特集「インパクトアセスメント(2)」

解説

絶滅リスクに基づいた生物多様性影響評価

松田 裕之

Biodiversity Impact Assessment Based on Extinction Risks

Hiroyuki MATSUDA

Synopsis: Ecological impact is usually evaluated by the value of ecosystem services. I introduce a method to evaluate biodiversity. The red data book of Japanese vascular plants is based on their extinction risk. During evaluation of this red data book, about 2000 taxa were evaluated using population data and rates of decline for ca.4400 grids, each of ca.100 km². This database can be used to estimate the impact of human activity on extinction risk of threatened plants. In order to evaluate extinction risks and apply the evaluation to conservation actions, the mean time of extinction and discount mean time to extinction are defined as measures of extinction risk. The present value of a species' persistence in the future decreases exponentially. Increases of the inverse, and logarithm, of the discount mean time to extinction are also considered measures of the extinction risk. We applied these measures to an environmental impact assessment for the Japanese World Exposition that was held in 2005, Aichi Prefecture. Development will have a greater impact on threatened *Salvia* species than star magnolia, which has been conserved by changing the site plan.

Keywords: Ecological risk assessment; environmental impact assessment; red data book

1. はじめに

生態影響は、人健康影響とともに、環境影響の重要な一翼である(中西 1996)。気候変動による影響も、これらを通じて評価することができる。温暖化によってどんな影響が出るかといえば、熱射病による死亡率(健康影響)もあるが、農林水産業の生産力への影響、生物の分布域の変化、生態系の喪失などが挙げられる。2000年から始まり、2005年に報告書にまとめられたミレニアム生態系評価(以下、慣習に従い「MA」と略記)によれば、その生態影響も、結局は人間の福利を損なうことが問題とされる(国連ミレニアムエコシステム評価 2007)。けれども、それは現世代の人間への影響とは限らず、将来世代への影響として現れることが多い。

ミレニアム生態系評価では、このように、生物多様性が損なわれれば生態系が人間に与えている様々な恵み(生態系サービス)が損なわれ、結果として人間の福利(Human Well-being)が損なわれるとしている。すなわち、ミレニアム生態系評価では自然保護の論拠は、結局は人間の福利を守るためという「功利主義」に基づいている。そして、生態系サービスの価値を経済的に評価しようという取り組み

みもある(TEEB 2010)。

生態系サービスを損なう主要因は人間活動である。ミレニアム生態系評価ではこれを人口問題、経済問題、社会政治問題、文化・宗教問題、科学技術問題という間接要因(駆動力)と土地改変、気候変動、外来種、乱獲、汚染という直接要因(駆動力)に分けて分析する。生態系サービスは、衣食住など人間生活に必要な物資をもたらす供給サービス、自然環境の安定や浄化などの調整サービス、文化や精神活動に有益な文化サービス、これらを支える光合成や土壌形成などの基盤サービスに分けられる。人間の福利については、安全、基礎物資、健康、良い人間関係、選択の自由の5つに分けて分析している。

けれども、ミレニアム生態系評価の論理にはいくつかのギャップがある。一つは諸概念の定義である。間接要因と直接要因は明快だが、生物多様性、基盤サービス、調整サービスの定義、人間の福利の諸概念など、必ずしも明快とはいえない。また、生物多様性、生態系サービスならびに人間の福利の測定方法が明確ではない。さらに、生物多様性から、生態系機能と生態系サービスを介して、人間の福利にいたる因果関係は、必ずしも証明されたものではない。

少なくとも、すべての生物多様性が生態系サービスと人間の福利の向上に結びつくとはいえない。

生物多様性条約 (CBD) 第10回締約国会議 (COP10) で、2010年10月27日に菅直人首相が演説したとき、菅首相は「生態系サービス」という用語を用いず、「自然の恵み」(gift of nature) という言葉を繰り返し使っていた。これは、功利主義とは別の意見を表明しようとしたのかもしれない (松田 2011)。

