

LCA と環境経済評価の活用による 生物多様性・生態系サービス評価 —木造住宅と鉄骨住宅の事例研究—

ASSESSMENT OF BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES UTILIZED
LIFE-CYCLE ASSESSMENT AND ENVIRONMENTAL ECONOMIC VALUATION
-CASE STUDY OF WOODEN AND STEEL FRAMED HOUSE-

伊東 英幸¹・林 希一郎²

¹博士（工学） 日本大学 理工学部 交通システム工学科 准教授 (E-mail:ito.hideyuki@nihon-u.ac.jp)

²博士（国際協力学） 名古屋大学 エコトピア科学研究所 教授 (E-mail:maruhaya@esi.nagoya-u.ac.jp)

既存のライフサイクルインパクトアセスメント(LCIA)における生物多様性・生態系サービスの評価は、生物の絶滅リスクに基づく評価などが主である。したがって、ライフサイクル全体に関わる土地の改変や占有によって消失する生物多様性・生態系サービスへの影響を網羅的かつ定量的に評価するための手法構築は未だ十分検討されていない。そこで本研究では、木造住宅と鉄骨住宅に着目し、はじめにライフサイクル全体における土地の改変や建物の占有による土地利用への影響面積を推計した。次に、既存研究で示された生物多様性および生態系サービスの重要度と環境経済評価の結果を活用し、生物多様性や生態系サービスを網羅的に評価することが可能な LCIA の評価方法の構築に向けた基礎的な検討を行った。

キーワード：ライフサイクルアセスメント (LCA) , ライフサイクルインパクトアセスメント (LCIA) , 仮想市場法 (CVM) , 生態系サービス

1. はじめに

2010 年は国連により「国際生物多様性年」に定められ、名古屋市では生物多様性条約第 10 回締約国会議 (COP10) が開催されるなど生物多様性の保全に関連した取り組みが国内外において活発化している。また、国連が主導したミレニアム生態系評価報告書¹⁾で、人間福利と生態系サービスとの関係が示されたことを契機として、近年、生態系サービス評価の重要性も認識されつつあり、定量評価に向けた調査や学術的研究が世界各地で活発に行われている^{2) 3) 4) 5)}。この生態系サービスとは、我々が生態系から享受しているサービスであり、食料、燃料、木材などの供給サービス、大気や水の浄化などの調整サービス、精神的充足やレクリエーションなどの文化的サービス、上記 3 つのサービスの供給を支える基盤となる土壌形成、栄養循環などの基盤サービスの 4 つに分類される¹⁾。

このような背景を受けて、近年、製品やサービスの環境影響を総合的に評価するライフサイクルインパクトアセスメント (LCIA) の分野では、土地の改変や占有等に伴う土地利用への影響や、絶滅危惧種への影響を考慮した評価手法について検討され、生物多様性・生態系サー

ビスを LCIA に取り込む動きが活発化している。例えば、既存研究^{6) 7) 8) 9)}では、土地利用の影響評価に向けた検討や土地利用指標(Land Use Indicator) による影響評価手法の検討などがなされているが、生態系サービスの評価には至っていない。また生物多様性への影響に関しては、被害算定型環境影響評価手法(LIME: Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling)で有害物質の暴露や生物種の絶滅リスクを基に評価¹⁰⁾を行っている。Eco-Indicator99¹¹⁾では生物種の消失割合や影響を受ける生物種の割合を基に生物多様性の評価を行っている。

上述のように LCIA に関する既存研究では、土地利用への影響評価の検討や、生物の絶滅リスクに基づく評価などが中心に行われているが、広範に及ぶ生物多様性や生態系サービスへの影響を網羅的に検討する取組みは、筆者らの知る限りほとんどない。したがって、ライフサイクル全体に関わる土地の改変や占有によって消失する生態系サービスへの影響を定量的に評価するための手法の構築が重要となっている。特に製品等を製造するための原材料調達時の土地改変に伴う生態系サービスへの影響や、生産工場等の建物の占有による影響、原油や天然ガスなどの燃料の採取時の土地への影響などに対し、自然生態系の種類に応じて、各生態系サービスへの影響を

総合的に評価するための手法構築が今後重要となる。

そこで本研究では、はじめに製品等のライフサイクル全体における土地の改変や建物の占有に伴う土地利用への影響を、自然環境の種類別に面積ベースで把握する。次に、既存研究で示された生物多様性・生態系サービスの環境経済評価の結果を活用し、生物多様性や生態系サービスを網羅的に評価することが可能な LCIA の評価方法の構築に向けた基礎的な検討を行う。具体的には、国産材を使用した木造住宅と鉄骨住宅（S 造）を対象として、LCA のインベントリを作成した後、影響を受ける主要な自然生態系の面積を算出する。次に、算出した影響面積に各生態系サービスの単位面積あたりの経済価値を乗じて外部費用を算出し、LCIA による評価に向けた基礎的な検討を行い、今後の課題について考察した。

2. 研究の方法

2.1. 研究の実施方法

本研究は、以下の手順で実施した。はじめに国産材を使用した木造住宅と鉄骨住宅のライフサイクルを通じた資源消費量や排出物質の排出量を整理した。次いで、ライフサイクルごとに、自然生態系の種類別の土地改変面積や占有面積を推計した。さらに、既存研究^{12) 13) 14)}で推計された各生態系サービスの重要度および生物多様性・生態系サービス（ここでは愛知県豊田市の森林と愛知県西尾市の干潟）の経済評価結果を基に、森林や干潟の単位面積あたりの経済価値を本研究で活用した。最後に、推計した土地の影響面積に、単位面積あたりの生物多様性・生態系サービスの経済価値を乗じ、新たな LCIA による評価方法を検討した。

