LCAを支える理論と手法—Part 7

環境負荷の金銭換算：LCAと経済評価

栗山 浩一

Theories and Methodologies for Supporting Life Cycle Assessment—Part 7

Valuing Environmental Impact: LCA and Economic Valuation

Koichi KURIYAMA

1. はじめに

LCAは、製品の環境負荷をライフサイクル全体で定量的に評価する手法だが、LCAによって評価される環境負荷には地球温暖化、酸性雨、大気汚染、水質汚染、廃棄物、生物多様性など多岐にわたる。このような広範囲に及ぶ環境負荷を分かりやすく伝えるために、環境負荷の金銭換算が注目を集めている。

環境負荷を金銭換算すると、企業の経営者は環境対策の費用と比較することが可能になるので、自社の環境対策の効率性を判断することが可能となる。たとえば、ある企業がCO₂を1万トン削減するために5,000万円の費用のかかる省エネ設備の導入を検討しているとしよう。このとき、これだけの費用をかけて1万トンを削減することが妥当かどうか経営者は判断できないかもしれない。しかし、これを金銭換算することで温暖化対策の効果が1億円であると評価されたならば、この設備導入は、5,000万円の費用を上回る効果があると経営者は判断できるであろう。

また、環境負荷を金銭換算することで、異なる環境負荷を直接比較することが可能となる。たとえば、リサイクルを実施すると廃棄物を削減できるものの、リサイクルにはエネルギーを必要とするためCO₂は増えるかもしれない。だが、廃棄物問題と温暖化問題はまったく性質の異なるものであり、廃棄物削減量とCO₂発生量を物量単位で直接比較することはできないことから、このままではリサイクルが環境にやさしいのか否かを簡単に判断することはできない。ところが、廃棄物削減量とCO₂発生量のどちらも金銭換算することができれば、両方とも金銭単位となるので直接比較することが可能となる。

このように、LCAによって評価された環境負荷を金銭換算することで、企業の環境対策を消費者や投資家などのステークホルダーに分かりやすく伝えたり、あるいは経営者が自社の環境対策の効率性を判断することが可能となる。ただし、環境負荷を金銭換算するためには、値

段の存在しない環境の価値を金銭単位で評価する必要がある。そこで、環境の価値を経済的に評価するために環境経済学の分野では環境価値評価（environmental valuation）の研究が行われてきた^{1, 2)}。環境を金銭単位で評価することに関しては当然ながら批判的な意見も少なくないが、過去30年間に及ぶ多数の実証研究によって評価手法の信頼性が改善されてきたことから、今日では世界各国で現実の環境政策の様々な場面において環境価値評価が使われている³⁾。

本論では、こうした環境価値評価の概要を紹介するとともに、LCAへの応用方法について解説する。まず、LCA統合指標における環境価値評価の役割について検討する。次に、代表的な環境価値評価の手法について概説する。そしてこれらの評価手法の中でLCAに実際に用いられている手法であるCVMとコンジョイント分析について詳しく解説する。最後に、金銭換算を行う上で注意すべき問題点を示し、今後の課題について検討する。

2. LCA統合指標と環境価値評価

LCAの分野では、環境負荷を単一の指標に統合するための統合化手法の研究が進められているが、単一指標に統合化する際に環境負荷の金銭換算の必要性が生じている⁴⁾（図1）。LCA統合評価ではCO₂、廃棄物、SO_xなどの環境負荷のインベントリデータを個々の環境問題の影響領域に特性化し、さらにいくつかの保護対象にグルーピングを行い、最終的には単一の指標に集約する。これらのプロセスの中で、インベントリデータの作成からグルーピングまでは自然科学的なアプローチで分析可能であるが、最後の単一指標への統合化では全く性質の異なる保護対象の重み付けが必要となるため、自然科学的なアプローチだけでは分析が難しい。たとえば、健康被害は損失余命という年数単位、生物多様性の損失は絶滅種数、そして生産性の低下は金額であり、単位が異なるのでそのままでは比較できない。

図1 LCA統合化手法と金銭評価

これらの重み付けには、健康、生物多様性、生産性のどれを重視するかという価値判断が必要となる。

環境負荷を統合化する方法としては、(1) DtT、(2) パネル法、(3) 経済評価が用いられている⁵⁾。第一のDtT (Distance to Target) は、目標値と現状値との乖離の程度をもとに環境負荷の重み付けを行う方法である。比較的容易に計算できるものの、目標値をどこに設定するかによって重み付けが影響を受けるため、環境基準が設けられていない場合は評価実施者の判断によって目標値を設定されるなど恣意性が高いという問題点が存在する。第二のパネル法は、専門家などがそれぞれの環境負荷の重要性を自分の専門知識をもとに決める方法である。専門家の意見が反映されるものの、少数の専門家の意見だけで決めるため、社会全体の価値観が反映されない危険性が高い。そして第三の経済評価は、環境負荷を金額単位に換算することで、単一の指標に集約する方法である。経済評価は、価値の高