生態系サービス論とは別に、生物多様性を守ること自体に価値を認め、それを評価する試みがある。国際自然保護連合 (IUCN) は全世界の絶滅危惧種の目録 (レッドリスト) の判定基準を作り、世界各国や日本の都道府県でも、これに準じたレッドリストを作っている (松田 2000)。そして、絶滅危惧種を守ること自体が保全事業の中で重視され、実際に費用をかけて絶滅危惧種が保全されている。この費用から、絶滅危惧種を保全することの経済価値を評価することができる (岡 1999)。

本稿では、絶滅危惧種の保全や喪失の評価手法を紹介し、それに基づく生物多様性影響評価の方法を提案する。

2. 絶滅危惧種の判定基準と絶滅リスク

生物多様性条約によれば、生物多様性とは、生態系の多様性、種の多様性、遺伝子の多様性の3つの多様性を含む概念である。熱帯林だけでなく、砂漠の生態系にも価値を認める。同じ種であっても、限られた親の子供だけを増やせば遺伝的多様性が損なわれる。絶滅危惧種は種の多様性の一つの指標だが、絶滅の恐れのない「普通種」は含まれない。

本稿では絶滅リスクによる種多様性の評価指標を論じるが、後述するように、1事業による影響は極めて小さいことが多く、普通種への大きな影響と比較することができる。また、種内の遺伝的差異を評価できるならば、種内変異も同等に扱うことができるはずである。

IUCNの絶滅危惧種の判定基準は、(A) 個体数などの減少率、(B) 生育地・分布域面積の狭さ、(C) 減少率と個体数の組合せ、(D) 親の個体数の少なさ、それに (E) 絶滅リスクの5つがある。このうち、どれか一つでも満たせば絶滅危惧種と判定される (松田 2000)。本稿で述べる方法は絶滅リスクがわかっていないと評価できないが、実際のIUCNのレッドリストでは、絶滅リスク評価ができた種は限られている。

他方、日本の維管束植物のレッドリストは、多くの種で絶滅リスク評価を行っている。したがって、以下に述べる方法が可能である。日本の維管束植物は、日本植物分類学会によって、国土地理院の2万5千分の1地図 (約10km四方) のそれぞれに、絶滅危惧種の候補がどの程度の個体数で生育していて、10年前に比べてどの程度減っているかについて、地元の分類学の専門家 (アマチュアを含む) から情報が寄せられている (表1)。その情報は、すべての絶滅危惧種について所謂レッドデータブック (環境庁自然保護局 2000) に載っている。ただし、各地図ごとの個体数と減少率は生態学的に調査して推定したものではなく、地元分類学者への聞き取りに基づいている。個体数を不明とした回答も多く、その場合は個体数を0とおいている。そのため、個体数は過小評価されていると思われる (松田 2000, 2008)。

植物レッドデータブックを作る際には、各地図上の個体数を減少率分布に従って10年ごとに減らしていくモンテカルロ実験を1000回行い、絶滅するまでの平均待ち時間を求めた。その結果をもとに専門委員会で検討して数値実験の結果を吟味し、最終判定した (松田 2000)。より簡便な方法として、モンテカルロ実験に最もあう回帰式を使い、各種の全国での生育地数 L 、個体数 N 、減少率 R 、絶滅までの平均待ち時間を推定できる (表2)。

国際的には、絶滅リスク評価は限られた種についてしか行われず、多くの種は減少率など、他の基準によって絶滅危惧種と判定されている。多くの種で絶滅リスクを評価できたのは、聞き取り調査という形であれ、全国の個体数と

表2 表1のデータ (個体数規模 i の地図数 n_i 、減少率規模 j の地図数 f_j 、生育している地図数 L) から推定される全国個体数 N 、減少率 R 、絶滅までの平均待ち時間 (平均余命 T) の回帰式 (松田 2000)。

$$\begin{aligned} \text{全国個体数 } N &= \sum n_i \times [3.162 \times 10^i], \\ \text{減少率 } R &= 1 - \sum r_j (f_j + p_j) / (1 + \sum f_j), \\ \mathbf{p} &= (0.74, 0.26, 0, 0, 0, 0), \\ \mathbf{r} &= (0.000, 0.000, 0.057, 0.288, 0.751, 1.00) \\ \text{平均余命 } T &= a - b \ln N / \ln(1-R) + c \ln(L) \\ a &= 2.709, b = 4.650, c = 4.559 \end{aligned}$$

