特集「元素戦略」

解説

ライフサイクル影響評価における資源採取による生態系への影響評価

伊坪 徳宏

Life Cycle Impact Assessment for Resource Mining Considering Damage on Ecosystem

Norihiro ITSUBO

Synopsis: Many of LCIA methods for assessing environmental impacts caused by resource consumption have been proposed since early 1990s, but there are few consensus internationally. One of the reasons of this insufficiency is that there are very few research paying attention to the impact on ecosystem caused by resource mining, although a huge amount of ecosystem were lost by land use change. This article surveyed current status of LCIA studies of resource consumption and introduced a method evaluating damage on ecosystem caused by resource mining. The calculation procedure and example of damage factor are also explained. Damage factor, an output of LIME2 enables LCA practitioners to apply this to case studies measuring potential damage on biodiversity. Several advanced companies have already attempted this and published their calculated results to validate their environmental performances.

Finally, the authors surveyed current situation and raised problems in LCIA method for resource consumption. Establishment of assessment method of environmental impacts on ecosystem and human health caused by unexpected leakage of overburden and mining tailing and development of method measuring social impacts of resource mining in developing countries are required.

Keywords: Biodiversity; damage assessment; ecosystem; extinction risk resource consumption

1. 資源採取と環境影響

明治時代初期から栃木県と群馬県の渡良瀬川周辺で起きた足尾銅山の公害事件。19世紀、年間の銅生産量数千トンを誇った産地は、銅の生産と引き換えに大量の亜硫酸ガスの放散と高濃度の金属イオンを含む排水を招き、周辺の環境に多大な被害を与えた。以降、産業構造の変化と合わせてわが国の金属鉱山数は減り続けているが、金属資源の消費量は増大し続けている。これは、金属の採鉱による弊害は海外に移行したことを意味する。インドネシア、ニューカレドニア、ペルー、ニジェールをはじめ、世界各国において資源採取による生態系破壊や汚染物質の流出による影響が顕発しているが、大量の資源を海外に依存している我々はこれらの問題に少なからず関与していることを認識しなくてはならない。

表1に鉱業による潜在的な環境影響の一覧を示す。鉱山開発は用地における自然環境の破壊のみならず、周辺環境に大量の排ガスや尾鉱の発生による影響に寄与する。これらの大量な廃棄物を適切に管理しなかったり、不測の事態

が起こったりしたときは、当初の想定では及ばない大規模な被害をもたらすものと考えられる。

一方、近年生態系保全に関する評価の関心は国際的に急速に高まっている。2009年名古屋で開催された生物多様性条約第10回締約国会議では、生態系に対する影響を評価する手法構築の必要性が認識された。生態系に対する影響の評価結果について報告したものでは、ミレニアム生態系評価¹⁾、TEEB (The Economics of Ecosystem & Biodiversity)²⁾が有名である。

ミレニアム生態系評価では、生態系への影響を生物種の絶滅速度で表し、現在の種の絶滅速度が石器時代のそれよりも100倍程度早まっており、将来は現在のさらに10倍以上早まることを示した。TEEBは温暖化の経済評価で有名なスターンレポート³⁾の生態系版であり、国立公園などの生態系の経済的価値について評価した結果が生物多様性条約締約国会議において報告され、各国の政策担当者からの関心を集めた。

LCAのなかで資源採取による影響を定量的に算定する

表1 鉱業による潜在的影響

自然環境への影響	汚染影響
<ul style="list-style-type: none"> ・ 鉱山用地及び廃棄物の処分用地における自然のハビタット（生育・生息環境）の破壊 ・ 排出と放流の結果としての近隣のハビタットの破壊 ・ 入植者の殺到から生ずる近隣のハビタットの破壊 ・ 沈泥と流れの改変に伴う河状と河川生態の変化 ・ 地下水面の変化 ・ 土地の形状の改変 ・ 閉鎖後の不適切な復旧に伴う土地の劣化 ・ 土地の不安定性 ・ 構造物及びダムの事故から生ずる危険 ・ 放棄された設備、工場及び建物 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 鉱山用地からの排水（酸性鉱山排水及びくみ上げられた鉱山排水を含む。） ・ 鉱山用地からの堆積物の流出 ・ 川床での採鉱作業からの汚染 ・ 鉱物の処理作業からの流出 ・ 用地からの汚水の流出 ・ 石油及び燃料の漏出 ・ 処理残渣及び化学物質の漏出による土壤汚染 ・ 尾鉱及び処分区域からの汚染物質の浸出 ・ 鉱物の処理操作からの大気汚染 ・ 居住地域またはハビタットに近い用地からの粉塵の排出 ・ 鉱山からのメタンの放出

