リーテムにおけるＬＣＡの活用と資源循環

Practical use LCA and resource circulation in Re-Tem Corporation

○中島賢一*1)
Kenichi Nakajima
1) 株式会社リーテム
* kenichi-nakajima@re-tem.com

1. はじめに

㈱リーテムは創業 100 年を超える廃棄物処理・資源リサイクルを行っている会社で、環境問題を配慮しながら事業を推進している。社会貢献とビジネスの両立は、その意思を有する会社であっても人材や資金の問題から難しいものがある。

環境問題でも特に身近な問題でありながら、廃棄物処理に関するリサイクル工場での環境データは余り例がない。

環境負荷の低減に直接貢献できる可能性があるものの、リサイクル事業関連の会社は中小企業が多く、人材と資金の問題を孕んでいて LCA を実施することが難しい現況である。

リーテムではリサイクル工場での環境負荷を定量的に評価し、見える化することを業界に先駆けて取り組んでいる。

2. 東京工場建設における LCA

リサイクル事業の主たる業務のひとつは工場運営であり、工場のエネルギー使用量は特に意識する必要がある。工場が建設され、運営され、最後に解体されるというライフサイクルの中で、建設当初より使用エネルギーを測定することは、その誕生からの工場の記録であり、リサイクル工場としての使命にも通じるものとして LCA を実施した。評価結果を以下に示す。

東京工場建設により排出された CO_2 の総量は 4,607.1 トン、また償却期間を考慮して算出した 1 年当たりの CO_2 排出量は 172 トンである。

項目では、建設資材に係る量が 2,517.2 トン（54.6%）と最も多く、次いで導入設備 1,847.5 トン（40.1%）で、建設工事の機械稼働による排出量が 242.5 トン（5.3%）であった。１年当たりの排出量では、導入設備に係る発生量が 123.2 トン（71.6%）と多く、建設資材では 44.8 トン（26.1%）と順位が逆転する。これは、建設資材は、建物などに使用され、償却期間が 50 年と長いものが多いのに対して、導入設備は、内訳が機械・電気関係であるため、償却期間が 15 年と短いことによる。

建設工事においては、建設機器の稼働に係る CO_2 発生量が最も多い。

建設資材においては、素材に関してコンクリート、鉄に係る CO_2 発生量が総量でそれぞれ約 1,180 トン・1,050 トン（１年当たりの発生量で 20 トン・18 トン）と多く、この２項目で、資材全体のほぼ 90%を占める。適用部材については基礎に係る CO_2 発生量が最も多く約 65%を占める。

導入設備においてはシュレッダーに係る発生量が約 680 トン（37%）と最も多く、他の設備に比べてほぼ 3.5 倍の発生量であった。

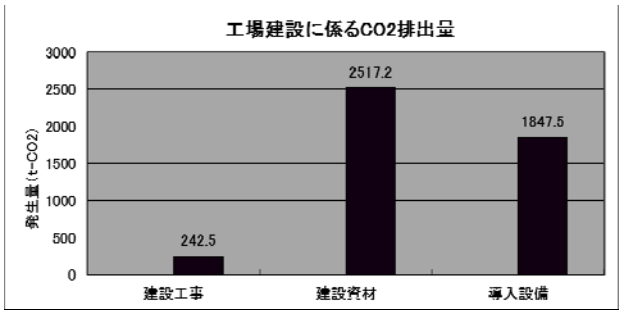


図１　東京工場建設に係る CO_2 排出量

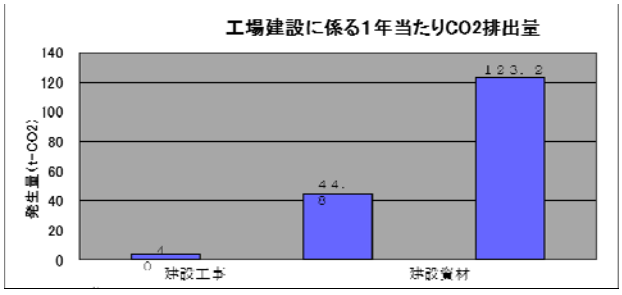


図２　東京工場建設に係る１年間の CO_2 排出量

表１　東京工場建設に係る CO_2 排出量の内訳

工場建設に係るCO2排出量	CO2発生量		1年あたりのCO2発生量	
	t-CO2	%	t-CO2/年	%
建設工事	242.5	5.3	4.0	2.3
建設資材	2517.2	54.6	44.8	26.1
導入設備	1847.5	40.1	123.2	71.6
合計	4607.1	100	172.0	100

3. 東京工場における LCA

東京工場の処理プロセスで、対象製品の処理工程の各ポイントで使用する機器、装置等を稼働させるために投入（インプット）したエネルギー（電力、軽油等）の量を調査し、調査から得られるデータに排出係数を掛けた値で発生（アウトプット）する CO_2 の量を算出した。

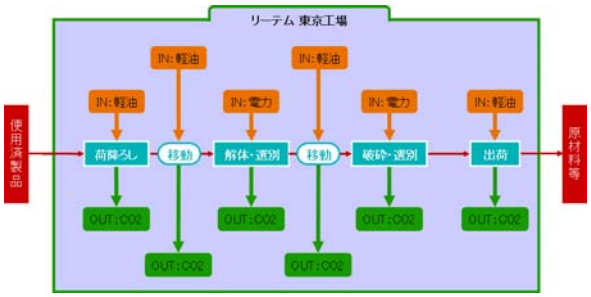


図３　リーテム東京工場処理プロセス

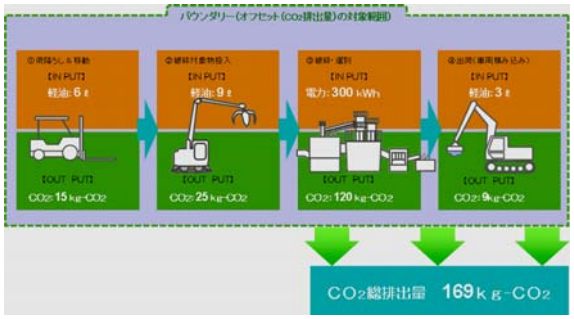


図４　自販機 57 台を処理する LCA 分析

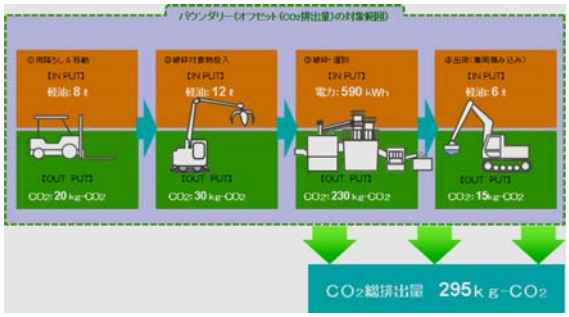


図５　ATM36 台を処理する LCA 分析

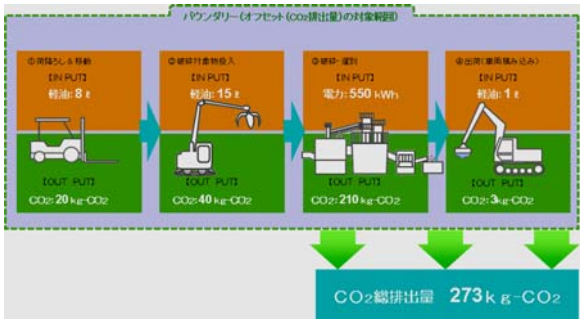


図６　業務用冷蔵庫 5.63 トンを処理する LCA 分析

4. まとめ

リーテムは 2002 年に水戸工場における廃棄物リサイクル処理の LCA（第 4 回 LCA 日本フォーラム表彰で経済産業省産業技術環境局長賞）、2006 年に東京工場におけるリサイクル工場建設の $LCCO_2$、2008 年に文具製品のカーボンフットプリントの算定を行ってきた。

リーテムは廃棄段階の LCA 分析により、製品が廃棄されるプロセスで排出される CO_2 排出量を、処理フローデータをもとに算出している。そして、コスト、リサイクル率、CO_2 排出量の 3 つの指標で分析し、顧客向けに「LCA 分析支援プログラム」による以下の支援を行っている。

・CO_2 排出量算定に必要な情報、データ収集
・CO_2 排出量の算定、分析、報告
・LCA 分析の今後の活用方法等の提案

今後の取り組みとしてカーボンフットプリント導入コンサルティングの事業を展開していくとともに、鉄リサイクル工業会等に働きかけ、各関係者に協力していただき、公的に使える工業会 LCA データを作成し、安心して使えるデータベースを構築していきたい。

生活者、消費者を起点とする環境政策

Environmental Policy from the Views of Consumers

○福嶋浩彦*[1)]
Hirohiko Fukushima
1) 中央学院大学
* h-fuku@cc.cgu.ac.jp

1. はじめに

これまで国の行政は、事業者へアプローチし、産業を育成して国民生活を豊かにするという政策が中心でした。本来、生活者・消費者から出発するはずの自治体行政も、自治・分権が不十分な中で、国に引っ張られる傾向がありました。

これに対し、行政の出発点とベクトルを逆にしたのが消費者行政です。あくまで消費者の立場から、どんな社会の仕組みが必要か考えて取り組み、結果として安全・安心な質の高い市場ができれば産業の発展にもつながり、国民の幸せが実現します。

双方向が必要なのですが、これまで弱かった生活者の視点を行政全体へ広げていくことは、環境政策、とくに自治体の環境行政にとって重要でしょう。そもそも自治体は、生活者である住民から出発して政策を立案し、実行していくのが本来の仕事です。国が打ち出した方針を地域に合うようにアレンジして実行するだけなら、国の支所で良いわけで、自治体の存在意義はありません。

2. 原発事故と食の安全

東日本大震災において直面した大きな課題の一つに食の安全があります。

福島第一原子力発電所の事故によって放射性物質が広範囲に飛散した中で、食の安全を確保する大原則は、放射性物質に汚染された食品を流通させないことです。放射性物質の基準値を超える食品が市場に出ないよう生産・出荷サイドでの規制を、厚生労働省や農林水産省が自治体と連携して行いました。

ただ、これだけでは消費者の安全・安心は確保できません。出荷時に全品目を全数検査することは物理的に不可能です。しかし、サンプル検査ではすり抜けるものが出る可能性があります。実際に、暫定規制値を超えた恐れのある牛肉が流通してしまう事態も発生しました。

そこで消費者庁は、独立行政法人国民生活センターと共同で、全国 279 の市区町村や都道府県へ食品の放射性物質検査機器を 392 台貸与しました。自治体では①消費者が持ち込んだ食品、②学校給食の食材、③自家消費用の作物などの検査を進めました。消費者が持ち込む食品には母乳も含まれます。住民からの検査ニーズは大きく、2012年度の検査実績は8万件を超えました。検査結果は自治体や消費者庁ホームページで見ることができます。

これらは、生産・出荷サイドでの規制が十分かどうか、そして本当に安全かどうかを、消費サイドでもう一度確かめていく取組みです。

3. リスクコミュニケーション

ただ、消費者の身近なところに検査機器を増やして検査すればするほど、様々な数値が消費者の前に出てきます。基準値は超えなくてもゼロではない測定値もあります。

基準値以下は完全にリスクがゼロだとは断言できない中で、その数値は何を示しているか、そのリスクを自分自身として容認できるのか、できないのか、消費者が冷静に判断して主体的に自分の行動を決める力が求められます。こうした消費者の力が無ければ、消費サイドで検査しても、逆に風評被害を生んだり、不安を煽るだけになったりします。

この消費者の力をつけるため、リスクコミュニケーションが重要です。リスクコミュニケーションは、単に政府が安全性をアピールしたり、国民を説得したりするものではありません。専門家と消費者が双方向で意見を交わし、リスクに対する共通認識をつくっていく作業です。消費者庁は、食品と放射能に関し消費者はどこが理解しにくいか、どんな情報を求めているか、どこに不安があるかを分析しながら、自治体や様々な団体と連携して、全国でリスクコミュニケーションを展開しています。

特に震災直後は、消費者から「この食品が安全か否か、消費者庁がはっきり判断してくれ」との要望が多く寄せられました。安全かどうかはっきりできるのであればそうしますが、リスクはそんなに簡単なものではありません。リスクへの認識をみんなで深めて自分で判断することが大事です。ただ、なかなか理解されませんでした。一方では「原子力発電は安全だと聞いていたのに国に騙された。もう国など信用しない」と言いつつも、残念ながら、自分で情報を集め、自分で判断して行動することがまだまだ苦手なのです。

4. おおばん市民債の挑戦

もちろん、決して住民の環境への意識が低いわけではありません。むしろ逆で、目標が明確になれば住民は積極的に行動します。

我孫子市は 2004 年、古利根沼の水面 16ha を丸ごと買い取りました。古利根沼は、利根川のかつて蛇行していた部分が残って出来た三日月湖です。ハンノキやコナラなどの斜面林と水面が一体となり、昔の利根川の風情を残したとても貴重な自然環境です。

国は昭和の初め、沼を地元の廃川組合などに払い下げたのですが、所有権がやがて開発業者の手に渡り、1980 年代から何回も埋め立て開発の計画が出されました。住民は何とか古利根沼の自然を守ろうと「古利根の自然を守る会」を結成して幅広い運動をおこし、それに押される形で行政も何とか踏みとどまり、開発計画を抑えてきました。しかし、非常に不安定な状況が続いていました。

やがて沼の所有が銀行の債権処理会社に移ったのを契機に、市が買い取って保全を確実にすることを決断しました。鑑定価格 4 億 3 千万円のうち、2 億円分は「オオバンあびこ市民債」を発行して市民に買ってもらい、1 億 1 千万円は緑の基金から支出、残りは金融機関からの借り入れで資金を確保する方針を決めました。オオバンあびこ市民債は「住民参加型ミニ市場公募債」で、オオバンは我孫子市の＜市の鳥＞の名前です。1 人当たり 10 万円単位で 100 万円まで購入でき、5 年満期一括償還です。

市民債は当時、全国の市町村で 70 番目の発行でしたが、我孫子市の特徴は市民債の利率を抑えたことです。多くの自治体では、市民債の利率は同じ条件の個人向け国債の利率に少し上乗せして決めていました。信用度を自治体と国とで比較すると国の方が高く、信用度が低い者は利率を高くしなければならないというのが金融商品の原則です。

しかし、市民債を発行するには様々な事務経費が必要になります。事務経費がかかる上に利率も高いと、縁故債として銀行から借りたほうが財政的には得だということになります。市民債には市民参加の意義があるとはいっても、目的はあくまで資金調達ですから、財政的に不利になるような方法は疑問です。

そこで、我孫子市は市民債の利率の定め方を変え、利子も含めた発行経費が、銀行から借りるのと同等かそれ以下になるようにしました。縁故債と同等の発行経費から必要な事務経費を引いて、残りの額の範囲で利率を決めたのです。結果、年利 0.58%になり、満期などが同じ条件の当時の個人向け国債の利率(0.80%)より相当低くなりました。

国より信用度の低い自治体の市債の利率が国債より低いのは、金融商品として不良商品だということで、証券会社からはすべて取り扱いを断られました。指定金融機関だった千葉銀行だけが窓口で取り扱ってくれ発行できましたが、国債より利率の低い市民債が市民に買ってもらえるのか、各方面から注目されることになりました。ところが実際は、2 億円の発行に対して 10 億 3,150 万円もの申し込み（1,260 件）があり、結局、公開抽選で当たった人だけに買ってもらいました。

なぜこれほど多くの申し込みがあったのか。それは、市民債が何に使われるかはっきりしていたからです。個人向け国債の場合は、そのお金が何に使われるか全く分かりませんが、この市民債は、古利根沼の自然を守るため沼を買い取る費用に使うことがはっきりしています。住民は利子を得るために市民債を買うのではなく、自分のお金が身近な自然を守るのに生かされる、というところに意義を感じて買ってくれたのです。このことは、我孫子市が行ったアンケートの結果でも明確に分かりました。

5. シティズンシップ教育

住民は黙って座っていれば、安全も、周りの環境も行政がすべて守ってくれる、という社会は残念ながら作りたくても作れません。

2013 年 8 月、議員立法で「消費者教育推進に関する法律」が制定されました。消費者が適切な商品選択を行うことは、安全安心な質の高い市場や、それを担う企業を作っていくうえで大きな力になります。また、消費者の行動は世界経済へも影響を与えますし、地球環境や持続可能な社会づくりにとって決定的に重要です。これらを自覚して行動でき、豊かな社会づくりの主体となる消費者市民が求められています。そのために「消費者教育」は不可欠です。

同法により自治体では、消費者教育推進計画の策定と、地域協議会の設置が努力義務となりました。しかし、自治体はこの法律に沿って、単純に自治体の計画や組織を作れば良いのかといえば、それが適切だとは思えません。

国は省庁の縦割りで法律を作っていて、環境教育等促進法は「環境教育」を、食育基本法は「食育」を求めています。また、学校でのいじめが大きな問題になっている今日、社会全体の「人権教育」が問われています。「民主主義教育」の必要性も強く感じます。

自治体や地域では、これらを総合的にシティズンシップ（市民性）教育として進めることが大切ではないでしょうか。もちろん、行政より大学や民間が中心になった方が適切なものも多いはずです。自治体として、地域の様々なシティズンシップ教育をどうコーディネートしていくかが問われています。

地域需要創出・人口還流型の再生可能エネルギー導入構想立案への LCA 手法の活用－北海道の未来を対象とした予備的検討

Application of LCA methodology for renewable energy investment planning based on demand generation and mass rural remigration: A preliminary case study on the future of Hokkaido, Japan

堀尾正靱[1)2)]、重藤さわ子[3)]、井伊亮太*[4)]、松田健士[4)]、寺田林太郎[4)]、日高正人[4)]
Masayuki Horio, Sawako Shigeto, Ryota Ii, Takeshi Matsuda, Rintarou Terada and Masato Hidaka
1) 科学技術振興機構, 2) 龍谷大学, 3)東京工業大学, 4)パシフィックコンサルタンツ(株)
*ryouta.ii@tk.pacific.co.jp

1. はじめに

我が国の再生可能エネルギーの導入ポテンシャルは空間的に偏在している。地方の地域に存在する再生可能エネルギー（以下「再エネ」と省略）を地域の発展に活用するという視点からは、再エネを単純に移出する「地産都消型」ばかりではなく、地域内で高付加価値財・サービスの生産等に活用する地産地消型の検討が望まれる。

さらに、地域内需要が供給に見あわない場合は、（持続的な）地域内需要を創出することが積極的に考えられてよい（「地域需要創出型」）。その場合、雇用等の増加が見込めるため、都市部から地方への人口の還流が可能となる。しかしこのような視点は、堀尾ら[1)]の研究開発領域で初歩的な考察が始められたばかりである。

本研究では地域需要創出型の再生可能エネルギー活用計画のために、LCA 分野の技術手法を適用し、還流人口の大胆な試算を試みる。

2. 方法とデータ

現状の系統容量が小さい北海道では、風力の過大発電時の出力抑制方式では、その大きな再エネ潜在能力を十分発揮することはできない（SI1 参照）。従って、地産都消型（東京供給シナリオ）と地域需要創出型の２種類のシナリオを対象に、CO2 排出量削減の費用対効果（指標：CO2 排出削減費用[2)]）及び波及効果を評価して比較する。本来、費用対効果分析では割引率を導入するが、議論単純化のため本研究では省略した。

2.1. 東京供給シナリオの設定

電力システム改革専門委員会地域間連系線等の強化に関するマスタープラン研究会中間報告[3)]（平成 24 年 4 月）では、再エネ導入拡大のために、北海道では、道央から北部まで地域内系統強化に対し約 2900 億円の投資により当該地域のポテンシャルをフル活用した風力発電電力が受入可能であることが示され、応募量ベースでの導入を想定した検証が行われた。前者を受け、資源エネルギー庁（新エネルギー対策課）は風力発電のための送電網整備実証事業（平成 25 年度予算 250 億円、半額補助）を開始した。一方、後者に関連し、第 4 回会合[4)]では「（北海道と本州を結ぶ送電線である）北本を事業者負担で 30 万 kW 増強することは妥当。一方、それ以上は基幹系の増強が含まれ負担が極めて重い。今回の検討を電力システム改革専門委員会や国民の目に早く触れさせて国民負担で行うことが妥当かを議論するべき。国民がそれを支持するのであれば、具体的な増強の検討をするべき。」との指摘がなされている。

本研究では、中間報告[3)]に引用された応募量ベースの数値を基本にして東京供給シナリオを想定し、道内の風力 187 万 kW、メガソーラー90 万 kW に対応し地内網を増強して連系、北本連系 60 万 kW×3 本増強を介して、新設東北基幹・東北東京間新設第 2 連系線（北海道分の費用のみ按分計上）により供給されるとした。(SI2)

2.2. 北海道における地域需要創出シナリオの設定

北海道の地域特性及び「第7期北海道総合開発計画」（平成 20 年 7 月、閣議決定）[5)]並びに「北海道バックアップ拠点構想」（平成 24 年 3 月、北海道）[6)]など既往の計画・構想を踏まえ、以下の観点でシナリオを設定した。(SI3)

2.2.1. 科学情報都市

スマートシティなどにおけるビッグデータの利用や、スーパーコンピュータなどの高性能計算インフラの活用は今後も指数的に増加するとされている（IDC[7)]、文部科学省[8)]）。豊富な電力と冷涼な気候を背景に電力消費型の情報処理・管理施設（データセンター）や実験研究施設（エクサ級スパコン）の拠点が立地し、周辺にベンチャー企業等も進出することで研究開発・IT 産業の一大拠点を形成する。

2.2.2. 首都機能補完都市

東日本大震災を契機に北海道を拠点とした大災害に備えた我が国のバックアップのあり方が提起されている[6)]。北海道はリスク分散に適した空港、港湾施設の配置、高い都市機能、豊富な再生可能エネルギー等の地域特性があり、これらを活用することで北海道に首都機能補完都市を形成する。

2.2.3.　観光テーマパーク都市

現在の自然観光資源に加えて、北海道へのカジノを含むテーマパークが度々検討されてきている [9), 10)]。これに医療観光も組合せることで国内外の観光客を誘致し、周辺には現在のコンテンツ特区 [11)]が発展したアジアのコンテンツ産業の集積地を作り出すことで、ラスベガスとハリウッドの両方の要素を兼ね備えた巨大な観光都市圏を形成する。

2.2.4.　電園地帯（一次産業の電化及び六次産業化等）

農林水産業の電化により道内電力で輸入石油製品を代替する。畑地では電気トラックが、沿岸では電動漁船が疾駆し、施設栽培はヒートポンプ等で電化される。「JAPAN フードピア構想」[12)]では北海道を「食」の国際戦略総合特区として農業生産力の強化および「食」の高付加価値化を目指している。これらの六次産業化等により加工業の立地、集積がおこり生産額、電力需要が増加する。冷蔵冷凍倉庫を建設し、消費需要にあわせて年間通じて出荷することで販売収入を増大させる。

2.2.5.　電力集約型無煙工業都市

長らく設備投資を抑制し、プラントの延命を競争力の源泉としてきたわが国が、低炭素化時代にグローバルな産業競争力を実現するためには、従来の常識を超えた革新的省エクセルギー（省エネルギー）技術に基づく新たなコンプレックスを構築し、そのノウハウを世界に輸出することをめざすべきであろう。

経済産業省（省エネルギー対策課）は、「省エネルギー技術戦略 2011」[13)]において、筆頭部門である産業部門の重要技術の筆頭にエクセルギー損失最小化技術を挙げた。これ以上に対応した方向性として、エクセルギー再生・コプロダクション原理 [14)]に基づく化学産業モデルコンビナートの建設が考えられる。燃焼加熱工程を排し、電力で圧縮仕事を加える自己熱再生などの単位操作で置換することにより、革新的省エネルギーを実現した化学プラント群を集中立地したショーケースを創出する。北海道から我が国の産業の競争力を革新し、技術力で世界を牽引する。

さらに、チタンのように需要が増加傾向にあり、かつ我が国で生産が行われている金属精錬などの電力多消費工場も新規立地し、無煙工業都市形成の一翼を担う。

2.3.　設定需要に基づく波及効果（雇用人数、電力需要量）及び人口還流量の推計

2.1 節または 2.2 節で設定した需要に対して、家計を内生化した産業連関表オープンモデルにより誘発計算を行い、誘発数量を算出した。この算出のために、既存の北海道地域産業連関表（経済産業省）と産業連関表全国表（総務省）を基に地域間産業連関表として組合せ、雇用者所得と家計消費支出を追加した表（堀口ら [15)]）に、2.2 で設定した産業の投入構造を表章する部門を新たに設けた。これにより、東京供給シナリオまたは地域需要創出シナリオによって発生した需要が北海道経済、さらに道外の日本経済等に波及する額を求めるとともに、道内の家計消費支出額の増加額から人口還流量を求めた。(SI6)

3.　結果と考察

東京供給シナリオの費用対効果分析結果及び波及効果を表 SI3 及び表 SI4 に、地域需要創出シナリオの評価結果を表 SI5 及び表 SI6・7 に、それぞれ示す。

東京供給シナリオでは CO2 単位削減費用は約 4 万円 t/CO2（340 万 tCO2/年削減）であるのに対して、地域需要創出シナリオでは、約 570 万 tCO2/年削減（ケース１）または 1,100 万 tCO2/年削減（ケース２）のいずれでも、約 2 万円/tCO2 と見込まれ、地域需要創出シナリオの方が、費用対効果が高い可能性が示唆された。ただし、この削減量はいずれのシナリオも火力燃料代替のみの効果であり、発送電設備建設や供用時の間接排出の影響を考慮した LCA に基づく評価に当然改める必要がある。

経済波及効果分析によれば、東京供給シナリオでは、供用時の道内雇用増加は 2 千人（還流人口 4 千人）に過ぎないが、地域需要創出シナリオでは雇用者数 20 万人～50 万人（自営業である農林水産業従事者を含まない。）、還流人口は 50 万人～100 万人となり、持続的地域需要創出により、北海道の効果的発展がもたらされうることが改めて確認された。

4.　おわりに

本研究で提示した２つのシナリオは対立的・背反的なものではなく、両者を組み合わせることで、より効果的効率的なシナリオを構築していくことが可能である。電力多消費産業誘致には安定供給確保が重要な前提となる。

地域需要創出シナリオは人口還流を前提としているが、人口還流に伴って住宅・社会資本を新規に一部整備する必要が生じうる。首都機能補完都市を除き、住宅等建設費用は費用対効果分析に含まれていない。このため、地域需要創出シナリオの費用対効果は費用の過小評価の面がある。今後、既存ストックの整備・利用状況も踏まえ、追加的建設費用を分析・評価に含めねばならない。

また、本研究では新規に創出される需要を基本対象とし、かつ、需要創出時期を明確に設定しておらず、既存産業の投入構造も現在と同一のままである。人口・経済等の長期将来シナリオを基盤として、北海道経済全体を含む将来シナリオの構築及び評価並びにそこに至るロードマップの明確化を進める必要がある。

参考文献　SI に一括して示す。

Supporting Information

SI.1　北海道における風力発電導入ポテンシャルの評価

柴田 [16]は、地域間連系線増強および出力抑制による風力発電導入ポテンシャルの評価を行い、北海道では、現状から追加的に導入可能なポテンシャルは13～20万kWであるのに対し、出力抑制を行った場合は50～79万kWまで増加することを示した。一方、地域間連系線増強による導入ポテンシャルは339～402万kWと示されている。以上のことから、出力抑制では北海道の有する潜在能力が十分発揮されないものと考える。

環境省委託調査 [17]による再生可能エネルギーの導入ポテンシャルは、居住地からの距離500mを開発対象外と設定して推計されている。(その後の平成23年度[18]及び平成24年度[19]の再推計においても、この点は変更ないようにみえる。)しかし、橘[20]の風車の騒音影響に係る報告を参考にすると、居住地からの距離としては1500mで設定することが、より現実的ではないかとも考えられる。著者らの試算によれば、居住地からの距離を1500mとした場合、導入ポテンシャルは、全国では半減するが、北海道では2/3の水準への低下にとどまる。(風速区分別に低下率は異なる可能性があることなどから、本数値は一つの条件での試算に過ぎない。)よって、本研究で想定している導入規模では道内の陸上風力の導入ポテンシャルで対応可能と考えた。

SI2　東京供給シナリオの設定詳細

SI2.1　費用項目

建設費として、中間報告[3]では以下の通り示されている(北海道(風力187万kW＋MPV 90万kW)＋270万kW、東北(風力)＋320万kWの場合):道内送電網 2000億円(730km)、東北地域送電網 700億円(350km)、地域間連系線 9000億円(北本連系 5000億円(60万kW×3ルート増設)、東北基幹系統 新設3300億円(450km)、東北－東京 第2連系線新設700億円(60km))

この結果を参照すると、東北基幹＋東北-東京の 4000億円を、地域間連系線を流れる電力(中間報告[3] 参考資料 図-64)に基づき仮に210万kW(北海道)÷470万kW (北海道＋東北)で割ると、北海道分は1800億円となる。従って、道内送電網＋北本連系＋東北基幹・東北-東京(按分)の合計で、8800億円/270万kWとなる。

年間発電電力量は中間報告[3]に示された設備利用率を乗じると、(180万kW×20%＋90万kW×12%)×8760時間=41億kWhとなる。

以上に中間報告[3]で設定された送変電設備年経費率8%を乗じると年間送変電設備費用が求まる。なお、単位費用としては、8800億円×8%÷41億kWh=17.2円/kWhである。

電力需要者が負担する電力料金としては、固定価格買取制度(FIT)に基づく調達価格を用いた。平成25年度風力22円(20kW以上)及び太陽光36円(10kW以上)より、1034億円／年となる。ただし、便宜的に消費税分を省略した。なお、コスト等検証委員会報告書[21](各電源の発電コスト比較図(2004年試算／2010年・2030年モデルプラント))では、太陽光発電については将来的に大幅な発電コストの低下が見込まれている。

SI2.2　便益項目

回避される発電原価を便益として計上する。

東京供給で回避される発電原価は、東京電力の平成24年度電力卸供給入札募集要綱[22]に基づき入札時判定価格上限9.53円/kWhとした。単価に年間発電量を乗じると、9.53円/kWh×41億kWh=391億円である。なお、9.53円/kWhは、「回避可能費用単価等を定める告示」(平成二十四六月十八日経済産業省告示第百四十四号)第4条で定められた東京電力株式会社　9.98円/kWhと近い。

CO2排出量の削減量は、年間発電量×回避される電源の排出係数とした。具体的には、「東京電力の火力電源入札に関する関係局長級会議取りまとめ」(経済産業省・環境省、平成25年4月26日)[23]の「(別紙)ＢＡＴの参考表(暫定版)【平成25年4月時点】」を踏まえ、BATとしてUSC(超々臨界圧汽力発電)(熱効率42%)を想定し、排出係数は0.83kgCO2/kWh[24]とした。

このため、年間 CO2 排出削減量は、41 億 kWh×0.83kgCO2/kWh=3,400ktCO2 となる。

SI3　北海道における地域需要創出シナリオの設定詳細

SI3.0　共通事項

SI3.0.1　送電網整備費用について

地内網整備費用については、中間報告[3]に従い、2900億円の増強費用で風力発電ポテンシャルの追加的連系可能量が約393.5万kWと想定した。中間報告[3]と同様に試算すれば、設備利用率20%で年間発電電力量は69億kWhとなる。年経費は2900億円×8%=232億円／年となる。よって、kWh単価は3.4円/kWhとなる。

一方、上記地内網整備費用は、道央から北海道北部までの地域内系統の強化費用であるため、道内の発電設備と需要が大量に創出された場合(後述するケース２)には、道内各地を巡る送電網を強化する必要もあるのではないかと考えられる。本研究では、費用を高めに見積もるために、北海道内に環状線を新設するとして、陸上風力発電ポテンシャル分布状況も加味して大まかに想定すると、その延長は約1000kmと見込まれた。建設単価は、トーマツ[25]を参考に500百万円/kmと仮定した。以上より、北海道環状送電線建設費用は5000億円となり、前項と同様の計算により、kWh単価は5.8円/kWhとなる。

以上を合計すると需要創出シナリオにおける送電網の単位費用は3.4円/kWh（ケース１）～9.2円/kWh（ケース２）と見積もられた。

SI3.0.2　時間的に変動する風力発電に対する調整力及びそれに伴う費用について

再エネの出力変動に対して系統（供給側）で対応する場合には、道内需要でも東京供給でも、調整力が必要である。現状の首都圏の需要を賄う火力発電設備と道内の火力発電設備とで、仮に稼働年数が同程度であり、いずれも今後更新が必要であるとしても、受け入れる系統の規模が大きい東京供給シナリオの方が、再エネを受け入れるだけのために追加的に必要となる調整力は小さくて済む可能性がある。

北海道電力ホームページによれば、石狩湾新港発電所（LNG 火力）約 170 万 kW[17]、京極発電所（揚水）60 万 kW[18]が建設予定・建設中であるので、既存の火力発電所が維持されるならば、現状より調整力は大きく増加すると見込まれる。現実的には中長期には高経年化施設は廃止されることも考えられる。その場合、地域需要創出シナリオでは追加的な調整電源等の建設費用を見込む必要がある。分散して立地する再エネの空間平滑化された季時的変動性と需要との対応性、供給の変動に応じた需要側の管理可能性及び調整電源等（火力発電所等）出力下限などを踏まえて導入規模を見込む必要があり、その推定は今後の課題であるが、仮に風力 400 万 kW を追加連系するとして、単純に 400 万 kW の LNG 火力発電所を新設するとすれば、その建設費は 400 万 kW×12 万円/kW=4800 億円となる。ここで、12 万円/kW はコスト等検証委員会報告書 [21]「参考資料１　各電源の諸元一覧」による。

このような調整力整備費用を見込んでいないことは、本試算での費用の過小評価である。一方、分散して立地する再エネ電源に対して、需要も道内で分散立地したならば、前項で想定した送電網の整備費用については大幅に低下する可能性もある。

SI3.0.3　電力料金について

電力需要者が負担する料金及び回避される発電原価の想定は、東京供給シナリオと同一である。

SI3.1　科学情報都市

データセンターの2010年度の市場は1兆2,000億円であり、2016年度までに1兆5,000億円まで増加すると予測されている [28]。このトレンドが今後も継続すると仮定したところ、2030年の市場規模は2兆4,000億円となり、約1兆円の増加が見込まれる。2010年度時点のデータセンターの立地はアクセスの面からほとんどが関東・関西であるが [28]、今後はクラウド化の進展や災害リスクの観点から地方への立地が加速するとして、科学情報都市ではそのうちの 10%の 1000 億円規模のデータセンターが立地すると設定した。また、データセンターの 2008 年度の電力消費量は売上1億円あたり 522 千 kwh である [29]。北海道のデータセンターは東京と比べて空調電力を最大 89.9%削減可能であると試算されており [30]、データセンターの消費電力に占める空調の割合を 44%[30] として、北海道におけるデータセンター売上 1 億円あたり消費電力は 315 千 kWh と推定された。よって、科学情報都市におけるデータセンター由来の電力消費量は 315,382 千 kWh/年と試算された。また、電力単価は不明だが 10 円/kWh と仮定すると、北海道に立地することによる便益は約 21 億円/年となった。

スーパーコンピュータは、文部科学省が 2020 年頃までに開発することを計画している「エクサ級」スーパーコンピュータが導入されることを想定した。これは、現在の国内最高性能を誇る「京」の後継機と位置付けられており、海外のスーパーコンピュータの開発計画と比較してもトップクラスに照準を当てたものである。そこで、2030 年には「エクサ級」が標準的なスーパーコンピュータとなると考えた。この計画では、「京」の約 100 倍の性能を有するコンピュータの開発を目指しており [8]、その消費電力は 30～40MW とされている。これを仮に 90%の稼働率で使用すると、年間電力消費量は 237～315 百万 kWh となる。この消費量は、本研究で想定する風力発電による発電量（69 億 kWh、再掲）の約 5%に相当する。

ここで、2012 年現在、国内には、演算性能が世界の上位 500 位に入るスーパーコンピュータが「地球シミュレータ」や「京」を含めて 32 台稼働している [31]。このことから、2030 年にはエクサ級のスーパーコンピュータがこれと同等の規模で導入されると想定した。さらに、スーパーコンピュータの研究者や、スーパーコンピュータを利用する研究者や研究機関が「科学研究都市」に高密度に集積することを想定し、3 台導入されることとした。具体的には、35MW のスーパーコンピュータが 3 台導入され、その電力消費量は年間 819MWh と仮定した。

国内のスーパーコンピュータは、多くが公的機関によって運営されている。本研究では、「京」を運営する理化学研究所計算科学研究機構（以下、「AICS」）の決算を参考に生産額を設定した。AICS の平成 24 年度の決算 [32] によれば、「京」とその関連施設の維持で約 141 億円が投じられており、このうち電気代は約 10 億円である。そこで、「科学研究都市」に導入される 3 台の「エクサ級」においても、この費用構成を基に生産額を設定することとした。電気代のみをスーパーコンピュータの規模に対する変動費であるとし、それ以外は固定費とした。電気代は定格消費電力に対して線形に増加するものと仮定し、1

台あたり年間電気料金は「京」の約3倍の31億円とした。これに固定費として131億円を合算し、「エクサ級」1台の運営費を162億円とした。本研究では、これが3台導入されることを想定するので、「科学研究都市」全体では年間486億円の生産額が計上されることになる。

先のデータセンターと同様に、北海道に立地することによって冷房費の低減などの便益が見込まれるが、これを推計するための根拠が見当たらないため、スーパーコンピュータについては北海道に立地することによる便益を計上しないこととした。

以上より、スーパーコンピュータ導入による電力消費量は273MWh、生産額は486億円とした。

SI3.2　首都機能補完都市

平成24年度一般職の国家公務員の任用状況調査[33]によると一般職の国家公務員の在職者数は340,613人である。本研究ではこのうちの約1割である3万人が北海道に移動すると仮定した。新営一般庁舎面積算定基準[34]より本研究では延べ床面積を4.0平方メートル×換算人員で算出した。これより北海道内に3万人が勤務可能な庁舎を建設すると想定すると、120,000m^{2}の庁舎が必要となる。また、平成15年に建設された中央合同庁舎第2号館が延べ床面積125,171 m^{2}で建設費722億円であり[35]、これより按分すると120,000 m^{2}の庁舎の建設費は692億円となり、これが首都機能補完のために追加的に必要な費用となる。また、公務員3万人を総務省平成17年産業連関表雇用表の「公務（中央）」部門の生産額との関係と同様として、生産額を610,473百万円と推計した。

SI3.3　電園地帯

農林業の電化により、化石燃料による動力や熱の利用を電力に置き換えると想定した。農林水産業（総務省平成17年産業連関表基本分類0111-01～0121-099）の各部門が投入する「石油製品」部門（基本分類2111-011～2111-019）ならびに「都市ガス」部門（基本分類5121-011）の投入額から農林水産業各部門が投入する熱量を推計し、これらの燃料を代替する形で同量の熱量に相当する電力量だけ再エネ電力に需要が創出されると仮定した。

生産額の増加のシナリオは次のように設定した。「JAPANフードピア構想」[12]では2030年の日本の農林水産物・食品の輸出額を現状の0.5兆円から8兆円に増加させるとしている。本研究ではこの増加分7.5兆円を全国に占める北海道の産出額割合11.8%[36]（ケース1）～輸出増加分の多くを北海道で産出した達成した場合の割合として50%（ケース2）で按分し、8850億円（ケース1）～3.75兆円（ケース2）を北海道からの輸出額とした。

本研究では、まず、これを該当する各部門（統合中分類の「耕種農業」「畜産」「食料品」「飲料」）の輸出計への産出額の比を用いて各部門における需要の増加額を算出し、これを最終需要額として最終需要ベクトルに計上した。なお、道内総額8850億円は、現在の道内の農林水産業の生産額に比較しても大きく、これだけの需要の伸びに対して漁業資源の増加を見込むことは難しい可能性があることから、水産業に関連する部門への最終需要は最終需要ベクトルには計上しなかった。

また、費用便益は次の通りとした。農林業（基本分類0111-01～0121-099）の各部門が投入する「石油製品」部門（基本分類2111-011～2111-019）ならびに「都市ガス」部門（基本分類5121-011）の投入係数に各部門への最終需要額を乗じた合計14億円（ケース1）～61億円（ケース2）を便益とした。なお、電化のための設備の転換に係る費用は計上しておらず、更新時期等にあわせた導入を想定したことになる。

SI3.4　観光テーマパーク都市

既存の札幌カジノの検討事例[9]では、カジノの直接売上額を180億円、カジノ内の飲食・物販の売上額を42億円と設定されている。これは北海道・東北地域からの集客を念頭に98.3万人を利用客数としたものである。しかし、シンガポールのカジノを含む統合型リゾートの開業後に年間国際観光客数は200万人程度増加している[10]。そこで、同様に200万人の外国人客増加が見込めるとして、売上額を3倍の540億円、126億円とした。カジノにおける電力消費量は総務省平成17年産業連関表物量表の「スポーツ施設提供業・公園・遊園地」部門の電力消費量と生産額の関係と同様として41,443千kWh、飲食物販は「遊興飲食店」部門と同様として9,454千kWhと推定した。道外に立地する場合との費用便益の差は特にないものと仮定した。

国内の2020年時点の医療観光市場規模は純医療分で1,681億円と推定されている[37]。現在の国内市場規模はほぼゼロと考え、この拡大傾向が2030年まで継続するとすると市場規模は約3,400億円となる。北海道は医療観光の優位性が高く[38]、増加分の20%が北海道の観光テーマパーク都市に立地すると仮定して約680億円と設定した。電力消費量は総務省平成17年産業連関表物量表の「医療（医療法人等）」部門の電力消費量と生産額の関係と同様として43,188千kWhと推定された。道外に立地する場合との費用便益の差は特にないものとした。

2020年までにコンテンツ産業の国内外売上額は約5兆円の増加が見込まれている[39]。このうち1.6兆円は海外での売上額増加であり、さらに札幌コンテンツ特区で想定されている映像産業の売上額については国内のコンテンツ産業の約40%であることから[40]、国内の映像産業の需要増加予測は1.2兆円と推定される。全国の「映像情

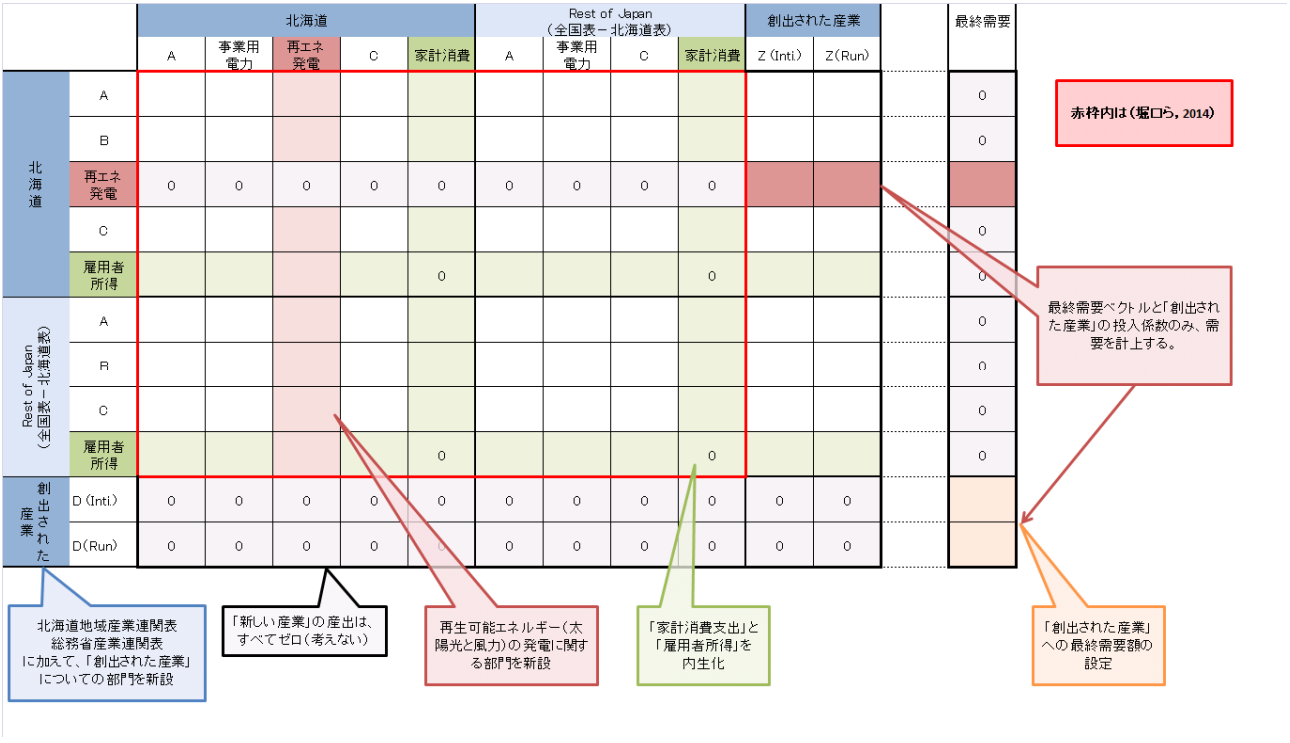
報制作・配給業」の生産額は 1.6 兆円（総務省平成 17 年産業連関表）、うち北海道の生産額は 2,000 億円（北海道産業連関表）と国内生産額の 1.3%であるが、コンテンツ特区などにより今後の増加分については北海道に多く立地するとして 5%と仮定して、観光テーマパーク都市における映像制作業の需要創出額を 638 億円と設定した。電力消費量は「映像情報制作・配給業」と同様として、12,391 千 kWh/年と推定された。道外に立地する場合との費用便益の差は特にないものとした。

SI4　分析用機能マトリックスの概要

堀口ら [15]を基に作成した分析用機能マトリックスの概要を以下に示す。このマトリックスは、北海道とその他の地域の 2 地域間産業連関表 [15]と地域需要創出シナリオによって創出された産業の部門から成る。2 地域間産業連関表の部分は、北海道地域産業連関表の「公表用基本分類」に合わせて 344 部門で作表したものに、「家計消費支出」と「雇用者所得」の行と列を加えた他、「事業用電力」部門の列部門を統合せずに存続させ（存続方法は堀口ら [15]を参照）、計 348 部門で構成した。さらに、北海道内については、これに「太陽光発電」と「風力発電」の各部門を追加し、350 部門となっている。「事業用電力」を始めとする発電事業の各部門は、全国表の物量表とそれから得られる単価により「百万 kWh」による表記に変更しており、電力取引量を明示的に捉えられるとともに、産出先の単価の違いによる誤差（生産誘発が価格比例でなく物量比例すると考えた場合）を抑えることができる。

「創出された産業」に係る部門では、当該産業部門の投入係数のみを設定し、他のいずれの部門にも産出しないこととした。これにより、「創出された産業」部門に発生した需要は、当該部門の投入係数を通じて地域間産業連関表の各部門に生産波及することとなる。

図 SI.1　作成した行列のイメージ



SI5　最終需要額の設定方法

最終需要額は、シナリオごとに次のように設定した。各シナリオで発生する需要を正で計上し、これによって代替される需要（ベースライン）を負で計上した。

SI5.1 ベースラインシナリオ

ベースラインシナリオでは、北海道で需要が創出されない場合に、同一の需要が北海道以外の地域において発生すると仮定した。（科学情報都市、首都機能補完都市、観光テーマパーク都市）

ただし、JAPAN フードピア構想に対応する農業等への需要の増加については、ベースラインシナリオでも（化石燃料を用いて）道内で生産されるものとした。

SI5.2 東京供給シナリオ

東京供給シナリオでは、再エネ電力を最大限発電して増強された送電網を通じて東京へ供給する。送電網への設備投資を「電力設備建設」部門へ計上した（①）。再エネ電力を発電するにあたって発生する波及効果を求めるため、「再エネ電力」部門に想定される最大発電量を計上した（②）。さらに、この再エネ電力が東京の系統電源を代替するため、その分の火力発電による波及効果を求めるために、ROJ（＝道外）の「事業用火力発電」部門に②で計上した電力量と同量の需要をマイナスで計上した（③）。

SI5.3 地域需要創出シナリオ

「創出された産業」が直接的に生産に投入する電力量に加えて、生産及び消費による波及によって投入される電力量も、再エネで発電する設定とした。

設備投資としての送電網の建設（④）と各「創出された産業」への需要（⑤）を道内に計上するとともに、道外における対応する「創出された産業」（通常の事業用電力を投入する。）への需要を⑤と同額で負値で計上した（⑥）。

表 SI1　最終需要ベクトルの設定

				最終需要ベクトル			
				建設		供用	
				東京供給シナリオ	地域需要創出シナリオ	東京供給シナリオ	地域需要創出シナリオ
産業連関表行部門	北海道表	電力施設建設		①設備導入費	④設備導入費		
		石油製品・都市ガス					⑧電園地帯で電化されたことの代替額
		再エネ電力				②再エネ最大発電量	
		農業（電園地帯）※3					⑦「創出産業」中の電園地帯の需要額
		創出された産業（電園地帯除く）					⑤各「創出産業」の需要額（※1）
	ROJ 表	事業用火力発電				③再エネ最大発電量と同量の電力需要	
		創出された産業					⑥各「創出産業」の生産額（※2）

備考：黒字…需要額を正で計上した。　赤字…需要額を負で計上した。

※1　北海道の「創出された産業」の投入係数では、「事業用電力」部門を投入することによる電力需要を「再エネ電力」部門の投入に振り替える。

※2　ROJ の「創出された産業」の投入係数では、電力需要を従前の「事業用電力」部門と「自家発電」部門の投入によって賄う。

表 SI2　最終需要額一覧

			単位	最終需要ベクトル			
				建設		供用	
				東京供給シナリオ	地域需要創出シナリオ	東京供給シナリオ	地域需要創出シナリオ
北海道	「電園地帯」関連部門						
	電化農林水産業	⑦	百万円				295,647 （ケース１） 1,252,742 （ケース２）
	その他	⑦	百万円				589,353 （ケース１） 2,491,280 （ケース２）
	電力施設建設 （発電施設は含まれていない。）	①	百万円	880,000			
		④	百万円		590,000 （ケース１） 790,000 （ケース２）		
	石油製品・都市ガス	⑧	百万円		−1,433 （ケース 1） −6,071 （ケース 2）		
	再エネ電力	②	百万 kWh			4,100	
	「創出された産業」						
	科学情報都市・データセンタ	⑤	百万円				100,000
	科学情報都市・スーパーコンピュータ	⑤	百万円				48,600
	首都機能補完都市	⑤	百万円				610,473
	観光テーマパーク都市・医療観光	⑤	百万円				68,000
	観光テーマパーク都市・コンテンツ産業	⑤	百万円				63,800
	観光テーマパーク都市・カジノ・施設	⑤	百万円				54,000
	観光テーマパーク都市・カジノ・飲食	⑤	百万円				12,600
ROJ	事業用火力発電	③	百万 kWh			−4,100	
	「創出された産業」						
	科学情報都市・データセンタ	⑥	百万円				−100,000
	科学情報都市・スーパーコンピュータ	⑥	百万円				−48,600
	首都機能補完都市	⑥	百万円				−610,473
	観光テーマパーク都市・医療観光	⑥	百万円				−68,000
	観光テーマパーク都市・コンテンツ産業	⑥	百万円				−63,800
	観光テーマパーク都市・カジノ・施設	⑥	百万円				−54,000
	観光テーマパーク都市・カジノ・飲食	⑥	百万円				−12,600

※各見出しは表 SI1 に対応する。

※電園地帯は、SI3.3 に示した各部門へ直接最終需要額を計上した。

SI6　還流人口の算出方法

人口還流量は、得られた誘発道内家計消費額に基づき、2005 年における北海道の総人口 1 人あたり家計消費額から計算した。

本試算において、還流人口とは、対象地域（北海道）で発生した直接的及び間接的な経済効果によって生活できる（必要な消費が賄われる）人数と定義した。具体的には、本試算によって得られた「雇用者所得／家計消費支出」部門への「生産波及額」と家計消費支出に対する北海道の人口から求めた。還流人口 R は次式により計算した。

$$R = b \times {h}/{e} \times {p}/{h} = b \times {p}/{e}$$

ただし、b は「創出された産業」の各部門への需要による北海道の誘発雇用者所得、h は北海道における「家計消費支出」の列和、e は同じく「雇用者所得」の行和、p は北海道の総人口である。

雇用者所得と家計消費支出は一般に一致しない。所得の全量が消費にまわされるわけではなく、消費性向を考慮する必要がある。一方で、家計の収入は、雇用者所得のみならず、農林水産業等の自営業での収入や、年金・仕送りなどの収入もある。よって、本試算では、雇用者所得に代表させて、上式により R の簡易な推計を行うこととしたものである。このため、創出需要が農林水作業中心の場合には R が過小評価となる可能性が高く、一方、雇用者を中心としたサービス業などの場合には R が若干過大評価になっている可能性が考えられる。

北海道の人口は、北海道統計書より 5,627,737 人（2005 年 10 月現在・国勢調査）とした。「雇用者所得」の行和は 10,201,626 百万円である。

SI6.1　その他の係数の算出方法

本試算において算出した雇用者数及び電力需要量は、次のようにして求めた。

雇用者数は、全国表の雇用表と「北海道産業連関表」（国土交通省北海道開発局が作成しているもので、本試算で機能マトリックスに用いている「北海道地域産業連関表」（経済産業省北海道経済産業局）とは異なる。）の雇用表から各部門の「有給役員・雇用者」の人数を雇用者数として用いた。「創出された産業」の各部門の雇用者数は、投入係数の設定の際に選定した類似部門の雇用者数係数をそのまま用いた。また、「データセンタ」の雇用者数は、「京」を運用している理化学研究所計算科学研究機構の平成25年度の金額141億円と人員141名から算出した。なお、産業連関表の雇用表に示されている「従業者総数」と取引基本表の「雇用者所得」は、部門定義上、厳密には一致しない。「従業者総数」には、「有給役員・雇用者」の他、「個人事業主」と「家族従業者」が含まれる。取引基本表の部門定義によると、雇用されている者が受け取る給与は「雇用者所得」部門に計上されるが、個人事業主などが得る所得は「営業余剰」部門に計上される。一方で、「家計消費支出」部門には、これらの形態の別に依らず消費した額の合計が計上されるため、「雇用者所得」部門と「家計消費支出」部門、さらに「従業者総数」を対応させることは、整合しない。そのため、本試算では、「有給役員・雇用者」と「雇用者所得」部門を対応させ、これを「雇用者所得」部門の行和と「家計消費支出」部門の列和の比で調整し、「家計消費支出」部門との対応を取った。

電力需要量は、投入係数行列より両地域の「事業用電力」部門と「再エネ電力」部門の投入係数を各部門について集計したベクトルを作り、これを電力需要量係数とした。

SI7　試算結果

SI7.1　東京供給シナリオ

表 SI3　東京供給シナリオの費用対効果分析

区分	項目	金額、数量、単価
費用	北海道内の地内網	2,000 億円
	送電網（北海道～東京）	6,800 億円
	電力固定価格買取費用	1,034 億円／年
便益	回避可能原価	391 億円／年
計	費用－便益	1,348 億円／年
CO2	削減量	3,400ktCO2／年
CEA	CO2 削減単価	39,600 円／tCO2

表 SI4　東京供給シナリオの波及効果分析

区分	北海道内	北海道域外
建設	雇用者数 87,170 人	雇用者数 104,908 人
供用	雇用者数 2,114 人/年	雇用者数 -7,818 人/年
	還流人口 3,810 人	

SI7.2　地域需要創出シナリオ

表 SI5　地域需要創出シナリオ費用対効果分析

区分	項目（出典）	金額、数量、単価
費用 － 便益	ケース 1: 地内網＋固定価格買取－回避原価	1092 億円／年
	ケース 2: 地内網＋道内送電網＋固定価格買取－回避原価	2340 億円／年
	科学情報都市	－21 億円／年
	首都機能補完都市	692 億円
	観光テーマパーク都市	0 億円／年
	電園都市	－14 億円／年 （ケース 1） －61 億円／年 （ケース 2）
	電力集約型産業都市	―
計	費用－便益（ケース 1）	1,112 億円／年
	費用－便益（ケース 2）	2,314 億円／年
CO2	削減量（ケース 1）	5,722ktCO2
	削減量（ケース 2）	11,371ktCO2
CEA	CO2 削減単価（ケース 1）	19,429 円/tCO2
	CO2 削減単価（ケース 2）	20,350 円/tCO2

表 SI6　地域需要創出シナリオ（ケース 1）波及効果分析

区分	北海道内	北海道域外
建設	雇用者数 28,727 人	雇用者数 34,572 人
供用	雇用者数 220,730 人/年 電力需要 54 億 kWh/年	雇用者数 16,121 人/年 電力需要 -2 億 kWh/年
	還流人口 498,363 人	

表 SI7　地域需要創出シナリオ（ケース 2）波及効果分析

区分	北海道内	北海道域外
建設	雇用者数 78,255 人	雇用者数 94,179 人
供用	雇用者数 520,786 人/年 電力需要 137 億 kWh/年	雇用者数 315,127 人/年 電力需要 55 億 kWh/年
	還流人口 977,912 人	

引用文献

1) 堀尾正靱，“環境・エネルギー分野の課題解決に社会技術的な手法を導入し地域が元気になる脱温暖化社会を！”，平成 25 年度「地域に根ざした脱温暖化・環境共生社会」研究開発領域　戦略提言シンポジウム　予稿集，独立行政法人科学技術振興機構社会技術研究開発センター，（2013.11.21）
2) 西岡秀三，“温室効果ガス削減技術 京都議定書の目標達成のために”，エネルギーフォーラム，(2001)
3) 総合資源エネルギー調査会総合部会電力システム改革専門委員会地域間連系線等の強化に関するマスタープラン研究会：中間報告書，(2012)
4) “総合資源エネルギー調査会 総合部会 電力システム改革専門委員会地域間連系線等の強化に関するマスタープラン研究会（第 4 回） 議事要旨”，入手先 <http://www.meti.go.jp/committee/sougouenergy/sougou/chiikikanrenkeisen/pdf/004_gijiroku.pdf> ※http://www.meti.go.jp/committee/gizi_8/2.html では「議事録」とされているが、(2013.12.28）参照時点では、実際には議事要旨である。第 3 回会合までは議事要旨に加え議事録が掲載されている。
5) 「第 7 期北海道総合開発計画」（平成 20 年 7 月、閣議決定）
6) 「強靭な国づくりと北海道の貢献　北海道バックアップ拠点構想」（平成 24 年 3 月、北海道），入手先 <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ss/sss/backup.htm>
7) International Data Corporation (IDC)，“THE DIGITAL UNIVERSE IN 2020: Big Data, Bigger Digital Shadows, and Biggest Growth in the Far East”， December 2012, 入手先<http://idcdocserv.com/1414>
8) 文部科学省研究振興局参事官（情報担当）下間康行：“スパコン開発計画の検討状況” (2013) シンポジウム「スパコン「京」の今後はどうなるの？」講演資料，入手先 <http://www.aics.riken.jp/shirutsudoi/15-houkoku/pdf03.pdf>
9) 社団法人 北海道未来総合研究所，“ 北海道都市型観光資源（札幌カジノ)の調査研究報告書”(2005)
10) 北海道総合政策部政策局 ，“カジノを含む統合型観光リゾート（IR）による経済・社会影響調査 ― 調査報告書 ― ”(2012)
11) 札幌市，“札幌コンテンツ特区 Web サイト”，入手先 <http://www.city.sapporo.jp/keizai/tokku/contents.html>
12) 北海道，北海道経済連合会，“「JAPAN フードピア」構想」”(2013), <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/kokusentoc_wg/pdf/42-hokkaido1.pdf>
13) 経済産業省資源エネルギー庁，独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構：“省エネルギー技術戦略 2011”、平成 23 年 3 月
14) 堤敦司，“エネルギー科学・技術のパラダイムシフト：カスケード利用からエクセルギー再生へ”，化学工学，77(3)，(2013)
15) 堀口健，井伊亮太，“水素エネルギーの利用の普及に関するハイブリッド法を用いた環境負荷分析”，第 9 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集，(2014)
16) 柴田善朗，「地域間連系線増強および出力抑制による風力発電導入ポテンシャルの評価」エネルギー経済，39(3)，2013 年 9 月，50-69
17) 株式会社エックス都市研究所，アジア航測株式会社，パシフィックコンサルタンツ株式会社，伊藤忠テクノソリューションズ株式会社：“平成２２年度　再生可能エネルギー導入ポテンシャル調査報告書”，平成 22 年度環境省委託事業，(2011)
18) 環境省地球環境局地球温暖化対策課：“平成２３年度再生可能エネルギーに関するゾーニング基礎情報整備報告書”，平成 24 年 6 月
19) 環境省地球環境局地球温暖化対策課：“平成２４年度再生可能エネルギーに関するゾーニング基礎情報整備報告書”，平成 25 年 6 月，入手先 <http://www.env.go.jp/earth/report/h25-03/index.html >（平成 25 年 8 月版を参照）
20) 橘秀樹：風車騒音の実態調査の結果，平成 25 年度環境研究総合推進費研究成果発表会「環境研究の最前線」，平成 25 年 10 月 30 日
21) エネルギー・環境会議コスト等検証委員会，“参考資料１　各電源の諸元一覧”，コスト等検証委員会報告書（平成 23 年 12 月 19 日）
22) 東京電力株式会社：平成２４年度電力卸供給入札募集要綱，平成 25 年 2 月 12 日
23) 経済産業省・環境省：「東京電力の火力電源入札に関する関係局長級会議取りまとめ」（平成 25 年 4 月 26 日）
24) 中央環境審議会地球環境部会 2013 年以降の対策・施策に関する検討小委員会，“第 16 回参考資料６　各 WG の検討内容について（エネルギー供給 WG 参考資料)”，平成 24 年 4 月 19 日，入手先 <http://www.env.go.jp/council/06earth/y0613-16/ref06-16.pdf>
25) 有限責任監査法人トーマツ，「送電線工事費用と期間に関する考察」（2012 年 3 月 26 日）
26) 北海道電力：“石狩湾新港発電所の建設計画”，入手先 <http://www.hepco.co.jp/ato_env_ene/energy/fire_power/ishikari_ps.html>，（2013.12.28）
27) 北海道電力：“京極発電所建設計画”，入手先

<http://www.hepco.co.jp/ato_env_ene/energy/water_power/kyogoku_ps/index.html>, (2013.12.28)
28) 富士キメラ総研, “データセンタビジネス市場調査総覧 2012 年版（上巻)” (2012)
29) ミック経済研究所, “データセンターの消費電力とグリーン IT 化の実態調査 2008 年度版” (2008)
30) 北海道データセンター立地アセスメント委員会, “北海道のデータセンター立地環境について” (2009)
31) TOP500 SUPERCOMPUTER SITES, “TOP500 Lists for November 2013”, 入手先 <http://www.top500.org/lists/2013/11/>, (2014.1.6)
32) 文部科学省, “行政事業評価レビューシート　事業番号 0229　事業名：革新的ハイパフォーマンス・コンピューティング・インフラ（ＨＰＣＩ）の構築”, 入手先 <http://www.mext.go.jp/component/a_menu/other/detail/__icsFiles/afieldfile/2013/08/28/1336942_5.pdf>
33) 人事院, “一般職の国家公務員の任用状況調査”, 入手先 <http://www.jinji.go.jp/toukei/0211_ninnyoujoukyou/ninnyoujoukyou.htm>, (2014.1.6)
34) 国土交通省, “新営一般庁舎面積算定基準”, (2003) <http://www.mlit.go.jp/gobuild/kijun/touitukijyun/y_ippan_menseki.pdf>
35) 国土交通省官庁営繕課国土交通省官庁営繕部, “事業評価監視委員会（平成２０年７月１８日）の会議資料資料３ 官庁営繕事業における事後評価 中央合同庁舎第２号館”
36) 農林水産省, “生産農業所得統計”, (2008)
37) 政策投資銀行, “進む医療の国際化ー医療ツーリズムの動向”, (2010), 今月のトピックス No.147-1
38) 財団法人北海道開発協会, “メディカルツーリズム（医療観光）の可能性”, (2012), 開発こうほう 2012 年 10 月号（通巻 591 号) <http://www.hkk.or.jp/kouhou/file/no591_shiten.pdf>
39) 経済産業省, “コンテンツ産業の成長戦略に関する研究会 報告書”, (2010) <http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g100514b02j.pdf>
40) 経済産業省 “コンテンツ産業の現状と 今後の発展の方向性” (2012) <http://www.meti.go.jp/policy/mono_info_service/contents/downloadfiles/121226-1.pdf>

近畿地方における分散型発電の需給バランスと電力融通ポテンシャルの評価

Evaluation of power interchange potential and supply-demand balance of distributed generation in Kinki

○福原大祐*[1)]、吉川直樹[1)]、天野耕二[1)]
Daisuke FUKUHARA, Naoki YOSHIKAWA, Koji AMANO
1)立命館大学
*rv006078@ed.ritsumei.ac.jp

1.　はじめに

分散型発電や電力融通による電力供給が注目されつつあり、分散型発電のなかでも自然エネルギーの導入容量は増加傾向にある。しかしながら自然エネルギーによる発電量は地域、季節や時間帯によっても供給可能なエネルギーは変化するため地域、時間帯によって電力の需給バランスが変化することが予想される。今後、自然エネルギーが普及していくうえで、電力供給を安定させるために各地域、季節、時間によって需給バランスの安定性を担保することが必要となる。本研究では、地域別、時間別に発電電力量および電力需要量から需給バランスをGIS によって推計し、余剰電力を地区の内外で融通を行うものとして、電力需給バランスと電力融通による効果の評価を目的とした。

2.　方法

本研究では、近畿地方を対象地域とし、アメダスおよびNEDO の各観測地点における気象統計値に基づき GIS を用いて空間的補完を行い、各地区における時間帯別の発電ポテンシャルの推計を行った。さらに発電ポテンシャルと統計値および土地利用、建物面積による各種制約条件を考慮し、分散型発電の設置可能量および各地区での有効な期待発電電力量、家庭部門の電力需要量を推計した。その結果から各地区の時間帯別電力需給バランス(図1)と余剰電力量の電力融通による効果の評価を行った。

本稿では、代表的な分散型発電として太陽光発電と風力発電を用いた算出方法について述べる。太陽光発電の導入率は、NEDO の『太陽光発電ロードマップ（PV2030+）』[1)]より太陽光発電を設置する世帯を全体の 50%だと仮定した。設置する太陽光発電の発電容量は 160W/m^2 として屋根面積のうち設置可能な面積に乗ずることで設置容量とした。また、太陽光発電量はJIS 規格[2)]を元に推計した。

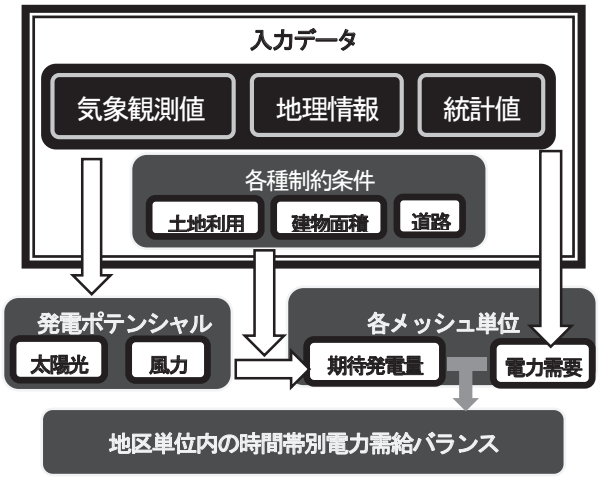


図１　電力需給バランス推計フロー

風力発電は、NEDO の『風力発電導入ガイドブック 2008』[3)]を参考に、各風車間の間隔や、保護林でないこと、住居付近でないこと等の制約条件を考慮した。また、風力発電の発電容量は、比較的規制が厳しくない規模の 600kW/基とした。

本稿では日電力自給率を式(1)と定義した結果について述べる。

$$SS = (PV + \mathrm{Aero})/\mathrm{D} \quad \cdots(1)$$

ここで、SS: 日電力自給率、PV:太陽光発電電力量(kWh/day)、Aero:風力発電電力量(kWh/day)、D:家庭の電力需要量(kWh/day)である。

電力融通のシナリオとして、各地区内の時刻別電力自給率が近畿全体での電力自給率を下回っている地区に対し、電力自給率が 100%を上回った地区から融通するものとした。電力を融通した後に、余剰電力が存在すれば蓄電を行い、電力自給率が 100%を下回った際に優先的に使用するものとした。

本稿では、電力融通による電力の損失を 5%、蓄電時の充放電損失を各々10%[4)]とし、各地区は小学校を中心として小学校間の距離が等距離になるように分割し設定した。

3.　結果

3.1　日電力自給率推計結果

図 2 は、5 月の近畿地方各地区内における日電力自給率の推計結果である。中心部の日電力自給率は低く特に大阪では 75%を下回る地域が多くなっている。これは、近畿地方では中心部に人口が集中しており、集合住宅が多く存在しているために、太陽光発電の設置容量に対して、電力需要量が大きくなったことが起因している。反対に山間部では、集合住宅が少なくなり、太陽光発電の設置容量に対し電力需要量が小さくなることや、風力発電の設置可能な面積が多くなることにより、日電力自給率が高くなっている。

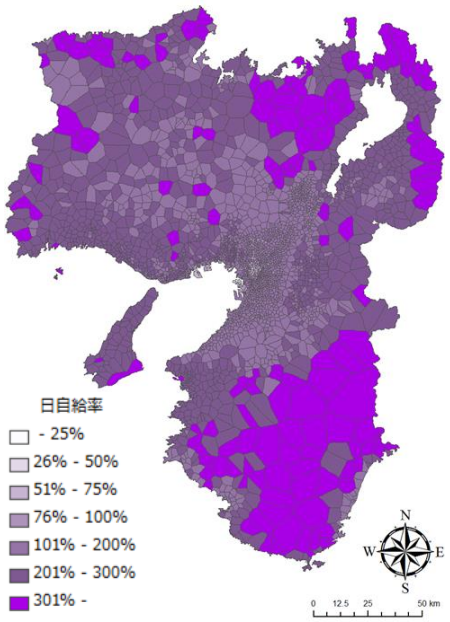


図２　各地区内の日電力自給率(5 月)

したがって、本稿の条件下では山間部から中心の人口密集地へと電力融通することで、余剰電力の有効活用が可能であると言える。(他月は図 S1~S3 に記載)

3.2　電力構成比推計結果

次に、太陽光発電および風力発電の分散型発電による発電電力を優先的に消費するものとして、5 月の近畿地方全体での電力構成比推計を行った結果を図 3 に示す。図 3 は、積み立て面グラフであり、最上部が各時刻の電力需要量を示している。負の値は、分散型発電の発電により各時刻で発生した余剰電力を用いた蓄電電力量である。

分散型発電の発電電力量は、12 時~13 時を頂点にした日中に多く分布し、夜間はほぼ発電を行っていない。これは本稿の条件下では、太陽光発電の設置容量に対し、風力発電の設置容量が少ないために太陽光発電による特性の影響が大きくなったことが起因している。

したがって、電力自給率は日中 100%を超えているが、夜間は分散型発電の発電電力量は著しく低くなるため、夜間には他の電源より供給を受ける必要性が高くなる。

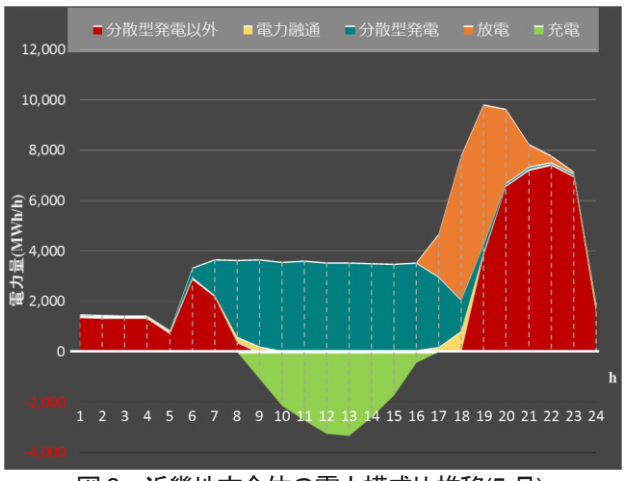


図３　近畿地方全体の電力構成比推移(5 月)

ここで、電力融通による電力供給が多く行われる時刻は早朝および、夕方となったが、電力自給率の高い地区と電力自給率の低い地区が、他の時刻よりも比較的混在しているためである。また、蓄電電力は 16 時頃から消費され始め、23 時頃までに使い果たす結果となった。(他月は図 S4~S6 に記載)

最後に、5 月の電力需要を満たすために必要な供給電力量を比較したものを図 4 に示す。各家庭へ電力を送電する際の損失を、分散型発電以外の電源においても 5%とすると、102×10^3MWh の電力需要を満たすために、分散型発電を用いない場合には 107×10^3MWh が必要となった。分散型発電を用いた際の分散型発電以外の電源からの供給電力量および合計の供給必要電力量は、蓄電・電力融通を考慮しない時には 67×10^3MWh、105×10^3MWh、蓄電・電力融通を考慮する時は 47×10^3MWh、108×10^3MWh であった。このことから、分散型発電が普及した際には、蓄電・電力融通を考慮することで、全体での電力消費が 1%前後増減するものの分散型発電以外からの供給をさらに 29.2%程度低減できるといえる。

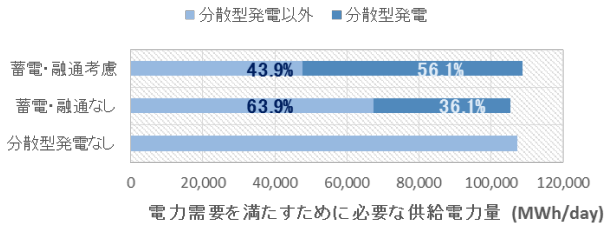


図４　電力需要を満たすために必要な供給電力量の比較(5 月)

4.　おわりに

本研究では、分散型発電による余剰電力の電力融通、蓄電の効果について評価した。しかしながら、電力融通の評価では各地区間での距離を考慮した送電損失を用いる必要がある。

参考文献

1)　NEDO: ”太陽光発電ロードマップ（PV2030+）”, NEDO,入手先　< http://www.nedo.go.jp/library/pv2030_index.html>, (参照　2012-4-30)

2)　独立行政法人　産業技術総合研究所: “太陽光発電システムの発電電力量推定方法”,日本工業標準調査会(JISC),入手先< http://www.jisc.go.jp/app/pager?id=348347>, (参照　2012-6-1)

3)　NEDO: 風力発電導入ガイドブック 2008 http://www.nedo.go.jp/library/pamphlets/ZZ_pamphlets_08_3dounyu_fuuryoku2008.html,(参照　2012-6-1)

4)　経済産業省: “蓄電池技術の現状と取組について”, 経済産業省,入手先< http://www.meti.go.jp/committee/materials2/downloadfiles/g90225a05j.pdf>, (参照　2013-6-12)

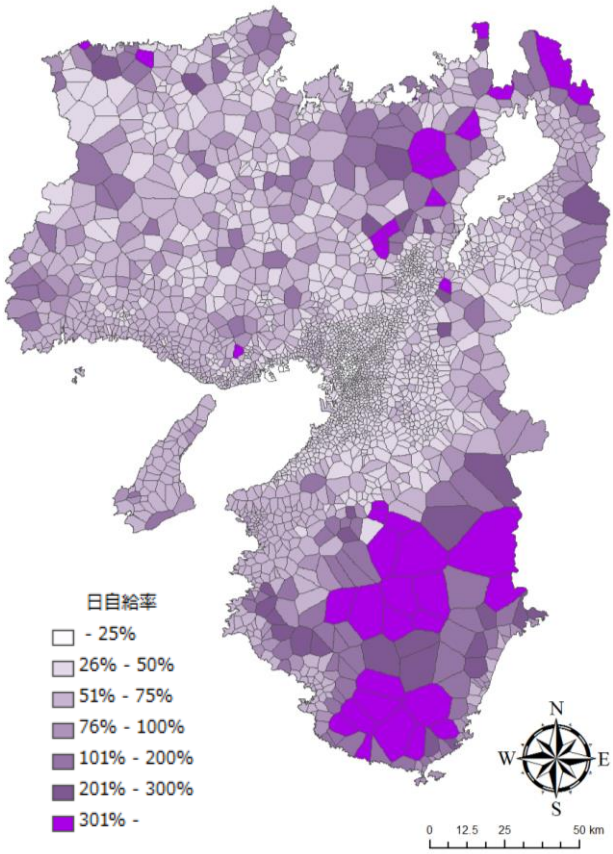


図 S1　各地区内の日電力自給率(2 月)

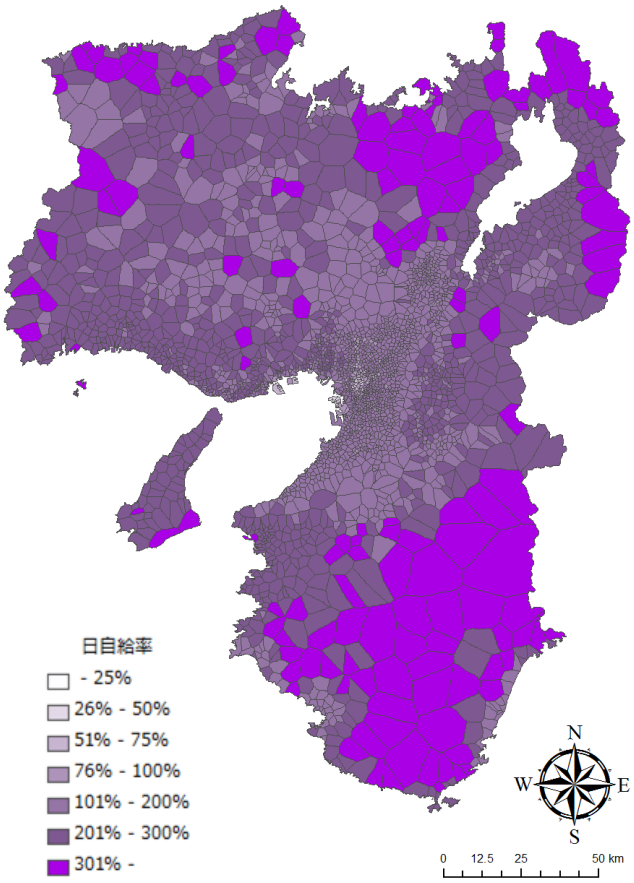


図 S2　各地区内の日電力自給率(5 月)

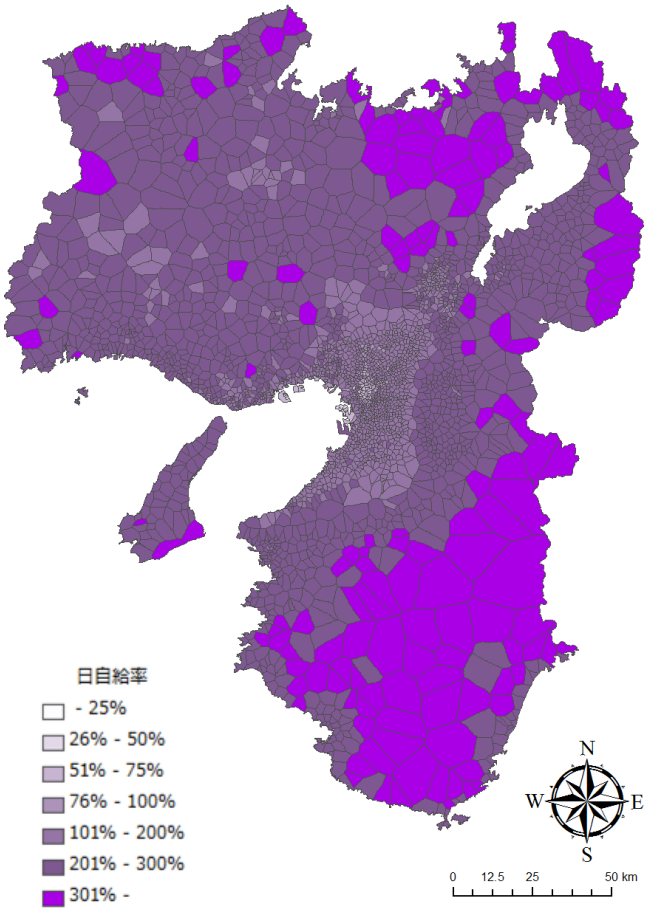


図 S3　各地区内の日電力自給率(8 月)

