関する解析が主であったが、今後はこのようなサンプリングや分析を各種リターでも行うことで、分解過程に関する生態系機能のマッ

ピングも可能となる。そのためにもコアサイトで行われているリタートラップサンプルの積極的な提供と活用が求められる。

モニタリングサイト 1000 で得られたデータは環境省のホームページ上で公開されているだけでなく、GBIF への登録やデータペーパーによる提供も行ってきた (Ishihara *et al.* 2011; Suzuki *et al.* 2012)。このようなデータ公開がなされて初めて、他のプロジェクトとの強固な連携と活用が行えるといえる。日本では他に全国 4 km メッシュの林野庁森林生態系多様性基礎調査データも最近公開され、モニ 1000 データとの連携が進み始めている。

(4) 結果の保全施策への活用

モニタリングサイト 1000 は、生態系の異変をいち早く検出し、適切な自然環境保全施策に資することを目的としている。第 1 期では、長期モニタリングのためのベースラインデータの整備が行われ、第 2 期以降では、具体的な自然環境保全施策に貢献するため、異変があった場合の検出や調査、解析結果の提供を迅速に行うことが課題であった。

<成果>

モニタリングサイト 1000 の成果は、生物多様性センターに集約され、環境省内の事業などに提供されている。例えば、環境省ではグリーン復興プロジェクトの一環として、東日本大震災が沿岸地域の自然環境に与えた影響把握のため、浸水域に含まれる調査サイトのデータを活用した。さらに、「農薬による陸域生態リスク評価・技術開発調査」において、一般サイトの調査成果が、農薬リスクの鳥類の評価対象種の選定資料として活用されている。また、平成 22 年度自然環境保全地域等調査検討業務において、白髪岳、稲生岳の鳥類調査が、本事業の鳥類調査マニュアルに基づき実施された。

2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震のような大きな自然現象による攪乱が生じた場合、生態系がどのような影響を受けるのか、影響を受けた生態系がどのように回復していくのかを把握するためには、攪乱前の情報が必要である。したがって、貴重な自然環境の情報を蓄積しつつ、生態系の変化を捉えるためにも継続してモニタリングをしていく必要がある。また、第 2 期の調査成果とりまとめの目標として、生物多様性国家戦略や地域戦略、国や地方自治体の計画・施策等へ本調査の結果が活用されることを意識しており、本報告書を元に、行政関係者や一般市民を主な対象として、分かりやすい図表と解説による概要版を作成する予定であり、今後、自然環境保全施策等への活用等が期待される。

<課題と展望>

モニタリングサイト 1000 の成果を、自然環境の保全などに役立てていくためには、蓄積したデータを詳細に解析し、その結果をわかりやすくまとめ、発信していく必要がある。

第2期の調査成果をとりまとめた本報告書は、解析ワーキンググループをはじめ、多くの専門家の協力のもと作成されており、専門的な内容が多く含まれている。現在、本報告書の作成と並行して、一般・行政関係者向けの報告書も作成している。一般の方、行政関係者等を含めできるだけ多くの方に、本事業の内容を知っていただき、関心を持っていただけるよう、科学的正確性を担保しつつ、わかりやすい内容でとりまとめる予定である。今後は、蓄積された調査成果を踏まえて、生物多様性国家戦略で示された“生物多様性の4つの危機”に対する変化状況の把握に努め、愛知目標達成の進捗状況の評価や、地方自治体などの行政機関がどのような情報を望んでいるのか把握するなどして、生物多様性の保全に向けた取り組みへの活用を推進していく必要がある。

生物多様性国家戦略 2012－2020 では、地方自治体による生物多様性地域戦略は平成 32 年までに全ての都道府県が策定することを目標としており、環境省では策定を促進するため「生物多様性地域戦略策定の手引き」（平成 21 年 9 月作成、平成 22 年 5 月改訂）を作成している。今後このような手引きの改訂に当たって、生物多様性のモニタリングに関係するセクションにおいて、モニタリングサイト 1000 の紹介とその成果やデータの入手と活用方法等を取り込むよう提案していくことも必要である。

愛知目標の達成については、最新の生物多様性国家戦略 2012－2020 で我が国の状況に応じた国別目標を示しており、本事業で得られた森林・草原のモニタリング成果は、この国別目標に、次のように貢献出来ると考えられた。

- ① 国別目標 A-1：遅くとも 2020 年までに、各主体が生物多様性の重要性を認識し、それぞれの行動に反映する「生物多様性の社会における主流化」が達成され、生物多様性の喪失の根本原因が軽減されている。
 - 本事業は、全国各地の森林・草原が有する生物多様性および生態系サービスの現状および変化傾向を把握するものであり、地方自治体における生物多様性地域戦略の策定や実践的な取り組みを促進する際に基礎資料を提供できる。
- ② 国別目標 B-1：2020 年までに、自然生息地の損失速度およびその劣化・分断を顕著に減少させる。
 - 各サイトで観察されたニホンジカによる採食圧の著しい増加、およびナラ枯れによる枯死木の増加等は森林生態系の損失や劣化につながる恐れのある事象であり、それらの発生状況とその後の回復過程を把握することにより、森林生態系の損失速度および劣化状況を評価する際の基礎資料を提供できる。
- ③ 国別目標 C-1：2020 年までに、少なくとも陸域および内陸水域の 17%、また沿岸域および海域の 10%を適切に保全・管理する。
 - 本事業では人為影響が比較的少ない自然林に多くのサイトを設置しており、全国各地の自然林の現状に関する情報が得られるため、陸域生態系の保全・管理状況を把握するための基準値となるベースラインを提供することが可能であり、現状

の整理に役立つことができる。

- ④ 国別目標 D-2：2020 年までに、劣化した生態系の 15%以上の回復等により、生態系の回復能力および二酸化炭素の貯蔵機能が強化され、気候変動の緩和と適応に貢献する。
- 本事業は国内の各地域や様々なタイプの森林にサイトを配置しており、各サイトの炭素蓄積量や純一次生産量の評価は、それぞれの森林の二酸化炭素の貯蔵機能を評価するための基準値となるベースラインを提供することができる。

（５）国際的枠組みとの連携

生物多様性の保全は、その地域のみならず国際的課題であり、地球規模での生物多様性モニタリングやデータベース整備等の取り組みが進められている。森林調査では、第 1 期の調査手法検討時に、IBOY（国際生物多様性年：International Biodiversity Observation Year）等で既に広く用いられている調査手法等、国際的に比較可能な調査手法の採用や、JaLTER（日本長期生態学研究：Japan Long-Term Ecological Research）を通じて国際的な枠組み（例えば、ILTER；国際長期生態学研究ネットワーク AsiaFlux；アジア地域のフラックス観測ネットワーク）との連携が進められた。一方で、調査で取得された標本データ整理やそのデータの GBIF（地球規模生物多様性情報機構：Global Biodiversity Information Facility）のデータベースへの登録や 2010 年 10 月に名古屋市で開催される生物多様性条約締約国会議（COP10）においての森林分野の成果発表が、国際的枠組みとの連携としての課題として挙げられていた。

<成果>

生物多様性センターでは、2010 年 10 月に名古屋市で開催された生物多様性条約締約国会議（COP10）に向けて作成した冊子「日本の生物多様性－自然と人との共生（Biodiversity of Japan）」のなかで、日本の生物多様性を守る取り組みとして、モニタリングサイト 1000 事業を紹介し、関係者に配布し、本事業の国際的なアピールも行われた。

第 2 期には、地表徘徊性甲虫調査で採集された地表徘徊性甲虫の標本の取り扱いが決まり、一部の標本については、GBIF への標本データ登録が進められている。また、毎木調査および落葉落枝・落下種子調査の 2004 年から 2009 年までの第 1 期の調査成果の一部が、調査関係者の協力により、国際学術誌 *Ecological Research* の Data Paper に掲載され、ウェブサイト上で公開された（Ishihara *et al.* 2011、Suzuki *et al.* 2012）。

<課題と展望>

地球規模生物多様性モニタリングの推進のためには、既存の国際的な枠組みと連携することが重要である。引き続き、上記で挙げられた ILTER や AsiaFlux、GBIF との連携を進めるとともに、生態系・種・遺伝子レベルの観測情報を地球規模で一元的に集約・管理し、オープンアクセスのデータリソースの確立とそのデータの統合・解析を目的とする GEO

BON（地球観測グループ 生物多様性観測ネットワーク：Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network）や、人工衛星観測および現場観測（地上観測）を統合した複数の観測システムからなる包括的な地球観測のシステムである GEOSS（全球地球観測システム：Global Earth Observation System of Systems）、生物多様性と生態系サービスに関する動向の科学的評価、科学と政策の連携強化を目的とした政府間プラットフォームである IPBES（Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services）との連携を今後どのように図っていくか検討が必要である。

また、愛知目標達成に向けたわが国のロードマップを示した「生物多様性国家戦略 2012－2020」では、生物多様性に関する国際的な科学的情報基盤である GBIF など既存の地球規模の生物多様性に関する情報基盤の整備に対して協力していくことが明記されている。今後、モニタリングサイト 1000 ウェブサイトと調査マニュアルの英語版の作成の検討や調査で得られた成果のデータを積極的に公開・提供・登録していくことで、引き続き国際的な枠組みに貢献していく予定である。

2014 年 10 月には韓国のピョンチャンで生物多様性条約締約国会議（COP12）が開催される。ここでも環境省が実施する全国的な生物多様性モニタリングの取り組みとして、モニタリングサイト 1000 事業や成果概要を紹介する媒体を準備・配布する等、国際的にアピールしていくことが必要である。

参考文献

- Ishihara, M. I., S. N. Suzuki, M. Nakamura, T. Enoki, A. Fujiwara, T. Hiura, K. Homma, D. Hoshino, K. Hoshizaki, H. Ida, K. Ishida, A. Itoh, T. Kaneko, K. Kubota, K. Kuraji, S. Kuramoto, A. Makita, T. Masaki, K. Namikawa, K. Niiyama, M. Noguchi, H. Nomiya, T. Ohkubo, S. Saito, T. Sakai, M. Sakimoto, H. Sakio, H. Shibano, H. Sugita, M. Suzuki, A. Takashima, N. Tanaka, N. Tashiro, N. Tokuchi, T. Yoshida, Y. Yoshida (2011) Forest stand structure, composition, and dynamics in 34 sites over Japan. *Ecological Research*. 26 (6): 1007-1008.
- Suzuki, S. N., M. I. Ishihara, M. Nakamura, S. Abe, T. Hiura, K. Homma, M. Higa, D. Hoshino, K. Hoshizaki, H. Ida, K. Ishida, M. Kawanishi, K. Kobayashi, K. Kuraji, S. Kuramoto, T. Masaki, K. Niiyama, M. Noguchi, H. Nomiya, S. Saito, T. Sakai, M. Sakimoto, H. Sakio, T. Sato, H. Shibano, M. Shibata, M. Suzuki, A. Takashima, H. Tanaka, M. Takagi, N. Tashiro, N. Tokuchi, T. Yoshida, Y. Yoshida (2012) Nation-wide litter fall data from 21 forests of the Monitoring Sites 1000 Project in Japan. *Ecological Research*. 27(6):989-999.

