

## 千葉県における特定外来生物オオキンケイギクの侵入状況と生育適地

加賀山翔一<sup>1</sup>・小賀野大一<sup>2</sup>

<sup>1</sup>千葉県環境生活部自然保護課生物多様性センター

<sup>2</sup>千葉県野生生物研究会

**摘要**：千葉県における特定外来生物オオキンケイギクの侵入状況を明らかにするために、県内広域において野外調査を実施した。また、分布拡大リスクの高い地域を明らかにするために、野外調査と県民参加型生物モニタリング事業により得られたオオキンケイギクの分布情報及び種分布モデルを用いて、生育適地の予測を行った。その結果、オオキンケイギクは館山市、野田市及び銚子市を含めた千葉県の広範囲から発見された。生育適地の予測からは、オオキンケイギクの分布には建物用地面積や地形的湿潤指数 (Topographic wetness index) が正、森林面積、農用地面積と年降水量等が負の影響を与えていることが示唆された。また、県北部の台地や平野部の一部、県南部の丘陵地の一部地域を除く県内のほぼ全域にオオキンケイギクの生育適地が広がることが示された。以上より、オオキンケイギクは既に千葉県内の広範囲に分布を拡大させていること、現在までに分布が確認されていなくても、今後、県内のより広範囲に分布拡大する可能性があることが示された。

**キーワード**：防除対策、房総半島、外来植物、生命のにぎわい調査団、種分布モデル

### はじめに

近年、様々な外来種が日本各地に侵入し、人間の生活や健康、農林水産業や在来生態系に多大な影響を与えている (一般財団法人自然環境研究センター, 2019)。多くの外来種は既に国内の広範囲に定着しており (例えば、アライグマ *Procyon lotor*、ウシガエル *Lithobates catesbeianus*、オオキンケイギク *Coreopsis lanceolata*)、人員や予算の限られた状況下において、外来種の根絶や低密度管理を目指した防除対策を実施することが困難になっている。このような状況下では、生息・生育状況の全体像を把握するとともに、何らかの基準を設けて優先的に対策を実施する地域を選定し (宮脇・鷺谷, 2010など)、それらの地域に労力を集中させることが最善の方法であると考

えられる。野生生物の分布と環境要因との関係をもとに、未調査地域を含めた広範囲における野生生物の生息適地を予測することが可能な種分布モデル (Species distribution model) は、このような課題に対処することが可能な強力な研究ツールとなってきている (Guisan and Thuiller, 2005)。

オオキンケイギクは日本全国に分布を拡大させ、各地で防除対策が求められている外来種の1つである。北アメリカ原産の多年生草本で、日本には1880年代に導入されて以降、緑化等に使用されたことで日本各地に逸出し、多くの地域で定着している (一般財団法人自然環境研究センター, 2019)。オオキンケイギクは繁殖力が非常に高く、在来生態系に多大な影響を与える恐れがあることから、特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律に基づき、

特定外来生物に指定されている（環境省、オンライン）。中でも、カワラヨモギ *Artemisia capillaris*、カワラサイコ *Potentilla chinensis*、カワラハハコ *Anaphalis margaritacea* ssp. *yedoensis*、シバ *Zoysia japonica* 等の様々な在来植物を駆逐する恐れがあることから（畠瀬ほか, 2008; Saito and Okubo, 2011）、行政や市民団体等による防除対策が日本各地で進められている（福田ほか, 2019; 百瀬ほか, 2010など）。

日本各地に侵入したオオキンケイギクの根絶または低密度管理を目的とした防除対策を検討する上で、侵入状況の全体像や分布拡大を促進させる環境要因などの基礎的な情報の把握は欠かせない。しかしながら、これまでに行われたオオキンケイギクの防除や生育状況把握に関する研究は、島や流域の一区画、市区町村等の局所スケールを対象とした調査（畠瀬ほか, 2008; 藤原, 2009; 福田ほか, 2019; 井上ほか, 2020など）や、植生や土壌型などの微生育環境がオオキンケイギクの分布に与える影響の評価に取り組んだものが多く（畠瀬ほか, 2008; Saito and Okubo, 2011など）、県以上の広域スケールを対象に、オオキンケイギクの侵入状況の把握（椋島, 2019など）や分布拡大に影響する景観要因（地形、気候や土地利用など）を評価した研究はほとんど報告されていない。また、オオキンケイギクの侵入状況に関する情報を活用して、優先的に防除対策を実施する地域を選定するなど、防除対策の検討に応用した事例も見当たらない。

千葉県では県民参加型の生物モニタリング事業を展開し、県民が発見したオオキンケイギクの分布情報を収集していることから（後述参照）、県内全域におけるオオキンケイギクの生息状況を把握する上での大きな利点がある。そこで、本研究では、千葉県におけるオオキンケイギクの侵入状況を明らかにすることを目的に、生物モニタリング事業と野外調査による広域的な生育状況把握を行った。また、オオキンケイギ

クの分布に影響する環境要因や分布拡大リスクの高い地域を明らかにするために、県民参加型生物モニタリングと野外調査により得られた分布情報及び種分布モデルを用いて、オオキンケイギクの分布予測を行った。さらに、得られた結果をもとに、県内におけるオオキンケイギクの防除対策のあり方を議論した。

## 方法

### 分布情報の収集

オオキンケイギクの分布予測には、野外調査と県民参加型生物モニタリングにより得られた分布情報を使用した（図1）。野外調査は2020年から2022年の毎年、開花期であるために確認しやすい5月から7月にかけて、徒歩と自家用車を併用した方法で行い、千葉県のほぼ全域を網羅するようにオオキンケイギクの分布調査を行った。徒歩による調査は、主に筆者の加賀山がこれまでにカメ類の調査を行った地点を中心に（加賀山, 2021）、河川周辺の250mほどの範囲を散策することで、オオキンケイギクの分布調査を行った。自家用車による調査は千葉県内のほぼ全域を網羅するように、平地から山地にかけて、市街地、農地、森林、河川や海岸周辺等の舗装道路を走破し、オオキンケイギクを発見次第、分布情報を記録した。また、必要に応じて車を降り、周辺地に生育するオオキンケイギクの探索も行った。なお、自家用車の運転中にオオキンケイギクを発見した際は、安全な場所に停車した上で分布情報を記録した。また、千葉県では県民参加型生物モニタリング事業として、2008年7月に生命のにぎわい調査団を発足し、千葉県全域から生き物の発見報告を収集している（柴田, 2011）。2008年7月から2022年8月末にかけて、生命のにぎわい調査団に375件のオオキンケイギクの発見報告が投稿されており、本稿ではこれらの分布情報も使用した。野外調査と県民参加型生物モニタリングにより得られ

