

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第136号  
NIES Research Project Report, No.136

SR-136-2020

人が去ったそのあとに  
～人口減少時代の国土デザインに向けた  
生物多様性広域評価～  
(所内公募型提案研究)

Nationwide assessment of biodiversity in the era of depopulation

平成28～30年度  
FY2016～2018

NIES



国立研究開発法人 国立環境研究所  
NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES  
<https://www.nies.go.jp/>



国立環境研究所研究プロジェクト報告 第136号

NIES Research Project Report, No.136

SR-136-2020

人が去ったそのあとに  
～人口減少時代の国土デザインに向けた  
生物多様性広域評価～  
(所内公募型提案研究)

Nationwide assessment of biodiversity in the era of depopulation

平成28～30年度  
FY2016～2018

所内公募型提案研究「人が去ったそのあとに  
～人口減少時代の国土デザインに向けた生物多様性広域評価～」  
(期間：平成 28 ～ 30 年度)

課題代表者：深澤圭太

執 筆 者：深澤圭太

編 者：深澤圭太

## 序

本報告書は、2016～2018年度の3年間にわたって実施した所内公募型提案研究A「人が去ったそのあとに～人口減少時代の国土デザインに向けた生物多様性広域評価～」(課題代表者：深澤圭太)の研究成果をとりまとめたものです。

日本の総人口は2011年以降減少の一途をたどっており、2050年には現居住地域の2割が無居住化するという予測がなされています。人口減少によって農業や草刈りなどの長期間続いてきた土地利用や土地管理が停止し、それによって維持されてきた生物多様性は衰退の危機にあります。このような人間による働きかけの低下による生物多様性の質の低下は「生物多様性第二の危機」と呼ばれており、例えば管理放棄やそれに伴う植生遷移の進行は、維管束植物や昆虫のレッドリスト掲載種の主要な減少要因の1つとなっています。本研究においては、人口減少に伴う種多様性や景観構造の変化について、集落から全国までの幅広い空間スケールで比較研究とそれに基づく将来予測を行い、人口減少下においても、人口分布の均一化や種の分布の相補性に基づく保護区の設置により無居住化の負の影響を緩和できることや、耕作放棄前後の手入れの違いにより、その後の植生変化が大きく変化することが明らかになりました。また、今後30年間に予想される人口減少に対応した高解像度の土地被覆変化シナリオを公開し、人口減少下での環境変化を予測するための基盤情報として広く利用していただけるようになりました。最後になりましたが、本研究の実施にあたっては、福島県会津地方の調査対象地の地権者の方々をはじめ研究所内外の多くの方々に多大なるご協力とご支援をいただきましたことを記し、ここに深く感謝いたします。

2020年11月

国立研究開発法人 国立環境研究所

理事長 渡 辺 知 保



# 目 次

1	研究の概要	1
1.1	研究全体の目的、目標、構成等	1
1.2	研究の概要	1
1.2.1	無居住化した集落における景観構造の時間変化と森林遷移阻害	1
1.2.2	無居住化に対する種多様性の変化と広域評価	1
1.2.3	生物多様性・景観の無居住化影響シナリオ構築と効率的な保全サイト選定手法の開発	2
2	研究の成果	3
2.1	サブテーマ1「無居住化地域における森林遷移阻害発生要因の解明」	3
2.1.1	航空写真に基づく植生高変化の把握	3
2.1.1.1	目的と経緯	3
2.1.1.2	方法	3
2.1.1.3	結果と考察	4
2.1.2	放棄直前の植生管理と樹木の成長・加入の関係	8
2.1.2.1	目的と経緯	8
2.1.2.2	方法	8
2.1.2.3	結果と考察	8
2.1.3	まとめ	12
2.2	サブテーマ2「無居住化が種多様性に与える影響の解明」	14
2.2.1	広域における無居住化影響の把握	14
2.2.1.1	目的と経緯	14
2.2.1.2	維管束植物	14
2.2.1.2.1	方法	14
2.2.1.2.2	結果と考察	17
2.2.1.3	チョウ類	23
2.2.1.3.1	方法	23
2.2.1.3.2	結果と考察	27
2.2.2	無居住化影響の広域評価手法の開発	28
2.2.2.1	目的と経緯	28
2.2.2.2	方法	28
2.2.2.3	結果と考察	28
2.2.3	人口分布を考慮した実現可能性の高い里山保護区選択手法の開発	29
2.2.3.1	目的と経緯	29
2.2.3.2	方法	29
2.2.3.3	結果と考察	30
2.2.4	まとめ	32
2.3	サブテーマ3「人口減少時代の生物多様性・景観広域シナリオの構築」	34
2.3.1	生物多様性影響の広域シナリオ	34
2.3.1.1	目的と経緯	34
2.3.1.2	方法	34

2.3.1.3 結果と考察	34
2.3.2 土地被覆シナリオの構築とそのオープン化	35
2.3.2.1 目的と経緯	35
2.3.2.2 方法	35
2.3.2.3 結果と考察	37
2.3.3 気候変動と人口減少を考慮した土地被覆シナリオ構築手法の開発	38
2.3.3.1 目的と経緯	38
2.3.3.2 方法	38
2.3.3.3 結果と考察	39
2.3.4 土地被覆に基づく里山景観変化に関する指標の開発	41
2.3.4.1 目的と経緯	41
2.3.4.2 方法	42
2.3.5 結果と考察	43
2.3.6 まとめ	47
2.4 まとめと今後の課題	49

#### 【資料】

1 研究の組織と研究課題の構成	53
1.1 研究の組織	53
1.2 研究課題と担当者	53
2 研究成果発表一覧	54
2.1 誌上発表	54
2.2 口頭発表	55



# 1 研究の概要

## 1.1 研究全体の目的、目標、構成等

日本はすでに人口減少の時代に入り、2050年には現居住地の20%が無居住化すると予測されている。それに伴い、管理の不足による生物多様性の劣化（生物多様性第2の危機）と農村景観の荒廃はますます深刻になることが予想されている。特に、草刈りや火入れ、家畜の採食圧によって維持されてきた草原、薪炭採取によって維持されてきた2次林など、持続的な管理によって維持されてきた「2次的な自然環境」の劣化が急速に進む恐れがある。その一方で、近年では耕作放棄地における自然再生の試みがなされる等、利用圧の低下を利用した新たな保全価値の創出にも期待が集まっている。人為的な攪乱の維持による2次的な自然の保全、人為的な攪乱の規制による原生的な自然の保全・再生という異なるアプローチを効果的に組み合わせることは、人口減少時代における生物多様性保全の国土デザインにおいて必要不可欠な観点である。人口減少下で持続可能な効率的な保全策を実現するためには、無居住化・管理放棄が生物多様性に与える影響の正負が地域によって異なることに着目し、その規定要因の解明に基づく人口減少が生物多様性に与える影響の広域評価が必要である。本研究は、生物多様性および景観構造に対する無居住化影響の広域評価を目的とし、下記3つの達成目標を設定した。

(1) 全国各地の長期間無居住化した集落において景観構造の時間変化を航空写真から復元し、森林遷移阻害の発生条件を明らかにする。

(2) 全国各地の無居住化集落・有人集落の比較により無居住化に対する種多様性の違いを明らかにし、全国の中山間地を対象に無居住化影響の正負を広域評価する。

(3) 生物多様性・景観の無居住化影響シナリオ構築手法、および二次的な自然環境保全のためのサイト選定手法を開発する。

本研究は、無居住化地域における森林遷移阻害の現状把握と発生条件の解明に関するサブテーマ1、無居住化に対する種多様性の変化の解明、および広域評価・最適な保護区選択に関するサブテーマ2、全国を対象とした生物多様性および景観シナリオに関するサブテーマ3という3サブテーマの構成となっている。サブテーマ1は、航空写真に基づく植生高変化の把握、現地測定に基づく放棄直前の植生管理と樹木の成長・加入の関係の解明から成る。サブテーマ2は、維管束植物とチョウ類を対象とした無居住化集落と居住集落の比較研究、それに基づく無居住化の正負の影響の広域評価、および人口分布を考慮した実現可能性の高い里山保護区選択手法の開発、の3項目から成る。サブテーマ3では、人口減少シナリオに対応した生物多様性広域シナリオと土地利用シナリオ、さらに土地利用シナリオについては気候変動の影響も組み込んだ評価手法の開発について扱う。

## 1.2 研究の概要

無居住化が生物多様性や景観に与える影響を広域で評価し、効率的な保全策を提案するため、以下の3つの課題について研究を行った。

### 1.2.1 無居住化した集落における景観構造の時間変化と森林遷移阻害

各地の無居住化集落において離村前後の航空写真から植生高の変化を調べ、多くの耕作放棄地において植生高の成長が停滞している実態が示された。また、福島県会津地方において一筆単位での耕作・放棄歴のヒアリングと毎木調査を実施し、放棄直前まで水稻耕作を行っていた場所に比べて、水稻耕作後に畑や草地に転換しその後放棄した場所において森林遷移阻害がより高い頻度で発生していたことを明らかにした。

### 1.2.2 無居住化に対する種多様性の変化と広域評価

全国各地の無居住化集落とその周辺の有人集落においてチョウ類および維管束植物のセンサス調査を実施し、無居住

化に伴い特に水田性植物やチョウ類の多様性が大きく低下することを明らかにした。野外比較研究の結果から得られた無居住化の効果および種ごとの広域分布情報と生息地特性を統合した無居住化影響の広域評価手法を開発し、無居住化の負の影響が強く生じる地域を予測した。さらに、環境省レッドリスト掲載維管束植物種を対象に、管理放棄による絶滅リスクを低減するための保護区の配置を明らかにした。

### 1.2.3 生物多様性・景観の無居住化影響シナリオ構築と効率的な保全サイト選定手法の開発

人口減少下における2つの人口分布シナリオ（均一化・偏在化）に対し、チョウ類を対象に無居住化が種多様性に与える影響を評価した。その結果、総人口が同じでも人口分布が均一化することで、種多様性に対する負の影響が緩和されることを明らかにした。また、人口減少が景観構造に与える影響を評価するために機械学習に基づく土地被覆予測モデルを構築し、人口分布シナリオと農地・市街地面積の減少速度の対応関係を明らかにするとともに、土地被覆変化に対する気候変動と人口減少の相対的な寄与度に地域差があることを明らかにした。

## 2 研究の成果

### 2.1 サブテーマ1「無居住化地域における森林遷移阻害発生要因の解明」

#### 2.1.1 航空写真に基づく植生高変化の把握

##### 2.1.1.1 目的と経緯

耕作放棄地は世界的に増加傾向にあり<sup>1)</sup>、放棄後の植生遷移の理解は生物多様性の保全や復元、生態系サービスの観点から重要性が増している。特に、温帯域において放棄後に樹木が侵入し森林に遷移するかどうかは、バイオマス利用、森林動物の生息地の連続性、あるいはその後の農業再開の実現可能性等の具体的な土地利用や保全上の問題に直結する。古典的な二次遷移の理論においては、耕作に伴う攪乱を受けた土地においては草本種や先駆樹種の優占を経て、最終的には耐陰性の高い極相樹種が優占する森林が成立するとされてきたが、放棄後に長期間草本種が優占して木本種が侵入の遅延・停止が生じる場合があることも報告されている<sup>2)</sup>。このような攪乱の前後で遷移の方向性が変化し、攪乱前の状態で成立するはずの生物群集とは異なる形で安定した状態は代替安定状態 (alternative stable state) と呼ばれ<sup>3)</sup>、耕作放棄地の状況依存的な遷移を説明しようと考えられている。

長期間農地として利用されてきた場所においては外来生物の侵入や埋土種子集団の枯渇等の群集構造の改変が起こる。その際、遷移のトラジェクトリーは本来とは異なる状態になる (biotic legacy)。長期間修復困難な水循環、栄養塩等の物理化学的な環境変化 (abiotic legacy) が加わることで、当初の状態への回復力が失われ、代替安定状態が成立すると考えられる。実際の耕作放棄地においては、さらに放棄後の人為的な土地管理 (草刈りの継続、植林) も植生遷移においては無視できない要因であり、森林遷移の停滞においてどのようなメカニズムが重要かを明らかにする第一歩として、広域で無居住化後の植生遷移を把握することが有効であると考えられる。

日本においては、総人口の減少は2008年に始まったとされるが、農村地域に限定すれば1970年代以降人口減少が続いている。それに伴い利用されなくなった農地が放棄され、様々な放棄年数の耕作地が存在している。さらに、耕作放棄地にはスギやヒノキ等が植林されるケースが多い。放棄後年数および植林の有無と植生高の関係を明らかにすることができれば、森林遷移の停滞の実態や、植栽の影響を推測することができると考えられる。航空写真は放棄前から最近までの植生変化を知る上で有用な情報源であり、これまで無居住化した地域を含む広域で複数回撮影されている。さらにデジタル立体視の技術を用いることで複数時点間の植生高の変化量を算出することが可能となる。

そこで、本研究では、日本各地における長期間 (~45年程度) 無居住化した集落域において現地踏査を行い現況を把握するとともに、離村前と近年の航空写真から耕作放棄地の植生高や放棄後の植林の有無を明らかにし、離村後年数と植生高成長の関係を明らかにする。

##### 2.1.1.2 方法

浅原昭生氏が整備した無居住化集落の離村年や位置情報等に関するデータベース、『廃村千選』<sup>4,5)</sup>に掲載されている無居住化集落のうち、離村年が明らかな農村集落、開拓集落を複数選定し、耕作放棄地の現状を確認した。

また、無居住化年が異なる7集落 (表1) において、集落範囲が映っている無居住化前と最近の航空写真のステレオペアを取得し、Photoscan Professional (Agisoft LLC) を用いてステレオ立体視解析を行い、植生表面高 (Digital Surface Model, DSM) を作成するとともに、航空写真のオルソ化を行った。無居住化前のオルソ化航空写真から農地範囲を抽出し、2時期のDSMの差分の平均値を各農地範囲において算出した。

表 1 DSM 作成対象集落一覧表

通し番号	都道府県	集落名	離村年	離村前撮影年	離村後撮影年	離村後年数
1	山形県	笹子平	1971	1970	2013	42
2	島根県	七村	1989	1982	2002	13
3	山形県	小平	1972	1972	1997	25
4	山形県	水林	1977	1976	2003	26
5	富山県	数納	1971	1969	2011	40
6	富山県	足谷	2004	2003	2011	7
7	兵庫県	本見塚	1968	1964	2015	47

### 2.1.1.3 結果と考察

各地の無居住化集落の踏査の結果、放棄後の植生変化には様々なパターンがみられた。北海道雨竜町の廃村においては、無居住化時に針葉樹が植栽された放棄水田が不成績造林地となり、45年程度経過した現在において針広混交林が成立していた場所がみられた（図1）。福島県会津若松市の無居住化後45年程度経過した無居住化集落においては、同一集落内に森林に遷移した放棄水田（図2）とススキ草地化して木本種がほとんど見られない草地の両方が存在していた（図3）。また、耕作放棄地にスギ・ヒノキが植栽されて人工林化している場所（図4）は西日本に特に多くみられ、集落範囲に植栽されたモウソウチクが分布拡大し、耕作放棄地や宅地を覆っていた例（図5）もあった。このように放棄後の植生変化は人為的・生態的要因により多様であったが、同じ集落内でも異なる植生変化を生じうることは、気候等の要因以上に1筆単位のローカルな要因に着目することが必要であると考えられた。



図1 針広混交林に遷移した北海道雨竜町の耕作放棄地。1968年離村、2014年撮影。



図2 森林に遷移した福島県会津若松市の放棄水田。1975年離村、2014年撮影。



図3 ススキ草原に遷移した福島県会津若松市の放棄水田。1975年離村、2014年撮影。

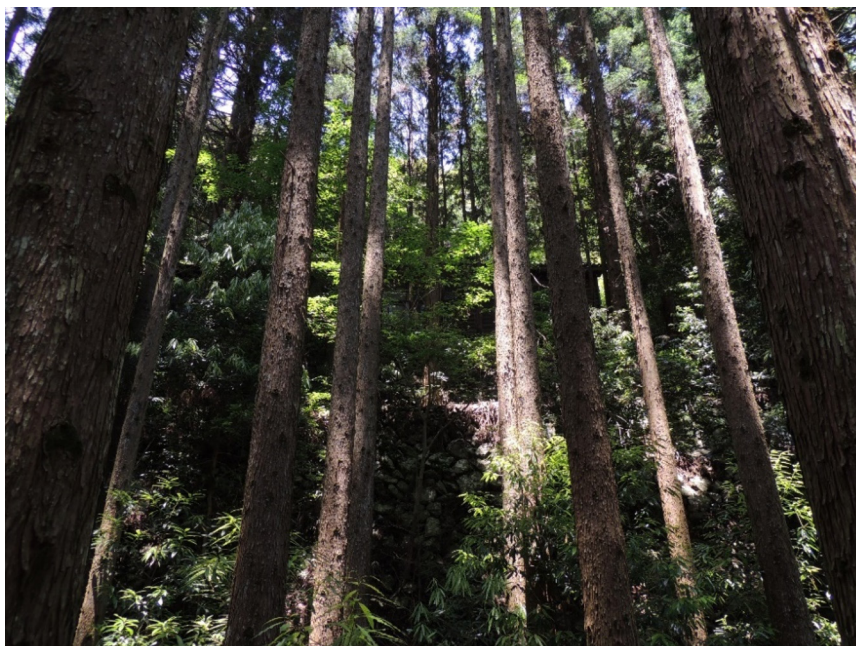


図4 人工林に転換された無住居化集落(宮崎県西都市)。1989年離村、2015年撮影。



図5 モウソウチクが拡大した集落景観(山口県岩国市)。1975年頃離村、2015年撮影。

デジタル立体視の結果、地形や植生の立体構造を再現することができた（図6）。分析の結果、植林地および非植林地双方において無居住化後年数に対する植生高の増加が認められたが、非植林地の植生高成長速度は平均的に植林地よりも小さく、時間とともに植林地と同等の成長となった場所、無居住化前から植生高がほとんど変化していない場所が二極化する傾向がみられた（図7）。植栽による木本種の人為的な導入と下刈りによる競争相手の排除が植生高の成長を促進し、サイト間の分散を小さくしたと考えられ、一部の非植林地において植生高が成長しない要因として、遷移初期の散布制限、および草本植物との競争が重要な要因である可能性が考えられた。しかしながら、実際にどのような要因が重要であるかを把握するには、1筆単位の耕作・放棄歴の追跡と地上部の存在が木本種の定着や成長に与える影響を把握するための野外操作実験が必要であると考えられた。

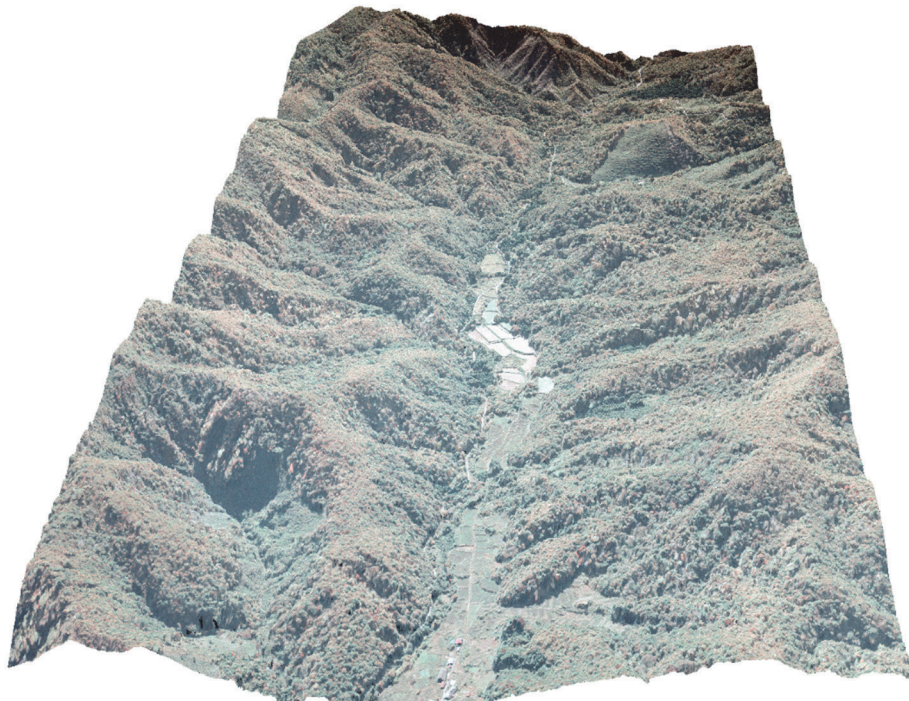


図6 デジタル立体視による立体構造の復元例

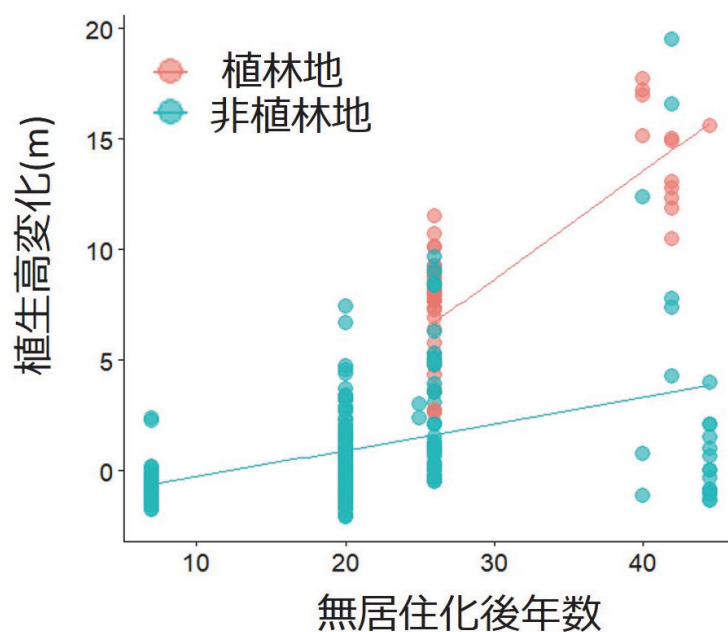


図7 植林地、非植林地における植生高変化

## 2.1.2 放棄直前の植生管理と樹木の成長・加入の関係

### 2.1.2.1 目的と経緯

人為的な活動による土地利用の改変は自然生態系とそこに生息する生物相に大きな影響を与えてきた。近年、日本をはじめ多くの先進国では人口減少とそれに伴う耕作放棄地の増加が進行している。耕作放棄地における植生遷移メカニズムを明らかにすることは、適切な管理を導く上で不可欠な情報をもたらすだろう。本研究では福島県会津若松地方の耕作放棄水田で植生調査を行い、植生遷移メカニズムの解明を試みた。先行研究では耕作放棄水田における植生遷移を説明する要因とし、放棄後の経過年数に注目したものが多い。しかし、放棄後の利用管理方法を考慮に入れた研究は限られている。本研究ではまず、調査地において水田の利用履歴の聞き取りを行い、放棄後の経過年数や放棄後の管理方法を明らかにした。次に利用履歴等を明らかにした水田で毎木調査を実施した。また、各耕作放棄水田でトランセクト調査を実施し、幼齢木の個体数を調査した。さらに耕作放棄水田に生育する樹木がその後の植生遷移に与える影響を調査するため、特に種子散布の促進効果を明らかにするために樹木伐採処理実験を行った。本研究における作業仮説は以下2つである。(1) 放棄後経過年数のみが植生遷移を説明するか？あるいは放棄後の管理方法も植生遷移に影響するのか？(2) 耕作放棄水田に生育する樹木は種子散布促進効果等を通じて、その後の植生遷移に影響を与えるのか？