8. 参考情報

8. 1 成果の公開状況

(1) 環境省生物多様性センターウェブサイトでの公開

モニタリングサイト 1000 森林・草原調査では、事業の成果として、調査マニュアル、報告書、データファイル、速報、ニュースレターを、環境省生物多様性センターのウェブサイトから公開している。以下に、公開先の URL を示した。

① 調査マニュアル

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/index.html>

② 報告書

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html>

③ データファイル

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/data/index.html>

④ 速報

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/index.html>

⑤ ニュースレター（モニタリングサイト 1000 事業全体）

<http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsletter/index.html>

(2) 原データの公開状況

上記のデータファイルの他、日本生態学会発行の日本生態学会誌（和文）の学術情報として毎木調査の集計データを、*Ecological Research* 誌（英文）のデータペーパーとして毎木調査と落葉落枝・落下種子調査のデータを公開している。また、地表徘徊性甲虫の標本データは、地球規模生物多様性情報機構（GBIF）のウェブサイトでも登録・公開されている。

2014 年 7 月現在の、モニタリングサイト森林・草原調査における原データの公開状況を表 8-1-1 に示した。

(3) 調査成果を用いた研究論文、学会発表等

第 1 期（2003～2007 年）および第 2 期（2008～2012 年）に、モニタリングサイト 1000 森林・草原調査の調査成果を用いて調査関係者が発表した研究論文を表 8-1-2 に、学会発表等を表 8-1-3 に示した。

調査関係者による成果の発表は、第 1 期（2003～2007）年には、研究論文等が 2 件、学会発表等が 4 件であった。第 2 期（2008～2012 年）には、研究論文等が 26 件、学会発表等が 22 件と、大きく増加している。

表8-1-1 モニタリングサイト1000森林・草原調査における原データ*の公開状況(2014年7月現在)。

調査名	データ名	公開媒体				備考
		生物多様性センターのモニタリングサイト1000ウェブサイト	日本生態学会誌の学術情報	Ecological Research誌のData Paper**	地球規模生物多様性情報機構(GBIF)のウェブサイト	
毎木	毎木	2010年5月公開 2014年4月最終更新 (2004-2012年度データ)	2010年3月発行(第60巻、p.111-123)***	2011年8月公開 (Vol.26、p.1007-1008; 2004-2009年度データ)		・2011年度までの原データに、乙種(第2種)保護情報(生態系等の保全のため非公開にすべき原データ)とすべきデータはない。
落葉落枝・落下種子	リター	2012年7月公開 (2004-2009年度データ)		2012年11月公開 (Vol.27、p.989-990; 2004-2009年度データ)		
	種子					
地表面徘徊性 甲虫	甲虫	2012年12月公開 2014年4月最終更新 (2004-2012年度データ)			2011年3月に標本データ(環境省収蔵分を除く)をGBIFへ提供(2004-2009年度データ)	・2011年度までの原データに、乙種(第2種)保護情報とすべきデータはない。 ・環境省はモニタリングサイト1000における収蔵甲虫標本のデータを、GBIFを通じて公開予定。 ・環境省収蔵標本を除く全サイトの甲虫標本データについて、北大・日浦氏の研究プロジェクトにおいてGBIFを通じて公開することが承認された(2009年度検討会)。日浦氏は2011年3月に全サイトのデータをGBIFへ提出。
	堆積落葉層					
	土壌					
	セルロースフィリター分解試験					
鳥類	鳥類	2012年8月公開 2014年6月最終更新 (2004-2012年度データ)				・乙種(第2種)保護情報については2009年度一般サイト検討会にて整理したものを、コアサイト・準コアサイトのデータ公開にあたっても採用する。 ・サイト名・調査者名は公開データに含まない(市町村名まで)

*保護情報および公開保留依頼のあったデータを除く。緯度・経度は鳥類では小数点以下第1位まで、それ以外は小数点以下第2位(度単位)までを示す。

**要旨はEcological Research誌印刷体およびウェブサイトにて公開、メタデータ・原データは同誌ウェブサイトにて公開。

***メタデータ、集計データ、および生物多様性センターのウェブサイトにおける原データ公開状況、を紹介する内容であり、原データは含んでいない。

表 8-1-2 モニタリングサイト 1000 森林・草原調査の調査成果を用いて調査関係者が発表した研究論文一覧。

番号	発表者名・論文タイトル等	関連サイト名
1	石原正恵, 豊田鮎, 中村誠宏. 2007. モニタリングサイト1000(森林調査)(<連載2>野外研究サイトから(8)). 日本生態学会誌. 57: 438-442.	コア・準コアサイト全体
2	植田睦之・関伸一・小池重人. 2007. 温度ロガーを用いた巣箱に営巣する小型鳥類の繁殖状況の自動調査の試み. Bird Research. 3:T3-T11.	手法検討
3	青柳陽子, 吉田俊也, 竹田哲二 [他]. 2008. 雨龍研究林における『モニタリングサイト1000』の事例紹介. 北方森林保全技術. 26: 16-20.	雨龍
4	池田圭吾, 高橋耕一, 井田秀行. 2008. 志賀高原における亜高山帯針葉樹林の更新動態の長期モニタリング (予報). 信州大学教育学部附属志賀自然教育研究施設研究業績. 45:7-8.	おたの申す平
5	Inoue T., Enoki T., Tashiro N., Sakuta K., Inoue S.. 2008. Effects of topography and planted trees on the distribution of naturally regenerated broad-leaved trees in a 140-year-old Cryptomeria japonica plantation in northern Kyushu, Japan. Journal of Forest Research. 13: 365-371.	糟屋
6	鷹西俊和, 日浦勉, 及川幸雄 [他]. 2008. 苫小牧研究林におけるモニタリングサイト1000への取り組み. 北方森林保全技術. 26: 21-26.	苫小牧
7	平野敏明・植田睦之・今森達也・川崎慎二・内田博・加藤和明・金井裕. 2009. 森林におけるスポットセンサスとラインセンサスによる鳥の記録率の比較. Bird Research. 5: T1-T13.	サイト全体 (手法検討)
8	Tamotsu Sato, Yohsuke Kominami, Satoshi Saito, Kaoru Niiyama, Hiroyuki Tanouchi, Dai Nagamatsu, Haruto Nomiya. 2009. Temporal dynamics and resilience of fine litterfall in relation to typhoon disturbances over 14 years in an old-growth lucidophyllous forest in southwestern Japan.. Plant Ecology. 208: 187-198.	綾
9	Takeshi Torimaru, Naoyuki Nishimura, Kiyoshi Matsui, Toshihiko Hara, Shin-Ichi Yamamoto. 2009. Variations in resistance to canopy disturbances and their interactions with the spatial structure of major species in a cool-temperate forest. Journal of Vegetation Science. 20: 944-958.	大山文珠越
10	植田睦之・平野敏明・川崎慎二・黒沢令子・村濱史郎・青木則幸・今森達也・福田佳弘・馬田勝義・金井裕. 2009. 草原の鳥類のモニタリングにおけるスポットセンサス法の有効性 ―ラインセンサス法との鳥の記録率の比較―. Bird Research. 5:T23-T32.	サイト全体 (手法検討)
11	石原正恵, 石田健, 井田秀行, 伊東明, 榎木勉, 大久保達弘, 金子隆之, 金子信博, 倉本恵生, 酒井武, 齋藤哲, 崎尾均, 寄元道德, 芝野博文, 杉田久志, 鈴木三男, 高木正博, 高嶋敦史, 武生雅明, 田代直明, 田中信行, 徳地直子, 並川寛司, 新山馨, 西村尚之, 野口麻穂子, 野宮治人, 日浦勉, 藤原章雄, 星野大介, 本間航介, 蒔田明史, 正木隆, 吉岡崇仁, 吉田俊也. 2010. モニタリングサイト1000森林・草原調査コアサイト・準コアサイトの毎木調査データの概要(学術情報). 日本生態学会誌. 60: 111-123.	コアサイト・準コアサイト全体