特に土地利用や自然生態系別に生態系サービスへの影響を整理した生態系サービスインベントリ概念は以前より提唱されてきた¹⁵⁾が、近年は定量的に評価する方法として、生態系サービスの物理量を個別に把握する方法¹⁶⁾や、環境経済学の分野で経済評価する方法¹⁷⁾などが行われてきた。ただし、これら従来の手法は、LCIA への応用を念頭におき、特定の場所の自然生態系の生態系サービスを網羅的に評価する取り組みはあまり行われていない。したがって、本研究では多くの生態系サービス（森林 36 種類、干潟 21 種類）を対象とし、既存研究^{12) 13) 14)}で推計された各生物多様性・生態系サービスの重要度や経済価値を活用し、金銭評価による LCIA の総合評価方法を検討した。なお、本来であれば、生産プロセスから発生する水質汚染などによる生物多様性・生態系サービスの質の低下や劣化なども評価すべきであるが、この関係性について既存研究で十分に明らかとされていないため、本研究ではこれについては考慮せず、今後の課題とした。

2.2. 木造住宅と鉄骨住宅の概要

鉄骨および木造住宅は国産材による建設を想定し、国内の森林を伐採した後、国内の製材所で丸太を加工し、住宅の建設現場まで 2t トラックで輸送することを想定した。住宅建設の共通の材料となる鋼材と骨材は、鉄鉱石をオーストラリアから輸入して国内の製鉄所で鋼材を製造し、セメントの原材料となる石灰石や骨材・石材は国内産を使用して国内の工場で製造することとした¹⁾。

住宅の使用期間は 30 年間¹⁸⁾とし、住宅解体後の木質廃材は木質バイオマス発電所、廃鉄骨はリサイクルセンターでリサイクルされ、その他の建築廃材は最終処分場で埋め立てることとした。これらの設定条件は愛知県豊田市での現地調査や林業関係者、住宅メーカーへのインタビュー調査などに基づいて設定した。また、原油や石炭などのエネルギーに関しても、油田や炭鉱などの採掘場所の自然環境に影響を与えていると考えられることから、JEMAI-LCA Pro ver. 2.1.1 のデータを基に各ライフサイクルのエネルギー利用量を推計し、土地利用別の影響も考慮することとした。

2.3. 土地利用の設定

生態系サービスを評価する際に、海域や陸域などの土地の自然生態系の違いによって、その生態系サービス量は大きく変化する。本研究では原材料の調達における土地利用別への影響や、工場建設・立地による土地の占有による影響について、名古屋市を中心とした周辺エリアの土地利用を参考として、仮想的なシナリオを設定した。

原料採取段階では、Rio Tinto のホームページの情報を基に鋼材の原材料となる鉄鉱石はオーストラリアの Pilbara 地域の鉱山から採掘することとし、周辺環境が砂漠地帯であることから影響を受ける土地の自然生態系は主に砂漠と設定した。

また石灰石や骨材・石材は国内の鉱山から採掘することとし、森林を伐採して採掘することを想定した。製材は、日本の森林（愛知県豊田市の森林を想定）を皆伐して作られた国産材を使用することとし、植林はしないシナリオを想定した。

製造段階では、製鉄所とセメント工場の両方が、国内の干潟（愛知県三河湾の干潟と同等と想定）の埋立地に建設されたこととした。製材所は、国産材は国内の森林を伐採して建設されたこととした。

使用段階では、住宅地は都市内の空地で建設されたこととし、特に土地利用への影響は無いとした。

廃棄段階では、木質バイオマス発電所が空地に建設されることと仮定し、建築廃材を処分する最終処分場と鉄骨廃材をリサイクルするリサイクルセンターは干潟を埋め立てて建設されたものとした。これらの設定条件は、愛知県豊田市の林業関係者や製鉄所関係者、住宅メーカーなどへのインタビュー調査に基づいて設定した。

Fig. 1 に本研究で設定したライフサイクル別の物質フローとシステム境界および影響を受ける土地利用を示す。

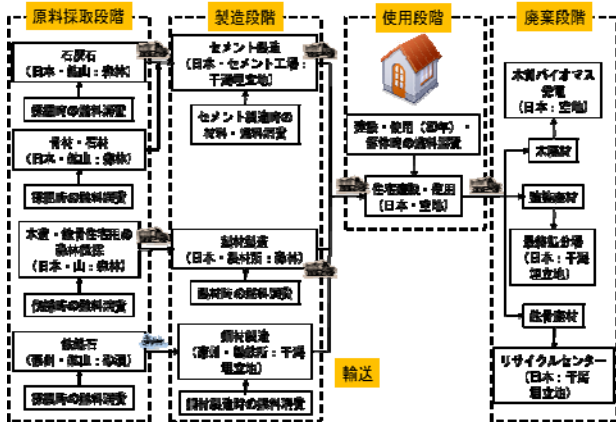


Fig. 1 本研究で設定したライフサイクル別の物質フローとシステム境界および土地利用区分

2.4. 基本条件の設定

各住宅別の使用材料は国土交通省のデータ¹⁸⁾を基に設定した (Table 1). 木造住宅と鉄骨住宅を比較評価するための基準となる機能単位¹⁹⁾は、住宅の使用年数を30年間とし、各住宅の床面積は単位面積である1m²と設定した。輸送距離は日本建築学会のデータ¹⁹⁾を参考としてオーストラリアから日本までのバルカー船の運搬距離を6,722kmと設定した。また、日本建築学会のデータ¹⁹⁾を参考としてトラックはすべて2tトラックとし、その輸送距離は国内外の総走行距離を200kmと仮に設定した。