いものほど高い価格が設定されるという経済社会の原則に従ったものであり、社会の価値観を統合指標に反映できるという利点がある。ただし、市場価格の存在しない環境負荷を金銭換算する必要がある、そのためには環境価値評価と呼ばれる特殊な評価手法を用いる必要がある。

3. 環境価値評価とは

環境価値評価は、市場価格の存在しない環境の価値を金銭単位で評価する手法である。表1は、環境価値評価で用いられる代表的な評価手法を示したものである。環境価値評価は大別すると、環境が人々の経済行動に及ぼす影響から間接的に環境の価値を評価する顕示選好法 (revealed preferences: RP) と人々に環境の価値を直接たずねる表明選好法 (stated preferences: SP) の二つがある。顕示選好法には、環境を別の市場財に置換するときの費用によって評価する「代替法」、旅行費用から観光地の価値を評価する「トラベルコスト法」、および環境が地代や賃金に及ぼす影響を用いて評価する「ヘドニック法」が含まれる。一方の表明選好法には支払意思額をたずねる「仮想評価法 (CVM)」や、複数の代替案に対する好みをたずねる「コンジョイント分析」が含まれる。

代替法 (Replacement Cost Method) は、環境を市場財で置換するときの費用で環境の価値を評価する手法である。たとえば、水道水の水質が悪化したときの影響を評価する場合、その地域において浄水器やミネラルウォーターの購入がどれだけ増加したかを調べることで評価することが可能である。水質という環境財を浄水器やミネラルウォーターという市場財で置換可能ならば、市場財には価格が存在

表1 代表的な環境評価手法の特徴

分類	顕示選好法			表明選好法	
	人々の行動を観察することで環境の価値を間接的に評価			人々に環境の価値を直接たずねることで環境の価値を評価	
名称	代替法	トラベルコスト法	ヘドニック法	CVM	コンジョイント分析
内容	評価対象に相当する私的財に置き換える費用をもとに評価。	対象地までの旅行費用をもとに評価。	環境が地代や賃金に与える影響をもとに評価。	環境変化に対する支払意思額や受入補償額をたずねることで評価。	複数の環境対策を提示し、その選好をたずねることで評価。
適用範囲	利用価値のみ。水質改善、土砂流出防止などに限定。	利用価値のみ。レクリエーション、景観など訪問に関わるものに限定。	利用価値のみ。地域アメニティ、水質汚染、騒音、死亡リスクなどに限定。	利用価値および非利用価値。レクリエーション、景観、水質汚染、大気汚染、死亡リスク、生態系など非常に幅広い。	利用価値および非利用価値。レクリエーション、景観、水質汚染、大気汚染、死亡リスク、生態系など非常に幅広い。
利点	直感的にわかりやすい。	必要な情報が少ない。旅行費用と訪問率などのみ。	情報入手コストが少ない。地代、賃金などの市場データから得られる。	適用範囲が広い。存在価値や遺産価値などの非利用価値も評価可能。	適用範囲が広い。環境価値を属性単位で分解して評価したり代替案別に評価できる。
問題点	評価対象に相当する私的財が存在しない場合は評価できない。	適用範囲がレクリエーションに関係するものに限定される。	代理市場の存在しないものは評価できない。代理市場が完全市場という仮定が必要。	アンケート調査の必要があるので情報入手コストが大きい。バイアスの影響を受けやすい。	アンケート調査の必要があるので情報入手コストが大きい。バイアスの影響を受けやすい。
LCAへの適用可能性	水質汚染や大気汚染などに適用可能。	適用は困難。	水質汚染、大気汚染、死亡リスクなどに適用可能	様々な環境負荷の金銭評価に適用可能。EPSやExternEが採用。	様々な環境負荷の金銭評価に適用可能。LIMEが採用。

するので金銭評価が可能となる。しかし、置換可能な市場財が存在しないと、代替法による評価は不可能である。たとえば希少種が絶滅したときの影響を考えると、絶滅してしまった生物を人工的に再生することは不可能であり、人工物で置換できないことから代替法による評価は不可能である。LCAへの適用性については、代替可能な市場財の存在する水質汚染や大気汚染などの評価に限定される。

トラベルコスト法 (Travel Cost Method) は観光地までの旅費を用いて訪問価値を評価する手法である。トラベルコスト法は、訪問行動という実際の行動データを用いているため評価額の信頼性が高く、国立公園や都市公園などの公園管理政策では多く用いられている。しかし、トラベルコスト法では訪問によって得られる価値以外は評価できないという欠点がある。例えば、日本国内から熱帯林を訪れる人は少ないが、トラベルコスト法で熱帯林の価値を評価すると、訪問者が少ないため熱帯林の価値は低いという結果になる。トラベルコスト法は評価対象がレクリエーション関係に限定されるため、LCAへの適用は困難と考えられる。