番号	発表者名・論文タイトル等	関連サイト名
12	Naoyuki Nishimura, Kyoko Kato, Akihiro Sumida, Kiyomi Ono, Hiroyuki Tanouchi, Shigeo Iida, Daisuke Hoshino, Shin-Ichi Yamamoto, Toshihiko Hara. 2010. Effects of life history strategies and tree competition on species coexistence in a sub-boreal coniferous forest of Japan. <i>Plant Ecology</i> . 206: 29-40.	大雪山
13	佐藤重穂, 豊田鮎, 松本剛史. 2010. 市ノ又森林動態観測試験地におけるオサムシ科甲虫の捕獲数の経年変化. <i>森林応用研究</i> . 19: 33-36.	市ノ又
14	杉田久志, 高橋利彦, 松木佐和子, 菊地智久, 濱道寿幸, 藤田泰崇, 麻生臣太郎. 2010. 岩手大学御明神演習林大滝沢試験地内の「モニタリングサイト1000」用の1haプロットにおける林分構造と17年間の動態. <i>岩手大学農学部演習林報告</i> . 41:185-203	大滝沢
15	Enoki T., Inoue T., Tashiro N., Ishii H.. 2011. Aboveground productivity of an unsuccessful 140-year-old <i>Cryptomeria japonica</i> plantation in northern Kyushu, Japan. <i>Journal of Forest Research</i> . 16: 268-274.	糟屋
16	Masae I. Ishihara, Satoshi N. Suzuki, Masahiro Nakamura, Tsutomu Enoki, Akio Fujiwara, Tsutomu Hiura, Kosuke Homma, Daisuke Hoshino, Kazuhiko Hoshizaki, Hideyuki Ida, Ken Ishida, Akira Itoh, Takayuki Kaneko, Kaname Kubota, Koichiro Kuraji, Shigeo Kuramoto, Akifumi Makita, Takashi Masaki, Kanji Namikawa, Kaoru Niiyama, Mahoko Noguchi, Haruto Nomiya, Tatsuhiro Ohkubo, Satoshi Saito, Takeshi Sakai, Michinori Sakimoto, Hitoshi Sakio, Hirofumi Shibano, Hisashi Sugita, Mitsuo Suzuki, Atsushi Takashima, Nobuyuki Tanaka, Naoaki Tashiro, Naoko Tokuchi, Yakushima Forest Environment Conservation Center Yakushima District Forest Office, Toshiya Yoshida, Yumiko Yoshida. 2011. Forest stand structure, composition, and dynamics in 34 sites over Japan. <i>Ecological Research</i> . 26: 1007-1008.	コアサイト・準コアサイト全体（一部を除く）
17	Ishihara, M., Hiura, T.. 2011. Modeling leaf area index from litter collection and tree data in a deciduous broadleaf forest. <i>Agricultural and Forest Meteorology</i> . 151: 1016-1022.	苫小牧
18	Mifuyu Ogawa, Yuichi Yamaura, Shin Abe, Daisuke Hoshino, Kazuhiko Hoshizaki, Shigeo Iida, Toshio Katsuki, Takashi Masaki, Kaoru Niiyama, Satoshi Saito, Takeshi Sakai, Hisashi Sugita, Hiroyuki Tanouchi, Tatsuya Amano, Hisatomo Taki, Kimiko Okabe. 2011. Use of two population metrics clarifies biodiversity dynamics in large-scale monitoring: the case of trees in Japanese old-growth forests. <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> . 178: 85-94.	カヌマ沢、小川、市ノ又、綾、屋久島照葉樹林
19	Maki Suzuki. 2011. Effects of the topographic niche differentiation on the coexistence of major and minor species in a species-rich temperate forest. <i>Ecological Research</i> . 26: 317-326.	秩父
20	植田睦之・福井晶子・山浦悠一・山本裕. 2011. 全国的な生態観測調査「モニタリングサイト1000」で見てきた日本の森林性鳥類の分布状況. <i>日本鳥学会誌</i> . 60: 19-34.	一般サイト全体

番号	発表者名・論文タイトル等	関連サイト名
21	飯村康夫, 廣田充, 井田秀行, 大塚俊之. 2012. 志賀高原カヤノ平ブナ成熟林における土壌有機物の特徴. 志賀自然教育研究施設研究業績. 49:1-5.	カヤの平
22	澤田晴雄. 2012. 東京大学生態水文学研究所長期生態系プロットにおけるカシノナガキクイムシの初期穿入状況. 中部森林研究. 60:147-150.	愛知赤津
23	澤田晴雄. 2012. 東京大学生態水文学研究所長期生態系プロットにおけるカシノナガキクイムシの初期穿入状況. 平成23年度 技術職員等試験研究・研修会議報告（東京大学演習林）. 21-26.	愛知赤津
24	植田睦之. 2012. 沢音は鳥の分布に影響を与えている？－埼玉県奥秩父での一事例－. Bird Research. 8: S19-S24.	大山沢
25	植田睦之・黒沢令子・斎藤馨. 2012. 森林音のライブ配信から聞き取った森林性鳥類のさえずり頻度のデータ. Bird Research. 8: R1-R4.	秩父, おたの申す平
26	植田睦之・平野敏明・黒沢令子. 2012. 長時間の録音データから鳥のさえずり状況を知るための聞き取り時間帯の検討. Bird Research. 8: T1-T6.	足寄, 雨龍, 苫小牧, 大山沢, 秩父, カヤの平, おたの申す平, 市ノ又
27	稲荷直樹, 日浦勉, 戸田正憲, 工藤岳. 2012. Pollination linkage between canopy tree flowering, bumble bee abundance, and seed production of understory plants in a cool-temperate forest. Journal of Ecology. 100:1534-1543.	苫小牧
28	松本健太郎・逢沢峰昭・本木陽介・大久保達弘. 2012. 関東北部高原山におけるイヌブナ・ブナが優占する太平洋型ブナ成熟林の15年間の森林動態. 森林立地. 54(2): 73-80.	高原山

表 8-1-3 モニタリングサイト 1000 森林・草原調査の調査成果を用いて調査関係者が発表した学会発表等一覧。

番号	発表者名・発表タイトル・学会・発表番号等	関連サイト名
1	井上貴文, 長 慶一郎, 山内康平, 鍛冶清弘, 椎葉康喜, 井上一信, 作田耕太郎, 田代直明, 榎木 勉, 井上 晋. 2006. 施業放棄されたスギ人工林における稚樹の分布. 日本森林学会九州支部会. 308.	糟屋
2	楠本聞太郎, 井上貴文, 榎木勉. 2006. スギ人工林放棄後の広葉樹二次林におけるツル植物の空間分布パターン. 日本森林学会九州支部会. 306.	糟屋
3	井上貴文, 楠本聞太郎, 長慶一郎, 山内康平, 鍛冶清弘, 椎葉康喜, 井上一信, 作田耕太郎, 田代直明, 榎木勉, 井上晋. 2007. 140年生スギ人工林における広葉樹の空間分布に与える地形とスギの影響. 日本生態学会. P2-112.	糟屋
4	豊田鮎, 岸本年郎, 佐藤重穂. 2007. 森林地表性甲虫群集の緯度勾配パターン-モニタリングサイト1000の調査から-. 日本生態学会. P3-047.	コアサイト・準 コアサイト全 体
5	井上貴文, 榎木勉, 井上晋. 2008. スギ人工林に侵入した広葉樹の生産量に及ぼす地形の影響. 日本生態学会. P1-076.	糟屋
6	澤田晴雄・芝野 博文・金子 力也. 2008. 愛知演習林長期生態系プロットにおける樹木の分布状況と2004～2006年の動態. 日本森林学会. P1d26.	愛知赤津
7	石原正恵, 豊田鮎. 2009. モニタリングサイト1000（森林・草原調査）のデータベースの現状と展望. 日本生態学会. U02.	コアサイト・準 コアサイト全 体
8	宮田義規, 上村直之, 高木正博. 2009. 常緑広葉樹二次林における流域レベルでの純生産の推定. 日本生態学会. PB2-714.	田野
9	坂本明日香, 高木正博. 2009. 光環境に対する常緑広葉樹数種の個体レベルの反応. 日本森林学会. Pc3-47.	田野
10	澤田 晴雄・芝野 博文. 2009. 東京大学愛知演習林長期生態系プロットにおける樹種個体群の空間分布特性. 日本森林学会. Pc3-23.	愛知赤津
11	高木正博, 宮田義規, 上村直之. 2009. 常緑広葉樹二次林における微地形に対応したCWDの動態. 日本生態学会. PB2-726.	田野
12	原口正平, 高木正博. 2010. 常緑広葉樹林からなる小流域における溪流内への落葉落枝の流入. 九州森林学会.	田野
13	石原正恵. 2010. 樹木の肥大成長量と動態パラメータの地理パターン. 日本生態学会. C2-06.	コアサイト・準 コアサイト全 体
14	楠本聞太郎, 井上貴文, 榎木 勉. 2010. 林分構造がツル植物の分布に与える影響 - 地形及びよじ登り様式による違い -. 日本生態学会. P1-032.	糟屋
15	澤田 晴雄・芝野 博文. 2010. 東京大学愛知演習林長期生態系プロットにおける主要樹種種子生産量の経年変化. 日本森林学会. Pa2-29.	愛知赤津
16	高木正博, 宮田義規. 2010. 山地複雑地形における土壌呼吸速度. 日本森林学会. Pb2-13.	田野
17	植田睦之. 2010. 沢音が鳥の分布やさえずりの構造に与える影響. 日本鳥学会大会. P094.	大山沢

番号	発表者名・発表タイトル・学会・発表番号等	関連サイト名
18	丹羽慈, 岸本年郎. 2011. 日本の森林における地表徘徊性甲虫群集の地理的・季節的変異: モニタリングサイト1000森林・草原調査より. 日本生態学会. F2-04.	コアサイト・準 コアサイト全 体
19	才木道雄. 2011. スポットセンサスによる鳥類調査と教育研究への活用. 農学生命科学研究科技術職員研修会報告集2010年度 (東京大学農学生命科学研究科). 27-28.	愛知赤津
20	澤田晴雄, 芝野博文, 蔵治光一郎. 2011. 愛知演習林長期生態系プロットにおける5年間の個体群動態. 日本森林学会. Pa1-98.	愛知赤津
21	鈴木智之. 2011. 1haプロット内の樹種多様性とその空間構造の地理パターン: モニタリングサイト1000森林・草原調査より. 日本生態学会. P1-179.	コアサイト・準 コアサイト全 体
22	Shigeru Niwa, Satoshi Suzuki, Mutsuyuki Ueta. 2012. A nationwide long-term monitoring survey of forest ecosystems in the Monitoring Sites 1000 Project in Japan. 日本生態学会 (EAFES). P3-153A.	コアサイト・準 コアサイト全 体
23	Saito, S., Sato, T., Niiyama, K., Nomiya H.. 2012. Recent tendency of diameter growth of trees in a lucidophyllous forest at the Aya Research Site - Analysis of data in a LTER site in southwester Japan. 日本生態学会 (EAFES). P1-032J.	綾
24	澤田晴雄, 鎌田直人. 2012. 東京大学生態水文学研究所長期生態系プロットにおけるカシノナガキクイムシ加害初期の穿入木と枯死木の空間分布と経年変化. 日本森林学会. Pb173.	愛知赤津
25	鈴木智之. 2012. 全国のリターフォール動態の階層モデリングーモニタリングサイト1000データを用いてー. 日本森林学会. F03.	コアサイト・準 コアサイト全 体
26	片山直樹・天野達也・山北剛久・小松功武・高川晋一・植田睦之・宮下直. 2012. 景観の異質性と気候要因が国土スケールの鳥類多様性に与える影響. 日本鳥学会. A24.	一般サイト