一方、燃料・エネルギーは原油、電力、天然ガス、石炭を想定した。Table 2に示すように、各燃料・エネルギーの生産にあたり、沿岸域の埋め立てや海域でのガス田開発などにより、土地に悪影響を与えることを想定した。次に、(社)産業環境管理協会のLCAソフトであるJEMAI-LCA Pro ver. 2.1.1のデータや各種資料を基に、各ライフサイクルにおける燃料・エネルギー消費の原単位を推計した (Table 3)。

Table 1 木造および鉄骨住宅の床面積あたりの資材利用量

	単位	木造住宅	鉄骨住宅
セメント	kg/m ²	81	141
骨材・石材	m ³ /m ²	0.391	0.659
木材	m ³ /m ²	0.220	0.007
鋼材	kg/m ²	14	129

Table 2 燃料別の土地利用区分の設定条件

燃料	原油	電力	天然ガス	石炭
国	サウジアラビア	日本	オーストラリア	オーストラリア
場所・影響を受ける土地環境	油田・砂漠地帯	火力発電所・干潟(埋立地)	ガス田・海域	鉱山・砂漠地帯
影響	油田開発による影響	沿岸域の埋立による影響	ガス田開発による影響	炭鉱開発による影響

Table 3 各ライフサイクルにおける燃料・エネルギー消費の原単位

項目	電力 (kWh)	原油 (kg)	天然ガス (kg)	石炭 (kg)	参考文献	
原料採取	石灰石採掘 (1kg)	2.5E-03	4.0E-04		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1	
	骨材・石材採掘 (1m ³)	2.5E-03	4.0E-04		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1 (陸石のデータを使用)	
	国内森林伐採 (1m ³)		8.89		日本建築学会, 2006	
	鉄鉱石採掘 (1kg)	2.5E-03	1.1E-02	3.4E-04	3.0E-03	JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1
生産	製鉄所 (鉄鉄1kg)	0.062	1.7E-03		0.71	JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1 (コークスは石炭量に換算)
	セメント工場 (セメント1kg)	0.038	0.050		0.11	・(社団法人 セメント協会, 2009) を基に原料採取のエネルギーを差し引いて産出 ・石油コークスとC重油はJEMAI-LCA Pro ver.2.1.1より原油に換算
	製材工場 (丸太1m ³)	0.23	2.5			日本建築学会, 2006
使用	住宅建設 (1m ²)	33.25	24.08	3.09	0.25	日本建築学会, 2006
	住宅使用 (1m ² ・30年)	1863.6	234.8	144.4		日本建築学会, 2006
リサイクル	解体搬出 (1m ²)		5.87			日本LCAフォーラムデータベース
	鋼材リサイクル (1kg)	0.35				片山ら, 1996
	バイオマス発電 (木材の直接燃焼: 木材1kg)				0.29	全国林業改良普及協会編, 2001
投入燃料	原油 (1kg)	2.0E-03	0.012	0.018		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1
	電力 (LNG火力発電) (1kWh)			0.018		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1
	天然ガス (1kg)			0.148		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1
	石炭 (1kg)	1.5E-02	3.7E-03	5.7E-05		JEMAI-LCA Pro ver.2.1.1

2.5. 土地の影響面積の原単位の推計

ライフサイクルごとの影響面積を推計するために、既存研究のデータ^{9) 11)}を基に、建築材料の採取時や、工場・リサイクル関連施設の占有、各燃料・エネルギーの採取時に影響を与える土地の影響面積の算出を行った (Table 4). 建築材料や燃料は基本的に可採埋蔵量と採掘・採取面積のデータが公開されているものを参考として推計した。

また、工場などの施設の占有による影響面積は、敷地面積や総生産量のデータ (年間の生産量と耐用年数から算定) から推計した。しかしながら、製鉄所や製材所などの耐用年数の設定が困難であったため、本研究では基本的に100年間使用するものと仮定²⁰⁾し、製鉄所やセメント工場などに関しては、インタビュー調査などを通してその妥当性について一部確認をした。軽油や灯油、重油の原油換算に関しては、原油の精製までの間接分を含めた原油消費量を推計し、製造される軽油や重油の発熱量を用いて、各製品 (軽油や灯油など) への配分量 (原油消費量) を計算し原油換算を行った。また、30年間の住宅使用に係る燃料消費量に関しては、社団法人日本建築学会で提供されている戸建住宅用LCAツールを用いて木造住宅と鉄骨住宅の使用エネルギーを推計した結果、ほぼ同じ結果であったため、断熱仕様等は同等と仮定し、同じ燃料消費量とした。

Table 4 単位量あたりの土地の影響面積の推計結果

推計項目	推計方法	換算係数	推計項目	推計方法	換算係数
建築材料の影響面積	セメント1kgの生産に必要な石灰石量(kg)および影響面積の推計	1.1E-03 m ² /kg	リサイクル土地占有関連施設の推計	鋼材リサイクル工場の影響(占有)面積の推計	6.2E-04 m ² /kg
	骨材1kgが与える影響面積の推計	4.0E-04 m ² /kg		木廃材の燃焼の火力発電所の影響(占有)面積の推計	3.6E-06 m ² /kg
	木材1m ³ が与える影響面積の推計	69.20 m ² /m ³		建築廃材の埋め立てによる影響(占有)面積の推計	0.095 m ² /m ³
	鋼材1kgが与える影響面積の推計	2.3E-05 m ² /kg	燃料採取による影響面積	原油(1kg)の影響面積の推計	2.0E-04 m ² /kg
製鉄所の単位重量あたりの影響(占有)面積の推計	1.0E-05 m ² /kg	LNG火力電力(1kWh)の影響面積の推計		2.6E-07 m ² /kWh	
セメント工場の単位重量あたりの影響(占有)面積の推計	7.9E-07 m ² /kg	天然ガス(1kg)の影響面積の推計		0.47 m ² /kg	
生産段階の土地占有面積	製材所の単位体積あたりの影響(占有)面積の推計	0.026 m ² /m ³	石灰(1kg)の影響面積の推計	7.5E-04 m ² /kg	

