

# 日本生態学会関東地区会会報

2003. March 第51号

## 特集「生物多様性からみた生息地の評価と復元」

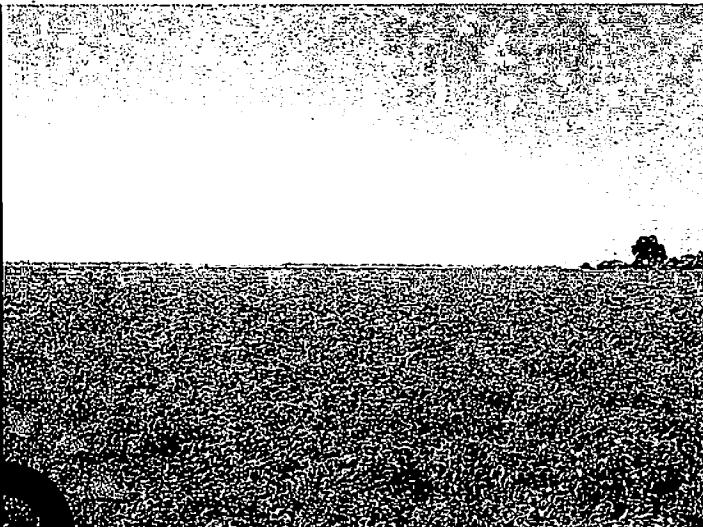
1: Valley elderberry longhorn beetle

*Desmocerus californicus dimorphus*

の生息地であった開発サイト



2: トマト畑を確保 1989年



4: 猛禽類が生息 1993年



3: 三日月湖を掘削 1991年

## 日本生態学会関東地区会 会報51号

### 目 次

2002年度日本生態学会関東地区会公開シンポジウム

「生物多様性からみた生息地の評価と復元」

椿 宜高 ..... 1

生息環境適地とその連続性

夏原 由博 ..... 3

夏原さんの講演に対する質疑応答 ..... 10

生息環境の定量的評価の現実と課題

恒川 篤史 ..... 11

恒川さんの講演に対する質疑応答 ..... 16

総合的植生機能による緑環境評価

藤原 一繪 ..... 17

藤原さんの講演に対する質疑応答 ..... 24

ハビタットの評価と復元

－代償ミティゲーションを評価するHEP－

田中 章 ..... 25

田中の講演に対する質疑応答 ..... 34

総合討論 ..... 37

活動報告・会計報告 ..... 40

2002年度関東地区生態学関係修士論文発表会講演者一覧 ..... 41

表紙・裏表紙写真の解説 ..... 42

## はじめに

椿 宜高

国立環境研究所

tsubaki@nies.go.jp

これまで、日本生態学会関東地区会では、自然環境がどこにどれだけ残っているかを把握するための手法としての地理情報システム（GIS）のシンポジウムを2回ほど開催してきた。しかし、生物の分布情報が不充分であったため、詳細な地理情報との関連性が十分に分析できていないという問題があった。地図上に生物の分布を表現できないままGIS技術ばかりが進歩しても、保全に役立つ技術にはなりにくいと思われる。そこで今回は、「生物多様性からみた生息地の評価と復元」というシンポジウムを企画した。

ハビタットの概念はかなり混乱している。その原因の一つはハビタットという言葉が、英語でも日本語でも、いくつかの違った意味で使われていることである。日本語では生息地、生息場所という訳語があてられているが、前者は特定の種の生物がすんでいる住所（たとえば、霞ヶ浦にはブラックバスが生息する）、後者は生物の生息条件がそろった場所（霞ヶ浦にはブラックバスが生息できる場所がある）といったニュアンスの違いがある。後者が本来のハビタットの意味であるが、英語でもユージン・オダムが「ハビタットとは住所だ」としたあたりから、混乱が始まっている。

ハビタットという言葉がスケールをあまり考慮しないで使われていることもハビタットという概念を混乱させている。例えば小さな木の葉や渓流の石の下をハビタットと呼んだり、森林や湖沼などの大きな生態系をハビタットと呼んだりする。また、生物の生息条件にあう場所を指すというより、人が把握しやすい景観単位が便宜的にハビタットと呼ばれることも混乱の原因のひとつである。生物の分布を地図上に描こうとすれば、目的に合わせてスケールを決め、生息条件と相関の高い地理情報を抽出することが重要である。

ところで、生物の分布地図には生物地理学が作

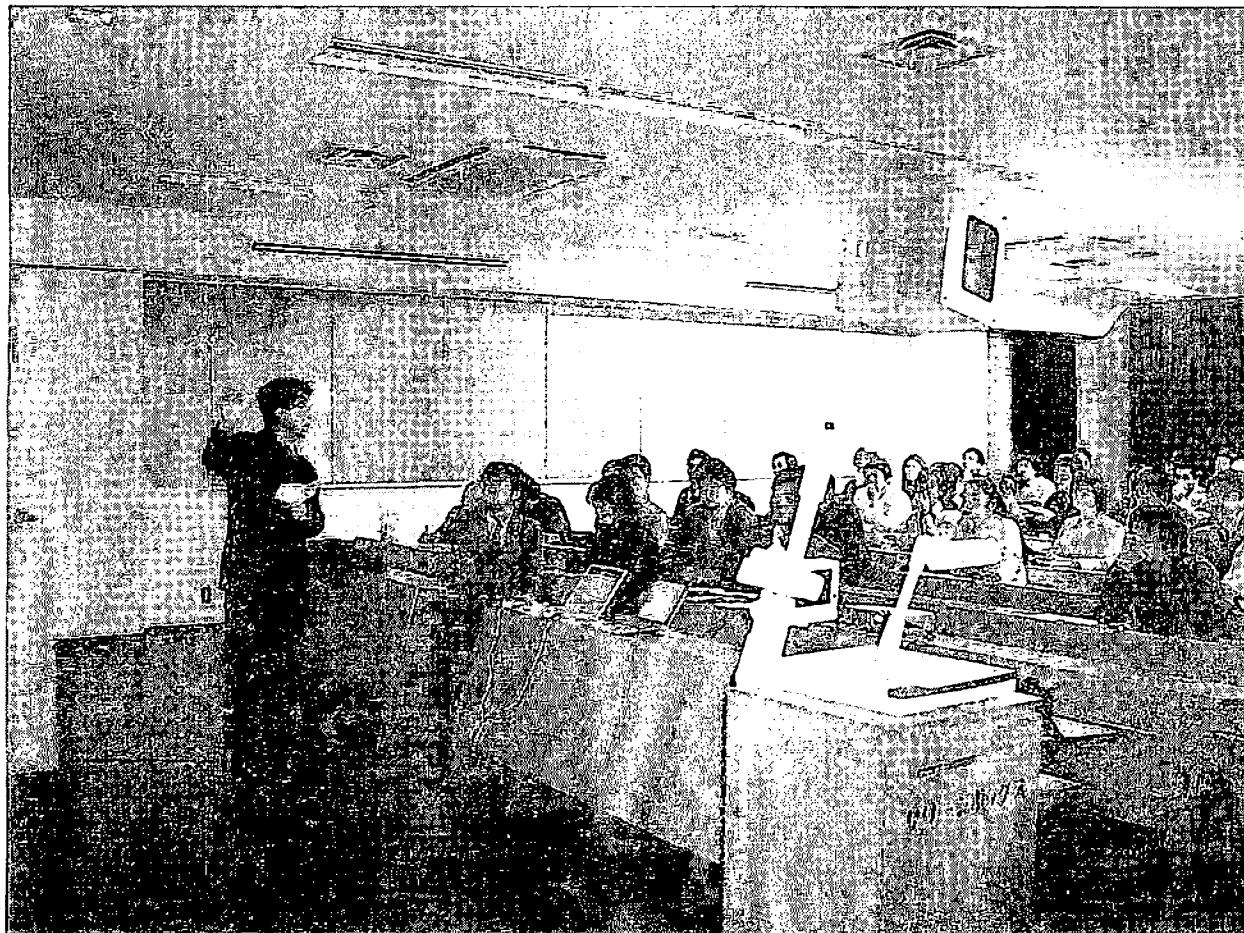
ってきた地図と生態学が作ってきた地図がある。前者は種の分布境界を描いた地図で、スケールは大きいが、分布域内部の生息適性を考えていないという問題がある。一方、生態学が作ってきた分布地図では、小さな空間内の生息環境（樹木の個々の位置や石の分布など）と生物個体の分布の関係が詳細に描かれているが、ハビタットそのものの消失や再生を描くにはスケールが小さすぎるという欠点がある。GISをうまく使えば、二つの分布地図の欠点を補い、生物の詳細な分布地図を大きなスケールで作成することが可能である。しかし現時点では生物の分布情報はきわめて不足しているため、少ない情報を使ってなんとかハビタットを地図化する工夫が必要である。どんな工夫がありうるのかを議論することがこのシンポジウムの目的の一つである。

また、今回のシンポジウムでは動物そのものの分布（点データ）を地図上に落とすことよりも、ハビタットを地図上に描くことの重要性も指摘したい。その理由は、ある地点で生物を見かけたとしても実際にそこで生物が生活しているかどうかの判断は難しいし、ある場所に生物が生活していてもそこで繁殖が行われているかどうかはすぐにわからぬからである。さらには、成虫が産卵しても次世代が羽化するとは限らないし（水枯れ、強力な捕食者の存在、水質...）、たとえうまく次世代が続いたとしても、数世代しか続かないかも知れない。特に、小さなハビタットでは、絶滅と侵入が繰り返されているかもしれません。その時間的断面しか観察していない可能性がある。そのため、生物がいるかどうかを地図化するよりも、生息可能な場所としてのハビタットの分布を地図化した方が有益だと思われる。私達が保全すべき対象は生物の個体や種ではなく、ハビタットだと考えるべきである。個々の種はその結果として守られるだろう。その上、ハビタットは入手可能な情報（植生、土地利用、標高、地形など）から間接的

に推定することが可能な場合が多々ある。そのような間接的な予測が可能なら、近年の急速なハビタットの変化をモニターすることも可能だろう。

ハビタット評価手法はHEP（ハビタット評価手続き）の一環としてアメリカで開発され、とくにミティゲーションの実践の中で進歩したが、まだ様々な問題点を抱えている。このシンポジウムのもう1つの狙いは、どのような問題があるのかを洗い出すことである。その一つはアメリカと日本でのミティゲーションについての考え方方が日本とアメリカで少し違うかもしれないということである。アメリカでは開発に対する補償という考え方

方でハビタット評価が進んできたが、日本では自然環境と人間生活の共存が課題となっている。つまり、アメリカでは人が開発して使用する場所と自然環境を保全する場所を隔離する方向で、日本では人が生活する都市の中に自然を呼び込むことに関心が向いている。ミティゲーションと自然修復とは同じものではないという認識が必要だろう。いずれにしても、野生生物のハビタットは人間の生活との関連でそのあり方を考える必要がある。今回のシンポジウムがその契機となれば幸いである。



松本忠夫氏（東大）撮影

## 生息環境適地とその連続性

夏原由博

大阪府立大学大学院農学生命科学研究科・natuhara@envi.osakafu-u.ac.jp

### 1. はじめに

主催者から、シンポジウムはGIS手法ではなく生物多様性から生息地の評価をどのように行うかという観点で行う旨をちょうだいした。私の視点は、地域あるいはメタ個体群スケールでの生息場所の空間配置が、生物の生息にどのような影響を及ぼすかである。

生物多様性の保全は究極的には遺伝的多様性そのものと遺伝的多様性を維持する生態プロセスを保全することにほかならない。筆者らの目指すものは、丘陵性湿地における両生類を材料に、景観スケールでの地形や土地利用と群集構造、メタ個体群動態、集団の遺伝的構造の関係を明らかにし、保護戦略を立案することである。

ニホンアカガエルやカスミサンショウウオはもともと丘陵の谷や麓に点在する湧水性湿地や沼沢を生息場所としていたと考えられ、メタ個体群を

形成しているが、近年の都市開発や耕作放棄などによって、生息場所が縮小、分断されてきた。生息場所の分断によって孤立した個体群では、確率論的な個体数のゆらぎによる局所絶滅からの回復が期待できないとともに、遺伝的浮動によるヘテロ接合度の減少によるなどによる遺伝的劣化によって絶滅の機会が増大するとと言われている。その一方で、高次の捕食者がより早く消失することによるトップダウン効果の可能性も生じうる。このように土地パターンの変化は、遺伝子、個体群、生態系のレベルにおけるプロセスに影響を及ぼす。そして、これら生物学的プロセスの変化が個体群の分布パターンを決定する。

こうした景観スケールの土地パターンの変化による生物プロセスへの影響を解明・予測するための研究スキームを図1に示した。

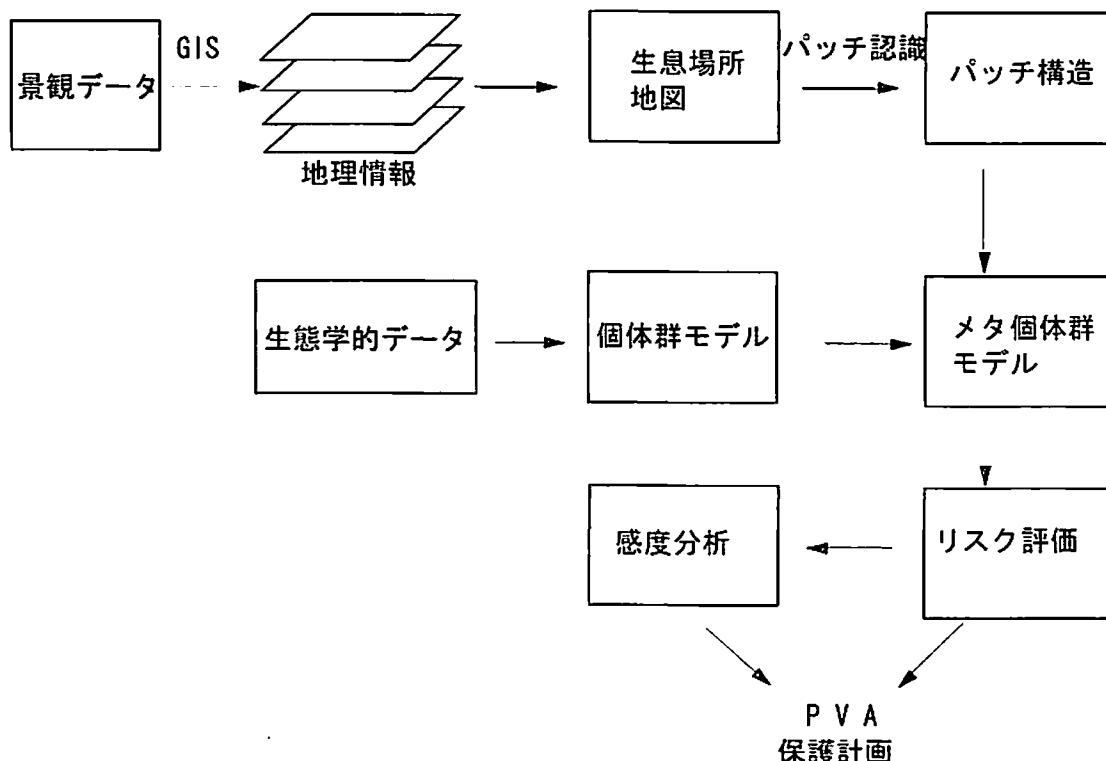


図1 メタ個体群の保護のための研究スキーム (Applied Biomathematics ホームページより、<http://www.ramas.com/ramas.htm#metapop>, 2002/11/10 参照)

## 生息場所の消失：面積の減少と断片化

生息場所破壊には、生息場所の消失そのもの、生息場所の質的変化、および残存生息場所の断片化が含まれる。多くの場合、面積の減少だけで生物多様性の減少の説明がつく。面積の減少による種数の減少は多くの事例が報告されている。鳥や爬虫類、両生類では、面積の縮小によって消失する種は特定でき、その結果、大きな生息場所はより小さな生息場所に住む種をすべて含むというパターンが形成される傾向がある。

しかし、生息場所の消失がある閾値を越えると面積減少による予測よりも大きな影響が生じる(Andrén 1994)。物理学のパーコレーション理論からの転用による景観生態学のモデルでは、生息場所がランダムに消失した場合に、残された生息場所の面積がある閾値(59.28%)未満になると、生息場所の連結性が失われて地域の中で孤立した生息場所が生じ始める。この変化は突然であり、閾値は生息場所消失のパターンによって異なる。経験的には断片化の影響が生じる閾値は残された生息場所の面積が70-90%だという(Andrén 1994)。都市化による生息場所の消失は、多くの場合、生息場所の残存率はこれよりはるかに小さな割合であることがほとんどであり、断片化の影響は大きいと予想できる。

一方、断片化による影響は種によって異なり、もっとも早く絶滅するのは個体数の少ない種であるため、初期には生態系全体への影響は見出しづらいという実験結果も得られている(Gonzalez and Chaneton 2002)。これが普遍的な現象であるならば、希少種が生態系全体の変化の指標となるだろう。個体数の少ないカスミサンショウウオは、この点で指標として優れているかも知れない。

## 個体群存続可能性分析

個体群存続可能性 Population Viability Analysis は、現在の個体群サイズで、ある期間に絶滅する確率であり、個体群の存続可能性を評価するためには用いられる。PVA は特定サイズの個体群が特定期間存続する確率の推定方法であり、最小存続可能個体数 Minimal Variable Population は、特定期

間、ある確率で存続する個体群の最小サイズである。前者では絶滅確率が推定され、後者ではある確率で存続するために必要な個体数が推定される。PV に影響を及ぼす主要因としては、人口学的確率性、遺伝的劣化、環境の変動性が重要である。

