

森林総合研究所

交付金プロジェクト研究 成果集 41

生物多様性条約2010年
目標達成評価のための
森林リビングプラネットインデックス
開発に関する研究

「交付金プロジェクト」は、平成13年度に森林総合研究所が独立行政法人となるにあたり、これまで推進してきた農林水産技術会議によるプロジェクト研究（特別研究など）の一部、および森林総合研究所の経費による特別研究調査費（特定研究）を統合し、研究所の運営費交付金により運営する新たな行政ニーズへの対応、中期計画の推進、所の研究基盤高揚のためのプロジェクト研究として設立・運営するものである。

この成果集は、交付金プロジェクト研究の終了課題について、研究の成果を研究開発や、行政等の関係者に総合的且つ体系的に報告することにより、今後の研究と行政の連携協力に基づいた効率的施策推進等に資することを目的に、「森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集」として公表するものである。

ISSN1349－0605

森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集41

「生物多様性条約2010年目標達成評価のための
森林リビングプラネットインデックス開発に
関する研究」

発行日 平成23年12月31日

発行 独立行政法人森林総合研究所

〒305－8687茨城県つくば市松の里1番地

研究課題：生物多様性条約2010年目標達成評価のための森林リビングプラネットインデックス開発に関する研究

目 次

研究の要約	1
第1章 森林の生物多様性変化の解明	6
第2章 生態系サービスの長期的変化の解明	17
第3章 生物多様性長期トレンドの解明	23
1. 日本全国スケールにおける土地利用と自然立地条件の関係解析	23
2. 行政データを元にした生物多様性長期トレンドの地図化	32

研 究 の 要 約

I 研究年次及び予算区分

研究年次：平成 20～22 年（3 か年）

予算区分：運営交付金（交付金プロジェクト）

II 主任研究者

主査：森林昆虫研究領域 チーム長 岡部貴美子

取りまとめ責任者：森林昆虫研究領域 チーム長 岡部貴美子

III 研究目的

我が国は1993年に生物多様性条約（CBD）を締結し国家生物多様性戦略を策定するほか、農林水産省も2007年に多様性戦略を策定した。さらに2010年は生物多様性条約における「生物多様性の顕著な減少速度を低下させる」という2010年目標の達成期限の年である。この年の生物多様性条約締約国会議（COP）について、政府は愛知県名古屋市における開催を閣議了承した。2007年に開催された専門家会合で森林における生物多様性作業計画に対する各国実施状況のレビューが終わり、2008年のCOP9（ドイツ・ボン）ではこれらが公表された。これらのことからCOP10では、我が国における生物多様性の変動（過去から現在、及び将来の予測）の解析と目標達成に関する評価を発表することが求められた。2010年目標達成評価のためには、国連Millennium Assessment（MA）やCBDのGlobal Biodiversity Outlook2（GBO2）などに基づく全国的な生物多様性及びそれに関わる社会経済的データの解析と評価が早急に必要である。そのために先行のGBO2で用いられたトレンド解析のためのLiving Planet Index（LPI）を日本において開発し、生物多様性解析に適用することが比較検証のために必要である。（*Living Planet Indexとは生物多様性の長～中期変化を示すために適当な指標を指す。）

本研究では、生物多様性の過去から現在に至る変化を科学的に解析し、生物多様性に寄与する諸要因を解明することで日本の2010年目標達成について評価することを第一の目的とする。第二の目的をこれまでの国家戦略等の施策の科学的妥当性の評価手法開発とし、生物多様性の変動要因解析することにより評価手法開発を目指す。このことにより新たな目標策定への科学的提言を目標とする。

V 研究方法

（1）2010年までに複数の生物多様性上重要な指標となる生物群（鳥獣・昆虫・きのこなど）で生物多様性の変動解析を行い、リビングプラネットインデックスを開発する。このことにより2010年目標達成のために重要な分野である「構成要素の生物多様性の保護」の状況を解明する。

（2）目標達成のために重要な分野である「持続的利用の振興」と「生物多様性由来の産物とサービスの維持」について現状を評価する。そして、現状をもたらした社会・経済的要因を解明する。

（3）全国レベルでの生物多様性の時空間的解析手法を開発し、総合的な生物多様性の変化トレンドを明らかにして長期トレンドマップを作成する。このことにより目標達成のための重要な分野である「生物多様性に対する脅威への取り組み」について明確にする。

実施課題名	担当	期間
森林改変に伴う森林生息性生物の多様性変動及び多様性の価値変動の解明 1. 森林の生物多様性変化の解明 2. 生態系サービスの長期的変化の解明 全国レベルでの生物多様性の空間解析手法の開発	森林総研 森林昆虫 研究領域、野生鳥獣 研究領域、森林植生 研究領域、関西支所 山階鳥類研究所 森林総研 企画部 森林総研 森林管理 研究領域、北海道支 所	平成 20～22 年 平成 20～22 年 平成 20～22 年

VI 研究結果

1970 年代から 90 年代にかけて森林性鳥類の種数は減少していないものの、伐採地や草地などの遷移段階初期の植生を好んで生息する種は分布面積を縮小させていた。成熟林に生息する種のうち、漂鳥と留鳥は分布面積を拡大させていたが、国外から渡ってくる夏鳥は分布面積を縮小させていた。これは日本では伐採が減って森林が成熟しつつあることと、東南アジアの森林が大きく減少していることの両要因によると考えられた。8 種の中～大型哺乳類では分布の拡大がみられたが、これは狩猟圧の減少などによる社会変化が要因と考えられた。さらに 20 年後に試験地を再訪することで、森林の成熟とカミキリムシの種数の関係を調べたところ、成熟に伴ってカミキリの多様性が貧弱化することが示唆された。従ってランドスケープレベルで若齢・成熟林を配置することの重要性が示唆された。またモデルにより解析した結果、土地利用割合は標高および傾斜に大きく依存していることが明らかとなった。1979 年代後半から 1990 年代後半にかけて、低標高地帯の条件がよい農地では土地利用変化が少なく、天然生林に集中して土地利用変化が起こったというトレンドが明らかとなった。生物多様性を生態系サービスごとに評価解析した結果、奄美では調査全種と希少種は 2001 年までに LPI が急速に低下後上昇に転じたのに対して、昆虫食鳥類は緩やかな低下、有害鳥獣は上昇の後に低下という、それぞれ異なる傾向を示したことから、生態系サービスの視点も加えて生物多様性を多面的に捉えることの重要性が示唆された。また生物多様性保全の評価のために、樹木の長期モニタリングデータを解析したところ、生物多様性の指標として種数、個体数だけでなく、バイオマスなどの複数の指標が必要であることが明らかとなった。長期トレンドの評価にはデータベースが不可欠であることから、鳥のバンディングデータ等の電子化を行った。ボランティアが収集した長期データを用い、種数や個体数の長期トレンドの解析手法を開発した。

森林の生物多様性変化の長期及び広域的トレンドを示す指標として、森林施業の有用性を明らかにした。特に伐採という攪乱は種の多様性に大きな変化を与えていると考えられた。また地形や都市部からの距離などの社会的立地が土地利用履歴と強く関係することを明らかにした。これらを元に全国の森林地帯を、里山、山村、奥山に分け攪乱程度によって分類し、マップ化した。

VII 成果の利活用

本プロジェクトの成果に基づき、生物多様性の重要性を普及させるための国内シンポジウム2件〔生物多様性COP10 プレシンポジウムーポスト2010年目標に向けた森林の生物多様性評価ー（2009年10月29日、つくば国際会議場）、OECD 国際共同プログラム後援・生物多様性条約COP10 記念シンポジウムー農林水産業に寄与する生態系サービスの持続的利用に果たす森林の生物多様性の役割ー（2010年4月26-28日、早稲田大学）〕を主催した。また2010年に日本で開催された第10回生物多様性条約国会議（CBD/COP10）において農林水産省、林野庁と共催でサイドイベント「森林で生物多様性を守る ～日本から世界へ～」を行った。

本プロジェクトの成果は、生物多様性総合評価（JBO：Japan Biodiversity Outlook）（生物多様性総合評価検討委員会 2010）における森林生態系の評価に利用された。

VIII 今後の問題

本プロジェクトによって日本の森林生物情報の蓄積についてデータ収集を行ったところ、アマチュアが地域的に保存しているものが多く、国全体の傾向が捕らえにくいことやデータの長期保全に問題があることなどが明らかとなった。今後は、科学的に解析が可能な全国レベルのデータ収集と、データの公開システムの導入が必要である。

森林の生物多様性の過去の動態についての検証はある程度まで進んだといえるが、生物的、気象的、社会経済的な要因解析が不十分である。今後はこれらを行うことにより、将来予測を行って生物多様性の保全計画を充実させる必要がある。生物多様性の評価は生息地の保全状況や種数の増減を評価することから、経済評価に主流が変わりつつある。日本国内の生物多様性については十分な生態系サービス評価が行われていない。今後は生態系サービス評価手法の開発が必要である。

我が国の森林生態系における生物多様性のトレンドを示すために、森林施業履歴は有効な指標である可能性が明らかになった。しかしながらこのようなデータが研究用に公開されていないため、現段階では検証ができなかった。

IX 研究発表

- 1) 小泉透（2008）研究戦略と戦略的投資．森林技術，801，36.
- 2) 小泉透（2008）クマ類の保護管理へのコメント．哺乳類科学，48(1)，139-141.
- 3) 小泉透（2008）大型哺乳類の管理．大河内勇編“林業地域における生物多様性保全技術”．林業科学技術振興所，50-59.
- 4) 小泉透（2009）食害で斜面崩壊も．日本農業新聞（2009.1.6日版）．
- 5) 小泉透（2009）防除と管理 総合的に．日本農業新聞（2009.1.13日版）．
- 6) 小泉透（2009）これからの野生動物研究．山林，1501，106-112.
- 7) 小泉透（2009）森林の動物（哺乳類）．平成21年度森林インストラクター養成講習テキスト，87-98.
- 8) Koizumi, T., Hamasaki, S., Kishimoto, M., Yokoyama, M., Kobayashi, M. and Yasutake, A. (2009) Reproduction of female sika deer in western Japan. In McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. (eds) “Sika deer: Biology and management of native and introduced populations”. Springer Japan, 327-344.
- 9) 光田 靖・伊藤 哲（2008）農地と森林で構成されるランドスケープの土地利用における立地依存性．ELR2008福岡（日本緑化工学会，日本景観生態学会，応用生態工学会合同大会）講演要旨集，162.

- 10) 光田 靖・伊藤 哲 (2009) 人口動態と関連した土地利用の立地依存性の解析. 日本景観生態学会第19回大会講演要旨集, 53.
- 11) Ogawa,M., Yamaura,Y., Abe,S., Hoshino, D., Hoshizaki,K., Iida, S., Katsuki, T., Masaki, T., Niiyama,K., Saito,S., Sakai,T., Sugita,H., Tanouchi,H., Amano,T., Taki,H., Okabe, K.(2010) Use of two population metrics clarifies biodiversity dynamics in large-scale monitoring: the case of trees in Japanese old-growth forests. *Environmental Monitoring and Assessment* online first.
- 12) 岡部貴美子 (2009) 森林の変化の評価・データベース化 第1回JBONワークショップ
http://www.j-bon.org/first_workshop.
- 13) Okabe, K. (2009) A result of Japanese forest biodiversity assessment and suggestion of potential indicators from long-term field researches.
CBD/COP10プレシンポジウムポスト2010年目標に向けた森林の生物多様性評価要旨, 9.
- 14) Okabe, K. (2010) Conservation of ecosystem service agents in forest landscapes for agro-food production. *Proceedings of the symposium "International Symposium for the Convention on Biological Diversity -The role of forest biodiversity in the sustainable use of ecosystem goods and services in agro-forestry, fisheries, and forestry-"*, 36-42.
- 15) 岡部貴美子・小川みふゆ (2011) 森林の生物多様性モニタリングの歴史と生態学的視点からの将来展望.
森林総研研報, 10, 231-250.
- 16) 杉村乾 (2008) 茨城県南部の里地ランドスケープにおける景観及び鳥類多様性の保全について. *環境情報科学*, 37(4), 86-87.
- 17) 杉村 乾 (2009) 奄美大島における森林伐採の背景と固有種に対する影響. 日本生態学会 第56回全国大会講演要旨集.
- 18) 山浦悠一・天野達也・小泉 透・光田 靖・滝 久智・岡部貴美子 (2008) 森林の成熟は森林性鳥類・哺乳類の分布を国土スケールで変化させるか? 日本鳥学会2008年度大会講演要旨集, 198.
- 19) 山浦悠一 (2009) 土地利用の変化は日本の鳥類の分布を左右するか? *バードリサーチニュース*, 6(12), 2.
- 20) 山浦悠一 (2009) 森林の管理と鳥類多様性. 私たちの自然, 50, 2-4.
- 22) 山浦悠一・天野達也・楠本良延・永田尚志 (2009) マクロスケールにおける鳥類の分布決定要因と生態的特徴. 日本生態学会第56回全国大会講演要旨集.
- 23) 山浦悠一・池野 進・佐野真琴・岡部貴美子・尾崎研一 (2009) 鳥類の広葉樹林パッチ面積に対する閾値反応—人工林景観における二季節の調査—. 第120回日本森林学会講演要旨集.
- 24) 山浦悠一、加藤和弘 (2009) 周辺環境が鳥類の生息に及ぼす影響. 樋口広芳, 黒沢令子編 “鳥の自然史—空間分布をめぐって—” 間分北海道大学出版会, 123-138.
- 25) Yamaura Y, T Amano, T Koizumi, Y Mitsuda, H Taki and K Okabe (2010)
Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macroecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan. *Anim. Conserv.*, 12, 110-119.
- 26) Yamaura,Y., Taki,H., Makihara,H., Isono,M., Fujita,Y., Okabe, K. (2011)
The revisitation of sites surveyed 19 years ago reveals impoverishment of longhorned beetles in natural and planted forests. *Entomol. Sci.*, 14, 56-67.
- 27) Yamaura,Y., Royle,J.A., Kuboi,K., Tada,T., Ikeno,S., Makino,S. (2011) Modelling community dynamics based on species-level abundance models from detection/nondetection data. *J. Appl. Ecol.*, 48, 67-75.