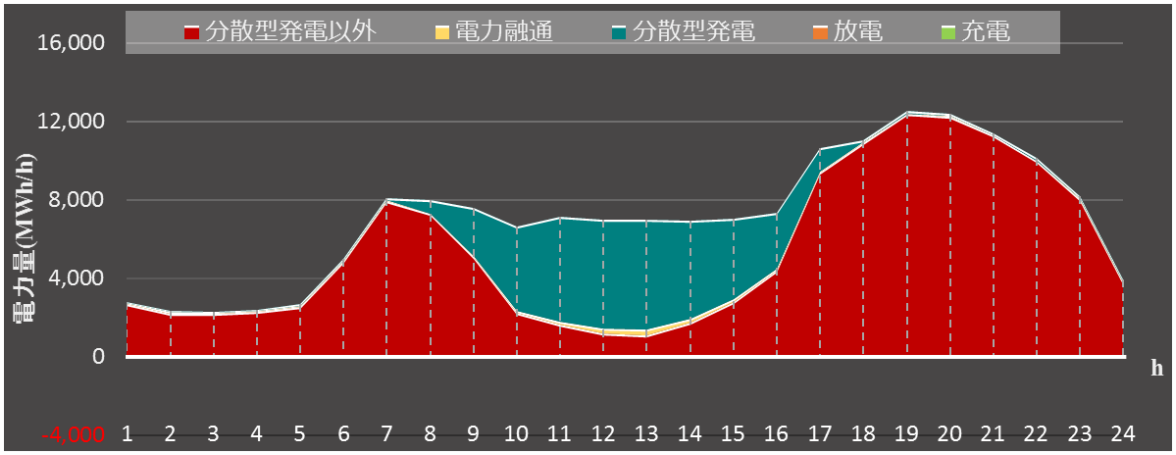


図 S4　近畿地方全体の電力構成比推移(2 月)

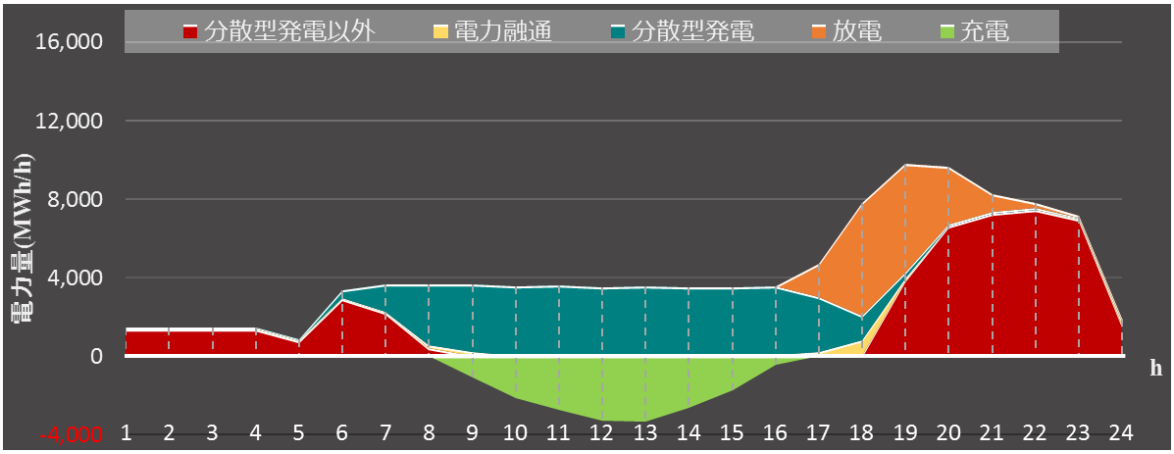


図 S5　近畿地方全体の電力構成比推移(5 月)

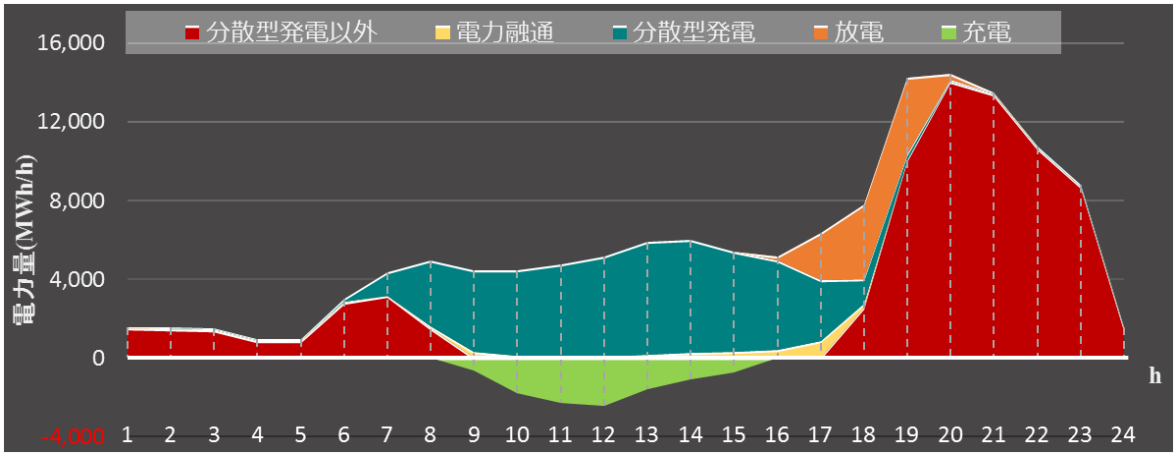


図 S6　近畿地方全体の電力構成比推移(8 月)

地域産業連関モデルに基づいた再生可能エネルギー技術導入が中山間地域にもたらす影響分析

Impact analysis of renewable energy technologies introduction based on regional input output model: A case study at hilly and mountainous areas

○稗貫峻一*[1)]、工藤祐揮[1)2)]、本藤祐樹[1)]
Shunichi Hienuki, Yuki Kudoh, Hiroki Hondo
1) 横浜国立大学, 2) 産業技術総合研究所
* hienuki-shunichi-sh@ynu.jp

1. 背景・目的

現在、日本では再生可能エネルギーによる発電技術の導入を促進する政策として固定価格買取制度[1)]が施行されている。この政策の目的には、二酸化炭素の排出削減、エネルギー自給率の向上、環境関連産業の育成、地域の活性化などがあり、これら技術導入に伴う効果を検証するために多面的な視点から分析・評価することが求められている。また再生可能エネルギー技術による発電の特徴として、既存発電と比べて小規模分散型の傾向にあるため、地域主導による再生可能エネルギー事業化に向けた様々な検討[2)]が行われている。

松本・本藤（2011）[3)]、稗貫・本藤（2013）[4)]は、産業連関表を基本として、再生可能エネルギー技術に関連する部門を拡張することで、地熱、風力、太陽光発電導入による雇用影響を詳細な技術情報に基づき分析している。しかし、全国版の産業連関表を用いているため、得られた結果は日本全体の平均値である。

そこで本研究では、地域の産業構造を反映することが可能な地域産業連関表を用いて、再生可能エネルギー技術を導入した際の環境・社会経済影響を分析し、地域の意思決定に資する定量的な情報を提示することを目的とする。本稿では中山間地域の小水力発電を対象とした雇用効果の分析結果についてまとめる。

2. 分析方法

2.1 対象とした小水力発電の仕様

本研究では、山梨県都留市が所有する小水力発電 1 号機、2 号機、3 号機を対象とした。各小水力発電の仕様を**表 1** に示す。対象とした小水力発電は、すべて家中川に設置されており、市役所の遠隔システムで一括管理されている。

表 1　小水力発電の仕様

	1 号機	2 号機	3 号機
規模[kW]	20.0	19.0	7.3
水車形式	開放型下掛	開放型上掛	開放型らせん

2.2 産業連関分析による雇用量の推計

本研究では、小水力発電導入による雇用量をより的確に分析するために、積み上げ法と産業連関法を組み合わせたハイブリッド法を用いる。具体的には式(1)、(2)に従い、ライフサイクルにわたる直接間接に誘発される雇用量を推計する。また式(3)から、県外での影響を近似することができる。

推計に用いる産業連関表は、山梨県が公表している地域産業連関表（生産者価格表）および雇用表 103 部門[5)]である。なお、購入者価格から生産者価格への変換は全国版の産業連関表を用いてり、すべての最終需要は GDP デフレーター2005 年価格に補正して最終需要$\boldsymbol{f}$とした。

$$\boldsymbol{L} = \boldsymbol{L_d} + \hat{\boldsymbol{\ell}} \cdot (\boldsymbol{I} - \boldsymbol{A})^{-1} \cdot \boldsymbol{f} \quad (1)$$

$$\boldsymbol{L_i} = \boldsymbol{L_d} + \hat{\boldsymbol{\ell}} \cdot (\boldsymbol{I} - (\boldsymbol{I} - \boldsymbol{M})\boldsymbol{A})^{-1} \cdot (\boldsymbol{I} - \boldsymbol{M}) \cdot \boldsymbol{f} \quad (2)$$

$$\boldsymbol{L_o} = \boldsymbol{L} - \boldsymbol{L_i} \quad (3)$$

$\boldsymbol{L}$：雇用量，$\boldsymbol{L_i}$：県内内雇用量，$\boldsymbol{L_o}$：県外雇用量，
$\boldsymbol{L_d}$:積み上げ法による雇用量，
$\boldsymbol{I}$:単位行列，$\boldsymbol{A}$：投入係数行列，$\boldsymbol{M}$：移動輸入係数，
$\boldsymbol{f}$：最終需要ベクトル，$\hat{\boldsymbol{\ell}}$：雇用係数の対角行列，

2.3 推計に用いるコスト/雇用情報

本研究では、実際の建設工事に用いられた工事内訳書と、ヒアリング調査により詳細なコストデータを推計した。具体的には次の通りである。

- 建設段階では、工事を請け負った業者が作成した工事内訳書に含まれている、明細書、代価表を整理することにより詳細なコスト/雇用情報を推計した。
- 発電・維持管理段階では、発電事業者である都留市役所へのヒアリング調査により、サーバー使用料、保険、年 2 回の定期点検、消耗による部品交換にかかるコスト/雇用情報を入手し推計した。

また、すべての小水力発電の耐用年数は、20 年と仮定した。

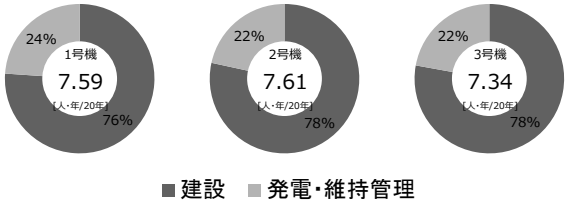


図 1　ライフサイクル全体の雇用量

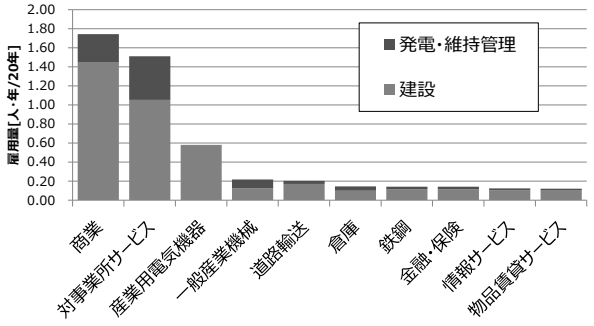


図 2　間接雇用上位 10 部門（1 号機）

3. 結果

3.1 ライフサイクル全体の雇用量

小水力発電を導入した際のライフサイクル全体の雇用量は、1 号機、2 号機、3 号機それぞれで、7.59、7.61、7.34［人・年/20 年］である。そのうち、24%、22%、22%が発電・維持管理段階で発生する雇用である（**図 1**）。これらの多くは、保険、定期点検、部品交換による間接的な効果である。

また、風力、太陽光発電の発電・維持管理段階の比率はそれぞれ 42%[3)]、30%[3)]であるので、都留市の小水力発電は再生可能エネルギーの中でも一時的な雇用比率が比較的大きい発電技術であるといえる。

3.2 部門別の雇用量

図 2は産業連関分析により推計された 1 号機導入による間接的な雇用効果の上位 10 部門を示している。設備機器の製造に関連する機械部門や建設に必要な鉄鋼部門よりも、商業（卸売・小売）、対事業所サービス、道路輸送、金融・保険などのサービス部門への効果が比較的大きいことがわかる。ここでの対事業所サービス部門は、建設段階のエンジニアリング、発電・維持管理段階の点検や部品交換が該当する。また、商業、道路輸送部門は、現地への資材の運搬のみならず、設備機器の製造に伴う波及効果が含まれている。

このような傾向は、1 号機、2 号機、3 号機に共通して確認することができる。2 号機、3 号機の間接的な雇用効果は、SI(Supporting Information)に記載した。

表 2　雇用量の県内比率

	建設	発電・維持管理
1 号機	37%	54%
2 号機	36%	55%
3 号機	57%	55%

3.3 県内外の雇用量

表 2は各小水力発電の県内比率を示している。各小水力発電の建設段階における雇用比率は、それぞれ 37%、36%、57%と推計された。3 号機がやや大きい値を示しているが、これは 1 号機、2 号機と比べて設備の規模が小さく（表 3）、相対的に現地での土木工事にかかるコスト/雇用比率が大きいためである。また、現地での土木工事業に携わる事業者の多くは、県内の事業者であることを見積書などで確認している。

他方で、発電・維持管理段階の比率は、全ての小水力発電で約 55%であり過半が県内の雇用である。これは、土木事業と同様に、定期点検や部品交換の多くが県内の事業者によることに起因する。

4. まとめ

本研究では、小水力発電導入における雇用効果をハイブリッド法により推計し、その特徴を明らかにした。その結果、小水力発電は直接的な土木工事部門、間接的なサービス部門での雇用効果が比較的大きく、特に対事業所サービス、商業、道路輸送などのサービス部門での間接的な雇用効果が確認された。なお、今後はより精緻な分析を行なうために詳細なコスト/雇用に関する情報を収集する予定である。

本研究は環境省の環境研究総合推進費（課題番号: 2-1302）の支援により実施された。

参考文献

1) 電気事業者による再生可能エネルギー電気の調達に関する特別措置法, <http://www.enecho.meti.go.jp/saiene/kaitori/2011kaitori.pdf>, （参照 2014-1-1）
2) 環境省, 地域主導による再生可能エネルギーの事業化に向けた検討, <http://www.env.go.jp/earth/ondanka/rere/> , （参照 2014-1-1）
3) 松本直也, 本藤祐樹, 日本エネルギー学会誌, 90 (3), 2011, pp.258-267
4) 稗貫峻一, 本藤祐樹, 日本エネルギー学会誌, 92 (1), 2013, pp.164-173
5) 山梨県, 平成 17 年（2005 年）産業連関表, 雇用表 <http://www.pref.yamanashi.jp/toukei_2/HP/17renkan.html>, （参照 2014-1-1）

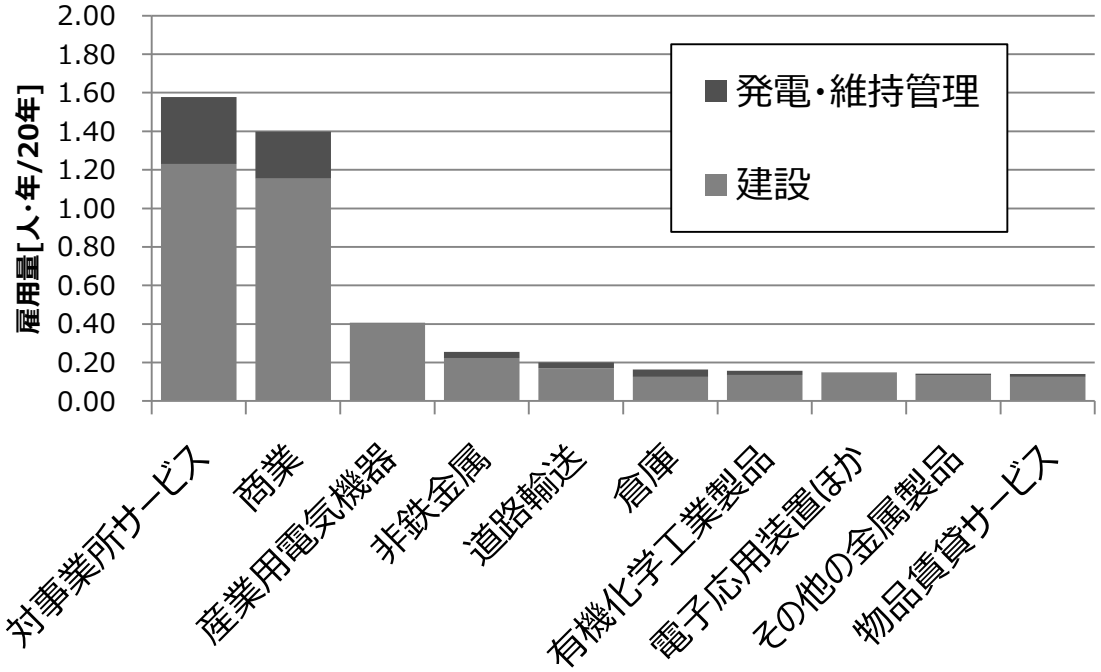


図 S1　間接雇用上位 10 部門（2 号機）

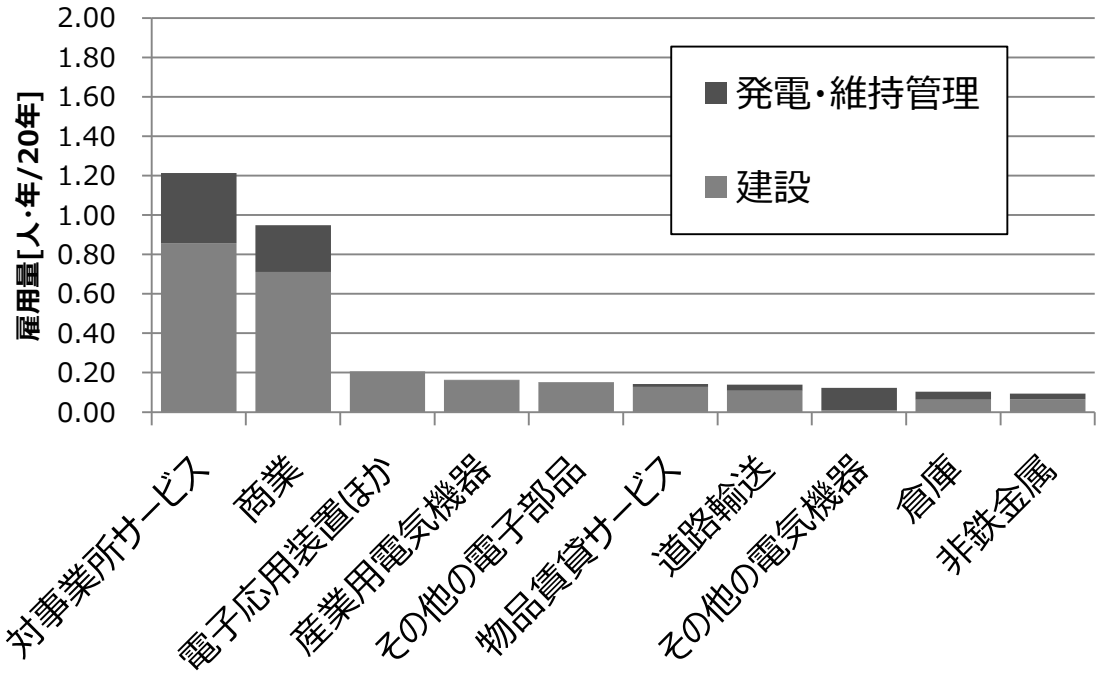


図 S2　間接雇用上位 10 部門（3 号機）

淡路島を事例とした再生可能エネルギー自給可能性の検討

Valuation of Renewable Energy Supply Self-sufficiency in Awaji Island

○坂口卓司*[1)]、田畑智博[1)]
Takushi Sakaguchi, Tomohiro Tabata
1) 神戸大学
*tsakaguchi@stu.kobe-u.ac.jp

1. はじめに

気候変動や資源枯渇への対応、産業振興をはじめとした地域活性化、災害時のエネルギー源確保など再生可能エネルギーを導入するメリットは多岐に渡る。特に、エネルギー源確保の観点で考えると、地域のエネルギー自給率を如何に向上させるかが課題である。

例えば、兵庫県淡路島[1)]では、エネルギーの持続・農と食の持続・暮らしの持続を掲げた「あわじ環境未来島構想」を推進している。この構想は、2050年の電力自給率を100%にCO_2排出量を1990年比で88%削減を目指している。しかし、再生可能エネルギーの電源構成や将来のエネルギー消費量など具体的な政策は議論されていない。

本研究では淡路島を事例として、1) 本地域に賦存するバイオマス、風力、太陽光の導入ポテンシャルの推計、2) 島内のエネルギー消費量の推計、3) 2050年のエネルギー自給率、CO_2排出量の試算を行う。

2. 研究方法

2.1 バイオマス資源の推計と分布の可視化

バイオマス資源は、NEDOのバイオマスエネルギーの有効利用熱量のデータベースに、国土数値情報の土地利用3次メッシュ（メッシュサイズ1km^2）データを組み合わせて、バイオマス資源の分布状況をメッシュ図に可視化する。GISソフトウェアは、MapInfoを用いた。バイオマス資源のマッピングは、資源（木質系、農業残渣系、廃棄物系）の有効利用熱量を土地利用種別面積の割合に乗じることで算出した。

2.2 風力発電の導入ポテンシャル推計

風力発電の設置可能な場所は、NEDO風況マップと国土数値情報の土地利用3次メッシュデータを組み合わせることで算出した。容量は1km^{2}あたり1万kWと仮定した。また、設置における制約条件として、居住区域、自然公園地域、自然保護地域、鳥獣保護区は設置しないものとした。

2.3 太陽光発電の導入ポテンシャル推計

PVの設置場所は、住宅（全世帯）、学校・市役所庁舎の屋根上と仮定した。住宅は1戸あたり4kW、公共施設には20kWと設定した。2050年の住宅数は、文献[3)]の世帯数をもとに推計した。

2.4 エネルギー消費量の推計

2010年のエネルギー消費量は、2010年の都道府県別エネルギー消費統計をもとに推計した。これは、産業・民生部門のエネルギー消費量（石炭、石油、電力、ガス、熱等）を都道府県単位で掲載している。しかし、市町村単位では掲載していない。そこで、以下の方法により推計を行った。

① 製造業・・・市町村別の製造業の製品出荷額を県全体の製品出荷額で除し、これに製造業のエネルギー消費量を乗じることで市町村別のエネルギー消費量を推計した。
② 農林水産業、建設業・鉱業、業務・・・市町村別の各従業者数を県全体の従業者数で除し、これに各部門のエネルギー消費量を乗じることで市町村別のエネルギー消費量を推計した。
③ 家庭・・・市町村別の世帯数を県全体の世帯数で除し、これに家庭のエネルギー消費量を乗じることで市町村別のエネルギー消費量を推計した。

2.5 2050年のエネルギー自給率

淡路島の2050年のエネルギー消費量は、「脱温暖化2050プロジェクト」のシナリオA、Bを参考にして推計した[3)]。シナリオAは、企業や政府などの積極的な技術開発投資を背景に技術進歩率は高く、また社会全体として経済活動は活発な社会である。地方から都心へ人口、資本が集まると想定している。一方、シナリオBは、経済成長については、Aよりも低位に推移するが、経済価値として表現されない活動も活発に行われ、シナリオAとは異なる種類のサービスが享受できる。また都心から地方への人口、資本が増加すると想定している。

さらに、エネルギーシフトの割合に関するサブシナリオを4つ作成し、脱温暖化2050プロジェクト内のシナリオA、Bと組み合わせた。各サブシナリオは、1) 2010年の石油製品、都市ガス、電力の構成比率が2050年でも変化しないケース、2) 石油製品がガスと電力にそれぞれ1/2シフトするケース、3) 石油製品が全量電力にシフトするケース、4) 石油製品の半分がガスと電力にそれぞれ1/2シフトするケースを想定した。

3. 結果と考察

表 1 に淡路島の 2010 年の電力供給量を示す。2010 年の電力消費量は 3,869TJ であった。一方で、再生可能エネルギーの供給量は、電力供給量の 10%であった。

表 2 に本研究で得られた導入ポテンシャルを示す。導入ポテンシャルによる年間電力供給量は、合計 4,275TJ であった。内訳は、バイオマスが 6%、風力が 49%、太陽光が 45%である。導入ポテンシャルからみた場合、再生可能エネルギー供給量は2010 年の電力消費量を上回る結果となった。

表3 にシナリオ別の 2050 年の電力消費量と電力自給率を示す。再生可能エネルギーによる年間の電力供給量が変化しないと仮定した場合、自給率の最大値はシナリオ A-1 で 174%、最小値はシナリオ B-3 で 90%となった。また、図 1 にシナリオ別の CO_2 排出量の比較を示す。最大値はシナリオ A-1 で、533 千 t-CO_2/year、最小値はシナリオ B-2 で、419 千 t-CO_2/year となった。電力消費の増減より、石油製品の使用削減の方が CO_2 排出量の減少に貢献するという結果を得た。

表１　2010 年の電力供給量[TJ/year]

風力	348
太陽光	42
系統電力	3,479

表２　導入ポテンシャルによる電力供給量[TJ/year]

バイオマス	243
風力	2,082
太陽光	1,950

表３　2050 年のシナリオ別電力自給率

	電力消費量 [TJ/year]	電力自給率 [%]
2010 年	3,869	10
シナリオ A-1	2,461	174
シナリオ A-2	3,547	121
シナリオ A-3	4,634	92
シナリオ A-4	3,004	142
シナリオ B-1	2,620	163
シナリオ B-2	3,692	116
シナリオ B-3	4,765	90
シナリオ B-4	3,156	135

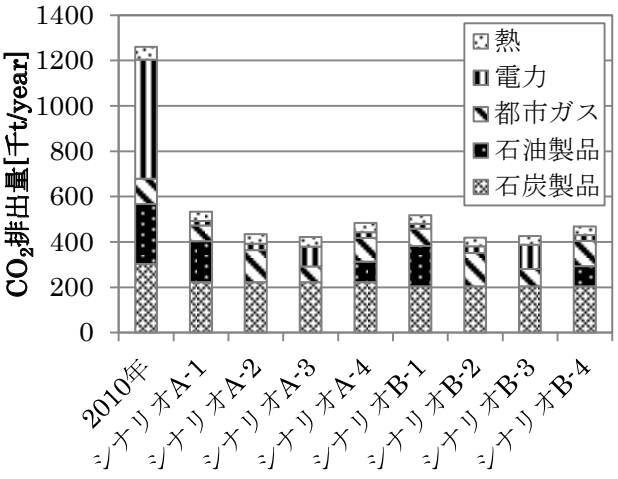


図１　シナリオ別の CO_2 排出量

4. おわりに

本研究では、淡路島を事例として、本地域に賦存する再生可能エネルギーの導入ポテンシャルの推計し、2050 年のエネルギー自給率と CO_2 排出量の試算を行った。一般に、風力発電や太陽光発電は、気象条件に左右されるため、電力の量や質が不安定になるケースが多い。したがって、現状では 100%再生可能エネルギーで賄うことはリスクが大きいと思われる。そのため、あわじ環境未来島構想の電力自給率 100%という数値は、「見かけ上」の 100%と設定するという方法が望ましい。淡路島は、近畿地区の中でも風況がよく、日射量も多いということから、風力発電、太陽光発電ともに、優良な立地条件であるとされている。したがって、本州・四国との既存の送電網を利用し、島内で生産した余剰電力を本州・四国へ供給し、本州・四国から電力融通を受けることで見かけ上電力自給率を 100%にするという選択肢は有望であり、今後検討されるべき重要な議題である。

謝辞

本研究を進めるにあたり、兵庫県企画県民部には、調査、資料提供等のご協力をいただきました。ここに記して、感謝申し上げます。

参考文献

1) 兵庫県:“あわじ環境未来島構想”, <http://web.pref.hyogo.lg.jp/kk08/ac06_000001044.html>, (参照 2014-1-1)
2) 坂口卓司, 田畑智博:第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 滋賀県草津市, (2013), pp.352-353
3) 藤野純一, 日比谷剛, 榎原友樹, 松岡譲, 増井利彦, 甲斐沼美紀子:地球環境, 12, (2007), pp.153-160

地域バイオマス事業の意思決定プロセスにおけるLCAの活用

Effective Use of LCA in Decision-making Process of Local Biomass Projects

○兵法彩*[1)]、本藤祐樹[1)]
Aya HEIHO, Hiroki HONDO
1) 横浜国立大学
* heiho-aya-gm@ynu.jp

1. 研究背景

現在、日本ではバイオマス産業都市の構築が進められており、その選出に際しては、温室効果ガス削減効果や産業振興・雇用創出などの地域波及効果の提示が求められている。つまり、地域バイオマス事業を実現するまでのプロセス（事業化プロセス）において、ライフサイクル思考に基づく評価（LCA）の実施が重要となる。これまでに、地域バイオマス事業の効果を把握するための評価手法が提示されている[1, 2)]。一方で、提示手法が、現実の事業化プロセスにおいてどのように役立つかについては、十分に議論されていない。そこで本研究は、現実の地域バイオマス事業の事業化プロセスがどのように行われているか整理し、LCAを実施するタイミングとその役割を明らかにする。

2. 研究方法

神奈川県三浦市のバイオマス事業（以下、三浦バイオマス事業）を対象事例とし、公表データとヒアリング調査から、事業化プロセスの整理を行った。その上で、三浦バイオマス事業を対象としたLCA研究[2)]で用いられている評価手法を踏まえて、事業化プロセスにおけるどのタイミングでLCAが適用可能かについて、ヒアリング調査結果に基づき考察した。

3. 対象事例と調査内容

三浦バイオマス事業は、地域内の廃棄物（農作物残渣、水産物残渣、し尿・浄化槽汚泥、公共下水道汚泥）を、新設した三浦バイオマスセンターで一括処理し、バイオガスの生成利用と堆肥生産を行っている。

バイオマス事業の導入検討段階から実際の稼働までの経緯を事業化プロセスとし、三浦市役所と運営事業者である三浦地域資源ユーズ株式会社の協力を得て事業化プロセスを整理した。用いた資料は、公表されている三浦バイオマスタウン構想、プラント設計時のプロポーザル資料、会社概要に加え、関係者の協力を得て内部資料（バイオマスと地域再生の経過概要、会社経歴書、事業デューデリジェンス報告書）を閲覧した。ヒアリング調査は、2013年5月13日と9月26日の2回実施した。

4. 結果・考察

4.1 三浦バイオマス事業の事業化プロセス

事業化プロセスは、事業化検討、資金確保、プラント設計・発注、事業稼働の4段階に分けられる（表1）。事業化期間は、2003年10月～2010年11月である。

三浦バイオマス事業の事業化プロセスでは、事業コストが意思決定の大きな基準となっていた。この事業は、老朽化施設の更新、越境廃棄物処理の改善、循環型農業につながるシステム設計を行い、利害関係者からの出資＝合意を得ることでシステムの担保を行った。そのため、システムが稼働すれば良い影響が生まれるという前提で、稼働を実現することが重視された。

以下に、各段階の概略を示す。

1)　地域再生研究会による事業化検討

三浦市と商工会議所の有志（コアメンバー）が中心となって、地域内の課題を話し合う研究会を実施した。コアメンバーは全ての研究会に参加し、他のメンバーは研究会の内容に応じて入れ替わりがあった。

複数の地域課題の中で、し尿・浄化槽汚泥処理施設（衛生センター）の老朽化問題に焦点があてられた。衛生センターは、過去2回ほど更新の予算化に失敗しているため、その問題意識をメンバーの多くが共有していた。今回は単純な更新の予算化ではなく、地域内の他の廃棄物処理も含めたバイオマス施設（三浦バイオマスセンター）を新設する方法を選択した。また、業務を担う第三セクター（三浦地域資源ユーズ株式会社）の設立が決定し、設立準備委員会が発足した。

表 1 三浦バイオマス事業の事業化プロセス

事業化検討	
2003年10月	第1回地域再生研究会の実施
	・2006年1月までに、15回の研究会を実施
2005年 3月	バイオマスタウン構想の提出
資金確保	
2006年 2月	第1回設立準備委員会
	・バイオマス事業実施に向け、第3セクターの設立に傾注
	・利害関係者に対し、出資を依頼
2006年 7月	三浦地域資源ユーズ株式会社設立
プラント設計・発注	
2007年 1月	プロポーザルを実施
	・6グループからの提案に対し審査委員会を開催
2007年 4月	プラント発注
2010年 9月	プラント完成
バイオマス事業の稼働	
2010年11月	本稼働開始

2)　三浦地域資源ユーズ株式会社の設立

設立準備委員会は、農業・漁業関係者等の利害関係者に対し、三浦地域資源ユーズ株式会社の設立意図の説明と、同時に出資の依頼を行った。利害関係者の出資を合意とみなし会社設立を進めた。特に農業関係者を原料提供者および堆肥利用者として巻き込むシステムを描いたことで、循環型農業の実現につなげた。なお、一般市民の合意は市議会での可決で得られたものとして進められた。

3)　三浦バイオマスセンターの設計・発注

三浦地域資源ユーズ株式会社の設立後、三浦バイオマスセンターの導入に向け、プロポーザル方式によるプラント設計に着手した。6 グループから提案を受け、審査委員会でプラント発注先を選出した。

4)　三浦バイオマス事業の稼働

プラント発注後、各種廃棄物処理に関連する許認可の取得や生活環境影響調査、関係者との調整などを経て、プラント稼働に至っている。

4.2 LCA を実施するタイミングとその役割

三浦バイオマス事業の事業化プロセスでは、LCA は実施されていない。LCA は一般に事業の導入や改善の意思決定に資するものとして、事業実施前に行う評価と実施後に行う評価に分けられる。既往研究 [1,2]では、事業実施前に導入効果を把握するための手法が提示されており、鶴谷ら [2]は三浦バイオマス事業の関係者の協力により、設計値ベースの LCA を行っている。

鶴谷ら [2]の評価手法が現実の事業化プロセスのどのタイミングで適用可能かをヒアリング調査で確認した結果、当該評価で用いているデータは、プラント発注後に得られるものであるため、プラント発注後～稼働までに適用可能な評価手法であることが明らかとなった。しかし、プラント発注後の評価において改善点が得られても、プラント設計の修正は可能であるが、事業のシステム自体を大きく修正することは困難である。つまり今後、より効果的な地域バイオマス事業の導入に LCA を活用するためには、事業導入の意思決定段階（プラント発注前）に LCA を実施することが必要となる。

以上より、事業実施前の評価はプラント発注を境に、2 つに分けて考えることができる。それぞれを事前評価、設計評価とし、図 1 に地域バイオマス事業の事業化プロセスの中で、LCA を実施するタイミングとその役割を示す。

4.3 事前評価における課題点

効果的な地域バイオマス事業の導入に最も資する LCA は、システムの抜本的な見直しが十分に可能な事前評価であると考えられる。三浦バイオマス事業では、事前評価を実施するために、国のガイドライン公表を待っていた経緯があるが、実際には情報が得られなかったため、評価方法がわからないまま実施にいたっていない。また、事前評価を行うためには、従来施設や他の実施事例等を参考に、事業者自らが定量的なシステムの設計をある程度行う必要があり、この作業に多大な労力を要することがヒアリング調査で明らかとなった。今後、適切な事前評価を実施するためには、事業者がシステムの設計値を作成するためのデータ整備や評価手法の確立が必要であることが示唆される。

5. おわりに

三浦バイオマス事業の事業化プロセスを事例として、LCA を実施するタイミングとその役割を示した。適切な事前評価を実現することで、利害関係者への説明責任等が果たし易くなることや、適正かつ効果的な地域バイオマス事業の導入につながることが期待される。

謝辞

ヒアリング調査、資料提供にご協力いただいた三浦市役所、三浦地域資源ユーズ株式会社の皆様に謝意を表する。なお、本研究は環境省の環境研究総合推進費（課題番号：2-1302）の支援により実施された。

引用文献

1) 菊地克行, 本藤祐樹: 日本エネルギー学会誌, 90(7), (2010), pp.643-653
2) 鶴谷昌洋, 兵法彩, 工藤祐揮, 本藤祐樹：日本エネルギー学会誌, 92(10), (2013), pp.994-1005

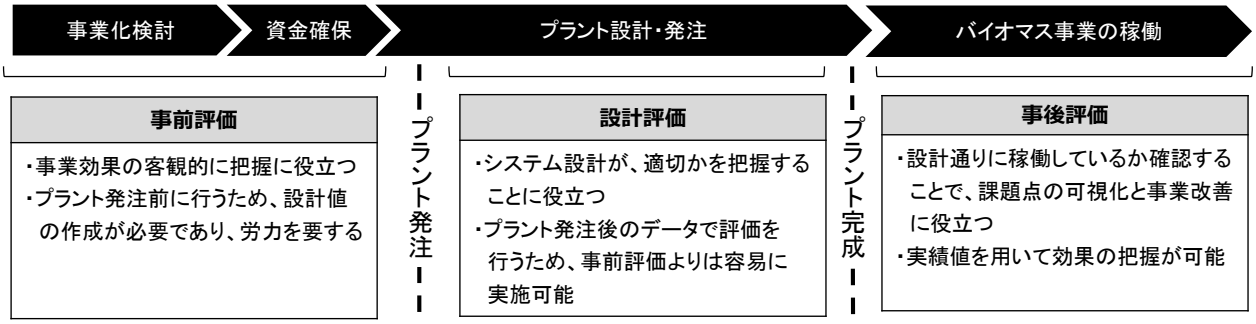


図 1 地域バイオマス事業の事業化プロセスで LCA を実施するタイミングとその役割

地域活性化をめざしたバイオマス利用の諸施策で構成された戦略の提案

Promotion of a strategy consisting of policies to utilize biomass for regional revitalization

○稲葉陸太*[1)]、栗島英明[2)]、柚山義人[3)] 伊藤幸男[4)]、松橋啓介[1)]、内田勉[5)]
Rokuta Inaba, Hideaki Kurishima, Yoshito Yuyama, Sachio Ito, Keisuke Matsuhashi, Tsutomu Uchida
1）国立環境研究所, 2）芝浦工業大学, 3）農業・食品産業技術総合研究機構, 4）岩手大学、5）下水道新技術推進機構
* inaba.rokuta@nies.go.jp

１．はじめに

バイオマスの地域的循環利用の効果としては、廃棄物処理量削減や温室効果ガス排出抑制のほか、地域社会の活性化も期待される。著者らはこれまで、バイオマス利用と地域活性化の図式化、持続可能性も考慮した地域活性化指標の選出、バイオマス利用システムの事例研究、地域住民意識や社会関係資本（Social Capital: SC）に関するアンケート調査などを行ってきた。本稿ではそれらの成果をふまえ、地域活性化をめざしたバイオマス利用施策を抽出し、それらを適切に組み合わせ、前述の指標を向上する戦略を提案することにした。

２．バイオマス利用戦略を構成する要素の抽出

著者らはこれまでKJ法を参考にしたワークショップを開催、バイオマス利用と地域活性化との関係性を図式化し、要素間の影響が促進される循環構造を見出した。さらに、複数の循環構造に関わる要素として「地域経済」「定住人口確保」および「住民満足度向上」を抽出し、地域活性化の重要な指標として捉えた[1)]。これらの図式や循環構造はバイオマス利用戦略の骨組みに関して、指標は戦略目標の項目に関して参考になる。

また、地域活性化の上位概念である社会の持続可能性も考慮した。松橋らによると、各種の社会の目標等を整理した結果、「環境」「経済」「社会」のバランスが持続可能性を、「個人」「経済」「社会」のバランスが発展を構成し、それらが重なって持続可能な発展を示すような構図が示された[2)]。この知見は、地域活性化の指標を熟慮する上で参考になる。

バイオマス利用の事例研究として、まず、柚山らが千葉県・香取市における豚ふん尿のメタン発酵を考察した[3)]。それによると、生ごみや食品廃棄物を共同処理すれば、原料受入費を獲得でき、エネルギー生産効率も向上できる。また、市民が分別を行うため事業への接点が増加する。液肥利用が可能になれば、水質保全やGHG削減に加え、高付加価値の農産物生産も期待でき、農業の6次産業化による地域活性化にもつながる。発生するコストを地元の住民や業者に支払えば経済的な地域活性化につながる。

伊藤らは、岩手県・紫波町における木質系バイオマスの熱利用を検討した[4)]。紫波町の場合、需要側として公的施設にペレットボイラを導入し、供給側としてペレット工場を整備した。また、専門知識を持ったエネルギー供給会社を設立し、設備整備と運営とを担う体制が構築された。これによって、設備投資が円滑に行われ、運営リスクも分散された。同時に、町民参画の仕組みも構築されてきた。このような事実から、事業初期段階では行政が関与した市場の創出が重要であること、市場発展段階では運営主体の民間移行による効率向上が有効であることも示された。

著者らは、北海道・標茶町や稚内市での下水汚泥利用事例も検討した。下水処理施設や汚泥処理施設を地域の中核施設として他のバイオマスを受け入れればコストを低減でき、分別排出を通じて住民や排出事業者と接点が生まれ、人的ネットワークの構築や下水道事業への認知度向上などが促進され、地域活性化にもつながる可能性が大きくなる。

バイオマス利用による地域活性化の評価軸として、栗島らは前述のSCの概念に注目し、これを個人レベルの特性として測定するためにResource generator method(RGM)を用いた[5)]。RGMのSC指標とともに、バイオマス利活用への関与度、地域への満足度や愛着、定住意思などの設問も加え、バイオマス利活用とSC、SCと地域活性化との関係も把握した。アンケート調査は2012年1～2月にかけて香取市、紫波町、標茶町、福岡県・大木町、2013年2月には稚内市で実施した[5,6)]。SCを中心とする社会的側面の検討から、多くの地域住民がバイオマス利用に関与すれば、地域内ネットワークが量・質ともに向上し、最終的に地域への愛着や満足度、定住意思の向上につながることが示唆された。

３．地域活性化をめざしたバイオマス利用戦略

２で紹介したこれまでの研究成果とその考察から、地域活性化をめざしたバイオマス利用戦略を検討する。まず、戦略目標として前述の「定住人口」「地域経済」「住民満足度」という3指標の水準向上を設定する。これら3指標は各々、持続可能な発展指標の「社会」「経済」「個人」に対応している。さらに、持続可能性の観点から「環境」も重視する。

つぎに、中心となる技術システムに関しては、下水汚泥の事例研究をふまえ、既存施設の利用や他のバイオマスとの共同処理を積極的に検討する。共同処理の場としては下水汚泥処理施設を有力候補とする。

技術システムをとりまく要素のうち、環境面では、既存施設利用、共同処理および副産物・余熱の有効利用によってエネルギー効率を向上させ、資源消費量・環境負荷量の低減を図る。経済面では、既存施設活用で建設コストの低減を、共同処理で運用コストの低減を図る。また、家畜ふん尿の事例研究もふまえ、地域住民の雇用や、地域内事業者との契約によってコストの地域内収入への転化をめざす。社会面では、SC の研究をふまえ、多くの地域住民がバイオマス利用事業に関与できる仕組みを構築し、地域の人的ネットワークの増強をめざす。個人面では、事業への関与による意識の変化や、人的ネットワーク増大による社会関係資本の増大を図る。

木質バイオマスの事例研究をふまえ、戦略立案の初期段階でバイオマス利用製品の市場が小さい場合、行政主導で市場を創出・育成する。市場が確立した段階では事業運営を担う主体を創出する。市場の発展段階では、資金調達を行政が支援する。

以上の諸施策（戦術）を戦略目標につながるように並べたフローを「地域活性化をめざしたバイオマス利用技術戦略」として図 1 に示す。戦略の立案手法としては、まず、地域活性化の 3 指標と環境面の指標を加え、それらの水準を戦略目標として設定する。つぎに、図 1 で示したバイオマス利用技術戦略を基本形として、対象事例における指標水準や地域特性に応じて、各種施策とそのフローを取捨選択したものを戦略として立案する。加えて、目標達成の定量的な効果推定や、時系列での工程管理も必要である。

謝辞

本研究は、環境省科学研究推進費補助金研究「地域活性化をめざしたバイオマス利用技術戦略の立案手法の構築（課題番号：K2420）」の一環として実施した。また、調査対象の自治体担当者を含む関係主体には多大なるご協力をいただいた。ここに謝意を述べる。

参考文献

1) 稲葉陸太ら(2011),第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, pp.79-80
2) 松橋啓介ら(2013),環境科学会誌, 26(3), pp.226-235
3) 柚山義人ら(2012), 農業農村工学会資源循環研究部会論文集, 8, pp.45-54
4) 伊藤幸男ら, (2013), 第 124 回日本森林学会大会講演要旨集, pp.79
5) 栗島英明ら(2012),第 7 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, pp.302-303
6) 栗島英明ら(2013),第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, pp.126-127

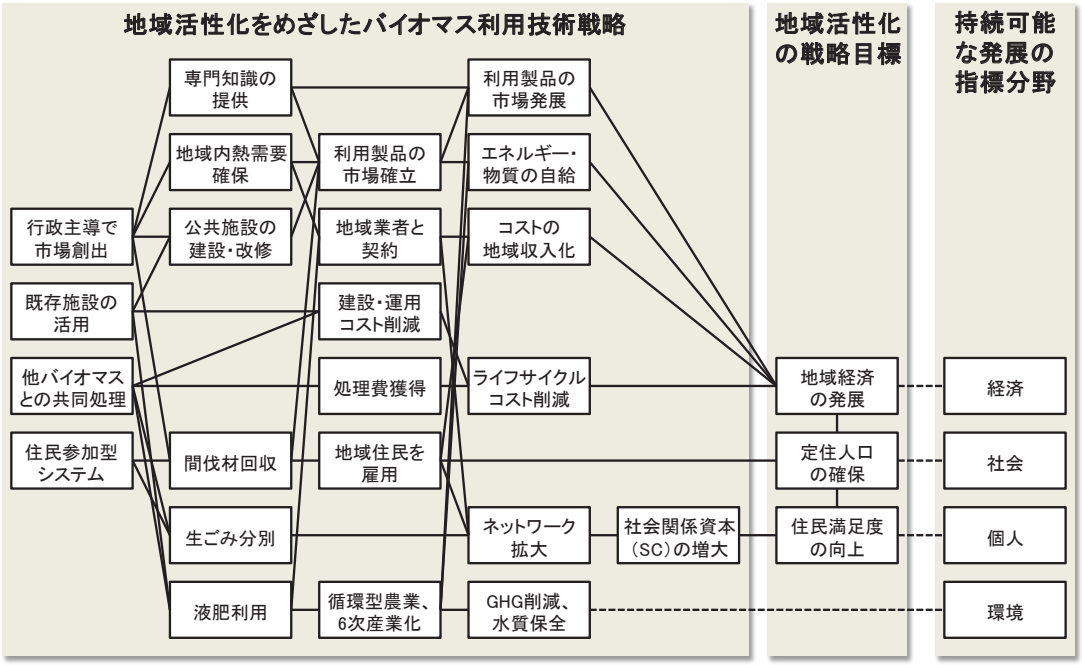


図 1 地域活性化をめざしたバイオマス利用技術戦略とその立案手法

プロセス解析に基づくバイオマス未利用エネルギーの利活用システム設計

Design of a system applying unused biomass-derived energy based on process analysis

○菊池康紀*[1)]、宇郷将道[1)]、大久保達也[1)]

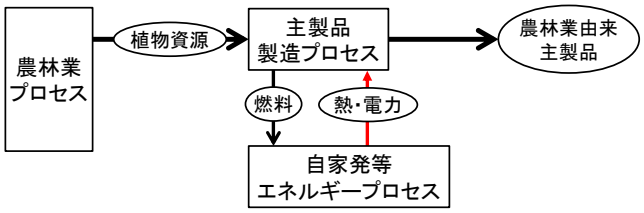
Yasunori KIKUCHI, Masamichi UGO, Tatsuya OKUBO

1) 東京大学

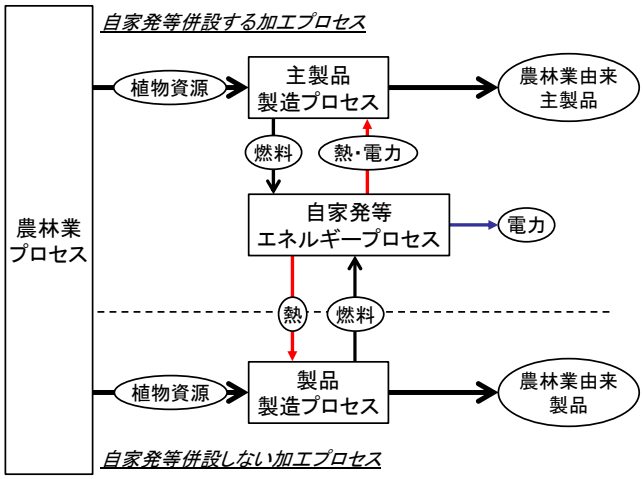
*kikuchi@platinum.u-tokyo.ac.jp

1　はじめに

地域資源である植物資源からは食糧や材料、エネルギーを生産することができる。地域に分散する植物資源を適切に利用するためには、生産する食糧・材料のライフサイクルが経済的に成立しつつ、環境負荷や資源の有効利用性などを考慮したプロセスシステムを設計しなくてはならない。このとき、植物資源生産プロセスや変換プロセスにおいて適用可能な技術をモデル化し、地域の特徴に合わせた設計を可能にすることが求められている。



(a) エネルギープロセスを併設した製品製造



(b) エネルギープロセスを介した産業共生

図 1　植物資源利活用システムとエネルギープロセス

表 1　バイオマス源の分類例

主製品	副産物（バイオマス）	特徴
砂糖	バガス	・製品製造のために植物資源を収集するため、地理的・時間的に安定してバイオマスが発生する ・既にエネルギープロセスの併設事例がある
素材	端材・おが	
紙	黒液	
食品加工物	非可食部	
焼酎	原料屑・焼酎粕	
畜産製品	家畜排せつ物	
–	間伐材	・利用のために新規にバイオマスを収集しなければならない
–	食品廃棄物	

一方、植物資源を利用したシステムは従来から存在しており、エネルギープロセスを併設させている産業も多数存在している。これらのプロセスにおいては主製品を製造する過程で発生する副産物（バイオマス）等を燃料として工程内で利用している。このとき、燃料として工程内利用されるだけであったバイオマスは、コストゼロで入手できる燃料として使用されてきた。余剰分が発生したとしても、必ずしも有価物として出力できないことも多く、工程内のエネルギー利用は最適化されていない部分も多いと言える。

本研究においては、再生可能エネルギー源として付加価値がついたバイオマス由来の未利用エネルギーを有効に利用するシステムを設計する。特に従来からバイオマスをエネルギー源として利用しているプロセスを詳細に解析し、システムの最適化による資源利用効率の向上を検討する。

2　植物資源利用システムとエネルギープロセス

既存の植物資源利用システムにおいてエネルギープロセスを併設している（図1(a)）のは、表1に示すように砂糖や素材、紙の生産のように安定してバイオマスが発生しうる製品製造システムに限られている。ここでは、主製品の製造のため、農林業プロセスから植物資源を回収することが必須となっており、エネルギープロセスの導入のためにバイオマス収集によるコスト等を新たに必要としない。主製品製造プロセス以外にエネルギーを供給しない場合、発生した燃料は全て使い切る形で処理されることがあり、その場合、エネルギープロセスは焼却設備として機能し、発生したバイオマスを完全に有効利用せずに処理することになる。

これに対し、エネルギープロセスを介した産業共生によりバイオマス有効利用性の向上を図ることができる（図1(b)）。表1に示す安定して発生しているがエネルギープロセスを併設している実績が少ない焼酎や食品加工物などに加え、バイオマスを利用するためには新規に収集しなければならない間伐材や食品廃棄物といった未利用バイオマスに関しても、エネルギープロセスを共有することで燃料の確保が容易になる。燃料の確保ができれば、安定して熱や電力を生産、供給できるようになり、自家消費だけでなく売電を行うことも可能となりうる。

また、自家発等エネルギーシステムにおいて用いる技術の中には、図２に示すように、規模が大きくなることによって発電効率が高くなる、いわゆるスケールメリットが効くものがある。産業共生により確保できるバイオマス燃料が増大することで発電効率の増加も見込むことが可能となる。

図２によれば、ガスタービンやガスエンジンは、直接燃焼の技術であるスターリングエンジンや蒸気タービンよりも発電効率が高くなっている。ガス化もしくは発酵の効率によっては、収集したバイオマスをそのまま直接燃焼して用いる場合よりも発電に関する総合効率が高くなる場合がある。ただ、発電プロセスからは電力だけでなく多くの熱が発生する。産業に導入される自家発電技術は分散型エネルギー設備であるため、電力だけでなく熱を有効利用することを同時に検討する必要がある。

3　プロセス解析事例：製糖工場

実際に自家発電プロセスを導入している製糖工場を例にプロセス解析を行いながら熱・電併給における技術選択と未利用エネルギーの有効利用を考える。図３に製糖工場におけるエネルギーの流れとロスを示す。燃料は製糖において発生するバガス（絞り粕）である。バガスはバガスヤードに蓄えられているが、一部は燃料外用途として他産業等で使用されることがあるため、燃料用バガスのロスが発生する。ほとんどの製糖工場は自家発電設備を持っているため、ボイラーからは高圧蒸気を発生させる。このとき、投入したバガスの熱量のうち高圧蒸気に変換されていない分のロスが発生する。高圧蒸気は高圧ヘッダーから発電タービンやミルタービンに送られ、低圧ヘッダーへと移る。このときのタービンにおいて、発電分や圧搾等の仕事以外にロスがありうる。低圧ヘッダーからは各工程へ低圧蒸気が送られる。工程内でもエネルギーはロスしており、最終的には復水器を通じて排熱される。これらロスのうち、特にボイラーにおけるロスは、炉がバガスの焼却炉として機能しているときのロスも含まれている。通常、年 100 日ほどの製糖期間中に全バガスを処理する形で運転されているが、製糖期間外に他の直接燃焼に適するバイオマスと合わせて発電用燃料として用いることにより、未利用エネルギーを電力に変換することができる。

4　まとめ

地域資源である植物資源の特徴に合わせて技術を適材適所に配置することが必要である。技術特性を反映できるモデルの構築は実際の地域システムにおけるエネルギーとマテリアルの流れを可視化し、設計を支援することができる。バイオマス由来の未利用エネルギーは、既にバイオマスエネルギー設備が導入されている産業においても多く存在していることがプロセス解析からわかっている。既に設備を導入している、安定したバイオマスエネルギー設備を中心にプロセス解析を行い、他のバイオマスを巻き込んだ産業共生により、バイオマス資源を有効利用するシステムを設計することができるようになる。

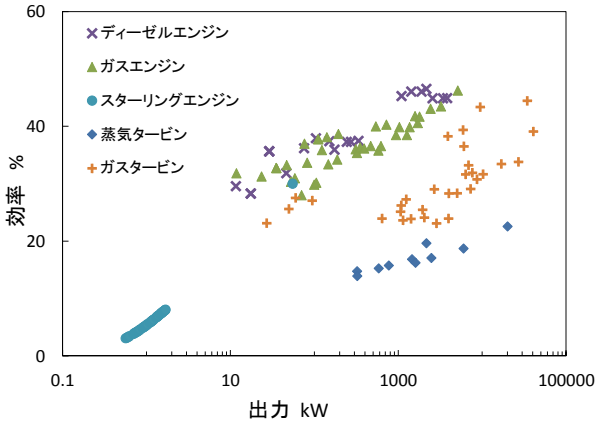


図 ２　各種自家発技術の規模と発電効率
（既往の報告書[1-3]より作成）

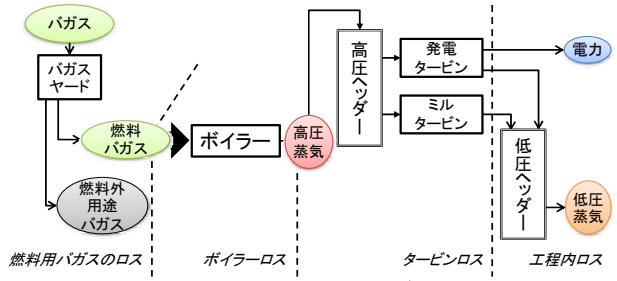


図 ３　製糖工場におけるエネルギーの流れとロス

謝辞

本研究に関する情報収集のために、新光糖業（株）から研究協力を得た。東京大学 農学生命科学研究科　鮫島正浩教授、早稲田大学 中垣隆雄教授から技術に関する専門的なアドバイスを得た。本研究の一部は文部科学省 COI STREAM「スマートエコアイランド研究拠点」、日本学術振興会科学研究費補助金（若手研究(B) 25870163）の支援を受けている。東京大学「プラチナ社会」総括寄付講座は、（株）地球快適化インスティテュート、日本電信電話（株）、富士フイルムホールディングス（株）、三井不動産（株）、（株）LIXIL からの寄付で活動している。

参考文献

1) 三浦千太郎：日本ガスタービン学会誌，32(6), (2004) pp. 450-457.
2) 平田宏一：技術総合誌 OHM, 99(3), (2012) pp. 40-44.
3) Ecofys: “Evaluation of improvements in end-conversion efficiency for bioenergy production: Final report”, (2010) http://ec.europa.eu/energy/renewables/bioenergy/doc/2010_02_25_report_conversion_efficiency.pdf (Access 2013/1/7)

パイロット試験の効率化における LCA の応用
– 発電所に設置されたフィコシアニンの抽出のための藻類培養システムのケーススタディ

Use of LCA in leveraging effectiveness of pilot experimental studies
– a case study in algal cultivation system for phycocyanin extraction attached to a power plant

○呂子豪[1)]、福島康裕[1),*]、薛欣達[1)]、柯子星[2)]、陳曉薇[3)]

○Lu Tzu-Hao[1)], Yasuhiro Fukushima[1),*], Hsueh Hsin-Ta[1)], Ko Tzu-Hsing[2)], Chen Hsiao-Wei[3)]

1) National Cheng Kung University, 2) Kao Fong Institute of Technology, 3) Taiwan Power Company

*fuku@mail.ncku.edu.tw

1. Introduction

Some rapid growing microalgae contains valuable compounds, which makes its intensive cultivation attractive. Combination with source of heat and CO_2 are particularly attractive, as much opportunity in economic and environmental benefit exists. Here, we examine an existing pilot plant attached to a power plant, which aims to produce phycocyanin (PC), a kind of pigment-protein complex. Life cycle inventory was constructed based on pilot-scale experiments to assess the opportunity for reduction of associated costs and environmental burdens. At this point, our study is used to screen need of further study among numerous parameters.

The studied process is shown in Fig. 1. In Housing, stainless steel, aluminum, glass and cement are used. In Cultivation, Zarrouk medium (ZM) and sodium bicarbonate ($NaHCO_3$) are used as sources of nutrient and carbon, respectively, diluted by tap water. In Harvesting, hollow fiber membrane condenses algal solution. Air seasoning method with suction equipment to enhance convection of air is chosen for drying. Finally, in extraction, mixture of disodium phosphate (Na_2HPO_4) and monosodium phosphate (NaH_2PO_4) are used as buffer, while Lyzozyme is used to disrupt cell wall.

2. Methodology

GHG emission associated with materials production is evaluated with the following assumptions:

a. GHG emission only occurs indirectly by consumption of energy, materials and chemicals in housing, cultivation and harvesting processes.
b. Concentration of dried algae is from final density in UP2 and UP3 system on May, and DOWN1 and UP4 system on August (better growth condition), respectively. (Location shown in Fig. 2).

Economy of this process is evaluated considering the cost of chemical, power and human resources, maintenance and equipment fee. Data of electricity consumption is from electric meter. The rest of parameters are mostly assumed; with 5 people, 0.5 hours must be spent in a day for a 14 days batch, and salary would be 110 TWD $hour^{-1}$. It costs 10,000 TWD for one time's equipment, and their lifetime is 1 year. For maintenance, it costs 2,000 TWD, which is performed 4 times every year. In profit evaluation, 100 % conversion rate from dried algae to PC is assumed. PC content of 5.5 % in dried algae [1] and PC price at 108,800 USD $kg\text{-}PC^{-1}$ [2] are assumed.

Strategies to reduce GHG emission and cost were generated as a result of GHG and cost calculation. Then, the strategies i.e., wastewater recycling (ZM consumption reduces 55%), adjusting working time of air-lift pump (daily working time changed from 24 hours to 1 hour), use of flue gas as carbon sources (substitute $NaHCO_3$), are evaluated.

Framework of the best cultivation period evaluation is shown in Fig. 3. One month's cultivation with varied

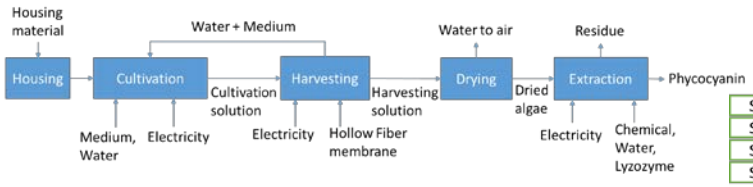


Figure 1 Phycocyanin production in Southern power plant

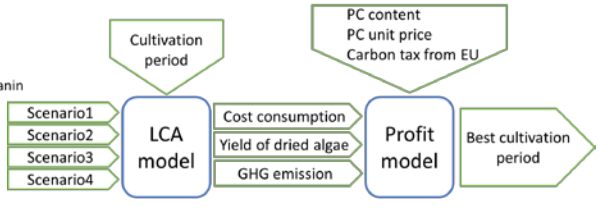


Figure 3 Evaluation of the best cultivation

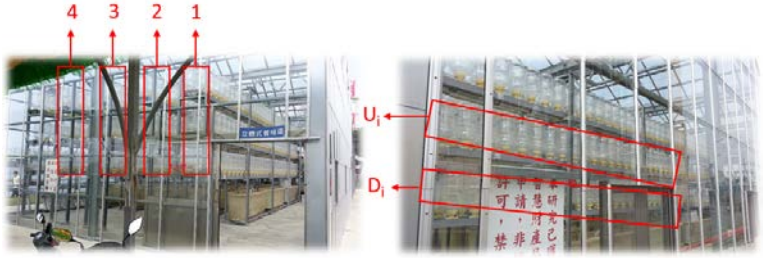


Figure 2
Algae cultivation system in southern power plant (1~4 means system 1 to system 4, U_i and D_i mean up and down system)

cultivation periods (1~12 days, benchmark cultivation period =12 days / batch) to simulate their profit, cost of materials and energy and cost from carbon tax. In this way, the implications of cultivation period are analyzed.

3. Results

Comparison of cost and GHG emission by item in different cultivation periods is made in Figs. 4 and 5, respectively. In terms of cost, Medium + Water contributes the most. Cost for housing, maintenance and human resources grows as the cultivation period becomes longer. In the other hand, GHG emission from housing and electricity (air lift and flue gas inlet) contributes more as the cultivation period becomes longer; contribution of medium becomes smaller.

Implications of improvement strategies are shown in Figs. 6 and 7. Scenarios 1-4 are constructed as a combination of adoption of improvement strategies: scenario 1 is original condition; scenario 2 is cultivation without recycling, but with flue gas inlet and air lift time reduction; scenario 3 is cultivation with recycling only; scenario 4 is cultivation with recycling, flue gas inlet and air lift time reduction. For all the strategies, wastewater recycling contributes significantly on cost reduction, while, reduction of air-lift time does so on GHG emission reduction.

Monthly sales and costs in different cultivation periods are shown in Fig. 8. Reason of higher profit during August than in May is by its higher dried algae production, and also because of the high value of PC. Moreover, the best cultivation period on May and August is 4 and 10 days, respectively. It is because the highest sales and dried algae production.

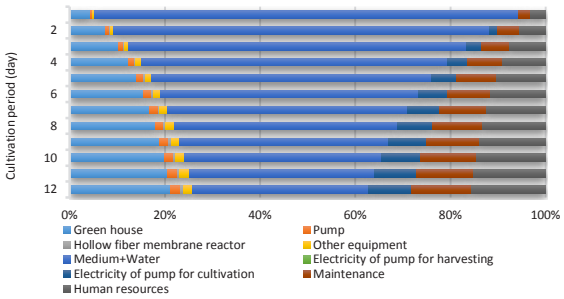


Figure 4 Costs in different cultivation periods (August)

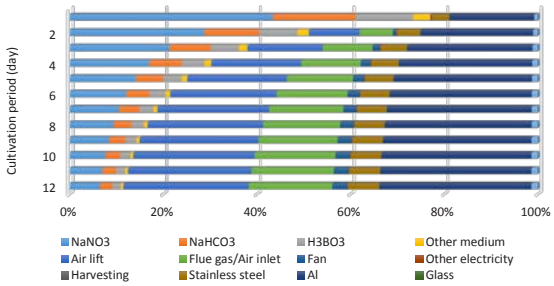


Figure 5 GHG emission in different cultivation periods (August)

4. Conclusion

To assist pilot experiments, evaluation of GHG emission and cost to produce dried algae is performed. Despite its limits in the scope of study, it was possible to prioritize improvement strategies. To better evaluate the effects of improvements, continuous experiment of two or more cultivation cycles with water and nutrient recycling is recommended as a result of hot-spot analysis. Furthermore, a longer-period cultivation (>12 days) with measurement of PC content is found crucial in harnessing maximum economic and environmental potentials of the evaluated system.

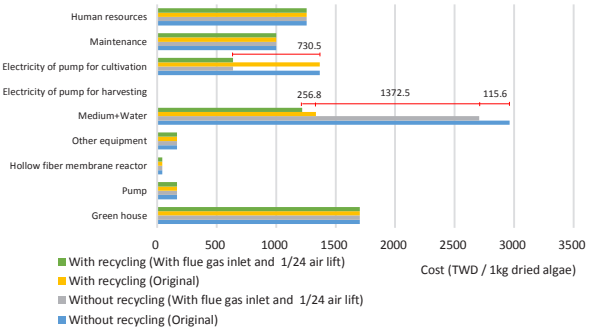


Figure 6 Cost in different improvement scenarios

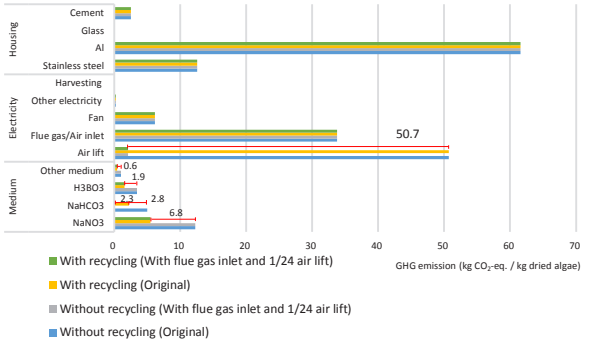


Figure 7 GHG emission in different improvement scenarios

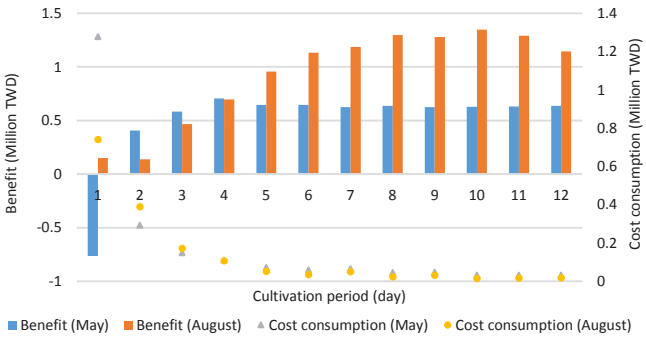


Figure 8 Monthly PC sales and cost in May and August with different cultivation period (scenario 4)

5. Reference

1) Chen, F., Y. Zhang: Enzyme and microbial technology, 20 (3), (1997), pp.221-224.
2) Institute, s., C-Phycocyanin Price list. 20

戸建住宅のライフサイクルアセスメント

—木造、鉄骨造、鉄筋コンクリート造の建物比較—

Life cycle assessment of detached house –Comparison among 3 houses made of wood, steel and reinforced concrete –

○大和田拓馬*[1)]、掛上恭[2)]、服部順昭[1)]
Takuma Owada, Takashi Kakegami, Nobuaki Hattori
1) 東京農工大学, 2) 住友林業
* t.owada1990@gmail.com

1. はじめに

戸建住宅の原材料調達から建設、廃棄に至るまでの工程でCO_2をはじめとした環境負荷物質が多く排出される。戸建住宅は木材、鉄骨、鉄筋コンクリートの一つを主たる構造材料としており、それら住宅間で環境負荷量の違いを知ることが求められているが、その報告例は少ない。柿田ら[1)]は積上げ法により精度の高い戸建木造住宅の LCA 結果を報告しているが、他の構法については報告されていない。建築学会が公表している指針[2)]では木造住宅や他の構法による住宅の CO_2 排出量等が示されているが、産業連関表により求めているため、比較が難しい。

そこで、本調査では 3 構法の戸建住宅の LCA を積上げ法により実施した。さらに、3 構法における環境影響の大きい要因を明らかにした。

2. 方法

2.1 調査対象

本調査では、CASBEE 標準モデルである 5LDK で延床面積 125 m^2 の木造(W 造)、鉄骨造(S 造)、鉄筋コンクリート造(RC 造)の 3 タイプの住宅を評価した。その際、住宅の寿命は文献[3,4)]を参考に 50 年とした。
機能単位は床面積 1 m^2 とし、評価物質は 52 項目の資源と 72 項目の排出物とし、9 項目の影響領域を評価した。

2.2 調査範囲

システムフローとシステム境界を図 1 に示した。廃棄物のリサイクルはシステム境界外とした。

2.3 フォアグランドデータ

部材数量は、CASBEE 標準モデルの設計図より材料別発注明細書を作成し、その明細書より積算表を作成することで求めた。また、一部部材については製造メーカーにインベントリ調査票の記入を依頼し、その結果から原単位を作成した。

2.4 バックグランドデータ

使用した原単位データベースは LCA 計算支援ソフト MiLCA に搭載のインベントリデータベース[5)]である。

建設時の環境負荷は、「建物の LCA 指針」の計算ソフト[6)]に搭載されている工事分倍率を用いて求めた。

居住時のエネルギー使用量と水道使用量は「自立循環型住宅への設計ガイドライン[7)]」により算出した。

部材輸送、廃棄物輸送はカーボンフットプリントコミュニケーションプログラムの木材の商品種別算定基準(PCR)[8)]のシナリオを用いた。部材輸送は「県間輸送の可能性がある輸送の場合」を、廃棄物輸送は「市内もしくは近隣市間に限定されることが確実な輸送の場合」をそれぞれ採用した。

2.5 影響評価

影響評価手法には LIME2[9)]を用い、統合化により算出される社会コストで評価した。

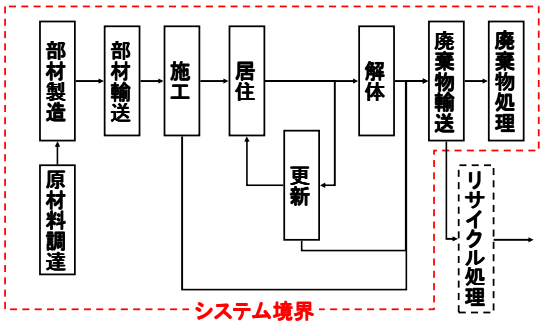


図 1 システムフローとシステム境界

3. 結果と考察

3.1 インベントリ分析

3 構法の住宅のインベントリ分析結果を表 1 に示した。インベントリ結果の項目数が多いことから、ここには温室効果ガス(GHG)のみの結果を載せている。

W 造は全ての物質排出量が最も少なく、S 造は CH_4 排出が最も多く、RC 造は CO_2、N_2O、SF_6、CF_4 排出が最も多くなった。

3.2 影響評価(統合化)

インベントリ分析に統合化係数を乗じることで環境

影響量(社会コスト)が得られる。その結果を図 2 に示した。3 構法の中で最も社会コストが大きかったのは RC 造で、S 造、W 造の順に小さくなり、W 造の社会コストは RC 造のそれより 11 %小さくなった。

断熱性を揃えたことから、社会コストが同じとなる居住プロセスを除いた延床面積 1 m^2あたりの社会コストは W 造が 4,069 円、S 造が 5,355 円、RC 造が 5,384 円となり、W 造が RC 造のそれに比べて 24 %小さくなることが分かった。

全ての社会コストを影響の大きいプロセスから挙げて比べると、居住では、給湯が 28 %と最も大きく、次いで家電の 26 %となった。部材製造では、W 造に使われた石膏ボードが 15 %と最も大きく、S 造では鉄骨が 25 %と最も大きく、RC 造ではコンクリートが 38 %と最も大きくなった。

表 1 各構法の延床面積 1 m^2 あたりの環境負荷物質の排出量(kg/m^2)

		構法		
		W造	S造	RC造
物質名	CH_4	9.04E+00	1.27E+01	1.09E+01
	f-CO_2	2.46E+03	2.76E+03	2.85E+03
	b-CO_2	1.68E+01	1.65E+01	1.45E+01
	N_2O	4.19E-01	4.23E-01	4.29E-01
	SF_6	1.93E-04	1.95E-04	1.97E-04
	CF_4	3.16E-04	3.23E-04	5.45E-04

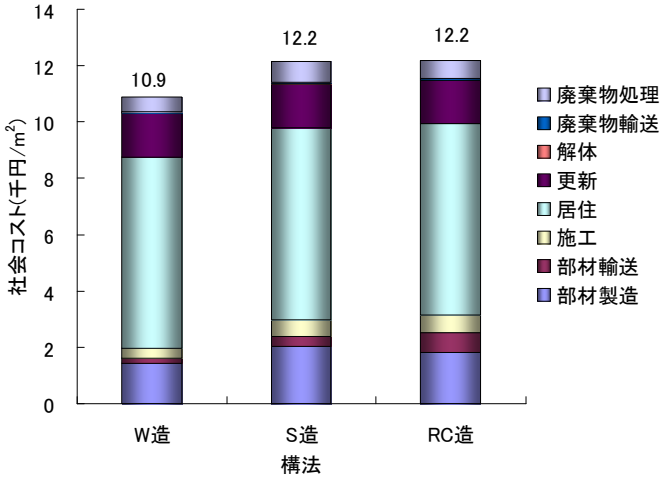


図 2 各構法の延床面積 1 m^2 あたりの全ライフサイクルにおける社会コスト(千円/m^2)

4. まとめ

本調査の結果は以下のようになった。

・W 造、S 造、RC 造の戸建住宅のライフサイクルにわたる環境負荷量及び影響量を明らかにできた。

・3 構法のうち、環境影響が最も大きい構法は RC 造で、最も小さい構法は W 造であることが確認でき、その差は 11 %であることが分かった。

・全ての構法において、最も影響の大きいプロセスは居住であり、次に大きいプロセスは、W 造では更新、S 造と RC 造では部材製造であることが分かった。

今後は、居住や輸送などで用いたツールやシナリオをより精度の高いフォアグランドデータの充実によって高め、評価を実施する必要がある。

5. 文献

1) 柿田秀人, 八木田浩史, 成田暢彦, 加藤晃敏, 木村正彦, 青木良輔, 稲葉敦：日本 LCA 学会誌, 4(1), (2008), pp.51-58

2) (社)日本建築学会, “建物の LCA 指針-温暖化・資源消費・廃棄物対策のための評価ツール-改訂版”, 丸善, 東京, (2013), p.133

3) 小松幸夫：日本建築学会計画系論文集, 73(632), (2008), pp.2197-2205

4) 堤洋樹, 小松幸夫：日本建築学会計画系論文集, (580), (2004), pp.169-174

5) (社)産業環境管理協会, “IDEA Ver.1.1.0”

6) (社)日本建築学会, “AIJ-LCA&LCW-DH Ver.2.00”

7) 国土交通省国土技術政策総合研究所・独立行政法人建築研究所, “自立循環型住宅への設計ガイドライン”, 建築環境・省エネルギー機構, 東京, (2005)

8) (社)産業環境管理協会, “商品種別算定基準 対象製品：木材・木質材料(認定 PCR 番号：PA-CC-02)”, (オンライン), 入手先< http://www.cfp-japan.jp/common/pdf_authorize/000097/PA-CC-02.pdf>, (参照 2013-12-26)

9) 伊坪徳宏,・稲葉敦, “LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法”, 丸善, 東京, (2010), 付属 CD-ROM

住宅建設時に発生する副産物のゼロエミッション化に関する研究 その 2. 4 棟の住宅建設現場を経由した副産物の回収及び IC タグを用いた副産物の管理

A Study on Zero-Emission of By-Product Generated in Constructing Houses
Part2. Collection of by-product routed through 4 fields of constructing house and management of by-product with IC tag

○生駒翔也[*1)]、高村秀紀[2)]、浅野良晴[2)]
Shoya Ikoma, Hideki Takamura, Yoshiharu Asano
1) 信州大学工学部, 2) 信州大学工学部、信州大学山岳科学総合研究所
*12tm703h@shinshu-u.ac.jp

1.はじめに

住宅建設時のゼロエミッション[注1)]化を達成する上で、運搬トラックによる CO_2 排出量を削減し現場における副産物の保管場所が満載になる以前に回収を行う必要がある。前報[1)]ではこれらを達成するため、発生する副産物の種類と量を把握し発生量の予測を行った。

副産物の回収を個別に行う場合に比べ、近隣の建設現場の副産物を 1 台のトラックで回収する方が効率的であり、CO_2 排出量が削減できると予想できる。

現在副産物の発生場所と発生量の把握や適正処理の確認のために廃棄物マニフェストの記入、保管の義務がある。これを電子化し、副産物の情報が書き込まれた IC タグと連携させることにより、副産物の管理が容易となり建設現場にて保管場所が満載になる前に回収が行えるようになると考えられる。

本報では実際に複数の建設現場から 1 台のトラックで副産物回収を行う事により、回収における課題の抽出を行った。また電子マニフェストと IC タグの連携による副産物の管理を目指し、IC タグを用いた副産物の情報の共有を行った。

2.調査対象住宅の概要

対象住宅の概要を表 1 に示す。平面図は図 S1 から図 S8 を参照。対象住宅の 4 棟はいずれも在来木造軸組工法である。Y 邸、S 邸は前報で調査を行った住宅と施工工務店が異なる。

3.実測調査結果

実測調査により、副産物発生量について把握した。調査結果を表 2 に示す。時系列変化は図 S9 から図 S12 を参照。前報にて調査をした住宅と施工工務店が異なる Y 邸、S 邸では製材、石膏ボード、その他がれき類が総重量の多くを占めた。外壁材である塗壁の表面を均した際に発生する端材が多く発生し、その他がれき類に分類された。これは現状ではリサイクル不可能なため、リサイクル率が低くなった。U 邸、TM 邸については製材、合板、石膏ボード、外壁材が多くを占める結果となった。

表 1　調査対象住宅の概要

		U邸	TM邸	Y邸	S邸
階数		2階	2階	2階	2階
延床面積(㎡)		131.5	121.3	139.1	106.0
断熱仕様	屋根	押出法ポリスチレンフォーム	押出法ポリスチレンフォーム	セルローズファイバー	セルローズファイバー
	天井	–	–	セルローズファイバー	セルローズファイバー
	壁	押出法ポリスチレンフォーム	押出法ポリスチレンフォーム	羊毛断熱材	羊毛断熱材
	床	–	–	セルローズファイバー	セルローズファイバー
	基礎	押出法ポリスチレンフォーム	押出法ポリスチレンフォーム	–	–
屋根材		平板瓦	平板瓦	ガルバリウム鋼板	ガルバリウム鋼板
外壁材		窯業用サイディング	窯業用サイディング	ドロマイトプラスター	モルタル塗りドロマイトプラスター
内壁材		ビニルクロス	ビニルクロス	塗壁紙系クロス	紙系クロス
床材		複合フローリング畳	複合フローリング畳	無垢板	無垢板
建蔽率		32%	27%	22%	36%
施工工務店		工務店A	工務店A	工務店C	工務店C

表 2　副産物発生重量の内訳

小分類	U邸		TM邸		Y邸		S 邸	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
1 製材	173.10	8.08%	349.58	12.15%	643.85	33.71%	849.59	36.69%
2 合板・集成材・複合造作材	205.44	9.58%	315.22	10.95%	149.49	7.83%	51.05	2.20%
3 複合フローリング	38.36	1.79%	30.58	1.06%	3.78	0.20%	–	–
4 石膏ボード	413.06	19.27%	387.44	13.46%	175.93	9.21%	386.39	16.69%
5 その他石膏ボード	–	–	–	–	–	–	–	–
6 グラスウール	–	–	–	–	–	–	–	–
7 ロックウール	–	–	–	–	–	–	–	–
8 ケイカル板	31.70	1.48%	40.04	1.39%	2.02	0.11%	32.11	1.39%
9 外壁材	811.70	37.87%	1122.56	39.01%	–	–	–	–
10 瓦	–	–	–	–	–	–	–	–
11 タイル	–	–	–	–	–	–	–	–
12 ダイライト	–	–	–	–	–	–	–	–
13 木毛板	–	–	–	–	–	–	–	–
14 その他がれき類	–	–	30.90	1.07%	830.00	43.46%	850.00	36.71%
15 鉄筋	–	–	–	–	–	–	–	–
16 ガルバリウム鋼板	–	–	–	–	–	–	–	–
17 ケーブル類	–	–	–	–	–	–	–	–
18 その他金属類	3.74	0.17%	51.16	1.78%	0.28	0.01%	–	–
19 塩ビ管	–	–	–	–	–	–	1.26	0.05%
20 塩ビ	–	–	–	–	–	–	–	–
21 土台パッキン	–	–	–	–	–	–	–	–
22 タイベックシート	7.62	0.36%	1.66	0.06%	2.84	0.15%	11.23	0.48%
23 クロス	19.12	0.89%	10.46	0.36%	–	–	–	–
24 押出法ポリスチレンフォーム	39.04	1.82%	49.68	1.73%	–	–	–	–
25 PPバンド	2.74	0.13%	2.26	0.08%	2.06	0.11%	2.59	0.11%
26 ビニール類	50.64	2.36%	42.82	1.49%	38.16	2.00%	18.81	0.81%
27 発泡スチロール	1.58	0.07%	0.74	0.03%	–	–	–	–
28 ルーフィング材	–	–	–	–	–	–	–	–
29 その他プラスチック	16.88	0.79%	11.48	0.40%	1.16	0.06%	11.62	0.50%
30 ふすま紙・養成紙・セメント袋等	4.16	0.19%	28.79	1.00%	10.30	0.54%	7.66	0.33%
31 ダンボール	189.34	8.83%	268.90	9.34%	21.38	1.12%	58.85	2.54%
32 その他紙くず	21.16	0.99%	23.84	0.83%	15.41	0.81%	34.46	1.49%
33 複合材	101.38	4.73%	104.34	3.63%	13.04	0.68%	–	–
34 液状残材	12.60	0.59%	5.08	0.18%	–	–	–	–
計	2143.36	100.00%	2877.53	100.00%	1909.70	100.00%	2315.62	100.00%