## メタ個体群

もともとのメタ個体群モデルは、抽象的で空間非明示的なものであるが、そのふるまいは非常に示唆に富むものである。無限の広さの空間に生息場所がパッチ状に存在するとき、ある種のパッチへの移入と絶滅がランダムであれば、その種が占めているパッチの割合(の平衡値)は、占有パッチの生成率  $c$  と消失率  $m$  によって、次式で表される(Levins 1969)。

$$p = 1 - m/c$$

単純すぎる前提であるが、このモデルからいくつかの興味深い予測が示唆される。そのひとつは、 $m$  が 0 かあるいは  $c$  とくらべて非常に小さくない限り、種が分布しない生息場所のパッチが必ず生じることである。

また、生息場所が減少させられた時の効果は次のように示される。パッチのうち  $1 - h$  が永久に除去されたとき、移入率は、 $1 - P$  から  $h \cdot P$  へと減少するので、メタ個体群サイズの平衡値は、

$$\hat{P} = h \cdot m/c$$

である。空のパッチの量は、 $h > m/c$  のときに一定で、 $h < m/c$  でメタ個体群は絶滅する。

したがって、メタ個体群が成立しているとき、種の保護や環境影響評価は、局所個体群だけを対象とするのでは不十分である。たとえば、これまでの環境影響評価では、開発予定地に保護すべき種が分布していないことで、開発を認めてきたが、その場所が潜在生息適地であれば、現在その種が生息していないなくても、その場所を開発することによって、メタ個体群の絶滅確率を増加させる。

## 2. カスミサンショウウオのメタ個体群存続可能性分析と保護シナリオ

保護のために必要な条件は、かなりの部分、空間非明示の抽象モデルによって得られている。し

かし、事業による影響の大きさや、代替案の比較、ミティゲーションの効果予測は、具体的に対象となる地域について、空間明示モデルによって予測せざるを得ない。地域的に絶滅が危惧されているカスミサンショウウオの個体群が、生息地の開発によって受ける影響およびミティゲーションの効果を評価する手法として、地理情報システムを利用した空間現実的なメタ個体群存続可能性分析の有用性を検討した（夏原ほか 2002）。

### (1) 調査地

研究対象地は滋賀県南部にある面積約 200 ha、標高 130m から 200m の丘陵地で、開発が予定されている。予定地周囲は舗装道路で囲まれ、周辺の水田の多くは圃場整備されている。圃場整備されると、排水が良くなり幼生期に水田に安定した水たまりができるなどによって、本種の生息に適さない。そのため、調査地では孤立したメタ個体群が形成されていると考えられる。調査地には、棚田状の水田がつくられていた。しかし、開発予定地内では一部を除いて約 25 年前に耕作が中止され、放棄水田となっている。

放棄水田は一部は乾燥しているが、支谷の大部分は涌水起源の細流があって湿潤である。これらの放棄水田では、自然な浸食と堆積によって細流の途中に流れが緩やかで幅広くなった部分ができる。また、イノシシによっても水たまりがつくられる。しかし、降雨によって流路は変化する上、少雨時は水位が低下し、水たまりが消失してしまう場合が多い。

耕作水田の約半分、特に森林と接した部分は産卵期に常時水たまりができる湿田であり、水路は素堀で非灌漑期にも水があり、流れは緩やかである。多くの水田では 5 月上旬に田植えがなされ、6 月には水が落とされるが、一部は 7 月以後も湛水している。また、水路には年中安定して水が維持されている。このように幼生期の生育環境は耕作水田の方が放棄水田より安定している。

### (2) ハビタット適合性評価とハビタットパッチの決定

現地調査の結果、卵のうはすべて森林から 10m 以内の水辺で見つかっており、放棄水田の場合は 2 次と 3 次の谷戸のみで見つかっている（夏原ほか 2002）。そこで、10m 以内で森林と接する耕作水田および 2 次または 3 次谷戸にあり 10m 以内で森林と接する放棄水田の水路や水溜りを潜在産卵場所とし、10m 以内で隣接する潜在産卵場所どうしを結合して、生育場所パッチとした（図 2）。そして、各パッチ内の潜在産卵場所の面積、耕作の有無、パッチ間距離、さらに産卵場所と卵のう数を加えて GIS データとした。

### (3) 個体群存続可能性分析

各パッチについて、個体は与えられた平均値と標準偏差の対数正規分布にしたがう生存率で生き残った個体が変態し、上陸するが、ある確率で生じるカタストロフによって全滅する場合もある。上陸後も対数正規分布にしたがう生存率で年齢がすすみ、3 歳に達すると産卵を開始する。産卵前にはある確率で他のパッチに移動する。なお、齢構造のある個体群モデルに用いるレスリーマトリックスは繁殖直前調査の生存率としたため、第 1 行は各年齢群が産む平均産卵数に 0 歳の生存率をか

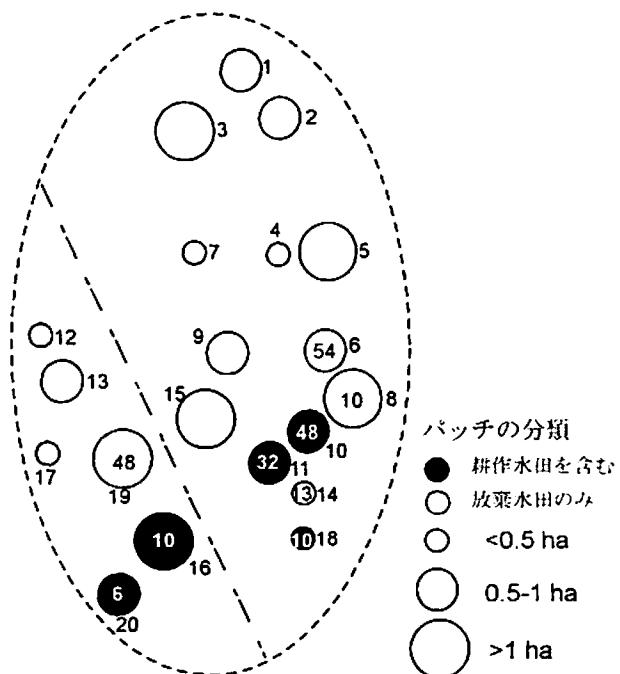


図 1 潜在生育適地と局所個体群の模式図（夏原ほか 2002）

けた値となり、以後この値を1歳到達仔数と呼ぶ。

本分析において、局所個体群の絶滅は、出生率と死亡率の平均値からの確率論的ゆらぎによって生じる。したがって標準偏差の大きさが絶滅確率におよぼす影響は大きいことが予想され、3通り設定した。

パッチ間移動率のデータはないが、成体は繁殖期以外の時期に産卵場所から200m以内の森林内で観察されており、最大移動距離はその2倍よりやや大きめの500mとし、パッチ間距離  $D < 500\text{m}$  では移動率  $M$  は距離とともに減衰するものとした。

産卵適地の条件を満たす耕作水田と放棄水田の卵のう密度は10:1と報告されている（夏原ほか2001）。これは単位面積当たりで産卵に適した部分の面積が放棄水田で少ないと、水位が安定せず生存率の変動が大きいためであると考えられる。放棄水田では平均生存率を低く設定とともにカタストロフを与えた。

#### (4) モデルの選択と改良

統計学において、帰無仮説を棄却するという手続きが科学性の基本とされている。しかし、PVAのモデルは棄却されるのではなく選択、改良という手続きがとられるべきであろう。パッチ占有率による比較（MacArthy *et al.* 2001）を行った。例えば、以下のような比較を、想定する。

仮説 A-1 耕作水田では放棄水田よりも生存率が高い

仮説 A-2 耕作水田と放棄水田の生存率は等しい

仮説 B-1 パッチ間の移動は稀

仮説 B-2 パッチ間の移動はない

仮説 B-3 パッチ間の移動は自由

仮説 B-1 のもとで

仮説 C-1 川を越えた移動はない

仮説 C-2 川を越えて移動する

初期値として、ランダムな分布を与え、25年間のシミュレーションで得られた各パッチの平均占

有率を、実際の分布の有無と次式によって比較した。

$$\text{logit}(\rho) = \ln[\rho / (1 - \rho)] = A + B \text{logit}(o)$$

ここで、 $\rho$  は占有率の推定値、 $o$  は実際の生息の有無である。モデルの比較には、各モデルについて対数尤度

$$\ln(L) = \sum o \times \ln(\rho) + (1 - o) \times \ln(1 - \rho)$$

を求めて比較した。結果は省略するが、シュミレーションによるパッチ占有率の変化は、放棄水田がシンクとして働いていることや、川を越えた移動の可能性がかなり低いことを示唆した。

#### (5) シナリオ

以下の6シナリオについて、個体群存続可能性分析をおこなった。

(A) 現状のまま、(B) 全面開発した後、一部（パッチ10）に人工湿地（50m<sup>2</sup>または200m<sup>2</sup>）を造成してカスミサンショウウオを保護する、(C) 開発面積を1/3とする、(D) 1/3開発で、人工湿地を1箇所または3箇所造成する、(E) 開発しないが、耕作水田は耕作放棄されるか、(F) 圃場整備される。なお、人工湿地の生息条件は耕作水田と同等とし、Dの場合の造成場所は、1個の場合はパッチ2と4の中間、3個の場合はそれに加えて、4の南西、5と6の中間とした。また、圃場整備された場合はカスミサンショウウオは産卵できないものとした。

#### (6) シミュレーション結果

個体群存続可能性分析の結果、現状では1歳到達数の標準偏差が中（1.757, 2.510）のとき絶滅確率0.144であった（表1）。全面開発した後、パッチ10に50m<sup>2</sup>の人工湿地を造成してカスミサンショウウオを保護した場合の絶滅確率は0.730に增加了。他条件は同じで人工湿地の面積を200m<sup>2</sup>とした場合に絶滅確率は0.702であり、面積増加の効果は小さかった。開発面積を1/3とした場合、絶滅確率は0.326であり、現状維持より增加了。人工湿地を造成すると、絶滅確率は減少したが、3種類の造成方法を比較すると、孤立したパッチを連結するように3箇所に湿地を造成した場合に優れた効果が見られた（表2）。

表1 各シナリオのもとでの絶滅リスク（夏原ほか2002）

シナリオ a	SD <sup>b</sup>		
	小	中	大
A	0.030 (0.000-0.070)	0.144 (0.104-0.184)	0.540 (0.500-0.580)
B1	0.414 (0.374-0.454)	0.730 (0.690-0.770)	0.926 (0.886-0.966)
B2	0.400 (0.360-0.440)	0.702 (0.662-0.742)	0.918 (0.878-0.958)
C	0.072 (0.032-0.112)	0.326 (0.286-0.366)	0.644 (0.604-0.684)
D	0.044 (0.004-0.084)	0.230 (0.190-0.270)	0.582 (0.542-0.622)
E	0.178 (0.138-0.218)	0.440 (0.400-0.480)	0.774 (0.734-0.814)
F	0.500 (0.460-0.540)	0.714 (0.674-0.754)	0.886 (0.846-0.926)

500回の平均値（95% 区間）を示す

a) A: 現状維持, B: 全面開発+人工湿地 (B1: 50m<sup>2</sup>, B2: 200m<sup>2</sup>), C: 1/3 開発, D: 1/3 開発 + 人工湿地, E: 現状+耕作放棄, F: 現状 + 囲場整備

b) 1歳到達仔数の標準偏差, 表-1 参照

開発しないが、すべての耕作水田が耕作放棄された場合には絶滅確率は0.440となり、部分開発よりも影響が大きいと推定された（表1）。また、囲場整備によって耕作水田が乾田化した場合には、絶滅確率は0.714に達した。

1歳到達仔数、成体期生存率、移動率に関して感度分析を行ったところ、成体期生存率の変化とともに絶滅確率の変化が大きく、0.6475から0.7175までの変化によって絶滅確率は0.966から0.028まで変化した。1歳到達仔数は1.3805から0.8785までの変化によって絶滅確率は0.028から0.966に変化した。これらとくらべて、移動率の変化による絶滅確率の変化は小さく、移動率0とした場合も0.37に増加するにとどまった。これらの条件を変えてもシナリオ間の優劣はほとんど変化しなかったが、成体の生存率が0.6475と低い場合にはどのシナリオでも絶滅確率が高く、差がほとんど消失した。

#### (7) シナリオ分析から示唆される保護対策

本研究の特徴は、現実空間モデル(spatial realistic model)であることであり、現実的な課題に対応するためには、このような対象地の空間配置を考慮したモデルの必要性が増大するに違いない。本研究では、個体群の絶滅リスクを推定することによって、現状の脆弱さを明らかにするだけでなく、開発の影響やそのミティゲーション、保全事業の評価を定量的に行うことができるることを示した。

表2 人工湿地の配置の効果

面積 (m <sup>2</sup> )	個数	総面積	絶滅確率
50	1	50	0.230
200	1	200	0.210
50	3	150	0.130

それぞれ、最初に卵のうを計45個放すものとした条件はシナリオDでカタストロフ0.2、SDは中とした。

現状維持シナリオにおいて、潜在産卵場所パッチの孤立化が局所個体群の絶滅確率を高めていることを示した。同様の結果はヨーロッパにおける両生類のメタ個体群の研究においても報告されており (Sjogren 1991)，池に産卵する tree frog では、池間の距離が近い地域では、局所絶滅後の回復率が高く、池間の距離が遠い地域では、回復率が低いという (Vos, et al. 1999)。本研究のシナリオDでは、上部と下部のパッチの間に安定した産卵場所を確保すれば、上部のパッチの孤立が解消され、上部パッチだけでなく全体の絶滅確率も低下することが示された。

シミュレーションによって、絶滅リスクに大きな影響をおよぼす変数を評価できた。これによって、調査が必要な項目と、環境管理のプライオリティが明らかになった。例えば、感度分析において、変態後の生存率の変化が絶滅確率に与える影響が大きい結果が得られたことは、これまで湿地の造成だけが注目されがちであったが、本種の保護のためには、周囲の林床が良好な状態で保たれなければならないことを示唆する。そして、本

種は10年近く生存すると考えられるため、事業実施後に長期のモニタリングを行なながら順応的に管理する体制が不可欠である。

### 3. PVA の可能性と問題点

PVAによってできることとして、以下が考えられている。(1) 将来の個体群サイズの予測、(2) ある時間内に個体群が絶滅する確率の推定、(3) どの管理方法あるいは保全戦略が個体群を最も長く持続させるかという評価、(4) 小さな個体群の動態についての異なる仮定にもとづく結果の予測。

現実的には前記の4項目のうち最初のふたつだけについて精度が推定可能である。これらの精度を評価するための方法はふたつある。ひとつは過去のデータを用いて、個体群サイズを予測し、実際のデータと比較することである。ふたつめは、個体群サイズの観察値の分布を擬似絶滅率の推定値の分布と比較することである(Coulson 2001)。Brook *et al.* (2000)は、この前者の方法を用いて精度を評価。PVAは危機に瀕した種をカテゴリー化し管理するために意味があり十分に正確なツールであるとしている。

しかし、PVAの精度に関して、懐疑的な意見の方が多い。PVAへの批判は結果の妥当性や精度の評価がなされていない点に集中している。Ludwig(1999)は、(1) 絶滅確率推定値の精度が評価されていない、(2) モデルの仮定に対する推定値の感度が明らかでない、(3) 個体群の絶滅に影響としては決定論的な要因の方が重要であることを指摘している。PVAが将来の個体群動態をうまく予測できるための基準として、(1) パラメータ推定に用いるデータが高品質であることと、(2) データによって推定されたパラメータが将来においても適用可能であることとされる(Coulton *et al.* 2001)。実際に、これらが満たされていることは非常に稀である。このようにPVAの絶対値の精度については、疑問を抱く見方が有力である。したがって、たとえば、MVPを決めるためにPVAを用いるべきではない(Reed *et al.* 2002)。

PVAはデータが不十分な場合には不確かな推定しか得られないため、絶対的な確率を推定する

のではなく、シナリオ間の短期間の相対的な評価のために用いるべきだとされる(Beissinger and Westphal 1998)。PVAはモデルであり、モデルは実世界の単純化で、完全に正しいモデルはない。けれどもモデルは代替シナリオの発見的分析や背景にある生態プロセスへの洞察をあたえてくれるものである(Burgman *et al.* 1993)。その意味でPVAは、研究に組み込まれうる順応的プロセスであるととらえるべきであると考えられている(Lindenmayer *et al.* 2000; 三浦・堀野 2002)。

GISを用いた空間現実的なメタ個体群のPVAは、理論的なメタ個体群の振る舞いからのずれを予測するだけでなく、非生物学分野のステークホルダー(関係者)と共通の場での対話を可能にするだろう。すなわち、どの場所をどのように変化させる、あるいは保護したときの、社会、経済、自然環境の変化を同時に比較するための方法を提供するものである。

### 文献

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71: 355-66.
- Beissinger, S. R. and M. I. Westphal, 1998. On the use of demographic models of population viability analysis in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*. 62: 821-841.
- Brook, B. W., O' Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R. and Franklin, R. (2000) Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- Burgman, M. A., A. S. Ferson, and R. Akçakaya. 1993. *Risk assessment in conservation biology*. Chapman and Hall, New York, New York.
- Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E. and Possingham, H. (2001) The use and abuse of population viability analysis. *TREE* 16: 219-221.
- Gonzalez, A. and Chaneton, E. J. (2002) Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented microecosystem. *Journal of Animal Ecology* 71:

- 594-602.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Amer.* 15: 237-240.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C. and Pope, M.L. (2000). Testing a Population Viability Analysis model. *Ecological Applications* 10: 580-597.
- Ludwig, D. (1999) Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* 80: 298-310
- 三浦慎悟, 堀野真一 (2002) 野生動物集団のダイナミックス: 個体群存続可能性分析. 「生態系とシミュレーション」 楠田哲也, 巖佐庸 (編). pp 91-114. 朝倉書店, 東京.
- 夏原由博・三好文・森本幸裕 (2001) : 耕作放棄がカスミサンショウウオの生息におよぼす影響とミティゲーションの可能性: 日本環境動物昆虫学会誌, 13: 11-17
- 夏原由博・三好文・森本幸裕 (2002) メタ個体群存続可能性分析を用いたカスミサンショウウオの保護シナリオ. ランドスケープ研究, 65: 523-526.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning Jr, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. C. and Miller, P. (2002) Emerging Issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 16: 7-19.
- Sjogren, P. (1991): Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*): *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 135-147.
- Vos, G. C., Ter Braak, C. J. F. and Nieuwenhuizen, W. (1999) Empirical evidence of metapopulation dynamics; the case of the tree frog (*Hyla arborea*). In: *A frog's-eye view of the landscape* (ed. Vos, C. C. ed.). IBN Scientific Contributions 18. pp 51-72. IBN-DLO, Wageningen.