X 研究担当者

岡部貴美子、小泉透、服部力、阿部真、杉村 乾、田中伸彦、家原敏郎、光田靖、高橋正義、山浦悠一、小川みふゆ

研究参画機関：山階鳥類研究所

第1章 森林の生物多様性変化の解明

ア 研究目的

生物多様性条約（CBD）は2002年に「2010年までに、地球、地域、国において現在の生物多様性の減少速度を明らかに低減させる」ことを目標に掲げた。2010年に開催される第10回締約国会議（COP10）ではこの目標達成が評価されることになるが、目標設定当初から、世界の生物多様性の現状の把握は大きな課題であった。日本はCBD締約国であると同時にCOP10の開催国として、世界に先駆けた生物多様性保全への取り組みを示す必要がある。

CBDではホットスポットやレッドリストのインデックス、リビングプラネットインデックス、細部目標に対応する指標などを用いて世界の生物多様性の状況とその変化の評価を試みている。日本は生物多様性国家戦略を有することから、戦略に資するためにも独自の評価を行い、生物多様性に大きく影響するドライバー（駆動要因）の抽出を行う必要がある。このことから本課題では、過去から現在に至る森林の生物多様性の情報を収集し生物多様性の変化を明確にすると共に、その要因を明らかにすることを目的とする。また今後生物多様性評価を行う際に有用な手法の開発を試みる。

イ 研究方法

1) 森林生物多様性の総合的な評価

日本の生物多様性の変化を世界の状況および傾向と比較するために、主要な森林生物の情報を既刊行等から収集する。

2) 主要な生物群の評価手法の開発

日本において、森林の生物多様性変を示す有効な指標または指数を開発する。このために、まず生物の過去から現在に至る統計的データを収集する。これを用いて、世界的な傾向とも比較可能なリビングプラネットインデックス（LPI）の利用を試みる（図1-1, Loh et al. 2005）。LPIを用いて実際の評価を行い、LPIの変動をもたらした要因を明らかにする。これらを元に、日本の森林の生物多様性に特徴的な要因の解明を行う。

また全国的な統計データが存在しない生物群について、地域的な評価の可能性を検討する。茨城県北茨城市小川地区では異なる林齢の木材腐朽菌のデータから、森林伐採後の生物多様性を評価するための解析を行う。カミキリムシについて岩手県内に詳細なデータが存在することから、試験地を再訪して、20年後の種組成の変化を明らかにする。また土地利用の変化を含めた環境変化が生物多様性および生態系機能・サービスに及ぼす影響を明らかにするために、サイト間の調査努力量の違いおよび非発見種の存在を考慮し、各種の「発見・非発見」データを元に、各種の個体数のみならず機能群・群集の個体数や種数を推定する階層ベイズモデルを開発する。このモデルを日立市の山火事跡地の鳥類モニタリングデータに適用する。

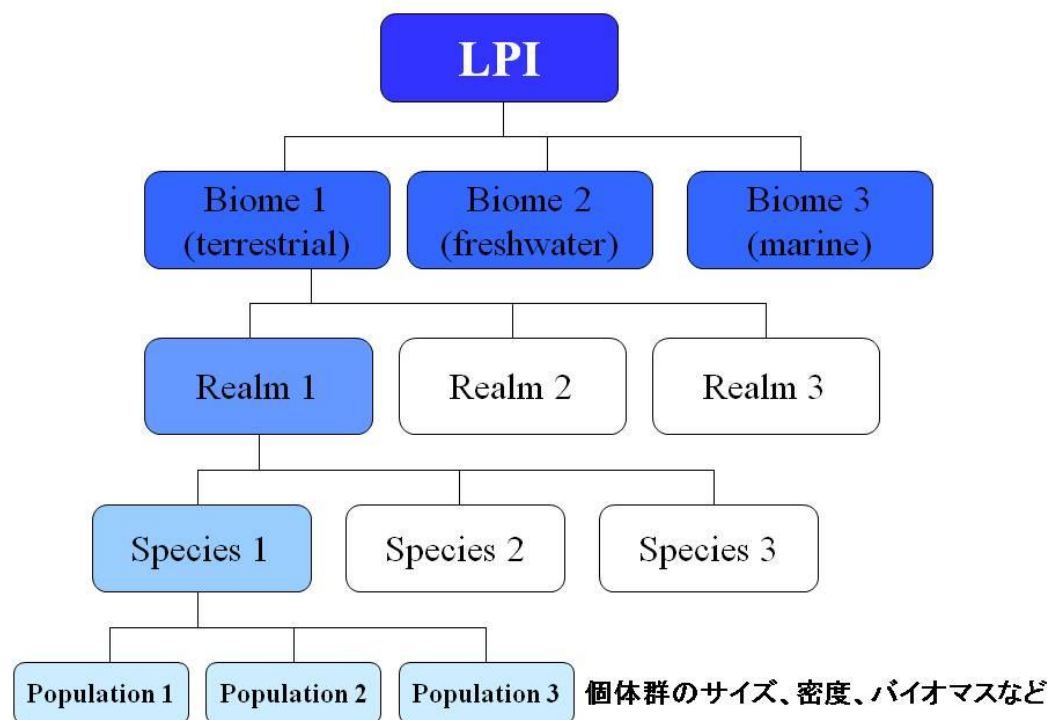


図1-1 LPIのアルゴリズム

ウ 結果

1) 森林生物多様性の総合的な評価

日本の森林生物の多様性について過去から現在に至る変化の解析が可能な資料を収集した。全国を網羅するデータは主に、日本全体をメッシュ化し各メッシュ内でサンプリングする方法で収集されたことがわかった。これらのアクセス可能なデータは、自然環境保全基礎調査（環境省）、絶滅種数情報（レッドデータブックなど）、国土変遷アーカイブ（国土地理院）、全国森林資源調査（林野庁）などだった。後2者は主に生態系指標（coarse filter indicators）であることから生物多様性の情報を抽出する必要があった。森林資源モニタリング（林野庁）、国家森林データベース（林野庁）も広域をカバーするデータだが、非公開である。地域的なデータとしてはモニタリングサイト1000（環境省）、JaLTER（大学）、森林動態データベース（森林総研）、野鳥のバンディングデータ（環境省）のほか、研究者個人やアマチュア愛好家のデータであった。このうち前4者は地点データであるが、地点数が多くほぼ全国にばらついていること、年を違えて2回以上のデータがあることなどから、今後解析が可能である。野鳥のバンディングデータは一部手書きのカードとして保存されていたことから、山階鳥類研究所が電子化を行い、解析が可能な状態にした。現在放鳥の主要ステーションは全国に60カ所あり、放鳥地点

は近年 20 年分約 4,000 地点である。

日本の森林面積は 1960 年代以降やや人工林が増加したものの全体的に大きな変化はなく、国土の約 67%をしめる（統計局 2010）。森林資源の保護については、国立公園の他に林野庁が 1915 年に保護林制度を開始し、その後、保護林の一部が国立公園等として環境省の管轄に変更された年を除き、国有林における保護林の面積は上昇してきた（図 1-2）。森林性の生物は鳥やほ乳類で絶滅種が見られたが、絶滅種数が極端に多い生物群はなかった（図 1-3）。

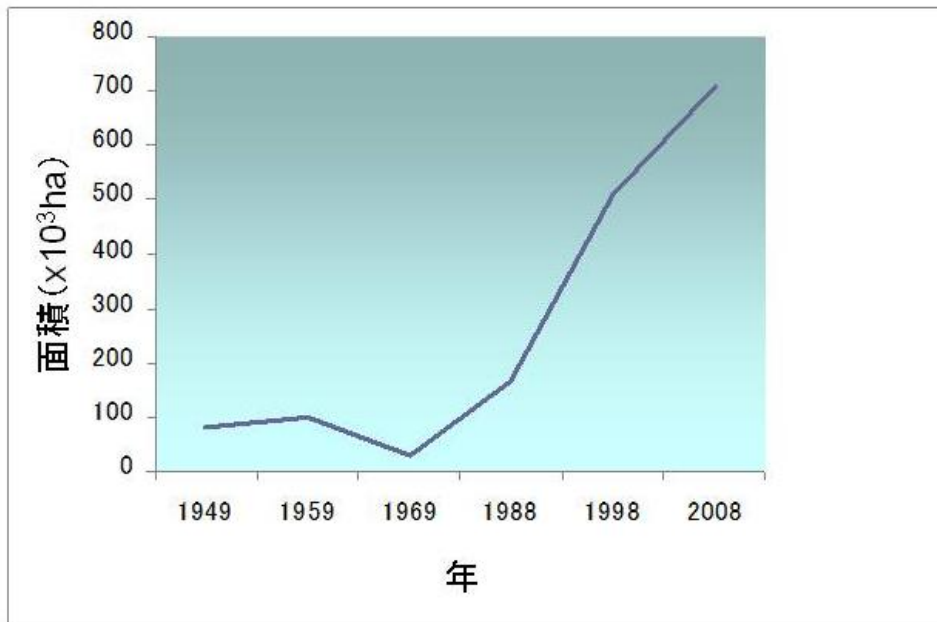


図1-2 保護林面積の推移（国有林野事業統計 2007より）

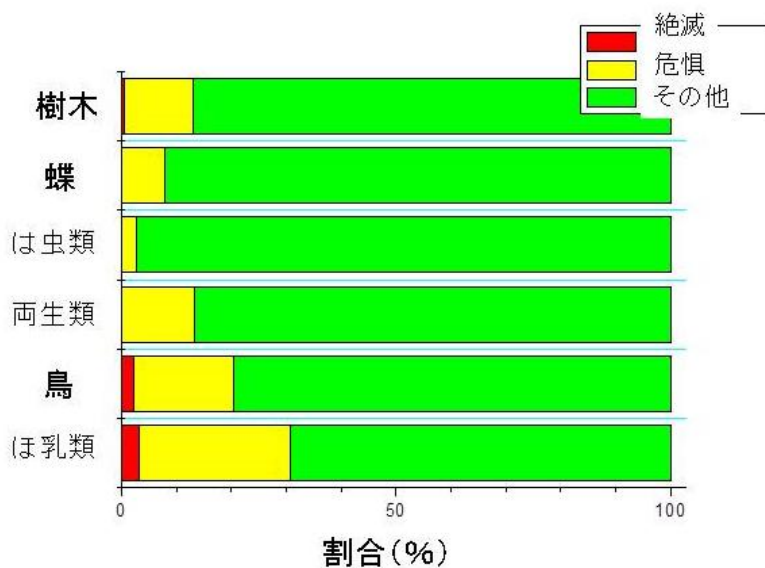


図1-3 森林生物の生息状況（Okabe 2010より改変）

2) 主要な生物群の評価手法の開発

日本全国の森林の生物多様性を評価するために LPI を利用した。鳥および中～大型ほ乳類の評価のためには環境省の自然環境保全基礎調査による生物の分布データを利用した。また植物では全球レベルの多様性評価が行われておらず、指標や指数も開発されていないことから、動物に対して利用されてきた LPI の利用を試みた。植物について精度の高いメッシュデータが存在しなかったことから、森林総研の森林動態データベースに研究者個人が所有するデータを追加して解析することとした。

鳥については 1990 年代と 2000 年代の 2 時期のデータが得られた。森林性の鳥は 108 種が記録されており、2 時期において種数の増減はなかった。林齢が 8 年程度までの若い森林では、2000 年代に分布域 (=LPI) が縮小していた (図 1-4)。これは留鳥でも渡りを行う鳥でも同様の傾向だった。一方これより年数を経た成熟林では、留鳥では分布域が増加したものの、東南アジアなどから飛来する夏鳥と呼ばれる渡り鳥は分布域が減少していた。これらの主な要因を明らかにするために統計情報を収集解析したところ、日本の森林は 1970 年代以降伐採量が減少したことにより森林のバイオマス量は増加し、若齢林面積は減少していることがわかった (Yamaura et al. 2010)。

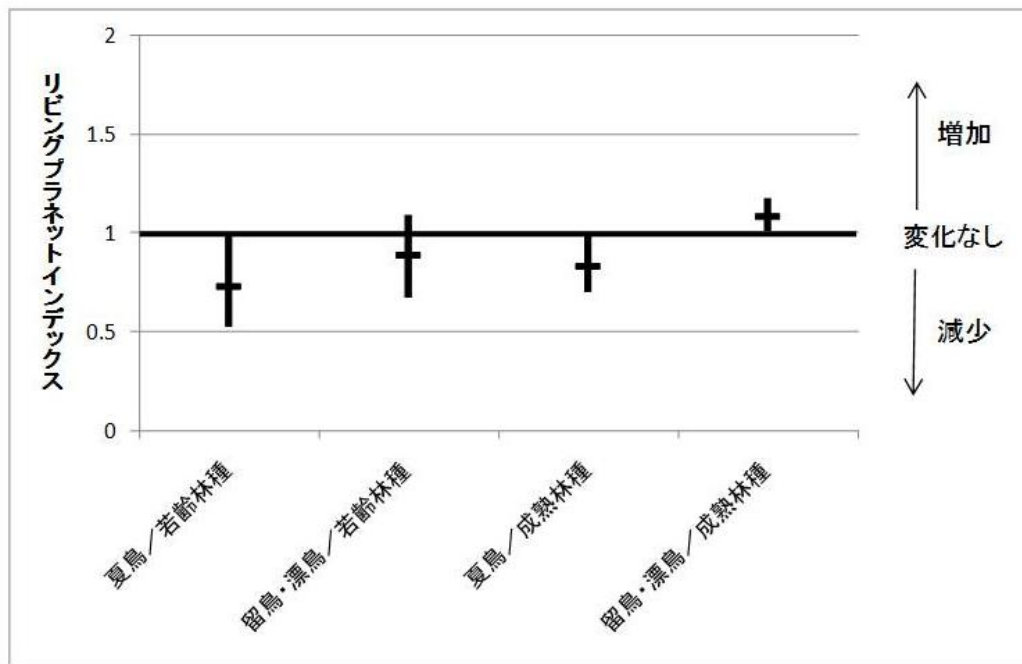


図1-4 森林性鳥類の種多様性の変化 (1990年代～2000年代)

中～大型ほ乳類も同じく環境省の自然環境保全基礎調査の分布データを、LPI を用いて解析した。1990 年代から 2000 年代にかけて調査されたシカ、ニホンカモシカ、サル、ツキノワグマ、ヒグマ、イノシシ、キツネ、タヌキの 8 種のほ乳類には、種数の減少はなかった。鳥とは異なり若齢林種も成熟林種も、分布域が増大していた (図 1-5)。この要因を明らかにするために狩猟免許所持者数 (環境省 2010) と耕作放棄地 (農林水産省 2010) の統計資料を解析した結果、1980 年代以降狩猟免許所持者数は減少の、耕作放棄地は増加の傾向が認められた (図

1-6)。

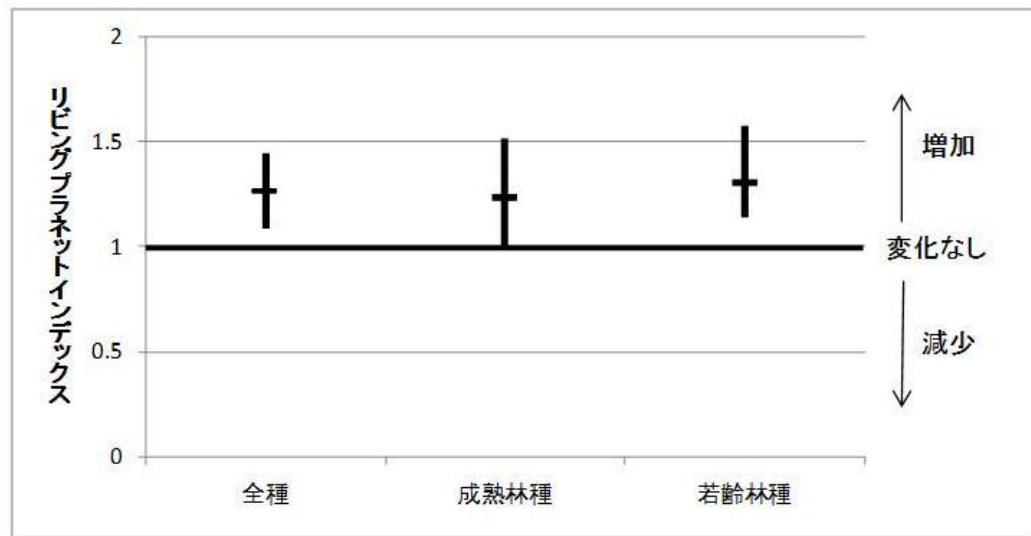


図1-5 中～大型ほ乳類の種多様性の変化 (1990年代～2000年代)