### 2.1.2.2 方法

調査は福島県会津若松周辺の5集落（N集落（会津若松市）・T集落（会津若松市）・M集落（会津美里町）・I集落（会津美里町）・T集落（柳津町））で調査を実施した。まず、それぞれの耕作放棄水田で土地所有者あるいはその土地の利用管理履歴を知る周辺の住民を対象に、土地利用管理についてインタビュー調査を実施した（図8）。インタビューでは稲作をやめた年代やその後の利用方法について聞き取った。インタビュー調査は複数年代に撮影された空中写真を用いて実施した。以上から土地利用の履歴を明らかにした。次に土地利用の履歴を明らかにした耕作放棄水田で毎木調査を実施した。耕作放棄水田に生育する木本種（胸高直径（DBH） $> 5$  cm）を対象に、DBHと種名をそれぞれ記録した。加えて、上の耕作放棄水田において幼齢木（ $20$  cm  $<< 100$  cm 植生高）の個体数を調査した。各放棄水田で長辺に沿うように平行に、かつ、中心点を通過するようトランセクト（幅2 m）を設置した。トランセクト内では対象としたサイズの幼齢木の個体数を記録した。

次に土地利用の履歴を明らかにした耕作放棄水田で毎木調査を実施した。耕作放棄水田に生育する木本種（DBH  $> 5$  cm）を対象に、DBHと種名をそれぞれ記録した。加えて、上の耕作放棄水田において幼齢木（ $20$  cm  $<< 100$  cm 植生高）の個体数を調査した。各放棄水田で長辺に沿うように平行に、かつ、中心点を通過するようトランセクト（幅2 m）を設置した。トランセクト内では対象としたサイズの幼齢木の個体数を記録した。

### 2.1.2.3 結果と考察

本研究では対象とした5集落で計45筆の耕作放棄水田の土地利用管理を聞き取りした。今回対象とした耕作放棄水田のなかには放棄後経過年数が30年以上経っているものも存在した。利用方法について聞き取りを行ったところ、放棄直前まで稲作を行っていたもののほかに、放棄後、草刈りや米以外の作物栽培（そばや大根）を行ったという回答も複数得られた。





図8 インタビュー風景

次に利用履歴等を明らかにした耕作放棄水田で毎木調査を実施した。放棄後年数が10年以上経過すると耕作放棄水田において成木の成立がみられることが明らかになった(図9, 10)。この傾向は放棄直前まで稲作を行っていたところで特に顕著であった(図9)。一方、放棄後、そば等を栽培したところや草刈を行ったところでは成木の成立がほとんど見られなかった(図9)。このような耕作放棄水田ではススキが繁茂していた(図11)。すなわち、耕作放棄水田における植生遷移には放棄後経過年数だけでなく、放棄後の管理利用も重要な要因であることを示唆する。一般化線形モデル(GLM)による統計解析でも同様の結果が得られた(表2)。この解析では応答変数に耕作放棄水田内の樹木断面積合計をとり、放棄後経過年数と管理(直前まで稲作栽培か、あるいは放棄後そば栽培や草刈をおこなったか)を説明変数とした。解析の結果、ベストモデルでは放棄後経過年数とともに管理も重要な変数として選択されたことが明らかになった。また、次に赤池情報量基準(AIC)が低い値をとったモデルでは管理のみが変数として選択された。以上から、耕作放棄水田における植生遷移では放棄後経過年数だけではなく、放棄後の利用管理方法も重要な要因であることが示唆された。放棄後の利用管理方法が植生遷移に影響を与える理由としては土壌の乾燥化等が影響すると予想しているが、これについては今後明らかにしていきたいと考えている。

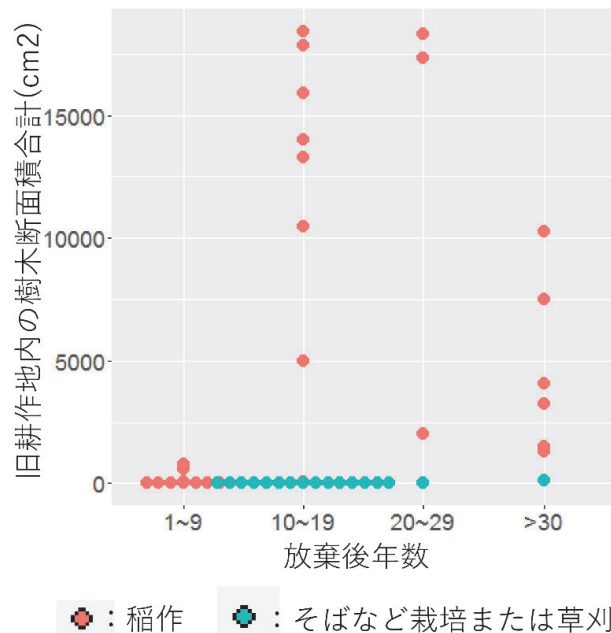


図9 耕作放棄水田内に生育する樹木断面積合計への放棄後経過年数および管理方法の影響



図 10 放棄後十数年経過した耕作放棄水田



図 11 ススキが繁茂した耕作放棄水田

表 2 GLM による耕作放棄水田に生育する樹木の樹木断面積合計の解析

Intercept	放棄後年数	管理	AIC
3704	136	-5661	905
5999	—	-5985	906
961	167	—	914

次に幼齢木の個体数についての調査結果を示す。耕作放棄水田内に生育している樹木はヤナギやハンノキが多かったが、幼齢木にはこれらのほかにも様々な樹種が含まれていた。幼齢木のなかでも動物散布種の個体数と耕作放棄水田内の樹木断面積合計の間には正の相関があった（図 12）。すなわち、ヤナギやハンノキが成長するに従い、林床には動物散布種の樹木が定着し始めていることが示唆された。要因の一つとしヤナギ・ハンノキにより種子散布の促進効果が挙げられた。

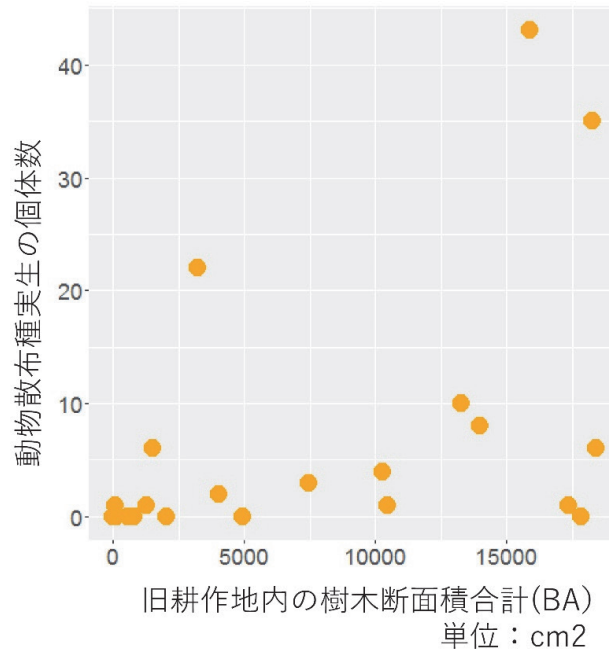


図 12 動物散布種実生個体数と樹木断面積合計の関係



図 13 伐採区

現地の観察から示唆された種子散布の促進効果を確かめるために耕作放棄水田に生育する成木（高さ1 m以上の木本）をすべて伐採し（図13）、種子散布量をモニタリングした。また、伐採を行わなかったところでも同様に種子散布量をモニタリングし、種子散布量を比較した。種子散布量のモニタリングではミズキ科のミズキ（*Cornus controversa*）を対象とした。調査の結果、伐採を行わなかったところでは伐採を行ったところに比較し、種子散布量が多かった（図14）。これは耕作放棄水田に生育していた成木による止まり木効果に関係していると考えられる。また、ススキ区は除草の有無にかかわらず、種子散布が見られなかった。このことは、ススキが優占した草地においては止まり木の不在などにより樹木種子の加入が抑えられていることによると考えられるが、今後、より詳細な調査が必要である。

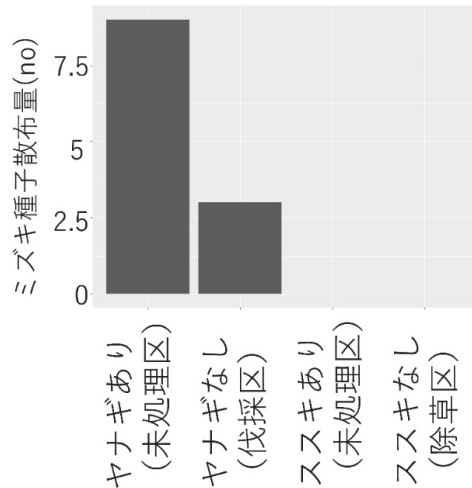


図14 ミズキ種子散布量に対する優占植生と伐採・除草処理の影響

### 2.1.3 まとめ

本サブテーマでは、まず無居住化集落の航空写真の離村前後の比較により、耕作放棄後に植栽を行わない場合には植生高の成長に大きな場所差が存在していたことが明らかとなった。放棄後40年程度経過した場所においても植生高の成長がほとんど確認できなかった場所も多く存在していた。個々のサンプルにおける森林遷移の阻害要因には様々なものが考えられるが、2.1.2.3で示した地権者ヒアリングと現地測定の結果は、放棄前の農地利用形態の違いがその後の植生遷移プロセスに対して大きな影響を与えていたことを示している。そして、放棄直後に侵入する木本種はヤナギやハンノキ等の湿地性の先駆的な種であったことから、水田耕作により生じた湿潤環境が加入を促進していたと考えられる。木本種の存在は止まり木効果による種子加入量を増加させることで森林遷移に対する正のフィードバック効果をもたらすことがこれまで指摘されており、放棄直後の樹木加入に失敗してススキが繁茂した場所においてはその後の樹木の侵入が長期的に制限されることで代替安定状態が生じているという仮説が考えられる。現在取り組んでいる野外操作実験はその仮説を検証する上で重要なものである。

農耕を中心とした従来の土地利用が停止された土地において、その後どのような植生遷移が望ましいかについては、その後の活用方針に依存する。例えば、近い将来に耕作を再開したいのであれば、木本種の侵入は農地再整備のコストを大幅に増大させるため望ましくないだろう。一方、バイオマス燃料採取の場として土地利用の転換を行うのであれば、木本種の速やかな加入と成長はむしろ望ましいことである。いずれを目指すにしても、人口減少下では土地管理の省力化が農林業の経営において欠かせない。生態系のフィードバックメカニズムを理解することは、放棄前後のわずかな手入れによりその後の植生を誘導できる可能性を開くと考えられる。

## 引用文献

- 1) Navin Ramankutty Jonathan A. Foley (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to

1992. GLOBAL BIOGEOCHEMICAL, 13(4), 997-1027.

- 2) Cramer, V.A., Hobbs, R.J. & Standish, R.J. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, 23: 104-112.
- 3) Suding, K.N. et al. (2004) Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.* 19, 46-53.
- 4) 浅原昭生 (2010) 廃村と過疎の風景 (4) 「廃村 千選」 I - 東日本編 -, HEYANEKO
- 5) 浅原昭生 (2011) 廃村と過疎の風景 (5) 「廃村 千選」 II - 西日本編 -, HEYANEKO

## 2.2 サブテーマ2「無居住化が種多様性に与える影響の解明」

### 2.2.1 広域における無居住化影響の把握

#### 2.2.1.1 目的と経緯

多くの先進国ではすでに人口減少時代が到来しており、日本においては2050年には現居住地の20%が無居住化すると予測されている。生物多様性や生態系機能の面から見ると、土地の管理放棄は脅威としてみなされることもあれば<sup>1,2)</sup>、人為的インパクトから解放されることによる生態系復元の好機とみなされることもある<sup>3)</sup>。これまでの研究で土地の管理放棄が種多様性に与える効果は状況依存性が高く、管理放棄により種多様性が上昇する場合と低下する場合のいずれもあることが知られている。そのような状況依存性を生じる要因として気候条件の関与が予想されているが<sup>4)</sup>、幅広い気候帯で管理放棄の影響を比較可能な形で検証した研究はほとんどない。

人口減少および管理放棄と密接なかわりを持つ分類群としてチョウ類および維管束植物が挙げられる。これらの分類群に含まれる多くの種がレッドリストに掲載されており、減少要因として管理放棄や遷移の進行等が挙げられる種が多い。今後数十年スケールにわたって人口減少と管理放棄が広域で進行すれば、「現在ありふれた種がいつの間にかなくなる」といった事態や、またその逆に「人為的関与の低下により予期せぬ種が分布拡大する」という事が起こる等、全国的な生物相変化が起こる可能性が高い。気候条件は管理放棄の影響の状況依存性に空間的なトレンドをもたらし、それは必要とされる保全策に直結する。したがって、それを明らかにすることは自然共生型の国土利用計画を構築する上で非常に重要である。

本研究は、アマチュア廃村研究家の協力の下、廃村の位置情報および離村歴の収集を行い、全国から廃村と有人集落を含む調査地域を設定する。チョウ類および移管束植物それぞれについてセンサス調査を実施し、無居住化が種ごとの出現頻度に与える影響を階層ベイズモデルにより検証する。

#### 2.2.1.2 維管束植物

無居住化は、薪炭採集や草刈り、水稻栽培等の農業活動を中心とする人間活動によって育まれてきた里山的環境を好む種を消失・減少させる原因になると懸念される<sup>5)</sup>。一方、無居住化した地域を自然の遷移にゆだねて自然植生へ移行させることができれば、人間の開発圧によって劣化した奥山的環境を好む種を回復させる契機となるかもしれない<sup>6)</sup>。本研究では、全国各地の無居住化集落とその近隣の人が暮らす集落の種組成を、指標植物を用いた野外調査によって比較し、無居住化が植物種の多様性に与える影響を評価した。

##### 2.2.1.2.1 方法

北海道から九州まで日本各地の無居住化集落とその近隣の居住集落を71セット選定して調査地とした。調査地は、いずれも1kmの調査ルートを設置可能な大きさの農業集落で、無居住化集落は農業活動がほぼ停止していること、居住集落は農業活動が行われていること、ひとつの無居住化集落と居住集落のセットでは各集落が10km以内に位置することを条件に選定した。調査地に選定した無居住化集落はいずれも浅原<sup>7,8)</sup>によって確認された集落で、複数の資料(旧版地形図、ゼンリン住宅地図、全国学校総覧、空中写真、インタビュー)を用いて無居住化後の年数を確認した。

各調査地には里山景観の代表的な要素(二次林、刈り取り草地、水田、宅地)を通過するおおよそ1kmの調査区(100m×100mの方形区10個)を設置し、調査区内の歩行可能な道を踏査して指標種の存在を記録した。指標種には、各要素の植物群落に特徴的に出現し、植物社会学的群落分類の際に標徴種として用いられる多年生草本と灌木のうち、広い分布域を持つ種を選定して用いた(表3)。具体的には、日本植生誌<sup>9-16)</sup>の二次林、二次草原、水田雑草群落の付表においてクラスの標徴種として記録されている種の中から、広い分布域を持ち、調査時期の秋季に同定しやすい特徴を持つ多年生草本と灌木を選定し、ブナクラスとヤブツバキクラスの標徴種から選定した種を森林性の指標種、ススキクラスの標徴種から選定した種を草原性の指標種、イネクラスの標徴種から選定した種を水田性の指標種とした。指標種の存在データは調査地ごとに集計し、1kmの調査区における指標種群別の出現種数と、種別の出現回数(1kmの調

査区に設置した 10 個の 100 m 方形区のうち生育が確認された方形区数) を求めた。

無居住化後の時間経過により植物種の多様性の変化の傾向を確認するため、指標種群ごとに無居住化集落と近隣の居住集落との出現種数の差を集計し、離村後年数との関係を確認した。

無居住化の影響を受けて種の出現頻度が増減する傾向のある種を抽出するため、種の出現回数を目的変数に、無居住化の有無を固定効果の説明変数とし、地域差 (道東~九州南部の 19 地域) と地点差 (71 地点) の変量効果の説明変数とする階層ベイズモデルを作成した:

$$y_{ij} \sim \text{Binomial}(p_{ij}, y0_{ij})$$
$$\text{logit}(p_{ij}) = \beta_{int_i} + \beta_{cov_i} \times X_j + \epsilon_{r_{ik}} + \epsilon_{s_{ij}}$$

ここで、 $y_{ij}$  は種  $i$  の地点  $j$  における出現回数、 $y0_{ij}$  は種  $i$  の地点  $j$  の調査区数、 $p_{ij}$  は種  $i$  の地点  $j$  における出現確率、 $\beta_{int_i}$  は種  $i$  の切片、 $\beta_{cov_i}$  は種  $i$  の無居住化の有無に対する回帰係数、 $X_j$  は地点  $j$  の無居住化の有無 (1/0)、 $\epsilon_{r_{ik}}$  と  $\epsilon_{s_{ij}}$  はそれぞれ、種  $i$  の地域  $k$  (道東~九州南部の 19 地域) と地点  $j$  (71 地点) におけるランダム切片を表す。

各係数の事後分布の推定は、指標種グループ (水田性/草原性/森林性) ごとに、RStan 2.17.3 を用いて行った。このとき、切片  $\beta_{int_i}$  と回帰係数  $\beta_{cov_i}$  の事前分布には平均値 0 で標準偏差  $s$  の正規分布を、階層事前分布の指標種群で共通の標準偏差  $s$  の事前分布 (超事前分布) には  $0 < s < 104$  の一様分布を、ランダム切片  $\epsilon_{r_{ik}}$  の事前分布には平均値 0 で標準偏差が  $sr$  の正規分布を、階層事前分布の種  $i$  に共通の標準偏差  $sr$  の事前分布 (超事前分布) には  $0 < sr < 104$  の一様分布を、ランダム切片  $\epsilon_{s_{ij}}$  の事前分布には平均値 0 で標準偏差が  $ss$  の正規分布を、階層事前分布の種  $i$  および地域  $k$  に共通の標準偏差  $ss$  の事前分布 (超事前分布) には  $0 < ss < 104$  の一様分布を適用した。ここで、無居住化の有無に対する回帰係数  $\beta_{cov_i}$  の事後分布の 95% 信用区間にゼロを含まない種を、無居住化の影響を受ける種とみなして整理した。