## 夏原さんの講演に対する質疑応答

(鳴田さん)

個体群モデルを PVA の分析に使う上で重要なポイントが二つある。一つは現実のダイナミクス、現在の個体群の状態を記述できるかということ、もう一つは感度分析をすることによってどのライフステージのどの性質がメタ個体群の持続性に効くのかを明らかにすることであるが、それらによって具体的に保全政策に貢献できるような結果が得られているのか？

(夏原さん)

質的に異なるハビタットにおける幼生の生存率、環境収容力、局所個体群間の成体の移動率に関しては、複数の値についてシミュレーションして、各パッチの平均占有率の推定値と実際の生息の有無の差から対数尤度を最小にする値の組み合わせを選択した。

感度分析の結果、カスミサンショウウオについては幼生期の生存率はかなり効いてくることがわかっている。これは東京都立大学の草野さんのグループが研究しているトウキョウサンショウウオについても同様の結果が得られており、トウキョウサンショウウオについては、幼生期の個体を保護して飼育し、ある程度成長してから野外に放すという試みも行われている。また、シミュレーションの結果から、成体の生存率も幼生期以上に効いてくることがわかっているが、これに関しては十分な実際の成体の生存率のデータが得られていないし、どのような環境にしてやれば成体の生存率が上がるかもわかっていない。これに関してはこれから課題である。

## 生息環境の定量的評価の現実と課題

恒川篤史

東京大学大学院農学生命科学研究科

### 1. 生息環境の評価手法

#### (1) 定量的評価の意義

生息環境の定量的評価がなぜ必要なのか。今回のシンポジウムのテーマは、「生息地の評価と復元」ということであり、ここでは生息地の復元とか保全という文脈のなかでの評価だということは前提として置いてよいだろう。そのなかでも私は意思決定のツールとして生息環境の定量的評価を位置づけてみたい。

意思決定を扱う分野の中に、Operations Research (OR) という分野があるが、OR分野の専門家の言葉を借りると、定性的評価に比べて定量的評価がなぜよいかというと、「定性的な表現は一般的に言って曖昧かつ抽象的であり、説得力に乏しい。それに対して、定量的な表現は、万人に共通する数字を用いているためにわかりやすく、具体的で説得力がある」(齊藤, 2002)。

とくに生息地の保全についていって、これに加えて、数字を使うことで「比較」が可能になると、いう点が重要である。たとえば対象地域内の保全適地の比較、代替案の比較、代償措置の比較に定量的評価は有効である。

あるいは別の切り口でいって、現実にさまざまな制度のなかで定量的評価が求められている。とくに環境影響評価における生態系の評価。これは法律の中で生態系を評価することが求められている。また現在検討中の戦略的環境アセスメント(SEA)のなかでも定量的評価が求められてくるかもしれない。あるいは環境関係のいろいろな計画、国レベルだと環境基本計画等があるが、そのような計画のなかでも定量的評価、あるいは指標を使った評価が求められている。

なぜこのように定量的評価が求められているのかと考えると、広い意味でいえば、住民参加、あるいは合意形成の重要性が増しているからではないだろうか。そして意思決定における透明性、公開性が求められている。すなわち意思決定の結果

だけでなく、その意思決定がどういうプロセスでなされたのか、ということの重要性が徐々に認識されるようになってきている。そしてその合理的な意思決定の基盤として定量的評価が求められていると考えられる。

#### (2) 評価の方法

##### ①生息地の物的環境の評価

つぎに生息地の定量的評価の方法について、いくつか紹介したい。まず生息地の物的環境に即した評価。とくにランドスケープエコロジー（景観生態学）の分野ではこの種の評価がよくおこなわれている。たとえばパッチの面積・パッチ周長・円度、コリドーの長さ・幅、景観の最近隣距離・パッチ密度、景観構成要素の連結性（アルファ・ベータ・ガンマ指数等）、モザイク異質性（相対多様性、パッチの孤立度等）あるいは分断化（景観分割度、連結度等）などを用いた評価が行われている。

こういう物的環境に即した評価というのは、生物の側から見るとその意味合いはやや間接的であるが、空間計画をおこなう側からすると空間計画の内容と直接的につながる。

##### ②生息種の観点からの評価

2番目は生き物の側からの評価で、たとえば米国の HEP (Habitat Evaluation Procedures) の HSI (Habitat Suitability Index) はその代表であろう。詳しくはあとで述べるが、地域全体の生息地の環境を評価するのに、生息地単位（ハビタットユニット）ごとにその質と量（面積）をかけあわせ、それを合計する。各生息地単位の質は HSI を使って 0-1 で評価する。

$$HU \text{ (habitat unit)} = \text{AREA} \text{ (面積)} \times \text{HSI} \text{ (habitat suitability index)}$$

HSI = 調査区域の生息地の状態／最適な生息地の状態

SI = 生息地における環境要因の状態／最適な生息地を規定する環境要因の状態

### ③生物多様性分野の環境影響評価技術

日本では、環境省が「生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会」を設置し、報告書をまとめている。この報告書では、「先ず、大気環境、水環境、地形・地質、土壤などの基盤環境と群集を構成する生物相を把握した上で、上位性・典型性・特殊性の視点から対象地域の生態系の特性を、効率的かつ効果的に把握できるような注目種・群集を選定する。そして、これらの生活史などを考慮して、他の生物との関係、生息場所との関係、これらに対する事業の影響の程度などを中心に把握する。」とされている（生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会、2002）。

すなわち、上位性、典型性、特殊性という視点からいくつかの種あるいは群集を選定して、その視点から生態系を評価するという指針が与えられている。そういう意味では、先ほどの HEP の例と近いかたちで、指針が与えられている。

もう少し具体的にいうと、上位性というのは「相対的に栄養段階の上位の種で、生態系の擾乱や環境変動などの影響を受けやすい種・群集」であり、たとえばほ乳類ではヒグマ、キツネ、イタチ等、鳥類ではイヌワシ、オオタカ、フクロウ等が挙げられる。典型性というのは「対象地域の生態系の中で重要な機能的役割をもつ種・群集や、生物の多様性を特徴づける種・群集」であり、たとえば群集ではブナ林、スダジイ林、種ではタヌキ、ヤマガラ等が挙げられる。特殊性というのは「小規模な湿地、洞窟、噴気口の周辺、石灰岩地域などの特殊な環境に生育する種・群集」であり、たとえば洞窟性のコウモリ、湿地のモウセンゴケ等が挙げられる。

環境アセスメントの中では、このような種の選定は、「スコーピング」の手続きのなかで行われる。スコーピングは実施段階に先立って行われ、まずここで一度きちんと調査の方法を議論してから実際の調査が実施されることになっている。

### ④ドイツにおけるビオトープの評価

生態系の機能（効果）は生物に対して生息環境を提供するだけではなく、たとえば微気象の緩和や視覚的景観の改善など多様なものがある。そのような生態系のもつ多面的な機能を評価している

事例として、ここではドイツ・ニーダー・ザクセン州のオズナブリュック郡というところのビオトープの評価の例を紹介する。評価の項目としては①ビオトープの種多様性、②危急種・絶滅危惧種の存在、③ビオトープの特殊性、④植生構造、⑤生態的ネットワークとしての機能、⑥特別な立地条件、⑦集約的土地利用の頻度、⑧再生の可能性、⑨古さ、⑩面積、⑪珍しさ、⑫影響の受けやすさ、⑬景観としての重要性、⑭小気候への貢献性、⑮歴史的な重要性をそれぞれ6段階で評価し、点数をつける（中尾、2000）。

以上のようにひとくちに定量的評価といつてもさまざまな方法がある。では、実際にどの方法を選べばよいかというと、それはなかなかむずかしい問題だが、その方法の合理性、信頼性、時間的・経費的コスト、それから国民・住民がどれを好むか、望むかという社会的・文化的背景も考慮して決めていくことになると思われる。

## 2. クマタカを事例として

つぎに実際に私が手がけた事例を紹介したい。環境省・経済産業省資源エネルギー庁・国土交通省・林野庁の省庁連絡会に「希少猛禽類調査検討委員会」が設置され、クマタカとイヌワシについて、生態的な調査や分布の調査がなされてきた。その検討会の中で、クマタカについて分布のモデルをつくったらどうかという意見があり、私に声がかかった。

なぜモデルが求められたかというと、検討会のなかではイヌワシとクマタカの全国の生存個体数を推定しようとして、現地調査を重ねた。しかし、現時点の分布図では、生存が確認されていないところが多く、どうも生息の確認されたところが少ない。本当はもう少し生息しているのではないかと思われても、なかなか生息未確認のメッシュを埋めることができない。確認された場所だけの地図を出してしまうと、クマタカの生息状況を過小評価してしまう。かといって全国を網羅的に現地調査で埋めて行くには、時間も費用もかかりすぎて現実的でない。そこでモデルを使って潜在的な生息地を出せないかということになった。

当初は、全国の潜在的生息地を出せないかという話もあったが、検討会の委員の方々の議論の過程で、全国一律のモデルは無理だろう、まずは比較的データのそろっている岩手県でモデルをつくってはどうかということになった。

つぎに専門家の方からいろいろなご意見をうかがって、クマタカの生息地の環境要因とはどういうものかをまず言葉で次のように表現した。

- ・標高が高いこと
- ・起伏があること
- ・営巣用の大径木（マツ等）が存在すること
- ・エサの豊富な自然植生の方がよい
- ・市街地から離れていること
- ・近傍に別のクマタカがいないこと
- ・近傍にイヌワシがないこと

つぎにそれをモデルのなかでどう表現するか、条件をあらわすデータとして、平均標高、標高差、起伏度、谷密度、高木自然植生の割合、低木・原野・農耕地・住宅地の割合、周辺メッシュにおけるクマタカの生息の有無、イヌワシの生息の有無等のデータが求められた。

## ②利用可能なデータ

しかし、実際問題として利用可能なデータが少ないという現実がある。

データは、クマタカの分布と生態に関する情報とクマタカが必要とする環境に関するデータというふたつに分けることができる。

クマタカの生態・分布に関するデータとしては下記のようなものがある。

- ・生態調査（生息・繁殖個体の追跡調査）
- ・分布調査（20km メッシュの高密度区／低密度区）
- ・県レベルの分布調査
- ・その他（環境アセスメント等）

このようなデータをあれこれと検討した結果、結局使いやすいのは県レベルの分布調査データだという結論になり、これはややラフなデータであるが、これを使うこととした。

一方、環境側のデータには下記のようなものがある。

- ・緑の国勢調査による自然環境 GIS（植生データ）

- ・農水省の「第3次土地利用基盤整備基本調査データ」（農地データ）
- ・森林 GIS（民有林データ）
- ・50mDEM（Digital Elevation Model：数値標高データ、50m メッシュでの標高のデータをデジタル化したもの）
- ・その他（「森林簿」国有林データ、紙ベース）

民有林については森林 GIS、農地については農水省のデータというように部分的には詳細なデータがそろっていたが、岩手県は国有林が広い面積で存在しており、その国有林の部分が抜けてしまうことがわかった。そこで結果的に使ったのは、環境省の自然環境 GIS と DEM のデータだった。

## ③モデル

いろいろな分析を試したが、ここでは判別分析の結果を示す。選択された変数は、下記の通り。

- ・平均標高
- ・最低標高
- ・平均傾斜
- ・自然度6（植林）の面積
- ・自然度7（二次林）の面積
- ・自然度8（自然植生に近い二次林）の面積
- ・水域面積

このモデルを使って、潜在的な生息地の確率を0-1で示した図を、実際に生息が確認されたメッシュの地図と比較すると、比較的よく一致している。数字でいうと約80%の判別率が得られた。

## 3. HEP/Hsiの事例—ハクトウワシ

この統計的なモデルと対比するため、HEP/Hsiでは猛禽類のなかでハクトウワシのモデル(Peterson, 1986)があるので、これを紹介し両者を比較してみたい。

### ■ハクトウワシの HSI モデル

$$HSI = (SIR \times SIHD)^{1/2} \times (SIF)$$

$$SIF(\text{食料に対する適性指標}) = (SIV_1 \times SIV_2)^{1/2}$$

$$SIV_1 = \text{開放水域 or 隣接する湿地の面積}$$

$$SIV_2 = \text{地形指標}$$

$$SIR(\text{繁殖に対する適性指標}) = SIV_3$$

$$SIV_3 = \text{成熟林における潜在的営巣面積割}$$

## 合

SIHD(人為的攪乱に対する適性指数) = SIV,  
 $SIV_i = \text{建物 or キャンプ用地の密度}$

このハクトウワシのレポートは25ページある。その中身は最初に生息地の利用情報として、既往文献からハクトウワシの生態的な特性をレビューしている。たとえば食料では、「ハクトウワシの狩猟採集に適した土地は、川、湖および河口域である」ではじまり、約3ページにわたりいろいろな文献からの引用がまとめられている。

モデルの適用性という項では「ハクトウワシモデルは影響の評価には用いられるかもしれない。しかし、このモデルのなかで使われている変数は、管理によっては変化しないもの（たとえば水域面積や地形変数）なので、管理の方法を評価するのには役に立たない。」と書かれている。要するにモデルを構成する変数によって用途が変わってくる。あるいは用途に応じて変数を変えていかなければいけない。

検証レベルについては、このモデルの場合には、実際のデータでは検証されていない。ここでは8人の研究者、行政官の名前とポストが書いてあって、この8人によってレビューされたという説明がある。

つぎに先ほどの統計モデルとこのHEP/HSIを比較してみる。統計モデルはデータから帰納的に得られたのに対し、HEP/HSIはいろいろな知見から演繹的につくられている。

導き方としては、統計モデルでは要因間の関係は、ブラックボックスであり、要因の意味は後付けになる。HEP/HSIでは、なぜその要因が選ばれたのか、どういう因果関係があるのかが、生態学的な知見から説明される。

検証の方法は、統計モデルでは分布データで検証される。HEP/HSIでは専門家によるレビューによっており、データで検証されているわけではない。これは、ふつうに考えれば統計モデルの方が良いように思えるが、実際にはデータ自身の精度がよくない場合がある。そういう現実を考えると、そのデータの精度によってはかえって、HEP/HSIの方が良い場合もあるかもしれない。

それから一般人からみたモデルのわかりやすさでは、統計モデルよりもHEP/HSIモデルの構造の方がわかりやすいのではないか。

## 4. 今後の課題

## ①データの問題

生息地の定量的評価にあたり、最大のネックはデータであり、このデータをどう蓄積していくかを考えていく必要がある。そしてモデルの整備と活用をデータ整備と一体でやっていかないといけない。

対象種の生態・分布に関する情報と、生息地の環境情報をともに整備していく必要がある。とくに指摘しておきたいのは、緑の国勢調査で全国的に集められているデータというものが、植生の種類、すなわち植物群落の名前が記載されているだけだということ。生息地の定量的評価をおこなうためには、木の高さだととか、胸高直径だととか、そういう定量的なデータが必要になるケースが多いが、そのような定量的データが多くの場合、欠けている。

## ②不確実性をどう取り扱うか

モデルの精度をいくら高めようとしても、結局いくらかの不確実性(uncertainty)が残ってしまう。この不確実性を実際の現場でどうとりあつかうかを真剣に考えないといけない。

ここでは、ミレニアム・エコシステム・アセスメントの方法を紹介したい(MEA, 2002)。このなかでは不確実性を評価する手続きを次の7段階のステップで与えている。

## 不確実性を評価するステップ

1. 結論に影響を与える可能性の高い、もつとも重要な要因と不確実性の特定
2. 文献における幅と分布の記述
3. 正確さの適切な水準の決定
4. パラメータ、変数、結果がとる数値の分布の特徴付け
5. 科学的情報の現状の評価
6. 遷及可能な理由の提示
7. 意思決定分析手法の適用

このような不確実性を評価する手続きができる

だけチェックリストのようなかたちでマニュアル化し、挙げられた不確実性を公開して、関係者で認識・議論するということからはじめていくのがよいのかもしれない。

そして実際の環境アセスメント等のなかで不確実性をどうとりあつかってきたのかをノウハウとして蓄積し、より良い対処法を検討していくことが必要なのではないだろうか。

#### 引用文献

[MEA] Millennium Ecosystem Assessment (2002)

Millennium Ecosystem Assessment Methods, MA secretariat, Penang.

中尾理恵子 (2000) ドイツにおける地域計画と代償ミニティゲーション. 東京大学大学院農学生命科学研究科修士論文.

Peterson, A. (1986) *Habitat Suitability Index Models: Bald Eagle (Breeding Season)*. Biological Report 82, US Department of the Interior, Washington DC.

齊藤芳正 (2002) はじめてのOR－グローバリゼーション時代を勝ち抜く技法. 講談社, 東京.  
生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会編  
(2002) 環境アセスメント技術ガイド 生態系.  
(財) 自然環境研究センター, 東京.

