

「期待多様性損失」指標による 生態リスク評価とリスク便益分析*

岡 敏弘[†]・松田裕之[‡]・角野康郎[§]

1999年9月25日 環境経済・政策学会

これまで、地域生態系の保護と、地球規模の生物多様性の保護とは、別の問題として扱われてきた。もちろん、地域生態系の保護が結局のところ地球の生物多様性の保護に貢献することは誰でも想像できるが、地域生態系を現実に保全しようとするとき、根拠となり、実際の力になったのは、地域アメニティの構成要素としての自然の価値であり、レクリエーション需要の対象地としての自然の価値であった。そうした価値に加えて、環境経済学は、地域生態系のもつ「存在価値」に着目し、CVMを用いてそれを計測しようとしてきたが、存在価値は、たいていの場合、その土地に固有の価値であり、これも地球の生物多様性との関連は明確ではない。

われわれは、地域生態系の価値を、地球の生物多様性へのその生態系の寄与度で測る指標を開発し、湿地開発の例に適用した。さらにこの指標を、自然生態系の開発あるいは保護の費用効果分析に結びつけた。

1 生物多様性の指標

生物多様性は、

1. 遺伝子 (gene) の多様性
2. 種 (species) または個体群 (population) の多様性
3. 群集 (community) または生態系 (ecosystem) の多様性
4. 景観 (landscape) の多様性

からなる重層的な概念であると言われる (鷲谷・矢原 1996、38 ページ)。

これらの多様性をすべて反映した指標をつくることは不可能である。特に、生態系や景観の多様性の概念は、それに基づいた重みづけ指標をつくるのに十分なほど確立していない。しかも、「『種・個体群』階層の諸要素はその上のレベルの『群集・生態系』階層を生物間相互作用と生育条件要求性を介して構成する一方で、個体群内および個体群間の配偶子の動きによって下の『遺伝子』階層の性質に影響を与えるため、生物多様性の『要』ともいうべき意味をもっている」(鷲谷・矢原 1996、38 ページ) と言われていることから、生態系リスク指標作成の最初の一步として、種 (または個体群) の多様性への寄与を反映した指標を採用することは、意義あるものと認められるであろう。

では、種の多様性をどのようにして測ればよいか。生物多様性をなぜ守らなければならないかということの考察がその参考になる。

*本研究は科学技術振興事業団 CREST の研究支援を受けている。

[†]福井県立大学経済学部 Faculty of Economics, Fukui Prefectural University, 科学技術振興事業団 CREST

[‡]東京大学海洋研究所 Ocean Research Institute, The University of Tokyo, 科学技術振興事業団 CREST

[§]神戸大学理学部 Department of Biology, Faculty of Science, Kobe University

現在の多様な種は、長い時間をかけた種分化の積み重ねの結果として生み出されたものであり、種分化は、数十万年から数百万年の時間がかかる、自然の遺伝子組み替えの試行錯誤プロセスの結果である。したがって、「特有の遺伝子の組み合わせをもつ生物種を失うことは、無数の試行錯誤の末に獲得された情報の喪失という点では、人類が数千万年の歴史を通じて蓄積した文化遺産をすべて失うことにも匹敵するほどの重大さ」(鷲谷・矢原 1996、95 ページ)と言えるのである。

そうした種分化の歴史を映す鏡がある。現在の種の間での系統関係を示す系統分類あるいはそれを図示した系統樹がそれである。

2 系統分類学情報に基づいた多様性指標の提案

系統分類あるいは系統樹の情報に基づいた多様性の指標を作ろうという提案を最初に行ったのは、イギリス自然史博物館の昆虫学者ウィリアムズとベーン-ライトとハンフリーである。図1は、彼らが説明のために使った、脊椎動物のいくつかのグループからなる模式的な系統樹である。彼らの最初の提案は、この図に含まれる8つのグループが、それぞれ、この系統樹の「根」(図のR)からそれぞれのグループまでの枝分かれの数の逆数に比例した多様性への寄与度をもつものと見なすというものである (Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries, and P. H. Williams 1991)。

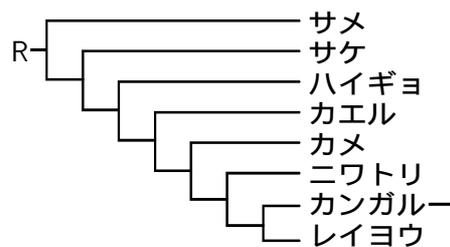


図 1: 多様性への寄与度—脊椎動物のグループを用いた例示—

この考え方によると、サメの多様性への寄与度を1としたとき、サケのそれは2分の1であり、カエルのそれは4分の1であり、カンガルーおよびレイヨウのそれは7分の1になる。これは、系統樹の根に近いグループほど重く評価されるということであり、これによると、系統分類的に孤立したグループほど重く評価され、「生きた化石」と言われるようなグループは最も重く評価される。

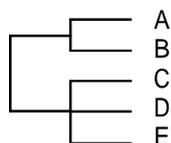


図 2: 完全に解かれていない系統樹における根による重みづけの帰結

しかし、ウィリアムズらはこれに満足しなかった。第1の理由は、図2のように、系統関係が完全に解かれていない場合に、根による重みづけは、多様性をできるだけ大きくするような選択に導かないということである。図2の5種の中から2種を選ぶという課題に直面したとき、根による重みづけでは、どの種の重

みも2分の1となり、どの種を選んででも無差別となる。しかし、明らかに、AとBの中から1種、C,D,Eの中から1種を選ぶ組み合わせが、より大きい多様性を実現するだろう。根による重みづけはこうした選択に導かないのである。

さらに、この「根による重みづけ」の方法では、例えば、上記の8グループの中から3つを選んで残そうとする場合に、まずサメが選ばれ、次にサケが選ばれ、3番目に選ばれるものは残りのどれでも構わないというものになる。そうではなくて、8つの中からまんべんなく3つを選ぶような指標の方が望ましいのではないかと、彼らは考え、枝分かれの数の逆数といった、単独のグループについて定義される多様性尺度の代わりに、2グループの間で定義される「分岐度 (divergence)」を使った指標を考案した (Williams, Humphries and Vane-Wright 1991)。それは、グループ*i*がグループ*j*と共有する分岐点の数 (S_{ij}) と、グループ*i*がグループ*j*に対して専有する (つまり*i*の上にあって*j*の上にはない) 分岐点の数 (U_{ij}) とを組み合わせた、いくつかの指標であって、そのうちの1つは、

$$\sum (U_{jk} + U_{kj}) / S_{jk} + 1$$

である。これに従うと、図1の8グループの中から3つを選ぶ問題では、サメ、カエル、および、カンガルーもしくはレイヨウが選ばれる¹。彼らはさらに、分岐度 $U_{jk} + U_{kj} + 1$ の平均値からその標準偏差を差し引いたものにグループ数をかけたものを「分散度 (dispersion)」と呼んだ。この指標によっても、サメ、カエル、および、カンガルーもしくはレイヨウが選ばれる。ウィリアムズらは、この最後の分散度指標を、世界のマルハナバチの生息地の優先順位づけに使った。

ウィリアムズらとは独立に、米国ハーバード大学の経済学者ワイツマン (Weitzman 1992) は、特定の生物種と他の種との間の何らかの「距離」が定義でき、かつ、系統樹の枝の長さがその距離を測るように、しかも、系統樹の根から種までの枝長の合計が、どの種についても等しいように²、系統樹が描けるとき、その系統樹の全枝長の合計を、その系統樹によって表現された種の集まりのもつ多様性の尺度と見なせること、そして、特定の種の多様性への寄与分は、その種に固有の枝の長さによって表され、したがって、その種が絶滅することによる多様性損失分もまた、それによって失われる枝の長さで測れることを示した。

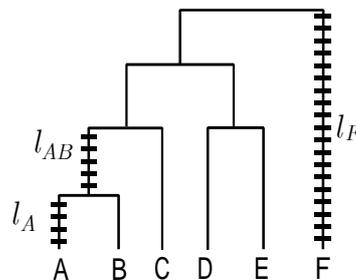


図 3: 枝の長さによる多様性尺度

例えば、図3のような系統関係があるとすると、種Aのもつ固有の枝の長さは l_A 、種Fのもつ固有の枝の長さは l_F であり、この分だけこれらの種は多様性に貢献している。したがって、それらが絶滅した場合の多様性の損失もまたそれぞれ l_A 、 l_F である。

¹他の3つの指標は、 $\sum 1/S_{ij}$ 、 $\sum (U_{jk} + U_{kj} + 1)$ 、 $\sum (U_{jk} + U_{kj} + 1) / (2S_{jk} + U_{jk} + U_{kj})$ であって、これらはそれぞれ、{サメ、サケ、その他のいずれか}、{サメ、カンガルーまたはレイヨウ、その他のいずれか}、{サメ、サケ、カンガルーまたはレイヨウ} を選ぶ。

²この性質は、距離が「ウルトラメトリック (ultrametric)」であると表現される。ワイツマンは、ウルトラメトリックでない距離から意味のある多様性指標を作るための条件も検討している。

これらの長さは、全多様性を評価しようとする対象がどの範囲であろうと、変わらない。種 $1, 2, \dots, n$ だけが共有する枝の長さを $l_{12\dots n}$ と書くことにすると、例えば、グループ{A,B}の全多様性は、 $l_A + l_B$ に等しく、それへのAの寄与分は l_A である。グループ{A,B,C}の全多様性は $l_A + l_B + l_{AB} + l_C$ であり、それへのAの寄与分はやはり、 l_A である。したがって、全多様性をどの(単系統の)グループで評価しようとして、Aが絶滅したときの多様性の損失は l_A となる。