試みは1990年代前半から検討されてきた課題であり、これまでに多くの手法が提案されるだけでなく、実際に製品評価などで活用されてきた。LCAで問題とする資源消費の影響としては、第一に、将来世代の利用可能な資源量が減少すること、あるいはそれに伴う社会経済的な影響が取り上げられるものと考えられる。しかし、資源消費による影響はこれだけでなく、周辺地域、場合によっては広範囲に及ぶ自然環境への影響をもたらす。LCAは定常的な状態でのエネルギー消費や材料の入出力をもとに計算することが多く、自然環境の物理的な破壊に関する評価は、特に日本では議論されることは少なかった。

これに対して、ミレニアム生態系評価では生物多様性に対する影響の要因として五つ（生息地の改変、気候変動、外来種、乱獲、汚染）挙げている。定性的ではあるが、それらのなかでも生息地の物理的改変による影響が大きいことを示している。大規模な土地利用変化に伴う資源の採取は、生息地の改変に関わる事項であり、資源採取と生態系影響とは少なからずの因果関係があるものと考えられるため、LCAにおいても適切に評価範囲に含められることが求められる。

本稿ではライフサイクル影響評価（LCIA）における資源採取の環境影響評価の考え方を概観したうえで、そのなかでも採掘に伴う生態系影響の評価手法について注目する。これにあわせて、今後求められる検討課題についてまとめた。

2. LCAにおける資源採掘の影響評価

一般に「資源問題」として認識されている内容は、エネルギー資源学会（1996）⁴⁾の議論を参考に大きく区分すれば、「物理的な消耗・枯渇」、「安定供給に係る問題（人為的な途絶等）」及び「資源の供給・消費に伴う環境問題」の3種類に整理することができる。この観点から現在のLCA手法における資源消費の影響評価の視点をまとめてみる。

LCIA（ライフサイクル影響評価）における既存の資源消費に係る特性化係数には、主に、（1）資源の希少性に注目したものと（2）資源採取に伴う環境影響に注目したものに分かれる。前者に属する手法の提案が相対的に多く、これらはさらに、（1）-1資源量に関する指標を用いたもの、（1）-2エネルギーやコストに関する指標を用いたものに分けられる。以下におもな手法の考え方について概説する。

2.1 資源量に着目した特性化係数

鉱物及び化石燃料はともに地下に埋蔵されており、その量は限られている。この有限性に着目した特性化係数は、①究極資源量（総資源量）（ U ）、②可採埋蔵量（ R ）、及び③生産量（ P ）を組み合わせた指標から構成される。Guinée et al. (1995)⁵⁾は、非生物資源の総量に着目した特性化係数として、非生物系資源枯渇性ポテンシャル（ ADP ）を提案した。

$$ADP_i = (P_i / U_i^2) / (P_{Sb} / U_{Sb}^2) \quad (1)$$

ここで、 P_i 及び U_i はそれぞれ、非生物資源種 i の生産量[kg yr⁻¹]及び究極資源量[kg]、 P_{Sb} 及び U_{Sb} はそれぞれ、基準物質（アンチモン）の P 及び U である。Guinéeらは、 U を「究極埋蔵量」（ultimate reserve）と称しているが、これは一定の厚さ（10km）の地殻中の存在量を大胆に資源量とみなして算定した値である。Guinée et al. (2001)は、これを非生物資源の特性化係数として第一に推奨している（なお、その後、 ADP については値の改訂が行われている）（van Oers et al. 2002）⁶⁾。一方、究極資源量のすべてを人間が採掘することは不可能であり、経済的に引き合う埋蔵量に基づいて評価すべきという観点より、可採埋蔵量を基本と考えれば、 R 及び P を組み合わせた $1/R$ 及び P/R^2 などの特性化係数がある。また、物質・材料研究機構（2004）⁷⁾は、「資源枯渇性加速度」に基づく特性化係数を提案した。これは一般的な評価指標（評価関数）である資源枯渇速度 V を以下のように定義した。

$$V [1/t] = \frac{(\text{消費速度 } D_i[M/t]) - (\text{再生速度 } [M/t])}{(\text{資源のストック量 (埋蔵量)} \quad R_i[M])} \quad (2)$$

