

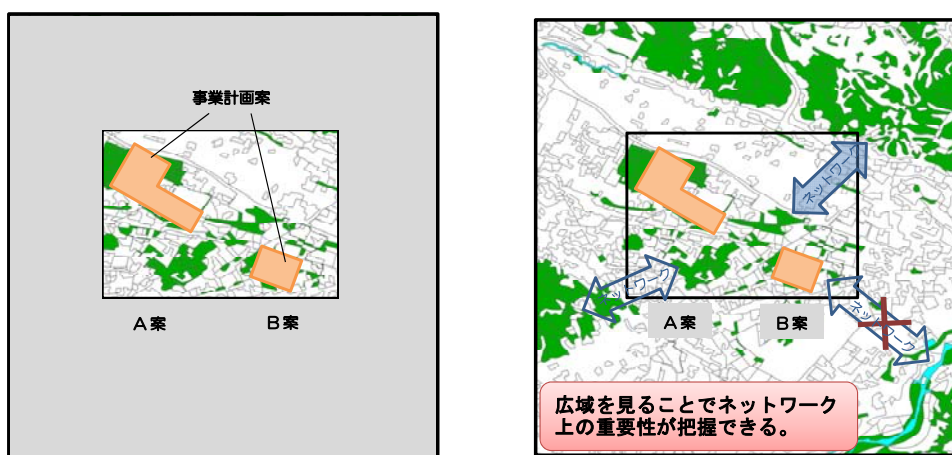
第3章 生物多様性分野の空間・地理情報の活用と留意点

本章では、生物多様性分野の空間・地理情報を活用して、「動物・植物の生息場所の推定」、「重要な自然環境のまとまりの場の抽出」、「生態系ネットワークの推定」の手法とその留意点について解説する。

1 節 調査対象範囲の設定について

第1章で示したように、ハビタットや生態系のネットワーク（以下、生態系ネットワークと称する）の分断、断片化等による影響が想定されることに對し、調査対象範囲の設定について「計画段階配慮手続に係る技術ガイド」では、「広域的な視点からではないとその状況を捉えることができない生態系ネットワーク等を考慮して、調査範囲を設定する」としている。

本書第3章3節で示すように、対象とすべき生態系ネットワークは「動物、植物」の重要な種のハビタットや、「生態系」の「重要な自然環境のまとまりの場」等の分布状況を基に検討することになる。しかしながら生態系ネットワークへの影響検討を行う範囲は、事業影響が直接的には及ばないような広い範囲まで含める必要があり、「動物、植物」の重要な種のハビタットや「生態系」の「重要な自然環境のまとまりの場」の分布状況の検討範囲を、そのまま生態系ネットワークの検討範囲とすることが不適切な場合も考えられる（図 3-1）。



「動物、植物」や「生態系」の検討範囲

生態系ネットワークの検討に適切な範囲

図 3-1 生態系ネットワークの検討に必要な範囲の考え方

左図は「動物、植物」のハビタットや「生態系」の重要なまとまりの場の直接的な影響評価の検討範囲の例を示している。こうした範囲は事業予定地から数百 m の範囲に設定されることが多い。A 案は B 案に比べ、緑地の改変面積が大きい計画となっている。一方、生態系ネットワークの検討では、ハビタットやまとまりの場の相互のつながりを、より広い範囲で把握することが必要となる。右図では、「動物、植物」や「生態系」の検討範囲の緑地が、周辺の緑地と緑地をつなぐ生態系ネットワーク上重要な位置にあり、ネットワークを分断する影響の立場から見れば、改変面積の少ない B 案の方が、より大きな影響を生じる可能性があることを示している。

現在、生物多様性分野の調査対象範囲を決める適当な手法は存在しないが、事前に適切な調査対象範囲を設定し、検討の手戻りを防ぐためにも、①重要種リストとこれらの一般的なハビタット、②地域で考えるべき生態系の重要性の視点や湿地、干潟、遊水地といった具体的な対象を念頭に、地域の自然環境の状況（植生、地形、地質、流域界等）を俯瞰し、事業計画の複数案の平面的な広がりとの関係から、必要十分と考えられる範囲を設定することが望ましい。



ボックス 3-1

調査対象範囲について

生態系の境界を決める問題は生態学上の課題でもある。研究サイドでの生態系の境界に関する視点を以下に示した。

対象範囲を生態学的に決定するためには、Addicott *et al.*(1987)が経験的に定義した、対象としている生物（群）の、①特定の生態的プロセス（採餌、繁殖など）、②プロセス特有の時間スケール（日、週、季節、年など）、③この期間中の生物の活動あるいは影響に基づく、生態学的近隣圏(Ecological neighborhoods)の考え方によって、時空間スケールを設定することが理想的であるが、対象とする生態系のすべての構成種について検討することは不可能であろう。

Cousins(1990)は対象とする生物群集の境界が体の最も大きい捕食者の個体等の採餌エリアと一致する場合、その空間単位を ETM (ecotrophic module) と定義した (Holt 1996) が、ランドスケープでのエネルギーや物質の流れと関連した境界問題を解決するには不十分とされている (Post *et al.* 2007)。

このように、生態学上の生態系の境界の考え方を、環境影響評価の調査対象範囲に適用するにはまだ問題があるが、生態系や生物群集の境界を定量的に決定する手法が検討されてきている (Fagan *et al.* 2003, Cadenasso *et al.* 2003, Baker & King 2010) ことから、これらの手法の適用可能性について留意しておく必要がある。

2 節 動物・植物の生息場所の推定

2.1 推定の対象

ここでは、表 3-1 に示すような動物、植物の重要な種等の生息場所を対象とし、これらへの影響を予測するために必要となる種の分布の推定範囲（あるいは潜在的な推定域）を推定する手法について解説する。

なお、表 3-1 ①、③の対象については、第 2 章 2 節示す生物多様性地域戦略等から地域により注目されている具体的な対象を確認するとともに、対象地域の専門家や保護団体にヒアリングを実施し、把握することが望ましい。

表 3-1 動物、植物の重要な対象の区分

特性 環境要素	事業計画の 特性	地域特性（重要な種等の分布状況）		
		①環境影響を受けやすい種等＊）	②環境保全の観点から法令等により指定された種等（重要種、重要な群落等）	③法令等により指定されていないが地域により注目されている種等
動物・植物	・重要な種の生息生育環境の改変 ・長大構造物による生息場所やネットワークの分断、断片化 ・重要な種が特別に利用する地域での障害（渡りルート等）	・個体数が少ない、分布域が限られる、利用する生息・生育環境が限られる、移動能力が小さい種等 ・環境の変化に対し、個体数や繁殖率等が変動しやすい種等 ・自然林、湿原、藻場、干潟、サンゴ群集、自然海岸等の人為的な改変をほとんど受けていない自然環境又は内湾・湖沼等の事業の影響による変化が生じやすい環境に依存する種等	・文化財保護法に基づき指定された天然記念物及び特別天然記念物、地方自治体の文化財保護条例に基づき指定された天然記念物 ・絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律に基づき定められた国内希少野生動植物種及び緊急指定種 ・環境省レッドリスト掲載種 ・地方自治体のレッドデータブック掲載種 ・絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律に基づき定められた生息地等保護区 ・ラムサール条約に基づく登録簿に掲載された湿地 ・「植物群落レッドデータブック（財団法人 日本自然保護協会 平成 8 年 4 月）」に掲載されている群落	・地域により注目されている種、集団繁殖地 等

＊）環境影響を受けやすい種等のほとんどは②のレッドリストやレッドデータブックに掲載されているものと考えられる。

2.2 推定の流れ

重要種等の分布の推定の流れを以下に示した（図 3-2 も参照）

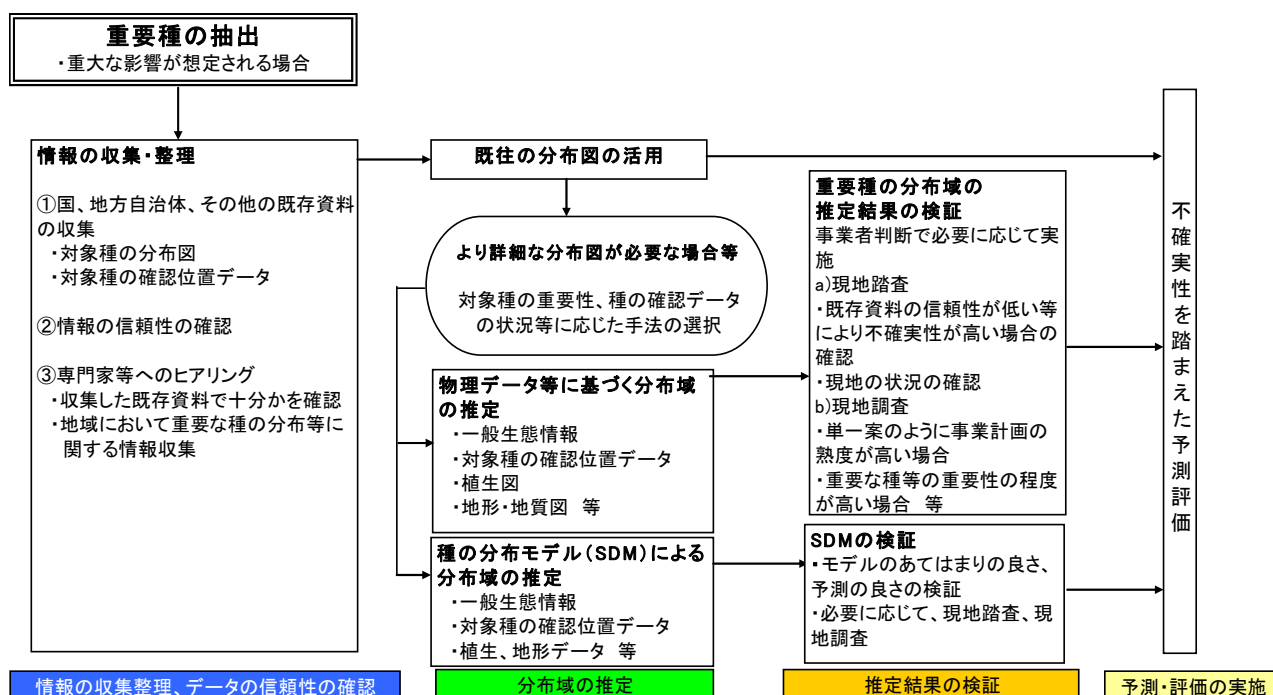


図 3-2 重要な種の分布の推定の流れ(例)

(1)情報の収集整理、データの信頼性の確認

調査対象範囲を設定し、範囲内の動物、植物の重要種等に関わる既往文献から、当該対象地域において出現する可能性のある重要種を整理し、リスト化する。

なお、重要な種の分布域の情報は、盗掘等の恐れからそもそも公表されていないか、公表されているとしても空間スケールを大きくし分布箇所を特定できないようにしている場合が多く、関係者以外に対して詳細な位置情報が公開されることは少ない。

従って、これらのデータを用いて環境影響評価を実施するためには、各データの管理者に申請するなど、非公開データへのアクセスの手続の手順を踏んで分布図やデータを入手する必要がある。

得られた情報に関してはその信頼性について確認しておく（第3章3節参照）。

(2)分布域の推定

これらの情報が入手できた後、得られた情報の内容（量、質、信頼性）に応じて適切な手法を用いて分布域を推定する。

まずは、抽出された種に対して、収集した既往資料等で分布図等が存在すれば、その活用を検討する。既往の分布図が存在せず、かつ対象種の確認データが無い、あるいは非常に少ない場合、対象種のハビタットに関する既往知見及び対象地域の植生、地形、地質などの情報から推定する手法によって推定することを検討する。

対象種の確認状況に関するデータの収集状況によっては、種の分布モデルを用いた定量的な手法（Species Distribution Modeling。以下、「SDM」という）による推定が可能な場合がある。例えば、確認できた位置情報（以下、在データという）だけで分布域を推定する手法などがある。

(3) 推定結果の検証

既往の分布図は、専門家がその作成に関わっているか等、どのようにして作成されたものなのかを確認することが望ましい。また、SDM ではモデルの「あてはまりの良さ」だけでなく、「予測（再現性）の良さ」を検証する必要がある。更に推定結果の不確実性が高い場合など、必要に応じて現地踏査、現地調査によって推定結果を確かめることも考えられる。

(4) 予測・評価の実施

重要な対象の重要性の程度、地域における分布状況と事業の実施が想定される範囲との重なり、不可逆的な変化が生じるかどうか等から、事業による重大な影響の有無を予測評価する。

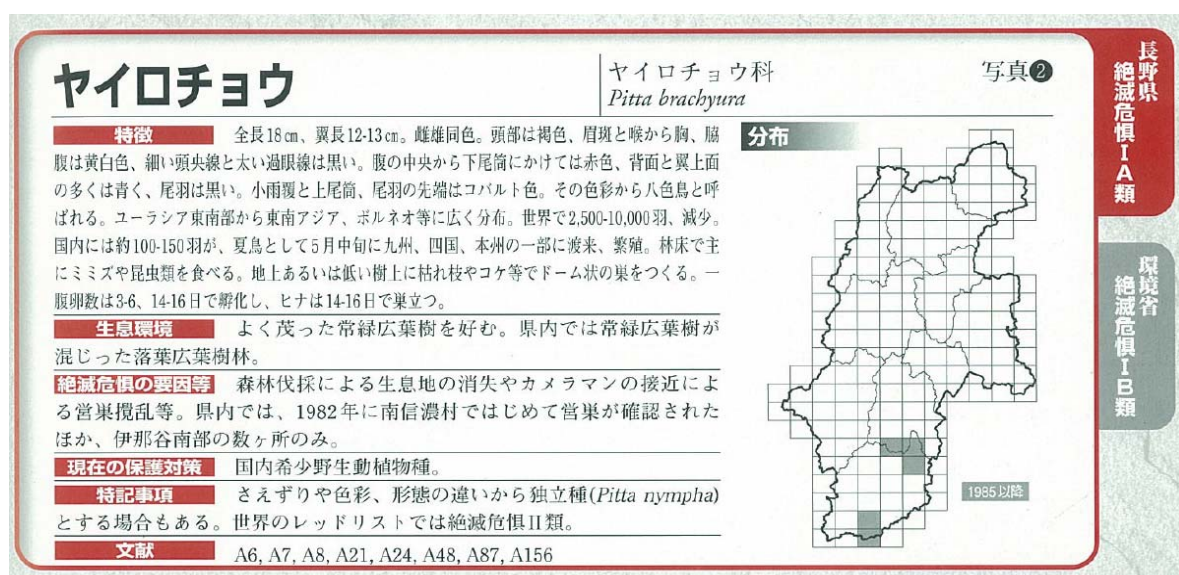
予測評価にあたっては、一般的に重要な種の生息・生育環境や生活史等の生態特性が普通にみられる種よりも特異的であることが多いため、事業計画の特性や既存資料の内容にもよるが、複数の重要な種等を一括して植生等の地理的な情報に基づいて予測するのではなく、個々の種等を対象として予測、評価を実施することを基本とする。

2.3 推定の手法

2.3.1 既往の分布情報の活用

地方自治体ではレッドデータブック等で重要種等の分布図を作成している場合がある（図 3-3）。こうした図は盗掘や密猟を防ぐために大まかな確認範囲を示す場合がほとんどであるが、そのスケールで事業計画区域との重なるかどうかを確認することができる。

分布域が事業計画区域と重なる可能性があり、より詳細に推定する必要がある場合には、以下に示す物理データ等に基づく方法や SDM で推定することを検討する。



長野県レッドデータブック 2004 より

図 3-3 重要な種の分布図例

2.3.2 物理データ等に基づく分布の推定

既往の分布図等がなく、対象種の SDM の構築に必要なデータがないような場合、地域の博物館等で整備されているデータベース等による個々の種の確認位置データ、対象種の生息環境条件等に関する生態情報、植生、林齢、地形、地質などの情報から対象種の分布域を推定する。湧水地のように、より詳細な生息条件が関わる場合にその生息範囲を推定するには、専門家等にヒアリングを実施することが望ましい。

出現状況に関する情報が無い場合、最も単純な場合には、「対象種は落葉広葉林の生息場所としている」などといった図鑑の記述と対象範囲における植生図からハビタットを推定する方法があげられる。更に対象範囲全域で把握可能な環境条件に関する知見があれば、これも重ね合わせてハビタットを推定する。例えば蛇紋岩地帯にしか出現しないということが分かっているならば、地質条件を考慮してハビタットを推定する。

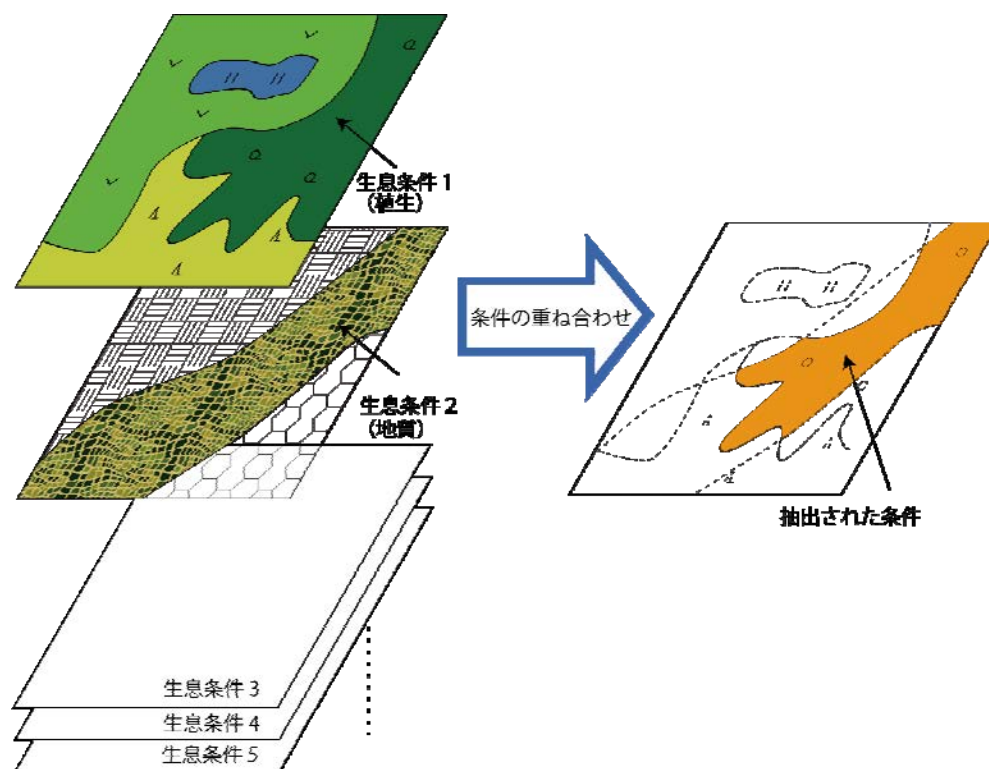


図 3-4 既往知見や物理データ等による推定イメージ

生息条件に関する既知の情報を基に定性的に推定を行う手法のイメージを示している。左上側は植生図を、左下側は地質図を示している。既存の情報で特定の植生や地質に生息・生育することが分かっている場合、これらの情報を重ね合わせることによって、種の分布域を定性的に推定することができる。

洞窟、湧水のような特殊な環境に生息する種の生息場所を推定する場、これらの場所に関する既往の分布図の有無を確認する。あるいは地形図、地質図等から推定することが考えられる。