ただし、他の生物の絶滅は、種Aの多様性への寄与度に影響を与える。種Bが絶滅した後では、種Aの寄与度は $l_A + l_{AB}$ に上昇するのである。

ワイツマンは、DNA交雑法によって測定された遺伝的距離に基づいて、15種のツルの間、定量的な枝の長さを伴った系統樹を描き、世界のどのツルの種を保護すべきかに関する優先順位づけを行った(Weitzman 1993)。

3 どんな政策課題に使うのか

ウィリアムズらやワイツマンの提唱している多様性の尺度は、絶滅確率に基づいた自然生態系リスクの指標を得ようというわれわれの目的にとって有用なものである。しかし、それらは、それぞれに固有のおよび共通の難点をもっている。それを述べる前に、われわれの直面している政策課題とは何かを明らかにしておく必要がある。

われわれが、自然生態系リスクを適用して評価したいと思っているのは、敦賀市の中池見湿地の開発のような事例である。こうした例の評価にはウィリアムズらやワイツマンの方法はそのままでは使えない。

まず、ウィリアムズらの2種間の分岐度を使った指標はすべてほとんど適用不可能である。彼らがそれを具体的な例に応用できたのは、マルハナバチという比較的狭いグループ内の種の生息地の重みづけにそれを適用したからである。彼らは、43種のマルハナバチの間の2種間分岐度を得るだけでよかったのである。43種からなる集団の中から、いくつかの種が絶滅によって抜けた場合の影響を、そうした2種間分岐度の組み合わせによって定義される多様性指標—例えば彼らの分散度指標—の値の増減として計算することは可能である。

中池見からは、千数百種の動植物が見つかったが、そのおのおのは、多種多様な分類階層上のグループ(属、科、目など)に属している。例えば、カキツバタが仮に絶滅したとした場合、それが多様性に与える影響を、ウィリアムズらの方法によって行おうとすると、カキツバタが属するアヤメ属のすべての種の間系統関係について「分散度」を計算し、次にそこからカキツバタを除いた場合の「分散度」を計算し、両者の差をとればよい。しかし、分散度を測る対象としてアヤメ属をとることは全く恣意的である。上位のアヤメ科をとってもよかったのである。アヤメ属には約200種、アヤメ科には1400種が含まれているから、種数の違いだけによって、科を対象にした方が分散度は大きくなり、1つの種を除いたときの分散度の減少分も大きくなるであろう。それに、中池見には、例えば、ミクリ科ミクリ属のいくつかの種も存在している。そうすると、アヤメ科もミクリ科も含んだもっと上位の単系統のグループ、例えば、単子葉植物全体を分散度評価の対象にすることを排除する理由は何もない。さらに、単子葉植物でない種子植物も存在し、シダ類も存在することを考えると、恣意性を排除した分散度評価の対象は、すべての生物を含んだ最上位のグループ以外にはあり得ないことになる。つまり、全生物の分散度を評価しなければならないことになるが、明らかにそれは不可能であり、そこからある1つの種が除かれた場合の分散度の減少分といったものは、ほとんど無意味な概念となる。

すなわち、2種間の分岐度を使った多様性の指標は、現実の開発事例または政策を評価したいという課題には、ほとんど適用不可能なのである。

ワイツマンの方法は、ある種が絶滅したときの多様性損失分を、全多様性を評価しようとする対象の範囲をどうとるかということから独立に計算できるので、ウィリアムズらの方法についての上の問題を免れ

ている。しかし、ワイツマンの方法にも、それ特有の難点がある。それは、系統樹の枝の長さが必要だという点である。ワイツマンがその方法を適用したツルでは、DNA交雑法によって系統関係が推定され、同時に種間の遺伝的距離が算出されていた。これを使って枝の長さが特定できたのである。

しかし、DNA交雑法は、系統関係を推定するための手法として現在は主流ではなく、現在はむしろDNAの一部分の配列を直接比較し、統計的手法によって系統関係を推定するやり方が主流である。この方法では、種間の遺伝的距離の情報は必ずしも得られない。

4 現実的な多様性指標

そこでわれわれが提案したいのは、ウィリアムズらの最初の方法である「根による重みづけ」に戻り、しかしながら、その方法で得られる種の重み、すなわち、系統樹の根からその種までの枝分かれの数の逆数を、ワイツマンの枝の長さの代用と解釈しようということである。

枝分かれの数の逆数のこの解釈は、ウィリアムズらが指摘した「根による重みづけ」の難点を克服するのに有効である。まず、図2のような完全には解かれていない系統樹に適用する場合の問題点はなくなる。そこでの選択問題は、5種の中から2種を選ぶというものであり、その際、どの種を選ぶことも無差別になるというのが問題視されたのであった。しかし、根による重みづけの枝長の代用としての解釈では、どの種も無差別にはならない。まず、1つ目の種としてAが選ばれたとしてみよう。何もないところからAが選ばれることによって付加される多様性は、1の枝長である。Aが選ばれた後では、2つ目の種としてBを選ぶことによって付加される多様性は1/2の枝長でしかない。それに対して、2つ目の種としてCを選ぶことによって付加される多様性は1である。したがって、{A,C}の組合せは{A,B}の組合せよりも選好されるのである。

実際、完全に解かれていない系統関係というものは大変多い。その解かれていない部分について、あり得る系統関係をすべて挙げ、それらの起こる確率を適用することによって、枝分かれの数の逆数の期待値を求めることができれば、解かれていない部分に属する種についての、より適切な扱いができるであろう。図2のC,D,Eの系統関係については、図4の(a),(b),(c)の3とおりの可能性しかない。よって、図2で、Cの重みが1/2になる確率は1/3であり、それが1/3になる確率は2/3である。したがって、Cの重みの期待値は7/18となる。D,Eについても同様である。C,D,Eの重みとしては、ウィリアムズらの1/2よりもこの7/18を使う方が適切である。そうすると、例えば、AとCとが選ばれた後の、3番目の種については、DまたはEよりもBの方が優先される。

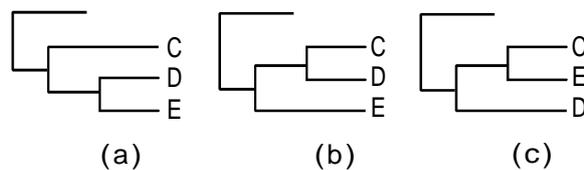


図 4: 3種の可能な系統関係

ウィリアムズらが2種間の分岐度に基づいた指標を追求することになった2つ目の理由についてはどう考えたらよいであろうか。確かに、根による重みづけは、その重みを枝長の代用と解釈したとしても、依然として、図1で3種を選ぶという問題には、サメ、サケ、およびその他のどれか、という答えを出すのであり、サメ、カエル、および哺乳類の1つという答えは出さないのである。しかし、そもそもこの答えはなぜ問題であったのか。魚類、両生類、爬虫類、鳥類、哺乳類といった、必ずしも単系統でないグループを

含んだ分類体系に引きずられた問題意識ではないのかという疑念を拭えないのである。純粋に系統学的な多様性を追求するとすれば、サメ、サケ、およびその他のどれかという答えに特に問題があるとは思われないのである。それに実際には、図1のサメとかサケの位置には、ある種の魚類のグループが入るのであって、それらのグループ内の種数が両生類の種数よりも多いとすれば、ある種の魚の重みは、ある種のカエルの重みよりも小さくなるのであり、模式図1で生じる、常識的感覚に反するのように見える選択も、現実の系統樹に適用する場合にはそれほど心配するに値しないかもしれないのである。

以上の考察により、多様性重みづけについての一応の方針は決まった。すなわち、系統樹の枝分かれの数の逆数を種に固有の枝長の代用と見なし、それに比例した重みを種に与えるという方針である。