資源*i*を一定速度で*n*年間使用することで、*V*がどれだけ加速されるかを考え、*V*を微分した。その結果を基に鉄を基準物質とした特性化係数を提案した。

$$Ci (\text{鉄当量の資源枯渇加速度}) = \frac{R_{Fe}}{R_i} \times \left(1 + \frac{n}{\lambda_i}\right) \bigg/ \left(1 + \frac{n}{\lambda_{Fe}}\right) \quad (3)$$

ここで λ_i は資源の耐用年数 ($R_i \div D_i$) である。*n*は対象製品に依存するが、「持続可能性を議論するうえで当面意識に上る範囲の100年」と設定されている。

これらのいずれも、評価に利用されるパラメータの種類は多くないため、比較的多くの資源種を考慮できるという利点を有する。一方、(可採)埋蔵量*R*は、新しく発見される資源量などによって変動する。このため、例えば、1970年において可採年数 (R/P) が20年以下であった金など4金属は、1990年の可採年数が1.2～2.1倍に伸びていることが指摘されている(西山ら1993)⁸⁾。また、生産量*P*も当然増減する数値である。よって、これらの指標は、技術や資源価格などに応じて変化することに留意する必要がある。このような理由から、可採年数は資源の枯渇の目安にならないとする指摘(正道ら1997)⁹⁾もあるなど、資源量に着目した特性化係数として幅広い合意が得られる指標を唯一選択することは困難であるのが現状である。

2.2 エネルギー及びコストに着目した特性化係数

鉱物及び化石燃料の採掘にはエネルギー及びコストを要する。また、採掘は、純度が高く採掘しやすい鉱床から行われていくため、時間の経過とともに、資源を得るために要する採掘及び精錬の労力が増加し、結果として消費エネルギーの増加や得られる資源の品位の低下などの影響を受ける。化石燃料のエネルギー側面を考慮するには、発熱量 [MJ kg^{-1}] が最も明解な指標である。Finnveden (1996)¹⁰⁾ は、エクセルギー(ある温度・圧力状態にある熱エネルギーが、別の状態に移る過程において外に取り出すことができるエネルギーの理論最大値: 有効エネルギーともいう)を利用して、一部の鉱物種及び化石燃料の特性化係数を算定した。エクセルギーの数値の信頼性は高い一方、資源の希少性が考慮されないことの問題点が指摘される。Steen (1999)¹¹⁾ は、採掘により発生するコスト[金額 kg^{-1}] を特性化係数として提案した。これは、持続的に使用できる代替資源を想定し、代替資源を生産するコストと生産に伴って発生する社会コストの合計を対象とする資源の重み付け係数としたものである。代替資源の例として、原油では菜種油を、石炭では木炭を対象にしている。LIME(伊坪ら(2005)¹²⁾、伊坪ら(2010)¹³⁾では、資

源消費に伴う保護対象「社会資産」に対する評価において、El Serafy (1989)¹⁴⁾ の「ユーザコスト」を採用している。これは世代間公平の観点から将来世代が現世代と同じ収益を得られるようにするために、現世代が予め支払っておくべき費用を求めたものである。Müller-Wenk (1998)¹⁵⁾ は、主に鉱物資源を対象に、資源採取の「超過エネルギー」(surplus energy)に基づく評価法を提示した。超過エネルギーは、経済原則に則って品位の高い鉱物が優先的に採掘される結果、将来世代はより低品位の資源を利用することに伴うエネルギー量の損失を表している。一方、Eco-indicator99¹⁶⁾ は、Müller-Wenkの研究に基づきつつも、Müller-Wenkの算定過程の途中にパラメータ値の任意な設定が含まれることを指摘して、超過エネルギー [MJ kg^{-1}] 自体を被害指標として採用するとともに、化石燃料を含めて評価係数を再算定した。化石燃料の超過エネルギーは、例えば、オイルシェールへの代替など(評価の主観性・観点の選択により代替資源は異なる)を想定した評価が行われている。また、欧州の研究者が中心に開発したGoedkoop et al. (2009)¹⁷⁾ では、資源消費に伴う労力の増分を超過費用で示すことを提案した。超過エネルギー、もしくは超過コストは、資源消費によって人間社会が被る影響を評価している点で指標の意味が明快である。しかし、現状では評価に利用可能な基礎データが乏しく、多くの資源種に対して精度の高い特性化係数を提供するのは困難である。さらに、将来世代に対する影響を現世代に対して及ぼす影響と合わせて体系的に評価する枠組みの構築は極めて困難であるという課題を有する。