表3 指標種一覧

指標種	
水田性指標種	
アゼナ	<i>Lindernia procumbens</i>
コナギ	<i>Monochoria vaginalis</i>
オモダカ	<i>Sagittaria trifolia</i>
キサシグサ	<i>Rotala indica</i>
ヘラオモダカ	<i>Alisma canaliculatum</i>
ミスアオイ	<i>Monochoria korsakowii</i>
ウリカ	<i>Sagittaria pygmaea</i>
アブノメ	<i>Dopatrium junceum</i>
草原性指標種	
スキ	<i>Miscanthus sinensis</i>
ゲンショウコ	<i>Geranium thunbergii</i>
キンミスヒキ	<i>Agrimonia pilosa</i> var. <i>japonica</i>
ノコンギク	<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i>
ナワシロイチゴ	<i>Rubus parvifolius</i>
ミツバツチグサ	<i>Potentilla freyniana</i>
ヒヨドリバナ	<i>Eupatorium makino</i>
アキノキリンソウ	<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>Asiatica</i>
オカトラノオ	<i>Lysimachia clethroides</i>
シロヨメ・ヤマシロギク	<i>Aster ageratoides</i> Turcz. var. <i>ageratoides</i> / <i>Aster semiamplexicaulis</i>
アキカマツ	<i>Thalictrum minus</i> var. <i>hypoleucum</i>
オトギリソウ	<i>Hypericum erectum</i>
シラヤマギク	<i>Aster scaber</i>
ワレモコウ属	<i>Sanguisorba</i> spp.
ツリガネニンジン	<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>
リントウ	<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>
キンムシロ	<i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i>
アマトコロ	<i>Polygonatum odoratum</i> var. <i>pluriflorum</i>
オヤマボクチ	<i>Synurus pungens</i>
センブリ	<i>Swertia japonica</i>
オトコモギ	<i>Artemisia japonica</i>
オミナエシ	<i>Patrinia scabiosifolia</i>
キキョウ	<i>Platycodon grandifloras</i>
森林性指標種	
(落葉樹林指標種)	
フタリスカ	<i>Chloranthus serratus</i>
ホウチャクソウ	<i>Disporum sessile</i>
チコユリ	<i>Disporum smilacinum</i>
ヤマジノホトキス	<i>Tricyrtis affinis</i>
サラシナショウマ	<i>Cimicifuga simplex</i>
ツルリントウ	<i>Tripterospermum japonicum</i>
ユキザサ	<i>Maianthemum japonicum</i>
モミジカサ	<i>Koyamacalia delphiniifolia</i>
エンレイソウ属	<i>Trillium</i> spp.
ナルコユリ	<i>Polygonatum falcatum</i>
コウヤボウキ	<i>Peryta scandens</i>
ミヤマナルコユリ	<i>Polygonatum lasianthum</i>
オオナルコユリ	<i>Polygonatum macranthum</i>
トチバナニンジン	<i>Panax japonicus</i>
ツクバネソウ	<i>Paris tetraphylla</i>
オクモシハグマ	<i>Ainsliaea acerifolia</i> var. <i>subapoda</i>
ヤブレカサ	<i>Syneilesis palmata</i>



表3 指標種一覧(続き)

指標種	
(常緑樹林指標種)	
フイチコ <sup>ㇿ</sup> 類	<i>Rubus buergeri</i>
ジャ <sup>ㇿ</sup> ルヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i>
ナキ <sup>ㇿ</sup> スガ	<i>Carex lenta</i>
ヤブ <sup>ㇿ</sup> コウジ	<i>Ardisia japonica</i>
マン <sup>ㇿ</sup> リョウ	<i>Ardisia crenata</i>
ナン <sup>ㇿ</sup> テン	<i>Nandina domestica</i>
ハナ <sup>ㇿ</sup> ミョウガ	<i>Alpinia japonica</i>
ヤブ <sup>ㇿ</sup> ラン	<i>Liriope muscari</i>
コク <sup>ㇿ</sup> ラン	<i>Liparis nervosa</i>
キッコウ <sup>ㇿ</sup> ハグマ	<i>Ainsliaea apiculata</i>
オオ <sup>ㇿ</sup> ハ <sup>ㇿ</sup> ジャ <sup>ㇿ</sup> ルヒゲ	<i>Ophiopogon planiscapus</i>
アリ <sup>ㇿ</sup> ト <sup>ㇿ</sup> オン	<i>Damnacanthus indicus</i> var. <i>indicus</i>
ヤブ <sup>ㇿ</sup> ミョウガ	<i>Pollia japonica</i>
オモ <sup>ㇿ</sup> ト	<i>Rohdea japonica</i>
キ <sup>ㇿ</sup> シ <sup>ㇿ</sup> ョウ <sup>ㇿ</sup> ン	<i>Marsdenia tomentosa</i>
ツル <sup>ㇿ</sup> コウ <sup>ㇿ</sup> ジ	<i>Ardisia pusilla</i>
ミヤ <sup>ㇿ</sup> ウス <sup>ㇿ</sup> ラ	<i>Goodyera schlechtendaliana</i>
ジュ <sup>ㇿ</sup> ン <sup>ㇿ</sup> ン	<i>Cymbidium goeringii</i>
カ <sup>ㇿ</sup> ハ <sup>ㇿ</sup> ジャ <sup>ㇿ</sup> ルヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i> var. <i>umbrosus</i>
サ <sup>ㇿ</sup> ネ <sup>ㇿ</sup> ス <sup>ㇿ</sup> ラ	<i>Kadsura japonica</i>

#### 2.2.1.2.2 結果と考察

##### (1) 居住集落と無居住化集落における植物種の出現パターン

居住集落と無居住化集落の現地踏査によって出現した指標種の種数を指標種群ごとに集計した(図15)。

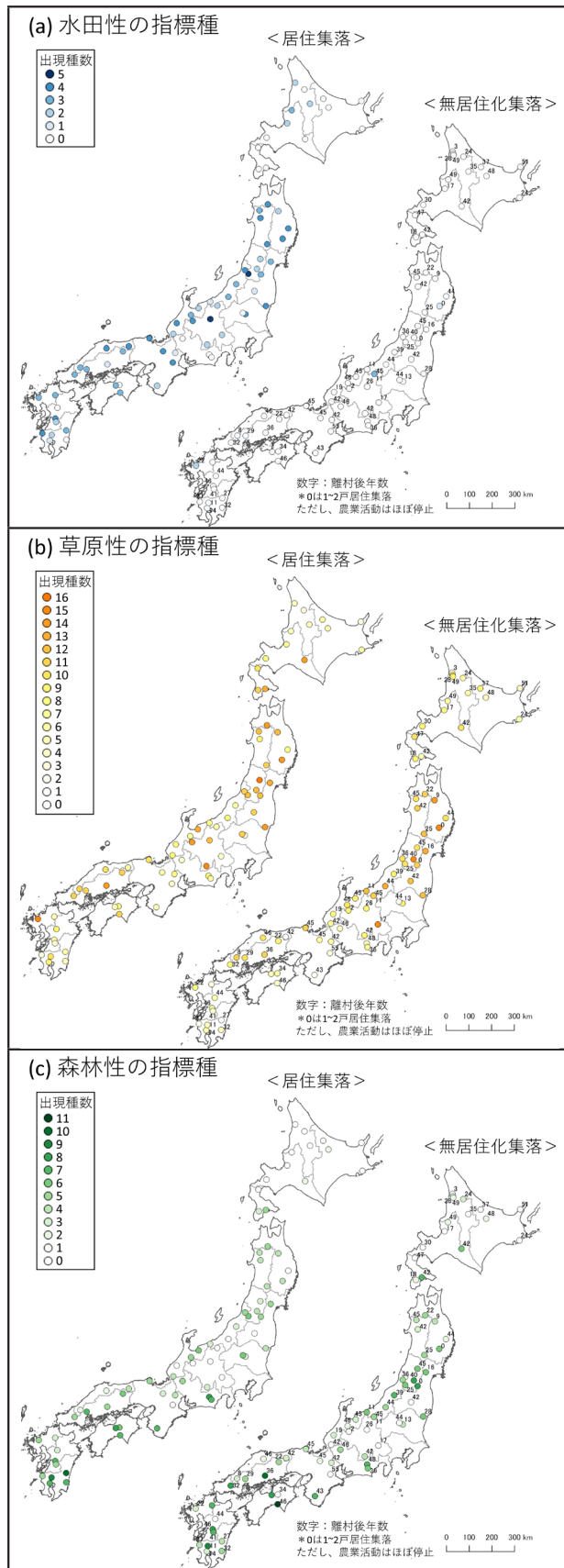


図 15 居住集落（左上）と無居住化集落（右下）における指標種の出現種数  
 （全国 71 カ所 145 集落（居住：71；無居住：74）各 1km 踏査）  
 (a) 水田性指標種；(b) 草原性指標種；(c) 森林性指標種

水田性の指標種は、居住集落での出現は確認されたが、無居住化集落ではほとんど出現しなかった。無居住化集落で水田性の指標種が確認された3か所のうち2か所は水稲が作付けされている水田が一筆存在していた集落で、水田性の指標種はその耕作水田で出現した。水稲が耕作されていない水田（放棄水田）は多くの集落で見られたものの、水田性の指標種の生育が確認されたのはひとつの集落の一筆の放棄水田のみだった。

草原性の指標種は、居住集落でも無居住化集落でも出現したが、出現パターンは異なった。居住集落では道南や東北、東山、中国や九州北部に草原性植物の種の多様性が豊かな地域が存在していたが、無居住化集落で居住集落と同程度の種数を維持できたのは東北のみで、東山や中国・九州北部等は種数が減少する傾向にあった。すなわち、無居住化したときの生物多様性損失の影響の大きさには地域差があり、道南と東北、東山、中国と九州北部は、現在は里山的環境を好む草原性種の生物多様性を育むホットスポットとしてのポテンシャルを持つが、東北以外の各地域は人口減少に伴い人間の活動が弱まるとそのポテンシャルを失いがちであることが判明した。生物多様性の損失の影響の大きい東山、中国、九州の人口減少時代に即した生態系管理方法の開発は喫緊の課題であろう。今後、無居住化後も生物多様性の減少傾向が弱い東北の離村前後の里山管理方法に着目し、減少傾向が強い他地域との違いを明らかにすることで、どんな管理方法が生物多様性の損失を防ぐ鍵となるかを解明し、効果的な生態系管理方法を開発できる可能性がある。森林性の指標種は、北海道、東北、北陸では、居住集落よりも無居住化集落で出現種数が増える傾向にあったが、九州南部では、居住集落よりも無居住化集落で出現種数が少なくなる傾向にあった。また、道東、道央、東山等、居住集落で指標種の生育が確認できなかった地域では、無居住化集落でも指標種は確認できなかった。これは、北海道、東北、北陸では、無居住化後に奥山的環境を好む森林性種の多様性が回復する可能性があるが、地域全体で森林性種が欠けている可能性の高い道東、道央、東山では、無居住化後も森林性種が回復しない可能性があることを示唆する。無居住化後に自然植生へ移行させ、奥山的環境を好む種を回復することを目指す場合には、当該地域に奥山的自然を好む種が存在する等の回復のポテンシャルを持っているかを事前に確認し、種が欠けている場合には種の移植・移入方法を検討する等、より能動的な生態系管理・誘導計画を立てることが必要である。

## (2) 無居住化後の経過年数による植物種の多様性の変化

居住集落と無居住化集落の出現種数の差と無居住化後の経過年数の関係を指標種群ごとに図示した（図16）。どの指標種群、どの地域においても、無居住化後年数の経過に伴う出現種数の増減傾向は確認されなかった。農地や半自然草地等の里山景観では、放棄後の年数に応じた種組成の変化が観察されている<sup>17-19)</sup>。本研究で、無居住化後の年数の経過による植物種の多様性への影響が確認できなかったのは、無居住化後の経過年数が、農地や半自然草地の放棄年数と必ずしも一致しないことに起因すると考えられる。無居住化集落の離村までの土地利用は、離村直前まで活発に利用されていた集落から、数十年かけて徐々に利用されなくなり、離村直前にはほぼ利用が停止していた集落まで様々な履歴をたどる<sup>7,8)</sup>。ただし、集落が無居住化し、人の営みが完全に消失することは、生活道路を維持するための草刈り等の人の暮らすうえで必要な最低限の植生管理も消失することを意味し、居住集落における管理放棄よりも、地域の生物相に与える影響は大きくなる可能性がある。たとえば、水田性種や、西日本の地域における草原性種は、無居住化後集落と居住集落の出現種数の差がおおむねゼロ以下の値を示していた。特に人間活動が消失することによる里山的環境を好む種の多様性への影響は、無居住化すると顕在化する可能性が高い。このことから、無居住化後の生態系管理計画は、人間活動が消失する前から検討を開始し、無居住化が生じた際はすぐに実行に移せるように準備することが肝要であろう。

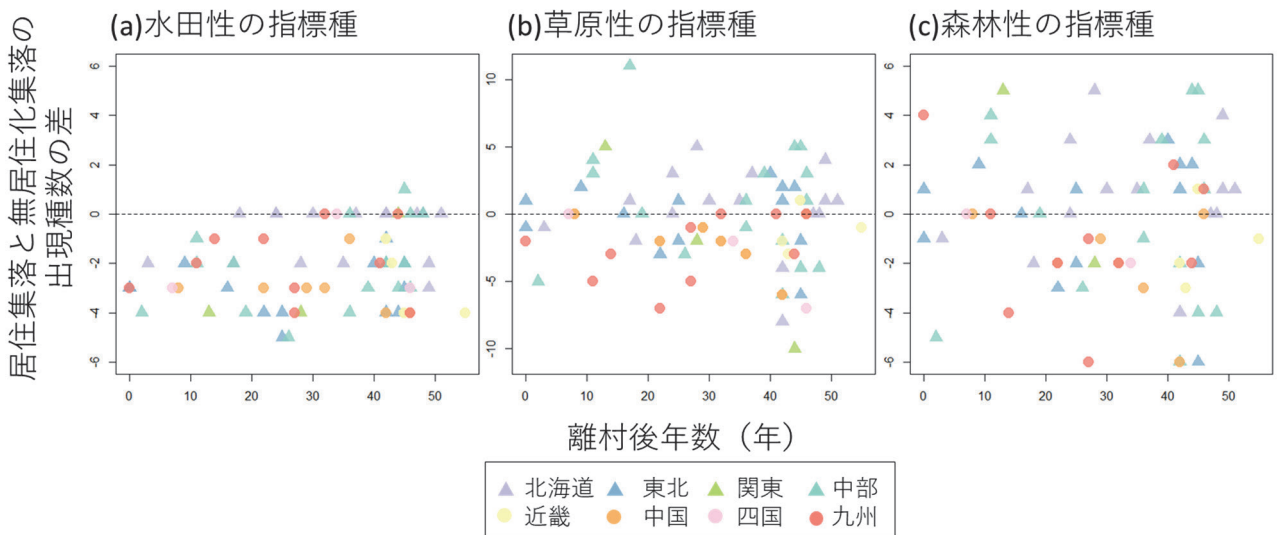


図 16 居住集落と無居住化集落の出現種数の差と無居住化後の経過年数  
(a) 水田性指標種；(b) 草原性指標種；(c) 森林性指標種

### (3) 無居住化の影響を受けて出現頻度が増減する植物種

種の出現頻度に対する無居住化の変数の係数の事後分布の平均値と 95% 信用区間を指標種群ごとに示した (表 4)。

水田性の種は、調査で確認された 8 種中 7 種において無居住化の変数の係数の事後分布の 95% 信用区間にゼロを含まないモデルが得られた。この 7 種 (ヘラオモダカ、ミズアオイ、ウリカワ、アゼナ、コナギ、オモダカ、キカシグサ) は、いずれも無居住化の変数の係数の事後分布の平均値が負の値をとることから、無居住化によって出現頻度が減少するとみなすことができる。

水田性の種は、水稻栽培に伴う攪乱に応じた生活史を持つことで個体群を維持してきたと考えられることから<sup>20,21)</sup>、水稻栽培に伴う攪乱が生じない環境下では個体群を維持できず消失している可能性が高い。

草原性の種は、調査で確認された 23 種中 8 種において無居住化の変数の係数の事後分布の 95% 信用区間にゼロを含まないモデルが得られた。この 8 種のうち、無居住化の変数の係数の事後分布の平均値が負の値をとり、無居住化によって出現頻度が減少するとみなせる種は 5 種 (ツリガネニンジン、ゲンノショウコ、ノコンギク、アキカラマツ、ミツバツチグリ)、正の値をとり、無居住化によって出現頻度が増加するとみなせる種は 3 種 (オカトラノオ、キンミズヒキ、シロヨメナ・イナカギク) であった。

草原性の種は、薪炭林の林床や、茅場・畦畔・法面等の半自然草地の刈り取り管理によって作られる明るい環境で個体群を維持してきたことから<sup>22,23)</sup>、無居住化して刈り取りの管理が行われなくなると出現頻度が減少すると予測される。この予測のとおり無居住化後に出現頻度が減少した種は 5 種あったが、これとは逆に増加した種も 3 種あった。半自然草原の管理放棄に伴う植物種の欠落パターンには、いくつかのパターンがあり、放棄後に消失するもの、一度増加した後に林冠が閉じると消失するもの、樹林化すると増加するもの等があることが報告されている<sup>18)</sup>。どういう特性を持つ種が消失し、どういう特性を持つ種が増加するのかを、種の特性に着目して整理し、種ごとの消長パターンに差が生じる理由を理解することは、草原性種の保全・管理計画を検討する上で不可欠であり、今後の課題である。

森林性の種は、調査で確認された 37 種中 11 種において無居住化の変数の係数の事後分布の 95% 信用区間にゼロを含まないモデルが得られた。この 11 種のうち、無居住化の変数の係数の事後分布の平均値が負の値をとり、無居住化によって出現頻度が減少するとみなせる種は 4 種 (アリドオシ、ハナミョウガ、ナンテン、ジャノヒゲ)、正の値をとり、無居住化によって出現頻度が増加するとみなせる種は 7 種 (ユキザサ、フタリシズカ、エンレイソウ属、キッコウハグマ、サラシナショウマ、ハウチャクソウ、ヤマジノホトトギス) であった。

森林性の種は、刈り取り等の管理停止後に伴い森林構造が発達していくのに従って<sup>19)</sup>、出現頻度が増加すると予測される。この予測のとおり出現頻度を増加させた種は 7 種あったが、そのうちの 6 種は落葉樹林を指標する種 (ブナクラ

スの標徴種)であった。すなわち、無居住化後に自然植生への遷移が進行した可能性のある地域は、落葉樹林帯が中心であることが示唆された。一方、無居住化後に出現頻度を減少した種は4種あったが、それらはすべて常緑樹林を指標する種(ヤブツバキクラスの標徴種)であった。無居住化後に常緑樹林を指標する種が減少するという事象の解釈は難しいが、減少した4種は常緑樹林の指標種であると同時に、宅地や農地周りの垣根や庭先でも生育が確認される種でもあったことから、これらの種が無居住化後に減少したのは、無居住化後に宅地や農地といった景観要素が消失したことに加え、本来の生育地である常緑樹林が発達していないという背景が影響しているのかもしれない。常緑樹林を指標する種で、無居住化後に出現頻度を増加させた種が1種のみであったことと、宅地にも生育が確認される種が減少したことは、常緑樹林帯である西日本を中心に、無居住化後に宅地跡を含む集落全体が植林地に転換された集落が少なからずあり、天然林の発達が落葉樹林体よりも進まなかったことに起因している可能性もある。今後、無居住化前後の景観構造の変化と各種の消長の関係の整理を実施することで、無居住化後に自然植生への遷移を進めやすい景観デザインを提示できるようになる可能性もある。

表 4 指標種別出現頻度予測モデルにおける無居住化の変数の係数の事後分布の平均と 95% 信用区間

指標種	無居住化の変数の 係数の事後平均	95%信用区間
水田性指標種		
ヘラオモダカ	-9.55	-27.96 - - 3.08
ミスアオイ	-8.20	-24.48 - - 1.48
ウリカ	-7.61	-26.16 - - 0.58
アブノメ	-6.38	-23.38 - 1.36
アゼナ	-5.13	- 6.86 - - 3.84
コキ	-4.76	- 6.55 - - 3.46
オモダカ	-4.65	- 7.53 - - 2.82
キカシグサ	-4.39	- 7.06 - - 2.54
草原性指標種		
ツリガネニンジン	-0.89	-1.58 - -0.27
ゲンショウコ	-0.68	-0.97 - -0.41
ノコンギク	-0.68	-0.93 - -0.43
アキカマツ	-0.57	-0.92 - -0.21
ミツバツチグサ	-0.41	-0.73 - -0.09
オヤマホトケ	-0.39	-1.39 - 0.54
オミヤシ	-0.32	-1.48 - 0.77
ワレモコウ属	-0.26	-0.92 - 0.38
ナワシロイチゴ	-0.21	-0.45 - 0.04
スキ	-0.19	-0.46 - 0.06
キキョウ	-0.19	-1.43 - 1.01
キンムシロ	-0.15	-0.91 - 0.63
センブリ	-0.14	-1.15 - 0.83
アキノキノソウ	-0.07	-0.39 - 0.24
リントウ	-0.06	-0.79 - 0.68
オトコモギ	-0.03	-1.12 - 1.05
シラヤキギク	0.03	-0.52 - 0.59
アマトコロ	0.14	-0.69 - 1.02
ヒヨドリバナ	0.16	-0.14 - 0.45
オトギリソウ	0.34	-0.02 - 0.74
シロヨメナ・ヤマシロギク	0.54	0.18 - 0.89
キンミズヒキ	0.99	0.76 - 1.24
オカトラノオ	1.07	0.72 - 1.42
森林性指標種		
*アリトオシ	-1.31	-2.75 - -0.02
*ツルコウジ	-1.31	-3.20 - 0.30
*ハナミョウガ	-1.16	-1.96 - -0.39
*ナンテン	-1.05	-1.72 - -0.41
*シヤノヒゲ	-1.05	-1.55 - -0.55
コウヤボウキ	-1.01	-2.10 - 0.05
*オオバシヤノヒゲ	-0.88	-2.17 - 0.29
*ジュンラン	-0.76	-2.62 - 0.99
*サネズミ	-0.52	-2.51 - 1.24
*ヤブコウジ	-0.28	-0.72 - 0.14
*ヤブミョウガ	-0.24	-1.53 - 0.99
*コクラシ	-0.05	-0.97 - 0.92
ツクバネソウ	0.01	-1.42 - 1.54
*フユイチゴ類	0.03	-0.35 - 0.40
*ナギサ	0.12	-0.35 - 0.61