4. 4 棟の住宅建設現場を経由した回収の結果と課題

回収ルートと使用トラックの詳細を表 S1 に、各住宅間と工場間の距離を表 S2 に示す。回収は最大積載重量 3.4t、最大積載かさ量 6.89 ㎥のクレーン付きトラックを使用した。最大積載かさ量は、荷台面積に荷台のあおりの高さを乗じることで求めた。回収頻度は週に 1 度とし、Y 邸、TM 邸、S 邸、U 邸の順とした。副産物がほとんど発生しない基礎工事が 4 棟とも終了

した週から同時に工事を行った期間を、4 棟の建設現場を経由した回収の対象期間とした。6 月 8 日から 7 月 12 日の計 6 回の回収は 4 棟を対象とした。7 月 19 日から 8 月 2 日の計 3 回の回収は、U 邸が竣工したため U 邸を除く 3 棟を対象とした。

図 1 に複数の住宅建設現場を経由した回収時の積載率[注2)]を示す。今回の調査では、回収トラックの積載重量が 3.4t を、積載かさが 6.89 ㎥を上回ることはなかった。6 月 21 の週では、U 邸では石膏ボードの、Y 邸、S 邸では製材の発生量が多かったため積載率が高くなった。7 月 26 日の週では TM 邸の養生紙やダンボールの発生量が多かったため積載率が高くなった。外壁工事期間中と竣工直前に副産物が多く発生したが、これらの工程が同じ週に行われることはなかった。これらの工事が同じ週に行われた場合、トラックの最大積載量を上回る可能性がある。重量ベースの積載率とかさベースの積載率を比較すると、かさベースの積載率の方が高い。回収トラックの積載率はかさベースで算出する必要があると言える。また副産物の予測を行う際にはかさの予測を行う必要がある。

回収には廃棄物マニフェストの内容と実際に回収する副産物の確認のため、工務店の現場代理人が立ち会う必要がある。複数の住宅建設現場を経由した回収を行う場合現場への到着時間が確定できないため、現場代理人の到着を待つ必要がある場合があった。

5.IC タグを用いた副産物の情報の共有

IC タグを用いた副産物の管理を目指し、TM 邸において IC タグへの情報の書き込み、IC タグを取り付けた副産物の運搬、情報の読み取りを試験的に行った。TM 邸の実測調査の際に情報を書き込んだ IC タグを副産物回収袋に取り付け、中間処理工場に搬入後 IC タグを取り外し情報の読み取りを行った。IC タグへの情報の書き込み、情報の読み取りはスマートフォンを用いた。IC タグに書き込んだ情報は計測日、住宅名、分類名、発生重量、袋数の 6 項目である。副産物の分類ごとに IC タグを 1 個使用した。同様の情報をインターネットにアップロードし工務店と中間処理工場間での情報の共有化を図った。書き込み、取り付けの様子を図 S13 から S15 に、IC タグへの記録内容を表 S3 に示す。

使用した IC タグや取り付け器具は副産物のトラックへの積み込みや中間処理工場での荷下ろし等で破損することが想定されたが、IC タグと取り付け器具共に不具合や破損は見られなかった。

表 3 にマニフェスト伝票と IC タグへの書き込み時間を示す。IC タグへの情報の書き込みには 1 個あたり 4 分程度かかり、1 回の回収で平均 7 個使用した。廃棄物マニフェストの記入時間が約 3 分から 8 分程度のため、トータルでは 20 分程度作業時間が増加する見込みとなった。今回の調査は試験的に行ったものであるため、副産物の分類が廃棄物マニフェストに記入する分類と一致していない。書き込み内容や方法を検討することで時間の短縮が図れると考える。

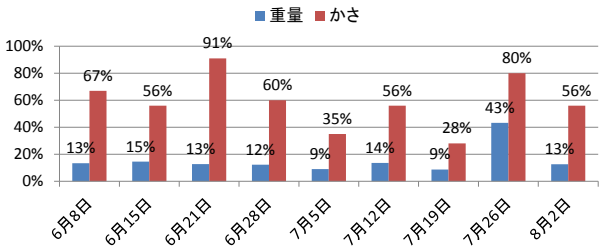


図 1　4 棟の住宅建設現場を経由した回収時の積載率

表 3　廃棄物マニフェストと IC タグへの書き込み時間

	伝票記入・受け渡し時間	使用した IC タグの個数	IC タグへの書き込み時間	IC タグへの書き込みと伝票への記入時間の差
6月8日	4:30	5	20:00	15:30
6月15日	3:30	5	20:00	16:30
6月28日	8:20	8	32:00	23:40
7月5日		7	28:00	
7月12日	4:00	5	20:00	16:00
7月19日	7:00	5	20:00	13:00
7月26日	6:50	12	48:00	41:10
8月2日	2:50	10	40:00	37:10

6.まとめ

4 棟の住宅の実測調査、副産物のルート回収、IC タグを用いた情報の共有を行い、以下の知見を得た。

1) 住宅建設時に発生する副産物の種類と量は、工務店の違いにより大きく差がある。工法の違いや住宅の仕様の違い、使用する資材の違いによるものである。今後施工工務店の異なる住宅の調査棟数を増やすことで高い精度での予測を行う事ができると考えられる。

2) 4 棟の住宅を対象として週に 1 度ルート回収を行ったところ、現場の保管場所とトラックの積載量共に余裕のある状態での回収となった。副産物発生量の精度の高い予測を行い、積載率の高い状態での回収が行えるよう配車計画を行う必要がある。またトラックに積載率は重量ではなくかさベースで算出する必要がある。

3) IC タグを用いた情報の共有により作業時間が増加するため、IC タグへの書き込み時間を短縮する必要がある。また電子マニフェストとの連携、インターネットへの情報のアップロード方法の整備により、作業時間の短縮が見込めると考えられる。

注釈

注 1）本研究におけるゼロエミッションの定義は、熱回収を行わない焼却処分や埋め立て処分をする副産物をなくすこととする

注 2）実際の積載量が最大積載量に占める割合

謝辞

実測調査やヒアリング調査にご協力頂いた株式会社ナガノ建築サービス様、株式会社ダイコク様、直富商事株式会社様に、感謝の意を表する。

参考文献

1）生駒ら：“日本 LCA 学会研究発表会”，滋賀，(2013)，pp. 332-333

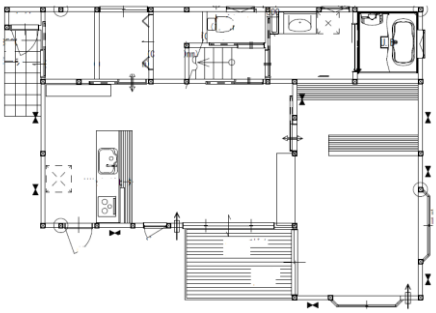


図 S1　1 階平面図(U 邸)

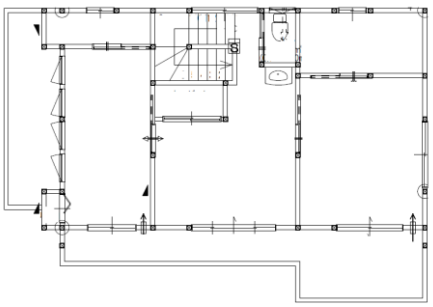


図 S2　2 階平面図(U 邸)

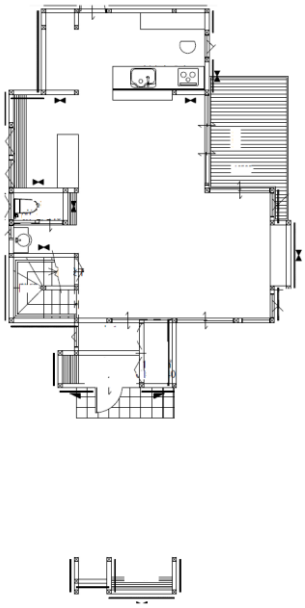


図 S3　1 階平面図(TM 邸)

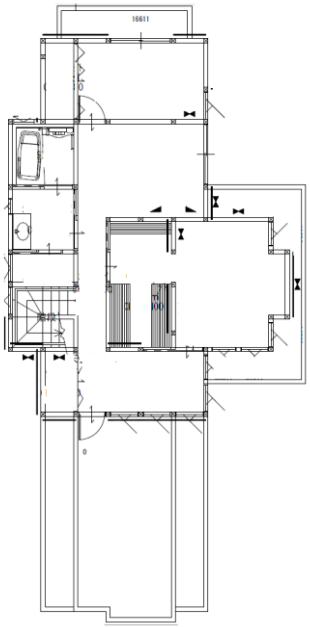


図 S4　2 階平面図(TM 邸)

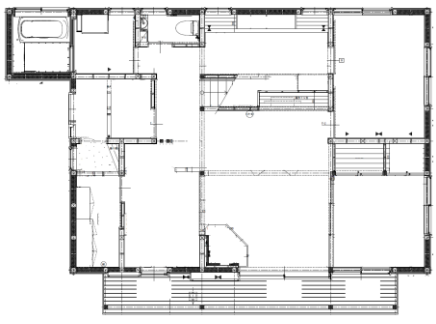


図 S5　1 階平面図(Y 邸)

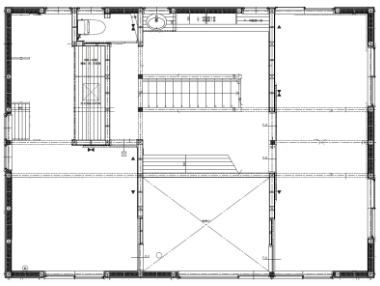


図 S6　2 階平面図(Y 邸)

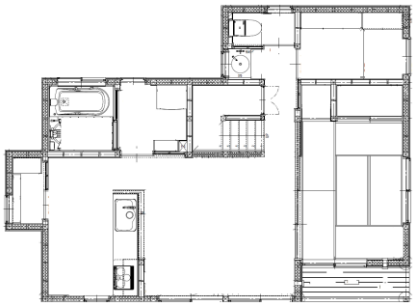


図 S7　1 階平面図(S 邸)

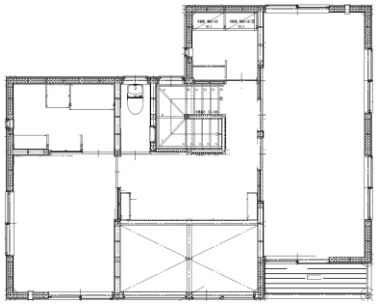


図 S8　2 階平面図(S 邸)

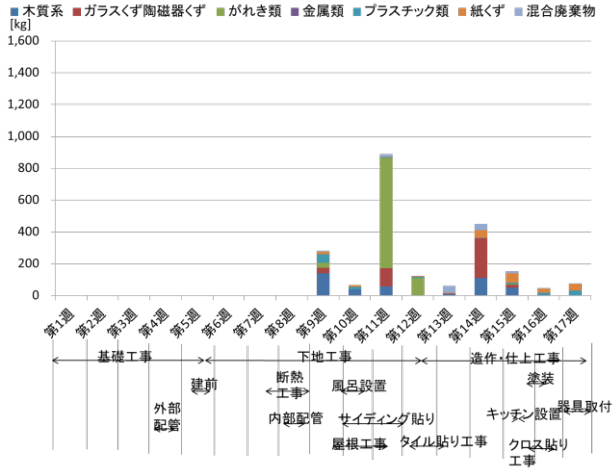


図 S9　副産物発生量の時系列変化(U 邸)

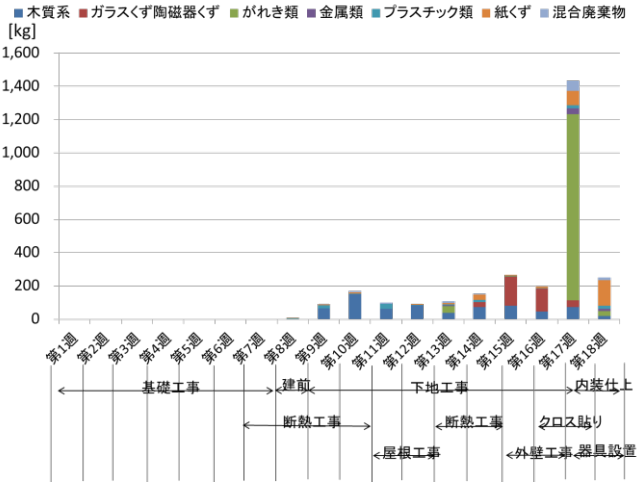


図 S10　副産物発生量の時系列変化(TM 邸)

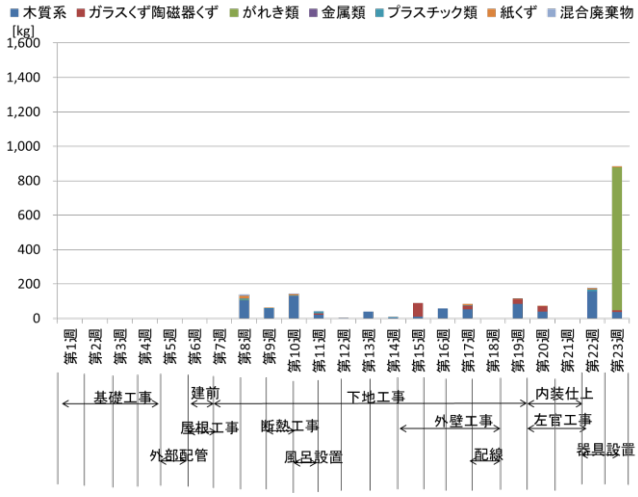


図 S11　副産物発生量の時系列変化(Y 邸)

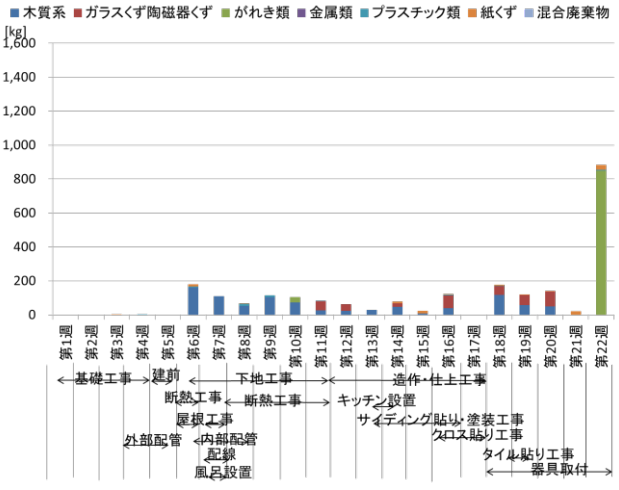


図 S12　副産物発生量の時系列変化(S 邸)

表 S1　回収ルートと使用トラックの詳細

回収日	回収ルート	回収距離	使用トラック			
			最大積載重量[t]	最大積載かさ量[㎥]	燃費[km/ℓ]	燃料
6月8日	工場⇒Y邸⇒TM邸⇒S邸⇒U邸⇒工場	39.0	3.4	6.89	5.0	軽油
6月15日						
6月21日						
6月28日						
7月5日						
7月12日						
7月19日	工場⇒Y邸⇒TM邸⇒S邸⇒工場	38.6				
7月26日						
8月2日						

表 S2　各住宅間と工場間の距離

	距離[km]
工場⇒Y邸	18
Y邸⇒TM邸	11
TM邸⇒S邸	1
S邸⇒U邸	2.7
U邸⇒工場	6.3
S邸⇒工場	8.6

図 S13　IC タグへの書き込みの様子

図 S14　IC タグの取り付けの様子

図 S15　IC タグへの書き込み画面

表 S3　各分類の記録内容と記録容量の一覧

計測日	住宅名	ICタグに書き込む際の分類名		発生重量	袋数	記録容量[byte]
○月○日(半角数字を使用)	TM 邸	1	製材	○○.○○kg(半角数字を使用)	○袋(半角数字を使用)	55～58
		2	複合ﾌﾛｰﾘﾝｸﾞ			62～65
		3	その他木屑			－
		4	石膏ﾎﾞｰﾄﾞ			60～62
		5	その他石膏ﾎﾞｰﾄﾞ			－
		6	ｸﾞﾗｽｳｰﾙ・ﾛｯｸｳｰﾙ			－
		7	その他ｶﾞﾗｽ屑			－
		8	ｹｲｶﾙ板・外壁材・瓦・ﾀｲﾙ			90～92
		9	その他がれき類			－
		10	鉄筋・ｶﾞﾙﾊﾞﾘｳﾑ鋼板・その他金属類			98～101
		11	ｹｰﾌﾞﾙ類			－
		12	ﾀｲﾍﾞｯｸｼｰﾄ			72
		13	押出法ﾎﾟﾘｽﾁﾚﾝﾌｫｰﾑ等			90～92
		14	ﾙｰﾌｨﾝｸﾞ材・ｸﾛｽ・塩ﾋﾞ管、塩ﾋﾞ			109
		15	その他ﾌﾟﾗｽﾁｯｸ			74～77
		16	ふすま紙、養生紙、ｾﾒﾝﾄ袋等			90
		17	ﾀﾞﾝﾎﾞｰﾙ			60～62
		18	その他紙くず			62
		19	複合材			53～56
		20	液状残材			58～61

長野県の地域特性を考慮した木造住宅の HWP としての炭素貯蔵量の推計

Estimation of the Carbon Amount to be Stored as HWP of the Wooden House in Consideration of a Local Characteristic of Nagano

○土屋健太*[1)]、浅野良晴[2)]、高村秀紀[2)]
Kenta Tsuchiya, Yoshiharu Asano, Hideki Takamura
1) 信州大学工学部　2) 信州大学工学部、信州大学山岳科学総合研究所
* 12tm712g@shinshu-u.ac.jp

1. はじめに

京都議定書の第 1 約束期間が終了し、我が国は第 2 約束期間への不参加が決定されている。また京都議定書で CO_2 排出抑制を課した国が先進国のみであった為、近年の新興国の大発展とアメリカの離脱によりこの枠組みの包括する CO_2 シェアが 3 割を下回っている。

このことからアメリカと新興国を含めた新たな枠組みが検討されており、CO_2 排出量のカウント方法の見直しが進められている。その中の 1 つに伐採木材製品(HWP)の取り扱いがある。京都議定書では立木伐採時に固定されていた CO_2 を即排出するものとされていた木材の扱いを、廃棄するまで炭素を固定するものとして変更するものである。そこで木造住宅による炭素固定量の推移を算出し、今後の CO_2 排出量の行く末をとらえ検討していく。

2. 研究目的

木造住宅の木材部分における炭素固定効果はこれまでにも算出されているが、木材が建設現場に搬入されるまでの炭素収支を加味した算出例は本学会及び関連する学会の論文には無い。また井戸らは既往の研究[1)]において、国産材の利用量拡大のための課題として樹種毎の将来需要量の把握が必要であることを指摘している。そこで山形等による既往の研究[1-4)]にて明らかにされた長野県産木材の炭素収支原単位と一戸住宅当たりに使用される各樹種の割合の調査データ[5)]を基に樹種毎のストック量の推移を算出し、炭素固定量の推移の算出を行う。

3. 算出方法と結果

本研究では、2 つのケースについて試算を行った。1 つは木造住宅に使用される国産材の使用率、部位別の各樹種使用割合に長野県内の調査によって得られた値を用いて算出を行ったものである。これを現状維持ケースとする。2 つ目は林野庁の掲げる国産材利用率目標[6)]である国産材の利用率 6 割が達成された場合の算出を行ったものである。これを利用促進ケースとする。

4. 将来住戸数の算出

将来累積住戸数 Ha(t)を 1 式によって算出した結果を図 1 に示す。新設住戸数 Bn(t)を 2 式により算出した。また残存戸数を及川らによって明らかにされた住宅の残存率関数[7)]を基に長野県の統計データ[8)]を参考にしてパラメータ調整を行った 3 式を用いて算出を行った。2 式と 3 式から得られた値から、4 式を用いて長野県内の建築時期 n 年の西暦 t 年時の住戸数 Hn(t)を推算した。

$$\mathrm{Ha}(t) = \sum_{t=1950}^{2038} Hn(t) \quad \cdots (1)$$

$$\mathrm{Bn}(t) = 6E + 15e^{-0.014x} \quad \cdots (2)$$

$$\mathrm{R}(t-n) = \exp\left\{-\left(\frac{t-n}{56.9}\right)^{1.87}\right\} \quad \cdots (3)$$

$$\mathrm{Hn}(t+1) = \mathrm{Bn}(t) \times \mathrm{R}(t-n+1) \quad \cdots (4)$$

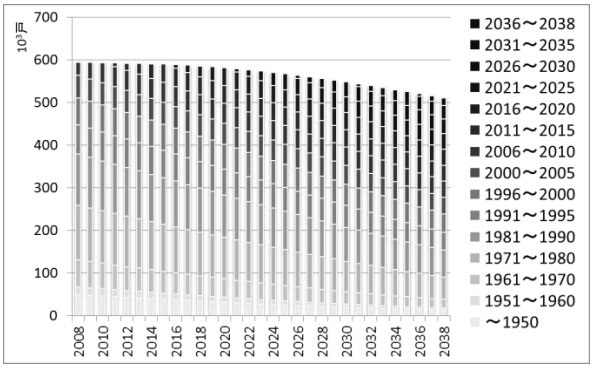


図 1　木造住戸数の推算結果(長野県)

5.現状維持ケースにおける炭素固定量の算出

新築住戸による樹種別の新規材積ストック量を図 2 に、炭素固定量の算出結果を図 3 に示す。HWP としての炭素固定量の算出方法は生産法を用いることが決定されているため、本研究において生産法に則って行った。4 章で算出した住戸数に対して延床面積あたりの木材使用量[8)]を乗じ、さらに部材別使用割合[5)]、使用樹種割合[5)]を乗じることで全体の樹種別ストック量を算出した。樹種別ストック量に、長野県内の樹種別の林地から現場までの炭素収支原単位[1-4)]を乗じることで炭素固定量の算出を行った。なお、炭素収支原単

位が得られていない県産材は炭素固定量を他樹種の調査データの平均値である 166　(kg-C/m^3)とした。他県産材のうち、県産材の炭素固定量が得られている樹種は同樹種の県産材の値を使用した。

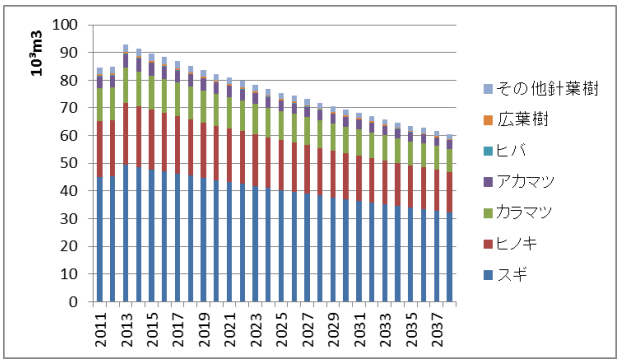


図２　新規材積ストック量の推移(現状維持)

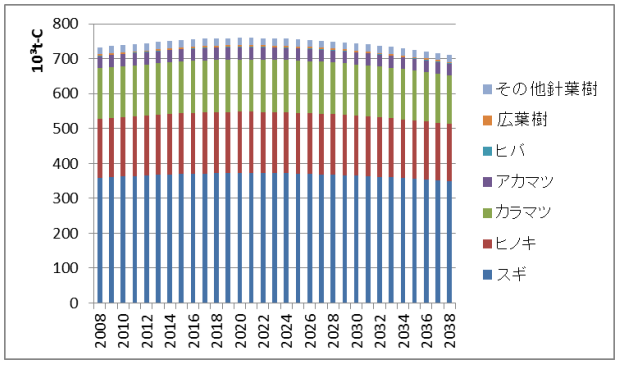


図３　炭素ストック量の推移(現状維持)

6. 利用促進ケースにおける炭素固定量の算出

新築住戸による樹種別の新規材積ストック量を図 4 に、炭素固定量の算出結果を図 5 に示す。この章の算出では林野庁の掲げている国産材の利用率の目標に合わせて、2011 年以降の新築木造住宅に使用される国産材の利用率を 6 割まで上げて推算した。国産材利用率の調整方法は SI に示す。炭素ストック量の推移は増加に転じ、2038 年前後で増加のピークを迎えた。

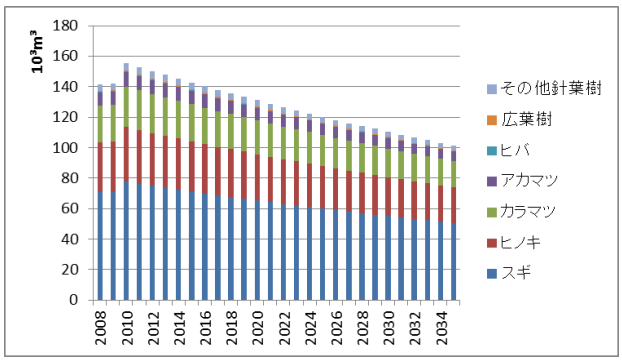


図４　新規材積ストック量の推移(利用促進)

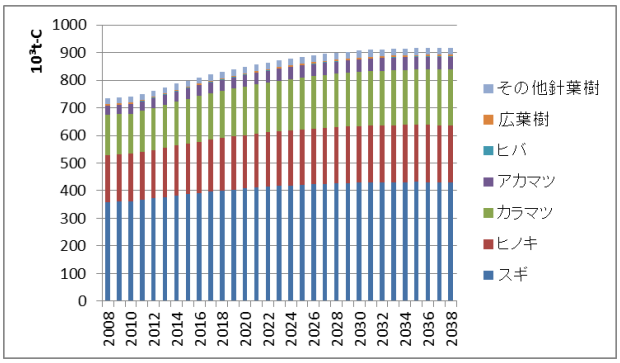


図５　炭素ストック量の推移(利用促進)

7. まとめ

長野県における木造住宅の炭素ストック量を、地域ごとの特性を加味した推計方法を用いて算出した。林野庁の掲げた目標の効果は大きく、現状推移のままでは減少に推移することが予測される炭素ストックを増加に転じさせるものであることが明らかになった。見通しを立てて森林資源を利用することが可能になるよう、今後各県で推計を行っていき国内全体の国産材の流通を把握していくことが重要である。

8. 引用文献

1) 井戸結城, 浅野良晴,高村秀紀, 山形龍一、長野県産材のライフサイクルアセスメント調査：その 3 ヒノキの場合、日本建築学会梗概集、1059-1060(2011)
2)藤井章吾,浅野良晴,高村秀紀, 山形龍一、長野県産材のライフサイクルアセスメント調査：その 1 東信アカマツの場合、日本建築学会梗概集、47-48(2010)
3)山形龍一,浅野良晴,高村秀紀,藤井章吾、長野県産材のライフサイクルアセスメント調査：その 2 中信アカマツの場合、日本建築学会梗概集、49-50(2010)
4) 山形龍一,浅野良晴,高村秀紀, 井戸結城、長野県産材のライフサイクルアセスメント調査：その 4 スギ・アカマツのカーボンバランス、日本建築学会梗概集、1061-1062(2011)
5)長野県木材協同組合連合会、木造住宅における県産材利用の実態報告書、平成 22 年度
6)林野庁、木材産業の体制整備及び国産材の利用拡大に向けた基本方針、2007 年 2 月
7)及川智,占部武生、建設廃棄物の発生抑制に関する研究(その 1)-東京 23 区の建築ストック量と建築物の寿命、解体建築物面積の予測-、東京都環境科学研究所年報 2002、pp182-190
8)長野県企画部情報統計課、平成 20 年 住宅・土地統計調査 結果概要

Supporting Information

国産材利用率の調整は以下のように行った。土台における長野県産スギを例にした調整フローを表に示す。

表 1　土台における長野県産スギを例にした調整フロー

①	県産材		外国産材
	全材積に占める使用率	国産材に占める使用率	全材積に占める使用率
土台（変更前）	17.23%	50.14%	65.60%
	↓	↓	↓
土台（変更後）	60.00%*50.14% **＝30.08%**	50.14%	**40.00%**

②	県産材		
		県産材:スギ	
	全材積に占める使用率	県産材に占める使用率	全材積に占める使用率
土台（変更前）	17.23%	5.16%	0.89%
	↓	↓	↓
土台（変更後）	**30.08%**	5.16%	30.08%*5.16% **＝1.55%**

動的 WIO-MFA(MaTrace)を用いた アルミニウム新地金消費量の削減ポテンシャルの評価

Evaluating the reduction potential of the consumption of primary aluminium by a new model of dynamic WIO-MFA (MaTrace)

○中村哲也[*1)]，大野肇[1)]，松八重一代[1)]，平木岳人[1)]，中島謙一[2)]，中村愼一郎[3)]，長坂徹也[1)]
Tetsuya Nakamura, Hajime Ohno, Kazuyo Matsubae, Takehito Hiraki
Kenichi Nakajima, Shinichiro Nakamura, and Tetsuya Nagasaka
1) 東北大学, 2) 国立環境研究所, 3) 早稲田大学
*b2gm1418@s.tohoku.ac.jp

1. 諸言

アルミニウム(Al)製品は大別して，不純物の混入許容量の小さい「展伸材」と許容量の大きい「鋳造材」の 2 種類に分類されるが，現状では Al スクラップリサイクルの多くは鋳造材への資源化を意味する．素材の品位が高い素材である展伸材のスクラップを，品位が低い鋳造材向けに循環利用するシステムは，鋳造材の需要が増加し続けていた今日までは機能してきた．しかしながら，今後鋳造材の需給構造が変化するに従い，増加するスクラップを鋳造材だけでは吸収しきれなくなるとの指摘がされている[1)]．そのため，展伸材スクラップを展伸材生産に使用する Product to Product リサイクルが求められている．また，現状展伸材生産においては，製錬負荷の大きい新地金が多用されていることから，環境負荷低減の観点からも Product to Product リサイクルは重要である．

Al は用途に応じて様々な元素が添加され，多くは合金として用いられており，回収スクラップからリサイクル材(再生地金)を製造する際には，合金成分の調整が必要不可欠である．さらに，それらの合金成分の多くや，使用済み製品から回収する時に混入する一部の元素は，混入後に除去することは極めて困難であるため，Product to Product リサイクルを行う際には、使用済みの Al スクラップについて，質の観点から見た管理が重要となる[2)]．

2. 目的

本研究では，産業構造全体を考慮し，リサイクルによるアルミニウム新地金の削減ポテンシャルの推計と資源利用の高度化・高効率化に向けた技術・システム導入による効果を明らかにすることを目的とした．リサイクルの制約となる不純物の混入経路同定のため多元系の MFA 手法の WIO-MFA[3)]を適用し，リサイクルによる存在形態・用途の遷移の同定に動的 WIO-MFA(MaTrace)[4)]を適用した．リサイクル高度化・効率化のシナリオを想定し，スクラップの事前選別と適切な配合による効果を明らかにする．

3. 解析手法

動的 WIO-MFA (MaTrace) は，従来の静的分析である WIO-MFA モデルを動的に拡張したモデルである．本モデルでは，製品から排出されたスクラップがどのような製品を通じてその後将来社会に蓄積していくかを可視化することができる．Fig1.に MaTrace のイメージ図を示す．現在を基準として t 年後に発生する最終製品のスクラップの量を $z(t)$，スクラップの回収率 Γ，再生素材へのスクラップの配分率 B，スクラップを再溶解する際の製錬歩留り率 $\hat{\theta}$，スクラップから製造された再生素材の各産業への分配比率を D とすると，最終的に t 年後に製品に再び戻る再生素材の最大量は以下の式で表すことができる．

$$x(t) = D\hat{\theta}B\Gamma z(t)$$

さらに，再生素材が製品へ分配される際の製造歩留り $\hat{\lambda}, \hat{\lambda}$ のうち回収されるスクラップの比率 Ξ を考慮すると，最終的に t 年後に製品に再び戻る再生素材の量は，以下の式で表すことができる．

$$x(t) = \hat{\lambda}(I - D\hat{\theta}B\Xi(I - \hat{\lambda}))^{-1}D\hat{\theta}B\Gamma z(t)$$

ここで，Γ，B，$\hat{\theta}$，D，$\hat{\lambda}$，Ξの値は任意に与えることができ，スクラップの回収率を向上させる，従来のスクラップの再生素材への分配方法を変化させる，技術導入により製錬歩留りを向上させるなど，スクラップのリサイクル構造が変化した場合の，素材の存在形態・用途の遷移について様々なシナリオ分析が可能である．

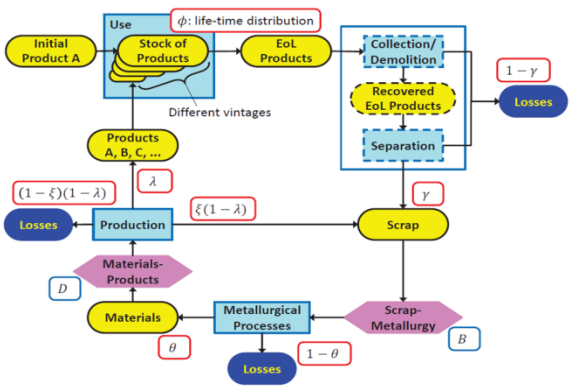


Fig1. 動的WIO-MFA (MaTrace)のイメージ図

3. 解析結果

本稿では Al 展伸材の利用量が多く，排出された展伸材スクラップの多くが鋳造材へ利用されている建築産業において，排出された Al スクラップがどのように遷移していくか，MaTrace によって推計した結果を示す．なお，建築産業からは展伸材スクラップだけでなく，鋳造材スクラップも含まれる．そのため，合金元素成分の観点からすると，本来鋳物スクラップが展伸材へ利用されることはないが，今回は簡易化のため，希釈によって鋳物スクラップも展伸材へ利用できるものと仮定した．今回適用した値を Table1,Table2 に示す。

3.1 現状の循環構造

現状，建築産業から排出された Al 展伸材スクラップの多くは Al サッシ由来であり，約 10%が展伸材へ，約 60%が鋳造材へ，残りは輸出や未回収の状態にあり，スクラップの循環構造はカスケード構造をとっている [5]．Fig2. に建築産業由来のスクラップの 100%が鋳物・ダイカストに利用された場合の 100 年後までのスクラップの存在形態の遷移を示す．現状建築産業から排出されるスクラップは，約 30 年後にピークを迎え，その後多くが自動車向けに利用されることがわかる．

3.2 スクラップを展伸材へ分配した際の循環構造

ここで，リサイクル高度化・効率化のシナリオを想定する．Fig3.に建設産業から排出された Al スクラップのうち，50%展伸材へ利用された場合の結果を示す．スクラップが 100%鋳物材に利用される場合と比較し，その後自動車産業だけでなく，他の用途へ利用範囲が拡大していることがわかる．

4. 考察

自動車に使用される Al の多くは鋳造材であり，Fig2 の条件において、スクラップの存在形態が自動車への遷移していることは，ほぼスクラップのカスケードリサイクルを意味すると考えられる．そのため，Fig3 の条件において，展伸材が多用される建築や容器包装に用途が拡大することは，スクラップの質の観点からすると，その後のスクラップの用途も拡大していると考えられる．

5. おわりに

Al 資源の循環に関して動的 WIO-MFA(MaTrace)を適用することで，リサイクル構造の変化による存在形態・用途の遷移を可視化することができた．今回は簡単のため，合金元素や不純物元素の随伴量などスクラップの質を考慮せずに分析を行った．鋳造材から展伸材へのスクラップのフローを削除し，質を考慮した正しいスクラップの循環構造を記述するために，製品から排出されたスクラップについて，展伸材，鋳造材別，さらには合金種別スクラップに分類し，各々のフローについて考慮することが今後の課題である．

Table 1 最終製品に関する設定値

Final Products	Recovery rate of EoL products	Recovery rate of Process waste	Average lifetime
	γ	ξ	years
Automobiles	0.8	0.85	12
Buildings	0.8	0.70	29
Civil engineering	0.8	0.30	35
Containers	0.8	0.89	2
Machines	0.8	0.80	12
Others	0.8	0.50	12

Table 2 スクラップの分配に関する設定値

Refining processes	Proceess yield	Allocation ratios B	Allocation ratios B
	θ	Fig1.	Fig2.
Al Wrought alloy	1.0	0.000	0.500
Al Cast alloy	1.0	0.300	0.150
Al Die-Casting alloy	1.0	0.700	0.350
Al Forging alloy	1.0	0.000	0.000

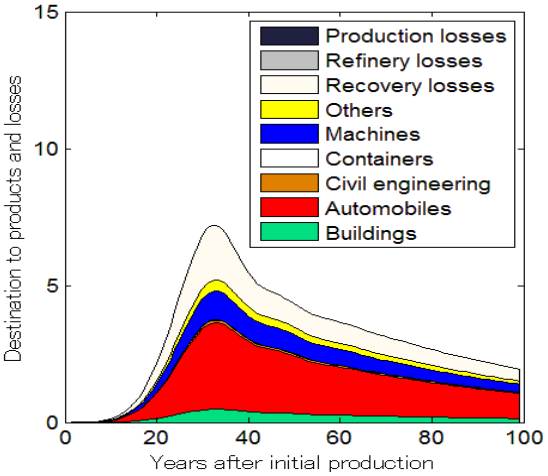


Fig2. 建築産業のAlスクラップの存在形態の遷移 (全量鋳造材)

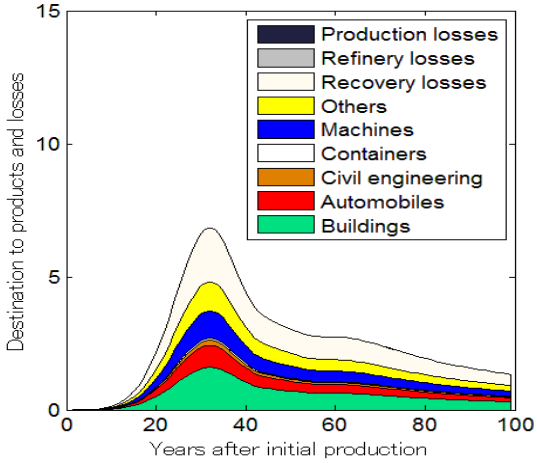


Fig3. 建築産業のAlスクラップの存在形態の遷移 (50%展伸材)

謝辞

本研究は JST-RISTEX，科研費(23686131)の支援を受けたものである．記して謝意を申し上げる．

参考文献

1) K.Nakajima et al : Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 5594–5600
2) H.Hatayama,et al: Resources, Conservation and Recycling, 2012, 66, 8–14
3) S.Nakamura, et al : Material Transactions, 2005, 12, 46 , 2550-2553
4) S.Nakamura et al : Environmental Science & Technology, (submitting)
5) 日本アルミニウム協会 ：“3Ｒシステム化可能性調査業ーアルミニウム展伸材スクラップから展伸材へのリサイクルの可能性調査事業”, 2007

WIO-MFAモデルによる鉄鋼合金元素有効利用に向けた鉄スクラップリサイクルシステムの構築

Development of the Steel Scrap Recycling System for the Efficient Use of Steel Alloying Elements based on WIO-MFA Model

○大野 肇*[1)]、松八重 一代[1)]、中島 謙一[2)]、近藤 康之[3)] 中村 慎一郎[3)] 長坂 徹也[1)]
Hajime Ohno, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima, Yasushi Kondo, Shinichiro Nakamura, Tetsuya Nagasaka
1) 東北大学大学院 2) 国立環境研究所 3) 早稲田大学
*fy11041@mail.kankyo.tohoku.ac.jp

1. はじめに

鉄スクラップは我が国の鉄源の約 30%を担う欠かすことのできない資源である。一方で鉄スクラップの約半数を占める老廃スクラップはその性質上、他元素の混入が常に懸念され、即鉄源とは成り得ない。特に廃自動車(End of Life Vehicle: ELV)由来のスクラップは量こそ老廃スクラップの 10%程度に留まるものの、自動車の加工度の高さ、用いられる素材の種類の多様さによって、鉄源化には追加的な処理プロセスが必要となる。ELV 処理の段階で特に混入が問題視される銅については、追加鉄源の投入による銅濃度の希釈に伴う環境負荷に関して評価が行われ、事前除去の必要性が示されている[1)]。本研究では、外因的に混入する銅だけではなく、自動車部品に多く利用されている特殊鋼に含まれる鉄鋼合金元素(Mn, Cr, Ni, Mo)に着目した。各合金元素はそれぞれ再溶解時に溶鋼中に留まるもの、酸化しスラグへ移行するものに熱力学的に分類され[2)]、スクラップを鉄源として再資源化する際には、前者は溶鋼の汚染、後者は合金元素の散逸といった資源ロスを引き起こす原因となる。

本研究ではこれらの問題を低減することを目的としたELV 解体選別の導入の検討と随伴合金元素の二次資源としての有効利用可能性について評価を行う。

2. 解析モデル

2.1 WIO-MFA モデル

自動車組成の分析にはWIO-MFA モデル[3)]を用いた。当モデルは国内の経済活動を網羅した表である産業連関表を基本とし、約 400 部門の製品に対して組成分析だけでなくその成分の流入経路を辿る遡及分析も可能である。鉄鋼材は産業全体に幅広く用いられていること、本研究の対象である自動車には鉄鋼を始めとする様々な素材が用いられ加工度が極めて高いことから、当モデルの網羅性は本研究において有用である。既報[4)]において行った鉄鋼関連部門の拡張に加え、本研究では自動車関連部門の拡張を行った。基本となる産業連関表の自動車関連部門は乗用車、トラック・バス、車体、内燃機関、部品といった 5 部門であり、多様な形状及び機能を持つ部品部門については 1 部門のみとなっているため用いられた鋼材が具体的にどの部品に用いられたのかが不明瞭である。そこで、部品部門を 9 部門に細分化を行うと共に、鋼材の自動車関連部門への流れを整理することで、より詳細な自動車組成の分析を可能とした。更に、得られた組成に対し廃自動車処理の条件を適用し、解体選別の効果を推計した。細分化を行った部品の分類については SI の Table S1 に示す。

2.2 WIO-MFA LP

WIO-MFA により得られた各部品の合金元素成分を解体選別された各部品スクラップの合金元素成分と仮定し、その合金元素の有効利用を目的としたリサイクル鋼材とのマッチング最適化を、WIO と線形計画法(Linear Programming: LP)を統合した先行研究である WIO-LP[5)] を参考に、WIO-MFA に LP を適用することで行った。

WIO-MFA Table から作成した投入係数行列A中に、各部品スクラップを用いた電気炉製鋼プロセスに関する投入係数列を追加しA'とし、技術選択を考慮した単位行列Hを導入することで以下の式で表される線形計画問題を設定した。

$$\min_{x} cx \ \ such\ that\ (H - A')x = F \qquad (1)$$

ここで目的関数cは合金元素一次資源消費最小化とした。部品別スクラップ及び合金元素一次資源の定義については Table S2 及び S3 に示す。

3. 結果

Figure 1 に WIO-MFA により得られた乗用車 1 台当たりの各合金元素随伴量及び部品別の存在割合を示す。合金元素の部品別随伴と同様に、銅の随伴についても Figure 1 に示した。銅のパーツ別随伴傾向は、他の元素と明らかに異なるのがわかる。ELV リサイクルにおける銅の混入は避けるべきであり、解体を行って積極的に除去する必要があるが、その除去によって合金元素のフローには大きな影響を与えることはない。各合金元素の随伴傾向を見ると、Cr、Ni 及び Mo の 3 元素共通して排気系部品が主要な随伴部品となっていることが分かる。また、Mn に関してはボディが最大の随伴部品である。どの元素におい

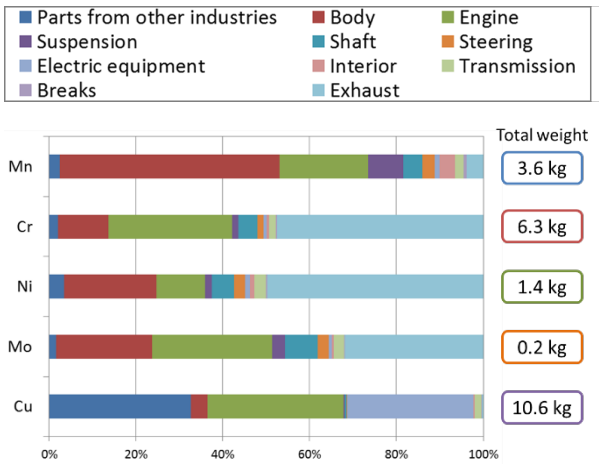


Figure 1 Contents of alloying elememnts by parts in one unit of a passenger car estimated by WIO-MFA

てもエンジンへの随伴量が一定の割合を占めているが、エンジンは ELV 処理の過程で取り除かれるため、合金元素の回収可能量としてはみなさない。

この推計により得られた部品別組成に対して Table S4 に示す ELV 処理条件を適用した場合の、2005 年における各部品スクラップのリサイクル重量及び合金元素随伴量について Table 1 に示す。2005 年において電気炉製鋼プロセスで利用された ELV 由来鉄スクラップ 2,348kt 中には、同プロセスにおける合金元素年間需要の約 9.3%が随伴していることが推計された。また、部品別に見ると、排気系部品は重量としては全体の約 6%であるが、合金元素随伴量としては群を抜いており、非常に重要な合金元素二次資源となり得ると考えられる。

Table 1 に示すような部品別スクラップが選別回収されると仮定し、WIO-MFA LP によって電気炉で生産される鋼材とのマッチング最適化を行った結果を Figure 2 に示す。合金元素含有量が比較的少ないボディ部品、ステアリング部品、ブレーキなどは普通鋼生産に投入されるのに対し、 サスペンション部品、トランスミッション、排気系部品といった合金元素随伴量が多い部品は、特殊鋼の

Table 1 Amount of each part scrap and its contents of alloying elements

	Scrap weight (kt)	Alloying elements (t)			
		Mn	Cr	Ni	Mo
Body	1,299	5,869	2,365	979	135
Suspension	175	1,244	384	96	24
Shaft	166	689	1,168	312	62
Steering	127	442	414	155	21
Interior	239	418	121	47	3
Transmission	139	301	422	161	20
Breaks	66	116	47	16	2
Exhaust	137	585	12,889	3,063	260
Iron source total	2,348	9,664	17,811	4,828	527
Removed	1,702	5,801	9,291	1,320	290
Total	4,050	15,465	27,102	6,148	817

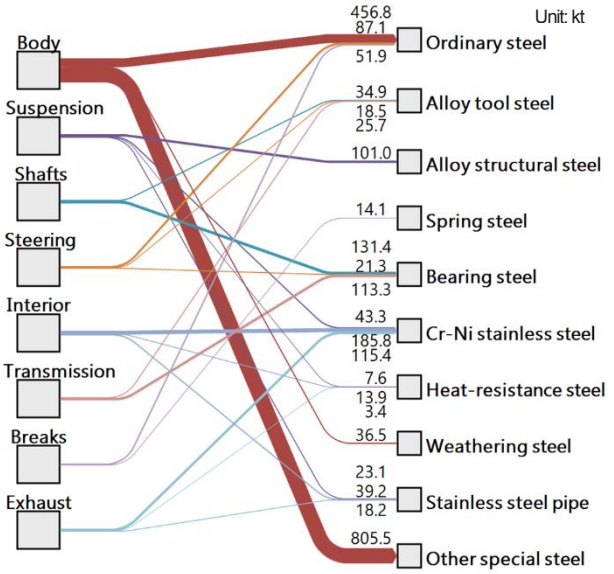


Figure 2 Optimized flow of sorted ELV-derived scrap and its optimized matching with secondary steel

中でも合金元素濃度の高い構造用合金鋼や軸受け鋼、ステンレス鋼へとマッチングされた。このようなマッチングでスクラップを用いることで、ELV 由来鉄スクラップに随伴する合金元素の内 88%がリサイクル鋼材中の合金元素成分として再び有効利用される。この時の合金元素のフローについては SI の Figure S1 にて示す。

4. まとめ

ELV スクラップの選別回収及び適切なリサイクル鋼材生産への投入によって、無視できない量の合金元素を有効にリサイクル可能であることが明らかとなった。資源小国である我が国においては、限りある資源の有効利用が求められ、ELV スクラップは有用な都市鉱山であることが示唆された。また、世界における自動車保有台数の急激な増加からも、今後の ELV 発生量増加が予想されることから、適切な ELV 処理を行うことで、世界的にも合金元素の有効利用可能性が期待される。

謝辞

本研究の一部は JSPS 科研費若手研究 A（23686131）ならびに JSPS 特別研究員奨励費(258801)の助成を受けたものである。記して謝意を申し上げる。

参考文献

1) Nakamura, S. et al.: Environ. Sci. Technol., 46 (17), (2012), pp.9266-9273
2) Nakajima, K. et al.: Environ. Sci. Technol., 45(11), (2011), pp.4929-4936
3) Nakamura, S. and Nakajima, K.: Materials Transactions, 46 (12), (2005), pp.2550-2553
4) Nakajima, K. et al.: Environ. Sci. Technol., 47(2), (2013), pp.4653-4660
5) Kondo, Y. and Nakamura, S.: Econ. Systems Res., 17(4), (2005), pp.393-408

Supporting information

Table S1 Disaggregation of the car parts sector

Before disaggregation	After disaggregation
Motor vehicle parts and accessories (Car parts)	Suspension
	Shaft
	Steering
	Electric equipment
	Interior
	Transmission
	Break
	Exhaust
	Parts for body

Table S2 Scrap types

Scrap type
Body
Suspension
Shaft
Steering
Interior
Transmission
Break
Exhaust

Table S3 Defined virgin sources of alloying elements for WIO-MFA LP

Alloying element	Defined sector
Manganese	Ferro-manganese
	Ferro-silico-manganese
	Metal manganese
Chromium	Ferro-chromium
Nickel	Ferro-nickel
	Metallic nickel
Molybdenum	Ferro-molybdenum
	Molybdenum oxide briquette

Table S4 Condition of assumed ELV treatment

Parts	Treatment
Engine and its parts	100% removed
Parts from other industries,	100% removed
Electric equipment	to reduce copper contents
Body and its parts	25% removed for reuse
Interior	
Others	Separately shredded

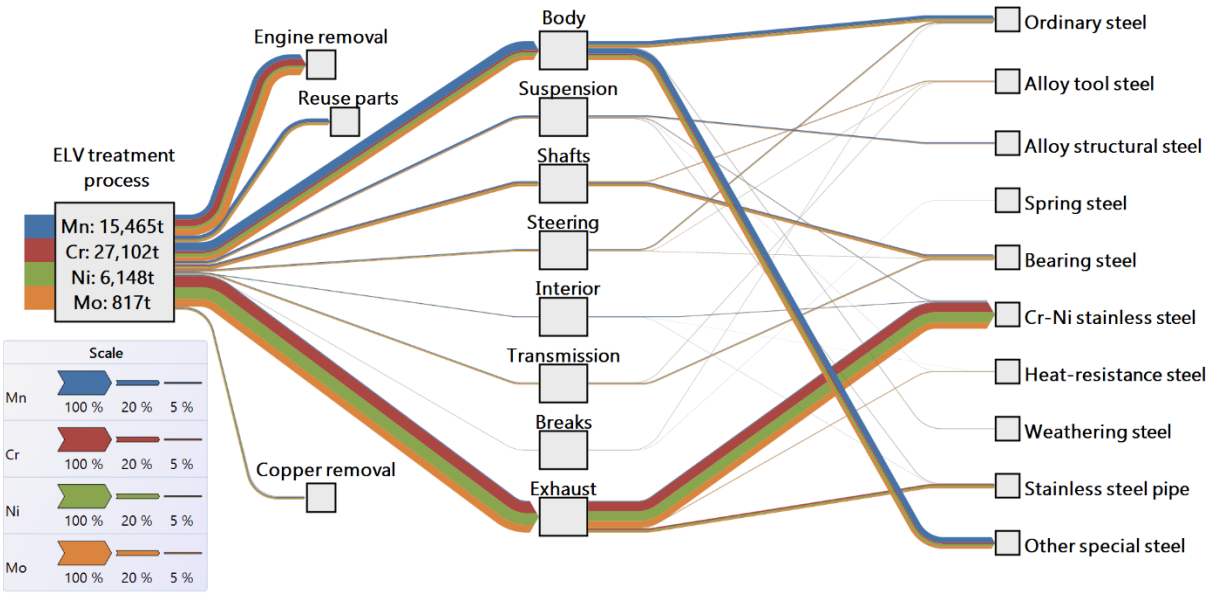


Figure S1 Optimized flow of alloying elements accompanying with sorted ELV-derived scrap and its optimized matching with secondary steel

ニッケルの持続可能な資源利用に向けた国際サプライチェーン分析

Global Supply Chain Analysis for Sustainable Utilization of Nickel

○大塚祐登*[1)]、大野肇[1)]、松八重一代[1)]、中島謙一[2)]、長坂徹也[1)]
Yuto Ohtsuka, Hajime Ohno, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima, Tetsuya Nagasaka
1) 東北大学, 2) (独)国立環境研究所
*b3tm5004@s.tohoku.ac.jp

1. はじめに

ニッケルはステンレス鋼、耐熱・耐食性合金、電気めっき、二次電池等多岐にわたって使用される重要な金属であり、需要は毎年およそ5%の増加傾向にあるため、今後も増加していくことが予想される[1)]。ニッケル利用の持続可能性を考えた場合、経済資源としてのニッケル埋蔵量はおよそ219,500ktであり、資源枯渇の可能性は低いとされている[1)]が、リサイクルに伴う資源の散逸を含めてサプライチェーンを通じたニッケル資源の散逸の問題はこれまでも指摘されている[2)]。また、ニッケル鉱石は、ニューカレドニアやインドネシア、フィリピンなどの熱帯地域に多く分布していることから、生物多様性への影響[3)]を含めて環境影響の側面からも関心が高まっている資源の1つである。他方、ニッケルはニッケル鉱石、フェロニッケル、ニッケルマット、地金、その他中間生成物（酸化物、水酸化物など）やステンレス鋼、合金鋼、各種製品中に含有して取引されており、そのサプライチェーン構造は非常に複雑である。これらを背景に、本研究では資源利用の高度化・高効率化を目指して、ニッケルの国際サプライチェーンを解析し世界のニッケルの取引形態、利用状況を把握すると共に、持続可能なニッケル資源管理における課題抽出を目的とする。

2. 推計方法

本研究では、以下の①式を用いて、各品目に随伴し貿易されるニッケル量を推計した。対象国は国際貿易統計BACIに準拠した231か国、対象年は2005年とした。また、対象商品についてはHSコード（世界的に統一された国際貿易品目の名称及び分類を示すコード番号）の分類からニッケルを含有していると考えられる商品を121の品目分類で抽出した。大まかな商品群をTable 1に示した。

$$F_{i,j} = T_{i,j}(1-W_i)C_i \qquad ①$$

この式で、F_{ij}は商品iについてj国への（からの）ニッケルの移動量、T_{ij}はj国の品目iの移動量（j国への輸入量またはj国からの輸出量、国際貿易統計BACI[4)]より算出）、W_i、C_iは品目iの含水率とニッケル含有率を示している。ニッケルの含有率に関して、ニッケル鉱石、フェロニッケル、金属ニッケル等の含有率は各種の文献の値を参考にした[5)]。また機械類などの高加工度製品に関しては、WIO-MFAモデル[6)]から、産業連関表の部門分類ごとに適当な含有率を用いた。また各国のニッケル消費量を式②のように定義した。

国内消費量＝国内生産量＋輸入量―輸出量　　②

②式のすべての項はニッケル純分で表されている。国内消費量は各国のニッケルの直接消費量、国内生産量は各国の一次生産品（鉱石）の生産量にニッケル含有率を乗じることで推計した。この時、一部の国々でニッケル含有率誤差などの影響から直接消費量が負の値となるものに関して、最適化計算を行い矛盾が生じないようにする。

Table 1 対象とした商品と商品の分類

Commodity	対象商品
Ore	ニッケル鉱石
Raw Material	マット、フェロニッケル、地金等
Material	ステンレス鋼、ニッケル合金の棒･ロール材等
Products	原子炉、電子機器部品、車両部品等
Waste & Scrap	鉄鋼･ステンレス鋼･ニッケル合金鋼の屑

3. 結果

3.1 国際貿易に伴うニッケルの移動量

対象とした231か国についてニッケル鉱石産出国等を考慮して8地域に分類し、それぞれの地域間におけるニッケルの移動量をFigure 1に示した。また、商品別の移動量及びニッケルの全移動量に占める商品別の移動量の割合をTable 2に示した。Figure 1及びTable 2からニッケル鉱石の形態で移動するニッケル量は少なく全体のわずか6%となっている。一方、中間生成物であるニッケルマットやフェロニッケル及び地金、または、更に加工を施したステンレス鋼やニッケル合金の形態で移動するニッケル量が多く全体の76%を占めている。大まかなニッケルの流れとしてはロシア、カナダ、インドネシア、オーストラリア、ニューカレドニアなどのニッケル鉱石産出国から日本やアメリカ、ヨーロッパ諸国の先進国へニッケルが輸出され、製品として使用されていることが分かる。

Table 2 商品分類別ニッケルの移動量と割合

Commodity	移動量(×10⁶ t-Ni)	商品別の割合(%)
Ore	0.17	6
Raw Material	1.47	51
Material	0.73	25
Products	0.40	14
Waste & Scrap	0.17	6
Total	2.9	100

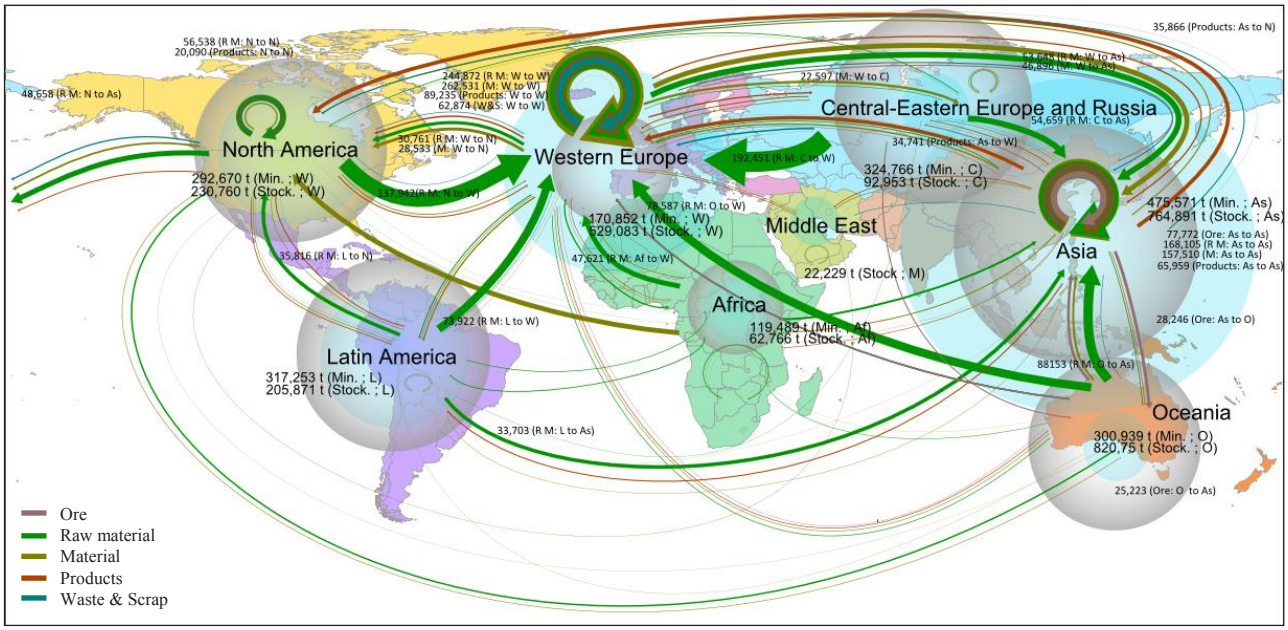
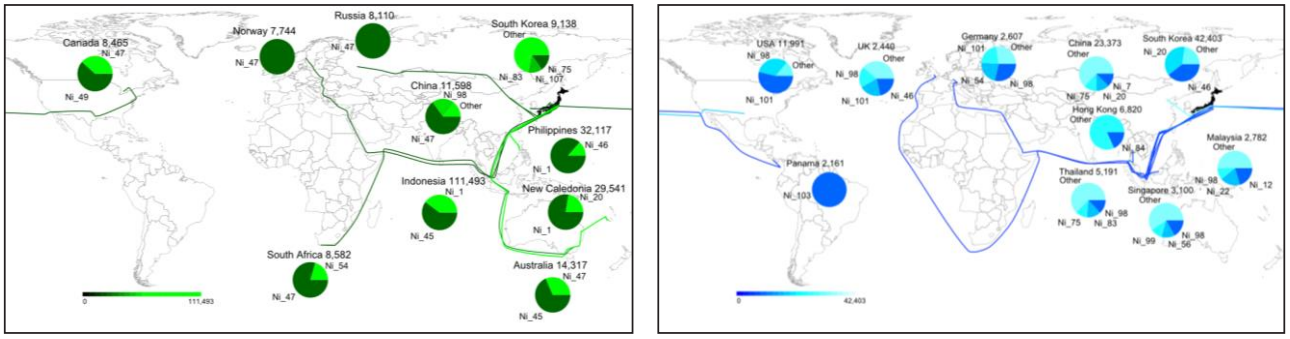


Figure 1 国際貿易に伴うニッケルの移動量



Composition of commodity

1:Nickel ores, 7:Nickel oxides and hydroxides, 12:Nickel Sulfide, 20:Ferro-nickel, 22:Stainless steel, 45:Nickel mattes, 46:Nickel oxide sinters, 45:Nickel mattes, 54:Plates, sheet, strip and foil, nickel, not alloyed, 56:Tubes and pipe, nickel, not alloyed, 75:Hot rolled stainless steel coil, 83:Cold rolled stainless steel, 98:Nuclear reactors, boilers, machinery, etc. , 99:Electrical, electronic equipment, 101:Vehicles other than railway, tramway, 103:Ships, boats and other floating structures, 107:Nickel waste or scrap.

Figure 2 日本を中心としたニッケルのサプライチェーン(左：日本へ輸入されるニッケル、右：日本から輸出されるニッケルについて)

3.2 日本を中心としたニッケルの国際サプライチェーン

日本の主要なニッケルの取引相手国をFigure 2に示す。円グラフで示されているのは、取引されている商品の割合を示している。Figure 2から日本はインドネシア、フィリピン、マレーシアからニッケルを鉱石やフェロニッケル、ニッケルマットの形態で輸入し、加工を施し、韓国や中国、アメリカに向けて鋼材や製品として輸出している。このことからニッケルに関しても日本の加工貿易の特色が見られる。

4. 終わりに

各地域間、国家間のニッケルの移動量を推計することにより、ニッケルがどのような形態でどれくらい取引されているのかを明らかにすることが出来た。結果からニッケルは鉱石の形態のまま輸出されるのではなく、鉱山付近の製錬所で加工が施され中間生成物として輸出されることがあきらかになった。したがって、ニッケル産業に伴う環境影響を考えた場合、先進国のニッケルの消費により引き起こされる環境影響はニッケル産出国に集まることが予想される。今後ニッケルの需要が更に増加していくことが予想されるため、ニッケルのリサイクルによる有効利用や、環境適合性の高い製錬プロセスは重要であると考えられる。今後の方針として、ニッケルについてGLIOモデル[7),8)]を導入して、日本の生産、消費構造と海外とのサプライチェーンがどのように構築されているのかを示し、日本の最終需要が引き起こす世界のニッケルサプライチェーンに与える影響を分析する。

参考文献

1) Mudd M. G: Ore Geology Reviews, 38, (2010), pp. 9-26
2) Reck K. B.et al.: Environ. Sci. Technol. 42, (2008), pp. 3394-3400
3) Myers N. et al.: Nature, 403, (2000), pp. 853-858
4) CEPII:"BACI(Base pour l'Analyse du Commerce International)", <http://www.cepii.fr/anglaisgraph/bdd/baci.htm> (2013-12-27)
5) USGS Minerals Information: Nickel, <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/nickel/> (2014-1-7)
6) Nakajima K. et al.: Environ. Sci. Technol. 47, (2013), pp.4653-4660
7) Nansai K. et al.: Economic Systems Research, 21, (2009), pp.267-290
8) Nansai K. et al.: Environ. Sci. Technol, 46, (2012), pp.155-163

衛星画像解析による露天掘鉱山開発に伴う土地利用変化の把握

Gauging changes in land use by surface mining based on satellite images analysis

○岩月泰典*[1)]、山野博哉[2)]、中島謙一[2)]、村上進亮[1)]

Yasunori Iwatsuki, Hiroya Yamano, Kenichi Nakajima, Shinsuke Murakami

1）東京大学, 2）国立環境研究所

* yasunori_i0617@yahoo.co.jp

1. 研究背景

近年さまざまな資源・環境制約が強まる中で、持続可能な資源利用はその重要性を増してくる。さまざまな資源の中で鉱物資源に注目した場合、資源利用の過程で環境影響が大きいと考えられるものの 1 つに鉱山採掘による土地利用の変化がある。特に大規模鉱山開発で多く用いられる露天採鉱法では、一般的に当該鉱物の生産量に対する土地改変量が大きくなると考えられる。よって、その土地改変を通して周辺地域の生態系などに与える影響を正しく評価することが重要となるが、それ以前に必要な土地改変量の正確な把握を試みた事例自体も余り多くは存在しない。

本研究では露天掘採鉱を行う金属の中でも、ニッケル資源に注目する。ニッケル資源には硫化鉱および酸化鉱があり、硫化鉱が 6,200 万 t、酸化鉱が 1 億 4,000 万 t と言われているが、現在生産されているニッケルの 70%は硫化鉱由来である[1)]。酸化鉱に関しては高品位な珪ニッケル鉱(ガーニエライト鉱) や比較的ニッケルを多く含むサプロライトなどのみが使用されてきたが、高圧酸浸出法(High Pressure Acid Leach : HPAL)技術に代表される低品位酸化鉱の利用法が広まったことで、今後の利用拡大が期待されている。このようなニッケル酸化鉱の多くは地下 20~40m 程度の地表付近に堆積しているため、場合によってはピットの深度が 1km に達する銅のような鉱山とは同じ露天掘と言っても異なった採鉱法を用いており、その採鉱に伴う土地改変量も当然異なるはずである。

日本ではニッケル鉱石を国内生産していないため、フェロニッケルの原料である酸化鉱、あるいは、鉱石より生成された中間生成物(ミックスサルファイド、ニッケルマットなど)の全量をインドネシア、フィリピン、オーストラリア、ニューカレドニア等に依存している。これらの国は主要なニッケル酸化鉱の産出国であるが、インドネシアやニューカレドニアは、生物多様性ホットスポットとして、人類の開発活動に伴う生態系への影響が懸念されている地域でもある[2)]。そこで本研究ではニューカレドニアを取り上げ、現地で古くからニッケル採掘を行う Societe Le Nickel(SLN)の操業する 6 鉱山(Poum, Tiebaghi, Etoile du Nord, Kopeto, Kouaoua, Thio&Nakety)について土地改変量とニッケル鉱石採掘量を比較した。土地改変量を定量化するために複数の年代の衛星画像を解析し、各年の土地改変による植生減少面積を把握した。

これまでも衛星画像解析による土地利用の把握[3)]や、資源採掘の生態系への影響評価に関する研究[4)]は個別に存在したが、本研究では衛星画像で直接観測された情報を基に、鉱山の土地改変量をより詳細に分析した。

2. 方法

本研究では商用の鉱山データベースである Raw Materials Data から得られたニッケル地金生産量と品位から鉱石採掘量を推定し、改変面積との比較に用いた。

人工衛星による地球観測は 1970 年代からさまざまなセンサーを用いて行われている。本研究では複数の人工衛星センサー（Landsat MSS/M/ETM+ SPOT HRV, Terra ASTER, ALOS AVNIR2）で取得されたデータを解析することで 1999 年から 2012 年にかけての土地改変面積を時系列で求めた。

画像解析は ESRI 社の ArcGIS を用いて行った。衛星画像から鉱山の裸地部分を抽出し、採掘に伴う土地改変面積を求めた。裸地と植生の反射率に一番大きな差が出た波長帯は可視光域の赤色だったため、赤のバンドの画像を用いた。雲の無いクリアな画像を用いて植生と裸地の境界となる画素値の閾値を定め、裸地ポリゴンを作成した。他の画像に関しては、そのポリゴンを元に、変化部分を目視により判読して微修正を行い、各画像の裸地ポリゴンを作成した。

3. 結果

3.1 土地改変量

図 1 は対象期間中最も土地改変が大きかった Tiebaghi 鉱山周辺の各年代の裸地部分をポリゴン化し、衛星画像上に重ねた図である。この衛星画像では植生部分が赤で強調され、裸地部分が緑で表示されている。図では鉱山採掘で生じた裸地をポリゴン化した。各ポリゴンの色は、初めて裸地化した期間を示している。図の中央右の一帯が鉱山であり、採掘が進むにつれて徐々に北西の方向に拡大していた。また、図の左下に

は選鉱場および堆積場があると考えられ、2002 年から 2007 年の間に大きな土地改変が起きた。

図 2 は累積土地改変量(各年の裸地部分の総面積) のグラフである。2000 年代前半から後半にかけて、採掘場自体の裸地拡大と付随する関連建設による裸地拡大の両方の点において、大きな変化が起きていた。

3.2 ニッケル鉱石採掘量

図 3 は Raw Materials Data に記載された SLN が保有する 6 鉱山についての、ニッケル地金生産量および品位をもとに各年の鉱石採掘量を計算し、1999 年からの累積採掘量を示したものである。1999 年の 1,800kt から 2003 年には 2,500kt 付近まで増加し、その後しばらく一定値を取りながら、2010 年にふたたび 3,000kt 付近まで採掘量が上昇していたが、累積で示すことでその変化は直線に近い形で表せることが分かった。

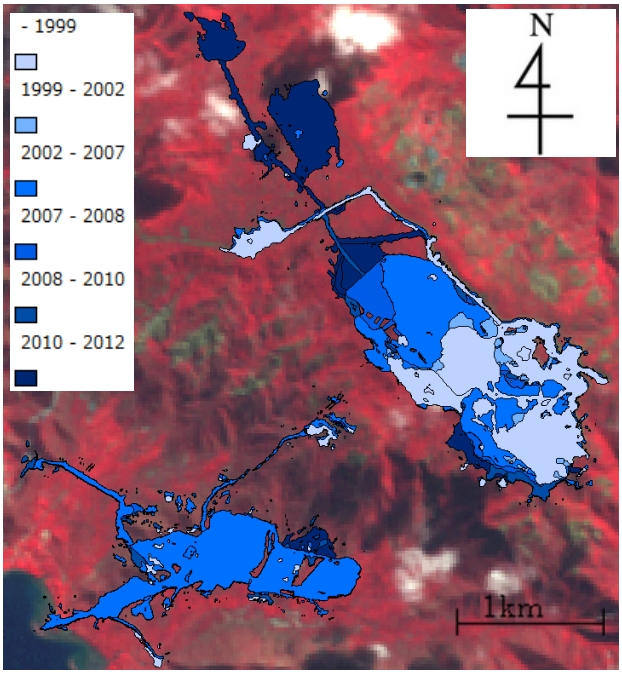


図 1 土地改変の様子

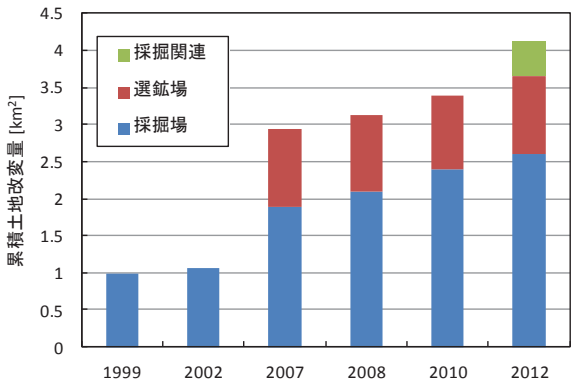


図 2 累積土地改変量の推移

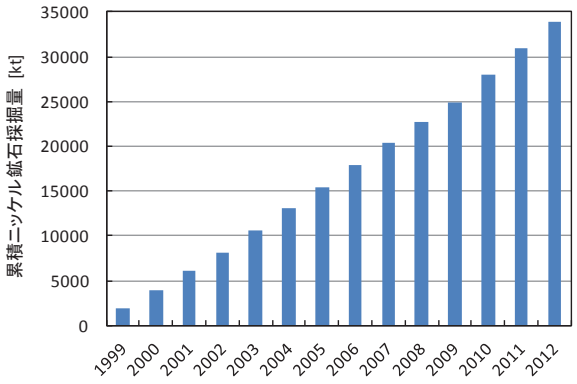


図 3 累積ニッケル鉱石採掘量の推移

4. 考察および今後の展望

Tiebaghi 鉱山における土地改変量と鉱石採掘量の比較から、土地改変の必要性は必ずしも連続的に生じるわけでなく、不連続に変化することがわかった。そのため、特定の年度の採鉱量と土地改変量から原単位を計算し、これをそれ以外の年度の値と比較すること、そしてその結果を用いて周辺環境への影響を評価することは適切ではないことが示唆された。

また、このような不連続な変化の発生を単純な金属の生産量統計から判断することは不可能であるため、土地改変量を直接観測できる衛星画像解析が有効であることも今回の結果から明らかになった。

本研究で注目したニッケル資源は地中で堆積している深度がある程度明確であるため、堆積層の厚みを仮定することで採掘による土地改変の体積変化を推定することができると考えられる。今後は本研究における他の鉱山も含めた土地改変量と採掘量の関係性を評価すると共に、今後のニッケル酸化鉱採掘の際の土地改変による周辺地域の生態系への影響評価のためのモデル構築を行う予定である。また、大深度の坑内堀が用いられる場合もある硫化鉱の場合との比較などを進めることで、より網羅的な研究を行う必要があろう。

引用文献

1) JOGMEC：“金属資源レポート”, (2010), pp.32-33
2) Norman Myers, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. Da Fonseca & Jennifer Kent : NATURE, 403, (2000), pp.853-858
3) 小林英樹, 渡戸裕子, 柿元満：第 8 回日本 LCA 学会, 京都, 2013 年, pp.158-159
4) Hiroya Yamamo, Hiroto Shimazaki, Tsuneo Matsunaga, Albon Ishoda, Caleb McClennen, Hiromune Yokoki, Kazuhiko Fujita, Yoko Osawa, Hajime Kayanne : Geomorphology, 82, 2006, pp.398-411

Consequential な消費者行動波及効果の分析手法の提案

Proposal of a Method to Analyze a Chain Reaction by a Consumer Behavior

○河尻耕太郎*[1)]、井原智彦[2)]、本下晶晴[1,3)]、畑山博樹[1)]、田原聖隆[1)]
Kotaro Kawajiri, Tomohiko Ihara, Masaharu Motoshita, Hiroki Hatayama, Kiyotaka Tahara
1) 産業技術総合研究所, 2) 東京大学, 3)ベルリン工科大学
* kotaro-kawajiri@aist.go.jp

1. はじめに

近年、持続可能な消費は、将来の持続可能な社会を形成する上での重要な課題として位置づけられている。マクロな視点から考えると、日本において、家計由来の CO_2 排出量は全体の約 20%を占めるが、産業等他のセクターの活動による残りの約 80%の CO_2 排出量も、最終的には消費者の便益を支えるための間接的な CO_2 排出量と考えられる。したがって、日本全体の CO_2 排出量を削減するにあたって、最終的な意思決定者である消費者の行動が、直接的・間接的に与える影響は大きく、特に間接的な CO_2 排出量による影響は大きい。一方で、個別製品のライフサイクルの視点から考えると、耐久消耗品などのケーススタディでは、使用段階の環境負荷が支配的となる事例が多い。したがって、使用段階における条件が、全体の環境負荷に与える影響は大きく、LCA の学術領域においても、消費者の行動は極めて重要な研究分野といえる。

前述のとおり、消費者行動は、マクロ、ミクロ、学術的な観点で重要であるにも関わらず、LCA の研究領域で消費者の行動を取り上げた研究は少ない。一般的な LCA のケーススタディでは、使用段階における消費者の行動について、単純な前提を基に分析を行う。例えば、自動車の LCA の事例では、消費者は新車を購入し、耐久年数使用し、その間ガソリンを消費し、廃棄する。そして、自動車に関する行動、支出以外は、購入前から何も変化しないと仮定する。しかしながら、自動車を利用するためには、保険への加入や、駐車場の利用などが必要である。また、車で移動することにより、ライフスタイルや消費行動に変化が生じる可能性がある。最後に、収入の制約により、自動車やガソリン、その他の追加的な支出を行うため、他の消費を削減する必要がある。しかしながら、前述のような、消費者行動に伴う波及的、Consequential な消費者行動は、考慮した研究は少ない。これは、マクロな視点の中で指摘した、間接的な CO_2 排出量の影響を十分捉えられていないことを意味している。

Dowaki ら[1)]は、エコカー補助金のリバウンド効果について、Thiesen ら 2)は、安いチーズを購入することで生じる余剰消費の影響を明らかにした。これらは経済学などの分野で議論されるリバウンド効果の文脈に沿った研究であり、消費者行動の波及効果を明らかにしている。しかしながら、消費項目は多様であり、それらを全て個別のケーススタディで扱うのは、効率的ではない。また、波及効果を論理的に積み上げて分析する場合、システム境界の外にある効果については分析ができない。したがって、全ての消費分類を網羅し、かつ波及効果を体系的に分析する手法が求められる。

そこで本研究では、消費者の消費行動の変化による、他の消費への波及的な影響を、全ての消費項目に対して統計的に分析する手法を開発することを目的とする。本手法では、各支出項目間の代替・相補関係をマトリクスとして導出し、ある項目への支出の変化がもたらす、他の項目への支出の影響を定量的に推計する。本手法により、新規製品・システムが社会に導入された時の波及的な環境影響を事前に定量的に推計することが可能となる。

2. 方法

2.1 分析データ

本研究においては、総務省「全国消費実態調査」の 2004 年度の独身世帯の家計消費ミクロデータを対象に、分析を行った 3)。環境負荷の計算については、Ihara ら (2009)の方法に従って、支出項目分類を作成し 4)、Nansai ら(2012)が開発した 3EID データベース中の「購入者価格基準のグローバル環境負荷原単位」の 2005 年の値を用いて 5)、各項目の CO_2 排出係数を算出した。

2.2 分析手法

最初に、各モニターの月当たりの総支出金額を、モニター全体の平均支出金額で正規化し、各支出項目への月当たり支出金額を算出した。

次に、正規化された支出項目 j への月当たり支出金額を目的変数とし、他の支出項目 i への月当たり支出金額を説明変数として、全ての項目の組合せに対して単回帰近似を行い、各項目間の単回帰の傾きを、代替相補マトリクス M にまとめた。

上記回帰式は、ある項目 i への支出が 1 円増加した時に、項目 j への支出がどのように変化するかを表している。このとき、各モニターの月間支出金額総額を

正規化したことにより、以下の様な関係式が成り立つ。

$$\sum_{i=1}^{n} M_{ij} = 0 \qquad (1)$$

上記の式は、代替相補マトリクス M における縦の列を合計した値が 0 になることを示している。この式の意味は、例えばある項目 i への支出が 1 円増加した時に、他の項目への支出がそれぞれ変化するが、その変化の合計は 0 円になるということである。つまり、項目 i への支出が増加しても、他の項目への支出がそれぞれ変化することで、支出金額の合計が変化しないことを意味している。これにより、一定の収入額の下で各消費項目への支出配分が変化することが担保される

この行列式を用いることで、消費者のライフスタイルや消費が変化した際の、複数の支出項目の変化のベクトル S_{ini} によってもたらされる、他の支出への影響のベクトル S_{ind} を、以下の様に表すことができる。

$$MS_{ini} = S_{ind} \qquad (2)$$

最終的に、支出の変化 S_{ini} によってもたらされる生じる CO_2 排出量の合計 C_T は、上記式(2)に、2.1 項で得られた各項目の CO_2 排出係数のベクトル c を用いて、以下の様な式で算出することができる。

$$c_T = c^T MS_{ini} = c^T S_{ind} \qquad (3)$$

また、各支出項目の、波及効果も考慮した正味の CO_2 排出係数 c_{net} は、以下の式で表される。

$$c_{net} = c^T M \qquad (4)$$

本研究では、全国消費実態調査の中分類 63 項目への支出データを用いて分析を行った。

3. 結果

2 章の手法にしたがって、代替相補のマトリクスを算出した。マトリクスの値は、正と負の両方の値が混在しており、正の値は、ある項目の支出を増加させた時に、支出が増加する相補関係を意味しており、負の値は、逆に支出が減少する代替関係を意味している。

マトリクスの食材部分に注目すると、各食材は互いに相補関係（一方の支出を増加させるともう一方の支出も増加する関係）にあり、何か食材への支出を増加させると、他の食材への支出も増加することが明らかになった。また、食材への支出は、外食、賄い、家賃、貯蓄などと代替関係（一方の支出を増加させるともう一方の支出が減少する関係）にあり、食材への支出を増加させると、前記の項目への支出が減少することが明らかになった。

各項目の支出を増加させた時の、波及的な支出(代替・相補関係による他の項目の支出)を考慮した正味 CO_2 排出係数をみると、電気代やガス代よりも、油脂・調味料、乳卵類、上下水道料の排出係数の方が値が大きかった。原因として、前述の項目の正味 CO_2 排出係数の値の大部分が、それらの支出と相補関係にある電気代への支出によって占められていた。つまり、油脂・調味料、乳卵類、上下水道への支出の増加は、調理や食材管理、水の加熱などによる電気代の支出の増加をもたらし、結果として正味の CO_2 排出量の値が大きくなったものと考えられる。

4. まとめ

本研究により、LCA における消費者行動の波及効果を簡易に分析するための、代替相補マトリクスの概念を提案するとともに、その算出方法を開発した。

代替相補マトリクスにより、各支出の増加に伴う波及的な、代替相補の支出関係を定量的に明らかにした。

今後は、得られた代替相補マトリクスを用いて、新規技術やシステムの導入による、社会への影響評価を行いたい。

謝辞

本研究で用いたデータは、統計法に基づいて、国立大学法人一橋大学を通じて、独立行政法人統計センターから「全国消費実態調査」（総務省）に関する匿名データの提供を受け、独自に作成・加工した統計である。

5. 引用文献

1) Dowaki K., Okado S., Ihara T., Yamanari M.: J. Japan Soc. Energy and Resources, 31 (6), (2010), pp.16-23.
2) Thiesen J., Christensen T. S., Kristensen T. G., Andersen R. D., Brunoe B., Gregersen T. K., Thrane M., Weidema B. P.: Int. J. LCA, 13(2), (2008), pp. 104-114
3) The Statistics Bureau and the Director-General for Policy Planning of Japan, http://www.stat.go.jp/data/zensho/2009/index.htm
4) Ihara T., Motose R., Kurishima H., Kudoh Y.: Proc. 4th Int. Conf. Life Cycle Management, Capetown, 2009, in USB.
5) Nansai K., Kondo Y., Kagawa S., Suh S., Nakajima K., Inaba R., Tohno S.: Env. Sci. Technol., 46(16), (2012), pp. 9146-9154. http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/eng/index_e.htm

日常生活の省エネルギーにおける家庭内のコミュニケーションの重要性

Influences of Domestic Communication on Energy Conservation of Daily Life

○中島光太*[1)]、本藤祐樹 [1)]、伊原克将 [2)]、菊井順一 [3)]
Kota Nakajima, Hiroki Hondo, Katsumasa Ihara, Junichi Kikui
1) 横浜国立大学, 2) 凸版印刷株式会社, 3) 一般社団法人 地球温暖化防止全国ネット
* nakajima-kota-nt@ynu.jp

1. 背景と目的

近年深刻化する地球温暖化の防止においては、家庭からの CO_2 排出量の削減が不可欠である。家庭の省エネに関する既往研究 [1)]においては、世帯への省エネ行動に関する情報提供や、省エネ行動の実施効果のフィードバックなどが、省エネ行動を促進することが明らかとなっている。一方で家庭内の省エネ行動が、対象の家庭に住まう世帯員同士のコミュニケーションの状況（省エネ行動の実施方法に関する他の世帯員との相談等、以下、家庭内コミュニケーションとする。）によって影響を受けることについては、統計的に検証した研究は見当たらない。

そこで本研究では、家庭内コミュニケーションが省エネ行動を促進しているか否かについて明らかにし、家庭内コミュニケーションがより強く影響する省エネ行動の特徴を整理することを目的としている。

2. 方法

2.1 うちエコ診断の流れと取得データ

家庭内における省エネ行動の促進に向けて環境省では、平成23 年度から25 年度までの3 か年事業として、所定の診断員が一般の世帯に対し、専用のソフトウェアを用いて各世帯の実態に応じた有効な省エネ行動についてアドバイスする「うちエコ診断事業」を実施している [2)]。

うちエコ診断の受診世帯は、診断前に、事前調査により世帯の基本情報や電力消費量等の使用状況の調査を受ける。次に診断員がその世帯を訪問し、ソフトウェアを用いて、事前調査の内容を基に算出された結果を提示しながら、CO_2 削減に効果的な省エネ行動を提案し、受診世帯に実行可能な行動を選択してもらう。診断から数ヵ月後に受診世帯は、省エネ行動の実施状況や、家庭内コミュニケーションなどについて事後調査を受ける。この一連の流れにおける調査の概要と取得データを表1に示す。

2.2 対象世帯とデータの選定

本研究では、平成 23 年度にうちエコ診断を受診した約 600 の HEMS（House Energy Management System）設置世帯を対象とした。

表１　うちエコ診断の流れと取得データ

		調査名と方法	取得データ
1	診断前	事前調査 （質問紙）	世帯属性 （世帯人数、世帯年収など）
2	診断時	診断ソフト （ログデータ）	省エネ行動の選択状況 CO2排出量の順位など
3	診断後	事後調査 （Web調査）	省エネ行動の実施状況 家庭内コミュニケーションの状況
4	診断前後	HEMSによる測定	電力消費量

そのうち、電力消費量の変化及び家庭内コミュニケーションと電力消費量との関連性については、HEMSによって測定された電力消費量のうち、平日であること、日平均気温が 10℃以下であること等の条件を満たしたデータを保有していた 130 世帯を選定した。また、家庭内コミュニケーションによる省エネ行動実施の差異については 337 世帯のデータを用いた。

2.3 分析方法

うちエコ診断実施前後の電力消費量（日平均）を世帯ごとに求め、電力消費量の変化及び家庭内コミュニケーションと電力消費量との関連性について、統計的手法を用いて分析を行った。また、家庭内コミュニケーションによる省エネ行動実施の差異についても、統計的手法を用いて明らかにした。

3. 結果

3.1 うちエコ診断受診による電力消費量の変化

うちエコ診断受診前後の電力消費量（日平均）についての単純集計結果を図1に示す。対象の 130 世帯のうち、電力消費量の削減を達成した世帯は 47 世帯、未達成の世帯は 83 世帯であった。

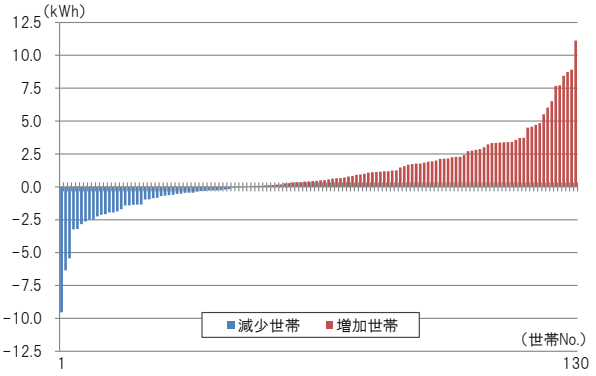


図１　うちエコ診断受診による電力消費量の変化

表２　家庭内コミュニケーションによる
電力消費量の削減有無のカイ２乗検定

(1)：診断内容を家族へ伝達したか		(1) いいえ	(1) はい	合計
電力消費量	増加・変化なし	10	73	83
	減少	3	44	47
合計		13	117	130

$X^2(1)=1.070$, n.s.