海域であれば、漁業データから生息している群集を推定し、どのような場なのかを推測することも考えられる。

2.3.3 種の分布モデル（SDM）による推定

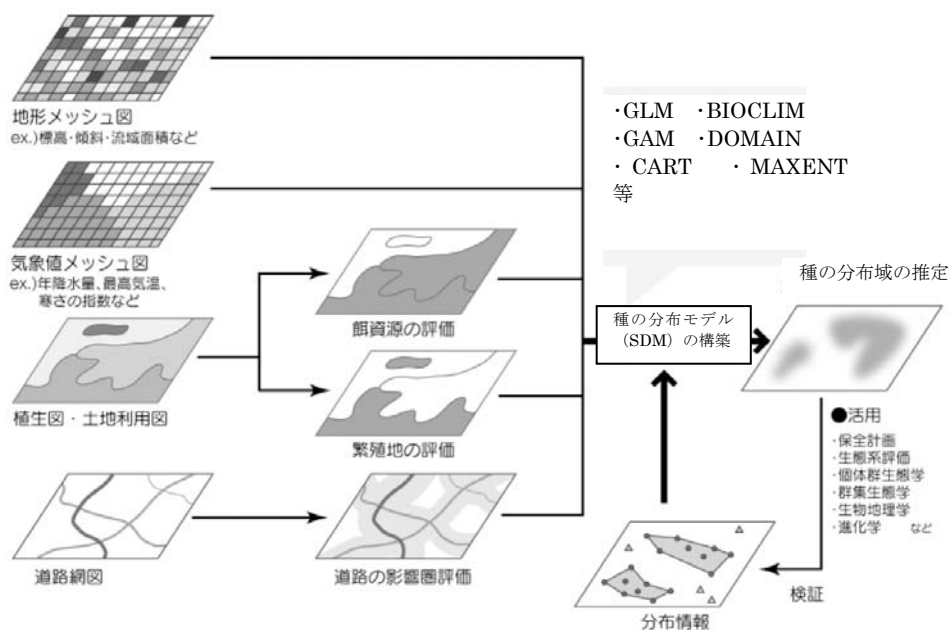
(1) SDM とは

種の確認位置情報と確認位置の環境条件を統計的にあるいは機械学習等で関係づけ（モデリング）、対象種の分布状況が不明な場所の環境条件から対象種が分布している範囲を推定する手法を「種の分布モデルによる推定」と称する。ただし、各確認地点での対象種の繁殖地としての適性等を区別せずに用いる場合には、繁殖に適していないあるいは偶然確認された場所の条件も含んだ推定であることに留意しておく必要がある（ボックス 3-2 参照）。

(2) SDM を活用する場合

SDM の手法を適用するかどうかは事業者の判断に基づくが、特に以下のような場合に適用することが望ましい。

- ・ 重要性の高い種への影響が想定される場合（ボックス 3-3 参照）
- ・ 事業影響との関係で重大な影響になりそうな場合（対象種の重要性はそれほど高くないが、生息場所が広く改変されるような場合）
- ・ 地域特性によって影響が重大となる場合（対象種の重要性はそれほど高くないが、地域で残された生息場所が改変されてしまうような場合）



三橋(2009)を一部改変

図 3-5 SDM による種の分布域の推定イメージ



ボックス 3-2

種の分布モデルの呼称

生物は競争や物理的障壁等による制約が無ければ、その適応能力の許す範囲で分布する(基本ニッチ)と考えられるが、実際には種間競争によって本来は生息可能な場所に分布できずに分布域が限られる場合(実現ニッチ)、あるいは本来は繁殖できない場所に追いやられることで、見かけ上でその種の分布域となっている場合、歴史的な経緯と分布能力から、実際には分布可能な範囲(ポテンシャル・ニッチ)でも分布していない場合がある(Sillero 2011)。このようなことから Soberon and Peterson (2005)は、種の分布を予測する場合を SDMs、種のニッチの近似を予測する場合を *ecological niche models* として区別しているが、本書では Franklin(2009)に従い、これらを一括して種の分布モデル SDM と称している。

なお、対象種がいないことも意識して記録された不在データと在データを用いて構築されたモデルを実分布推定モデル *realized model*、在データだけを用いたモデルをポテンシャルモデルと称する場合もある (Soberon and Peterson 2005、Jimenez-Valverde *et al.* 2008。図 3-6 参照)。

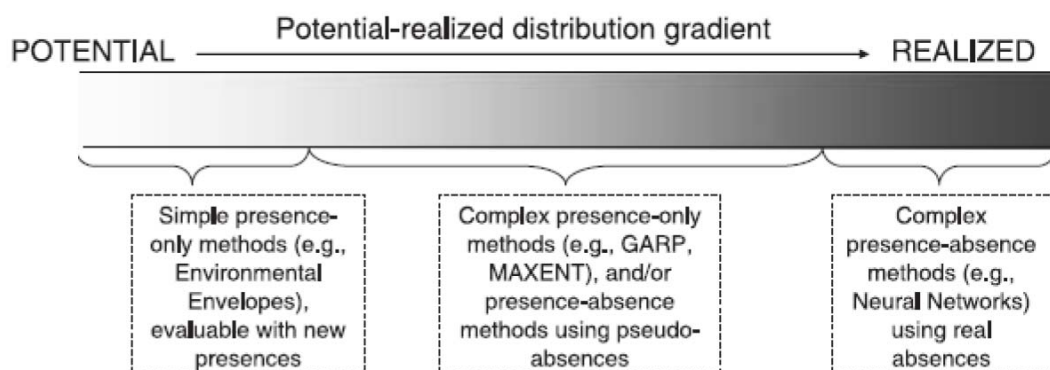


図 3-6 推定される分布の質 (realized- potential) の傾度と対応させた種の分布推定法の例
(Jimenez-Valverde *et al.* 2008 を一部改変)



ボックス 3-3

重要な種の優先的な種選定の考え方について

「我が国の絶滅のおそれのある野生生物の保全に関する点検とりまとめ報告書」（平成 24 年 3 月）では、重要な種の保全対策等にあたっての優先的な種選定の考え方を以下のように示している（一部記載を改変）。

これらすべての視点が、対象地域の環境影響評価の際の種選定に当てはまるものではないが、地域特性、事業特性に応じて優先的に保全すべき種（より重要な種）の選定の参考になる。

<保全対策を優先的に講じるための種選定の視点>

① 種の存続の困難さによる視点

我が国の生息・生育状況に基づいて個々の種の絶滅の危険度を評価している環境省レッドリストのランクを基本とし、絶滅危惧ⅠA類（CR）または絶滅危惧Ⅰ類（CR+EN）の中でも、特に絶滅のおそれの高い種。

上記以外にも、急激な生息・生育環境の悪化や減少要因の増大等により、緊急の対策を要すると判断される種。

②保全対策効果による視点

生態学的に重要性が高く（例えばアンブレラ種やキーストーン種のような機能）、その保全によって分布域内の生態系全体の保全にも効果がある種（ツシマヤマネコ（CR）、オガサワラオオコウモリ（CR）など）。

認知度又は地域住民等の関心が高く国や地域の象徴となり（フラッグシップ種）、多くの主体の保全への参画又は協力を促進させる効果が期待される種（トキ（EW）、コウノトリ（CR）など）。

絶滅危惧種が集中する地域（ホットスポット）に生息・生育し、その取組が他の絶滅危惧種の保全にも効果がある種（ハナシノブ（CR）など）。

<その他の種選定の視点>

レッドリストのランクは高くなくとも、かつては広域的に里地里山地域等でごく普通に見られていたが、近年、全国的に減少傾向にある種（タガメ（VU）、オキナグサ（VU）など）や海浜、河口等に生息・生育し、その環境変化に伴って全国的に減少傾向にある種（スナヤツメ（VU）、カワラハンミョウ（VU）など）

分布範囲や個体の行動範囲が都道府県境をまたいで広域に及ぶ種（イヌワシ（EN）など）

固有種が多く生物多様性が豊かな島嶼等、我が国の中でも特に重要な生態系がみられる地域に分布する種（アマミノクロウサギ（EN）、ヤンバルクイナ（CR）など）

(3)SDM の主な手法例

SDM に適用される手法は様々あり、いろいろな区分の方法があるが、ここでは使用するデータのタイプを主として整理した例を表 3-2 に示した。

Wintle ら(2005)によれば、SDM s の手法に用いられる種の確認データには4タイプが区分できる(以下の①~⑤)。

①在・不在データ

対象種を確認した地点、確認しなかった地点に対し、確認を1、未確認を0としたデータ。生物がある地点にいないと判断することは出来ないため、生息地であっても確認されなかった場合、その地点の環境条件は不適として処理されることで誤差が生じる。

Lobo(2008)は、特に対象地域が狭い場合には、「不在」データをランダムに抽出した場合よりも、「不在」であることが確からしい地点データを用いた方がモデルの再現性が高いことを示した。

不在データがない場合、対象範囲の中からランダムに”absence”データを選ぶよりも、調査は実施されているが、対象種が見つからない地点をランダムに抽出して”偽不在 pseudo absence”データとした方が良いという意見もある(Reese ら 2005)。

在・不在データを用いる手法としては Logistic 回帰、決定木(CART)、ニューラルネットワーク(ANN)等がある。

②在のみデータ

対象種の確認地点だけのデータ。確認されたことは確実であるものの、対象種には不適であるが、偶然出現した種を確認した地点の環境条件を適と処理することで誤差が生じる。

在データだけでは在不在データよりも精度が落ちるという報告もある(Reese ら 2005)。

在のみデータを用いる手法としては MAXENT、DOMAIN、ENFA、BIOCLIM 等がある。

③カテゴリカルデータ

出現の程度をおおよそのランクに区分したデータ。GLM などで解析が可能である。

④アバンダンスデータ

対象種の確認個体数等のデータ。データ取得時の個体数のカウントや密度推定の誤差がそのまま反映される。GLM などで解析が可能である。

⑤データが無い、または、ほとんど無い

以上のように、対象種に対してどのようなデータがあるのかによって手法が異なる。また、データをこれから取得する場合には、使用しようとしている解析手法を念頭に決定する必要がある。

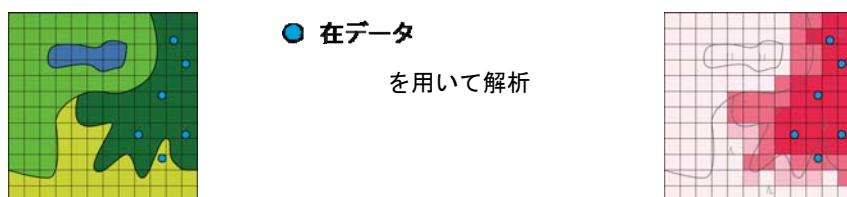
なお、これまでに様々なモデルのパフォーマンスに関する比較研究がなされている。急激な発展を遂げている分野のため、モデルの一般的精度や必要なデータ数等について一致した意見が得られていない面もあることから、最新の情報を収集し適切な手法を利用することが重要である。

表 3-2 データタイプ別の種の分布域の推定に適用可能な手法例

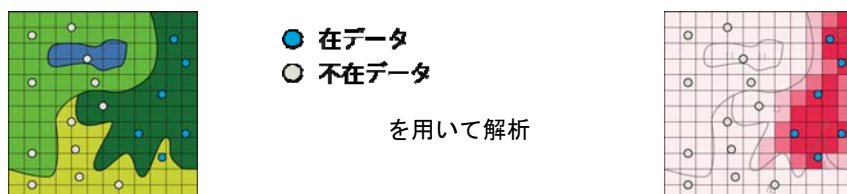
データのタイプ		適用可能な手法例
在データのみ		DOMAIN、ENFA 等
在データ・偽不在データ	在データ・不在データ	最大エントロピー法
	カテゴリーカルデータ	一般化線形モデル(GLM)、一般化加法モデル(GAM) 等
	アバンダンスデータ	

注：入れ子構造になっているデータタイプは、より上位のデータタイプに変換すれば利用可能であることを示している。最大エントロピー法は在データのみの場合だけでなく、偽不在データも用いた推定が可能であることを示す。

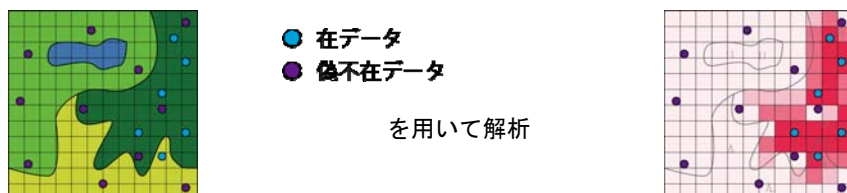
対応例① 少数の在データのみを使ったSDMの手法で出現ポテンシャルを推定



対応例② 在データ、不在データで分布域を推定



対応例③ 在データ、偽不在データで分布域を推定



対応例④ 在データ、不在データで推定（不在データも記録しながら新たな在データを追加）

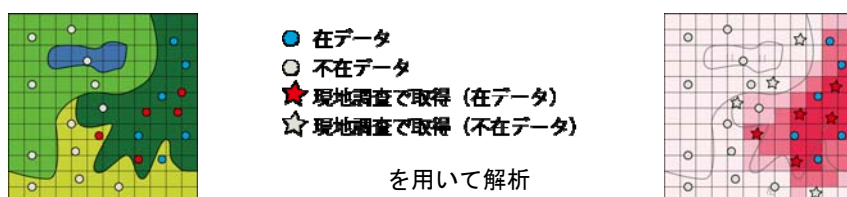


図 3-7 重要な種の分布の推定方法例(在データ、不在データを用いる場合)

用いるデータを変えることで、SDMによる種の分布域の推定結果が変わる事を示している。一般に、既存の確認位置(在データ)のみを用いるよりも、調査をしたが見つからなかった場所(不在データ)や無作為抽出による不在データ(偽不在データ)、追加で実施した現地調査のデータを加えることで推定精度が高くなると考えられる。

(4) モデル構築に当たっての留意点

1) 手法選定にあたっての留意点

モデルを構築するに当たっては、入手したデータの質・量等を考慮し、適切な手法を選定することに留意する必要がある。

① 環境影響評価での活用することを考慮

環境影響評価の下で利用する場合には、手法を用いる者や住民説明会において地域の住民が理解しやすいこと等も重要な要素である。同等レベルの精度で結果が得られるのであれば、理解しやすい手法を採用する方が良いといったことも念頭に手法を選択することが好ましい。

表 3-3 環境影響評価への各種手法の適用にあたっての視点

視点	趣旨
A) 解析が容易であるか	・ 誰にでも行うことができる方が受け入れられ易い。
B) 汎用性があるか	・ 事業毎に解析に必要な条件等を考える必要がない。 ・ 他の事例との比較が可能になる。
C) 統計的な制限が多くないか	・ 制限が多い場合に比べ、調査結果の解析が容易である。
D) 結果が理解がし易いか	・ 対外的に受け容れやすく、説明し易い。
E) 現況把握・予測・評価の精度が高いか	・ 現況把握・予測・評価の精度の高い方が、より良い環境影響評価となる。
F) 複数の環境条件をパラメータとして設定することが可能か	・ 自然環境の変化は多くの要因が関わっている。
G) カテゴリカルデータを用いることができるか	・ 連続量として表せない要因がある場合も多い。
H) 使用例が多く、実績がある	・ 信頼性のひとつの指標となる。
I) モデルに組み込む仮定が多くないか。あるいはその仮定が専門的に見て許容できるか	・ 結果の信頼性に関わる。 ・ 仮定を満たすデータの取得は困難であることも多い。
J) 既往のフリーのソフトウェアがあるか	・ 普及し易い

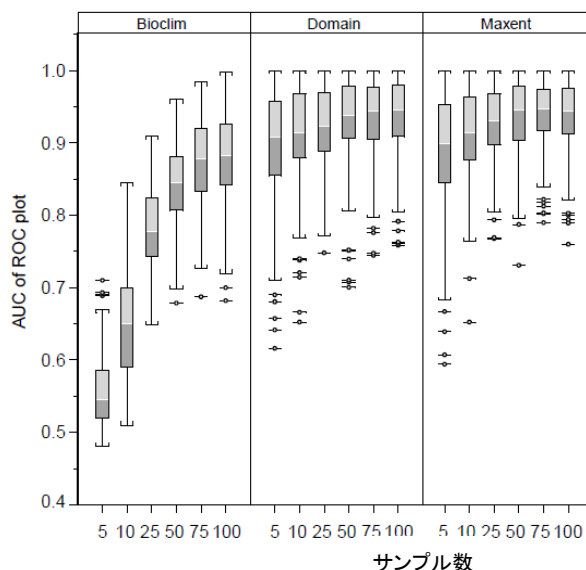
②生物の分布に関するデータの内容（質、量）

先に示したようにデータの質と量は推定手法の選択に大きく関わり、得られるデータがどのようなタイプなのかによって適用可能な手法を選択する必要がある。

データの質には、在データ、不在データ、カテゴリーに区分されたデータ（カテゴリカルデータ）、連続量データがあり、表 3-2 のように適用可能な手法が異なる。

また、データ数によっても適用が望ましい手法が異なってくる。しかし、各種手法に使用可能な最低限のデータ数の規定は無い。既往の報告から適用する手法において精度が確保できるおおよそのデータ数を、図 3-8 のような結果から経験的に把握しておくしかない（例えばロジスティック回帰モデルでは、経験的には独立変数の数の 10 倍程度のデータが必要などと言われている（Roberts 2000））。

参考として、わが国及び海外事例において SDM の対象生物、用いた手法、変数、データ数等をボックス 3-4 に整理した。



（Hernandez ら 2006 を改変）

図 3-8 サンプル数と予測の成功度合いとの関係

このほかにもモデル構築にあたって留意すべきことがあり、例えば Jimenez-Valverde ら (2009) は、活用するデータ内容について以下のような留意点を挙げている。

- （ア）できるだけ多数のデータを利用する。
- （イ）トレーニングデータ⁴における出現率（全データに対する在データの割合）が 0.01 を下回らない程度で、できるだけ多くの不在データを含める。
- （ウ）分布データが対象範囲のすべての環境傾度をカバーしていることを確認する（つまり外挿にならないこと）。

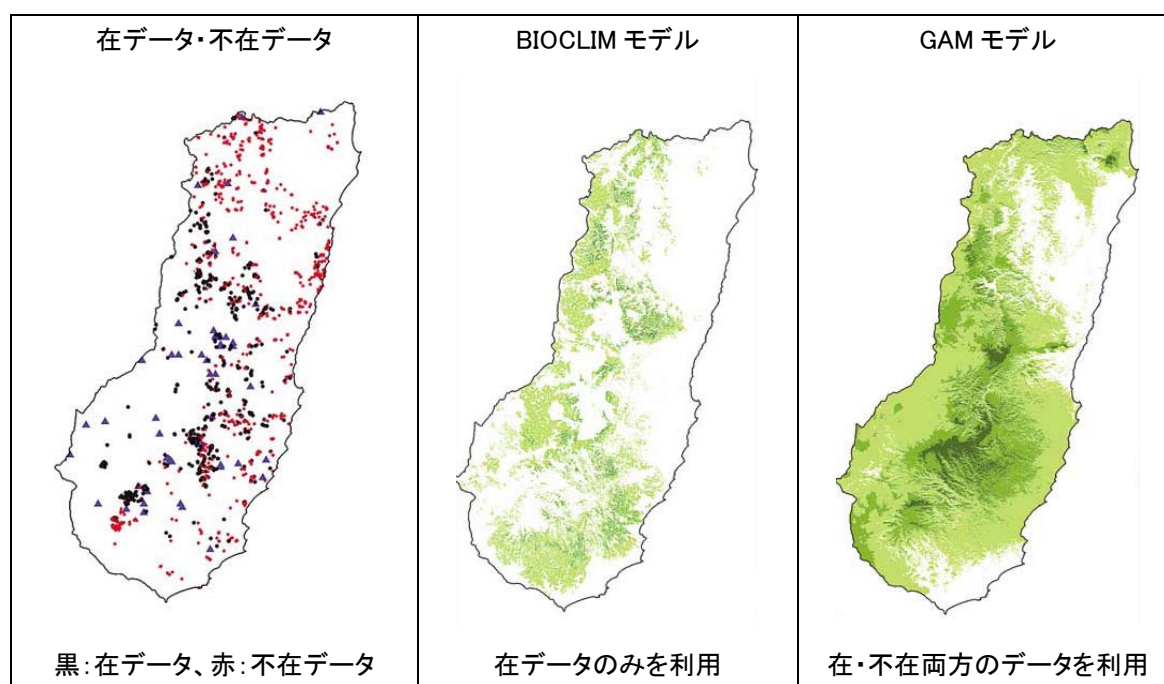
⁴ トレーニングデータ：モデルを構築するために用いるデータ。なお、作ったモデルの検証に用いるデータをテストデータという。