8. 2 解析のために用いた各種鳥類の生態情報

種名	繁殖期		越冬期	
	食物	採食ギルド	食物	採食ギルド
ミゾゴイ	昆虫食	地上		
ミサゴ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ハチクマ	肉食/魚食			
トビ	肉食/魚食		肉食/魚食	
オジロワシ	肉食/魚食		肉食/魚食	
オオワシ			肉食/魚食	
オオタカ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ツミ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ハイタカ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ケアシノスリ			肉食/魚食	
ノスリ	肉食/魚食		肉食/魚食	
サシバ	肉食/魚食		肉食/魚食	
クマタカ	肉食/魚食		肉食/魚食	
イヌワシ	肉食/魚食		肉食/魚食	
カンムリワシ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ハイイロチュウヒ			肉食/魚食	
チュウヒ			肉食/魚食	
ハヤブサ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ハヤブサ	肉食/魚食		肉食/魚食	
チゴハヤブサ	肉食/魚食		肉食/魚食	
コチョウゲンボウ			肉食/魚食	
チョウゲンボウ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ライチョウ	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
エゾライチョウ	雑食/その他	地上	雑食/その他	
ウズラ	果実/種子食	地上		
ヤマドリ	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
キジ	雑食/その他	地上	雑食/その他	
ミフウズラ	果実/種子食		種子	林外
ヤマシギ			昆虫食	地上
カラスバト	果実/種子食	樹上	果実	地上
シラコバト	果実/種子食	地上	種子	林外
キジバト	果実/種子食	地上	種子	地上
キンバト	果実/種子食	地上	果実	地上
アオバト	果実/種子食	樹上	果実	樹上
ズアカアオバト	果実/種子食	樹上	果実	樹上
ジュウイチ	昆虫食	樹上		
カッコウ	昆虫食	樹上		
ツツドリ	昆虫食	樹上		
ホトギス	昆虫食	樹上		
シマフクロウ	肉食/魚食		肉食/魚食	
シマフクロウ	肉食/魚食		肉食/魚食	
トラフズク			肉食/魚食	
コミミズク			肉食/魚食	

種名	繁殖期		越冬期	
	食物	採食ギルド	食物	採食ギルド
コノハズク	昆虫食	とびつき		
オオコノハズク	肉食/魚食		肉食/魚食	
アオバズク	昆虫食	とびつき		
フクロウ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ヨタカ	昆虫食	空中		
ハリオアマツバメ	昆虫食	空中		
ヒメアマツバメ	昆虫食	空中		
アマツバメ	昆虫食	空中		
ヤマセミ	肉食/魚食		肉食/魚食	
アカショウビン	肉食/魚食	地上		
カワセミ	肉食/魚食		肉食/魚食	
ブッポウソウ	昆虫食	空中		
アリスイ	昆虫食	林外	昆虫食	林外
アオゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
ヤマゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
ノグチゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
クマゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
アカゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
オオアカゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
コアカゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
コゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
ミユビゲラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
ヤイロチョウ	昆虫食	地上		
ヒバリ	昆虫食	林外	種子	林外
ショウドウツバメ	昆虫食	空中		
ツバメ	昆虫食	空中	昆虫食	林外
リュウキュウツバメ	昆虫食	空中	昆虫食	林外
コシアカツバメ	昆虫食	空中		
イワツバメ	昆虫食	空中		
ツメナガセキレイ	昆虫食	林外		
キセキレイ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
ハクセキレイ	昆虫食	林外	昆虫食	林外
セグロセキレイ	昆虫食	林外	昆虫食	林外
ビンズイ	昆虫食	地上	種子	地上
タヒバリ			種子	林外
サンショウクイ	昆虫食	とびつき	昆虫食	樹上
シロガシラ	昆虫食	樹上		
ヒヨドリ	昆虫食	樹上	果実	樹上
モズ	昆虫食	林外	昆虫食	地上
アカモズ	昆虫食	樹上		
オオモズ			肉食/魚食	
オオカラモズ			肉食/魚食	
キレンジャク			果実	樹上
ヒレンジャク			果実	樹上
カワガラス	昆虫食	林外	昆虫食	林外
ミソサザイ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
イワヒバリ	昆虫食	地上	種子	地上

種名	繁殖期		越冬期	
	食物	採食ギルド	食物	採食ギルド
カヤクグリ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
コマドリ	昆虫食	地上		
アカヒゲ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
ノゴマ	昆虫食	地上		
コルリ	昆虫食	藪		
ルリビタキ	昆虫食	藪	昆虫食	地上
ジョウビタキ			昆虫食	地上
ノビタキ	昆虫食	林外		
イソヒヨドリ	昆虫食	林外	昆虫食	地上
トラツグミ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
マミジロ	昆虫食	地上		
クロツグミ	昆虫食	地上		
アカハラ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
アカコッコ	昆虫食	地上	昆虫食	地上
シロハラ			昆虫食	地上
マミチャジナイ			昆虫食	地上
ツグミ			果実	地上
ヤブサメ	昆虫食	藪		
ウグイス	昆虫食	藪	昆虫食	藪
オオセッカ	昆虫食	林外	昆虫食	林外
エゾセンニュウ	昆虫食	林外		
シマセンニュウ	昆虫食	林外		
ウチヤマセンニュウ	昆虫食	林外		
マキノセンニュウ	昆虫食	林外		
コヨシキリ	昆虫食	林外		
オオヨシキリ	昆虫食	林外		
メボソムシクイ	昆虫食	樹上		
エゾムシクイ	昆虫食	樹上		
センダイムシクイ	昆虫食	樹上		
イイジママムシクイ	昆虫食	樹上		
クイタダキ	昆虫食	樹上	昆虫食	樹上
セッカ	昆虫食	林外	昆虫食	林外
キビタキ	昆虫食	とびつき		
オオルリ	昆虫食	とびつき		
サメビタキ	昆虫食	とびつき		
コサメビタキ	昆虫食	とびつき		
サンコウチョウ	昆虫食	とびつき		
エナガ	昆虫食	樹上	昆虫食	樹上
ハシブトガラ	昆虫食	樹上	昆虫食	樹上
コガラ	昆虫食	樹上	種子	樹上
ヒガラ	昆虫食	樹上	昆虫食	樹上
ヤマガラ	昆虫食	樹上	種子	樹上
シジュウカラ	昆虫食	樹上	昆虫食	樹上
ゴジュウカラ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
キバシリ	昆虫食	樹幹	昆虫食	樹幹
メジロ	昆虫食	樹上	果実	樹上
メグロ	昆虫食	樹上	果実	地上

種名	繁殖期		越冬期	
	食物	採食ギルド	食物	採食ギルド
ホオジロ	昆虫食	地上	種子	地上
コジュリン	昆虫食	林外	種子	林外
ホオアカ	昆虫食	林外	種子	林外
コホオアカ			種子	地上
キマユホオジロ			種子	地上
カシラダカ			種子	地上
ミヤマホオジロ			種子	地上
シマアオジ	昆虫食	林外		
ノジコ	昆虫食	地上		
アオジ	昆虫食	地上	種子	地上
クロジ	昆虫食	地上	種子	地上
オオジュリン	昆虫食	林外	昆虫食	林外
ツメナガホオジロ			種子	地上
ユキホオジロ			種子	地上
アトリ			種子	地上
カワラヒワ	果実/種子食	地上	種子	地上
マヒワ	果実/種子食	樹上	種子	樹上
ベニヒワ			種子	樹上
ハギマシコ			種子	地上
オオマシコ			種子	樹上
ギンザンマシコ	果実/種子食	樹上	種子	地上
イスカ			種子	樹上
ナキイスカ			種子	樹上
ベニマシコ			種子	樹上
ウソ	昆虫食	藪	種子	地上
イカル	昆虫食	樹上	種子	地上
シメ	昆虫食	樹上	種子	地上
ニウナイスズメ	昆虫食	樹上	種子	林外
スズメ	昆虫食	林外	種子	地上
コムクドリ	昆虫食	樹上		
ムクドリ	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
カケス	昆虫食	地上	果実	地上
ルリカケス	昆虫食	樹上	果実	地上
オナガ	昆虫食	樹上	雑食/その他	
カササギ	昆虫食	樹上		
ホシガラス	昆虫食	地上	種子	地上
コクマルガラス			雑食/その他	地上
ミヤマガラス			種子	林外
ハシボソガラス	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
ハシブトガラス	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
ワタリガラス			肉食/魚食	
コジュケイ	雑食/その他	地上	雑食/その他	地上
ドバト	果実/種子食	地上	種子	地上
ガビチョウ	昆虫食	藪	昆虫食	藪
ソウシチョウ	昆虫食	藪	昆虫食	藪

8. 3 調査体制

第2期（平成20年度～24年度）の調査および、調査結果とりまとめ（平成25年度）の体制を以下に示した。検討委員、解析ワーキング・グループ委員、サイト代表者については、姓名と所属（当時）を記載した。調査協力者は各年度のデータファイル記載情報をもとに整理した。ただし、姓のみしか記載のない場合もある。

注：コアサイト・準コアサイトでは、★：サイト代表者、●：毎木、落葉落枝・落下種子、地表徘徊性甲虫調査の調査協力者、■：鳥類調査の調査協力者を表す。

（1）コアサイト・準コアサイト

平成20年度

<コア・準コアサイト検討会委員>

金井裕（(財)日本野鳥の会）
中静透（東北大学）
永田尚志（(独)国立環境研究所）
新山馨（(独)森林総合研究所）
本間航介（新潟大学）

<解析ワーキング・グループ委員>

石田健（東京大学）
金子信博（横浜国立大学）
久保田康裕（琉球大学）
清野達之（筑波大学）
武生雅明（東京農業大学）
永田尚志（(独)国立環境研究所）
日浦勉（北海道大学）
正木隆（(独)森林総合研究所）
村上正志（千葉大学）
(敬称略・五十音順)

<コアサイト>

雨龍サイト

★：吉田俊也（北海道大学雨龍研究林）
●：石田亘生，ほか
■：柳田和美，柳田弘子

足寄サイト

★：田代直明（九州大学北海道演習林）
●：菱拓雄，馬渕哲也，井上幸子，長慶一郎，山内康平

苫小牧サイト

★：日浦勉（北海道大学苫小牧研究林）
●：奥山，石井，及川，三好，汲川，本前，鷹西俊和，竹田哲二，佐藤智明，小宮圭示，浅野ひとみ，尾野敬子，稲荷尚記，福島萌，豊田鮎，石原正恵
■：原田修