5 自然生態系リスクの計測—開発事例への適用

この自然生態系リスク評価指標を現実の事例に適用してみよう。対象は、敦賀市の中池見湿地である。

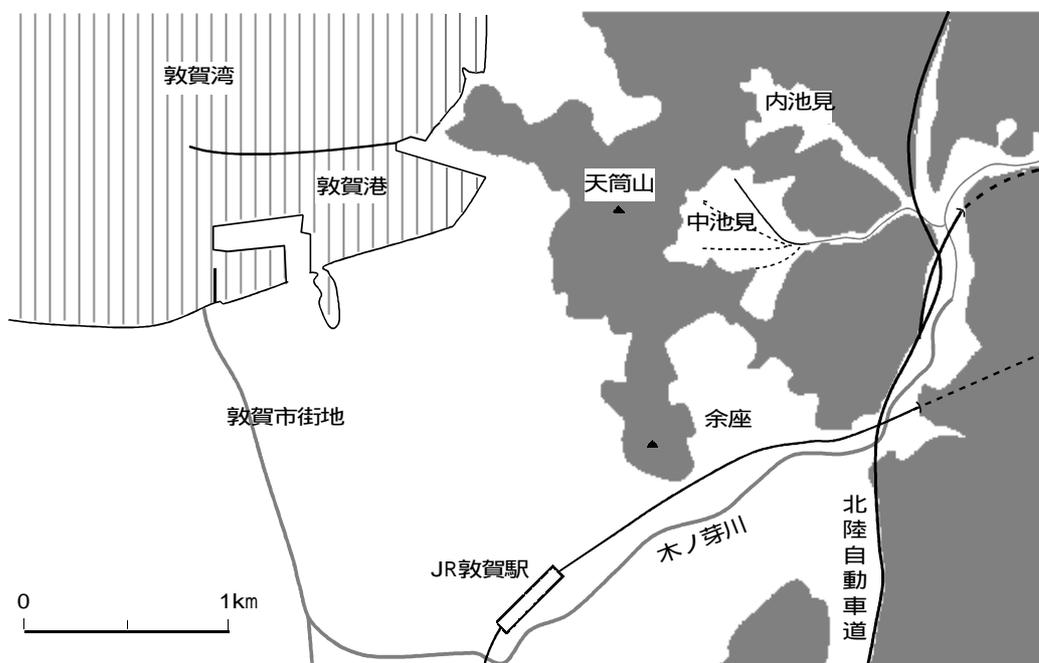


図 5: 中池見

中池見は、周囲を山に囲まれた「袋状埋積谷(ふくろじょうまいせきこく)」と呼ばれる地形をなす3つの「池見」の1つである。北から「内池見」、「中池見」、「余座池見」と呼ばれるこの地域は、すり鉢状の底をもつ沼地であったが、江戸時代に開発が行われ、水田となった。余座池見と内池見はそれぞれ住宅地と変電所になり、最大の面積(25ha)をもつ中池見だけが往時の姿をとどめていた。

これらの池見田は、「昭和30年頃までは、冬はまったく湖水化して鴨溜まりとなり、夏は晩稲作が行われていた。湿田は深く『二間(約3.6m)の竿を入れても底につかぬ』とか、『身体が沈みこんでも肩の所で止まるが足は着かぬ』などと言われた。池見の周囲は、約2mもある深い溝で排水し、田植えには、足の裏に一尺四寸の田下駄をくくりつけ、除草や刈り取りは二本の竹を踏んで作業を行い、稲は田舟のなかに入れた」(敦賀市史編さん委員会編 1985、20ページ)という。排水も悪く小型耕耘機の使用すら困難な所も多

く、耕作に多大の労力を要する水田であったので、圃場整備も行われず、次第に休耕田が増えたが、そうした経過が、伝統的水田と、様々な遷移の段階にある休耕田と、水路や水たまりなどがモザイク状に組み合わせ、多様性に富んだ湿地生態系を作り出した。

中池見には、イトトリゲモ、デンジソウ、ミズトラノオなど、1997年に環境庁から発表された「植物レッドリスト」で「絶滅危惧種」に挙げられている植物13種、「準絶滅危惧種」3種を含む、日本で近年減少傾向の著しい湿地の植物が生育している。また、これも1999年に入って絶滅危惧種に指定されたメダカや、全国的に減少しているゲンゴロウ類、60種を超えるトンボなど、昆虫もきわめて豊富に生息している。

この中池見に開発計画が持ち上がったのは1989年である。敦賀市の総合開発計画のなかで、工業団地の誘致がうたわれたのである。この計画は実現しなかったが、大阪ガスのLNG(液化天然ガス)基地の候補地として再浮上した。この事業は、2010年の供給開始を目指して、中池見を含む105haの敷地に、18万klのLNGタンク10基と8万klのLPG(液化石油ガス)タンク3基を建設し、敦賀湾の金ヶ崎地区に造られるLNG棧橋とトンネルで結ばれたLNG基地を造るというものである。1996年に、福井県の要綱に基づく環境影響評価(アセスメント)を終えたが、その結果、保護上重要な植物群落と植物種を約10ha(そのうち湿地部分は3.3ha)の「保全エリア」に移植し、水生昆虫などもそこに移入すること、そのために3年かけて移植実験を行うことを条件に事業が進められることになった。移植・移入のための工事がすでに行われている。

工業団地構想の段階から、地域住民によるこの土地の自然を守るための活動が始まり、日本生態学会がこの湿地の保全を求める要望書を出す(1996年)など、生態学者などからも保全を求める声が上がった。湿地を保全するためのトラスト運動も始まった。

この湿地の問題の特徴は、ここに存在する自然が、人手の加わらない原生的な自然ではなく、水田耕作という人の行為とともに歴史的に形成されてきた自然であり、数十年前まではどこにでもあったごうりふれたものであり、それが、近年の農業のやり方の変化や、治水や利水など人が自然を制御する仕方の変化の中で、急速に失われつつあるものであるということである。こうした湿地の価値が見直されてきたのは近年のことであり、開発計画を策定するとき、ここが重要な自然であるという意識は、ほとんどの当事者の頭にはなかったであろう。

こうした特徴はこの土地の保全の問題を大変複雑にしている。現在この湿地がもつ生物多様性は、伝統的に営まれてきた農業が縮小していくという変化の一面で現れているものだからである。大阪ガスの環境影響評価書でもそのことは指摘され、むしろ、そうだからこそ、この湿地の自然を守るには「放置」ではなく「管理」が必要であり、事業計画の中にある「保全エリア」こそ、積極的に保全を図るために必要な手段であると主張されている。これに対して、湿地動植物の複雑な相互依存関係や水などの環境条件がそれらの生物に及ぼす影響に未知の部分が多いことを考えると、限られた面積への移植・移入そのものが成功する保障はなく、「成功」したかどうかの判断も短期間では不可能であり、また、仮にそれによって特定の種や群落の保存に成功したとしても、そうした「ピオトープ的」発想で管理された自然の生物多様性はもとの自然と同じではなく、湿地全体を利用しながら残すべきだというのが、これに反対する生態学者たちの主張である(角野 1997)。

他方で、ガス基地建設には明らかに便益がある。第1に、ガスの需要者(一般消費者と産業)にとっては、安価で比較的安全で清浄な燃料が安定して供給されることは明らかに利益である。また、環境保全の面をとってみても、有害な大気汚染物質や地球温暖化の原因になる二酸化炭素の排出の少ない天然ガスへのエネルギー利用のシフトは望ましいことであり、ガス基地建設は、そのような天然ガスの供給の増加をもたらすのである。

この中池見の地球の生物多様性への寄与分を計算してみようというのである。計算の道筋は次のとおりである。

1. 中池見が失われることは、そこに棲む生物種の生息地が1つ失われることを意味する。それは、その

種が絶滅する確率を幾分か上昇させるだろう。

2. 種の絶滅は地球全体の種の多様性を減少させる。その減少分は、系統分類学的多様性への種の寄与分によって測られる。多様性への種の寄与分は、系統樹上のその種に固有の枝の長さによって測られる。
3. よって、中池見が失われることによるさまざまな生物種の絶滅確率の増加分に、それぞれの種の多様性への寄与分をかけて足しあわせたものが、中池見という土地の、地球の生物多様性への寄与分であり、それをもって、中池見開発の自然生態系リスクの指標としてよい。この指標は期待多様性損失 (ELB: expected loss of biodiversity) と呼んでよいであろう。

ただし、ここでは植物、正確には維管束植物だけをとり、自然生態系リスクを計算する。植物についての絶滅確率の計算の容易さのゆえである。動物についても当然行うべきだが、それは今後の課題とする。

5.1 絶滅確率

1997年8月に新しい植物レッドリストが環境庁から出された。その特徴は、IUCN(国際自然保護連合)の1994年のレッドリスト範疇と分類基準とに基づいて、絶滅確率の定量的評価に基づいたレッドリストの範疇分けが初めて行われたという点である。実際の判定基準は5種類あるが、そのうちのE基準と呼ばれるものが絶滅確率の定量的評価を使ったものであり、それは、

- CR (critically endangered): 10年間または3世代のうち長い方の期間で、50%以上の絶滅確率
- EN (endangered): 20年間または5世代の長い方で20%以上の絶滅確率
- VU (vulnerable): 100年間で10%以上の絶滅確率

という基準で、絶滅危惧種をランクづけする。実際には、これと、他の基準(ACD基準と呼ばれ、減少率と個体数によるもの)との厳しい方でランクづけが行われた。

絶滅確率を算出するために、全国約400人の調査員からの基礎データの収集とそれに基づいた絶滅シミュレーションが行われた(Yahara et al 1998)。絶滅シミュレーションに使われたデータの内容は、25000分の地図1枚の地域を1メッシュとし、そのメッシュに特定の種が何個体現存するか、10年前と比べて何分の1に減ったかというものである。過去10年間の減少率の確率分布が今後も続くと仮定して、各メッシュの個体数が今後どう推移していくかを計算機上でシミュレートする。1000回試行して、100年のうちに何回絶滅(すべてのメッシュで個体数が1未満になること)したかを見るのである。このシミュレーションによると、各々の種がレッドリストのどの範疇に入るかが決まる以前に、絶滅までの平均時間—種の「余命」のようなもの—が計算される。

中池見にあってレッドリストに挙がっている維管束植物と、その絶滅までの平均時間を表1に示した。

このシミュレーションを使えば、中池見という生息地の1つが失われたときに、絶滅までの時間(T)がどれだけ縮まるかが計算できる³。その結果も同じ表1に示した。例えば、デンジソウだと、中池見がなくなると、絶滅までの時間が0.06年縮まるのである。

T の逆数 $1/T$ は、年々の絶滅確率が他の年の絶滅確率から独立であるとすると、1年あたりの絶滅確率を表す。そうすると、 $\Delta(1/T)$ が絶滅確率の増加分である。