(2)：買替えについて家族と相談したか		(2) いいえ	(2) はい	合計
電力消費量	増加・変化なし	39	44	83
	減少	12	35	47
合計		51	79	130

$X^2(1)=5.795$, $p<0.05$

(3)：省エネ行動について家族と相談したか		(3) いいえ	(3) はい	合計
電力消費量	増加・変化なし	20	63	83
	減少	9	38	47
合計		29	101	130

$X^2(1)=0.424$, n.s.

(4)：省エネ行動について注意し合う機会の変化		(4) 変化なし	(4) 増加	合計
電力消費量	増加・変化なし	38	45	83
	減少	10	37	47
合計		48	82	130

$X^2(1)=7.738$, $p<0.01$

(5)：家族全員で省エネ行動に取り組む機会の変化		(5) 変化なし	(5) 増加	合計
電力消費量	増加・変化なし	37	46	83
	減少	12	35	47
合計		49	81	130

$X^2(1)=4.635$, $p<0.05$

3.2 家庭内コミュニケーションと電力消費量との関連性

うちエコ診断実施前後での電力消費量の増減と、家庭内コミュニケーションの有無とでクロス集計を行い、カイ 2 乗検定を行った。結果を表 3 に示す。買替えについて家族と相談したかを問う(2)では、家庭内コミュニケーションについて肯定的な回答をした世帯群の減少世帯比率は、そうでない世帯群に比べて有意に高いことが確認された。また、日常的な省エネ行動について注意し合う変化を問う(4)と、家族全員で省エネ行動に取り組む機会の変化を問う(5)ついても同様の結果となった。これらのことから、買替行動については家族で相談することによって、また日常的な省エネ行動については家族で相談し尚かつ日常的に注意し合ったり協力したりすることによって、電力消費量の削減に結びつくことが推察された。

3.3 家庭内コミュニケーションによる省エネ行動実施の差異

全 71 種の省エネ行動のうち 45 項目について、家庭内コミュニケーションの有無と各種行動の実施の有無とでクロス集計、カイ 2 乗検定を行った。結果の抜粋を表 3 に示す。分析結果から、実施するための費用が比較的高額な買替え等は、その実施にあたり、家庭内コミュニケーションがより強く影響する可能性が示唆された。

表３　家庭内コミュニケーションによる
省エネ行動実施の有無のカイ２乗検定

設問番号	買替行動に関する設問内容	(2) 有意確率（両側）	
Q4S1	**エアコンを買い替える**	**0.024**	*
Q4S7	**冷蔵庫を買い替える**	**0.001**	**
Q4S8	**電球を電球型蛍光灯に付け替える**	**0.002**	**
Q4S10	**人感センサー式の照明に付け替える**	**0.002**	**
Q4S11	**LED照明 に付け替える**	**0.000**	**
Q4S12	**省エネ性能の高いテレビに買い替える**	**0.014**	*
Q4S19	節水シャワーヘッドを取り付ける	0.102	
Q4S25	**燃費の良い自家用車に買い替える**	**0.000**	**

	設問番号	日常的な省エネ行動に関する設問内容	(4) 有意確率（両側）		(5) 有意確率（両側）	
エアコン等	**Q10S1**	**エアコンで暖房するようにする**	**0.004**	**	**0.009**	**
	Q10S3	**暖房の温度設定を控えめにする（目安は20℃）**	**0.007**	**	**0.000**	**
	Q10S6	エアコンのフィルターを掃除する	0.513		0.636	
	Q10S7	**暖房の使用時間を1時間短くする**	**0.000**	**	**0.000**	**
照明テレビ	**Q12S5**	**照明を使う時間を1 時間短くする**	**0.000**	**	**0.000**	**
	Q12S6	家にある小型のテレビを主に使うようにする	0.045	*	0.052	
	Q12S8	**テレビを点ける時間を1 日1 時間短くする**	**0.002**	**	**0.001**	**
風呂等	**Q14S2**	**シャワーの利用を1 人1 日1 分短くする**	**0.000**	**	**0.000**	**
	Q14S3	**家族が続けて入り風呂の追い炊きをしない**	**0.000**	**	**0.000**	**
	Q14S5	浴槽にお湯をためずにシャワーだけにする	0.101		0.022	*
台所	**Q16S1**	**食器洗いでお湯を流しっぱなしにしない**	**0.000**	**	**0.022**	*
	Q16S4	電気ポットの保温をやめる	0.114		0.076	
その他（車等）	Q18S3	保温便座の温度設定を下げる	0.134		0.064	
	Q18S4	**使わないときには便座のふたを閉める**	**0.001**	**	**0.000**	**
	Q18S7	車を使わずに燃費のいい原付を利用する	0.331		0.484	
	Q18S8	**エコドライブを実践する**	**0.001**	**	**0.000**	**
	Q18S10	**車の利用を半分止める**	**0.000**	**	**0.000**	**

＊…有意確率5%未満
＊＊…有意確率1%未満

4. まとめ

本研究により、家庭における省エネ行動の実施は、家庭内コミュニケーションの影響を受けていることが示唆された。また、各種省エネ行動について、家庭内コミュニケーションが強く影響する行動と、それほど大きな影響を与えない行動とに判別した。

引用文献

1) Wokje Abrahamse, Linda Steg, Charles Vlek, Talib Rothengatter, 2005, A review of intervention studies aimed at household energy conservation, Journal of Environmental Psychology, 25, 273-291.
2) 菊井順一, 川原博満, 2011, Life and Environment, 56(2), 27-30.

日本の家計消費とレアメタル国際フローとの関係

The relationship between Japanese household consumption and international flow of rare metals

○重富陽介*[1)2)]，南齋規介[2)]，東野達[1)]
Yosuke Shigetomi, Keisuke Nansai, Susumu Tohno
1) 京都大学, 2) 国立環境研究所
* shigetomi.yosuke.46w@st.kyoto-u.ac.jp

1. はじめに

近年，新たな環境負荷の見える化の手段として，環境フットプリント (Environmental footprint: EF) への関心が高まっている。評価する対象を製品レベルからSCOPE3 として取り組みの進む企業レベル，一国の経済活動全体まで広げているカーボンフットプリントと同様に, EF についても多角的に対応策を検討していくことが重要であろう。

本研究では，製品レベルのミクロと一国レベルのマクロを繋ぐメソスケールとして日本の世帯に着目し，家計消費由来のマテリアルフローフットプリント (MFF) の算定を行った。低炭素化技術の観点から, 3 種のレアメタル (Nd, Co, Pt) の消費を対象に世帯別解析を実施し，それぞれの商品需要と負荷量の関係性を明示することを目的とした。また，今後少子高齢化の進行に伴う消費構成の変化がもたらす, これらの MFF への影響についても考察した。

2. 方法

2.1 世帯別家計消費額の算定

家計消費に起因する MFF は，家計がどのような財やサービスを購入するかによって決定される。世帯属性別のこれらの同定には，まず世帯別の消費支出の構成を詳細に把握することが不可欠である。日本の産業連関表 (JIOT) の家計消費支出部門に計上されている値は，社会会計表 (SAM) の一部を成す産業連関表の勘定体系に整合しているものの，単一部門として定義されており，世帯別の支出額を得ることができない。一方，日本の世帯別の消費支出額を示す公的統計としては全国消費実態調査 (全消調査) がある。しかし, 全消調査における支出額に世帯数を乗じてから 12 倍することで一年あたりの支出額に換算しても，前述した SAM の一部を成す JIOT の家計消費支出額と大きく乖離する問題が生じる。

そこで本研究では，数理計画法を利用し JIOT の家計消費支出額を全消調査の世帯属性別支出額を用いて分割することで，6 つの世帯属性別に約 400 の財やサービスに対する年間消費支出額を推計した。なお，ここでは少子高齢化による消費者基準排出量への影響に焦点を当てるため, 世帯属性 (att=1…6) を世帯主年齢階級別 (1=20s: 20~29, 2=30s: 30~39, 3=40s: 40~49, 4=50s: 50~59, 5=60s: 60~69, 6=70s+: 70~) に定義した。

全消調査に記載されている値は購入者価格ベースによるため, JIOT の家計消費支出額も購入者価格ベースの値を用いた。まず，全消調査における支出項目と 2005 年 JIOT の部門を対応付けた後，定義した部門対応に基づいて全消調査の支出項目別消費額を JIOT の部門消費額に変換した。この時，全消調査の支出項目が JIOT の複数部門に対応する場合は，対応する複数部門の JIOT における家計消費支出額の大きさによって全消調査の支出額を分配した。

得られた JIOT の部門 i 別の全消調査による支出額 (百万円/月) から, 世帯別に単位支出額あたりの商品部門 i に対する支出割合$r_i^{att} = R_i^{att} / \sum_{att=1}^{N} R_i^{att}$と，商品部門 i における世帯属性間のシェアを示す$s_i^{att} = R_i^{att} / \sum_{att=1}^{M} R_i^{att}$を算出した。$N$ は JIOT の部門数, M は世帯属性数である。両者による世帯の消費特性を最も反映し，かつ JIOT の家計消費における部門別支出額f_i (百万円/年) に整合する世帯属性別の部門別消費割合$\tilde{r}_i^{att}$を, 式(1)で定義された目的関数を式(2)-(5)の制約条件下で最小化する二次計画問題を解くことで決定した。

$$\underset{\tilde{r}_i^{att},\,\tilde{s}_i^{att}}{\mathrm{Min}} \cdot \sum_{att=1}^{M}\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{\tilde{r}_i^{att}-r_i^{att}}{r_i^{att}}\right)^2 + \sum_{att=1}^{M}\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{\tilde{s}_i^{att}-s_i^{att}}{s_i^{att}}\right)^2 \quad (1)$$

s.t.

$$f_i = \sum_{att=1}^{M} \tilde{r}_i^{att} f^{att} \quad (2)$$

$$\sum_{i=1}^{N} \tilde{r}_i^{att} = 1 \quad (3)$$

$$\tilde{s}_i^{att} = \tilde{r}_i^{att} f^{att} / f_i \quad (4)$$

$$\tilde{r}_i^{att} \geq 0 \quad (5)$$

ここでf_iは JIOT における部門 i の総支出額であり，f^{att}は，JIOT の家計消費総支出額を全消調査の世帯別

年間総支出額のシェアで按分して得た世帯別年間総支出額である。このf^{att}に，上の二次計画問題の解である$\tilde{r}_i^{att}$を乗じることで，部門 i における世帯別支出額f_i^{att}を得た。したがって，本研究で求めた 6 つの世帯属性別の消費額の合計は，JIOT の家計消費の総支出額と整合する。

2.2 2035 年までの MFF の推計方法

本研究では，前節で得た購入者価格ベースの世帯別家計消費額を生産者価格ベースの消費額に変換し，GLIO モデル [1] による部門別の各レアメタルの MFF 原単位 [2] を乗じることで，日本の家計消費が誘発する国内外のサプライチェーンにおける約400部門のMFFを同定した。最新の JIOT が 2005 年基準であるため，まず 2005 年を対象に MFF を同定した。

次に，今後の各世帯の部門 i に対する消費額$g(t)_i^{att}$を，世帯属性毎の世帯数$H(t)^{att}$及び世帯構成人数$J(t)^{att}$に比例すると仮定して推計し，求まった消費額にそれぞれの原単位を乗じることで，2035 年までの MFF を式(6)のように決定した。ここで t は推計対象年を示し，2005 年 (t=1)…2035 年 (t=7) である。

$$MF(t)^{att} = \sum_{i=1}^{N} q_i^M \frac{g(t-1)_i^{att} H(t)_i^{att} J(t)_i^{att}}{H(t-1)_i^{att} J(t-1)_i^{att}} \qquad (6)$$

q_i^Mは部門 i におけるグローバル MFF 原単位である。$H(t)^{att}$は国立社会保障・人口問題研究所による予測値を用いることができるが，$J(t)^{att}$は公式の推計値が存在しない。そのため今回は，過去の世帯属性別の世帯構成人数と総一般人口の予測値をもとに時系列分析を行なうことで$J(t)^{att}$を推計した。

まず，これまでの世帯構成人数の推移については，2000年から2010年までの家計調査に記載されている値を参照した。これらの線形近似式を用いて概算した世帯属性別の世帯構成人数を$J(t)^{att,app}$とする。これを直接用いることでも総一般人口の減少を表現できるが，公式に推計されている総一般人口数と整合しない。そこで，将来の世帯属性毎の総和が総世帯人員数$N(t)$と一致し，$J(t)^{att,app}$の世帯構成人数の減少傾向を反映する$\tilde{J}(t)^{att}$を，次の式(7), (8)で定義する目的関数の最適化問題を解いて決定した。Yは推計対象とする年数である。

$$\underset{\tilde{J}(t)^{att}}{\mathrm{Min.}} \sum_{att=1}^{M} \sum_{t=1}^{Y} \left(\frac{\tilde{J}(t)^{att} - J(t)^{att,app}}{J(t)^{att,app}} \right)^2 \qquad (7)$$

s.t.

$$N(t) = \sum_{att=1}^{M} H(t)^{att} \tilde{J}(t)^{att} \qquad (8)$$

上記の式から得られた最適解$\hat{\tilde{J}}(t)^{att}$を式(6)の$J(t)^{att}$に代入することで，MFF の将来推計値を得た。なお，今回は世帯構成の変化の影響を捉えることに焦点を当てること，グローバルサプライチェーンの変化を含めた将来の技術変化の推定が容易でないことから，q_i^Mを推計対象年によらず一定とし，2005 年における推計値を適用した。

3. 推計結果

まず，2005 年の日本の家計消費に由来する一世帯あたり MFF について述べる。2005 年の一世帯あたり家計消費額の大きさは 50s，40s，60s の順であり，いずれの対象についても一世帯あたり MFF が最も大きかったのは 50s の世帯であった。その特徴として，他の世帯と比較して「乗用車」や「パーソナルコンピュータ」，「民生用電気機器」といった，自動車や家電製品の消費による誘発が目立った。

次に，2005 年から 2035 年にかけて変化する日本の家計消費由来の MFF (Nd) を図 1 に示した。ここでは，対象とした約 400 部門における MFF を 11 部門に統合して表している。図 1 において世帯別の MFF を比較すると，2035 年までにおいて，特に 20s と 30s の若年世帯における減少が目立つ一方，70s 以上の世帯における増大が顕著である。この若年世帯と 70s 以上に 60s を加えた高年世帯の 2005 年からの変化量の差は 2.0 t で，僅かではあるが高年世帯による増加量が上回る。全体では 2005 年の 518.6 t をピークに減少を続け，2035 年には 2005 年比で 12%落ち込んだ 454.6 t と推計される。したがって，今後の少子高齢化の進行は Nd における MFF を減少させる方向に働くと考えられる。

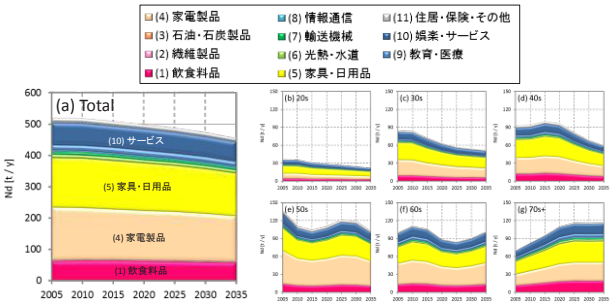


図 1. 2005 年から 2035 年における家計消費由来の MFF (Nd) の推計結果。(a) 総 MFF，(b)-(g) 世帯主年齢階級別 MFF。

4. 引用文献

1) Nansai, K., Kagawa, S., Kondo, Y., Suh, S., Inaba, R., Nakajima, K. *Econ. Syst. Res.*, (2009), 21, 267-290.
2) 南齋ほか，第 9 回日本 LCA 学会研究発表会，芝浦工業大学，(2014)，掲載予定

デマンドレスポンス制度導入による夏季エネルギー消費量変化の推計

An effect of a "Demand Response" power model on energy consumption in summer

○石田千香*[1)]、森田 紘圭 [1)]、大西 暁生 [2)] 、中野 綾子 [3)] 、
井村 秀文 [3)] 、川原 志郎 [4)] 、荻原 朗 [4)] 、加藤 博和 [1)]
Chika Ishida, Hiroyoshi Morita, Akio Onishi, Ryoko Nakano
Hidehumi Imura, Shiro Kawahara, Akira Ogiwara, Hirokazu Kato
1）名古屋大学, 2）東京都市大学, 3）地球環境戦略研究機関, 4）川崎市
*cishida@urban.env.nagoya-u.ac.jp

1. はじめに

2011 年に発生した東日本大震災では複数の発電所が設備被害を受け稼働停止したことにより、電力供給が大幅に不足し、特に需要の大きい夏季平日においては昼間ピーク時間の電力不足が懸念された。

ピーク需要の削減には太陽光発電や蓄電池などの設備による対応のほかに、ピーク時間帯の電力料金を高くすることで需要を減らすデマンドレスポンス(DR)が注目されている。北九州市や豊田市などのスマートシティを推進している地域では、気温に応じて需要が高いと思われる昼間時間帯の電気料金を引き上げる DR の導入実験 [1)]が 2012 年ごろから先行して行われ、すでに電力消費量の削減効果はある程度期待できることが明らかになっている。2014 年度からは資源エネルギー庁による実証実験も行われる予定である [2)]。しかしながら、電力料金の変化と居住者の省エネ行動の関係については未だ詳細な検討はされていない。また、ピーク時間における節電がその他の時間帯に別の需要を生み、全体のエネルギー消費量が増加する可能性もある。

本研究ではアンケート調査により、夏季の電力料金変化による居住者の行動変化を把握し、ライフステージに応じた生活行動スケジュールからエネルギー消費量変化を推計することで、居住者の特性を踏まえた DR 導入による夏季エネルギー消費量の削減効果を明らかにする。

2. DR 導入によるエネルギー消費量変化の推計方法

2.1 推計モデルの全体構成

DR 導入による世帯起源エネルギー消費量の推計方法の概要を**図-1** に示す。まず通常時における世帯属性(世帯人数や就業状況から設定した 12 属性)毎の生活行動スケジュールは社会生活基本調査の結果を基に SCHEDULE プログラム [3)]を用いて設定する。そのうえで森田ら [4)]の方法を用いて生活行動に応じた冷房負荷や照明・家電エネルギー消費量を時間帯毎、1 日毎に算出する。

DR 制度導入時に関しては、その日の気温に応じてピーク時間電力料金を設定(通常時の 2~10 倍)し、アンケート調査により得られた電気料金変化に伴う行動変化を、世帯属性別の生活行動スケジュールに組み込んだ。

2.2 デマンドレスポンスの設定

本研究では 7 月から 9 月を対象に DR 制度の導入を想定し、日中ピーク時間帯に電気料金を変化させるものとした。具体的には、北九州の実証事業等を参考に電力料金を設定し、その他の時間帯は導入していない場合より低くなるよう設定した(**表-2**)

2.3 アンケート調査の概要

アンケート調査は、2013 年 11 月に、名古屋市に在住する 1000 人を対象に WEB アンケートにより実施した。具体的には、電力料金が変化した場合それぞれにおいてどのような節電行動を行うか、また料金の低い午前中に冷房を強め、ピーク時に節電するピークシフト(PS)行動を行うかについて質問を行った。

具体的な行動変化のメニューと電気料金に応じた行動変化割合を**表-3** に示す。電気料金が上がるほど外出の割合が増え、ピークシフト行動者も増えている。

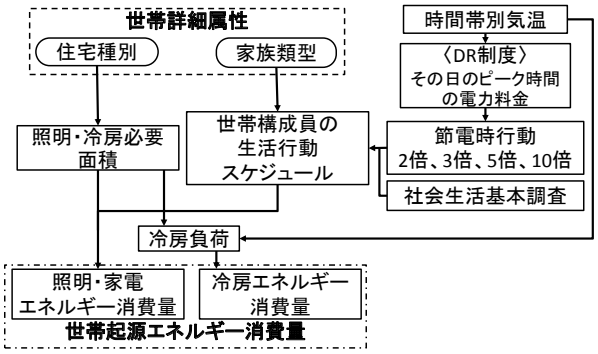


図-1　世帯起源エネルギー消費量推計モデルの全体構成

表-2　DR 導入時における電力料金

	通常時	DR制度			
気温(℃)	ー	ー30	30ー32	32ー35	35ー
13時-16時電気料金(円/kwh)	20	40	60	100	200
その他時間帯電気料金(円/kWh)	20	15	15	15	15

表-3　行動変化メニューと割合

	行動メニュー	電気料金			
		2倍	3倍	5倍	10倍
1	できるだけ外出する	18%	20%	21%	22%
2	できるだけテレビをつけないようにする	16%	17%	18%	17%
3	エアコンの設定温度を通常より上げる	14%	12%	12%	11%
4	エアコンをつけないようにする	19%	19%	19%	18%
5	冷蔵庫の庫内温度を上げる	4%	5%	6%	8%
6	照明をできるだけ使わないようにする	21%	21%	20%	19%
9	特に何もしない	7%	5%	5%	4%
	ピークシフト行動を行う	80%	80%	81%	81%

3. 名古屋都市圏における推計結果

以上の手法を用いて、DR 導入による効果を名古屋 20km 圏において推計した。推計期間は 2013 年 7 月～9 月とし、気温データは名古屋地方気象台における時間帯別気温を用いた。

図-2 は電気料金が 5 倍となる日の都市圏全体の時間帯別消費量である。通常時（without)に比べデマンドレスポンス導入時に節電行動のみを行うと想定した場合（withDR)では、13 時から 16 時において 12%程度電力消費量が削減され、ピークシフトも考慮した場合(withPS)は 20%とさらなる削減が期待できる。しかし withPS は冷房をあらかじめ強めておくため、12 時台で消費量がかえって増加している。

図-3 は 7 月から 9 月の都市圏合計日別電力消費量、**図-4** は日別ピーク時電力消費量を示す。気温に応じて電力消費量は変化し、日別では withDR が全体的に最も小さく、ピーク時では withPS が最も小さい。

図-5 には名古屋市都市圏の電力消費量の withDR 時の削減率、**図-6** には電力料金の withDR 時の削減率を示す。家族世帯が多い都市周縁部では、昼間家庭内にいる人が多いために行動変化する世帯が多く、**図-5**、**図-6** ともに削減率が大きいが、単独世帯など有業者が多い都市圏中心部は小さい。

図-7 には項目別の without、withDR、withPS の変化を示す。平均 1 日電力消費量は withDR が最も小さく、2.8%の削減となる。一方、最大ピーク時電力消費量は withPS が最も小さく without に対して 21%削減である。平均月電気料金は withDS、withPS それぞれ without に対し 3.9%、2.9%の削減となる。

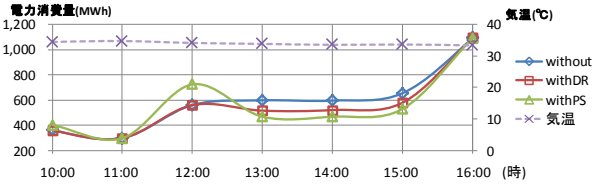


図-2　電気料金 5 倍時(8 月 19 日)の電力消費量

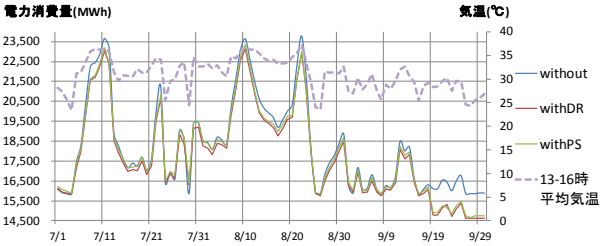


図-3 都市圏合計日別電力消費量

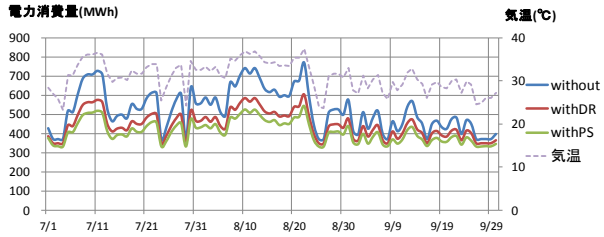


図-4 都市圏合計日別ピーク時電力消費量

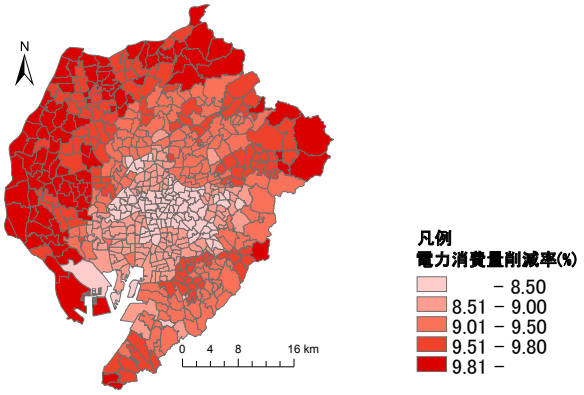


図-5　電力消費量の withDR 時の削減率

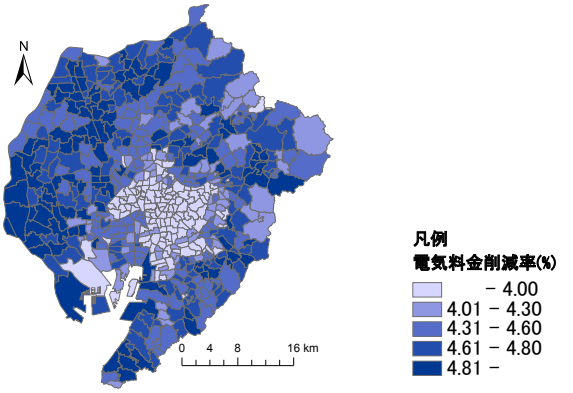


図-6　電力料金の withDR 時の削減率

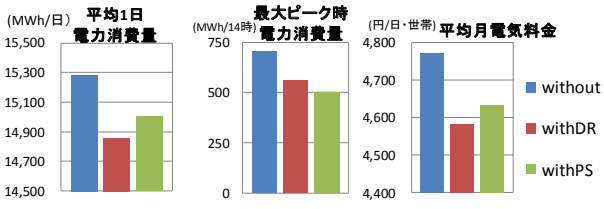


図-7　項目別 DR, PS の推移

4. まとめ

本研究では DR の効果を生活行動の観点からアンケート調査結果を用いて定量的に明らかにした。その結果、DR 導入は電力消費量削減は期待できるものの、ピークシフト行動の有無によってピーク時間消費量と全体の消費量とでトレードオフが発生することが明らかになった。また、電力料金についても夏季平均でみると通常に比べ減少するため、電力会社と消費者とがともにメリットを享受する仕組みとして運用できる可能性が明らかになった。

5. 参考文献

1)Japan Smart City Portal(JSCP) : <http://jscp.nepc.or.jp/>, (2013-1-8)
2) 資源エネルギー庁:インセンティブ型ディマンドレスポンス実証実験を開始します, (2013)
3) 空気調和衛生工学会：SCHEDULE Ver.2.0　生活スケジュール自動生成プログラム, (2000)
4) 森田紘圭, 金岡芳美, 加藤博和, 柴原尚希, 林良嗣 : 土木学会論文集 G(環境), 69(5), (2013), pp.33-43

謝辞

本研究は、環境省地球環境研究推進費 1E-1105「低炭素社会を実現する街区群の設計と社会実装プロセス」を受けて実施した。ここに記して謝辞を表する。

太陽光発電システムの「見える化」がもたらす環境意識・行動への影響

Effects of "Visualized" Photovoltaic Systems on Environmental Attitude and Behavior

○藤本ひかり*[1)]、本藤祐樹[1)]、河上牧子[1)]

Hikari Fujimoto, Hiroki Hondo, Makiko Kawakami

1) 横浜国立大学

* fujimoto-hikari-dm@ynu.jp

1. はじめに

太陽光・風力発電やバイオ燃料など再生可能エネルギー技術の特徴のひとつは小規模分散型の設置が可能という点にある。これらの技術は、日常生活の目に見える場に常に存在することによって、人々のエネルギーや環境に関する意識、さらには行動を変化させる可能性がある。

この可能性に着目して、太陽光発電 (PV) システムの設置がエネルギー・環境に関する人々の意識や行動に与える影響を分析した先駆的な研究[1-4)]がある。例えば、住宅用 PV システムに着眼した研究[1,2)]では、その設置後に世帯の環境行動が高まる可能性を示している。また、そのような意識・行動変化のメカニズム解明に取り組んだ研究[3,4)]では、PV システムが常に目に触れる状態にあることが、PV システムに対する「心理的近接性」を生み、そのことが省エネ行動を向上させる可能性を指摘している。

本研究では、PV システムの視認性向上が、人々の PV システムに対する心理的近接性と日々の省エネ行動に及ぼす影響を明らかにすることを目的としている。

2. 仮説

既往研究[3,4)]では、飯田市の全保育園・幼稚園（40園）を対象とし、PV システムの「設置園」と「非設置園」に子供を通わせている世帯の省エネ行動の間に差異がある可能性を示している。その上で、園の PV システムに対する愛着が、保護者のもったいない価値観の向上を通して、世帯の省エネ行動を高める可能性を指摘している。また、その愛着は PV システムの視認度に依存する可能性があることも示している。

そこで本研究では、以下の仮説に基づき、介入実験を行っている。

(1) PV システムの物理的な視認性の向上は、PV システムへの心理的近接性（愛着、親しみ、シンボルとしての認知など）を高める。

(2) PV システムへの心理的近接性の向上は、もったいない価値観や省エネ行動を高める。

なお今回の実験は、来年度実施予定の実験の予備的なものであり、本稿ではその途中経過について報告する。

3. 方法

3.1 対象保育園と被験者

長野県飯田市における PV システムが設置された保育園を対象とした。予備実験では、PV パネルの設置状況と PV に関する取り組みの有無を考慮して、(1) PV パネルが良く見える位置に設置されており PV に関する情報発信が盛んである A 保育園、(2) PV パネルがよく見える位置に設置されている B 保育園、(3) PV パネルが見がたい位置に設置されている C 保育園の 3 園を選定した。被験者は、この 3 つの園に通う園児の保護者 169 名である。

3.2 対象保育園と被験者

予備実験は、以下の 3 段階構成となっている(図 1)。①事前調査：初めに、被験者らが日頃 PV パネルを目にする頻度や様子、PV システムへの意識、省エネ行動の実施度などを測る実験前の質問紙調査を実施する。②「見える化」介入実験：続いて、保育園に設置されている PV パネルの周囲に LED 電飾を装着する(図 2)。約 2 か月間、保護者が園児を迎えに来る時間帯に LED 電飾を点滅させることで、PV パネルの視認性を高めることをねらいとしている。③事後調査：実験終了後には、被験者の意識・行動の変化を分析するために、実験前と同様の質問紙調査とインタビュー調査を行う。

図 1 予備実験の流れ

装着前　　装着後

図 2 PV パネルへの LED 電飾装着前後の様子

3.3 質問紙調査

事前調査において、表 1 に示す要領で質問紙調査を実施しデータを収集した。質問紙は、既往研究に対する文献調査と、保育園の園長、保育士に対する事前面談に基づき設計された。事後の質問紙調査は事前調査より 2 か月後に予定している。

表 1 事前質問紙調査の概要

実施期間	2013 年 11 月 22 日～12 月 6 日
調査対象	長野県飯田市における 3 園保育園に通う園児(年長組・年中組)を持つ 169 世帯
実施方法	保育園経由での配布/回収
調査項目	PV システムの視認行動 PV システムに対する意識 PV システムに係るコミュニケーション もったいない価値観 エネルギー・環境問題への関心度 省エネ行動の実践度 保育園への通園状況 デモグラフィック属性　　など
回答方法	記名式
回収率	157/169 (92.9%)

4. 結果

事前質問紙調査によって得られた特徴的な結果のみを抽出して示す。

4.1 PV システムへの視認度と心理的近接性

図 3 は PV システムに対する視認度と愛着度を示している。左の数値（%）は「日頃、園の PV パネルを目にすることがあるか」との質問に対し「はい」と回答した保護者の割合を示している。PV パネルが見えにくいC園の比率が非常に低いという妥当な結果となった。また、棒グラフは園の PV システムに対する愛着度を示している。愛着度を 4 段階で尋ね、各保護者の愛着度を点数化し（4 点が最高）、園の平均値を求めた。A 園と B 園の視認度に差はないが、PV システムに関する働きかけが多いA園に属する保護者の方が愛着が強いという傾向がみえる。A 園の愛着度は、他 2 園のそれに対して 0.1%水準で有意に高いことが認められた。なお、「園の PV システムに親しみがあるか」「PV システムを園のシンボルと思うか」という設問への回答も愛着と同様に、A>B>C の順となった。

4.2 もったいない意識と省エネ行動

表 2 にもったいない価値観に関する調査結果を示している。「お店や友人の家などで暖房や冷房が強めに効いていると、エネルギーを無駄にしていると思う」など 3 項目について 4 段階で回答を求め、各保護者のもったいない価値観を点数化し（4 点が最高）、園の平均値を求めた。表 2 の値は、各保護者の 3 項目の点数を合計した値（12 点が最高）の園平均値である。園平均値は A>C>B の順となるが、5%水準で有意な差は認められなかった。

表 2 には省エネ行動実践度に関する調査結果も示している。「使わない部屋の照明はこまめに消している」など 7 項目について 4 段階で回答を求め、各保護者の省エネ行動実践度を点数化し（4 点が最高）、園の平均値を求めた。表 2 の「省エネ行動実践度」の値は各保護者の 7 項目の点数を合計した値（28 点が最高）の園平均値である。A 園と B 園の間には 5%水準で有意な差が認められた。また、7 項目のうち、表 2 に示されている 3 項目、すなわち「給湯器の温度は低めに設定している」「省エネや節電に関する情報を、自ら探している」「家族に省エネをしようと呼びかけている」は、園間において 5%水準で有意な差異が認められた。他の 4 項目に関しては園間で有意な差は無かった。

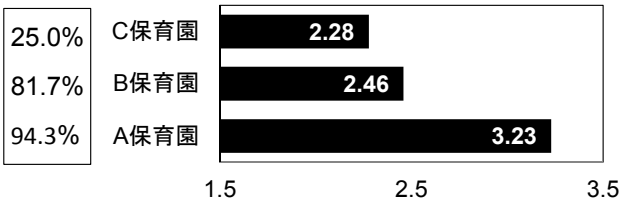


図 3 PV システムに対する視認度と愛着度

表 2　もったいない価値観と省エネ行動の実践度

	A園	B園	C園
もったいない価値観	9.07	8.57	8.82
省エネ行動実践度	20.83	19.07	20.56
給湯器	3.12	2.59	2.82
情報	2.26	1.55	2.12
呼びかけ	3.11	2.80	3.29

5. おわりに

今後は、事後調査を経て実験前後の比較などを通して、PV システムの視認性の向上が保護者の意識や行動に与える影響を明らかにする予定である。特に、事前調査で PV システムの心理的近接性が低かった B 保育園と C 保育園が示す変化に着目する。

最後に、調査にご協力戴いた皆様に厚くお礼申し上げる。なお、本研究はJSPS 科研費 (課題番号: 25340120) の支援により実施された。

引用文献

1) Keirstead J: Energy Policy 35(8), (2007), 4128 -4141
2) 本藤祐樹, 馬場健司: エネルギー・資源学会論文誌, 29(1), (2008), 15-21
3) 本藤祐樹: 第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 滋賀, (2013), 188-189
4) Hondo H: Proc of International workshop on energy efficiency for a more sustainable world, (2013), 8 pp

食生活における環境配慮行動の規定因について

Determinants of environment-conscious behavior in eating habits

○在間若菜*[1)]、井原智彦[1)]

Wakana Zaima, Tomohiko Ihara

1) 東京大学

*6378707445@mail.ecc.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

近年、様々な環境問題の改善・解決のため、大規模な施策に加え各個人の日々の生活における努力の積み重ねの重要性が認識されている。中でも食生活は食品の購入から廃棄に至るまでごみ問題や温暖化などの複数の環境問題と深く関わっており、食生活の行動の見直しによる効果は大きい。

環境配慮行動の規定因に関する研究は、要因関連モデル[1)]（図 1）、集団防護動機モデル[2)]（図 2）、心理プロセス[3)]という 3 つの代表的なモデルに基づいて行われてきたが、これらを実際に人々の環境配慮行動の促進のために使うには、属性や行動の種類によって各規定因の影響度がどのように変わってくるのかを具体的に知る必要がある。本研究では、食生活における多数の環境配慮行動について既往モデルのうち説明力が高いとされる要因連関モデルと集団防護動機モデルの具体的行動への当てはめを検証し、さらに説明力が勝っていた要因連関モデルにおいて属性間の違いや行動の種類の違いが結果に及ぼす影響を評価した。

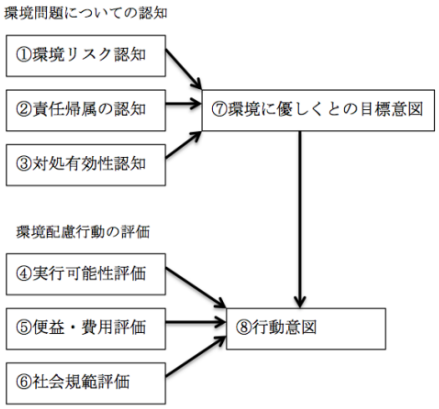


図 1 要因連関モデル

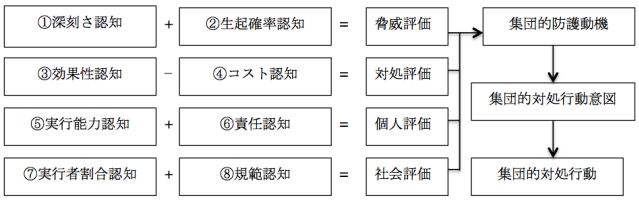


図 2 集団防護動機モデル

2. 調査方法と対象

2013 年 12 月下旬に、都市部（東京 23 区および全国の人口 30 万人以上の都市）在住の 20～30 代の 500 人（内訳男性学生 100 人、女性学生 96 人、男性社会人 150 人、女性社会人 154 人）を対象として食生活と関連する 4 つの環境問題（渇水、温暖化、ごみ問題、水質汚染）と 28 の環境配慮行動（表 1）に対する意識と実践の程度を問う web アンケートを実施した。図 3 にアンケートの内容を示す。

表 1 対象とした環境配慮行動と対応する環境問題

渇水	製造～使用～廃棄に伴う水使用量をラベルで表示した食品を選ぶ	製造～使用～廃棄に伴う水使用量をラベルで表示し、かつ同種の他の食品と比べて水使用量が小さい食品を選ぶ	洗い物をするときは水をため、流しっぱなしにしない
温暖化	旬の食材を選ぶ	製造～使用～廃棄に伴う CO2 排出量をラベルで表示した食品を選ぶ	地元産、国内産を選ぶ
	冷蔵庫へしまうときは扉開閉の時間を短くする	製造～使用～廃棄に伴う CO2 排出量をラベルで表示し、かつ同種の他の食品と比べて CO2 排出量が小さい食品を選ぶ	炊飯器、電気ポット、電子レンジなどは、使用時以外はコンセントを抜いておく
	鍋でお湯を沸かすときは蓋をする	コンロを使うときは鍋やフライパンが火の中心になるよう気をつけている	冷蔵庫にものを入れすぎないようにする
ごみ問題	余分に買いすぎない	スプーンや箸が不要な場合もらわないようにする	小分けのものや過剰包装のものを避ける
	買い物袋を持参し、レジ袋をもらわない	ラップよりも蓋つき容器を利用するようにする	残った食べ物は捨てずに保存する
	外食では食べきれる量を注文する	食材は捨てることにならないようなるべく期限内に食べる	飲み物はペットボトルを買うよりも家から持って行く
	ごみ問題は細かく分別し、空き缶やペットボトルはリサイクルに出す	賞味期限が過ぎてもすぐ新しいものを買わず食べられるものは食べるようにする	生ゴミは水を切ってかさを減らしてから捨てる
水質汚染	揚げ油は一度で捨てずに再利用する	有機栽培であることをラベルで表示した食品を選ぶ	洗い物をするときは洗剤を使いすぎないようにする
	油汚れは紙で拭き取ってから洗う		

3. 結果

3.1 モデルの説明力比較

アンケート結果を用いて、28 の環境配慮行動それぞれについてモデルに基づいたパス解析を行った。なお、集団防護動機モデルにおいては既往研究にならい 8 つの認知から直接行動意図へパスが出ているという簡略モデルを想定した。まず被験者 500 人の全データを用いて解析を行い、2 つのモデルの決定係数を比較し説明力を比較した（表 2）。その結果、モデル間で大きな差は見られなかったが全体として要因連関モデルのほうがやや大きくなり、説明力がやや高いことがわかった。

ちなみに規定因のうち広瀬モデルの環境リスク認知と実行可能性評価（集団防護動機モデルの深刻さ認知、実行能力認知）は他の規定因に比べて目標意図、行動意図に大きな影響を与えやすかった。また、行動意図→実践度のパスについては全

て有意になった。

<<食生活における環境配慮行動に関するアンケート>
1.　要因連関モデルの規定因に関する項目
各環境問題に対する認知
① 環境リスク認知：この問題は深刻だと思う
② 責任帰属認知：この問題は自分に責任があると思う
③ 対処有効性認知：この問題は何らかの対処をすれば解決に向かうと思う
⑦ 目標意図：この環境問題を改善するような暮らしをしたい、豊かな生活の代償にこの問題が起こるのは嫌だ、この問題の改善のために多少の我慢は仕方がないと思う（以上 3 つの質問の得点の平均値）
各行動に対する評価
④ 実行可能性評価：自分はこの行動を行える環境にあると思う
⑤ 費用・便益評価：この行動をするのは面倒だ、またはお金がかかると思う
⑥ 社会規範評価：この行動をするのは面倒だ、またはお金がかかると思う
⑧ 行動意図：この行動を行いたいと思う
2.　集団防護動機モデルの規定因に関する項目
① 深刻さ認知（=1-①）
② 生起確率認知：その問題によって深刻な被害が起きる可能性は高いと思う
③ 効果性認知（=1-③）④ コスト認知（=1-⑤）
⑤ 実行能力認知（=1-④）⑥ 責任認知（=1-②）
⑦ 実行者割合認知：世間の多くの人がその行動をとっていると思う
⑧ 規範認知（=1-⑥）
※上記項目に加え、それぞれの行動の実践度を聞く項目を追加した。
※回答形式は全て 4 段階の選択式とした。

図 3 LCA 実施アンケート内容

表 2 各モデルの目標意図・行動意図の決定係数

	全体平均	渇水	温暖化	ごみ問題	水質汚染
要因連関モデル目標意図	0.308	0.207	0.3956	0.293	0.335
要因連関モデル行動意図	0.243	0.217	0.227	0.272	0.209
集団防護動機モデル行動意図	0.239	0.200	0.204	0.284	0.213

3.2 属性間の比較

次に男性社会人、男性学生、女性社会人、女性学生の 4 つにわけて要因連関モデルに基づき解析を行い、28 の行動をそれぞれ対応する環境問題によって分類しパス係数および決定係数の平均を求めた（表 3）。各認知→目標意図へのパスは、各属性ともに深刻さ認知はすべての環境問題で、責任帰属の認知と対処有効性認知は少なくとも一つの環境問題で有意となったが、責任帰属の認知からのパスは有意にならないものが多かった。モデルの説明力を表す目標意図および行動意図の決定係数の平均値はいずれの環境問題でも男性の方が高い結果となり男性の方がモデルの当てはまりが良いことがわかった。各評価→行動意図へのパスについても社会人、学生ともに男性の方が有意なパスおよび係数の高いパスが多かった。また①～③の認知および目標意図は「環境問題に対する意識の高さ」と捉えることができるが、これらは 4 つのどの環境問題についても全て女性の方が有意に高いことがわかった。社会人と学生の間の差はそれぞれの環境問題、規定因によってばらばらで、特に目立った違いを見つけることはできなかったが、目標意図→行動意図のパスについては男女ともに全ての環境問題で社会人の方が高いパス係数が示された。

4 まとめと今後の展望

食生活における環境配慮行動について要因連関モデルと集団防護動機モデルの 2 つのモデルの当てはめを検証し、要因連関モデルの方がやや説明力が高いことがわかった。属性別の解析では、女性の方が環境問題への意識は高いものの、モデルへの当てはまりは悪いことわかった。社会人と学生の比較では、社会人の方が目標意図が行動意図へ繋がりやすいことがわかった。今後は属性による違いの原因を探ると同時に、規定因が与える影響（パス係数）の大きさの違いについても詳しく調べることで、環境配慮行動の実践を促進させる要因を見出したい。

表 3 要因連関モデルの属性別パス係数および目標意図・行動意図の決定係数

	男性社会人				男性学生			
	渇水	温暖化	ごみ	水質汚染	渇水	温暖化	ごみ	水質汚染
深刻さ->目標意図	0.366**	0.559**	0.368**	0.512**	0.384**	0.523**	0.325**	0.287**
責任帰属->目標意図	0.021	0.139*	0.185**	0.002	−0.034	0.231**	0.138	0.169*
対処有効性->目標意図	0.264**	0.141**	0.283**	0.332**	0.342**	0.124	0.321**	0.397**
決定係数(目標意図)	0.231	0.443	0.352	0.457	0.281	0.440	0.281	0.343
実行可能性->行動意図	0.317	0.374	0.438	0.433	0.330	0.385	0.403	0.322
費用・便益->行動意図	−0.166	−0.160	−0.183	−0.140			−0.235	−0.226
社会規範->行動意図	0.275	0.238	0.239	0.166	0.298	0.204	0.247	0.251
目標意図->行動意図	0.231	0.274	0.257	0.208	0.164	0.250	0.240	0.277
行動意図->実践度	0.540	0.554	0.647	0.597	0.563	0.551	0.638	0.562
決定係数(行動意図)	0.272	0.326	0.365	0.305	0.231	0.243	0.299	0.254
	女性社会人				女性学生			
深刻さ->目標意図	0.168	0.483**	0.325**	0.257**	0.500**	0.372**	0.441**	0.367**
責任帰属->目標意図	−0.141	0.159*	0.162*	−0.010	−0.004	0.214**	0.189*	0.284**
対処有効性->目標意図	0.365**	0.117	0.246**	0.443**	0.099	0.172*	0.009	0.134
決定係数(目標意図)	0.179	0.327	0.246	0.297	0.264	0.267	0.260	0.308
実行可能性->行動意図	0.222	0.243	0.266	0.320	0.305	0.326	0.301	0.354
費用・便益->行動意図		−0.261	−0.225	−0.164		−0.277	−0.282	−0.008
社会規範->行動意図	0.429	0.362	0.181	0.268	0.285	0.300	0.232	0.250
目標意図->行動意図		0.125	0.180	−0.138	0.213	0.307	0.207	0.277
行動意図->実践度	0.577	0.569	0.585	0.648	0.399	0.481	0.540	0.538
決定係数(行動意図)	0.217	0.170	0.185	0.198	0.169	0.244	0.251	0.192

注) *p<0.05, **p<0.01、空欄は有意なパス無

謝辞

本研究は、科学研究費補助金（若手研究(B)）「日常生活に伴うすべての温室効果ガス排出量の評価と低炭素型生活行動への実証的適用」（代表：井原智彦）の一環として実施された。解析に際しては、芝浦工業大学の栗島英明准教授にご助言いただいた。関係各位に謝意を表する。

参考文献

1) 広瀬幸雄: 社会心理学研究, 10 (1), (1994), pp.44-55
2) 戸塚唯氏, 深田博己:実験社会心理学研究, 44 (1), (2001), pp.54-61
3) 小池俊雄ほか: 水工論文集, 47, (2003), pp.361-366

利害関係者の多様性を前提とした水利用システムのシナリオ生成

Scenario Generation of Water Use Systems based on the Diversity of Stakeholders

○中谷隼*[1)]、牧誠也[1)]、栗栖聖[1)]、大塚佳臣[2)]、荒巻俊也[2)]、花木啓祐[1)]
Jun NAKATANI, Seiya MAKI, Kiyo KURISU, Yoshiomi OTSUKA, Toshiya ARAMAKI, Keisuke HANAKI
1) 東京大学、2) 東洋大学
*nakatani@env.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

近年、都市環境システムの設計において環境・社会・経済面を含む様々な側面の相対的な重要度が増しており、それらのバランスやトレードオフを考慮することが必要とされる。流域圏の水利用システムにおいても、事業費用や地域内での取水、水質汚濁負荷といった従来からの問題に加えて、ライフサイクルでの環境負荷や資源消費など地域外への影響[1)]、飲料水の質やアメニティといった多様な側面（評価指標）の考慮が求められる。

一方、水利用システムを含む都市環境システムの意思決定・合意形成プロセスにおいては、様々な利害関係者の関与や住民選好の反映が求められる。このとき、利害関係者が持つ価値観（選好）は多様であることが想定され、望ましい水利用システムは、どういった側面をどのくらい重視するかによって異なるはずである。

評価指標と利害関係者の多様性を前提とした水利用システムの設計としては、目標の設定から代替案の設計・評価、利害関係者間の交渉までの手続を提案した事例[2)]、多目的最適化を用いた貯水池ネットワークの設計について提示した事例[3)]が存在する。しかし、上水・下水・再生水を包括的に対象とした事例や、地域住民の選好を明示的に反映した事例や方法論は確認されていない。

本研究は、流域圏の水利用システムを対象として、利害関係者の多様性を前提とした合意形成のための方法論の構築と実践を目的としている。本稿では、上記のような環境・社会・経済面の様々な評価指標と、地下水や雨水を含む水源、高度処理や再生水利用を含む処理方式の様々なオプションを考慮して、多目的最適化を応用したシナリオ生成の枠組みを構築した。また、荒川流域圏の水利用システムを対象として、住民選好の多様性を示した上で、提示したシナリオ生成の枠組みを実践した。さらに、行政へのヒアリングを実施して、シナリオ生成と選好評価に基づいた合意形成の可能性について検討した。

2. コンジョイント分析を用いた地域住民の選好評価

荒川流域圏を包含する埼玉県および東京都区部の全域の住民（調査会社のモニタ）1,500 人を対象として、2013 年 2 月にオンラインアンケートによるコンジョイント分析の調査を実施した。個人ごとに属性間の相対的な選好度を評価するため、アダプティブ選択型コンジョイント分析（ACBC）と呼ばれる質問形式を用いた。

評価属性は、環境・社会・経済面を含む水利用システムの 12 指標（**図 S1** 参照）とした。ACBC を用いて評価された各個人の指標間の相対的な選好度にクラスタ分析（Ward 法）を適用し、1,500 人の回答者を 12 個の住民選好クラスタに分類した。その結果、**図 S1** に示すように、指標間で選好度の差が小さいバランス重視のクラスタ 1 や、事業費用の減少を最優先するクラスタ 2、発癌性物質の減少を最優先する健康影響に敏感なクラスタ 5 など、地域住民の間でも選好は多様であることが示された。

3. 多目的最適化を応用したシナリオ生成

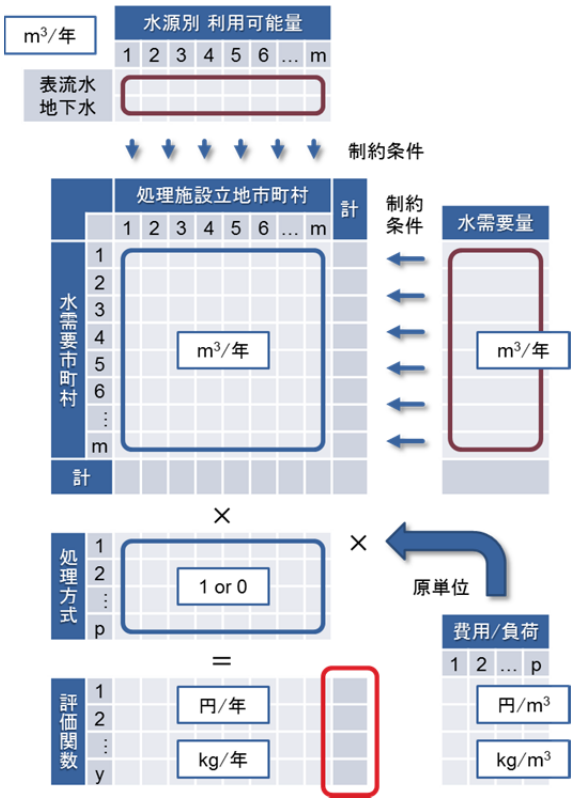
3.1 シナリオ生成の枠組み

上記のような住民選好の多様性を含め、水利用システムの利害関係者が多様であることを前提として、どのような価値観を持つ利害関係者も議論に参加できるように、議論の遡上に乗せるべきシナリオを網羅的に生成するための枠組みを構築した。すなわち、議論に値しない（どんな価値観からも望ましいことがない）シナリオを数値的に除外したパレート解を、議論するべきシナリオ群として利害関係者に提示することを意味する。シナリオ生成の枠組みは、**図 1** に示した通りである。

図 1　水利用システムのシナリオ生成の枠組みと項目ごとの要素（抜粋）

3.2　水利用システムのモデル化と多目的評価

まず、設計変数および原単位から評価関数を算定する多目的評価のために、水利用システムをモデル化した。浄水処理を例に、水利用システムのモデル化による多目的評価のイメージを**図 2** に示した。多目的評価の項目ごとの要素は**表 S1**、送水を含む上水部門の多目的評価の計算フローは**図 S2** に示した。同様に、下水および再生水部門と配水部門についても計算フローを記述した。各評価関数について全ての部門を合計して、水利用システム全体の評価関数（指標）を算定した。



注）茶色の角丸四角で囲まれた前提条件との関係を制約条件として、青色の角丸四角で囲まれた設計変数の値を決定し、原単位を乗じて、赤色の角丸四角で囲まれた評価関数を算定する。

図 2　水利用システムのモデル化による多目的評価のイメージ（浄水処理）

3.3　多目的最適化によるシナリオ生成とクラスタ化

次に、設計変数と前提条件（**表 S1** 参照）の関係を制約条件として、混合整数計画（MIP）を用いて、評価関数を重み付けして得られる目的関数を最小化する解を導出する（**図 S2** 参照）。このとき、評価関数の重み付け係数として十分に多数の乱数セットを発生させて、最適化計算を繰り返すことによって、上記のようなパレート解（シナリオ群）を網羅的に導出することができる。

ここでは、10,000 組の乱数セットによって導出された 754 個のシナリオ群（ただし、暫定的な結果）について、各評価関数（指標）をそれぞれの平均値によって正規化した上でクラスタ分析（Ward 法）を適用し、**図 S3** に示すような 5 個のシナリオクラスタに分類した。指標間でバランスが良いクラスタ 2 や、特に事業費用が小さいクラスタ 4 など、様々な特徴を持ったシナリオクラスタが生成されている。一方で、水利用システムをモデル化したことにより、例えば温室効果ガス排出と化石資源消費のように相関が強い指標間で、いずれかのみが望ましくなるような非合理的なシナリオは生成されていないことも分かる。すなわち、あらゆる選好を持つ利害関係者にとって、制約条件のもとで存在しうる合理的なシナリオ群の中で最も望ましいシナリオが、これらのパレート解の中に必要十分に含まれている。

4.　シナリオ生成と選好評価の活用

行政の担当部局（自治体の水道局・下水道局）に対して実施したヒアリングに基づいて、上記のシナリオ生成および選好評価を活用した水利用システムの設計と合意形成の可能性を検討し、その流れと主体ごとの役割について**図 3** のような案を作成した。この流れのうち、シナリオ生成を行政（自治体）が自ら試行することへのニーズに応えるため、上記の多目的最適化の計算フローを、対象地域の水利用システムが満たすべき要件（前提条件）を入力することによって自動的にシナリオ群を生成する「シナリオ生成支援ソフトウェア」として実装している。

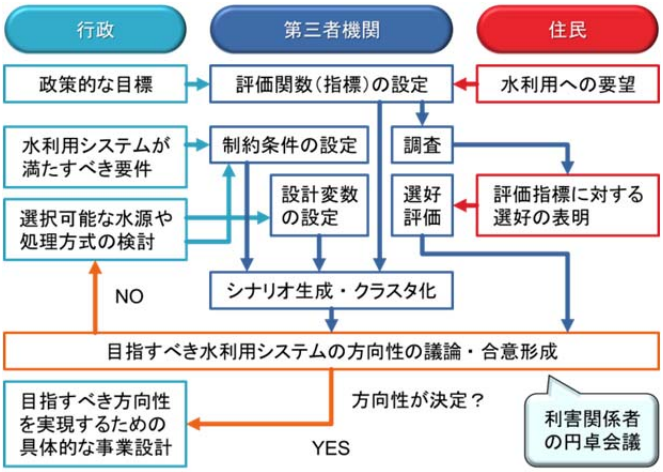
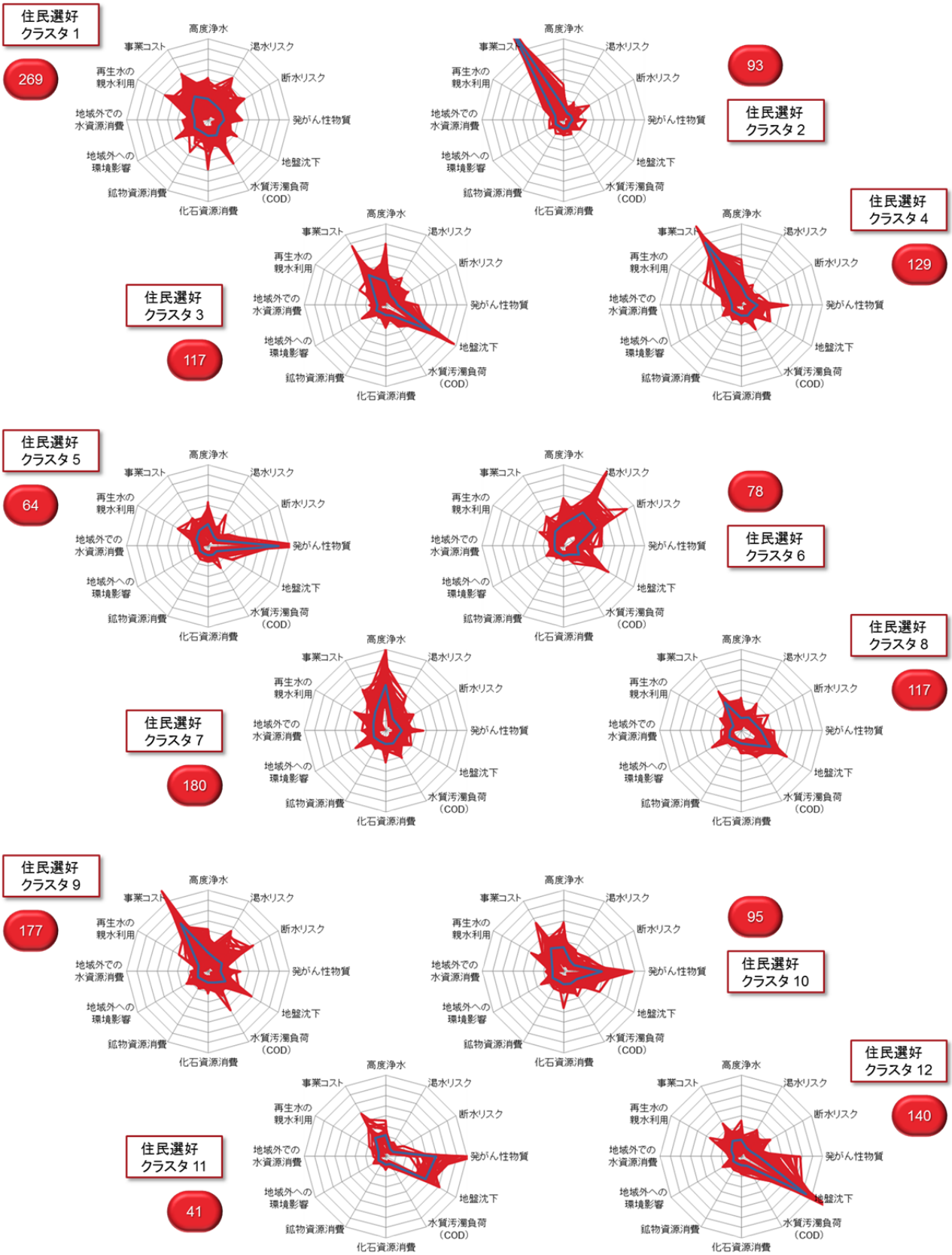


図 3　シナリオ生成および選好評価を活用した水利用システムの設計と合意形成の流れ（案）

謝辞　本研究は、科学技術振興機構／戦略的創造推進事業「持続可能な水利用を実現する革新的な技術とシステム：気候変動に適応した調和型都市圏水利用システムの開発」の一環として実施された。本研究の実施に当たりインタビュー調査にご協力いただいた、さいたま市水道局、東京都水道局および下水道局の担当者の方々に謝意を表する。

引用文献

1)　牧誠也 他：水環境学会誌 36 (3)、pp. 67-76（2013）
2)　Castelletti, A. and Soncini-Sessa, R.: *Environmental Modeling & Sftware* 21, pp. 1455-1470 (2006)
3)　Castelletti, A. *et al.*: *Automatica* 44, pp. 1595-1607 (2008)



注 1） ACBC を用いて評価された 1,500 人の回答者の選好度を、クラスタ分析（Ward 法）を用いて 12 個の住民選好クラスタに分類した。
注 2） 赤線は各クラスタの全回答者の選好度、青線は各クラスタの選好度の平均値、楕円内の数値は各クラスタに分類された回答者数を表す。

図 S1　ACBC を用いて評価された水利用システムの評価指標に対する地域住民（埼玉県・東京都区部）の選好

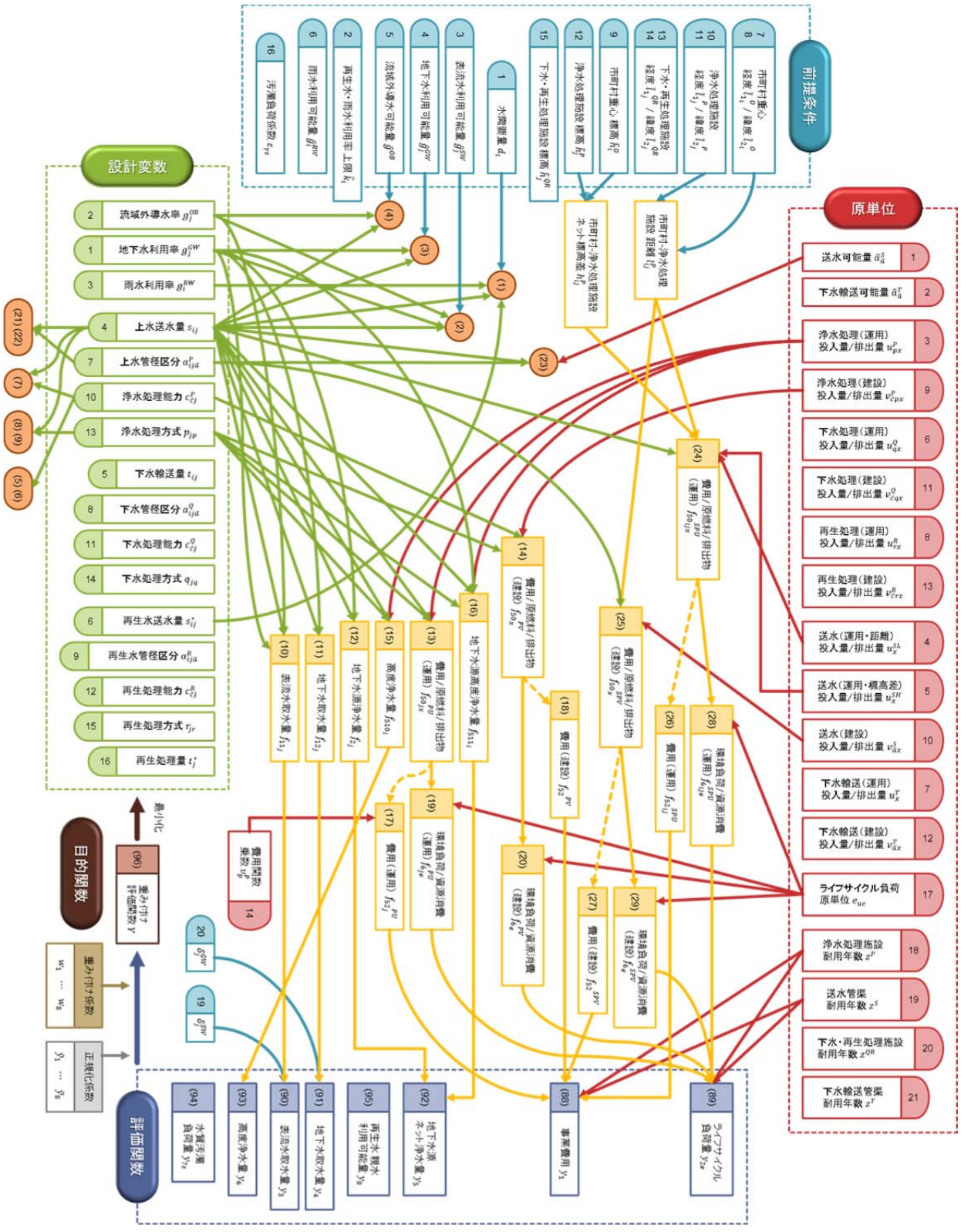
表 S1　水利用システムの多目的評価および多目的最適化の項目ごとの要素

項目	番号	要素	部門	区分	記号	添字0	添字1	添字2	添字3	添字4	添字5	添字6	単位
設計変数	1	地下水利用率			g	GW		j					[%]
	2	流域外導水率				OB		j					[%]
	3	雨水利用率				RW	i						[%]
	4	上水送水量			s		i	j					[m3/年]
	5	下水輸送量			t		i	j					[m3/年]
	6	再生水送水量			s*		i	j					[m3/年]
	7	管径区分	上水		a	P	i	j	$\tilde{a}$				
	8		下水			Q	i	j	$\tilde{a}$				
	9		再生水			R	i	j	$\tilde{a}$				
	10	処理能力	浄水処理		c	P		j	$\tilde{c}$				[m3/日]
	11		下水処理			Q		j	$\tilde{c}$				[m3/日]
	12		再生処理			R		j	$\tilde{c}$				[m3/日]
	13	処理方式	浄水処理		p			j		p			
	14		下水処理		q			j		q			
	15		再生処理		r			j		r			
	16	再生処理量			t*			j					[m3/年]
前提条件	1	水需要量			d		i						[m3/年]
	2	再生水・雨水利用率 上限			k^		i						[%]
	3	表流水利用可能量			g^	SW		j					[m3/年]
	4	地下水利用可能量				GW		j					[m3/年]
	5	流域外導水可能量				OB							[m3/年]
	6	雨水利用可能量				RW	i						[m3/年]
	7	市町村重心		経度	l1~	O	i						[°]
	8			緯度	l2~	O	i						[°]
	9			標高	h~	O	i						[m]
	10	処理施設立地	浄水処理	経度	l1~	P		j					[°]
	11			緯度	l2~	P		j					[°]
	12			標高	h~	P		j					[m]
	13		下水・再生処理	経度	l1~	QR		j					[°]
	14			緯度	l2~	QR		j					[°]
	15			標高	h~	QR		j					[m]
	16	流域内 汚濁負荷係数			ε						γ	ε	[kg/kg]
	17	投入量/排出量	配水	運用	u	D	i				x		[*/m3]
	18			建設	v	D	i				x		[*/m3]
	19	表流水取水優先度			δ	SW		j					
	20	地下水取水優先度				GW		j					
	21	親水利用可能性			ρ			j					
原単位	1	送水可能量			a^	S			a~				[m3/s]
	2	下水輸送可能量				T			a~				[m3/s]
	3	投入量/排出量	浄水処理	運用	u	P				p	x		[*/m3]
	4		送水(距離)			SL					x		[*/km/m3]
	5		送水(標高差)			SH					x		[*/m/m3]
	6		下水処理			Q				q	x		[*/m3]
	7		下水輸送			T					x		[*/m/m3]
	8		再生処理			R				r	x		[*/m3]
	9		浄水処理	建設	v	P			c~	p	x		[*/(m3/日)]
	10		送水			S			a~		x		[*/km]
	11		下水処理			Q			c~	q	x		[*/(m3/日)]
	12		下水輸送			T			a~		x		[*/km]
	13		再生処理			R			c~	r	x		[*/(m3/日)]
	14	費用関数 乗数	浄水処理		ν	P				p			
	15		下水処理			Q				q			
	16		再生処理			R				r			
	17	ライフサイクル負荷原単位			e						x	e	[kg/*]
	18	施設/管渠 耐用年数	浄水処理		z	P							[年]
	19		送水			S							[年]
	20		下水・再生処理			QR							[年]
	21		下水輸送			T							[年]
評価関数	(88)	事業費用			y1								[円/年]
	(89)	温室効果ガス排出量		地域外	y21							(e=1)	[kg CO2 eq/年]
		酸性化物質排出量			y22							(e=2)	[kg SO2 eq/年]
		富栄養化物質排出量			y23							(e=3)	[kg PO4 3- eq/年]
		化石資源消費量			y24							(e=4)	[kg 原油 eq/年]
		鉱物資源消費量			y25							(e=5)	[kg Sb eq/年]
		水資源消費量			y26							(e=6)	[kg/年]
	(90)	表流水取水量		地域内	y3								[m3/年]
	(91)	地下水取水量			y4								[m3/年]
	(92)	地下水源ネット浄水量			y5								[m3/年]
	(93)	高度浄水量			y6								[m3/年]
	(94)	有機汚濁負荷量		地域内	y71							(ε =1)	[kg COD eq/年]
		窒素・リン汚濁負荷量			y72							(ε =2)	[kg PO4 3- eq/年]
	(95)	再生水 親水利用可能量			y8								[m3/年]
目的関数	(96)	重み付け評価関数			Y								

注1）添字P、QおよびRは、それぞれ上水、下水および再生水に関わる要素であることを示す。添字Oは、それらに共通する要素であることを示す。添字S、TおよびDは、それぞれ送水、下水輸送および配水に関わる要素であることを示す。添字SW、GW、OBおよびRWは、それぞれ表流水、地下水、流域外および雨水に関わる要素であることを示す。

注2）添字iおよびjは、それぞれ水需要/下水発生市町村および処理施設立地市町村ごとに要素が用意されることを示す。添字$\tilde{a}$および$\tilde{c}$は、それぞれ管径区分および処理能力区分ごとに要素が用意されることを示す。添字p、qおよびrは、それぞれ浄水処理、下水処理および再生処理の処理方式ごとに要素が用意されることを示す。同様に、添字xは費用/原燃料/排出物、添字γは水質汚濁物質、 添字eは環境負荷/資源消費、添字εは水質汚濁負荷ごとに要素が用意されることを示す。

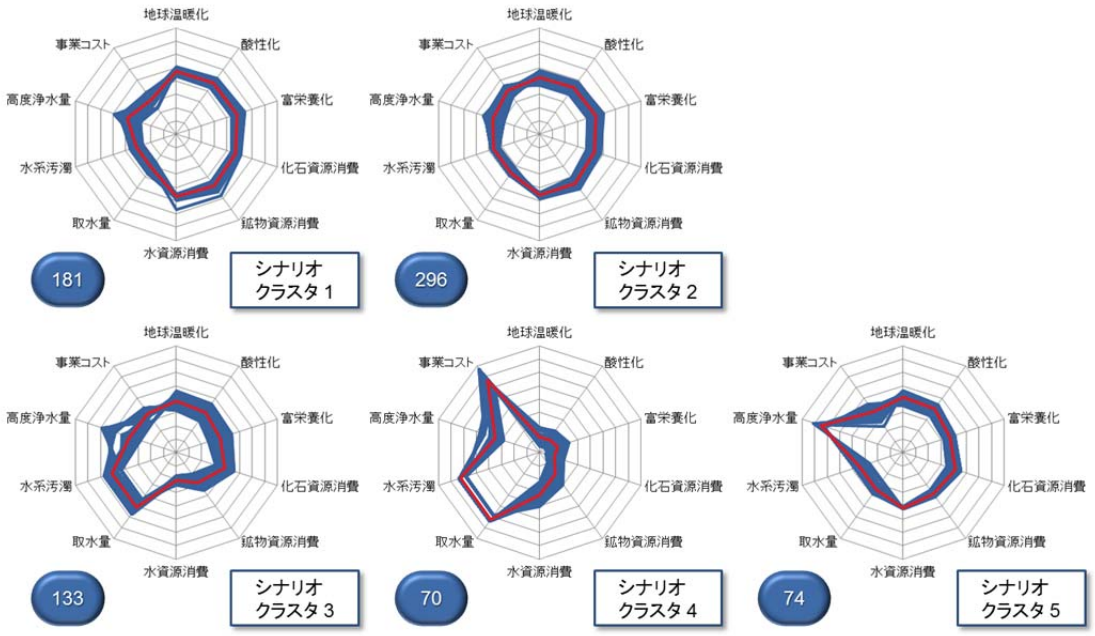
注3）項目ごとの要素の番号は、**図 S2** に示された番号に対応している。



注 1） それぞれの矢印は、始点の変数や定数（原単位）が終点の変数や関数の計算に用いられることを示す。

注 2） 項目ごとの要素の番号は、**表 S1** に示された番号に対応している。ただし、黄色の四角で表された従属変数および橙色の丸で表された制約条件については、本稿では詳細な説明を割愛する。