表1 植物レッドデータブック (環境省自然保護局野生生物課編 2000) による各地図上の対象種の個体数規模と減少率の頻度分布 (サクラソウの例)。すべての絶滅危惧種について、この情報がレッドデータブックに公表されている (松田 2000 を改変)。

個体数					減少率						
>1000	>100	>10	>1	?	絶滅	<0.01	<0.1	<0.5	<1	>1	?
8	15	60	12	23	13	8	23	24	12	6	45

減少率が推定できたからである（鷲谷、矢原 1996）。このデータベースは一部が公開され、さまざまな保全生態学関係の分析にも使われている。リスク評価手法の開発は1995年から1997年にかけて行われた。それと並行して、愛知万博の環境影響評価も進められた。そこに生かす道を合わせて考えていた。

3. 種の損失余命と事業の影響

ある事業により、土地改変などでその事業予定地などの個体数が損なわれることがある。日本の環境影響評価では、別の生育地を確保するなどの代償措置をとり、「顕著な影響がない」ようにする。そのため、実際の影響の定量的な評価は行われない。けれども、人間活動が自然を損なうことはミレニアム生態系評価の前提である。

人間の健康リスクでは、有害物質によって人間の死亡率が上がることを、それによる平均余命の損失で評価する試みがある（岡 1999）。たとえば放射線の外部被曝の場合、100mSv（ミリシーベルト）の被曝により0.57%の新たなガンによる死亡のリスクが生じるとされ、ガンにかかって亡くなる場合、平均して13年寿命が縮まるとされる。100mSvの放射線被曝の場合、損失余命は13年 $\times$ 0.0057と見積もられ、平均27日寿命が縮むことになる。累積1mSvの被曝では、リスクが被曝量と線形関係にあるとすれば上記の100分の1の健康リスクと見積もられ、6時間半の損失余命になる。有害化学物質では、生涯その物質を摂取して10万人に1人があらたにガンによって死亡する場合にはその物質は規制対象になるとされる。この場合の損失余命は平均1.1時間になる。やはり、原子力発電所の重大事故の場合に限ったことではないが、緊急時のリスクは、平常時のリスクに比べてはるかに危険である。戦争ほどではないが、原子力発電所の重大事故の場合、緊急時が長く、広範囲に続く。

本稿では、絶滅危惧種の絶滅までの平均待ち時間を、種の平均余命と呼ぶ。化石年代での種の平均寿命はおおよそ100万年といわれる。IUCNのレッドリスト判定基準Eでは、100年後の絶滅リスクが10%以上のものが絶滅危惧種である。生物は種によりもとの平均余命が大きく異なる。ある事業の影響のないときとあるとき、種の平均余命をそれぞれ T_0 と T_1 とする。その事業が一過性のものならば、減少率 R は変わらず、現在の個体数 N だけ、あるいは N と分布地図数 L が変わるだろう。事業地内の消失個体数 ΔN はその事業の環境影響評価により公開される。事業があるときの種の平均余命 T_1 は、表2で N を $N - \Delta N$ に変えればよい。

1つの事業による影響は、それほど大きなものではないかもしれない。この評価を最初に私が行ったのは2005年に開催された愛知万博のデータである。結果として愛知万

博副会場となった海上（かいしょ）の森はシデコブシの群生地があり、当初の会場計画では400株が消失する予定だった。しかし、環境影響評価を行う前にこの群生地を保全するよう会場計画が変わった。シデコブシは全国で東海3県のみ23の地図上に約13500個体、減少率は10年間で31%と推定され、絶滅リスクは基準Eを満たさないが、すべての地図上で漸減しており、100年後には1000個体を下回ると推定され、2000年のレッドデータブックで絶滅危惧II類と判定された。