2.3 資源採取に伴う自然改変の大きさに着目した特性化係数

世界資源研究所¹⁸⁾ 及び原田ら(2001)¹⁹⁾ は、単位量の鉱物及び化石燃料を得るために関与する物質の総量(TMR)などをそれぞれ提示・推計している。また、LIMEでは、被害評価において各鉱物及び化石燃料種の採掘による土地利用面積を算定した。土地利用面積は生態系の変換面積につながるため、資源採取による生態系の潜在的影響を表す一指標として考えられる。また、その計算にはTMRが重要なパラメータとして利用される。これらの指標を相対化し、自然改変の代理指標という位置づけで特性化係数として利用することも考えられるが、これらは生態系を含めた自然環境への影響を直接表現したものではない。

資源採掘による自然環境に対する影響を測る評価手法はきわめて少ない。以降は、資源採取による自然環境への影響についての評価の考え方について解説する。

3. 資源採取による自然環境への影響とLCA

環境庁（1990）²⁰⁾は地下資源の採掘による主な環境影響として、以下のものを挙げている。

- ①地表の直接的な破壊
- ②採掘や精錬作業に伴う水質汚濁、大気汚染及び土壌浸食
- ③大量の鉱山廃棄物の発生

①については、露天採鉱（地表採鉱）では地下採鉱（坑内採鉱）に比べ、より広範囲に地表面が破壊され、また大量の廃土石（オーバーバーデン）を堆積する必要が生ずる。鉄鉱石、ボーキサイトなどは、鉱床の広がりが大きく、比較的地表に近い場合もあることから、露天採鉱の比率が高いが、それ以外の金属も、大規模で品位の低い鉱床が地表面近くにある場合、露天掘りによる採鉱が経済的に有利となる。②については、特に、高硫黄分の石炭や硫化金属鉱体を採鉱する場合には、酸性鉱山排水が生じ、何百年も続くものもあるため問題となる。pHの影響だけでなく、鉄、亜鉛、銅やその他の重金属などが浸出し、水生生物に大きな影響を与えることがある。③としては、廃土石などのほかにも、例えば、鉱石（粗鉱）から鉛、亜鉛、銅などの硫化物を取り出す場合には、浮遊選鉱法が用いられるが、これにより残渣（尾鉱）が生じ、その処分のために堆積池が必要となる。ここで挙げた影響はいずれも資源採掘に伴って発生し得る自然環境への影響としてLCAのなかに含めて評価することが求められよう。

しかし、これらの影響全てを影響領域「資源消費」のなかで設定すべきかどうかは別の問題である。例えば、資源採取の段階で化石燃料が燃焼された際に発生する二酸化炭素は地球温暖化（気候変動）影響領域で扱われることが通常である。採掘工程において発生する大気汚染物質、廃棄物、騒音などすべての環境負荷を影響領域「資源消費」で

取り扱うとすれば、非常に多くの環境負荷を影響領域「資源消費」で取り扱うことになる。つまり、こういった環境との相互作用を資源影響領域に含むのかは、LCI側で整備される入出力項目の境界とLCIA側で想定する境界との仕分けの問題である。理想的には、LCA実施者によって、あるいはLCIデータベースにおいて、資源消費・供給に伴う環境影響に関連して分析対象とするすべての環境負荷情報（例えば採掘時の有害な排水や地表の改変）が提供されることが望ましい。そうすれば、LCIA段階ではそれらを「有害化学物質」や「土地利用」などの影響領域に接続すれば足りるため、LCIA手法体系における影響領域「資源消費」では、枯渇や希少性のみを問題とすればよい。しかしながら、あるLCIA手法体系が重要だと想定する環境影響に直接接続し得るインベントリデータが、現状のLCIデータベースにおいて十分に提供しない場合は、LCIA手法体系側がこれらの領域を積極的に取り込むことが現実的な解となる。