## 恒川さんの講演に対する質疑応答

(椿さん)

クマタカのデータについて、「その場所にいない」というデータは信用できるのか？

(恒川さん)

クマタカの分布データには、繁殖地と生息地の二種類があり、その分布をみてみると、繁殖地の方は現時点では繁殖が確認されていない場所でも、必ずしも「繁殖していない」とは言い切れない。生息地の方はまだ信頼できる。分布データの問題には、本来はいてもよいはずの場所が、調査が不十分なために『いない』（生息または繁殖が未確認）となっている場合や、逆に本来は生息適地ではないにもかかわらず、“見かけた”だけで、『いる』とされてしまっている場合がある。そのため統計的な解析を行うだけではなく、解釈については専門家の意見を聞きながら進めていく必要がある。

(椿さん)

「いた」「いない」のデータを何かの回帰モデルを使ってならしてしまって、逆にハビタット評価の方を信頼するという考え方もある。

(永田さん)

実際のクマタカの繁殖場所の分布と生息確率モデルとの整合性はどうか？例えば、生息確率が高いところで良く繁殖していたのか？

(恒川さん)

結果的にはクマタカの繁殖が確認されたところは、生息確率が高い傾向がある。しかし繁殖の確認／未確認のデータだけを使ってモデルを作るとうまくいかない。

(嶋田さん)

統計モデルを帰納的とし、HEP モデルの方を演繹的としていたが、はたして HEP モデルは演繹的と言えるのか？システムの中の要素間の相互作用が演繹的に記述できるような決まり方がしないのであれば両方とも統計的な帰納的モデルだと思う。

(恒川さん)

演繹的というのは多少言い過ぎかもしれないが、比較の問題として、データから求められたモデルではない、ということで演繹的と呼んだ。

## 総合的植生機能による緑環境評価

藤原一繪

横浜国立大学大学院環境情報研究院 kazue@ynu.ac.jp

### はじめに

生息地や緑環境を評価する手法としては、数理的手法による定量化と、理論的尺度による評価の二通りがある。可能であれば数値化し、客観的に評価できることが理想であるが、1歩間違えれば、数値の遊びになりかねない。最後に出てきた数値だけで判断するには困難である。したがって、環境や生息地に評価を与えるとすれば、多くの要素で評価を与え、最終的に総合評価を与えることで、より客観的な評価をあたえられるはずである。本稿では、横浜国立大学のキャンパス内の、様々な緑地機能を、評価し、総合的評価を与えてみた。結果としては重要な地域を注目し、全てを最大評価できたことで、問題解決につながった。

### 植生機能として何が考えられるか？

今までに緑環境－植生の機能を評価する為に与えられてきた尺度は時代を反映して、それぞれ求められていた機能により評価されてきた。最初に植生が評価されたのは、1960年代の日本列島改造成政策で、自然が喪失していくことへの危機感から、自然度の観念が取り入れられた(Miyawaki u. Fujiwara 1974)。特に都市域や田園景観域では、人間の手により置き換えられた代償植生によりおおわれ、自然をみるとことができないと憂えられていた。その中で、都市や村に残された神社や鎮守の御社のまわりを包囲していた社叢林は、そのタブー意識より、不入の森などとして自然に近い形で保護されていた。

1980年代に入り、生物多様性の危機に瀕し、種多様性の豊かな緑環境と種数を数えあげることが多くなった。また絶滅確率が計算され、生物リスク計算による絶滅性が危ぶまれるようになった。反面、1995年1月に突然襲った阪神・淡路大震災では、緑の機能のひとつである防災機能で、多くの人たちが守られ、あらためて都市内の緑環境の機能に目がむけられた。

また動植物のハビタットとしての条件から、1990年代からはエコトープ再生・創造が盛んになった。

植生回復実験は1970年代からはじまつた。全国に小さいながらも、数多くの緑地を再生してきた。そこには時間とともに多くの種群が回復している(Fujiwara 2002)。

21世紀になると、再び地球温暖化が注目をあび、地球温暖化による植生変化が問題クローズアップされてきた。また、種のハビタットの適当な大きさなどが問題となる。

1. 植生自然度：自然度は、いかに人間の影響との距離が大きいかを示すパロメータであるが、関東地方の自然林、とくに常緑広葉樹林では、自然度が高ければ生育している種数も比較的低く、種多様性が豊かであることはない。これは境界域における植生の特徴であり、北限域における種群の貧弱であるが為に、種保存、遺伝子保全の立場から、自然植生の保護が必要である。植生自然度は、Miyawaki u. Fujiwara (1975)により5段階ではじまつたが、その後環境庁自然保護局編(1993)により10段階に制定され、以後10段階が使われている。人が生活する地域では、5段階位が評価しやすいが、より詳細に区分する際には10段階が使い安い。

2. 生物多様性：今回のシンポジウムタイトルにあり、新・生物多様性国家戦略の基盤にもなっている(環境省自然環境局 2002)。生物多様性は、種内の遺伝的多様性から、種の多様性、生態系の多様性にいたるまで、あらゆるレベルの生物の多様性を包括する用語である(Mackenzie 1998)。植生における種多様性、すなわち種豊富性は、単に植物群落に出現する種数を問題にした場合、前述の自然度の高い植生の評価が危うくなる(Ricklefs and Schlter 1993)。また、北限域などの、境界域の植生においては、エコトーンや伐採跡地などのような攪乱地域の植生は、きわめて種数が多く、このようなエコ

トーンや擾乱域の植生が種群の豊富性の上から重要なのか?という疑問が残される。この場合、後述するいかに希少種や特有種が生育しているかが、エコトーンや擾乱地域の植生の評価を正しく判断する材料となる。北限域や境界域の植生では、種の個体数の均等性に由来する Shannon 指数のような多様度指数も低い。

さらにパッチの形態や大きさ、コリドーにおいても多様性評価をどうするか様々なアプローチがある (Moser, Zechmeister, Pultzar, et al 2002)。

3. 種群の質(危機種、希少種、分布限界種、標徴種他)が重要。生態系において食物連鎖中のキーストーン種や、上位種が、生態系を特徴づける種群になるが、植生においても希少種、絶滅危機種、分布限界種、標徴種などは、地域の環境や歴史を示す種群として重要な位置づけにある。とくに人為圧により生育地を失いつつある人里植物にとり、どこに生き残れるかが、生き残り戦略のひとつとなる。たとえば里山景観に欠かせないスキ草原の構成種であるワレモコウ、オミナエシ、ナンバンギセル、リンドウなどは身近にみられなくなったが、よく管理されたコナラ林などに生育をみることができる。同様に、古い森林は、安定した森林構成種をそれなりに保ち、若い森林で管理されている森林はそれなりに、現在失われつつある里山の希少種のレフュージアとなっている(近藤・藤原 2003)。実際に秋田県のフロラおよび植物分布をまとめた藤原陸夫氏が(藤原陸 1997)、植物分類地理学会賞受賞講演で、秋田県における絶滅危機植物について質問を受けた際に、人為的開発以外に絶滅することは考えられないと表明していた。

4. 緑の防災機能(耐火度): 緑の機能には、人間生活の防御帯となる機能を多く持つ。酒田市の大火、1995年1月17日の阪神淡路大震災における緑地の果たした防火機能は、きわめて重要な位置づけをはたした(社団法人日本造園学会 1995、藤原 1996)。実際に植物についての耐火度は、種毎に実験値から分類され、推定されていた(山下 1987a, b)。植生は多層からなり、その機能は個体以上の役割を持つ。そこで山下(1987)や福島・山岸・高橋(1983)を参考に、多層森林の防火機能に対しての算出方法を作製し、横浜国大キャンパスを例に評

価値を作製した(藤原・楠本 2001)。

5. 景観: 景観分類、景観の多様性、伝統的景観(日本庭園や里山景観)の定量化の問題 (Bastian 2002, Wagner 2001)。

6. 自然林回復: 都市の中に自然を回復する活動は、第二次大戦時ドイツのアウトバーン建設時に軍事目的で植生図作製および森林回復が行われてきたが、近年は動物を含めたビオトープとしての回復や、種多様性回復としての草地回復がドイツ南部で多く行われている。

氷河期の影響で植物層が貧弱なドイツでは、帰化種を含めても種多様性回復を都市内に創世する活動が活発である。アメリカでは田中章氏の講演でも示されたように、水際を中心に、しっかりした法律のもとに開発と回復を同時にしている。日本では、1970年代より企業、地方公共団体などで小規模であるが森林や河川域の自然回復を行ってきた。ポット苗木の密植栽から、ドングリ蒔種まで、全国様々な回復が行われている。横浜国大キャンパスは前者のポット苗木植栽を行った地域であり、相観的には、まだ細いが森林形態を示している。0.5~0.8mの高木樹種のポット幼苗による植栽であるが、植栽30年後の現在はFig. 1のように成長し、林内に鳥散歩による低木が多く生育している(Tab. 1)。防火度は高く、生活の為の環境保全林として回復させた目的を果たしている。公園的目的では、常緑・落葉混生植栽で明るい林分が形成しやすい。また低木を加えることで、多少のギャップが可能となり、林内植物の回復が早い。

7. 食物連鎖箱: 川瀬(2000)は、横浜市で行った食物連鎖箱を利用し、環境評価法を考案した。連鎖箱

Tab. 1 環境保全林に回復した種群	
木本植物	クマツ、シラカシ、アオキ、ヤツデ、ヒサカキ、スギ、モチ、マサキ、マンリョウ、トヘラ、サシコ、シロモジコク、シロクモ、ナシテングクノキ、(高木)
木本植物	ムクノキ、エノキ、ミズキ、ガマズミ(仙客喜)
草本植物	マツバノヒゲ、ティカカカラ、キヅタ、アララン、クモウラン、ツルウメモドキ、ヘクシガズ、フジスマキザサ、イグドリ、ケホシダ、キシラ
地被	

の数が多い程、対象地域の多様性が高いもので、まとまった森林面積、植生の多様性が、評価を高くすることを示している。

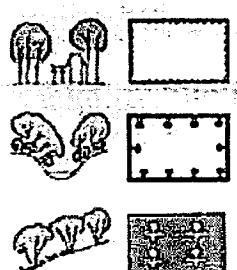
8. その他：その他植生機能には気象緩和、CO<sub>2</sub>固定、環境汚染の浄化他多くの機能を有している。それぞれまだデータ蓄積や、デジタル化に問題が多いが、環境評価に総合的に加えることは将来可能となるであろう。

9. 地域の植生機能の分類として、景観、保全・回復を地域で考える際に、植生機能図が提案される(藤原他 1989, '91, '95, '97)。GISを用い、潜在自然植生図を基盤として、回復の為の植栽可能樹種が占められ、現存植生図をオーバーレイすることで、保護・保全地域と自然回復地域が示される。さらに希少植物生息地をマーキングすることで、環境保全地域も可能である(Tab. 2)。

Tab. 2 植生機能図凡例

## A. 保護・保全

## 1. 保護地域 重要な植生を子孫の為に守る地域、遺伝子源地域

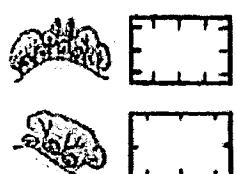


1) 自然植生 人の手の入らない自然のままの植生

2) 水源涵養林 水源地に根を張り巡らせ洪水や干ばつを防ぐ林

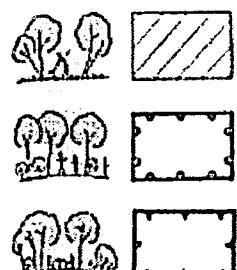
3) 希少植物生育地 数が減りつつある植物や珍しい植物が生育する地域

## 2. 保全地域 人々が植生を活用しながら保っていく地域



1) 広域環境保全地域 まとまった広い面積をもつ生活の為の自然環境

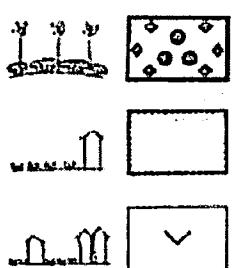
2) 斜面保全林 崖面に根を張り巡らせ土砂崩れなどの灾害を防ぐ林

3) 生物種保全および生活レクリエーション地域  
様々な生物が育つ自然環境を保ちつつ、人々が楽しみ学ぶ為

(1) 要管理地域 人の手による定期的な管理を必要とする地域(植生)

(2) 環境教育地域  
人々が学習活動をするのに適した、良好で多様な自然環境をもつ地域(3) レクリエーション地域  
人々が自然を楽しむレクリエーション活動を行うのに適する地域

## B. 景観保全

1) 茶畠景観  
広い茶畠を中心とする農業緑地、自然と調和した伝統的地域景観・ふるさと景観

2) 生産緑地 生産緑地法で指定された農地

3) 農業緑地景観 昔ながらの農業風景がのこされている

4) 街並景観 鮮やかで美しい街並の景観

これから総合的植生機能による緑環境評価は？  
横浜国立大学キャンパスを例として、生息地の評価－本报では緑地の評価－を与える為、現存植生図(Fig. 1)、植生自然度図(Fig. 2)、防火度図(Fig. 3)、希少種分布図(Fig. 4)をオーバーレイさせ、総合評価図を作製した(Fig. 5)。この結果以下の結論を得た。

- 最重要である評価値は他の評価値がどのような位置づけであろうと最大評価を与える。
- 調査・測定可能な生態データの蓄積が重要である。環境アセスメントでは、各対象企業や開発実施者が、基礎データとして植生図、植生調査データ、ファウナ、希少植物の有無などの生物データを揃えているため、総合的植生評価図あるいは総合

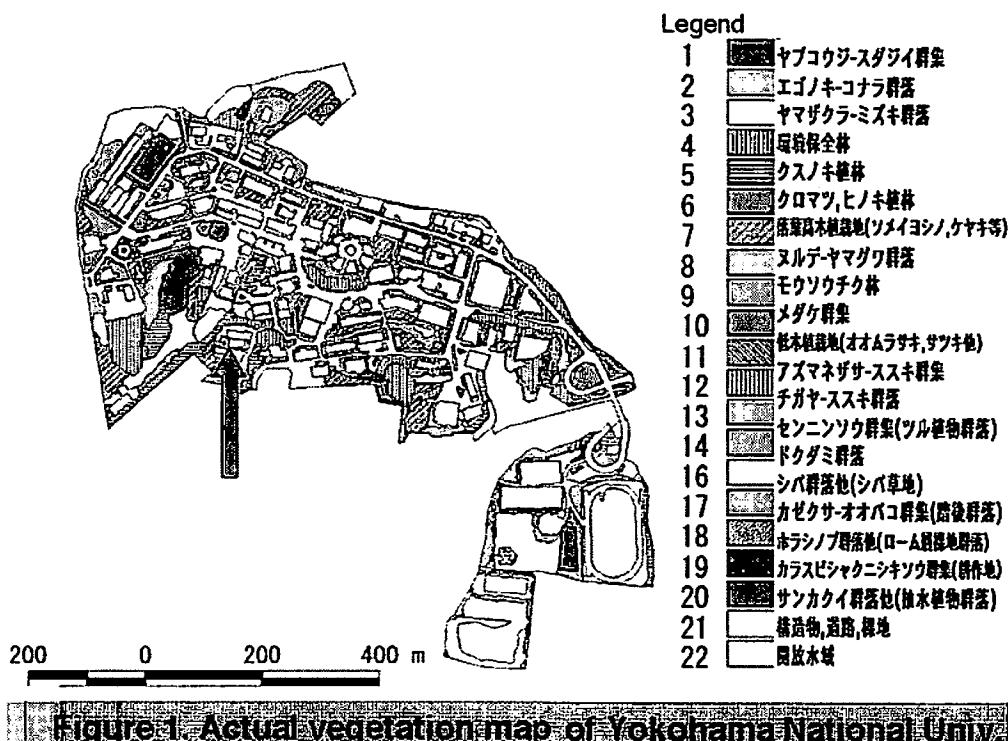


Figure 1. Actual vegetation map of Yokohama National University.

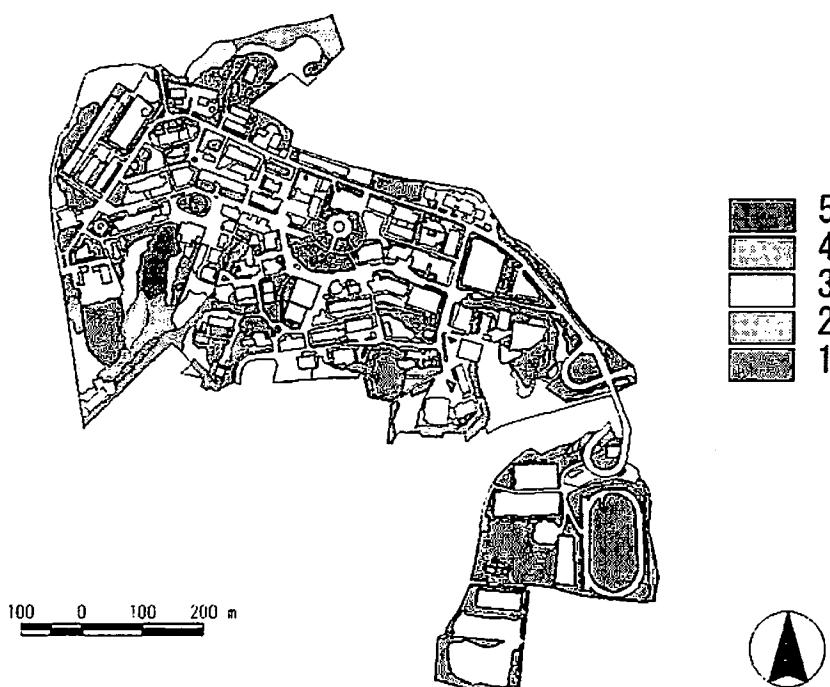


Figure 2. Map of fire prevention of vegetation.