中池見湿地には、500種以上の維管束植物が見つまっている。しかし、それら全部の植物の絶滅確率の増分を計算する必要はないであろう。絶滅のおそれの非常に小さい種では1つの生息地の消滅の影響もごく

³この計算のためには、個体数区分ごとの全国の生息メッシュ数と、過去10年間の減少率の区分ごとの全国のメッシュ数とが必要である。それは、近刊の『レッドデータブック』によって公表される予定である。また、中池見の生息個体数が必要であるが、それは共著者の1人である角野の調査による。

表 1: 中池見の絶滅危惧植物と絶滅確率

種	科	レッド リストの ランク	絶滅までの時間 (T)		$\Delta(1/T)$	
			湿地 消失前 (年)	湿地 消失後 (年)		
ミズニラ	<i>Isoetes japonica</i>	Isoetaceae	VU	89.96	89.89	8.90×10^{-6}
デンジソウ	<i>Marsilea quadrifolia</i>	Marsiliaceae	VU	32.32	32.26	6.43×10^{-5}
サンショウモ	<i>Salvinia natans</i>	Salviniaceae	VU	54.57	54.56	5.71×10^{-6}
オオアカウキクサ	<i>Azolla japonica</i>	Azollaceae	VU	52.76	52.65	4.10×10^{-5}
ヤナギヌカボ	<i>Persicaria foliosa</i>	Polygonaceae	VU	54.00	53.87	4.26×10^{-5}
ミスミソウ	<i>Anemone hepatica</i>	Ranunculaceae	NT	193.75	193.75	0
ヒメビシ	<i>Trapa incisa</i>	Trapaceae	VU	85.08	84.06	1.42×10^{-4}
ミズトラノオ	<i>Eusteralis vatabeana</i>	Lamiaceae	VU	35.99	35.54	3.56×10^{-4}
オオニガナ	<i>Prenanthes tanakae</i>	Asteraceae	VU	119.59	118.87	5.10×10^{-5}
アギナシ	<i>Sagittaria aginashi</i>	Alismataceae	NT	162.02	161.91	4.38×10^{-6}
イトトリゲモ	<i>Najas japonica</i>	Najadaceae	EN	37.73	37.51	1.53×10^{-4}
ミズアオイ	<i>Monochoria korsakowii</i>	Pontederiaceae	VU	56.44	56.23	6.68×10^{-5}
カキツバタ	<i>Iris laevigata</i>	Iridaceae	VU	102.22	102.15	6.32×10^{-6}
ミクリ	<i>Sparganium erectum</i>	Sparganiaceae	NT	185.15	185.08	1.90×10^{-6}
ナガエミクリ	<i>Sparganium japonica</i>	Sparganiaceae	NT	202.22	201.77	1.10×10^{-5}
ミズトンボ	<i>Habenaria sagittifera</i>	Orchidaceae	VU	81.80	81.79	1.49×10^{-6}

小さいと思われるからである。そこで、ここでは、絶滅危惧（‘threatened’）の範疇—‘critically endangered’ と ‘endangered’ と ‘vulnerable’ とからなる— および準絶滅危惧（‘nearly threatened’）の範疇に含まれる種だけを分析の対象とした。

5.2 多様性寄与

それぞれの種の多様性への寄与分の計算は、前節で到達した方針による。すなわち、種の多様性寄与分を、系統樹の根からその種までの枝分かれの数の逆数で測るのである。そのためには、維管束植物全体の系統関係の情報が必要である。問題は、維管束植物のすべての種の間での完全な系統関係が得られないということである。しかしながら、科の間の系統関係については比較的よく解析ができています。そこで、維管束植物の系統樹の根から、おのこの科までについては、系統関係から枝分かれの数を数え、科の内部については、前節の終わりに触れた、枝分かれの数の逆数の期待値を計算するという考え方をすることにする。

一般にあるグループに n 種いるとき、その種からグループの根までの間に k 個の枝分かれがある場合の数は、

$$\begin{cases} f_1(n) = f(n-1) \\ f_k(n) = \sum_{i=1}^{n-k} {}_{n-1}C_i f(i) f_{k-1}(n-i), \quad k = 2, 3, \dots, n-1 \end{cases} \quad (1)$$

を満たす $f_k(n)$ に等しい。ここで、 ${}_n C_i$ は n 個から i 個取り出す組み合わせの数、 $f(n)$ は、 n 種の下での系統樹の数、つまり

$$f(n) = \sum_{i=1}^{n-1} f_i(n)$$

である。

種と維管束植物全体の系統樹の根との間の枝分かれの数の期待値は、

$$E_n \left[\frac{1}{m+k} \right] = \frac{1}{f(n)} \sum_{k=1}^{n-1} \frac{f_k(n)}{m+k}$$

である。ここで、 m は、当該種が属する科と全体の根との間の枝分かれの数である。

しかし、この式では計算量が膨大になるので、 $n > 100$ のときには、近似式

$$\frac{1}{m + 1/E_n[1/k]}, \quad (2)$$

を用いた。ここで、

$$E_n[1/k] = E_{n-1}[1/k] \frac{2n-4}{2n-3} \quad (3)$$

である。

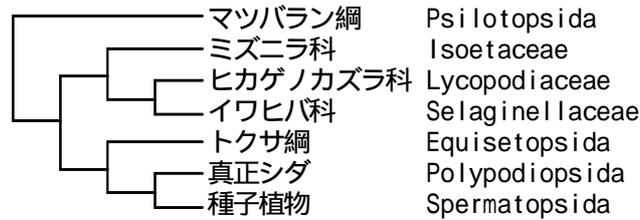


図 6: 維管束植物上位グループの系統関係

維管束植物上位グループの系統関係については、図6のとおりと仮定した⁴。シダ類については、長谷部らの研究 (Hasebe et al 1995)、種子植物については、チェースらの研究 (Chase et al 1995) に基づいた系統関係を仮定して、科またはもっと上位のグループまでの枝分かれの数を求めた。詳細は Appendix に書いた。

上位グループ内に現存する種数は、双子葉植物については Cronquist (1981) から、単子葉植物については Dahlgren et al (1985) から得た。

表 2: 種の多様性寄与および中池見の期待多様性損失

種	上位グループ	根から上位グループまでの枝分かれの数	グループ内種数	多様性寄与		ELB $\Delta P_i Y_i$ (year)
				B_i	Y_i (year)	
ミズニラ	Isoetaceae	3	68	0.07332	29328994	261
デンジソウ	Marsiliaceae	9	67	0.04879	19514737	1254
サンショウモ	Salviniaceae	10	10	0.07070	28278915	161
オオカカウキクサ	Azollaceae	10	6	0.07720	30881499	1267
ヤナギヌカボ	Polygonaceae	20-21	1000	0.01775	7101914	303
ミスミソウ	Ranunculaceae	16-19	2000	0.01465	5859098	0
ヒメビシ	Trapaceae	25-29	15	0.03085	12341354	1755
ミズトラノオ	Lamiaceae+Verbenaceae	29-33	580	0.00852	3406671	1214
オオニガナ	Asteraceae	28-29	20000	0.00531	2124976	108
アギナシ	Alismatales	17-19	249	0.02771	11085960	49
イトトリゲモ	Najadales	17-19	205	0.02905	11618822	1782
ミズアオイ	Pontederiaceae	22-26	34	0.03003	12010897	802
カキツバタ	Iridaceae	18-18	1400	0.01574	6297533	40
ミクリ	Sparganiaceae	22-27	20	0.03147	12588373	24
ナガエミクリ	Sparganiaceae	22-27	20	0.03147	12588373	139
ミズトンボ	Orchids	17-21	20115	0.00557	2226034	3
Total						9163

表 2 の「多様性寄与」の B_i の欄には、そのような系統関係に基づき、上の (1) ~ (3) に従って計算された枝分かれの数の逆数の期待値が入っている。その右隣の Y_i は

$$Y_i = B_i \times 4 \times 10^8.$$

⁴Bremer et al (1987)、および Bremer (1985) に基づく。ヒカゲノカズラ綱 Lycopodiopsida に属する 3 目 3 科—ミズニラ科、ヒカゲノカズラ科、イワヒバ科—間の関係は、Manhart (1995) の分子系統分析に基づく。

である。これは、維管束植物の最初の分化が4億年前に起こった (Margulis and Schwartz 1988, p.264; Strickberger, 1996, p.289) として、年単位で表した、種に固有の枝の長さの代用表現である。

5.3 期待多様性損失 (ELB)

期待多様性損失 (ELB) は、表1の $\Delta(1/T)$ に、表2の B_i または Y_i をかけて足しあわせると得られる。ここでは、 $\sum_i \Delta P_i Y_i$ の方だけを表2の一番右の欄に掲げた。維管束植物全体のELBは9200年となった。これは、中池見が保っている進化の歴史の遺産は9200年分であり、この湿地が仮に消滅すると、9200年分の進化の歴史の遺産が失われることを意味している。

この数値の意味は単独ではわかりにくいだが、他の土地の同様の数値と比較できれば、生物多様性保護の観点からの土地の相対的な重要さがわかる。また、土地の開発の便益と結びつけて費用効果分析に使える指標を得ることもできる。

ここで求めた自然生態系リスクの指標は、

1. 絶滅のおそれのある生物種を多くもっている土地ほど重く、
2. 絶滅のおそれにある生物種の個体数を多くもっている土地ほど重く、
3. 系統的に孤立している種を多くもっている土地ほど重く