ヘドニック法 (Hedonic Method) は環境負荷が地価や賃金に及ぼす影響を分析することで環境の価値を評価する手法である。例えば、大気汚染のひどい地域の地価が低い傾向にあるならば、この影響を調べることで大気汚染の影響を金銭単位で評価できる。ヘドニック法は、環境属性と地価や賃金などの市場データのみで評価できるという利点がある。しかし、評価対象が地価や賃金などの代理市場に影響するものに限定されるため、地球環境問題の影響を評価することはできない。たとえば、温暖化問題の場合、地球的規模で影響が発生するため日本国内のどこに住んでいると被害を回避することは難しく、温暖化の影響が地価に反映されるとは考えにくい。LCAへの適用可能性については、水質汚染、大気汚染、死亡リスクなどの評価が可能である。

仮想評価法 (Contingent Valuation Method: CVM) は、環境変化に対する支払意思額や受入補償額をたずねることで環境の価値を評価する手法である。人々に環境の価値を直接たずねるため評価範囲が広く、景観、騒音、死亡リスク、大気汚染、水質汚染などの利用価値だけではなく、地球温暖化や生物多様性などの非利用価値も評価できる。ただし、アンケートを用いて評価するため、アンケート内容によって評価額が影響を受ける現象 (バイアス) が発生しやすいという欠点がある。LCAへの適用については、様々な環境負荷について適用が可能であり、これまでも ExternE^{6, 7)} や EPS⁸⁾ では環境負荷の金銭換算にCVMが採用されている。

コンジョイント分析は、複数の環境対策の代替案を回答

者に示し、代替案の好ましさをたずねることで環境の価値を属性単位に分解して評価する手法である。たとえば、環境対策には、大気汚染対策、水質汚染対策、廃棄物対策、生態系保全対策などの様々な対策が含まれるが、コンジョイント分析を用いると、これらの個々の価値に分解して評価することができる。また、コンジョイント分析は、利用価値だけではなく非利用価値も評価できるという利点も持っているが、一方でCVMと同様にアンケートを用いることからバイアスによる影響を受けやすいという欠点も存在する。LCAへの適用については、様々な評価対象に適用可能であり、LIME (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling)⁹⁾ では環境負荷の統合化にコンジョイント分析が採用されている。

このように環境負荷の金銭評価には様々な手法が開発されているが、ここでは実際にLCA統合指標に採用されているCVMとコンジョイント分析について詳しく紹介する。

4. CVM (仮想評価法)

4.1 CVMの基礎理論

CVM (contingent valuation method: 仮想評価法) はアンケートを用いて環境変化に対する支払意思額または受入補償額を人々にたずねることで評価する手法である。CVMは「仮想評価法」などと訳されることが多いが、通称のCVMが使われることが多い。CVMは評価対象の範囲が広く、地球温暖化や生物多様性などの非利用価値も評価できることから、1990年代以後、環境経済学の分野で注目を集めた手法である。ここでは、CVMの理論的基礎について概説するが、詳細については栗山 (1998)¹⁰⁾ を参照されたい。

CVMでは現在の環境の状態と変化後の環境の状態を示した上で、この環境変化に対して最大支払ってもかまわない金額 (支払意思額、willingness-to-pay: WTP)、または少なくとも必要な補償額 (受入補償額、willingness-to-accept compensation: WTA) をたずねることで環境の価値を計測する。具体的には以下のような質問を行う。

環境が改善された場合

環境改善に対する支払意思額 環境を現在の q_0 から q_1 に改善させる政策が計画中だとします。この政策を実施するためには、あなたは最大いくらまで支払う意志がありますか。

環境改善中止に対する受入補償額 環境を現在の q_0 から q_1 に改善させる政策が計画中だとします。この政策が中止されることになったとしたら、あなたはいくらの補償が必要ですか。

環境が悪化した場合

環境悪化阻止に対する支払意思額 環境を現在の q_0 か

ら q_1 に悪化させる政策が計画中だとします。この政策を中止するためには、あなたは最大いくらまで支払う意思がありますか。

環境悪化に対する受入補償額 環境を現在の q_0 から q_1 に悪化させる政策が計画中だとします。この政策が実施された場合、政策導入以前と同じ状態に戻るためには、あなたはいくらの補償が必要ですか。