カヌマ沢サイト

★：星野大介（(独)森林総合研究所東北支所）
●：星崎和彦，柴田銃江，八木橋勉，ほか

大佐渡サイト

★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
●：上野，中島，大塚，工藤，西，中山，谷口，山口，濱田，金子洋平，中村俊治
■：山本裕，岸本伸彦

小佐渡サイト

★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
●：金子洋平，大塚瑠美，中村俊治

小川サイト

★：正木隆（(独)森林総合研究所）
●：田中，佐藤，阿部，柴田，澤，直江，奥村，小山，山崎
■：加藤和明

秩父サイト

★：藤原章雄（東京大学秩父演習林）
●：大畑，栗田，吉田，佐々木，齋藤俊浩，西山教雄
■：荒木田義隆

大山沢サイト

- ★：崎尾均（新潟大学佐渡演習林）
- ：川西基博，久保満佐子，永越信樹，山中進，指村菜穂子，石原正恵，豊田鮎，比嘉基紀，加藤一彦

カヤの平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：池田圭吾，昆野祥太，井浦和子，原田佳一
- ：堀田昌伸

おたの申す平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：池田圭吾，昆野祥太，池谷友希子，後藤彩

愛知赤津サイト

- ★：芝野博文（東京大学愛知演習林）
- ：塚本威彦，築瀬憲次，原孝秀，鎌田幸子
- ：荒木田義隆

芦生（栢上谷）サイト

- ★：寄元道德（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：浅野，伊藤，長谷川，藤井宏明・太田健一，小嶋宏和，大牧治夫

芦生（モンドリ谷）サイト

- ★：金子隆之（京都大学農学部）

上賀茂サイト

- ★：吉岡崇仁（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：境慎二朗，柴田泰征，古田卓，大橋健太，荒井亮

和歌山サイト

- ★：徳地直子（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：長谷川孝，上西久哉，平井岳志，細見純嗣，中川智之，松場輝信
- ：沼野正博，森本浩司

市ノ又サイト

- ★：野口麻穂子（(独)森林総合研究所四国支所）
- ：奥田史郎，伊藤武治，酒井武，佐藤重穂，ほか4名
- ：佐藤重穂

綾サイト

- ★：野宮治人（(独)森林総合研究所九州支所）
- ：齊藤哲，田中浩，安部哲人，荒木眞岳，香山雅純
- ：中村豊

田野サイト

- ★：高木正博（宮崎大学田野演習林）
- ：久保田要，黒木真知子
- ：中村豊

与那サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：外間聡
- ：田場和雄，金城原一郎，金城孝則

<準コアサイト>

大雪山サイト

- ★：西村尚之（名古屋産業大学）

大滝沢サイト

- ★：杉田久志（(独)森林総合研究所東北支所）
- ：高橋利彦

青葉山サイト

- ★：鈴木三男（東北大学植物園）
- ：小林和貴，箱崎真隆，山本武能，星野安治，早坂英介，寺澤弘陽，大山幹成

高原山サイト

- ★：大久保達弘（宇都宮大学農学部）
- ：松本健太郎

筑波山サイト

- ★：田中信行（(独)森林総合研究所）

木曽赤沢サイト

- ★：西村尚之（名古屋産業大学）

西丹沢サイト

- ★：金子信博（横浜国立大学）
- ：酒井暁子，ほか

臥龍山サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：白川勝信，ほか

佐田山サイト

- ★：倉本恵生（(独)森林総合研究所北海道支所）
- ：佐藤重穂

奄美サイト

- ★：石田健（東京大学農学生命科学研究科）
- ：鳥飼久裕

<環境省生物多様性センター>

- 阪口法明（統括企画官）
- 久保井喬（生態系監視科員）
- 脇山成二（技術専門員）

<事務局>

- 財団法人自然環境研究センター
 - 永津雅人，茨城康弘，鋤柄直純，畠瀬頼子
 - 岸本年朗，中川直美
 - 豊田鮎，石原正恵（ネットワークセンター）
 - NPO 法人バードリサーチ
 - 植田睦之
 - 財団法人日本野鳥の会
 - 古南幸弘，山本裕，浦達也
- （敬称略・順不同）

平成 21 年度

<コア・準コアサイト検討会委員>

- 金井裕（(財)日本野鳥の会）
- 金子信博（横浜国立大学）
- 中静透（東北大学）
- 永田尚志（新潟大学）
- 新山馨（(独)森林総合研究所東北支所）
- 本間航介（新潟大学）

<解析ワーキング・グループ委員>

- 石田健（東京大学）
 - 金子信博（横浜国立大学）
 - 永田尚志（新潟大学）
 - 日浦勉（北海道大学）
 - 正木隆（(独)森林総合研究所）
- （敬称略・五十音順）

<コアサイト>

- 雨龍サイト
 - ★：吉田俊也（北海道大学雨龍研究林）
 - ：石田亘生，ほか
 - ：柳田和美

足寄サイト

- ★：田代直明（九州大学北海道演習林）
- ：菱拓雄，馬淵哲也，井上幸子，長慶一郎，緒方健人，山内康平
- ：今野怜

苫小牧サイト

- ★：日浦勉（北海道大学苫小牧研究林）
- ：奥山，汲川，佐藤，松岡、鷹西俊和，竹田哲二，三好等，丹羽慈，浅野ひとみ，尾野敬子，稲荷尚記，太田民久
- ：原田修

カヌマ沢サイト

- ★：星野大介（(独)森林総合研究所東北支所）
- ：星崎和彦，柴田銃江，八木橋勉，ほか
- ：佐々木孝男

大佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：金子洋平，大野葵
- ：植田睦之

小佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：調査協力者：金子洋平，大野葵
- ：植田睦之

那須高原サイト

- ★：大久保達弘（宇都宮大学農学部）
- ：逢沢峰昭，松本健太郎
- ：平野敏明

小川サイト

- ★：正木隆（(独)森林総合研究所）
- ：田中，中静，小山，小池，中島，藤津，曾我，藤田，高橋，熊谷，藤沢，今廣，柴田，石原，直江将司，山崎良啓，阿部真
- ：川崎慎二

秩父サイト

- ★：藤原章雄（東京大学秩父演習林）
- ：千嶋，吉田，高野，丹羽，浅見，大村和，高德，渡辺良，藤原，大村栄，鈴木，才木，西山教雄
- ：植田睦之

大山沢サイト

- ★：崎尾均（新潟大学佐渡ステーション）
- ：比嘉基紀，若松伸彦，川西基博，加藤一彦，ほか5名
- ：植田睦之

カヤの平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，安藤直樹，村上恵美，米田翔平，井浦和子，植山周香，深沢夫妻
- ：堀田昌伸

おたの申す平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：井浦和子，原田佳一，植山周香，米田翔平，深沢夫妻
- ：滝沢和彦

愛知赤津サイト

- ★：芝野博文（東京大学愛知演習林）
- ：塚本威彦，築瀬憲次，原孝秀，鎌田幸子，蔵治光一郎，澤田，戸松，小川
- ：荒木田義隆

芦生（枅上谷）サイト

- ★：寄元道徳（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：藤井，浅野，荒井，小嶋，西岡裕平，太田健一・長谷川敦史・大牧治夫
- ：岩本富雄

上賀茂サイト

- ★：吉岡崇仁（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：境慎二郎，柴田泰征，古田卓，大橋健太，奥田賢
- ：岩本富雄

和歌山サイト

- ★：徳地直子（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：長谷川孝，上西久哉，平井岳志，細見純嗣，中川智之，松場輝信
- ：沼野正博

市ノ又サイト

- ★：野口麻穂子（独）森林総合研究所四国支所
- ：酒井武，佐藤重穂，他5名
- ：佐藤重穂

綾サイト

- ★：野宮治人（独）森林総合研究所九州支所
- ：齊藤哲，田中浩，安部哲人，荒木眞岳，佐藤保，小南陽亮，永松大，西村尚之，真鍋徹，香山雅純
- ：中村豊

田野サイト

- ★：高木正博（宮崎大学田野演習林）
- ：久保田要，黒木真知子
- ：中村豊

与那サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：外間聡，田場和雄，金城孝則，河野雅志
- ：外間聡，田場和雄，金城孝則