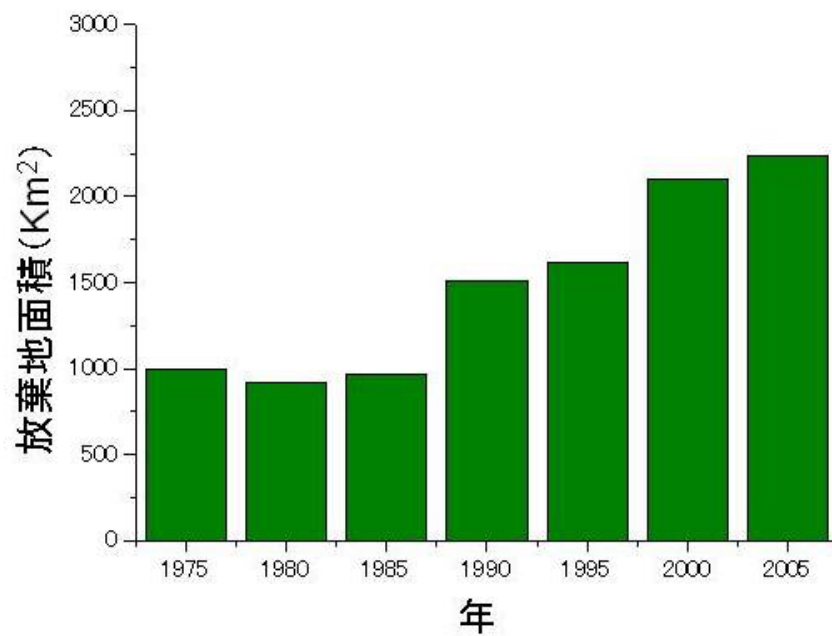


図1-6 耕作放棄地面積の推移 (農林水産省 2010より)

植物、特に樹木については森林動態データベース他を用い（図 1-7）、1990 年代と 2000 年代の DBH（胸高直径）5cm 以上、幹数が調査期間を通じて同種で 2 本以上のデータを元に脊椎動物と同じ手法で LPI を作成した。その結果、10 年間で樹木の幹数は減少しているものの生長量に変化はないことがわかった（図 1-8, 1-9）。また顕著な種の増減はなかった。

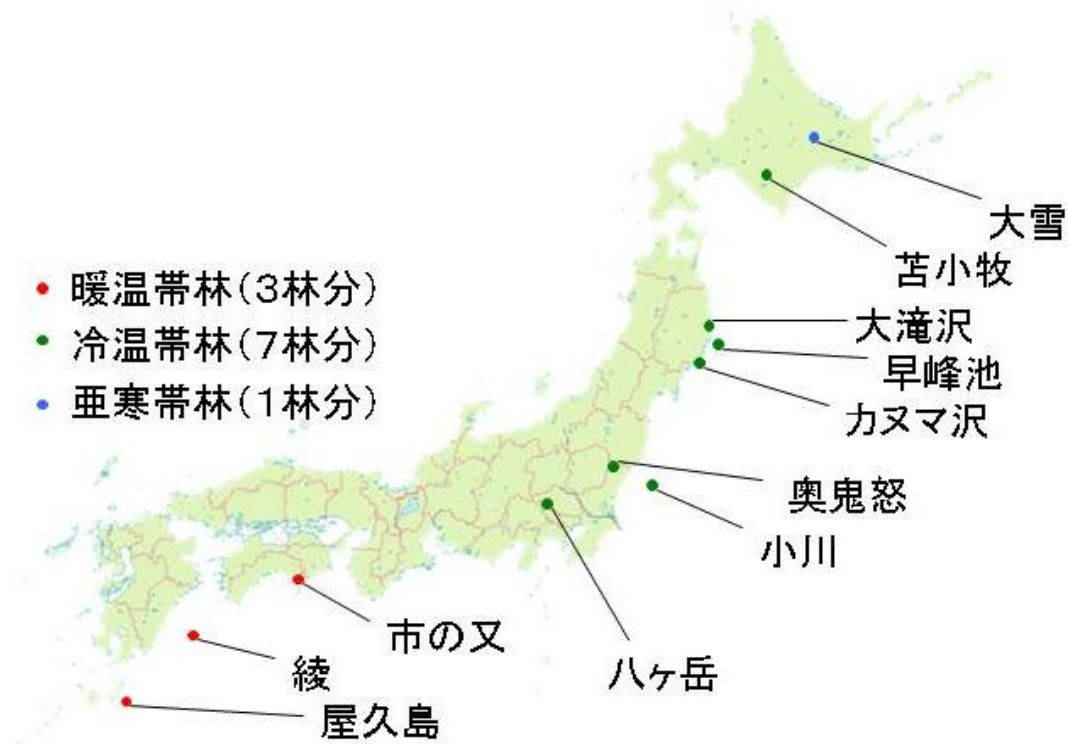


図1-7 植物のLPIデータ収集地点

腐朽菌の長期データは、アマチュア愛好家によるものが多かった。小川地区では長期採集データが存在しないことから、伐採年ごとに種数がどのように異なるかを調査し、生物多様性評価の基礎情報を得ることとした。地域データの解析の結果、小川地区の腐朽菌種数は林齢の増加に伴って増加することが明らかとなった（図 1-10, $N = 9$, $r_s = 0.918$, $P < 0.01$, Spearman 順位相関係数）。20 年前にカミキリムシが採集された天然林・人工林でカミキリムシを採集しカミキリ群集に林齢（森林の成熟）が及ぼす影響を検討した結果、人工林景観では林の成熟に伴ってカミキリ群集は貧弱化することが示唆された（図 1-11）。また各林分とも採集された成虫の多くは、幼虫が林分内の優占樹種を宿主とするものだった（たとえば人工林ではスギ材食の成虫が多く捕獲された； Yamaura et al. 2011a）。茨城県北部の鳥の地域データを開発したベイズモデルにより解析した結果、山火事後 8-16 年の間に種数は変化しないが、越冬期のみ群集・機能群・各種の個体数が増加することが明らかになった（Yamaura et al. 2011b）。

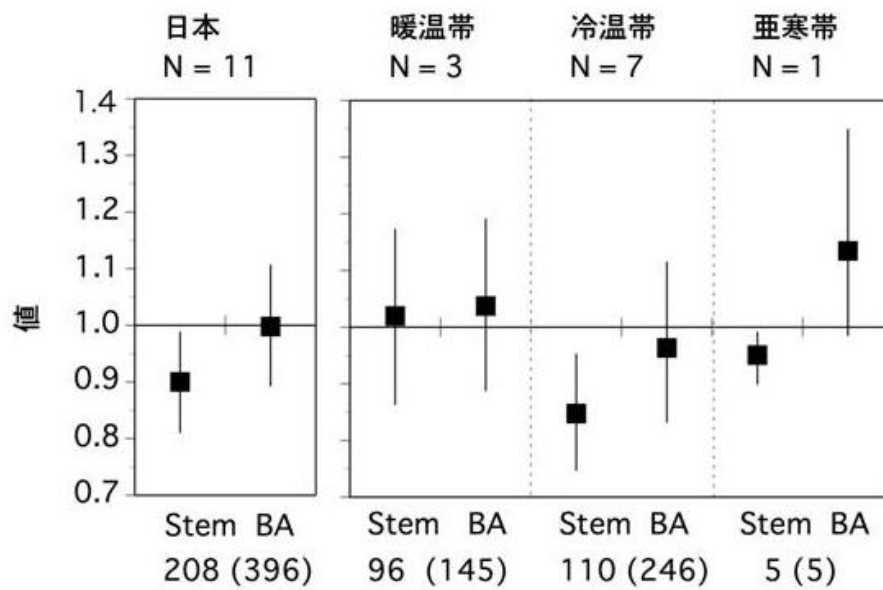


図1-8 LPIに基づく樹木の多様性評価。Stem＝幹数、BA＝胸高直径。数値は種数（個体数）を示した。一番左は日本全体、右の三つは気候帯で分けた結果を表す。

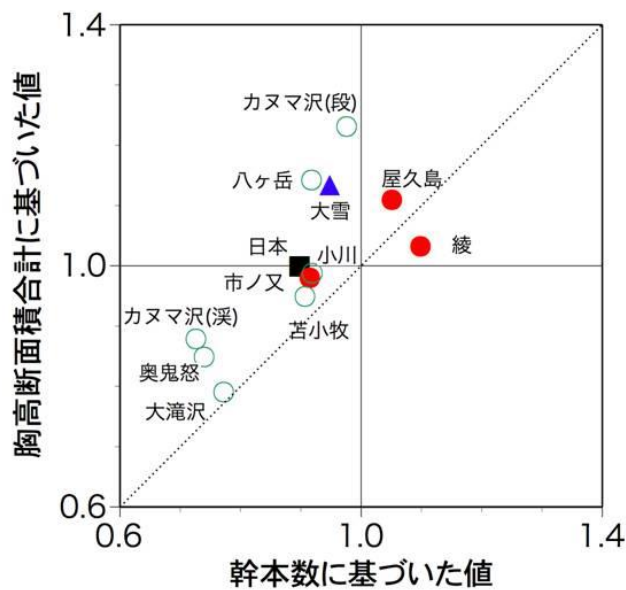


図1-9 樹木のLPIの分布.
 ■: 日本全体、▲: 亜寒帯林、○: 冷温帯林、●: 暖温帯林

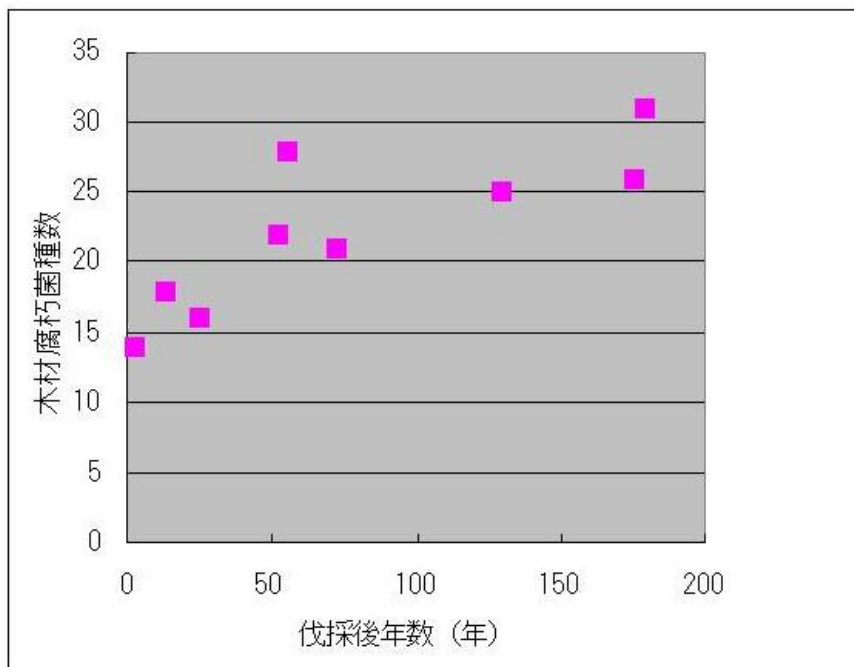


図1-10 小川地区における伐採後経過年数と記録された木材腐朽菌種数の関係

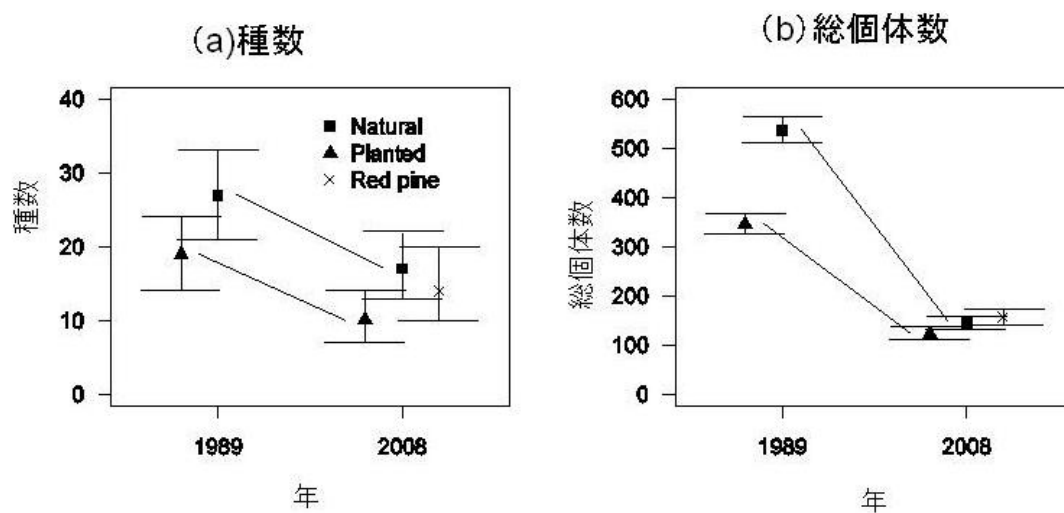


図1-11 カミキリムシの多様性変化
 ■:天然林、▲:スギ人工林、×:アカマツ林

エ 考察

日本の保護林面積は、世界の保護地域全体及び陸上の保護地域同様に、1960年代以降に急激に上昇した（図12, WDPA 2012）。日本の森林面積はこの間大きく変化しておらず人工林がやや増加していることから、天然林（人工林以外の森林）そのものは減っているものの天然林における保護林の割合が上昇している。しかし保護林には、森林生態系保護地域、森林生物遺伝資源保存林、林木遺伝資源保存林、植物群落保護林、特定動物生息地保護林、特定地理等保護林、郷土の森の7つのカテゴリーがあり、必ずしも施業や利用が行われないわけではない。今後は林野庁が実施している保護林モニタリング調査による結果を解析し、生物多様性保全の状況を明らかにする必要がある（林野庁 2007）。

日本の森林生物の絶滅や稀少化の現状は、世界の陸上生物全体の傾向と比較して大きく異なるものではなかった（図1-3, CBD 2001）。世界的に見ると両生類の減少が著しいが、日本ではこのような傾向はなかった。しかし日本、世界共に未記載の種が多く十分な評価ができたとはいえないことから、今後もレッドリストの充実が必要である。また日本には各地に科学的精度が高く解析可能なデータが存在するが対象地の面積が小さい傾向があった（岡部・小川 2011）。省庁が所有する情報は非公開のものが多く、今後、科学的な解析のために利用を検討すべきである。また個人所有のデータは、所有者ごとにデータ収集の方法やとりまとめが異なることが、最も解析の障害であった。現在はJaLTERなどの組織がネットワーク化を検討している。

鳥やほ乳類は脊椎動物としてLPIを用いた生物多様性評価に利用されている(Loh et al. 2005)。日本の1990年代と2000年代では種数の変化はなかったものの、分布の変化に顕著な特徴が認められた（図1-4, 1-5）。若齢林を好む鳥の分布の減少は、若齢林の減少によるものと考えられた（Yamaura et al. 2010）。しかし老齢林を好む種でも夏鳥には分布の減少が認められたことから、これらの種が主に生息している東南アジアの老齢林の減少が原因であると推測された（Yamaura et al. 2010）。一方ほ乳類では特に林相との関係がなく、分布の拡大が認められた（図1-5）。近年狩猟者の減少による個体数制御機能が低下してきたことと、里地周辺の耕作放棄地が新たな鳥獣の生息地となっていることが原因であると考えられた（図1-6）。これらのことから、我が国の生物多様性は第三次国家戦略に示された第2の危機、利用の放棄による危機が特徴的であることが示唆された。

LPIを用いた解析結果から樹木の多様性は衰退していないことが示された。冷温帯は全国とほぼ同じ傾向を示したものの、暖温帯や亜寒帯では幹数や成長の傾向はばらついていて、後者はサンプル数が少なかつたためとも考えられるので、一般的な傾向は抽出できなかった。全体的な傾向としては、成長に伴って幹の枯死が起こったと考えられることから、データ収集を行った地域は老齢林であるが、いまだ樹木が生長傾向にあることが示唆された（図1-9）。またこの結果から、単一の項目たとえば個体数だけのデータを用いるとトレンドを誤って解釈する可能性があることがわかった。LPIは当初植物の多様性にも試用されたが（CBD 2001）、移動性の高い（見つけにくいことを含む）あるいは寿命の短い生物に適した指数であり、植物特に樹木に対しては別の指数を開発すべきと考える。