た分布情報を統合した結果、合計で932地点となった(図1)。なお、本研究で野外調査を実施したのは、県民参加型生物モニタリングでは団員数が多い県中央部や県北西部の市街地等にオオキンケイギクの分布情報が集中する恐れがあり(柴田, 2011, 図1)、県民参加型生物モニタリングによる情報だけではオオキンケイギクの分布に影響する環境要因を正確に評価することが困難になると考えられたためである。そこで、自家用車を用いた野外調査は、県民参加型生物モニタリングによる分布情報が特に少なかった県南部や県北東部に重点をおいて実施した。

### 説明変数

原産地と日本におけるオオキンケイギクの分布様式や、種分布モデルを用いてオオキンケイギクの生育適地予測を行った先行研究をもとに、千葉県内のオオキンケイギクの分布に影響すると予想される1つの地形的要因(傾斜角)、4つの土地利用的要因(森林面積、田面積、農地面積、建物用地面積)、1つの気候的要因(年降水量)、1つの交通状況に関する要因(道路延長)、1つの水文学的要因(Topographic Wetness Index, TWI)を説明変数として選択した。TWIは地形的湿潤指数と呼ばれる土砂の溜まりやすさを指標する値である。

侵入地の韓国で行われたオオキンケイギクの生育適地予測では、土地被覆(Land Cover)が最も大きな影響を与え、次いで年降水量、水辺からの距離、道路からの距離等の変数が影響を与えていると報告されている(Adhikari et al., 2021)。また、オオキンケイギクは原産地において開けた環境を中心に分布していることから(The University of Texas at Austin, オンライン)、侵入地の日本でも丘陵地や森林地帯には分布拡大しにくい一方で、農地等の開けた環境には侵入しやすいと考えられる(藤原, 2009; 梶島, 2019など)。そこで、丘陵地や山地への分布拡大を制限すると予想される傾斜角と森

林面積、年降水量、農地の指標となる田面積と農地面積の5つの変数を説明変数として選択した。日本国内において、オオキンケイギクは法面や市街地などの緑化によく利用され(一般財団法人自然環境研究センター, 2019)、これらの環境や路上で数多くの分布情報が得られていることから(梶島, 2019など)、オオキンケイギクの分布拡大に影響すると予想される建物用地面積と道路延長の2つの変数を説明変数として選択した。また、オオキンケイギクは河川周辺(特に堤防)でも数多くの分布情報が得られており(梶島, 2019など)、河川敷を中心に分布拡大している可能性があることから、水の流れ込みやすさを指標するTWIを説明変数として選択した。

傾斜角には国土数値情報標高・傾斜度5次メッシュデータ2011(国土交通省, 2011)の平均傾斜角を、森林面積、田面積、農地面積(水田を除いた他農用地を意味する)、建物用地面積には国土数値情報土地利用細分メッシュデータ2014(国土交通省, 2014)、年降水量にはメッシュ平年値2010(気象庁, 2014)、道路延長には国土数値情報道路密度・道路延長メッシュデータの1当りの道路延長(幅員合計)(国土交通省, 2010)を使用した。TWIは、ArcMap 10.2.2(Esri, CA, USA)を用いて、標高・傾斜度5次メッシュデータ2011の標高から算出した。

種分布モデルを用いた生育適地予測を実施する上で、対象とするセルサイズは対象種の行動圏や分散距離等の生態的特徴に合わせた大きさに設定することが望ましいが、オオキンケイギクの種子の分散距離等に関する基礎情報は不足している。そこで、ArcMapで説明変数を作成することが容易で、かつ徒歩による野外調査を実施した範囲と概ね一致する250m×250mセル(5次メッシュ)をセルサイズとして設定した。4つの土地利用的要因は100 m×100m セルで作成されているので、50m セルに分割し、解析に使用した5次メッシュで集計し直した。

年降水量と道路延長は1km×1km（3次メッシュ）で整備されたものであるため、全てのセルに同じ値が割り振られるように5次メッシュへと分割した。

使用する8つの説明変数間の相関係数は0.7未満であった。また、多重共線性の指標となるVIF（Variance Inflation Factor）を評価したところ、多重共線性が生じているとされる10以上でないことを確認できたため、全ての変数を説明変数として同時に使用することとした（傾斜角：1.83、田面積：2.24、農用地面積：1.67、建物用地面積：2.53、森林面積：3.59、年降水量：1.87、道路延長：1.01、TWI：1.25、DAAG package in R ver 3.5.0; R Core Team, 2020）。

### 種分布モデルの構築

オオキンケイギクの生育適地を予測する種分布モデルにはMaxEnt ver 3.3.3k（Maximum entropy modeling, Philips et al., 2006）を使用した。MaxEntは対象種の在データ（Presence-only data）とバックグラウンドと呼ばれる環境データから、対象種の生育適地率をメッシュごとに予測することが可能な種分布モデルの1つである（Phillips et al., 2006）。

オオキンケイギクの分布情報は、各5次メッシュで1地点のみ選択されるよう、重複地点が削除（空間間引き）されるように設定した。その結果、771地点（もとは932地点）の分布情報が使用可能になった。今回得られたオオキンケイギクの分布情報は千葉県全域を網羅するように実施された調査から得られたものではあるが、県民参加型生物モニタリングと自家用車を用いた調査により多くのデータが得られているため、在地点が特定の環境や地域に集中しやすい。調査努力量の偏りによって特定の環境条件（平野部、森林地帯、市街地等）や空間範囲に在地点が集中（空間自己相関）した分布情報を用いて分布推定を行ってしまうと、あたかも集中的に調査が行われた場所の環境条件が、生物にとって特に好適な

環境であるかのように評価してしまい、環境要因の影響の過大評価に繋がる恐れがある（Dormann et al., 2007; 石濱, 2017）。本研究では、このような分布情報の偏りへの対処のために空間間引き（前述参照、MaxEntのデフォルトの設定）と環境間引きを行った。環境間引きは、分布情報の偏りによる影響を適切に対処し、種分布モデルの予測精度の改善を図る上で特に有効な手法であると報告されている（Varela et al., 2014; Castellanos et al., 2019）。今回、環境間引きを行わないままの分布データ（N=771）を使用したモデル（モデル1）と環境間引きを行った後の分布データ（N=71）を使用したモデル（モデル2）を構築し、両者の結果を比較した。説明変数が多数ある場合の環境間引きには、主成分分析を行って得られた主成分の軸を使用することがあり（Castellanos et al., 2019）、今回は8つの説明変数を対象に主成分分析を行った後、最初の2軸を用いて環境間引きを行った（第二主成分までの累積寄与率は0.46、dismo package in R ver 4.0.0; R Core Team, 2020）。

モデルの検証方法はサブサンプルとし、25%をテストデータとして設定した（モデル1では579地点をトレーニングデータ、192地点をテストデータ、モデル2では54地点をトレーニングデータ、17地点をテストデータとした）。生育適地率の出力はlogistic、繰り返し数は100回とし、算出された生育適地率の平均値を予測結果とした。なお、上記以外の設定は初期設定とした。