3. 推計結果と考察

3.1. 土地利用別影響面積の推計

各ライフサイクルの原材料や燃料の使用量を推計し、Table 4の原単位を乗じて影響面積を推計した(Table 5)。その結果、オーストラリアのガス田(海域)の影響面積が最も大きく、木造住宅と鉄骨住宅の機能単位(使用年数30年間で住宅の床面積1m²)あたりの各土地への総影響面積はいずれも約68.8m²となり、最も大きい結果となった。国内の森林への影響面積を見ると、木造住宅は木材使用量が多いことから国内の森林影響面積を合計した場合、15.3 m²となり、鉄骨住宅の0.66 m²と比較した場合、木造住宅の方が14.64 m²影響面積が大きい結果となった。国内の干潟の影響面積に関しては、木造住宅が4.06 m²、鉄骨住宅が18.0 m²となり、鉄骨住宅の方が大きい結果となった。またTable 5の原材料、土地占有、使用エネルギー別に合計した各土地利用の総影響面積と差(木造住宅-鉄骨住宅)をTable 6に示す。その結果、原材料における木造住宅と鉄骨住宅の森林面積の総影響面積の差は14.7m²となった。土地占有では干潟の総影響面積が-13.9 m²となった。使用エネルギーに関しては、ほとんど

差はみられなかった。しかしながら、土地利用別に生物多様性や生態系サービス量は異なるため、これら影響面積の比較は面的な影響量を比較しているに過ぎないことに注意する必要がある。

Table 6 原材料、土地占有、使用エネルギーにおける各土地利用の総影響面積の比較

	原材料	土地占有		使用エネルギー	
	森林の総影響面積(m ²)	森林の総影響面積(m ²)	干潟の総影響面積(m ²)	干潟の総影響面積(m ²)	海域の総影響面積(m ²)
木造住宅	15.3	0.012	4.1	4.9E-04	68.81
鉄骨住宅	0.66	3.7E-04	18.0	5.0E-04	68.83
差(木造-鉄骨)	14.7	0.011	-13.9	-1.3E-05	-0.03

3.2. 森林と干潟の単位面積あたりの各生態系サービスの経済価値の整理

生態系サービスを定量評価する手法として物理量や貨幣換算された価値で示すなどの手法が考えられるが、現在のところ、統一的手法は未だ確立されていない。したがって、筆者らは、インターネットによるアンケート調査を実施し、愛知県豊田市足助地区の森林における各

Table 5 木造住宅と鉄骨住宅の土地利用区別影響面積の推計結果

利用物質	原材料						土地占有						使用エネルギー											
	鉄鉱石		石灰石、骨材		木材		製材所		製鉄所、セメント工場、鋼材リサイクル工場、最終処分場		木造住宅、鉄骨住宅、木質バイオマス発電所		電力(火力発電所)		原油		天然ガス		石炭					
	砂漠(鉱山)・オーストラリア		森林(山)・日本		森林(山)・日本		森林(山)・日本		森林(山)・日本		干潟(埋立地)・日本		空地(更地)		干潟(埋立地)・日本		砂漠(油田)・サウジアラビア		海域(ガス田)・オーストラリア		砂漠(鉱山)・オーストラリア			
土地環境・国	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨		
影響面積の合計(m ²)	2.98E-04	2.75E-03	0.10	0.18	15.2	0.48	0.012	3.70E-04	4.1	18.0	1.0	1.0	4.89E-04	5.02E-04	54.4	55.1	68.8	68.8	6.7E-03	0.012				
原料採取	セメント(石灰石)	利用・採掘量(kg kWh)		90.7	157.9									0.22	0.39	0.036	0.062							
		影響面積(m ²)			0.10	0.18									5.71E-08	9.93E-08	0.032	0.056						
	骨材・石材	利用・採掘量(kg kWh)			0.39	0.66									9.6E-04	1.6E-03	1.5E-04	2.6E-04						
		影響面積(m ²)			1.56E-04	2.64E-04									2.5E-10	4.1E-10	3.1E-05	5.2E-05						
	木材	利用・伐採量(m ³)				0.22	7.0E-03	2.2E-01	7.0E-03								1.957	0.062						
		影響面積(m ²)					15.2	0.48	5.82E-03	1.85E-04							0.39	0.012						
	鋼材(鉄鉱石)	利用・採掘量(kg kWh)	14	129											0.035	0.33	0.15	1.36	4.7E-03	0.043	0.042	0.39		
		影響面積(m ²)	2.98E-04	2.75E-03											9.1E-09	8.4E-08	0.03	0.27	2.2E-03	0.020	3.2E-05	2.9E-04		
	製造	製鉄所	生産量(kg kWh)							14	129				0.87	8.02	0.024	0.22						
			影響面積(m ²)								1.45	13.39				2.2E-07	2.1E-06	4.8E-03	0.044					
		セメント工場	生産量(kg kWh)								81	141				3.07	5.34	4.01	6.98				8.52	14.83
			影響面積(m ²)								6.37E-05	1.11E-04				7.9E-07	1.4E-06	0.80	1.39				6.39E-03	0.011
製材所		貯蓄量(m ³ kWh)						0.220	0.007						0.051	0.0016	0.55	0.018						
		影響面積(m ²)						5.8E-03	1.9E-04						1.3E-08	4.2E-10	0.11	0.0035						
住宅建設		エネルギー消費量(kg/m ² , kWh/m ²)														33.25		24.08			3.09		0.25	
		影響面積(m ²)														8.54E-06		4.81			1.44		1.86E-04	
使用		住宅使用	エネルギー消費量(kg/m ² ・30年, kWh/m ² ・30年)													1863.8		234.8			144.4			
		影響面積(m ²)														4.78E-04		46.9			67.4			
廃棄		住宅解体	解体搬出(m ³)															5.9						
			影響面積(m ²)																1.2					
	鋼材リサイクル	鋼材リサイクル量(kg kWh)								14	129				4.9	45.15								
		影響面積(m ²)								8.7E-03	0.080				1.3E-06	1.2E-05								
	建材のリサイクル(木質バイオマス発電)	建材リサイクル量(kg)										0.22	0.01									6.4E-02	2.0E-03	
		影響面積(m ²)										8.0E-07	2.6E-08									4.8E-05	1.5E-06	
最終処分場	建築廃材の廃棄								27.4	47.7														
	影響面積(m ²)								2.6	4.5														
輸送	各種輸送	燃料使用量(kg)													0.86	2.04	0.013	0.036	1.8E-04	5.1E-04				
		影響面積(m ²)													0.17	0.41	0.006	0.017	1.4E-07	3.8E-07				