2) 結果に関わる留意点

① データの内容（質、量）

前述のように、データの質、量によって適用可能な手法が異なるため、結果が異なってくることに留意する必要がある。また、データ取得時の偏りによる影響は大きく、データのサンプリング方法がランダムサンプリングなのか、偏りのあるデータなのかなどによって結果に関わってくる。このため、データ取得時のサンプリング方法がデータとともに整理できている場合は少ないものと考えられるが、既往データを用いる際にはサンプリング時の記録がないものか常に考慮すべきである。

図 3-9 に示したように、同じ手法を用いてもアバンダンスデータとそれを在、不在データに変換して求めた結果は異なってくる（結果の選択に関しては「第3章 2.4 推定結果の確からしさを検証する」を参照）。



Elith ら(2006)を改変

図 3-9 不在データの扱い方によって異なる結果が得られた事例

この研究では、調査データに基づいて *Poa sieberiana*（スズメノカタビラの近縁種）の分布を推定している。左は現地調査結果を示している。黒点は生育が確認された場所、赤点は調査をしたが確認されなかった場所を示している。BIOCLIM モデル（中央）では「在データ」のみを用いて生育地を推定しており、GAM（右）は「在データ」と「不在データ」の両方の結果を用いて推定を行っている。BIOCLIM モデルに比べ、GAM モデルではより広い範囲に生育地が広がっているという推定結果となった。このように同一の調査結果を用いても、用いるデータの種類や解析の手法によって得られる結果は大きく異なる。

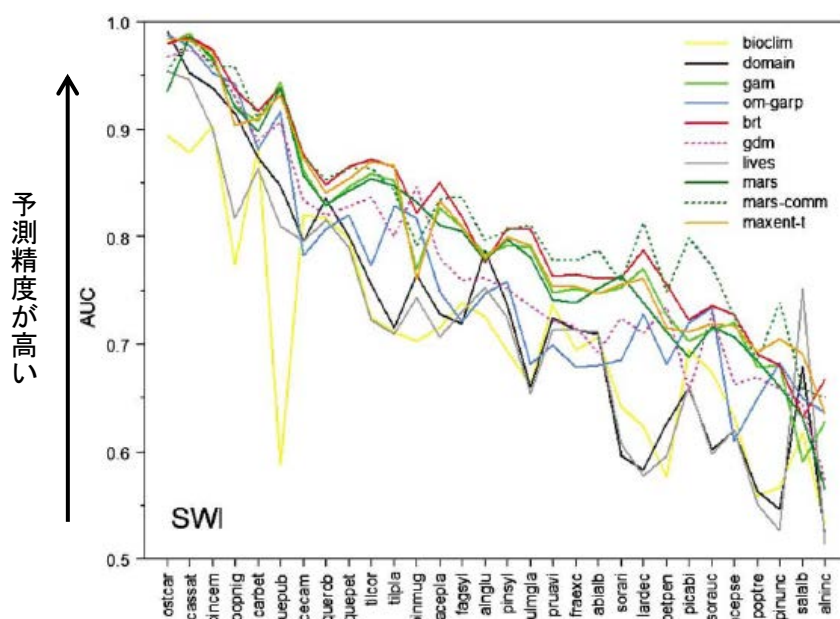
② 対象生物の分布データと環境条件データの取得時期のずれ

過去の確認地点を現在の環境条件でモデルを構築してしまうと、植生遷移の進行や攪乱などにより、確認時点の環境条件とは異なる条件に基づくモデルによって間違った範囲を分布域としてしまう場合があることから、生物の分布データと環境条件データの取得時期が大きくずれないように注意する必要がある。

③種の違い

SDM の「予測の良さ（予測精度）」は、同じ種でも手法によって異なる結果が得られており（Elith ら 2006、図 3-10）、対象種の生態的特徴により影響を受けると言われている（Hernandez ら 2006）。

また、広域分布種の予測精度が悪い傾向にあるが、これは様々な環境条件が入り込むことで在地点と不在地点の環境条件の区別が付きにくくなるためと考えられている（Stockwell & Peterson 2002）。一方、広域分布種よりも生息する環境条件が限られる生態的に特化した種のモデリングは広域に分布する種よりも容易であると言われている（Hernandez ら 2006）。このようなことを念頭に、モデルとして許容できるかどうかを既往の同一種などのモデルの結果から判断することも必要である。



（Elith ら 2006 に加筆）

図 3-10 種別手法別の「モデルのあてはまりの良さ」の違い（スイス産の樹木 30 種）

上図は横軸に示した 30 種の樹木に対して、10 種類の手法を用いて構築した SDM の AUC 値（「第 3 章 3.4 推定した結果を確かめる」参照）を示している。同じデータを用いたとしても、SDM の手法によって AUC 値が大きく異なる場合があることが分かる（例えば左から 6 番目の quepub (*Quercus pubescens*) は GAM と BIOCLIM を用いた場合には大きく異なっている）。



ボックス 3-4

モデルの適用事例について

i. 日本における SDM の適用種

日本における SDM64 件の事例の対象種を表 3-4 に整理した。

表 3-4 日本国内における SDM の対象種等

区分	種・群集名（事例数）
哺乳類	アライグマ（5） ツキノワグマ（1） ニホンジカ（6） ホンドタヌキ（5）
鳥類	オオタカ（1） クマタカ（6） タンチョウ（1） ヒバリ（2） ヒヨドリ（1） ライチョウ（1）
両生類	モリアオガエル（1）
魚類	アカヒレタビラ（1） イトウ（1） オイカワ（1） サクラマス（1） タイリクバラタナゴ（1） タナゴ（1） ハナカジカ（1） メダカ（2） ヤリタナゴ（1）
昆虫類	ヒメタイコウチ（2）
植物	アレチウリ（1） オオブタクサ（1） シナダレスズメガヤ（1） ハリエンジュ（1） 竹林（1） ササ類（1）
生物群集	サギ類（1） 鳥類（6） 絶滅危惧淡水魚（1） 魚類（1） チョウ類（3） トンボ類（2） 絶滅危惧植物（1） 植生（1）
合計：64 事例	



ボックス 3-4 (続き)

ii. 日本における SDM の作成状況について

我が国におけるいくつかの事例を整理した。

表 3-5 日本国内におけるSDMの手法別対象、説明変数の数、説明変数の解像度

区分	No.	対象種	手法群名	手法名	目的変数	予測精度		文献 No.
						評価手法	評価結果	
哺乳類	1	アライグマ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	検証用データとの相関	$r=0.898$	28
	2	アライグマ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	検証用データとの相関	$r=0.898$	28
	3	シカ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	判別基準50%、38%とした場合の正判別率	50%:63%、38%:79.3%	25
	4	ツキノワグマ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	AUC、Kappa	AUC=0.95、Kappa=0.69	6
	5	ホンダタヌキ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	モデルの高利用域と痕跡発見率、カメラの撮影頻度と比較	高利用域で高い値	17
	6	ホンダタヌキ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	モデルの高利用域と痕跡発見率、カメラの撮影頻度と比較	高利用域で高い値	24
	7	アライグマ	一般化線形	一般化線形	連続	モデルの予測結果と現地データとの分布比較	地域レベルで見ると予測可	9
	8	アライグマ	一般化線形	一般化線形	連続	モデルの予測結果と現地データとの分布比較	地域レベルで見ると予測可	9
	9	ニホンジカ	一般化線形	一般化線形	連続	AUC	0.75	7
	10		一般化線形		連続	AUC	0.89	7
	11		一般化線形		連続	記載なし	記載なし	8
	12		一般化線形		連続	記載なし	記載なし	8
	13		一般化線形		連続	記載なし	記載なし	8
	14	アライグマ	多変量データ分類	判別分析	在、不在	記載なし	記載なし	31
	15	ホンダタヌキ	多変量データ分類	判別分析	在、不在	モデルの高利用域と痕跡発見率、カメラの撮影頻度と比較	高利用域で高い値	17
	16	ホンダタヌキ	多変量データ分類	判別分析	在、不在	モデルの高利用域と痕跡発見率、カメラの撮影頻度と比較	高利用域で高い値	24
	17	ホンダタヌキ	樹形モデル	回帰木	在、不在	モデルの高利用域と痕跡発見率、カメラの撮影頻度と比較	高利用域で高い値	17
鳥類	1	クマタカ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	検証用データとの相関	$R^2=0.96$	1
	2		一般化線形		在、不在	AUC、Kappa	AUC=0.97、Kappa=0.83	3
	3		一般化線形		在、不在	判別基準50%とした場合の正判別率	0.01%	26
	4		一般化線形		在、不在	判別基準50%とした場合の正判別率	23.40%	26
	5		一般化線形		在、不在	判別基準50%とした場合の正判別率	64.10%	26
	6	タンチョウ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	判別基準50%とした場合の正判別率	81.50%	29
	7	ヒバリ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	AUC	0.886	36
	8		一般化線形		在、不在	AUC	0.897	36
	9	オオタカ	一般化線形	一般化線形	連続	判別基準50%の営巣地の数	全ての営巣地が50%に含まれた。	2
	10	ヒヨドリ	一般化線形	一般化線形	連続	検証用データとの相関	$r=0.16\sim0.88$	27
	11	ライチョウ	Jacobの選好度指数	選好度地図オーバーレイ	在、不在	記載なし	記載なし	5
両生類	1	モリアオガエル	樹形モデル	CART	在	総確認地点からのランダムサンプリングとモデルによる感度の有意性検定	1.1 (現在の分布を75%説明)	33
魚類	1	イトウ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	kappa	0.149	12
	2	サクラマス	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	kappa	0.536	12
	3	メダカ	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	正判別率 (判別基準は記載なし)	34.2~98.2%	19
	4	アカヒレタビラ	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	記載なし	20
	5	タイリクバラタナゴ	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	記載なし	20
	6	タナゴ	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	記載なし	20
	7	ヤリタナゴ	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	記載なし	20
	8	オイカワ	樹形モデル	回帰木	在	記載なし	記載なし	11
	9	ハナカサガ	演繹的手法	HSIモデル	不明	記載なし	記載なし	13
	10	メダカ	生態ニッチ要素解析	ENFA	在、不在	交差検定	$\chi^2=24.395$, $p=0.0037$	32
昆虫類	1	ヒメタイコウチ	樹木モデル	CT	在、不在	正分類率	86.40%	18,39
	2							
植物	6	竹林	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	AUC	0.815	23
	1	アレチウリ	樹形モデル	CART	在、不在	正答率、AUC	AUC0.784正答率0.543	35
	2	オオバクサ	樹形モデル	CART	在、不在	正答率、AUC	AUC0.802正答率0.708	35
	3	シナダレスズメガヤ	樹形モデル	CART	在、不在	正答率、AUC	AUC0.803正答率0.751	35
	4	ハリエンジュ	樹形モデル	CART	在、不在	正答率、AUC	AUC0.840正答率0.770	35
	5	ササ類	樹形モデル	CT	在	正答率	53.3%~92.3%(ノード1~5)	30
	1	サギ類	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	記載なし	記載なし	4
	2	鳥類	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	記載なし	記載なし	22
	3	鳥類	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	kappa (繁殖期:59種、越冬期:58種対象)	0~0.8未満	21
	4	鳥類	樹形モデル	CT	連続	正判別率	37調査区中32調査区を正しく判別	38
群集	5	鳥類	序列化	多変量解析 (CCA)	在、不在	記載なし	記載なし	18
	6	鳥類	一般線形	重回帰モデル	連続	R^2	繁殖期=0.561、越冬期=0.567	21
	7	鳥類	多変量データ分類	判別分析	連続	正判別率	繁殖期=0.656、越冬期=0.659	21
	8	絶滅危惧淡水魚	一般化線形	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	14
	9	魚類	一般化線形	一般化線形	連続	記載なし	記載なし	16
	10	チョウ類	一般化線形	ロジスティック回帰	在、不在	記載なし	記載なし	22
	11	チョウ類	序列化	多変量解析 (CCA)	在、不在	記載なし	記載なし	18
	12	チョウ類	一般線形	重回帰モデル	連続	R^2	0.62	10
	13	トンボ類	樹形モデル	CART	連続	誤判別率	12.50%	40
	14	トンボ類	序列化	多変量解析 (CCA)	在、不在	記載なし	記載なし	18
	15	絶滅危惧植物	Jacobの選好度指数	選好度地図オーバーレイ	在	感度、特異度	感度0.67~0.90特異度0.33~0.72	34
	16	植生	樹形モデル	CART	カテゴリカル	正判別率	69.40%	37

※1 相関係数 (r) は-1~1の値をとり、-1に近づくほど負の相関が高く、1に近づくほど正の相関が強いことを示す。

※2 AUC は0.5~1の値をとり、1に近づくほど精度の高いモデルであることを示す。

※3 Kappa は0~1の値をとり、1に近づくほど精度の高いモデルであることを示す。

※4 R^2 は0~1の値をとり、1に近づくほど精度の高いモデルであることを示す。



ボックス 3-4 (続き)

iii. 海外における SDM の作成状況事例

Franklin (2009)は表 3-6 の事例を系統だって事例を収集・整理したものではないことを前置きしたうえで、モデルの説明変数には様々なスケールの説明変数が用いられていること、気候、地形といった変数がほとんどの場合選択されていること、動物の場合にはパッチの特徴に関係する変数、基質に関する変数は植物で多く選択されている傾向にあるとしている。

表 3-6 海外におけるモデル作成状況

分類群	対象地	解像度 (Km)	解像度 1辺 (m)	サンプル数	対象種数	説明変数の総数	気候	標高	基質、土壌	位置	土地利用	リモートセンシングデータ	文献名
灌木	Southern California, USA	0.0009	30	906	20	8	3	3		2			Franklin, 1998
樹木	Eastern USA	2124の郡		2500	80	33	7	3	18		5		Iverson & Prasad, 1998
カシ類	California, USA	不明		4010	3	25	16	1	8				Vayssieres et al., 2000
ダニ類	Southern Africa	648	25456	4020	74	49	36	1				12	Cumming, 2000b
樹木	Europe	2500	50000	4419	174	6	5	1					Araujo & Williams, 2000
ナンキョクブナ属の種	New Zealand	不明		14540	4	8	6	1	1				Leathwick & Austin, 2001
樹上性有袋類、爬虫類、鳥類	New South Wales, Australia	0.04	200	4572	5,964	24	3	3	3	1	14		Pearce et al., 2001
樹冠植物	New South Wales, Australia	0.04	200	2223	75	10	3	3	3	1			Pearce et al., 2001
植物	Victoria, Australia	0.0625	250	3522	8	35	23	7	2	2	1		Elith & Burgman, 2002
鳥類	Southern Appalachia, USA	不明		215	6	26		13			13		Dettmers et al., 2002
鳥類	Mexico	25	5000	1-100	103	8	2	1		3	2		Stockwell & Peterson, 2002
植物群落	Mojave desert, California, USA	0.0009	30	3819	11	12	4	6	2				Miller & Franklin, 2002
鳥類	Maine, USA	0.0081	90	8-541	30	24	21	3					Peterson et al., 2003
樹木	Catalonia, Spain	0.0324	180	ホルガル全土のメッシュデータ	4	19	16	2	1				Thuiller et al., 2003
樹木	Portugal	100	10000	933	4	9	2	7					Thuiller et al., 2003
樹木	Europe	2500	50000	4419	4	7	6	1					Thuiller et al., 2003
鳥類	Catalan, Spain	1	1000	1500	30	34	3	2		2	27		Brotons et al., 2004
爬虫類	Portugal	100	10000	993	44	16	5		2		9		Segurado & Araujo, 2004
鳥類	Southern Africa	648	25456	4275	32	61		1				60	McPherson et al., 2004
植物、昆虫類、鳥類	Europe	2500	50000	欧州全土の50kmメッシュデータ	306	3	3						Huntley et al., 2004
地衣類	Oregon Washington, USA	0.0081	90	299	4	9	2	3			4		Edwards et al., 2005
樹木、灌木	Switzerland	0.000625	25	550	106	5	3	2					Drake et al., 2006
植物、鳥類	Wet tropics, Australia	0.0064	80	9-74, 32-265	20, 20	13	10	3					Elith et al., 2006
樹木	Switzerland	0.01	100	36-5822	30	13	7	2	2		2		Elith et al., 2006
植物	New Zealand	0.01	100	18-211	52	13	8	3	2				Elith et al., 2006
植物、鳥類、爬虫類、哺乳類	New South Wales, Australia	0.01	100	2-426	54	13	5	4	2		2		Elith et al., 2006
鳥類	Ontario, Canada	1	1000	16-749	20	11	6	3		1	1		Elith et al., 2006
樹木	Eastern USA	400	20000	9782	4	36	5	6	22		3		Prasad et al., 2006

Franklin(2009)を一部改変して作成

2.4 推定結果の確からしさを検証する

これまでに重要な種の分布を推定する手法として、既往の情報（分布図）を利用する方法、対象種の確認位置情報がない、あるいは非常に少ない場合に物理環境データ等に基づく推定方法、生物の位置情報を利用し、SDM によって推定する手法について示した。

しかし、推定した結果がどの程度確からしいかを検証しないまま、予測評価を行っては重大な過誤を生じさせてしまう恐れがある（ボックス 3-5 参照）。

そこで、本節では推定結果の確からしさの検証について示した。

2.4.1 既往の分布情報に対する確認

地域の状況によっては既往の重要な種の分布図、あるいは市町村史等に記載される分布情報によって分布状況が把握できることが考えられる。このような場合、その利用に当たっては、分布図の作成や市町村史の編纂がいかに行われたか、例えば専門家のかかわりの程度、情報の新しさの程度等を確認し、情報の確からしさを把握することが必要である。種の確認位置のデータが地域の博物館等のデータベースにあるような場合には、これらのデータとの分布図等との重なり具合を見ておくことも有効である。

2.4.2 物理データ等に基づく分布の推定

物理データ等に基づく分布の推定結果では対象種の細かい分布状況は把握できない。従って、種の確認位置のデータが多少なりとも存在する場合には、これらのデータとの重なり具合を確認する、あるいは専門家による助言を受けることも考えられる。

なお、このような不確実性の大きいことが想定される場合、方法書以降の手続では現地調査によって分布状況を確認するとともに、モデルによる分布範囲の推定に向けて、より確実性が増すような調査計画を立てる必要がある。

2.4.3 SDM による分布の推定

(1) 「良いモデル」の構築

種の分布を推定するモデルに対して「良いモデル」と判断する一定の基準値があるわけではなく、最終的には実施者が目的とする結果（ここでは重大な環境影響が生じるかどうかを予測できること）が得られる程度の推定がなされているかどうか、モデルに生態学的な現実味があるかどうかなどで判断される（Franklin 2009）。

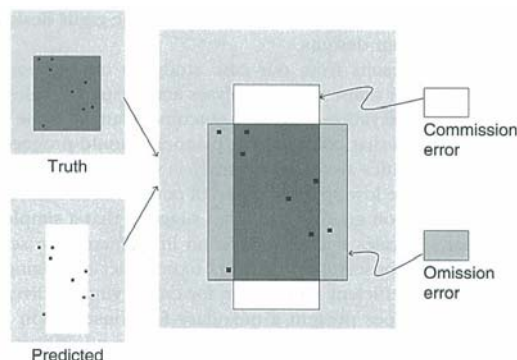
しかしながらモデルの良さを主観的に判断するだけでは、客観的に受け入れられないことから、数値的に表現する様々な手法を用いて併記しておくことが重要である。