でとくる数値である。その意味で、世界の多様性保護という視点からは、同意を得やすい指標であると思われる。適用事例が増えていくにつれて、その有効性が増すと思われる。

この生態リスク指標は、それを削減するためにかかる費用、言い換えるとそのリスクを発生させるのと引換に得られる便益と組み合わせることによって、費用効果分析、あるいはリスク便益分析に結びつけることができる。そのためには、ここで取り上げている湿地開発では、中池見がもっている期待多様性をそのまま保全するとしたら、どれくらいの費用がかかるか、あるいはどれくらいの便益をあきらめなければならぬかを推定する必要がある。

しかし、リスク便益分析に進む前に論じておかなければならない問題がある。

6 「環境保全エリア」は自然保護か

この事例での1つの問題は、大阪ガスによるガス基地建設事業の中に、保全区域を設けて注目種等を保全する行為が含まれており、この行為を、生態リスクの増減の上でどう評価するかが非常に難しいということである。その保全計画では、事業予定地の南部約3.3haを湿地の保全エリアとし、そこへ、中池見の全体から、必要ならば、注目される植物種や群落を移植し、また、そのエリアでは、農耕を含め、遷移を防ぐための維持管理を行うことになっている。1997年からそのための実験を3年間行うことが、環境アセスメントで約束されており、実験を進めながらの保全エリアの整備がすでに実施されている。その保全計画では、先に掲げた絶滅危惧植物を含む群落の面積や、その個体数は、おおむね、元の中池見全体のそれが保全エリア内で維持されることになっており、現に保全エリアで個体数が増加している種もある。

これを評価する場合の、一方の極をなす立場は、群落の面積や注目種の個体数が維持されることをもって、元の生態系が完全に保全されると見なす立場である⁵。しかし、これには異論があろう。それは次のようにまとめることができるだろう。

1. 植物 (特に水生植物) の生態にはわかっていないことが多く、移植や維持管理によって、注目種が本当にその土地に定着するかどうかわからない。3年の実験では何とも言えない。

⁵なお、大阪ガスは、保全エリアの方が元の自然よりももっとよく生態系を保全することになるという立場をとっている。その根拠は、元の自然は農耕とある程度の休耕とによって微妙なバランスの上に出現した二次的自然であり、現在の農業状況を前提にし、休耕が広がることを考えると、遷移が進んでしまうということである。

2. 植物が定着したとしても、昆虫などの動物は自然の移入に頼るので、その成功は植物よりも不確実である。
3. 人間が目し、人為的にその維持を図った植物が定着したとしても、元の25haの湿地で営まれていた農耕と休耕という人間活動の意図せざる結果として実現した、モザイク状の植物生態系のもつ、多様性を維持する潜在的な能力は、管理された2.3haの土地のそれよりは大きいのではないか。
4. そのことも含めて、保全エリアで行われていることは、栽培に近く自然とは言えないのではないか。仮に5年後、10年後に、再度植物レッドリストの評価が行われるとした場合、この土地は、あれらの絶滅危惧植物を野生生息せしめている土地としてカウントされるだろうか。それとも、この土地ではそれらは野生絶滅したと見なされるのであろうか。

こうしたことを考慮した上での、もう一方の極は、中池見の生態系(およびその生物多様性への寄与分)は、この開発によってすべて失われると見なす立場である。

2つの極の中間的な立場を表現しようとするならば、25haの湿地全体では守れて、3.3haの保全エリアでは守れないものが何であるかを、量的に明らかにしなければならない。後者で保全される個体数が前者よりも明らかに少ないのであれば、この個体数の差が、全国の絶滅確率に与える影響の違いを通じて、われわれの枠組みで両者の量的な違いを表現できるであろう。しかし、個体数の違いは明確ではない。むしろ、人為的に綿密に管理された環境の下で、少ない面積で個体数の増えている種もある。したがって、われわれの生態リスク評価の枠組みを使って、湿地全体の保全と保全エリアとの違いを量的に評価することはできない。

生物多様性を種の多様性として評価するわれわれの枠組みは、野生であれ、栽培であれ、種が保存されさえすれば同等に評価するものであり、さらには遺伝的情報さえ保存されればよしとするものであると思われるかもしれない。しかし、われわれの方法へのそうした解釈は正しくない。レッドリスト自体、種の絶滅という観点からしか多様性を評価していないが、それは、種さえ保存されればよいという考え方に基づいているわけではない。人為的管理の下に生き残っているだけという種は自生しているとは見なされない。そうした扱いの背景には、種の存在は、そうした種を存在せしめている環境のもつ、生物多様性の潜在的維持能力の総体を代表する指標であるという考え方があると思われる。レッドリストに依存するわれわれの評価法も同様の考え方に立っている。

以上のことを踏まえ、中池見の多様性寄与についてのわれわれの評価を前提とすると、保全エリアの活動が元の自然を守ることにになっているかどうかについての、上記の2つの極論のどちらをとるかに依存して、中池見開発による期待多様性損失は、一方で0年になり、他方で9200年になるということになる。どちらになるかは、保全エリアの活動を自然の保全と見なすかどうかには依存する。上で述べたように、保全エリアで維持された自然がはたして野生といえるかどうかは疑問であるという見方もあろう。しかし、一方で、そもそも、水田とその周辺に遺された湿地生態系は原生自然ではなく、保全エリアで維持される自然と本質的な違いはないという見方もあろう。これは、二次的自然と人工生息地とがどう区別されるのかという問題に行き着く。それについては、生態学会などでの議論に待つことにして、とりあえずこの段階では判断を留保しよう。どちらに転んでもリスク便益分析に結びつけられるということを示したい。

7 リスク便益分析1—保全エリアによって保全されると見なす場合

保全エリアによって中池見の自然が保全されると見なす場合には、上で述べたように、この開発行為による期待多様性損失は0になる。とはいえ、それは保全エリアを設けることによって初めてそうなったのであり、言い換えれば、保全エリアが9200年分の期待多様性損失を防いだということである。

そのためには費用がかかっているの、その費用と削減された生態リスクとの比は、保全事例に現れた便益/リスク比の実例を提供することになる。保全エリアにかかる費用は、初期投資が10億円、加えて毎年6000万円の維持管理費がかかるというものである。初期投資分の減価償却期間は施設によって異なるであろうが、平均的に25年であるとする、例えば年3%の割引率の下で、10億円の投資の年価値は5700万円になる。維持管理費と合わせると、保全エリアにかかる費用は1年あたり1億2000万円である。

期待多様性の指標は、1年あたりの瞬間絶滅確率の増減をもとにしているの、保全エリアによって9200年分の期待多様性が保全されたとするならば、それは、毎年9200年分の期待多様性が守られ続けることを意味すると見てよいであろう。

したがって、保全エリアにかかる費用と、それによって減らされる生態リスクとの比は、13000円/年-ELBになる。つまり、保全エリアでの保全活動は、期待多様性1年あたり13000円をかけてリスクを減らした事例であるということになる。

8 リスク便益分析2—開発によって中池見の自然がすべて失われたと見なす場合

保全エリアで行われていることは自然の保全ではないと見なす場合には、この開発によって、年々9200年-ELBの期待多様性が失われることになる。この場合は、その開発による便益と、9200年-ELBとの比が、リスク増大事例の便益/リスク比の実績を示すことになる。開発による便益は、敦賀天然ガス基地から天然ガスを供給することの便益である。それは、その供給を必要とするだけのガス需要の増加があることを前提にしている。実際、敦賀基地の計画は、今後のガス需要の増加によって、2010年に、既存の泉北および姫路の製造所の供給能力を需要が超えることを前提としている。

それを前提として、敦賀基地建設の便益の計測には2とおりの考え方があり得る。1つは、もし敦賀基地がなかったとしたら、2010年以降増大するガス需要を満たせないことに基づいて、それによって失われる、消費者余剰と生産者利益とをもって、基地建設の便益と見なすというものである。しかし、それが無条件で採用できるのは、敦賀以外に代替地がありえない場合である。もしも代替地の可能性があれば、そのような土地に比べて、敦賀基地によって増大する需要を満たす方が費用がどれだけ小さいかをもって、敦賀基地建設の便益と見なすべきである—ただし、その方が需要を満たせないことによる消費者余剰と生産者利益との損失よりも小さければ、であるが—。これが2つ目の考え方である。

後で示すように、需要を満たせない場合の消費者余剰損失と生産者利益の損失との和は巨額になり、また、代替地があり得ると考える方が現実的であるから、本研究では、代替地に比した節約費用によって当開発の便益と見なすことにする。とはいえ、両方の考え方での便益を計算してみよう。

8.1 代替地の費用増分

大阪ガスからの聴き取りによると、敦賀基地の立地上の利点は、次のとおりである。

1. LNG船が着棧できる港湾の条件に恵まれている。敦賀港は波静かで水深の十分な(14m以上を特に掘り下げることなく実現)天然の良港であり、大型LNG船が入港できる余裕があり、既存の港湾計画にうまく乗る形でLNG船専用棧橋を建設できる。
2. 泉北・姫路という既存の製造所がいずれも大きな消費地の西方および南方に位置しており、バランス上、日本海側への立地が望ましい。消費地京都までの距離は姫路と同程度であり、今後供給拡大が見込まれる滋賀へはむしろ近い。
3. 瀬戸内海から消費地までと比べて、主として交通事情等の違いにより、パイプライン建設が比較的容易である。