図1に資源採取に伴う影響の流れを整理したものを示す。資源採取・消費に伴う環境影響のうち、我が国のLCAにおいてインベントリ分析結果から情報が提供されにくいことが想定されるのは、資源採取段階の環境影響である。このうちエネルギー消費などの行為が環境影響を及ぼす側面は、地下資源の場合のCO₂排出量などを中心とした分析事例（匂坂ら1996）²¹⁾（森口ら1998）²²⁾（成田ら2001）²³⁾などにみられるが、これだけでは必ずしも資源採取に伴う主要な環境影響を網羅できない。LIMEでは、資源採取に関連する排出物質による大気汚染や水質汚濁等の影響（上記②）については、「生態毒性」等の他の影響領域で評価するものとし、地表面の直接的な破壊（上記①）及び鉱山廃棄物の堆積による影響（上記③）について、土地利用に伴う生態系への被害評価手法を用いて、影響領域「資源消

図1 資源消費の因果関係

費」において評価した。以下に、LIME2で資源採取に伴う土地利用変化を通じて発生する生態系への影響の評価方法について概説する。

4. LIME2における資源採取に伴う生態系への影響評価

現段階で資源採取に伴う生態系への被害量を直接測定しているのは、世界的に見てもきわめて少ない。(RecipeやEco-indicator99では、土地利用変化による生態系の被害評価手法を提案しているが、資源消費との定量的関係付けは行っていない)ここでは、資源採取による自然環境への影響評価の例として、LIME2の被害係数の算定方法について述べる(詳細は伊坪、稲葉(2010)¹³⁾中、2.11節「土地利用」を参考にされたい)。LIME2では、鉱物資源、化石燃料、土石資源、生物資源(森林資源)の採取による影響がおよぶ対象(LIMEでは保護対象と呼ぶが、一般にはエンドポイントと呼ばれることが多い)として、資源の有限性の観点から「社会資産」への影響、及び、資源採取段階の土地利用による「生態系(生物多様性、一次生産)」への影響を対象とした。本稿では、そのなかでも鉱物資源の採取による生態系、特に生物多様性への影響評価について紹介する。

LIME2における資源採取による生態系への影響は、大きく以下の三つのプロセスで構成される。

- ①資源採掘による土地利用面積の評価
- ②土地利用による生態系への影響評価
- ③被害係数の算定

LIME2におけるダメージ関数、及び、被害係数の算定のフローを図2に示す。

①土地利用面積の評価

鉱物・石炭の採取に伴う土地利用には、主に次に示す要

素が考えられる。(i) 採掘区域そのもの、(ii) 採掘に伴い発生する廃土石(オーバーバーデン)の堆積場、(iii) 選鉱・選炭に伴い発生する尾鉱(廃石)などの堆積場、(iv) 選鉱・選炭が行われる区域。これらの規模や程度は採鉱法や鉱床(鉱山)により大きく異なる。LIMEでは、このうち(iv)の要素は考慮しなかった。多くの鉱物種を網羅的に評価することを重視して、式(4)の通り土地利用面積概略算定式を導出した。このイメージを図3に示した。

$$A = m_i \times \frac{1}{C_i} \times \frac{1}{G_i} \times \frac{1}{D_i} + \left(m_i \times O_{oi} \times \frac{1}{g_o} \times \frac{1}{H_o} + m_i \times O_{ti} \times \frac{1}{g_t} \times \frac{1}{H_t} \right) \\ \cong m_i \times \frac{1}{C_i} \times \frac{1}{G_i} \times \frac{1}{D_i} + m_i \times O_i \times \frac{1}{g} \times \frac{1}{H} \quad (4)$$

ここで、 A は土地利用面積(m^2)、 m_i は鉱物種 i の金属重量(t)、 C_i 鉱物種 i の鉱石の品位、 G_i 鉱物種 i の鉱石の比重、

図3 資源採取による土地改変面積の考え方

図2 資源採取における被害係数の算定フロー

D_i : 鉱物種 i の採掘厚さ (m)、 Oo_i : 鉱物種 i の金属とオーバーバーデンの重量比 (t/t_{metal})、 Ot_i : 鉱物種 i の金属と尾鉱等の重量比 (t/t_{metal})、 O_i : 鉱物種 i の金属と (オーバーバーデン+尾鉱等) の重量比 (隠れたフロー) (t/t_{metal})、 g : オーバーバーデン・尾鉱などの密度 (t/m^3) (g_o : オーバーバーデン、 g_i : 尾鉱等)、 H : オーバーバーデン・尾鉱等の堆積高さ (m) (H_o : オーバーバーデン、 H_i : 尾鉱等)