太字：無居住化の変数の係数の事後平均の 95%信用区間にゼロを含まないモデルが得られた種；\*：常緑樹林の指標種

表 4 指標種別出現頻度予測モデルにおける無居住化の変数の係数の事後分布の平均と 95% 信用区間 (続き)

指標種	無居住化の変数の 係数の事後平均	95%信用区間
オナルコユリ	0.24	-1.14 - 1.68
ツリントウ	0.25	-0.31 - 0.83
ナルコユリ	0.30	-0.73 - 1.31
チコユリ	0.30	-0.20 - 0.80
ミヤマナルコユリ	0.32	-0.89 - 1.57
モミジガサ	0.33	-0.58 - 1.29
*マンリョウ	0.39	-0.19 - 0.97
*ヤブラン	0.40	-0.54 - 1.40
*ナガバシヤノヒゲ	0.44	-1.42 - 2.43
オウモミジハグマ	0.45	-1.48 - 2.63
ヤブレガサ	0.47	-1.39 - 2.53
<b>ヤマノホトギス</b>	0.63	0.15 - 1.14
*キシヨラン	0.73	-0.92 - 2.58
*ミヤマウスラ	0.85	-0.86 - 2.81
<b>ホウチャクウ</b>	0.86	0.38 - 1.37
<b>ササノショウマ</b>	0.89	0.35 - 1.44
トチバニンジン	1.00	-0.62 - 2.86
*キッコウハグマ	1.11	0.04 - 2.32
エンレイウ属	1.15	0.14 - 2.29
フタリスガ	1.17	0.74 - 1.64
*オモト	1.44	-0.11 - 3.16
<b>ユキザサ</b>	2.06	0.93 - 3.38

太字：無居住化の変数の係数の事後平均の 95%信用区間にゼロを含まないモデルが得られた種；\*：常緑樹林の指標種

#### (4) 無居住化後の植物の多様性の適切な管理を目指して

本研究では、無居住化した集落とその近隣の居住集落における指標植物の生育状況を、国土レベルで定量的に調査することで、無居住化が植物相におよぼす影響とその地理的パターンを把握した。その結果、無居住化による植物の生物多様性損失の影響の大きさには地域差があること、無居住化後の植物種の動態は、里山の環境を好む種が減少し、奥山の環境を好む種が増加するという典型的な遷移系列では説明できない場合があること、地域全体で奥山の環境を好む種が欠けている場合もあり、その場合には遷移の進行は期待できなさそうなことが明らかになった。集約的に利用されてきた農地が、放棄後に「農地景観の生態系」でも「自然植生の生態系」でもない、「いままでにない生態系 (novel ecosystem)」に陥ってしまうことは各地で報告されているが<sup>24)</sup>、無居住化集落の生態系も、これに陥っている可能性が高い。「いままでにない生態系」に陥ってしまった無居住化集落の生態系を、伝統的な里山管理によって育まれてきた生態系に誘導するのか、あるいは、天然林等の自然植生によって育まれる生態系に誘導するのか、については、対象集落および周辺地域に残存する生態系の構成種を確認しつつ、どちらの生態系に誘導することがより望ましいかを判断した上で、目標生態系を実現するための管理・誘導策を実施していくことになるだろう。人口減少時代を迎えた我が国では、国土計画を考える際に、人が去る地域の生態系のポテンシャルの評価、管理・誘導計画の策定、管理・誘導計画の実施体制の整備まで一括して実施する体制を構築することが求められている。

### 2.2.1.3 チョウ類

#### 2.2.1.3.1 方法

日本各地の無居住化集落と有人集落を含む地域を 18 地域選定し、そこに含まれる集落においてチョウ類のセンサス調査を実施した。各地域の代表集落の年平均気温は表 5 に、対象地域の位置は図 17 に示した。地図上のドットは表 5 の列「地域」に対応している。すべての地域で無居住化集落は 34 カ所、有人集落は 30 カ所となった。無居住化集落の無居住化してからの経過年数は 8～53 年の幅をもつが、28 カ所の集落は 20 年～50 年の間に含まれた。

表5 調査対象集落一覧

地域	集落	集落の状態 A: 無居住 I: 居住	年平均気温	無居住化年
宮崎	水喰	I	15.7	-
	寒川	A	14.1	1989
	久野	A	14.2	2008
和歌山	久川	A	13.7	1993
	五味	I	13.2	-
	福定	I	13.4	-
	兵生	A	12.6	1974
愛媛	西の谷	A	12.0	1986
	脇之谷	A	13.5	1980
	日浦	I	13.0	-
	天日	I	13.6	-
山口	郷	I	12.5	-
	右穴ヶ浴	A	11.4	1975
島根	七村	A	11.0	1985
	小原	I	11.7	-
	笹子峠	I	12.8	-
	滝谷	A	12.5	1999
静岡	梅島	I	10.4	-
	大寄	A	10.2	1971
兵庫	熱田	A	9.8	1969
	秋岡	I	10.9	-
	土生	I	12.8	-
	本見塚	A	12.9	1968
長野	四徳	A	9.0	1963
	高畑	I	9.2	-
石川	真砂	A	10.6	1998
	大内	A	11.6	1983
	風谷	A	12.0	2008
	杉水町	I	11.2	-
	大土町	I	11.6	-
富山西部	吉友	A	10.5	1971
	武道原	I	11.3	-



表5 調査対象集落一覧（続き）

地域	集落	集落の状態 A: 無居住 I: 居住	年平均気温	無居住化年
富山東部	数納	A	10.4	1971
	山田谷	I	11.4	-
	古鹿熊	A	11.1	1972
	大菅沼	I	11.5	-
	田粃	I	12.0	-
新潟	嘉例沢	A	11.3	2000
	坪野	I	11.6	-
	白倉	A	11.0	1972
	大平	I	12.0	-
	吉尾	A	11.6	1982
福島	蕨野	A	11.9	1972
	二幣地	A	8.0	1975
	海老山	A	8.1	1985
	田代	I	8.5	-
	上冨	I	9.7	-
山形	土平	I	10.1	-
	矢ノ沢	A	9.0	1985
	釜渡戸	I	9.6	-
	水林	A	8.3	1977
	萩形	A	8.4	1970
秋田	八木沢	I	8.5	-
	屋布	A	9.1	1975
	上五反沢	I	9.5	-
	美沢	I	6.1	-
	上尾白利加	A	5.4	1968
滝川	国領	A	5.2	1972
	恵岱別	I	6.0	-
	拓雄	A	4.6	1968
	上雄伯	A	5.0	1985
	下雄伯	I	5.0	-
名寄	北山	A	4.5	1993
	辺溪	I	4.7	-

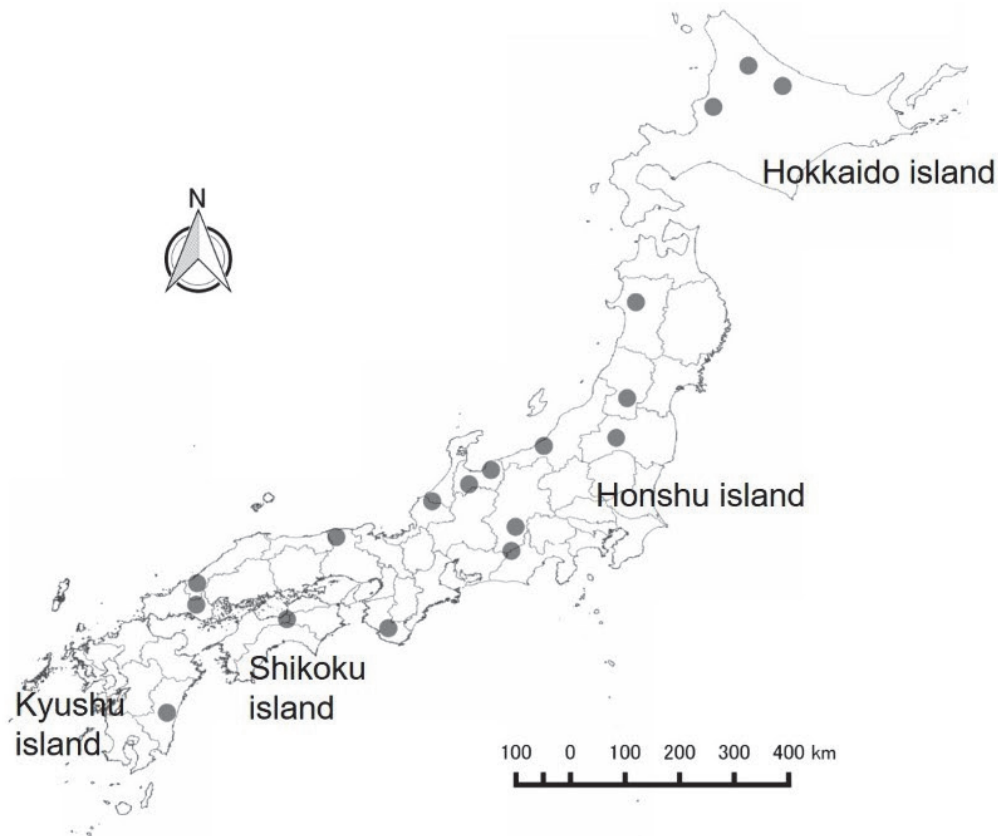


図 17 調査対象地域の位置

チョウ類群集は季節変動が大きく、調査時期が出現する種組成や頻度に影響を与える可能性がある。調査時期の効果を共変量として考慮し、注目する無居住化および気候の効果をバイアスなく推定するため、北海道の3地域（滝川・名寄・滝上）と宮崎・愛媛の計5地域で時期を変えて調査を2度行った。各集落の全体にできるだけ偏りなく調査地点を設定し、各調査地点において5分間、出現した蝶の種を目視で確認して種名を記録用紙に記載した。調査地点の数は各集落の空間的な広がり considering 10～16回反復して実施した。

気象条件の異なる多く地域を含んだ広域で管理放棄がチョウ類群集に与える影響を明らかにするため、管理放棄の影響が種ごとの生息地特性でどのように異なるかを調べることにし、そして管理放棄による生物多様性の低下のリスクを評価することを目的として階層モデルを構築した。検出回数を  $Y$ 、繰り返し数を  $N$ 、無居住化、気温、調査月それぞれの説明変数を  $ABAN$ 、 $TEMP$ 、 $MONTH$ 、係数を  $\beta$ 、ランダム効果を  $\rho$  として下記のモデルを構築した。

$$Y_{ij} \sim \text{Binomial}(N_j, p_{ij})$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \beta_{0i} + \beta_{1i} ABAN_j + \beta_{2i} TEMP_j + \beta_{3i} MONTH_j + \rho_{reg(i)}$$

なお、無居住化の説明変数  $ABAN$  については、事前に  $WBIC$  によるモデル選択の結果、無居住化後年数よりも無居住化の有無がより適していることが明らかだったため、それを採用した。

さらに、種ごとの無居住化の効果  $\beta_{1i}$  は正規分布に従い、その平均値  $\mu_{\beta_{1i}}$  は種の生息地特性  $H$  の線形モデルとした。

$$\mu_{\beta_{1i}} = \alpha_0 + \alpha_1 H_{ik}$$

事後分布のサンプリングは Stan 2.14.1 で行った。

### 2.2.1.3.2 結果と考察

出現した52種のうち、13種が無居住化に対して負の効果を示していたのに対し、正の効果が検出されたのは5種にとどまっていた(表6)。生息地特性の効果は、市街地、公園、農地、草地が負、林縁、森林が正であった。

表6 無居住化の効果の正負。95%信用区間が負の範囲に含まれたものは-、正の範囲に含まれたものは+で示した。空欄は95%信用区間が0をまたいでいたもの。

和名	効果の正負
モンシロチョウ	-
スジグロシロチョウ	-
モンキチョウ	-
キタキチョウ	
キアゲハ	-
アゲハ	-
ミヤマカラスアゲハ	
アオスジアゲハ	+
テングチョウ	-
コヒオドシ	-
クジャクチョウ	-
アカタテハ	-
エルタテハ	
シータテハ	
コムスジ	
イチモンジチョウ	+
サカハチチョウ	
コムラサキ	
ゴマダラチョウ	
イシガケチョウ	+
ヒメウラナミジャノメ	+
ベニヒカゲ	
ヒメキマダラヒカゲ	
クロヒカゲ	+
ベニシジミ	-
ツバメシジミ	-
ヤマトシジミ	-
ルリシジミ	-
ヒメシジミ	

このような無居住化による負の効果の卓越は、管理放棄により食草となる植物の衰退によって生じたと考えられる。農地や住宅周辺の定期的な草刈により背丈の低い草本植物が維持されてきたが、無居住化によりススキ等の一部の草本植物が繁茂した結果、それらの植物に依存するチョウ類の多くが衰退したと考えられる。また、ススキの繁茂により吸蜜源となる植物の多様性の低下が生じ、それもチョウ類の多様性に負の効果をもたらしたと考えられる。一方で、森林・林縁性の種については、元来多様な景観要素からなる農村景観においては生息地が存在しており、さらに無居住化後数十年程度では森林性の植物の拡大や多様性の回復は限られていたため、限られた種しか増加がみられなかったと考えられる。

## 2.2.2 無居住化影響の広域評価手法の開発

### 2.2.2.1 目的と経緯

生物多様性国家戦略においては、自然共生社会における国土のグランドデザインに関する「100年計画」として、「総人口の減少により国土の利用に余裕を見いだせる中で、(中略) 地域固有の自然や文化に根ざした個性的で魅力的な地域づくりを通して地域の自立的発展を目指す」としている。それを実現する上で、管理放棄による生物多様性への負の影響(生物多様性第2の危機)を最小限に抑え、利用圧の低下による生物多様性第1の危機の緩和を生かした国土利用計画を構築する必要がある。本研究は、それに向けた広域評価として「どの地域で人口減少が生物多様性にとってマイナスであり、どの地域でプラスなのか」を明らかにする。

### 2.2.2.2 方法

2.2.1.3.2で得られた結果をもとに、(野外調査で出現しなかった種を含む)日本に生息するチョウ類各種について、生息地特性から無居住化の効果量を予測した。無居住化の効果量が正の種と負の種を分け、チョウ類の3次メッシュ分布<sup>25)</sup>を用いて3次メッシュごとに無居住化の正の効果を受ける種と負の効果を受ける種それぞれの効果量の絶対値を積算した(図18、19)。

### 2.2.2.3 結果と考察

無居住化の正の効果と負の効果は相関が比較的高く( $r=0.64$ )、これは国内におけるチョウ類の $\alpha$ 多様性の地域差に起因すると考えられた。無居住化の負の効果は正の効果に比べてオーダーが1つ大きく、どの場所においても負の効果が卓越するという結果となった。特に平野の周辺部で農地が広がっているような地域では、正の効果に対して相対的に負の効果が特に大きかった。無居住化が種多様性に与える影響の大きさを評価するには、歴史的な土地利用や気候変動の履歴により形成された生物群集がもつ種特性の偏りを考慮することが重要であると考えられる。

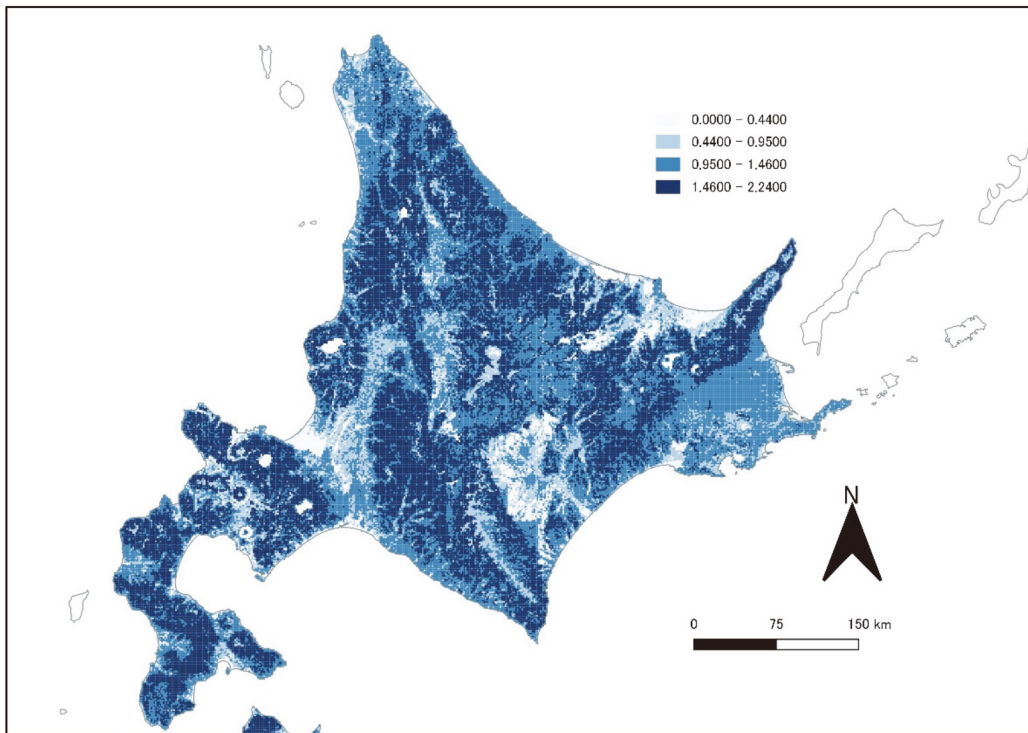


図18 無居住化の正の効果量の積算値(北海道の例)

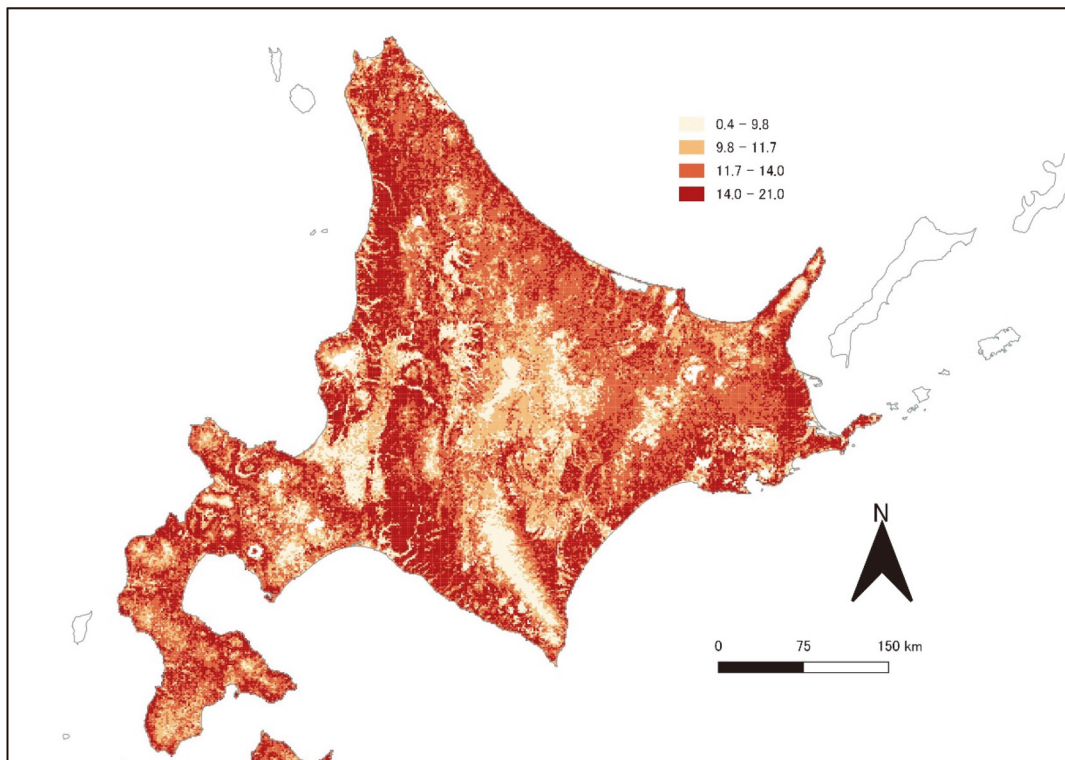


図 19 無居住化の負の効果量の積算値（北海道の例）

## 2.2.3 人口分布を考慮した実現可能性の高い里山保護区選択手法の開発

### 2.2.3.1 目的と経緯

里地・里山において人間の管理のもとに成立した二次的自然は、中山間地の人口減少等による利用の中止、管理放棄によって変化しつつある。そうした変化が生物にとってプラスの影響を与える場合、マイナスの影響を与える場合があることは、本プロジェクトの中でも明らかとなってきた。