的環境評価図として、評価可能な図面が作製しやすい。

3. 評価に際しては質的評価と定量的評価双方を考慮する。

4. 総合的植生評価図が可能であれば、地域の生態系も、食物連鎖箱に該当するフロラ、ファウナを組み入れることで、地域の生態系が理解可能である。

しかし、人為的開発・利用景観域と、丘陵地のような自然林、二次林や植林も含めた森林域の広い地域が混在する場合は、開放景観域と閉鎖景観域にわけて、別々に食物連鎖箱を描く。上位種もキーストーン種も異なることが多い。

人々が生活する都市生態系では、人と建造物と公園だけの urban area と周辺の田園地域を含めた

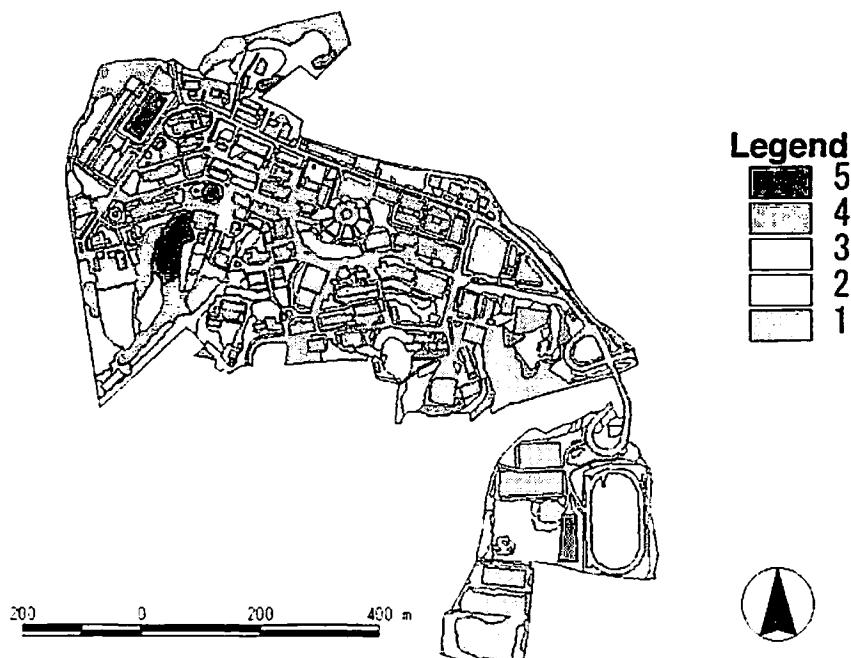


Figure 3. Map of grades of naturalness

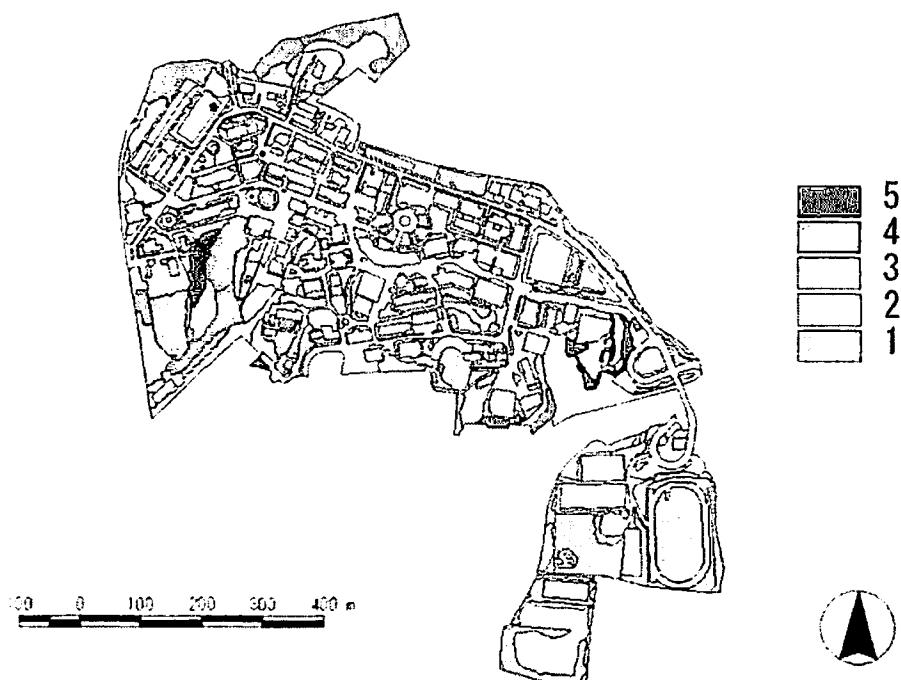
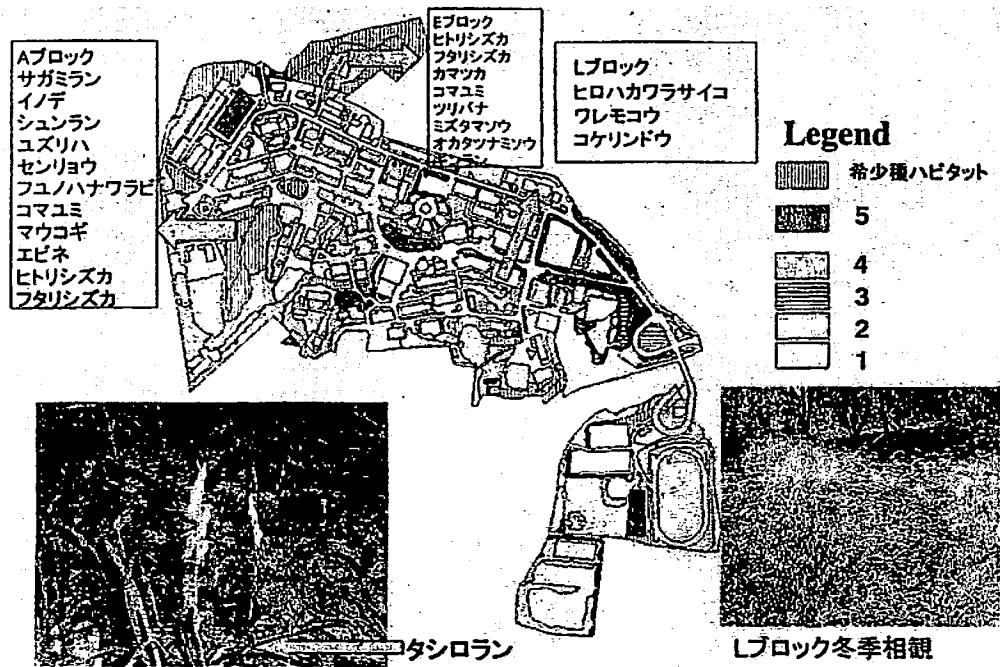


Figure 4. Map of species richness of vegetation



**Figure 5. Rare species habitats + Map of evaluation grades of vegetation function**

近郊域がくみあわされている。したがって評価を与える場合も、様々な評価法を組み合わせ、総合的に評価を与えるものである。

#### おわりに

緑環境は生物の生息地の基盤でもある。緑環境と動物との組み合わせによる総合的評価にいたれば幸いである。最後に少々性格が異なる講演および本稿の機会を与えて下さった椿宣高先生、編集の吉田勝彦さん、そして日本生態学会関東地区会の皆さんにお礼申し上げます。

#### 引用文献

- Bastian, O. (2002) Landscape Ecology-towards a unified discipline? *Landscape Ecology* 16 (8): 757-766.
- Fujiwara, K. (2002) Restoration of natural forests in urban and reclaimed area in Japan: -development of forest history and utilization for green environmental planning in urban areas- 8<sup>th</sup> INTECOL abstract
- 藤原一繪 (1995) 災害と緑. 公園かながわ 16: 4-11.
- 藤原一繪 (1997) 植物社会学、植生学を基礎とした植生調査法および植生図作製法. 横浜国大環境研紀要 23: 13-46.

藤原一繪・宮脇昭・高波ゆかり (1989) 小金井市植生機能図.

藤原一繪・宮脇昭・寺田仁志 (1991) 大磯町植生機能図.

藤原一繪・福留晴子 (1996) 入間市植生機能図. 神奈川植生学会 2.

藤原一繪・福留晴子・楠本良延 (1997) 佐倉市植生機能図. 神奈川植生学会 3.

藤原一繪・楠本良延 (2001) 横浜国立大学キャンパスの植生機能-防災機能についての植生学的研究-. 横浜国大環境研紀要 27:44-55.

藤原陸夫 (1997) 秋田県植物分布図. 秋田県環境と文化のむら協会.

福島司・山岸匠・高橋敬二(1983) 森林群落の構造からみた防火機能の評価 1.-森林群落を中心とした防火機能の評価方法. 千葉大学園芸学学術報告 31:101-106.

川瀬 博 (2000) 食物連鎖箱による地域環境の評価に関する研究. 環境情報科学 29(1):83-91.

環境省自然環境局(1993) 緑の国税調査. (財)自然環境センター.

環境省自然環境局(2002) いのちは創れない. 新生物多様性国家戦略.

近藤 圭・藤原一繪 (2003) 札幌北部近郊における

防風林の植物種組成と森林履歴. 第50回日本生態学会講演要旨(つくば). 229.

Miyawaki, A., u. Fujiwara, K. (1975) Ein Versuch zur Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation und Anwendungs möglichkeit dieser Karte für den Umwelt und Naturschutz am Beispiel der Stadt Fujisawa. *Phytocoenologia* 2(3/4):429-437. Stuttgart-Lehre.

Mitsch, W. J. (1996) Ecological engineering: A new paradigm for engineers and ecologists. pp.111-128. Schulze, P. ed:Engineering within ecological constraints. National Academy Press. Washington, DC.

Moser, D., Zechmeister, H. G., Plutzar, C., Saubere, N., Wrbka, T. and Grabher, G. (2002) Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscape. *Landscape*

*Ecology* 17(7): 657-669.

Odum, E. (1997) *Ecology: A bridge between science and society*. Sinauer Association Inc. Sunderland.

Ricklefs, R. E., and Schluter, D. eds. (1993) Species diversity in ecological community. Historical and geographical perspectives. The University of Chicago Press.

Wagner, H. H. (2001) Quantifuing habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology* 16 (2): 121-131.

山下邦博 (1987a) 火災環境と樹木－樹木の熱に対する反応と防火機能－. 採取と飼育 50(9):400-403.

山下邦博 (1987b) 樹林の防火機能. グリーン・エージ 157:40-46.

## 藤原さんの講演に対する質疑応答

(永田さん)

様々な尺度で森林の重要性を示していたが、どの尺度で評価するのが一番良いのか？

(藤原さん)

全ての基準でもっとも重要な評価を与えられた植生は、第一番の評価が与えられるべきであることが植生機能の研究から言える。平均値を与えるのではなく、講演で示した尺度は全て重要であり、掛け合わせや平均値で考えてはならない。さらに他の尺度が与えられた際も、再重要評価はプライオリティを与えるべきだ。その上で、2番目以降の評価については、それぞれの尺度の合計平均値で評価を与える、従来通りの手法が与えられる。

## ハビタットの評価と復元 –代償ミティゲーションを評価するHEP– 田中 章

武藏工業大学環境情報学部環境情報学科 tanaka@yc.musashi-tech.ac.jp

### 序

近年、大規模なところでは釧路湿原などの自然再生型公共事業、小規模なところでは各地の小学校や公園におけるビオトープ再生活動などの自然生態系復元・創造活動（以後、「自然復元」と称する）が盛んになっている。

また、埼玉県志木市や静岡県清水市興津川流域のように、開発による緑地の消失に対して、消失した面積の緑地を別の場所に人間の手によって復元・創造するという「代償ミティゲーション」を義務づけた条例が制定され始めている。

自然復元は、開発サイドにおいても（「第五次全国総合開発計画」、1998）、環境保護サイドにおいても（新生物多様性国家戦略、2002）、21世紀の国策の柱として期待されており、昨年12月には「自然再生推進法」が国会で採択された。

一方、環境アセスメント制度においては、1999年施行の「環境影響評価法」により、開発により貴重な自然を破壊することについて、まず「回避」できるか検討し、「回避」できない場合には破壊の規模や程度を「最小化（低減）」することを検討し、「回避」も「最小化」もできない場合にはやむをえず「代償」しなければならないという3種類のミティゲーション方策（環境保全措置）とその優先順位が規定された（図1参照）。もともと環境アセスメントの対象になる事業は、環境に甚大な影響があることが明らかな大規模事業である。従って、今後、実施される環境アセスメントにおいては「代償ミティゲーション」としての自然復元事業が義務化されることになろう（Tanaka, 2001）。

このように日本においては様々な自然復元が盛んになりつつあるが、その一方で新しい問題が顕在化し始めている。それは自然復元は良いが、「いったい何を根拠に自然復元した」と言えるのか?」という問題である。

自然復元事業が明確な成功基準の設定のないま

まに進められると、本来の目的がかすみ、事業主の自己満足のためのものになりうる。各自治体や学校などではビオトープ再生活動が盛んであるが、いったいどのようなビオトープ創造を目標にしているのか。公共事業の場合、貴重な税金を使って単に虫が飛んでくる池を作ればそれで良いのか。費用対効果についての説明責任もあり、最も効率的な手法を選択しなければならない。結局、成功基準のない自然復元を安易に進めることは、自然復元行為そのものの真価が疑われることになる。

実際の自然復元活動の目的には、レクリエーションの場の創出、景観保全、防災、環境教育や市民参加の場の提供（森,1999）等々、多種多様である。しかし、これらの目的は、ある一定の自然あるいは二次的生態系の保全が実現しなければ実現できない、副次的目的ということができる。

このような背景を踏まえ、本稿では「いったい何を根拠に自然復元したといえるのか?」という問い合わせをしてきわめて合理的な回答を提供しうると考えられる米国の定量的ハビタット評価手続き、「HEP」についてその概要を紹介するとともに日本での適用に対して留意する課題を整理した。

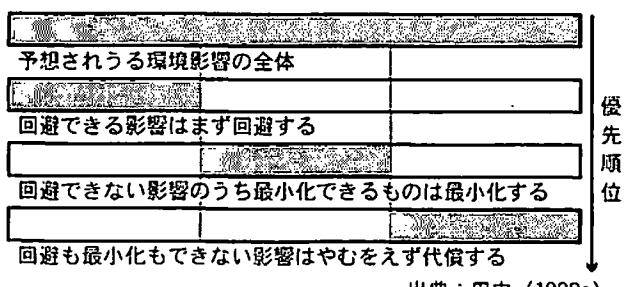


図1 ミティゲーションの種類と検討の優先順位

### 1. HEPの基本的なメカニズム

HEPのメカニズムをわかりやすく理解するために、私たちの住む「家」を「ヒト」の「ハビタ

ット」に見立てて以下に説明してみた。

仮に私たちの家が、道路建設などの理由で家とその敷地を事業のために明け渡さなければならぬと仮定する。そして事業者によってどこか他の場所に新しい家が私たちに補償されることになったと仮定しよう。このような場合、私たちは当然のこととして、元の家と新しい家とを「様々な視点から比較」し、新しい家が失われる家のレベル以下になることは了承しないであろう。

この場合の「様々な視点からの比較」について少し考えてみたい。「様々な視点」の中には、家のクオリティーや敷地の広さなどが含まれているだろう。多分、私たちが最初に気にするのは、新しい家の「敷地の広さ」ではないか。元の家の敷地が60坪であれば補償される家の敷地は少なくとも60坪は必要であると感じるだろう。どんなにクオリティーの高い豪華な家を用意してくれたとしてもその敷地面積が30坪であれば問題となるだろう。即ち、新しい家の空間の量は失われる家のそれと比較して少なくとも同等かそれ以上でなければならない（「空間量同等の原則」）。

次に、元の家が消失する時期と新しい家が完備する時期の差異に関する問題である。新しい家が完備されるのが、元の家が消失する前かまたは同時期であれば、元の家から新しい家への引越し可能となり、我々は夜眠る所に困らない。しかし、新しい家が完備するのが、元の家の消失から5年後だったとしたら、我々は5年もの間「家なき子」となり路頭に迷うことを強いられる。また、新しい家が20年間の借地権付であったとすれば、元の家では生涯住むことが可能であったものが、20年間という期限付きになってしまふわけで、これにも承服できないであろう。つまり、補償されるタイミングは、失われるタイミングと比較してそれ以前あるいは同時になければならぬし、補償される時間は元々の時間量と比較して少なくとも同等以上でなければならない（「時間量同等の原則」）。

「敷地面積は同じかそれ以上」、「準備されるタイミングは同時かそれ以前」、「使える時間は同じかそれ以上」であることが確認されてはじめて、「どのようなクオリティー」の家だろうか？とい

うことに注意を向けるだろう。失われる家の寝室は床暖房付の広い畳の日本間だったのが、準備された家では壁が薄く隙間風が吹くような小部屋であれば我々は納得できないであろう。つまり、補償される質は失われる質と比較して少なくとも同等以上のレベルでなければならない（「質レベル同等の原則」）。

これまでの話をまとめると、もし我々の家が消失し、新しい家を補償されると仮定した場合、まず「補償」として施される行為について、「空間」と「時間」と「質」の視点から比較し、それが納得できるものであるかを判断するということである。さらにいえば、「空間」や「時間」は「質」よりも優先される。なぜならば、いくら豪邸を補償すると提示されても、そのための空間（建設用地）がなにも用意されていなければ豪邸も何もないことになる。また、そのような豪邸の準備が今ではなく5年後ということになれば5年間の「家なき子」を強いられ、生命すら危ぶまれるような事態となるからである。結局、失われる家が有していた「質×空間×時間」という値と新たに補償される家が有する「質×空間×時間」という値が同等かそれ以上であることがポイントである。

さて、話を本題の野生生物に戻す。ヒトの場合、補償される「質×空間×時間」が少ないと割に合わないとか自分の意見を声にして表明できるが、モノを言えない野生生物種の場合には、彼らの代わりに我々ヒトがその判断を行う必要がある。HEPとは、保全すべき野生生物種のハビタットについて、開発により消失する「質×空間×時間」と、代償ミティゲーションとして復元・創造する「質×空間×時間」とを比較考慮するための手続きである。