植物分類学会の調査は聞き取りによるものであり、海上の森周辺は1000個体以上と報告されていたが、実際には14000個体であった。海上の森の個体数だけ修正すると、全国個体数は21200個体となる。2万個体のうち、400個体がいなくなっても、平均余命はそれほど変わらない。 T_0 はモンテカルロ実験では約257年、 T_1 はそれより約1年短くなる。絶滅リスクは、グラフで見てもほとんどわからないほどである（図1）。しかし、健康リスクと比べれば、1事業の影響として、平均余命の損失が小さいとはいえない。

T_0 と T_1 が計算できても、どのような尺度で影響を評価するかによって、どのような人間行為の影響が大きいか異なる（表3）。単なる ΔT は普通種への影響が高く出過ぎる。 $\Delta \log T$ も同様で、Oka et al. (2003) は $\Delta(1/T)$ を採用した。最後の $\Delta e^{-\delta T}$ を割引平均余命という（Matsuda et al. 2003）。この場合、割引率をどうとるかが議論になる。しかし、いずれにしても、普通種への大きな影響は、絶滅危惧種への小さな影響と比肩できる。したがって、絶滅リスク評価は、普通種への影響を無視していることにはならない。ただし、残念ながら、普通種に関する情報は植物レッドデータブックにはないから、計算することができない。

化学物質による影響は、個体数 N ではなく、減少率 R に及ぶ。 R への影響は、繁殖率、生存率などの生活史にかかわる情報が必要になる。その影響評価は、土地改変による個体数減少に比べて、不確実性が高い。

図1 愛知万博会場のシデコブシ400株が消失した場合としない場合のシデコブシの絶滅リスクの比較（松田 2000 より改変）

表3 ささまざまな T_0 と T_1 による ΔT 、 $\Delta \log T$ 、 $\Delta(1/T)$ 、 $\Delta e^{-\delta T}$ の比較。 δ は生物多様性の将来価値に関する割引率で、0.01/年とした (Matsuda et al. 2003 を改変)

種	T_0	T_1	ΔT	$\Delta \log T$	$\Delta(1/T)$	$\Delta e^{-\delta T}$
普通種の乱獲	100 万年	100	100 万年	9.2	0.01	0.37
危急種の土地改変	100	50	50	0.69	0.01	0.24
絶滅寸前種への影響	10	1	9	2.3	0.9	0.085
愛知万博のシデコブシ	257	256	1	0.004	1.5×10^{-5}	7×10^{-4}

4. 愛知万博と中池見 LNG ガス基地への適用

シデコブシ 400 株は環境影響評価以前の計画で保全された。環境影響評価で評価されたその後の計画でも、一部の絶滅危惧種は消失予定だった (表4)。どこまでの絶滅リスクを避けるべきかについては、特に根拠はない。しかし、愛知万博の場合には、事前の計画変更でシデコブシ 400 株を保全したという経緯がある。その際に、事業規模は、予定入場者数で見て、4000 万人から 2400 万人へと、4 割も削減した。これが基準になる。表4に示すシマジタムラソウに対する影響は、表3に示すシデコブシ 400 株よりも $\Delta(1/T)$ が高かった。

私は愛知万博の環境影響評価委員として、絶滅リスク評価を行うよう提案した。しかし、所轄の通産省は大いに乗り気だったが、残念ながら環境庁が賛成せず、公式にはこの評価手法は採用されず、方法書 (実施計画書) 段階では評価手法は明記されなかった。シマジタムラソウに対する影響は万博自身の事業ではなく、並行して進められる跡地利用計画 (新住宅事業) による土地改変であった。そのため、計画は変更なく進められようとしていた。結局、愛知万博は評価書を公表したあとの段階になって、博覧会国際事務局からの批判もあり、跡地利用計画は中止され、会場計画は大幅に改められた (松田 2001)。

福井県敦賀市の中池見では、液化天然ガス (LNG) 備蓄基地計画があり、この湿地に残された絶滅危惧種への影響が懸念された。Oka et al. (2001) では、この影響を評価する際に、それぞれの種の絶滅を同じ価値の損失と見るのではなく、種自身の価値も考慮した。種の価値は、ここでは生態系サービスへの貢献度ではなく、種固有の歴史的価値で評価した。すなわち、最も近い種から分化した後の時間は、その種固有のものである (図2)。この考え方に従えば、近縁種と古く分化した種ほど価値が高い。実際には、すべての種の分岐年代が分かっているわけではないが、維管束植物については科レベルの知見があり、科の中の種数から、およその種固有の歴史的価値を評価することができる (岡 1999)。