温暖で湿潤な気候の現在の日本列島では、高山帯等のごく一部の地域をのぞいて、人手が入らないと長期的には森林が覆う。1万年前までの最終氷期まで、日本はより冷涼で乾燥した気候であった。最終氷期終了後、しだいに草原から森林、あるいは落葉樹林から常緑樹林への変化が起こった。いっぽう、農耕、伐採等の人間による管理がこうした植生遷移の進行を抑制し、気候変動にともない生息適地が狭められた植物に避難場所を提供してきた面がある。そうした種は、特に草原性の種を中心に少なくない。

これらの植物をその生育地で保全するには、通常で想定されるような人為の排除による保護ではなく、積極的な関与が必要となる。しかし、人口分布の変化によって従来のような管理が行われなくなったすべての里地で対策を講じるのは現実的ではない。優先して里地的管理の継続ないしはその代替策を講じる地域を選定することが必要となる。

本研究では、特に国内の絶滅危惧維管束植物のうち、その個体群の減少要因として人間による管理の放棄が原因とされる種に注目して、それらの種を、必要対策地域の面積および各地域での保全コストの観点から効率よく保全するための優先対策地域の選定を試みた。

### 2.2.3.2 方法

日本植物分類学会が全国で分布と個体群の状態の調査を行った維管束植物の絶滅危惧種のうち、その減少原因として管理放棄があげられている種（全 297 種）を保全対象として想定した。これらの種について、標準地域メッシュの二次メッシュ（第二次地域区画、ほぼ 10 キロ四方）ごとの個体数の見積もりに基づく 5 段階の評価値を入力データとした。図 20 に、各区画で分布が報告されている保全対象種の種数を示す。

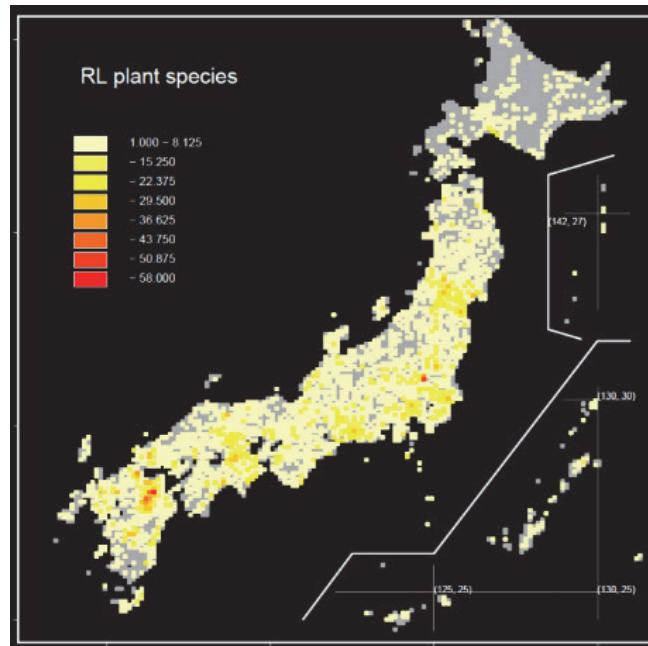


図 20 二次メッシュの区画ごとの絶滅危惧維管束植物の分布種数

保全優先地域の選択には、自然共生研究プログラム(2016～2020年度)において開発中の、保全優先地域の選択ツール SecSel を利用した。SecSel は、多様な保全対象(種、生態系等)を満遍なく保全するように、保全優先地域をデザインする。各生物多様性要素について、保全優先度が相対的に高い区画をあらかじめ設定した区画数だけカバーするように保護区を選択する。区画間での相対的な優先度のみが必要なので、各要素の評価データは順序尺度であればよい。また、対象地域ごとのコストの大小のデータが与えられれば、低コストの保全地域を選択できる。コストも順序尺度以上で評価されていればよい。

保全コストについては、人口が少ないところほど、人手による日常的な管理による里地生態系とそれに依存した種の維持が困難でありコストがかかると仮定し、区画内の人口密度の逆数をコスト関数とした。SecSel ではコストは順序変数として評価するので、人口の増加に対して単調に減少する関数であればよく、関数形は保護区の実選結果に影響しない。

保全対象種 297 種は、それぞれ平均して 44 区画に分布していた(最大 422 区画、最小 1 区画)。SecSel を用いて、全種について高評価の個体群を 3ヶ所以上含むように保護区を選択した。ただし分布が 3ヶ所以下の 30 種についてはすべての分布区画を含むこととした。これら 30 種のうち 1ヶ所のみ分布する種が 9 種、2ヶ所に分布する種が 12 種であった。その際、保全効果が同程度の区画が複数個ある場合には、より保全コストが低い=人口密度が高い区画を優先的に選択した。

SecSel では、保全効果が同点の保護区候補が複数ある場合には、そのなかからランダムに保護区を選択する。そのため、繰り返しごとに異なった保護区のセットが出力され得る。そこで、100 回の試行を行い、試行ごとに選択される区画を記録し集計した。

### 2.2.3.3 結果と考察

100 回の試行により、平均して 412 区画が保全優先区画として選択された(図 21)。これらの区画で保全策を実施すれば、保全対象種すべてについて、高評価の個体群を 3ヶ所以上(ただし出現区画が 3 区画未満の 21 種についてはすべての出現区画)を含む区画で保全できることになる。これは、日本全体の約 4800 区画の 1 割足らずに相当する。なお、100 回の試行で 1 度でも選ばれたのは 589 区画であり、これらは保全対象の候補となる。また、307 区画はどの試行でも選ばれた。これらは他の区画により代替することが困難で、特に優先的に保全対象とするべき区画であると考えられる。

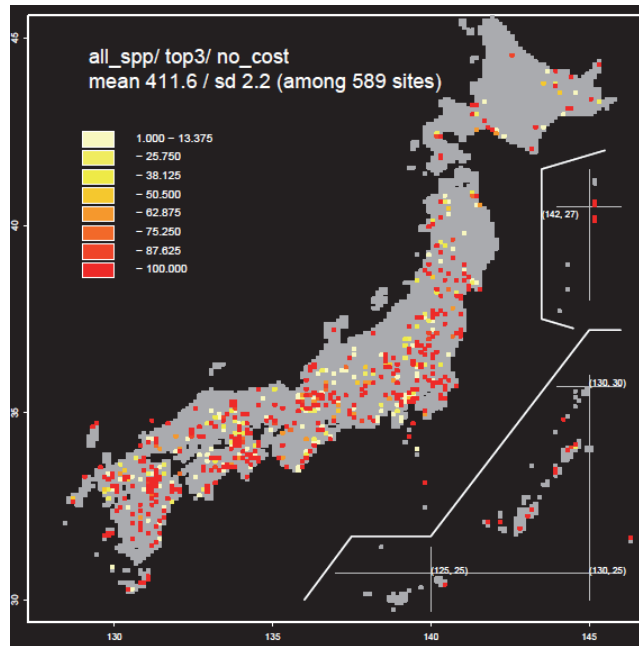


図 21 各種それぞれ高評価の個体群が分布する区画が3つ以上保全されるように、保全対象区画を選択した結果。100回の試行を行って、そのうち各区画が選ばれた回数をマップで示した。

人口密度の低さを、管理放棄が脅威要因となっている種の保全策の困難さの指標として、より管理が容易な区画を優先して保護区画に選択した結果を図 22 に示す。全種について保全目標を達成するために必要な区画数は平均 419 区画であり、コストを考慮しなかった場合の 412 区画と比べて 2% 足らず多くの区画が必要となった。また、100 回の試行のうちで 1 回でも選ばれた区画の数は 421 区画で、試行ごとの対象区画の入れ替わりがほとんどないという結果となった。これは、コストの指標が人口密度という連続変数の逆数を使っており、ほぼすべての区画のペアにおいて、どちらが低コストかが明確に決まり、偶然による保全対象区画の入れ替わりが生じる余地が極めて小さいためであると考えられる。コストについても、植物の個体群の評価と同様に数段階のクラスにまとめて評価すれば、選択される区画は試行ごとに変動すると予想される。

ここまでの解析では、管理放棄がマイナスの効果を及ぼす可能性が高い種の保全を考えた。一方で、管理放棄による森林化がプラスの効果を及ぼす種もあるはずである。それは、維管束植物に限らず、昆虫等を含む動物についても同様である。放棄により森林化に任せる、あるいは積極的に森林化を進めることの効果の検証が進めば、管理による保全、放棄・森林化による保全をどのように配置するのが適切かを検討することも必要になる。SecSel では、同一地域では両立しない保全対象がある場合に、両者のバランスを取りながら、各区画で何を保全するかを提示することも可能である。管理による植生遷移の抑制と、管理放棄による森林化は同所的には両立しない。どの地区でどちらに重点を置くのが適切かを示すことで、現実的な保全と土地利用デザインにつなげることができる。

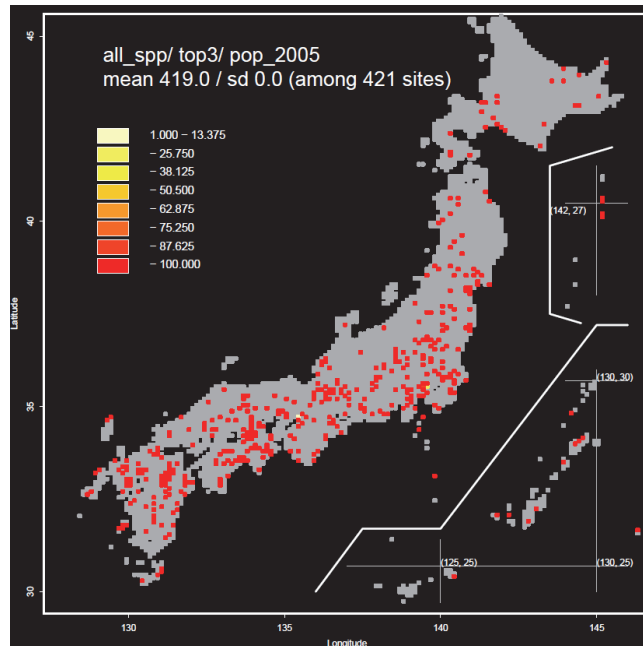


図 22 保全コストを考慮しながら、各種それぞれ高評価の個体群が分布する区画が3つ以上保全されるように保全対象区画を選択した結果。100回の試行を行って、そのうち各区画が選ばれた回数をマップで示した。2005年時点の区画ごとの人口密度の逆数をその区画での保全策実施のコストの指標と考え、コストを抑制するように保全対象区画を選択した。

#### 2.2.4 まとめ

本サブテーマでは、日本各地の無居住化集落とその周辺の有人集落においてチョウと維管束植物を対象としたセンサス調査を実施し、出現頻度の比較から無居住化が種多様性に及ぼす正・負の効果を明らかにした。その結果、種の生息地特性によって負の影響は大きく異なることが明らかとなった。チョウについては、草原・農地・市街地等の人間による管理によって維持されている生息地を利用する種が無居住化の負の影響を受ける傾向があったが、森林や林縁等を利用する種に対する正の影響は明瞭ではなかった。維管束植物については、水田を生息地とする種が極めて大きい負の影響を受けていたが、草原性植物や森林性植物については正の影響を受けていた種と負の影響を受けていた種の両方が含まれていた。全体としては無居住化の負の影響は正の影響に比べて不釣り合いに大きい傾向があった。このような大きな負の影響は、放棄前の集落景観に含まれていた水田・畑地・居住地・草地等の景観要素が放棄により消失または変質し、景観が均一化したことに起因すると考えられる。また、ここで推定した生息地タイプ別の無居住化影響と広域の生物分布図を組み合わせて、無居住化影響の広域評価手法を開発した。さらに、管理放棄の負の影響が想定される種群を対象とした、人口減少の観点から実現可能性の高い里山保護区のセットを選択する手法を開発した。それを絶滅危惧維管束植物に適用したところ、人口減少による潜在的な担い手の減少を考慮しても、全種の主要な生息地を最低限カバーするのに必要な保護区の面積は大きく変化しないことが明らかとなった。

これらの結果から、無居住化の進行は里山景観を利用する生物相に対して広域にわたり大きな影響を与え、少なくとも数十年の時間スケールで種多様性の低下をもたらすと考えられた。しかし、その影響は場所差が大きいため、それを適切に把握し将来の土地利用計画に役立てることができればその影響を緩和することが可能と考えられる。また、管理放棄の影響を受ける絶滅危惧種に対しては、種の分布の重なりや人口減少の空間パターンに基づく効率的な保護区選択を活用することで、効率的かつ持続可能な保全成果を得られることができるだろう。



## 引用文献

- 1) Garnier, E. et al. 2006. Assessing the Effects of Land-use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites. *Methodology to Assess Effects of Land-use Change*. - Ann. Bot. 99: 967-985.
- 2) Takeuchi, K. et al. 2012. Satoyama: the traditional rural landscape of Japan. - Springer Science & Business Media.
- 3) Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2014. Global Biodiversity Outlook 4.
- 4) Queiroz, C. et al. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. - Front. Ecol. Environ. 12: 288-296.
- 5) Koyanagi, T. F., & Furukawa, T. (2013). Nation-wide agrarian depopulation threatens semi-natural grassland species in Japan: sub-national application of the Red List Index. *Biological conservation*, 167, 1-8.
- 6) Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P., & Smith, G. C. (2007). Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation*, 140(3-4), 273-296.
- 7) 浅原昭生 (2010) 廃村と過疎の風景 (4) 「廃村千選」I - 東日本編 -, HEYANEKO
- 8) 浅原昭生 (2011) 廃村と過疎の風景 (5) 「廃村千選」II - 西日本編 -, HEYANEKO
- 9) 宮脇昭編 (1981) 日本植生誌 (2) 九州, 至文堂
- 10) 宮脇昭編 (1982) 日本植生誌 (3) 四国, 至文堂
- 11) 宮脇昭編 (1983) 日本植生誌 (4) 中国, 至文堂
- 12) 宮脇昭編 (1984) 日本植生誌 (5) 近畿, 至文堂
- 13) 宮脇昭編 (1985) 日本植生誌 (6) 中部, 至文堂
- 14) 宮脇昭編 (1986) 日本植生誌 (7) 関東, 至文堂
- 15) 宮脇昭編 (1987) 日本植生誌 (8) 東北, 至文堂
- 16) 宮脇昭編 (1988) 日本植生誌 (9) 北海道, 至文堂
- 17) 楠本良延・大黒俊哉・井出 任 (2005) 休講・耕作放棄水田の植物群落タイプと管理履歴の関係: 茨城県南部桜川・小貝川流域を事例にして, 農村計画論文集, 7, 8-12
- 18) 横川昌史・増井太樹・飯村孝文 (2019) 半自然草原の管理放棄に伴う植物種ごとの欠落パターン: 栃木県日光市土呂部の例, 生物科学, 70 (4), 225-229
- 19) 大住克博・三谷絵理子 (2019) 草山から里山林へ: 里山のコナラ林はどのように成立したのか, 生物科学, 70 (4), 230-237
- 20) 日鷹一雅 (1998) 水田における生物多様性保全と環境修復型農法, 日本生態学会誌 48: 167-178
- 21) 日鷹一雅・嶺田拓也・榎本 敬 (2006) 湿性植物 RDB 掲載種の水田農業依存性評価: 博物館等の収録標本における採集地記載情報を用いた一事例から, 保全生態学研究 11: 124-132
- 22) 大久保悟・神山麻子・北川淑子・武内和彦. (2003). 多摩丘陵におけるコナラ二次林および林縁の草本層種構成と微地形との対応. *ランドスケープ研究*, 66 (5), 537-542.
- 23) Ushimaru, A., Uchida, K., & Suka, T. (2018). Grassland biodiversity in Japan: threats, management and conservation. In *Grasslands of the World* (pp. 211-232). CRC Press.
- 24) Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Norton, D. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- 25) Kasada, M. et al. 2017. Human interest meets biodiversity hotspots: A new systematic approach for urban ecosystem conservation. - PLoS One 12: e0172670.

## 2.3 サブテーマ3「人口減少時代の生物多様性・景観広域シナリオの構築」

### 2.3.1 生物多様性影響の広域シナリオ

#### 2.3.1.1 目的と経緯

2050年には人口が1億人を下まわり、現居住地の2割が無居住化すると試算されている。人口減少に伴って都市や人間の居住地の再編が必要不可欠とされており、低炭素社会の実現に向けては中核都市に人口を集中させるコンパクトシティが望ましいと考えられている。一方、コンパクトシティ化によって人間の居住範囲はさらに大きく縮小するため、無居住化が生物多様性に与える負の影響がより強調される可能性がある。本課題においては、2.2.2で明らかにした3次メッシュ単位の無居住化影響評価と偏在化・均一化人口シナリオ<sup>1)</sup>を組み合わせ、地域内人口分布シナリオに対応した生物多様性影響の広域シナリオを構築する。

#### 2.3.1.2 方法

偏在化・均一化人口シナリオにおいて2010年に居住人口が存在し、2050年までの5年ごとに無居住化する（居住人口が0.5人未満となる）3次メッシュを抽出した。そのメッシュにおける無居住化影響の正負の大きさを積算し、時系列で比較を行った。この値は、無居住化に伴う3次メッシュ・種単位の出現頻度の増減率の対数値の和であり、同様の計算手法に基づくLiving planet index<sup>2)</sup>を無居住化影響の評価に拡張したものである。したがって、より広域で多くの種が増加・減少する場合にその絶対値は大きくなる。なお、本報告書においては一例として北海道における適用例を示した。

#### 2.3.1.3 結果と考察

北海道においては、総人口の減少が全国平均と比較してより急速に生じるとみられており、2040年には2010年比で76.1%まで減少すると推計されている。しかしながら、市町村別の総人口の減少を固定してもなお、人口分布の誘導によりそれに伴う生物多様性への負の影響が相当緩和されることが明らかとなった。図23は、偏在化・均一化人口シナリオそれぞれについて評価した無居住化影響値を正負別に示したものである。均一化シナリオでは、偏在化シナリオで生じる正の影響が少なかったものの、それに増して負の効果の緩和が大きいことが明らかとなった。

全国評価においても定性的には北海道と同様の傾向を示しており、人口分布を均一に誘導することは無居住化に伴う生物多様性の損失に対する有効な緩和策となりうると考えられる。

人口分布を均一に誘導することは、新興感染症に対して頑強な社会を形成することや、居住地選択や働き方に対する

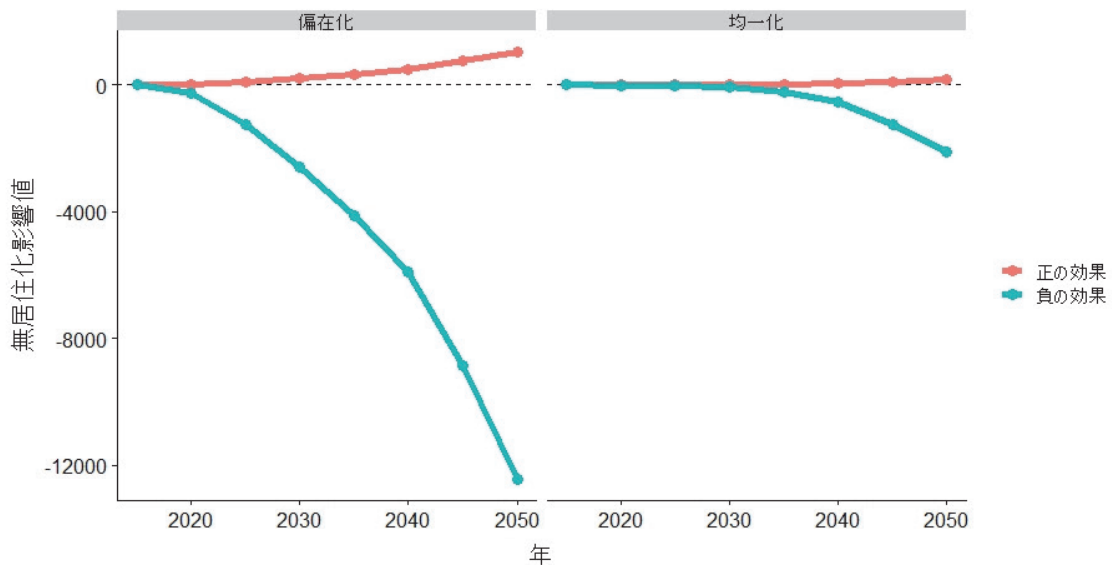


図23 人口偏在化・均一化シナリオのもとでの無居住化影響値の時間変化（北海道）

多様な選択肢をもたらすというメリットがあるが、移動にかかるエネルギー消費が増大するというデメリットもある。したがって、地域バイオマス等の再生可能エネルギーの利用を進め、低炭素社会との両立を図るための社会変革を同時に進める必要があると考えられる。