表1 自然復元事業のための4つの評価軸

番号	項目	内 容
1	主体	どの野生動物種のハビタットか？
2	質	どのような質を有したハビタットか？
3	空間	どれだけの広さでどういう配置のハビタットか？
4	時間	いつからいつまで利用できるハビタットなのか？

## 2. HEP 誕生の背景

HEPは、正式名称を Habitat Evaluation Procedure (ハビタット評価手続き) という。その基本的な考え方は、複雑な生態系の概念を、野生生物のハビタットという土地の広がりと直結した概念に置き換え、ハビタットとしての適性を定性的かつ定量的に評価するというものである。

HEPの誕生は、1969年に公布された世界最初の環境アセスメント法である NEPA (National Environmental Policy Act, 国家環境政策法) まで遡る。NEPAは行政官庁の「意思決定に当たり、(中略) 現在は定量化されていない環境の快適性及び価値に関して、適切な配慮を行なうことを保証する方法及び手続きを(中略)明らかにし、策定すること」を義務付けた(同法第102条(1)B項)。これを受け、それぞれの所管官庁は自分たちが所管する環境要素について定量的評価手法を生み出していった。HEPは、野生生物保全を所管する連邦野生生物局 (US Fish and Wildlife Service) によって生み出されたそのような手法のひとつである。

HEPの開発は、「すべての土地は野生生物のハビタットとして何らかの価値を有しており、その価値は1つの数値によって表示することが可能である」(Daniel and Lamine, 1974) という生態学上の仮説に端を発している (Schamberger and Kumpf, 1980)。この基本的な考え方は、当時、生態系を、貨幣価値としてではなく野生生物のハビタットとしての価値として定量化する手法を探していた連邦野生生物局に認められ、その後何度も改良を経て、1980年に現在の HEP が出来上がった (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980a)。

このようにして HEP は、開発による生態系への悪影響と、その損失補償として事業者に義務付けられる「代償ミティゲーション」としての自然復元行為を定量的に評価するツールとして誕生した。

同様に様々な官庁から様々な定量的な生態系評価手法が生み出された。その中にはウェットランドの開発許認可官庁である陸軍工兵隊 (US Army Corps of Engineers) によって生み出された、日本にも紹介されている WET や HGM 等がある。こ

れらはもともとウェットランドの評価を目的としているため、それ以外の生態系では使うことができない。

HEP の特徴は、①陸域、水域、ウェットランドなどのタイプでも使用可能であること、②生態系の価値をそこに生息する野生生物にとってのハビタットの適性度という視点で見る「ハビタット・アプローチ」の手法であること、③米国の定量的生態系評価手法としては初期に登場しつつ現在に至るまで改良が続いていること、などの理由から米国全州で最も普及している生態系評価手法である。また、英国など米国以外でも着目されている (Treweek, 2000)。

## 3. HEP の「主体」、「質」、「空間」、「時間」

HEP の全プロセスは、田中(1998b)に詳しいので省略するが、ここでは表 1 で示した自然復元事業に不可欠な 4 つの評価軸が、HEP の中でどのように考慮されているかをまとめてみた。

表 2 は、HEP で使われる指標の全種類とそれぞれの分析方法をまとめたものである。HEP 手続きは、1 番の SI から 5 番の CHU に向かって進む。以下、順を追って説明した。

特筆すべきは、HEP の全プロセスが、野生生物を保全する立場の官庁(例: 連邦野生生物局)サイドと開発事業の許認可を行ったり自ら開発事業を行ったりする事業所管官庁(例: 陸軍工兵隊)サイドの双方から派遣された生態分野の専門家(コンサルタントによる代理も可) 2 名を最低限、含んだ HEP チームによって進められるということである。HEP のフローが「procedure (手続き)」と称される所以である。

HEP は、環境アセスメントの中の生態系分野の中の一手法であり、HEP の結果は環境アセスメント報告書に掲載され、一般市民の判断を仰ぐことになる。つまり HEP を使った環境アセスメントでは、調査プロセス (HEP) と情報公開プロセス (環境アセスメント) の双方において、開発と保全のバランスを図る仕組みが用意されているといえる。

表2 HEPに使われる指標の種類

番号	指 数		分析方法等	式または概念
	略号	名称 (日本語)		
1	SI	Suitability Index (適性指数)	評価対象種のハビタットの適否を規定する、食物、水、被覆、繁殖等の諸要因別に、その適性度を0（まったく適さず）から1（最適）までの数値で表現したもの。そのモデルをSIモデルという。SIモデルは当該種に関するこれまでの既存文献資料調査、当該種の専門家によるヒヤリング調査等により作成する。	$SI = \frac{\text{調査区域のハビタットの為を環境要因の伏覗}}{\text{理想的なハビタットの為を環境要因の伏覗}}$
2	HSI	Habitat Suitability Index (ハビタット適性指数)	評価対象種のハビタットの適否を総合的に0（まったく適さず）から1（最適）までの数値で表現したもの。したがって、HSIは複数のSIを総合したものである。HSIモデルとは、複数のSIモデルとHSIモデルとの関係を示したものである。現在、250種以上のHSIモデルが米国連邦政府から公表されている。	$HSI = \frac{\text{調査区域のハビタットの伏覗}}{\text{理想的なハビタットの伏覗}}$
3	AHSI	Average Habitat Suitability Index (平均 HSI)	調査区域全体のハビタットとして適性を示す指標。被覆タイプごとに算出されたHSIを各被覆タイプの面積比率によって加重平均したもの。調査区域全体を「質」の視点から2次元的に評価した値。	$AHSI = \frac{A \times Ah + B \times Bh + C \times Ch}{A + B + C}$ 但し： 調査区域のカバータイプが3つに区分され、面積及びHSIがそれぞれA, B, C及びHSIがAh, Bh, Chである場合。
4	SI	Suitability Index (適性指数)	調査区域全体の適性度(AHSI)に調査区域全体面積を乗じた値。調査区域の「質」と「空間」の視点から3次元的に評価した値。	$HU = THSI \times \text{調査区域面積}$
5	CHU	Cumulative Habitat Unit (累積的 HU)	経年的なHUの変化を加味した値。HUに時間を乗じた値。調査区域を質と量(面積と時間)の視点から4次元的に評価した値。工事着手時点、工事完了時点、植栽完了時点、メンテナンス完了時点等、ハビタットの「質」と「空間」に影響を与える行為が予定される年のHUを予測し、それらの間のHUを直線補間して求める。	$CHU = \sum_{i=1}^P (THSi_i \times Ai)$ 但し： i : 年 P : HEP分析の期間(数10年～100年以上) THSi_i : i年目のTHSI Ai : i年目の調査区域面積

出典：田中 (2002b)

## (1) 「主体」(評価の対象) の評価軸

表2で示したHEPで使われる指標は、選定された複数の野生動物種ごとに分析される。

評価対象種の選定基準は様々であるが、①「市民の興味が高く、経済的価値が高い種」と②「生態的にその地域の生態系を広く代表する種」の2つに大別できる。いずれにしても、HEPでは、どの野生動物種を保全したいのか？という人間側の明確なポリシーがなければ実施できないということである。

## (2) 「質」の評価軸

HEPにおいて「質」が考慮されるのは、「SI (Suitability Index, 環境要因適性指数)」と「HSI (Habitat Suitability Index, ハビタット適性指数)」のモデル分析においてである。

まず、ハビタットの「質」を左右する環境要因をピックアップし、その要因とハビタット適性との相関関係を明らかにする。

例えば、ある種のタカがネズミなどの餌を狩る時、草本や低木の高さが70cmぐらいまでは良いが、それを超すと高くなればなるほど餌を捕れないようになる。汽水域に生息するスズキの仲間が抱卵する適性水温は17℃から19℃までの間であり、それ以下でもそれ以上でも抱卵しない。ある種のウサギのハビタットは、高木林の樹冠被度が25%から50%の間が最適である、等々、このような環境要因とハビタット適正との関係をモデル化したものがSIモデルである。SIモデルは、0(まったく不適)から1(最適)の範囲で表現される。SI=0では対象動物はまったく生息せず、SI=1だと最大個体数が生育することを示す。

図2は、ウサギの一種の林冠密度とハビタット適正の関係を示したSIモデルである(U.S. Fish and Wildlife Service, 1980b)。このSIモデルでは、このウサギは林冠密度が25%から50%までの林にはよく生息するが、それ以下でも以上でも少なくなることを示している。

このようにSIモデルはある特定の要因に対する傾向である。HEPでは、できるだけ現実のハビタットの状況を反映させるために、ひとつの評価対象種に対し、複数のSIモデルを用意する。例えば、アサリは、水温だけではなく、塩分濃度、溶存酸素、水流などに影響されることがわかっている場合、水温のSIモデルだけではなく、その他の要因に対してもSIモデル化を行うことになる。

複数のSIモデルが集まつたら、これらを総合的に判断したひとつのモデルを作成する。これをHSIモデルという。SI同様、0(まったく不適)から1(最適)の範囲で表現される。

現在、米国の連邦政府レベルで250種以上の野生動物種のHSIモデルが公表されている。HSIモデルが公表されていない種を評価対象種とする場合には、専門家による既存資料の収集、整理によってHSIモデルを作成することになる。十分な既存資料もない場合には、実際にフィールド調査を行なわなければならない。いずれにしても、HSIモデルの作成は、その野生動物種の専門家の

判断によらなければならないとされている。

HEPを用いる場合、使ったHSIモデルの公表が義務付けられているが、その文書には作成した専門家の氏名、引用した既存モデルや文献を示さなければならない。

このようにHEPでは、まずSI及びHSIの段階で、ハビタットの「質」が考慮される。

### (3) 「空間」の評価軸

HEPで対象とする「空間」は、開発事業により消失する自然生態系の空間(開発サイト)と、その代償ミティゲーションとして計画される自然復元事業の空間(代償ミティゲーションサイト)の2カ所である。

開発サイトも代償ミティゲーションサイトも通常は複数のカバータイプから構成されている。カバータイプとは、植生、水域などの地表を覆っているもののことである。陸域では一般的な植生図がこれに相当する。沿岸域では、必要に応じて、磯、砂浜、藻場などに分類されるだろう。

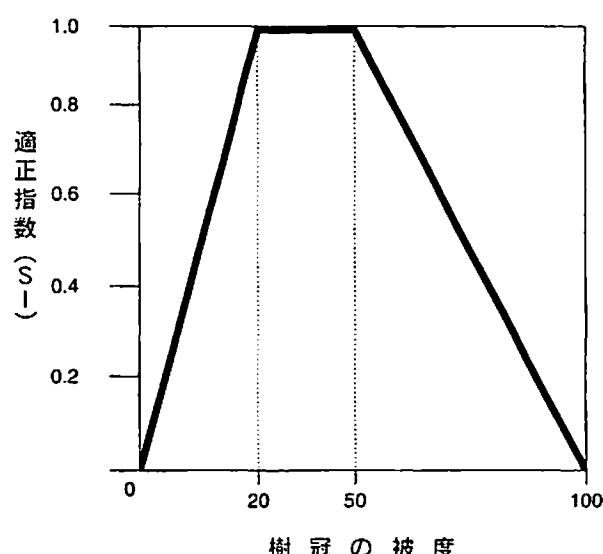
ハビタットの「質」を総合的に表わすHSIは、調査地域のカバータイプごとに算出される。AHSI(Average Habitat Suitability Index、平均HSI)は、それぞれのカバータイプの面積比率によりそれぞれのHSIを加重平均したものである。

次にAHSIに開発サイトあるいは代償ミティゲーションサイトの面積を乗じ、HU(Habitat Unit、ハビタットユニット)を求める。従って、HUには、評価対象種のハビタットの「質」と「空間」の情報が含まれている。

### (4) 「時間」の評価軸

時間という視点からみてみると、HU、AHSI、HSI、SIのどれもが、ある瞬間を切り取った場合の指標であり、「時間」の概念は存在していない。自然復元事業を評価するHEPでは、時間とともに変化する野生動物のハビタットを考慮するために、CHU(Cumulative Habitat Unit、累積的HU)という単位を最終的な評価値としている。

CHUを求めるために、開発サイトと代償ミティゲーションサイトの計画を事前に整理する。例えば、開発サイトでは、いつ樹木を伐採するのか、



出典：U.S. Fish and Wildlife Service (1980b)  
図2 ウサギの一種のSIモデル（実例）

代償ミティゲーションサイトならば、いつ植栽工事や追加植栽工事を行い、メンテナンスをどのようにする予定なのか、という計画である。理論的には、復元しようとする自然生態系が完全に復元するまでの期間を仮に100年だとすれば、100年間のHUの変化を予測する必要がある。実際には、要所ごとのHUを求め、それらを直線補間してCHUを求めている。

図3にHUとCHUの関係を示した。これは、二次林におけるゴミ処分場開発と供用に関するHUの経年変化を表現したものである。グラフの縦軸はハビタットの価値(HU)の変化を、横軸は時間的経過を示している。まず、工事開始時点(0年)には900HUだったものが、土工事等によって一気に低下し、供用(ゴミ埋立て)開始時点(5年後)には400HUになっており、その後、ゴミの埋立て作業、ゴミ運搬車両の行き来などでさらにHUは低下し、最終的にゴミ埋立てが修了した時点(20年後)では200HUまでに低下する。供用修了後、表土復元、植栽などのメンテナンスを50年実施するためHUは500程度まで回復する。その後は、植生が自然に回復するとともに野生動物なども戻り、生態系は徐々に復元されていくのでHUは漸増していく。しかし、100年単位ではもともとの900HUまでに至らない。

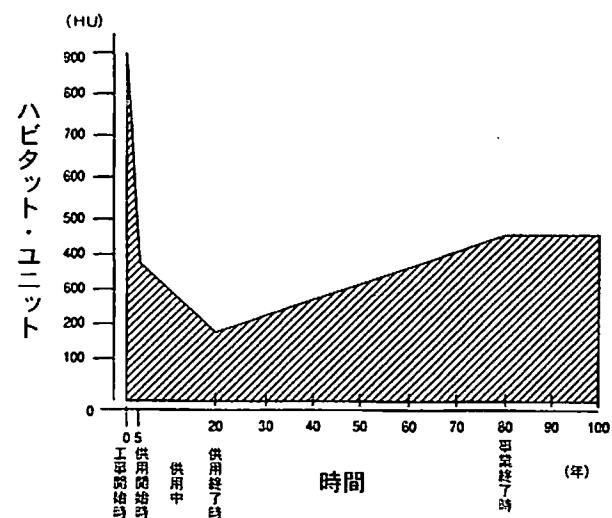
HEPでは、このように開発事業計画における重要な時点(この例の場合は0, 5, 10, 20, 80, 100年後)におけるHUを検討し、HUの経年的変化を表現していく。図3におけるHUの経年変化の積分値(図中の斜線部分)は累積的HU(CHU)を示している。

ところで、HEPを用いることにより、開発事業者は、将来にわたる明確な開発工事計画及び自然復元工事計画の全貌を公開することを強いられる。HUのカーブを表現することは、開発と代償ミティゲーションの具体的な姿を表現することと同義である。

米国の環境アセスメントでは、事前に代償ミティゲーション計画やそのモニタリング計画(目標設定や成功基準を含む)の提出が事業者に義務づけられている(田中, 1999)が、HEPの生態学的面だけではなく、このような情報公開ツールとし

ての側面を理解することはきわめて重要である。

HEPにおいては、HUまでのステップにおいて、「主体」ごとの「質」×「空間」が考慮され、CHUによって、それに「時間」の概念が追加される。



出典：田中 (1998b)

図3 HUと累積的HU(CHU)の関係

### (5) ノーネットロス政策に基づく比較

本来のHEPでは、開発により消失する生態系と代償ミティゲーションとして復元・創造される生態系の両サイトにおいて、開発事業がある場合とない場合のそれぞれのケース、即ち合計4つのCHUを求める。

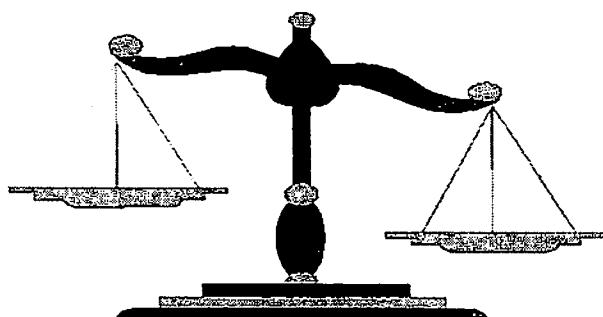
図4において開発がある場合とない場合の差は、開発サイトの場合は「net loss」(損失の総量)であり、代償ミティゲーションサイトの場合は「net gain」(利益の総量)である。

HEPでは、開発サイトの「net loss」と代償ミティゲーションサイトの「net gain」が等しくバランスが取れている状態、即ち「ノーネットロス(no net loss)」の実現を最終目標とする。ウェットランドに関するノーネットロス政策(現状のウェットランドの総量を維持する政策)は、前ブッシュ政権からクリントン政権を経て、現ブッシュ政権に引き継がれている米国の環境政策である。

米国のウェットランド開発に伴う代償ミティゲーションではノーネットロスを実現することが義務づけられる。ところで、50haの干潟を開発で埋め立てる場合、同様な干潟を50ha造成すれば

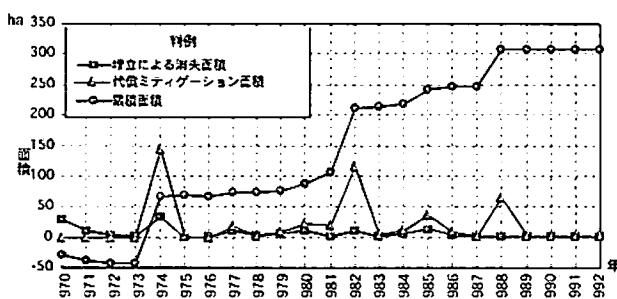
良いわけではない。50haの新設干潟が生態的にも成熟し、埋め立てられた干潟と同様の機能を有するようになるためには時間がかかる。その時間差の分だけ代償ミティレーションの面積は増加する。