腐朽菌の種の多様性は伐採後の経過年数から推測可能であることが示唆された。服部ら（未発表）の京都地方でも同様の結果が得られたことから、腐朽菌の多様性評価は林分タイプを指標にできると考える。一方、菌根菌は降水量などの短期的な環境変化の影響を強く受けることから（服部ら 未発表）、別の指標を利用する必要がある。カミキリムシは20年後の再訪によって、同一林内で種構成が異なる傾向が認められた。年変動が環境の変化による影響かの判別は困難だが、幼虫の選好性が成虫の出現とリンクしていたことから、林分の成長に伴う樹木の成長や種構成の変化などの影響があるものと推測された（Yamaura et al. 2011a）。個人所有のデータは通常、制度や手法の違いなどによって解析できないことが多い。またモニタリングを行う際にはコストを下げる必要が

生じることが多い。しかしベイズモデルの利用によって、ある・なしといった調査結果や異なる調査者による結果も評価に利用できることが示唆された (Yamaura et al. 2011b)。今後はどの程度の調査の省力化や情報量の違いが許容できるかを明らかにしてゆく必要がある。

オ 今後の問題点

長期トレンドを明らかにするためには、解析可能な量的データを継続的に入手する仕組みを作ることが必要である。生物群によっては、国内の生態系の変化だけでは生物多様性の変動要因が説明できないものがあつた。今後は生物の移動に着目した解析が必要である。また植物に対しては、LPI 以外の指標開発が望まれる。

カ 要約

日本の森林生物の種の多様性変化のトレンドは、全球レベルの変化と大きく異なる点はなかった。しかしこのようなトレンドを国レベルで解析するための統一的なデータが不足していることがわかった。鳥、ほ乳類では全国調査（メッシュデータ）に基づき LPI で個体群の変化を解析した。その結果、主に伐採の減少によって鳥の分布が変化していることがわかった。また渡り鳥には東南アジアにおける森林生態系の変化と影響と考えられる分布減少が認められた。一方ほ乳類は分布が拡大しており、狩猟の減少や耕作放棄地の増加などが原因と考えられた。これらのことから日本の生物多様性変化は、国家戦略の第二の危機（利用の放棄）が特徴であると考えられた。LPI はこれまで植物の多様性変化に用いられてこなかったが、多地点データに基づきこの利用を試みたところ、明確な多様性の変化が示されなかった。しかし植物のトレンドを調べるためには、種数だけでなくバイオマスなど2つ以上の指標が不可欠であることがわかった。生物多様性の変化は、ローカルなデータでも示すことが可能だった。従って、今後はこのような地域データを統合する仕組みが必要である。

キ 引用文献

Convention on Biological Diversity (CBD) (2001) Global Biodiversity Outlook 1, CBD, 282pp.

環境省 (2010) 年齢別狩猟免許所持者数. www.env.go.jp/nature/choju/docs/docs4/menkyo.pdf (参照 2011-2-10) .

林野庁 (2007) 国有林野事業統計. 林野庁

Loh, J., Green, R. E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V. and Randers, J. (2005) The living planet index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360, 289-295.

農林水産省 (2010) 統計情報. <http://www.maff.go.jp/j/tokei/index.html>, (参照 2010-9-24) .

Okabe, K. (2010) Conservation of ecosystem service agents in forest landscapes for agro-food production.

Proceedings of the symposium “International Symposium for the Convention on Biological Diversity - The role of forest biodiversity in the sustainable use of ecosystem goods and services in agro-forestry, fisheries, and forestry-“, 36-42

岡部貴美子・小川みふゆ (2011) 森林の生物多様性モニタリングの歴史と生態学的視点からの将来展望. 森林総研研報, 10, 231-250. 林野庁 (2007) 保護林モニタリング調査マニュアル. 林野庁, 172pp.

林野庁 (2010) 国有林野事業統計. http://www.rinya.maff.go.jp/j/kokuyu_rinya/tokei/index.html, (参照 2010-10-14) .

Statistics Bureau (2009) Forest resources by type of ownership (1960–2000), <http://www.stat.go.jp/english/data/chouki/07.htm>, (参照 2010-04-10) .

World Database on Protected Area (WDPA) (2012) Statistics. <http://www.wdpa.org/Statistics.aspx>, (参照 2012-7-19).

- Yamaura, Y., Taki, H., Makihara, H., Isono, M., Fujita, Y., Okabe, K. (2011a) The revisitation of sites surveyed 19 years ago reveals impoverishment of longhorned beetles in natural and planted forests. *Entomol. Sci.*, 14, 56-67.
- Yamaura, Y., Royle, J. A., Kuboi, K., Tada, T., Ikeno, S. and Makino, S. (2011b) Modelling community dynamics based on species-level abundance models from detection/nondetection data. *J. Appl. Ecol.* 48: 67-75.

(岡部貴美子)

第2章 生態系サービスの長期的変化の解明

ア 研究目的

生物多様性低下の問題は生物学的な側面から論じられることが多い。同様に、LPI を算出する際にも生物群は通常、分類群、生態、生息場所など、生物学的な特徴をもとにグループ分けされている (Buckland et al., 2005; De Heer et al., 2005; Collen et al., 2008; Yamaura et al., 2009)。一方、社会との関わりという視点から生物多様性を見るとすれば、生態系サービスの概念を適用することが实际的であると考えられる。本研究では後者の立場から、従来の一般的な分け方とは異なる、生態系サービス（基盤、希少価値、供給、調整）という基準で生物群のグループ分けを行った。そして、長期間にわたるモニタリングデータをもとに、以下の目的でLPIについて解析した。まず、このような基準で分類したグループの間に違いが認められるかどうか。違いが見られた場合、社会との関わりという点からどのように解釈できるか。これらについて、情報が比較的良好に蓄積されている小地域で傾向を把握し、LPI の有用性について考察した。さらに、同様のアプローチを全国規模のデータに適用した場合、類似した結果が得られるかを確認し、生態系サービスの視点から見た指標としてLPI が有用であるかどうか、検証を試みた。

イ 研究方法

LPI を算出するためにはある程度長期的に、生息数の変動についての情報が得られなければならない。本研究では奄美大島中部に生息する鳥獣種を対象に、25 年間にわたって断続的に行われてきたモニタリングデータを用いた。また、繁殖鳥類の分布に関するデータベースを用いて全国的な傾向を把握した。

奄美大島は総面積 812km²、約 80% が森林、その大半が天然林で被われ、南西諸島に固有の動物種が多く生息していることで知られている。1950 年代半ばまでは択伐が主であったが、それ以降から 1990 年代初めにかけて、天然林の皆伐が広い面積にわたって行われたため、大半が 60 年生以下の森林となっている (杉村, 2002)。また、1990 年代からは移入種マングースが分布域を急速に広げた影響を受け、多くの種の生息数が減少したことが指摘されている (Yamada and Sugimura, 2004; Watari, et al., 2008)。森林伐採については 1990 年代半ば以降、大面積皆伐はほぼ終息したが、近年は伐採量が再び増加傾向にある。マングースについては駆除の成果により、生息数が大幅に減少したが、ほかにも数種の有害鳥獣に関する報告が上がっている。

対象とした種は哺乳類 5 種、鳥類 20 種である。これらを、生態系サービスの 4 つの視点から、全種 (A、基盤)、希少種 (R、文化)、有害鳥獣 (P、負の供給)、昆虫食鳥類 (I、調整) に分け (表 2-1)、グループごとに変化を追った。昆虫食鳥類は森林生態系の安定に寄与するという視点 (たとえば、Dickson, 1979; Marquis & Whelan, 1994; Sipura, 1999; Sekercioglu et al., 2002; Sekercioglu, 2006) から、一つのグループとした。また、それぞれの種について、1985、1993、2001、2009 年を基準年として、生息頻度の指標を算出した。これらの指標として、アマミノクロウサギは沢や林道などのルート沿いで観察された糞粒数 (Sugimura & Yamada, 2004 ; 環境省奄美野生生物保護センター資料)、トゲネズミとクマネズミはかごワナ当たりの捕獲数 (Sugimura, 1987 ; 環境省奄美野生生物保護センター資料 ; 石田, 未発表)、リュウキュウイノシシはハンターの報告による狩猟数 (鹿児島県大島支庁「奄美群島の概況」)、フイリマングースは筒状のワナ当たりの捕獲数 (環境省奄美野生生物保護センター資料)、オオトラツグミとアマミヤマガキは林道沿いの観察数 (奄美野鳥の会資料 ; 石田ほか, 2003)、その他の鳥

類は定点ごとの観察数（杉村, 2002 ; 杉村, 未発表）を用いた。基準年に該当する情報が得られない場合は、基準年に最も近い2つの数値を用いて補間補正を行った。そして以下の計算式を用いて、LPI を算出した。

表 2-1 調査対象の鳥獣種

種	グループ	指標
哺乳類		
アマミノクロウサギ (<i>Pentalagus furnessi</i>)	R	糞粒数/km
アマミトゲネズミ (<i>Tokudaia osimensis</i>)	R	捕獲数/trap
リュウキュウイノシシ (<i>Sus scrofa riukiuanus</i>)	P	狩猟数/年
クマネズミ (<i>Rattus rattus</i>)	P	捕獲数/trap
ファイリマングース (<i>Herpestes auropunctatus</i>)	P	捕獲数/trap
鳥類		
ルリカケス (<i>Garrulus lidthi</i>)	R	観察数/plot
アマミヤマシギ (<i>Scolopax mira</i>)	R	観察数/km
アカヒゲ (<i>Erithacus komadori</i>)	R	観察数/plot
オオトラツグミ (<i>Zoothera dauma amami</i>)	R	観察数/km
オーストンオオアカゲラ (<i>Dendrocopos leucotos owstoni</i>)	R; I	観察数/plot
サシバ (<i>Butastur indicus</i>)	R	観察数/plot
カラスバト (<i>Columba janthina</i>)	R	観察数/plot
サンショウクイ (<i>Pericrocotus divaricatus</i>)	R; I	観察数/plot
コゲラ (<i>Dendrocopos kizuki</i>)	I	観察数/plot
シジュウカラ (<i>Parus major</i>)	I	観察数/plot
ヤマガラ (<i>Parus varius</i>)	I	観察数/plot
キビタキ (<i>Muscicapa narcissina</i>)	I	観察数/plot
ウグイス (<i>Cettia diphone</i>)	I	観察数/plot
ヒヨドリ (<i>Hypsipetes amaurotis</i>)	P	観察数/plot
ハシブトガラス (<i>Corvus macrorhynchos</i>)	P	観察数/plot
キジバト (<i>Streptopelia orientalis</i>)	P	観察数/plot
シロハラ (<i>Turdus pallidus</i>)		観察数/plot
ズアカアオバト (<i>Treron formosae</i>)		観察数/plot
メジロ (<i>Zosterops palpebrosa</i>)		観察数/plot
ホオジロ属 (<i>Emberiza spp.</i>)		観察数/plot

R：希少種はレッドリスト記載種または天然記念物指定種を含む。P：有害鳥獣は鹿児島県大島支庁での聞き取り、I：昆虫食鳥類は清棲（1978）及び中村・中村（1995）、狩猟数/年は奄美群島の概況（鹿児島県）、にもとづく。

捕獲数/trap は 100 trap-nights 当たりの数である。

$$d_t = \log(N_t/N_{t-8}) \dots (1);$$

$$\overline{d_t} = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} d_{it}$$

$$\dots (3) \quad I_t = I_{t-8} 10^{\overline{d_t}}$$

これらの式は、(1) t 年まで8年間の生息数の変化率、(2)各グループ内での変化率の平均、(3)LPIを表す。

さらに、1978年と1998～2002年の2時期にわたる繁殖期鳥類（森林性の112種）の生息分布状況に関するデータベース（環境省生物多様性センター資料）を用い、全国的な傾向を見た。このデータベースでは全国が二次メッシュ（約10×10km）で分けられ、繁殖の可能性が高いと判断されたメッシュが示されている。それぞれの種について、そのメッシュ数の変化を生息数の変化に置き換えてLPIを算出した。グループ分けについては、分布域の大きさを示す奄美大島と同様に生態系サービスの視点から、鳥類種を全種、希少種、害鳥、昆虫食鳥類、狩猟鳥、広域分布種に分けた。森林性鳥類の抽出については東条（2007）、希少種、害鳥、昆虫食鳥類のグループ分けについては、それぞれ環境省生物多様性センター（2008）、農林水産省（2008）、清棲（1978）及び中村・中村（1995）を参照した。狩猟鳥は「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律」が定める種である。広域分布種については1978年時点で繁殖の可能性が高いメッシュが740以上という基準で選択した。

ウ 結果

最初の基準年、1985年を1とし、その後の3つの時期について1985年に対する相対的なLPIを算出した。その結果、グループAは漸減、Rは2001年までにLPIが急速に低下した後、上昇に転じたのに対して、Iは上昇後に緩やかな低下、Pは急激な上昇の後にほぼ元のレベルにまで低下という傾向を示した（図2-1）。生態系サービスの視点からは、グループA、IのLPIが安定または上昇、Rについては上昇すること、Pについては低下することが望ましいと言える。しかし、2001年まではAとRは低下、Pが急激な上昇というように、望ましくない傾向を示した。とくにグループPとRは全く逆の傾向を示している。

それぞれのグループを構成する種の変動を個別に見ると、グループRは2つに分かれた。1つはマングースの変動と逆の傾向を示し、もう1つは伐採後の森林の回復と連動するような傾向を示した。前者の変動が大きかったため、全体としてグループPと逆の傾向を示したと推察される。グループPを構成する種のなかではマングースの増減がとくに大きく、全体的に減少傾向を示した同グループ内の鳥類種の変動を打ち消していた。そこで、マ

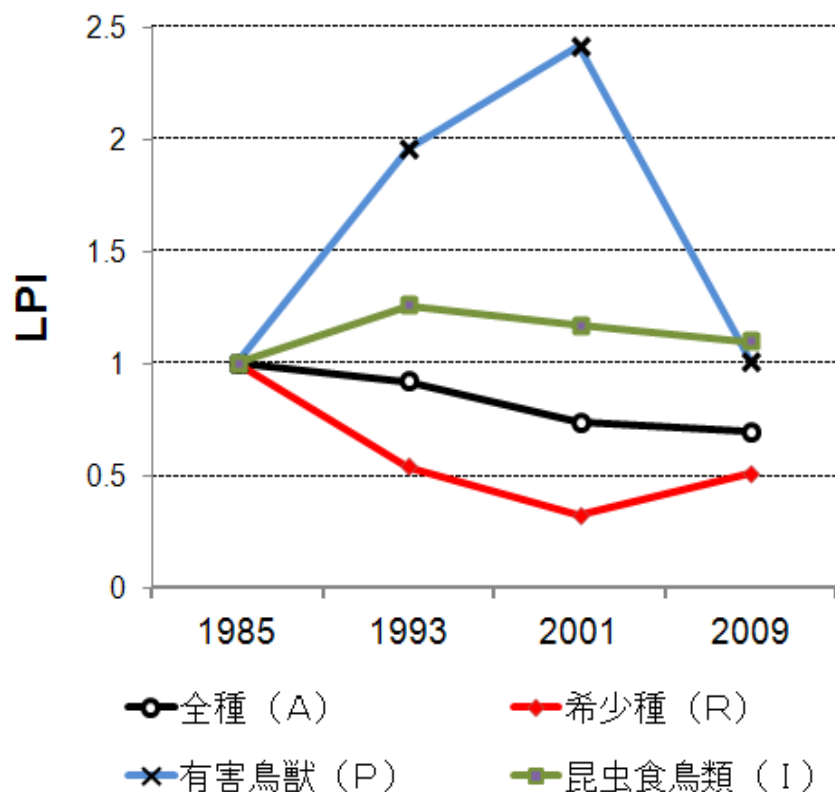


図2-1 生態系サービスの視点から見たLPI

ングースからマイナスの影響を受けてきた可能性が高い種のグループを作り、LPIを算出すると、その変化は図2-2に示すように、グループPと逆の傾向がさらにはっきりしたが、マングースの生息数がかなり減少した2009年時点でも生息数は低いレベルにとどまっている。また、グループIには皆伐の影響をより大きく受けたとみなされる種(杉村,2002)が多く含まれていたが、森林の回復とLPIは必ずしも対応していないという結果が得られた。