第1項は採掘箇所の面積を、第2項(括弧の中)はオーバーバーデンと尾鉱の堆積地面積を表す。オーバーバーデンと尾鉱は異なる場所・方法で堆積されることが多いと考えられるものの、算定に必要な情報として入手可能な隠れたフロー比 (O_i) を適用する都合上、便宜的に $H_o = H_i$ 、 $g_o = g_i$ と仮定した。オープンピット方式の露天採掘法の場合は全項が対象となる。坑内採鉱法では採掘箇所自体の改変地表面積は比較的小さく、廃土・廃石などの堆積面積が重要と考えられる。LIME2では、金属資源については、主に minecost データベースに基づいて、鉄、亜鉛、鉛、銅について鉱山ごとに品位を設定し、隠れたフロー比を鉱山ごとに推計した。鉱山ごとの算定結果に対して生産量で加重平均を取って、鉄の場合、 $0.033(m^2/t\text{-Fe})$ を得た。

②土地利用による生態系への影響評価

LIME2では、生態系に対する影響を、生物多様性と生態系サービスに対する二種類の被害を計上している。生物多様性に対する被害量として生物種の絶滅リスク (生物種の余命の逆数) を、生態系サービスに対する被害量として一次生産量 (植物の純生産量) で示す。以降は生物種の絶滅リスクの評価手法に注目して紹介する。既往の環境影響評価 (環境アセスメント) の図書より、事例ごとに生物種の絶滅リスクを算定したうえで、単位面積当たりの絶滅リスク (UAR) の増加分を算定した。レッドデータブック (RDB) に記載されたデータから全国個体数を推定し、統計モデルを用いて生物種ごとに平均余命を算出した。これを対象とする事業が実施された場合とされなかった場合について評価を行って、それぞれの平均余命の逆数の差から

絶滅リスクの増分を求めた。生物種ごとの絶滅リスクの増分の和を対象事業の実施による絶滅リスクの増分 (IER) になる。これを環境アセスメント評価事業ごとに分析したうえで、代表値を求めた。土石の採掘事業は9事業の評価結果の中央値として 8.28×10^{-11} (EINES/ m^2) を得た。

③被害係数の算定

土地利用の変化による生態系への影響は地点によって異なる。LIME2では日本への輸出国における生物多様性の状況に基づく単位面積当たりの重みづけ方法を検討し、国内の土石採掘の面積当たりの被害量に対する補正倍率として算定に組み入れた。補正倍率はRDBから各メッシュの絶滅危惧種数とUARの回帰式から得た。

図4に鉄鉱石採掘の場合を例に、被害係数算定までの流れをまとめた。

被害係数の算定には複数のモデルと多数のパラメータが利用されているが、これらの情報には不確かさがある。また、絶滅リスクの計算は複数の環境アセスメント報告書の内容に基づいて事業ごとに算定した結果から平均値を得たもので、これを日本を代表したものとして利用するには一定の限界がある。以上を考慮して、LIME2では被害係数の不確かさについて分析した。モンテカルロ法を利用して

図5 モンテカルロ法による被害係数の算定結果(鉄1kgの消費)

	鉄鉱石		国名	輸入割合 (%)	絶滅リスク (EINES/ha)
品位	53%		オーストラリア	53	4.36×10^{-7}
鉱石比重	4.44		インド	13	1.44×10^{-6}
隠れたフロー比	3.16		ブラジル	21	1.01×10^{-6}
			その他	13	-
			加重平均		7.26×10^{-7}

土地利用面積: $0.038 (m^2/t\text{-Fe})$

$$DF_{\text{EINES}}(\text{鉄}) = (7.26 \times 10^{-7}) \times 10^{-4} \times (0.038 \times 10^{-3}) = 2.76 \times 10^{-15} \text{EINES/kg-FE}$$

図4 鉱物資源の被害係数算定例 (鉄の生物多様性被害係数)

評価した結果を図5に示した。地点や条件によっては、同じ環境負荷量であっても生態系に対する影響は1桁程度変わり得ることがある。精度の高い評価結果を得るためには、採掘地点ごとに影響評価係数が提示されることが理想的であるが、実用性の観点からはLCIとの連携が必要だろう。

さらに、図6では資源ごとに生物多様性の被害係数とTMRの相関図を示した。被害係数とTMRとの間には高い相関 ($R^2=0.96$) があることがわかる。TMRが生物多様性の被害係数の主要パラメータであることが確認されるとともに、これを資源採取による生態系影響の代替指標として利用することの可能性を伺うことができる。また、資源ごとにみても、金と鉄の間でおよそ5桁程度異なる。これは鉱石の品位がppmオーダーのものから数十パーセント程度まで異なることとほぼ一致する。