図 S2　水利用システムの多目的評価および多目的最適化の計算フロー（上水）



注 1） MIP を用いて生成された 754 個のシナリオ群について、各評価指標をそれぞれの平均値によって正規化した上で、クラスタ分析（Ward 法）を用いて 5 個のシナリオクラスタに分類した。

注 2） 各指標は、レーダーチャートの値が大きいほど望ましい。すなわち、レーダーチャートの値が大きいほど、高度浄水量は多いことを表し、それ以外の指標は（影響が）小さいことを表す。

注 3） 青線は各クラスタの全シナリオの評価指標、赤線は各クラスタの評価指標の平均値、楕円内の数値は各クラスタに分類されたシナリオ数を表す。

図 S3　MIP を用いて生成された水利用システムのシナリオ群の評価指標（暫定的な結果）

北京における利便性と環境のトレードオフ意識調査

Social Survey on Trade-off between Environment, Economy and Convenience in Beijing

○野村 昇*[1)]
Noboru Nomura
1) 産業技術総合研究所
*n.nomura@aist.go.jp

1. はじめに

環境負荷が低い製品についての認識が高まり、コストが高くても環境負荷が低い製品を使用する動きもある。コスト負担が明に行われている例として、自然エネルギーにより発電された電力に対する負担がある。一方、製品やサービスを購入、使用するのは利便性を享受するためであるという見方も成立する。環境負荷が高いとされても、公共交通機関より自家用車が好まれる状況が存在するのは、自家用車の利便性が高いことが反映されているためと考えられる。従来、環境負荷が低い製品に対して通常の製品よりも上乗せで支払う金額について、仮想評価法(CVM)による調査が行われてきた。これは、環境と経済性についてのトレードオフを計測していることになる。本研究では、経済性に加え利便性と環境負荷低減についてのトレードオフを考察するコンジョイント分析を用いた分析を、中華人民共和国(以下中国と記す)の北京で実施した調査データに対して行った結果について報告する。

2. 調査の概要

2.1 調査の枠組みと回答者の抽出

今回の分析に用いるデータは、北京で大気環境の経済評価を行うために行った CVM による設問を中心とした調査において、中心とした設問とは別に行ったコンジョイント分析を適用することを想定した設問に対する回答データである。調査は、訪問面接法により実施した。この方法では、調査員が回答候補者の自宅を訪問し、協力を依頼する。回答者候補者は、特定の集団からでなく、対象地域の居住者から多段抽出法により選出した。今回は北京中心地区の東城区、西城区、朝陽区、海淀区、豊台区、石景山区を対象とした。実査は、2010 年 11 月から翌年 1 月にかけて行い、700 サンプルの回答を得た。

2.2 質問票の概要

質問票では、健康被害回避のための支払意志額を推定するための設問を中心に構成し、その前後に関連する設問を配置してある。今回分析の対象とするコンジョイント分析のための設問は、支払意志額に関わる主設問の次に配置されている。

評価の対象とする環境は、大気汚染とし、利便性は、自家用車の利用を取り上げた。大気汚染については、北京オリンピック開催時点と調査時点との比較を対象とした。北京において 2008 年にオリンピックが開催されたとき、規制により大気汚染が改善されたと言われており、また、今回調査でも回答者全体としてはオリンピック開催期間は、前後より大気汚染の状況は良かったという評価を示していた。

質問は、利便性の制限、経済的負担による環境改善と現状維持の 3 つの選択肢から一番好ましいと考えるものを選ぶ形式とした。選択肢 1 及び 2 では大気汚染がオリンピック開催時の様に改善し、選択肢 3 では大気汚染は現状と変わらないとした。負担については、選択肢 1 では、利便性が制限され、自家用車の利用が週 2 日に限定されるとした。選択肢 2 では、利便性についての制限が無い代わりに、金銭的な負担として毎年決まった金額の金銭を市に納入するとした。調査票は、パラメータの異なるものが複数準備されており、納入金額は、調査票の種別により変化を付け、年当たり 500 元、2,000 元、4,000 元、16,000 元の何れかを提示している。選択肢 3 は大気汚染が改善しない代わりに特に負担はないとした。なお、自家用車保有世帯は回答者の 33%程度である。

3. 回答の分析

図１に、選択肢２における提示金額別に各選択肢の選択率を示した。北京では、週１日の自家用車の利用制限が行われているためか、使用制限に対しての抵抗は大きくないことが伺える。一方、選択率には提示金額依存性が見られ、金納額が高くなると金納の選択比率が減少し、不便を享受するという回答が増加している。金納額が低いと現状維持の選択率が 10%程度であるのが、額が増加すると 20%程度となり、経済的負担を避け現状維持を選択するひとの存在が示唆された。

コンジョイント分析では、回答者 i により選択肢 j が選ばれる確率が

$$P_{ij} = \frac{e^{v_{ij}}}{\sum_k e^{v_{ik}}}$$

となるモデルを考え、最尤法によりパラメータを推定した。ここで$a(i)$は回答者 i により選ばれた選択肢で、v_{ij}は、回答者 i による選択肢 j への選好の強さの指標で、値が大きいほど選択肢肢 j が好まれていることを表す。v_{ij}はパラメータβ_{jk}と説明変数x_{ik}の積和

$$v_{ij} = \beta_{j0} + \sum_k \beta_{jk} x_{ik}$$

の形で表されると仮定した。x_{ik} は、説明変数であり、回答者 i の属性 k の値を用いる。β_{jk}は属性 k の選択肢 j に関わる重みを表すパラメータである。また、β_{j0} は選択肢 j に対する全体の選好の強さを表すパラメータである。β_{j0} 、β_{jk}の値は、同定可能性を満たすように必要に応じて固定して、残りのパラメータについて推定を行った。パラメータの推定結果により、説明変数の回答者の選好への影響を考察する。回答者の属性は各選択肢について共通であり、各選択肢への選好を分析するためには、係数 β_{jk} の属性 k 毎の推定を要し、また同定可能性を満たすための制限を課す必要がある。ここでは、原則として現状維持に相当する選択肢3について係数をゼロに固定した。

選択肢2の納入金額別にダミー変数を導入したモデルを当てはめると、500元に対して係数が0.9、2,000元に対して0.4、4,000元に対して-0.1、16,000元に対して-0.2と係数が次第に減少する傾向を示した。納入金額が増加するに従い v_{ij} の値が減少することから、予測される様に納入金額が小さい程、金納という選択肢が好まれることになる。また、t 値からも納入額が増大するに従い係数が有意に減少することが裏付けられた。

設問自体以外の回答者の属性である世帯年収、自動車の保有状態、健康状態、喫煙習慣、運動習慣、大気汚染に対する認識についての影響を調べるために、説明変数を導入し推定を行うことにより、これらの要因が回答に与える影響について考察した。収入については、CVMの設問への回答の分析においてデータへの適合性が良かった、設問の所得階層の番号を説明変数として採用し、これに対する係数を推定した。ここでは現状維持の選択3に対して係数をゼロに固定しており、係数は自動車の利用制限及び金納に対して定まることになる。直感的には、世帯年収が高いとより強く金納を好むことが期待される。推定されたパラメータの符号は、利用制限の選択肢に対応する係数の符号が負、金納に対して正であり、世帯年収が高いと現状維持よりも利用制限を避け、金納を好む傾向がみられた。何れもt値は有意であった。

自動車の保有について、保有世帯の対応する選択肢に対して1となるダミー変数を導入し、これに対する

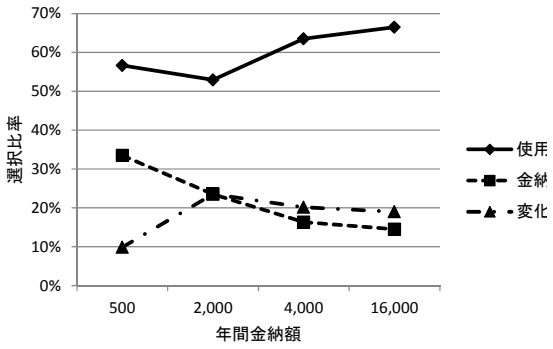


図１　提示金額別選択確率

係数を推定した。保有世帯は、利用制限や金納という負担を嫌う可能性が高いと考えられる。自動車の保有と選択肢についてのダミー変数へのパラメータの推定値の符号からは、利用制限を嫌い、金納を好む傾向が見られ、利用制限についてはt値が有意であった。金納については有意差を検出できなかった。喫煙習慣については、禁煙経験の有無を説明変数とした。禁煙経験のある回答者も、現状維持と比べて利用制限を避け、金納を好む傾向が見られt値は有意であった。禁煙経験者が金納を好む度合いは、世帯年収による影響や動車保有による影響よりも係数が大きく、禁煙経験があることは金納を選択する動機が強いということが現れていた。CVM法での結果と併せ、禁煙経験があるひとは現状維持より大気汚染軽減を望む意志が強いことが伺えた。運動習慣については、運動習慣が無い回答者の他の回答者からの差を調べた。金納についての係数は負で、t値は統計的に有意であった。利用制限については、有意差はなかった。運動習慣の無いひとは、大気環境改善への経済的負担を好まない傾向が、CVM法への回答と同様に検出されたことになる。

なお、ここで推定された値は暫定的なものであり、今後見直される可能性もある。

4. まとめ

経済的な負担、利便性及び環境とのトレードオフについて、北京で行った調査にもとづきコンジョイント分析を行った。評価対象として、自家用車の利用制限、金銭的負担と大気汚染の改善を比較し、選好に影響を及ぼしている要因について分析した。

謝辞

本報告での分析対象となった調査は、環境省による環境研究総合推進費(E-1001)の一環として実施されました。研究の機会を与えられたことに謝意を表します。

報道と高齢者の夏季節電行動の関連性分析

Relevant Analysis of News and Summer Power Saving Action of Elderly

○木村大樹*[1)]、上田翔[1)]、八木田浩史[1)]
Daiki KIMURA, Sho UEDA, Hiroshi YAGITA
1) 日本工業大学
*sasu.d25@gmail.com

1.　背景と目的

地球温暖化や原発依存脱却によるエネルギーバランスの変容が議論されている現在において、節電の必要性が高まっている。家庭も例外なくその役割の一端を担っている。家庭においては、世帯属性やライフスタイルが異なることから、それぞれのスタイルに合わせた方策も必要である。同時に、使用者の行動促進や正しい節電行動へ促すための方法の議論の場においても、節電行動に至るまでの心理プロセスを解明する必要がある。

本研究では、高齢者の夏季節電行動、中でも意識や行動に大きな変化があったと想定される「震災前後の節電」に着目し、節電行動に至るまでの心理的要因を解明することを目的とした。

2.　高齢者の環境配慮行動とメディアについて

本研究の対象である高齢者世帯は、普段在宅している時間が他の世代より多いため、必然的にテレビや新聞を見る機会が多いと想定し調査したところ、情報の入手先の大半がテレビと新聞であり、震災関連の報道もよく目にしているとの回答が得られた（図1、図2）。メディアの影響は、環境問題全般の関心に影響すると報告されていることから[1)]、本研究でもメディアの影響を考慮し分析を行っていく。

また、筆者らが震災直後に行った「高齢者世帯の節電きっかけ」の調査結果（図3）において、「震災がきっかけ」の意見が9割を占めたことから、図2の「震災関連の報道」には、節電と直接関係の無い報道、例えば被災地の報道などが含まれていてもおかしくはない。

3.　環境配慮行動の心理的要因に関する先行研究

環境配慮行動の実践に至るまでの人々の心理学的プロセスに着目して、その要因を明らかにするための研究が社会心理学の分野でされてきた。代表的なもので、広瀬（1994）は、環境配慮行動に至るまでのプロセスは、環境にやさしいという「目的意図」と「行動意図」の2段階からなると報告している[2)]。本研究でも、同報を参考に高齢者の節電にかかるまでの心理的要因プロセスの構造を解明する。

他に村上（2011）は、コスト評価（身体への負担や生活の不便性）は、行動に対し負の影響を与えていると報告している[3)]。

節電とメディアを事例に挙げたもので八木田ら（2012）は、分析内で定義した「行動」がエアコン設定など一般的なものであるため、実行可能性評価をモデルから外し、便益費用効果をコスト、ベネフィット評価（節電による金銭、健康、教育面でのメリット）に分けて分析を行っている。結果として、節電行動を最も強く規定している要因はベネフィット評価であること、環境リスク認知は直接行動に結びつくこと、コスト評価と社会規範は行動に影響は無いと報告している[4)]。

これらのように、節電などの環境配慮行動に至るまでの心理プロセスを解明した研究はいくつかあるが、高齢者世帯に目を向けたものや、直接影響の無い報道を考慮した事例は少ない。

4.　研究方法

4.1.　先行研究を参考にした仮説モデルの構築

いくつかの先行研究を参考に本研究では、高齢者の節電行動に至るまでの心理プロセスに関する仮説モデルを構築し、それに基づいた質問紙調査によりモデルの適合性の確認、および修正を行う。分析方法として、モデルの各指標に因子分析をかけ因子の寄与率や負荷量、モデルの適合性などを考慮し修正しながら、共分散構造分析によるグラフィカルモデリングを作成する。

前述した先行研究を参考に本研究では、①実行可能性評価をモデルから排除、②環境リスクを行動に直接結び付ける、③便益費用評価をコストとベネフィットに分ける、④コスト評価は行動に負の影響を与える、とした。社会規範は行動に影響は無いことが指摘されている点については、図3において、節電のきっかけが「震災」、「電力不足のニュース」の回答が多く得られたことや、被災地の報道が間接的に社会規範に影響を与えると予想されることから、モデルにそのまま組み込んだ。

4.2.　報道の影響

八木田ら（2012）はモデルに「他者取組」、「節電知識」、「電気予報」といったメディア関連の指標を取り入れ、それぞれ「社会規範」や「リスク評価」などに影響していると仮説を立てている。結果、「他者取組」と「電気予報」は、「有効性評価」や「社会規範評価」のパスを支持

しているが、「ベネフィット評価」と「コスト評価」といった個人の行動意思を左右する要因には影響は無いとしている。また質問の聞き方として、「他者の取り組んだ節電について、どの程度見たり触れたりしていますか」といった聞き方をしているが、前述のように本研究の対象者である高齢者は報道に触れる時間が多いと想定されるため、同様の質問をすると図 2 のように「よく見た」の回答が大半を占めると想定される。よって報道を目にした量でなく、どの程度心を動かされたか（節電をしようと感じたか）という聞き方にした。

さらに、節電には直接関係は無いが社会規範に影響があると想定される「被災地関連の報道」を指標として加えた他、高齢者特有の「熱中症の問題」に関する指標を負の影響効果のあるものとして加えた。

「報道を見ただけで行動へ移さない」という評価は本来モデルとして明示しないが、今回は報道の効果をより明確に確認したいため、また報道の影響で行動に変化があるのは全体の 2 割に満たないとの調査結果があることから[5]、本研究のモデルにはそのように行動へ移さないことを「非行動評価」と定義し、あえてモデル内に明示することにした。

4. 3.　構築した本研究における仮説モデル

以上より本研究では、既存のモデルから新たに「被災地報道」、「熱中症報道」、「非行動評価」を加えた仮説モデルを構築した（図 4）。

5.　質問紙調査について

質問紙調査は、彩の国いきがい大学（公益財団法人　いきいき埼玉）の協力のもと 2014 年 1 月中旬から 2 月上旬にかけて行う（全 6 学園、各 100 名程度）。

内容は、各要因に関係する質問を 2～3 問、計 30 問程度とし、回答は 4 段階方式で点数化する方法を用いた。例えば、環境リスク認知であれば「震災直後の電力不足問題を深刻だと思いましたか」に対し、非常にそう思う～そう思わないの 4 段階、という内容である。回答者の全員が 60 歳以上であるため、質問数や回答項目数が増えすぎないよう、かつ分かりやすい質問内容になるよう注意した。

6.　おわりに

本稿の分析結果は本研究の口頭発表およびポスターセッションにて提示する予定である。対象事象として震災前後の節電を取り扱っていることから、時間経過による記憶の曖昧化や意識の変化を考慮できない点が課題として挙げられる。そのため今後は、当時の関連研究を参考にし、意識の通年変化について考察し述べるなどの改善していくことが必要となってくる。

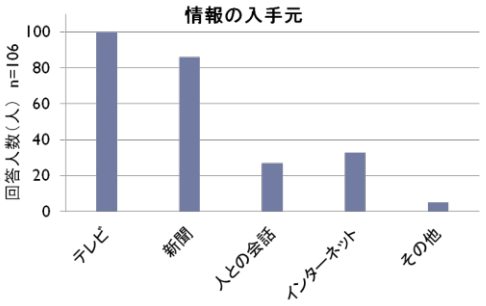


図 1　高齢者世帯の主な情報源

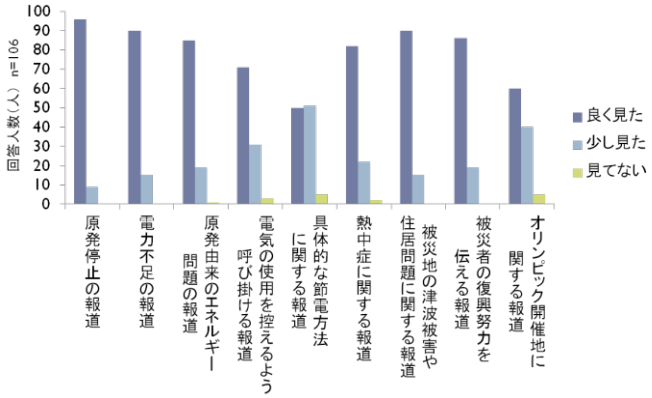


図 2　震災後高齢者の見た報道

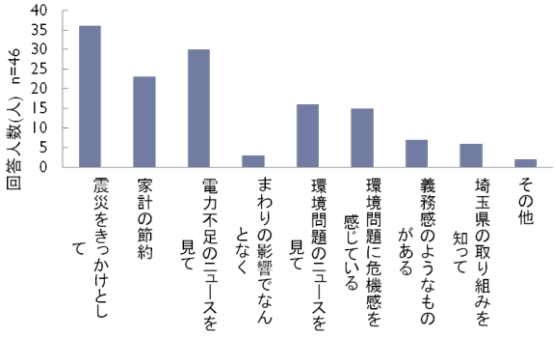


図 3　高齢者世帯の節電きっかけ調査結果

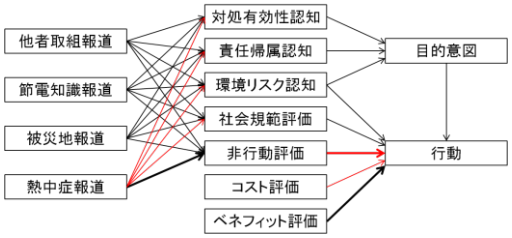


図 4　本研究で用いる仮説モデル

参考文献

1)　野波寛、杉浦淳吉、大沼進、山川肇、広瀬幸雄：“資源リサイクル行動の意思決定における多様なメディアの役割--パス解析モデルを用いた検討”，心理学研究 68(4), (1997), pp264-271
2)　広瀬幸雄：“環境配慮行動の規定因について”，社会心理学研究 10(1), (1994), pp44-55
3)　村上一真：“性別、年代別の環境配慮行動の意思決定プロセスに関する構造分析”，環境情報科学 40(2), (2011), pp60-69
4)　八木田克英、岩船由美子、荻原美由紀、藤本剛志：“東日本大震災の家庭における節電行動の規定要因”，エネルギー・資源 33(4), (2012), pp7-16
5)　財団法人地球環境戦略研究機関：“環境メディア論”，中央法規出版株式会社, (2001), pp17

産業廃棄物中間処理施設から排出される環境負荷の評価

Evaluation of Environmental Impact of Discharged from Industrial Waste Treatment Process

○佐伯孝*、中村元紀
Takashi Saeki, Motoki Nakamura
富山県立大学
* tsaeki@pu-toyama.ac.jp

1. はじめに

近年、『持続的発展可能な経済社会の構築』が 21 世紀における国際的な指標として位置付けられ、その具体的な施策が相次いで法制化、国際的な規格化が推進されている。様々な制度が整備され、持続的発展可能な経済社会の構築が進む中、産業廃棄物の排出量は平成 2 年以降、約 4 億トンで大きな変化はない状況が続いている。排出された産業廃棄物の 77%が処理施設で破砕や選別といった中間処理が行われた後、再生利用や最終処分が行われている。廃棄物部門からの温室効果ガスの排出量は日本全体の 2%と少ないこともあり、廃棄物処理施設の中間処理工程から排出される温室効果ガス等の環境負荷についての報告はほとんどないのが現状である。一般廃棄物の焼却施設では、施設の老朽化による処理能力の低下、それに伴う処理時における環境負荷の排出量の増加が懸念されている。産業廃棄物の中間処理施設においても同様のことが起きていることが予想されるが、先にも述べたように中間処理施設から排出される環境負荷の評価や施設の老朽化等による排出量の増加についての研究はほとんど行われていない。さらには、処理施設の維持管理に必要な部品交換や修理等の頻度も高くなり、費用も多くなることが予想されるが、処理施設の維持管理費用等の経年変化も含めた処理施設から排出される環境負荷の変化についての研究もほとんど行われていない。

産業廃棄物の中間処理施設の多くを占める破砕施設で用いられる破砕機には様々な種類があるが、一般的な破砕機は単純な構造であるため、破砕部の刃の交換等の消耗部品の交換や定期的なメンテナンスを行うことで、非常に長い期間使用が可能となっている。しかし、古い破砕機は処理能力や破砕の精度が新しい破砕機に比べて劣ることや、補修修理の頻度が高くなることから、単位処理量当たりの消費エネルギーや補修修理費用が高くなっている。よって、旧式の処理施設を新しい処理施設に更新することにより、排出される環境負荷を削減することが可能であると考えられる。しかし現状では、設置からどのくらいの年数が経過した施設の更新が最適であるかを評価するための情報が不足している。

2. 研究の目的

本研究では、産業廃棄物の中間処理施設を対象に処理施設稼働に必要なエネルギーや処理施設の維持管理に必要な費用等について調査を行い、産業廃棄物の中間処理時に排出される環境負荷量と施設の維持管理時に排出される環境負荷量について施設設置の経過年数の影響について評価することを目的とした。処理施設から排出される環境負荷低減策の提案及び老朽化した中間処理施設における施設更新時期の経済性等について検討することを目的とした。

3. 研究方法

全国の自治体がホームページで公開している産業廃棄物処理業者名簿の産業廃棄物処分業の情報を基に、産業廃棄物の中間処理施設の中で破砕施設の許可を有している事業者を対象に、施設の稼働・維持管理実態や施設の設置時期、設置費用等に関するアンケート調査を行った。アンケート結果から、破砕施設の許可品目により分類化し、産業廃棄物の単位処理量当たりにおけるエネルギー使用量や環境負荷排出量と、補修修理の費用、設備の設置費用について評価を行った。設置時期と施設の稼働時の環境負荷と維持管理の費用についての関係性について評価を行った。

4. 結果

愛知県、石川県、愛媛県、大阪府、岐阜県、埼玉県、静岡県、富山県、福井県、福岡県の産業廃棄物処分業許可業者名簿を基に、破砕施設を所有している 1700 事業所を対象にアンケート調査を行った。表 1 にアンケート回答例を示す。回答項目には、施設の処理能力、許可品目、施設設置からの経過年数、月当たりの電気、軽油等の消費量、施設導入時のコスト、施設の維持管理におけるメンテナンス費用、修理修繕費用について調査を行った。処理能力の許可量と年間処理量には、施設によって大きく異なることが分かる。月当たりの消費エネルギーでは、未記入や把握していないとの回答も多く、回答のあった施設を見てみると破砕機の種類によって使用するエネルギーが大きく異なることが分かる。導入コストについては、施設全体、破砕機本

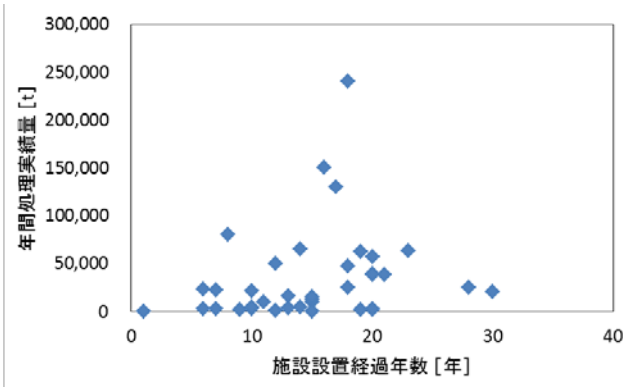


図１　設置経過年数と処理実績量

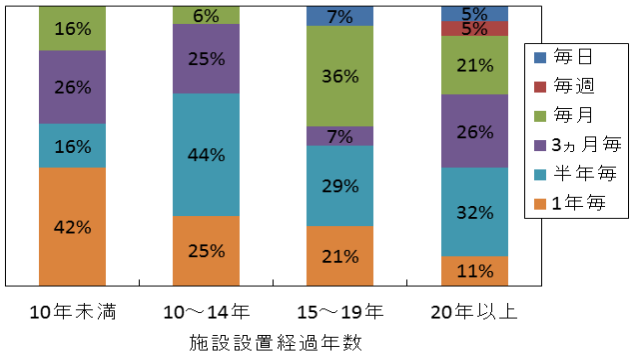


図２　設置経過年数とメンテナンス頻度

体、付帯設備等について調査を行った。維持管理コストでは、定期的に交換する刃等の消耗部品の交換に必要な費用をメンテナンス費、それ以外の修理等に必要な費用を修理・修繕費として調査を行った。月当たりのエネルギー消費量では、事務所や破砕施設以外の処理施設や破砕施設の稼働に関係ない重機等で使用するエネルギーの消費量を含んだ事業所全体での消費量のみ把握しているという回答もあったことから、事業所全体での消費量であるか破砕施設全体での消費量であるかを区別して整理を行った。事業所全体での消費量の場合は、売上に占める破砕施設の割合から破砕施設におけるエネルギー消費量の算出を行った。

次に、図１に要旨作成時におけるアンケート回答事業所の破砕施設設置経過年数と年間処理実績量を示す。事業所数は 37 事業所であるが、設置経過年数が幅広く分布していることが分かる。年間処理実績量は 10 万トン以下の施設が多くなっていることが分かる。

次に、メンテナンス頻度について回答のあった 68 事業所についてメンテナンスとして刃等の交換を行う頻度を施設設置経過年数との関係について図２に示す。設置して 10 年未満の施設では１年に１回のメンテナンスを行っている施設が多くなっていることが分かる。年数の経過に従い、半年に１回が多くなり、さらに毎月、毎週が多くなる傾向が見られた。

5. おわりに

産業廃棄物の中間処理は破砕施設に対するアンケート調査において、施設の稼働において消費されるエネルギー量や維持管理に必要な費用について調査を行った。産業廃棄物の単位処理量当たりにおけるエネルギー使用量や環境負荷排出量と、補修修理の費用、設備の設置費用の評価や設置時期と施設の稼働時の環境負荷と維持管理費用の関係性について研究発表会において報告する。

表１　アンケート回答例

処理能力（許可量）		200t/日	480t/日	922t/日	1,048t/日
年間処理量		9,800t	39,000t	20,000t	240,000t
許可品目		木くず	ガラス・コンクリート がれき類	がれき類	廃プラスチック類 紙くず 木くず 繊維くず ガラス・コンクリート 金属くず がれき類
経過年数		11年	20年	30年	18年
月当たりのエネルギー消費量	電気（kwh）		8,440	8,000	8,300
	軽油（L）		3,000	6,000	
	重油（L）	21,000			
導入コスト（百万円）	施設全体	85	233	300	4,000
	破砕機本体	65	13	85	200
	付帯設備	15	100	200	2,800
	土木・建築	5	120	15	1,000
維持管理（百万円）	メンテナンス費	400	225	100	4,000
	修理・修繕費	72	760	400	1,430

「ガラス・コンクリート」⇒「ガラスくず、コンクリートくずおよび陶磁器くず」

温室効果ガスインベントリにおける廃棄物燃焼起源排出量の報告オプション

Reporting options for GHG emissions from burning of waste in National Greenhouse Gas Inventories

○川西博貴*[1)]、橋本征二[1)]
Hiroki Kawanishi, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0011pv@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

気候変動枠組条約の締約国は、その温室効果ガス（GHG）排出量を国連に報告することが求められているが、その推計方法を定めたものが、IPCC ガイドライン[1)]である。わが国においても、このガイドラインに基づきGHG インベントリ報告書が作成されている。IPCC ガイドラインにおいては、「エネルギー」「産業プロセスと製品の利用」「農業、林業とその他の土地利用」「廃棄物」の分野ごとに、GHG 排出量を報告することとなっているが、複数の分野にまたがる排出源もある。例えば、廃棄物からのエネルギー回収である。

従来わが国では、エネルギー回収の有無に関わらず、廃棄物の燃焼による GHG 排出量を全て廃棄物分野で報告してきた。しかしながら、IPCC ガイドラインにおいては、エネルギー回収を伴う廃棄物の燃焼による GHG 排出量をエネルギー分野で報告することとしており[1)]、これを条約事務局より指摘されてきたことから、2008 年度よりこれらの GHG 排出量をエネルギー分野で報告することとなった[2)]。

廃棄物分野で報告する場合、廃棄物のエネルギー利用効率を高めたとしても、廃棄物分野の GHG 排出量は変わらないことから、廃棄物分野において廃棄物のエネルギー利用効率を高めるインセンティブが小さくなると考えられる。一方、エネルギー分野で報告する場合、化石燃料より廃棄物燃料の GHG 排出量が多くなれば、エネルギー分野において廃棄物をエネルギーとして有効利用するインセンティブが小さくなると考えられる。

以上のようなことから、本研究では、GHG インベントリのエネルギー分野、廃棄物分野の双方において、対策努力にインセンティブを与えるような報告オプションについて検討することを目的とする。5 つの報告オプションについて、両分野で報告される GHG 排出量を試算するとともに、両分野へのインセンティブを比較検討する。

2. 方法

2.1 報告オプション

本研究で検討する報告オプションは以下の5つであり、以下の計算式においては、下記の変数を用いる。

T：エネルギー回収を伴う廃棄物の燃焼による GHG 排出量(tCO_2)
E：エネルギー分野で報告する GHG 排出量(tCO_2)
W: 廃棄物分野で報告する GHG 排出量(tCO_2)
i: 産業部門

(1) 廃棄物発電と同等の電力を通常の火力発電で発電する／廃棄物燃料と同等の熱量を化石燃料で得る場合の排出量をエネルギー分野で報告し、残りを廃棄物分野で報告する方法

E=廃棄物発電量(kWh)×火力発電平均排出係数(tCO_2/kWh)＋Σ(i 産業で利用した廃棄物燃料熱量(MJ)×i 産業で利用する化石燃料平均排出係数(tCO_2/MJ))

W=T－E

(2) 廃棄物発電／廃棄物燃料利用からの排出量のうち、半分をエネルギー分野、半分を廃棄物分野で報告する方法

E=W= T/2

(3) 廃棄物発電の発電効率が火力発電と同じ／廃棄物燃料のエネルギー利用効率が化石燃料と同じと仮定した場合の排出量をエネルギー分野で報告し、残りを廃棄物分野で報告する方法：下式において、廃棄物発電の発電効率は約 12%[3)]、火力発電の発電効率は約 42%[4)]とする。また、廃棄物燃料のエネルギー利用効率については、仮に化石燃料と同じとする。

E=T(廃棄物発電によるもの)×(廃棄物発電の発電効率／火力発電の発電効率)＋T(廃棄物燃料の燃焼によるもの)×(廃棄物燃料のエネルギー利用効率／化石燃料のエネルギー利用効率)

W=T－E

(4) 廃棄物の燃焼において水分蒸発に必要となるエネルギーに相当する排出量を廃棄物分野で報告し、残りをエネルギー分野で報告する方法

E=T×(低位発熱量／高位発熱量)

W=T－E

(5) 一定の発電効率を上回る廃棄物発電／一定のエネルギー利用効率を上回る廃棄物燃料からの排出量をエネルギー分野で報告し、残りを廃棄物分野で報告する方法：一定の発電効率として、仮に 15%を用いる。また、廃棄物燃料のエネルギー利用効率については、仮に化石燃料と同じとする。

2.2 各報告オプションのインセンティブ

先述のとおり、廃棄物分野、エネルギー分野の双方に

おいて、対策努力にインセンティブを与えるような報告オプションについて検討するため、以下の基準に基づいて評価を行った。

基準1:廃棄物のエネルギー利用を促進するインセンティブがあるか

基準2:廃棄物のエネルギー利用効率を高めるインセンティブがあるか

2.3　各報告オプションの試算に用いたデータ

試算は 2010 年の一般廃棄物の焼却発電を対象に行った。一般廃棄物の廃棄物発電に関わるデータについては、環境省の平成 22 年度焼却施設整備情報[3]のデータ、ごみ種ごとの発熱量等については、ごみ処理施設整備の計画・設計要領[5]、火力発電平均排出係数については、J-VER 制度デフォルト値一覧[6]の限界電源排出係数、火力発電の発電効率については、エネルギー・経済統計要覧[4]のデータ、廃棄物分野の GHG 排出量については、日本国温室効果ガスインベントリ報告書[7]のデータを用いた。

3.　結果と考察

3.1　各報告オプションのインセンティブの検討

2 つの基準に基づきエネルギー分野、廃棄物分野双方のインセンティブを検討した結果が表 1 である。報告オプション 1 においては、廃棄物のエネルギー利用を進めていけば（基準 1）、また、廃棄物のエネルギー利用効率を高めていけば（基準 2）、廃棄物分野の排出量を減らすことができる。一方、いずれの基準でもエネルギー分野の排出量は変わらないが、廃棄物の排出係数が化石燃料の排出係数より小さければ、エネルギー分野の排出量を減らすことができる。報告オプション 2、4 においても報告オプション 1 と同様の考え方が適用できるが、廃棄物分野の基準 2 については、廃棄物のエネルギー利用効率を高めても廃棄物分野の排出量を減らすことはできない。報告オプション 3 においても報告オプション 1 と同様の考え方が適用できるが、エネルギー分野の基準 2 については、廃棄物のエネルギー利用効率を高めると、エネルギー分野で報告される排出量が増えてしまう。報告オプション 5 においては、廃棄物のエネルギー利用を進めていけば（基準 1）、また、廃棄物のエネルギー利用効率を高めていけば（基準 2）、廃棄物分野の排出量を減らすことができる。一方、エネルギー分野においては、設定された効率のもとで、廃棄物の排出係数が化石燃料の排出係数より小さければ、エネルギー分野の排出量を減らすことができる。

以上から、報告オプション 1、5 が有力な報告オプションと考えられる。ただし、表中△で示される評価の条件はオプションによって異なっており、より詳細な検討が必要である。

3.2　各報告オプションにおける排出量の試算

2010 年の一般廃棄物の焼却発電を対象として、各報告オプションにおける GHG 排出量の報告割合を推計した結果が図 1 である。有力と考えられた報告オプション 1 と 5 では、エネルギー分野と廃棄物分野の報告割合の傾向が異なっている。今後、産業廃棄物の焼却発電、廃棄物の燃料としての利用についても推計を行っていく予定である。

表 1　各報告オプションのインセンティブ

報告オプション		1	2	3	4	5
ｴﾈﾙｷﾞｰ分野	基準 1	△	△	△	△	△
	基準 2	△	△	×	△	△
廃棄物分野	基準 1	○	○	○	○	○
	基準 2	○	×	○	×	○

○：インセンティブがある、△：条件による、×：ない

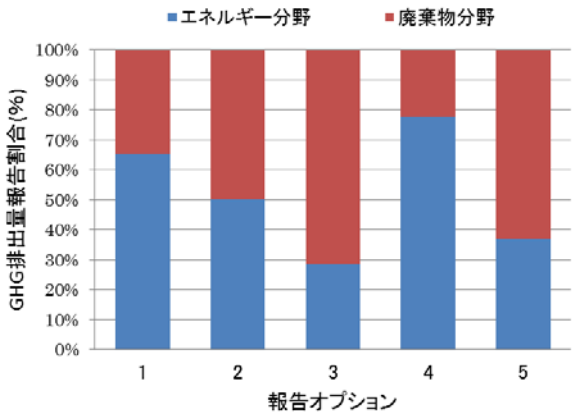


図 1　各報告オプションにおける GHG 排出量報告割合（2010）

参考文献

1) IPCC: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGES, 2006.

2) 環境省：平成 20 年度温室効果ガス排出量算定方法検討会（第 2 回）資料 3–6、http://www.env.go.jp/earth/ondanka/santei_k/20_02/mat03_6.pdf、2013 年 6 月アクセス

3) 環境省：一般廃棄物処理実態調査結果、http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/h22/index.html、2013 年 9 月アクセス

4) 日本エネルギー経済研究所計量分析ユニット編：エネルギー・経済統計要覧、一般財団法人省エネルギーセンター、2013

5) 全国都市清掃会議編：ごみ処理施設整備の計画・設計要領、全国都市清掃会議、2006

6) J-VER 制度デフォルト値一覧、http://www.j-ver.go.jp/document/jver_default_list.pdf、2013 年 9 月アクセス

7) 温室効果ガスインベントリオフィス編：日本国温室効果ガスインベントリ報告書、国立環境研究所、2013

ガラスを中心とした酸化物系セラミックスの循環利用システムの設計

Design of the sound recycle system for glass and other oxide ceramics

○清原慎*、醍醐市朗、後藤芳一
Shin Kiyohara, Ichiro Daigo, Yoshikazu Goto
東京大学工学部マテリアル工学科
*9911335892@mail.ecc.u-tokyo.ac.jp

1. 緒言

マテリアルリサイクル(以降リサイクル)は、一般に、原料としての天然資源の節約、最終処分量の削減、エネルギー消費の削減の点から有益である。特にガラスは、リサイクルにより 4 つの環境負荷削減効果が期待できる。1 つ目は、原料としての天然資源が節約できることである。2 つ目は、最終処分量の削減である。3 つ目は、ガラス製造時の原料融解エネルギーの節約である。4 つ目は、炭酸ナトリウムなどの炭酸塩の熱分解の過程が不要になることによる二酸化炭素排出削減である。

図 1 に、日本における最終処分量 1460 万トンの品目別内訳を示す。この図から、酸化物セラミックス系の廃棄物であるガラスを含む陶磁器やがれき類、汚泥の割合が 7 割近くを占めており、ガラスを含む酸化物系セラミックスの最終処分を回避することが、最終処分量の削減に大きく寄与できる可能性が示唆される。

ガラスのリサイクルの現状では、容器類はその多くが既に容器類に等価にリサイクルがされている一方、板ガラスは、技術的には等価リサイクルも可能であるが、あまりリサイクルされていない[1)]。また、ガラスを含む酸化物系セラミックスは、その組成の類似性により、異なる製品の原料としてリサイクルできる場合がある。例えば、廃ガラスは、タイル原料の一部としてリサイクルすることができ、エネルギーの節約、炭酸塩熱分解過程の回避の効果が期待される[2)]。ほかにも、高炉スラグが板ガラスの原料の一部としてリサイクルされている[3)]。このように、酸化物系セラミックスのうち未利用の廃棄物や副生成物に対して、類似する組成の他用途まで考慮することで、リサイクルを促進できるのではないかと考えられる。そこで本研究では、ガラスを中心とした酸化物系セラミックスを対象として、より循環利用が促進されるシステムの設計を目的とする。

2. 研究手法

対象となる酸化物系セラミックスは、石灰石、硅石・硅砂、ドロマイト、長石、粘土の用途から、それらの用途先製品や同プロセスから発生する副産物を候補とした。候補の中から、成分組成情報、年間生産量、データの入手可能性により、評価対象とする製品と副産物を決定した。

成分組成では、先述の 5 つの原料に主に含まれる酸化物成分である SiO_2、Al_2O_3、CaO、Na_2O、MgO、K_2O、Fe_2O_3、TiO_2、P_2O_5、MnO の 10 成分以外の成分を、1%以上含むものは除外した。年間生産量に関しては、最も生産量の大きい高炉スラグが 25 百万トンであるので、それより 2 桁小さい 10 万トンよりも生産量の小さな製品は除外した。

評価対象の素材製品への、同廃素材と副産物の原料としての利用可能量を線形計画法により導出した。目的関数は、原料として消費する天然原料の最小化とした。最適化における量的な制約条件は、廃製品や副産物の発生量と生産素材の需要量とした。なお、生産時の歩留りは評価しなかった。さらに、成分の制約条件として、文献やヒアリングにより得た生産する側の素材の製品成分組成の許容値を設定した。

本研究における線形計画問題の目的関数ならびに制約関数を以下に示す。なお、原料には、各素材の生産時に消費されている天然資源(硅石・硅砂、石灰石、ドロマイト、粘土、ろう石等)も考慮した。

目的関数

$$O = X_{11} + X_{12} + \cdots X_{21} + X_{22} \cdots$$

量的な制約条件

$$\sum_i X_{ij} = M_j$$

$$\sum_j X_{ij} \le N_i$$

成分組成の制約条件

$$C_{jk}^{m} \le \sum_i b_{ik} X_{ij} / \sum_i X_{ij} \le C_{jk}^{M}$$

変数 X_{ij} は原料 i から生産素材 j への利用量である。目的関数は天然原料の利用量のみの総和とする。M_j は生産素材 j の需要量である。N_i は原料 i の利用可能可能量であり、廃素材や副産物では発生量となり、天然原料には適用されない。b_{ik} は原料 i 中の成分 k の組成、C^{M}_{jk} と C^{m}_{jk} は、それぞれの生産素材 j における成分 k の許容される最大と最良の組成を表している。

3. 研究結果

研究対象とした素材や副産物は、以下のようになった。ただし、それらの分析における扱いの違いにより A 群、B 群、C 群に分類した。

A 群:ガラスびん(透明)、ガラスびん(茶色)、ガラスびん(その他)、板ガラス(建築用)、板ガラス(自動車用)、衛生陶器、電気用陶磁器、飲食食器

B 群:高炉スラグ、転炉スラグ、酸化スラグ、還元スラグ、フライアッシュ、汚泥溶融スラグ、粘土質耐火物、高アルミナ質耐火物、塩基性耐火物、コンクリート

C 群:ガラス短繊維、キャスタブル、吹き付け耐火物、

セメント、タイル

A群は、製品を生産素材として考慮し、廃製品を再生原料として考慮した。B群は、原料の成分制約が複雑で定式化できないものや原料という概念が適応できないものであり、再生原料として考慮した。C群は、使用後の単体分離された廃素材としての回収が見込めないものであり、生産素材として考慮した。さらにこれらのうち、分析に必要なデータが入手できたものを最適化の対象とした。本研究の対象とした製品を量的な制約条件とともに表1に示した。需要量は年間生産量と等しいとした。ガラスびんは社会に投入した年に排出されるとした。板ガラスの排出量は、文献 1)と同様の手法で動的分析を行い推計した。耐火物の排出量は、ヒアリングにより得られた情報から日本全体に拡大推計した。スラグの排出量は、鐵鋼スラグ協会の公表データから得た。また、表2に素材の平均組成を、設定した生産時の許容される上下限値とともに、一部の製品について示した。

これらの条件を用いて、2010年の需要量と発生量に基づいて最適化した結果、天然原料の消費量の最小値は 56 万トンと推計された。一方で、実際の天然原料消費量は200万トンと推計された。なお、ガラス諸製品は、本研究で対象とする再生原料の利用量を統計から推計した。ヒアリングにより、タイルは天然原料が安価なため、ほとんど再生原料を利用しておらず、再生原料利用量は0とした。

これらから、本研究で設定した条件では、144 万トンものリサイクル量の増加が見込まれた。リサイクル量の増加に大きく寄与した要因として、板ガラスの等価リサイクルが挙げられる。これは、現状では、板ガラスカレットには、不純物となる他素材が混入し、ほとんど等価リサイクルされていないが、本研究では不純物の混入を考慮しなかったためである。このように、量的な制約や成分の制約だけであれば、更に循環利用が進むように推計されたが、実際には、再生原料を回収し利用する方が天然原料よりコストが高くなることや、不純物となる他素材が混入し、再生原料の成分品位がさがることにより、循環利用が阻害されていることが考えられた。

4. まとめ

酸化物系セラミックスは、等価リサイクルに限らずとも、類似の組成を持つ他素材との間でリサイクルできる可能性が示された。本研究において評価の対象とできなかった製品についても、組成データや、成分組成制約の定量的な情報などがあれば、本研究の最適化問題に組み込むことが可能であり、より大きな枠組みでの再生原料のやり取りの可能性の評価が可能になり、さらなる研究が期待される。

5. 参考文献

1) 張玄庚、醍醐市朗、松野泰也：日本 LCA 学会誌, 6(4), (2000), pp. 288-294

2) A. Tucci, L. Espotito, E. Rastelli, C. Palmonari and E. Rambaldi ： J. the European Ceramic Society, 24, (2004) 83-92

3) Calumite Company LLC: “Calumite Slag”, Culmite, (オンライン), 入手先 <http://www.calumite.com/calumite-slag.aspx>, (参照 2014-1-9)

4) 工藤透：旭硝子研究報告, 58, (2008), pp7-1

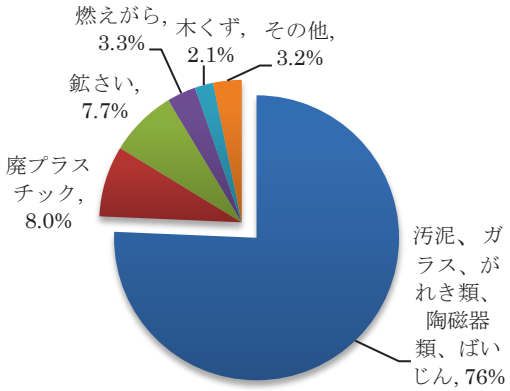


図1　日本における2010年の最終処分量の品目別内訳

表1 本研究の対象製品と量的な制限条件（千t）

製品	需要量	発生量
ガラスびん(透明)	578	578
ガラスびん(茶色)	557	557
ガラスびん(その他)	130	130
板ガラス	1,040	797
アルミナ系耐火物		186
高炉スラグ		24,639
還元スラグ		997
汚泥溶融スラグ		5,097
タイル	448	
ガラス短繊維	214	

表2 板ガラスとタイルの組成データ（質量%）

		SiO_2	Al_2O_3	CaO	MgO
板ガラス	平均	70	1.6	8	4
	上限	73	2.1	9.5	5.5
	下限	67	1.2	6.5	2.5
タイル	平均	72	8.6	7.4	0.69
	上限	72.2	9.9	8.2	0.7
	下限	71.8	7.2	6.5	0.68

Na_2O	K_2O	Fe_2O_3	TiO_2	P_2O_5	MnO
13	0.05	0.065	0.5	0	0.0025
14	0.1	0.12	1	※	0.05
12	0	0.01	0	0	0
8.7	1.6	0.74	0	0	0
9.7	1.8	0.78	※	※	※
7.7	1.3	0.69	0	0	0

※原料から微量に混入するが、特に物性に影響しないため上限を設けない

廃食油を用いたバイオディーゼル燃料の環境効率性分析

Environmental Efficiency Analysis of Biodiesel from Waste Cooking Oil

○江口昌伍[*1)]、加河茂美[1)]
Shogo Eguchi, Shigemi Kagawa
1)九州大学
* miero2004jp@yahoo.co.jp

1.はじめに

バイオディーゼル燃料（以下BDF）とは、生物由来油から作られるディーゼルエンジン用燃料の総称であり、生物体の持つエネルギーを利用したバイオマス燃料の一種である。BDFにはカーボンニュートラル、持続的生産が可能、エネルギー自給率向上、大気汚染防止という4つの主な特徴があり、近年注目が高まっている。また、2009年に政府が策定した「温室効果ガス2050年80%削減のためのビジョン」の中では、2050年時点での普通貨物車構成のうち、80%がバイオ燃料を使用した貨物車となっており、将来的にBDFの需要が高まっていくことが予想される（環境省（2013））。

しかしながら、BDF生産プラントは利益を出すのが難しく、地方公共団体からの補助金に頼らざるを得ないというのが現状である。従って、BDFを生産・販売する企業・団体が効率的な経営を行っていく必要がある。そこで、本研究では、BDFプラントの生産効率性を月ごとに分析し、生産効率性の悪い月をどのように改善すれば効率性が上昇するのかを検証していく。

また、BDF製造起源のライフサイクルCO_2排出量を考慮した環境効率性の分析も行い、環境面に配慮しながら生産効率的なプラント経営を実現するための方策を提言する。

2.データと手法

本研究では、福岡県久留米市でBDF生産を行っている株式会社フチガミの生産に焦点をあて、平成22年8月から25年3月までの32か月間の月ごとの投入物（廃食油、メタノール、水酸化カリウム、電力量、廃食油回収のために使用したトラック燃料）と産出物（BDFとグリセリン）、環境負荷物質（BDFの製造起源のライフサイクルCO_2排出量）のデータを用いた。ライフサイクルCO_2排出量は各月の中間財の投入額に金額あたりのライフサイクルCO_2排出量（国立環境研究所作成の産業連関表による環境負荷原単位データブックを参照）を乗じて推計した。

生産効率性の分析にあたり、事業体の投入と産出から効率性を分析する手法である、データ包絡分析法（Data Envelopment Analysis）の基本的なモデルであるCCR（Charnes-Cooper-Rhodes）モデルを用いて効率性値を分析した。(1)式がそのモデルである。

$$
\begin{aligned}
&\min\ \theta \\
&\text{s.t.}\quad \theta\mathbf{x}_z - \mathbf{X}\boldsymbol{\lambda} - \mathbf{s}_z^x = \mathbf{0} \\
&\qquad -\mathbf{y}_z + \mathbf{Y}\boldsymbol{\lambda} - \mathbf{s}_z^y = \mathbf{0} \\
&\qquad s_{zi}^x \left(i = 1,2,\ldots,m\right) \geq 0 \\
&\qquad s_{zi}^y \left(i = 1,2,\ldots,n\right) \geq 0 \\
&\qquad \lambda_j \left(j = 1,2,\ldots,l\right) \geq 0
\end{aligned}
\tag{1}
$$

ここで、$\mathbf{x}_z$は、計測対象となる月zにおけるm個の投入物の投入量を示す投入ベクトルであり、$\mathbf{y}_z$は計測対象月zにおけるn個の産出物の産出量を示す産出ベクトルである。$\mathbf{X}=\left(x_{ij}\right)$、$\mathbf{Y}=\left(y_{kj}\right)$は、それぞれ月$j\left(=1,2,\ldots,l\right)$における投入物$i$の投入量を示す投入行列、月$j$における産出物$k$の産出量を示す産出行列を示す。また、$\boldsymbol{\lambda}=\left(\lambda_j\right)$は、計測対象月$z$の生産活動ベクトルを、サンプルデータから得られた$l$個の投入ベクトルと産出ベクトルから達成可能な効率的生産活動ベクトルへ変化させるための変数ベクトルであり、生産活動水準の縮小率を示す変数θとともに効率性の改善を考える上での重要な指標となる。$\mathbf{s}_z^x$と$\mathbf{s}_z^y$は投入と産出に関するスラック（過不足）を示すベクトルを示す（筒井 (2001)を参照）。

この線形計画問題は、計測対象となる月に関して、産出を$\mathbf{y}_z$以上確保しながら投入$\mathbf{x}_z$を最大限縮小するような縮小率θを最小化するような生産活動を、生産可能集合の中で探す問題である。従って、θ=1の時に計測対象月は生産効率的になり、θ<1の時に非効率的になる。そして、θが1から離れているほどより非効率であると言える。また、この(1)式にBDF生産に付随する環境負荷に関する制約式(2)式と(3)式を加えると生産と環境の両面を考慮した効率性値

$\hat{\theta}$ を求めることができる。

$$b_z - \mathbf{b}\boldsymbol{\lambda} - s_z^b = 0 \quad (2)$$

$$s_z^b \geq 0 \quad (3)$$

ここで、b_z は計測対象月における BDF 生産起源のライフサイクル CO_2 排出量であり、$\mathbf{b}=(b_j)$ は月 j におけるライフサイクル CO_2 排出量を示す排出ベクトル、s_z^b は排出に関するスラック変数を示す。

投入、産出、環境負荷に関するスラックの大きさを考慮した効率性値は、(4)、(5)式のように求めることができる。

$$\tau = \theta - \frac{\bar{\mathbf{x}}_z \mathbf{s}_z^x + \bar{\mathbf{y}}_z \mathbf{s}_z^y}{m+n} \quad (4)$$

$$\hat{\tau} = \hat{\theta} - \frac{\bar{\mathbf{x}}_z \mathbf{s}_z^x + \bar{\mathbf{y}}_z \mathbf{s}_z^y + \bar{b}_z s_z^b}{m+n+1} \quad (5)$$

ここで

$$\bar{\mathbf{x}}_z = \left(\frac{1}{x_{1z}} \quad \frac{1}{x_{2z}} \quad \cdots \quad \frac{1}{x_{mz}} \right)$$

$$\bar{\mathbf{y}}_z = \left(\frac{1}{y_{1z}} \quad \frac{1}{y_{2z}} \quad \cdots \quad \frac{1}{y_{nz}} \right)$$

$$\bar{b}_z = \frac{1}{b_z}$$

τ、$\hat{\tau}$はともにスラックの大きさを考慮した効率性値になっており、τ は産出物が BDF とグリセリンの場合の効率性値、$\hat{\tau}$はそれらの産出物に CO_2 排出量も含めた効率性値となっている。このとき、BDF 生産に関する環境パフォーマンス指標(*EPI*)は(6)式のように求めることができる。

$$EPI = \hat{\tau}/\tau \quad (6)$$

環境パフォーマンスに優れる月は 1 以上、劣る月は 1 以下の値になる。

3. 結果

表 1 に示すのが、分析した 32 ヵ月間から抽出した 3 カ月の$\hat{\theta}$と$\hat{\tau}$に加え、前出の λ の値によって求められた効率性改善の見本とすべき月を示した表である。また、表 2 はその 3 か月間の各投入・産出項目におけるスラックの大きさを表している。平成 23 年 2 月は全分析期間中で最も$\hat{\theta}$と$\hat{\tau}$の値の乖離幅が大きかった月であるが、これは過剰な廃食油使用量と全期間中で最も低かったグリセリンの生産効率性が CCR モデルでは反映されなかったことによるものである。また、平成 22 年 8 月の場合は CO_2 排出量のスラックが$\hat{\theta}$には反映されていなかったため、$\hat{\tau}$との値の乖離が起こった。平成 24 年 2 月のようにスラックがない月では、$\hat{\theta}$と$\hat{\tau}$の値は等しくなる。また、*EPI* の値が 1 以上となる月は 32 ヵ月中 25 にのぼり、1 未満の月は 7 つであった。

これらの結果をもとに、研究発表会では環境面に配慮しながら BDF の生産効率性を改善させる方法を発表する予定である。

表１　各月の$\hat{\theta}$、$\hat{\tau}$の値と優位集合

	$\hat{\theta}$	$\hat{\tau}$	優位集合の月
H22年8月	0.944	0.904	H23年7月
H23年2月	0.962	0.841	H22年12月
H24年2月	0.991	0.991	H24年1月

表２　各月のスラックの値

	H22年8月	H23年2月	H24年2月
廃食油使用量（L）	0	7268	0
水酸化カリウム(kg)	0	0	0
メタノール(L)	0	0	0
電力使用量(KWh)	0	0	0
燃料使用量(L)	84	43	0
BDF製造量（L）	0	0	0
グリセリン生造量（L）	0	2840	0
CO_2排出量(t-CO_2)	0.37	0.04	0

引用文献

1)環境省：“「温室効果ガス 2050 年 80%削減のためのビジョン」について”, 環境省, 入手先 <http://www.env.go.jp/earth/info/80vision/vision.pdf>, （2013 年 12 月 30 日参照）

2)Kagawa S, Takezono K, Suh S, Kudoh Y: Energy Policy, 55, (2013), pp362-368

3)筒井美樹, “電気事業の環境パフォーマンスを考慮した効率性の計測-DEA 手法の適用-”, 電力中央研究所報告書,(2001)

廃棄物からのエネルギー回収の高度化に関する研究

Study on high-efficiency energy recovery from wastes

○藤井実*[1)]、藤田壮[1)]、大西悟[1)]、戸川卓哉[1)]、Dong, Liang[2)]、Dong, Huijuan[1)]
Minoru Fujii, Tsuyoshi Fujita, Satoshi Ohnishi, Takuya Togawa, Liang Dong, Huijuan Dong
1) 国立環境研究所, 2) 名古屋大学
* m-fujii@nies.go.jp

1. はじめに

温暖化防止や資源の節約の観点から、効率的なリサイクルの推進が求められている。素材としてのマテリアルリサイクルが容易な廃棄物については、これを推進することが効率的であるが、少量多種類の素材の混合や、異種素材の複合化などにより、難しいケースもある。エネルギーとしてのリサイクルを含めた、リサイクル全体の高度化が重要な課題である。

また、国内においては少子高齢化による労働人口減少などで、廃棄物処理費用削減の重要性が高まると考えられるが、人口密度の減少は、廃棄物の収集や処理の効率低下にもつながるため、これらの課題に対応できるリサイクル・廃棄物処理システムが必要となる。このため筆者らは、主として有機系の一般廃棄物を対象として、空間的・時間的に効率的なリサイクル・廃棄物処理システム[1)]について、検討を行ってきた。想定するシステムは、マテリアルリサイクルに加えて、廃棄物を品質別に分別収集して、プラスチック、雑紙類を産業用原燃料として積極的に利用することと、それにより焼却炉の設置数を削減するとともに、残りの低品位の廃棄物から高効率発電を行う方策として、焼却とメタン発酵の複合発電施設の導入を想定するものである。発表では、特に複合発電施設のプロセス設計による評価について、その詳細を報告する予定である。

2. 想定するシステム

2.1 システムの全体像

発熱量や塩素含有率の観点から比較的品質の高いプラスチック、雑紙類を分別して地域の拠点に収集し、上述のように産業用原燃料として、産業の大規模・高効率な既存炉の活用を想定するシステムである（図1）。できるだけ既存施設を活用して、発生量は変動するが低炭素化に繋がる資源を最大限受け入れる仕組みは、送電の仕組みであるスマートグリッドと共通するため、スマートリサイクルと呼んでいる[2)]。分別収集後の残りの廃棄物は、必然的に発熱量が低く、塩素分も高くなると考えられるが、このような廃棄物からも高効率に発電を行えるよう、厨芥の分別収集の実施を想定した上で、厨芥のメタン発酵とその他の廃棄物の焼却を組み合わせた複合発電施設の導入を想定する。このシステムには、人口減少などによる廃棄物発生量の変化や、経済・社会情勢の変化による再生品需要の変化に対して、より頑強なシステム（具体的には、単位処理量当たりの、リサイクルによる環境負荷削減、資源節約効果が高く、処理コストが高騰しないシステム）であるための、以下の4要素が内包されている。

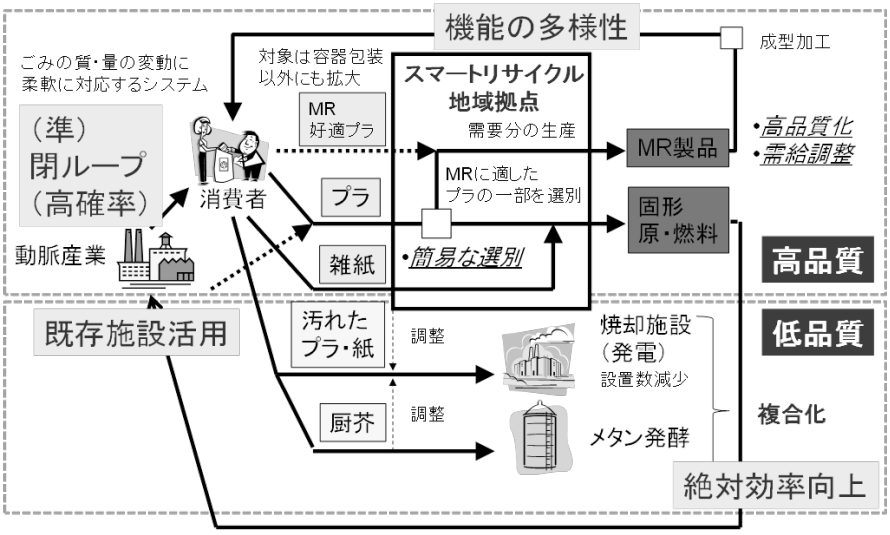


図1 想定する廃棄物からのエネルギー高度回収システム

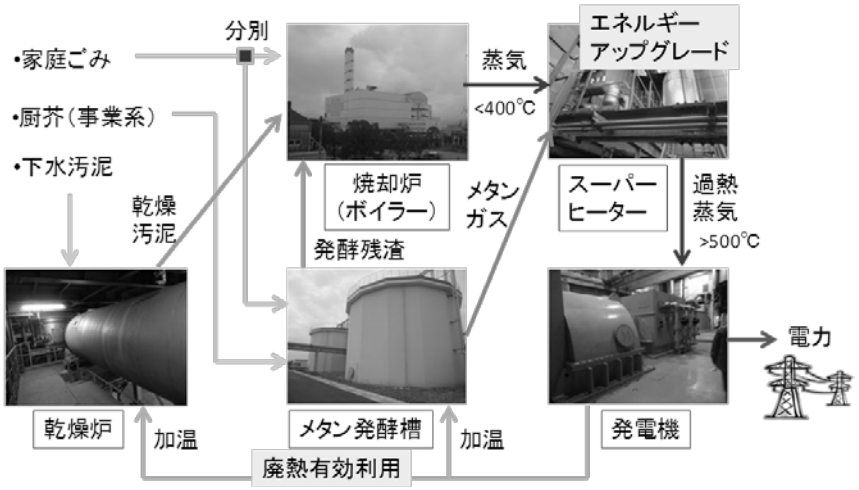


図２ メタン発酵・焼却の複合発電システムの概略

- エネルギー・資源の質の考慮と絶対効率の向上
- 既存高効率施設の活用
- 施設（機能）の多様性とバランス
- 環境負荷削減確率の高いリサイクル

2.2 メタン発酵と焼却の複合発電システム

水分の多い厨芥は、焼却時の低位発熱量を低下させ、エネルギー回収の効率を低下させる原因となる。そこで、厨芥を分別してメタン発酵させ、残りの廃棄物を焼却処理することが、1 つの解決策となり得るが、メタン発酵には加温が必要であることや、発酵残差や排水の処理が必要であるため、エネルギー回収効率の向上に繋がるかには、慎重な検討を要する。効率向上の方策としては、メタン発酵施設と焼却施設とを連携させることが挙げられ、一部の施設で実施されている。

メタン発酵施設と焼却施設の連携方法には幾つかのパターンが想定し得る。発酵残差の焼却施設での焼却処理、焼却熱の発酵槽での活用、メタンガスの焼却補助燃料としての活用、メタンガスを利用した発電の排熱による、焼却炉ボイラー蒸気の過熱（スーパーヒート）などが挙げられるが、ここでは発電効率の向上と、設備のある程度のシンプルさの両立の観点から、図 2 に示すような、メタンガスを直接燃焼して、焼却炉ボイラーの蒸気を過熱するケースを詳細に検討する。図には、下水汚泥を焼却処理するオプションも含めた。

焼却炉のように、塩素分等の腐食性成分を含む燃焼ガスの場合、ボイラー配管の腐食を抑制する必要性から蒸気温度の高温化が難しく、発電効率を低下させる一因となっている。厨芥のメタン発酵により生成されるメタンガスを用いた蒸気の過熱によって、発電効率の向上が期待される。

3. 方法と結果の概要

プラスチックや雑紙類、厨芥の分別による廃棄物組成の変化から、焼却する廃棄物の発熱量やメタンガス生成量等を推計し、排熱利用を含むエネルギー収支の計算から、設定する焼却炉ボイラーの温度、圧力条件に対し、蒸気の生成量、過熱後の蒸気の温度、圧力条件等を推計し、蒸気タービンによる発電効率を推計するとともに、売電に伴う環境負荷や資源消費の削減効果を推計する。

結果の詳細については発表会当日に報告する予定であるが、筆者らの一部も参加した、環境省、川崎市・瀋陽市環境にやさしい都市構築モデル事業支援・技術評価検討会（2013）において実施された、同様のシステムの評価においては、焼却発電単体の場合（発電効率約 20%）に対し、複合発電システムの発電効率は、最大で約 29%程度になると試算された。ただし、発電効率は焼却炉の蒸気と、過熱に利用できるメタンガスとの量的なバランスにも大きく依存するため、適切な分別収集に基づくシステム設計が重要である。

謝辞

本研究の一部は、環境省環境研究総合推進費（K113002、1E-1105）により実施されました。

4. 引用文献

1) 藤井実, 藤田壮, 大西悟, 董会娟, 董亮, 第 41 回環境システム研究論文発表会講演集, (2013), pp453-458
2) Fujii M., Fujita T., Chen X., Ohnishi S., Yamaguchi N., Resources, Conservation and Recycling, 63, (2012), pp1-8

生ごみと下水汚泥の処理・利用システムのライフサイクル分析
Life cycle analysis of treatment and utilization system for food waste and sewage sludge

○蒲原弘継[*1)]、岡山朋子[2)]、熱田洋一[1)]、大門裕之[1)]
Hirotsugu KAMAHARA, Tomoko OKAYAMA, Yoichi ATSUTA, Hiroyuki DAIMON

1)　豊橋技術科学大学、2）大正大学
*Kamahara@water.ens.tut.ac.jp

1.　はじめに

バイオマス活用推進基本法やバイオマス事業化戦略、再生可能エネルギー特別措置法の固定価格買取制度等の後押しにより、下水汚泥や一般廃棄物から分別された生ごみによるメタン発酵事業を計画・実施する自治体が増えている。これまでのライフサイクル評価の既往研究（例えば、Nakakubo et al. 2012）によると、こうしたメタン発酵事業は焼却や堆肥化に比べ優位になることが明らかにされている。しかしながら、地域によって可燃ごみの分別・収集方法や焼却炉の状況が異なることから、実際には、より詳細な検討が必要となる。本研究では、生ごみと下水汚泥の単独および混合のメタン発酵や消化液の処理・利用を評価する前段階として、地域の可燃ごみの細組成調査を行った。さらに、生ごみと下水汚泥の焼却と堆肥化の温室効果ガス排出量およびエネルギー消費量を比較し、どのような要因が結果に影響を与えているかについて考察した。

2.　システム境界と機能単位

本研究では、図1に示すシステム境界においてLCAを行うことを目指している。各市町村および下水処理場においては、焼却炉の有無やその方式が異なっていることから、このように焼却炉の方式を区別して評価する必要があると考えた。また、本稿では、生ごみおよび下水汚泥1 t-wetあたりの結果を示す。

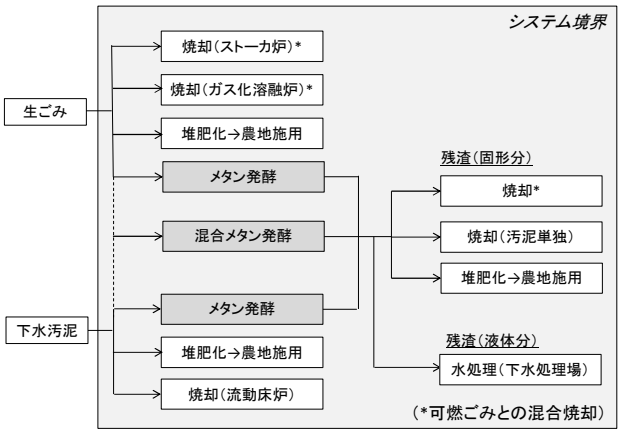


図1　本研究におけるシステム境界

3.　下水汚泥および家庭系生ごみの組成

本稿では、愛知県豊橋市にある下水処理場（活性汚泥法および、一部の系において硝化脱窒法）の脱水ケーキを分析した結果を表1に示す。他の文献と比較して、含水率が下水汚泥の脱水の状態により異なるものの、炭素率、窒素率に大きな違いはなかった。

一方、生ごみは、豊橋市の2つのごみステーション（市街地と郊外）において可燃ごみの細組成調査（2013年8月と11月に各1回実施）を行った。この調査では、可燃ごみ中に含まれている生ごみ（パッケージに入った手つかず食品を分け、さらに、動物性や植物性などに分類）や紙、プラスチックの重量と容積を把握し、さらに、生ごみの元素分析を行った。その結果（8月実施分）を表1に示す。調査した生ごみは、他の生ごみよりも、含水率が高く、窒素率が低いことがわかる。松田ら（2010）において指摘されているように、市町村において生ごみ分別を始めた際、生ごみとして分別されずに、可燃ごみとして排出される生ごみも存在する。したがって、この点は、今後、調査したごみステーション周辺の町内会を対象に、家庭系生ごみ分別収集を試験的に実施し、調査する予定である。なお、豊橋市では、可燃ごみ（週2回）とプラスチックごみ（週1回）を分別し、収集を行っている。

一般的に下水汚泥よりも生ごみの方がバイオガス発生量は大きい。また、メタン発酵では窒素は、ほぼ分解されない。そのため、生ごみと下水汚泥を混合した際は、表1に示したように、各原料の窒素率は異なることから、消化液の性状もそれぞれ異なることが予想できる。

表1　下水汚泥および生ごみの組成

項目	含水率	炭素率	窒素率	C/N比	引用文献
	%	t-C/t-DM	t-N/t-DM		
脱水汚泥	97	0.41	N/A	N/A	Nakakubo et al. 2012
脱水ケーキ	78	0.33	0.047	6.9	中村・柚山 2005
脱水ケーキ	78	0.39	0.052	7.6	本研究にて測定
生ごみ	80	0.43	N/A	N/A	Nakakubo et al. 2012
生ごみ	60	0.38	0.030	12.7	Bastian et al. 2013
生ごみ	78	0.39	0.037	10.5	中村・柚山 2005
生ごみ（市街地）	87	0.44	0.016	28.1	本研究にて測定
生ごみ（郊外）	84	0.45	0.013	35.0	本研究にて測定

4. 堆肥化・焼却に伴うエネルギー消費量と温室効果ガス排出量

4.1 方法

本研究では、図 1 のシステム境界における評価を実施する前段階として、生ごみと下水汚泥それぞれに対し、表 2 に示した焼却と堆肥化のシナリオを評価した。

表 2　評価したシナリオと引用文献

原料	シナリオ	引用文献
生ごみ	① 焼却炉	Bastian et al. (2013)より引用（自燃すると仮定し、補助燃料無しとして算出している）
	② 焼却炉（ストーカ炉）	篠原（2013）（豊川市清掃工場）のデータから算出；CH_4およびN_2Oは環境省(2010)の一般廃棄物焼却炉の排出係数を引用
	③ 焼却炉（ガス化溶融炉）	
	④ コンポスト化	Bastian et al. (2013)より引用（CH_4およびN_2OはIPCC2006を引用）
下水汚泥	⑤ 焼却炉（流動床炉）	Nakakubo et al. (2012)より引用；CH_4およびN_2Oは「下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き」から引用
	⑥ 焼却炉（流動床炉）	調査した下水処理場のデータを使用；CH_4およびN_2Oは⑤の引用に同じ
	⑦ コンポスト化	Nakakubo et al. (2012)より引用；CH_4およびN_2Oは⑤の引用に同じ

4.2 結果と考察

生ごみと下水汚泥の焼却および堆肥化におけるエネルギー消費量を算出した結果を図 2 に示す。まず、生ごみの焼却は、ガス化溶融炉の場合、コークスを多く利用していることから、ストーカ炉の約 3 倍のエネルギーを消費していた。また、堆肥化は、焼却に比べ少ないエネルギー消費量であった。一方、下水汚泥も同様に、堆肥化のほうが焼却よりも少ないエネルギー消費量であった。

次に、それぞれのシナリオにおける温室効果ガス排出量を図 3 に示す。その結果、生ごみの焼却は、ガス化溶融炉の場合、ストーカ炉の約 4 倍の温室効果ガス排出量であった。また、焼却時のエネルギー消費量および CH_4 や N_2O の排出量が小さいため、ストーカ炉による焼却よりも堆肥化のほうが大きな温室効果ガス排出量であった。一方、下水汚泥の堆肥化は、焼却よりも少ない温室効果ガス排出量であった。表 1 で示した通り、生ごみのほうが下水汚泥より含水率は高い。ただし、生ごみは、一般廃棄物として他の可燃ごみと混合焼却されている。そのため、他の可燃ごみが助燃剤として機能している。表 1 の N_2O の排出原単位では、生ごみ由来の排出かが区別できておらず、また、エネルギー消費量も他の可燃ごみへの配分が行えていない。仮に、生ごみを投入しなければ、焼却炉内のごみ量あたりの発熱量は増加し、N_2O 排出量も低減できることが予想される。ただし、発電効率は、発電機の容量や焼却量等によって左右される。また、実際には、自治体において、生ごみ分別を行い、焼却炉の延命化を図る場合は、この発電機の更新は、行われにくいと考えられる。

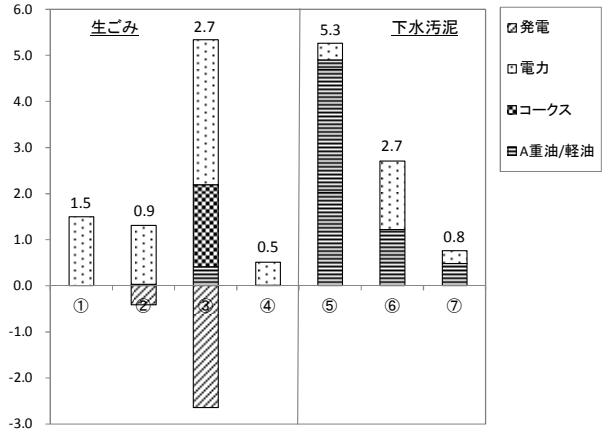


図 2　生ごみと下水汚泥の焼却および堆肥化におけるエネルギー消費量（GJ/t-wet-原料）の比較

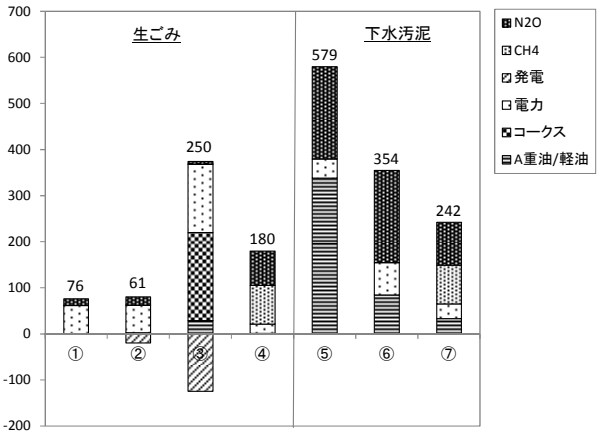


図 3　生ごみと下水汚泥の焼却および堆肥化における温室効果ガス排出量（kg-CO_2eq/t-wet-原料）の比較

5. まとめ

本研究において、生ごみおよび下水汚泥の焼却と堆肥化の温室効果ガス排出量およびエネルギー消費量をそれぞれ比較した結果、温室効果ガス排出量について、生ごみと下水汚泥で異なる結果が得られた。これは、生ごみが一般廃棄物として焼却されているためであり、評価の際には留意が必要である。このように、異なるバイオマスを同じシナリオで比較したことにより、評価を行う際の課題が抽出できた。

謝辞

本研究は、平成 23 年度 文部科学省 先導的創造科学技術開発費補助金「バイオマス・CO2・熱有効利用拠点の構築」の一環として行われている。また、可燃ごみの細組成調査に協力いただいた株式会社 地域計画建築研究所（アルパック）の皆様、ならびに、情報提供いただいた各市および下水処理場の担当者の方に、記して感謝いたします。

（参考文献の詳細は、Supporting Information に記載）

Supporting Information

参考文献

環境省（2010）：廃棄物分野における算定方法の改善について，http://www.env.go.jp/earth/ondanka/santeiho/kento/h2203/7.pdf （参照 2014-01-07）

篠原英明 (2013)：豊川市清掃工場におけるシャフト炉式ガス化溶融炉とストーカ式焼却炉の運営比較, 第 34 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, 13-15

中村真人，柚山義人 (2005)：各種バイオマス成分のデータベース整備, 農業工学研究所技報, 203, 57-80

松田健士, 矢野順也, 平井康宏, 酒井伸一, 山田一男, 荻内 守, 堀 寛明 (2010)：厨芥類の発生抑制と再資源化のトレードオフを考慮した家庭系廃棄物処理のライフサイクル分析，日本 LCA 学会誌, 6(4), 280-287

Bastian L, Yano J, Hirai Y, Sakai S (2013) Greenhouse gas emissions from biogenic waste treatment: options and uncertainty, J Mater Cycles Waste Manag 15(1):49-60

IPCC (2006) Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 5, Waste

Nakakubo T, Tokai A, Ohno K (2012) Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery, J Clean Prod 32:157-172

家畜排せつ物の利活用を事例とした
地域バイオマス事業の環境・社会経済影響評価

Assessment of Environmental and Socio-economic Impacts of Local Biomass Projects
A Case Study of Livestock Waste Utilization

○兵法彩*[1)]、本藤祐樹 [1)]、森泉由恵 [1)]
Aya HEIHO, Hiroki HONDO, Yue MORIIZUMI
1) 横浜国立大学
* heiho-aya-gm@ynu.jp

1. 研究背景

日本では、地球温暖化対策、循環型社会の形成、地域活性化などを目的として地域バイオマス事業の導入・計画が進められている。地域バイオマス事業を適正かつ効果的に進めていくためには、事業者自身が事業導入による影響を把握して取り組んでいくことが重要となる。本研究は、事業者が個々にライフサイクル思考に基づく評価を実施することを想定して、家畜排せつ物のメタン発酵利用を事例とした環境・社会経済影響評価を行った。なお、本稿では、GHG 排出量を指標とした分析結果を記す。

2. 研究方法

2.1 評価範囲と機能単位

地域バイオマス事業は、従来の需給バランスを損なうことなく、期待される効果を得ることが重要となる。そこで、事業実施前後の 2 つのシステム（図 1 従来型システム、図 2 メタン発酵システム）を設定し、両者の差分で事業導入の影響を評価する。機能単位は、システムの投入・産出量から設定を行う。このとき、両システムで重複する生産活動については、その分を除いて、機能単位を設定する。

2.2 GHG 排出量の推計

GHG 排出量は、式 1 より推計する。地域性や結果への影響が大きいと考えられる活動に伴う GHG 排出量は物量データに基づく積み上げ法で推計し、その他の活動に伴う排出量は産業連関法で推計する。

$$E = \sum_{i=1}^{n} A_i \times EF_i \qquad (1)$$

E：GHG 排出量
A_i：活動量
EF_i：排出係数

活動量は、事業者が有するデータを優先して用い、データ入手が困難な場合には文献値を活用する。排出係数は、原則として積み上げ法は、環境省が公表している温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル [1)]の値を用い、産業連関法は産業連関表による環境負荷データブック [2)]の 2005 年の$(I-A)^{-1}$型の値を使用する。

3. 対象事例

3.1 評価範囲と機能単位の設定

対象事例は、北海道鹿追町の環境保全センターのメタン発酵ガス化発電とした。従来型システム（図 1）では、個々の農家が家畜排せつ物（乳牛ふん尿）を堆肥化し、農地還元を行っている。メタン発酵システム（図 2）では、町内 12 戸の農家から環境保全センターが家畜排せつ物を収集し、メタン発酵ガス化発電を行っている。生産された電力と排熱は施設のエネルギーとして利用し、余剰電力は売電している。消化液は町内の飼料・耕種作物の肥料として散布している。

機能単位は両システムの投入・産出量から、家畜排せつ物 34,719t/年、肥料成分（N 分 487t/年、P 分 318t/年、K 分 466t/年）、電力 913MWh/年とした。

3.2 活動量の作成

活動量の作成には、鹿追町環境保全センターから入手したデータと文献値を用いた。今回、鹿追町環境保全センターより入手したデータは、家畜排せつ物の投

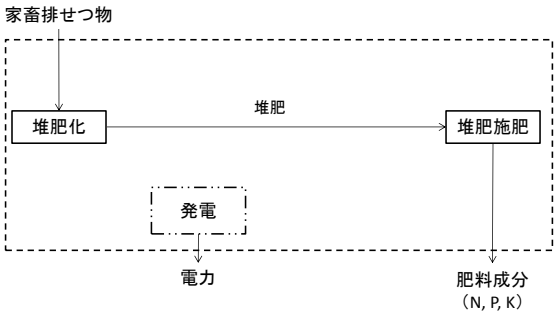


図 1 従来型システム

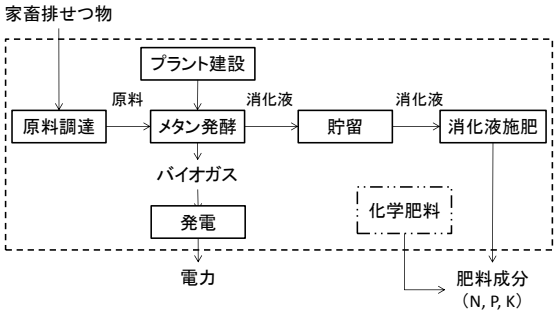


図 2 メタン発酵システム

入量、使用車両の車種・燃費・購入費、輸送距離、プラント建設費用、プラントのエネルギー消費量、売電料、消化液散布量、散布距離、消化液肥料成分である。このほかの家畜排せつ物・堆肥・消化液の有機物含有量や堆肥化に用いる副資材量、家畜排せつ物の堆肥化率等は文献を用いて設定した。

3.3 前提条件

従来型システムの堆肥化は、堆積発酵で行われると仮定し、堆肥舎・堆肥盤の建設、ショベルローダーによる切返しを含む。堆積発酵に伴う CH_4、N_2O を推計し、地球温暖化係数（GWP）[1]を用いて CO_2 換算している。また、従来型システムでは電力を北海道電力から購入している。電力の CO_2 排出係数は、北海道電力の実績値（2007～2011 年度の平均）を用いている。

メタン発酵で生成したバイオガスは、全量を発電燃料として利用する。メタン発酵システムでは、消化液だけでは不足する肥料成分を、化学肥料を購入すると仮定している。また、冬季は消化液の農地還元を行わないため、貯留槽に一定量の消化液が貯留される。そのため、計画値をベースに年間平均貯留量を算出し、貯留に伴う CH_4 と N_2O を推計し GWP を用いて CO_2 換算している。

両システムの設備耐用年数は 15 年、車両耐用年数は 10 年として、GHG 排出量を耐用年数で配分している。また、堆肥化・貯留に伴う CO_2 とバイオガスの燃焼に伴う CO_2 は、カーボンニュートラルとしてゼロとした。

4. 結果・考察

GHG 排出量は、従来型システムが約 19,000t-CO_2eq.、メタン発酵システムが約 4,500 t-CO_2eq.となった（図 3）。つまり、約 14,500 t-CO_2eq.の削減効果（従来システムの 76%削減）が示された。従来型システムで GHG 排出量に大きく寄与しているのは、堆肥化プロセスの堆積発酵に伴う CH_4 と N_2O であり、全体の 97%を占める。メタン発酵システムで GHG 排出量に大きく寄与しているのは、化学肥料プロセスであり、化学肥料の生産に伴う GHG 排出量が約 4,000 t-CO_2eq.でシステム全体の 88%を占めている。この排出量は、メタン発酵システムで生産される消化液のみでは不足する肥料成分を、化学肥料で補うという仮定に基づいている。そのため、不足する肥料成分を補う方法が変われば、結果が変わる可能性があることに留意が必要である。

プロセス別事業実施前後の変化量（図 4）をみると、事業実施によって、GHG 排出量が削減したプロセスは、堆肥化と発電であった。特に堆肥化の削減効果が全体の結果に大きく影響していることがわかる。

以上の結果より、GHG 排出量の削減という観点からだけを考えると、堆積発酵による堆肥化を減らすことによる効果が大きいことが示唆された。

5. おわりに

本稿は、北海道鹿追町環境保全センターを事例として、メタン発酵システム導入の GHG 削減効果を評価した。今後、他の指標による環境・社会経済影響評価や、地域バイオマス事業の地域への効果を加味した評価手法の実用化に取り組む。

謝辞

現地調査・ヒアリング調査にご協力いただいている鹿追町環境保全センターの皆様に謝意を表する。なお、本研究は環境省の環境研究総合推進費（課題番号 2-1302）の支援により実施された。

引用文献

1) 環境省, 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル (Ver3.4)(平成 25 年 5 月), 温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度ホームページ, 入手先 <http://ghg-santeikohyo.env.go.jp/manual>,(参照 2014-1-5)

2) 南斉規介, 森口祐一, 産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID): 2005 年表, 独立行政法人 国立環境研究所 地球環境研究センター, 入手先 <http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/index-j.html>, (参照 2012-3-20)

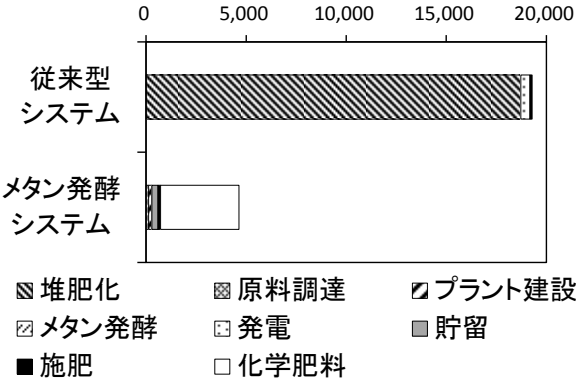


図 3　両システムの GHG 排出量[t-CO_2eq.]