良いモデルであるかどうかを客観的に評価するためには、モデルの「あてはまりの良さ」だけでなく、「予測（再現性）の良さ」を検証しておく必要がある。

モデルの「あてはまりの良さ」は、例えば図 3-9 において予測した分布範囲（白枠）にどれだけ実際の確認地点が位置しているかで判断される。モデルの「予測（再現性）の良さ」は同じモ

デルを使って、別地域の実際の確認地点（あるいはモデル構築に使用していない確認地点）をどれだけ再現できているかで判断される。

なお、図 3-11 の実際に確認されている地点が予測範囲に入っていない場合を **Omission error**（偽陰性。表 3-7 の c）、確認されていない範囲を分布している範囲と予測している場合を **Commission error**（偽陽性。表 3-7 の b）と称している。



(Flather ら 2009)

図 3-11 在データによる分布推定に関する予測とエラーの関係模式図

左図の黒い枠の範囲が本当の分布域であるのに対して、予測した範囲が左図の白枠の範囲とする。これを重ねた右図において本当の分布域に位置している種の確認地点（黒い点）が予測した分布域が外れていることを **Omission error** といい、実際には対象種の分布域ではないのに、分布域だと予測してしまっている白い範囲を **Commission error** と称している。

表 3-7 に示すように、実際の出現状況に対して、モデルによる分布状況を対応させた行列を混同行列 (**confusion matrix**) と言い、各セルの値を用いて推定データの精度を検証する様々な指標が挙げられている (表 3-8)。

表 3-7 種の在・不在に対する混同行列

予測結果	現地での確認状況			
		在	不在	計
	在	a	b	a+b
	不在	c	d	c+d
	計	a+c	b+d	a+b+c+d=n

表 3-8 混同行列から派生した指標例

指標	計算法
感度 sensitivity	$a/(a+c)$
特異度 specificity	$d/(b+d)$
TSS (True Skill Statistic)	sensitivity + specificity - 1
OPS (Overall prediction success)	$(a+d)/n$
CCR (Correct classification rate)	
PCC (Percent correct classification)	
カッパ指数 κ	$\kappa = (Io - Ie) / (1 - Ie)$ $Io = (a+d)/n, Ie = (a+c)/n \times (a+b)/n + (b+d)/n \times (c+d)/n$
オッズ比	ad/cb

Allouche et al.(2007)等を参考に作成

現在までのところ、モデルの精度を評価する最も良い方法についてコンセンサスは得られていない (Reese ら 2005) もの、特にモデルがどれほど実際の分布状況と一致しているかを捉える指標としてはカッパ係数が良く用いられており、その一致程度は表 3-9 に示す範囲等で判断されている。カッパ係数は 0～1 の値をとるが、表 3-6 に示す他の指標同様にサンプル数に左右されやすいことに留意すべきである。

表 3-9 カッパ係数による一致程度

カッパ係数による一致程度の判断	備考
$\kappa > 0.8$: ほぼ完璧な一致 (almost perfect) $0.6 < \kappa \leq 0.8$: 高度の一致 (substantial) $0.4 < \kappa \leq 0.6$: 中等度の一致 (moderate) $0.2 < \kappa \leq 0.4$: 軽度の一致 (fair) $0 \leq \kappa \leq 0.2$: ごく軽度の一致 (slight agreement)	Landis and Koch ら (1977)
$\kappa \geq 0.75$: 高度の一致 (excellent) $0.4 \leq \kappa < 0.75$: 中等度の一致 (fair to good) $0 \leq \kappa < 0.4$: 軽度の一致 (poor)	Fleiss (1981)

表 3-8 の指標以外によく用いられているモデルの評価指標として AUC が挙げられる。

SDM による分布推定結果は出現確率の予測結果の正答とするカットオフ点を徐々にずらし、横軸に 1－特異度 (不在地点を在地点と誤って予測してしまう率)、縦軸に感度 (在地点を在地点と正しく予測する率) をプロットして表した曲線を ROC 曲線 (receiver operating characteristic curve) と称している (図 3-12)。

ROC 曲線が図 3-12 の左上に近いほど精度の高いモデルと評価できるが、そのままでは定性的な判断となることから、確認地点がまったくのランダム分布である線 (図 3-12 の左下～右上を結ぶ直線) よりも左側の ROC 曲線に囲まれる面積割合を AUC (Area Under the Curve) と称した評価指標が考案されている。

AUC は 1 (完全一致の場合) ～0.5 (ランダムの場合) の範囲を示し、0.5～0.7 は精度が低い、0.7～0.9 は中程度の精度、0.9 より大で精度が高いモデルと一般的に評価されている (実際には AUC が 0.5 以下の値として計算される場合があるが、0.5 と同様と考えてよい)。

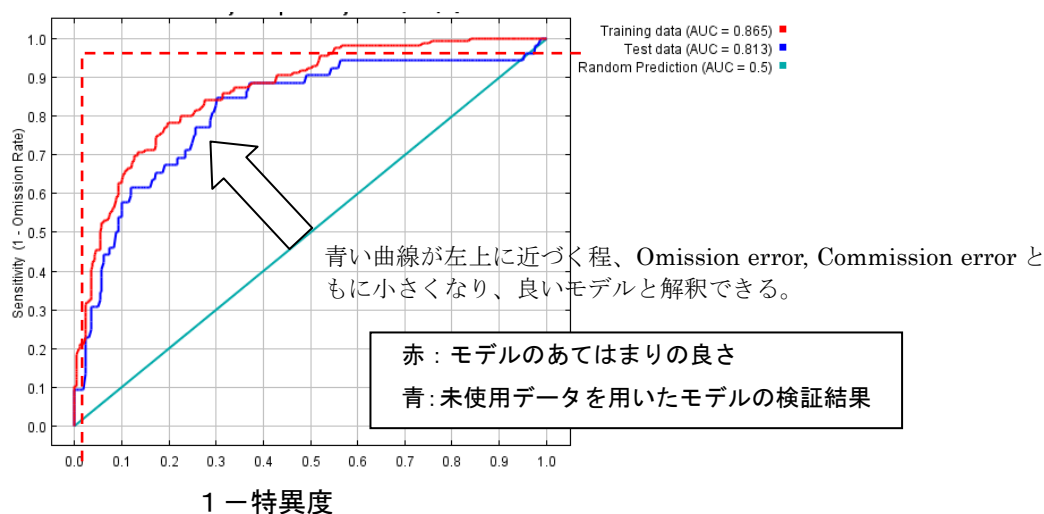


図 3-12 ROC 曲線の概念図



ボックス 3-5

推定結果の確からしさの評価の重要性(1)

下図の左側には、ある種にとっての環境条件と生息適性（利用指数）についての仮想のデータを示した。最も適正が高い場合を 1.0、まったく利用しない場合を 0 に変換して示している。この時、環境条件と利用指数との関係を、HEP の HSI モデルでよく実行されているように直線回帰すれば右上図のような関係性があると考えられる（1 に達した値以降の環境条件は 1 であるとしている）。

しかし、実際には環境条件と生物の利用指数が直線的な関係でないことも多い。仮に、真の関係が単峰型だとすると、直線回帰を用いることで全く不適な環境を最適な環境と間違った判定してしまう。下の例で、青斜線部分が事業実施後に残存する環境であると想定すると、直線回帰を用いれば適切な環境は残存するという結果となるが、単峰型を用いると適切な環境はほとんど消滅するという結果となる。

こうした重大な過誤を防ぐためにも、推定結果の確からしさを評価することが重要であり、対象生物の生息条件に関する知識が必要である。

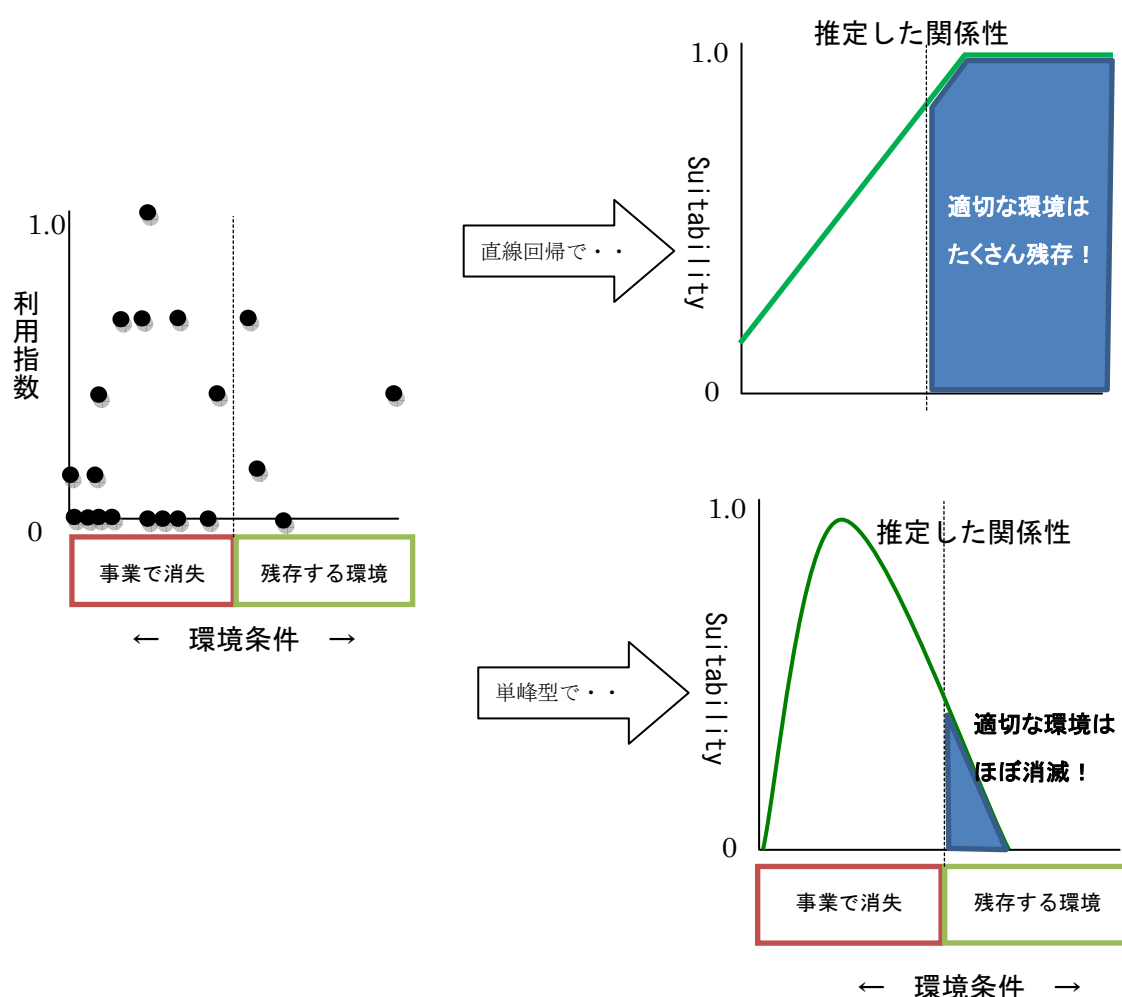


図 3-13 不適切な関係づけの可能性のある例



ボックス 3-6

推定結果の確からしさの評価の重要性(2)

予測の良さとは、「同一のデータ取得方法で別のデータを得たときに、そのモデルがどれくらい正確にいいあてているか」を表している。

例えば図 3-14 の的に対して、真ん中の黒い部分に 1 回的中することは、あるデータでモデルを構築し、そのデータセットによる結果が実際の出現状況とおおよそ一致したことに対応する（「あてはまりの良さ」）。しかし、同じモデルを用いて、別の環境条件のデータセットで再現した場合に実際の出現状況に合わない場合（B～D）、予測（再現性）が良いとは言えない。モデル構築に使っていない新しい複数のデータセットを用いても、A のように何度も実際の出現状況とおおよそ一致する場合に「予測（再現性）が良いモデル」と考えることができる。

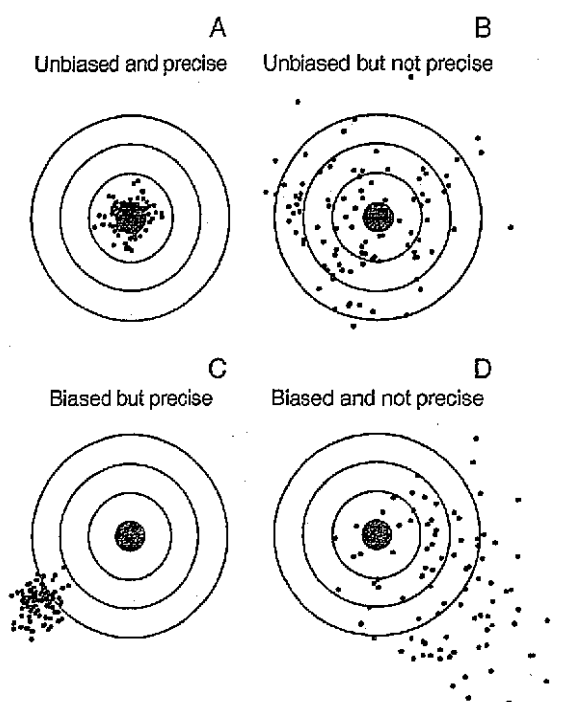


図 3-14 推定精度模式図(White ら 1982)

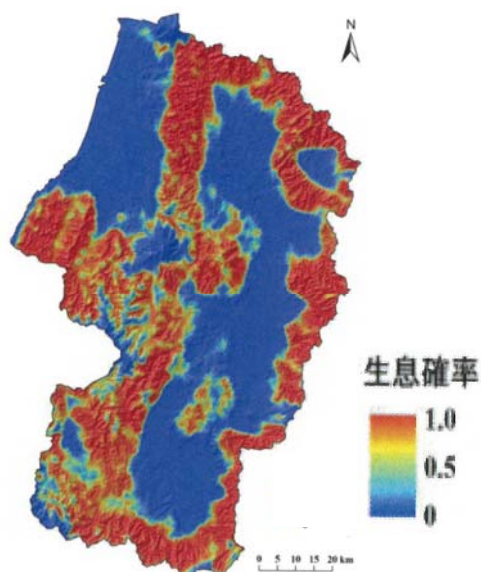
(2) 分布の閾値⁵を決定する

種の出現ポテンシャルや分布確率を推定するような場合、どの確率値を選定するかによって分布範囲が異なってくる（図 3-15 参照）。

閾値選定の手法例を表 3-10 示した。

環境影響評価においては安全側で評価することが求められることから、偽陰性となる率（実際には存在する場所をいないと場所と誤って推定する率）を小さくするように評価すべきである（図 3-12 を参照）。

種の分布を推定した結果、これまでに記録が無いにも関わらず分布している可能性が高いと推定され、その範囲に事業計画が重なるようであれば、その後のリスク回避をするためにも現地踏査等により実際に存在するかどうかを確認することが望ましい。



杉山ら(2009)より

図 3-15 生息確率のポテンシャルマップの例

山形県内のクマタカの生息適地をロジスティック回帰分析を用いて推定した例。赤い範囲は正則確立が高く、青い範囲は確立が低い。生息確率の値は 0～1.0 の値を持っているが、適地か不適地かを二分する閾値については分かっていない。従って、閾値をどの値に設定するか（0.1、0.5、0.9 など）によって、生息適地の分布形状は変化する。

表 3-10 閾値選定手法例

手法名など	閾値とするところ	引用文献
最大感度特異度合計 MaxSSS	特異度と感度の合計が最大となるところを閾値とする	Manelら 2001
最大 κ	κ 指数が最大となるところを閾値とする	Moisenら2006 他
Maximum Percent Correct Classification:PCC	PCCが最大となるところを閾値とする	—
ROC曲線と左上コーナーの距離が最小となるところ	$(1 - \text{感度})^2 + (\text{特異度} - 1)^2$ の最小化	Cantorら 1999
その他	False positiveとFalse negativeが同率となるところ	Fielding and Bell 1997

Franklin(2009)を改変

閾値を選定するために図 3-12 の濃い青い線のどこを選ぶか（感度と特異度の異なる値の組み合わせをどこで選ぶか）を示した手法例である。

⁵ ここでいう閾値とは、対象種の分布範囲の境界値となる確率値を指す。例えば図 3-10 において対象種の分布範囲を「出現ポテンシャル」が 0.9～1.0 の橙色が最も濃い範囲に限った場合と、0.4～0.5 の濃い緑色の範囲までを分布域とした場合には、まったく異なってしまう。このように閾値の設定によって予測結果が大きく異なることもあり得るため、表 3-10 のような客観的な手法で決定することが望ましい。

2.5 予測と評価

2. 4 までの手順により、分布状況が不明で重要な影響が想定される重要種について、対象地域において分布範囲を推定したのちに影響予測を実施することができる。

事業による重大な影響の有無は、地域特性（重要な対象の重要性の程度や地域における分布状況等）と事業計画の特性（影響要因の内容や強度、例えば、対象の分布状況と事業の実施が想定される範囲との重なり程度の程度や不可逆的な変化を引き起こすかどうか等）の関係から予測することになる。

特に重なり程度の程度は2. 4 までの推定範囲と事業の実施が想定される範囲の確実性に依存することから、範囲の重なり程度で影響の重大性を評価するだけでなく、両者の不確実性を明示しておくことが重要である（第4章ティアリング参照）。

これまでに示したような手法を活用することで、表 3-11 に示すような予測結果が得られる。

表 3-11 予測結果のアウトプット・イメージ

区 分		予測評価項目	複数案			備考(用いた手法)
			A	B	C	
動物、植物	動物	クマタカの狩場の改変面積(ha)	0	0	3	ロジスティック回帰分析
		オオムラサキの潜在的生息地の改変面積(ha)	0	1.2	0	最大エントロピー法
		ブチサンショウウオの生息地と計画の重なりの有無	なし	なし	あり	物理データ等に基づく分布の推定
		ヤイロチョウ分布域との重なりの有無	0	1	2	既往メッシュ図と計画が重なるメッシュの数
	植物	カタクリの生育地改変箇所数	2	9	4	〇〇市DBによる情報との重ね合わせ
		ヒカゲノカズラ生育地改変面積(ha)	3	4	5	一般化加法モデルによる推定
		：				
		：				

3節 地域の重要な場を推定する

3.1 推定の対象

ここでは生態系の重要な対象への影響を予測するために必要となる重要な場を推定する手法について解説する。

なお、表 3-12 の①、③の対象については、表 2-6 に示す生物多様性地域戦略等から地域により注目されている具体的な対象を確認するとともに、対象地域の専門家や地域住民等にヒアリングを実施し、把握することが望ましい。

表 3-12 生態系の重要な対象の区分

特性 環境要素	事業計画の 特性	地域特性		
		①環境影響を受けやすい地域	②環境保全の観点から法令等により指定された地域	③法令等の指定はないが地域により重要な場として選定すべき地域
生態系	・重要な生息・生育環境の改変 ・長大構造物による生息場所や生態系ネットワークの分断、断片化 ・生物が特別に利用をする地域での障害（渡りルート等） ・河川、海域の流砂系の改変 等	・自然林、湿原、藻場、干潟、サンゴ群集、自然海岸等の人為的な改変をほとんど受けていない自然環境又は野生生物の重要な生息・生育の場 ・運河、内湾等の閉鎖性水域 等	・文化財保護法に基づき指定された天然保護区域、地方自治体の文化財保護条例に基づき指定された天然保護区域 ・自然公園（国立公園、国定公園及び都道府県立自然公園）の区域 ・原生自然環境保全地域、自然環境保全地域 ・緑地保全地区（都市緑地保全法） ・鳥獣保護区、ラムサール条約に基づく登録簿に掲載された湿地 ・保安林等の地域において重要な機能を有する自然環境 等	・里地里山（二次林、人工林、農地、ため池、草原等）並びに河川沿いの氾濫原の湿地帯及び河畔林等のうち、減少又は劣化しつつある自然環境 ・都市に残存する樹林地及び緑地（斜面林、社寺林、屋敷林等）並びに水辺地等のうち、地域を特徴づける重要な自然環境 ・地域で重視すべき場 ・地域で認められている魚類の産卵場等である藻場やマングローブ林等の浅海域等