## 2.3.2 土地被覆シナリオの構築とそのオープン化

### 2.3.2.1 目的と経緯

日本では、今後数十年の間に急激に人口減少が進むことが予測されている。急激な人口減少は、農村と都市の両方で土地利用パターンに影響を及ぼすと考えられ、その結果、生態系機能や生態系サービスが変化することが予想される。

一方で、ある地域の総人口が同一であっても、地域内の人口分布には様々なパターンが存在し、土地利用変化にも異なる影響を及ぼしうる。地域内人口分布と連動した土地利用シナリオは、人口減少に伴う土地利用変化による負の影響を軽減し、土地利用再編の新たな機会を利用するための地域内人口分布の誘導戦略を立てるうえで重要な役割を果たすと考えられる。

環境 GIS「土地利用シナリオ」は、環境 GIS「地域内人口分布シナリオ」における地域内人口分布の偏在化（集約化）および均一化（分散化）シナリオに対応した土地利用シナリオを開発した結果を GIS 地図として閲覧できるようにしたものである。

### 2.3.2.2 方法

国土交通省の国土政策局国土情報課が公開している国土数値情報「土地利用 3 次メッシュデータ」<sup>3)</sup>のうち、5 種類の土地利用（水田、森林および荒れ地、建物用地、その他の農用地、その他の用地）について、3 次メッシュごとに全国国勢調査が実施された年（1980, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 年）と対応するように IDW 法を用いた時間的内挿処理を行った。この時間的内挿処理後の値を目的変数とし、全国国勢調査 3 次メッシュデータ<sup>4)</sup>を含む 11 種類の説明変数（表 7）を用いた機械学習法によるモデルを構築した。将来の人口シナリオについては、環境 GIS「地域内人口分布シナリオ」における地域内人口分布の偏在化（人口集中化）および均一化（人口分散化）シナリオをダウンロードして用いた。半径 5 km 以内の人口、半径 10 km 以内の人口についてはダウンロードしたデータを集計して用いた。モデルを用いた予測には、1 時期（5 年）前の土地利用データが必要となるため、1 時期の計算を実施したのちに、その予測値を用いて次の時期の計算を実施する、といった逐次的な計算を行った。土地利用シナリオ構築のフローを図 24 に示す。

表 7 土地利用モデルの構築に用いた説明変数一覧

種類	コード	説明	出典
人口	Pop1	3次メッシュ内の人口	全国国勢調査3次メッシュデータ <sup>4)</sup>
	Pop1_p	過去(5年前)の3次メッシュ内の人口	国土数値情報 1kmメッシュ別将来推計人口(H29国政局推計) <sup>5)</sup>
	Pop5	半径5km以内の人口	
	Pop5_p	過去(5年前)の半径5km以内の人口	
	Pop10	半径10km以内の人口	
	Pop10_p	過去(5年前)の半径10km以内の人口	
地形・地質	Elv	平均標高(m)	日本の地形・地盤デジタルマップ <sup>6)</sup>
	Slp	平均傾斜(tangent $\theta$ )	
	Rlf	起伏度(m)	
	Gm	地質	
空間	Lon	経度	
	Lat	緯度	
履歴効果	pEx	過去(5年前)の人工的土地利用(「建物用地」と「その他の用地」)の占有割合	国土数値情報土地利用3次メッシュ(1976, 1987, 1991, 1997, 2006, 2009, 2014年) <sup>3)</sup>

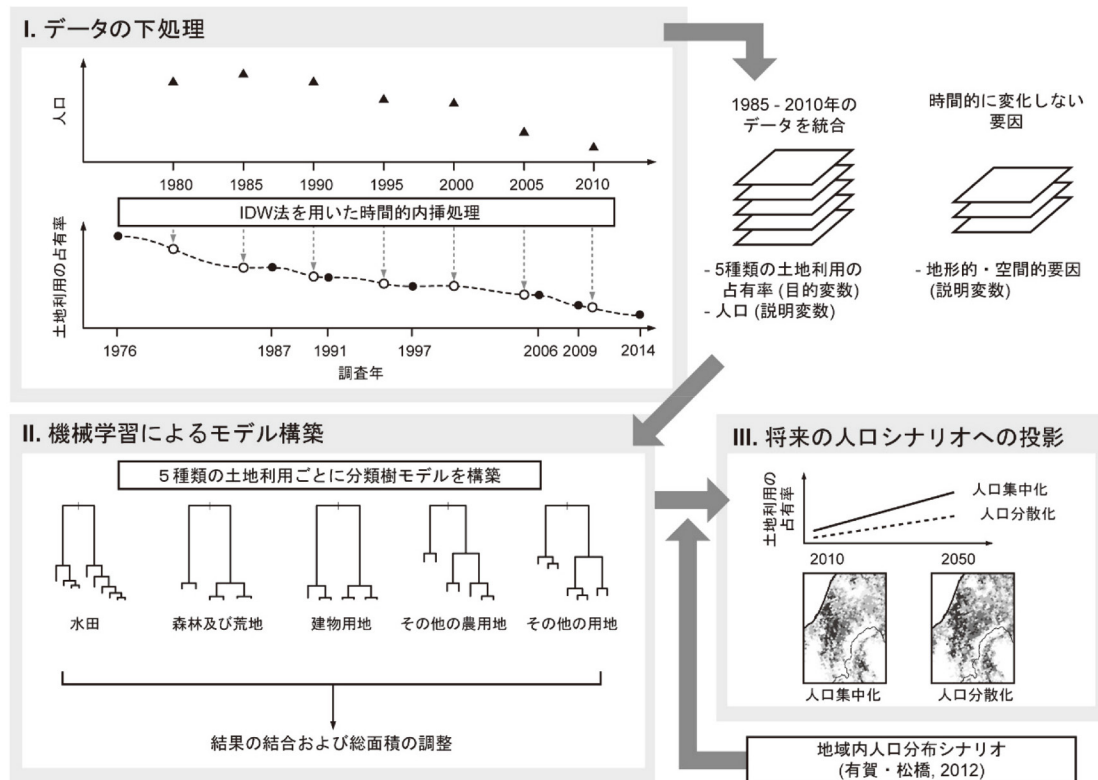


図 24 土地利用シナリオ構築のフロー

### 2.3.2.3 結果と考察

表8 5種類の土地利用モデルの予測誤差の指標（ピアソンの相関係数（Pearson's  $r$ ）、平均絶対誤差（MAE）、平均二乗誤差（MSE）および平均平方二乗誤差（RMSE））

土地利用	Pearson's $r$	MAE	MSE	RMSE
水田	0.899	0.041	0.007	0.083
森林および荒地	0.953	0.060	0.012	0.107
建物用地	0.964	0.013	0.001	0.036
その他の農用地	0.832	0.047	0.009	0.095
その他の用地	0.793	0.011	0.001	0.035

検証用データとモデルによる予測値を比較した結果、全ての土地利用タイプに対しておおむね高い相関を示していた（表8）。人口集中化シナリオおよび人口分散化シナリオにおける将来（～2050年）の5種類の土地利用の総面積を図25に示す。水田およびその他の農用地は、将来減少傾向となり、人口集中化シナリオにおいてより急激に減少すると予測された。森林および荒地は、2020年までは増加し、その後人口集中化シナリオでは引き続き増大する一方で、人口分散化シナリオではいったん減少し、再び増加すると予測された。建物用地は、人口集中化シナリオでは2025年、人口分散化シナリオでは2030年まで増加したのち、減少すると予測された。その他の用地は、2050年まで増大すると予測された。人口分散化シナリオよりも、人口集中化シナリオのほうがより大幅な増加が予測された。この土地利用シナリオの詳しい解説については、Ohashi et al.<sup>7)</sup>に掲載されている。

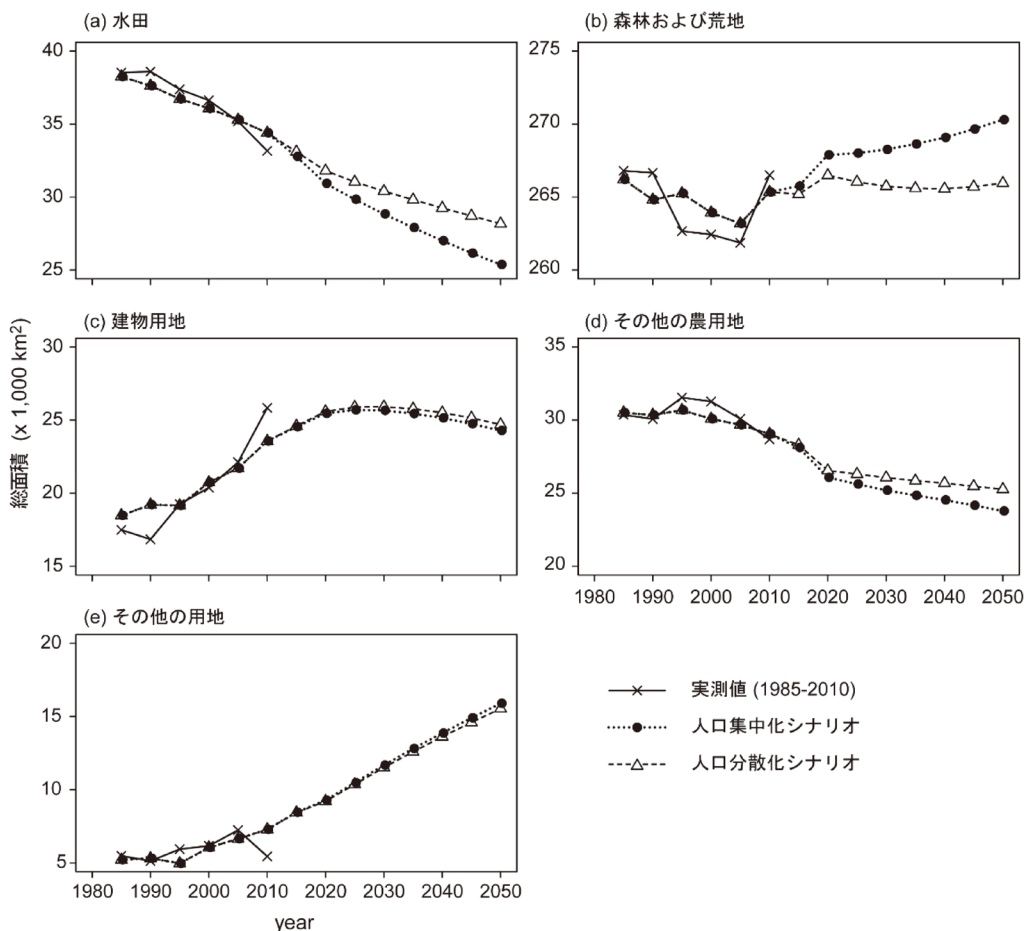


図25 人口集中化シナリオおよび人口分散化シナリオにおける将来（～2050年）の5種類の土地利用の総面積

## 2.3.3 気候変動と人口減少を考慮した土地被覆シナリオ構築手法の開発

### 2.3.3.1 目的と経緯

土地利用の変化は生物多様性の消失等の様々な負の影響をもたらす。将来の土地利用変化を予測することは生物多様性や生態系サービスへの潜在的脅威を提示することができ、土地利用計画や生物保全戦略に重要な情報を提供することになる。先行研究で土地利用変化予測を行ったものでは政策の影響を分析したものが多く、しかし、将来の気候変動や人口変動の影響を考慮したものは限られている。従来アプローチでは土地利用と気候値・人口値の関係のような複雑な関係を扱うことができなかつたことがその一因である。

本研究では複雑な関係性にも適用可能な機械学習的なアプローチをとり、土地利用の予測を行った。本研究では水田、その他農地（水田以外の耕作地）、森林、荒地、建物用地、その他人工物用地を対象にモデルを構築した。はじめに過去（1985年から2005年）の土地利用の変化と気候変動・人口変動の関係を分析し、モデル構築を行った。次に構築したモデルに将来気候シナリオおよび人口シナリオを投影し、2100年までの土地利用予測を行った。

### 2.3.3.2 方法

本研究では日本全土を対象とした。分析の単位は3次メッシュとした。3次メッシュとは約1 km<sup>2</sup>の格子に全国を区分したもので、各区画には固有番号が与えられている。本研究で分析した各土地利用のデータは国土数値情報から入手した。同データベースでは3次メッシュにおける11タイプの土地利用について面積が記録されている。本研究では11タイプの土地利用を以下8タイプ（水田、その他農地（果樹や牧草地を含む）、森林、荒地（裸地、沼地等）、建物用地、その他人工物用地、交通物（道路や鉄道）、水面）にまとめた。これらのデータはそれぞれ1976年、1987年、1991年、1997年、2006年のものが入手可能であった。これらを説明変数が取得された年代（1985年、1990年、1995年、2000年、2005年）と対応させるために逆距離加重法を用いて内挿した。交通物や水面に気候変動や人口変動が与える影響を予測するのは困難と考えられたため、本研究ではこれら2つの土地利用タイプは分析の対象としなかつた。

本研究では（1）暖かさの指数（月平均気温から5℃引いた値の積算値。以下、WI）、（2）最寒月最低気温（以下、TMC）、（3）夏季降水量（以下、PS）、（4）冬季降水量（以下、PW）を気候値として採用し、説明変数とした。これらの値は気象庁のメッシュ気候値から入手した。

本研究では国勢調査から人口値を入手した。人口値は各メッシュ内の値（以下、Pop1 km）および周辺5 km、10 kmの人口値を集計し（以下、Pop5 km、Pop10 km）、説明変数とした。

本研究ではさらに地理的要因とし、緯度、経度、標高、起伏、傾斜、地形を説明変数とした。人間による土地改変は長期に渡って土地利用に影響を与えられられるため、過去の人為による土地利用（5年前の建物用地とその他人工物用地の合計）も集計し、説明変数とした。

本研究ではRandom Forestを用いてモデル構築を行った。Random Forestとは決定木を弱学習器とする機械学習アルゴリズムである。Random Forestではランダムにサンプリングされた学習データを用いて、学習した多数の決定木を使用する。本研究では全データの2/3を学習データとし、残りの1/3を検証用データとした。本研究は統計ソフトRのh2oパッケージを用いて分析を行った。

表9 本研究で利用した GCM のリスト

GCM名称	提供機関	解像度
bcc-csm1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration, China	2.8°×2.8°
bcc-csm1-1-m	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration, China	1.1°×1.1°
BNU-ESM	Beijing Normal University, China	2.8°×2.8°
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis, Canada	2.8°×2.8°
CCSM4	National Center for Atmospheric Research (NCAR), USA	0.9°×1.3°
CESMI-CAM5	National Science Foundation, Department of Energy, National Center for Atmospheric Research	1.0°×1.0°
CNRM-CM5	Centre National de Recherches Meteorologiques, Meteo - France, France	1.4°×1.4°
CSIRO-Mk3-6-0	Australian Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia	1.9°×1.9°
FGOALS-g2	Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, China	2.8°×3.0°
FIO-ESM	The First Institute of Oceanography, SOA, China	2.8°×2.8°
GFDL-CM3	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, USA	2.0°×2.5°
GFDL-ESM2G	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, USA	2.0°×2.5°
GFDL-ESM2M	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, USA	2.0°×2.5°
GISS-E2-H	National Aeronautics and Space Administration (NASA)/Goddard Institute for Space Studies (GISS), USA	2.0°×2.5°
GISS-E2-R	National Aeronautics and Space Administration (NASA)/Goddard Institute for Space Studies (GISS), USA	2.0°×2.5°
HadGEM2-AO	Hadley Centre for Climate Prediction and Research/Met Office, UK	1.3°×1.9°
HadGEM2-ES	Hadley Centre for Climate Prediction and Research/Met Office, UK	1.3°×1.9°
IPSL-CM5A-LR	Institut Pierre - Simon Laplace, France	1.9°×3.8°
IPSL-CM5A-MR	Institut Pierre - Simon Laplace, France	1.3°×2.5°
MIROC-ESM	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine - Earth Science and Technology, Japan	2.8°×2.8°
MIROC-ESM-CHEM	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine - Earth Science and Technology, Japan	2.8°×2.8°
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine - Earth Science and Technology, Japan	1.4°×1.4°
MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology, Germany	1.9°×1.9°
MPI-ESM-MR	Max Planck Institute for Meteorology, Germany	1.9°×1.9°
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute, Japan	1.1°×1.1°
NorESM1-M	Norwegian Climate Centre, Norway	1.9°×2.5°

本研究では上記で構築したモデルに気候シナリオと人口シナリオを投影し、2100年までの土地利用を予測した。気候シナリオとし、RCPシナリオを利用した(RCP2.6、4.5、8.5)。これらの値は26個のGCM(表9)からそれぞれ計算された。人口シナリオとし、人口分布パターンシナリオ(偏在化、均一化)を用いた。

### 2.3.3.3 結果と考察

表10 モデル精度の比較

	MSEoob	R <sup>2</sup> oob	相関係数
水田	0.003	0.93	0.97
その他農地	0.004	0.88	0.94
森林	0.007	0.94	0.97
荒地	0.003	0.76	0.89
建物用地	0.001	0.97	0.98
その他人工用地	0.001	0.83	0.92

モデルの精度を表10にまとめた。たとえば、観測地とモデルから推定された予測値の相関係数をみると、Pearson's  $r=0.89 \sim 0.98$  と高い精度で予測されていたことがわかる。

次に構築したモデルを用い、2100年まで土地利用変化の予測を行った。図26に日本全国スケールで集計した2100年における土地利用面積変化量（km<sup>2</sup>、2005年と比較した変化量）を示した。これをみると分析対象とした6つの土地利用のうち、その他農地・森林・荒地ではRCPシナリオ間で差が大きいことがわかる。すなわち、上3つの土地利用には気候変動の影響が顕著に表れると予測された。特にその他農地に関してはRCP2.6で面積が減少すると予測されたが、RCP8.5では増加に転じることが予測された。作物栽培適地への気候変動の影響を分析した先行研究では、温暖化に伴い中・高緯度地帯で適地面積が増加すると予測されており、本研究の結果はこれと一致する。一方、水田・建物用地・その他人工物用地については気候変動の影響は限定的で、人口変動の影響をより受けやすいと示唆された。

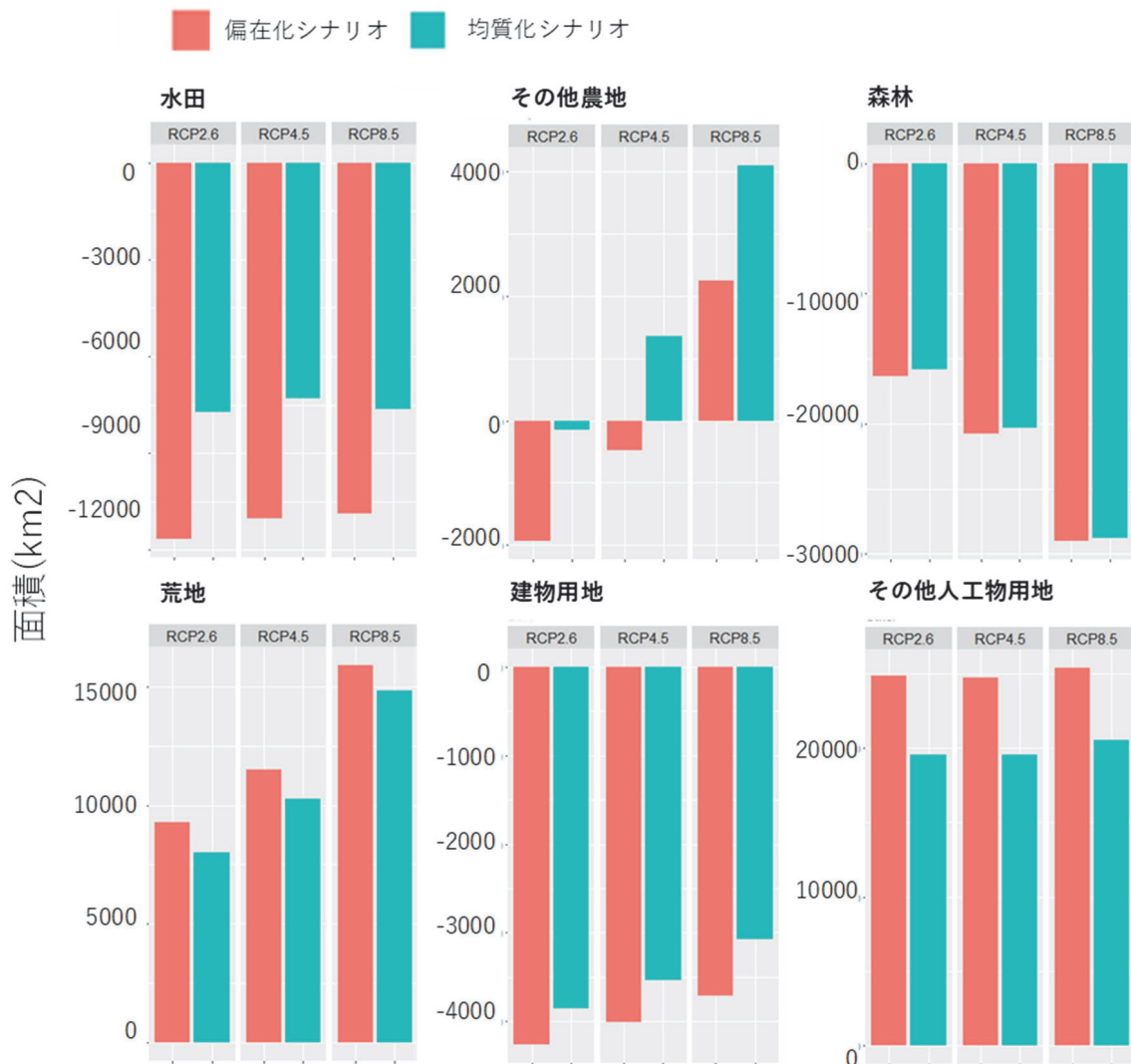


図26 2100年における土地利用面積変化量 (km<sup>2</sup>)