全国規模で見た鳥類のLPIについては、すべてのグループについて低下傾向が見られた。とくに全種、希少種、昆虫食、狩猟鳥のように、プラスのサービスを持つと見なせるグループのLPIが小さかった(分布域の減少が大きかった)のに対し、害鳥のグループと1978年時点で分布域が大きかった種のグループが他のグループに比べてLPIが大きかった(表2-2)。

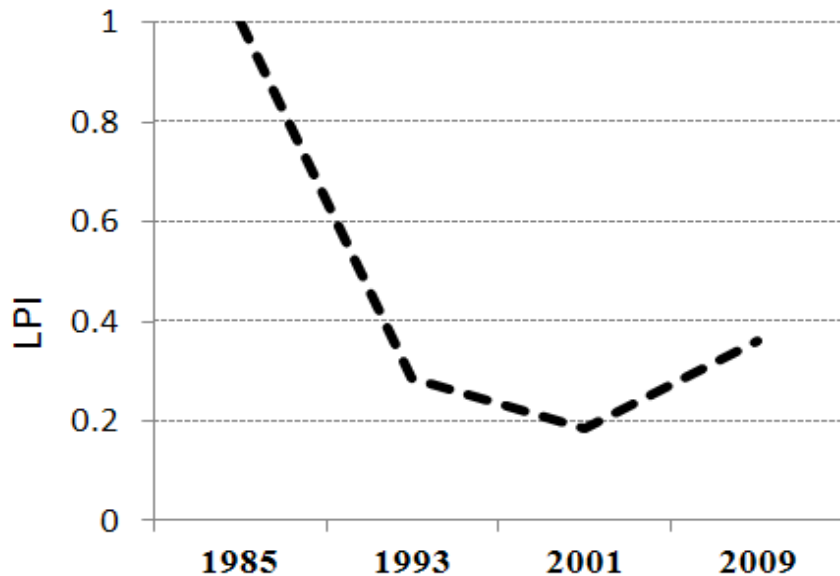


図2-2 マングースの影響を受けてきた可能性が高いグループのLPI

エ 考察

生物多様性は単なる生物学的な存在価値にとどまらず、生態系サービスを介して社会とのつながりを持っているため、生態系サービスの観点から生物多様性の保全を見る意義はあると言える。本研究はこのような視点から生物多様性を多面的にとらえたうえでLPIを算出した。その結果、奄美大島では2001年までは、増加または安定していることが望ましいグループのLPIが低下し、コントロールされるべきグループのLPIが大幅に上昇するという傾向が見られた。ただし、2009年にはこれらのグループのLPIは望ましい方向へ反転している。また、全国的にも類似した傾向が見られた。これらの要因については、奄美大島のように環境の変化と生息数の変動の関係、とくにマングースのように分布や個体数の動態とその影響がはっきりとしている場合は明確であるが、全国のように広域になると要因はおそらく多様であろう。

表2-2 全国規模で見た鳥類のLPI

	LPI	種数
全種	0.595	112
希少種	0.590	23
害鳥	0.874	13
昆虫食	0.556	59
狩猟鳥	0.519	11
広域分布種	0.819	37

このように、生態系サービスの視点から生物群をグループ分けし、LPIを算出することによって生物多様性と社会との関係に関する動向をおおまかに把握することができた。これは、一つ一つの種を対象にチェックする代わりに、総体的に見てどのような方向性が求められているのか、確認するための指標として有用であることを示唆している。また、奄美大島ではマングースの駆除に大きな努力がなされてきたが、その個体数の減少という指

標の代わりに、LPI がその効果を総合的に検証するための指標となりうることが示唆された。さらに、LPI は広域で多くの種を対象にした変動傾向を把握するために用いられることが多いが、Jones et al. (2010) が指摘するように、より小さな地域でも有用な指標となりうることを本研究は示している。

オ 今後の問題点

生態系サービスを生物群に置き換えた場合は LPI が利用できることがわかったが、サービス量の変化を示すものとして LPI が適当かどうかは、より多くのサービスおよび地域で検討する必要がある。

カ 要約

生態系サービス変化の長期トレンドを可視化するために、生物多様性で用いられている LPI の利用を試みた。奄美地方の生物群をサービスごとに分類し LPI を算出することにより、変化を可視化できることがわかった。

キ 引用文献

- Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green, R.E. & Fewster, R.M. (2005) Monitoring change in biodiversity through composite indices, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, 360, 243–254.
- Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R. & Baillie, J.E.M. (2008) Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index, *Conserv. Biol.*, 23, 317–327.
- De Heer, M., Kapos, V. & ten Brink, B.J. (2005) Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*, 360, 297–308.
- Dickson, J.G., Connor, R.N., Fleet, R.R., Jackson, J.A. & Kroll, J.C. (eds) (1979) *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*, Academic Press, New York, USA.
- Freudenberger, D. & Brooker, L. (2004) Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia, *Biodiversity Conserv.*, 13, 253–274.
- 石田健・高美喜男・斉藤武馬・宇佐美依里 (2003) アマミヤマシギの相対生息密度の推移, *Strix*, 21, 99–109.
- Jones, J.G., Collen, B., Atkinson, G., Baxter, P.W.J., Bubb, P., Ilian, J.B., Katzner, T.E., Keane, A., Loh, J., McDonald-Madden, E., Nicholson, E., Pereira, H.M., Possingham, H., Pullin, A., Rodrigues, A.S.L., Ruiz-Gutierrez, V., Sommerville, M. & Milner-Gulland, E.J. (2010) The why, what, and how of global biodiversity indicators beyond the 2010 target, *Conservation Biology*, 25, 450–457.
- 環境省生物多様性センター (2008) 動物レッドリスト及びレッドデータブック, http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html. [Accessed 12 December 2011].
- Marquis R.J. & Whelan, C.J. (1994) Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects, *Ecology*, 75, 2007–2014.
- 農林水産省 (2008) 野生鳥獣被害防止マニュアル鳥類編, 農林水産省生産局農産振興課環境保全型農業対策室.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D. & Sandi, R.F. (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments, *Proc. Nat. Academy Sci. U.S.A.*, 99, 263–267.
- Sekercioglu, C.H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function, *Trends Ecol. Evol.*, 21, 464–471.
- Sipura, M. (1999) Tritrophic interactions: willows, herbivorous insects and insectivorous birds, *Oecologia*, 121, 537–545.

Sugimura, K. (1987) Forestry and Wildlife Conservation on Amami Oshima – an integrated study of wildlife and human society, Ph.D. Diss., Univ. Hawaii.

杉村乾 (2002) 奄美大島における鳥類とアマミノクロウサギの生息数の変動傾向と環境変化について, 環境情報科学論文集, 16, 121–126.

Sugimura, K. & Yamada, F. (2004) Estimating population size of the Amami rabbit *Pentalagus fumessi* based on fecal pellet counts on Amami Island, Japan, *Acta Zool. Sinica*, 50, 519–526.

東条一史 (2007) 日本産森林依存性鳥類種数の推定, 森林総研報告, 6, 9–36.

Watari, Y., Takatsuki, S. and Miyashita, T. (2008) Effects of exotic mongoose (*Herpestes javanicus*) on the native fauna of Amami-Oshima Island, southern Japan, estimated by distribution patterns along the historical gradient of mongoose invasion, *Biol. Invasions*, 10, 7–17.

Yamada, F. and Sugimura, K. (2004) Negative impact of an invasive small Indian mongoose *Herpestes javanicus* on native wildlife species and evaluation of a control project in Amami-Oshima and Okinawa Islands, Japan, *Global Env. Res.*, 8, 117–124.

Yamaura, Y., Amano, T., Koizumi, T., Mitsuda, Y., Taki, H. & Okabe, K. (2009) Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macroecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan, *Animal Conserv.*, 12, 110–119.

(杉村乾)

第3章 生物多様性長期トレンドの解明

1. 日本全国スケールにおける土地利用と自然立地条件の関係解析

ア 研究目的

生物多様性の現状を真に理解するためには、現状における生物多様性を何らかの指標で評価するだけでは不十分であり、その指標が時系列的にどのように変化してきたのか、長期的なトレンドを把握する必要がある。生物多様性の長期的なトレンドを把握した例は多くなく、それも試験地のモニタリングデータによる研究（例えば、Ogawa et al. 2011）や、一定の地域に限定した景観生態学的な研究（例えば、Miyamoto et al. 2011）が主である。残念ながら日本全体を網羅するような長期的生物多様性モニタリングデータは存在せず、データから直接的に日本全体を対象として生物多様性の長期トレンドを解明することは不可能であると言えるだろう。しかしながら、日本全国スケールで生物多様性をモニタリングしようとする試みが始まっており（林野庁「森林生態系多様性基礎調査事業」）、今後集積されていく生物多様性モニタリングデータを適切に解釈して有効活用するためにも、何らかの手法によって日本全国スケールでの生物多様性トレンドを推定する必要がある。

ここでは土地利用と生物多様性の関係性に着目した。土地利用の変化は局所的、地域的および全球的なレベルで生物多様性およびそれに起因する生態系サービスに影響を与えている（Foley et al. 2005）。例えば、Yamaura ら（2009）は日本全国スケールにおいて土地利用変化と鳥類の多様性との関連を明らかにしている。どのような立地条件でどのような土地利用がなされる傾向にあるのか、土地利用の立地依存性を明らかにすることは日本全国スケールでの生物多様性長期トレンドを推定する上で有用な情報を提供すると考えられる。そこで本節では日本全国を対象として、土地利用の立地依存性を統計モデルにより明らかにすることを目的とする。

イ 研究方法

これまで土地利用の立地依存性については多くの研究がなされている（参照、Mitsuda & Ito 2011）。土地利用の立地依存性を明らかにするためには、空間的に対応可能な土地利用データと立地環境因子データが必要になる。データの可用性を考慮してデータおよび解析の解像度を3次メッシュ（約1 km）として、次のような土地利用データおよび立地環境因子データを用いた。日本全国で統一的に整備されている土地利用データはいくつかあるが、ここでは天然生林と人工林との区別が可能であることから環境省の自然環境保全基礎調査における植生調査を集約したデータである植生図を用いた。最も古いデータである1978年から1987年にかけて実施された第2回および第3回植生調査のデータによる植生図を基礎データとして、50m解像度の格子点上における土地被覆種別を得た。自然環境保全基礎調査による植生図には土地被覆種別コードが統一されていないという問題があるが、ここでは誤分類が少ないと考えられる田、畑、人工林および天然生林という4つの土地利用タイプへと土地被覆種別を集約し、市街地など4タイプに当てはまらないものは対象外とした。この50m解像度の土地利用タイプデータを3次メッシュ単位で集計し、土地利用タイプ別格子点数データを得た（図 3-1-1）。なお、3次メッシュ内の全格子点数に占める4つの土地利用タイプ合計の格子点数の割合が80%を超える3次メッシュのみを解析対象とした。土地利用を規定する立地環境因子としては、地形や気象といった自然立地条件と道路からの距離や人口密度といった社会立地条件の2つに大別される（表 3-1-1）。本節においては、日本全国で統一的にデータが整備されていることを前提として、自然立地条件として標高、傾斜および暖かさの

指数を、社会立地条件として道路密度を用いた。標高および傾斜については国土交通省の提供する国土数値情報から平均標高と最大傾斜度データを利用した。暖かさの指数については気象庁の提供するメッシュ気候値 2000 から月別平均気温を用いて計算した。道路密度については国土交通省の提供する国土数値情報から道路密度（1978 年）を利用した。なお、これらの立地環境因子データについては全て 3 次メッシュ解像度のデータとなっている。このようにして 3 次メッシュを解析単位として、土地利用および立地環境因子のデータを整備した。なお、特異性が高いことから島嶼部については解析から除外した。

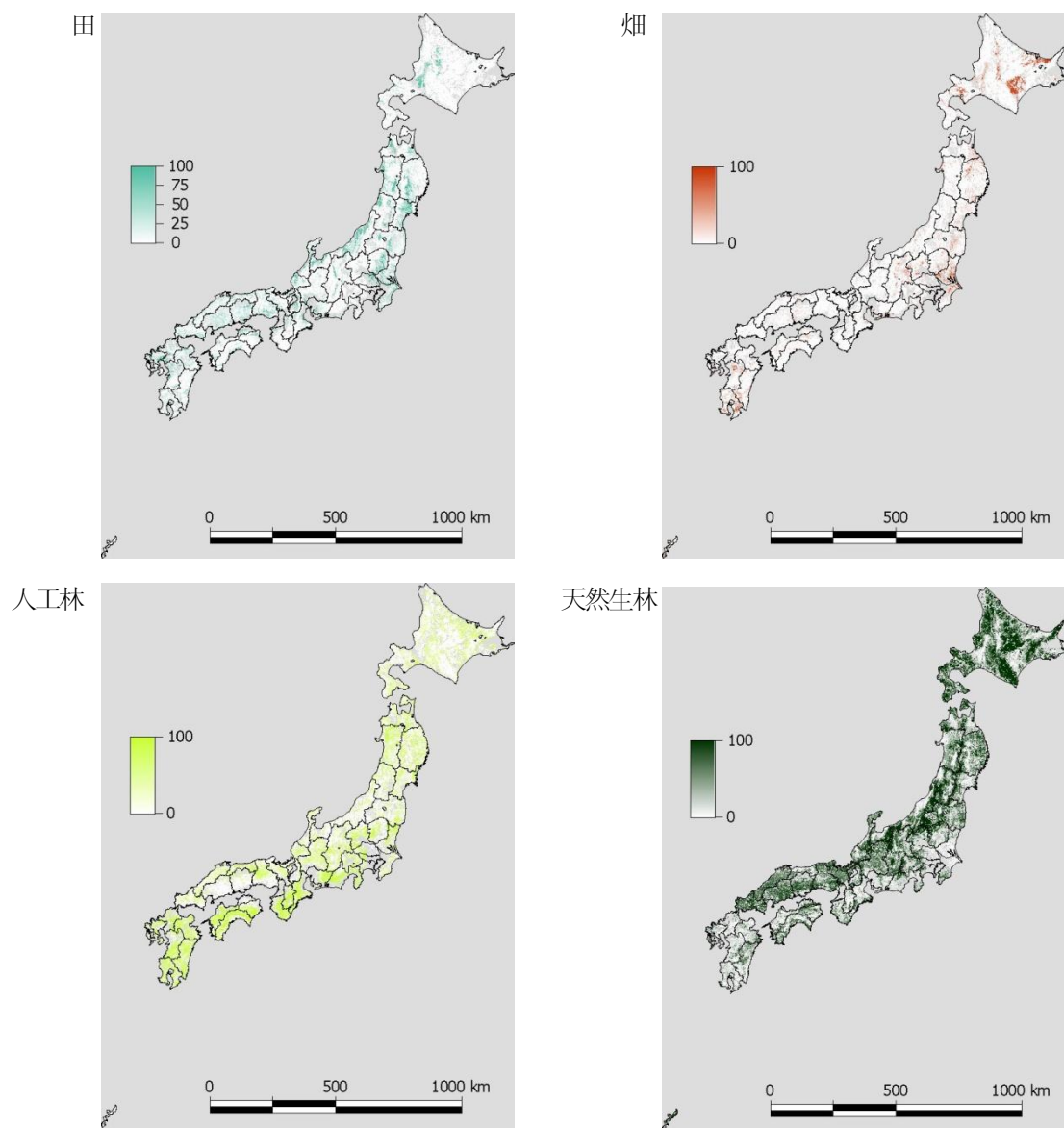


図 3-1-1 3 次メッシュにおける土地利用タイプの割合

表 3-1-1 土地利用を規定する立地環境因子の種別

大別	種別	変数
自然立地条件	地形	標高
		傾斜
	土地生産力	気象 土壌
社会立地条件	到達の容易性	道路からの距離
		居住域からの距離
		市場への連結性
	地域の発展度	人口
		労働力
		1次産業技術
	空間要因	土地利用変化点からの距離
		周囲の土地利用
		分断度
	法律	規制の有無