図2は支払意思額と受入補償額の関係を示すものである。縦軸は貨幣（ x ）、横軸は環境水準（ q ）、曲線は無差別曲線（ u ）である。人々は、貨幣と環境の両者から満足を得るが、経済学ではこの満足度のことを効用と呼ぶ。無差別曲線上では、どの組み合わせにおいても同じ効用（満足度）が得られる。環境が悪化すると効用が低下するので、それを補うためには貨幣を増やす必要がある。逆に環境が改善すると効用が上昇するので、その分だけ貨幣を減らすことができる。このため、無差別曲線は図のように右下がりの曲線となる。環境も貨幣も増えるほど効用が増加するので、右上の無差別曲線ほど効用が高い。

現在の環境の状態を q_0 とする。ここで環境対策が実施されて、現在の水準 q_0 から q_1 へと改善されたとする。現在の所得が M とすると所得は変化しないので、この環境対策によって点 A から点 B へと移動する。これにより、効用水準は現在の u_0 から u_1 へと上昇する。このとき、図の BC だけ支払ったとすると、点 C へと移動するが、点 C は点 A と同じ無差別曲線にあるので、環境対策を実施する前と同じ効用が得られるので、環境対策に BC の金額を支払っても構わないと考えられる。つまり、この環境改善の支払意思額（WTP）は図の BC によって示される。

一方、環境対策が中止されて最初の環境水準 q_0 に戻ったとしよう。すると元の点 A へと戻り、効用水準は u_1 から元の u_0 へと低下する。このとき、図の AD だけ補償額を受け取ったとすると点 D へと移動するが、点 D は点 B と同じ無差別曲線にあるので、環境対策が中止される前と同じ効用が得られるので、環境対策が中止されたことの代償として少なくとも AD の金額が必要であると考えられる。つまり、

この環境改善が中止されたことに対する受入補償額（WTA）は図の AD によって示される。

4.2 CVMによる死亡リスク評価

環境負荷の金銭評価にCVMを用いるときの具体例として、ここでは死亡リスクの評価を考えてみよう。死亡リスクを評価するときには、「統計的生命的価値（value of statistical life: VSL）」という概念が用いられている¹¹⁾。統計的生命的価値とは、死亡リスク削減に対する支払意思額をリスク削減幅で割ったものである。たとえば、有害物質による死亡リスクが10万人中8人であるとしよう。ここで有害物質を規制することで死亡リスクが10万人中6人にまで低下するとしよう。このときのリスク削減幅は10万分の2である。一方、この環境規制に対する支払意思額をCVMによって評価したところ、8000円という結果が得られたとしよう。このとき、統計的生命的価値は8000円÷（10万分の2）＝4億円/人となる。このように、CVMを用いると死亡リスク削減の効果を金額単位で評価できる。

図3は統計的生命的価値を説明するものである。図の縦軸は金額、横軸はリスク削減幅である。たとえば、対策を実施する前の死亡リスクが10万分の8の場合、リスク削減幅が10万分の2のときは死亡リスクは10万分の6まで低下する。つまりリスク削減幅が大きくなるほど死亡リスクは低下するが、支払意思額（WTP）は増加するので、図のように右上がりの曲線となる。リスク削減幅が低いときには死亡リスクが高い危険な状態にあるので、さらにリスク削減幅を一単位だけ増やしたときのWTPの増分は大きな値となり、図の曲線の傾きは大きくなる。しかし、リスク削減幅が大きくなるにつれて死亡リスクはしだいに低下し、十分に死亡リスクが低下して危険性の低い状態になると、リスクをさらに削減してもWTPの増分は小さな値にとどまる。つまり、リスク削減幅が増えるほど、図のWTP曲線の傾きは低下し、上側に凸型の曲線となる。

図2 支払意思額(WTP)と受入補償額(WTA)

図3 統計的生命的価値

表2 統計的生命の価値の評価額

論文名	統計的生命の価値
Viscusi (1992)	480万ドル (5.2億円)、 米国環境保護庁が採用
Miller (2000)	410万ドル (4.4億円)
Mrozek and Taylor (2002)	280万ドル (3.0億円)
Boardman et al.(2005)	400万ドル (4.3億円)
今長 (2001)	4.6億円
Tsuge et al. (2005)	3.5億円
内閣府 (2007)	4.6億円

注：Viscusi, W. K. (1992), Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities for Risk, Oxford University Press. および「交通事故の被害・損失の経済的分析に関する調査研究報告書」、内閣府政策統括官、平成19年3月をもとに作成

たとえば、リスク削減幅が10万分の2のときのWTPが8000円であったとすると、図の点Aに相当する。このときの統計的生命の価値 (VSL_1) は前述のように4億円/人である。しかし、リスク削減幅が10万分の3のときのWTPが9000円の場合、図の点Bに相当するが、このときの統計的生命の価値 (VSL_2) は9000円÷(10万分の3) = 3億円/人となる。つまり、統計的生命の価値は、死亡リスク削減幅によって変化する性質をもっており、常に同じ金額になるとは限らないことに注意が必要である。