＜生態系で考慮すべき地域特性（重要な自然環境のまとまりの場）について＞

表 3-12 の①～③の捉え方を図 3-16 に模式的に示した。対象地域において「②環境保全の観点から法令等により指定された場」は明確に位置づけられ、重要な自然環境のまとまりの場と判断する根拠の不確実性は低い。

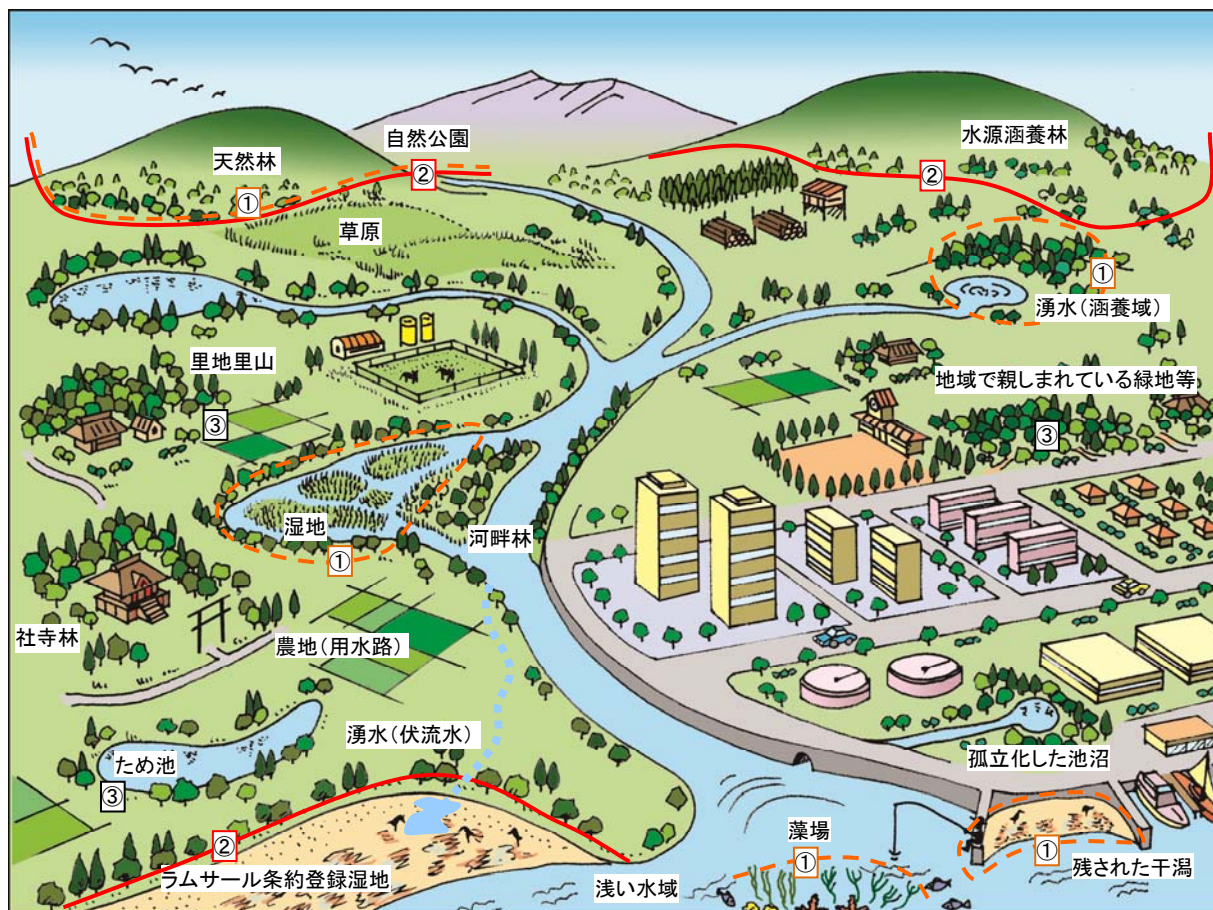
「①環境影響を受けやすい場」の範囲は、②に比べ曖昧となるが、主要なものは法令等により既に指定されている場合が多く、指定されていない場合でも②で指定された環境に類する人為的な改変をほとんど受けていない自然環境や脆弱な自然環境を考慮することで、比較的抽出しやすいと考えられる。

「③法令等により指定されていないが地域により注目されている場」については、生物多様性地域戦略や地域計画等で明示されている里地里山、湿地帯等は抽出しやすいものの、その地域のみで親し

まれている林、小さな水辺等の地域を特徴づける重要な自然環境についても見落としのないよう留意する必要がある。

特に都市部や都市近郊の田園地帯においては、残された良好な自然環境が孤立的に存在することもあり、これらは周辺環境との相対的な関係により重要な自然環境のまとまりの場として把握できる。

周辺環境と相対的な関係の把握の際には、対象の歴史性、地域に親しまれた環境、種の多様性、生態系の機能など、複数の視点から確認する。



①環境影響を受けやすい場、②環境保全の観点から法令等により指定された場、③法令等により指定されていないが地域により注目されている場

図 3-16 生態系で考慮すべき地域特性の模式図

3.2 推定の流れ

生態系の重要な自然環境のままとりの場の推定の流れを以下に示した（図 3-17）

(1) 情報の収集整理、データの信頼性の確認

調査対象範囲を設定し、範囲内の自然環境保全の観点から法令等により指定された地域を既往 GIS データ等から地図化するとともに、生物多様性地域戦略や環境基本計画等に掲載された生物多様性地図等から、当該対象地域において分布している重要な場を整理し、地図化する（第Ⅲ章の2参照）。

得られた情報に関してはその信頼性について確認しておく（第1章 1節 参照）。

なお、地域によっては重要な場が示されていない場合も想定されるが、「重要な場がない」と判断するのではなく、以下に示す手法等を用いて検討することが必要である。

(2) 地域の重要な場の推定

既往の情報を整理するとともに、地域によって認識されていない重要な場が存在することも想定されるため、対象地域の地域特性を考慮して重要な場の抽出の視点を定め、抽出に必要な情報の入手程度に応じて、適切な推定手法を選定する。

推定の手法としては、物理データ等に基づく推定が主となるが、解析に必要なデータが存在する場合には、解析的な手法を用いることも検討する。

(3) 推定結果の検証

地域によって認識されていない重要な場を推定し、既往の情報に無い場合には、地域の環境に詳しい有識者にヒアリングを実施し、推定の妥当性について確認することが望ましい。重要な影響が想定されるような場合等、必要に応じて現地踏査を実施し、確認することも考えられる。

(4) 予測・評価の実施

重要な自然環境のままとりの場の重要性の程度、地域における分布状況と事業の実施が想定される範囲との重なり の程度、不可逆的な変化が生じるかどうか等から、事業による重大な影響の有無を予測評価する。

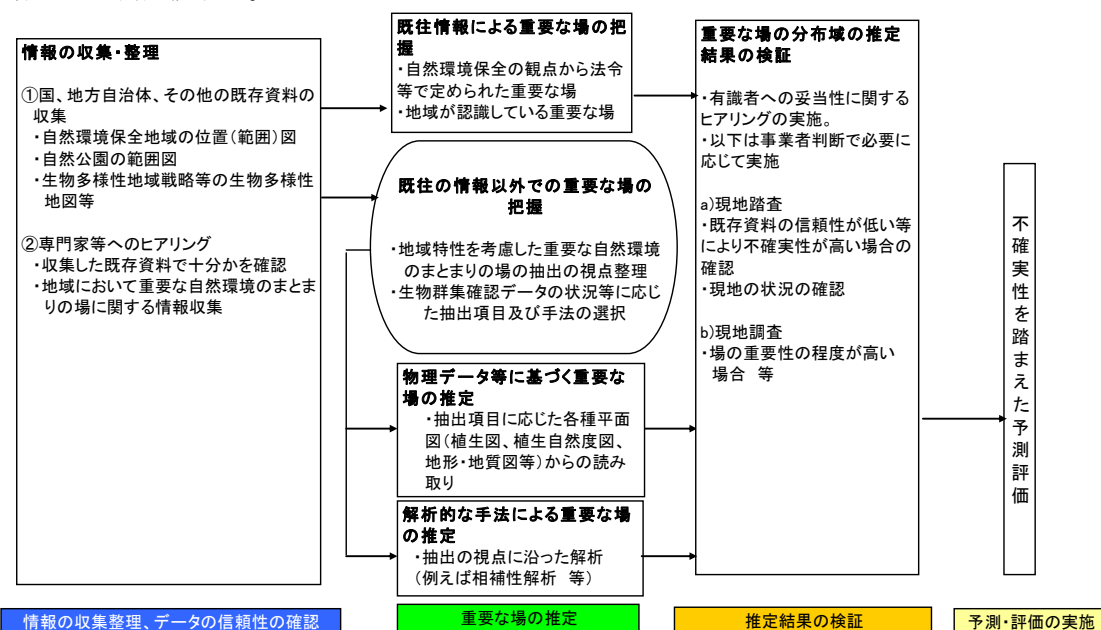


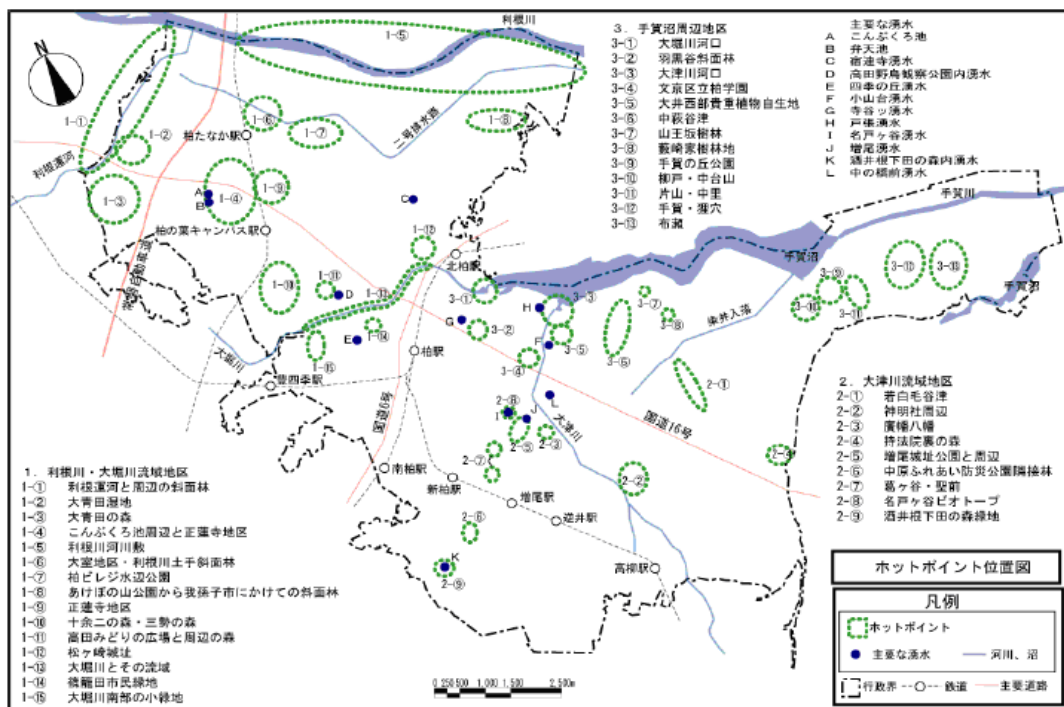
図 3-17 重要な場の推定の流れ(例)

3.3 推定の手法

3.3.1 既往の分布情報の活用

地方自治体では生物多様性地域戦略などで、その地域で重要と考えられ場について分布図を作成している場合がある(図 3-3)。地域の生物多様性地図にはいろいろなスケールの地図があることから、空間スケール別に整理し、各スケールで事業計画区域との重なるかどうかを確認する。

分布域が事業計画区域と重なる可能性があるなど、より詳細に推定する必要がある場合には、入手出来た物理データ等に基づく方法で検討する。



(柏市生きもの多様性プランより)

図 3-18 生物多様性地域戦略による重要な場掲載例

3.3.2 物理データ等に基づく分布の推定

既往の分布図等があったとしても、これら以外に地域でも認識していないが、地域の重要な自然環境のまよりの場が存在することも考えられる。重要な場が示されていない場合、「重要な場がない」と判断してしまうのではなく、地域で検討中あるいは認識されていない可能性もある。

このため、既往の分布図等だけで予測評価を実施するのではなく、地域特性に応じて重要な場を抽出する視点を適切に設け、その視点に応じて具体的な抽出項目を設定する（重要な自然環境のまよりの場の抽出の視点例はボックス 3-5 参照）。

生物データが無いあるいは少ない場合、「第3章 2節 動物・植物の生息場所の推定」で示したように、対象地域内の植生、地形、地質等から地域に残された重要な場を推定する。

例えば、一般に気候的極相林が卓越する斜面においても、下部谷壁斜面には他の群落が成立する(菊池 2001)。(仙台市モミ林が成立する下部谷壁斜面域の植生はイイギリが優占し、モミが優占する上部谷壁斜面域の植生と明らかに異なっている)。

斜面域で急な平場が出現する場合には山裾に湿地が形成されている可能性があるなどといった推察も必要となる。

洞窟、湧水のような特殊な環境に生息する種の生息場所を推定する場合、これらの場所に関する既往の分布図の有無を確認する。あるいは地形図、地質図等から推定することが考えられる。

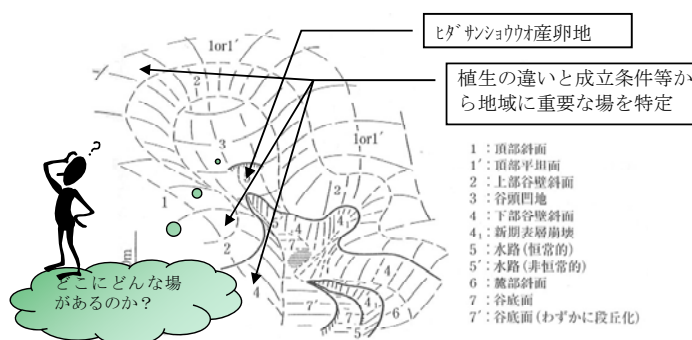


図 3-19 既往知見と物理データ等による推定イメージ

地域の過去の出現情報からヒダサンショウウオが分布している可能性があり、生態情報や経験から生息している可能性の高い溪流を推定したり、特異的な植生が成立する地形条件等から生態系の重要な場の存在を推定したりする。

海域であれば、漁業データから生息している群集を推定し、どのような場なのかを推測することも考えられる。海域では、藻場、干潟、浅場、ヨシ帯、サンゴ礁といった沿岸域の環境生態系の適切な保全管理の進め方、配慮すべき事項等の情報等を記載した「環境・生態系保全活動の手引き」（平成 21 年 3 月水産庁）等が重要な場を抽出する際の参考となる。

また、地域の地形や植生の変遷（直線河道整備による旧河道の池沼化、植林等による植生の変遷、地域本来の樹木の残存）の情報は、地域に残された重要な場の推定に役立つ場合がある。

なお、自然環境を見かけだけから判断することは重大なミスとなる可能性がある。

例えば、日本各地で山地斜面がスギ植林で一様になっている場合でも、標高の違いを反映した鳥類群集が成立するといったことがあり得る。このため、情報量が少ないからといって、単純な見方で済ませるのではなく、生態学等の専門的な知識を有する者によって妥当な検討を行うことが重要である。

このようにして推定した場については、地元の有識者へのヒアリングや現地踏査を実施し、推定結果を確かめることが望ましい。

参考に、重要な場としての里地・里山の抽出の考え方をボックス 3-8 に示す。



ボックス 3-7

EBSA の視点をベースにした重要海域抽出例

生物の多様性に関する条約（CBD）の EBSA（The Ecologically or Biologically Significant Areas）の抽出の視点に対して、環境省の「重要海域抽出検討会」では[典型性/代表性]が加えられた。

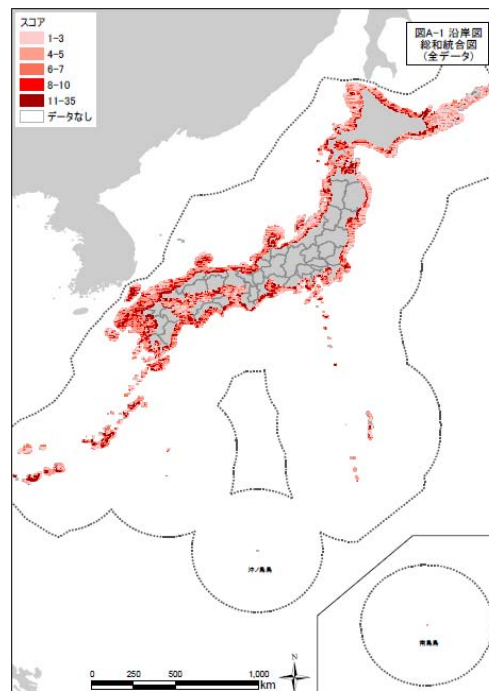
このような検討において地域の重要な場を抽出するためには、絶対的な評価だけではなく、周辺域との相対的な位置関係から重要な場を抽出するという視点が必要である。

例えば、国レベル、県レベル、市町村レベルで重要性、希少性といった視点から抽出される「環境保全の観点から法令等により指定された地域」は、空間スケールに応じた指定（例えば国レベルでは〇〇国立公園、市レベルでは△町のアヤメ生育地等）がなされる。一方、「環境保全の観点から法令等により指定されていないが」脆弱な場所は存在するし、多様性、自然性やその他の視点でも空間スケールから相対的にみて重要性が増し、(地域によって気がついていない場合でも)保全すべき場が存在する。

<EBSA をベースにした環境省の重要海域抽出の視点>

多様性、自然性、希少性/唯一性、絶滅危惧種又は減少しつつある生息地、典型性/代表性、生態的な脆弱性/感受性/低回復性、相補性/非代替性、種の生活史における重要性、生物学的生産性

検討会の報告書では、これらの指標のそれぞれについて作図が行われている。これらの異なる指標を単純にスコア合計して統合することは推奨されていないが、ここでは最も簡便な例として示した。



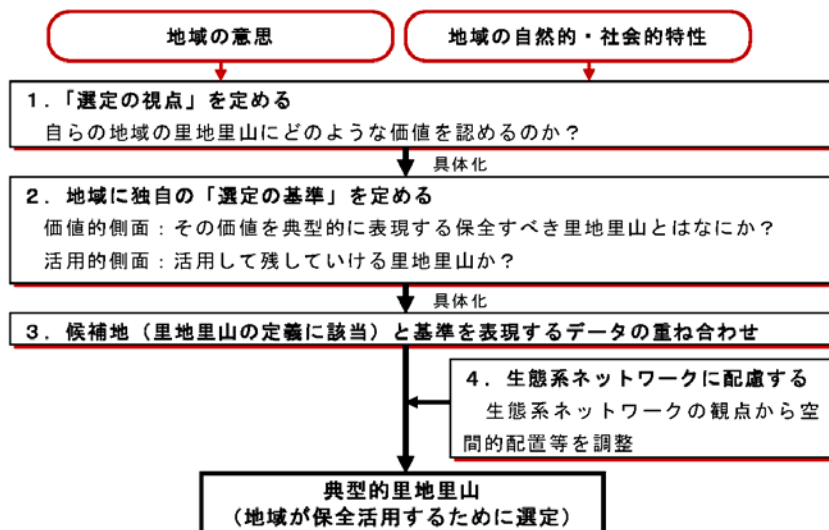
環境省資料

図 3-20 沿岸域の総和統合図(すべての基準のスコア合計)