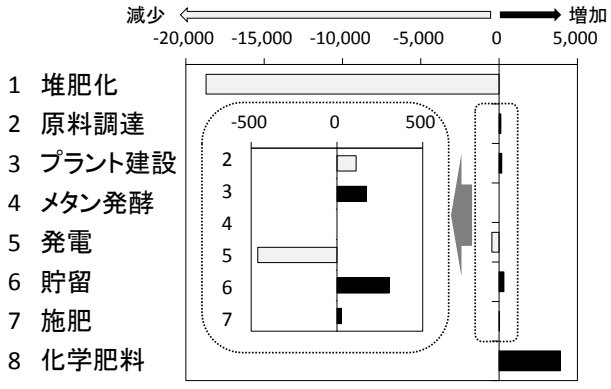


図 4　プロセス別事業実施前後の変化量[t-CO_2eq.]

国内外都市の総合評価手法の開発

その 1 CASBEE 都市の評価可能範囲の拡張

Development of Comprehensive Assessment Tool for Inside and Outside Cities Part 1 Extension of Assessable Range of Cities Based on the Assessment Methodology of CASBEE-City

○瀧上柾*[1)]、伊香賀俊治 [1)]、村上周三 [2)]、川久保俊 [3)]、宇城拓平 [1)]
Masaki Takigami, Toshiharu Ikaga, Shuzo Murakami, Shun Kawakubo, Takuhei Ushiro
1) 慶應義塾大学, 2) 建築環境・省エネルギー機構, 3) 法政大学
* shuffle@z7.keio.jp

1. はじめに

世界の総人口に対する都市人口の比率は、2008 年に 50%に到達し、さらに 2050 年までには 70%にまで到達すると言われている [1)]。このような都市化の加速に伴い、国内外の自治体で「都市の価値や魅力」を創出しようとする動きが活発化している。しかし、都市の魅力や価値とは、都市それぞれのアイデンティティの根幹を成すものであり、明確な尺度を以て計り難い。

翻って、創出される都市の価値や魅力は、他都市を啓発するという意味でも広く伝えられるべきである。このような考え方に基づいて、都市の魅力を定義した評価体系が様々開発されているが、対内的であることや、評価の包括性の低さが課題として挙げられている。

そこで本研究は、国内外都市の魅力を包括的に評価可能な体系を開発する。本報では開発の概要を、続報では海外の一都市にて実施したケーススタディを通じて、都市の魅力創出の一助に資することを目的とする。

2. 国内外都市の総合評価手法の開発

2.1 開発の概要・位置づけ

都市の価値創出に際しては、環境面・社会面・経済面に配慮すべきであるという考え方に基づいて、日本では、都市の総合環境性能評価ツール「CASBEE 都市」[2)] が開発された。同ツールは、日本の 1,750 都市を相対的に評価することで、国内都市における国土整備状況の包括的な把握を可能にするものである。

本研究では、先進国である日本の自治体を評価するために開発された CASBEE 都市の評価のスケールに対し、発展途上国を含む世界各国の自治体にも適用可能なように、その概念の拡張を図った。（図 1）同ツールは表 SI.1 上段に示される項目により構成されており、それぞれの 1.00 点から 5.00 点の範囲内で評価される。

国内都市評価に特化する同ツールの評価スケールに対して実施した概念の拡張により、国外都市を含む広範囲に渡る国土整備状況の把握が可能となる。

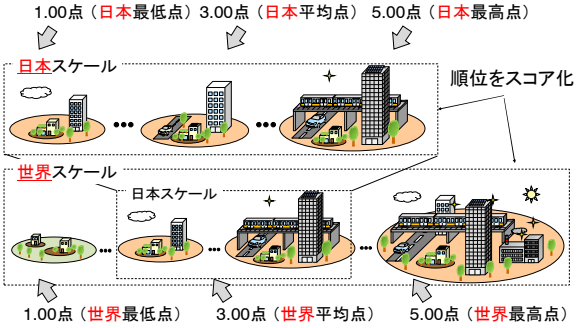


図 1 評価スケールの拡張の考え方

2.2 評価項目の選定

前節における概念の拡張に伴い、都市評価に必要な項目を変更した。新たな評価項目を表 SI.1 下段に示す。

まず、都市の相対評価を実施するために、予め評価に必要な各項目のデータベースを構築する必要がある。都市の得点は、このデータベースから自身の相対位置を参照して算出される。従って、構築されるデータベースは、国内外都市で網羅的に収集可能なデータから構成されることが要求される。ただし、広範囲に渡る都市の包括的評価のためには、たとえ先述した網羅性を満たしていても、特定地域においてのみ統一的な価値を持つような評価項目は選定されるべきではない。

以上の考え方に基づき、日本国内のみ適用可能であると思われる評価項目を、必要に応じて途上国・先進国を問わず評価し得る類似の評価項目へ変更した。なお、データ入手可能性の観点から、データベース構築に際しては都市単位ではなく国単位の統計データを利用した。その際に、例えば福祉施設数のような国単位でのデータ整備が困難なものを、看護師数へと置き換えている。ただし、都市単位での評価を念頭に置いているため、例えば GDP のような国単位と都市単位で同様の概念を持つ指標はそのまま採用した。

3. 開発した評価体系の検証（全国市区町村の評価）

評価体系の国外都市への適用に先立ち、その検証を

目的として平成 22 年時点において存在する日本国内の 1750 市区町村を評価した。本研究における評価体系の開発においては、まず選定された評価項目が妥当であることを保証する必要がある。そこで、現行の CASBEE 都市による評価結果と、本研究にて評価指標のみを変更した結果を比較した結果を図 3 に示す。縦軸および横軸は、自治体の総合的な生活水準を示す環境品質・活動度（Quality, 以下 Q）を表す。図中に示す通り、対角線上に多くの自治体が位置づけられていることから、評価項目変更前後において評価結果に大きな差がないという結果が得られた。このことから、変更された評価項目においても、各自治体の整備状況を説明し得ることが示された。

さらに、評価項目の変更に加え、評価スケールを日本から世界に拡張して日本の市区町村を評価した結果を図 4 に示す。図中に示す通り、対角線上の左上側に多くの自治体が位置づけられていることから、世界スケールにおける日本の自治体における Q の位置づけは相対的に上位であると結論付けられた。なお、図 SI.1 から図 SI.12 に、Q を含む他の指標の評価結果を示す。

最後に、本研究にて拡張された評価スケールに基づいて、日本の全国市区町村を総合的に評価した結果を図 5 に示す。縦軸および横軸は、先述した Q および環境負荷（以下 L）を表し、いずれも 0 から 100 点で評価される。Q および L の 50 点は、世界の平均的な生活水準および環境負荷を表す。評価スケールの拡張により、従来のプロット群（図 SI.13）がやや右上に移動したことが示されたことから、日本の全国市区町村は、世界的なスケールでは平均して Q が高く、それに伴って L も大きいことが分かる。なお、評価スケールが国外へと拡張されたことは、表 SI.2 に示す評価結果より定量的に確認できる。以上、国内外都市の価値を包括的に評価するための基盤が構築された。

4. まとめ

CASBEE 都市を利用して都市の評価適用範囲を日本国内から世界に拡張し、国内外都市の評価に適する評価体系を開発した。さらに、その検証を目的として、日本の市区町村の評価を実施した。続報では、海外の都市を対象に実施したケーススタディの結果を示す。

謝辞

ツールの開発に際し、マレーシア工科大学 Ho Chin Siong 教授、プトラジャヤ開発公社の Wang Tze Wee 様、Azhar Bin Othman 様、国立環境研究所の藤野純一様、京都大学の松岡譲教授、五味馨様ほか関係者各位に貴重なご助言を頂いた。ここに記して深甚の謝意を表す。

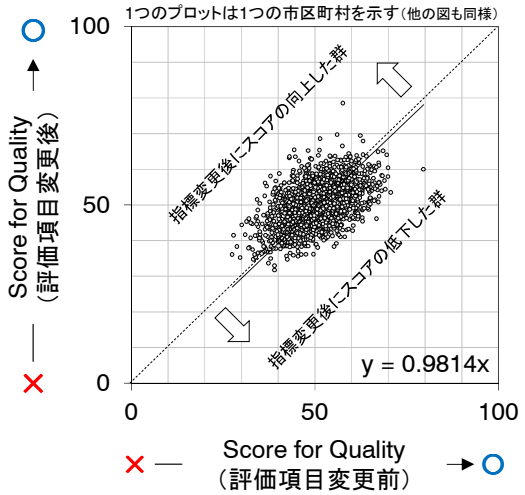


図 3 評価項目変更前後の比較

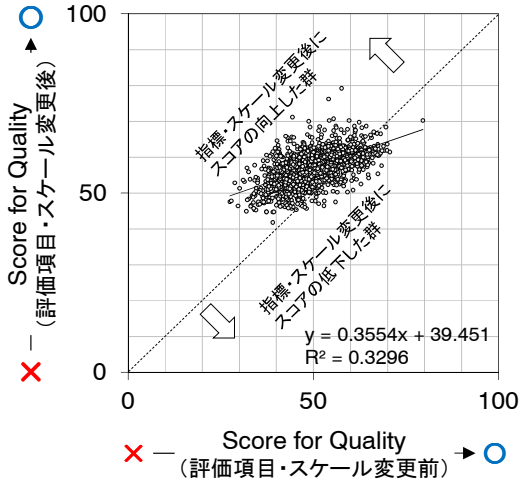


図 4 評価項目・スケール変更前後の比較

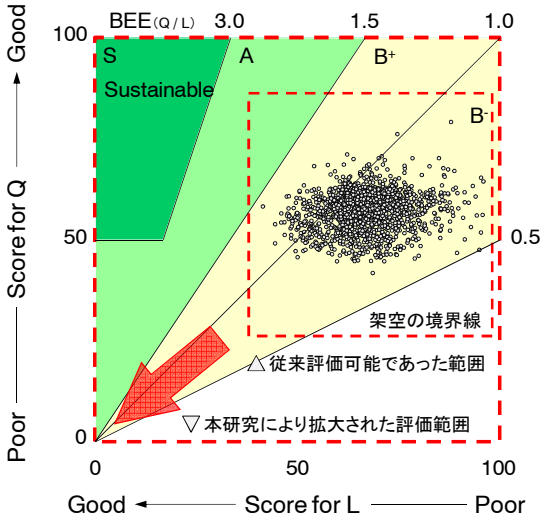


図 5 スケール拡張後における日本の全市区町村評価

参考文献

1) United Nations, Department of Economic and Social Affairs: World Urbanization Prospects The 2011 Revision, (2013)
2) 川久保俊, 伊香賀俊治, 村上周三, 浅見泰司: 日本建築学会環境系論文集, 78(683), (2013), pp.63-72

Supporting Information

表 SI.1 評価項目（上段：指標変更前、下段：指標変更後）[注1, 2,3)]

	大項目	中項目	小項目	指標（上段：指標変更前、下段：指標変更後）	データ出典
環境品質・活動度 Q	Q1 環境	Q1.1 自然保全	Q1.1.1 自然的土地比率	（林野面積 + 主要湖沼面積）／総面積	World Development Indicators | The World Bank
				森林面積 ／ 総面積	
		Q1.2 環境質	Q1.2.1 大気質	光化学オキシダント（平均値）の昼間 1 時間値が 0.12ppm 以上の日数	World Development Indicators | The World Bank
				PM10 の値	
			Q1.2.2 水質	河川 BOD の日間平均値の 75%値	Millennium Development Goals Database | United Nations Statistics Division
				衛生的水源の利用率	
		Q1.3 資源循環	Q1.3.1 廃棄物計画回収	ごみのリサイクル率	Environment Statistics Database | United Nations Statistics Division
				廃棄物計画回収量	
		Q1.4 CO_2 吸収源対策	Q1.4.1 森林による CO_2 吸収源対策	現況森林面積（ha）×吸収原単位 （2.92t-CO_2／ha）／補正人口	World Population Prospects: The 2010 Revision | United Nations Population Division
				森林面積×吸収原単位 ／総人口	
	Q2 社会	Q2.1 生活環境	Q2.1.1 住居水準充実度	1 住宅あたり延べ床面積	
				【指標なし】	
			Q2.1.2 交通安全性	交通事故発生件数／補正人口	Global Health Observatory Data Repository | World Health Organization
				交通事故死者数／総人口	
			Q2.1.3 防犯性	刑法犯認知件数／補正人口	UNODC Homicide Statistics | United Nations Office on Drugs and Crime
				殺人事件発生数／総人口	
			Q2.1.4 災害対応度	二次医療圏内の災害拠点病院数／二次医療圏域人口	World Development Indicators | The World Bank
				病床数／総人口	
		Q2.2 社会サービス	Q2.2.1 教育サービス充実度	小中学校生徒数／小中学校教員数	UIS Data Centre | UNESCO Institute for Statistics
				【変更なし】	
			Q2.2.2 文化サービス充実度	（公民館数+図書館数）／総面積	Millennium Development Goals Database | United Nations Statistics Division
				インターネットユーザー数／総人口	
			Q2.2.3 医療サービス充実度	医師数／補正人口	World Development Indicators | The World Bank
				医師数（内科医）／補正人口	
			Q2.2.4 保育サービス充実度	保育所数／5 歳未満人口	UIS Data Centre | UNESCO Institute for Statistics World Population Prospects: The 2012 Revision | United Nations Population Division
				幼稚園児数／5 歳未満人口	
			Q2.2.5 高齢者サービス充実度	介護老人福祉施設数／65 歳以上人口	World Development Indicators | The World Bank World Population Prospects: The 2012 Revision | United Nations Population Division
				（看護師数＋助産師数）／65 歳以上人口	
		Q2.3 社会活力	Q2.3.1 人口自然増率	（出生数－死亡者数）／総人口	World Population Prospects: The 2010 Revision | United Nations Population Division
				【変更なし】	
			Q2.3.2 人口社会増減率	（転入者数－転出者数）／総人口	World Population Prospects: The 2010 Revision | United Nations Population Division
				【変更なし】	
	Q3 経済	Q3.1 産業力	Q3.1.1 1 人当たり GDP	（農業産出額+製造品出荷額等+商業年間商品販売額）／補正人口	World Economic Outlook Databases | International Monetary Fund
				国内総生産（GDP）／総人口	
		Q3.2 財政基盤力	Q3.2.1 1 人当たり歳入	地方税／補正人口	World Economic Outlook Databases | International Monetary Fund
				歳入額／総人口	
			Q3.2.2 1 人当たり政府債務残高	公債費比率	World Economic Outlook Databases | International Monetary Fund
				政府債残高／総人口	
		Q3.3 CO_2 取引力	Q3.3.1 他地域での CO_2 排出抑制支援	CO_2 取引の有無(有 or 無)	
				【変更なし】	
環境負荷 L		L. 1 人当たり CO_2 排出量		部門別の CO_2 排出量の総和	World Development Indicators | The World Bank
				総 CO_2 排出量／補正人口	

注 1：データ出典は指標変更後のものを示す

注 2：GDP および政府債務残高の都市評価に際しては、市町村内総生産および地方債残高を指す

注 3：国単位でのデータ整備は、都市単位のデータが整備されるまでの暫定的処置であり、国際機関等にてそれらが整備された際には評価精度向上のためデータベースを置き換える必要がある

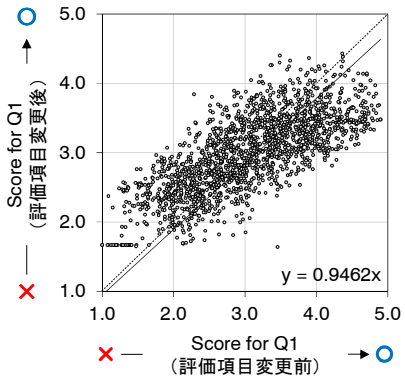


図 SI.1 評価項目変更前後の比較
（環境スコア Q1）注 4)

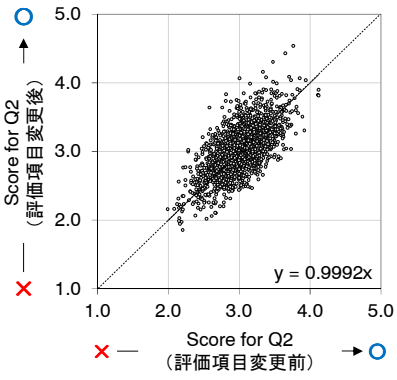


図 SI.2 評価項目変更前後の比較
（社会スコア Q2）注 4)

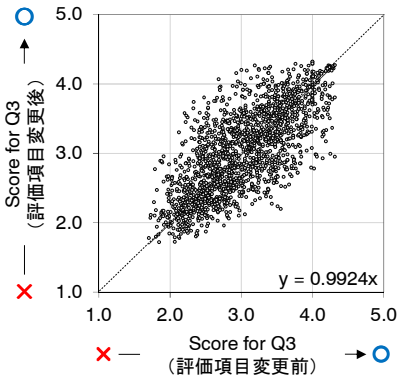


図 SI.3 評価項目変更前後の比較
（経済スコア Q3）注 4)

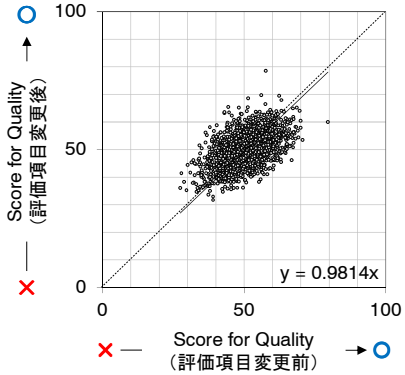


図 SI.4 評価項目変更前後の比較
（環境品質・活動度 Q）注 4)

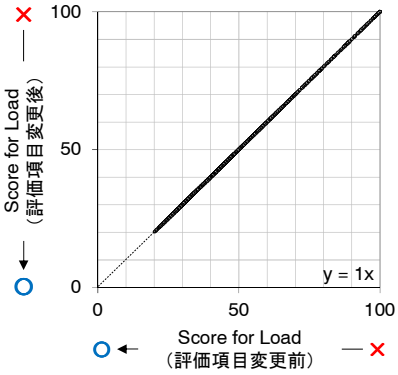


図 SI.5 評価項目変更前後の比較
（環境負荷 L）注 4)

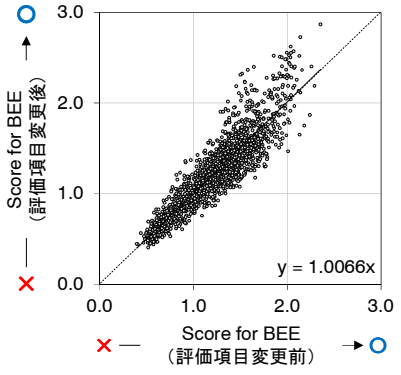


図 SI.6 評価項目変更前後の比較
（環境効率 BEE）注 4,5)

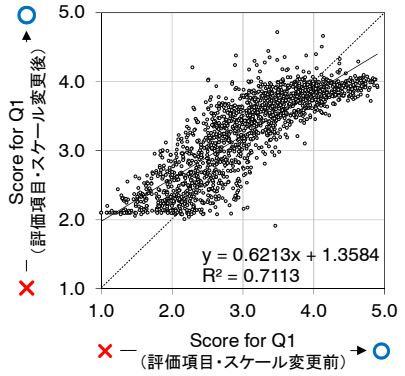


図 SI.7 スケール拡張前後の比較
（環境スコア Q1）

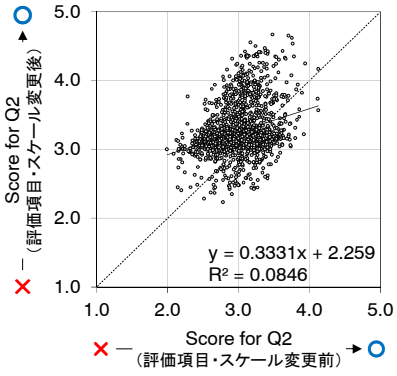


図 SI.8 スケール拡張前後の比較
（社会スコア Q2）

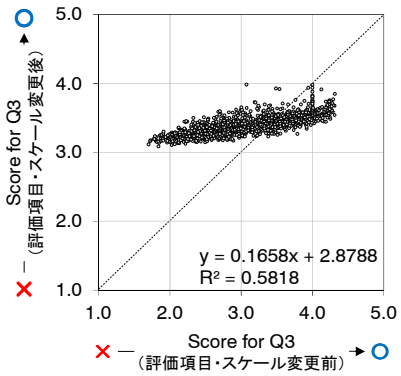


図 SI.9 スケール拡張前後の比較
（経済スコア Q3）

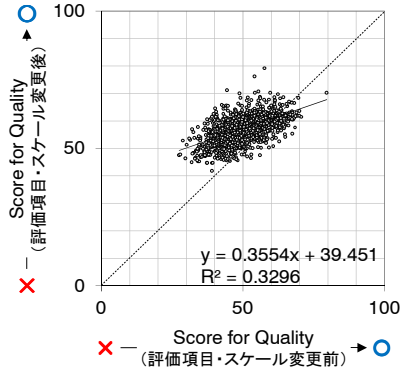


図 SI.10 スケール拡張前後の比較
（環境品質・活動度 Q）

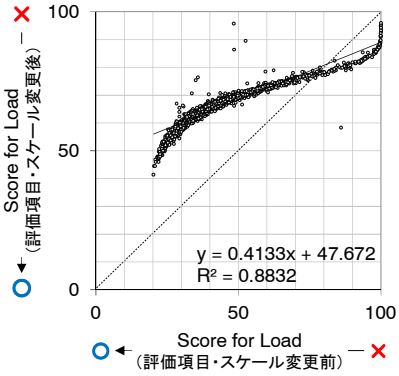


図 SI.11 スケール拡張前後の比較
（環境負荷 L）

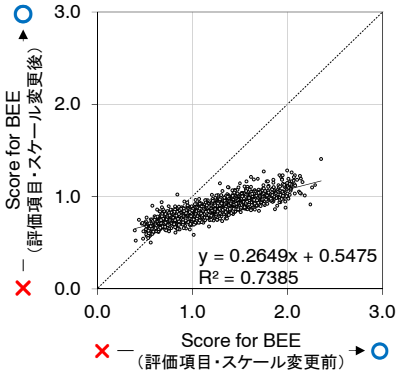


図 SI.12 スケール拡張前後の比較
（環境効率 BEE）注 5)

注 4：決定係数について、原点を通る線形回帰分析時には残差計算方法が通常時と異なるため算定していない
注 5：BEE = Q / L の値

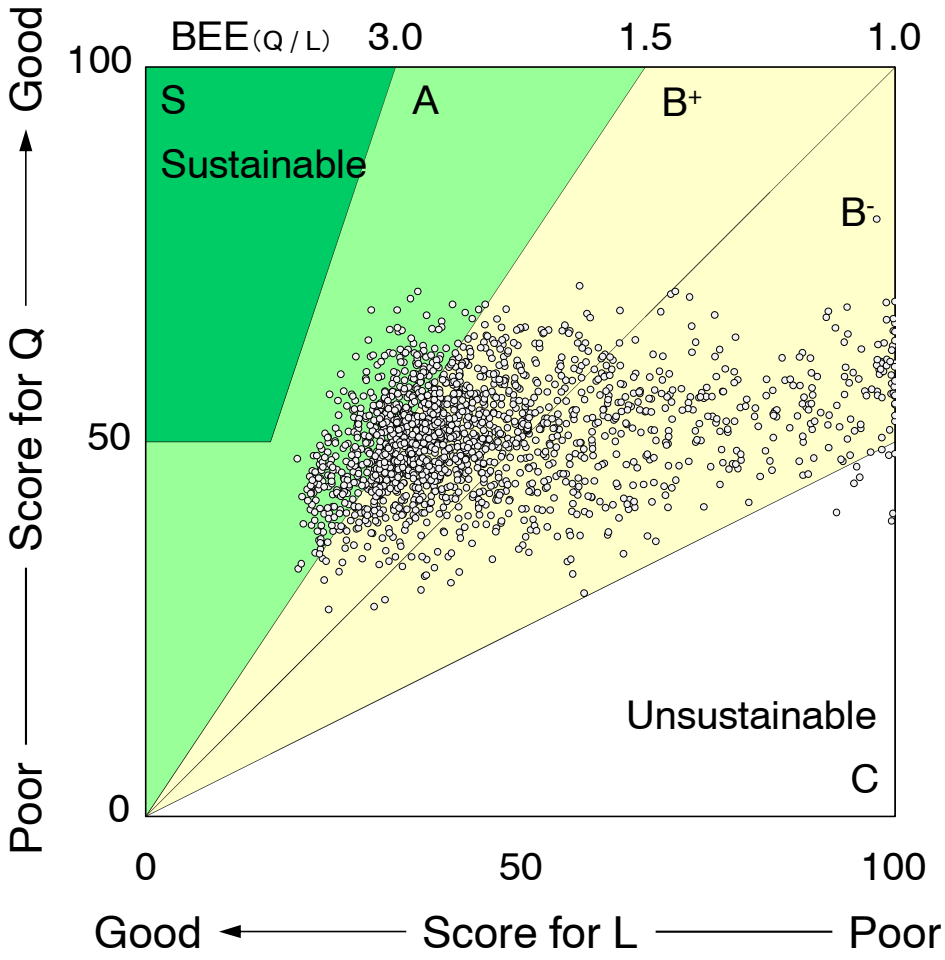


図 SI.13 現行 CASBEE 都市による全国市区町村の評価結果

表 SI.2 各都市評価の国別平均代替値（2010 年頃）注 6, 7, 8, 9)

	L	Q													
			Q1					Q2				Q3			
				Q1.1	Q1.2	Q1.3	Q1.4		Q2.1	Q2.2	Q2.3		Q3.1	Q3.2	Q3.3
アフリカ諸国															
アルジェリア	40.54	42.37	1.67	1.25	1.76	2.05	1.61	3.19	4.06	2.53	2.97	3.23	3.09	3.60	3.00
アンゴラ	17.49	48.02	3.10	4.10	1.44	2.25	4.60	2.65	1.70	2.07	4.20	3.01	2.93	3.09	3.00
ウガンダ	9.09	32.43	2.13	2.21	3.31	1.04	1.96	2.33	1.27	1.93	3.79	2.43	1.30	2.98	3.00
エジプト	28.71	39.66	1.95	1.10	2.67	2.86	1.17	3.15	3.38	2.97	3.11	2.66	2.39	2.57	3.00
エチオピア	8.98	28.57	1.98	2.11	1.56	-	2.28	2.10	1.71	1.18	3.40	2.35	1.09	2.96	3.00
エリトリア	9.04	33.89	2.30	2.26	1.52	-	3.12	2.55	1.92	1.34	4.39	2.22	1.15	2.51	3.00
ガーナ	9.98	41.06	2.70	2.51	2.90	-	2.70	2.61	1.85	2.40	3.59	2.61	2.02	2.81	3.00
カーボベルデ	11.47	39.75	2.51	2.57	2.41	-	2.55	2.50	2.34	2.74	2.41	2.77	2.72	2.58	3.00
ガボン	18.62	64.41	4.51	4.90	3.67	-	4.96	2.91	2.81	2.23	3.69	3.31	3.72	3.22	3.00
カメルーン	9.98	43.69	3.14	3.79	1.71	2.94	4.12	2.42	2.02	1.67	3.57	2.69	1.83	3.23	3.00
ガンビア	9.63	41.10	2.99	3.87	2.03	-	3.07	2.53	2.25	1.89	3.46	2.41	1.43	2.78	3.00
ギニア	9.13	33.57	2.76	2.80	1.79	-	3.68	1.98	1.63	1.42	2.90	2.29	1.26	2.60	3.00
ギニアビサウ	9.50	43.17	3.55	4.41	1.80	-	4.43	2.11	1.38	1.43	3.53	2.52	1.67	2.89	3.00
ケニア	9.75	32.99	1.88	1.67	2.05	-	1.92	2.56	2.00	2.19	3.48	2.52	1.61	2.95	3.00
コートジボワール	9.71	37.74	3.02	3.18	2.42	-	3.45	1.99	1.63	1.50	2.82	2.53	1.85	2.73	3.00
コモロ	9.34	33.21	1.87	1.40	2.99	-	1.23	2.59	2.37	2.10	3.31	2.52	1.54	3.01	3.00
コンゴ共和国	10.51	52.77	3.73	4.66	1.69	-	4.83	2.66	2.18	1.61	4.20	2.94	2.54	3.29	3.00
コンゴ民主共和国	8.88	43.83	3.65	4.73	1.74	-	4.50	2.26	1.79	1.13	3.86	2.34	1.02	3.01	3.00
サントメ・プリンシペ	10.92	43.75	2.81	2.88	3.07	-	2.49	2.86	3.16	2.64	2.79	2.57	1.89	2.82	3.00
ザンビア	9.33	43.15	3.20	4.69	2.29	1.16	4.66	2.31	1.82	1.68	3.41	2.67	1.91	3.10	3.00
シエラレオネ	9.11	38.63	2.91	3.60	1.82	-	3.30	2.39	1.65	1.38	4.13	2.34	1.22	2.81	3.00
ジブチ	10.96	34.51	1.77	1.17	2.88	-	1.25	2.70	2.77	1.76	3.57	2.67	1.96	3.07	3.00
ジンバブエ	11.63	42.92	3.38	3.66	2.26	-	4.20	2.33	2.87	2.06	2.07	2.44	1.46	2.87	3.00
スーダン	9.82	39.02	2.52	3.55	1.00	1.20	4.31	2.59	1.46	2.28	4.02	2.58	2.15	2.59	3.00
スワジランド	12.22	44.31	2.95	3.20	2.28	-	3.37	2.41	2.22	2.18	2.82	2.96	2.65	3.23	3.00
セーシェル	65.75	63.92	3.91	4.96	3.41	-	3.35	3.53	3.18	3.87	-	3.24	3.85	2.87	3.00
セネガル	10.79	38.62	2.63	3.93	1.55	1.24	3.81	2.39	1.98	1.84	3.36	2.61	1.78	3.04	3.00
ソマリア	8.94	45.69	2.67	2.03	2.15	-	3.85	2.81	4.04	1.34	3.04	3.00	-	-	3.00
タンザニア	9.22	41.39	3.30	3.39	2.60	-	3.91	2.24	1.56	1.66	3.50	2.43	1.33	2.95	3.00
チャド	8.87	33.44	2.44	1.92	1.25	-	4.14	2.03	1.48	1.17	3.44	2.55	1.59	3.06	3.00
中央アフリカ	8.93	43.11	3.43	3.45	2.02	-	4.81	2.36	2.21	1.32	3.55	2.39	1.24	2.93	3.00
チュニジア	27.96	42.64	2.20	1.71	3.43	1.65	2.03	2.98	3.22	2.97	2.77	2.93	2.87	2.92	3.00
トーゴ	9.57	30.77	1.86	1.63	2.27	-	1.69	2.42	2.25	1.47	3.53	2.41	1.35	2.90	3.00
ナイジェリア	10.49	34.42	1.84	1.94	1.84	-	1.75	2.51	1.63	2.23	3.67	2.77	2.11	3.21	3.00
ナミビア	15.72	48.37	3.01	1.88	2.52	-	4.62	2.64	2.18	2.32	3.41	3.16	3.13	3.35	3.00
ニジェール	9.02	33.13	2.20	1.31	1.18	4.43	1.86	2.40	1.94	1.24	4.01	2.38	1.13	3.02	3.00
ブルキナファソ	9.06	31.45	2.18	2.53	1.67	1.32	3.18	2.12	1.47	1.37	3.53	2.48	1.41	3.01	3.00
ブルンジ	8.85	30.44	1.88	1.69	2.61	-	1.36	2.39	1.72	1.23	4.23	2.38	1.04	3.08	3.00
ベナン	10.87	41.68	3.00	3.70	1.89	-	3.41	2.47	1.62	1.58	4.22	2.53	1.57	3.03	3.00
ボツワナ	29.83	51.08	3.28	2.47	2.51	-	4.85	2.59	2.23	2.23	3.30	3.26	3.48	3.31	3.00
マダガスカル	9.04	35.23	2.35	2.59	2.08	1.12	3.60	2.54	2.07	1.54	3.99	2.34	1.20	2.84	3.00
マラウイ	9.00	37.34	2.71	2.84	2.47	-	2.82	2.35	1.81	1.30	3.94	2.42	1.11	3.16	3.00
マリ	8.87	34.61	2.39	1.98	1.26	-	3.93	2.25	1.76	1.40	3.60	2.51	1.48	3.04	3.00
南アフリカ共和国	68.42	43.78	2.60	1.82	3.36	-	2.61	2.54	1.92	2.50	3.20	3.12	3.43	2.91	3.00
モーリシャス	37.04	51.09	2.72	2.40	4.65	2.33	1.50	3.32	3.58	3.59	2.80	3.09	3.50	2.76	3.00
モーリタニア	11.11	27.15	1.43	1.15	1.29	-	1.84	2.36	1.53	1.56	3.99	2.47	1.80	2.60	3.00
モザンビーク	9.13	45.21	3.61	4.14	2.35	-	4.35	2.42	2.25	1.36	3.67	2.39	1.17	2.99	3.00
モロッコ	17.39	39.14	2.33	2.13	2.76	2.01	2.42	2.62	2.89	2.74	2.24	2.74	2.43	2.79	3.00
リビア	68.68	45.93	1.37	1.13	1.41	-	1.57	3.31	3.86	2.83	3.25	3.83	3.89	4.61	3.00
リベリア	9.38	46.54	3.33	3.62	2.22	-	4.16	2.88	2.16	1.82	4.66	2.37	1.07	3.05	3.00
ルワンダ	8.91	36.19	2.21	2.38	2.63	-	1.63	2.62	2.15	1.61	4.09	2.51	1.37	3.16	3.00
レソト	8.77	27.23	1.62	1.42	2.07	-	1.38	1.96	1.55	1.96	2.37	2.68	1.76	3.28	3.00
赤道ギニア	60.95	70.52	4.63	4.43	4.98	-	4.48	3.19	2.81	2.49	4.27	3.64	4.17	3.75	3.00
南スーダン			-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.00	-	-	3.00

表 SI.2 各都市評価の国別平均代替値（2010 年頃）-2

	L	Q	Q1					Q2				Q3			
				Q1.1	Q1.2	Q1.3	Q1.4		Q2.1	Q2.2	Q2.3		Q3.1	Q3.2	Q3.3
オセアニア諸国															
オーストラリア	79.33	70.60	3.85	2.45	4.78	3.26	4.92	3.93	4.27	4.02	3.50	3.69	4.87	3.19	3.00
キリバス	11.05	38.96	2.02	2.34	1.51	-	2.19	3.02	3.17	2.87	-	2.64	2.09	2.83	3.00
サモア	12.32	54.47	4.10	4.48	3.79	-	4.04	2.56	3.00	2.23	2.46	2.87	2.74	2.87	3.00
ソロモン諸島	10.01	56.76	3.95	4.87	2.28	-	4.71	3.06	2.86	2.38	3.96	2.79	1.93	3.45	3.00
ツバル		51.32	3.05	3.28	3.79	-	2.07	3.16	-	3.16	-	2.95	2.70	3.16	3.00
トンガ	16.77	46.83	2.72	2.19	4.02	-	1.94	3.07	4.07	2.53	2.60	2.83	2.78	2.72	3.00
ナウル		55.38	3.41	-	3.41	-	-	3.23	2.41	4.05	-	3.00	-	-	3.00
ニュージーランド	62.92	67.26	3.78	3.05	4.90	2.78	4.39	3.76	3.89	4.13	3.27	3.53	4.48	3.11	3.00
バヌアツ	10.46	57.36	3.77	3.43	3.52	-	4.37	3.22	3.37	2.39	3.91	2.89	2.48	3.18	3.00
パプアニューギニア	10.33	51.18	3.99	4.56	2.65	-	4.75	2.77	2.79	1.72	3.82	2.38	2.04	2.11	3.00
パラオ	71.32	66.52	4.18	4.94	3.19	-	4.41	3.80	4.09	3.51	-	3.00	-	-	3.00
フィジー	16.63	55.73	4.06	4.39	3.62	-	4.18	2.79	3.57	2.45	2.35	2.83	2.85	2.65	3.00
マーシャル諸島	20.68	55.65	3.62	4.81	3.03	3.79	2.86	3.16	3.75	2.57	-	2.90	2.63	3.06	3.00
ミクロネシア連邦	12.56	55.67	3.68	5.00	2.50	-	3.55	3.15	4.37	2.66	2.42	2.85	2.35	3.20	3.00
アメリカ諸国															
アメリカ合衆国	79.99	67.27	3.99	3.07	4.07	4.72	4.10	3.55	3.40	4.09	3.18	3.53	4.78	2.81	3.00
アルゼンチン	49.24	53.75	2.93	2.05	2.84	-	3.89	3.30	3.60	3.86	2.44	3.22	3.65	3.01	3.00
アンティグア・バーブーダ	57.10	59.48	3.50	2.70	4.19	5.00	2.13	3.42	2.88	3.95	-	3.22	3.96	2.69	3.00
ウルグアイ	21.52	47.59	2.67	2.01	3.02	2.17	3.47	2.78	2.28	4.13	1.93	3.26	3.87	2.92	3.00
エクアドル	25.10	51.94	3.54	3.58	3.27	-	3.79	2.59	1.86	3.13	2.78	3.10	2.98	3.32	3.00
エルサルバドル	13.05	34.32	2.26	2.30	2.76	-	1.71	2.08	1.58	2.59	2.07	2.78	2.76	2.58	3.00
ガイアナ	25.08	52.34	4.40	4.83	3.39	-	4.98	2.12	1.95	2.45	1.96	2.76	2.57	2.71	3.00
カナダ	77.24	69.05	3.99	3.12	4.73	3.18	4.94	3.70	3.93	3.93	3.25	3.59	4.83	2.95	3.00
キューバ	39.75	53.64	3.12	2.78	3.69	3.02	3.01	3.31	3.86	4.32	1.76	3.00	-	-	3.00
グアテマラ	11.75	44.09	2.86	3.24	2.38	-	2.95	2.66	2.31	2.51	3.17	2.77	2.46	2.86	3.00
グレナダ	28.26	51.36	3.53	4.23	3.91	-	2.47	2.63	2.66	3.23	2.01	3.00	3.46	2.54	3.00
コスタリカ	18.20	54.63	3.32	4.27	3.29	2.21	3.51	3.15	2.63	3.28	3.53	3.09	3.57	2.70	3.00
コロンビア	17.88	49.95	3.45	4.35	3.40	1.81	4.23	2.50	2.04	2.47	2.99	3.05	3.28	2.86	3.00
ジャマイカ	29.89	45.27	3.06	3.03	3.01	3.99	2.21	2.51	2.48	3.06	1.98	2.86	3.15	2.44	3.00
スリナム	49.79	59.36	3.96	4.98	3.31	2.54	5.00	2.93	2.88	3.52	2.37	3.24	3.59	3.14	3.00
セントクリストファー・ネイビス	51.27	60.09	3.57	3.85	4.08	-	2.78	3.51	2.69	4.34	-	3.13	4.00	2.38	3.00
セントビンセント・グレナディーン	20.81	54.47	3.69	4.79	3.37	-	2.93	2.83	3.15	3.48	1.85	3.01	3.30	2.73	3.00
セントルシア	25.87	52.60	3.58	4.85	2.85	-	3.03	2.66	2.29	3.22	2.46	3.08	3.39	2.84	3.00
チリ	47.37	55.09	3.10	2.61	2.90	2.82	4.08	3.02	3.22	2.86	2.99	3.49	3.93	3.52	3.00
ドミニカ共和国	23.23	42.37	2.81	3.76	3.29	1.48	2.72	2.31	1.62	2.67	2.62	2.97	3.17	2.72	3.00
ドミニカ国	21.88	58.90	3.58	4.46	3.84	2.29	3.72	3.38	3.03	3.74	-	3.11	3.41	2.90	3.00
トリニダード・トバゴ	89.10	47.55	2.76	3.99	2.06	2.45	2.53	2.55	2.31	3.35	1.99	3.39	4.09	3.10	3.00
ニカラグア	11.81	42.75	3.02	2.72	2.91	-	3.43	2.47	2.07	2.73	2.60	2.64	2.13	2.80	3.00
ハイチ	9.42	29.49	1.62	1.59	1.96	-	1.31	2.34	2.46	2.01	2.55	2.58	1.50	3.23	3.00
パナマ	31.60	52.24	3.06	3.95	2.54	1.73	4.02	3.08	2.64	3.08	3.51	3.13	3.54	2.85	3.00
バハマ	62.80	62.81	3.95	3.51	3.41	4.60	4.27	3.20	2.73	3.42	3.45	3.39	4.35	2.83	3.00
パラグアイ	11.82	50.14	3.45	3.91	1.88	-	4.56	2.60	2.12	2.68	3.01	2.97	2.67	3.22	3.00
バルバドス	55.65	52.00	2.57	2.49	3.69	-	1.52	3.33	3.72	3.66	2.61	3.34	4.11	2.91	3.00
ブラジル	23.76	56.58	3.74	4.52	3.75	2.13	4.54	2.81	2.15	3.61	2.65	3.25	3.80	2.94	3.00
ベネズエラ	62.00	63.98	4.46	4.25	4.84	-	4.29	2.84	1.36	3.70	3.47	3.38	4.04	3.09	3.00
ベリーズ	15.42	57.83	4.37	4.50	4.26	3.95	4.77	2.68	2.02	2.67	3.35	2.89	3.04	2.63	3.00
ペルー	21.61	49.39	3.22	4.33	2.18	1.85	4.52	2.66	2.54	3.08	2.37	3.04	3.20	2.93	3.00
ボリビア	17.14	50.21	3.74	4.29	2.02	-	4.90	2.54	2.24	2.66	2.73	2.75	2.22	3.03	3.00
ホンジュラス	13.40	45.91	3.42	4.02	2.49	-	3.76	2.33	1.71	2.29	2.99	2.76	2.26	3.01	3.00
メキシコ	44.74	49.31	3.04	3.22	2.93	2.49	3.53	2.69	2.39	3.17	2.50	3.19	3.67	2.89	3.00

表 SI.2 各都市評価の国別平均代替値（2010 年頃）-3

	L	Q													
			Q1					Q2				Q3			
				Q1.1	Q1.2	Q1.3	Q1.4		Q2.1	Q2.2	Q2.3		Q3.1	Q3.2	Q3.3
アジア諸国															
アゼルバイジャン	52.67	51.32	2.16	2.09	2.54	1.93	2.09	3.67	3.94	3.75	3.31	3.33	3.26	3.72	3.00
アフガニスタン	9.59	24.68	1.74	1.48	2.08	-	1.67	2.33	2.32	1.39	3.27	1.89	1.28	1.39	3.00
アラブ首長国連邦	83.34	58.36	2.84	1.61	3.13	4.96	1.65	3.61	3.68	3.42	3.72	3.56	4.54	3.14	3.00
アルメニア	15.51	40.65	2.12	1.86	3.04	1.69	1.90	2.95	3.50	3.52	1.82	2.81	2.59	2.84	3.00
イエメン	12.47	31.05	1.52	1.34	1.90	1.40	1.44	2.55	2.03	1.98	3.64	2.66	1.98	2.99	3.00
イスラエル	69.20	62.02	2.96	1.77	4.31	4.35	1.40	4.03	4.01	4.17	3.91	3.46	4.41	2.96	3.00
イラク	41.97	36.15	1.63	1.44	1.72	1.89	1.48	2.74	2.38	2.15	3.68	2.97	2.91	2.99	3.00
イラン	64.55	39.50	2.16	1.73	2.46	-	2.30	2.43	1.97	2.48	2.83	3.15	3.22	3.24	3.00
インド	17.93	36.35	2.19	2.55	2.25	-	1.77	2.60	2.44	2.38	2.98	2.57	2.00	2.72	3.00
インドネシア	19.66	40.96	2.65	4.20	1.85	1.28	3.24	2.46	2.23	2.63	2.51	2.81	2.52	2.92	3.00
ウズベキスタン	43.77	42.94	2.14	1.80	2.48	-	2.15	3.17	3.73	3.40	2.37	2.85	2.07	3.47	3.00
オマーン	82.26	45.19	1.39	1.08	1.97	-	1.13	3.35	2.88	3.20	3.96	3.68	4.30	3.74	3.00
カザフスタン	78.14	51.82	2.46	1.38	3.62	2.09	2.76	3.36	3.06	4.02	3.01	3.39	3.70	3.48	3.00
カタール	89.63	57.75	2.50	1.06	4.36	3.51	1.06	3.74	3.36	4.18	3.68	3.69	4.96	3.11	3.00
カンボジア	9.71	42.65	3.35	4.37	1.85	-	3.83	2.23	2.57	1.75	2.39	2.53	1.63	2.97	3.00
キプロス	62.08	61.47	3.28	2.42	4.13	4.19	2.36	3.69	3.93	3.78	3.37	3.41	4.26	2.96	3.00
キルギスタン	14.28	43.38	2.91	1.65	2.48	4.92	2.59	2.76	2.75	3.11	2.43	2.53	1.70	2.90	3.00
クウェート	88.16	55.86	2.37	1.21	2.62	4.47	1.19	3.60	3.08	3.76	3.96	3.73	4.65	3.53	3.00
グルジア	16.07	46.06	3.00	3.68	2.72	1.97	3.64	2.77	3.14	3.72	1.46	2.75	2.37	2.88	3.00
サウジアラビア	79.48	47.59	1.71	1.23	2.32	-	1.59	3.38	2.98	3.04	4.13	3.61	4.22	3.62	3.00
シリア	35.36	36.03	1.71	1.50	2.16	-	1.46	2.79	2.52	2.53	3.32	2.83	2.50	2.98	3.00
シンガポール	30.52	60.60	2.94	1.57	4.22	4.88	1.10	3.84	4.33	3.77	3.42	3.49	4.74	2.72	3.00
スリランカ	10.97	35.41	2.07	2.91	2.04	1.36	1.98	2.72	3.22	2.57	2.36	2.46	2.33	2.04	3.00
タイ	47.76	48.98	3.05	3.49	2.62	-	3.05	2.87	2.31	3.28	3.01	2.96	3.11	2.76	3.00
大韓民国	73.40	60.48	3.36	4.60	3.25	-	2.24	3.47	3.88	3.96	2.59	3.42	4.28	2.98	3.00
タジキスタン	10.16	36.39	1.85	1.52	2.22	-	1.80	2.96	3.51	2.74	2.63	2.56	1.65	3.03	3.00
中華人民共和国	58.89	43.25	2.19	2.63	2.19	1.61	2.34	3.05	3.44	3.18	2.53	2.95	3.00	2.84	3.00
トルクメニスタン	71.23	46.76	2.59	1.84	1.99	-	3.95	2.95	3.52	2.86	2.45	3.07	2.96	3.26	3.00
トルコ	46.34	51.23	2.88	2.32	3.72	3.10	2.38	3.02	3.34	2.71	3.00	3.25	3.74	3.01	3.00
ネパール	9.13	39.20	2.19	2.74	2.78	1.08	2.17	3.06	3.52	2.45	3.22	2.45	1.39	2.94	3.00
バーレーン	81.31	50.61	1.97	1.27	3.55	-	1.08	3.71	3.83	3.34	3.97	3.39	4.15	3.03	3.00
パキスタン	12.59	29.12	1.55	1.46	1.93	-	1.27	2.47	2.24	2.24	2.92	2.47	1.74	2.68	3.00
バングラデシュ	10.02	23.60	1.61	1.96	1.56	-	1.29	2.31	2.75	1.80	2.39	1.91	1.52	1.22	3.00
フィリピン	12.28	39.21	2.41	2.76	3.46	1.53	1.88	2.60	2.74	2.23	2.84	2.70	2.28	2.80	3.00
ブータン	11.19	59.43	4.43	4.92	3.59	-	4.79	2.97	3.48	1.73	3.70	2.72	2.24	2.94	3.00
ブルネイ	83.70	71.44	3.69	4.71	2.11	3.87	4.06	3.93	4.13	3.90	3.75	3.96	4.46	4.42	3.00
ベトナム	18.62	44.13	2.88	3.83	2.41	-	2.40	2.82	2.81	3.05	2.60	2.59	1.87	2.91	3.00
マレーシア	64.26	63.69	4.32	4.54	4.55	-	3.87	3.19	2.59	3.45	3.54	3.13	3.61	2.78	3.00
ミャンマー	9.34	40.92	3.33	4.08	2.16	-	3.74	2.09	2.30	1.79	2.18	2.49	1.72	2.75	3.00
モルディブ	39.68	46.70	1.90	1.54	3.42	1.44	1.21	3.68	4.29	3.65	3.08	3.02	3.37	2.70	3.00
モンゴル	47.00	45.13	2.71	1.75	1.68	-	4.69	3.08	3.19	3.13	2.93	2.62	2.30	2.57	3.00
ヨルダン	39.28	47.68	2.54	1.36	3.09	4.39	1.34	3.34	2.75	2.95	4.32	2.84	2.89	2.62	3.00
ラオス	10.29	47.35	3.74	4.77	1.80	-	4.64	2.32	1.84	2.10	3.02	2.62	2.20	2.67	3.00
レバノン	51.71	50.23	2.83	2.28	4.16	3.34	1.54	3.15	3.03	3.89	2.54	3.04	3.63	2.50	3.00
朝鮮民主主義人民共和国	34.24	50.49	3.24	4.04	2.83	-	2.84	2.82	2.90	-	2.74	3.00	-	-	3.00
東ティモール	9.26	47.39	3.14	4.18	1.58	-	3.66	2.57	3.17	1.47	3.06	2.98	2.41	3.52	3.00
日本	68.59	66.27	3.75	4.75	4.17	3.42	2.68	3.73	4.82	3.88	2.51	3.46	4.63	2.76	3.00

表 SI.2 各都市評価の国別平均代替値（2010 年頃）-4

	L	Q													
			Q1					Q2				Q3			
				Q1.1	Q1.2	Q1.3	Q1.4		Q2.1	Q2.2	Q2.3		Q3.1	Q3.2	Q3.3
ヨーロッパ諸国															
アイスランド	58.67	64.85	2.98	1.19	4.57	4.15	2.01	4.30	4.76	4.70	3.45	3.50	4.57	2.94	3.00
アイルランド	67.87	66.24	3.54	2.07	4.82	4.76	2.51	3.87	4.13	4.06	3.42	3.54	4.76	2.86	3.00
アルバニア	15.29	47.32	2.96	2.82	2.73	3.38	2.88	2.90	3.29	3.41	1.98	2.83	2.80	2.68	3.00
アンドラ	58.52	63.88	3.39	3.37	4.50	3.06	2.63	4.28	4.09	4.46	-	3.00	-	-	3.00
イギリス	65.23	59.34	2.90	2.17	4.81	-	1.73	3.73	4.15	3.95	3.08	3.49	4.52	2.95	3.00
イタリア	61.07	62.99	3.43	3.01	4.35	4.03	2.32	3.67	4.22	3.80	2.99	3.46	4.50	2.88	3.00
ウクライナ	61.05	48.52	2.70	2.36	4.07	1.57	2.80	3.24	3.71	3.93	2.07	2.88	2.61	3.04	3.00
エストニア	76.06	67.47	3.91	4.16	4.45	2.70	4.33	3.55	3.87	4.42	2.37	3.63	4.07	3.83	3.00
オーストリア	65.27	71.58	3.92	4.06	4.03	4.27	3.32	4.07	4.67	4.63	2.92	3.59	4.72	3.06	3.00
オランダ	72.03	61.41	2.87	1.90	3.86	4.31	1.42	3.88	4.44	4.40	2.79	3.62	4.80	3.05	3.00
ギリシャ	64.26	60.70	3.46	2.95	4.06	3.63	3.20	3.43	3.92	3.53	2.84	3.40	4.39	2.80	3.00
クロアチア	51.17	61.10	3.42	3.35	3.76	3.30	3.28	3.55	4.15	4.06	2.43	3.36	4.02	3.06	3.00
サンマリノ		66.81	2.34	1.06	4.91	-	1.06	4.51	4.44	4.58	-	4.16	4.91	4.57	3.00
スイス	53.15	69.66	3.63	2.99	4.40	4.68	2.45	4.07	4.58	4.56	3.07	3.67	4.93	3.06	3.00
スウェーデン	56.16	76.60	4.47	4.62	4.91	3.75	4.58	4.04	4.21	4.80	3.10	3.69	4.85	3.22	3.00
スペイン	57.41	68.19	3.75	3.47	4.20	4.07	3.26	3.95	4.24	4.38	3.25	3.48	4.43	2.99	3.00
スロバキア	60.67	62.72	3.61	3.74	4.83	2.66	3.22	3.52	4.19	3.68	2.69	3.39	4.13	3.05	3.00
スロベニア	64.00	68.78	3.97	4.58	4.15	3.55	3.62	3.79	4.37	4.20	2.81	3.49	4.37	3.09	3.00
セルビア	50.63	52.98	3.00	3.14	4.02	1.77	3.09	3.43	4.21	3.63	2.43	2.93	2.83	2.96	3.00
チェコ	71.47	63.38	3.33	3.32	4.61	2.41	2.97	3.86	4.25	4.33	3.00	3.41	4.20	3.05	3.00
デンマーク	66.32	67.82	3.45	2.24	4.70	4.80	2.05	4.00	4.35	4.69	2.97	3.69	4.89	3.17	3.00
ドイツ	68.13	67.01	3.56	3.09	4.66	4.23	2.26	3.96	4.74	4.58	2.55	3.52	4.59	2.99	3.00
ノルウェー	73.29	73.25	3.96	3.16	4.64	3.59	4.46	4.16	4.40	4.79	3.28	3.67	4.98	3.05	3.00
ハンガリー	53.21	62.12	3.39	2.65	4.72	3.46	2.74	3.76	4.33	4.40	2.54	3.30	3.98	2.93	3.00
フィンランド	73.00	74.54	4.44	4.64	4.69	3.71	4.73	3.88	4.24	4.51	2.91	3.62	4.70	3.15	3.00
フランス	56.93	66.68	3.73	2.93	4.88	4.11	2.99	3.74	4.50	3.74	2.98	3.54	4.61	3.01	3.00
ブルガリア	57.92	59.05	3.54	3.41	3.60	3.67	3.49	3.29	4.11	4.10	1.65	3.26	3.33	3.44	3.00
ベラルーシ	60.18	60.49	3.88	3.81	4.98	2.74	3.99	3.28	3.70	4.38	1.76	3.10	3.24	3.07	3.00
ベルギー	70.55	64.31	3.18	2.68	4.32	3.91	1.82	3.99	4.21	4.74	3.03	3.54	4.67	2.96	3.00
ポーランド	66.17	55.07	2.71	2.97	2.59	2.37	2.91	3.60	4.22	4.05	2.52	3.30	3.91	3.00	3.00
ボスニア・ヘルツェゴビナ	66.14	54.89	3.57	3.89	3.85	2.98	3.58	2.95	3.59	3.20	2.06	3.06	3.02	3.16	3.00
ポルトガル	52.22	65.24	3.76	3.53	4.51	3.83	3.16	3.65	3.88	4.28	2.80	3.42	4.33	2.93	3.00
マケドニア	54.43	59.92	3.87	3.64	4.59	-	3.39	3.26	4.00	3.17	2.62	3.05	3.07	3.10	3.00
マルタ	59.06	60.40	3.00	1.29	5.00	4.56	1.15	3.86	4.48	4.27	2.84	3.39	4.24	2.92	3.00
モナコ		63.98	2.99	1.06	5.00	4.84	1.06	4.69	4.98	4.39	-	3.00	-	-	3.00
モルドバ	15.46	46.78	2.92	2.15	2.89	4.52	2.11	2.90	3.50	4.00	1.19	2.80	2.17	3.23	3.00
モンテネグロ	46.27	56.12	3.53	3.72	3.79	2.62	3.97	3.06	3.39	3.58	2.21	3.15	3.35	3.10	3.00
ラトビア	39.47	62.18	3.84	4.31	4.25	2.58	4.25	3.33	3.84	4.31	1.83	3.29	3.78	3.09	3.00
リトアニア	46.20	59.00	3.52	3.26	4.20	2.90	3.70	3.26	3.79	4.40	1.58	3.31	3.83	3.09	3.00
リヒテンシュタイン		61.83	3.33	3.97	3.36	-	2.65	4.09	3.37	4.80	-	3.00	-	-	3.00
ルーマニア	42.41	58.41	3.50	2.86	4.77	3.22	3.14	3.30	4.05	3.95	1.89	3.21	3.52	3.11	3.00
ルクセンブルク	82.76	69.60	3.84	3.30	4.84	4.64	2.57	3.77	4.10	3.86	3.35	3.74	5.00	3.23	3.00
ロシア	74.01	65.50	4.03	4.12	4.00	3.14	4.87	3.41	3.25	4.40	2.58	3.42	3.76	3.50	3.00

注 6：評価対象国は 2011 年現在の国連加盟国である 193 ヶ国

注 7：世界の国毎のすべての都市の環境性能評価の平均値が、各国の国平均統計値で代替できるものと仮定して、発展途上国から先進国まで、世界の全都市をプロットできる評価スケールに拡張した結果

注 8：Q の場合（L の場合），100 点（0 点）が最良、50 点が全国平均、0（100）点が最悪。その他は、5 点が最良、3 点が世界平均、1 点が最悪の水準

注 9：データが得られない小項目については重みを 0 とし、その分の重みを同一中項目内の他の小項目へ均等に割り振る。同様に、中項目内の全ての小項目のデータが得られない場合は当該中項目の重みを 0 とし、その分の重みを同一大項目内の他の中項目へ均等に割り振る。

国内外都市の総合評価手法の開発

その２ アジア新興国の都市を対象とした現在・未来の総合評価

Development of Comprehensive Assessment Tool for Inside and Outside Cities
Part 2 A Time-Series Comprehensive Assessment of Asian Rising Nations

○田中良篤*[1)]、伊香賀俊治[1)]、村上周三[2)]、川久保俊[3)]、宇城拓平[1)]、瀧上柾[1)]
Yoshiatsu Tanaka, Toshiharu Ikaga, Shuzo Murakami, Shun Kawakubo, Takuhei Ushiro, Masaki Takigami
1) 慶應義塾大学, 2) 建築環境・省エネルギー機構, 3) 法政大学
* typ2@z8.keio.jp

1. はじめに

その１では日本の自治体評価ツール「CASBEE 都市」の評価内容を、世界各国の自治体にも適用可能なように概念の拡張を図り、試行評価を行った。

本報告では、今後都市環境が急変すると想定されているアジア新興国の A 市、B 市、C 市、D 市の 4 都市を対象として、その１で開発したツールによる評価を実施した。日本の自治体評価ツールにより暫定評価[1)]が行われているマレーシア A 市については、開発したツールによる再評価を行った。これにより、本ツールの実用性を確認し、各都市の現状の明確化および施策立案の一助に資することを目的とする。

2. 研究方法

2.1 評価対象都市

マレーシアの A 市、B 市、C 市とインドネシアの D 市を評価対象都市として選定した。マレーシアの A 市と B 市はマレー半島の西岸のほぼ中央部に位置している。C 市はマレー半島最南端に位置している。インドネシアの D 市はジャワ島北西岸に位置している。

2.2 研究方法の概要

その１で開発した国内外都市の評価ツールの各指標に、各都市の統計データを入力することで、都市の総合環境性能評価を実施した。まず、国の統計データベースや市が WEB サイト等で公表している報告書[2)]等から統計情報を収集し、現状評価を行った。A 市については、市の行政職員との協議により A 市の施策を踏まえた未来評価[注1)]を行った。協議により、確定した評価指標値を表 SI.1 に示す。また、A 市の環境配慮施策とその原文をそれぞれ表 SI.2 、SI.3 に示す。

2.3 A 市の再評価の実施

図１に評価スケール拡張前後の A 市の評価結果を示す。従来の評価結果は日本の全国 1750 都市の市区町村を基準とした相対的なものであった。本報の再評価により、A 市は世界平均と比べて Q、L 共に上回っていることが明らかになった。

3. 結果

表 SI.1 に示すデータを開発した評価体系に入力し、各都市の評価を実施した結果を図２に示す。Q は世界平均前後に評価が分かれ、L は世界平均を上回る結果となった。Q、L の小項目のスコアを表１に示す。

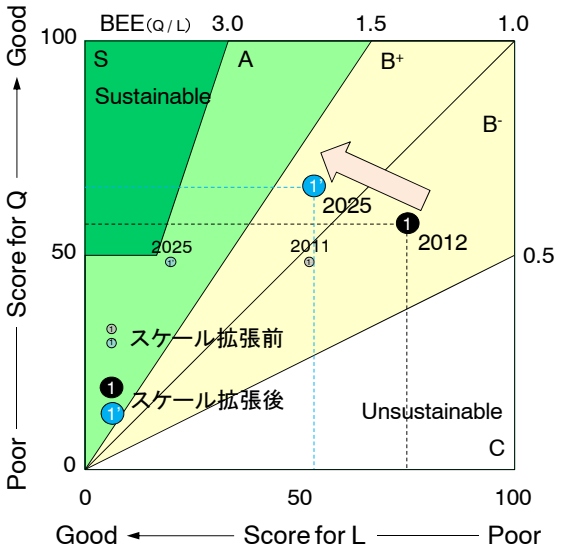


図１　スケール拡張前後の A 市の評価結果の比較

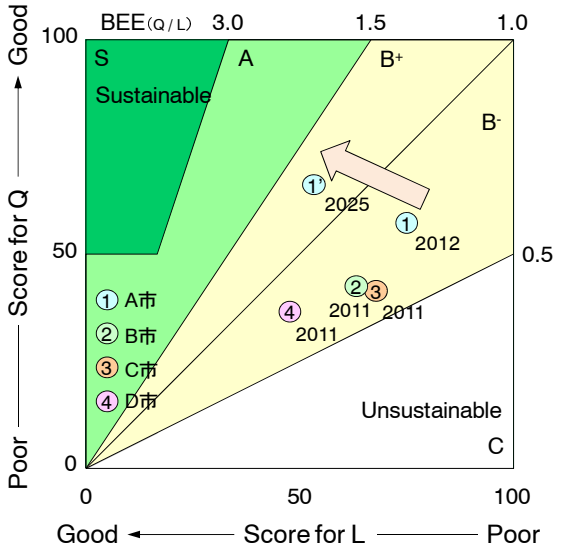


図２　新興国の各都市の評価結果

表１　Q、Ｌの小項目のスコア

	L	Q													
			Q1					Q2				Q3			
				Q1.1	Q1.2	Q1.3	Q1.4		Q2.1	Q2.2	Q2.3		Q3.1	Q3.2	Q3.3
A市(2012)	76.80	56.95	2.83	3.62	3.77	2.49	1.44	3.79	4.35	4.02	3.00	3.21	3.57	3.08	3.00
A市(2025)	54.13	65.49	2.92	3.62	4.33	2.49	1.23	4.42	4.64	3.65	4.97	3.52	4.17	3.39	3.00
B市	64.31	42.11	1.97	1.77	2.97	-	1.17	2.70	3.25	3.07	1.79	3.38	4.22	2.91	3.00
C市	68.94	41.18	2.05	1.92	2.93	-	1.31	2.83	2.71	3.47	2.31	3.06	3.26	2.91	3.00
D市	47.88	36.28	1.39	1.06	2.15	1.28	1.06	2.73	3.37	2.79	2.04	3.23	2.72	3.98	3.00

3.1 環境品質・活動度 Q

Q1 の環境面では、自然的土地比率（Q1.1）に大きな差が見られた。A 市が高評価である一方、D 市は低評価である。A 市では都市緑化や植樹を積極的に推進しており大きな森林面積が確保されていることに起因していると考えられる。D 市は急激な都市化に伴う森林伐採に起因していると考えられる。廃棄物計画収集量（Q1.3）と森林による CO_2 吸収源対策（Q1.4）は全都市において低評価である。人口増加に対応した効率的な廃棄物管理システムの導入や 3R の推進等を積極的に推進していく必要性が示唆された。また、各都市の人口密度が高いため、一人当たりの森林による CO_2 吸収量は全都市において低評価である。

A 市では 2025 年にかけて環境質（Q1.2）の向上が見込まれている。自動車利用の削減や歩いて暮らせるまちづくりを積極的に推進していくという目標から、大気質の改善が予想されているためである。一方、森林による CO_2 吸収源対策（Q1.4）の低下が見込まれている。都市緑化や植樹を積極的に推進している一方、人口密度が増加することにより、一人当たりの森林による CO_2 吸収量は低下すると見込まれる。

Q2 の社会面では、生活環境（Q2.1）、社会サービス（Q2.2）、社会活力（Q2.3）の各項目について、A 市は他の都市と比較して高評価であった。B 市から A 市への首都機能移転計画を受けて、交通安全性や教育サービス充実度等、全体的な生活環境が向上していることが明らかになった。一方、B 市の社会活力（Q2.3）は他都市に比べて低評価であり、これは首都機能移転に伴う人口流出によるものと考えられる。C 市は社会サービス（Q2.2）で高評価である。教育や医療等のサービス業を重視した開発の効果が明確化されている。

A 市では 2012 年から 2025 年にかけて社会サービス（Q2.2）の低下が見込まれている。首都機能移転に伴い医療施設が多く整備され、医師数が増加するため医療サービス充実度が向上する一方、教育サービス充実度の低下が顕著であるためである。A 市では人口増加に伴い生徒数の急増が予想されるが、教員数が生徒数に対応できないと見込まれており、将来的に生徒数に見合う教員数の確保の必要性が示唆された。

Q3 の経済面では、全都市において世界平均をやや上回る結果となった。A 市では 2025 年までに産業力（Q3.1）と財政基盤力（Q3.2）の向上が見込まれている。産業力の向上は、人口増加に伴う社会経済活動の活発化により一人当たり GDP の増加が見込まれることに起因している。

3.2 環境負荷 L

環境負荷 L は A 市が最も大きく、D 市が最も小さい結果となった。A 市では近年の社会・経済活動の活発化に伴い環境負荷が増大していることが明らかになった。一方、D 市は人口密度が高く、エネルギー消費が戸建住宅よりも小さい集合住宅に居住している者が多いために環境負荷 L が小さいと推察される。

A 市では 2025 年までに環境負荷 L の大幅な改善が見込まれている。オフィスのサステナブルビルディング化等の環境配慮施策の効果が明確化されている。

4. まとめ

その 1 で開発した国内外の都市評価ツールを用いてアジア新興国 4 都市を対象としてケーススタディを実施した。現地での協議を通じたデータ収集で評価ツールの実用性を確認するとともに各都市の解決すべき課題を明らかにした。さらに、未来評価を行い A 市の施策の効果を明確化した。施策の効果の可視化により効果的な施策の選定が可能になると期待される。

注釈

1)　予測値や目標値を用いた未来の状態の見える化

謝辞

マレーシア工科大学 HO, Chin Siong 教授、プトラジャヤ開発公社の Wang Tze Wee 様、Azhar Bin Othman 様、国立環境研究所の藤野純一先生、芦名秀一様、亀井未穂様、須田真衣子様、京都大学の松岡譲教授、五味馨様をはじめ、関係者各位に心より謝意を表する。

引用文献

1)　瀧上柾, 伊香賀俊治, 藤野純一, 村上周三, 川久保俊, 宇城拓平: 日本建築学会学術講演梗概集, (2013), pp.739-740

2)　Universiti Teknologi Malaysia et al.: Putrajaya Green City 2025, (2012)

Supporting Information

表 SI.1　各都市の入力データ（2011 年、2012 年、2025 年）[注 1,2,3,4,5)]

大項目・中項目・小項目および対応指標		重み係数	A市（現在）	A市（未来）	B市	C市	D市
			2012年	2025年	2011年	2011年	2011年
Q環境品質・活動度の総合スコア（100点スケール）			56.95	65.49	42.11	41.18	36.28
Q環境品質・活動度のスコア（5点スケール）			3.28	3.62	2.68	2.65	2.45
Q1環境		1/3	2.83	2.92	1.97	2.05	1.39
Q1.1自然保全		1/4	3.62	3.62	1.77	1.92	1.06
	Q1.1.1自然的土地比率 (%)	1	38.91 3.62	38.91 3.62	7.27 1.77	9.19 1.92	0 1.06
Q1.2環境質		1/4	3.77	4.33	2.97	2.93	2.15
	Q1.2.1大気質 (ug/m³)	1/2	34 2.55	21 3.66	49 1.93	52 1.84	43 2.14
	Q1.2.2水質 (%)	1/2	100 5.00	100 5.00	100 4.02	100 4.02	84 2.16
Q1.3資源循環		1/4	2.49	2.49	-	-	1.28
	Q1.3.1廃棄物計画収集量 (t / 十万人)	1	33.3 2.49	33.3 2.49	- -	- -	4.0 1.28
Q1.4 CO_2吸収源対策		1/4	1.44	1.23	1.17	1.31	1.06
	Q1.4.1森林によるCO_2吸収源対策 (t-CO_2/人)	1	0.07 1.44	0.02 1.23	0.00 1.17	0.04 1.31	0.00 1.06
Q2社会		1/3	3.79	4.42	2.70	2.83	2.73
Q2.1生活環境		1/3	4.35	4.64	3.25	2.71	3.37
	Q2.1.1交通安全性 (件/十万人)	1/3	8.82 4.08	0.00 4.98	23.03 1.65	24.27 1.49	17.69 2.65
	Q2.1.2防犯性 (件/十万人)	1/3	0.00 4.96	0.00 4.96	1.49 4.02	1.57 3.95	0.66 4.76
	Q2.1.3災害対応度 (床/千人)	1/3	4.29 3.99	4.29 3.99	4.51 4.08	1.88 2.68	1.88 2.68
Q2.2社会サービス		1/3	4.02	3.65	3.07	3.47	2.79
	Q2.2.1教育サービス充実度 (人/人)	1/5	11.61 4.24	23.44 2.46	30.45 1.92	13.69 3.86	0.05 5.00
	Q2.2.2文化サービス充実度 (人/百人)	1/5	56.30 4.12	56.30 4.12	56.30 4.12	56.30 4.12	10.92 2.18
	Q2.2.3医療サービス充実度 (人/千人)	1/5	5.47 4.93	4.71 4.83	1.29 2.95	1.29 2.95	0.29 2.11
	Q2.2.4保育サービス充実度 (人/十人)	1/5	1.88 2.52	1.88 2.52	3.14 3.27	3.19 3.32	0.91 1.82
	Q2.2.5高齢者サービス充実度 (人/千人)	1/5	7.46 4.31	7.45 4.31	3.35 3.10	3.35 3.10	2.04 2.85
Q2.3社会活力		1/3	3.00	4.97	1.79	2.31	2.04
	Q2.3.1人口自然増減率 (%)	1/2	3.79 5.00	6.88 5.00	1.15 2.59	1.65 3.50	1.44 3.08
	Q2.3.2人口社会増減率 (%)	1/2	-3.15 1.00	4.58 4.93	-4.21 1.00	-1.00 1.11	-11.75 1.00
Q3経済		1/3	3.21	3.52	3.38	3.06	3.23
Q3.1産業力		1/3	3.57	4.17	4.22	3.26	2.72
	Q3.1.1一人あたりGDP (ドル/人)	1	7,783 3.57	18,723 4.17	19,336 4.22	5,866 3.26	3,397 2.72
Q3.2財政基盤力		1/3	3.08	3.39	2.91	2.91	3.98
	Q3.2.1一人あたり歳入 (ドル/人)	1/2	79 1.17	240 1.80	1,990 3.35	1,990 3.35	9,702 4.37
	Q3.2.2一人あたり政府債務残高 (ドル/人)	1/2	0 4.98	0 4.98	2,762 2.48	2,762 2.48	911 3.59
Q3.3 CO_2取引力		1/3	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
	Q3.3.1他地域でのCO_2排出抑制支援 (-)	1	無し 3.00	無し 3.00	無し 3.00	無し 3.00	無し 3.00
L環境負荷の総合スコア（100点スケール）			76.80	54.13	64.31	68.94	47.88
	L1.1温室効果ガス排出量 (t-CO_2/人)	-	14.29	5.22	7.65	9.41	4.29

注 1：点線を挟んで上段は指標値、下段はスコア

注 2：Q の場合(L の場合)、100 点(0 点)が最良、50 点が全国平均、0 点(100 点)が最悪

注 3：5 点が最良、3 点が世界平均、1 点が最悪の水準

注 4：都市単位のデータの得られない項目については州や国の値から推計した

注 5：データの欠損によりスコアが得られない小項目については重みを 0 とし、その分の重みを同一中項目内の他の小項目へ均等に割り振る

表 SI.2　A 市で立案されている環境配慮施策

No.	環境配慮施策
1	歩いて暮らせる都市計画
2	低炭素交通システムの導入
3	サステナブルビルディングの導入
4	低炭素ライフスタイルの推進
5	再生可能エネルギーの利用推進
6	植樹計画とオープンスペースの確保
7	都市計画によるヒートアイランドの緩和
8	人と地域によるヒートアイランド緩和
9	廃棄物の削減
10	3R の推進
11	廃棄物マネジメントシステムの導入
12	インセンティブ導入と環境教育の推進

表 SI.3　A Dozen Actions Towards Green City

No.	Name of Actions
1	Integrated City Planning & Management
2	Low-carbon Transportation
3	Cutting-Edge Sustainable Buildings
4	Low-carbon Lifestyle
5	More and More Renewable Energy
6	The green Lung of City A
7	Cooler Urban Structures and Buildings
8	Community and Individual Action to Reduce Urban Temperature
9	Use Less Consume Less
10	Think Before You Throw
11	Integrated Waste Management
12	Green Incentive and Capacity Building

都市緑地を対象とした生態系サービスの経済評価手法の開発

Development of economic assessment method for measuring the value of ecosystem services in urban green space

○麻喜皓人*[1)]、村上佳世[2)]、伊坪徳宏[1)]

A.Asaki, M.Nasu, K.Murakami, N.Itsubo

1) 東京都市大学, 2) 京都大学

*g1283101@tcu.ac.jp

1. 背景

生物資源の公平な利用を目指し、生物多様性保全の視点に立った対応が企業へ要求されている。TEEB や WBCSD 等で述べられる“生物多様性保全の視点に立った対応”とは、言わば「オムニバス」的な枠組みであり各領域を統一した算定方法などは定められていない。そのため経営方針に関する意思決定を行うに足る定量的な評価の模索が、大きな障害となっている。

表 1 は生態系の保全活動を行っている企業を、目的別に分けたものである。本研究で考える「持続可能な発展」とは、保全活動そのものの持続可能性であり、そのためには保全活動を通常の業務の一環として取り組む C 社が理想である。そのためには、簡便で包括的な費用対効果の検証が求められる。

表 1 目的に着目した活動タイプ毎の課題

タイプ	A社	B社	C社
目的	生態系の保全（業務として）	企業イメージの向上（商品として）	経営リスクの低減（コストとして）
ビジネス形態	B to B	B to C	B to B to C
担当者	経営者	経営企画部	全社員
保全の質	高	?	?
活動の規模	小	大	大
費用	大	大	小
	↓	↓	↓
保全の課題	質の評価	継続的な活動	費用対効果

2. 都市域の生態系評価指標

City Biodiversity Index（CBI）は、2008 年 5 月にドイツで開催された URBIO（Urban Biodiversity and Design）会議において、シンガポール政府の提案を契機として開発された。2013 年 5 月には、日本国内の実情に合わせた「都市の生物多様性指標（素案）」[1)]（以下、国内版 CBI）が報告された。これは地方公共団体の都市の生物多様性の確保に向けた取組を一層支援することを目的に、都市の生物多様性の状況及びその確保に向けた取組の状況を地方公共団体が把握・評価し、将来の施策立案、実施、普及啓発等に活用できるよう、データの整備状況など、国内の実情が反映されている。