* Mitsuda & Ito(2011)より改変

以上のようにして整備したデータを用い、3次メッシュにおける土地利用タイプ別割合を目的変数とし、立地環境要因を説明変数とする統計モデルを構築した。目的変数である土地利用タイプ別割合の確率分布は多項分布とし、一般化加法モデルを適用した。モデル式は下記のように表現される。

$$\log\left(\frac{\pi_j}{\pi_J}\right) = \alpha_j + \beta_{1j}s(x_1) + \beta_{2j}s(x_2) + \dots$$

ここで、 π_j は土地利用タイプ j の割合、 π_J はベースライン土地利用タイプ（ここでは天然生林とした） J の割合であり、 $j=1,2,3$ （それぞれ田、畑、人工林）となる。また、 α および β は回帰係数、 $s(x)$ は平滑化された説明変数を示す。添え字 i は説明変数の種別を表す。

説明変数を標高および傾斜とするモデル1、モデル1に道路密度を加えたモデル2、モデル1に暖かさの指数を加えたモデル3、および全ての説明変数を用いたモデル4についてデータにモデルを当てはめ、当てはまりの良さをBICによって比較した。

ウ 結果

まず、土地利用タイプ割合と標高の関係を図3-1-2に示す。田と畑が低標高帯に集中し、ある程度標高が高くなると人工林と天然生林がほとんどを占め、さらに高標高帯では天然生林のみになる傾向がみてとれる。

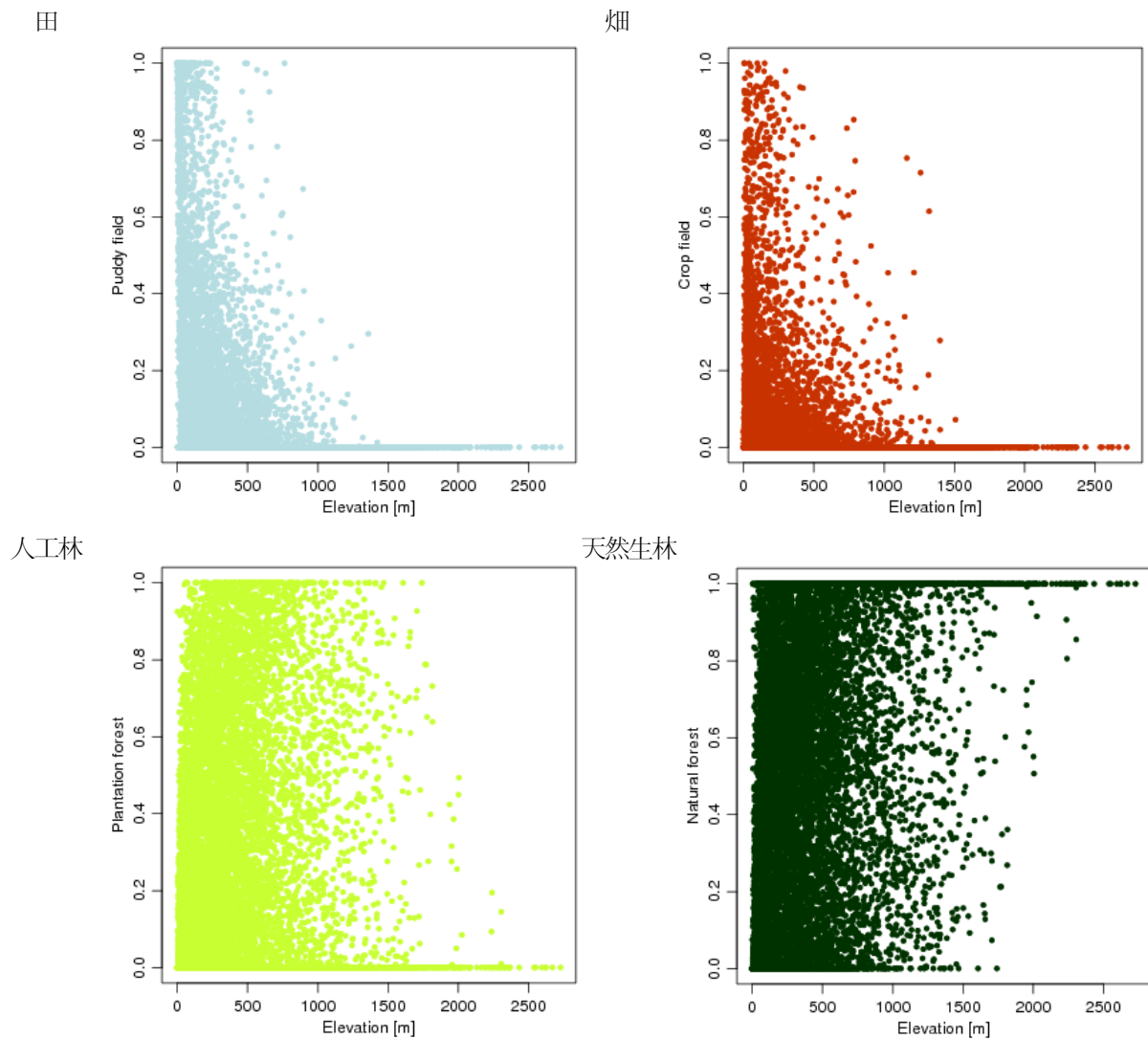


図 3-1-2 標高と土地利用タイプ割合との関係

土地利用タイプ割合を目的変数とし、立地環境因子を説明変数としてベースラインマルチカテゴリーロジックモデルにデータを当てはめた結果、標高と傾斜のみを説明変数とするモデル1で最もBICが高く、次いでモデル2、モデル3の順でBICが高く、全ての説明変数を投入したモデル4で最もBICは低かった（表 3-1-2）。このことはモデル4のデータへの当てはまりが最も良かったことを示している。

表 3-1-2 各モデルのBIC

モデル	BIC
1 (標高+傾斜)	3362517
2 (標高+傾斜+道路密度)	2935144
3 (標高+傾斜+暖かさの指数)	2763715
4 (標高+傾斜+道路密度+暖かさの指数)	2700129

最も当てはまりのよかったモデル4において、各土地利用タイプの各説明変数に関する回帰係数を表3-1-3に示す。土地利用タイプ割合について、モデル4によって推定された値とデータの値とを比較した（図3-1-3）。データ値と予測値は1対1のラインから大きくばらつく結果となっているが、割合の高低を逆に推定するような結果とはなっていなかった。

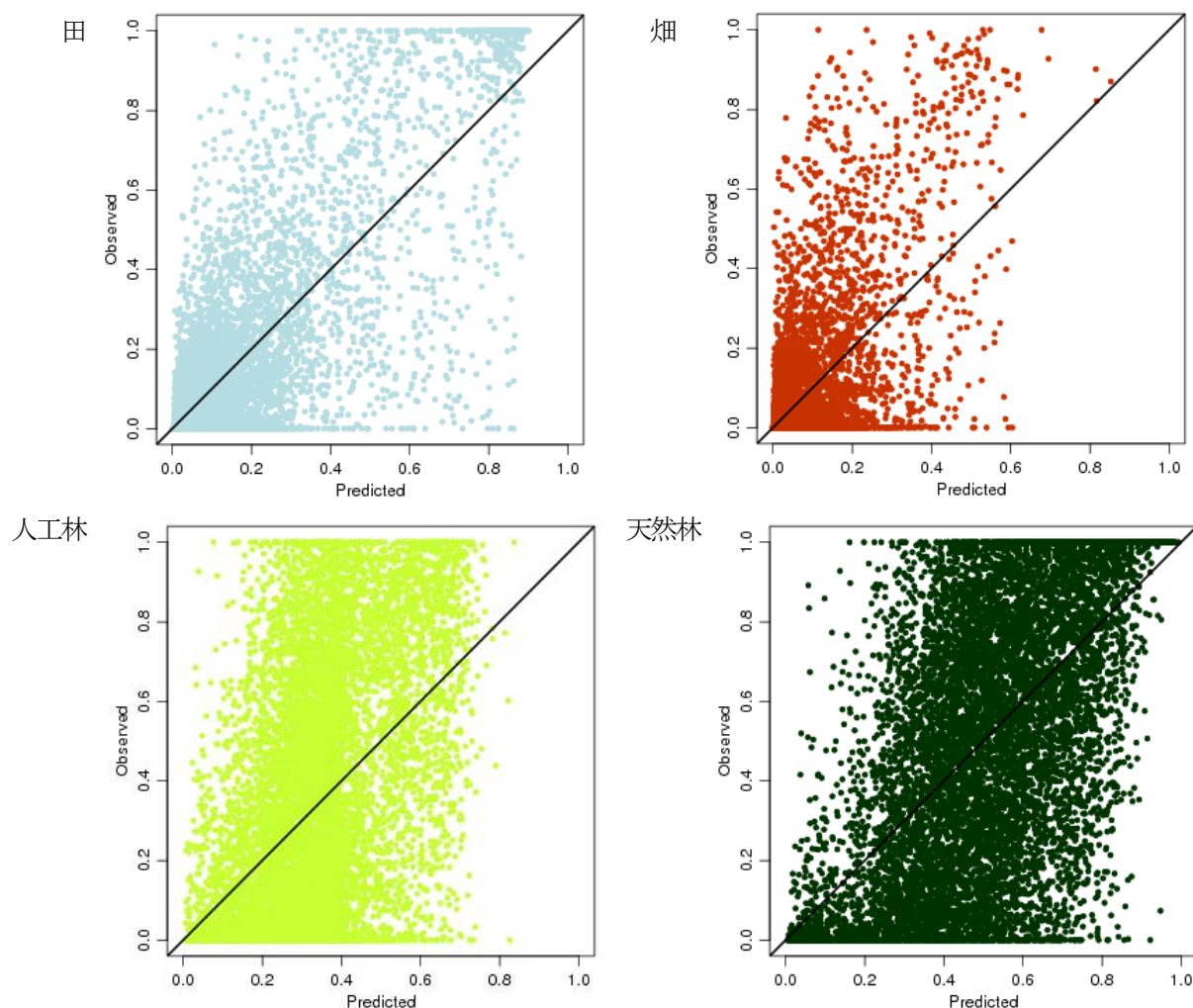


図 3-1-3 土地利用タイプのデータ値と推定値の比較

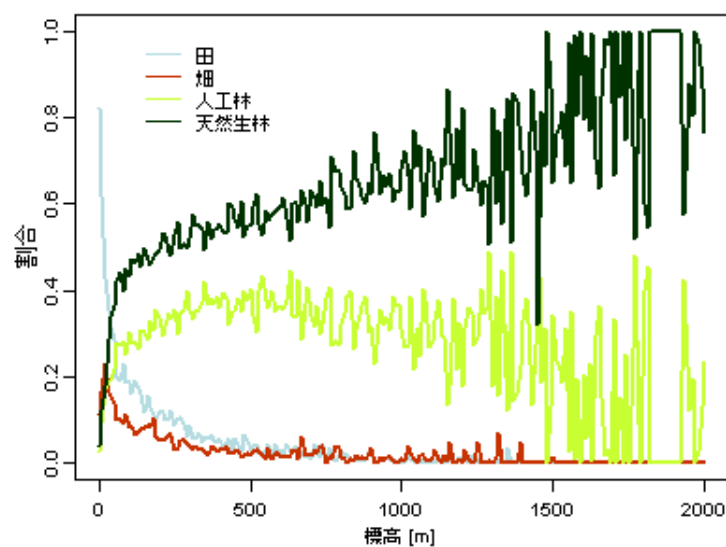
表 3-1-3 モデル4における回帰係数

	標高	傾斜	道路密度	暖かさの指数
田	-2.18×10^{-3}	-8.70×10^{-2}	4.52×10^{-4}	8.84×10^{-3}
畑	-7.96×10^{-4}	-8.95×10^{-2}	5.01×10^{-4}	-7.48×10^{-3}
人工林	5.68×10^{-4}	-1.74×10^{-2}	4.34×10^{-5}	1.86×10^{-2}

エ 考察

耕作地および森林を主とする3次メッシュを対象として、土地利用タイプ割合を標高、傾斜、道路密度および暖かさの指数から記述するモデルを構築した。段階的に説明変数を増加させながらモデル比較を行ったが、全ての変数を用いるモデルが最も当てはまりが良かった。土地利用タイプについてモデル推定値とデータ値を比較したところ（図3-1-3）、1対1ラインを逸脱する傾向にはないもののバラツキは大きかった。この解析は日本全国を対象とし、地域差などを考慮していないためバラツキが大きくなることは事前に予想されたことである。したがってモデルが日本全国スケールでの傾向を表現できているのかを検証する必要がある。そこで、全データを標高10m間隔で分割し、各標高クラスにおいて土地利用タイプ割合の平均値を算出した。また、同様に各説明変数についても平均値を計算し、その値をモデル式へ投入して予測値を得た。これら10m標高階別平均土地利用タイプ割合の推定値とデータ値を比較した（図3-1-4）。