こうした統計的生命の価値を評価した実証研究は多数存在する(表2)。アメリカでは環境保護庁が過去の研究例の評価額をもとに基準年1990年では統計的生命の価値として480万ドルを採用している。また、LCA統合指標であるEPSでは、既存研究の評価額をもとに統計的生命の価値として320万EUROを採用している。

5. コンジョイント分析

5.1 コンジョイント分析の理論的基礎

コンジョイント分析 (conjoint analysis) は、評価対象を複数の属性に分解し、属性単位で評価する手法である。コンジョイント分析は、もともと計量心理学や市場調査の分野で発展してきた手法であるが、1990年代に入ってから環境経済学の分野でも研究が開始された。コンジョイント分析はCVMと同様にアンケート調査を用いる。しかし、CVMが評価対象全体の価値を評価するのに対して、コンジョイント分析は属性別に価値を分解して評価できるという利点を持っている。例えば、森林の価値には、木材生産、レクリエーション、水源保全、野生動物保護などの様々な価値が含まれるが、CVMではこれらの個々の価値を評価しようとする、評価すべき価値の数だけ調査を繰り返す必要がある。これに対して、コンジョイント分析は評価対象の価値を分解できるので、一回の調査でこれらの

価値を同時に評価できる。しかも、CVMと同様に地球温暖化や生物多様性などの非利用価値も評価することが可能であるため、世界中の研究者がコンジョイント分析に注目している。

コンジョイント分析では、プロファイルと呼ばれるカードが使われる。プロファイルとは、いくつかの属性によって構成された架空の商品もしくは架空の環境対策のことである。たとえば、製品の環境負荷を評価する場合を考えよう。製品の環境負荷には、CO₂排出量や廃棄物発生量などの項目が考えられるが、こうした環境負荷は属性と呼ばれる。そして各属性は様々な値をとるが、この値は水準と呼ばれる。たとえば、温暖化対策によってCO₂排出削減量が5g、10g、20g、40gという4種類の値をとる場合、これらの数値が水準である。各属性の様々な水準を組み合わせることで個々のプロファイルが作成される。たとえば、CO₂排出削減量10g、廃棄物削減量20gという組み合わせで一つのプロファイルが得られる。コンジョイント分析ではこのプロファイルを回答者に示して、プロファイルに対する好ましさを回答者にたずねる。回答者に示された各プロファイルの内容と回答結果との関係を統計的に分析することで、属性別に環境の価値を評価する。

図4はコンジョイント分析を説明するものである。ここではCO₂排出削減と廃棄物排出削減の2つの属性を考える。図の縦軸はCO₂削減量、横軸は廃棄物削減量である。そしてプロファイルAとプロファイルBを回答者に示したとしよう。プロファイルAは(CO₂削減量、廃棄物削減量)=(20g、10g)であり、一方のプロファイルBは(CO₂削減量、廃棄物削減量)=(10g、20g)であるとする。この二つのプロファイルは図の点Aと点Bに相当する。これらを回答者に示したとき、BよりAが好ましいと回答したとしよう。このとき、無差別曲線は図のような形状をとると考えられる。なぜなら、点Bを通る無差別曲線よりも点Aを通る無差別曲線が右上にあり、点Bの効用水準よりも点Aの効用水準が高くなることから、回答者は点Bよりも点Aを選択

図4 コンジョイント分析の経済モデル

したと考えられるからである。同様にその他の様々なプロフィールを回答者に提示し、回答者がどれを選択したかを調べると、無差別曲線の形状を推定することが可能となる。無差別曲線の形状が推定できれば、CO₂削減量と廃棄物削減量のどちらをどのくらい重視しているのかを推定できるので、CO₂と廃棄物の価値の相対的なウェイトを計算することが可能となる。

ここでは、CO₂と廃棄物の場合を考えたが、これにさらに金額属性を追加することもできる。たとえば、CO₂を20g削減し、廃棄物を10g削減した場合には製品価格が50円上昇するとしてプロフィールに金額属性を追加することができる。プロフィールに金額属性を追加すると、各環境負荷と金額との相対的なウェイトを計算できるので、各環境負荷の金銭評価が可能となる。

5.2 コンジョイント分析とLIME

次に、LCA統合評価にコンジョイント分析を適用する方法についてLIME (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling) の事例をもとに見てみよう。LIMEではCO₂、廃棄物、SO_xなどの環境負荷のインベントリデータを個々の環境問題の影響領域に特性

化した上で、「人間の健康」、「社会資産」、「生物多様性」、「一次生産量」という4種類の保護対象に集約する。ここまでは自然科学的なアプローチによる分析が行われている。そして、これらの保護対象の重み付けを行うために、コンジョイント分析によって金銭評価が行われている。