表 2 は、国内版 CBI の第 5 章「生態系サービスの状況」で評価される生態系サービスの項目と、指標をまとめたものである。

表 2 国内版 CBI の項目と活動量の指標

No.	生態系サービス	報告書における指標	本研究における指標
①	CO2の固定	年間炭素吸収量	年間炭素吸収量(kg-C02/ha)
②	緑地の冷涼化効果	樹冠被覆地の面積	評価しない
③	雨水の浸透効果	浸透可能なポテンシャルを有する土地の面積	雨水浸透量(mm/h/ha)
④	水質の改善効果	環境基準・環境目標等に適合している地点数	BODの削減量(mg/L)
⑤	文化的サービスの提供	生物多様性確保のポテンシャルを有する緑地等の面積	樹冠被覆面積（㎡/人）
⑥	緑地の利用	公園・緑地等への年間の総	緑地への年間の総訪問回数（回/
⑦	緑地の教育利用	学校等が主催する16 歳未満の子供の緑地等への年間訪問	16歳未満を対象とした課外授業の受け入れ人数(人/年)

3. 目的

本研究では、樹冠被覆面積（図 1）そのものを生態系と捉え、コンジョイント分析によって緑地保全活動の効果を経済的に評価し、企業における活動の費用対効果の検証を、簡便かつ包括的に行うことを目的とする。

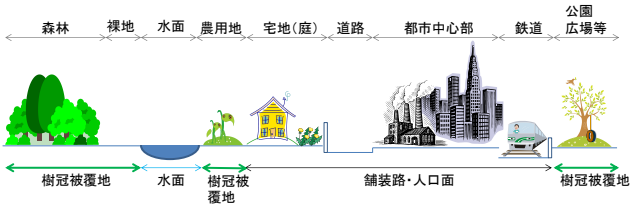


図 1 樹冠被覆面積の範囲

4. 研究フロー

以下に本研究の研究フローを示す。今回報告するプレテストの結果を踏まえ、2015 年 1 月に本調査を実施する。

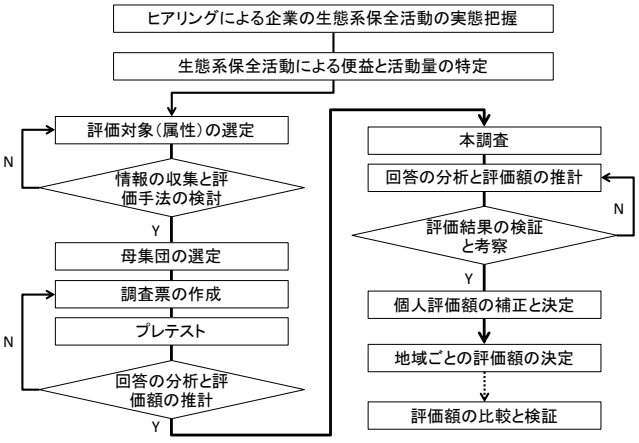


図 2 研究フロー

5. アンケート調査の実施

本研究では、樹冠被覆面積そのものを生態系と捉え、土地利用統計を用いることで、一人あたりの樹冠被覆面積を求めた。一人あたり面積が小さいほど、保全される緑地は小規模であっても一定以上の WTP が存在すると考え、東京都を都心部（23 区内）郊外部（市部）山間部（八王子市、青梅市、あきる野市を含む郡部）に分けることで、地域性を考慮した評価を行った。表 3 は、アンケートの整合性を確認するために行ったプレテストの概要である。プレテストでは、東京都の 23 区の住民 25 人と、山間部の住民 25 人を対象に行った。

表 3 プレテスト概要

調査対象	東京都の男女、10 代～80 代
回収サンプル数	50 件（抵抗回答にあたる 6 件を除外）
調査方法	WEB アンケート調査
調査期間	2013 年 12 月 24 日～12 月 26 日

6. 属性と水準

選択型コンジョイントは、評価項目の属性と水準を定め、その各属性の各水準の組み合わせによる選択肢となる複数のプロファイルを表示して、その中から最も望まないプロファイルを選択してもらう質問形式である [2] 本研究の属性は国内版 CBI を参考に、表 2 の③～⑦を調査した。プロファイルは以下の通りである。

表 4 属性と水準の設定

	属性				
枠組み	水量の調節	水の浄化と生態系への負荷	緑地の利用	緑地の教育利用	金額
水準	10mm/h	1（きれい）	公共の緑地		2000
	20mm/h	2（ややきれい）			4000
	50mm/h	4（ふつう）	非公開の緑地	実施あり	6000
	60mm/h	8（きたない）		実施なし	8000
					支払わない
指標	1時間あたりの浸透可能量	BODの値	緑地の公開形態	非公開の緑地での教育の実施	￥

表 2 で示した CO_2 の固定、緑地の冷涼化効果については、本研究では評価に含めなかった。理由として、CO_2 の固定については市場価格の存在やシャドープライス等の知見が既に豊富であること、冷涼化効果については研究がまだ発展段階にあり、効果の定量化が困難であるということの 2 点が挙げられる。

また水準を 5 つ以下に抑えることで、回答者が混乱し回答の精度が著しく低下することを回避することが出来る。

7. 結果

推定結果は、栗山浩一著「EXCEL でできるコンジョイント」を用いて算出した [3]。回答の分析にはランダム効用モデルを用いた。結果を表 5 に示す。プレテストの結果、1%未満の水準で統計的に有意な値となった。

コンジョイント分析で得られた全体回答における限界支払意志額を表 6 に示す。各属性で単位あたりの変化があった際の支払意志額を、世帯あたりの結果となっている。

表 5 コンジョイント分析の結果

推定結果

N	400
対数尤度	−367.193

	係数	t値	p値	
税金額(¥)	0.0002	7.589	2E−13	***
水害の抑制(mm/h)	0.0173	4.709	3E−06	***
水質の改善(mg/L)	0.1675	5.181	4E−07	***
緑地の公開(Y/N)	1.5618	9.044	7E−18	***
教育の実施(Y/N)	1.0593	5.563	5E−08	***

表 6 限界支払意志額

評価属性（単位あたり）	全回答者(¥/世帯あたり)
雨水浸透効果（10mm/h）	796 円
水質の改善（BOD: 1mg/L）	770 円
緑地の利用（非公開⇒公開）	7180 円
教育の実施（年）	4870 円

8. まとめ

都心部と山間部の限界支払意志額には 2 倍～5 倍程度の差が見られた。これは都心部の回答者にとって緑地は希少であり、緑地から提供される便益が大きく評価されたためと考えられる。また、山間部は人口密度が低く、特定の緑地を利用する人数が都心部と比較したときに少なくなる。そのため、緑地の面積が都心部と山間部で同等であっても、面積あたりの評価額には 100 倍程度の差が現れた。

9. プレテストの妥当性

表 5 での金額の水準設定が妥当であるか検証するために、プレテストでは同時に支払カード方式による CVM を行った。推計は栗山浩一著「EXCEL でできる CVM」[3] を、分析には対数線形ロジットモデルを用いた。“緑地の利用”“緑地の教育利用”の評価額は、コンジョイント分析の結果と比較した際の 1/3～1/4 となり、金額に対する抵抗回答は得られなかったものの、8000 円の選択肢のみが明示されたプロファイルでは、支払意志を示さなかった回答者が過半数となった。上記の理由にから、本調査では、金額の水準設定を「1000, 2000, 3000, 4000」と変更して行った。

参考文献

1) 国土交通省都市局　公園緑地・景観課, 都市の生物多様性指標（素案）活用の手引き, 05.2013
2) 鷲田豊明, 環境評価入門, 1999
3) 栗山浩一, 初心者のための環境評価額入門, 2013

地域の安全性・頑健性評価手法の試行：地域の持続可能性評価に向けて

Study on the Assessment of Vulnerability and Toughness in the Region:
Toward the Regional Sustainability Assessment

○栗島英明*[1)]、中谷 隼[2)]、中口毅博[1)]、遠藤はる奈[1)]
Hideaki Kurishima, Jun Nakatani, Takahiro Nakaguchi, Haruna Endo
1) 芝浦工業大学, 2) 東京大学
* kurikuri@sic.shibaura-it.ac.jp

1. はじめに

持続可能な社会の実現のためには生活実感を反映する地域レベルでの持続可能性の実現が不可欠である。一方で、地方の多くは、高齢化や人口減少、地域格差の拡大、自治体財政危機などの問題を抱えており、地域の持続可能性の脅威となっている。こうした現状を踏まえ、報告者らは、環境省第Ⅱ期環境経済の政策研究「地域内外の影響を考慮した環境・経済・社会の評価指標と測定手法の開発」において、自然資本、人工資本、人的資本、社会関係資本という4つの資本に着目した地域における持続可能性を評価する枠組み・指標の検討を行なってきた。

また、東日本大震災およびそれに伴う津波、原子力発電所事故は、これまでの経済性・効率性重視の社会経済システムの脆さを浮き彫りにした。エネルギーシステムやサプライチェーンシステム、廃棄物処理システムなどがその例としてあげられる。こうしたことから、新たな指標・枠組みには、システムの安全性や頑健性といった従来の指標では評価されてこなかった点も含む必要があると考える。

以上を踏まえ、本研究では、地域の持続可能性評価に向けて、地域の安全性(脆弱性)・頑健性を評価する方法について検討し、試行を行った。

2. 評価手法案

2.1 安全性(脆弱性)評価

安全とは、ISO/IEC[1)]によれば、“freedom from unacceptable risk (受容できないリスクがないこと)”とされる。リスクの定義は学問分野によって様々であるが、一般的には「結果の重大さ(hazard)とその発生確率(probability)の組み合わせ」で表される。そこで安全性評価は、①リスクを特定する、②その発生確率とハザードの大きさを評価する(リスク評価)、③その組み合わせが受容可能なレベルかどうかを判定する(リスク判定)、という手順を取ることとした。

地域を脅かすリスクは、地震や洪水のような自然災害に加え、環境・資源問題、人口減少、高齢化、地域経済の停滞、財政危機など様々であるが、イギリス国際開発省(DFID)[2)]ではこれを“Shock”と“Stress”の2つに大きく分類している。“Shock”は、自然災害や経済危機、大事故、伝染病の流行、テロなどのように「即座に、かつ目に見えるようなダメージをもたらす突発的で強力な事象」を指す。一方“Stress”は、人口減少、高齢化、経済格差(貧困問題)、インフラの経年的な劣化など「じっくりと、かつ目に見えにくいが確実にダメージを蓄積させる慢性的な事象」を指す。本研究ではどちらも地域の持続可能性に影響を及ぼすものと捉えている。また、被害のエンドポイントとしては、本研究プロジェクトの特徴である、自然資本、人工資本、人的資本、社会関係資本の4つを設定した。

発生確率とハザードの大きさについては、工業製品のリスク評価に使用される R-Map(リスクマトリクス)法を用いることとした[3)]。ハザードの大きさは、None(無傷)、Negligible(軽微)、Marginal(中程度)、Critical(重大)、Catastrophic(致命的)の5段階で表され、発生確率は、Incredible(全く考えられない)、improbable(まず起こり得ない)、remote(起こりうる)、Occasional(時々発生する)、Probable(しばしば発生する)、Frequent(頻発する)の6段階で評価される。そしてこのマトリクス(表1)の A・B 領域にプロットされたリスクを、地域にとって受容できないリスクとし、次の頑健性評価の対象とした。なお、この方法は、カナダのブリティッシュコロンビア州などでも行われている[4)]。

表1 リスクマトリクス(中村 2012 を改変)

	0:無傷	1:軽微	2:中程度	3:重大	4:致命的	
5:頻発	C	B3	A1	A2	A3	
4:しばしば	C	B2	B3	A1	A2	
3:時々	C	B1	B2	B3	A1	
2:起こりうる	C	C	B1	B2	B3	A1
1:まず起こりえない	C	C	C	B1	B2	A1
0:全く考えられない	C	C	C	C	C	A1

2.2 頑健性評価

頑健性については、UNDP や DFID の“resilience”の定義を参考に、「地域社会(個人、家庭、コミュニティ、政府など)が、“Shock”や“Stress”を予見し、その影響に対して抵抗したり、それをうまく吸収・管理しながら、

危機的な状況を乗り越える能力」と定義した。そして、その能力については、前述のリスクの考え方と Park の研究 [5]を踏まえ、「発生確率を下げる(防災)」ものと、「被害を小さくする(減災)」ものとに分け、さらに後者として「耐える・はね返す(頑強性)」「吸収する・受け流す(柔軟性)」「合わせる・適応する(適応性)」「すぐに元に戻す(回復性)」の 4 つを対象とした。

以上を踏まえ頑健性評価は、①リスクとその影響を構造化する、②リスクへの対策主体と対策案をリストアップする、③リストアップされた対策案の達成度を判定(4 段階評価)する、という手順を取った。

3. 評価手法の試行

以上の評価手法の試行を愛媛県喜多郡内子町役場において、町職員を対象としたワークショップ形式で行った。試行は安全性評価を 2013 年 11 月 18 日、頑健性評価を 2013 年 11 月 26 日に実施した。参加者数は 12 名であり、4 人ずつ 3 班に分かれて作業を行った。

3.1 安全性(脆弱性)評価

評価の前に、前述の評価手法と“Shock”と“Stress”の考え方について解説し、検討するリスクは自然災害だけでないことを説明した。その後、3 つの班に分かれてリスクの特定、リスク評価、リスク判定を行った。

その結果、「南海トラフ地震」「洪水」などの自然災害に加え、「人口減少」「少子高齢化」「公共施設の老朽化」などが A・B 領域にプロットされた。“Shock”系だけでなく、“Stress”系のリスクも抽出されており、自らの地域の安全性や脆弱性を評価することが可能であることが確認された。また、この情報は、自治体政策を検討する際にも有効である。

しかしながら、試行によって以下の様な手法の改善点も明らかになった。まず、慢性的な“Stress”のハザードと発生確率の評価は、急性的な“Shock”と比べてわかりづらく、評価手法の改良が必要である。関連する事項として、引き起こされる影響が直接的なものと、間接的なものとが混在しており、その整理が必要である。また、リスクを評価する際、試行では発生確率から先に評価を行ったが、すでにリスク特定の段階で、参加者の多くがハザードの大きさでリスクをスクリーニングしており、ハザードの評価を先に行うほうが効率がよい。さらに、特定されたリスクは他地域でも共通するリスクであることから、漏れを防ぐためにも懸念されるリスクリストを予め提示することが有効と考える。

3.2 頑健性評価

評価の前に、前述の「防災」「減災」および「頑強性」「柔軟性」「適応性」「回復性」について解説し、防災に偏らない対策案を検討することを説明した。また、頑健性評価の第 1 段階であるリスク要因とその影響の構造化については、時間の関係上、報告者らが実施し、その結果をワークショップ参加者に提示した(図 S1)。

安全性評価で対応すべきリスクとされたにものについてすべて頑健性評価を行った。スペースの都合上、「少子高齢化」に関する評価結果のみを表 2 に示した。本手法は、自らの地域の頑健性を評価することが可能であることが確認された。また、この情報は、自治体政策の優先順位を検討する際にも有効である。

ただし、リスクに対する対応策として、防災と減災に分けて検討したが、やはり防災的な対応策が多く、減災的な対応策が少なかった。、また、安全性評価と同様にすべてを自発的に検討することは難しく、対応策についても予めリスト化しておく必要があると考える。

表 2 「少子高齢化」の頑健性評価結果

対応策	達成度
安全な子育て環境の整備	△
医療費、生活支援	○
結婚支援	×
出産費用の支援	◎
育児費用の支援	○
子連れ世帯の受け入れ	△
検診の受診率の向上	△
趣味の場の提供	○
福祉の充実	○
働く場所の確保	△
デマンドバスの運行	○

4. おわりに

本研究では、地域の安全性(脆弱性)・頑健性を評価する方法についての検討と試行を行った。その結果、改善点はいくつか明らかになったものの、地域の持続可能性評価に向けた安全性・頑健性評価の枠組みが確立できた。今後は、試行の結果を踏まえた手法の改良を行い、他の地域における適用を目指したい。

引用文献

1) ISO/IEC. *Guide 51 Safety aspects ‒Guideline for their inclusion in standards*, (1999).
2) The Department for International Development. *Defining Disaster Resilience: a DFID approach paper*, DFID, (2011), 20p.
3) 中村昌允. 技術者倫理とリスクマネジメント, オーム社, (2012), 272p.
4) Province of British Columbia. *Risk management guideline for the BC public sector*, (2012), 22p.
5) Park, N. *Sustainable Urban Regeneration*, 03, (2010), pp18-24.

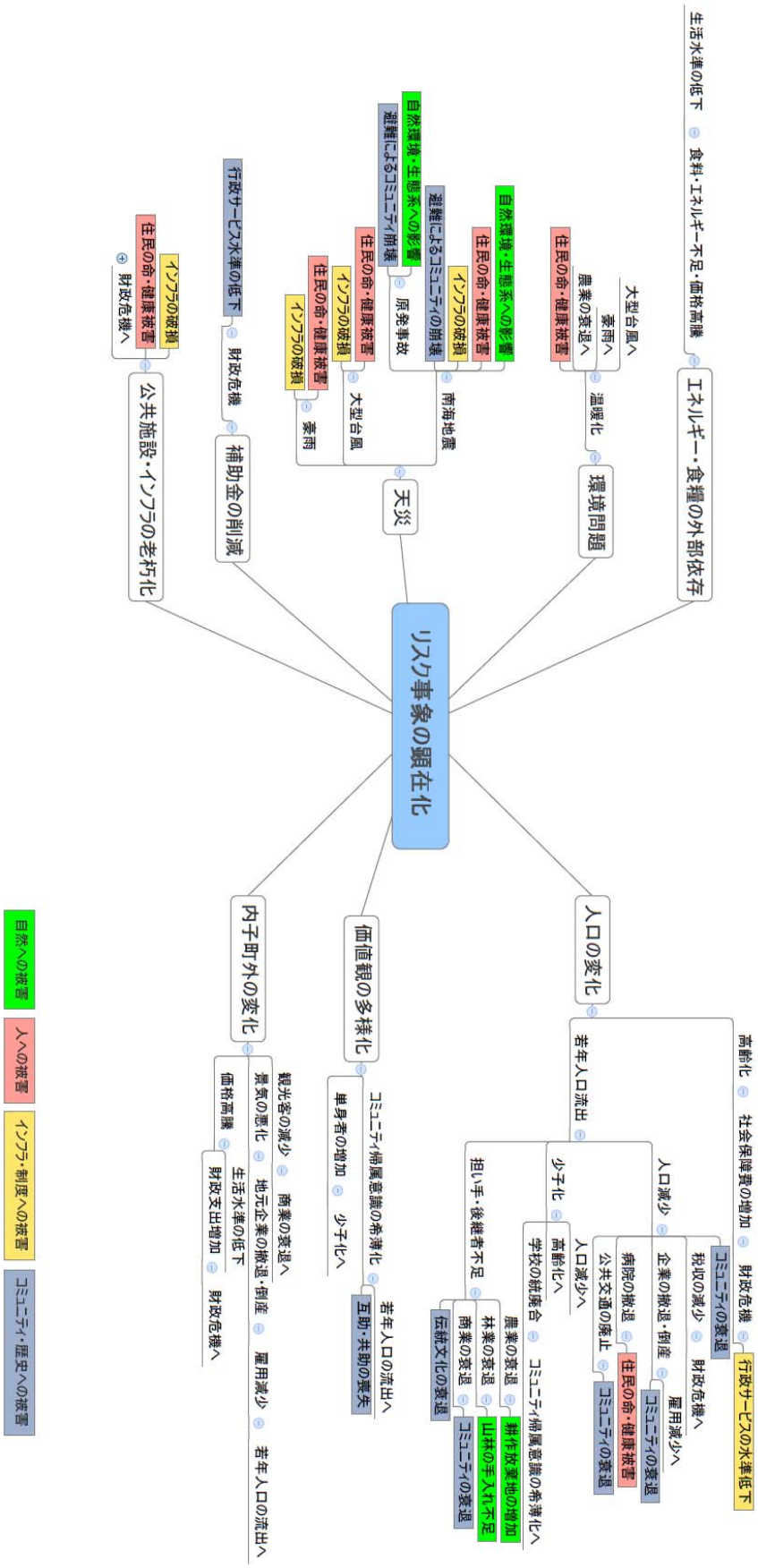


図 S1　リスクとその影響の構造化

持続可能社会シナリオ作成のための
社会の価値観に基づく社会像構築の試み

An Approach to Constructing Social Visions based on Social Needs toward Developing Sustainable Society Scenarios

○三宅岳[1)]、木下裕介[1)]、水野有智*[1)]、松橋啓介[2)]、村山麻衣[2)]、林和眞[2)]、梅田靖[3)]
Gaku Miyake, Yusuke Kishita, Yuji Mizuno, Keisuke Matsuhashi, Mai Murayama, Hwajin Lim, Yasushi Umeda
1）大阪大学, 2）国立環境研究所, 3）東京大学
* mizuno@mech.eng.osaka-u.ac.jp

1.はじめに

福島の原発事故や少子高齢化などの様々な社会問題を抱える我が国は、持続可能社会の実現が望まれているが、目指すべき持続可能社会の具体的なイメージが明確となっていない。これまで持続可能社会像の明確化に対して有効なアプローチとして、シナリオ作成というものが実行されてきた[1)]。ここで「シナリオ」とは、望ましい、あるいは望ましくない将来の状況と、現在から将来までの一連の流れを記述したものである[2)]。一般に、シナリオ作成手法の一つとして、目標となる将来を最初に設定し、そこから現在に遡るバックキャスティング(BC)がある[3)]。持続可能社会の実現には社会の不連続な変化が必要だと考えられるため、BC が有効であるといわれている[3)]。

本研究では、持続可能社会シナリオを BC で作成するために、我々の研究グループが開発してきたBC型シナリオ作成手法[4)]を改良し、社会で共有されうる価値観(社会の価値観)に基づく将来像の記述を支援する手法を提案する。

2.BC シナリオ作成手法

2.1 アプローチ

著者らは、将来の状態とそれに至る一連の流れを、シナリオ記述終了年での状態とする将来像と、記述開始年から記述終了年に向けた変化の過程とする移行過程であると定義した[4)]。

持続可能社会シナリオでは、個人の価値観や住んでいる地域などの違いによって、人によって持続可能社会に対する具体的な将来像が異なりうる。

この観点からすると、著者らが提案してきた因果的逆方向の思考を支援するためにロジックツリーを用いる BC 型シナリオ作成手法[4)]には、以下の課題がある。

- サブシナリオとして将来像と移行過程の違いが考えられるが、将来像と移行過程の区別がないため、サブシナリオの違いが不明確である。
- 社会の価値観に応じて異なる将来像があり得るが、それらの発想支援がない。

これらの課題を解決するために、著者らは、従来研究[4)]の中で定義されたロジックツリーを用いて因果関係を整理し、将来像と移行過程を区別する BC 型シナリオ作成手法を提案する。また、価値観や地域などの違いから、将来像の異なる方向性を決定し、複数の異なる将来像の発想支援を行う。

2.2 ロジックツリーの表現

本研究では、ロジックツリーに関して、サブシナリオの違いを明確化するために、将来像では具体的な状態の違い、移行過程では変化の過程の違いを表現する。そのために、以下のようにノードを定義する。

- ✓ 目標：シナリオ記述終了年で満足すべき状態
- ✓ ファクター：目標の構成要因
- ✓ ファクターの状態：目標の構成要因の状態
- ✓ イベント：目標の達成に必要となる手段

図 1 に示すように青い垂直な平面の将来像では、目標から全体-部分関係でファクターの状態を展開することで表現する。また、赤い水平な平面の移行過程では、将来像から目的-手段関係でイベントを展開することで表現する。

さらに、将来像の異なる方向性を示すために、以下のように定義するキーファクター(KF)を用いる。

- ✓ KF：人々の価値観が大きく異なるファクター

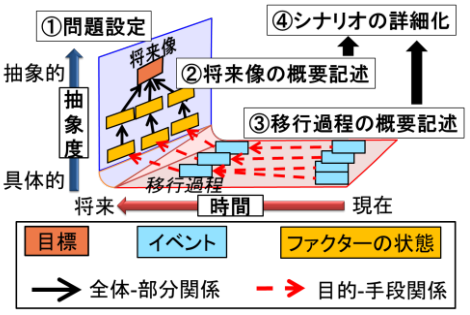


図 1　BC 型シナリオ作成手法の概念図

2.3 BC 型シナリオ作成手順

作成手順は以下の 4 ステップ(図 1 参照)である。

1. 問題設定・・・

シナリオで何を記述するのか明確化するために、タイトル、作成目的、背景などを設定する [4]。

2. 将来像の概要記述・・・

ファクターを発想して設定し、社会の価値観の代表とする集団に対して、ファクターの重要度を調査する。その結果をファクターに関して各人の重要度の平均値と重要度の標準偏差について整理したマトリックス(図 2 参照)を用いながら、将来像の異なる方向性を示すために、KF を設定する。KF の状態を複数設定し、それらの組み合わせから将来像が異なるサブシナリオを構築し、ロジックツリーを全体-部分関係で展開していき、サブシナリオの概要であるストーリーラインを記述する。

3. 移行過程の概要記述・・・

ロジックツリーを目的-手段関係で展開していき、将来像を実現する移行過程についてストーリーラインを記述する。

4. シナリオの詳細化・・・

現状分析・ロジックツリーを因果的順方向に辿る・定量評価を行い、シナリオを詳細に記述する [4]。

3.ケーススタディ

ケーススタディとして、2050 年における日本の持続可能社会シナリオを作成した。

1. 問題設定・・・

作成手順に沿って、問題設定を行った。

2. 将来像の概要記述・・・

松橋らの研究 [5]に基づき開催した専門家ワークショップの議論より、持続可能な発展の目標として 4 分野(個人、社会、経済、環境)に対して、各 3 項目(健康、資源など)を決定した。これら 12 項目をファクターと設定した。大阪大学の教員(3 名)と学生(15 名)を対象にファクターの重要度についてアンケート調査を実施した。その結果を図 2 に示す。

図 2 から、国民の生活状況に大きく影響する生活満足度と製品普及に大きく影響する資源を KF と決定し、生活満足度に関して、「個性を尊重する社会」と「協調性を尊重する社会」、資源に関して「脱物質化社会」「物質循環型社会」という状態を設定した。これらの状態を組み合わせることで 4 つのサブシナリオを構築した。各サブシナリオのストーリーラインの一部を図 3 に示す。例として、D シナリオに着目すると、経済的豊かさを追求し、産業では大量生産が行われているが、環境を考慮して製品の迅速循環が主流であるだろうとなった。

4.考察

将来像と移行過程について別々に記述する支援と，将来像の異なる方向性を示すための KF の抽出に対する支援の可能性を示したが、KF の状態を設定する際の支援がなく、将来像において独立で整合性のとれたサブシナリオを作成するための支援が不足していることが考えられる。

5.まとめ

今回、社会の価値観から複数の将来像を発想支援するために、将来像と移行過程を区別したロジックツリーとアンケートから KF を抽出する BC 型シナリオ作成手法を提案した。今後の課題として、KF の状態と複数の移行過程に対する発想支援がある。

引用文献

1) G Gallopin. et al.: “Branch Points:Global Scenarios and Human Choice”, (1997)
2) P Schwartz : “The Art of the Long Viea”, Currency Doubleday, New Tork, (1991)
3) Karl H Dreborg : Futures, 28 (9) , (1996) , pp 813-828
4) Mizuno Y. et al.: Proc. of ASME IDETC/CIE, Chicago, (2012), DTEC2012-70850
5) 松橋啓介ほか: 環境科学会誌, 26 (3) , (2013) , pp 226-235

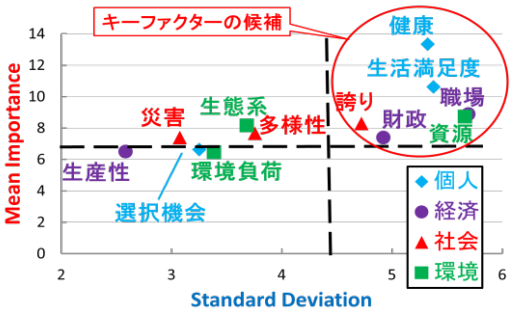


図 2 ファクターの分布図

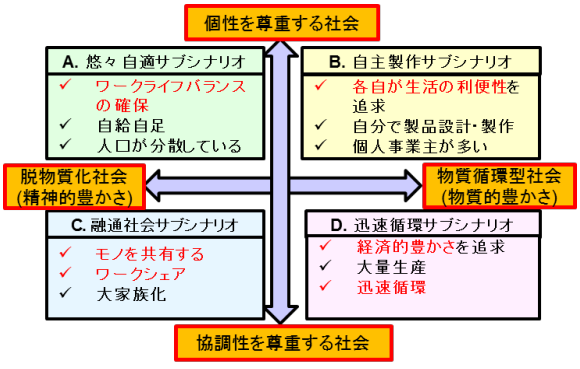


図 3 ストーリーラインの一部

ライフサイクル思考に基づく製品のサステナビリティ情報開示の動向分析

Trend analysis of disclosure of product sustainability information based on life cycle thinking

○中野勝行*[1)]、根岸華子[1)]、胡桃澤昭夫[1)]、神崎昌之[1)]
Katsuyuki Nakano, Hanako Negishi, Akio Kurumizawa, Masayuki Kanzaki
1）産業環境管理協会
* nakano@jemai.or.jp

1. 背景と目的

欧州における環境フットプリント（EF, Environmental Footprint）など、ライフサイクル思考に基づいた製品のサステナビリティに関する情報開示を推し進めるイニシアティブが世界各地で展開されている。しかし、英国の流通企業 Tesco 社は 2007 年に「自社ブランドの 5 万製品にカーボンフットプリント（CF）ラベルを貼付する」と宣言したが、2012 年に方針転換し、現在店舗における CF 表示をほぼ中断している[1)]。そこで、本報では各種イニシアティブを分析し、今後の情報開示のあり方について考察する。（特に記載がない限り、本報における状況は 2013 年 12 月時点のものである）。

2. 調査対象および調査方法

政府など公的機関による関与のある（あった）イニシアティブを中心にホームページ公開資料、国際会議による発表情報および筆者らとの意見交換をもとに分析した。

3. 結果

3.1 Carbon Trust 社

同社は 2001 年に英国政府の資金援助によって設立されたが、2013 年からは英国政府からの支援がなくなり、民間企業として活動している[2)]。Tesco 社の CF 表示等を支援してきたが、前述の通り、現在は製品の CF 表示はほぼ店頭で見ることができない。

同社は新たなラベルとして Reducing CO_2 ラベルの発行を進めている。当ラベルは製品ブランド向上を目的としており、継続的な CF 削減へのコミットメント/実績と、組織の低炭素化へ向けたマネジメント体制が検証対象であることが特徴として挙げられる。

現在、CF の他に水資源消費量の削減、廃棄物排出量の削減を証するラベルもそれぞれ新たにサービスに追加している。

3.2 フランス環境・持続可能開発・エネルギー省

2011 年 7 月から 1 年間にわたり、国内で流通する商品に環境負荷に関する情報を表示する「環境負荷情報表示実験」が実施された。表示方法に関する詳細なルールは定まっておらず、企業ごとに様々なコミュニケーション方法が試行された。

試行事業の結果、消費者の関心の高さは確認されたが、消費者行動への影響は小さかったと分析された。また、消費者は透明性と第三者もしくは公的機関による保証を要求していることが明らかになった[3)]。

3.3 欧州委員会環境総局

EF と称し、LCA に基づいた欧州統一の環境情報開示の仕組みを欧州委員会は検討している。2013 年 10 月からは試行事業が開始され、3 年間かけて算定・コミュニケーションの方法が試行される。本取組では比較可能性の追求を掲げており、ISO14040/14044 よりも詳細なルールが作成されている。

欧州委員会の担当者は本活動の背景を「多くの環境ラベルが市場にあり、消費者は混乱している。どの製品が環境にやさしいか判断できるよう、環境性能を適切に評価するための欧州統一のルールが必要」と説明している。

フランス政府は欧州委員会の環境フットプリントのイニシアティブを歓迎しており、既存の自国制度との整合性確保を検討している。

フランスに拠点を置く多国籍企業（食品・飲料業）は「各国で多くのルールができると多国籍企業としては対応が困難。また、数値表示をした際、他社が他の算定方法でより低い数値を表示されると困る。欧州（できれば世界）統一ルールを作ることは賛成。」とコメントした。

3.4 英国 Product Sustainability Forum

製品の持続可能性向上に関する取組を行うフォーラムである。大手流通業の他、大手食品企業、環境 NGO も参加している。本取組では LCA を用いてホットスポット分析を行い、改善への取組を支援している。ホットスポット分析には独自に収集したデータの他、過去に実施された様々な LCA 研究や定量的環境ラベルのデータを用い、製品群レベルで評価を行っている。

本分析結果をもとに、サプライチェーン内における改善点の抽出、改善方法のガイド、改善効果の把握に

注力している[4]。

4. 考察

2007 年に Tesco 社が開始した製品の CF 表示の取組は、我が国の他多くの国・地域において同様の取組を誘発させた。比較可能な数値が表示された製品が小売店の販売棚に並ぶ状況は、各種調査の結果からも消費者ニーズが少なからずある。

しかし、Tesco 社は現在自社ブランド製品への添付を中断しており、活動の方針転換を行っている。その原因として、複雑な算定実務などに起因するコストが挙げられ、それらが想定以上となったことが過去の Carbon Trust 社の経験から英国関係者の中で共有されたのではないだろうか。

現在、Carbon Trust 社は絶対値表示によるコミュニケーションから削減実績（自社内比較）にすることで仕組みの簡素化を図り、企業から支持を得ている。また、英国 Product Sustainability Forum のように算定精度を追求せず、製品群別の評価をもとに改善活動へ注力するイニシアティブが多くの企業の参加のもと進められている。

これら英国の経過を図 1 に整理した。①当初は製品間の比較可能性も意図して絶対値表示を追求するが、多くの技術的・経済的課題に直面し、持続的なイニシアティブの運営が困難になる。その後、②企業間で算定方法の整合性が低くても実施可能な削減実績（自社内比較）主張や、精度が低くても可能なホットスポット分析による改善点抽出など、比較的低コストな算定で得られる結果を利用し、それによる便益を最大化しようという活動に移ったと言えるのではないだろうか。

比較可能性を担保するには様々な必要条件を満たす必要がある。たとえば、他社製品も含めた比較主張を実現するには、社会的に合意された国際的な LCI データベースが必要である。しかし、このようなデータベースの構築は当面見込めない。そのため、当面は他社製品間での比較可能性（絶対値表示による受動的な比較を含む）の確保が困難であることを前提にし、可能な範囲で得られる成果の活用に重点を置くことが重要ではないだろうか。ただし、欧州委員会やフランス政府による強力なインフラ構築活動が仮に行われると、個々の企業による費用負担が下がり、比較可能性を追求する動きが実現する可能性もある。

5. 結論

英国では政府支援により Carbon Trust 社が製品 CF の絶対値表示を試みたが、民営化後は費用対便益が取れずに普及せず、現在は削減主張（自社内比較）や改善点抽出といった目的で CF が活用されている。今後日本の CF プログラム運営者としてこれら経緯を参考にしつつ、欧州委員会等におけるインフラ構築の動向を確認する必要がある。

引用文献

1) たとえば、The Financial Times Limited: Tesco steps back on carbon footprint labelling. <http://www.ft.com/intl/cms/s/0/96fd9478-4b71-11e1-a325-00144feabdc0.html> (2012) (2014-1-9 閲覧)
2) Carbon Trust: Annual Report 2012/2013 (2013)
3) Ceci-Renaud N, Khamsing W T: Consumer faced with environmental labeling. 74, Department of the Commissioner-general for Sustainable Development (CGDD) (2012), p. 1-22
4) Product Sustainability Forum: An initial assessment of the environmental impact of grocery products(2013)

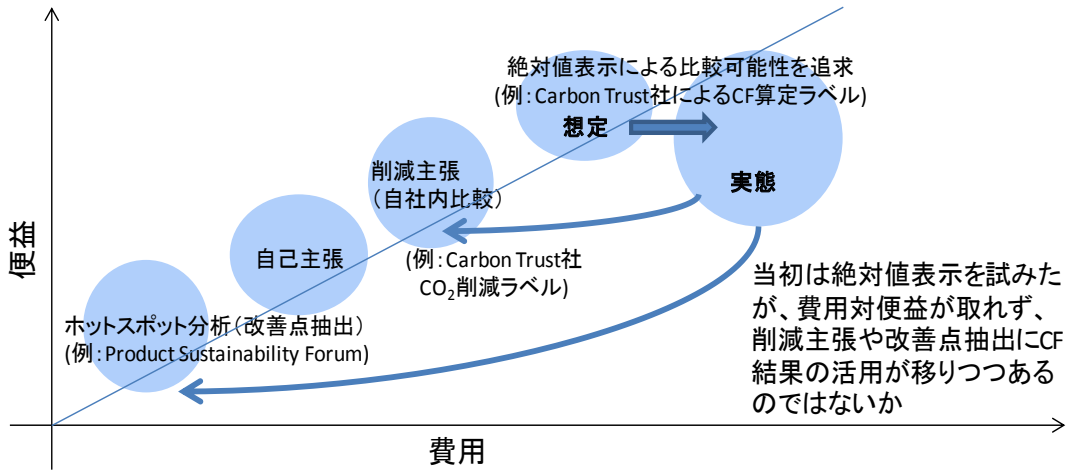


図 1　英国における CF 算定・表示の目的の変遷

LCA 結果の妥当性とその表示方法の検討

Study on the Reproducibility of LCA Result and Labeling Method

○津村　守*1)、梁　瑞録 1)

Mamoru Tsumura、 Ruilu Liang

1）秋田県立大学

* mamorutsumura1@cello.ocn.me.jp

１．背景

ライフサイクルアセスメント（LCA）は、資源採取から製造、流通、使用、廃棄に至るまでの製品の一生涯（ライフサイクル）で、環境に与える影響を分析し、総合評価しようという手法である。消費者はエコリーフやカーボンフットプリントなどの環境ラベルを通じて客観的な評価に基づく環境負荷情報を入手することにより、一層環境負荷の少ない製品を選択することで環境負荷の低減に貢献でき、選択的な購買を促進し、生産者の環境配慮を促すことが可能となる。しかし一方では、インベントリ分析におけるリサイクル材料の使用の効果としてもたらされるリサイクル効果の計算と計上の方法が実施者により異なることもあり、エコリーフでもその現象がみられるなど、LCA 結果の妥当性に対する疑問が残る。また、このような環境負荷情報はその表示方法の相違などにより、環境情報に対する信頼性の低下が懸念され、消費者が正しく製品を選択できなくなるおそれがある。今後リサイクル材料の利用はますます増加していくと予想される。そこで本研究では、LCA 評価におけるリサイクルの取り扱い方法の問題点を明らかにして、その解決法を検討した。

２．研究の方法

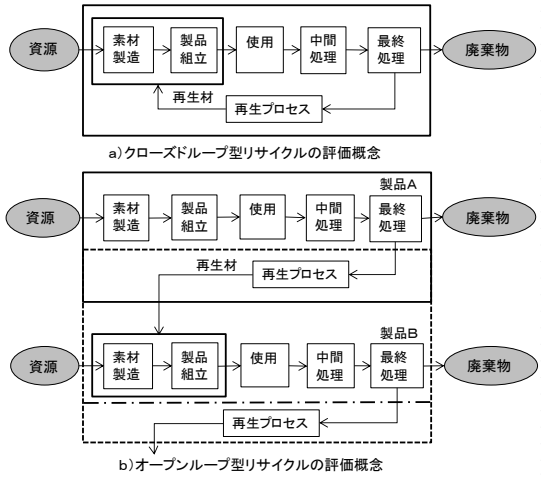


図1 クローズドループ型とオープンループ型リサイクルの概念図[1)]

図 1 に示したリサイクルの評価概念図には、クローズドループ型とオープンループ型に区分される。クローズドループ型のリサイクルの場合は環境負荷の減少量の二重計上現象は少ないが、図 1 のｂ）に示した 2 製品、あるいは他の 3 製品のオープンループ型のリサイクル場合はリサイクル材料の提供側と使用側の双方とも環境負荷の減少を計上し、二重計上現象が多く見られる。このリサイクル材料の利用による環境負荷の低減はリサイクル材料の提供側と使用側の協力で実現したものであり、リサイクル材料の授受双方を一体として総合的考える必要がある。そこで本研究では、3 製品以上のオープンループ型リサイクルを中心としたリサイクルによる環境負荷低減（CO_2 排出量を対象）の二重計上問題を分析し、その解消や、リサイクル効果の計上方法を検討した。

３．結果と考察

リサイクル材料を利用した使用済み製品のさらなるリサイクルに関しては、そのリサイクル効果を細かく配分しないで計上すると、リサイクル材の提供側と利用側はそれぞれ二重に環境負荷を計上してしまう。例えば、エコリーフにおけるリサイクル効果*とは、「1）他製品からリサイクルされた材料/リユースされた部品を用いる場合：他製品の回収工程環境負荷の増加分と、廃棄処分環境負荷の低減分。2）使用後に、他製品がリサイクル材料やリユース部品として転用した場合：回収品からの再生工程環境負荷の増加分と、他製品の素材製造環境負荷の低減分」と定義されている。この定義は、それぞれ単独で計上する場合は大きな問題がないが、連結して使用するとリサイクルによる環境負荷低減の二重計上問題が発生する。表 1 に製品 A（数社）の一部について、環境情報開示シートに記載した素材製造、素材のリサイクル効果、全ステージの合計（リサイクル効果あり、なし）の CO_2 排出量をまとめたものを示した。なお、物流、使用（使用段階のリサイクル効果）、廃棄ステージの CO_2 排出量は本研究への影響が小さいため省略し、また、製品の製造ステージにおけるリユース部品の生産も含まれるが、CO_2 排出量は素材製造の 4 割以下であり、本研究の結論に影響がないため省略した。製品 A はエネルギー消費型製品であり、リサイクル率の高い電気製品である。表 1 中、製品 a-1 から b-1 までの製品におけるリサイクル効果はそれぞれの素材製造の CO_2 排出量より大き

くなった。これは上記のリサイクル効果の定義により、二重計算してしまった結果によるものである。

上述の内容を説明するために、素材の製造ステージに利用された素材をすべて新素材あるいはすべてリサイクル材料の二つのシナリオを設定した場合のリサイクル効果について、本研究の結果とエコリーフの計算方法での結果を表 2 に示した。新素材（素材製造で CO_2 排出量を 100kg-CO_2 とする）を利用した使用済み製品の全量を他製品に転用した場合のリサイクルによる波及効果は-100kg-CO_2 であり、二重計上は起こらず本研究とエコリーフの定義で計算した結果に差は生じない。しかし、リサイクル材料を利用した使用済み製品を他製品に転用した場合は計算結果に差が出た。この原因はエコリーフの定義から、１）他製品からリサイクルされた材料を用いる場合の環境負荷は回収工程などの環境負荷の増減分をΔR（0 kg-CO_2 とする）とする。素材の製造ステージの CO_2 排出量がΔR のみを計上されているので小さい。また、２）使用後に、他製品がリサイクル材料やリユース部品として転用した場合のリサイクル効果は、回収品からの再生工程の環境負荷の増加分（ΔS とし、20 kg-CO_2 とする）と、他製品の素材製造における環境負荷の低減分（リサイクルによる波及効果、-ΔG とする）の合計である。結果として、この環境負荷の低減分が本研究の計算法とエコリーフのそれと異なった。すなはち、エコリーフの定義によると、リサイクルによる波及効果が-100kg-CO_2 となり、新素材利用の場合と同じの結果となる。この計算法で得た環境負荷の低減分が大きい。つまり、ΔG の値はΔS 値よりずっと大きいので、リサイクル効果は -80kg-CO_2 となり、素材の製造ステージの CO_2 排出量とリサイクル効果の合計はマイナスになった。これは、他製品（例えば製品 Y）からリサイクル材料を利用した場合の環境負荷減少分（既に製品Yに計上した）と、製品 A の使用後のリサイクル材料を別製品（例えば製品 B）に利用された場合の環境負荷減少分を二重計上してしまったことによるものである。正しくは、使用済み製品Yのリサイクル材料が製品Aに利用されたとき、製品 Y に-ΔG の環境負荷減少分をすでに計上しているので、製品 A の環境負荷はΔS だけではなく、（ΔS+ΔG）として計上すべきである。つまり、リサイクル材料の提供側と利用側の合計で、総環境負荷はΔS（= -ΔG+ΔS+ΔG）である。本研究では、素材の製造ステージの CO_2 排出量とリサイクル効果の合計は 20 kg-CO_2 であり、マイナスになることはない。また、本研究はいくつかの計算法を提案しており、表 2 の例では、同じ結果となったが、今後異なる条件を設定し、最適法を検討する必要がある。

表 1 製品 A の LCA 集計表 [2)]

（単位：kg-CO_2）

製品	①素材製造	⑦リサイクル効果	⑧排出合計（①～⑤）	⑨排出合計（リサイクル効果含①～⑦）	⑦リサイクル効果/①素材, %	①素材/⑧排出全体, %	⑦リサイクル効果/⑧排出全体, %
a-1	130	−515	604	87	396	22	85
a-2	305	−832	2370	987	272	13	35
a-3	57	−148	633	417	260	9	23
b-1	151	−645	585	−89	427	26	110
b-2	1675	−430	5329	4687	26	31	8
c-1	182	−105	304	188	58	60	35

＊備考 ②製品製造,③物流,④使用,⑤廃棄,⑥消耗品リサイクル効果は本研究影響が小さく省略した。
＊定義 ⑦リサイクル効果：本文中リサイクル効果＊部分参照

表 2 LCA 評価のリサイクル計上方法の検討結果

（単位：kg-CO_2）

シナリオ		A 素材の製造		B 使用済み製品の中間処理(Δ S)	C リサイクルによる波及効果（-Δ G）	D リサイクル効果(B+C)	E 素材＋リサイクル効果(A+B+C)	
		素材	CO_2	CO_2排出量			本研究	エコリーフの定義
本研究及びエコリーフ	①	新素材	100	20	−100	−80	20	20
エコリーフの定義	②	リサイクル材料	0	20	−100	−80		−80
本研究	②−1		100	20	−100	20	20	
	②−2		0	20	0	20	20	
	②−3		50	20	−50	20	20	

表 1 に示したように、リサイクルによる環境負荷低減の二重計上によりリサイクル効果が素材の環境負荷より大きくなる場合があるなど、結果がまちまちである。それに、製品 b-1 のように二酸化炭素排出量とリサイクル効果の合計がマイナスになる場合もあり、製品を利用することにより環境がよくなるという結果になり、消費者にとっては理解しにくい結果であると考えられる。

４．まとめ

3 製品以上のオープンループ型のリサイクルの場合における環境負荷低減の二重計上問題、リサイクル効果の計上方法を検討し、以下のことを明らかにした。

1) リサイクル材料の提供側と使用側を総合的に考える必要がある。

2) 二重計上問題の解消に対するいくつかの提案をした。例えば、リサイクル材料の提供側に環境負荷減少分を全量計上した場合には、その使用側の環境負荷は提供側の減少分を計上する必要がある。

今後、リサイクル材料の利用による環境負荷減少分の計上に関するリサイクル材料の提供側とその使用側の環境負荷への配分については、いくつのシナリオを設定し、分析して、その上で最適な配分方法を検討する必要がある。

引用文献

1) 伊坪徳宏，田原聖隆，成田暢彦，“LCA 概論”，（社）産業環境管理協会，東京，(2010)， P.86

2) （社）産業環境管理協会エコリーフ事務局，“エコリーフ環境ラベル”，（オンライン），入手先＜http://www.ecoleaf-jemai.jp/＞，（参照 2013-10-28）

小売店における定量的環境情報の開示と消費者行動の分析

Disclosure of quantitive environment information and analysis of a consumer behavior in a retail store

○市橋沙耶*[1)]、柴田真希[2)]、阿部浩司[3)]、伊坪徳宏[1)]
Saya Ichihashi, Maki Shibata, Kouji Abe, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) まちこらぼ, 3) 世田谷区,
*g1031022@tcu.ac.jp

1. はじめに

近年、容器包装リサイクル法の施行・改正に伴いごみの 3R が推進され、廃棄物の管理・再生率の向上に関する社会的関心が高まっている。しかし、ごみ総排出量は急激な減少はなく、且つ、焼却処理場が年々減少しており、依然として廃棄物問題は我が国の課題として認識される。その解決策として、家庭から排出される一般廃棄物の約 6 割（容積比）を占める容器包装廃棄物の排出抑制・再生への取組みが一層求められる。なかでも、PSP 製食品トレーの資源回収率は 27%と低いく、また、紙パックは回収率 43%と半分に至らない。

CFP をはじめとした“環境情報の見える化”に対する注目が高まる中、容器包装廃棄物を対象として CO_2 削減効果を定量的に開示することにより消費者行動を再生率の向上に繋げることが期待される。

本研究では、LCA の考え方を用いて PSP 製食品トレーのバージントレーとリサイクルによって作られたエコトレー評価比較・牛乳パックの評価を行うとともに、これらの定量的な環境情報として店頭開示する。それにより、回収・再生に向けた行動の変化やごみの発生抑制にどのような影響があるかアンケートにより調査・分析する。

2. 方法

2.1 評価対象・システム境界

本研究では、主に紙パックと PS 製食品トレーを評価対象とする。基準フローは、紙パック 1 枚と PS 製食品トレー1 枚として評価対象物質は CO_2 とした。以降は、紙パックに関する内容を示す。

図 1 にシステム境界を示す。紙パックは、製造段階から廃棄段階の全てを含む。また、回収率 0%（回収が全く行われていない状態）・回収率 42.9（現在の回収率）・回収率 100%の 3 つで回収率別での評価も行った。

2.2. インベントリ分析

2.2.1. データ収集

財団法人政策科学研究所が出している「容器包装ライフサイクルアセスメントに係る調査事業報告書」[1)]の 2 次データを用いて評価を行った。

2.2.2. 計算方法

LCA ソフトウェア MiLCA を使用してインベントリ結果を算出した。

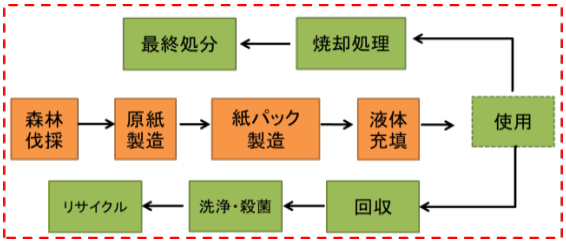


図 1 紙パックのシステム境界

2.3. 開示・アンケート調査方法

紙パックをスーパーの回収 BOX に入れた場合の CO_2 排出量の削減効果を POP やポスターとして、世田谷区内のスーパー4 店舗にて開示した。

店内のトレーの回収 BOX やトレー商品・紙パックの売り場にて約 1 ヶ月間開示した後、消費者に対し無差別にアンケート調査を行った。アンケート項目及び結果は図 3 と共に示す。

3. 結果

3.1. 評価結果

紙パック CO_2 算定結果を図 3 に示す。CO_2 総排出量は、回収率 0%は 55.24 g-CO_2、回収率 42.9%は 50.67 g-CO_2、回収率 100%は 43.84 g-CO_2 という結果が算出された。

1 枚回収し再利用を繰り返すことにより、12g-CO_2 削減が可能である。この結果から、リサイクルにより CO_2 排出量は 2 割削減できることが分かった。特に、製造段階は廃棄段階より燃料使用量が小さくなるため、このような結果が得られた。

3.2. アンケート集計結果

図 3 にアンケート調査の単純集計結果を示した。世田谷区内のスーパーで計 4 日間調査を行い、917 サンプル（男性 10%、女性 90%）を収集した。そのうち、世田谷区民が 95%であった。集計結果として、紙パックのリサイクルを行っている人が約 41%、ごみとして処分している人が 44%と、ほぼ同等の割合となった。環境情報の開示に関する項目では、今回の 1 か月間の

7%であった。また、図 4 に環境情報に気づいた人の割合とスーパーへの来店頻度の関係について示す。来店頻度が高い人ほど、掲示に気付きやすいことがわかる。他に、情報開示が役に立つと考えている人が 77%に達し、かつ今後も情報開示を拡充していくべきだと考える人が 97%以上という結果が得られた。この結果は、環境情報の開示に消費者の期待と関心が高まっていることを強く示す。

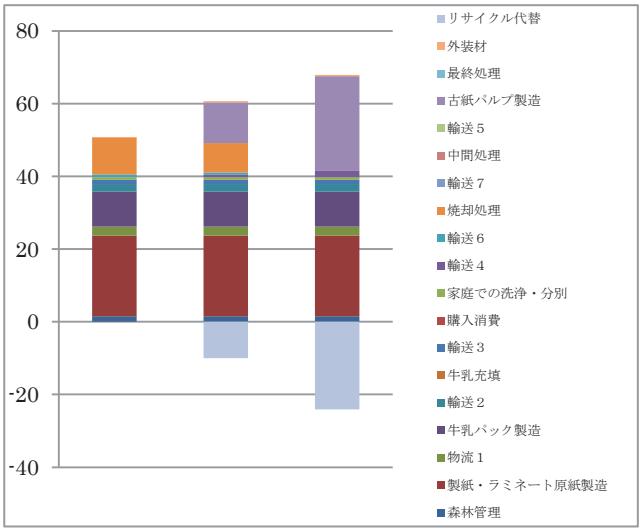


図 3　CO_2 算定結果

3.3. クロス集計結果

この結果をもとにクロス集計を行った。

表 2 に、「日頃紙パックを正しい処分をしているか」という行動と「紙パックに関する環境情報に気付いたかどうか」という気付きを示した。また、図 6 にはトレーについて示す。これより、環境に関心のある人ほど環境情報に気付きやすいという傾向は得られなかった。

次に、ノントレー商品に関して表 4 に示す。アンケートの Q3「ノントレー商品をどう思うか?」と Q4「売り場の環境情報に気づいたか?」の分析結果である。この結果は、紙パックとトレーとは反対に、環境に関心がある人は環境情報に気付きやすいことが分かった。

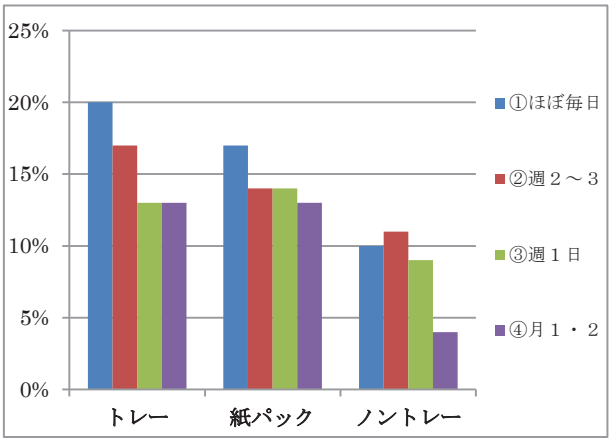


図 4　環境情報に気づく人の割合と来店頻度の関係

		環境情報	
		①　気付いた	②気付かなかった
行動	Ⅰ,行動している	66(18%)	298(82%)
	Ⅱ,行動してない	65(15%)	357(85%)

表 2　紙パック　行動と情報の気付きの関係

		環境情報	
		①　気付いた	②気付かなかった
行動	Ⅰ,行動している	85(22%)	306(78%)
	Ⅱ,行動してない	84(17%)	417(83%)

表 3　トレー　行動と情報の気付きの関係

		Q4	
		①　気付いた	②　気付かなかった
Q3	①環境配慮のため買う	42(62%)	248(38%)
	②気にならないので買う	19(28%)	216(33%)
	③あまり買わない	1(1%)	86(14%)
	④買わない	6(9%)	96(15%)

表 4　クロス集計結果（Q3 - Q4）

4. おわりに

本研究では、紙パックの回収率別の CO_2 排出量の算定を行った。その結果、回収率が 100%に向上することで CO_2 排出量を 2 割削減できた。これらの情報を消費者に対し店頭で開示し、アンケート調査を行った。これより、消費者の環境に対する関心は非常に高いと対し店頭で開示し、アンケート調査を行った。

これより、消費者の環境に対する関心は非常に高いという結果が得られ、また、ノントレー商品においては、環境に関心がある人は環境情報に気付くことが多いことも分かった。

全体の環境情報の認知度は約 15%と非常に低い結果であったが、本研究の環境情報の開示をきっかけに、資源回収に協力する人が 7%いた。以上より、今後も継続して環境情報を開示することの意義が証明された。他にも、調査と合わせて説明を行ったり、リーフレットを配る等の積極的なアプローチや店頭に回収 BOX や環境情報を設置することが必要である。また、消費者・店舗・情報発信する我々が連携をとり、環境情報の認知度向上のための取り組みを行っていくことがより一層求められる。

参考文献

1)　財団法人政策科学研究所　「容器包装ライフサイクルアセスメントに係る調査事業報告書」

経済実験を用いたカーボンフット貼付製品の購買意思決定の影響分析

Analysis of Purchase Decision-making for Products with Carbon Footprint Using Economic Experiments

○田村治顕*1)、赤井研樹 1)、西野成昭 1)
Haruaki Tamura, Kenju Akai, Nariaki Nishino
1) 東京大学
* tamura@css.t.u-tokyo.ac.jp

1. 研究背景と目的

地球温暖化の影響が顕在化している昨今において、個人レベルで温室効果ガス(GHGs)の削減努力を行う事が求められている。その一方で環境配慮を度外視し利便性や経済性を重視するという問題が存在する。この問題は、個々の意思決定主体にとって合理的な行動が、社会全体の観点から見ると望ましくない結果をもたらす社会的ジレンマの一つである。この問題に対して、製品の消費者に GHGs 削減につながる行動を促す施策としてカーボンフットプリント(CFP)の導入が挙げられる。

CFP とは、製品の生産に要する CO2 排出量を製品に表示するものであり、製品の原料採掘や栽培から、消費後の廃棄までの、製品の生産に関わる全ての行程において発生する CO2 の総量を示すため、GHGs の一つである CO2 の出所の把握に寄与する。しかし CFP の導入により、消費者の環境に配慮した購買意思決定が促されるかは定かではなく、消費者にとって環境配慮行動を行う事が合理的である様な制度設計が必要とされていると考えられる。

関連調査として、産業技術総合研究所(2008)の「カーボンフットプリントに関するアンケート調査」によれば、「CFP 表示に基づいて温室効果ガス排出量の少ない製品を優先購入したいと思うか」という質問に対し、「優先購入したい」または「商品にもよるが優先購入したい」と回答した消費者は全体の 20%に満たなかった[1]。また、環境省(2013)の「環境にやさしい企業行動調査結果」によれば、環境ビジネスの取組状況に関する質問に対して、現在取組を行っていると回答した企業は 36%にとどまった[2]。このことから消費者、企業共に、環境に配慮した行動の社会的重要性を感じながらも実際の意思決定に反映できていない事が考えられる。

本研究では、製品に CFP が付記された状態で、生産者が製品製造の意思決定を、消費者が製品購買の意思決定を行うモデルをゲーム理論に基づき構築し、消費者の環境に配慮した購買意思決定を促す制度の分析を行う事を目的とする。

2. モデル化

本研究では、製品が排出する CO2 蓄積による環境被害が各消費者に与えられる仮定の下で、j 人の製品生産者が 1 種類ずつ製品を製造し、k 人の消費者が j 種類の製品のいずれかを購買する意思決定モデルを考える。この時、生産者及び消費者は意思決定に必要な情報や、モデルの構成要素全てを知っているとは限らないと仮定する。モデルの各構成要素は以下の節で説明する。

2.1. 生産者

本研究のモデルでは、j 人の生産者が、1 種類ずつ製品を市場に出す事を考える。生産者の製造意思決定を、I 種の製品製造候補の中から 1 種類選び製造する事と仮定する。生産者は、製造した製品が消費者に購買される事により、売上としての利得を得る。生産者が製品を生産し消費者が製品を購買する一連の意思決定の流れを 1 ターンと定義する。

2.2. 消費者

モデルにおいて、消費者は生産者の製造した j 種類の製品のうちから 1 種類の製品を選択するという意思決定を行う。消費者は意思決定を行う毎に、製品を購入する事による利得を得る。

2.3. 製品

本研究では、生産者が製造した製品を、消費者が購買するモデルを考える。製品 X には、製造に伴う CO2 排出量φ_Xと、購買価格P_Xが与えられている。

2.4. 環境被害

環境被害とは,CO2排出に伴う環境への被害を定式化したものであり、本研究のモデルにおいては各消費者に対し、製品の購買により排出されたCO2の蓄積量に応じた環境被害を等しく受けると仮定する。また蓄積されたCO2は、環境におけるCO2の吸収により毎ターン一定量減少する。tターン目までに蓄積されたCO2量φ_tとそれによる環境被害の大きさの関係をf(φ_t)とおく。

2.5. 利得

2.5.1. 生産者利得

生産者は、消費者に製品を購買される数に応じて利得を得る。t ターン目で生産者の製造した製品が購買される数をm_t、製品一つあたりの利得をS_Xとすると、生産者が t ターン目に得る利得U_S^tは$S_X m_t$となり、生産者の総利得U_S^{total}はU_S^{total}=$\sum_t U_S^t$となる。

2.5.2. 消費者利得

各消費者は製品の購買に対する留保価格 R を持ち、消費者は製品を購買する度に、R-P_Xを利得として得られ、その値から環境被害が毎ターン引かれる。すなわち、t ターン目での環境被害を f(φ_t)とすれば、消費者がtターン目に得る利得U_C^tは、U_C^t=R-P_X-f(φ_t)

となり、消費者の総利得U_C^{total}は、$U_C^{total}=\sum_t U_C^t$となる。

3. 被験者実験

上記で述べた生産者及び消費者の意思決定モデルの下、実験経済学に基づき被験者実験による分析を行った。実験では、生産者及び消費者の意思決定を繰り返すセッションを、環境税制度が導入されている場合、導入されていない場合について行い、生産者及び消費者の意思決定及びCO2蓄積量の分析を行った。

3.1. 実験概要

実験は2013年12月20日及び12月26日に東京大学本郷キャンパスにおいて実施した。被験者は東京大学学生 20 人である。今回の実験では、生産者 2 人消費者 3 人の 5 人グループを 4 つ作り、4 グループに対して実験 1、実験 2 をそれぞれ行った。実験は以下の二種類を行った。

実験 1:経済制度の導入されていない状態での実験
実験 2:環境税制度導入下での実験

実験 2 では、製品の消費者は各製品を購買する際、製品の CO2 排出量に応じた環境税を支払わなければならない。よって製品 X にかかる環境税をT_Xとすると、環境税導入下における t ターン目での製品購買に伴う消費者利得は R−P_X−f(φ_t)−T_Xとなる。実験におけるモデルのパラメータ設定は、表 1 のようにする。但し CO2 蓄積量と環境被害の関係 f(φ_t)は、

$$f(\phi_t)=\frac{\gamma}{1+\exp(-\alpha\phi_t+\beta)}$$ （α、β、γは定数）

とする。

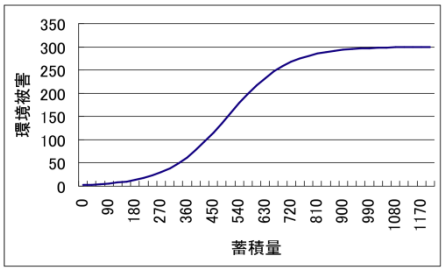


図 1 環境被害関数の概形図

表 1 モデルのパラメータ設定

生産者人数	j=2
消費者人数	k=3
製品候補数	I=3
各製品の価格	P_A=200,P_B=180,P_C=160
各製品のCO2排出量	ϕ_A=30, ϕ_B=60, ϕ_C=90
各製品にかかる環境税	T_A=10,T_B=20,T_C=30
環境のCO2吸収量	D=90
消費者の留保価格	R=500
製品一つあたりの生産者利益	S_A=S_B=S_C=150
意思決定の総ターン数	t=(20から25のランダムな値)
環境被害関数の係数	α=0.0096, β=4.8, γ=300

3.2. 実験結果･考察

各実験における生産者、消費者によるそれぞれの製品の平均選択率は以下の表のようになった。

表 2 生産者の平均選択率

(a) 製品 A 平均選択率

製品A	実験1	実験2
Group1	0.60	0.71
Group2	0.34	0.70
Group3	0.08	0.17
Group4	0.12	0.50

(b) 製品 B 平均選択率

製品B	実験1	実験2
Group1	0.20	0.13
Group2	0.44	0.04
Group3	0.52	0.30
Group4	0.30	0.26

(c) 製品 C 平均選択率

製品C	実験1	実験2
Group1	0.20	0.15
Group2	0.22	0.26
Group3	0.40	0.52
Group4	0.58	0.24

表 3 消費者の平均選択率

(a) 製品 A 平均選択率

製品A	実験1	実験2
Group1	0.71	0.71
Group2	0.21	0.69
Group3	0.04	0.14
Group4	0.03	0.49

(b) 製品 B 平均選択率

製品B	実験1	実験2
Group1	0.14	0.16
Group2	0.52	0.03
Group3	0.52	0.23
Group4	0.24	0.10

(c) 製品 C 平均選択率

製品C	実験1	実験2
Group1	0.15	0.14
Group2	0.27	0.28
Group3	0.44	0.62
Group4	0.73	0.41

経済制度のない実験 1 と、環境税制度の導入された実験 2 の結果を比較すると、最も環境に配慮した製品である製品 A が生産者、消費者共に全てのグループで選択率が増加し、一つのグループを除きおよそ 50%を上回る選択率となった。その一方で最も環境に配慮していない製品である製品 C は、生産者、消費者共に二つのグループで選択率が上昇し、残り二つのグループで選択率が下落した。これは環境税を導入する事により各意思決定主体に対し、環境に配慮した製品の選択のインセンティブ付けの効果が現れた事と同時に、周囲の意思決定主体の環境配慮行動により、環境被害の値が小さくなるため、環境配慮を度外視し経済性の高い製品を選択することにより便益のただ乗りを計る消費者も一定数増加した結果である考えられる。しかし表 8 から、実験を通して排出された CO2 の総量は実験 1 よりも実験 2 の方が約 30%少なく、環境税制度により社会全体での消費者の環境配慮行動は促進され得ると考えられる。

表 4 20 ターン目までに蓄積された CO2 の総量

	実験1	実験2
Group1	900	510
Group2	1650	720
Group3	2190	2820
Group4	2790	1350
合計	7530	5400

引用文献

1) 産業技術総合研究所:“カーボンフットプリントに関するアンケート調査”, (2008)
2) 環境省:“環境にやさしい企業行動調査結果”,(2013)

経済実験による社会的責任投資を考慮した株式市場の分析

Analysis of Stock Markets Considering Socially Responsible Investing by Economic Experiments

○西野成昭*[1)]、赤井研樹[1)]、本田智則[2)]、稲葉敦[3)]、青木恵子[4)]
Nariaki Nishino, Kenju Akai, Tomonori Honda, Atsushi Inaba, Keiko Aoki
1）東京大学, 2）産業技術総合研究所, 3）工学院大学, 4）新潟大学
* nishino@tmi.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

現代社会の活動の多くが金銭を基軸とした経済活動にあり、金融面からの持続性への貢献がますます重要になっている。そのような意識の高まりに伴って、社会的責任投資（SRI）でも特に環境に関するものが近年拡大傾向にある。米国においては、2007年のSRI市場の総額は2兆7,110億ドルに上ると報告されており、日本においても環境にフォーカスしたSRIは年々資産総額を増やしており、金融危機前のピーク時の2007年で運用資産総額は7,470億円で、2000年時と比べて3.5倍以上になっている[1)]。

金融の持続可能性に対する貢献への期待が高まる一方で、それが適切に機能するかといったメカニズムについては今のところ明らかではない。本来の投資の目的は投資行動に対する金銭的なリターンを期待することであり、社会が環境活動を求めているからといっても、社会的責任投資のような行動は金銭的収益性が必ず伴うとは限らず、そもそも投資に対するインセンティブの是非について不明瞭な点も多い。このような問題を背景に、関連する実証研究やケーススタディは数多くなされている（例えば，Baden et al.[2)] や、Ciliberti et al.[3)]の研究など）。特に、本田ら[4)]は社会的責任投資による実際の環境改善効果の測定に関する研究を行っているが、その結果は現行のSRIの形態では必ずしも環境効率の改善を実現できていない可能性を示唆している。

一方、被験者を用いる経済実験を行った先駆的な研究として、Consolandi et al. は企業の社会的責任投資に関する被験者の意思決定分析を行っており、投資行動が株式の利得のみでなく企業の発行株式の倫理基準にも依存することを示している[5)]。本研究においても、被験者を使った経済実験のアプローチを採用するが、Consolandi et al.の個人意思決定の実験とは異なり、複数の意思決定者が相互依存関係にある仮想的な株式市場を実験室に構築し、特に企業の環境パフォーマンスと投資意思決定のメカニズムについて明らかにすることを目的とする。

2. 企業の環境パフォーマンスを考慮した株式市場モデル

Smithらが行った資産市場実験のモデル[6)]を拡張し、企業のCO2排出量の情報を市場内に組み込んだモデルとして構築する。具体的には次の通りである。市場には2銘柄の株式が存在し、一方は通常の銘柄（以下、通常株）で、もう一方が環境に配慮した活動を行っている企業の銘柄（以下、CSR株）とする。そこで、N人の投資家がT期間繰り返されるs秒の取引期間の間に、ダブルオークションと呼ばれる売り手と買い手が双方向で入札する市場形式で株式の取引を行う。各取引期間末には株式を所有する投資家に配当が支払われ、全取引期間終了後に投資家の保有する株式はある価格で買い取られる。投資家の現金の保有は各期中における株式の取引と、各期末での配当、全取引期間終了後の最終買取りによる収入によってのみ増減する。

CSR株については、各取引期間末にその企業の活動によって達成されたCO2削減量が情報として提示される。ここで、投資家が持つ効用関数として2種類設定する。CO2削減によって効用を感じない一般投資家と、CO2削減によって効用を感じる環境配慮型投資家である。具体的には、x を株式取引で最終的に得た金額、y をCO2削減量とすると、各投資家が得られる効用 $U(x,y)$ は単純に以下の式を用いた。

$$U(x,y)=\begin{cases} x & (\textit{一般投資家の場合}) \\ x+y & (\textit{環境配慮型投資家の場合}) \end{cases} \quad (1)$$

3. 被験者を用いた経済実験による分析

3.1 実験設定

実験は2013年2月22日に大阪大学にて実施され、被験者は学部、大学院生から学部・研究科を問わず広く募集した。被験者は合計で108人が参加した。実験の詳細内容が記載された冊子を配布し、実験開始前に30分程度かけて説明した。実験経済学の方法[7)]にしたがって、実験中で得た得点（(1)式の効用関数の値）に比例した額の現金報酬を支払った。具体的には、固定の参加報酬2000円に加え、実験中の1点を2円として計算した合計額を実験終了後に支払った。

パラメータについては、表 1 の設定を用いた。配当は、表に示した通り、0, 4, 14, 30 のうち 1 つが等確率で選ばれる。CO2 削減量についても同様である。CO2 削減量は CSR 株についてのみ表示され、一般株については表示されない。

環境配慮型投資家の人数を変え、以下の通り 4 つに分けて実験を実施した。被験者は 1 つの実験だけに参加し、複数の実験に重複して参加する被験者はいない。

- Treatment 1: 投資家がすべて一般投資家
- Treatment 2: 3 人が一般投資家、6 人が環境配慮型投資家
- Treatment 3: 6 人が一般投資家、3 人が環境配慮型投資家
- Treatment 4: 投資家がすべて環境配慮型投資家

2 節で示したとおり、一般投資家の効用関数は CO2 削減に対して変化しないため、一般投資家の役割を与えられた被験者は、現金報酬による経済的インセンティブは発生しない。一方、環境配慮型投資家は CO2 削減の効果に対してインセンティブが付与されているため、CSR 株に対して価値を感じる設定となっている。

表 1　実験設定

投資家の数 N	9
取引期間数 T	10
1 期取引時間 s (秒)	120
株式買取価格	180
各期末の配当	{0, 4 14, 30}から等確率で選択
各期末の CO2 削減量	{0, 4 14, 30}から等確率で選択

3.2 実験結果

実験結果を図 1 にまとめて示す。各 Treatment は、9 人×3 グループの結果が含まれ、結果はそれぞれの列に分けてプロットしている。横軸には取引期間をとり、図の上半分は株式価格の推移を表し、下半分は環境配慮型投資家が持っている CSR 株の数を示している。緑で示されている株価が CSR 株を表し、赤が通常株を表す。Treatment1 の実験結果から、すべて一般投資家の場合は 2 つの銘柄についてその株価に差は無いことが分かる。一方で、すべて環境配慮型投資家しかいない Treatment 4 の結果では、株価に大きな違いが生じ、CSR 株の価格が高くなっている。この結果から、CSR 株に対して高く価値を見積もる投資家が多ければ、それに応じて株価が高くなる傾向があることが実験によって示された。

この実験で興味深い点は、環境配慮型投資家の割合が比較的少ない Treatment 2 でその差が非常に小さいことである。3 グループ中 2 グループは 2 つの銘柄の株価に差が見られなかった。一方で、環境配慮型投資家の割合が比較的多く含まれる Treatment 3 では、その差は顕著に表れる。つまり、これが意味するのは、CSR を考慮した投資家が少数しかいないような場合、株価に直接的に影響を与えることが困難であることを示唆している。すなわちこの結果は、環境金融のメカニズムを適切に機能させるためには企業の CO2 削減効果を評価し、CSR 株の価値を高く見積もるような投資家が増えてこなければならないことを意味する。

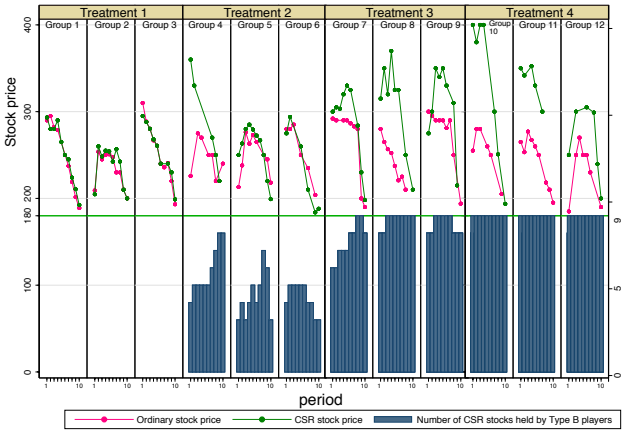


図 1　経済実験の結果

4. おわりに

本研究では経済実験の方法を用いて、CO2 削減の環境情報が付与された場合の株式市場のメカニズムについて分析を行った。小規模な実験室での仮想経済における経済実験であるが、基本的な性質が明らかになり、今後の環境金融の発展に寄与するものと考えられる。

5. 謝辞

本研究の成果の一部は三井物産環境基金の助成によるものである。ここに謝意を表する。

6. 引用文献

1) 社会的責任投資フォーラム編, 日本 SRI 年報 2009
2) Baden D.A., Harwood I.A., Woodward D.G.: European Management Journal, 27(6), (2009), 429-441
3) Ciliberti F., Pontrandolfo P., Scozzi B.: Journal of Cleaner Production, 16(15), (2008), 1579–1588
4) 本田智則, 稲葉敦: 日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, (2007), 121‐122
5) Consolandi C., Innocenti A., Vercelli A.: Research in Economics, 63(4), (2009), 242–252
6) Smith V.L., Suchanek G.L., Williams A.W.: Econometrica, 56(5), (1988), 1119–1151
7) Smith V. L.: The American Economic Review, 66(2), (1976), 274–279

環境情報が投資意思決定に与える影響に関する分析

Impact on the investment decision-making of environmental information

○本田智則*[1)]、西野成昭[2)]、赤井研樹[2)]、青木恵子[3)]、稲葉敦[4)]
Tomonori Honda, Nariaki Nishino, Kenju Akai, Keiko Aoki, Atsushi Inaba
1) 産業技術総合研究所, 2) 東京大学,3) 新潟大学,4)工学院大学
*tomonori-honda@aist.go.jp

1. はじめに

持続可能な社会を実現していくためには、企業が環境・社会性に配慮した経営を行うことによってインセンティブを得られる社会制度設計が必要である。そこで、持続可能な社会実現に向けて金融システムの活用が期待されている。

金融システムの活用例の一つとしては社会的責任投資（SRI）が挙げられる。SRIは投資家が投資意思決定を行う際に、投資による利益のみではなく、投資先企業が環境性・社会性に配慮しているのかも考慮する投資手法である。SRIが普及することによって、企業は環境性・社会性に配慮した経営を行うことで、市場からの投資資金を得やすくなる効果が生まれ、結果的に企業の環境・社会対応が企業自身のインセンティブとして働くことが期待される。米国においては、SRIの資産残高は2.4兆ドルを超えており、市場時価総額比13%に達している。また、SRIだけでなく、2006年には国連環境計画が推進する形で、機関投資家の意思決定プロセスに環境・社会性を配慮することを反映させることを目的とした”責任投資原則(PRI:Principles for Responsible Investment)”が示された。

以上のように、持続可能な社会実現に向けて金融システムの活用が期待される一方、投資家の本来の投資目的は金銭的リターンの最大化であり、投資先企業の環境・社会性への配慮が金銭的リターンの増大を保証されない状況下においては、投資家がどのような振る舞いを行うかについては十分な知見が得られていない。

2. 研究目的

前報である西野らによる「D1-07 経済実験による社会的責任投資を考慮した株式市場の分析」では上記問題に資することを目的として、実験経済学の手法を用いて投資市場に一定比率の“環境に配慮した投資家”が存在する事を想定した実験を行った。すなわち、一部の投資家に”環境に配慮すること”が金銭的リターンとなるよう設計された実験として、経済実験を行った。その結果、投資市場に環境に配慮した投資家に比率が増大することで、結果的にそれ以外の投資家も環境に配慮した企業への投資に向かうことが示された。

前報の実験では投資家は環境に配慮することが、結果的に自己の利益になることが保証されている。このことは実験経済学の手法に基づき、”環境に配慮することによって得られる効用”を”金銭”で代替したものであり手法上の問題はない。しかし、実際の投資においては環境に配慮することによる便益は、自己の効用にどの程度寄与しているのかが不明である。投資先企業が環境に配慮し、外部不経済を低減させ、そのことによる満足感が効用となる。すなわち、環境に配慮した投資を行うことは自己の効用に繋がらない可能性も高く、前報で用いた手法では、実験経済学における統制を満たせるものの、現実との乖離が懸念された。

そこで、本研究では実験経済学における統制が不十分になることを理解した上で、前報では環境に配慮した投資を行った結果のインセンティブを謝金として被験者自身に支払っていたものを、カーボンオフセットの購入に置き換えて実験を行うこととした。

3. 被験者を用いた経済実験の設定

実験の設定は人数と日程、謝金の支払い方法を除いて前報と同一とした。実験は2013年6月20日に大阪大学にて実施され、被験者は学部、大学院生から学部・研究科を問わず広く募集した。被験者は合計で144人が参加した。実験の詳細内容が記載された冊子を配布し、実験開始前に30分程度かけて説明した。実験経済学の方法にしたがって、実験中で投資による利益として得た得点に比例した額の現金報酬を支払った。また、温室効果ガス排出の削減分については、実験前にカーボンオフセットとして現実社会における温室効果ガス排出削減に充てた。具体的には、固定の参加報酬2000円に加え、実験中の投資利益1点を2円として計算した合計額を実験終了後に支払った。また、実験上の1万トンをカーボンオフセット1トンと換算して、実験終了後にカーボンオフセットの購入に充てた。

その他パラメータについては、表1の設定を用いた。配当は、表に示した通り、0, 4, 14, 30のうち1つが等確率で選ばれる。CO2削減量についても同様である。CO2削減量はCSR株についてのみ表示され、一般株については表示されない。

環境配慮型投資家の人数を変え、以下の通り4つに分けて実験を実施した。被験者は1つの実験だけに参

加し、複数の実験に重複して参加する被験者はいない。

- Treatment 1: 投資家がすべて一般投資家
- Treatment 2: 3 人が一般投資家、6 人が環境配慮型投資家
- Treatment 3: 6 人が一般投資家、3 人が環境配慮型投資家
- Treatment 4: 投資家がすべて環境配慮型投資家

一般投資家は CO2 を削減してもカーボンオフセットを行う事はできず、投資から得た現金報酬のみを得る。環境配慮型投資家の役割が与えられた場合、現金報酬とは別に CO2 削減量に応じてカーボンオフセットを行う事ができる。環境投資家が外部費用の削減に資することに対して、実験経済学における効用と同様の効用を得るならば、CSR 株に対して一般株よりも高い価値を感じる設定となっている。

表１　実験設定

投資家の数 N	9
取引期間数 T	10
1 期取引時間 s (秒)	120
株式買取価格	180
各期末の配当	{0, 4 14, 30}から等確率で選択
各期末の CO2 削減量	{0, 4 14, 30}から等確率で選択