構築した種分布モデルの予測精度の評価には、0.5–1.0の間の値をとるAUC（Area Under the Curve）を用いた。AUCは、「在データのうち正しく予測された割合」である真陽性率（感度とも呼ばれる）を縦軸に、「不在データのうち在と誤って予測された割合」である偽陽性率（1-真陰性率）を横軸にとるROC曲線（receiver operating characteristic curve）を作成し、この曲線の下部面積を求めた値である。なお、真陰性率は「不在データのうち正しく予測された割

合」で特異度とも呼ばれ、「在データのうち不在と誤って予測された割合」は偽陰性率 (1-真陽性率) と呼ばれる (Guisan et al., 2020)。一般的に、AUCが0.7以上だと良い予測と判断される (Swets, 1988)。MaxEntにより予測されたオオキンケイギクの生育適地率を生育適地または生育不適地に分類する閾値には、Maximum training sensitivity plus specificity logistic thresholdを使用した (Jiménez-Valverde and Lobo, 2007)。オオキンケイギクの分布に影響する環境要因を明らかにするために、各環境要因の相対的な重要度を表す指標として寄与率 (Percent contribution) を算出した。

## 結果

本研究より、オオキンケイギクの分布は野田市、銚子市や館山市等を含めた千葉県内の広範囲から確認された (図1)。特に、県民参加型生物モニタリングでは県中央部から県北西部で分布が多く、野外調査では県北西部を除く県内の広範囲から分布が確認された (図1)。しかし、丘陵地に比べると平野部からの記録が多い傾向が見られた (図1)。千葉県全体 (N = 82,461、対象の全メッシュのこと)、オオキンケイギクが発見された在地点 (N = 771) と環境間引き後の在地点 (N = 71) における各環境変数のバイオリンプロットと箱ひげ図を図2に示し

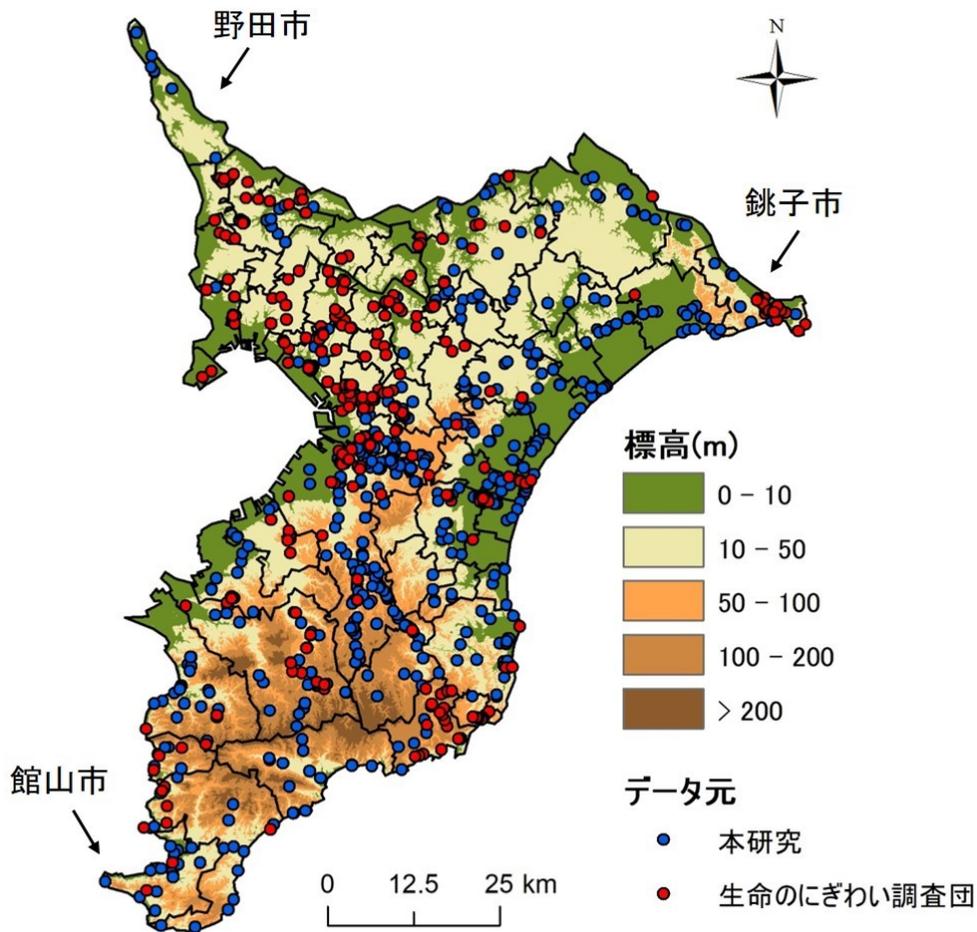


図1. 千葉県におけるオオキンケイギクの分布 (N = 932)  
 プロットはオオキンケイギクが発見地点、黒色の枠線は市区町村の境目を表している。凡例の本研究は野外調査、生命のにぎわい調査団は県民参加型生物モニタリングによって得られたものである。

た。図2より、オオキンケイギクは千葉県内の幅広い環境幅から在地点が得られていることが示された。

MaxEntにより予測されたオオキンケイギク

クの生育適地率モデルのAUCは、それぞれ、モデル1では0.74 (Test AUC) と0.76 (Training AUC)、モデル2では0.73 (Test AUC) と0.82 (Training AUC) となった。