図2 架空の系統樹を用いた種の絶滅により失われる系統の長さの考え方。種A-Dがあるとき、種Aが絶滅すると近縁種Bから分岐した l_a 年が失われ、種Dが絶滅するとCから分岐した l_d 年が失われると考える。この長さを B とする (岡 1999 より)。

表4 愛知万博会場「海上の森」における絶滅危惧種のランク (EN、VU、NT はそれぞれ絶滅危惧 Ib 類、II 類、準絶滅危惧種)、減少率、事業予定地内の個体数、そのうち消失予定数、全国個体数、分布地回数、種の平均余命、その損失 (Oka et al 2001 より改変)。

種名	ランク	$R/(10 \text{ 年})$	N_1	ΔN	N	L	$T_0(\text{年})$	$\Delta(1/T)$
シマジタムラソウ	VU	0.59	4,370	447	5,000	10	84	5×10^{-5}
オオヒキヨモギ	VU	0.46	137	31	1,000	40	128	2×10^{-6}
ウンヌケ	VU	0.68	1,721	108	7,000	20	77	2×10^{-6}
イトトリゲモ	EN	0.84	31	18	2,000	20	38	3×10^{-6}
シデコブシ	VU	0.29	1,554	140	10,000	20	302	3×10^{-7}
ヒメコヌカグサ	NT	0.35	1,888	681	100,000	60	274	2×10^{-7}
サガミトリゲモ	EN	0.85	13	9	4,000	10	40	7×10^{-7}
シラン	NT	0.48	64	41	10,000	50	156	1×10^{-7}
サクラバハシロノキ	NT	0.38	711	88	30,000	60	229	9×10^{-8}
クロヤツシロラン	EN	0.74	2	1	2,000	20	56	9×10^{-8}
キンラン	VU	0.62	2	1	3,000	100	88	3×10^{-8}
タチキランソウ	NT	0.31	127	33	60,000	50	316	1×10^{-8}

表5 LNG備蓄基地予定地中池見の主な絶滅危惧植物の種名、絶滅危惧のランク、生育個体数、愛知万博会場「海上の森」における絶滅危惧種のランク、事業予定地内の個体数 ΔN 、全国個体数 N 、生育地図数 L 、10年当たり減少率 R 、種の平均余命 T 、中池見生育地が失われた場合の絶滅リスクの増分 $\Delta(1/T)$ 、系統樹長 B 、期待多様性損失ELB(Oka et al. 2001より改変)

種名	ランク	ΔN	N	L	R (/10年)	T (年)	$\Delta(1/T)$	B (百万年)	ELB(年)
イトトリゲモ	EN	?	2,000	29	80%	38	1.5×10^{-4}	13	1782
ヒメビシ	VU	>1000	4,000	50	55%	85	1.4×10^{-4}	13	1755
オオカカウキクサ	VU	>1000	63,000	80	75%	53	4.1×10^{-5}	32	1267
デンジソウ	VU	>100	20,000	51	87%	32	6.5×10^{-5}	20	1254
ミズトラノオ	VU	>100	5,000	17	76%	36	3.5×10^{-4}	3	1214
ミズアオイ	VU	>1000	8,000	52	68%	56	6.6×10^{-5}	13	802
ヤナギヌカボ	VU	>10	6,000	33	62%	54	4.3×10^{-5}	8	303
ミズニラ	VU	>100	25,000	149	58%	90	8.9×10^{-6}	32	261
サンショウモ	VU	>100	50,000	104	77%	55	5.7×10^{-6}	32	161
ナガエミクリ	NT	<10	25,000	114	34%	202	1.1×10^{-5}	13	139
オオニガナ	VU	>100	13,000	98	49%	120	5.1×10^{-5}	2	108
アギナシ	NT	>100	63,000	128	40%	162	4.4×10^{-6}	10	49
カキツバタ	VU	>100	25,000	81	54%	102	6.3×10^{-6}	6	40
ミクリ	NT	>100	40,000	148	38%	185	1.9×10^{-6}	13	24
ミズトンボ	VU	>100	13,000	121	61%	82	1.5×10^{-6}	2	3