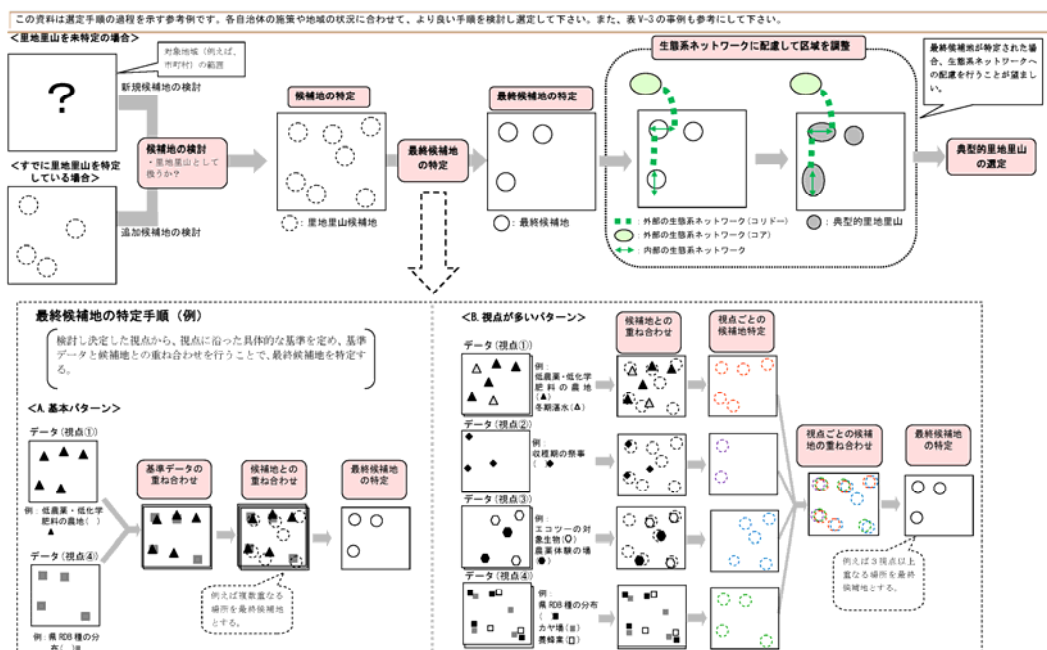
ボックス 3-8

生態系の重要な場として里地・里山の考え方(環境省)



図V-2 典型的な里地里山の選定手順

注：地域が独自に検討して定めた手順により選定を進めることを期待するところであり、必ずしもこの手順に沿う必要はない。



図V-4 典型的な里地里山の選定手順の例(イメージ図)

3.3.3 解析的な手法に基づく重要な場の推定

「第2章 1節 生物多様性分野に関するデータベースの整備状況」に示したような対象地域の博物館等により生物多様性分野のデータベースが整備されている場合には、これらのデータを用いて解析的に重要な場を推定する手法を用いることも考えられる。

ここで示す手法は、対象地域内でどのようなデータが、どのような解像度で存在し、面的に網羅されているかにまず左右される。

例えば、表 2-3 に示す地方自治体による動物等の 1km メッシュデータが利用可能な場合と確認地点のデータが利用できる場合では、後者の方が様々な手法を用いることが可能となる。

(1) 指標を用いた手法

絶対的な、あるいは相対的な重要性を一つの指標値として表す手法である。

絶対的な重要性の指標には総種数や重要種数などが挙げられる。

重要種数などは、「第3章 2節 動物・植物の生息場所の推定」で推定した重要種の分布域を重ね合わせてホットスポットを抽出するようなことも考えられる（この場合、不確実性の異なる様々な結果が重なることに留意する必要がある）。

各種の個体数など、種のアバンダンスデータが存在する場合に利用されることの多い代表的な指標に多様度指数が挙げられる。しかし、最近では単純に数値を比較できるものではないことがわかってきており、取扱いに注意が必要である（Lande 1996、Jost 2007 参照）。

その他には、里山インデックス⁶のように特定の環境を表すような指標もある。

生物多様性の状態を示す様々な指標が考案されており、世界的には OECD の環境指標、RUBICODE による検討などがある。わが国でも生物多様性総合評価における「状態の評価」の 16 指標が挙げられているが、これらに掲げられた指標がすべて地域の重要な場に沿うものではなく、扱っている空間スケールも異なっているため、先に示した重要性の視点に沿った指標を選定すべきである。

なお、重要な場を抽出する視点が多数存在し、対象範囲内で様々な重複することで、どこを優先的に重要な場と抽出すれば良いかわからなくなることが想定される。このような状況に対して、解析者自らが設定した条件に基づき、優先すべき場所を客観的に抽出する手法が次に示す相補性解析である。

(2) 相補性解析

先に示した個々の重要性の指標を用いて、重要な場を抽出することには問題点もある。例えば、「種数の多いところ」を選択する指標では重要な種が多数出現する環境が選択される一方で、洞窟や熱水噴出孔に代表される特殊な環境を利用する、少数ではあるが重要な種の生息の場は選択されない可能性が高い(Ferrier and Wintle 2009)。また、複数の重要性を踏まえて重要な場を抽出しようとする、用いる指標が多くなり、視覚的に客観性をもって選択することが困難になりやすい。

⁶里山インデックス：日本全国を 6km メッシュに区切り、都市域以外のメッシュの中で 36 のグリッドで一つでも農地のグリッドが存在するメッシュに対して、土地利用の多様性をシンプソンの多様度指数によって示した指数。

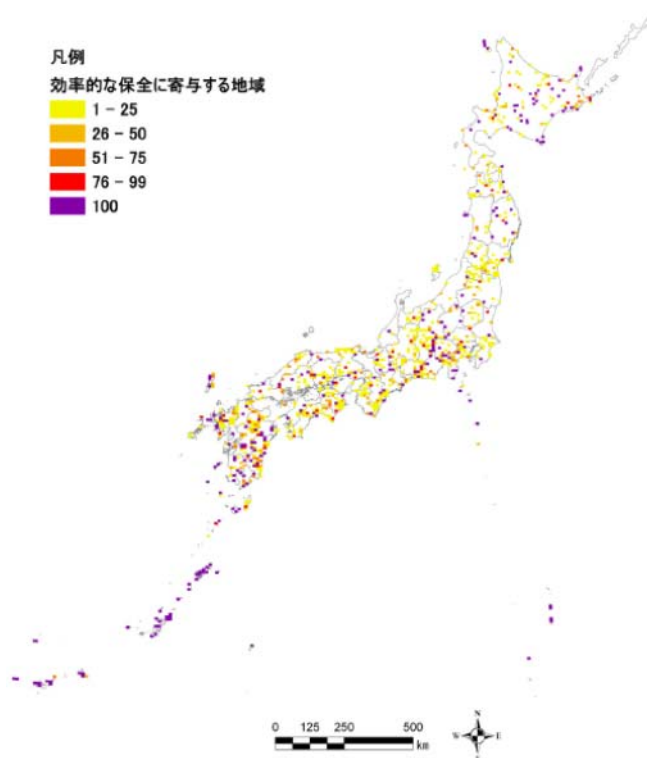
そこで対象地域の中で様々な重要性に関わる項目を満足させることのできる最小限の範囲を抽出する解析的な手法が考案されてきている。

これらの手法は、新たに保護区域を設ける場合に、設定のために必要と考える条件を設定し、条件に即した場を抽出する手法である。わが国では相補性解析（ボックス 3-9 参照）と総称され、Marxan、ZONATION といったプログラムを用いて重要な場の抽出に利用され始めている。

環境省では、相補性解析を用い重要な場の抽出（図 3-2 1）や Marxan を用いて重要海域の抽出を試みている。相補性解析には面的に把握できている様々なデータが必要となる場合が多いこと、その適切な使い方にはある程度の経験が必要であることから、活用可能な条件が揃っている場合には検討してみるのも良い。

実際に相補性解析を実施する場合、例えば対象の種が出てくる植生や環境に代表させて重要性を扱うことで、偶然に左右されやすい種の確認位置等による影響を受けにくい解析を行うような工夫が必要である。

また、得られた結果に対しては、どのような仮定や目標に基づいて得られたものかを、図中に表記し、その後にだれが見てもその考え方を再現できるようにしておく。結果の透明性を確保するため、設定条件を全て明示することが必要である。



（我が国の絶滅のおそれのある野生生物の保全に関する点検会議 2012）

図 3-21 相補性ベース・アプローチによる重要な場の抽出例

ここではレッドリスト掲載の 1219 種の維管束植物を優先的に保護すべき場所(2 次メッシュ)を、相補性解析を 100 回繰り返し、選定された回数で示した。



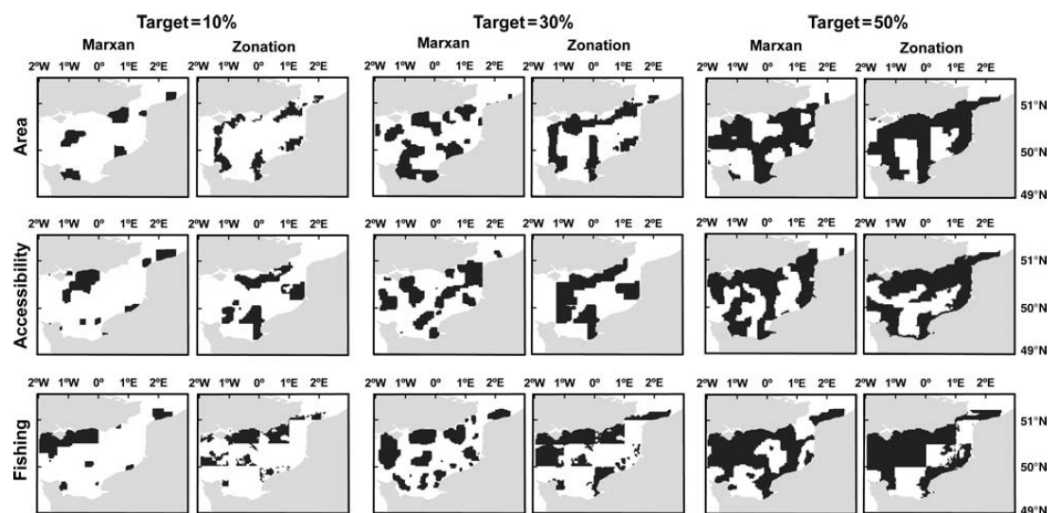
ボックス 3-9

相補性解析(Complementary Analysis)について

相補性解析は、対象となる全種の分布データを使用し、種の組成が重ならない（相補性の高い）区画のセットを選ぶことで「全種を1箇所以上で保全する」といった保全目標を、できるだけ少ないコストで達成するための方法である。例えば、以下の出現に対して「全種を最低1箇所で保全する」という目標の場合、区画 A がすでに保全地域として選択されている場合、種数のみに注目すれば区画 C よりも種数が多い区画 B が選択されるが、相補性解析においては、区画 A との種の重なりが少ない（相補性の高い）区画 C が選択される。その結果、保全対象区画としては区画 A と区画 C が選択される。このような手順で、対象種ごとに最低保全すべき任意の区画数の目標を立て、その目標からできるだけ少ない総区画数で実現できる区画セットを特定するのが相補性解析である（環境省 2012）。

区画 A	種 1	種 2	種 3	種 4		
区画 B	種 1	種 2		種 4		
区画 C					種 5	種 6

Marxan, Zonation, C-Plan 等、様々なプログラムがあり、それぞれの特徴があり、手法によっても、目標によっても選定される範囲が異なることから、重要な場の選定の考え方に応じて、適切な選定を行う必要がある。



Delavenne ら(2012)より

図 3-22 Marxan と Zonation の比較 例

Zonation は、分析対象地域全体から、例えば種の保全等に最も貢献度の低いセルから順に除去することにより、地域内における保全優先地域をランキングする手法である。除去の順序によって種の保全上の各セルの重要性が特定され、最後まで残ったエリアが最も重要な保全対象地となる。設定した条件が同じであれば、同じ場所が選定される。これに対し、Marxan は条件に合う場をランダムに抽出し、選定箇所を抽出確率で表現する。このように異なる考え方で優先箇所の選定を行うため、選ばれる範囲が二つの手法により異なる場合がある。



ボックス 3-9 (続き)

本手法では、「設定する範囲によって、得られる抽出結果が大きく異なる」ことに留意する必要がある。例えば、都市から山岳地域にかけた広範な生態系を含む範囲で、保全すべき場を抽出することを目標に解析すると、結果として抽出される場の多くは元来生物多様性に富む山岳地域に集中する可能性が高い。その結果、都市部に残された鎮守の森のような「都心部では特に重視すべき場」や山岳地域以外に棲む種の生息の場は抽出できないかもしれない。このように「地域で重視すべき場」を抽出するには、それぞれにふさわしい範囲を適切に設定することが重要である。

また、相補性解析に関する多くのツールでは社会経済的な場の評価を含む場合がほとんどであり、社会経済評価を含まない我が国の環境影響評価で適用する場合には、社会経済的な要素を加えずに解析を実施し、生態学的な側面から評価していることに留意する必要がある。

3.4 推定した結果を確かめる

地域の重要な場のリストや平面図が全国的に網羅されてはいないため、配慮書手続の段階で、事業者自らが地域の重要な場を推定することが多くなるものと考えられる。

このように推定した結果を机上で検証することはできないため、基本的には地元の有識者や現地踏査によって推定結果を確認するしかない。

また、解析的手法により選ばれた場所は、データが網羅できていれば、設定した重視すべき条件に依存するため、解析前にも設定した条件の妥当性について有識者に相談しておくことが望ましい。

3.5 予測と評価

3.4までで地域の重要な場が推定されれば、「第2節動物、植物の生息場所の推定 2.5 予測・評価」で示したように、事業による重大な影響の有無及び地域特性と事業特性との関係から予測することになる。不確実性の把握、明示することも同様に重要である。

なお、法令等の指定はないが地域により重要な場として選定された地域が大きく改変されると予測された場合、「法令等の指定はないから重大な影響ではない」と考えるのではなく、3.3.2で示したように「地域の特性に応じて重要な場を抽出する視点」を適切に設定したうえで抽出された場であれば、「重要な影響」と考えることは言うまでもない。

これまでに示したような手法を活用することで、表 3-13 に示すような予測結果が得られる。

表 3-13 予測結果のアウトプット・イメージ

区 分		予測評価項目	複 数 案			備考(用いた手法)
			A	B	C	
生態系	環境保全の観点から法令等によって指定された地域	〇〇県立自然公園(普通地域)改変面積(ha)	0	4	10	〇〇県の自然(CDR版)
		鳥獣保護区(特別地域)の改変面積	0	2	6	〇〇県の自然(CDR版)
	環境影響を受けやすい地域	〇△ノ湿地の改変面積(m2)	0	0	400	■町誌による記載
		◇付近の湧水群の改変率	0	100	0	市役所HP
	法令等の指定はないが地域により重要な場として選定すべき地域	生物多様性地図掲載地の改変面積(ha)	10	17	25	〇〇市のかげがえのない環境
		物理環境から推定した地域に残された重要なままとりの場の改変面積(ha)	4	2	0	植生図(〇〇)、〇〇1/25000地形図
		相補性解析により抽出された地域の重要な自然環境のままとりの場メッシュと計画との重	17	25	36	ZONATIONによる抽出

4節 ハビタットや生態系の連続性等を推定する

ここでは対象とした種のハビタットあるいは対象とした生態系が連続、連結している状態を総称して生態系ネットワークと称することとし、これらのネットワークを推定する手法について示す(ボックス 3-8)。

(なお、対象としたハビタットや生態系が物理的につながっている状態を「連続性(continuity)」と称し、対象としたハビタットあるいは生態系以外の空間を一時的に利用することで、同一のハビタットあるいは生態系間を対象とする生物等が移動可能である状態を「連結性(connectivity)」と称することとする)。

4.1 推定の対象

環境影響評価、特に配慮書手続の中で、すべての生態系ネットワークに対する影響予測を実施することは困難である。このため、事業計画の実施に伴い生態系ネットワークの連続性等の分断によって重大な影響が生じることが想定される対象を選定することが望ましい。例えば、重要種に関しては、種が存続していくために、例えば繁殖地と通常的生活圏が異なる環境を利用することが必要な種などを対象とすることも考えられる(ボックス 3-8 参照)。また、生態系ネットワークの連結性の低下は、理論的、経験的な研究によりある閾値を下回ると急激に進行することが示されてきた(Turner *et al.* 2001)。この閾値を様々なケースに対して一般化して示すことはできないが、地域を構成する主要な生態系に対して、複数案各案による連続性の低下の程度とともに、連結性の変化を予測し、複数案の中で連結性が急激に変化する案による影響について特に注意すべきである。



ボックス 3-10

生態系ネットワークへの影響を予測することの重要性

生物多様性国家戦略 2012-2020 の中では、野生生物をその生息場所の中で保全していくことを基本としつつ、各種法令等に基づく保全地域の指定や生息場所適切な管理、さらに野生生物の生息場所を連続して確保するなど生態系のネットワークにも考慮して生物多様性の保全ができるよう努めるとしている。また、同国家戦略中の国土空間的施策の冒頭には、生態系ネットワークが掲げられており、すでに存在している生態系ネットワークの保全を十分に実施していくことは当然のこととして、事業による重大な影響が生じないかという観点から環境影響評価を行うことは重要である(ボックス 1-1 も参照)。

このように生物多様性の保全の面から生態系ネットワークが重視されるのは、生活史を全うするために異なる複数の生態系が必要な種が存在することが一つの理由である。例えばアユは、河川域で産卵し、孵化した稚仔魚は河川を下り海域で越冬する。こうした種では、堰等により河川域と海域との連続性等が分断されることで個体群の存続に関わる重大な影響となる可能性がある。

また、このような景観補完だけでなく、種の分散(dispersal)の源となるソース(source)個体群から個体の掃き溜めとなるシンク(sink)個体群への分散、あるいは病気の蔓延によるソース個体群の消滅をシンク個体群からの分散により復活させるといった種の分布域の維持拡大の面からも重要である。

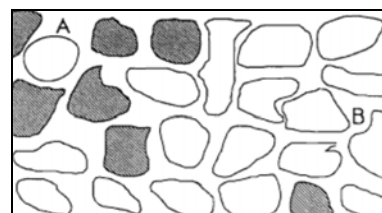
生態系については、例えば道路建設などによりニホンザルやニホンジカの遊動域である森林域が二つに分割され

れば、遊動域が一方に集中し、食物量の低下に伴う植物の過食と植生の劣化といった影響を生じるかもしれない。また、物質、エネルギーのやり取りという面からも連続性等の維持は重要である。

ところで、これまでの事業アセスでは、生態系への影響を、上位性、典型性、特殊性のほか、「移動性」のような観点を加えて予測評価を実施している場合があるものの、検討範囲は対象事業実施区域周辺に限られており、より広域の生態系ネットワークに対する影響予測を実施した例はほとんど無かった。

一方で、改正された環境影響評価法の下で実施される配慮書手続では、方法書以降の手続よりも広い範囲を対象としていることから、これまでに扱うことのできなかつた広域の生態系ネットワークに対する影響予測を実施することが可能となった。

現行の環境影響評価法において生態系ネットワークは具体的に明示された項目にはなっていないが、方法書以降で取り扱うことが難しくなることを考えれば、配慮書手続の段階で生態系ネットワークへの影響を予測しておくことは重要である。