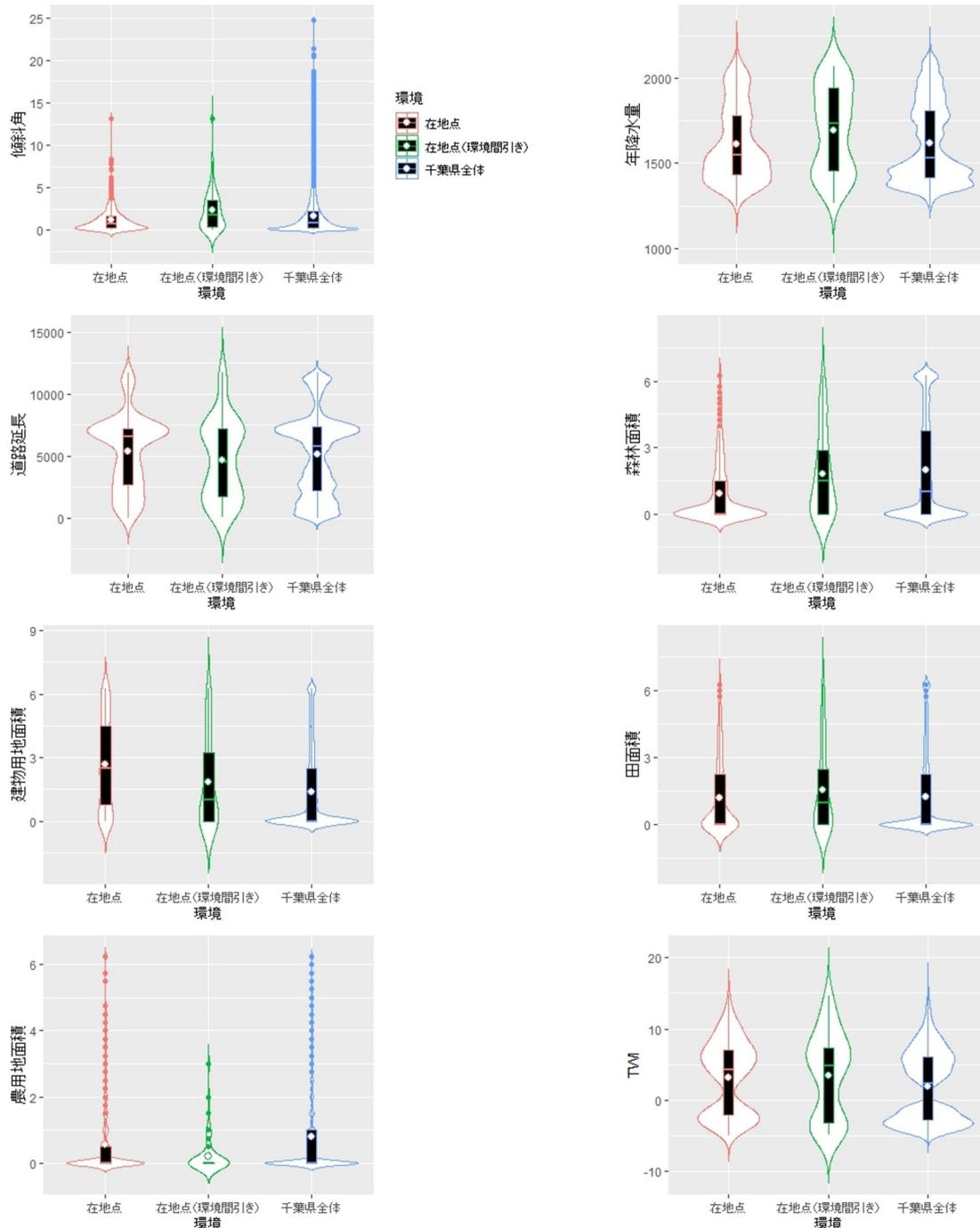


図2. オオキンケイギクの全在地点 (N = 771)、環境間引き後の在地点 (N=71)、千葉県全体 (N = 82,461) における各環境要因のバイオリプロットと箱ひげ図

赤線、緑線と青線で囲まれた図はバイオリプロット、黒塗りされた図は箱ひげ図を表す。箱ひげ図の白色のプロットは平均値、赤色、緑色と青色の線は中央値、赤色、緑色と青色のプロットは外れ値を表す。なお、同じセルから収集された重複データは除外したため、全在地点の地点数は932から771となった。

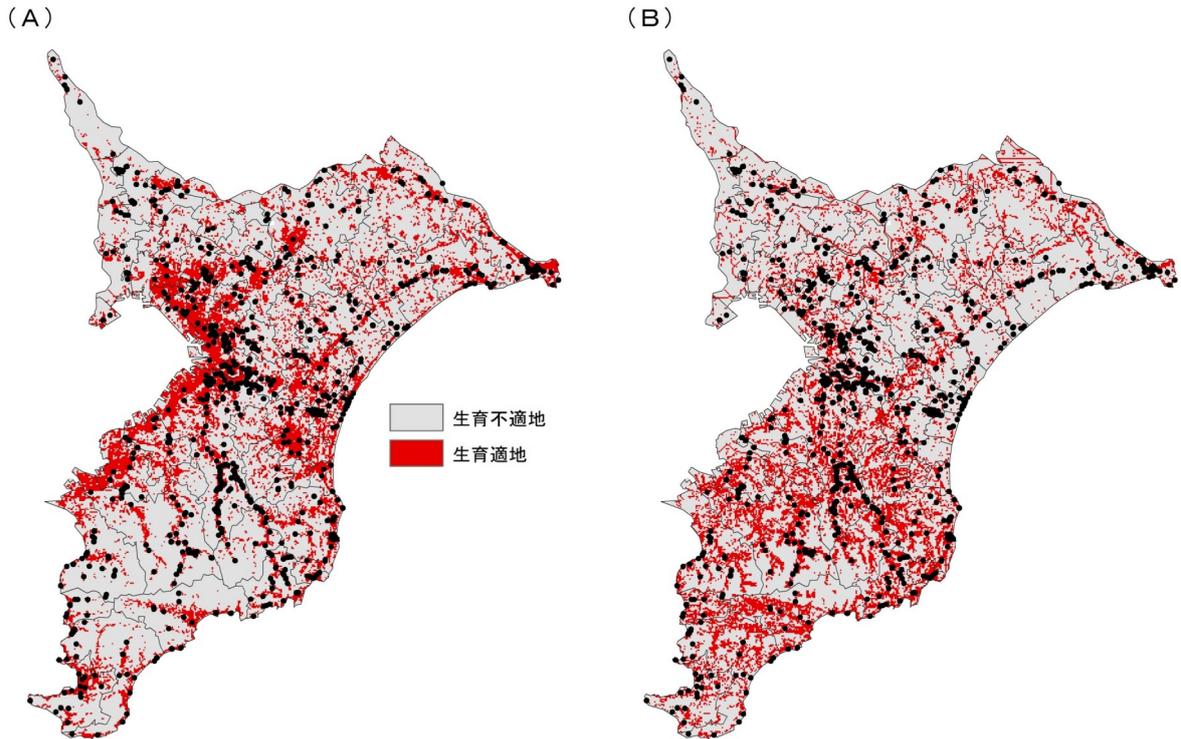


図3. オオキンケイギクの生育適地  
 (A)モデル1、(B)モデル2。黒色のプロットはオオキンケイギクの発見地点を表している (N = 932)。

MaxEntにより算出された0.45 (モデル1) と 0.39 (モデル2) を閾値として、生育適地率を生育適地と生育不適地の2値に分類したところ、モデル1では県中部を中心に生育適地が集中し、県北東部と北西部の平地と台地の一部や県南部の丘陵地の一部を除いた千葉県内のほぼ全域に生育適地が広がること示された (図3A)。一方で、モデル2では県北部の平地と台地の一部や県南部の丘陵地の一部を除いた千葉県内のほぼ全域に生育適地が広がること示された (図3B)。モデル1とモデル2の生育適地の違いを明らかにするために、両モデルの結果の重ね合わせたところ、両モデルで県内の広い範囲に生育適地の重複が見られたが、モデル1では県中央部の平地により多くの生育適地が存在する一方で、モデル2では県南部の丘陵地のより広い範囲に生育適地が広がると予測された (図4)。