コンジョイント分析を実施するためには、まず属性と水準を決定する必要があるが、LIMEでは表3の属性と水準が用いられた。これらの属性と水準をもとに直交計画によりプロフィールの作成が行われた。コンジョイント分析の設問は、複数のプロフィールから最も好ましいものを選択してもらう「選択型実験」の質問形式が採用された。図5はコンジョイント分析の設問例を示している。回答者にはこのような設問、すなわち3つのプロフィールを組み合わせた設問が、回答者一人あたり8種類提示された。

コンジョイント分析の場合は、回答者に直接WTPをたずねていないので、回答者に示されたプロフィールと回答との関係を統計的に処理することでWTPを推定する必要がある。複数の代替案から一つを選択する「選択型実験」の質問形式の場合、ランダム効用モデルが用いられる。ランダム効用モデルでは、効用関数が観察可能な部分と誤差項によって構成され、効用が最も高い代替案が選択されると仮定する。このとき、各代替案が選択される確率を計算することで、効用関数を推定する。効用関数が推定されると、各属性のウェイトを求めることができるが、金額属性が入っているため、環境属性と金額属性との重み付けを利用して環境属性の金銭換算が可能となる。表4はコンジョイント分析によって金銭換算された重み付け係数を示している。この重み付け係数はすべて金銭単位なので、これを用いることで単一指標に集約することが可能となる。なお、コンジョイント分析の推定方法の詳細は、栗山 (2000)¹²⁾ および栗山・庄子 (2005)¹³⁾ を参照されたい。

表3 LIMEで用いられた属性と水準

属性	水準1	水準2	水準3	水準4
人間の健康	1日	0.5日	0.25日	0日
社会資産	3万円	半分	1月4日	0円
一次生産	2億トン	半分	1月4日	0トン
生物多様性	1種	0.5種	0.25種	0種
税金	増税なし	5,000円	10,000円	20,000円

注：伊坪徳宏・坂上雅治・栗山浩一・鷲田豊明・國部克彦・稲葉敦. コンジョイント分析の応用によるLCIAの統合化係数の開発、環境科学会誌、16(5)、357-368、2003。

課題	政策1	政策2	政策3
一人あたりの 寿命の損失	1年あたり0.5日 (50年で1ヶ月縮まる)	なし (寿命が縮まらない)	現状を維持 (50年で2ヶ月縮まる)
一人あたりの 社会資産の損失	半分 (50年で75万円分失う)	現状を維持 (50年で150万円分失う)	現状を維持 (50年で150万円分失う)
植物の生長阻害	4分の1 (50年で25億トン) (日本全体の森林の1.3%)	半分 (50年で75億トン) (日本全体の森林の2.5%)	現状を維持 (50年で100億トン) (日本の森林の5%)
生物種の絶滅	1年で0.5種が絶滅 (50年で25種)	新たな絶滅なし	現状を維持 (50年で50種)
税金の追加額 (1世帯あたり、1年)	年間1万円追加 (50年で50万円)	年間5,000円追加 (50年で25万円)	追加支出なし

どの政策が一番好ましいと思いますか？ ひとつを選んでください

伊坪徳宏・坂上雅治・栗山浩一・鷲田豊明・國部克彦・稲葉敦. コンジョイント分析の応用によるLCIAの統合化係数の開発、環境科学会誌、16(5)、357-368、2003。

図5 コンジョイント分析の設問例

表4 コンジョイント分析による重み付け係数

	人間健康	社会資産	一次生産	生物多様性
単位	円／DALY	円／円	円／kg	円／EINES
重み付け係数	9.76×10^6	1.0	20.2	4.80×10^{12}

注: DALY: 傷害調整損失年数, EINES: 絶滅種数増分期待値

伊坪徳宏, 稲葉敦, “ライフサイクル環境影響評価手法 LIME - LCA, 環境会計, 環境効率のための評価手法・データベース”, 産業環境管理協会, (2005)

6. 今後の課題

本稿では、環境負荷の金銭換算を行うための評価手法とLCA統合評価への適用について紹介した。第一に、LCA統合評価では人間の健康と生物多様性のように性質の全く異なる環境問題を比較し、単一の指標に集約する必要があるが、そのためには自然科学的アプローチだけでは困難である。単一指標を求めるためには、どの環境問題をどのくらい重視するかという価値判断が不可欠であり、そのためには経済学アプローチが必要である。

第二に、環境負荷を金銭換算するための評価手法には、様々なものが開発されているが、その中でLCAに適用可能なものにはCVMとコンジョイント分析がある。CVMは環境変化に対する支払意思額や受入補償額をたずねることで環境の価値を金銭単位で評価する。一方、コンジョイント分析は、複数の代替案を回答者に提示することで、環境負荷の要因別に分解して評価する。