景観補完の概念図

2つのハビタット(斜線部と白抜き)に、ある種にとっては相互に補完できない資源(例えば餌や営巣の場)が存在するため、これらのハビタットの両方を生存のために必要とすることを景観補完という。上図のA付近では互いに近隣に両ハビタットが存在するため、B付近よりも多くの個体が生息することが想定される。(Dunning *et al.* 1992)

4.2 推定の流れ

生態系ネットワークの推定の流れを以下に示した（図 3-23）

（1）情報の収集整理、データの信頼性の確認

推定し地図化した重要な動物、植物のハビタット、重要な自然環境のまよりの場のほかに、範囲内の自然環境の情報（植生、地形、地質等）を整理するとともに、生物多様性地域戦略や環境基本計画等に掲載された生態系ネットワーク図を整理し、地図化する（第2章2節参照）。

得られた情報に関してはその信頼性について確認しておく（第3章5節参照）。

（2）地域の生態系ネットワークの推定

既往の情報を整理したのち、地域によって示された生態系ネットワーク図などを活用するとともに、これに類する図等の存在の有無に関わらず、地域で認識されていない重要な生態系ネットワークが存在することも想定されることから、以下に示す手法等を用いて検討することが必要である。

対象地域の地域特性を考慮して、対象とすべき生態系ネットワークの抽出の視点を定め、推定する。推定の手法としては、物理データ等に基づく経験的な推定が主となるが、解析的な手法を用いることも検討する。

（3）推定結果の検証

推定した生態系ネットワークについては、地域の自然環境に詳しい有識者にヒアリングを実施し、推定の妥当性について確認することが望ましい。重要な影響が想定されるような場合等には、必要に応じて現地踏査を実施し、確認することも考えられる。

（4）予測・評価の実施

生態系ネットワークにおける場の重要性の程度、地域における分布状況と事業の実施が想定される範囲との重なる位置、程度等から、事業による重大な影響の有無を予測評価する。

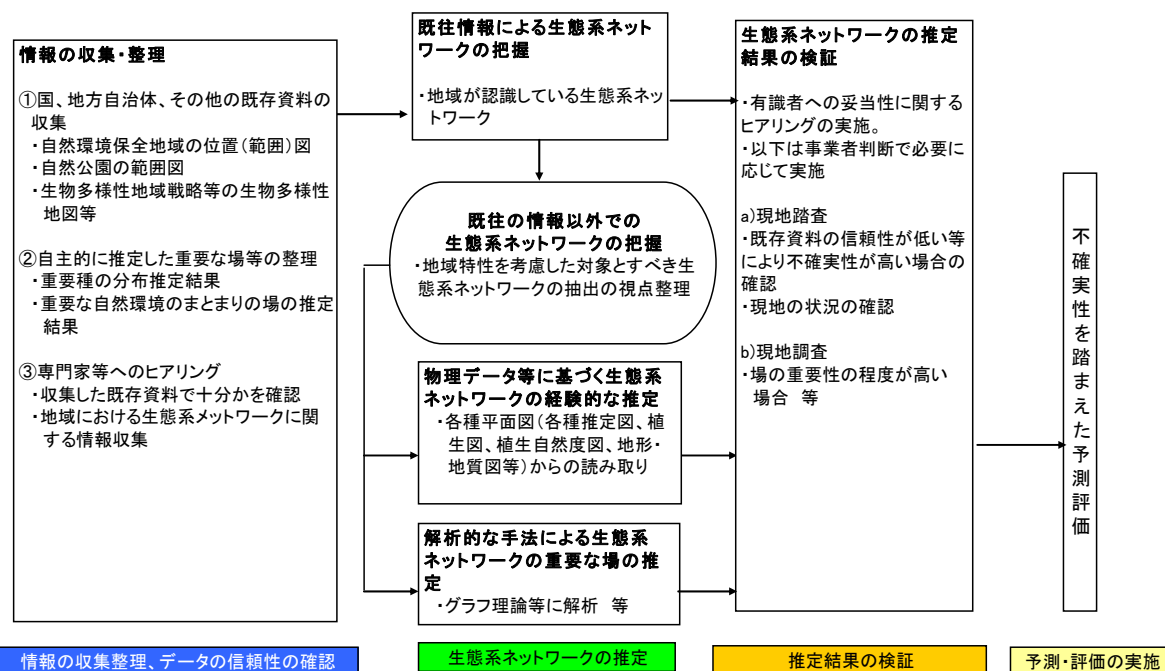
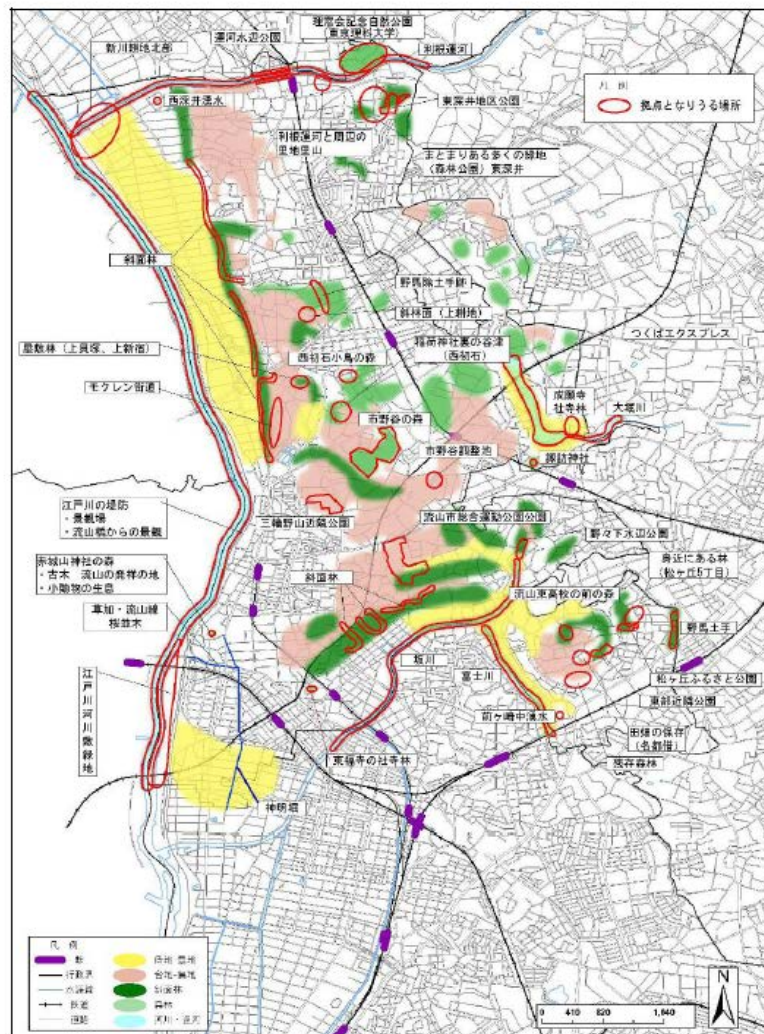


図 3-23 重要な場の推定の流れ(例)

4.3 推定の手法

4.3.1 既往の生態系ネットワーク図の活用

「第Ⅲ章 2. 既往の生物多様性関連の地図を活用する」で整理したように、地域の環境計画関連の資料において生態系ネットワークを示している場合もある。同時に専門家への聞き取りを行うなど、これら地域の認識を把握したうえで、更なる解析を進めることが望ましい。



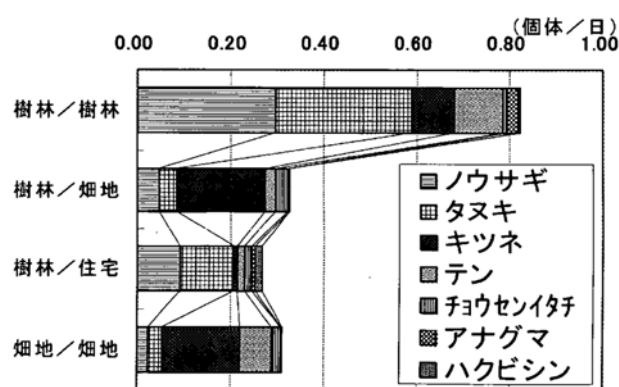
備考) 上図は既存資料等を参考に、現時点で抽出される場所です。本戦略の進行政管理において定期的な見直しを行います。

図 3-24 既往のネットワーク図の例(流山市)

4.3.2 物理データ等に基づく生態系ネットワークの経験的な推定

生態系ネットワークが示されていない場合でも、生態系ネットワークがないのではなく、地域で検討中あるいは認識されていない可能性がある。また、既往のネットワーク図等があったとしても、これら以外に地域でも認識していないが、地域の重要な生態系ネットワークの場が存在することも考えられることから、重要種や地域の重要な自然環境のまよりの場の分布状況等から、対象とすべき生態系ネットワークを抽出し、検討することが望ましい。

注目すべき対象のネットワークが明確になれば、対象地域や近傍地域での研究実施状況など、例えば対象とする種のロードキルが発生しやすい地形条件に関する研究事例(図 3-25)などに留意し、活用可能な情報に基づいて推定することが考えられる。

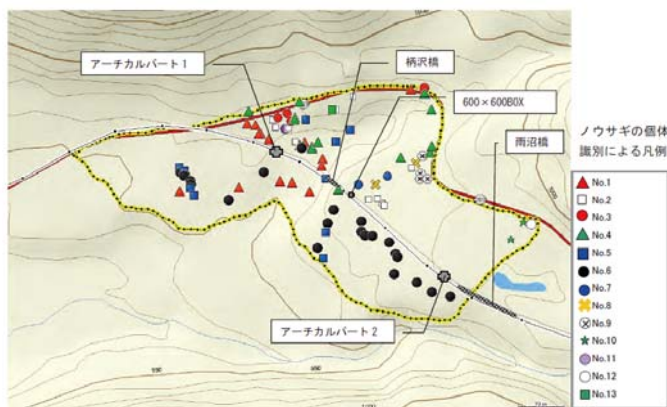


国総研資料 No.152(2004)

図 3-25 既往の研究事例から重大なネットワーク分断箇所の推定

縦軸は道路を挟む両側の環境の組み合わせを示している。例えば、ノウサギでは両側が樹林地である箇所でロードキルが多く、キツネは樹林地と畑の箇所で多くなっている。どこで道路事業による影響の大小と種特性を推察することができる。(図題→ロードキル発生頻度の例)

当該地域においてテレメトリー調査や遺伝的交流の状況が調べられている場合には(例として、図 3-26 の様に)、対象地域でどのような連続性が存在しているのかを、対象地域の地形、植生図等の平面情報とともに考慮することは可能である。



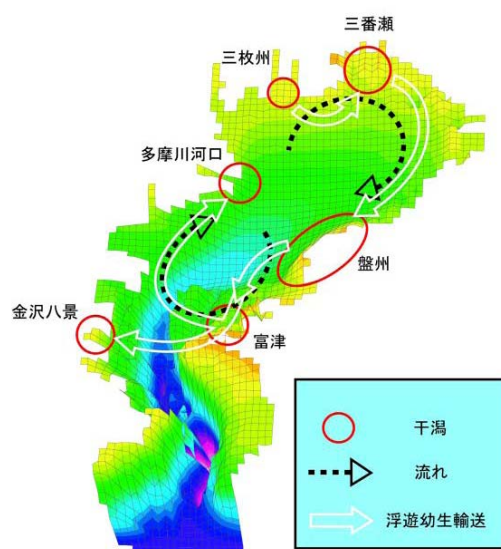
(松江、園田 2010)

図 3-26 DNA 分析によるノウサギ個体の道路両側の移動状況

ノウサギの個体ごとの分布域を糞の DNA 分析によって明らかにした事例。個体 No.1 や No.5 が道路を挟み両側を利用していることが分かる。本事例ではアーチカルバートの設置により、連続性が確保されたことを示す根拠となっている。対象事業による分断の影響程度を評価する際に有効な手法となりえる。

沿岸域の生態系には、ヨシ原－干潟－藻場－浅場の岸沖方向の連続性と、空間的に離れた干潟相互の湾スケールの連続性が判明している場合もある（図 3-27）。こうしたネットワークから、それぞれの集団間の結びつきや移動・回遊等の動態を念頭において、藻場・干潟、魚礁等の複合的な生息環境の評価を行うことも可能である。

なお、国土交通省港湾局・環境省自然環境局は共同で、「干潟ネットワークの再生に向けて－東京湾の干潟等の生態系再生研究会報告書，国立印刷局(2004)」を作成し、東京湾におけるネットワークを解説している。また、古川（2010）は内湾域の生態系再生・管理に関するデータ活用を論じていることから参照されたい。



（田中 2003）

図 3-27 干潟ネットワークの概念図(東京湾)

沿岸域の水生生物の多くは浮遊幼生期を有しており、産卵場所と着底場所が必ずしも一致していないため、生態系の維持において干潟ネットワークは重要な役割を果たしていると考えられる。

4.3.3 解析的な手法に基づく生態系ネットワークの推定

連続性等を対象地域の植生や地形といった構造的な面から把握する手法であり、近年のGISの普及、国土数値情報などのデータ整備に伴い、生物データが無くとも解析可能である。生物の移動能力も考慮する機能的連続性等については、対象種の移動能力が知られており、分断によって重大な影響が生じる可能性がある場合などに実施する。

ハビタットや生態系の連続性等に対する情報は、一般的に構造的、機能的、実測による連続性等の把握の順に、より多くの知見が得られるものの、これらを把握するために必要となるデータ量も増大する（Calabrese & Fagan, 2004）。一方で、我が国では生物各種の移動能力に関する研究はあまり進んでいないことから、機能的連続性等まで検討することは、配慮書手続の段階では困難な場合も多いものと考えられる。しかしながら、機能的な連続性等を把握する手法を用いて構造的な連続性等を検討することも、配慮書手続の段階では、重大な影響を把握する手法として有用と考えられる（バッファの距離を順次変更することで、非常に重要な場（ノード）があきらかとなる）。

従って、以降では機能的な連続性等を把握する手法も含めて整理した。

なお、実測による連続性等の把握手法に関しては、方法書以降の手続でも実施されることが稀であることから、ここでは取り扱わない。

表 3-14 ネットワーク解析手法の例

手法	連続性の解析タイプ	手法の特徴	地理的データ	種データ	長所	短所
最近隣法	構造 (a) 分散能力は考慮せずに、配置、距離等の条件から連結性を評価	・対象としているパッチに最も近いパッチのみを抜っており、その他の連続性のあるパッチは無視している。 ・多くの限界があるにも関わらず最も使用されている。	・最近隣のパッチ間の距離	パッチでの出現の有無	計算が単純である。	他の複雑な指標よりサンプル数の違いに敏感であり、連続性の指標としても劣る。
グラフ理論による手法	ポテンシャル (b)	対象生物の分散能力を勘案して、すべてのパッチ間の潜在的な連結性を設定する。	パッチの位置	分散能力	・景観レベルの連結性に対して最も貢献しているパッチは何か等を抽出することができる。	・生物の分散能力は不明であることが多い。
Buffer radius	対象生物の移動能力を考慮して潜在的な連結性を評価	あるパッチから一定の距離のバッファを発生させ、その中に含まれるすべてのパッチでの同種の出現状況から連結性を評価する。	パッチの位置、面積	分散能力、パッチでの出現の有無	・計算が単純である。 (移動能力が分からない場合には、バッファとする距離を変化させ、算出することも可能)	・生物の分散能力は不明であることが多い。
移出入率、分散率	実測 (c) 実際の移動の有無から評価	マーキングした個体の再捕獲、テレメトリー等により、実際の移動を記録する。	適宜	移動経路、移動時の位置、移動能力	・移動に関する記録が確かである。	・実際の移動の把握は、時間、費用がかかる。 ・一般論で示すには多数のデータが必要 ・各個体の移動の意味するところの把握が困難

（Calabrese & Fagan 2004 を基に作成）

4.3.4 構造的な連結性に関わる手法

構造的な連結性に関わる手法は、景観上のパッチのサイズ、形、配置等の物理的な特徴をもとにした構造的指標で判断する手法である。

本手法は生物の分散に関するデータを含めず、景観の物理条件から求めることから、GIS により容易に算定することが可能である。

<構造的な連結性の把握の例>

最近隣法（図 3-28）

各パッチから最も近いパッチまでの距離を算出し、平均値を算出し、連続性の指標とする。パッチの形状やパッチの数によって影響を受けやすい。

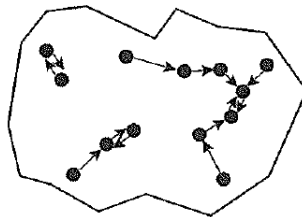


図 3-28 最も近いパッチまでの距離

4.3.5 機能的な連結性に関わる手法

機能的な連結性に関わる手法は、対象種の移動能力や生活史との関係等を考慮する手法であるが、移動距離や生活史自体が分かっていない種も多い。このため、配慮書手続において機能的な連結性に関わる手法を、種の移動能力を考慮して用いる場合は少ないものと考えられるが、対象種の重要性が非常に高い場合などでは、対象種の移動能力を表 3-15 のような事例を参照しながら安全サイドで設定し、構造的な連結性の面からでも重大な影響の有無を予測するといった活用は考えられる。

表 3-15 様々な分類群の移動能力の整理事例

分類群	サイズ	移動	該当種	地区レベル (1/2,500~1/5,000)	都市域レベル (1/10,000~1/25,000)	広域レベル (1/50,000~)
				100m	1km	10km
哺乳類	中型	陸上(歩行)	タヌキ、イタチなど	-----→	-----→	-----→
	小型	陸上(歩行)	ネズミ類(アカネズミなど)	-----→	-----→	-----→
	小型	飛翔	コウモリ類(アブラコウモリ、ユビナガコウモリなど)	-----→	-----→	-----→
鳥類	小型	地中	モグラ類(アズマモグラなど)	-----→	-----→	-----→
	大~中型	飛翔	オオタカ、カワウなど	-----→	-----→	-----→
	小型	飛翔	シジュウカラなど	-----→	-----→	-----→
爬虫類	-	陸上(地道)	トカゲ類(トカゲ、カナヘビなど)	-----→	-----→	-----→
	-	陸上(地道)	ヘビ類(シマヘビ、アオダイショウなど)	不明	-----→	-----→
	-	陸上(地道)・水中	カメ類(ニホンシガメなど)	-----→	-----→	-----→
両生類	大型	陸上(地道)	カエル類(アズマヒキガエルなど)	-----→	-----→	-----→
	中~小型	陸上(地道)	カエル類(ニホンアカガエル、シュレーゲルアオガエルなど)	-----→	-----→	-----→
	小型	陸上(地道)	サンショウウオ類(トウキョウサンショウウオなど)	-----→	-----→	-----→
昆虫類	-	飛翔(強)	バッタ類(カワラバッタ、トノサマバッタなど)	-----→	-----→	-----→
	-	飛翔(弱)	バッタ類(クツワムシ、ヒガシキリギリスなど)	-----→	-----→	-----→
	-	飛翔	セミ類(クマゼミ、ミンミンゼミなど)	-----→	-----→	-----→
	-	飛翔	トンボ類(シオカラトンボ、アジイトトンボなど)	-----→	-----→	-----→
	-	飛翔(強)	トンボ類(オニヤンマなど)	-----→	-----→	-----→
	-	飛翔	チョウ類(アゲハチョウなど)	-----→	-----→	-----→
クモ類	-	飛翔	アシナガクモなど	-----→	-----→	-----→
	-	陸上	ジグモなど	不明	-----→	-----→
陸生貝類	-	陸上	有肺類(ミズジマイマイ、ウスカワマイマイなど)	-----→	-----→	-----→

-----→ 移動分散の直線距離の最大値

● 移動分散の直線距離の平均値(最も大きな数値を得た事例を图示。)

徳江ら(2011)