表1に各環境要因の寄与率を示した。モデル1では建物用地面積、森林面積や年降水量

等の変数で寄与率が高く (10%以上)、モデル2では農用地面積、傾斜角、森林面積やTWI等の変数で寄与率が高かった。オオキンケイギクの分布と各環境要因との関係を表す応答曲線を図5に示した。多くの説明変数において、モデル1とモデル2の応答曲線はともに類似したパターンを示した。例えば、建物用地面積やTWIの値が大きくなるにつれて生育適地率は大きく増加し、農用地面積では値が大きくなるにつれて生育適地率は大きく低下した。また、年降水量と田面積では値が非常に大きくなる範囲でのみ生育適地率の急激な低下が見られた。道路延長では明瞭な関係性が見られなかった。一方で、いくつかの説明変数においては、2つのモデル間で大きく異なる関係性が示された。例えば、モデル1では傾斜角や森林面積の値が大きくなるにつれて生育適地率が大きく低下したが、モデル2では両変数の値が大きな範囲でも生育適地率は比較的高い状態を保っていた。

表1. オオキンケイギクの種分布モデルに対する各変数の寄与率

順位	説明変数	寄与率 (%)	
		モデル1 (N=771)	モデル2 (N=71)
1	建物用地面積	53.9	8.6
2	森林面積	15.4	19.6
3	年降水量	11.7	6.2
4	傾斜角	4.9	23.1
5	道路延長	4.6	4.3
6	TWI	3.7	12.7
7	田面積	3.0	1.2
8	農用地面積	2.8	24.2

## 考 察

オオキンケイギクの種分布モデルの予測精度を表すAUCは、モデル1 (Test AUC: 0.74) とモデル2 (Test AUC: 0.73) のそれぞれで0.7を上回っていたことから、Swets (1988) の基準に従うと、今回構築した2つのモデルの予測精度は比較的高いと解釈される。2つのモデルともに、多くの変数で応答曲線に共通したパターンが見られたが、一部の変数の応答曲線と生育適地図にいくつかの相違点が見られた。モデル1では平地的な環境を中心にオオキンケイギクの生育適地が広がる一方で、モデル2ではより丘陵地的な環境の広い範囲に生育適地が広がることが示された。また、モデル2では、傾斜角と森林面積の値がより高い場合でも生育適地率が大きく低下しないと予測された。このモデル間の予測結果の違いは、環境間引きによって平地的な環境の分布データが大きく除外され、丘陵地的な環境で得られたデータの割合が大きく増加したことに起因すると考えられる (図2)。

以下の節では、1) オオキンケイギクの分布に影響する環境要因、2) 千葉県内での生育状況と今後の防除対策の方向性について議論した。

## オオキンケイギクの分布に影響する環境要因

本研究により、モデル1では建物用地面積、森林面積、年降水量が、モデル2では農用地面積、傾斜角、森林面積、TWIの貢献度が特に高く、オオキンケイギクの分布に影響を与える説明変数の重要性はモデル間で異なっていたが、多くの変数において応答曲線は類似した傾向を示していた (図5)。このことから、オオキンケイギクは大規模な農地、森林地帯や急峻な環境には定着しにくいものの、市街地を中心に平地から丘陵地にかけて幅広い環境に生育することが可能であると考えられた。

これまでに、オオキンケイギクが日本各地に定着した原因として、道路建設や宅地造成に伴う法面や花壇等の緑化に利用されていたものが、管理された土地から逸出したためだと考えられている (一般財団法人自然環境研究センター, 2019)。建物用地面積の広い市街地では、オオキンケイギクが緑化に利用されやすく、人口や交通量も多いことから、郊外に比べて分布拡大が生じやすかったものと推察される。また、オオキンケイギクは法面や河川敷だけでなく、道路、宅地、道路と農地との境界部等にも定着できるため (藤原, 2009)、建物用地面積の広い市街地にはオオキンケイギクが定着可能な環境が広く存在していると考えられる (図4)。

オオキンケイギクの生育適地率と負の関係が見られた森林面積や年降水量の寄与率も比較的高いと算出されたが、これはオオキンケイギクが原産地において、疎林、平野、草原、牧草地等の開けた環境を中心に生育していること (The University of Texas at Austin, オンライン)、日本国内においても山地周辺に少ない一方で道路、法面、農地、空地や河川敷等の比較的開けた環境を中心にして定着しているとの報告と矛盾しない (畠瀬ほか, 2008; 藤原, 2009; 百瀬ほか, 2010; 椛島, 2019; 井上ほか, 2020)。オオキンケイギクの種子は明るい環境で発芽するため (Banovets and Scheiner, 1994)、木々に

覆われて遮蔽されたような暗い環境（森林等）はオオキンケイギクの定着には不適な環境であると考えられる（畠瀬ほか, 2008）。今回、周囲を森林に覆われた高標高域の舗装道路においても広域的な野外調査を行ったにも関わらず、これらの地域から得られたオオキンケイギクの分布情報は低標高域に比べて少なかった（図1）。従って、オオキンケイギクの分布が平野部に集中しているのは、県民参加型生物モニタリングの参加者が平野部に集中するために報告件数が多かったからではなく、実際にオオキンケイギクが平野部を中心に定着及び分布拡大しているためだと考えられる。

本研究により、農地がオオキンケイギクの分布に与える正の影響は検出されなかった。むしろ、農用地面積が広い環境はオオキンケイギクの生育には不適であると予測された。これまでに、農地（その他に道路や宅地）がオオキンケイギクの主要な生育地の1つであることを示した先行研究（藤原, 2009）が報告されていたが、オオキンケイギクが農地には少ない一方で道路、河川敷や住宅地でより多いことを報告した先行研究（椋島, 2019）も発表されており、本研究は後者を支持するものであった。原産地において、オオキンケイギクは他の植物との競合による競争排除によって、土壤栄養