第三に、環境負荷による健康影響を金銭単位で評価する際には、統計的生命の価値 (VSL) という概念が用いられている。統計的生命の価値は「VSL=(死亡リスク削減に対する支払意思額)÷(リスク削減幅)」によって算出される。統計的生命の価値を評価した実証研究は多数存在し、海外では様々な環境政策に用いられている。

第四に、LCA統合評価に環境価値評価を用いたものとしては、CVMを用いたEPSやコンジョイント分析を用いたLIMEが存在する。EPSの場合は、CVMの既存研究の評価額を採用しているため、EPSの信頼性は既存研究の信頼性に大きく依存せざるを得ない。だが、既存研究の詳細が不明なためEPSの信頼性についても不明確である。一方、LIMEの場合は独自に全国規模で無作為抽出されたサンプルを対象にコンジョイント分析の調査を実施しており、調査内容の詳細が明らかにされているため、評価プロセスの透明性が確保されている。ただし、わずか一回の調査結果に基づいているため、評価額の再現可能性という点では完全とはいえない。

以上のことをふまえ、最後に今後の課題について検討しよう。これまで示してきたように、LCA統合評価にCVMやコンジョイント分析を用いることで、環境負荷を単一指

標に集約することが可能となる。ただし、CVMやコンジョイント分析はアンケートを用いて環境価値を評価するため、調査票や調査手順に問題があると、それらが評価額に影響を及ぼす可能性がある。このような現象は「バイアス」と呼ばれている。これまでの実証研究の中で、CVMには表5のように多数のバイアスが生じる可能性があることが知られている¹⁴⁾。これまでの多数の研究蓄積により、バイアスを回避するための様々な方法が開発され、CVMやコンジョイント分析の信頼性は改善されているが、適切に調査を実施しなければ、信頼性が大幅に低下する危険性があることに十分に注意する必要がある。したがって、LCA統合評価に用いるときには、用いられた調査票や調査手順を公開し、評価額の信頼性を検証できるようにすることが重要である。

そして、評価額の信頼性を確保するためには、一回の調査結果だけではなく、複数の調査結果を比較することが必要である。たとえば、死亡リスクに関しては多数の評価実績が存在することから、統計的生命の価値は概ね3～5億円程度となることが知られている。もしも評価結果が、これらの先行研究の評価額とあまりにも異なる金額となったならば、調査手順に問題があったのかもしれないと判断することが可能である。だが、生物多様性については評価事例が少ないため、このような金額の範囲を示すことは難しい。今後は、生物多様性についても多数の評価事例を蓄積し、データベース化することが必要であろう。

7. さらに勉強したい人のために

環境価値評価手法は、環境経済学の手法である。このため、環境経済学の知識が不可欠である。環境経済学に関するテキストは多数刊行されているが、その中で環境価値評価に詳しいものとしてはGrafton et al. (2004)¹⁵⁾ や栗山・馬奈木 (2008)¹⁶⁾ がある。環境価値評価を概説するものには、鷲田 (1999)²⁾、大野 (2000)¹⁷⁾、栗山 (2003)¹⁸⁾ がある。環境価値評価の理論については栗山 (1998)¹⁰⁾ やFreeman (2003)¹¹⁾ が詳しい。