図6 資源の被害係数とTMRとの相関

図7 変電所の影響評価結果(東芝)

5. ケーススタディ

生物多様性に対する影響評価については、すでに複数の企業が試行している。ここでは、東芝²⁴⁾による変電所の影響評価について紹介する。影響領域としては資源消費、土地利用、廃棄物による生態系への影響を含めた。

変電所の回路の主要部分の絶縁を空気で行う気中絶縁系変電所 (AIS) と絶縁性能の高い六フッ化硫黄 (SF6) ガスを利用したガス遮断器 (GIS: Gas Insulated Switch) を用いて回路を構成した変電所 (GIS変電所) を比較した。AISは回路を空气中で間隔を置いて保持するため、変電所の用地面積を広く必要とする。一方、GIS変電所は用地面積を約1/30まで少なくすることができるが、強力な温室効果ガスであるSF6を放出したときに温暖化の影響が懸念される。図7に評価結果を示した。ここでは統合化結果を

示す。これによれば、どの保護対象においてもGISの環境影響が小さいことが示された。特に、土地改変面積の低減効果が「生物多様性」「一次生産」への影響低減として現れている。また、SF6の漏洩による温暖化の影響は無視できるものではないが、GISを利用することで送電ロスを低減でき、これを考慮することで温暖化に対する影響もGISの方が相対的に低いことがわかった。

このような検討が、電通²⁵⁾、ユニ・チャーム²⁶⁾、日本ガス協会²⁷⁾などで実施されている。今後もさらなる活用が期待される。

6. まとめと今後の課題

資源採取は大規模な土地改変を伴うだけでなく、大量で有害な環境負荷や廃棄物の発生を伴う。資源はすべての製品で利用されるため、当該領域の環境影響を汎用的に、かつ、高い信頼性を持って評価できる手法体系の構築が求められる。資源採取による影響は多岐にわたるが、なかでも生態系に対する影響について算定を試みた手法は非常に限られている。本稿では、LCIAにおける資源採取による影響評価手法について概説したうえで、LIME2を中心に資源採取による生物多様性への影響評価手法について解説した。精度や網羅性の観点からまだ解決すべき課題はあるが、生物種への絶滅リスクという形で定量的に表現する方法が開示されたことで、現在さまざまな企業がすでに製品やインフラの評価に活用し始めているのは、世界でも先行しているものと考えられる。

以下に、LCIAに求められる当該分野の課題についてまとめた。

- ・資源採取に伴って発生する環境負荷（大気汚染物質、水質汚濁物質、鉱山廃棄物）については「都市域大気汚染」、「生態毒性」などの他の影響領域において評価することとしているが、いまだ十分これらの影響がLCAにおいて十分反映されているとは言えない。特に、金属イオンの排水と鉱山廃棄物の発生に伴う生態系や人間健康への影響については極めて深刻な影響が発生することが指摘されており、これを適切に評価に含めるための検討が求められる。
- ・生態系への影響は生物種の絶滅や一次生産の損失に限らず、景観やレクリエーションを含む様々な生態系サービスに及ぶ。複雑なシステムである生態系に対する影響を網羅的に評価に含めることが影響の過小評価を防ぐ意味でも求められる。
- ・現在の影響評価手法はベースメタルが対象とされることが多いが、レアメタル、レアアースなどを含めた網羅性が求められる。偏在性が高く、かつ、発展途上国が主要産出国である場合は、基礎データが入手困難であると同

時に他の鉱山と同様な環境管理がなされていないことが多いものと懸念される。このような条件をLCAに適切に反映させることができるかどうか、検討が求められる。

- ・資源採取の場合は、環境影響のみでなく、雇用や児童労働、災害や事故といった社会的側面が問題視されることも多い。LCAではSLCA（Social Life Cycle Assessment）やLCSA（Life Cycle Sustainability Assessment）において社会的側面を網羅することの重要性が欧州を中心に指摘されている。日本はSLCAに関する議論は総じて欧州より遅れていると言わざるを得ない。社会学者なども巻き込んだ議論が求められる。