上記の手法は、ある種が、日本（世界）のすべての場所からなくなることを避けようとしている。ある地域の生物多様性を守るための評価手法ではない。しかし、同じ種でも、別の地域と遺伝的に分化し、その分岐年代が推定できるならば、図2のA-Dを地域個体群とみなせば、同じ方法が適用できる。

絶滅リスクの増分と系統樹長の積を期待多様性損失(ELB)と名づけた。すべての維管束植物種におけるその総和は、中池見では約9200年になる(表5)。ある生育地のELBの和は、絶滅危惧種の数が多いほど高く、消失するその個体数が多いほど高く、そして近縁種と分岐した時期が古い種が多いほど高くなる。中池見は25haだが、その中の植物が全滅する場合のELBの総和は、愛知万博と関連事業による海上の森545haのELBの喪失の和よりも高いという結果が出た(岡 1999)。敦賀港ではなく福井港のそばを使えば、このような生態影響は生じないと思われるが、それには京阪神地区へのパイプラインを約70km長く引くなど、さらに費用がかかる。このことから、その費用を支払うだけの価値を、中池見の自然に対して支払わなかったことになる。

結局、中池見LNG備蓄基地は、ロシアからのパイプラインによる天然ガス供給の目処がついたために中止となった。

5. おわりに：今後の環境影響評価への提案

1999年の環境影響評価法の日本における施行以来、環

境影響評価の適用事例は期待したほど増えなかった。絶滅危惧種の生育数などのデータは個別に公表されているが、定量的な評価を行わず、影響が軽微であると結論付けているために、他の事業との比較ができず、どの程度の影響にどの程度の保全費用をかけるかの実績も蓄積されなかった。健康リスク政策のほうが、はるかにリスク評価の蓄積事例があり、発ガン死リスクについて、10万人に1人というようなある程度の合意がある。生物多様性にはそれがない。2011年には、戦略的環境影響評価が導入される予定である。これも、影響と費用を比べる仕組みにすべきである。費用を増やせば、より手厚い保全対策ができる。事業費の桁が異なる事業に同じように手厚い保全対策を課しても、本音の評価は進まないだろう。

謝辞

本稿の執筆にあたって、伊坪徳宏博士から有益な助言をいただき、環境研究総合推進費(D-1008)の支援を受けた。
(平成23年4月10日受付)

参考文献

環境庁自然保護局野生生物課編(2000):改訂・日本の絶滅の恐れのある野生生物—レッドデータブック(8)植物I(維管束植物),自然環境研究センター,東京,660pp.
国連ミレニアムエコシステム評価編(2007):生態系サービスと人類の将来,横浜国立大学21世紀COE翻訳委員会訳,オーム社,東京,276pp.

- 松田裕之 (2000): 環境生態学序説－持続可能な漁業、生物多様性の保全、生態系管理、環境影響評価の科学, 共立出版, 東京, 211pp.
- 松田裕之 (2001): 生物科学, 52, 237-244
- 松田裕之 (2008): 生態リスク学入門－予防的順応的管理－, 共立出版, 東京, 213pp.
- 松田裕之 (2011): 生物科学, 62, 111-114
- Matsuda H, Serizawa S, Ueda K, Kato T, Yahara T (2003): Chemosphere, 53(4), 325-336
- 中西準子 (1996): 環境リスク論, 岩波書店, 東京, 230pp.
- 岡敏弘 (1999): 環境政策論, 岩波書店, 東京, 242pp.
- Oka T, Matsuda H, Kadono Y (2001): Risk Analysis, 21, 1011-1023
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010): Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 36pp.
- 鷺谷いづみ, 矢原徹一 (1996): 保全生態学入門, 文一総合出版, 東京, 270pp.