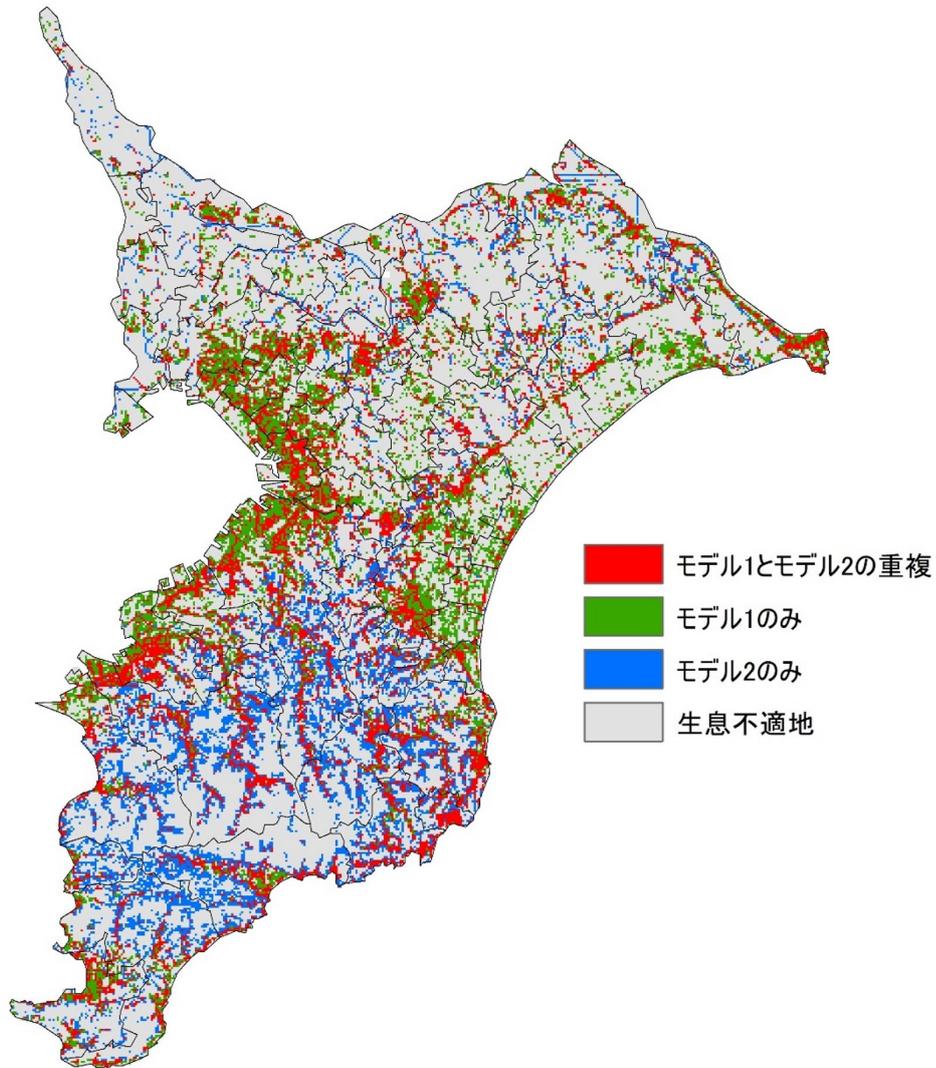


図4. モデル1とモデル2で予測されたオオキンケイギクの生育適地の重複

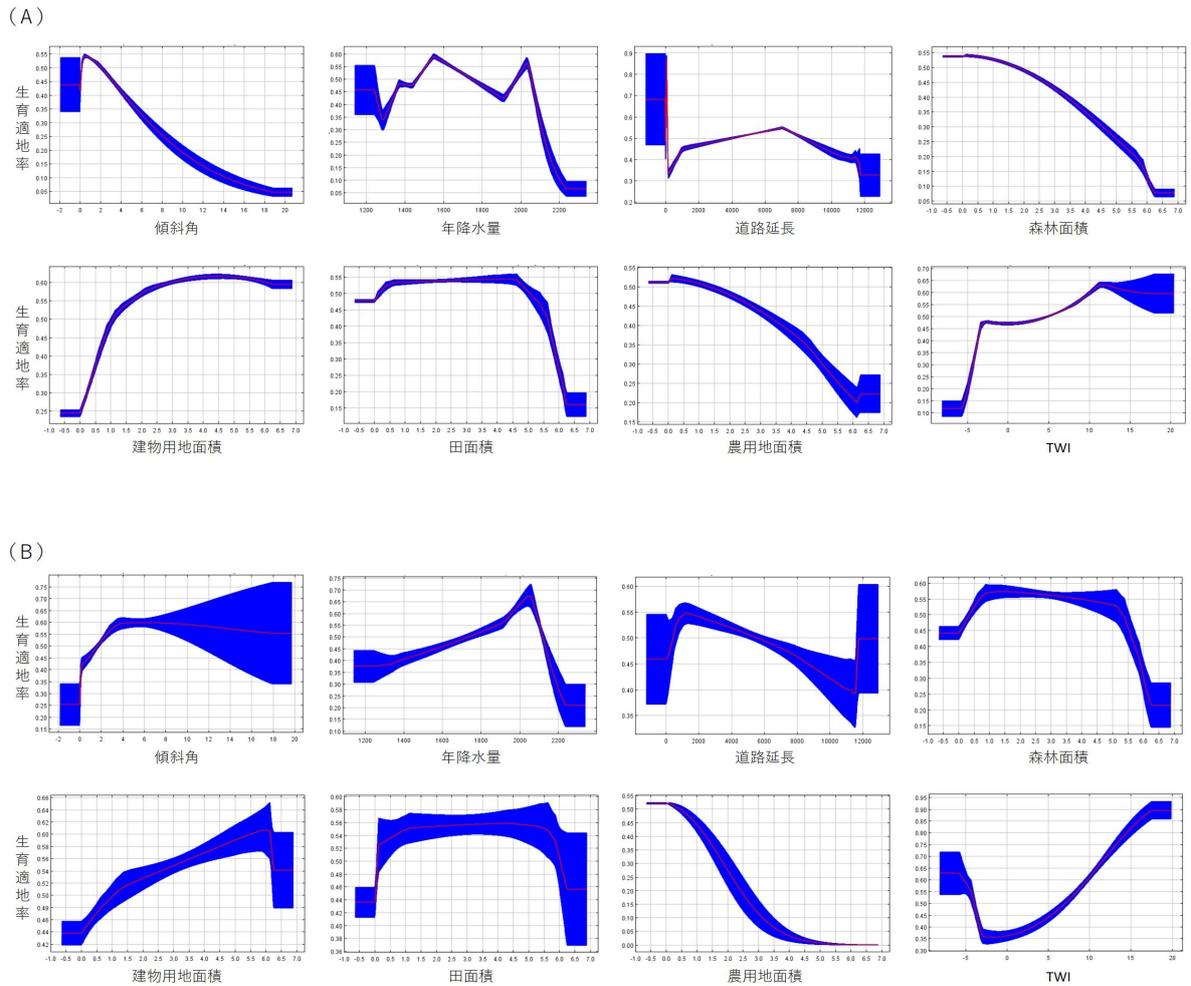


図5. オオキンケイギクの分布と環境要因との関係を表す応答曲線  
 (A)モデル1、(B)モデル2、赤線は平均値、青で囲まれた部分は誤差(標準偏差)を表している。

や土壤水分の低い非生産的な環境等の限られた範囲で大規模に繁茂していると指摘されており (Folgate and Scheiner, 1992)、日本国内においても他種との種間相互作用がオオキンケイギクの分布に大きな影響を与えているのかもしれない。また、散布された農薬による影響や農作業時に除去されている可能性も考えられる。

TWIの寄与率も比較的高く、生育適地率との間に正の関係性が見られたが、これはオオキンケイギクが河川敷を中心に分布拡大していることを報告した先行研究 (畠瀬ほか, 2008; 百瀬ほか, 2010など) を支持するものであった。TWIの寄与率が高いと算出された要因として、河川沿いがオオキンケイギクの定着に好適であることと種子が河川や