＜機能的連結性の手法の例＞

i. ネットワークを使った指標

当該指標の例としては最短経路長（任意の2つのパッチの最も短い距離の平均値）が挙げられる。

例えば、図 3-29 では、1 から 6 まで行く経路は、1→3→6、1→3→5→6、1→3→5→2→4→6 があり、最も短い 1→3→6 の距離を測る。同様な作業を 1 以外のパッチにも行い、各パッチから任意の別のパッチへ行き際の最短距離の平均値を算出して、指数とするものである。事業実施前後の値の変化を複数案で比較することで、相対的な連続性の変化の大きさが判断できる。下図のように単純な場合には、手計算も可能であるが、図 3-32 のような場合、コンピューターに頼るしかない。

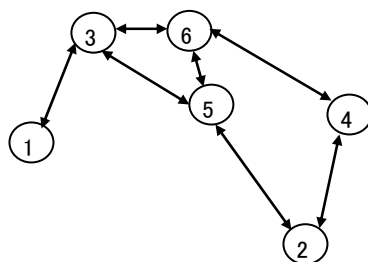


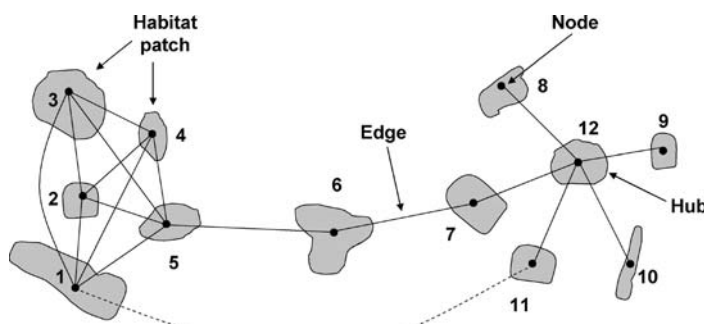
図 3-29 最短経路長による解析事例

ii. グラフ理論を用いた手法

パッチ間のすべての組み合わせについて、対象とする種の分散能力を考慮し、パッチ間の接続可能性を設定する生息パッチの消失や分散のためのコリドーをシミュレートするグラフ操作によって、ランドスケープレベルでのパッチの連続性に貢献している度合いから各パッチをランク付けすることができる (Keitt *et al.* 1997)。

このようにグラフ理論からのアプローチは、事業者がランドスケープの接続性に重要なパッチはどのパッチなのかを判断可能にする (図 3-31 グラフ理論による重要パッチの抽出では矢印のパッチが全体の連続性にとって重要であることが示されている)。

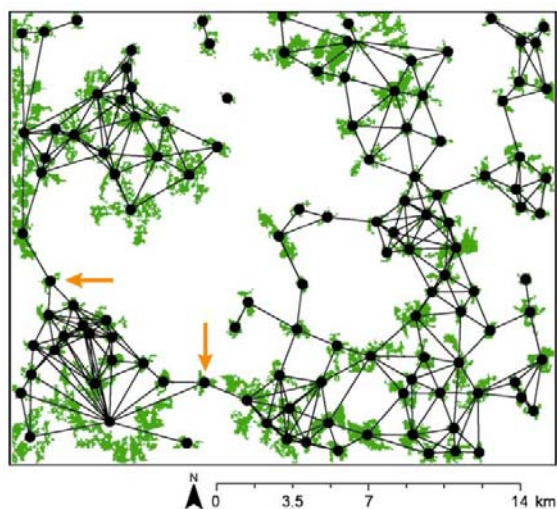
グラフ理論は空間スケールに関わりなく、対象に応じて計算可能であり (図 3-32)、フリーのソフトウェアもある。



Minor & Urban (2008)

図 3-30 距離 L でパッチの中央が結ばれるネットワーク

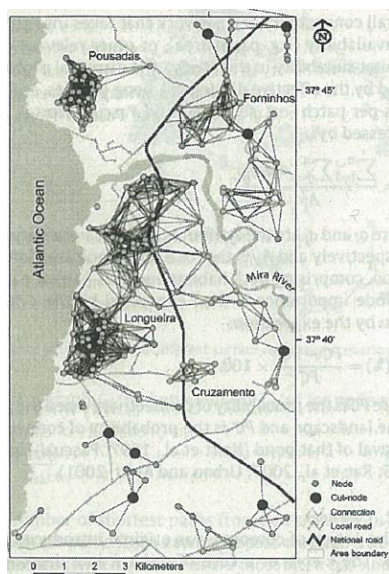
1～12 のパッチのうち、No.6 が非常に重要であることを示している。



(Chetkiewicz ら2006)

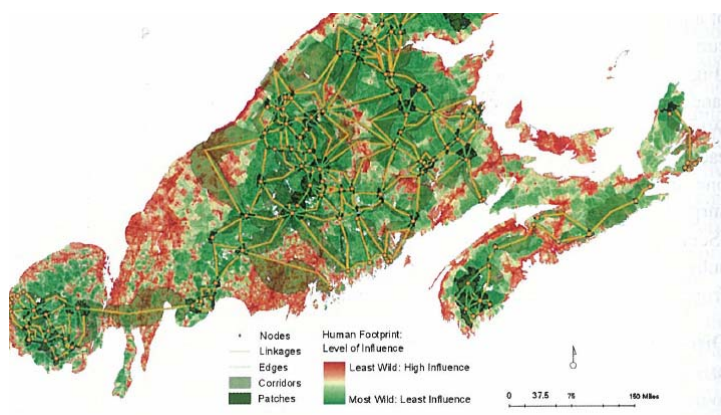
図 3-31 グラフ理論による重要パッチの抽出

モリツグミ Wood thrush の分散距離の閾値を 2.5km と設定した場合のノース・キャロライナ州の森林ネットワークを示している。矢印は、一つのパッチが消滅することで一つのネットワークが複数のネットワークになってしまうパッチの位置を示している。



Pereira ら(2011)

カメに対する池沼間のネットワーク



Baldwin ら(2010)

北アパラチアでの景観ネットワーク

図 3-32 異なる対象スケールでのグラフ理論による解析事例

左図は約 6×12km の範囲、右図は 850km×450km の範囲におけるネットワークをグラフ理論で示しており、様々なスケールに対して解析が可能である。

4.3.6 手法に関わる留意事項

パッチの形状、大きさ

構造的指標のひとつである最近接パッチ間距離はパッチ形状や大きさのばらつきがある場合には連続性の評価能力が低下するといわれている。

サンプル数

構造的指標である最近接パッチ間距離はサンプル数に影響を受けやすいが、機能的指標のひとつであるグラフ理論による手法は、パッチが推定できていればサンプル数に関係なく解析可能である。

タクサの違いによる対象範囲の違い

重要性の高い種のハビタットの連続性に関しては、対象種の移動能力、ハビタットの連続性を考慮し種毎に考えることが望ましい。

指標の性質

用いる指標によっては図 3-33 のように、同じ値でも実際の状況は大きく異なることがあることから、指標の持つ性質について、使用前に十分に把握しておく必要がある。

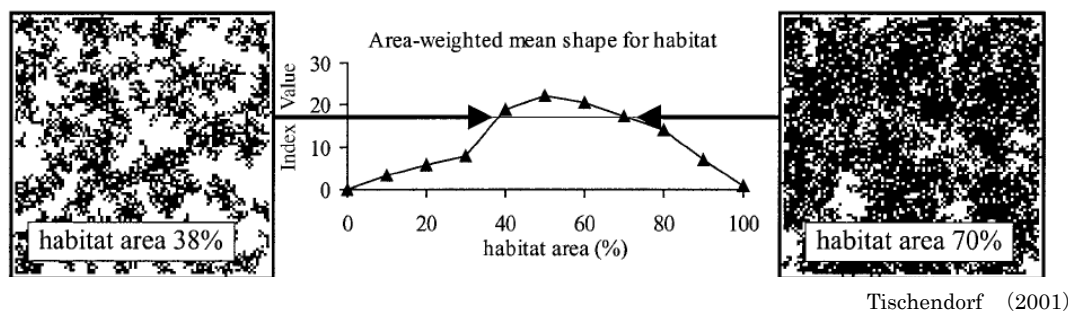


図 3-33 景観指標の1種(面積加重平均)による指標性の留意点

明らかに右図のほうが連続性は高いと判断できるが、指数では同じ値になっており、連続性の指標にはそぐわない。

4.4 推定した結果を確かめる

地域の重要なネットワークは対象とする空間スケールの問題から、地元でも認識されていることは少ないと考えられる。また、推定したネットワークの適性度合いを検証することは、配慮書手続段階では困難である。

このため、得られた結果に関しては地域の自然に詳しい有識者に聞き取りを行い、得られた結果の妥当性についてヒアリングを行うことが望ましい。

4.5 予測と評価

先に示したネットワークの現状の推定方法から、予測結果はネットワークのつながりが線などで示される連続性がどこで、何箇所が影響を受けるかという結果で示される場合と、景観的に全体の連結性が現状と比べどのくらい低下するのかという結果で示される場合に分けられる。

これまでに示したような手法を活用することで、表 3-16 に示すような予測結果が得られる。

表 3-16 予測結果のアウトプット・イメージ

区 分			予測評価項目	複数案			備考(用いた手法)
				A	B	C	
生態系ネットワーク	連続性	オオムラサキ	生息パッチの分断箇所数	1	3	5	上記推定範囲と事業計画の重ね合わせ
			生息パッチの林内部面積の減少面積(ha)	0.5	2	10	GISによる計算
		カトリヤンマ	ネットワークの観点から重要なハビタットの消滅箇所数	2	0	1	グラフ理論による
	連結性	落葉広葉樹林	森林パッチ数	40	53	64	GISによる計算
			森林パッチ間距離合計(m)	2070	2415	3382	
			森林パッチ平均距離(m)	52	46	53	
			最近隣まで50m以上のパッチ	14	17	24	
			100m以上	3	2	6	
			300m以上	0	0	0	
		：	：				

5節 データの信頼性と取扱い

先に示したデータベースや生物多様性地図は、事業者自らが目的に応じて収集した情報ではないことから、データを取り扱う前に、その精度確認や精度確保が重要である。

なお、事業者が過去に環境影響評価関連調査を実施し、未公表調査結果を利用する場合においても安易に使用するのではなく、その有効性・客観性を専門家に改めて確認したうえで使用すべきである。

5.1 データの信頼性

5.1.1 確認対象の信頼性

対象地域の中にどのようなデータが存在するかによって、重要な場を抽出する手法や得られる結果の不確実性の度合いが異なってくる。

まずは入手したデータがどのようにして記録されたものなのかを把握し、データの信頼性を確認することが重要である（図 3-34）。

たとえば、生死に関わらず標本が残されていれば、その存在は確実である。一方で、痕跡記録は、痕跡だけによる種の判別が難しい場合もあり、種の確認の信頼性が低い場合も多くなると考えられる。痕跡記録は後の再確認が不可能であることからその信頼性は低いものとなる。

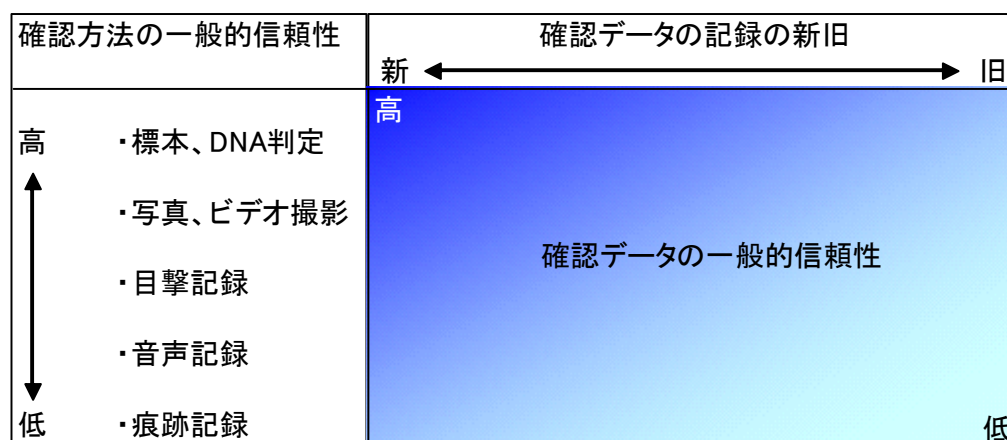


図 3-34 データの信頼性

注：人による同定能力の差異に起因する確認結果の信頼性の低下までは含めていない。

（McKelvey ら 2008 を参考に作成）

また、年月が経過することで、過去に確認した地域からはすでに絶滅し、分布範囲が変化している可能性がある。分類体系が変化し再同定を行う際に、標本であれば再確認可能であるが、標本以外には識別形質が不明であるため、確認状況の信頼性は時間とともに低下するものと考えられる。更に過去のデータを統合する際に、紙媒体では書き写しのミス、電子データではデータの統合ミス等による信頼性の低下も考えられる。

データの信頼性に加え、どんな時期に取得したデータなのかを把握することも重要である。例えば、ある種の確認がその種の繁殖期以外に限られているのであれば、分布域としての可能性は考えられるが、実際の繁殖地と判断することはより困難である。海域では大きな季節消長を伴う生物現象も多く、

データを取った時間や海域、水深等の把握が重要となる。調査手法等が同一で新旧の比較が可能な場合には確認頻度の変動の把握に用いることも可能である。

5.1.2 確認位置の信頼性

既存のデータの確認対象の信頼性ととも、その確認位置の信頼性の程度についても十分に留意すべきである。

例えば、緯度経度による位置情報について、緯度・経度が整数レベルか、あるいは小数点以下何桁まで把握されているのかによって、位置の精度が大きく異なる。また、地名による記録でも市町村レベルなのか、番地レベルなのかによっても位置精度が異なってくる。このように、データの活用者は位置情報の信頼性のために、位置精度がどうであったのかという情報を明示しておく必要がある。

対象範囲における確認位置を網羅するために必要なデータソースが複数に渡り、それらの位置精度が異なっている場合も想定される。このような場合でも、精度を粗いものに合わせ、対象範囲全域での位置情報を整理することで、地域における重要な自然環境のまとまりの場等が影響評価を行うために十分なスケールで相対的に特定できるかもしれない。

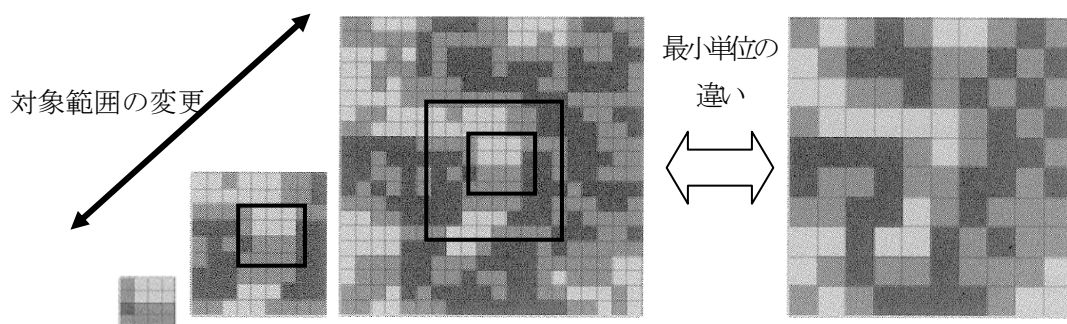
5.2 データの活用にあたっての留意点

以上のように、データの信頼性はその時の状況に応じて様々であり、その信頼性に応じて収集したデータを適切に活用することが重要である。

例えば、データの取得年が古くとも、データの信頼性が高ければ、かつてはそこにいた、そして現在も存在する可能性があるという情報として、分布状況を考えるうえで重要な情報である。また、経年的な変動状況を知るうえでも重要である。

その種の存在が確実である標本データであっても、確認数が少なければ、その種の分布状況を把握することはできない。この場合、種の分布をモデル化して推定する手法を用いることが可能なデータ数があれば、モデルによってその分布を推定することが可能となることも考えられる。データ数が少ない場合には、対象種の生息場所となりえる植生、地形、地質等の分布状況から生息場所を推定することが考えられる。

また、データの活用にあたり、配慮書手続において対象とする空間スケールに留意する必要がある（ボックス3-1も参照）。図3-35に示すように、空間上のパターンやプロセスはスケールに依存し、測定の最少単位や範囲に応じて変化する。例えば、図の左端の範囲では色の最も濃い環境が連続しているようには捉えられないが、右に移るにつれ、その連続性が明らかとなる。一方で事業計画の大きさと比較して最小単位となるメッシュサイズが細かすぎる場合、影響を評価するには複雑となり過ぎる、あるいは事業計画の大きさと比較して粗すぎる場合には影響の有無が判断できなくなるなど、影響を検討するために最適な解像度となるように得られたデータの最小単位を調整する必要がある。また、地域の重要な自然環境のまとまりの場を相対的に抽出したり、生態系ネットワークのパターンを把握したりするために、事業計画特性と地域特性に応じて適切な空間範囲を設定する必要がある。



(Turnerら 2001 をもとに改変)

図 3-35 調査対象とする範囲、最小単位の模式図

左の大きさの異なる3つの図では、対象範囲が変わることで空間パターンの捉え方が異なってくる。また、右図と同一範囲の左の図を比較すると左図の小さいメッシュ4つを統合して右図で表していることから、事業計画地と重ね合わせたときに影響程度が異なって表現される。



ボックス 3-9

データの解像度と予測結果

タンポポの確認位置を 1km メッシュで表現してしまえば、それよりも細かい位置は不明になってしまう。これを 1m のメッシュで表現すれば、誰でもそのタンポポを発見できるだろう（前者は解像度が粗く、後者は細かい）。

データを入手するデータベースの解像度によって、推定可能な状態も変わってしまう。

図では細かい解像度では同じメッシュ数で分布していたが、粗いメッシュでは分布範囲が全く異なってしまうだけでなく、影響予測を実施すると、左の場合では細メッシュ：1/9 箇所影響、粗メッシュ：3/7 箇所影響、右の場合、細メッシュ：2/9 箇所影響、粗メッシュ：2/3 箇所影響と予測されるようなことが生じるため、使うデータの解像度に十分注意する必要がある。

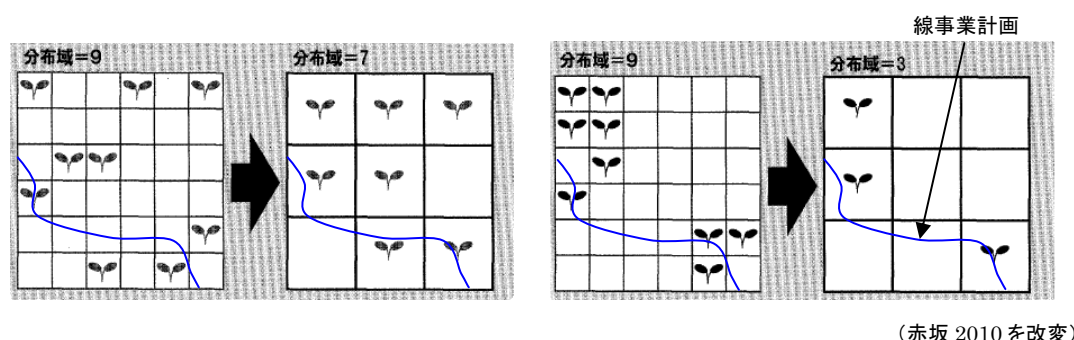


図 3-36 解像度の違いによる分布範囲の表現の違い

<空間情報に関わる範囲と粗さ>

範囲（extent） 考慮している対象地のサイズや継続時間。

粗さ（grain） あるデータセットにおいて考え得る最も詳細な空間解像度のレベル。

範囲は最小単位とは無関係に変更可能である。パターンやプロセスがスケールに依存するというのは、それらが測定の最少単位や範囲に応じて変化することを意味している。

（Turner ら 2001、Wiens1989）