代替地を考える場合には、これらの点で不利であることによる費用の増加分を評価する必要がある。それを敦賀基地の便益と見なせるだろう。ここでは、次の3つの代替案を考えた。

1. 消費地からの距離が敦賀と同程度の日本海側の土地にLNG船のための専用港を新たに造る案
2. 福井港およびテクノポート福井を利用する案
3. 大和川河口、堺製造所跡地を活用する案

それぞれについて費用の増加分を検討しよう。

8.1.1 消費地からの距離が敦賀と同程度の土地にLNG船のための専用港を新たに造る場合

場所は特定できないが、消費地からの距離が敦賀と同程度の日本海側のどこかの砂浜に、LNG船のための専用港として、福井港のような掘り込み港湾を建設し、隣接する埋め立て地をガス基地とする場合を想定する。必要な施設は以下のとおりである(図7)。

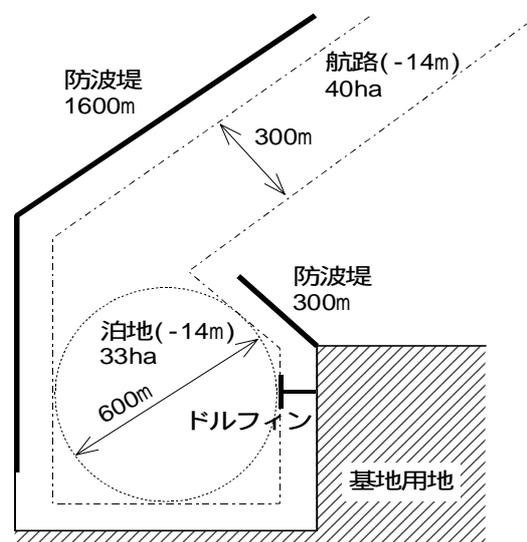


図7: LNG専用新港

1. 航路: $300\text{m} \times 1326\text{m}$ (=40ha) で水深 -14m の航路
2. 泊地: 直径600mの円が入る、33haの泊地
3. 300mと1600mの防波堤

このほか、LNG 棧橋と荷役用地、基地そのものの用地が必要であるが、それらは敦賀基地の場合にも必要である。費用は敦賀基地と比べて大きいかわからない。特に基地の用地は海面埋立を要するかもしれない、中池見よりも費用が大きいかもしれない、小さいかもしれない。ちなみに、テクノポート福井の工業用地造成費は1平方メートルあたり24000円程度であり(福井港港湾管理者 1992、2~9ページから計算、1997年価格)、50haなら、120億円になる。敦賀港港湾計画における資金計画では、1平方メートルあたりの埋立費用は37000円程度(たぶん水深が深いためか)になっており(敦賀港港湾管理者 1996、44

ページから)、50haで185億円になる。中池見の造成費は250億円よりも小さいある値である⁶ということしかわからない。したがって、用地造成費等については比較せず、等しいと見なす。

上の1~3の費用は以下のとおりである。費用の算定は、福井港の建設事業費、および、敦賀港の港湾計画に示された資金計画をもとに行った。

A. 福井港のこれまでの単価と同程度かかると仮定

福井港では、-10m(暫定)の航路・泊地の整備費(1997年価格)が、10000円/m²であった(運輸省第一港湾建設局敦賀港工事事務所 1982、60~62ページから計算)。これをもとに、-10mまでの整備費を

$$10000[\text{円}/\text{m}^2] \times (400000 + 330000)[\text{m}^2] = 73 \text{億} [\text{円}]$$

とする。そこからさらに4m掘り下げるための費用は、福井港でのすべての航路・泊地の整備費単価 1000円/m³(運輸省第一港湾建設局敦賀港工事事務所 1982、60~62ページから計算)に基づいて、

$$1000[\text{円}/\text{m}^3] \times (400000 + 330000) \times 4[\text{m}^3] = 29 \text{億} [\text{円}]$$

とする。

防波堤1900mのうち、900m分については、福井港と同様、改良分として2倍の費用がかかるとして、実質延長2800mで計算する。福井港の単価710万円/mにより(運輸省第一港湾建設局敦賀港工事事務所 1982、60~62ページから計算)、

$$710 \text{万} [\text{円}/\text{m}] \times 2800[\text{m}] = 200 \text{億} [\text{円}]$$

1~3の合計は300億円となる。これが2000年から2009年までの10年間に均等に支出され、時間割引率を年3%とすると、その、2000年時点での現在価値は、270億円となる。

B. もっと高い単価がかかると仮定

福井港のこれまでの航路・泊地の整備費は、掘り上げた土をそのまますぐ近くの埋立に使えたという意味で、比較的安かったと見なされる。そういう条件が満たされなければ、費用はもっと高くなる。実際、最新の福井港の港湾計画での、航路・泊地の整備費の資金計画では、1600円/m³の単価が仮定されている(福井港港湾管理者 1992、119ページ)。そこで、航路・泊地の整備費が、上のAの場合の、1600/1000=1.6倍になると仮定すると、170億円となる。

防波堤も、敦賀港の港湾計画では、1300万円/mの単価になっている(敦賀港港湾管理者 1989、153ページ)。福井港とは水深が違うからではないかと思われる。この単価のもとでは、2800mの建設費は、370億円になる。

こうして、高い単価の仮定の下では、総事業費は540億円になる。これも、2000年から2009年までの10年間に均等に支出されるとすると、年3%の割引率の下で、2000年時点での現在価値をとると、470億円となる。

8.1.2 福井港・テクノポート福井を利用する場合

テクノポート福井に、62.5haの、ほとんど利用されていない工業用地(北電に売却された土地)がある。北電が譲ってくれるかという問題はあがあるが、この土地を基地用地として利用し、港湾整備が途中で止まっている、福井港南地区を整備し直して、LNG船の棧橋を造るという案を考える。

この案では、

⁶大阪ガスからの情報提供。造成費と土地取得費との合計が250億円。

1. 福井港の中央航路 103.8ha をさらに-4m 掘り下げること
2. 南地区にLNG 船用の泊地 21.6ha (水深-14m) を整備すること
3. ガスパイプラインを福井まで延長すること(約 75km)

が必要になる。

A. 低単価の仮定

中央水路の浚渫には、 $103.8[\text{ha}] \times 4[\text{m}] = 415 \text{万} [\text{m}^3]$ に、福井港実績単価 1000 円/ m^3 をかけると、42 億円かかる。

南地区の泊地の整備には、 $21.6[\text{ha}] \times 14[\text{m}] = 300 \text{万} [\text{m}^3]$ に、やはり 1000 円/ m^3 をかけると、31 億円の費用となる。

ガスパイプラインについて、敦賀基地の場合の単価 11 億円/km を使うと⁷、 $75\text{km} \times 2$ 本の建設費は、1600 億円となる。

以上を合計すると、費用は 1680 億円になる。

これらの費用の内、航路泊地分は 2000 年から 2009 年の間に均等に支出され、パイプライン分は、半分(1 本分)だけが 2000 年から 2009 年までの間に均等に支出され、残りは、2025 年から 2034 年の間に均等に支出されると仮定し、前と同じく年率 3% の時間割引を仮定すると、2000 年時点での現在価値は、1110 億円となる。

この案では、敦賀基地の場合の樫曲地区用地造成費に相当する分は不要となる。造成費は 250 億円よりも小さい値であるが、150 億 ~ 200 億円の間にあるとして、大きい方をとって、それを上の 1110 億円から差し引くと、この案での費用の増分は、910 億円となる。

B. 高単価の仮定

航路・泊地の単価として、福井港港湾計画でのより高い値、1600 円/ m^3 を使うと、中央水路の浚渫、南地区泊地整備の費用は、それぞれ、68 億円、50 億円となり、パイプラインとの合計は、1720 億円になる。

上と同じく、航路泊地分は 2000 年から 2009 年の間に均等に支出され、パイプライン分は、半分(1 本分)だけが 2000 年から 2009 年までの間に均等に支出され、残りは、2025 年から 2034 年の間に均等に支出されると仮定すると、年率 3% の時間割引率の下で、2000 年時点での現在価値は、1150 億円となる。同じく、不要になる用地造成費(今度は小さい方をとって 150 億円)を差し引くと、この案での費用増分は、1000 億円となる。

8.1.3 堺製造所跡地を活用する場合

大和川河口に、かつて石炭ガスを製造していた、大阪ガスの堺製造所跡地がある。ここを天然ガスの製造所として使えるようにするためには、港および航路の浚渫が必要である。 $300[\text{m}] \times 5000[\text{m}] = 150[\text{ha}]$ を 4m 掘り下げるとして、福井港の実績単価(1000 円/ m^3) を当てはめると、61 億円。より高い単価(1600 円/ m^3) を当てはめると、99 億円になる。

大阪・京都間にパイプラインを建設しなければならない。その建設費単価は敦賀・京都間よりも高いと予想される。大阪ガス泉北製造所と北港製造所とを結ぶために現在建設されている「湾岸ライン」の建設費単価程度(20.5 億円/km)⁸を仮定し、90km を 2 本造るとすると、3690 億円となる。これは、敦賀基地の場合よりも 690 億円大きい。