データ値



推定値

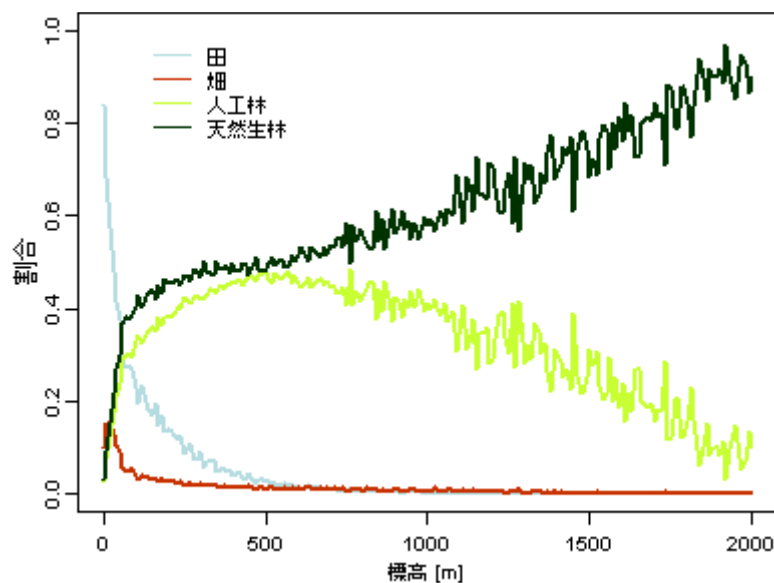


図 3-1-4 標高階10m ごとの土地利用タイプ割合に関するデータ値と推定値の比較

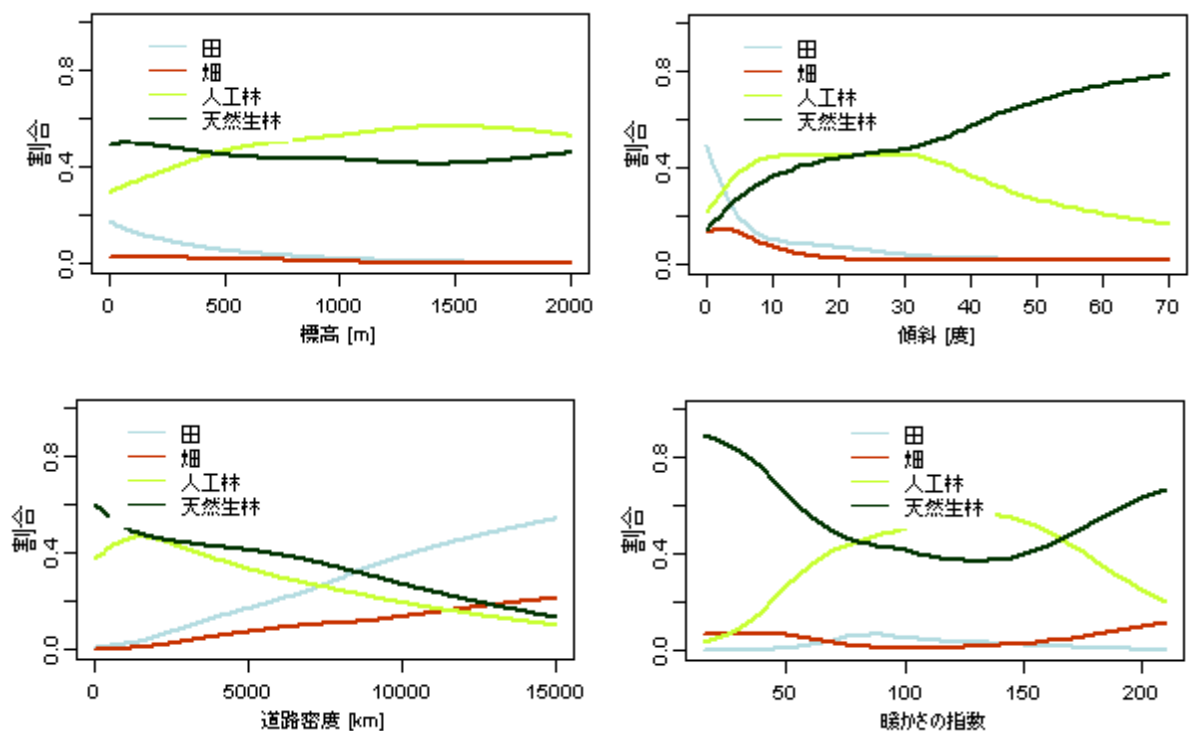


図 3-1-5 土地利用タイプ割合推定における各説明変数の影響

土地利用タイプ割合を 10m 標高階ごとに平均したデータ値においては、平野部であると考えられる低標高帯のごく限られた部分で田と畑の割合が高いという現象が如実に表れている。モデルの推定値では畑の割合を比較的的低く、田の割合を比較的高く推定する傾向があるものの、全体としての傾向をよく表現している。人工林の割合は田および畑の減少傾向に同調して増加するが、800m 以上の高標高帯では減少に転じるという現実データに対して、モデルの予測値は再現性の高いものとなっている。これらのことから、本節において開発された土地利用の立地依存性を記述する統計モデルは、正確な推定値を提供するものではないが、現実データにみられる立地依存性の傾向を捉えることが可能であった。

次に、各説明変数がどのように土地利用割合に影響を及ぼすのかについて検討する。ここで開発した統計モデルはマルチカテゴリーロジットモデルであり、また加法モデルであるので推定されたモデルの係数をみるだけでは解釈は難しい。そこで、それぞれの変数について現実データの幅で値を変化させ、他の変数は平均値で固定してモデルへ代入して土地利用タイプ割合の推定値をえた。推定された土地利用タイプ割合と各説明変数との関係を図 3-1-5 に示す。標高に関しては先に述べたような低標高帯の狭い範囲で田および畑の割合が高く、その割合の減少と同調して人工林の割合が高くなるという状況を表現している。この図においては高標高帯で天然生林よりも割合が高くなっているが、これは後述する傾斜の影響であって現実には高標高帯ではより急傾斜になることから、モデルの推定に致命的な欠陥をもたらすものではない。傾斜に関しては、緩傾斜地で田および畑の割合が高く、傾斜 5 度あたりから両者の割合が減少するのに伴って人工林および天然生林の割合が増加し、傾斜 30 度を超えると人工林の割合が減少していくという傾向を表現している。道路密度は、これまでとは逆に、道路密度が高くなるほど田および畑の割合が高くなる傾向を表現している。このような土地利用の立

地依存性については定性的に語られることが多いが、統計モデルを用いることによって定量的に表現することが可能となった。暖かさの指数については、主に人工林と天然生林の割合を説明するような変数となっており、暖かさの指数に対して人工林割合が上に凸の曲線を描くような推定値となっている。このことは標高帯が高くなるにつれて人工林率が低下するという現象とともに、東北・北海道地域や亜熱帯地域で人工林化が進んでいないという現状を表現したものであると考えられる。土地の生産力を表現する自然立地環境因子として暖かさの指数を導入したが、地域パラメータのような影響を与えている可能性がある。ただし、土地利用の地域間差が土地生産力の違いによって生じたものであるとも考えられる。暖かさの指数を説明変数として導入することでデータの当てはまりが向上したが、その解釈には注意が必要である。さらに、今回用いた説明変数は互いに相関が高いことから、各立地環境因子の影響を過小もしくは過大評価してしまう危険性もある。ここで示したような対象外の変数を平均値で固定するだけでなく、様々なモデル操作実験によってより詳細な評価を行う必要がある。

このように統計モデルによって土地利用の立地依存性を定量的に評価することが可能となった。統計モデルの操作実験によって表現された土地利用と立地環境因子との関係はこれまで定性的に示唆されてきたものと一致しており新たな発見はないものの、実データに基づく統計解析から土地利用の立地依存性を明らかにしたことは重要である。

オ 今後の問題点

統計モデルによって明らかとなった土地利用の立地依存性に関する知見を、どのようにして生物多様性長期トレンドの推定に役立てるかについては次節で取り扱う。今回は日本全国のデータをプールして取り扱ったが、地域間差を表現するために県など自治体で層化して階層的なパラメータ推定が必要であろう。また、土地利用は空間自己相関性の強いものであるので、約 1km 解像度の解析ではあるが、それを考慮する必要があるかもしれない。

カ 要約

日本全国スケールでの生物多様性長期トレンドを推定するための基礎情報を提供することを目的として、田、畑、人工林および天然生林が大半を占める 3 次メッシュを対象として、それらの土地利用タイプ割合の立地依存性を自然立地条件である標高、傾斜および暖かさの指数および社会立地条件である道路密度から記述するモデルを構築した。土地利用の立地依存性を記述する統計モデルは、正確な推定値を提供するものではないが、現実データにみられる立地依存性の傾向を捉えることが可能であった。統計モデルの操作実験によって、低標高、緩傾斜および道路密度が高い立地で田および畑の割合が高くなることが示された。また、立地条件が悪化するに従って人工林の割合が高くなり、さらに悪化すると人工林の割合も減少して天然生林がほとんどを占めるようになる結果となった。

キ 引用文献

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., and Snyder, P.K. (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.

Ogawa, M., Yamaura, Y., Abe, S., Hoshino, D., Hoshizaki, K., Iida, S., Katsuki, T., Masaki, T., Niiyama, K., Saito, S., Sakai, T.,

- Sugita, H., Tanouchi, H., Amano, T., Taki, H., and Okabe, K. (2011) Use of two population metrics clarifies biodiversity dynamics in large-scale monitoring: the case of trees in Japanese old-growth forests. *Environ. Monit. Assess.*, 178, 85-94.
- Mitsuda, Y., and Ito, S. (2011) A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. *Landscape Ecol. Eng.*, 7, 117-125.
- Miyamoto, A., Sano, M., Tanaka, H., and Niiyama, K. (2011) Changes in forest resource utilization and forest landscapes in the southern Abukuma Mountains, Japan during the twentieth century. *J. Fore. Res.*, 16: 87-97.
- Yamaura, Y., Amano, T., Koizumi, T., Mitsuda, Y., Taki, H., and Okabe, K. (2009) Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macroecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan. *Anim. Conserv.*, 12, 110–119.

(光田靖)

2. 行政データを元にした生物多様性長期トレンドの地図化

ア 研究目的

前節でも述べたように、日本全国スケールで生物多様性長期トレンドを把握した実データが存在しないため、何らかの方法で推定する必要がある。生物多様性は土地利用によって大きく影響を受ける。土地利用形態の改変には大きく土地被覆を改変するものと、土地被覆は大きく変えないものの土地利用強度を改変するものがある（DeFries et al. 2004）。土地被覆を改変するものとしては森林伐採を伴う農地開発や天然生林から人工林への拡大造林などがある（例えば、Geist and Lambin 2002）。一方で、土地利用強度を改変するものとしては化学肥料を大量に用いる農業の集約化（Hendrickx et al. 2007）および農地や人工林の利用放棄（Billeter et al. 2008）がある。生物多様性と土地利用との関係においては、これまで土地被覆の改変を伴う大規模な開発が主な対象であったが、近年では利用強度の改変、特に土地利用放棄にも大きな注目が集まっている。例えば、Yamaura ら（2009）は林業の衰退に伴う人工林の利用放棄が鳥類の多様性に与える影響を日本全国スケールで明らかにしている。日本の森林域における生物多様性長期トレンドを考える上では、戦後の拡大造林と高度成長後の人工林管理放棄という性格の違う2つの土地利用トレンドを対象とすることが望ましい。また、天然生林についてはエネルギー革命後の薪炭林管理放棄を取り扱う必要があるだろう。そこで、本節においては時系列で集計された行政データ、具体的には農林業センサス市町村別統計を用いてこれらの土地利用トレンドから生物多様性長期トレンドを推定し、地図化するコンセプトモデルを提案することを目的とする。

イ 研究方法

基礎となる行政データとして（独）森林総合研究所 林業経営・政策研究領域作成の農林業センサス市町村別統計データベース（1960, 70, 80, 90年）を利用した。なお、年次データの関係から沖縄県については解析の対象から外した。まず、人工林について土地利用トレンドを評価するが、ここではYamaura ら（2009）の成果より若齢林に着目することとした。拡大造林による伐採および造林によって若齢林が増加し、その後の林業低迷によって人工林管理が放棄されて伐期を迎えても伐採されず、地域的に若齢林を欠く状態へとシフトするという一般的なトレンドがあると予想される。このトレンドがいつを基点として開始したのか、どの程度顕著に表れるのかは自治体によって異なるだろう。そこで、このような土地利用トレンドを作業仮説として、農林業センサス市町村別統計データから各自治体の1960、70、80および90年における伐採跡地面積を用いて、クラスター分析によって自治体を類型化する。作業仮説に基づき、各類型について若齢林ハビタット減少トレンドを性格づける。

次に、天然林について土地利用トレンドを評価するにあたっては、過去に受けた人為攪乱の強度と人為攪乱を受けなくなっているからの経過年数を評価基準として、次のような作業仮説を設定した。奥山においては人為攪乱の強度は弱く、人為攪乱を受けなくなるのも比較的早い時期である。山村においては薪炭利用としての人為攪乱強度が弱く、薪炭林放棄も早い時期に生じるパターンと、薪炭林利用強度が強く、薪炭林放棄時期も遅いパターンの両者がある。里山域においては強度の薪炭林利用があるが、比較的都市化が早く薪炭林放棄時期が早いパターンにある。さらに、宅地開発などによって放棄薪炭林が分断化するパターンに移行する場所もある。このような作業仮説に基づき、農林業センサス市町村別統計データから各自治体の1960、70、80および90年における人口密度を用いて、クラスター分析によって自治体を類型化する。作業仮説に基づき、各類型について天然生林ハビタットトレンドを性格づける。

またトレンドを地図化するために、センサスデータに空間情報を付与するため ESRI 社提供の行政界ベクタデータを用いた。行政データでは空間解像度が十分ではないので、立地環境因子を用いて重み付けを行う。土地利用は立地環境に依存するものであり、その変化トレンドもまた立地依存性がある（参照、Mitsuda and Ito 2011）。そこで、前節の結果から標高、傾斜および道路密度のデータを用いて、自治体内での変動を表現することとした。各自治体内で3つの因子について偏差値を計算し、それを元にクラスター分析によって人為攪乱の受けやすさを相対的に高、中および低へ3区分した。この3区分と若齢林ハビタット減少トレンドおよび天然生林ハビタットトレンドをそれぞれ組み合わせて、3次メッシュ解像度でのトレンドマップを作成する。

ウ 結果

1960、70、80 および90 年農林業センサス市町村別統計における伐採跡地面積を属性値として、自治体をクラスター分析によって5クラスへ区分した（図 3-2-1）。そのうち2つは、元来林業活動がわずかであり常に伐採跡地がわずかであるクラス（クラス1）と、一貫してある程度の林業活動があり常にある程度の伐採跡地が存在するクラス（クラス5）であった。残り3つのクラスは、60年代にはある程度の伐採跡地が存在するものの、その後は一貫して減少し続けるクラス（クラス2）、70年代に急激に伐採活動があり、その急激に伐採活動が一貫して減少し続けるクラス（クラス3）、および70年代に伐採跡地が増加し、80年代もある程度高い水準で伐採跡地面積を維持するものの、90年代には大きく減少するクラス（クラス4）であった。

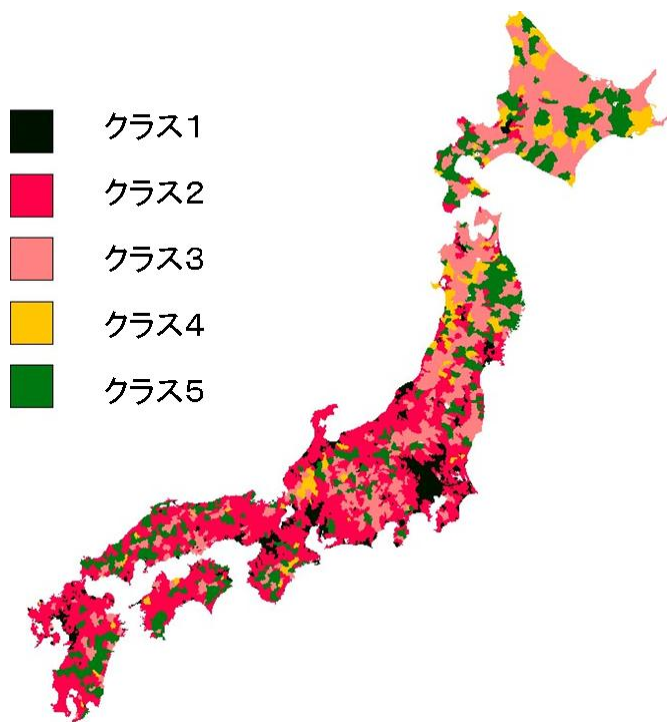


図 3-2-1 伐採跡地面積の推移による自治体の類型化

1960、70、80 および90 年農林業センサス市町村別統計における人口密度を属性値として、自治体をクラスター分析によって5クラスへ区分した（図 3-2-2）。これらのクラスは人口動態から大都市型、中規模都市型、開発型、中山間型および奥山型と性格づけられる。

各自治体において3次メッシュ解像度で人為攪乱が生じる確率を、標高、傾斜および道路密度から相対的に評価し、クラスター分析によって3区分した（図 3-2-3）。それぞれの区分は、各自治体の中で比較的 低標高、緩傾斜および高道路密度のどれか2つを満たしている人為攪乱を受ける確率が高いと予想されるクラス、高標高、急傾斜および低道路密度全てにあてはまる人為攪乱を受ける確率が低いと予想されるクラス、およびそれ以外の確率が中程度と予想されるクラスとして性格づけられる。

最終的な若齢林ハビタット減少トレンドマップを作成するため、伐採跡地面積の推移による自治体の類型化と3次メッシュ解像度での各自治体における相対的人為攪乱発生確率を組み合わせた（図 3-2-4）。ここでは若齢人工林の減少トレンドに着目するため、自治体タイプのクラス2、3および4のみを対象とした。同様に人工林率が50%以上であり、かつ自治体の中で相対的人為攪乱発生確率が高いと予想される3次メッシュのみを対象とした。