<準コアサイト>

野幌サイト

- ★：並川寛司（北海道教育大学）

大滝沢サイト

- ：三上修

早池峰サイト

- ★：杉田久志（独）森林総合研究所東北支所

青葉山サイト

- ★：鈴木三男（東北大学植物園）
- ：大山幹成，小林和貴，箱崎真隆，関正典，寺澤弘陽，上中央子

金目川サイト

- ★：大久保達弘（宇都宮大学農学部）
- ：逢沢，松本，水野，橋本，阿久津，石田，乾，山路，安部，齊藤，田宝，福沢，望月，吉田

高原山サイト

- ：平野敏明

筑波山サイト

- ：川崎慎二

御岳濁川サイト

- ★：西村尚之（名古屋産業大学）

木曽赤沢サイト

■：篠原喜運，植田睦之

西丹沢サイト

■：守屋年史

富士サイト

★：藤原章雄（東京大学秩父演習林）

●：齋藤俊，近澤，算用子，齋藤暖

函南サイト

★：武生雅明（東京農業大学）

宮島サイト

■：植田睦之

佐田山サイト

★：倉本恵生（(独)森林総合研究所北海道支所）

●：佐藤重穂

椎葉サイト

★：田代直明（九州大学北海道演習林）

●：内海泰弘，久保田勝義，鍛冶清弘，壁村勇二

■：植田睦之，久保田勝義

奄美サイト

★：石田健（東京大学農学生命科学研究科）

●：川口秀美，高美喜男，藤本勝典，森田秀一，月俣幸三，永井弓子，正清斉，山室一樹，指村奈穂子，水田拓，渡邊環樹，川口和範，鳥飼久裕

■：高美喜男

西表サイト

■：佐野清貴

（敬称略・順不同）

<環境省生物多様性センター>

阪口法明（総括企画官）

藤田道男（生態系監視科長）

久保井喬（生態系監視科員）

<事務局>

財団法人自然環境研究センター

小林光，鋤柄直純，畠瀬頼子，市河三英，石橋浩次，丹羽慈，石原正恵（ネットワークセンター）

NPO 法人バードリサーチ

植田睦之

財団法人日本野鳥の会

葉山政治，古南幸弘，山本裕

（敬称略，順不同）

平成 22 年度

<コア・準コアサイト検討会委員>

金井裕（(財)日本野鳥の会）

金子信博（横浜国立大学）

幸丸政明（元岩手大学）

中静透（東北大学）

永田尚志（新潟大学）

新山馨（(独)森林総合研究所東北支所）

本間航介（新潟大学）

<解析ワーキング・グループ委員>

石田健（東京大学）

金子信博（横浜国立大学）

永田尚志（新潟大学）

日浦勉（北海道大学）

正木隆（(独)森林総合研究所）

（敬称略・五十音順）

<コアサイト>

雨龍サイト

★：吉田俊也（北海道大学雨龍研究林）

●：石田亘生，平野裕也，ほか

■：柳田和美

足寄サイト

★：田代直明（九州大学北海道演習林）

●：菱拓雄，馬渕哲也，井上幸子，長慶一郎，緒方健人

■：今野怜

苫小牧サイト

★：日浦勉（北海道大学苫小牧研究林）

●：奥山，杉山，汲川，佐藤，松岡，鷹西俊和，竹田哲二，浅野ひとみ，尾野敬子，太田民久，鈴木香織

■：原田修，安田千夏，篠原詩織

カヌマ沢サイト

★：星野大介（(独)森林総合研究所東北支所）

●：星崎和彦，柴田銃江，ほか

■：佐々木孝男

大佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：大野葵，中野陽介，高橋まなみ，久野真純
- ：植田睦之

小佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：白井航来，大野葵，中野陽介，中山晴夏，川上祐佳
- ：植田睦之

那須高原サイト

- ：平野敏明

小川サイト

- ★：正木隆（(独)森林総合研究所）
- ：直江将司，山崎良啓
- ：川崎慎二

秩父サイト

- ★：鈴木牧（東京大学秩父演習林）
- ：五十嵐，相川，原口，丹羽，平尾，吉田，千嶋武，原口竜成
- ：植田睦之，本山裕樹，船木数樹

大山沢サイト

- ★：崎尾均（新潟大学佐渡ステーション）
- ：比嘉基紀，久保満佐子，若松伸彦，北川涼，ほか4名
- ：植田睦之，本山裕樹

カヤの平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，関田秀行，安藤直樹，鉄谷龍之，辻田香織，田中いずみ，橋谷瑞樹，渡邊絵，平林大和，関真希子，大日方彩香，谷川光昭，佐々木敏子，平林大和，後藤彩，井浦和子
- ：堀田昌伸

おたの申す平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，関田秀行，関真希子，大日方彩香，谷川光昭，佐々木敏子，平林大和，後藤彩
- ：滝沢和彦

愛知赤津サイト

- ★：蔵治光一郎（東京大学愛知演習林）
- ：築瀬憲次・原孝秀・鎌田幸子・澤田晴雄・水野信代・遠藤隆宣，澤田晴雄・荒木田きよみ・井上淳・鎌田幸子
- ：才木道雄

芦生（枅上谷）サイト

- ★：寄元道徳（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：浅野，小嶋，藤井弘明，荒井亮，大牧治夫，西岡裕平，太田健一，長谷川敦史
- ：岩本富雄

上賀茂サイト

- ★：吉岡崇仁（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：柴田泰征，大橋健太，奥田賢，安藤公，境慎二郎
- ：岩本富雄

和歌山サイト

- ★：柴田昌三（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：長谷川孝，上西久哉，平井岳志，細見純嗣，中川智之，松場輝信
- ：沼野正博

市ノ又サイト

- ★：野口麻穂子（(独)森林総合研究所四国支所）
- ：酒井武，佐藤重穂，他3名
- ：佐藤重穂

綾サイト

- ★：野宮治人（(独)森林総合研究所九州支所）
- ：重永英年，安部哲人，荒木眞岳，山川博美，齊藤哲
- ：中村豊

田野サイト

- ★：高木正博（宮崎大学田野演習林）
- ：久保田要，黒木真知子
- ：中村豊

与那サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：外間聡，河野雅志，田場和雄，金城孝則

＜準コアサイト＞

野幌サイト

■：猿子正彦

早池峰サイト

■：三上かつら

青葉山サイト

★：鈴木三男（東北大学植物園）

●：大山幹成，小林和貴，星野安治，箱崎真隆，
関正典，小倉祐，大内匠

■：小室智幸

金目川サイト

■：高橋誠

御岳濁川サイト

■：米山富和、中島拓人、植田睦之

函南サイト

■：植田睦之

宮島サイト

★：奥田敏統（広島大学総合科学研究科）

●：山田俊弘，山崎望，沖宗一郎，河口剛輝，山
田裕子，石原正恵，丹羽慈，西岡容広，高田モ
モ，大伴理人，胡友孝，武藤悠，吉岡藍子

佐田山サイト

★：倉本恵生（(独)森林総合研究所北海道支所）

●：佐藤重穂

椎葉サイト

■：植田睦之・久保田勝義

屋久島照葉樹林サイト

★：新山馨（(独)森林総合研究所東北支所）

■：藤江昌代、植田睦之

奄美サイト

★：石田健（東京大学農学生命科学研究科）

●：川口秀美，鳥飼久裕

■：高美喜男

（敬称略，順不同）

＜環境省生物多様性センター＞

水落朋子（生態系監視科員）

井上隆（技術専門員）

＜事務局＞

財団法人自然環境研究センター

宮川浩，鋤柄直純，畠瀬頼子，鈴木隆，脇山成二

丹羽慈，鈴木智之（ネットワークセンター）

NPO 法人バードリサーチ

植田睦之，高木憲太郎

財団法人日本野鳥の会

葉山政治，森さやか

（敬称略，順不同）

平成 23 年度

＜コア・準コアサイト検討会委員＞

金井裕（(財)日本野鳥の会）

金子信博（横浜国立大学）

幸丸政明（元岩手大学）

中静透（東北大学）

永田尚志（新潟大学）

新山馨（(独)森林総合研究所東北支所）

本間航介（新潟大学）

＜解析ワーキング，グループ委員＞

石田健（東京大学）

金子信博（横浜国立大学）

永田尚志（新潟大学）

日浦勉（北海道大学）

正木隆（(独)森林総合研究所）

（敬称略，五十音順）

＜コアサイト＞

雨龍サイト

★：吉田俊也（北海道大学雨龍研究林）

●：石田亘生，平野裕也，ほか

■：柳田和美

足寄サイト

★：田代直明（九州大学北海道演習林）

●：菱拓雄，馬淵哲也，井上幸子，長慶一郎，緒方健人

■：今野伶

苦小牧サイト

- ★：日浦勉（北海道大学苦小牧研究林）
- ：奥山，鷹西俊和，竹田哲二，汲川正次，佐藤智明，松岡雄一，石井正，浅野ひとみ，尾野敬子，太田民久，鈴木香織
- ：原田修，安田千夏

カヌマ沢サイト

- ★：星野大介（(独)森林総合研究所東北支所）
- ★：星崎和彦（秋田県立大学）
- ：柴田銃江，八木橋勉，ほか
- ：三上かつら，佐々木孝男

大佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：中野陽介，白井航来，中山晴夏，久野真純，戸塚聡子，川上祐佳，谷口憲男，濱田栄一，平越高弘，五十嵐彬子，高橋もなみ，長島崇史
- ：植田睦之

小佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：白井航来，高橋もなみ，久野真純，新国加奈子，長島崇史，戸塚聡子，川上祐佳，中山晴夏，五十嵐彬子
- ：植田睦之

那須高原サイト

- ：平野敏明

小川サイト

- ★：正木隆（(独)森林総合研究所）
- ：川崎慎二

秩父サイト

- ★：鈴木牧（東京大学秩父演習林）
- ：千嶋，五十嵐，相川，丹羽，吉田，千嶋武・原口竜成
- ：植田睦之，本山裕樹

大山沢サイト

- ★：崎尾均（新潟大学佐渡ステーション）
- ：比嘉基紀，深町篤子，ほか4名
- ：植田睦之，本山裕樹

カヤの平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，関真希子，田中いづみ，大塚，中川，井浦和子
- ：堀田昌伸

おたの申す平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，関真希子，田中いづみ，大塚，中川，青柳真理
- ：滝沢和彦

愛知赤津サイト

- ★：蔵治光一郎（東京大学生態水文学研究所）
- ：原孝秀，鎌田幸子，水野信代，澤田晴雄，井上淳，水野信代
- ：才木道雄

芦生（枅上谷）サイト

- ★：寄元道德（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：平井，細見，小嶋，西岡，境慎二郎，太田健一，荒井亮，大牧治夫
- ：岩本富雄

上賀茂サイト

- ★：吉岡崇仁（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：柴田泰征，大橋健太，伊藤雅敏，吉岡歩，長谷川敦史
- ：岩本富雄

和歌山サイト

- ★：徳地直子（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：上西久哉，柳本順，中川智之，奥田賢，安藤公
- ：沼野正博，森本浩司

市ノ又サイト

- ★：野口麻穂子（(独)森林総合研究所四国支所）
- ：酒井武，酒井敦，宮本和樹，佐藤重穂，他3名
- ：佐藤重穂

綾サイト

- ★：野宮治人（(独)森林総合研究所九州支所）
- ：齊藤哲，重永英年，安部哲人，金谷整一，荒木眞岳，香山雅純
- ：中村豊

田野サイト

- ★：高木正博（宮崎大学田野演習林）
- ：久保田要，黒木真知子
- ：中村豊

与那サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：外間聡，河野雅志，金城孝則
- ：田場和雄

<準コアサイト>

青葉山サイト

- ★：鈴木三男（東北大学植物園）
- ：大山幹成，小林和貴，星野安治，吉田明弘，箱崎真隆，関正典

富士サイト

- ：植田睦之

春日山サイト

- ★：伊東明（大阪市立大学理学研究科）
- ：柴田憲一

半田山サイト

- ★：西村尚之（群馬大学社会情報学部）
- ：坂本圭児，廣部宗，宮崎祐子，岡山大学学生

大山文珠越サイト

- ★：西村尚之（群馬大学社会情報学部）
- ：鳥丸猛，戸丸信弘，原登志彦，松井淳，永松大，廣部宗，宮崎祐子，名古屋大学学生，鳥取大学学生，奈良教育大学学生，岡山大学学生
- ：土居克夫