⁷大阪ガスからの情報提供。

⁸大阪ガスからの情報提供

以上を合計すると、費用増分は750億円～790億円となる。

これらの費用の内、航路の浚渫費は2000年から2009年にかけて均等に支出され、さらに、その後、毎年、浚渫のために、3億円が支出されるとする(福井港の実績から類推)。パイプラインの費用は、半分が2000年から2009年にかけて支出され、残りが2025年から2034年にかけて支出されると仮定する。そうすると、これらのすべての費用の、割引率3%の下での現在価値は、560億円～590億円となる。

ここでも、用地造成費(150～200億円)は不要になるから、これを差し引くと、費用増分は360億円～440億円となる。

8.1.4 まとめ

以上をまとめると、敦賀基地以外を考えた場合の費用の増分は、敦賀と同じくらいの距離に、港湾条件だけを欠く適地があったとした場合が最も安く、270億円、福井港を利用する場合が最も高く、1000億円となる。諸設備の平均的な償却期間を50年とすると、3%の割引率の下で、それらの年価値は、それぞれ、10億円、39億円となる。

8.2 ガス需要を満たせないことによる消費者余剰と生産者利益との損失

敦賀基地計画が前提としており、大阪ガスのガス需要は、2010年に 1.1×10^{14} kcal(800万tに相当)に達し、以後年率1.1%で増加していくと仮定する。

この需要増は、1997年時点の現行価格(7.77円/1000kcal)の下で発生し、価格がそのままであるにもかかわらず、満たされないと仮定する。需要が増える(需要曲線が上にシフトする)のであるから、据え置かれた供給量— 1.1×10^{14} kcal—の下で、消費者の限界支払意思額は上昇する。その上昇分を、過去28年間のガス販売量とガスの価格との実績から見積もることとする。

1970年から1997年までの、実質国内総生産、大阪ガスの供給価格⁹、ガス販売量のデータから、ガス需要 D (1000kcal)、実質国内総生産 Y (億円-1997年価格)、ガス価格 P (円/kcal) の間の関係を線形モデルで推定すると、

$$D = -9.55 \times 10^9 + 1.58 \times 10^4 Y - 5.82 \times 10^8 P \quad (4)$$
$$(-22.2 \sim 3.07)(1.38 \sim 1.78)(-11.5 \sim -0.0949)$$

となる(括弧内は各係数の95%信頼区間)。対数線形モデルで推定すると、

$$\ln D = 1.59 + 1.52 \ln Y - 0.0813 \ln P \quad (5)$$
$$(-0.455 \sim 3.64)(1.40 \sim 1.64)(-0.209 \sim 0.0464)$$

となる。

対数線形モデルの価格の係数は有意でないので、線形モデルを前提にすると、据え置かれた供給量の下での、各年の、消費者の限界支払意思額の上昇分は、 P の係数の絶対値の逆数を、各年の予想される需要の増加分に乗じたものになるであろう。そして、限界支払意思額が上昇するにもかかわらず、増大する需要を満たせないことによる消費者余剰の損失は、限界支払意思額の上昇分に、需要の増加分を乗じたものを、2で割った値に等しくなる。

上述の仮定の下で計算した、2010年から2060年までの消費者余剰の損失の合計は、81兆円になる。過去10年間の実績に基づいて、ガスの売上に対する経常利益の率を8.1%とすると、増加する需要に合わせて供給を拡大しないことによる生産者利益の損失分の、2010年から2060年にわたる合計は、1.1兆円になる。

余剰損失と利益損失との合計は82兆円になる。これを、年3%の割引率で2000年の現在価値に直すと、20兆円になる。また、その年価値は、7800億円である。

⁹資源エネルギー庁ガス事業課『ガス事業統計年報』1970～1997年版のガス売上高をガス販売量で割ったものを供給価格とした。

8.3 便益リスク比

上で述べたように、代替地の増加費用をもって敦賀基地の便益とすると、その便益は1年当たり10億～39億円である。それだけの費用をかければ、9200年の期待多様性を守れるはずだった。つまり1年-ELBあたり11万円ないし42万円の費用をかけて生物多様性を守るという選択を、社会—敦賀市、福井県の議会、首長、環境審議会などを通じて効力を発揮した人々の意思—はしなかったという実績を、この開発が提供したと解釈されるのである。

9 むすび

中池見を例にとって、自然生態系の開発または保全によって失われ、あるいは保存される「期待多様性」を指標化し、実際に計算した。開発または保全の、便益あるいは費用をこれに対置することによって、リスク便益比、あるいは、単位リスク削減費用という指標の数値—13000円/年-ELB、および、11万～42万円/年-ELB—を得た。この数値は、現に行われている開発に現れたリスク便益比の1つの実績であり、他の開発で同様の値が計算されれば、これと比較できるものである。

Appendix: Phylogenetic Trees Used Here and Node Counting

For true ferns we assumed the tree below in Fig. 9 following Hasebe et al 1995 (p.146). The numbers of nodes above Marsileaceae, Azollaceae and Salviniaceae are 9, 10 and 10 respectively.

Osmundaceae
Hymenophyllaceae
Gleicheniaceae
Matoniaceae
Dipteridaceae
Schizaeaceae
Marsileaceae
Azollaceae
Salviniaceae
other ferns

*) The families including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

図 8: Phylogenetic tree for true ferns

We assumed the tree in Fig. 9 for the higher taxa of seed plants following Chase et al 1993. The numbers of the nodes above cycads and Ginkgo are 5 and 6 respectively, but the relationship among Pinaceae, other conifers and the group of Gnetales and the flowering plants is unresolved, so the number of nodes above these taxa can be 7 or 8. Let us assume the former and the latter cases can occur at the probabilities of 1/3 and 2/3 respectively. The number of nodes above the group consisting of Laurales, monocots, Magnoliales and paleoherb II may be, therefore, 11 with the probability of 1/3 and 12 with the probability of 2/3. The relationship among Laurales, monocots and {Magnoliales + paleoherb II} is also unresolved, so the number of nodes above monocots may be 12, 13 or 14. If we make the same assumption about the probabilities of the possible relationships within this group as among Pinaceae, other conifers and {Gnetales and + flowering plants}, the probabilities of the number of nodes above monocots being 12, 13 and 14 are 1/9, 4/9 and 4/9 respectively. The possible number of nodes above the taxa including the species listed in Table 2 is presented in brackets Fig 9 with their probabilities.

Within monocots we assume the tree shown in Fig. 9. *Najas japonica* in Table 1 and Table 2 belongs to Najadaceae, which is not included in the phylogenetic trees presented by Chase et al 1993. We assume the Najadales is in the position where Potamogetonaceae is in the tree of Chase et al. The number of nodes above Najadales is 17 with the probability of 1/9, 18 with the probability of 4/9 or 19 with the probability of 4/9.

We chose Alismatales rather than Alismataceae as the upper taxon of *Sagittaria aginashi*, because all the other families than Alismataceae in Alismatales are not included in the tree by Chase et al, which means the number

cycads
 Ginkgo
 Pinaceae
 other conifers
 Gnetales
 Ceratophyllum
 paleoherb I
 Laurales
monocots[12($\frac{1}{9}$), 13($\frac{4}{9}$), 14($\frac{4}{9}$)]
 Magnoliales
 paleoherb II
ranunculids[11($\frac{1}{3}$), 12($\frac{2}{3}$)]
 hamamelid I
 hamamelid II
 Gunnera
caryophyllids[15($\frac{1}{3}$), 16($\frac{2}{3}$)]
 rosid III
 rosid II
rosid I[18($\frac{1}{3}$), 19($\frac{2}{3}$)]
 asterid V
 asterid IV
 asterid III
asterid II[20($\frac{1}{3}$), 21($\frac{2}{3}$)]
asterid I[20($\frac{1}{3}$), 21($\frac{2}{3}$)]

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

☒ 9: Phylogenetic tree for higher taxa of seed plants

of nodes above the family Alismataceae may be larger than that shown in the tree. The number of nodes above Alismatales is 17 with the probability of 1/9, 18 with the probability of 4/9 or 19 with the probability of 4/9.

There are three unresolved relationships above Iridaceae. As a result, the number of nodes above it may be 18 with the probability of 1/243, 19 with 10/243, 20 with 40/243, 21 with 80/243, 22 with 80/243 or 23 with 32/243.

There are two unresolved relationships above Orchids. Accordingly, the number of nodes above it may be 17 with the probability of 1/81, 18 with 8/81, 19 with 24/81, 20 with 32/81 or 21 with 16/81. Three families are included in Orchids. We chose this higher taxon than the family Orchidaceae because the number of nodes above Orchidaceae, which includes *Habenaria sagittifera*, may be larger than that shown in the original tree of Chase et al due to the lack of the other two families in the tree.

There is an unresolved relationship above commelinoids. As a result, the number of nodes above this taxon may be 18 with the probability of 1/27, 19 with 6/27, 20 with 12/27 or 21 with 8/27. The tree within commelinoids is presented in Fig. 9.

There is one unresolved relationship above Pontederiaceae and two unresolved relationships above Sparganiaceae. The resulting possible numbers of nodes for them are presented in brackets in Fig. 9 with their probabilities.

There are 38 families that are not included in the tree of Chase et al other than the four families in Alismatales, seven in Najadales and two in Orchids mentioned above. We assumed addition of these families does not affect the number of nodes above the chosen upper taxa for the species listed in Table 2, i.e., these not included families make a monophyletic clades with their adjacent families.