生態系サービスの物理量を可能な限り示しつつ、その機能や役割を説明し、0 から 100 の重要度で各生態系サービスを評価してもらい、重要度を算出した。また、CVM を用いて森林の経済価値を評価し、算出した重要度の値を基に各生態系サービスの経済価値を推計した¹³⁾²⁰⁾²¹⁾。

一方、干潟(沿岸域)に関しても愛知県西尾市の一色干潟を対象として、インターネットによるアンケート調査を実施し、各生態系サービスの重要度(10段階評価)を同様に算出するとともに、CVM に基づく経済価値評価¹²⁾¹⁴⁾を実施し、干潟の各生態系サービスの経済価値を推計した。砂漠地帯における油田開発や炭鉱開発、海域でのガス田開発による土地への影響については、Costanza ら²⁾の結果を用いて単位面積あたりの各生態系サービスの経済価値を算定し、これらを Table 7 に整理した。海域に関しては本研究では WRI¹⁾の生態系サービスの分類に基づいているが、Costanza ら²⁾は文化サービスを一つの項目として纏めており、審美的価値、環境教育、神秘的価値、科学的価値を対象としていることから、文化サービスの評価結果をこれらの項目で按分して便宜的に用いることとした。また砂漠の生物多様性・生態系サービスに関しては評価を行っている既存研究が無いこと

から今回は評価していない。以上より、単位面積あたりの各生態系サービスの経済価値を用いて木造住宅と鉄骨住宅の土地利用別の総合評価を行った。

3.3. 森林と干潟の機能単位あたりの各生態系サービスの影響評価結果と考察

森林と干潟の各生態系サービスの損失価値の推計結果を Table 8 に示す。その結果、木造住宅の森林の総経済損失額は 53,616 円となり、鉄骨住宅の総額 2,322 円と比較して森林の損失額が非常に大きい結果となった。この理由として、今回のシナリオでは、各ライフサイクルにおいて森林は伐採されるのみで植林などによるオフセットや再造林、放置による二次林の成立などを想定していない。したがって、今回の評価では木材の使用量が多く、かつ経済価値の高い森林の影響面積が大きい木造住宅の方が損失額は大きくなる結果となった。

一方、干潟への影響に関しては、木造住宅が合計 9,899 円、鉄骨住宅が 43,888 円となり、干潟や沿岸域に建設された発電所や製鉄所などの土地占有による影響が大きく影響し、鉄骨住宅の方が生態系サービスの損失額が大きい結果となった。

海域への影響は、木造住宅と鉄骨住宅の天然ガスの使用量がほぼ同様であることから、大きな差は見られず、それぞれ 173.4 円、173.5 円となった。

次に森林、干潟、海域の生態系サービスの損失による社会的費用を算定すると、木造住宅が 63,689 円、鉄骨住宅が 46,384 円となり、木造住宅が約 17,000 円程度、社会的費用が大きい結果となった。しかし、森林の場合は伐採後に植林をしたり、放置しても二次林などが成立するため、生態系サービスの損失は一過性であるのに対し、干潟は工場等の建設によって永続的に占有されるなど生態系サービスの損失期間が考慮できておらず、これらを同等に取り扱っている点は今後の課題といえる。

さらに、木造住宅と鉄骨住宅の各生態系サービスの損失額を合計し比較した (Fig. 2)。森林、干潟、海域の生態系サービスの項目や内容は必ずしもすべて一致するわけではないが、社会全体で損失する生態系サービスの機能や価値を俯瞰的に評価するうえで重要となる。

その結果、基盤サービスの「栄養塩循環」の損失額が最も大きく、次いで基盤サービスの「土壌形成」が大き

い結果となった。これは基盤サービスの項目の重要度が高く評価されたことや、製鉄所や鋼材のリサイクルセンターが基盤サービスを所有する干潟 (埋立地) の占有による影響が大きく表れた結果といえる。

その他の生態系サービスは 2,000 円前後の項目が多く、干潟も森林も大きな差はあまりみられない結果となった。以上より、社会全体で考えた場合、基盤サービスの損失による経済価値の損失が特に大きいことが示された。