しかしながら、水田に関して地域別により詳しい分析をすると一部地域で気候変動の影響が顕著となる場合があることがわかった。図27に地域別の水田面積の変化量を示す。これをみると北海道ではRCPシナリオ間で差がみられ、特にRCP8.5では約2500km<sup>2</sup>の増加が予測された。以上の結果は北海道において気候変動により水田面積の変化がおきうることを示している。冷温帯では気温が稲作の制限要因となっており、気温上昇が北海道における水田面積の増加を導いたと考えられる。実際、中国では過去30年間で水田の分布の北上が報告され、要因として気温上昇があげられている。



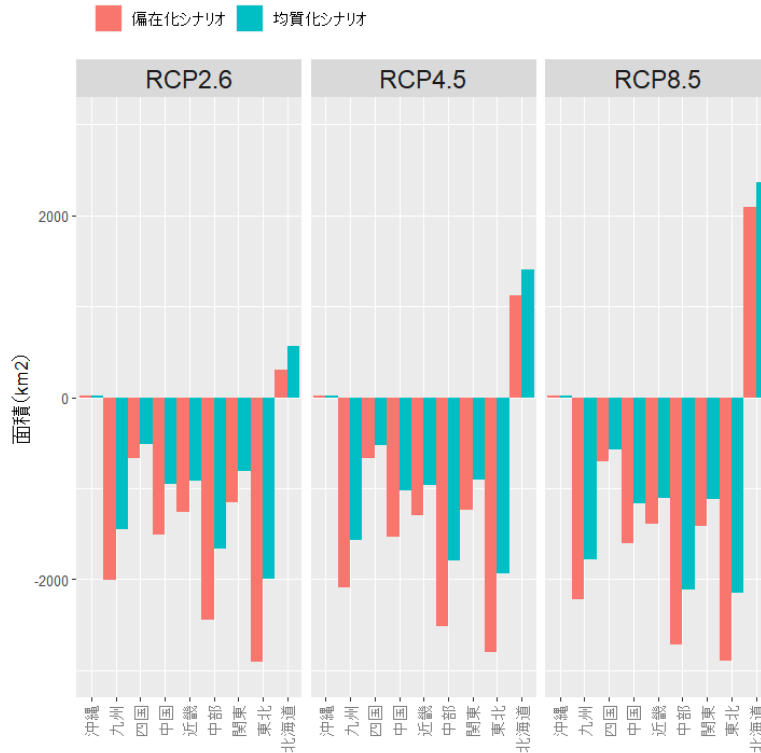


図 27 2100 年における地域別の水田面積変化量 (km<sup>2</sup>)

本研究では機械学習的アプローチにより、将来の土地利用予測モデルを構築し、その有効性を示した。しかしながら、本研究にはいくつかの課題が残る。たとえば、本研究では3次メッシュ単位で解析を行い量的な変化（面積）を示したが、各土地利用の質的な変化（たとえば、森林の連結性や土地利用のモザイク性等）については分析していない。また、人口値については産業別人口等のデータを利用した場合、より精密な予測モデルが構築できると考えられる。さらに本研究では学習データを取得した年代（1985年から2005年）における各土地利用と説明変数の関係性が将来も維持されると仮定した。しかし、両者の関係性が変化した場合、再度モデル構築が必要になると考えられる。本研究では気候変動や人口変動が将来の日本の土地利用に影響を与えることを示した。土地利用の変化は生物多様性に直接的に影響を与える。これまで気候変動が生物多様性に与える影響については様々な分類群で研究が行われてきた。しかし、土地利用と気候変動の両者を考慮した将来予測については研究例が限られる。本研究の成果をもとに今後、土地利用と気候変動が生物多様性や生態系サービスに与える影響を明らかにしていく必要があるだろう。

### 2.3.4 土地被覆に基づく里山景観変化に関する指標の開発

#### 2.3.4.1 目的と経緯

里地里山と呼ばれる日本の伝統的な農地景観の分布の把握は、生物多様性の保全および自然と共生する社会づくりにおいて重要な課題となっている。里地里山は水田や森林といった水陸両方の生態系が入り混じった景観から構成されているためトンボ類や両生類等、絶滅危惧種を含む多様な生き物が生息しているが、耕作放棄や転作等による水田の減少は、そのような農地景観の喪失につながるものが危惧されるためである。しかし、水田の喪失によって里地里山的景観がどのように変貌するのかを客観的に数値化し把握する方法は確立されていない。

先行研究においては、既存の土地被覆・土地利用図から一定の範囲内の土地被覆・土地利用タイプの多様度指数を計算することで、里地里山的景観を地図化できる Satoyama Index、あるいは Modified Satoyama Index (MSI) と呼ばれる指数等が提案されてきた<sup>8,9)</sup>。しかし、それらの指数は湿地的役割を果たす水田も乾燥した畑も同列に取り扱っていたため、水陸両方を必要とする生物の観点からは、水域の減少が里地里山景観に及ぼす影響を適切に評価できないという課題があった。例えば、ある景観が50%の樹林および50%の水域から構成される場合と、50%の樹林および50%の

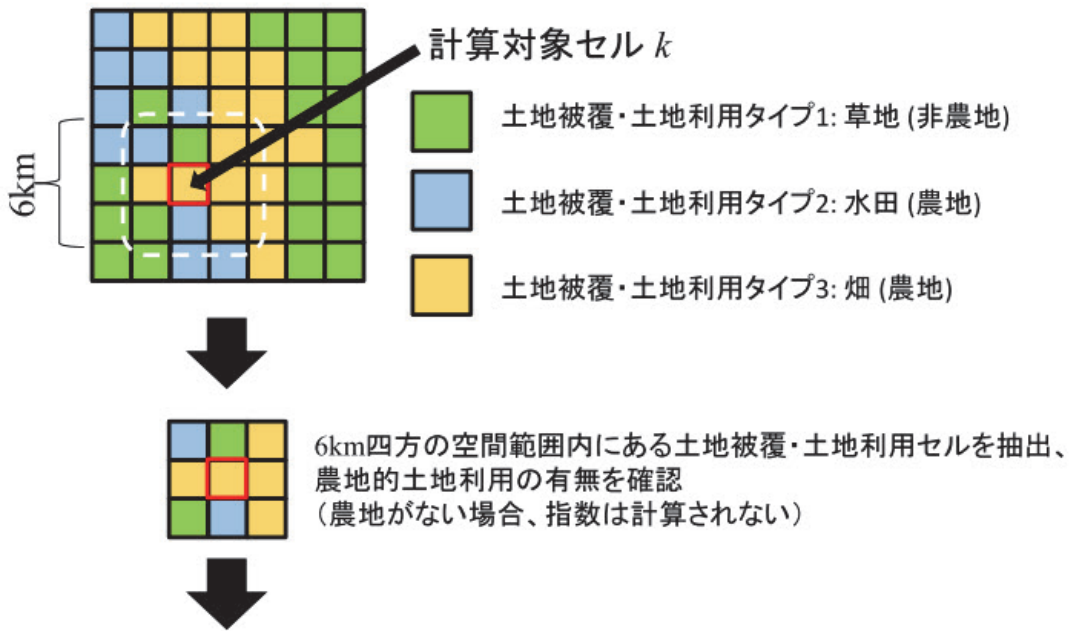
草地から構成される場合では上記の指数では同じ値をとるが、水陸両方の環境を必要とするトンボ類やカエル類等にとっては前者の方が重要な景観であると考えるのが自然だ。この問題を解決するため、本研究では水域と陸域といった異質な生態系が一定の範囲内にバランスよく混在している状態を適切に評価できる新しい指数 Dissimilarity-based Satoyama index (DSI) を提案し、その地図化を試みた。なお、本研究の詳細に関しては Yoshioka et al.<sup>10)</sup> をご参照頂きたい。

#### 2.3.4.2 方法

DSI は、農地を含む約 6 km 四方の空間内に、より多様な土地利用・土地被覆タイプ(水田、畑、自然林、自然草地等)がバランスよく含まれており、非農地面積の割合が高く、かつ、水域と陸域のように生態学的に異質な土地利用・土地被覆タイプが含まれている場所ほど高くなる農地景観多様度指数となっている。具体的な計算式は Rao の指数<sup>11)</sup> を応用したものであり、図 28 のような手順で計算される。

国内の水田の空間情報を含む土地被覆・土地利用図は複数あるため、本研究では解像度や基データが異なる 3 種の土地被覆・土地利用図から DSI の算出を試みた。『生態学的に異質であること』を数値化するため、本研究では、DSI の計算の過程において、衛星画像等から得ることができる正規化植生指数 NDVI のデータを用いて、各土地利用・土地被覆タイプ間の非類似度行列を計算し、『生態学的に異質であること』の尺度とした。NDVI は、森林的環境では高く、草地的環境では比較的 low、水域では極めて低い値をとるため、これらの環境を区別するのに有用であることが期待されたためである。また、DSI の妥当性を確認するために、環境省がデータベース化している里地里山の典型的な生物種であるイトトンボ類の種数の空間分布と DSI との関係性を統計モデリングによって検証した。

## 対象土地被覆・土地利用図



セル  $k$  の景観多様度指数は以下のように Rao (1982) の Quadratic diversity index で計算

$$Q_k = \sum_i^S \sum_j^S p_{k,i} \cdot p_{k,j} \cdot d_{i,j} = 0.207$$

(上記の土地被覆・土地利用図、下記の非類似度行列の場合)

$S$ :  
6km四方内の土地被覆・土地利用タイプの総数

$p_{k,i}, p_{k,j}$ :  
6km四方内における、土地被覆・土地利用  $i$  または  $j$  の割合

$d_{i,j}$ :  
非類似度行列から得られる土地被覆・土地利用タイプ  $i$  と土地被覆・土地利用タイプ  $j$  の非類似度 (距離)

非類似度行列の例

	1	2	3
1	0	0.6	0.2
2	0.6	0	0.4
3	0.2	0.4	0

※非類似度行列は衛星画像データや生物分布データから計算できるものを想定

景観多様度指数に、6km四方内の非農地セルの割合を乗じることで DSI を算出 (自然度の高い土地被覆が多いほど高い値を示すようになる)

$$DSI = Q_k \cdot (1 - p_{k,agri}) = 0.0461 \quad (\text{この例の場合})$$

上記の計算をセル毎に繰り返すことで、DSI を地図化できる

図 28 Yoshioka et al.<sup>10)</sup> の方法による、土地被覆・土地利用図から DSI を計算する手順と例

### 2.3.5 結果と考察

既存の空間解像度や土地利用・土地被覆タイプの区分が異なる 3 種類の土地利用・土地被覆図からそれぞれ 3 種類の DSI の全国地図を得ることができた (図 29- 図 31)。これら DSI の地図を土地利用・土地被覆タイプの異質性を考慮しない従来の農地景観多様度指数 MSI による地図と比べると、農地景観多様度が高い地域は少なく見積もられることが示された。このことは、水域と陸域が入り混じった、より里地里山らしい場所を DSI によって絞り込むことができることを示している。

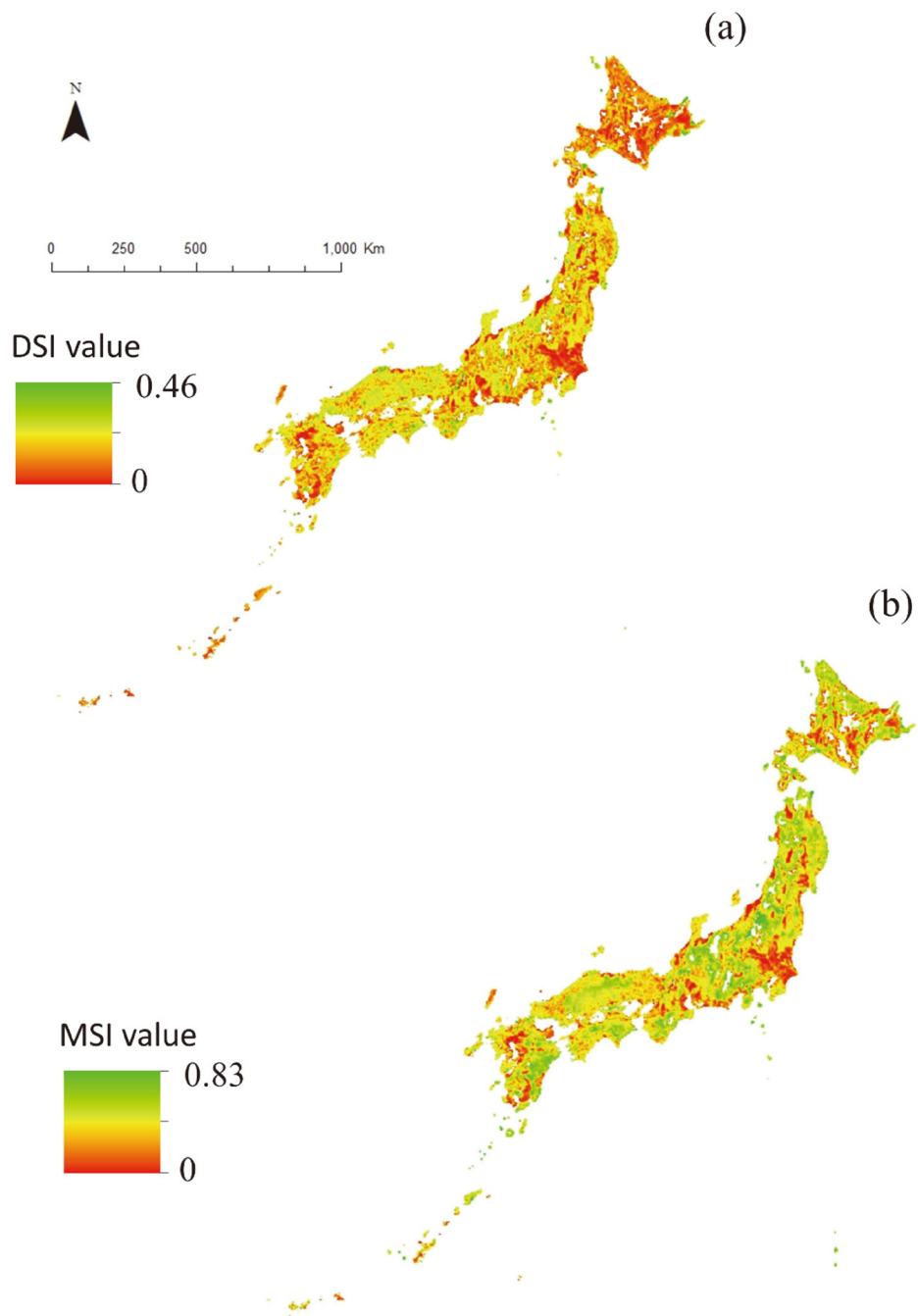


図 29 小川ほか<sup>12)</sup>による、環境省の植生図に基づく土地利用図（1セルの解像度 50 m）から計算された (a) DSI と (b) 同土地利用図を用いて非類似度を考慮しない先行研究<sup>9)</sup>の方法で計算された里地里山指数 MSI。図は Yoshioka. et al.<sup>10)</sup>より引用。

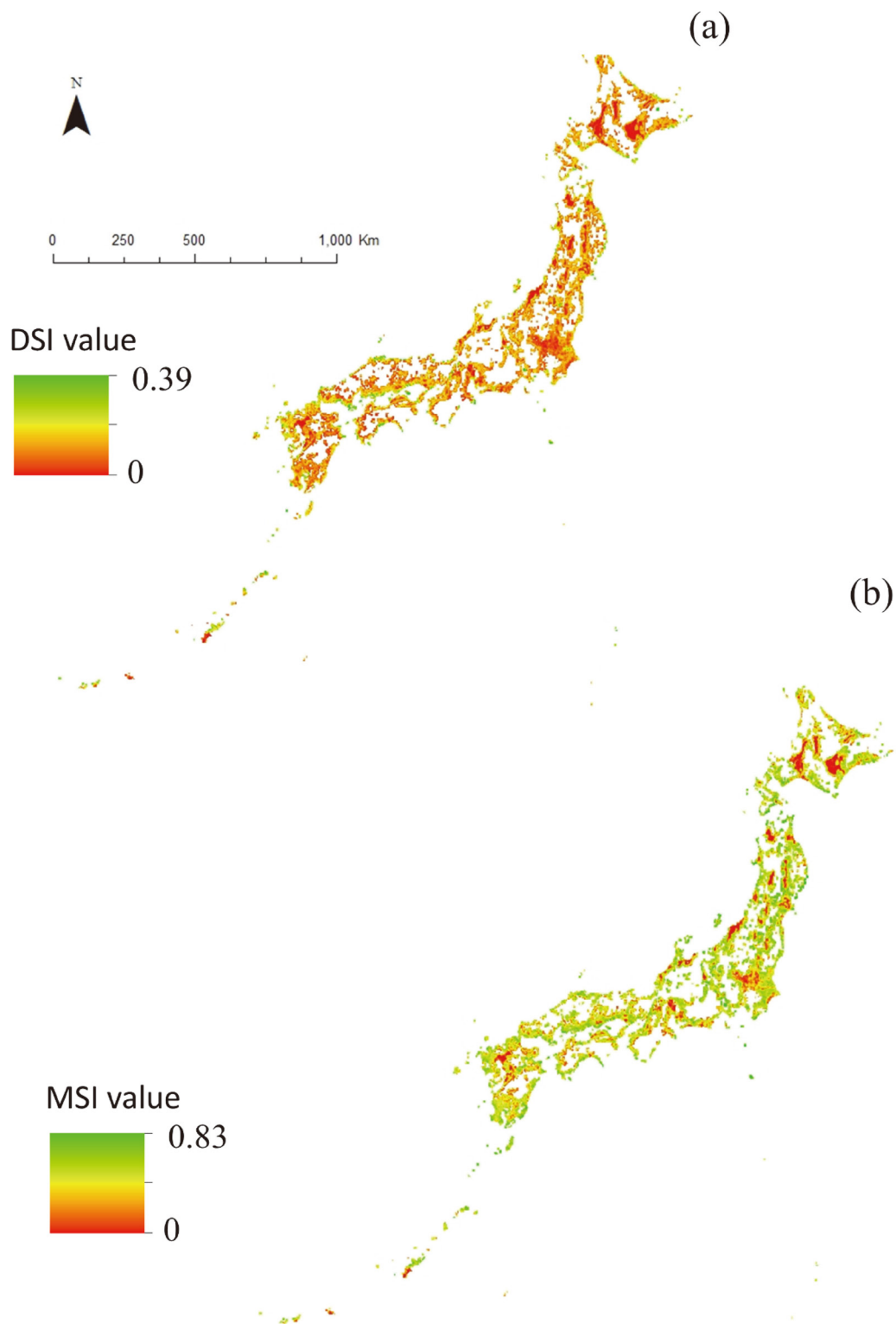


図 30 ISCGM による地球地図土地被覆第 1 版<sup>13)</sup> を用いて計算された (a) DSI と (b) 同土地被覆図を用いて非類似度を考慮しない 先行研究吉岡ほか<sup>9)</sup> の方法で計算された里地里山指数 MSI。解像度は約 1km。図は Yoshioka. et al.<sup>10)</sup> より引用。