表5 CVMのバイアス一覧

ゆがんだ回答を行う誘因によるもの		
戦略バイアス	環境財が供給されることは決まっているが、表明した金額に応じて課税額が決まるならば過小表明しようとする誘因が働く。逆に、課税額は一定だが、表明した金額に応じて環境財の供給が決まるならば過大表明する誘因が働く。	
	相手に喜ばれるような回答をしようとする	
	調査機関バイアス	回答者が調査機関にとって望ましい回答をしようとする
	質問者バイアス	質問者が喜びそうな回答をしようとする
評価の手がかりとなる情報によるもの		
開始点バイアス	質問者が最初に提示した金額が回答に影響する	
範囲バイアス	支払意志額の範囲を示すと、それが回答に影響する	
関係バイアス	評価対象と他の財との関係を示すと、それが回答に影響する	
重要性バイアス	質問内容が評価対象の重要性を暗示すると、それが回答に影響する	
位置バイアス	質問順序が評価対象の価値の順序を暗示していると受け取る	
シナリオ伝達ミスによるもの		
理論的伝達ミス	提示したシナリオが経済理論的あるいは政策的に妥当ではない	
評価対象の伝達ミス	回答者の受け取った内容が質問者の意図したものとは異なる	
シンボリック・バイアス	調査者が意図した財とは異なる何かシンボリックなものを回答する	
部分全体バイアス	調査者の意図する財よりも大きい、あるいは小さい財について回答する	
地理的部分全体バイアス	調査者の意図する財の地理的範囲よりも大きい、あるいは小さい範囲の財について回答する	
便益部分全体バイアス	評価対象の便益の及ぶ範囲が、調査者の意図する範囲よりも大きいあるいは小さい	
政策部分全体バイアス	調査者の意図した政策内容よりも包括的、あるいは部分的な政策内容について回答者が想定する	
測度バイアス	評価測度が調査者の意図したものとは異なる	
供給可能性バイアス	評価対象の供給可能性が調査者の意図したものとは異なる	
状況伝達ミス	提示する仮想的市場の状況が調査者の意図するものとは異なる	
支払手段バイアス	支払手段が調査者の意図とは異なって認識されたり、支払手段そのものが価値を持つ	
所有権設定バイアス	評価対象の所有権が調査者の意図とは異なる	
供給方法バイアス	評価対象の供給方法が調査者の意図とは異なって認識されたり、供給方法そのものが価値を持つ	
予算制約バイアス	回答者が支払うと答えると、他の財を購入できる金額が低下することを、調査者の意図した通りに回答者に伝えられない	
評価質問方法バイアス	評価対象が提供される代わりに現実に最大支払っても構わない金額を答えるという状況設定が適切に伝えられない	
説明内容バイアス	評価対象を説明するために、事前に回答者に示す内容が回答に影響を与える	
質問順序バイアス	複数の財をたずねると、前の質問に答えた金額にさらに支払うと回答者が想定する	
サンプル設計とサンプル実施バイアス		
母集団選択バイアス	選択された母集団が、評価対象財の便益や費用が及ぶ範囲から見たときに不適切	
サンプル抽出枠バイアス	サンプル抽出に用いるデータ（住民台帳、電話帳など）が、母集団のすべてを反映していない	
サンプル非回答バイアス	支払意志額を答えた回答者と答えていない回答者で統計的に有意な差がある。質問すべてを回答しない場合と、支払意志額の質問のみ回答しない場合がある。	
サンプル選択バイアス	評価対象についての関心が高いほど有効回答が高くなる傾向がある	
推量バイアス		
時間選択バイアス	質問を行う時期によって評価額に影響を受ける	
集計順序バイアス		
地理的集計順序バイアス	地理的に離れている評価対象の支払意志額を不適切な順序でたずねて集計してしまう	
複数財集計順序バイアス	複数の評価対象の支払意志額を不適切な順序でたずねて集計してしまう	

注：Mitchell, R. C., and R. T. Carson. Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, Resources for the Future (1989)をもとに作成

参考文献

- 栗山浩一，“公共事業と環境の価値-CVM ガイドブック-”，築地書館，東京，(1997)
- 鷺田豊明，“環境評価入門”，勁草書房，東京，(1999)
- 竹内憲司，“環境評価の政策利用”，勁草書房，東京，(1999)
- 伊坪徳宏：日本 LCA 学会誌，3(1)，(2007)，pp.80-86
- 國部克彦，伊坪徳宏，水口剛，“環境経営・会計”，有斐閣，東京，(2007)
- ExternE Externalities of Energy Vol.7 Methodology 1998 update，(1998)
- ExternE Externalities of Energy 2005 update (2005)
- Steen, B. A, “Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS) Version 2000 - Models and Data of the Default Method”, Chalmers University of Technology (1999)
- 伊坪徳宏，稲葉敦，“ライフサイクル環境影響評価手法 LIME - LCA, 環境会計，環境効率のための評価手法・データベース”，産業環境管理協会，(2005)
- 栗山浩一，“環境の価値と評価手法”，北海道大学図書刊行会，(1998)
- Freeman, M.: The Measurements of Environmental and Resource Values: Theory and Methods (2nd ed.), Resource for the Future, (2003)

- 12) 栗山浩一,「コンジョイント分析」大野栄治編著,“環境経済評価の実務”,勁草書房,東京,(2000)
- 13) 栗山浩一,庄子康編著,“環境と観光の経済評価 国立公園の維持と管理”,勁草書房,東京,(2005)
- 14) Mitchell, R. C., and R. T. Carson., “Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method”, Resources for the Future, (1989)
(R.C. ミッチェル, R.T. カーソン, 環境経済評価研究会訳, “CVMによる環境質の経済評価—非市場財の価値計測”, 山海堂, 東京, (2001))
- 15) Grafton, Q., W. Adamowicz, D. Dupont, H. Nelson, R. J. Hill, and S. Renzetti, “The Economics of The Environment and Natural Resources”, Blackwell Publishing, (2004)
- 16) 栗山浩一,馬奈木俊介,“環境経済学をつかむ”,有斐閣,東京,2008年
- 17) 大野栄治編著,“環境経済評価の実務”,勁草書房,東京,(2000)
- 18) 栗山浩一,“環境評価手法の具体的展開”,吉田文和,北畠能房編,“岩波講座環境経済・政策学第8巻 環境の評価とマネジメント”,岩波書店,東京,(2003)