3.4. 生態系サービスの影響評価手法構築に向けた考察

本研究では、すべてのライフサイクルにおける土地の改変や占有に伴う土地への影響面積を推計した後、既存研究で示された各生態系サービスの経済価値を活用し、LCIA の評価プロセスに生物多様性・生態系サービスの影響評価を取り込む方法を検討した。今回の評価方法の場合、まず土地の影響面積の推計方法に関しては、既存研究^{6) 7) 8) 9)}で示されている手法などを踏襲し、インタビュー調査や既存のデータ等を活用することで推計することが可能であることを示した。次に、推計した単位面

Table 7 単位面積の生態系サービスの経済価値

		(WTP(円)・総世帯数)/(m ²)			
		森林 (足助地区)	干潟 (一色干潟)	海域	砂漠
供給	木材生産	93	NA	—	—
	食糧供給	110	129	0.15	—
	水供給	131	92	—	—
	繊維供給	83	NA	—	—
	燃料生産	88	114	—	—
	栄養供給	81	NA	—	—
	生化学物質供給	81	83	—	—
	工芸材料の供給	65	NA	—	—
	工芸品の供給	66	NA	—	—
	遺伝資源	—	88	—	—
調整	大気質の浄化	122	NA	—	—
	気候調節	118	91	0.38	—
	水調節	128	84	—	—
	土壌侵食の抑制	110	78	—	—
	自然災害の防護	114	81	—	—
	疾病の予防	105	—	—	—
	病害虫の抑制	99	88	—	—
	水調整	—	94	—	—
	花粉媒介	106	—	—	—
	レクリエーション	96	106	—	—
文化	ヒーリング効果	91	115	—	—
	環境教育	93	98	0.19	—
	神秘的価値	38	—	0.19	—
	科学研究	74	—	0.19	—
	文化遺産	84	—	—	—
	伝統的な知識	79	—	—	—
	審美的価値	83	112	0.19	—
	社会的関係	75	—	—	—
	場所のセンス	75	—	—	—
	インスピレーション	70	—	—	—
基盤	光合成	125	—	—	—
	土壌形成	119	196	—	—
	栄養塩の循環	109	286	1.18	—
	水循環	132	—	—	—
生物多様性	種の多様性	112	128	—	—
	遺伝的多様性	107	118	—	—
	生物の生息環境	117	129	0.05	—
	絶滅危惧種の保全	116	131	—	—
合計	3495	2440	2.52	—	

Table 8 森林と干潟における各生態系サービスの損失価値の結果

		(WTP(円)・総世帯数)/(m ²)							
		石灰石、骨材、木材、 製材所占有、鉱山		製鉄所、セメント工場、 鋼材リサイクル工場、電 力(火力発電所)		天然ガス		合計	
		日本		日本		オーストラリア			
		森林		干潟(沿岸域)		ガス田(海域)			
		木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨	木造	鉄骨
総影響面積(m ²)		15.3	0.66	4.06	18.0	68.81	68.83		
供給	木材生産	1425	62	NA	NA			1425	62
	食糧供給	1686	73	523	2319	10.3	10.3	2220	2402
	水供給	2011	87	374	1657			2385	1744
	繊維供給	1270	55	NA	NA			1270	55
	燃料生産	1355	59	464	2057			1819	2115
	栄養供給	1241	54	NA	NA			1241	54
	生化学物質供給	1237	54	336	1490			1573	1543
	工芸材料の供給	994	43	NA	NA			994	43
	工芸品の供給	1019	44	NA	NA			1019	44
	遺伝資源	—	—	356	1577			356	1577
調整	大気質の浄化	1877	81	NA	NA			1877	81
	気候調節	1806	78	368	1631	26.1	26.2	2200	1735
	水調節	1956	85	340	1509			2297	1594
	土壌侵食の抑制	1684	73	316	1400			2000	1473
	自然災害の防護	1744	76	331	1466			2075	1542
	疾病の予防	1616	70	—	—			1616	70
	病害虫の抑制	1516	66	356	1579			1872	1644
	水調整	—	—	380	1686			380	1686
	花粉媒介	1631	71	—	—			1631	71
	レクリエーション	1478	64	431	1912			1909	1976
文化	ヒーリング効果	1395	60	465	2064			1860	2124
	環境教育	1419	61	398	1763	13.1	13.1	1830	1838
	神秘的価値	578	25	—	—	13.1	13.1	591	38
	科学研究	1141	49	—	—	13.1	13.1	1154	62
	文化遺産	1287	56	—	—			1287	56
	伝統的な知識	1218	53	—	—			1218	53
	審美的価値	1277	55	454	2015	13.1	13.1	1745	2083
	社会的関係	1146	50	—	—			1146	50
	場所のセンス	1151	50	—	—			1151	50
	インスピレーション	1079	47	—	—			1079	47
基盤	光合成	1925	83	—	—			1925	83
	土壌形成	1828	79	794	3519			2621	3598
	栄養塩の循環	1679	73	1159	5139	81.2	81.2	2919	5293
	水循環	2017	87	—	—			2017	87
生物多様性	種の多様性	1718	74	519	2299			2236	2373
	遺伝的多様性	1640	71	480	2130			2121	2201
	生物の生息環境	1791	78	522	2315	3.4	3.4	2317	2396
	絶滅危惧種の保全	1782	77	533	2363			2315	2440
合計	53616	2322	9899	43888	173.4	173.5	63689	46384	

※ “NA” は存在しない生態系サービスで “-” は未計測の項目

積あたりの生態系サービスの経済価値に関しては、地域の固有性に配慮し、想定したシナリオの場所（もしくは近傍類似の場所）での生態系サービスの重要度および経済価値を用いるように努めた。今回のケーススタディで示した通り、様々な生態系サービスが存在する中で、特に影響を大きく受ける生態系サービスの抽出なども可能となるため、生態系サービスの種類ごとに適切な保全対策を今後検討できる可能性がある。また、森林と干潟の各生態系サービスの経済損失額を比較することで社会全