細流等の流水によって下流へと運ばれることで、河川沿いに拡散しやすいことが原因として推察される。

野外調査では、県北東部や県南部の丘陵地及び平野部においてオオキンケイギクの分布が線上に連なっていたが、自動車に付着した外来植物の実生や種子が道路を介して分布拡大しているように (Zwaenepoel et al., 2006; Dar et al., 2015など)、オオキンケイギクも道路を中心に分布拡大している可能性が予想された。しかしながら、道路延長の貢献度は非常に低く、生育適地率との間に明瞭な関係は見られなかった。これは、説明変数として使用した道路延長が3次メッシュ単位で整備された比較的粗いものであり、5次メッシュ単位でオオキンケイギク

クの生育適地を予測する上では適した状態ではなかった可能性が考えられる。今後は、道路延長や道路密度等に関するより細かい空間スケール（セルサイズ）での説明変数の整備を進め、オオキンケイギクの種分布モデルの改良と予測精度の改善を目指していくことが望まれる。

種分布モデルを用いた分布予測は、野生生物の分布と環境との関係が平衡であることを仮定した上で実施されている（Guisan and Thuiller, 2005）。従って、侵入初期の外来種を対象にする場合は、分布と環境要因との関係を誤って推定する恐れがあることに注意する必要がある。しかしながら、外来種を対象に分布予測を行った研究はこれまでに数多く報告されており（Thuiller et al., 2005; Ficetola et al., 2009; Fukasawa et al., 2009 など）、種分布モデルは外来種の防除や管理対策を検討する際の欠かせない研究ツールの1つとなっている（Guisan and Thuiller, 2005; Guisan et al., 2013）。今回、オオキンケイギクは既に千葉県内のほぼ全域に蔓延し、種分布モデルによって推定された分布と環境要因との関係も先行研究で報告されたものや原産地での分布パターンと矛盾しないものであったことから、今回実施したオオキンケイギクへの種分布モデルの適用は妥当であったと考えられる。ただし、使用する説明変数の吟味とオオキンケイギクの分布情報の収集を継続し、新たに得られたデータを加えた分布予測を実施し直すことで、より詳細に侵入リスクの高い地域や分布拡大に影響する環境要因を特定することに繋がるであろう。

#### オオキンケイギクの生息状況と防除対策の検討

オオキンケイギクは既に千葉県内の広範囲に定着していること（図1）、県内のほぼ全域に生育適地が広がること（図3）。従って、人員と予算が不十分な現状では、行政による広範囲を対象にした防除対策の実施は困難であり、数年規模の短期間のうちに千葉県内から根絶することは

ほぼ不可能だと考えられる。このような状況下では、優先的に防除する必要のある地域（防除優先地域）を選定し、それらの地域に労力を集約させた防除対策を実施し、将来的に根絶地域を徐々に増やしていく対策が最も現実的な解決策であろう。

オオキンケイギクを防除する主たる目的は、在来の生物多様性保全である。従って、防除優先地域を選ぶ基準としては、第一に希少植物や在来植物の種多様性の豊かな地域があげられる。そこで、千葉県レッドデータブックに記載されている希少種（最重要保護生物や重要保護生物等）の分布情報（千葉県, 2009）や種分布モデルを用いて希少植物の生育適地や種多様性の豊かさを表す地図を作成し、本稿で得られたオオキンケイギクの生育適地図と重ね合わせることで、優先的に防除する必要のあるオオキンケイギクの生育地を抽出すること等に活用されることが期待される。しかしながら、千葉県内において、どのような植物がオオキンケイギクによる悪影響を受けているかはよく分かっていない。今後は、オオキンケイギクによる影響を受けやすい在来植物やそれらの生態的特徴を網羅的に把握し、オオキンケイギクの防除対策を検討する際の基礎情報として活用されることが望まれる。また、オオキンケイギクのさらなる分布拡大を効果的に阻止する上では、供給源となっている地域も優先的に防除することが望ましい。分布拡大途上にある外来植物では種子等の散布体の供給可能性がその分布の主要な規定要因の1つとなるため（宮脇・鷺谷, 2010）、今後はオオキンケイギクの分布拡大を促進させる環境要因の特定も同時に進めていくことが望まれる。本研究で示されたオオキンケイギクの分布とTWIとの正の関係や千葉県内での線上に連なる分布状況は、オオキンケイギクが河川や道路を介して分布を拡大させていることを示唆する。今後は、河川周辺や路上に定着したオオキンケイギクの防除の必要性やそ

の取扱いについても議論していくべきであろう。

今回、千葉県内の広範囲へのオオキンケイギクの分布拡大が示されたことから（図1）、行政による防除だけではオオキンケイギクの根絶及びさらなる分布拡大の防止は困難であることが予想される。オオキンケイギクは道路や法面、農地等だけでなく、民家の庭先等の私有地にも侵入し、鮮やかな黄色い花を咲かせることから意図的に刈り残されやすい（藤原，2009；井上ほか，2020）。従って、オオキンケイギクの防除対策を進める上で、県民の協力が不可欠であることは言うまでもない。今後は、オオキンケイギクの栽培が禁止されていることや侵入したものを放置してはいけないこと、及び個人での駆除方法等を伝える啓発活動（福田ほか，2019など）をより積極的に推進していくことが望まれる。

## 謝 辞

オオキンケイギクの分布情報を報告していただいた生命のにぎわい調査団各位、生命のにぎわい調査団の業務に取り組んでいただいた前任者の方々、乗用車の運転と情報提供を行っていただいた伊左治鎮司氏、小賀野幸子氏の各氏、及び有益なご助言を賜った匿名の査読者に感謝申し上げます。

## 引用文献

- Adhikari, P., Lee, Y. H., Park, Y. S. and Hong, S. H., 2021. Assessment of the spatial invasion risk of intentionally introduced alien plant species (IIAPS) under environmental change in South Korea. *Biology* 10: 1169.
- Banovetz, S. J. and Scheiner, S. M., 1994. Secondary seed dormancy in *Coreopsis lanceolata*. *American Midland Naturalist* 131: 75–83.
- Castellanos, A. A., Huntley, J. W., Voelker, G. and Lawing, A. M., 2019. Environmental filtering improves ecological niche models across multiple scales. *Methods in Ecology*