このような政策の結果として、図5で示したようにサンフランシスコ湾岸では、代償ミティレーションによる自然復元の面積は開発による埋立面積を上回っている。



出典：田中（1998b）

図4 HEPでみるノーネットロスの概念



出典：田中（1998b）

図5 サンフランシスコ湾における埋立面積と自然復元面積の変遷

## 6. おわりに

これまで見てきたように、HEPは、自然復元の評価に不可欠であると考えられる「主体」ごとの「質」×「空間」×「時間」という概念に十分考慮していることが明らかになった。

過去の話になるが、もし愛知万博開発の環境アセスメントにおいてHEPが使われれば、「海上の森」の将来の姿も最初から明らかにされたのである。なぜならば、CHUを求めるためにHUの経年変化を予測しなければならず、そのためには、開発サイト及び代償ミティレーションサイトにおけ

る、当該開発事業以外の累積的な環境影響も考慮しなければならないからである。HEPを用いるためには、将来の保全計画を明確にしておく必要があり、その意味では、HEPには開発事業の環境保全施策を促進する効果があるといえる。

さて、HEPには、HSIモデル構築が複雑過ぎる、HSIモデルを構築するのに十分な既存研究がない、日本の都市域のようにモザイク状に乱開発された場所での適用は困難であるなどの疑問も出ている。実際、米国でも、HEPは最も普及している生態系評価手法であるとはいえる、そのほとんどがHSI等を簡略化した「修正HEP（Modified HEP）」であるのも事実である。

HEPの導入を含め、今後の日本における自然復元事業の評価に対しては以下のようないくつかの留意点が肝要である。

- ・計画策定時に、開発に伴う代償ミティレーションとしての自然復元事業か、独立した自然復元事業かを明確に区別しておくこと。
- ・計画策定時に、「目標」と「成功基準」を明らかにしておくこと、また、成功基準を計量するための「モニタリング手法」を明らかにしておくこと。
- ・自然復元事業の「目標」、「成功基準」及び「モニタリング手法」に、「主体」ごとの「質」×「空間」×「時間」という4つの評価軸を含めること、これはHEPに限らず必要である。
- ・自然復元事業の「目的」は多様であっても、その中には必ず動物のハビタット保全という目的を含めることによって、より生物多様性の保全に寄与すること。
- ・自然復元事業の多様な目的（ハビタット、景観、レクリエーション等）の優先順位を十分検討し、計画時に明らかにしておくこと。
- ・HEPの表面的な技術論だけではなく、HEPのような手続きが生まれた米国の背景を十分に理解した上で用いること。（HEPの法的背景については、田中(2002a)を参照されたい）
- ・HEPは生態学の学問的調査ツールというよりも、開発と保護のバランスを図るために実践的なツールであり、その側面を十分に理解した上

で、HEP を使う場合、SI や HSI の構築のための調査に不必要に時間と手間をかけることなく、必要最低限で最大の効果を生み出すことを考えること。

- ・HEP は実質的な生態系保全を目的としたハビタット・アプローチによる唯一の定量的な生態系の評価手法である点を十分、認識した上で、「質」×「空間」×「時間」という HEP の基本的メカニズムを壊さない範囲で、日本の実状に合わせて簡略化を検討していくことが現実的である。
- ・その際、日本の狭いモザイク状の生態系の特徴をよく反映できるような HSI モデルの構築を、生態学的なレビューを並行しながら、進めることが重要である。

冒頭で述べたように、自然復元事業は今後も加速化されるであろう。しかし、既存の自然復元事業の中には計画策定時に定量的な目標設定が行なわれていないものも多い。

当たり前のことではあるが、計画策定時に「目標」がなければ、将来の「成功基準」もない。その際の目標が「定量的」でなければ成功基準も「定量的」ではあり得ない。成功基準が「定量的」でなければ、モニタリングの方法も「定量的」であり得ない。結局、自然復元の計画策定段階から、「主体」ごとの「質」、「空間」、「時間」という評価軸を考慮し、それぞれに対して具体的なイメージを形成しておくことが重要である。HEP は、そのようなニーズに十分に応えることができる手法であるといえる。

さらに、学校や公園のビオトープなど、既に維持段階にきている先行事例についても、後付けで目標や目的を明確化し、HEP 的な定量的評価を行うことによって、「本当に自然は復元しつつあるのか？」という説明責任を果たしていくことが望まれる。

なお、今年設立された環境アセスメント学会 (<http://www.jsia.net/>) では、生態系分野の評価手法やミティゲーションのあり方について検討する生態系評価研究部会が活動を始めており、その中で HEP の日本での応用も研究されている。今後、

各方面で HEP を含む様々な定量的手法の応用事例が出てくることを期待したい。

### 引用文献

- Tanaka, Akira (2001): Changing Ecological Assessment and Mitigation in Japan: Built Environment 27(1), 35-41
- Daniel, C. and Lamine, R. (1974): Evaluating effects of water resource developments on wildlife habitat: Wildlife Society Bulletin 2, 114-118
- Schamberger, Melvin L. and Kumpf, Harman E. (1980): Wetlands and wildlife values. A practical field approach to quantifying habitat values. Estuarine Perspectives 37-46
- U.S. Fish and Wildlife Service (1980a): Habitat Evaluation Procedures (HEP): U.S. Dept. of Interior, Fish and Wildlife Service, Ecological Service Manual 101, 102 and 103, 368pp
- U.S. Fish and Wildlife Service (1980b): Habitat Suitability Index Models: Eastern Cottontail
- Treweek, Jo (2000): Ecological Impact Assessment: Blackwell Science, 351pp
- 大野輝之、レイコ・ハベ・エバンス (1992) : 「都市開発を考える－アメリカと日本－」、岩波新書 235pp.
- 環境省 (2002) : 国際シンポジウム環境アセスメントと生物多様性の保全－課題と展望－ 90pp.
- 武内和彦 (1994) : 「環境創造の思想」、東京大学出版会 198pp.
- 田中 章 (1998a) : 環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷：ランドスケープ研究 61(5) 763-768
- 田中 章 (1998b) : 生態系評価システムとしての HEP : 島津康男編 環境アセスメントここが変わる：環境技術研究協会, 81-96
- 田中 章 (1999) : 米国の代償ミティゲーション事例と日本におけるその可能性：ランドスケープ研究 62 (5) 581-586
- 田中 章 (2000) : 環境影響評価制度におけるミティゲーション手法の国際比較研究：ランドスケープ研究 62 (5) 170-177

田中 章 (2002a) : 米国のハビタット評価手続き “HEP” 誕生の法的背景：環境情報科学 31 (1) 37-42

田中 章 (2002b) : 何をもって生態系を復元したといえるのか？-生態系復元の目標設定とハビ

タット評価手続き HEPについて：ランドスケープ研究 65(4) 282-285

森 清和 (1999) : 生き物からの風景デザイン。進士五十八他著「風景デザイン感性とボランティアのまちづくり」, 学芸出版社 334pp.

## 田中さんの講演に対する質疑応答

(藤原さん)

エコロジーとレストレーションを一緒に行う研究は、水際については開発者、計画者、生態学者が一緒になって非常に盛んに行われているため、ミティゲーションは水際では非常に成功しているし、素晴らしい計画も多いが、水際以外ではどのような例があるのか？また、日本においては、大きな会社であればミティゲーションを行うことは可能かもしれないが、県や市レベルのアセスに関わるような小さな件では、経済的な問題があると思われる。そのような場合、講演中に紹介されたような大規模なミティゲーションを義務づけられないのではないか？

(田中さん)

一つのご質問に対して、1975年、Clean Water Act 404条が改正され、陸軍工兵隊 (US Army Corps of Engineers) が有する水域改変行為に対する許認可権に対して、環境保護庁 (EPA) の開発拒否権が認められるとともに Wildlife Coordination Act が改正され、ウェットランドの開発許認可については連邦野生生物保護局 (US Fish and Wildlife Service) との協議が義務づけられた。さらにウェットランドに関しては、ノーネットロス (No net loss) 政策を導入しているため、結局、ウェットランドの改変を含む開発の EIA 及びミティゲーション計画は、環境保護庁や連邦野生生物保護局などの環境保全や生態系保全の監督官庁の認可を得ることとなり、その結果、水際の開発を行う時には代償ミティゲーションが義務付けられるようになった。そういうわけで、ウェットランド、水際でのミティゲーション事例が多くなるのである。

一方、内陸の場合、環境アセスメントをやってもし希少種が見つかった場合には、Endangered Species Act によって、Conservation Planning の策定が義務付けられているが、その中に希少種のハ

ビタットを保全するために代償ミティゲーションが義務づけられている。しかし希少種が見つからなければ行われないので、陸域での代償ミティゲーションは水際のものに比べるとかなり数が少なくなる。なお、今回、ご紹介したカリフォルニアの事例はウェットランドだけではなく、カシ林など陸域の復元も含んでいる。

二つ目のご質問について、大規模な代償ミティゲーションが出来ない場合、お金だけ払えばよい、という代償ミティゲーションを推進するためのミティゲーション・バンキングという仕組みもある。ところで、法律の性格そのものが日本とアメリカでかなり違う。アメリカでは法律があれば必ずペナルティーがある。今回紹介したような代償ミティゲーションに使われるお金は、一種の環境税のようなものであるとともに、生態的に貴重な場所を破壊することに対してのペナルティーともいえるものである。開発事業者が代償ミティゲーション用地を確保できなくても、開発事業者のお金を使って環境行政側が地域の生態系復元を推進することは可能である。また、今回の事例のような大規模な代償ミティゲーションが前例としてあれば、バレー・エルダベリー・ロングホーン・ピートルが生息するような場所は二度と誰も開発しようとは思わないだろう。その意味で今回の事例は“見せしめプロジェクト”なのである。日本の場合、現在のアセス法でも罰則は定められていないが、この点は課題だと思う。

なお、代償ミティゲーションの規模（面積）の大小は、代償ミティゲーションというものが、悪影響の「回避」、「最小化」を十分に検討した上で、「回避」も「最小化」もできない悪影響を「代償」するというものでなければならないことを理解すれば、「代償」行為はいつも better than nothing であることは明らかである。100ha の代償ミティゲーションができなかつたからといって、「何も代償しない」よりは、1 ha でも代償した方が地域

の生態系保全の観点からは better といえる。「国土の狭隘な日本だからできない」のではなく、「国土の狭隘な日本だからこそ可能にさせる」仕組みを検討することこそが大切なのではないか。

(椿さん)

ミティゲーションの場合は、大きな範囲で見てプラスマイナスゼロにすればよいから、コストとペネフィットが計算できるので、なんとかなる。しかし破壊されてしまった生息地を復元する場合、どういうものに戻すかという議論を全く違う思想で行わなければならぬので非常に難しい。壊れた自然を復元するという事業はアメリカではあり得るのか?

(田中さん)

様々な法により様々な形態が存在しているが、典型的なものとして 1989 年 3 月に起こったエクソン社のタンカー「バルディーズ号」の座礁事故がある。このように石油で沿岸域を漂流物で汚染した場合、HEA(Habitat Equivalency Analysis)というハビタット同量化分析で評価を行って対処する。その場合、破壊された自然を復元するだけではなく、復元までの時間ロスを代償するために、追加的な代償的ミティゲーションとしての自然復元活動を他の場所で義務付けている。HEA は HEP に経済的な側面を追加して改良したものである。石油会社がある場所を汚染した時、その汚染を除去する作業のために費用がかかるが、汚染の除去はまず国(NOAA)が早急に行い、かかった費用を石油会社あるいは保険会社に請求するという仕組みなので、最終的には汚染による生態系のダメージを貨幣価値に換算しなければならない。汚染の除去作業が長期間にわたる場合には現在価値に割引く (discounting) ことも考慮しなければならないが、HEA にはそういう経済的な側面も加えられている点が HEP との大きな違いである。

なお、HEP はある野生生物種のハビタットについて、同じ場所の違う時点での比較、同じ時点での違う 2 地点の比較のために開発されたものであるので、保全対象とする種が決まれば、破壊されたハビタットの復元評価に使うことができる。

(嶋田さん)

HEP の手続きを支える重要なものとして、環境の質を定量化して数値で表すことが必要になるが、それをどうやって客観的に行うのか? 例えば Suitable Index については、ある特定の種が保護の対象として定まれば、その専門家から意見を集め、どういうハビタットがその種の生存に適しているか、ということである程度数値化が出来ると思われる。しかし、一つの生物種である生息地全体を代表させることは難しい。その場合、アンブレラ種のようなものがあれば、そのような一つのシンボリックな種をターゲットに Suitable Index を評価するのは良いと思う。そのシンボリックな種を代表させて Suitable Index で環境の質を評価して、更にいくつかの重要な種を総合化してハビタット全体の質のようなものを求めた時、質の評価の仕方によって達成目標がいくらでも変わってくるのではないか?

(田中さん)

HEP の仕組みそのものは非常に単純だが、運用においては指摘されたようなグレーな部分がある。HEP そのものは生態学的な調査手法というよりも、Habitat Evaluation Procedure の名が示すとおり、環境アセスメントの生態系分野の「手続き」として生まれたものである。

この手続きを行う時はまず「HEP チーム」というチームを作る。これは事業側、保全側の両方の生態学の専門家、コンサルタントからなる。このチームの中ですべての HEP の分析が行われるのである。またその結果である代償ミティゲーション計画は、環境影響評価書に示され、多くの市民や専門家の意見を受けることになる。そのため、結論がどちらか一方に偏るということは起きにくいと思われるが、完全だとは言い切れないだろう。今後、ターゲット種の選定方法の検討を含めて、さらなる生態学的な視点からのレビューが必要である。その意味で、生態学会と昨年、設立された環境アセスメント学会との共同研究などは特に重要なになってくると思っている。

ところで、HEP の話と HSI あるいは S I の話と、混同されることが多いが、正確には、HE

Pという、ハビタットへのインパクトとミティゲーションを検討する手続きの中で、HSI及びSIという生態学的な指標を使っているということである。HEPは開発と保全のバランスを図るための環境アセスメントのための仕組みである一

方、HSI及びSIは、種とその環境要因の関係を明らかにする生態学の仕組みである。現在、HEPについてのわかりやすいマニュアルを作成しているところである。

## 総合討論

テーマ1：生息地評価にどのような種を選べばよいのか？

(永田さん)

生息地の評価を行う時に、どのような種を選び、どのようなスケールで評価を行うのが適当か、皆さんの意見を御聞きしたい。

(夏原さん)

分布の広い種は調査をしやすいし、分布が広い分、その種を守ることによって他の多くの種を守ることが出来る。また、ハビタットの利用の仕方の違う種を複数選ぶ必要がある。例えば昆虫で言えば、蝶は良く指標に用いられるが、干潟には蝶はないので、例えばゴミムシダマシのようなものも利用すれば、かなり広い範囲を押さえられるのではないか。

(永田さん)

色々な分類群で代表する種を決めておいてそれらを複合的に評価してその場所の多様性を評価する形が望ましいということか。

(夏原さん)

その通りである。それと、私が両生類（カスミサンショウウオ）を選んだのは、ハビタットの分断に最も弱いという側面があるからだ。そのような、環境変化に対する感受性も考慮に入れなければならないだろう。

(永田さん)

分類群によってスケールが違うという問題についてはどのように考えるのか？

(夏原さん)

基本的には大きなスケールを重要視するべきだと思うが、希少性や典型性なども考慮に入れて、

小さなスケールも同時にカバーすることが必要だろう。実際の環境アセスメントにおいてもそのようになっているのではないか。

(恒川さん)

環境省の検討会の報告書では上位性、典型性、特殊性という3つの観点から種を選ぶことになっている。上位性を持つ種とは栄養段階で上位に位置する種のことであり、猛禽類やクマなどの大型動物がこれに当たる。典型性を持つ種とは、地域の生態系の中で機能的に重要な役割を持つ種や、普通にみられる種のことであり、タヌキ、ヤマガラなどが相当する。特殊性を持つ種はその地域の中で、洞窟や火山など、特別な環境に生息する種のことである。これらの観点から選ばれた種をどのように組み合わせるのかが最も重要である。

現在の環境アセスメントにおいてはスコーピングという手続きの中でその組み合わせは議論される。環境アセスメントではどういう調査法を探るかによって結果が大きく変わるという問題点があるが、実際のアセスメントでは調査に入る前に様々な関係者から調査方法についての意見を集め（スコーピング）、その調査方法が適切だと判断されてから実際の調査に入ることになっている。どの種について調べるかについては、このスコーピングの段階で提示され、その選び方が適当かどうかを判断することになっている。

スケールに関しては、広域的に見ると、猛禽類などは適当だろう。小さくて非常に特殊だけれども大事な環境がある、という場合には前述の特殊性に基づいて選ばれた種を使うことになる。

(藤原さん)

“食物連鎖箱”を作ることを提案したい。アセスでは、対象地域の生息生物におけるフロラやファウナが、基礎資料として調べられ報告されている。これらを例えば二次林の食物連鎖、植林地も

含めた食物連鎖、草原や耕地の食物連鎖などのように、連鎖箱にいれると、おのずから上位種、特異種、地域種があがり重要性がわかりやすくなる。たとえば猛禽類が棲んでいるような、食物連鎖などのように、その地域で典型的な食物連鎖モデルは、これが核になり、その地域の生息地が評価される。生態系が理解しやすくなるのではないか。

(田中さん)