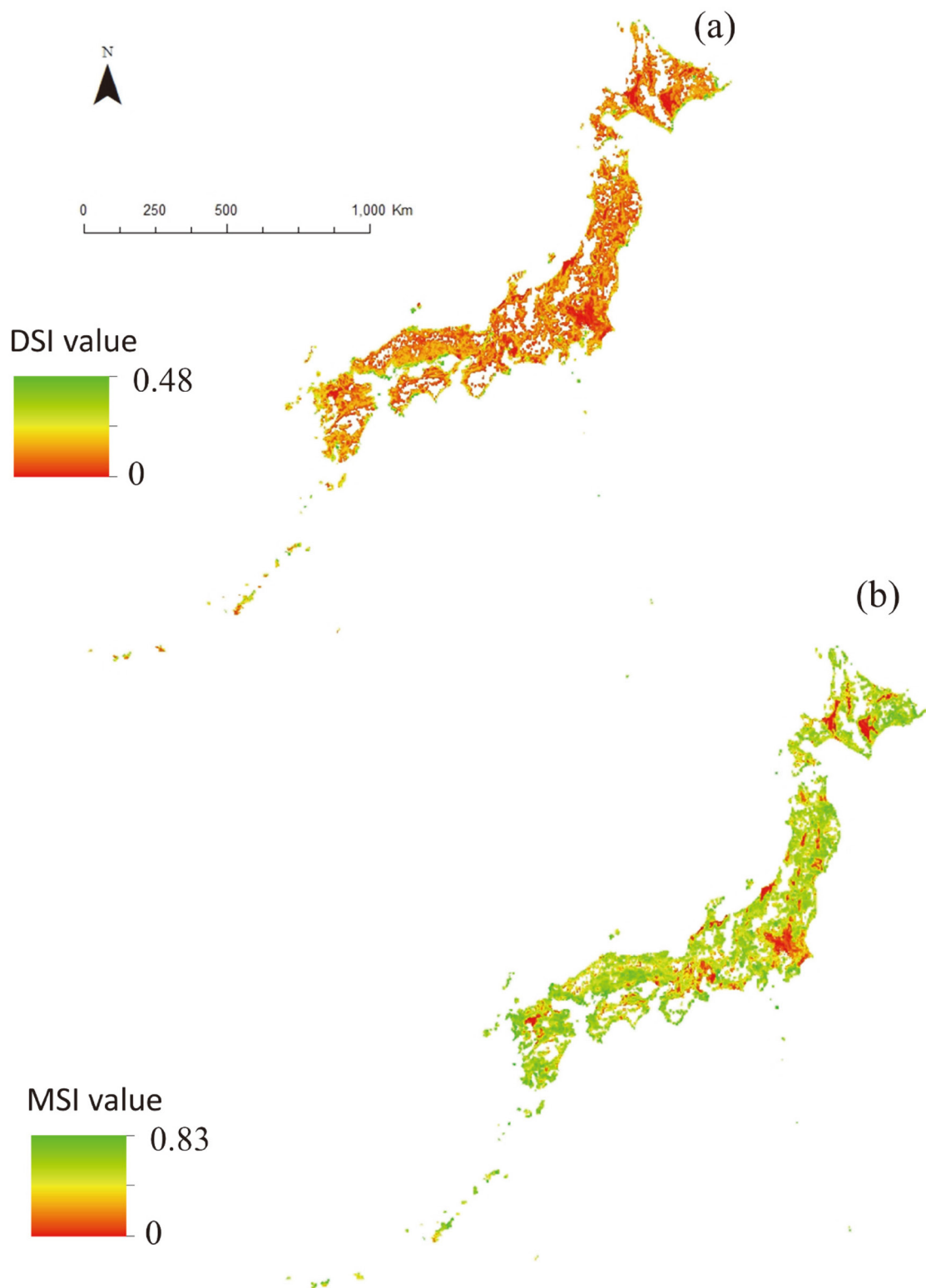


図 31 ISCGM による地球地図土地被覆第 2 版<sup>14)</sup> を用いて計算された (a) DSI と (b) 同土地被覆図を用いて非類似度を考慮しない 先行研究<sup>9)</sup> の方法で計算された里地里山指数 MSI。解像度は約 500 m。図は Yoshioka. et al.<sup>10)</sup> より引用。

また、統計モデリングの結果、DSI は 3 種類いずれの土地利用・土地被覆図から計算した場合でも、イトトンボ類の種数と正の関係が見られることが示された (表 11)。さらに、DSI と従来の指数のどちらがイトトンボ類の種数との正の相関が強くなるかを比較した結果、DSI は空間解像度と土地利用・土地被覆区分がより詳細な土地利用・土地被覆図から計算した場合に、従来の指数と比べてイトトンボ類種数との正の関係が強まることが示された。この結果は、小規

表 11 3種類の土地利用・土地被覆図から得られた DSI および従来型指数とイトトンボ種数の関係

基になった土地利用・土地被覆図 (空間解像度、土地利用・土地被覆タイプ種数)	DSI とイトトンボ種数の関係	従来型指数とイトトンボ種数の関係	DSIの方が正の関係が強くなったか
小川ほか 2013 <sup>12)</sup> による土地利用図 (50m、27種)	+	-	○
地球地図(土地被覆)第2版 <sup>14)</sup> (500m、20種)	+	+	○
地球地図(土地被覆)第1版 <sup>13)</sup> (1km、20種)	+	+	× (ほぼ同じ)

模な水域を反映できる詳細な土地利用・土地被覆図から里地里山的景観を把握する際は、水域と陸域を区別することができる DSI を指標として用いることで里地里山の生物種の豊かさをより適切に表せることを示している。

近年のリモートセンシング技術の向上にともない、詳細な植生指数データや土地利用・土地被覆図が比較的容易に得られるようになりつつある。DSI は、土地利用・土地被覆図と植生指数データがあれば計算でき、拡張性もある。そのため、今後、複数時期の土地利用図に対して DSI を応用することで、耕作放棄や転作による水田喪失を介した里地里山景観の変貌を、生き物の視点から評価することが可能になる。それによって、より『里地里山らしい』景観の保全計画に役立つことが期待される。また、福島県の避難指示が解除された区域において、水田稲作が再開した際に、どれくらい里地里山的景観が回復するのか評価するためにも有用であると考えられる。

### 2.3.6 まとめ

本サブテーマでは、人口減少下における2つの人口分布シナリオ(偏在化・均一化)に対応した、生物多様性や土地被覆の広域シナリオを構築した。サブテーマ2で行ったチョウ類の無居住化影響の広域評価の結果と人口分布の空間的な重なりから、国内人口の減少程度が同様であっても人口分布の違いによって生物が受ける影響の大きさは大きく異なることが明らかとなった。特に、人口均一化シナリオにおいては負の影響が大きく軽減された。人口分布を均一に誘導することは生物多様性への負の影響を緩和する上で有効であると考えられる。しかしながら、人口分布の均一化は自動車による移動距離の増大による二酸化炭素排出の増加や野生動物との軋轢の増加等のデメリットがあるため、実際の施策はそれらとのバランスを考慮して行うことが重要であると考えられる。また、土地被覆シナリオについては、人口減少を考慮したシナリオを公開し、将来の影響評価のための基盤情報として今後幅広い活用が見込まれる。さらに、気候変動による土地利用変化も加味したシナリオを開発した。これにより、気候変動と人口減少の両方が介在する複雑な将来変化の予測が可能になると考えられる。

### 引用文献

- 1) 有賀敏典・松橋啓介(2012) 地域内人口分布の偏在化・均一化シナリオ構築手法の開発。 - 都市計画論文集 47 : 745-750.
- 2) Loh, J., Green, R. E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V., & Randers, J. (2005). The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 289-295.
- 3) 国土交通省国土政策局国土情報課(2015) 国土数値情報土地利用3次メッシュ(1976, 1987, 1991, 1997, 2006, 2009, 2014年). <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-a.html>

- 4) 総務省統計局 (1980, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005) 全国国勢調査 3 次メッシュデータ. [CD-ROM]
- 5) 国土交通省国土政策局国土情報課 (2017) 国土数値情報 1 km メッシュ別将来推計人口 (H29 国政局推計). [https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/old/datalist/old\\_KsjTmplt-L03.html](https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/old/datalist/old_KsjTmplt-L03.html)
- 6) 若松加寿江・松岡昌志・杉浦正美・久保純子・長谷川浩一 (2005) 日本の地形・地盤デジタルマップ. 東京大学出版会, 東京. [CD-ROM]
- 7) Ohashi, H., Fukasawa, K., Ariga, T., Matsui, T. and Hijioka, Y. (2019) High-resolution national land use scenarios under a shrinking population in Japan. *Transactions in GIS*. (Early view) DOI: 10.1111/tgis.12525
- 8) Kadoya, T., and I. Washitani. (2011) The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140, 20-26
- 9) 吉岡明良・角谷 拓・今井淳一・鷺谷いづみ (2013) 生物多様性評価に向けた土地利用類型と「さとやま指数」でみた日本の国土. *保全生態学研究*, 18, 141-156.
- 10) Yoshioka, A., Fukasawa, K., Mishima, Y., Sasaki, K. and Kadoya, T. (2017) Ecological dissimilarity among land-use/land-cover types improves a heterogeneity index for predicting biodiversity in agricultural landscapes. *Ambio*, 46, 894-906
- 11) Rao, C. R. (1982) Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21, 24-43
- 12) 小川みふゆ・竹中明夫・角谷 拓・石濱史子・山野博哉・赤坂宗光 (2013) 植生図情報を用いた全国スケールでの土地利用図の作成. *保全生態学研究*, 18, 69-75.
- 13) Tateishi, R., B. Uriyangqai, H. Al-Bilbisi, M.A. Ghar, J. Tsend-Ayush, T. Kobayashi, A. Kasimu, N.T. Hoan, et al. (2011) Production of global land cover data – GLCNMO. *International Journal of Digital Earth*, 4, 22-49
- 14) Tateishi, R., N.T. Hoan, T. Kobayashi, B. Alsaaidh, G. Tana, D.X. Phong. (2014) Production of Global Land Cover Data – GLCNMO2008. *Journal of Geography and Geology*, 6, 99-122



## 2.4 まとめと今後の課題

無居住化地における航空写真の分析の結果、多くの非植林地において遷移の停滞が見られ、離村後40年程度で植生高が二極化することが明らかとなった。一筆単位の耕作歴とその後の植生遷移の関係から、水田耕作後に放棄した農地では放棄後年数に伴う樹木量の増加が確認されたが、乾田化して除草管理の後に放棄した場所ではススキが繁茂して森林への遷移が停滞することが明らかになった。放棄直前の一時的な管理によりその後の植生遷移を誘導できる可能性が高いことを示すことができた。

種組成に対する無居住化影響の評価により、無居住化後年数よりも「無居住化の前か後か」の方が重要な要因であり、無居住化後に種組成が速やかに変化し準平衡状態に至ることが明らかとなった。無居住化の負の影響を受ける種は正の影響を受ける種より多く、個々の種に対する影響の大きさも負の影響の方が上回っていた。また、無居住化の効果は種ごとの生息地特性と密接な関係があり、生息地特性から無居住化影響が予測できることが明らかとなった。植物については水田性の種が無居住化の負の効果を強く受け、チョウについては草原性の種等が負の効果を受けていた。チョウに対する無居住化影響を地図化した結果、全域で負の効果が正の効果を上回っていた。これらの結果から、生物多様性保全のために放棄地において森林への植生遷移を誘導する再自然化の際には、その効果の慎重な検討が必要であることが示された。また、正負の効果の差は地域によって大きな違いがあり、無居住化の影響を受けやすい種が多く分布する地域を特定することができた。人口減少を考慮した里山保護区選択の結果、人口を考慮しないときよりも保護区の選択肢は減少したが、必要面積はさほど増加しないことが明らかとなった。

また、人口分布が偏在化すると無居住地域が増加し、人口均一化の場合に比べて無居住化の負の影響がはるかに大きいという結果が得られ、地域内人口分布を均一に誘導することで影響緩和を図れることが示された。また、土地利用シナリオにおいては人口・気候シナリオによらず農地が減少するパターンが見られた。論文が受理された土地利用シナリオについては出力値を Web 上で公開し、誰でも無居住化影響の評価に利用できるようになった。

本研究課題で開発した、種の特性と無居住化に対する感受性を関連付けた形質ベースアプローチに基づく生物多様性に対する無居住化影響の広域評価手法は新規性が高い。図鑑から得られる情報に基づく簡便かつ安定した評価が可能であるため、今後は将来の国土利用計画やコンパクトシティ等の土地利用の誘導にむけた活用が期待できる。また、初期状態に依存して系が異なる安定な状態に推移する「代替安定状態」に基づく植生誘導手法は、代替安定状態を生じる系の記述やそのメカニズム解明自体が学術的にも重要であるとともに、今後の低炭素社会の実現にとって重要なバイオマス利用のための植生管理手法としても重要性が高いと考えられる。今後、代替安定状態を生じるメカニズムについてより強いエビデンスを得るため、野外操作実験に基づく研究を進めることが今後の課題である。

さらに、持続的管理が必要な里山においては、効率的な保護区選択アルゴリズムは非常に重要な意味を持ち、今後民間保護地域の選定における応用が見込まれる。現時点では継続的な保全活動のポテンシャルとして将来人口を用いているが、より現実的な指標として保全活動に従事する人口の動態を把握・予測することで精度の向上を図ることが今後の課題である。



[資料]



## 1 研究の組織と研究課題の構成

### 1.1 研究の組織

#### [A 研究担当者]

生物・生態系環境研究センター	深澤圭太 小林慶子* (平成 28～30 年度) 藤田知弘* 竹中明夫* 小熊宏之 久保雄広
福島支部	吉岡明良

(注) 所属は年度終了時点のもの。また、\*印は過去に所属していた職員等を示す。

#### [B 協力研究者]

石濱史子	(生物・生態系環境研究センター)	(平成 29～30 年度)
肱岡靖明	(気候変動適応センター)	
松橋啓介	(社会環境システム研究センター)	
有賀敏典	(社会環境システム研究センター)	
宮下 直	(東京大学農学生命科学研究科)	
杉本直輝	(東京大学農学生命科学研究科)	(平成 28 年度)
安積紗羅々	(東京大学農学生命科学研究科)	(平成 28 年度)
大橋春香	(森林総合研究所)	
浅原昭生	(Team HEYANEKO)	

### 1.2 研究課題と担当者

サブテーマ 1 無居住化地域における森林遷移阻害発生要因の解明

深澤圭太、藤田知弘、小林慶子、小熊宏之、久保雄広、浅原昭生\*

サブテーマ 2 無居住化が種多様性に与える影響の解明

深澤圭太、小林慶子、吉岡明良、竹中明夫、石濱史子\*、宮下 直\*、杉本直輝\*、安積紗羅々\*

サブテーマ 3 人口減少時代の生物多様性・景観広域シナリオの構築

深澤圭太、大橋春香\*、藤田知弘、吉岡明良、久保雄広、肱岡靖明\*、松橋啓介\*、有賀敏典\*

(注) \*協力研究者

## 2 研究成果発表一覧

### 2.1 誌上発表

<雑誌>

---

発表者・(刊年)・題目・掲載誌・巻(号)・頁

---

Fujita T., Ariga T., Ohashi H., Hijioka Y. Fukasawa K. (2020) Assessing the potential impacts of climate and population change on land use change in 2100 in Japan. *Climate Research*. 79:139-149.

Fukasawa K., Akasaka T. (2019) Long-lasting effects of historical land use on the current distribution of mammals revealed by ecological and archaeological patterns. *Scientific Reports* 9: 10697.

Ohashi H., Fukasawa K., Ariga T., Matsui T., Hijioka Y. (2019) High-resolution national land use scenarios under a shrinking population in Japan. *Transactions in GIS* 23(4): 786-804.

Karp D.S., et al. (2018) Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *PNAS*, 115 (33), E7863-E7870

Osawa T., Yamasaki K., Tabuchi K., Yoshioka A., Takada M. (2018) Detecting crucial dispersal pathways using a virtual ecology approach: A case study of the mirid bug *Stenotus rubrovittatus*. *Ambio*, 47, 806-815

Soga M., Gaston KJ., Kubo T. (2018) Cross-generational decline in childhood experiences of neighborhood flowering plants in Japan. *Landscape and Urban Planning*, 174, 55-62

Fukasawa K., Mishima Y., Yoshioka A., Kumada N., Totsu K. (2017) Acoustic monitoring data of avian species inside and outside the evacuation zone of the Fukushima Daiichi power plant accident. *Ecological Research*, 32 (6), 769

Hata A., Takada M.B., Nakashita R., Fukasawa K., Oshida T., Ishibashi Y., Sato Y. (2017) Stable isotope and DNA analyses reveal the spatial distribution of crop-foraging brown bears. *Journal of Zoology*, 303 (3), 207-217

Yoshioka A., Fukasawa K., Mishima Y., Sasaki K., Kadoya T. (2017) Ecological dissimilarity among land-use/land-cover types improves a heterogeneity index for predicting biodiversity in agricultural landscapes. *Ambio*, 46 (8), 894-906

深澤圭太, 岡田 尚 (2017) 無人化地域のグリーンインフラ. グリーンインフラ研究会・三菱 UFJ リサーチ & コンサルティング・日経コンストラクション編, 決定版! グリーンインフラ, 日経 BP 社, 333-342

大橋春香, 深澤圭太, 有賀敏典, 松井哲哉, 脇岡靖明 (2017) 人口減少社会に向けたシナリオアプローチ: ニホンジカの分布拡大問題を事例として. *野生生物と社会*, 5 (1), 41-46

Fukasawa K., Mishima Y., Yoshioka A., Kumada N., Totsu K., Osawa T. (2016) Mammal assemblages recorded by camera traps inside and outside the evacuation zone of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Ecological Research*, 31 (4), 493

---

## 2.2 口頭発表

発表者・(暦年)・題目・学会等名称・予稿集名・頁

- 
- 深澤圭太 (2017) 基調講演：無居住化がもたらす景観と生態系の変化. 第4回東北野生動物管理研究交流会 in つるおか, なし
- 安積紗羅々, 深澤圭太, 杉本直輝, 宮下 直 (2017) 中山間地域の無居住化にともなう鳥類の群集構造の変化. 日本生態学会第64回全国大会, なし
- 藤田 剛, 三上 修, 深澤圭太 (2016) 広域分布変化からよみとく鳥たちの変化：都市化と過疎化, 日本に迫る2つの脅威?. 日本鳥学会2016年度大会, 同予稿集
- 深澤圭太 (2016) ベイズモデルにおけるパラメータの同定可能性と結果の解釈. 日本哺乳類学会2016年度大会, 同予稿集, 69
- Kobayashi Y., Fukasawa K., Asahara A., Takenaka A. (2017) Biodiversity assessment in abandoned settlements with indicator plant species. The 12th International Congress of Ecology, -
- 小林慶子, 深澤圭太, 浅原昭生, 竹中明夫 (2018) 無居住化は里山景観の植物種の多様性をどのように変えるのか. 日本生態学会第65回全国大会, 同予稿集
- 久保雄広 (2018) 集落の持続性を考える：人口減少下での生物多様性保全と地域福祉の両立. 第24回「野生生物と社会」学会九州大会, 同予稿集, 42
- 目時拓郎, 久保雄広 (2018) 地域資源に関する保全活動とその規定要因の解明. 第24回「野生生物と社会」学会九州大会, 同予稿集, 44
- 三ツ井聡美, 久保雄広, 深澤圭太, 小熊宏之 (2017) 自然を活かす地域再生：行政文書から地域の資本を探る. 第23回「野生生物と社会」学会大会, 同予稿集, 83
- 大橋春香, 深澤圭太, 有賀敏典, 肱岡靖明, 松井哲哉 (2015) 集中か？分散か？将来の人口の空間分布が日本の土地利用に及ぼす影響を予測する～野生動物と人間の軋轢問題の解消に向けて. 「野生生物と社会」学会第21回大会, なし
- Sasaki K., Hotes S., Kadoya T., Yoshioka A., Wolters V. (2016) A general relationship between landscape structure and farmland bird diversity? A comparative study between Germany and Japan. 46th Annual Meeting of the Ecological Society of Germany, Austria and Switzerland, Abstracts
- 杉本直輝, 深澤圭太, 宮下 直 (2017) 中山間地域の無居住化に伴う蝶類群集の変化. 日本生態学会第64回全国大会, なし
- Togawa T., Oba M., Yoshioka A., Tamaoki M., Mishima Y., Kumada N., Fukasawa K., Dou Y. (2016) Spatial assessment of land-use change and biomass distribution for effective utilization of ecosystem services in Fukushima. 2016 United Nations/Kenya Conference on Space Technology Applications for Wildlife Management and Protecting Biodiversity, -
- 吉岡明良, 清水 明, 小熊宏之, 三島啓雄, 熊田那央, 深澤圭太, 角谷 拓 (2017) 無人モニタリングに向けたトンボ類自動撮影装置の開発. 日本生態学会第64回全国大会, なし
- 吉岡明良, 清水 明, 小熊宏之, 三島啓雄, 熊田那央, 深澤圭太 (2017) 赤トンボ類の無人モニタリングに向けた自動撮影装置の開発. SAT テクノロジー・ショーケース2017, SAT 2017 TECHNOLOGY SHOWCASE プログラム & アブストラクト, 46
- Yoshioka A., Mishima Y., Kumada N., Fukasawa K. (2017) Monitoring flying insects inside the Fukushima evacuation zone. The 4th International Conference on Radioecology and and Environmental Radioactivity, 4th International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity Abstracts Book, 197-198
- 吉岡明良, 三島啓雄, 熊田那央, 深澤圭太 (2018) 福島県の避難指示区域解除過程における飛翔性昆虫群集. 日本生態学会第65回全国大会, なし
-

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第136号  
NIES Research Project Report, No.136

(SR - 136 - 2020)

人が去ったそのあとに  
～人口減少時代の国土デザインに向けた生物多様性広域評価～  
(所内公募型提案研究)  
平成28～30年度  
Nationwide assessment of biodiversity  
in the era of depopulation  
FY2016～2018

---

令和2年11月13日発行

編集 国立環境研究所 編集分科会

発行 国立研究開発法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2

E-mail: pub@nies.go.jp

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

November 2020

---

組版 株式会社 イセブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2丁目11-20

---

無断転載を禁じます

国立環境研究所の刊行物は以下の URL からご覧いただけます。  
<https://www.nies.go.jp/kanko/index.html>