臥龍山サイト

- ：日比野政彦

佐田山サイト

- ★：倉本恵生（(独)森林総合研究所北海道支所）
- ：佐藤重穂

糟屋サイト

- ★：古賀信也（九州大学農学研究院）
- ：勝野史雄

奄美サイト

- ★：石田健（東京大学農学生命科学研究科）
- ：川口秀美，鳥飼久裕
- ：高美喜男

小笠原石門サイト

- ★：田中信行（(独)森林総合研究所）
 - ：川口大朗，植田睦之
- （敬称略，順不同）

<環境省生物多様性センター>

- 水落朋子（生態系監視科員）
- 井上隆（技術専門員）

<事務局>

財団法人自然環境研究センター

- 宮川浩，鋤柄直純，畠瀬頼子，脇山成二，岸本年郎，八巻明香
- 丹羽慈，鈴木智之（ネットワークセンター）

NPO 法人バードリサーチ

- 植田睦之，高木憲太郎

財団法人日本野鳥の会

- 葉山政治，森本元
- （敬称略，順不同）

平成 24 年度

<コア・準コアサイト検討会委員>

- 金井裕（(財)日本野鳥の会）
- 金子信博（横浜国立大学）
- 幸丸政明（元岩手大学）
- 中静透（東北大学）
- 永田尚志（新潟大学）
- 新山馨（(独)森林総合研究所東北支所）
- 本間航介（新潟大学）

<解析ワーキング，グループ委員>

- 石田健（東京大学）
 - 金子信博（横浜国立大学）
 - 永田尚志（新潟大学）
 - 日浦勉（北海道大学）
 - 正木隆（(独)森林総合研究所）
- （敬称略，五十音順）

<コアサイト>

雨龍サイト

- ★：吉田俊也（北海道大学雨龍研究林）
- ：石田亘生，平野裕也，榎本浩志，山ノ内誠，ほか
- ：柳田和美

足寄サイト

- ★：田代直明（九州大学北海道演習林）
- ：馬淵哲也，井上幸子，緒方健人，南木大祐
- ：今野怜

苫小牧サイト

- ★：日浦勉（北海道大学苫小牧研究林）
- ：奥山，松岡，鷹西俊和，内田次郎，汲川正次，佐藤智明，丹羽慈，佐伯いく代，浅野ひとみ，尾野敬子，尾野千穂，吉田さをり
- ：原田修

カヌマ沢サイト

- ★：野口麻穂子（(独)森林総合研究所東北支所）
- ★：星崎和彦（秋田県立大学）
- ：柴田鏡江，松下通也，八木橋勉，高橋利彦，ほか
- ：三上かつら，佐々木孝男

大佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：大杉周，菊池厚司，平越高弘，谷口憲男，神崎隆久，濱田栄一，長島崇史，多賀千恵，高橋もなみ，大野葵，大杉周，戸塚聡子，宮島伸子
- ：植田睦之

小佐渡サイト

- ★：本間航介（新潟大学佐渡ステーション）
- ：長島崇史，戸塚聡子，大杉周，高橋もなみ，多賀千恵
- ：植田睦之

那須高原サイト

- ：平野敏明

小川サイト

- ★：正木隆（(独)森林総合研究所）
- ：阿部真
- ：川崎慎二

秩父サイト

- ★：平尾聡秀（東京大学秩父演習林）
- ：丹羽，吉田，木村，相川美絵子，原口竜成，大村和也，亀原弥生，千嶋武
- ：植田睦之

大山沢サイト

- ★：崎尾均（新潟大学佐渡ステーション）
- ：比嘉基紀，若松伸彦，佐伯いく代，加藤一彦，山中進，他 5 名
- ：植田睦之

カヤの平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，安藤直樹，関真希子，田中いずみ，北原拓真，山浦攻，渡邊真美，樋田洋介，井浦和子
- ：堀田昌伸

おたの申す平サイト

- ★：井田秀行（信州大学志賀自然教育研究施設）
- ：原田佳一，関真希子，小谷一央，北原拓真，金子芽衣，渡邊真美，山浦攻，玉置，平田
- ：滝沢和彦

愛知赤津サイト

- ★：蔵治光一郎（東京大学生態水文学研究所）
- ：原孝秀，鎌田幸子，水野信代，澤田晴雄，松井理生，岩井紀子，波多野八重子，米山博，近藤雅嘉
- ：松井理生

芦生（枅上谷）サイト

- ★：寄元道徳（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：境，平井，細見，林，西岡，荒井亮，小嶋宏和，大牧治夫
- ：岩本富雄

上賀茂サイト

- ★：吉岡崇仁（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：藤井弘明，北川陽一郎，伊藤雅敏，橋田理也子，長谷川敦史，大橋健太，吉岡歩
- ：岩本富雄

和歌山サイト

- ★：徳地直子（京都大学フィールド科学教育研究センター）
- ：上西久哉，柳本順，中川智之，奥田賢，安藤公
- ：沼野正博，森本浩司

市ノ又サイト

- ★：大谷達也（(独)森林総合研究所四国支所）
- ：酒井武，佐藤重穂，他 2 名
- ：佐藤重穂

綾サイト

- ★：野宮治人（(独)森林総合研究所九州支所）
- ：重永英年，安部哲人，金谷整一，荒木眞岳，香山雅純
- ：中村豊

田野サイト

- ★：高木正博（宮崎大学田野演習林）
- ：久保田要，黒木真知子
- ：中村豊

与那サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：外間聡，河野雅志，金城孝則
- ：田場和雄

＜準コアサイト＞

青葉山サイト

- ★：牧雅之（東北大学植物園）
- ：大山幹成，小林和貴，関正典

半田山サイト

- ：大塚利昭

佐田山サイト

- ★：倉本恵生（(独)森林総合研究所北海道支所）
- ：河原孝行，大谷達也，佐藤重穂，酒井敦，土屋竜彦
- ：佐藤重穂

対馬龍良山サイト

- ★：西村尚之（群馬大学社会情報学部）
- ：杉原敏，西剛，植田睦之

屋久島スギ林サイト

- ★：高嶋敦史（琉球大学与那演習林）
- ：吉田茂二郎，加治佐剛，河野雅志，金城孝則，知念良之，森田祐生，井上千種，溝口太郎，神谷尚洋，大塚雄記，井上恵太，古賀有里子，ヘインナムイー，ルンビッチダラ
- ：藤江昌代，植田睦之

奄美サイト

- ★：石田健（東京大学農学生命科学研究科）
 - ：川口秀美，鳥飼久裕
 - ：高美喜男
- （敬称略、順不同）

＜環境省生物多様性センター＞

- 奥山正樹（センター長）
- 佐藤直人（生態系監視科長）
- 雪本晋資（生態系監視科主査）
- 井上隆（技術専門員）

＜事務局＞

- 一般財団法人自然環境研究センター
- 宮川浩，鋤柄直純，畠瀬頼子，脇山成二，岸本年郎，八巻明香
- 丹羽慈，佐伯いく代（ネットワークセンター）
- NPO 法人バードリサーチ
- 植田睦之
- 公益財団法人日本野鳥の会
- 葉山政治，森本元（敬称略，順不同）

平成 25 年度

＜コア・準コアサイト検討会委員＞

- 金井裕（(財)日本野鳥の会）
- 金子信博（横浜国立大学）
- 幸丸政明（元岩手大学）
- 中静透（東北大学）
- 永田尚志（新潟大学）
- 新山馨（(独)森林総合研究所）
- 本間航介（新潟大学）

＜解析ワーキング，グループ委員＞

- 石田健（東京大学）
- 金子信博（横浜国立大学）
- 永田尚志（新潟大学）
- 日浦勉（北海道大学）
- 正木隆（(独)森林総合研究所）
- （敬称略，五十音順）

＜環境省生物多様性センター＞

- 中山隆治（センター長）
- 佐藤直人（生態系監視科長）
- 雪本晋資（生態系監視科主査）

＜事務局＞

- 一般財団法人自然環境研究センター
- 宮川浩，鋤柄直純，岸本年郎，脇山成二，八巻明香，山口恵里
- 丹羽慈，日高周（ネットワークセンター）
- NPO 法人バードリサーチ
- 植田睦之，笠原里恵
- 公益財団法人日本野鳥の会
- 葉山政治，森本元（敬称略，順不同）

（２）一般サイト

平成 20 年度

＜一般サイト検討会委員＞

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（（独）国立環境研究所）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

＜環境省生物多様性センター＞

藤田道男（生態系監視科長）
久保井喬（生態系監視科員）

＜事務局＞

財団法人日本野鳥の会
古南幸弘，金井裕，山本裕，浦達也
財団法人自然環境研究センター
永津雅人，畠瀬頼子

平成 21 年度

＜一般サイト検討会委員＞

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（新潟大学）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

＜環境省生物多様性センター＞

藤田道男（生態系監視科長）
水落朋子（生態系監視科員）
脇山成二（技術専門員）

＜事務局＞

財団法人日本野鳥の会
葉山政治，古南幸弘，金井裕，山本裕，浦達也，
森さやか
NPO 法人バードリサーチ
植田睦之

財団法人自然環境研究センター
永津雅人，畠瀬頼子

平成 22 年度

＜一般サイト検討会委員＞

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（新潟大学）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

＜環境省生物多様性センター＞

水落朋子（生態系監視科員）
井上隆（技術専門員）

＜事務局＞

財団法人日本野鳥の会
葉山政治，古南幸弘，金井裕，山本裕，浦達也，
森さやか
NPO 法人バードリサーチ
植田睦之
財団法人自然環境研究センター
宮川浩，畠瀬頼子

平成 23 年度

＜一般サイト検討会委員＞

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（新潟大学）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

＜環境省生物多様性センター＞

佐藤直人（生態系監視科長）
水落朋子（生態系監視科員）

＜事務局＞

財団法人日本野鳥の会

葉山政治，古南幸弘，浦達也，森本元
NPO 法人バードリサーチ
植田睦之，高木憲太郎
財団法人自然環境研究センター
畠瀬頼子

平成 24 年度

<一般サイト検討会委員>

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（新潟大学）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