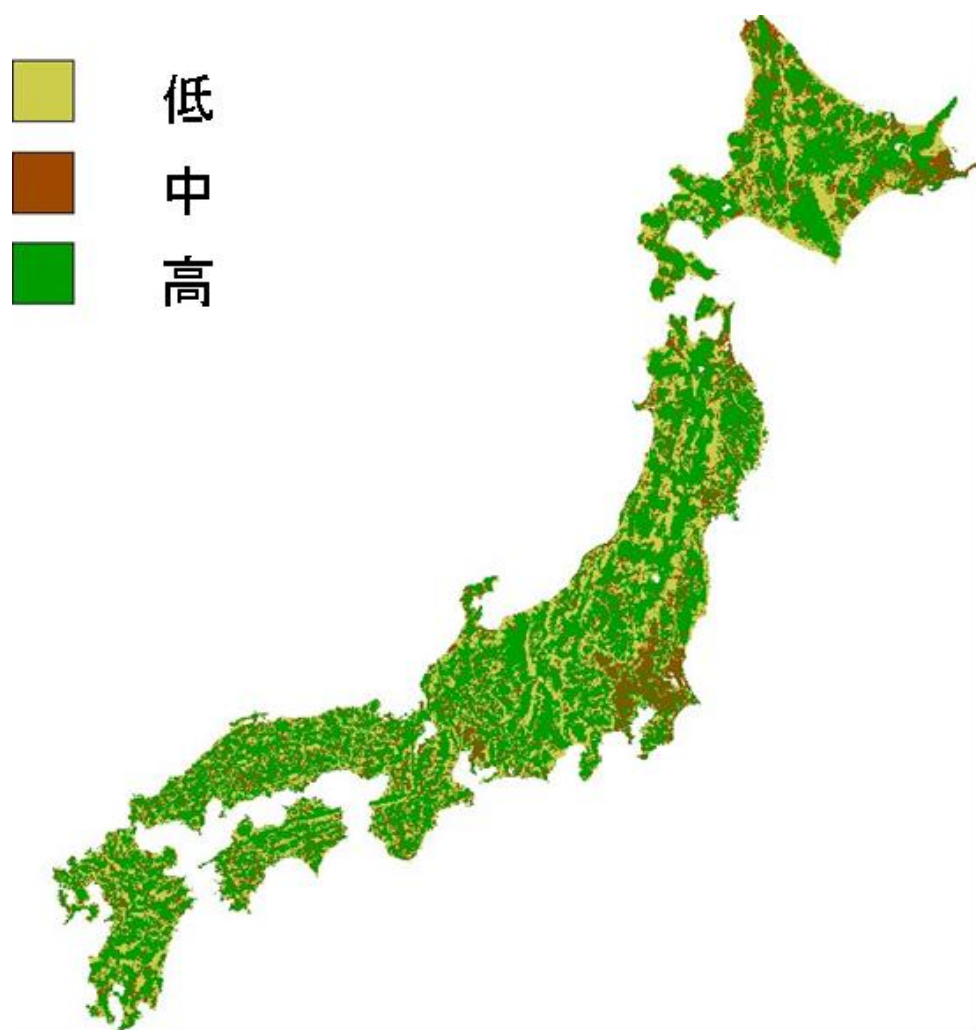


図 3-2-2 人口密度の推移による自治体の類型化

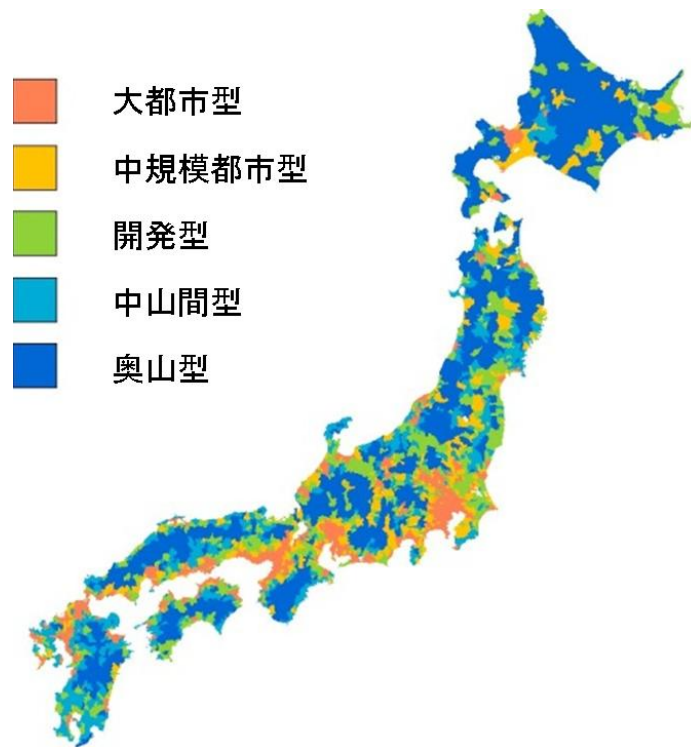


図 3-2-3 各自治体における相対的人為攪乱発生確率

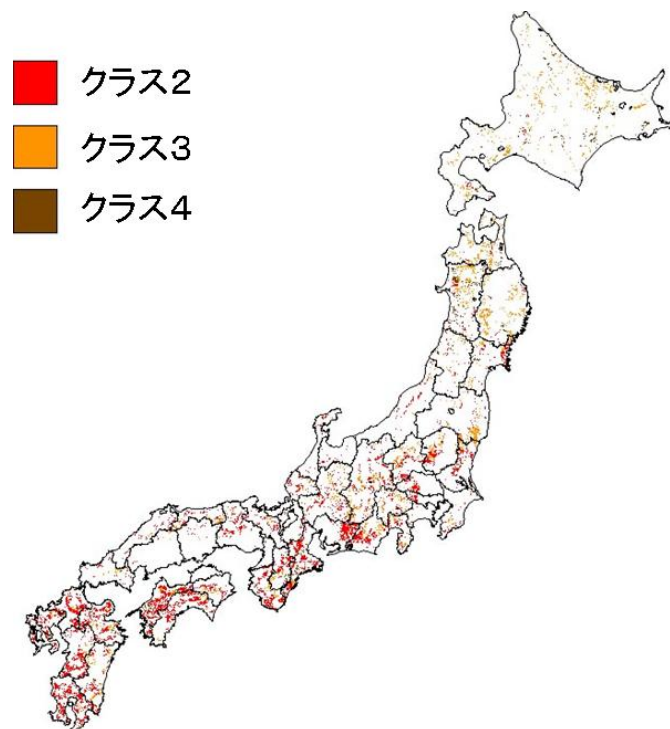


図 3-2-4 若齢林ハビタット減少トレンドマップ

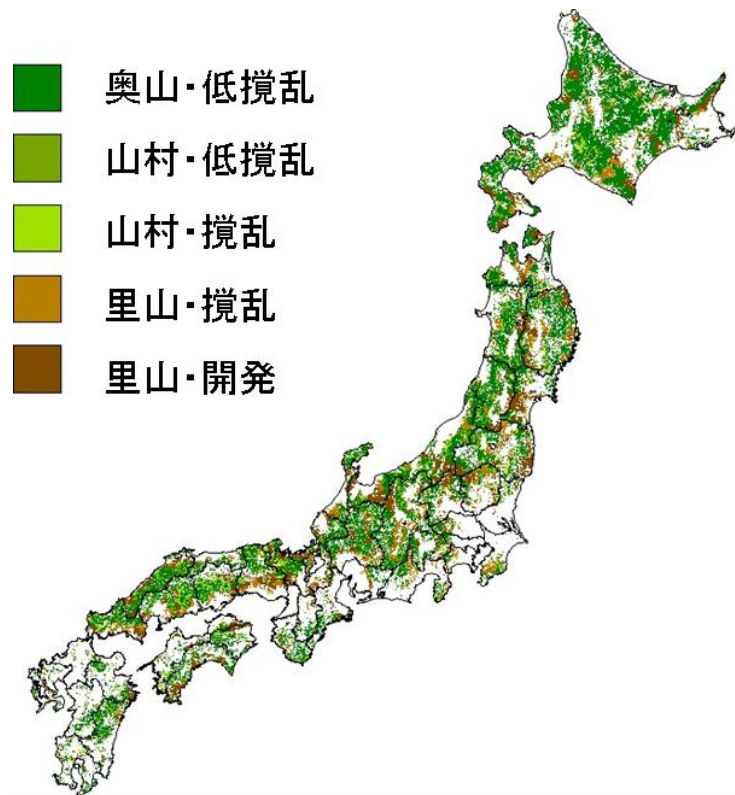


図 3-2-5 天然生林ハビタットトレンドマップ

最終的な天然生林ハビタットトレンドマップを作成するため、人口密度の推移による自治体の類型化と3次メッシュ解像度での各自治体における相対的人為撓乱発生確率を組み合わせた(図3-2-5)。ここでは天然生林におけるハビタット特性のトレンドに着目するため、天然生林率が50%以上である3次メッシュのみを対象とした。また、人口密度の推移による自治体の類型のうち開発型、中山間型および奥山型のみを対象として、相対的人為撓乱発生確率との組み合わせから次の5クラスを設定した。人口密度による類型のうち、奥山型については3次メッシュの評価に関わりなく奥山・低撓乱ハビタットとした。人口密度による中山間型については、相対的人為撓乱発生確率が中もしくは低確率と評価された3次メッシュを山村・低撓乱ハビタットとし、相対的人為撓乱発生確率が高確率と評価された3次メッシュを山村・撓乱ハビタットとした。人口密度による開発型については、相対的人為撓乱発生確率が中もしくは低確率と評価された3次メッシュを里山・撓乱ハビタットとし、相対的人為撓乱発生確率が高確率と評価された3次メッシュを里山・開発ハビタットとした。

エ 考察

農林業センサス市町村別統計の時系列データを利用して、土地利用のトレンドを推定し、生物多様性に関連づけて生物多様性トレンドを推定した。若齢林の存在に着目し、伐採跡地面積の時系列データから自治体を5クラスに類型化した。クラス1は定常的に若齢林がほとんどなく、クラス5は定常的に若齢林がある程度存在するという、時系列的には安定したトレンドのクラスであった。クラス2、3および4は過去のある時期に若齢林が増加するものの、その後は新たな若齢林の出現が少なく、過去に発生した若齢林も加齢によりハビタットの性格として若齢林から移行してしまったというトレンドのクラスである。若齢林減少の速度はクラス2で最

も早く、ついで3であり、4で最も遅い。クラス5は別として、若齢林を基準として評価する生物多様性は、時系列的に最も若齢林が残存していると予想されるクラス4から、クラス3、クラス2そしてクラス1へと移行していくというトレンドに位置づけられる。また、かつて伐採行動があったということが若齢林の発生には前提条件となるので、標高、傾斜および道路密度から評価して自治体の中で伐採を受ける確率が高いと推定される3次メッシュのみをトレンドの推定対象として若齢林ハビタット減少トレンドマップを作成した。若齢林ハビタットの減少という観点からは、生物多様性が最も悪化したクラス2から悪化の程度が比較的低いクラス4までのトレンドがあり、その空間分布を示している。

また、天然生林ハビタットの質に着目して、自治体の人口密度時系列データおよび3次メッシュでの相対的な人為攪乱が発生する確率の評価から、3次メッシュ解像度での天然生林ハビタットトレンドマップを作成した。奥山・低攪乱ハビタットでは攪乱強度が低く、林齢も高齢から老齢に達すると予想され、潜在自然植生に最も近いハビタットであると想定される。山村・低攪乱ハビタットはある程度の薪炭利用はあったものの、利用されなくなってからの期間が長くなっていると予想され、奥山・低攪乱ハビタットへ近づいている段階にあると想定される。山村・攪乱ハビタットでは比較的近くまで薪炭利用を受けていたと想定され、先の2タイプよりもサイズの小さい個体で構成される天然生林ハビタットであると考えられる。時系列として考えると、山村・攪乱ハビタットから山村・低攪乱ハビタットへ、さらには奥山・低攪乱ハビタットへ移行する動態にあると考えられる。このような移行は個々の3次メッシュとして見れば生物多様性の向上ととらえられるかもしれないが、より広域的な観点からはこれら3段階が混在することが望ましい。里山・攪乱ハビタットにおいては過去に強度の薪炭利用を受け、さらに利用停止からの経過年数も高いと想定される。そのため、サイズの比較的大きな個体で構成されるハビタットであると考えられるが、カシノナガキクイムシの被害リスクが高まっている可能性もある。また、樹種の単純化についても懸念があるハビタットである。里山・開発ハビタットでは強度の薪炭利用と長年にわたる利用放棄に加えて、宅地開発などで林分の分断化が進行していると想定している。個体群の維持に関してリスクが高まっていると考えられ、生物多様性点では単純に悪化しているハビタットであるといえるだろう。

以上のように、土地利用と生物多様性の関係を仮定して、生物多様性トレンドマップとして若齢林ハビタット減少トレンドマップおよび天然生林ハビタットトレンドマップを作成した。これらのマップによって、ある地点において若齢の減少という観点から、もしくは天然生林の質という観点から生物多様性はどのような時系列変化パターンにおけるどの段階にあるのかを推定できる。また、日本全国スケールで総観することによって、日本全体としてのトレンドを推定することができる。しかし、これらはあくまでコンセプトモデルであり、多数の仮定のみに基づくものである。現段階では、データの制約からこのようなアプローチで生物多様性の長期トレンド推定に挑むほかに方法がない。今後の生物多様性モニタリングデータの蓄積と共に、このようなアプローチの妥当性を検討していくことが求められる。

オ 今後の問題点

先述のように、本節で提示したモデルはあくまでコンセプトモデルである。残念ながら現状では一般に公開されていないが、林野庁「森林生態系多様性基礎調査事業」のデータ、またその全事業である「森林資源モニタリング事業」のデータは蓄積されており、これらのデータを用いて今回の類型化について妥当性を検討すべきである。

カ 要約

全国スケールでの生物多様性長期トレンドを推定するコンセプトモデルとして、人工林を対象とした若齢林ハビタット減少トレンド推定モデルおよび天然生林を対象とした天然生林ハビタットトレンド推定モデルを提案し、それぞれを地図化して提示した。若齢林ハビタット減少トレンドを推定するために、農林業センサス市町村別統計から伐採跡地データを利用し、1960、70、80、および90年にわたる変化の傾向から類型化した。天然生林ハビタットトレンドを推定するために、センサスデータから人口密度を利用して自治体を類型化した。さらに、標高、傾斜および道路密度から3次メッシュ解像度で重み付けを行って、2種類の生物多様性長期トレンドマップを作成した。

キ 引用文献

- Billetter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., Blust, G.D., Cock, R.D., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Coeur, D.L., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Wingerden, W.K.R.E. van, Zobel, M., and Edwards, P.J. (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.*, 45, 141–150.
- DeFries, R.S., Asner, G.P., and Houghton, R.A. (2004) *Ecosystems and land use change*. American Geophysical Union, Washington, D.C., 344pp.
- Geist, H., and Lambin, E. (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52, 143–150.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Wingerden, W.V., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., and Bugter, R. (2007) How landscape structure, land use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.*, 44, 340–351.
- Mitsuda, Y., and Ito, S. (2011) A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. *Landscape Ecol. Eng.*, 7, 117–125.
- Yamamura, Y., Amano, T., Koizumi, T., Mitsuda, Y., Taki, H., and Okabe, K. (2009) Does land-use change affect biodiversity dynamics at a macroecological scale? A case study of birds over the past 20 years in Japan. *Anim. Conserv.*, 12, 110–119.

(光田靖)