（平成24年2月9日受付）

参考文献

- 1) Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, USA, 155pp.
- 2) TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity – interim report. The European Commission. 64pp.
- 3) Stern N (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review, Cambridge University Press, 712pp.
- 4) エネルギー資源学会 (1996) : エネルギー・資源ハンドブック, オーム社出版, 東京, 1396pp.
- 5) Guinée, J.B., Heijungs, R. (1995): Environmental Toxicology and Chemistry, 14 (5), 917-925
- 6) van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J.B., Huppers, G. (2002): Abiotic resource depletion in LCA –Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA handbook, Road Hydraulic Eng Inst., Delft, Netherlands, 75pp.
- 7) (独)物質・材料研究機構 エコマテリアル研究センター (2004) : 「鉱物資源使用」 カテゴリーの特性化係数, 環境情報科学センター委託, 117pp.
- 8) 西山孝, 安達毅 (1993) : 資源と素材, 109, 473-477
- 9) 正路徹也, 金田博彰 (1997) : 資源と素材, 113, 9-14
- 10) Finnveden, G., H.A. Udo de Haes (ed.) (1996): ““Resources”and related impact categories”, Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, SETAC -Europe, Brussels, 39-48
- 11) Steen (1999): A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) version 2000, Center for

- Environmental assessment of products and material systems, Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning, Gothenburg, 66pp.
- 12) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (2005) : 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, (独) 産業環境管理協会, 東京, 384pp.
 - 13) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (2010) : LIME2-意思決定を支援する環境影響評価手法, (独) 産業環境管理協会, 東京, 666pp.
 - 14) Serafy El, Ahmad Y. J., Lutz E., (ed.) (1989): "The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources. Chapter 3", Environmental Accounting for Sustainable Development(UNEP-World Bank Symposium), The World Bank, Washington, USA, 10-18
 - 15) Muller-Wenk (1998): Depletion of abiotic resources weighted on the base of 'virtual' impacts of lower grade deposits used in future. IWOE Discussion Paper no 57, Univ. St. Gallen, Switzerland
 - 16) Goedkoop, M. J., R. S. Spriensma (2000): The Eco-Indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment, methodology report, second edition, PRe Consultants B.V., Amersfoort, The Netherlands, 83pp.
 - 17) Goedkoop, M., Heijungs, R., Heijungs, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., (2009): ReCiPe 2008- A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonized Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level, Report I: Characterization (First edition), VROM, Holland, 126pp.
 - 18) WRI (1997): Resource Flows: the material basis of industrial economies, World Resources Institute, Washington, DC, USA, 66pp.
 - 19) 原田幸明, 井島清, 片桐望, 大蔵隆彦 (2001) : 日本金属学会誌, 65(7), 564-570
 - 20) 環境庁 (1990) : 環境保全のための循環型社会システム検討会報告書 環境庁「環境保全のための循環型社会システム検討会」, 65pp.
 - 21) 匂坂正幸, 稲葉敦 (1996) : 資源・エネルギー採取時の環境負荷, NIREニュース, 1996年2月
 - 22) 森口祐一, 近藤美則 (1998) : 日本エネルギー学会誌, 77, 1062-1069
 - 23) 成田暢彦, 一坪幸輝, 匂坂正幸, 茂呂端生, 稲葉敦 (2001) : 資源と素材, 117(4), 271-276
 - 24) (株)東芝, LIME2活用検討ワーキンググループ パート2報告書「変電所の環境影響比較」, LCA日本フォーラムホームページ, 入手先 <http://www.jemai.or.jp/lcaforum/working_group/pdf/lime2_part2_houkoku_05.pdf>, (参照 2012-1-14)
 - 25) (株)電通, LIME2活用検討ワーキンググループ パート2報告書「プロゴルフ・トーナメントの環境影響評価」, LCA日本フォーラムホームページ, 入手先 <http://www.jemai.or.jp/lcaforum/working_group/pdf/lime2_part2_houkoku_04.pdf>, (参照 2012-1-14)
 - 26) ユニ・チャーム (株), LIME2活用検討ワーキンググループ パート2報告書「自動採尿機: ヒューマニエの環境影響比較」, LCA日本フォーラムホームページ, 入手先 <http://www.jemai.or.jp/lcaforum/working_group/pdf/lime2_part2_houkoku_09.pdf>, (参照 2012-1-14)
 - 27) (社) 日本ガス協会 (2011) : LCAを用いたガス導管工事に係る掘削土3Rの推進, LCA日本フォーラムニュース, 55, 11-17