生態学者が選びたい種もあるだろうし、ただ単に親しみやすいというような理由で保全したいということもあるだろう。原生自然といわゆる「里山」の自然とでは同じ価値観だけで評価できないであろう。また、ある生態系を保全したいという時と、ある特定の種を守りたい、という時では、対象となる種の組み合わせは違うだろうから、一義的な選び方は出来ないと思う。

純粹に生態学的な判断はもちろん最重要なものひとつであるが、仮にそれだけに着目したとしても同じ意見に集約できるとは限らず、また、時間とともに新しい知見も出てこよう。ある選定方法や基準を設定したところから、漏れや抜けが始まること。

結局、様々な生態学的な判断を含めて、多様な立場の人（ステークホルダース）から意見を聞くような手続き、仕組みを用意し、それらの意見に配慮できる余地を残す必要がある。本来、環境アセスメントやHEPはそのための仕組みである。

テーマ2：パッチとハビタットについて

(桐谷さん)

パッチとハビタットはどのように定義して使っているのか？発表者によって微妙にニュアンスが違っているように思われる。重要な概念なので、整理しなければならない。

(夏原さん)

ハビタットとはその種が生活するのに必要な空間のことであり、広がっているのか、孤立しているのかは関係ない。パッチとは孤立して別の空間に取り囲まれているような島状の生息地と私は定

義している。

(藤原さん)

景観生態学ではハビタットとパッチはそれほど厳密には分けていない。ハビタットを形態的にわけてパッチとコリドとしてわけて使っており、ハビタットとした全体の概念を使っていない。

(恒川さん)

景観の中で比較的均質な範囲をパッチかコリドーに分ける。線形的なものをコリドーと呼び、そうでないものをパッチと呼ぶ。

(椿さん)

ある生物が生活を完結するのに必要な要素が揃った場所がハビタットであり、パッチとはその形や大きさを指す用語である。

まとめ

(椿さん)

ミティゲーションについて、日本とアメリカでは考え方方が違うようだ。田中さんが紹介されたアメリカの例では人が開発して使用する場所と保全する場所を隔離する方向になる。それに対して日本の場合、自然保護を訴える多くの人が、人が生活する都市の中に自然を呼び込もうとしている。経済的な費用を考えるのであれば、アメリカのように保護する場所を隔離してしまった方が質の良い自然が残せるだろう。果たして、私達が欲しい自然はどのような自然なのだろうか？このシンポジウムを機会に皆さんにも考えて欲しい。

(田中の追加コメント)

今回、紹介したのは、「代償ミティゲーション」の事例であるが、まず、ミティゲーションの中だけでも、「回避」、「最小化」、「代償」という異なる方策の種類と優先順序がある。また、何が影響を受け（破壊され）、何をミティゲート（mitigate：緩和）しようとしているのかでも具体的な方策は変わってくる。「回避ミティゲーション」では、開発を中止すること、開発の場所や

時間を回避することも含まれ、それらの状況によっても様々な自然保全の手法が出てこよう。

「自然復元」と「ミティゲーション」は同義ではなく、「ミティゲーション」は、開発などの人間行為との関係において位置付けられる行為である。今回は、「代償ミティゲーションとしての自然復元」について紹介させていただいた。

「自然復元」については、米国でも日本でも様々な目的、形態が存在している。自然を都市域に復元するのか郊外にするのかは、何のハビタットを確保することを目的としているのかなど、目的によって異なるものであろう。米国の都市域においても、代償ミティゲーションとしての自然復元事例も存在するが、開発の代償行為とは関係のない自然復元も存在している。また、変貌する都市の緑地問題は、既に都市化している都市内部の施策と現在もスプロールし続けている都市郊外の施策の両方を考える必要がある。

今回、「自然復元」という用語を使っているが、このような行為は目的によってタイプが分かれ、例えば、ある特定の生物種のハビタット保全の場合、河川や湖沼生態系の保全の場合、景観保全の場合、レクリエーションの場の確保の場合等々、目的が異なれば、当然、それぞれ実現の姿

も変わってくる。また、もともとの自然のレベルとの関係において、「自然復元」はいくつかにタイプに分けられる。例えば、もともとあった自然のレベルに戻す場合は「復元 (restoration)」、もともとあった自然よりもさらに高いレベルにする場合は「強化 (enhancement)」、もともとあった自然のレベルをそれ以下にしないための作業は「維持 (maintenance)」である。さらに、もともとの自然の質との関係において、同種のものをつくる場合は「復元 (restoration)」、異種の場合には「創造 (creation)」となろう。

いずれにしても「自然復元」という行為には、多様な、背景、目的、目標、実施手法、評価手法があり、それらを実際の自然復元活動の計画時に明確にしておくことが重要である。そのプロセスの中で、いつ、どこで、誰が、何のために、どのようにして、どのような「自然復元」をするのか?という「自然復元」の 5W1H を明らかにしていくべきであろう。そしてそのような自然復元の目標は、いつ、どこで、誰が、何のために、どのようにして、どのような「仕組み」によって意思決定するのか、課題は山積みである。目標がなければ評価もありえず、また、定量的目標がなければ定量的評価もありえないのである。

**2002年度活動報告****1. 事務局の移転**

地区会長の交代にともなう事務局の引き継ぎを、2002年5月20日に東京大学・農学部で行なった。

**2. 地区会事務局の所在地および体制**

所在地：〒305-8506茨城県つくば市小野川16-2 独立行政法人国立環境研究所生物多様性プロジェクト内  
地区会長：椿 宜高、庶務幹事：永田尚志、会計：辻 宣行、編集：吉田勝彦

**3. メールを利用した地区委員会を開催した。（2002年11月12日～12月2日）**

参加者 地区会長：椿 宜高

全国委員：大澤雅彦、可知直毅、福嶋 司、松田裕之、松本忠夫、鷲谷いづみ

報告：事務局、50周年記念大会実行委員長・竹中明夫

**4. 地区例会を2回開催した。**

1) 第1回 2003年2月1日（土）東京大学・駒場キャンパス

公開シンポジウム「生物多様性から見た生息地の評価と復元」

2) 第2回 2003年3月1日（土）東京農工大・府中キャンパス 修士論文発表会

**5. 地区総会を2003年2月1日（土）東京大学・駒場キャンパスにおいて開催した。****1) 庶務報告**

a. 地区会員数：一般863名、学生222名の合計1085名（2002年12月末）

b. 本年度から会計監査を行なうことになった。会計監査は、藤岡正博氏（中央農業総合研究センター）、  
鞠子 茂氏（筑波大学）に依頼した。また、次年度予算案についても、今後、総会の承認を受けることになった。

**2) 議事**

a. 2001年度決算報告、2002年度予算、2003年度予算が承認された。本年度は、過渡期になるため、  
2002年度と2003年度の2年度分の予算が承認された。

b. 修士発表会補助金の收支報告を義務づけることが承認された。

c. 地区例会の会員外の講師にたいしては謝金・旅費を支払うが、地区会会員の講師には謝金を支払わないことが承認された。

**6. 会計報告**

下記参照

**7. 地区会報第51号を発行した。****2001年度会計報告****2001年度決算 自2001年4月1日 至2002年3月31日**

A. 収 入 .....	2,486,356円
地区会会費還元金	1,069,836
前期	374,750
後期	694,850
利子	236
繰越金	1,416,520
B. 支 出 .....	1,204,485円
シンポジウム	268,242円
講師旅費及び謝金	150,000
通信費	42,720
ポスター費	7,500
懇親会費	23,487
アルバイト代	44,535
会報	875,615円
印刷費	617,715
発送費	257,898
修論発表会補助費	60,630円
会計収支	1,281,871円

**2003年度予算 自2003年4月1日 至2004年3月31日**

A. 収 入 .....	2,358,871円
地区会会費	600,000
還元金	500,000
繰越金	1,258,871
B. 支 出 .....	1,123,000円
シンポジウム	250,000円
会報	760,000円
印刷費	500,000
発送費	260,000
修論発表会補助費	83,000
地区会委員会	20,000円
雑費（郵送料等）	10,000円
繰り越し金	1,233,871円

## 2002年度関東地区生態学関係修士論文発表会講演者一覧

2003年3月1日（土）

東京農工大学府中キャンパス 2号館2-11, 2-21教室

## 運営委員

東京農工大学農学部植生管理学研究室

岩渕祐子 (yuuko@cc.tuat.ac.jp)

蛭間啓 (fagus@cc.tuat.ac.jp)

本間秀和 (hiho@cc.tuat.ac.jp)

演題（講演番号順）	発表者	所属
A1 皆伐跡地における土壤侵食と植生の相互関係	中村 聰	筑波大学大学院 環境科学研究所
A2 荒川氾濫原における土壤シードバンクの分布特性と水流の影響	伊藤 浩二	東京大学大学院農学生命科学研究所 耕地生圏生態学研究室
A3 玉原湿原における10年間の植生と水環境の変化	木暮 朋子	東京農工大学大学院農学研究科
A4 群馬県、玉原高原における伐採の程度を異にするブナ林の10年間の動態	前中 智夏	東京農工大学大学院農学研究科
A5 太平洋側冷温帶落葉広葉樹林におけるブナとイヌブナの結実年および微小分布に関する比較生態学的研究	田村 景子	茨城大学大学院 理工学研究科 生態学研究室
A6 中部日本における亜高山性針葉樹の分布様式に関する研究	逢沢 峰昭	東京大学大学院 新領域創成科学研究所 環境学専攻 生物圏情報学研究室
A7 浮葉植物における換気機構の解明	松田 直子	千葉大学大学院自然科学研究科 生理生態学研究室
A8 浮葉植物ヒシにおける地下部への酸素供給と水中根の役割	横山 祥佳	千葉大学大学院自然科学研究科 植物生理生態学研究室
A9 アカマツ樹冠の窒素経済における常緑性の意義	田中さやの	茨城大学大学院 理工学研究科 生態学研究室
A10 異なる光・土壤水分条件下におけるサクラソウの形態的・生理的可塑性	野田 韶	東京大学大学院農学生命科学研究所
A11 異なる2つの放牧条件下におけるテリハノイバラの個体群動態	片桐 章	茨城大学大学院 理工学研究科 地球生命環境科学専攻
A12 大型葉渓畔植物オタカラコウの葉群動態と個体群構造－光利用可能性の観点から－	千葉 賢史	茨城大学大学院 理工学研究科 生態学研究室
A13 群馬県鳴神山における絶滅危惧植物カッコソウの現状と遺伝的多様性	大谷 雅人	東京大学・農・生圏システム学専攻 ・保全生態学研究室
A14 富士山亜高山帯域に生育するカニコウモリの生活様式について	高松 潔	茨城大学大学院 理工学研究科 生態学研究室
A15 雄雌異株多年生草本オンタデの性比と生活史形質の集団間での比較	古川 武文	東京都立大学・理・生物
B1 カトリヤンマ卵の休眠性及び孵化条件に関する研究	中川 雅允	東京農工大学大学院農学研究科国際環境農学専攻土地利用学研究室
B2 枯死材の特性、キノコ種とキノコ食昆虫群集の関係	高橋 一男	東京大学大学院農学生命科学研究所 森林動物学研究室
B3 神奈川県南部における林分環境と土壤性クマムシ群集	原田 啓基	横浜国立大学大学院環境情報学府
B4 スケールの異なる河川感潮域における底生動物相の比較研究	永越 啓出	茨城大学大学院 理工学研究科 地球生命環境科学専攻
B5 環境に応じた資源利用戦略の進化：ブラジルマメゾウムシにおけるかため産みの適応的意義	高橋 令	東京大学大学院 総合文化研究科 広域科学専攻 鳴田研究室
B6 ヤマトシロアリにおける幼形生殖虫の繁殖生態	林 良信	茨城大学大学院理工学研究科
B7 アオサギの繁殖生態と営巣場所選択	白井 剛	東京都立大学 理学研究科 動物生態学研究室
B8 東京湾におけるイソガニ( <i>Hemigrapsus sanguineus</i> (De Haan))の生活史特性の地域的差異	森上 需	東邦大学理学部
B9 魚類の左右二型の存続と変動について	中嶋 美冬	東京大学海洋研究所資源解析分野
B10 風化の進んだ熱帯林土壤の微生物バイオマスと窒素無機化の特性	喜多 智	東京農工大学農学部自然環境保全学 森林生態学研究室
B11 インドネシアでの環境造林によるバイオマス増加	平塚 基志	早稲田大学大学院人間科学研究所
B12 都内の大規模孤立林におけるイロハモミジとシロダモの増加実態とその要因解析	大山 亮平	東京農工大学大学院農学研究科
B13 伊豆諸島及びその周辺域における有刺植物の刺の地理的変異	篠島 美雪	東京農工大学大学院農学研究科
B14 北部伊豆諸島における植物群落の多様性	山口 泰民	東京農工大学大学院農学研究科
B15 成立過程の異なる里山林の植生比較	早津 宏美	筑波大学環境科学研究所植生研究室

【表紙写真の解説】(田中 章)

カリフォルニア州ウェスト・サクラメント市のサクラメント河沿いのリゾート型住宅地開発に伴い環境アセスメント調査を実施したところ、開発サイトは写真の Valley elderberry longhorn beetle (VELB) (*Desmocerus californicus dimorphus*)を含む複数の保全すべき種の生息地であることが判明した。開発サイトは、州都である隣のサクラメント市に比べて都市基盤整備が遅れてスラム化していた場所であり、ウェスト・サクラメント市当局も政策的に開発を誘致したいという背景があったために、民間事業ではあったが、計画は「回避」されずに実施されることになった。ミティゲーションとしては、VELBが営巣する Elderberry の木を近隣公園に移植するなどの「最小化」ミティゲーションと併せて、「回避」も「最小化」もできない生態系への悪影響（即ち、habitats の消失）については、それに見合う「代償」ミティゲーションを実施することが義務付けられた。（「回避→最小化→代償」というミティゲーションの種類と優先順位は、1997 年に公布されたわが国の環境影響評価法にも導入されている。）

開発サイトで消失する、VELB の habitats を含む保全すべき種の生息地は 16.8ha であったが、結局、58.7ha 以上の、開発サイト以外での新たな生息地の復元・創造が事業者に義務付けられた。今回、紹介した 50ha の代償ミティゲーション事業は、58.7ha には不足しているが、実は、今回、紹介できなかつたが、もうひとつの代償ミティゲーション事業として 51ha 分の生息地復元・創造事業があり、全部で 101ha もの代償ミティゲーションを実施している。

このような生息地の損益計算は、米国では通常、HEP (Habitat Evaluation Procedure)などの定量的生態系評価手法によって行われている。

ところで、単純に失われる面積と新たに復元・創造する面積とを比較するだけならば、16.8ha の代償だけでよいことになる。しかし、実際には、人工的に生態系の復元を早めたとしても開発サイトの生息地の消失と代償ミティゲーションサイトの生息地の誕生とは同じ時期には実現できない（これを可能にしたのがミティゲーション・バンキング制度）。つまり、時間の損失分をより広い空間確保によって補うという考え方である。これを「no net loss」政策と呼び、ある保全すべき生態系を破壊せざるを得ない場合、その生態系の「質×空間×時間」という総量について維持するというものである。HEP はそのための評価手法である。

さて、今回、紹介した代償ミティゲーションは、開発サイトと同じサクラメント河沿いの 50ha のトマト畑を 1989 年に確保し、そこに三日月湖を 1991 年に造成し、必要な樹木や草本類を植栽し、育てることで、開発サイトで失われた生息地を代償するというものであった。写真でみると比較的、短期で植生などが回復したが、これは灌漑、雑草除去、追加植栽などのきわめて集約的なメンテナンスが行われたことによる。筆者は、本事業に環境アセスメントとミティゲーションのコンサルタントとして従事した。なお、詳細は関連する拙稿を参照していただければ幸いである。

田中 章 (1995) : 環境アセスメントにおけるミティゲイション制度：－アメリカ、カリフォルニアの例：人間と環境 21(3) 154-159

田中 章 (1998) : アメリカのミティゲーション・バンキング精度：環境情報科学 27(4) 46-53

田中 章 (1998a) : 環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷：ランドスケープ研究 61(5) 763-768

田中 章 (1998b) : 生態系評価システムとしての HEP : 島津康男編 環境アセスメントここが変わる：環境技術研究協会、81-96

田中 章 (1999) : 米国の代償ミティゲーション事例と日本におけるその可能性：ランドスケープ研究 62 (5) 581-586

田中 章 (2000) : 環境影響評価制度におけるミティゲーション手法の国際比較研究：ランドスケープ研究 62 (5) 170-177

田中 章 (2002) : 米国のハビタット評価手続き“HEP”誕生の法的背景：環境情報科学 31 (1) 37-42

田中 章 (2002) : 何をもって生態系を復元したといえるのか？－生態系復元の目標とハビタット評価手続き HEP について：ランドスケープ研究 64(5) 282-285

田中 章 (2002) : 米国の油流出事故に伴う生態系復元とその定量的評価手法 HEP : 環境アセスメント学会 2002 年度研究発表論文要旨集 (2002 年 9 月 28, 29 日 明海大学) 120-125

【裏表紙写真の解説】(夏原 由博)

カスミサンショウウオの生息地は、主に丘陵地や台地にある樹林と湿地や水田が隣接する場所である。こうした場所は、開発されやすく、開発による生息場所の消失が本種の衰退の主要な原因とされている。本種の卵と幼生が水中で過ごす期間は 3 月から 7 月までと長いため、水田耕作放棄による水位の不安定化や圃場整備による乾田化と三面張りの水路も衰退に拍車をかけている。

---

日本生態学会関東地区会会報 第51号

2003年3月31日発行

日本生態学会関東地区会

会長 植 宜高

事務局：〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2

独立行政法人国立環境研究所

生物多様性研究プロジェクト

植 宜高気付

TEL/FAX 029-850-2482

永田尚志（庶務）

辻 宣行（会計）吉田勝彦（編集）

---