<環境省生物多様性センター>

佐藤直人（生態系監視科長）
雪本晋資（生態系監視科主査）

<事務局>

公益財団法人日本野鳥の会
葉山政治，森本元
NPO 法人バードリサーチ
植田睦之
一般財団法人自然環境研究センター
宮川浩

平成 25 年度

<一般サイト検討会委員>

石田健（東京大学）
佐藤重穂（（独）森林総合研究所四国支所）
東條一史（（独）森林総合研究所）
内藤和明（兵庫県立大学）
永田尚志（新潟大学）
中村豊（（財）日本野鳥の会宮崎県支部）
本間航介（新潟大学）

<環境省生物多様性センター>

佐藤直人（生態系監視科長）
雪本晋資（生態系監視科主査）

<事務局>

公益財団法人日本野鳥の会
葉山政治，森本元，荒哲平

NPO 法人バードリサーチ

植田睦之，笠原里恵
一般財団法人自然環境研究センター
宮川浩

<調査協力者>

青木雄司、青山輝久、浅川千佳夫、浅野康雄、飛鳥和弘、明日香治彦、足立京子、日朝直樹、阿部誠一、阿部嗣、新井武夫、荒井浩、新山英憲、有田茂生、有馬宏幸、伊賀文計、生田誠二、猪口洋子、池野進、石井省三、石井隆、伊勢勝洋、石川喜春、石鍋慎也、伊勢さゆり、一戸静夫、市原真一、伊藤幸子、伊藤孝夫、伊藤輝之、伊藤浩、伊藤博志、伊藤恭博、稲田菊雄、井上かよ子、井上幹男、井上伸之、井上史子、五百蔵聡、今井健二、今川義康、今里順一郎、今橋泉、今橋進、岩井清隆、岩井清陸、岩尾建、岩尾淳子、岩切久、岩崎健二、岩崎弘典、岩澤光子、岩田篤志、岩田悟、岩本孝、岩本富雄、植木正勝、植田潤、植田睦之、上野吉雄、上山義之、牛田賢二、宇治土公貞宏、臼田正、内田房子、梅木賢俊、梅津節雄、梅津美菜、榮本和幸、江口初男、江崎逸郎、江島浩紀、越後弘、大岩憲治、大河原彰、大熊千晶、大沢八州男、大島孝之、太田達夫、太田和己、大塚啓子、大塚之穂、大橋正明、大畑孝二、大羽康利、大平茂勝、大吉五夫、小粥秀治、岡垣大志、緒方清人、岡本良平、小川次郎、奥田孝一、奥津百合子、奥野俊博、小山内恵子、小沢勝美、小野沢満、小野島学、小山信行、小山均、折田一実、折田一美、加賀谷幸男、香西宏明、柏川真隆、梶畑哲二、片山繁子、片山卓也、片山一、加藤ゆき、河籾晶子、加藤たけのぶ、河藤昌子、門村徳男、上明戸正一、上谷川則男、神谷芳郎、狩野清貴、川崎里実、川崎慎二、川崎康弘、河地辰彦、川瀬喜代子、川瀬浩、川田裕美、川内博、川南勉、菊地奈七子、北川捷康、北川和則、北川秀江、木庭記代子、木原直人、久貝勝盛、櫛田一夫、楠木憲一、久高将和、工藤和彦、工藤隼人、熊谷淳一、組頭五十夫、黒田治男、桑原民生、五百蔵由美子、小池重人、小泉金次、香西宏明、光本正伯、小枝琢三、小坂剛、小嶋明男、小園卓馬、後藤康夫、後藤修三、小荷田行男、小林美博、小林富夫、小林和子、小林繁樹、小林準蔵、小林めぐみ、小堀英憲、小堀脩男、駒木根和寿、小見山邦子、小見山節夫、小室智幸、小山朋子、児山章二、今兼四郎、近藤健一郎、近

藤義孝、今野怜、今野怜、今野美和、齋勝美、才木道雄、齊藤充、齊藤信、齋藤修、齋藤信、齋藤仁美、酒井敬治、酒井初江、酒井昌則、酒井泰和、坂根勝美、佐久間香代美、佐久間智子、佐久間仁、佐久間博文、佐々木伸宏、佐々木あさ子、佐々木長夫、佐々木均、佐々木均、佐々木仁、佐々木宏、佐藤里恵、佐藤教彦、佐藤勝彦、佐藤公生、佐藤重穂、佐野清貴、佐野清隆、皿井信、繁里昇、篠木秀紀、篠崎知明、篠原盛雄、柴茂柴知子、柴茂、柴田英美、柴田俊夫、島崎舜次、嶋孝弘、島津彰仁、志摩俊樹、下土居知子、十一正雄、正月谷勝、新谷幸嗣、菅谷勝芳、杉本守邦、鈴木洋子、鈴木和善、鈴木君子、鈴木晃、鈴木幸弥、鈴木順子、鈴木創、鈴木ひろあき、鈴木裕之、鈴木和義、首藤直美、住岡昭彦、瀬川強、関川實、関根一広、妹尾映児、先崎啓究、曾我茂樹、曾根仁一、曾根久子、高井正明、高木和夫、田垣内政信、高嶋敦史、高美喜男、高田令子、高野茂樹、高野正、高野橋豊、高橋鷺英、高橋和美、高橋徹、高橋知美、高橋誠、高畑晃、高村裕二、宝田延彦、瀧川二士男、滝沢和彦、田口浩行、竹田伸一、竹中ひろみ、竹林康、竹丸勝朗、竹田憲正、館澤二、館山叡、田中剛一、田中佐智子、田中忠、田中利彦、田中英昭、田中葉子、田中芳昭、田中義和、棚邊美根子、谷岡仁、谷岡仁、谷角裕之、谷口正一、谷口真一、谷口秀樹、谷口義和、田丸八郎、田村元春、田村耕作、田村廣子、田村満、丹野栄一、丹野弥生、千嶋淳、千葉友子、千葉博光、塚越徹、塚原和之、辻博希、辻村正勝、辻義次、津田浩、土屋義道、坪川正己、津曲隆信、出口敦司、出口敏也、手嶋洋子、手塚修平、手塚博之、手塚理一郎、寺田紋子、土居克夫、土居原文子、東條秀徳、富樫悦夫、徳永吉宏、中石光彦、中井節二、中尾禎志、中崎悦子、中里幹久、中曾根久子、仲地邦博、中西和夫、中西晴香、中西正和、長沼勲、中野紀男、中野正明、中野倫子、中原聡、中村茂、中村栄、中村進、中村洋子、中村豊、中村圭輔、中本聡、中山正則、野津幸夫、成田脩三、成田富美子、新田朋子、西教生、西川猛、錦織伸治、西出隆、西村公志、似内功孝、沼野正博、野中純、野村亮、乗山博昭、乗山恵、橋本充悦、橋本正弘、橋本了次、長谷部謙二、畑俊一、旗手満弘、秦野英徳、花田茂義、羽田収、濱洲ゆみ、濱田哲暁、浜谷武雄、早川貞夫、林俊男、林淳子、林克之、林京子、林謙治、林孝、葉山茂生、葉山政治、速水厚、原口研治、原田修、原博、伴野正志、東定司、疋田

英子、疋田正之、日比野晃祥、日比野政彦、平井正志、平野賢次、平野敏明、平野智江、平野留久、廣田博厚、広塚忠夫、広塚春子、深井宣男、福田佳弘、福田正淑、福田康子、藤井猛、藤井薫、藤江昌代、藤島牧子、藤島光俊、藤本修、藤谷節子、藤原正貴、藤原美菜、船橋功、古木勇、穂井田敏哉、外山祐紀、外山彰、星野由美子、堀田昌伸、堀田昌伸、堀江春生、本田智明、本田行男、前田幹雄、前田洋一、前田和浩、前田尚子、前田伸一、正井憲一、猿子正彦、又野淳子、又野芳徳、町田喜彦、松田久司、松原茂、松原秀幸、松本靖介、松本靖介、松本陽、丸山健司、三浦悦子、三浦憲悦、三浦博、三上剛、水越文孝、水野寛美、三ツ井政夫、満田信也、南幅剛、三原学、宮野壽、宮野啓子、宮原克久、宮森和浩、三好邦範、三好康恵、村井敏郎、村上修、村上賢治、村上速雄、村田愛沙、村田章、村田恵美子、村田一貴、村田安正、村田佳子、村中政文、村濱史郎、村山良子、揉井千代子、森茂晃、森谷茂、森永太一、森眞、森本章男、森本元、森本浩司、森本秀樹、森本ひろみ、森本陽子、森山春樹、安岡久志、築川堅治、柳田和美、柳田弘子、柳町邦光、谷畑藤男、藪田啓治、山内聖子、山内孝之、山形達哉、山口雅生、山口蘭、山崎あゆみ、山崎智子、山下大地、山田洋治郎、山田勝巳、山田三夫、山中旅人、山中洋一、山宮克彦、山本和紀、山本明、山本寿美子、山本貴仁、山本勝、山元嘉基、矢本賢、幸徳行、横田敬幸、横田敦子、横田嫩子、横浜自然観察の森、横山大八、吉田和人、吉田悦子、吉田捷三、吉田良平、吉永直好、吉原邦明、吉原努、吉原洋子、吉邨隆資、米倉静、頼ウメ子、鷺田善幸、和田和夫、和田祥司、渡辺恵、渡辺修治、渡辺博光、渡辺昭、渡部和子、渡辺貴美恵、渡辺健三、渡部通、渡辺奈央、渡辺央、渡辺裕幸、渡辺靖夫、渡辺義昭、渡部康人

(敬称略、五十音順)

重要生態系監視地域モニタリング推進事業

(モニタリングサイト 1000) 森林・草原調査

第2期とりまとめ解析報告書

平成 27 (2015) 年

環境省自然環境局 生物多様性センター

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1

電話 : 0555-72-6033 FAX : 0555-72-6035

業務名 平成 25 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
(森林・草原調査)

請負者 一般財団法人 自然環境研究センター
〒130-8606 東京都墨田区江東橋 3-3-7

本報告書は、古紙パルプ配合率 100%、白色度 70%の再生紙を使用しています。

リサイクル適性の表示：印刷用の紙にリサイクルできます

本報告書は、グリーン購入法に基づく基本方針における「印刷」に係る判断の基準にしたがい、印刷用の紙へのリサイクルに適した材料〔Aランク〕のみを用いて作製しています。