- and *Evolution* 10: 481–492.
- 千葉県 2009. 千葉県の保護上重要な野生生物—千葉県レッドデータブック—植物・菌類編2009年改訂版. 千葉県環境生活部自然保護課, 千葉. 487 pp.
- Dar, P. A., Reshi, Z. A. and Shah, M. A., 2015. Roads act as corridors for the spread of alien plant species in the mountainous regions: A case study of Kashmir Valley, India. *Tropical Ecology* 56: 183–190.
- Dormann, C. F., McPherson, J. M., Araújo, M. B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R. G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W. D., Kuhn, I., Ohlemuller, R., Peres-Neto, P. R., Reineking, B., Schroder, B., Schurr, F. M. and Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609–628.
- Ficetola, G. F., Thuiller, W. and Padoa-Schioppa, E., 2009. From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions* 15: 108–116.
- Folgate, L. A. and Scheiner, S. M., 1992. Distribution of a restricted locally abundant species: effects of competition and nutrients on *Coreopsis lanceolata*. *American Midland Naturalist* 128: 254–269.
- Fukasawa, K., Koike, F., Tanaka, N. and Otsu, K., 2009. Predicting future invasion of an invasive alien tree in a Japanese oceanic island by process-based statistical models using recent distribution maps. *Ecological Research* 24: 965–975.
- 藤原宣夫 2009. 木曾川中流域 3 市（可児市、各務原市、犬山市）におけるオオキンケイギクの分布状況. *日本緑化工学会誌* 35: 162–165.
- 福田知子・中馬千鶴・山脇和也 2019. 侵略的外来種オオキンケイギクの菅島への侵入状況と対策：蛇紋岩植生の保全に向けて. *三重大学教養教育院研究紀要* 4: 95–100.
- Guisan, A. and Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Guisan, A., Thuiller, W. and Zimmermann, N.

- E., 2020. 野生生物の生息適地と分布モデリング-Rプログラムによる実践-. 久保田康裕監訳. 楠本聞太郎・久保田康裕・小森理・三枝祐輔・佐藤恵里・塩野貴之・鈴木智之・須藤健二・田中崇行・比嘉基紀・深谷肇一・藤沼潤一訳. 共立出版, 東京. 475 pp.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P. and Buckley, Y. M., 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16: 1424–1435.
- 畠瀬頼子・小栗ひとみ・松江正彦 2008. 木曾川中流域における植生変遷と特定外来生物オオキンケイギクの分布特性. *ランドスケープ研究* 71: 553–556.
- 井上雅仁・三島秀夫・深谷治・八幡浩二・野辺一寛 2020. 隠岐諸島における特定外来生物オオキンケイギクの分布特性. *島根県立三瓶自然館研究報告* 18: 73–77.
- 一般財団法人自然環境研究センター 2019. 最新日本の外来生物. 株式会社平凡社, 東京. 592 pp.
- 石濱史子 2017. 標本情報等の分布推定への活用とその実際: バイアスの除去から精度評価まで. *保全生態学研究* 22: 21–40.
- Jiménez-Valverde, A. and Lobo, J. M., 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica* 31: 361–369.
- 椛島昭紘 2019. 2018年度第1回 フィールドレポーター調査 「オオキンケイギクを調べよう」 調査報告. フィールドレポーターだより 2018年度 第1号 (通巻51号): 2–19.
- 加賀山翔一 2021. 在来種ニホンイシガメと外来種クサガメ・ミシシippアカミミガメの分布予測に基づく保全と防除対策の検討. *爬虫両棲類学会報* 2021: 123–136. 環境省 オンライン. 日本の外来種対策. 特定外来生物等一覧. <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html>. 2022年9月15日最終確認.
- 気象庁 2014. 平年値メッシュ第2.1版. <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02.html>. 2020年9月30日取得.
- 国土交通省 2010. 国土数値情報 (道路密度・道路延長メッシュデータ) 第3.0版. <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N04.html>. 2020年9月30日取得.
- 国土交通省 2011. 国土数値情報 (標高・傾斜度5次メッシュデータ) 第1.0版. <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G04-d.html>. 2020年9月30日取得.
- 国土交通省 2014. 国土数値情報 (土地利用細分メッシュデータ) 第2.6版. <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b.html>. 2020年9月30日取得.
- 宮脇成生・鷺谷いづみ 2010. 千曲川における侵略的外来植物 4種の侵入範囲予測. *保全生態学研究* 15: 17–28.
- 百瀬剛・藤田淳一・佐藤靖 2010. 天竜川上流の堤防法面におけるオオキンケイギクの抑制手法の検討. *日本緑化工学会誌* 36: 135–138.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>. 2022年12月6日最終確認.
- Saito, T. I. and Okubo, K., 2011. The relationship between alien herb *Coreopsis lanceolata* and soil texture types on gravelly floodplain vegetation in central Japan. *Vegetation Science* 28: 39–47.
- 柴田るり子 2011. 県民参加型生物モニタリング「生命のにぎわい調査団」の報告について. *千葉県生物多様性センター研究報告* 3: 77–96.
- Swets, J. A., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285–1293. The University of Texas at Austin オンライン. Lady Bird Johnson Wildflower Center. <https://www.wildflower.org/plants/>

result.php?id\_plant=COLA5. 2022年9月18日最終確認。

Thuiller, W., Richardson, D. M., Pyšek, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O. and Rouget, M., 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global change biology* 11: 2234–2250.

Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R. and Fernández-González, F., 2014. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37: 1084–1091.

Zwaenepoel, A., Roovers, P. and Hermy, M., 2006. Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic and Applied Ecology* 7: 83–93.

---

著者：加賀山翔一\* 〒260-8682 千葉県千葉市中央区青葉町955-2 千葉県環境生活部自然保護課生物多様性センター；E-mail: s.kgym5@pref.chiba.lg.jp 小賀野大一 〒290-0151 千葉県市原市瀬又962-40 千葉県野生生物研究会 \*責任著者

“Current status evaluation and potential habitat prediction of an alien invasive plant, lance-leaf tickseed (*Coreopsis lanceolata*), in Chiba Prefecture, Japan” Report of Chiba Biodiversity Center 11: 1–14. Shawichi Kagayama, Daiichi Ogano

Abstract To clarify the current status of the invasive alien species, lance-leaf tickseed (*Coreopsis lanceolata*), field surveys were conducted in a large area of Chiba Prefecture. In addition, to identify the areas at high risk for *C. lanceolata* invasion, we predicted its suitable habitat using species distribution model combined with the records of *C. lanceolata* occurrence from field survey and citizen-based biological monitoring (Inochinonigawai Chosa-dan). The results showed that *C. lanceolata* was distributed across a wide range of habitats in Chiba Prefecture, including Tateyama, Noda, and Choshi cities. Habitat predictions suggested that environmental factors such as the extent of the built-up sites, topographic wetness index, forest and agricultural area, and annual precipitation, greatly influence the distribution of *C. lanceolata*. The suitable habitat for *C. lanceolata* covers almost the whole area of the prefecture, except for some upland and plain areas at the north and some hilly areas at the south of the prefecture. The results also indicated that *C. lanceolata* has already spread across Chiba Prefecture, and will probably proliferate over an even wider area in the future.

Keywords: Alien plant, Boso Peninsula, Eradication measure, Inochinonigawai Chosa-dan, Species distribution model

(受理 2023年1月12日)