体として、どの生態系サービスへの影響が大きいかわかることが可能となり、さらには森林と干潟の生態系サービスの経済損失額を合計することで、社会的費用に基づく総合的な影響評価が可能となる。

なお、今回は愛知県豊田市足助地区の森林や愛知県西尾市一色干潟の経済価値の推計結果を活用しているが、実際には非常に複雑な土地利用がなされており、どこまで精緻にライフサイクルすべての段階で活用された土地をリストアップし、生態系サービスの評価を行うかは、今後の大きな課題である。また、生態系サービスの経済価値はCVMによる推計値を活用したが、生態系サービスの便益を享受するエリアの世帯数などにより経済価値も変わるため、現状では、その都度、CVMなどにより経済評価を実施し、その結果を活用して生態系サービスの評価を実施していく必要があるため、今後はこれらの問題の解決に向けた検討が必要となる。

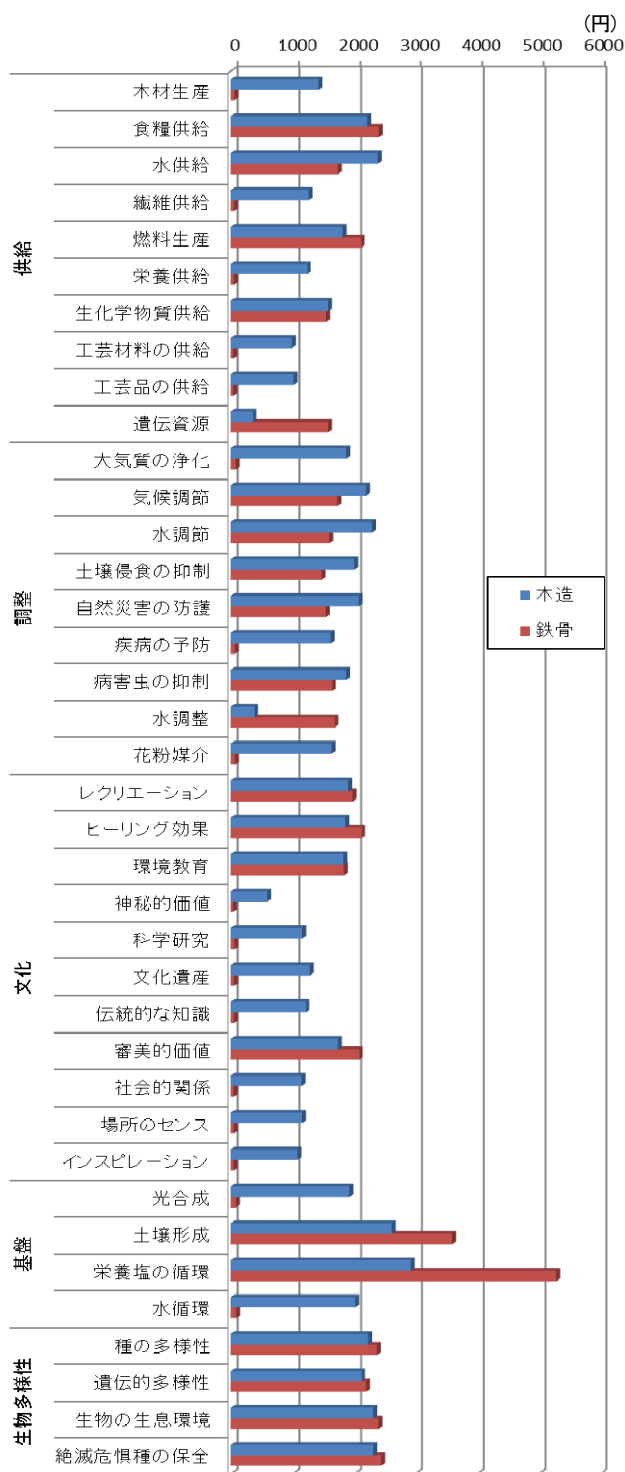


Fig. 2 森林と干潟の生態系サービス別の損失額

4. おわりに

本研究は木造住宅と鉄骨住宅を評価対象とし、ライフサイクルごとの原材料の採取や建物の占有、燃料使用量等を基にした土地利用別の影響面積を推計するとともに、既存の生物多様性・生態系サービスの経済評価結果を活用し、LCIAの評価方法に取り込む方法を検討した。

今後は土地の影響面積の推計方法に関する精緻化や、その他の土地利用における経済価値評価の検討、より詳細な土地利用状況や地域性を考慮した事例研究などを進めていく必要がある。また、評価対象の品質や性能などに対する生物多様性・生態系サービスの経済的損失の割合といった環境効率の面からの評価方法も今後検討したい。

参考文献

- 1) WRI (World Resource Institute). (2000). Ecosystems and Human Well-being Synthesis. *Island Press*, Washington DC, 137pp..
- 2) Costanza, R., Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital, *NATURE*, VOL.387, 253-260.
- 3) Farber, S., C. R. Costanza, M. A. Wilson. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services, *Ecological Economics*, No.41, 375-392. .
- 4) DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs,