For ranunculids, caryophyllids, rosid I, asterid II and asterid I the inner phylogenetic trees are presented in Figs. 9 9, 13, 9 and 9 respectively. The possible numbers above the upper taxa for the species listed in Table 2 are presented in brackets with their probabilities. Why those numbers are possible is explained in the notes to the figures.

Araceae 1 (*Acorus*)
 Araceae 2 + Lemnaceae
Najadales[17($\frac{1}{9}$), 18($\frac{4}{9}$), 19($\frac{4}{9}$)]
Alismatales[17($\frac{1}{9}$), 18($\frac{4}{9}$), 19($\frac{4}{9}$)]
 Melanthiaceae 1 (*Pilea*)
 Melanthiaceae 2 (*Aletris*)
 Melanthiaceae 3 (*Veratrum*, *Chamaelirium*)
 [Liliales other than Iridaceae and Orchids] + Smillacaceae
 Velloziaceae
 Cyclanthaceae
 Pandanaceae
 Taccaceae
 Dioscoreaceae
commelinoids[18($\frac{1}{27}$), 19($\frac{6}{27}$), 20($\frac{12}{27}$), 21($\frac{8}{27}$)]
 Hypoxidaceae
 Tecophilaceae
Iridaceae[18($\frac{1}{243}$), 19($\frac{10}{243}$), 20($\frac{40}{243}$), 21($\frac{80}{243}$), 22($\frac{80}{243}$), 23($\frac{32}{243}$)]
 Asparagales other than Tecophilaceae and Hyposidaceae
Orchids[17($\frac{1}{81}$), 18($\frac{8}{81}$), 19($\frac{24}{81}$), 20($\frac{32}{81}$), 21($\frac{16}{81}$)]

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

☒ 10: Phylogenetic tree for monocots

Araceae
 Zingiberales
 Haemodoraceae
 Philodraceae
Pontederiaceae[22($\frac{1}{81}$), 23($\frac{8}{81}$), 24($\frac{24}{81}$), 25($\frac{32}{81}$), 26($\frac{16}{81}$)]
 Commelinaceae
 Bromeliaceae
 Rapateaceae
 Typhaceae
Sparganiaceae[22($\frac{1}{243}$), 23($\frac{10}{243}$), 24($\frac{40}{243}$), 25($\frac{80}{243}$), 26($\frac{80}{243}$), 27($\frac{32}{243}$)]
 Cyperales
 Poales + Eriocaulaceae

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

☒ 11: Phylogenetic tree for commelinoids

Papaverales
 Hamamelidales
 Menispermaceae
Ranunculaceae [16($\frac{1}{18}$), 17($\frac{5}{18}$), 18($\frac{8}{18}$), 19($\frac{4}{18}$)]
 Berbericaceae 1 (*Caulophyllum*)
 Berbericaceae 2 (*Mahonia*)
 Lardizabalaceae

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters. The number of nodes above Ranunculaceae was determined taking into account the existence of one unresolved relationship above it and the possibility that Circaeasteraceae, which is not included in the tree by Chase et al 1993, may make a clade with Ranunculaceae.

☒ 12: Phylogenetic tree for ranunculids

Santalales
 Droseraceae
 Nepentaceae
Polygonaceae [20($\frac{1}{3}$), 21($\frac{2}{3}$)]
 Plumbaginaceae
 Caryophyllales

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

☒ 13: Phylogenetic tree for rosid I

Geraniaceae
 Saxifragaceae
 Greyiaceae
 Combretaceae
 Melastomataceae
 Vochysiaceae
 Myrtaceae
 Punicaceae
Trapaceae [25($\frac{5}{51}$), 26($\frac{15}{51}$), 27($\frac{14}{51}$), 28($\frac{11}{51}$), 29($\frac{6}{51}$)]
 Lythraceae
 Onagraceae
 Oxalidaceae
 Eucryphiaceae
 Cunoniaceae
 Tremandraceae
 Cephalotaceae
 other rosid I

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters. The number of nodes above Trapaceae was determined taking into account the possibility that Penaeaceae, Crypteromiaceae and Thymelaeaceae, which are not included in the tree by Chase et al 1993, make a clade with Trapaceae.

☒ 14: Phylogenetic tree for caryophyllids

Aquifoliaceae
 Grossulariaceae 1 (*Phyllonoma*)
 Cornaceae 1 (*Helwingia*)
 Grossulariaceae 2 (*Escallonia*)
 Campanulaceae
 Menyanthaceae 1 (*Menyanthes*)
 Menyanthaceae 2 (*Villarsia*)
 Cornaceae 2 (*Corokia*)
Asteraceae [28($\frac{1}{3}$), 29($\frac{2}{3}$)]
 Goodeniaceae
 Calyceraceae
 other asterid II

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters.

☒ 15: Phylogenetic tree for asterid II

Eucommiaceae
 Garryaceae
 Cornaceae
 Loganiaceae 1 (*Gelsemium*)
 Loganiaceae 2 (*Spigelia*)
 Asclepiadaceae
 Apocynaceae
 Rubiaceae
 Gentianaceae
 Saxifragaceae
 Oleaceae
 Byblidaceae
 Bignoniaceae
 Buddlejaceae
 Pedaliaceae 1 (*Proboscidea*)
 Pedaliaceae 2 (*Harpogophytum*)
 Pedaliaceae 3 (*Sesamum*)
Lamiaceae + Verbenaceae [29($\frac{1}{46}$), 30($\frac{7}{46}$), 31($\frac{14}{46}$), 32($\frac{16}{46}$), 33($\frac{8}{46}$)]
 other Scrophulariales
 other asterid I

*) The taxa including the species in Table 2 are indicated by bold letters. We chose Lamiaceae + Verbenaceae as the upper taxon for *Eusteralis vatabeana* rather than Lamiaceae because they are not monophyletic in the tree by Chase et al 1993. The number of nodes above Lamiaceae + Verbenaceae was determined taking into account the existence of two unresolved relationships above it and the possibility that Lennoaceae, which is not included in the tree by Chase et al 1993, makes a clade with Lamiaceae + Verbenaceae.

☒ 16: Phylogenetic tree for asterid I

参考文献

- [1] Bremer, K. (1985), 'Summary of green plant phylogeny and classification,' *Cladistics*, **1**, 369-385.
- [2] Bremer, K., Humphries, C. J., Mishler, B. D. and Churchill, S. P. (1987), 'On cladistic relationships in green plants,' *Taxon*, **36**, 339-349.
- [3] Chase, M. W. et al (1995), 'Phylogenetics of seed plants: an analysis of nucleotide sequences from the plastid gene rbcL,' *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **80**, 528-580.
- [4] Cronquist, A (1981), *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*, Columbia University Press.
- [5] Dahlgren, R. M. T., H. T. Clifford and P. F. Yeo (1985), *The Families of the Monocotyledons: Structure, Evolution, and Taxonomy*, Springer-Verlag.
- [6] Hasebe, M. et al (1995), 'Fern phylogeny based on rbcL nucleotide sequences,' *American Fern Journal*, **85**, 134-181.
- [7] 福井港港湾管理者 (1992) 『福井港港湾計画資料(その1)-改訂-』平成元年7月.
- [8] 角野康郎 (1997) 「中池見湿地の水生植物の保全」『関西自然保護機構会報』**19**、103～108 ページ.
- [9] Manhart, J R (1995), 'Chloroplast 16S rDNA sequences and phylogenetic relationships of fern allies and ferns,' *American Fern Journal*, **85**, 182-192.
- [10] Margulis, L. and Schwartz, K. V. (1988), *Five Kingdoms: an Illustrated Guide to the Phyla of Life on Earth*, 2nd ed, Freeman.

- [11] 資源エネルギー庁ガス事業課(1970~1997)『ガス事業統計年報』.
- [12] Strickberger, M. W. (1996), *Evolution*, 2nd ed, Jones and Bartlett, p.289.
- [13] 敦賀港港湾管理者(1989)『敦賀港港湾計画資料(その1)-改訂-』平成4年6月.
- [14] 敦賀港港湾管理者(1996)『敦賀港港湾計画資料(その1)-一部変更-』平成8年11月.
- [15] 敦賀市史編さん委員会編(1985)『敦賀市史通史編上巻』.
- [16] 運輸省第一港湾建設局敦賀港工事事務所(1982)『福井港建設十年史』.
- [17] Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries, and P. H. Williams (1991), 'What to protect?—systematics and the agony of choice,' *Biological Conservation*, 55, pp.235-254.
- [18] 鷲谷いづみ・矢原徹一(1996)『保全生態学入門—遺伝子から景観まで—』文一総合出版.
- [19] Weitzman, M. L. (1992), 'On diversity,' *The Quarterly Journal of Economics*, 107, 363-406.
- [20] Weitzman, M. L. (1993), 'What to preserve? An application of diversity theory to crane conservation,' *The Quarterly Journal of Economics*, 108, 157-184.
- [21] Williams, P. H., Humphries, C. J. and Vane-Wright, R. I. (1991), 'Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities,' *Aust. Syst. Bot.*, 4, 665-679.
- [22] Yahara, T., Kato, T., Inoue, K., Yokota, M., Kadono, Y., Serizawa, S., Takahashi, H., Kawakubo, N., Nagamasu, H., Suzuki, K., Ueda, K., and Kadota, Y. (1998), 'Red list of Japanese vascular plants: summary of methods and results,' *Proceedings of Japanese Society of Plant Taxonomists*, 13, pp 89-96.