- UK). (2007). An introductory guide to valuing ecosystem services, *Crown*, London.
- 5) Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. and Van der Belt, M. (1998). The value of the world's services and natural capital, *Ecological Economics*, 25(1), 3-15.
 - 6) Weidema B P and Lindeijer E. (2001). Physical impacts of land use in product life cycle assessment (Final report of the EURENVIRONLACAGAPS sub-project on land use), *Department of Manufacturing Engineering and Management Technical, University of Denmark*.
 - 7) Schenck R. C. (2001). Land Use and Biodiversity Indicators for Life Cycle Impact Assessment, *Int. J. LCA*, 6 (2), 114-117.
 - 8) Gabor Doka et al. (2002). The Assessment of Environment all Impacts caused by Land Use in the Life Cycle Assessment of Forestry and Forest Products - Guidelines, Hints and Recommendations-, *Final Report of Working Group 2 "Land use" of COST Action E9*.
 - 9) Udo de Haes H A et al. (2002). Life-cycle impact assessment: striving towards best practice, Pensacola, FLA, USA. *SETAC Press*.
 - 10) 伊坪徳宏・稲葉敦(2005)『ライフサイクル環境影響評価手法-LCA・環境効率・環境会計のための手法・データベース-』産業環境管理協会.
 - 11) Mark Goedkoop and Renilde Spriensma. (2001). The Eco-indicator 99 a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Report, Third edition. http://www.pre-sustainability.com/download/misc/EI99_annexe_v3.pdf [2014, September 1].
 - 12) H. Ito, K. Hayashi, T. Ota. (2012). Evaluation of the Eco-system Services of Isshiki Tidal Flat in Japan, *IAIA (International Association for Impact Assessment) 2012 Conference*.
 - 13) 太田貴大・林希一郎・伊東英幸 (2012)「生態系サービスの文化サービスに対する主観的価値の決定要因—愛知県一色干潟における精神的療養と環境教育利用に着目して」『環境情報科学学術研究論文集』26, 307-312.
 - 14) Hideyuki Ito, Kiichiro Hayashi, Minoru Fujii. (2013). Development of New Sustainable Indicators for EcoTopia Society, *Proceeding of International Association for Impact Assessment 2013* (Online Proceedings).
 - 15) Shelton, D., Cork, S., Binning, C., Parry, R., Hairsine, P., Vertessy, R., and Stauffacher, M. (2001). Application of an ecosystem services inventory approach to the Goulburn Broken Catchment, *Third Australian Stream Management Conference*, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 157-162.
 - 16) Ooba, M., Wang, Q., Murakami, S., Kohata, K. (2010). Biogeochemical model (BGC-ES) and its basin-level application for evaluating ecosystem services under forest management practices, *Ecological Modeling*, vol. 221, 1979-1994.
 - 17) UNEP. (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Synthesis Report. [<http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>].
 - 18) 国土交通省(2008)『建設資材・労働力需要実態調査』.
 - 19) 日本建築学会(2006)『建物のLCA 指針第3版』日本建築学会.
 - 20) T. Ota and K. Hayashi. (2011). 「Valuing comprehensive ecosystem services in sustainably managed forest: A case study in the eastern Aichi prefecture, Japan」『自然環境復元学会研究発表会発表・講演要旨集』Vol.12, 3-4.
 - 21) 太田貴大・林希一郎・伊東英幸・大場真 (2013)「再生生態系の生態系サービスに対する重要度の探索的分析—愛知県豊田市の森林の事例」『環境共生』22, 38-50.

謝辞

本研究は文部科学省の特別研究経費「東海地域における生物系未利用資源のカスケード型利用システムの構築」を活用して実施した。また、本研究の一部は、名古屋大学エコトピア科学研究所における共同研究として実施した。ここに謝意を表します。

-
- i) 本研究では設定条件の単純化のために、高炉のみで棒鋼や型鋼を製造するとし、国内で発生するスクラップの再利用は考慮せず、鉄鉱石を利用すると仮定した。今後はこれらについても検討していく必要がある。
 - ii) 新築住宅の耐用年数は長寿命化に伴って30年より長くなってきているが、実際の取り壊しまでの年数は木俣(2001)では約30年程度、平成8年の建設白書では26年、日興リサーチセンター(1996)では30年と報告されていることから本稿では30年と設定した。
 - iii) LCAでは異なる製品やサービスを評価するために機能単位を設定する必要がある。機能単位とは、対象とする製品やサービスの機能のある単位で定量化したもので、公平な比較をする際に重要となる。
 - iv) 耐用年数は今後も検討が必要であるが、100年、200年、300年と感度分析をした結果、最終的な評価結果に大きく影響しなかったため、本稿では仮に100年と設定した。

ASSESSMENT OF BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES UTILIZED
LIFE-CYCLE ASSESSMENT AND ENVIRONMENTAL ECONOMIC VALUATION
-CASE STUDY OF WOODEN AND STEEL FRAMED HOUSE-

Hideyuki ITO¹ and Kiichiro HAYASHI²

¹Dr. (Engineering) Associate Professor, Nihon University, Dept. of Transportation Systems Engineering
(E-mail:ito.hideyuki@nihon-u.ac.jp)

²Dr. (International Studies) Professor, EcoTopia Science Institute, Nagoya University
(E-mail:maruhaya@esi.nagoya-u.ac.jp)

Existing Life-Cycle Impact Assessment (LCIA) approach has looked around only the impact on land area by acquiring feedstock and occupation of factories without sufficiently addressing the importance of assessing ecosystem services. Therefore, the purpose of this study is to propose an assessment method for ecosystem services using assessment results of existing studies through a case study of wooden and steel framed house used domestic lumber. Thus, firstly we estimated the total impacted land area by each land use type throughout the lifecycle of both a wooden and a steel-framed house. We then made an inventory to quantify the economic value of ecosystem services by each impacted ecosystem type. As a result, we could indicate the basic outline of a future direction for evaluating ecosystem services comprehensively.

Key Words: *Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment, Contingent Valuation Method, Ecosystem Service*