4. 結果

結果は図 2 のようになった。

全ての Treatment で一般株と CSR 株に差は見られなかった。特に、Treatment4 では全ての投資家が環境配慮型投資家となっている。よって、環境配慮を行う事に効用を感じるならば、CSR 株を高く評価することが予想された。しかし、結果的に一般株と CSR 株に価格差は存在しなかった。一方、前報の通り環境配慮が投資家自身のインセンティブになる場合には、一般株よりも CSR 株が高くされる結果となっていた。

5. 考察

本実験から得られた知見は SRI の普及に重要な示唆を与える。本実験の結果から、何らかの施策によって単純に SRI を普及させただけの場合、本来 SRI が目的としている環境配慮を十分に行っている企業に対して投資が誘導されるという結果には繋がらず、SRI を購入するインセンティブ自体が生まれない事を意味する。

よって、SRI の普及施策をとる場合には、それと同時に投資家が外部不経済の削減に資することから効用を得られる制度設計が不可欠である事を示している。

6. 謝辞

本研究の成果の一部は三井物産環境基金の助成によるものである。ここに謝意を表する。

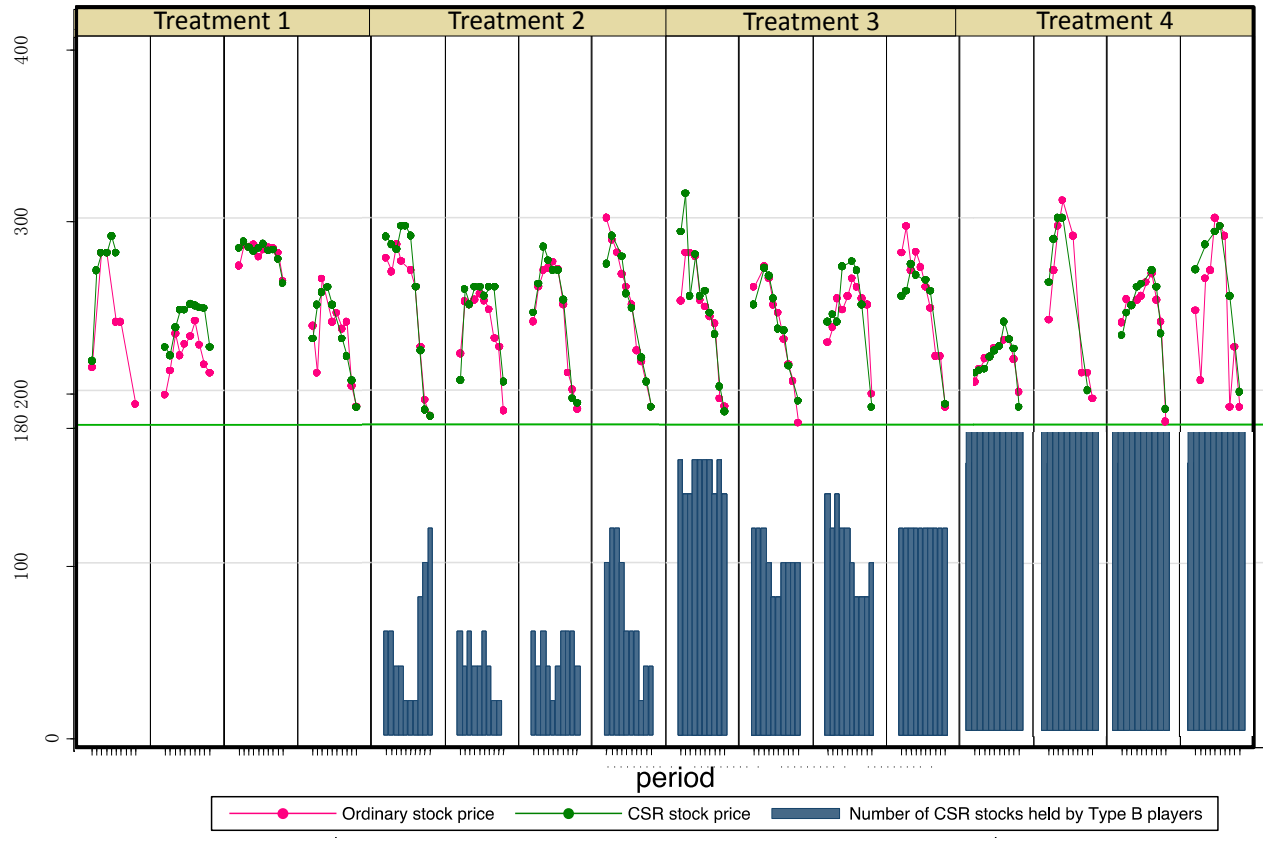


図 2　経済実験の結果

割り箸と洗い箸のライフサイクル CO_2 比較分析

Life Cycle CO_2 Comparative Analysis of Disposable Wooden Chopsticks and Resin Chopsticks

○朝倉亮*[1,3]、小川拓哉[2,3]
Ryo Asakura, Takuya Ogawa
1) 東京大学, 2) 三菱 UFJ リサーチ&コンサルティング, 3) 環境三四郎
* js1engh@gmail.com

1. はじめに

1.1 緒言

割り箸の使用の是非について、1980 年代から何度も割り箸の大量使用を疑問視する人と製箸業関係者・林野庁との間で、国産割り箸・中国産割り箸と森林破壊の関係や、経済的・文化的重要性について争われてきた[1]。このような中、「割り箸」から樹脂製の「洗い箸」に転換する動きも出てきた。

一方で、「割り箸」、「洗い箸」を定量的に環境負荷の視点で比較している先行研究は存在しない。そこで、近年の情勢変化を踏まえて定量的に検証することで、割り箸に関する論争の一助となることを目指す。

1.2 研究の目的

上記の割り箸に関する論争や情勢変化について、東京大学の学生団体である「環境三四郎」では、継続的に調査を行ってきた[1,2]。本報告では、これまでの調査の中で実施されていない「割り箸」や「洗い箸」の定量的な環境負荷評価を実施することを目的とする。具体的には「中国産割り箸」、「国産割り箸」、「樹脂製洗い箸」の 3 者におけるライフサイクル CO_2 比較分析を実施する。ただし、「国産割り箸」は宮崎県の製材加工会社である、吉田産業株式会社で製材端材を用いて試験的に作製した割り箸のデータを用いた。

2. 研究の概要

2.1 シナリオ設定とシステム境界

2.1.1 機能単位と調査範囲

評価する機能単位は「外食店での 1 年間の箸使用量」とする。また評価を実施する範囲は、割り箸では、1 日あたり 1,000 人が来店して 1,000 膳の割り箸が使用され、年間営業日が 300 日である店舗とし、割り箸は 1 回の使用後に廃棄されるものとする。洗い箸の場合は、同様に 1 日あたり 1,000 人が来店し、年間営業日が 300 日である店舗で、ストックが 1,000 膳ある洗い箸が 1 日あたり 1 回使用・洗浄されると仮定する。また外食チェーン店でのヒアリング結果より、洗い箸は 3 年間繰り返し使用されて、廃棄されると仮定する。すなわち、両者とも年間でのべ 300,000 膳の箸が使用されると仮定して、1 年間の環境負荷を算出する。

環境負荷の評価対象は CO_2 排出量のみとする。使用するデータベースやシナリオ設定における根拠の詳細は、SI における註に記す。

2.1.2 中国産割り箸

日本における輸入割り箸の 9 割以上は中国産[3]である。原木の種類は広葉樹である白樺またはアスペンであり、ロシアまたモンゴルで伐採[4]され、再造林は全くなされないと仮定する。原木は伐採後、割り箸の製造拠点である黒龍江省ハルビン市まで鉄道とトラックで輸送され、ハルビン市で原木 1 m^3から割り箸が 40,000 膳製造されるとする。すなわち、割り箸 300,000 膳の製造に原木 7.5 m^3が使われるとする。ただし割り箸の製造工程は、データ不足のため評価の範囲外とする。その後割り箸は鉄道で遼寧省大連市まで輸送され、大連港から東京港まで雑貨用コンテナ船で輸送されるとする。東京港からはトラックで都内の店舗に運ばれ、使用後にごみ収集車で集められ、一般廃棄物としてごみ処理施設で焼却処理されるとする。シナリオ設定とシステム境界の詳細は図 S1, S2 参照。

2.1.3 国産割り箸

原木伐採工程と伐採現場から工場までの輸送工程は、宮崎県日南市の吉田産業株式会社で製材加工に使われる杉の未使用部分である端材を使用しているため、評価の範囲外とする。原木は製箸機で加工される。割り箸はトラックで東京まで輸送され、都内の店舗で使用される。また、廃棄については、吉田産業はバイオマス発電施設を有しているため、割り箸を回収し発電所で燃料として使用するシナリオと「中国産割り箸」と同様に一般廃棄物として焼却処理されるシナリオの 2 つを設定する。シナリオ設定とシステム境界の詳細は図 S3～S5 参照。

2.1.4 洗い箸

原料は SPS 樹脂、PBP 樹脂等が主流であるが、これらの LCI データが存在しないため、PP の LCI データで代用する。製造工場は首都圏近郊とし、都内の店舗までトラックで輸送されると仮定する。使用・洗浄工

程においては、食洗機メーカーの製品データを用いて、1 回あたりの洗浄にかかる環境負荷を算出し、年間 300 回食洗機で箸を洗浄するとする。洗い箸の使用期間は 3 年間とし、使用後は「中国産割り箸」と同様に一般廃棄物として焼却処理されるとする。シナリオ設定とシステム境界の詳細は図 S6 参照。

2.2 インベントリ分析結果

2.1 で設定したシナリオと条件のもとで、「中国産割り箸」「国産割り箸」「樹脂製洗い箸」の 3 者について、インベントリ分析を実施すると、その結果は図 1 のようになった。また「国産割り箸」において、回収とバイオマス発電を行うシナリオと行わないシナリオで、同様に分析を行うと、その結果は図 2 のようになった。

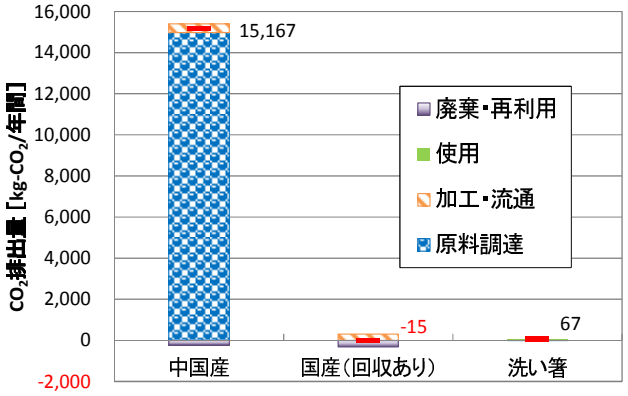


図 1 中国産割り箸，国産割り箸（回収あり），洗い箸の比較結果

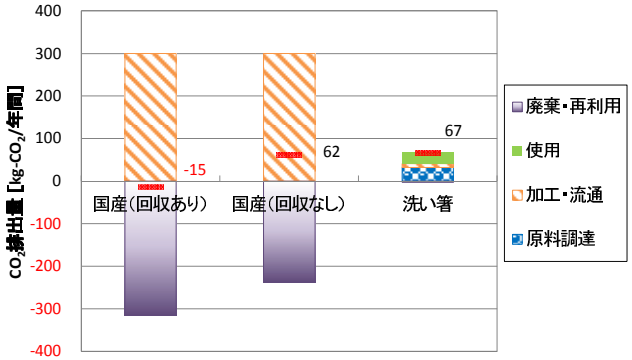


図 2 国産割り箸（回収あり），国産割り箸（回収なし），洗い箸の比較結果

3. 解釈

2.2.の結果より、いずれのシナリオにおいても「国産割り箸」の環境負荷が最も小さくなることが分かった。

まず図 1 より、3 種類の箸の中で「中国産割り箸」の環境負荷が、他の 2 者と比較して 200 倍以上大きいことが分かった。これは、「中国産割り箸」の製造に使われる森林が再造林されず、炭素が大気中に放出されるためであり、その環境負荷の割合は全体の 95 %以上となる。すなわち再造林を行わない限り、「中国産割り箸」は環境負荷の観点からは好ましくないと言える。

加えて図 2 より、「国産割り箸」と「洗い箸」の比較では、割り箸の回収とバイオマス発電を行うシナリオと行わないシナリオのいずれにおいても、「国産割り箸」の環境負荷がより小さいことが分かった。「洗い箸」においては、箸の洗浄に起因する使用段階の環境負荷が最も大きく、割合としては全体の 40%程度、CO_2 排出量としては 40 kg 程度であった。対して「国産割り箸」においては、割り箸の加工・流通段階の環境負荷が CO_2 排出量 300 kg 程度と最大であるが、廃棄・再利用段階におけるバイオマス発電を考慮すると、トータルでは「洗い箸」よりも環境負荷が小さくなった。ただし「国産割り箸」の環境負荷の算出を、木材加工会社 1 社でのデータを基に行っているため、今回の研究結果を必ずしも一般的な国産割り箸に適用できるとは限らない点に留意する必要がある。

4. おわりに

定量的な環境負荷評価により、割り箸論争を解き明かす上で参考となるデータが得られた。さらに精度を向上させるためには、加工・流通や廃棄・再利用の段階において、不足データを収集したり、仮定した値が実態に近いかを検証したりすることが求められる。

謝辞

国産割り箸に関するデータをご提供いただいた吉田産業株式会社様と、ご助言いただいた東京大学の井原智彦准教授に、心より謝意を表する。

参考文献

1) 環境三四郎：“割り箸から見た環境問題 2006”，(2006)，環境三四郎 – 資料室，（オンライン），入手先 <http://www.sanshiro.ne.jp/reference/index.htm>，（参照 2014-01-09）

2) 環境三四郎：“割り箸から見た環境問題”，(1999)，環境三四郎 – 資料室，（オンライン），入手先 <http://www.sanshiro.ne.jp/reference/index.htm>，（参照 2014-01-09）

3) 財務省，“日本貿易統計”，（HS4419.00-000），財務省貿易統計，（オンライン），入手先 <http://www.customs.go.jp/toukei/srch/index.htm?M=01&P=0>（参照 2014-01-09）

4) 環境省：“割り箸に係る環境問題の整理・分析業務報告書”，（2008）

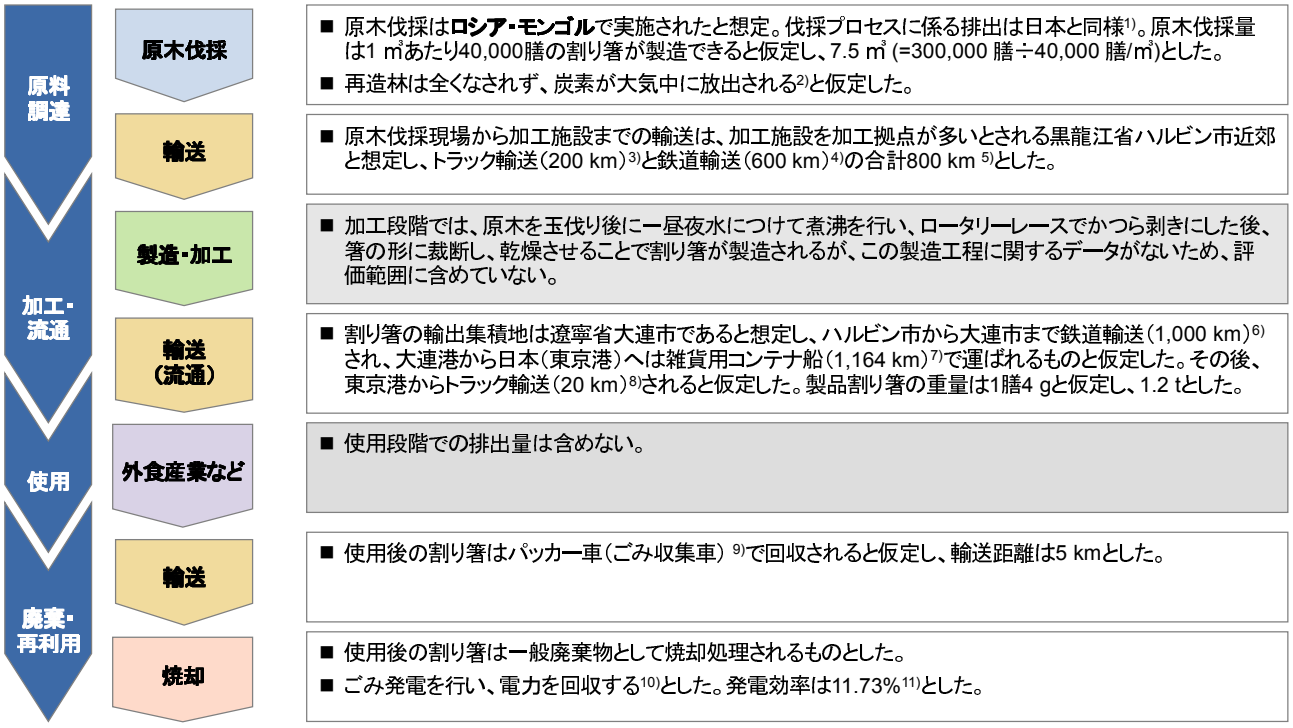


図 S1 中国産割り箸のシステム境界

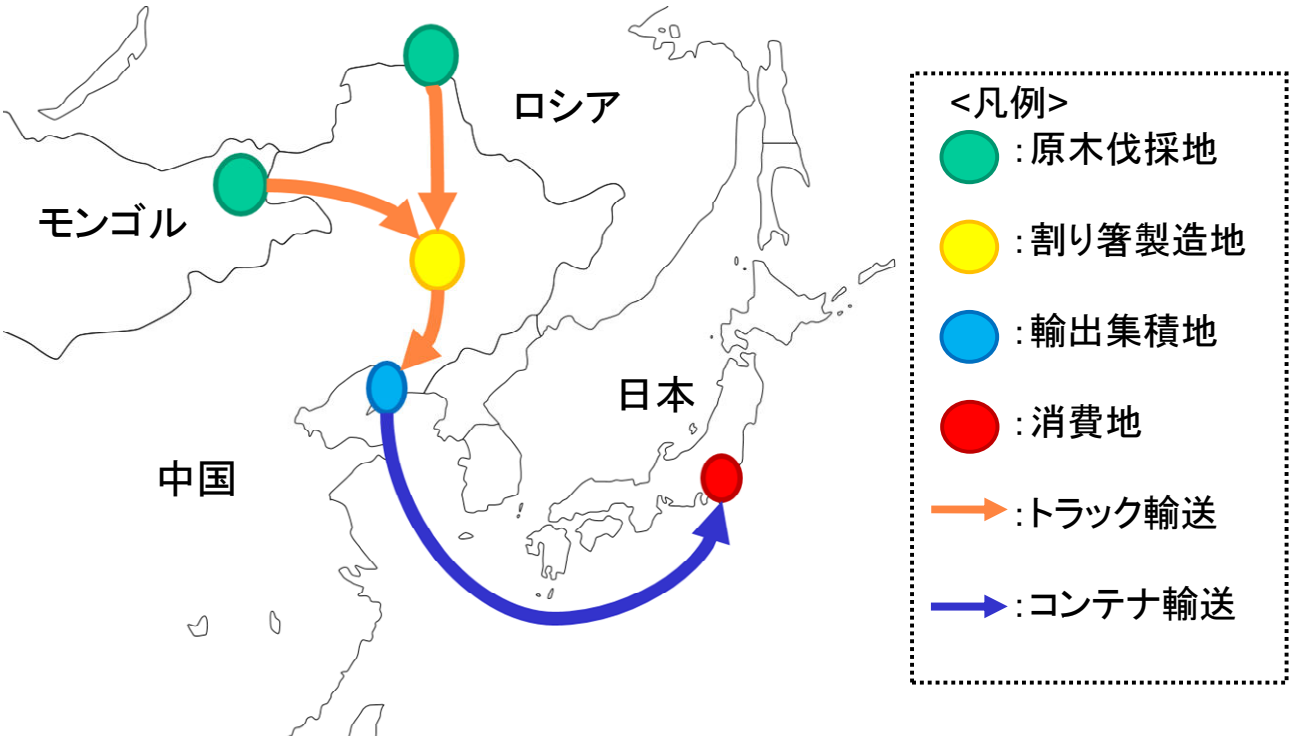


図 S2 中国産割り箸のシステム境界の模式図

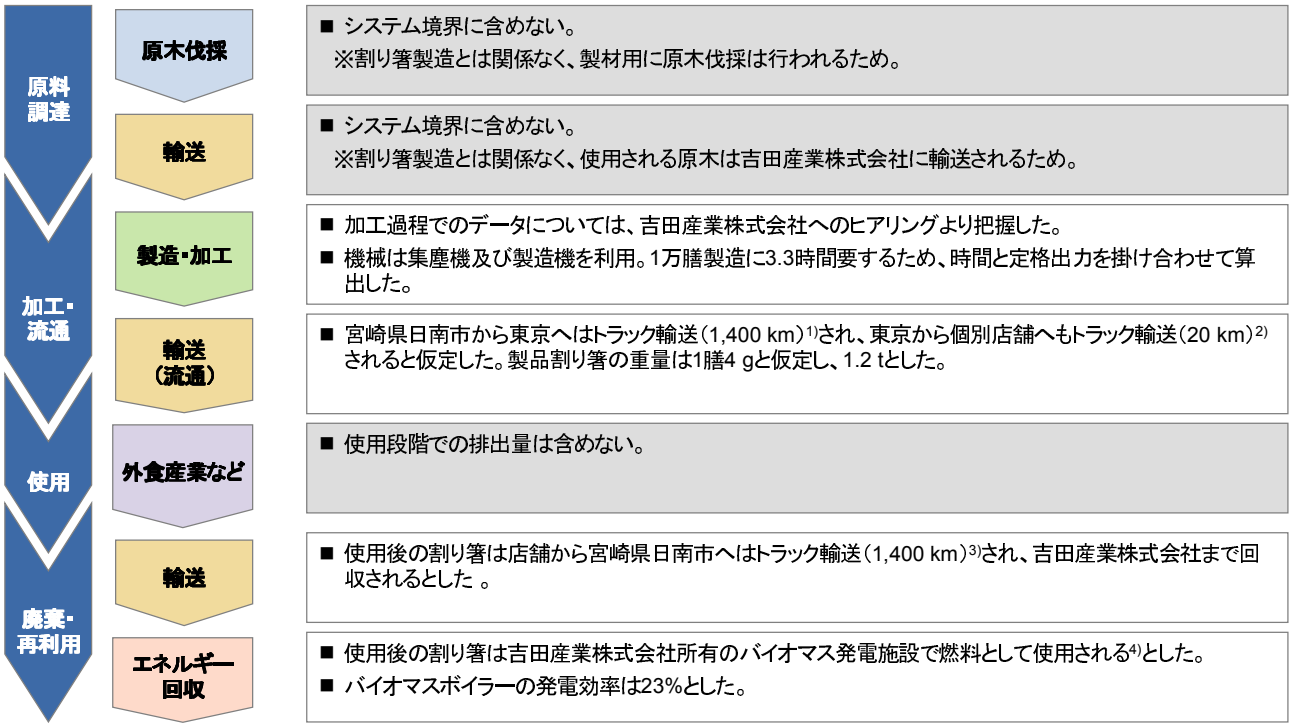


図 S3 国産割り箸（回収あり）のシステム境界

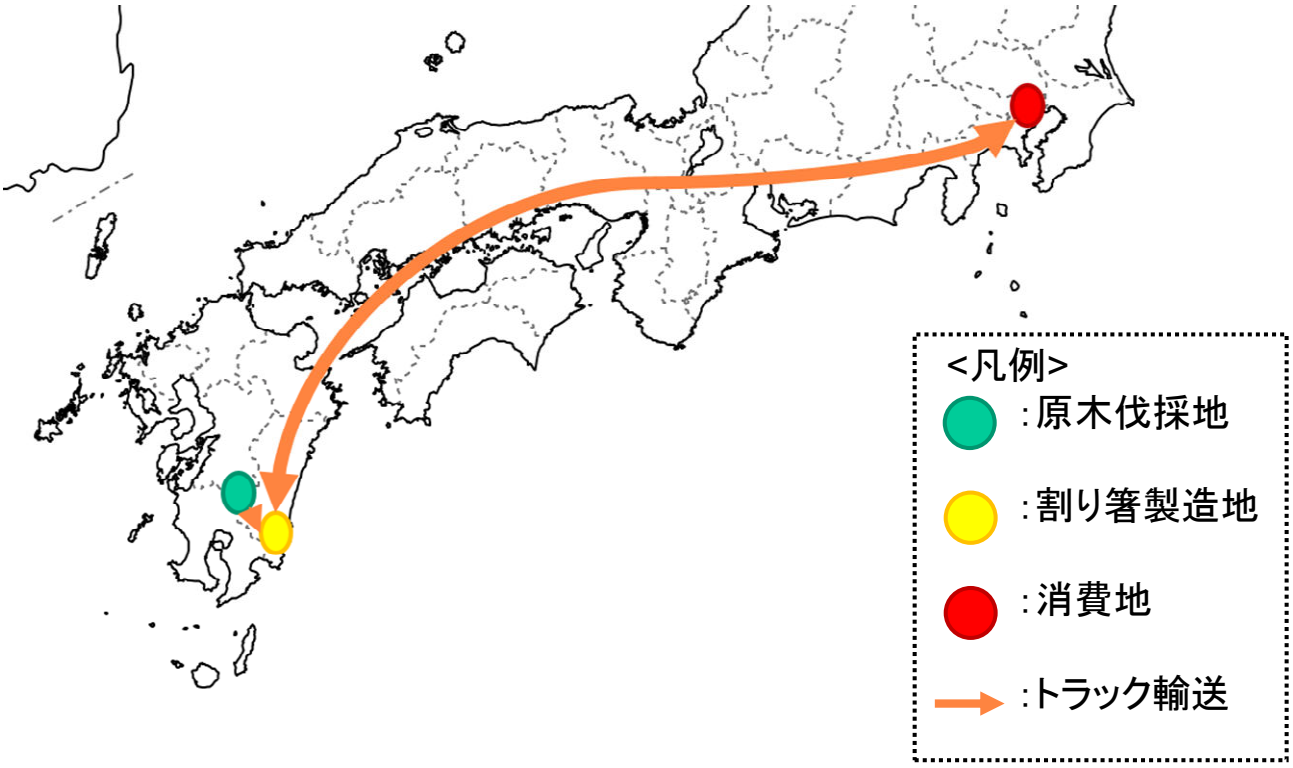
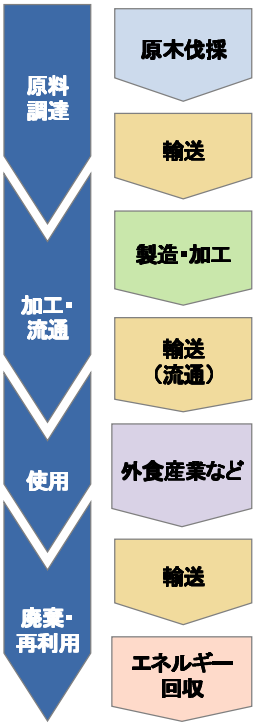
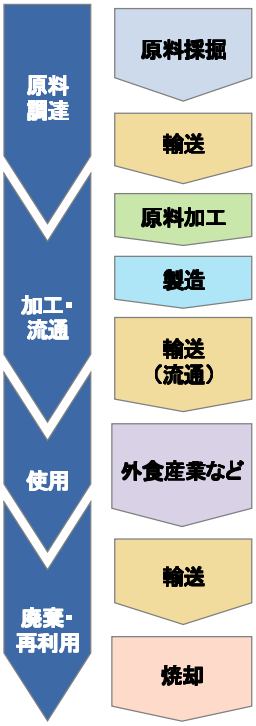


図 S4 国産割り箸（回収あり）のシステム境界の模式図



原木伐採	■ システム境界に含めない。 ※割り箸製造とは関係なく、製材用に原木伐採は行われるため。
輸送	■ システム境界に含めない。 ※割り箸製造とは関係なく、使用される原木は吉田産業株式会社に輸送されるため。
製造・加工	■ 加工過程でのデータについては、吉田産業株式会社へのヒアリングより把握した。 ■ 機械は集塵機及び製造機を利用。1万膳製造に3.3時間要するため、時間と定格出力を掛け合わせて算出した。
輸送（流通）	■ 宮崎県日南市から東京へはトラック輸送（1,400 km）[1]され、東京から個別店舗へもトラック輸送（20 km）[2]されると仮定した。製品割り箸の重量は1膳4 gと仮定し、1.2 tとした。
外食産業など	■ 使用段階での排出量は含めない。
輸送	■ 使用後の割り箸はパッカー車（ごみ収集車）[3] で回収されると仮定し、輸送距離は5 kmとした。
エネルギー回収	■ 使用後の割り箸は一般廃棄物として焼却処理されるものとした。 ■ ごみ発電を行い、電力を回収するとした。発電効率は11.73% とした。

図 S5 国産割り箸（回収なし）のシステム境界



原料採掘	■ SPS樹脂またはPBP樹脂等の原料を採掘・加工するLCIデータは存在しないため、一般社団法人プラスチック循環利用協会：“石油化学製品のLCIデータ調査報告書＜更新版＞”（2009）より、PPを製造した場合のLCIデータを代用した。 ■ 箸の重量を20 gとし、歩留まりを80%とすると、原材料は25 kg使用すると仮定した。
輸送	
原料加工	
製造	■ 樹脂の製造は、一般社団法人プラスチック循環利用協会：“樹脂加工におけるインベントリデータ調査報告書＜更新版＞第2版”（2011）より排出原単位を算出した。
輸送（流通）	■ 製造工場は首都圏近郊とし、店舗までトラック輸送（200 km）[1]されるとした。
外食産業など	■ 食洗機メーカーの製品データより、1回洗浄するごとに、0.093 kg-CO_2/回のCO_2が排出されるとした。（洗剤も含む） ■ 洗い箸は1回使用するごとに食洗機で洗浄され、年間300回使用・洗浄されるとした。
輸送	■ 洗い箸の使用期間は、外食チェーン店でのヒアリング結果より、3年間とした。 ■ 使用期間の過ぎた洗い箸はパッカー車（ごみ収集車）で回収されると仮定し、輸送距離は5 kmとした。
焼却	■ 使用期間の過ぎた洗い箸は一般廃棄物として焼却処理されるもの[2]とした。 ■ ごみ発電を行い、電力を回収するとした。発電効率は11.73%とした。

図 S6 洗い箸のシステム境界

註

＜図 S1 中国産割り箸＞

1) 株式会社森のエネルギー研究所：“平成 23 年度林野庁補助事業 地域材供給倍増事業木質バイオマス利用に係る環境影響評価調査等支援のうち木質バイオマス LCA 評価事業報告書”(2012)の伐採プロセスのデータを使用。

2) 林野庁：“森林の地球温暖化防止機能について”,（オンライン）, 入手先 <http://www.rinya.maff.go.jp/j/sin_riyou/ondanka/con_5.html#q2>（参照 2014-01-09）の外来広葉樹の蓄積量を使用。

3) LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の日本国内の 10T トラック輸送の原単位を使用。

4) LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の日本国内の鉄道輸送の原単位に、公益財団法人地球環境戦略研究機関：“IGES 市場メカニズム国別ハンドブック 2013 年 1 月版”(2013), 公益財団法人地球環境戦略研究機関の中国東北地域電力網（遼寧省、吉林省、黒龍江省）の使用端排出係数を使用。

5) 山根正伸：“増える中国の木材需要と中露国境の木材貿易”, (2006) によると、ロシアからの原木は原木伐採から 1 次集積所、原木市場などを経て加工施設まで届いている。黒龍江省の省都ハルビン市からロシア国境までの距離は約 600 km程度であることから、流通経路全体で約 800 km 原木を輸送すると仮定。

6) ハルビン市から大連市までの距離。

7) Voyage Calculator：“sea-distances.com”（オンライン), 入手先< sea-distances.com >（参照 2014-01-09）によると、大連港から東京港までの距離は 1,164 km である。また、赤倉康寛ら：“我が国貨物の国際•国内海上輸送による CO_2 排出量の推計”(2009), 国総研資料 第 497 号より、中国発着のコンテナ船の 5 割以上を占める TEU 階級（-999）の排出原単位 0.024 kg- CO_2/t・km を使用。

8) 国土交通省：“運輸部門における二酸化炭素排出量”（オンライン）, 入手先 <http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_tk_000007.html >（参照 2014-01-09）の営業用貨物の原単位を使用。

9) 廃棄物収集運搬車両の低公害化に係る調査検討会：“平成 23 年度 廃棄物収集運搬車両の低公害化に係る調査結果報告書”(2012) のデータを使用。

10) 含水率 15%の木材を燃焼させて発電するとし、発電を代替する際の電力排出原単位は、電気事業連合会：“電気事業における環境行動計画”(2013) の一般電気事業者の平均 0.413 kg- CO_2/kWh を使用。

11) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課：“日本の廃棄物処理 平成 23 年度版”（2013）の廃棄物発電の平均値を使用。

＜図 S3 国産割り箸（回収あり）＞

1) LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の日本国内の 10T トラック輸送の原単位を使用。

2) 国土交通省：“運輸部門における二酸化炭素排出量”（オンライン）, 入手先 <http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_tk_000007.html >（参照 2014-01-09）の営業用貨物の原単位を使用。

3) 国土交通省：“運輸部門における二酸化炭素排出量”（オンライン）, 入手先 <http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_tk_000007.html >（参照 2014-01-09）の営業用貨物の原単位を使用。

4) 含水率 15%の木材を燃焼させて発電するとし、発電を代替する際の電力排出原単位は、電気事業連合会：“電気事業における環境行動計画”(2013) の一般電気事業者の平均 0.413 kg- CO_2/kWh を使用。

＜図 S5 国産割り箸（回収なし）＞

1) LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の日本国内の 10T トラック輸送の原単位を使用。

2) 国土交通省：“運輸部門における二酸化炭素排出量”（オンライン）, 入手先 < http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_tk_000007.html >（参照 2014-01-09）の営業用貨物の原単位を使用。

3) 廃棄物収集運搬車両の低公害化に係る調査検討会：“平成 23 年度 廃棄物収集運搬車両の低公害化に係る調査結果報告書”(2012) のデータを使用。

＜図 S6 洗い箸＞

1) LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の日本国内の 10T トラック輸送の原単位を使用。

2) 洗い箸の燃焼による二酸化炭素放出は、廃プラスチック燃焼の値を代用し、LCA 日本フォーラム：“ＪＬＣＡ-ＬＣＡデータベース 2004 年度 2 版”, (2004) の廃プラスチック燃焼時の原単位を使用。

中国セメント業界の実情を反映したライフサイクルインベントリ評価

The Life Cycle Inventory of Cement Manufacture in China

○Li Chen *[1)]、Nie Zuoren [1)]、Cui Suping [1)]、伊坪徳宏 [2)]
Chen Li, Zuoren Nie, Suping Cui, Norihiro Itsubo
1) 北京工業大学, 2) 東京都市大学
*lichen1102@emails.bjut.edu.cn

この発表の要旨は投稿されませんでした。

バイオエタノールを利用した印刷用インキの LCA

Life Cycle Assessment of Printing Inks Using Bio-ethanol

○吉田陽紀*[1)]、内田弘美 [2)]、太田直樹 [2)]、荒井翔平 [3)]、伊坪徳宏 [1)]
Haruki Yoshida, Hiromi Uchida, Naoki Oota, Shohei Arai, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) 東洋インキ SC ホールディングス株式会社,3) 東京薬科大学
* g1031232@tcu.ac.jp

はじめに

従来インキは、石油から容易にインキを精製することが可能なことがメリットであった。ただし日本では、1990 年代ごろから環境問題が意識されはじめ、石油系溶剤を原料とする従来インキの代替品として、植物油を原料とする植物油インキが多く普及した。現在ではバイオエタノールインキが開発され、今後環境配慮製品の先端を担うことが予想されている。

バイオエタノールインキは、石油インキに比べ製造時の作業効率が良く地球環境を汚染しないため CO_2 を削減することができる。また、印刷業界で問題になっている揮発性有機化合物(VOC : Volatile Organic Compounds)の発生が少なく、温暖化、エネルギー、VOC のすべての点で環境影響の削減が可能になるものと期待されているが、現時点で当該製品に対する評価事例はない。

また、バイオエタノールインキは原材料段階で大量の水を使うことが予測されているが、これまでに水に注目したライフサイクル評価が行われていないのが現状である。

研究目的

本研究では、バイオエタノールインキに着目した印刷物の評価を行う。

方法

3.1.本研究の考え方

本研究では、バイオエタノールを原料として利用したインキの環境評価を実施した。得られた結果は、従来インキを用いた印刷物と比較する。また、ヒアリングによれば、作物の栽培とバイオエタノールの生産は海外で行われており、環境対策のシナリオは国によって異なるものと考えられた。そこで本研究では、シナリオ別に環境影響を行い、これらの比較を行った。なお、評価は包括的な観点で行う事を重視して CO_2、VOC、水に着目した。

3.2.評価対象と評価範囲の設定

本研究の評価対象は、バイオエタノールインキと石油インキを使用した印刷物の評価を行った。表 1 に機能単位、図 1 にシステム境界を、図 2 にインキ製造工程の詳細プロセスを示す。

表 1 機能単位

機 能 単 位	白インキ 100%ベタで 1000 ㎡印刷
基準フロー	インキ量：7.5kg、フィルム：27.3kg
印 刷 方 法	グラビア印刷、片面印刷
輸　　送	原材料調達段階 廃棄リサイクル段階

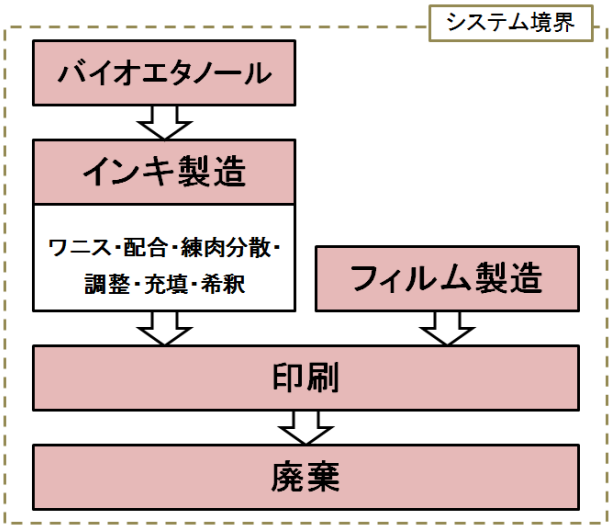


図 1 システム境界

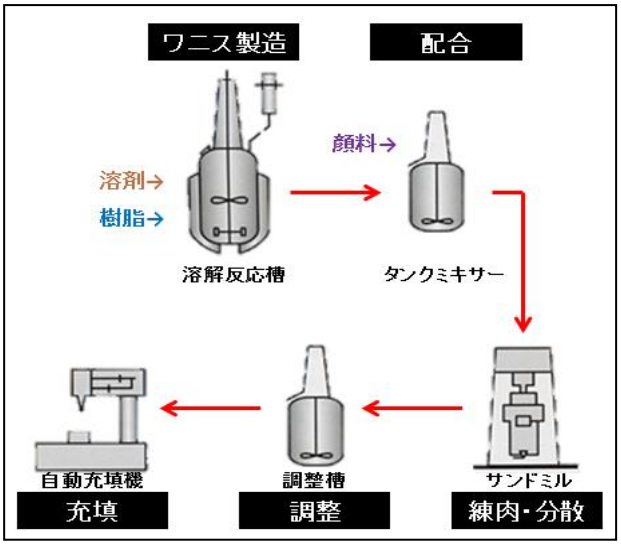


図 2 製造工程の製造プロセス

3.3.計算方法

部材構成や生産に関わるユーティリティは一次データを用いた。生産工程には、ワニス製造からインキ製造ま

でが含まれ、フィルム製造については二次データを使用した。環境負荷量の計算は LCA ソフトウェア「MiLCA」およびデータベース「IDEA」を用いて評価を行った。印刷についての活動量は日本印刷産業連合会発行の「事業者のための GHG 排出量算定ガイドライン」から得た活動量を本研究の機能単位に割り戻し、同様に MiLCA および IDEA を用いて、それぞれ評価モデルを作成した。また、水消費量の算定に関して、投入量にはヒアリングで入手した数値を、原単位に関しては東京都市大学小野らが開発した水使用量・水消費量データベースを使用した。

4 結果

4.1 LC-CO_2

LC-CO_2 の結果を図 3 に示す。図 3 で表しているバイオエタノールはジャガイモを使用している。フィルム製造が全体の半分の負荷を占めている。図 4 では段階別での負荷を細かく見ている。

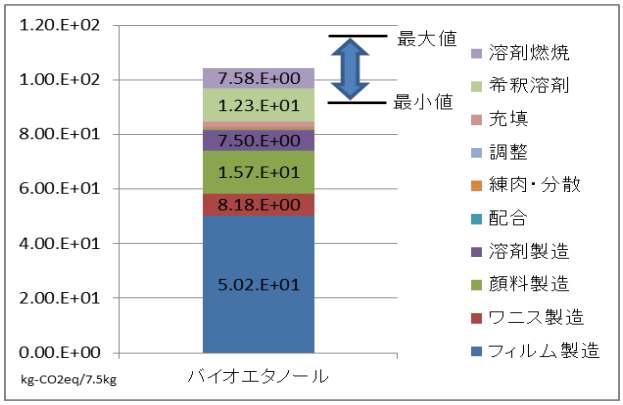


図 3 バイオエタノール　LC-CO_2 結果

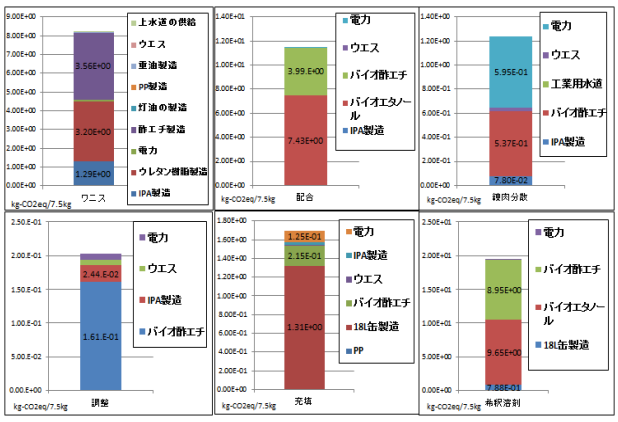


図 4 段階別　LC-CO_2 結果

4.2 WF

WF の結果を図 4.図 5 に示す。配合段階と希釈溶剤段階の負荷が高いことがわかる。これは配合段階、希釈溶剤段階で使用されているバイオエタノールが多く水を使うためである。

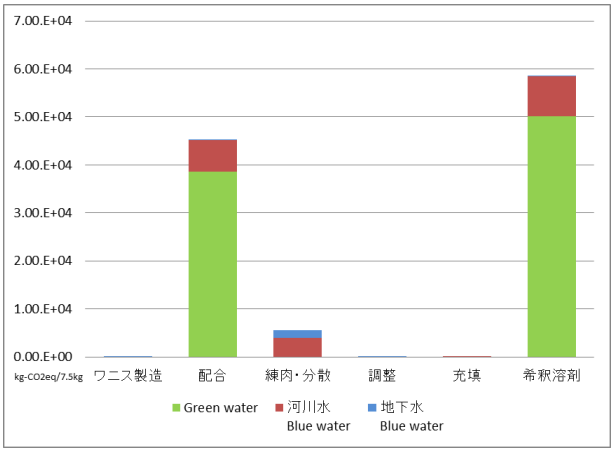


図 4　バイオエタノール　WF 結果

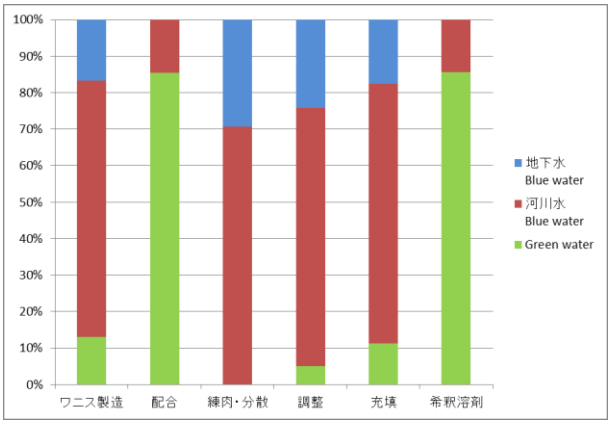


図 5　WF 結果割合

5. おわりに

本研究では、ライフサイクルの概念を基に印刷用グラビアバイオエタノールインキの環境負荷を算定した。今後の課題として、バイオエタノールの環境負荷を算定する際、様々な原料を使い、それぞれの負荷を調べていく必要がある。今後はさらに印刷用インキのケーススタディを実施し、バイオエタノール・石油系インキそれぞれの環境負荷を算定する必要がある。

参考文献

1) 小野雄也，伊坪徳宏：“産業連関分析を用いた日本におけるウォーターフットプリント原単位データベースの開発”（2012）
2) 小野雄也，伊坪徳宏：“水の種類と利用形態に着目した水インベントリデータベース”（2010）
3) 社団法人 産業環境管理協会，LCA ソフトウェア MiLCA・IDEA
4) 伊坪徳宏、稲葉敦, “LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法”，丸善，東京, (2010)

塗装における環境配慮型プロセス設計支援

Design support for environmentally conscious painting process

○山岸達矢*1)、上原恵美 1)、平尾雅彦 1)

Tatsuya Yamagishi, Emi Kikuchi-Uehara, Masahiko Hirao

1）東京大学

* yamagishi@pse.t.u-tokyo.ac.jp

1. 緒言

塗装産業では塗料に有機溶剤を使用し、その多くを大気へ放出するため光化学オキシダントの原因物質の 1 つである揮発性有機化合物（VOC）の主要な排出源の 1 つとなっている。さらに、**図 1** に示すように塗装プロセスでは電力やガスなどのエネルギー消費や廃棄物が発生する。しかし、塗装を行う企業は中小企業が中心であり、環境に配慮したプロセス改善のための適切な知識の不足や経済的制約により環境影響を軽減するための適切な処理が十分に行われているとは言い難い。

塗装業界ではこうした環境配慮の必要性から溶剤含有量の少ない低 VOC 型塗料の開発や VOC 排気処理技術の導入を始めとしたプロセス改善 [1]に関する研究がなされてきた。しかしプロセスから排出される様々な物質による環境影響を総合的に評価した事例には乏しく、プロセス改善の優先度や、改善を行った場合の効果の評価方法が明確でない。

本研究では、塗装プロセスにおける様々な環境負荷物質の排出過程を数理モデル化することで、環境影響への寄与の大きい工程を発見するとともに、複数の環境影響を総合的に評価することで改善方法の提案と優先度評価を行うことを目的とする。

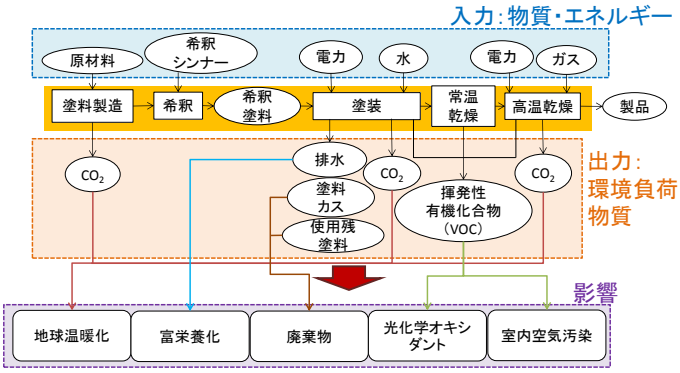


図 1　塗装プロセスの流れと排出される環境影響

表 1　環境配慮対策技術の分類と導入例

プロセス改善の種類	改善例
塗料の変更	溶剤型塗料から非溶剤型塗料への変更
デバイスの変更	スプレーガンやホースの変更
オペレーションの変更	吹付角度や噴射速度の変更
排気回収処理装置の導入	排気燃焼処理、活性炭吸着処理の導入

2. 塗装プロセスのモデル化

2.1 モデル化による環境影響の分析

塗装プロセスでは塗料の塗着効率や排気処理条件などの、プロセスの運転条件によって決定されると考えられる変数が、VOC や CO_2 といった複数種類の環境負荷の排出量に影響を及ぼす。**表 1** に現在の塗装プロセスで実際に試みられている VOC 削減を目的とした環境配慮対策技術を示した。塗料の変更としては粉体塗料など非溶剤型塗料への転換が一部行われている。デバイス、オペレーションの変更の多くは塗着効率の向上により塗料の使用量が減少するため、VOC を始めとする複数種類の環境負荷物質の削減につながる。排気回収処理装置の導入は、VOC が大気に排出される前に削減処理を行う技術を導入する方法である。

本研究では各環境負荷物質の排出量がプロセスの装置やオペレーションの条件に関わる変数にどう依存しているのかを明らかにするため、数式によるモデル化を行った。VOC 及び CO_2 の排出の流れをモデル化した概要を **SI** に示す。VOC 排出量は主に塗装・常温乾燥・高温乾燥の三工程における排出量の和と考えることができる。高温乾燥炉からの排気回収処理を考慮すると、総排出量は以下のように表すことができる。

$$E_{total} = E_{paint} + E_{set} + E_{dry}(1-\beta) \qquad (1)$$

E_{total}：総排出量　E_{paint}：塗装時揮発量

E_{set}：常温乾燥時揮発量

E_{dry}：高温乾燥時揮発量

β：排気回収処理率 $(0 \le \beta \le 1)$

各工程での揮発量を同様にモデル化して求め、**(1)式**を以下のように表した。

$$E_{total} = k\{1/\alpha - (1-y)\beta\} \qquad (2)$$

k：定数　α：塗着効率 $(0 \le \alpha \le 1)$

y：常温乾燥で揮発する VOC の割合 $(0 \le y \le 1)$

このように VOC 排出量は 3 種類の変数で表すことができる。

2.2　分析結果

図 2 は電気機械分野で用いられる溶剤型塗料 [2-3] を使って塗装を行う場合、排気回収処理率の異なる VOC 燃焼処理方式を導入し塗着効率を変化させたときの、塗装面積 1m^2 あたりに用いる塗料から発生する VOC 排出量の変化を表したものである。VOC 排出量は排気燃焼処理の性能の指標である β に比べ、塗着効率 α の変化に対してより敏感に変化する。そのため環境に配慮したプロセス改善を行う際、塗着効率の低下を防ぐような種類の改善を行うことが優先度としては高い、といった改善の優先順位を判定することができる。

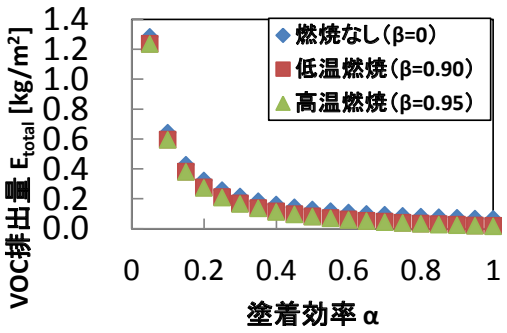


図 2　VOC 燃焼処理方式、塗着効率の変化に対する VOC 排出量の変化

3.　環境配慮対策技術の評価

塗装プロセスから排出される環境負荷物質は VOC 以外にも存在するため、プロセス改善を行うとき単一ではなく複数の環境負荷物質の排出量を評価することは重要である。**図 3** は溶剤型塗料を吹付角度約 45° で噴射した場合をベースケースに、粉体塗料に代替した場合、吹付角度を変更して塗着効率を改善した場合、吹付角度はそのままで排気燃焼処理を行った場合の環境影響の変化を表したものである。評価指標には地球温暖化寄与（GWP）と光化学オキシダント生成寄与（OCEF）の二つを用いた。

粉体塗料への代替を行った場合、乾燥工程でのエネルギー消費は溶剤型塗料に比べ増加するが、飛散した塗料を再利用することが可能であるため塗料製造段階の GWP は小さくなる。吹付角度を傾いた状態から垂直へ適正化すると塗着効率が増加し、VOC 排出量と塗料製造に伴う CO_2 排出量の両方が大きく削減される。一方、排気燃焼処理の導入を行うことで CO_2 排出量が増加するトレードオフが発生し、OCEF の削減量は吹付角度の適正化に比べ小さい。これはプロセスから排出される VOC のうち、高温乾燥工程からの排出は回収・燃焼処理されるが、塗装、常温乾燥工程からの排出の回収は困難であり、処理率が低いためである。特に塗着効率が低い場合には多くの塗料が塗装ブースで飛散し、排気処理装置の導入効果が低くなる。つまり、プロセス改善としての排気処理の導入は単独で行うよりも、前述のオペレーションの変更等により塗着効率の向上を図る改善とともに行うことで大きな効果を持つと考えられる。

改善実行の意思決定にはコストや製品の品質への影響も考慮される。粉体塗料は溶剤型塗料に比べ品質が劣る場合があり、使用できるかは製品の材質にも依存する。排気燃焼処理装置は設備投資費用が必要となり事業所内に設置するスペースの有無も関係してくる。

4.　結言

モデル化を利用した環境影響評価を行うことで、様々な事例が存在するプロセス改善のうち、行うべき優先度の提言などの設計支援を行うことが可能となった。

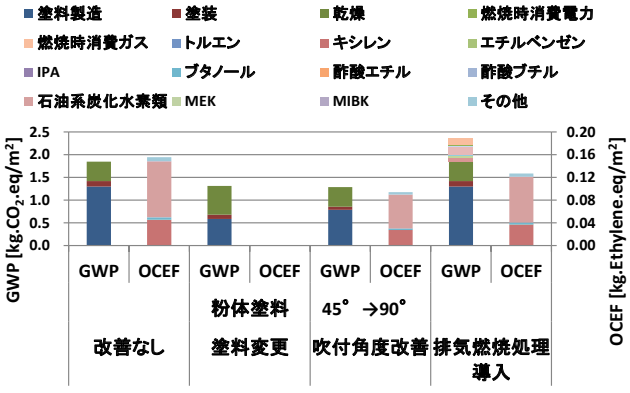


図 3　塗料変更、吹付角度改善、排気燃焼処理導入時の環境影響の変化

引用文献

1)　Geoffrey J. Roelant, Amber J. Kemppainen, and David R. Shonnard: *Journal of Indusutrial Ecology* ,8 (1-2), (2004), pp.173-191

2)　社団法人日本塗料工業会：”平成 23 年度塗料からの VOC 排出実態推計のまとめ”,(2013),p23

3)　社団法人日本塗料工業会：日塗工モデル塗料の LCI 計算―素原料、塗料製造から塗装までの全工程についての試算―”,(2005)

Supporting Information

図 S1　エアスプレーガンを用いた溶剤型塗料の塗装の様子

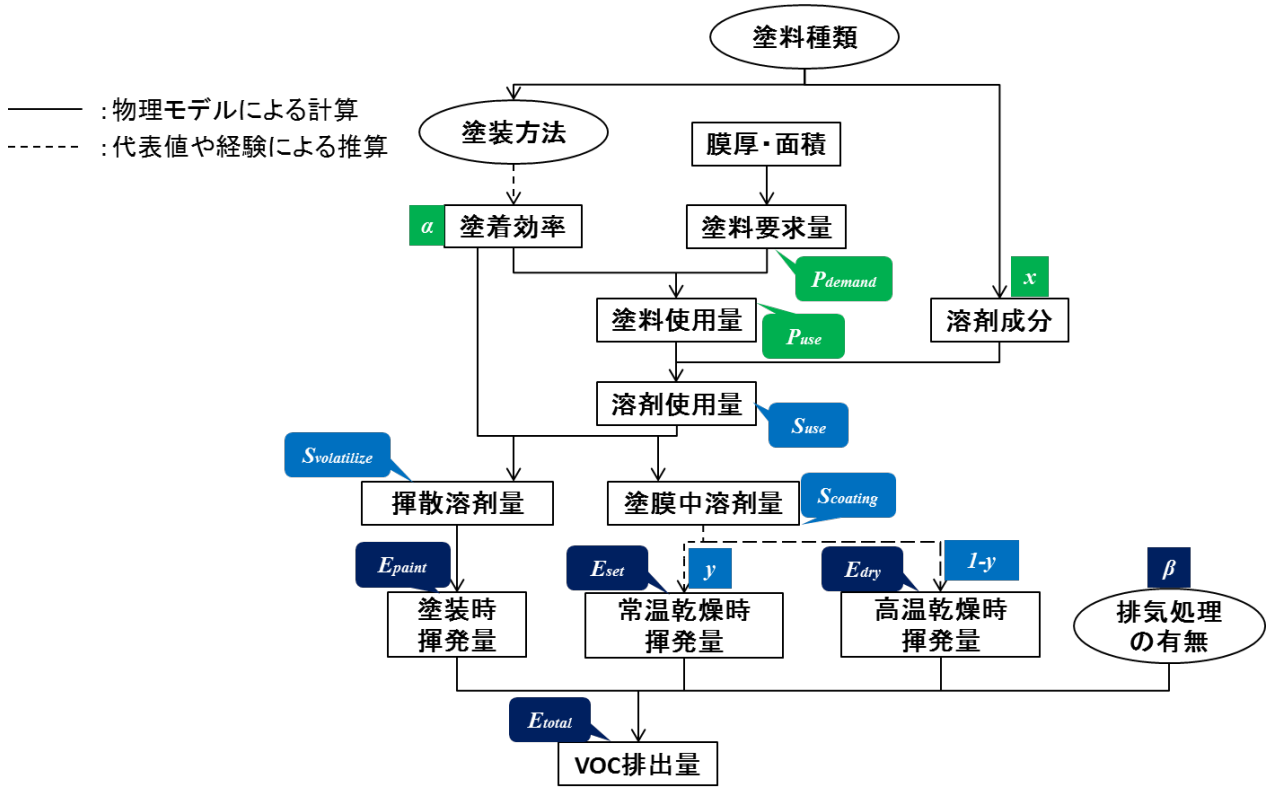


図 S2　VOC 排出量計算の過程

$$E_{total,i} = E_{paint,i} + E_{set,i} + E_{dry,i}(1-\beta)$$

E_i ：溶剤成分 i の排出量

$paint$：塗装時　set：常温乾燥時

dry：高温乾燥時　β ：排気回収処理率

$$E_{paint,i} = S_{volatilize,i}$$

$S_{volatilize,i}$ ：塗装ブースでの溶剤成分 i の揮散量

$$S_{volatilize,i} = S_{use,i}(1-\alpha)$$

$$S_{coating,i} = S_{use,i} \cdot \alpha$$

$S_{use,i}$ ：溶剤成分 i の使用量

α ：塗着効率

$$E_{set,i} = yS_{coating,i}$$

$$E_{dry,i} = (1-y)S_{coating,i}$$

y：塗膜中の溶剤が常温乾燥時に揮発する割合

$$P_{use} = \frac{P_{demand}}{\alpha}$$

P_{use} ：塗料使用量

P_{demand} ：塗料要求量

$$S_{use,i} = x_i P_{use}$$

x_i ：塗料中の溶剤成分 i の割合

以上より VOC 総排出量は

$$\begin{aligned}
E_{total} &= S_{volatilize} + yS_{coating} + (1-y)S_{coating}(1-\beta) \\
&= S_{use}(1-\alpha) + S_{use}\alpha\{y + (1-y)(1-\beta)\} \\
&= S_{use}\{(1-\alpha) + y\alpha + (1-y)(1-\beta)\alpha\} = S_{use}\{1-(1-y)\alpha\beta\} \\
&= xP_{use}\{1-(1-y)\alpha\beta\} \\
&= x\frac{P_{demand}}{\alpha}\{1-(1-y)\alpha\beta\} \\
&= xP_{demand}\left\{\frac{1}{\alpha} - (1-y)\beta\right\}
\end{aligned}$$

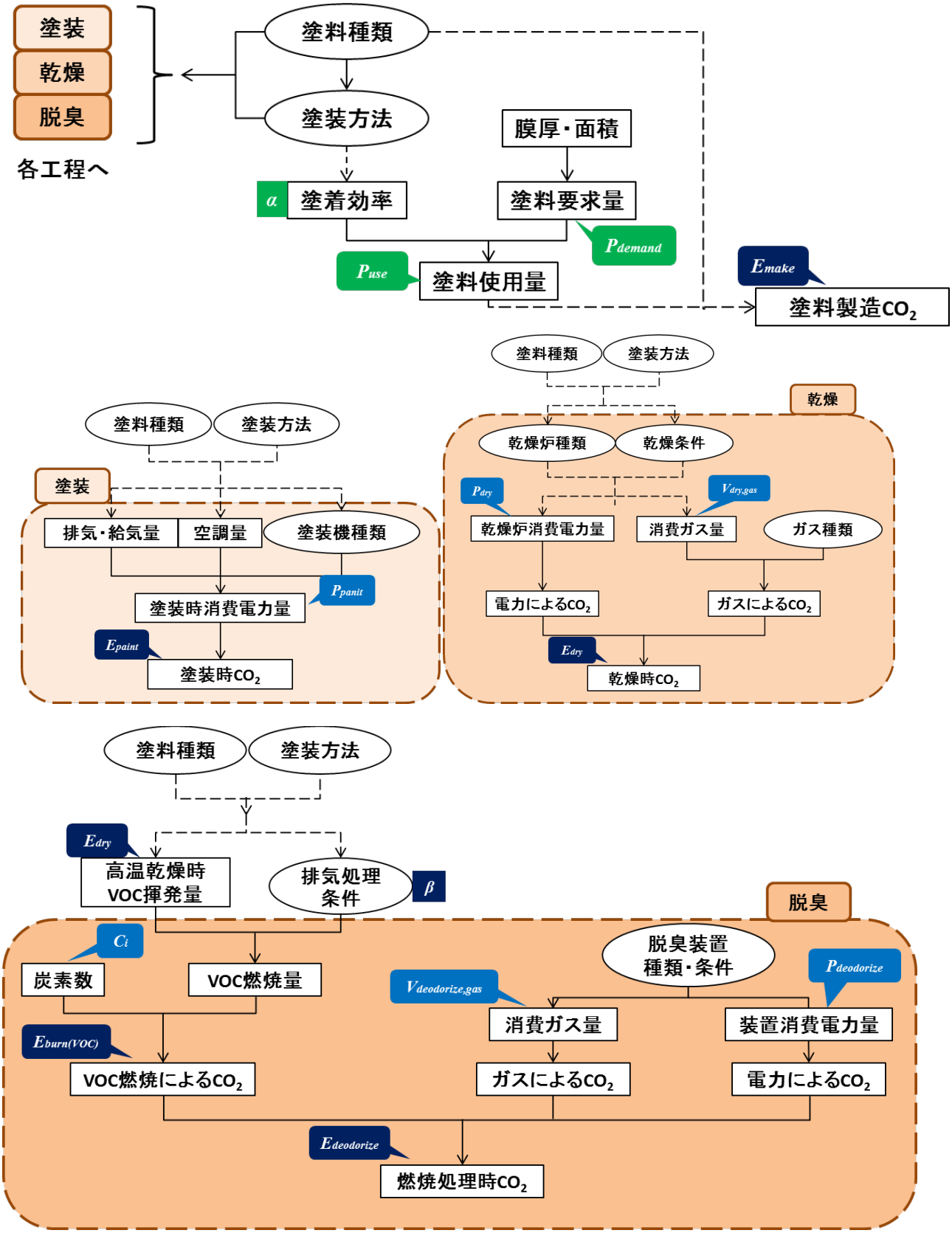


図 S3　CO_2 排出量計算の過程

$$E_{total} = E_{make} + E_{paint} + E_{dry} + E_{deodorize}$$

E：CO_2 排出量

make：塗料製造　*paint*：塗装時　*dry*：高温乾燥時　*deodorize*：燃焼処理時

$$E_{make} = a_{paint} P_{use}$$

a_{paint}：塗料単位量から発生する CO_2 排出量

$$E_{paint} = a_{electric} P_{paint}$$

$a_{electric}$：単位電力量から発生する CO_2 排出量　P_{paint}：塗装時消費電力量

$$E_{dry} = a_{electric} P_{dry} + a_{gas} V_{dry,gas}$$

a_{gas}：ガス単位量から発生する CO_2 排出量　$V_{dry,gas}$：高温乾燥時ガス使用体積

$$E_{deodorize} = E_{burn(VOC)} + a_{electric} P_{deodorize} + a_{gas} V_{deodorizegas}$$

$E_{burn(VOC)}$：VOC 燃焼由来の CO_2 排出量

$P_{deodorize}$：燃焼処理時消費電力量　$V_{deodorizegas}$：燃焼処理時ガス使用体積

$$E_{burn(VOC)} = \sum_i C_i \cdot \left(\beta E_{dry,i}\right)$$

C_i：溶剤成分 i の炭素数　β：VOC の排気処理率　$E_{dry,i}$：乾燥工程での溶剤 i 成分の揮発量

以上より CO_2 の総排出量は

$$E_{total} = a_{paint} \frac{P_{demand}}{\alpha} + a_{electric} P_{paint} + \left(a_{electric} P_{dry} + a_{dry,gas}\right) + \left\{\sum_i C_i x_i P_{demand}(1-y)\beta + a_{electric} P_{deodorize} + a_{gas} V_{deodorizegas}\right\}$$

$$= \frac{a_{paint} P_{demand}}{\alpha} + \sum_i C_i x_i P_{demand}(1-y)\beta + a_{electric} P_{total} + a_{gas} V_{total,gas}$$

車内化学物質による健康被害の推計

Estimation of human health damage caused by voc in car

○厳鵬、伊坪徳宏
HO Gen, Norihiro Itsubo
東京都市大学
* g1031085@tcu.ac.jp

1. はじめに

室内空気汚染被害の深刻な原因の一つであり、建築物内装材から発生するVOCがシックハウス症候群の一原因として問題視されている。自動車の内装部品にも建築物内装材と同様の素材が使用されていることから，自工会では車室内も居住空間の一部と考えられている。しかし、車内の化学物質による健康被害に関する研究は殆どなかった。

2. 研究目的

車内VOCに関する問題点を注視させていなかったため、本研究では、部屋より、体積、空間が狭い車内の化学物質の実測データを使用し、人体の健康被害を着目し、車内の学物質の増分による影響評価を求めることを目的とする。

3. 評価方法

3.1 評価対象

自家用車と事務用ガソリン車一台ずつ、一人、車内の化学物質の中、ホルムアルデヒド、トルエン、キシレン、スチレン、エチルベンゼンは対象物質として、評価する。

3.2 暴露経路

化学物質の暴露媒体から人の体内への経路は三つがあり、それぞれ皮膚による暴露、吸入による暴露、食べ物や飲み物による口からの暴露がある。本研究では、吸入により暴露を設定した。ホルムアルデヒドは致死する可能性もあるが、本研究ではシックハウス症候群に対する健康被害を求めることにした

3.3 算定式

本研究は、車内のVOCによるシックハウス症候群に対し、LIMEを参考し、損失余命の算定を行った。

$D_{C,V}=C\times T\times DR_V\times P\times S$　　（式1）

$$DR_V=\frac{0.1}{(EDv10h-Thr)}$$　　（式2）

$DF_{C,V}$：車内VOCの暴露による車種別VOC物質別の健康被害(DALY/台)
C：車内化学物質濃度(μg/m³)
T：車種別の暴露期間(年)
P：暴露人口(人)
DR：物質別の用量反応(case/人/μg/m³)
S:シックハウス症候群に対して一件あたりの精神症状と粘膜症状の損失余命
ED_V10h：VOC別の10%影響量(μg/m³)
Thr:VOC別の閾値(μg/m³)

3.4 データ収集

濃度のデータは大阪府立公衆衛生研究所2004年5～10月、夏季に新車として登録（2001年～2004年の6～9月）された後通常の使用環境にある全て異なる国産車種 101台を対象として車内空気の汚染実態を調査し、その実測データを使わせて頂いた。

暴露時間について

事業用車と自家用車の平均寿命は同じ11.68年を使用し、一日当たりの使用時間が事業用車は8.7 時間、自家用車は1.45時間で計算することにした。

DRについて

NOAELは厚生労働省の化学物質13種のデータを使用し、ED10hに換え、DR係数を作った。

NOAEL(無影響量)はヒトが一生涯、毎日暴露しても影響が現れないと推定される暴露量のことである。

ED10hは10%影響量であり、ED10h＝1.6・NOAELという関係式を導きだしている。ここではこの関係式を採用した。

DRは用量反応であり、暴露の増加による、シックハウス症候群の発症率の反応関係曲線である。

Thrは閾値であるが、閾値の有無で二つの解析ができる。本手法では、バックグラウンド用量にかかわらず、低用量のあらゆる範囲でリスク増分を表す係数を求めることが目的であることを考慮して、Thr=0として計算することとした。

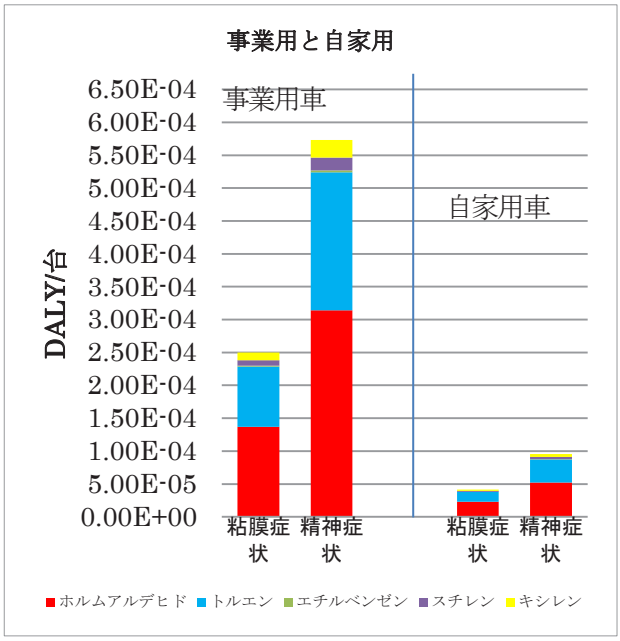
一件当たりDALY(S)について

対象疾病のDALYはLIME2を参考し、シックハウス症候群の粘膜症状と精神症状にそれぞれの障害の重度は

0.096 と 0.220 となり、障害持続期間については、一般的なシックハウス症候群の治療には約 2 年間かかるため 2 年を代表値とすることとした。対象疾病の DALY は障害の重度と障害の持続期間の積になる。

4. 結果と考察

4.1 車種別、症状別健康被害の比較



事業用車と自家用車一件あたりの粘膜症状と精神症状の損失余命の比較した、事業用車の粘膜症状の損失余命は 2.50E-04DALY/台であり、自家用車は 4.16E-05DALY/台の結果となった。

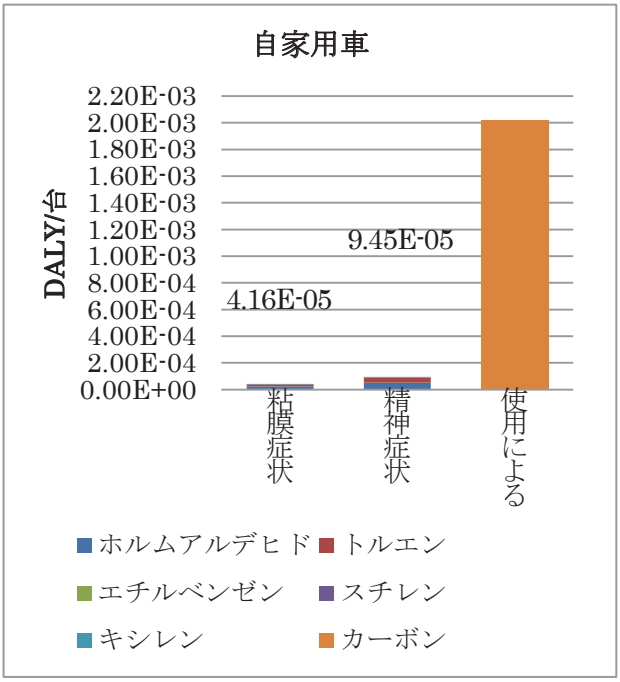
事業用車の精神症状の損失余命は 5.73E-04 DALY/台であり、自家用車は 9.54E-05 DALY/台の結果となった。

事業用車と自家用車の差がある理由は使用時間の異なるによる健康被害も大きく変わることになった。

4.2 自家用車の使用と化学物質による健康被害

自家用車の車内 VOC 濃度による健康被害と使用に排出する二酸化炭素よる地球温暖化で健康被害の損失余命の比較を行った。

東京都環境局が出している自家用車使用に二酸化炭素の排出量を使用し、LIME2 の地球温暖化係数と掛け算した結果は 2.02E-03DALY/台が得られた。



自家用車の車内 VOC による損失余命は、シックハウス症候群の精神症状より、約 20 倍、粘膜症状より、49 倍の損失余命の結果になった。

まとめ

VOC の経気道暴露による健康影響としては、喘息などの呼吸器機能の低下と関連を表しているものがいくつか報告されている。他、上気道に影響し、炎症や上気道閉鎖を引き起こすかもしれないことが示されている。その他、ホルムアルデヒドによる粘膜症状への影響や VOC による感覚神経刺激への可能性が示している。

ところで、日本における車内空気中の VOC 濃度は一部の成分を除き、低下傾向であると考えられるが、屋外からの影響、規制対象以外の成分による影響など今後の留意が必要である。また、VOC による健康被害に対しる対策を講じるためにも、日常生活で暴露している VOC の発生源を究明することが重要である。

参考文献

1) 厚生労働省
2) 東京都環境局
3) 大阪府立公衆衛生研究所
4) 伊坪徳宏，稲葉敦：LIME2－意思決定を支援する環境影響評価手法，(2010)

財・サービスの物質利用強度と需要構造が国の資源生産性に与える影響

～10 ヶ国の時系列変化～

Impact of material-use intensity of goods and services and demand structure on national resource productivity: Time series analysis for 10 countries

○伊藤新*[1)]、橋本征二[2)]
Arata Ito, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学大学院、2)立命館大学
* rv0001rv@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

循環型社会形成推進基本計画では、物質フローに着目した指標が 3 つ導入された。その 1 つが資源生産性指標である。資源生産性指標は「GDP/天然資源等投入量もしくは消費量」で表され、我々の経済活動が、いかに効率的にモノを利用しているかを計測するものである。この指標は、持続可能な発展の指標のひとつとして欧州や日本で採用されており、国際比較も行われているが、資源生産性の値は国によって大きく異なっている。しかしながら、単純に「資源生産性の高い国が資源の利用効率が高く、資源生産性の低い国が資源を無駄に使っている」と言うことはできない。国の資源生産性は、様々な要因で決まるからである。筆者らは、これまで 10 ヶ国を対象として資源生産性の差異の要因分析を行ってきたが、当該国の物質の利用効率に加え、需要構造の違いが大きな影響を与えることが分かっている [1)]。しかしながら、単年度の比較であったことから、経年変化などを把握出来ていなかった。本研究では、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年の 4 ヵ年を対象として同様の要因分析を行い、各国の資源生産性の推移の原因等についてより詳細な検討を行った。

2. 方法

2.1 対象国の選定

以下の基準を満たす表 1 の国を対象とした。

1) World Input-Output Database[2)] (以下、WIOD)に産業連関表が掲載されている国
2) SERI の物質フローデータベース [3)]に物質フローデータが掲載されている国
3) 人口が 1000 万人以上の国
4) 資源生産性、DMI、DMI/capita、PTB、PTB/capita、国内資源採掘量、国内資源採掘量/capita の上位下位 1 位の国

2.2 構造分解式と構造分解の方法

各財･サービスの物質利用強度と需要構造の違いが、各国の資源生産性に与えている影響を分析するために、下式の構造分解を行った [4)]。なお、下式の左辺は資源生産性の逆数（物質利用強度）としている。これは、右辺の解釈をしやすくするためである。

表 1　分析の対象国

日本(JPN)	オーストラリア(AUS)
ベルギー(BEL)	中国(CHN)
インドネシア(IDN)	インド(IND)
アイルランド(IRL)	オランダ(NLD)
ポルトガル(PRT)	ロシア(RUS)
米国(USA)	

$$\frac{DMI}{GDP}=\sum_i\left(\frac{DMI_i}{F_i}\times\frac{F_{id}+F_{ie}}{F}\times\frac{F}{GDP}\right)$$

$$=\sum_i\left(MUI_i\times(DS_{id}+DS_{ie})\times(1+API)\right)$$

ここで、DMI は天然資源等の投入量（Direct Material Input）(t)、GDP は国内総生産（$-PPP based)、$DMI_i$ は財・サービス i の最終需要によって誘発された DMI (t)、F_i は財・サービス i の最終需要額（$-PPP based)、$F_{id}$、$F_{ie}$ はそれぞれ財・サービス i の国内向け最終需要額、輸出向け最終需要額（$-PPP based)、F は全最終需要額（$-PPP based）である。

第 1 因子の MUIi は財･サービス i の価格あたりの物質利用強度（Material-Use Intensity）を表しており、財・サービス i を生産するために直接的・間接的に利用された DMIi を財・サービス i の最終需要額 Fi で除したものである。第 2 因子の DS_{id}、DS_{ie} は、財・サービス i の国内向け最終需要額、輸出向け最終需要額が全最終需要額に占める比率であり、その国の需要構造（Demand Structure）を表している。第 3 因子の 1+API は、GDP に輸入を足したものが最終需要額であることから、F/GDP=1+API と表すことができる。ここで、API は平均輸入性向(Average Propensity to Import)と呼ばれるものであり、一般的に経済規模の大きい国ほど API が小さくなる傾向があることから、その国の経済規模を表すものと解釈する。

2 国間もしくは 2 時点間（f、s : s が基準）の物質利用強度の差が 3 の因子（f_{MUI}、f_{DSd}+f_{DSe}、f_{1+API}）で説明

できるとして、各因子の影響度を推計した。

$$\left(\frac{DMI}{GDP}\right)_f - \left(\frac{DMI}{GDP}\right)_s = f_{MUI} + \left(f_{DS_d} + f_{DS_e}\right) + f_{1+API}$$

3. 結果と考察

ここでは、日本とオーストラリアの結果について報告する。両国の物質利用強度（DMI/GDP）は、図 1 に示すように、オーストラリアが日本に比べ 5 倍程度高く、両国とも年々低下の傾向にある。

また、オーストラリアと日本の各年の物質利用強度の差（日本基準）の要因を時系列で推計した結果が図 2、オーストラリアの時点間の物質利用強度の差（1995 年基準）の要因を推計した結果が図 3 である。値が正の場合、基準と比較して当該因子が物質利用強度を増加させる方向に、値が負の場合、当該因子が物質利用強度を減少させる方向に働いていることを示している。

図 2 が示すように、2010 年を除いて輸出向けの需要構造（DS_e）がオーストラリアの物質利用強度を日本と比較して高めている。すなわち、資源輸出型の経済がオーストラリアの物質利用強度を高くしている。また、財・サービスの物質利用強度（MUI）は、1995 年には正の値であったのに対し、2005 年には負の値を示しており、オーストラリアの MUI が 1995 年から 2005 年にかけて下がり、2005 年には日本より小さくなったことを示している。なお、2010 年が特異な傾向を示しているのは、日本の鉱業製品（部門番号 2）の最終需要額が負の値であったためであり、手法上の課題である。

オーストラリアの MUI の低下は、図 3 からも示唆される。図 3 に示すように、オーストラリアの資源生産性の改善は、そのほとんどが MUI の低下に起因するものである。一方、DS_eは、1995 年から 2010 年にかけて国の物質利用強度を増加させる方向に働いている。図 4 は、MUI の貢献を財・サービス別に見たものであるが、鉱業製品（部門番号 2）において MUI の改善が大きかったことが分かる。

謝辞：本稿は、第 II 期環境経済の政策研究の成果による。ここに記して深謝する次第である。

引用文献

1) 橋本征二、伊藤新：資源生産性指標の国際比較～財・サービスの資源利用強度と需要構造の違いが各国の資源生産性指標に与える影響、*環境経済・政策学会 2013 年大会*、2013
2) Timmer M.P.(ed): *The World Input-Output Database (WIOD): Contents, Sources and Methods*, WIOD Working Paper Number 10, 2012
3) SERI: www.materialflows.net, 2013 年 12 月アクセス
4) Hashimoto S. et al.: What factors have changed Japanese resource productivity? A decomposition analysis for 1995-2002, *Journal of Industrial Ecology*, Vol.12, pp.657-668, 2008

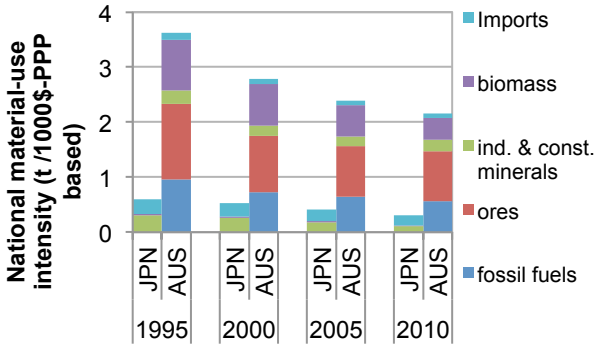


図 1　日本とオーストラリアの物質利用強度

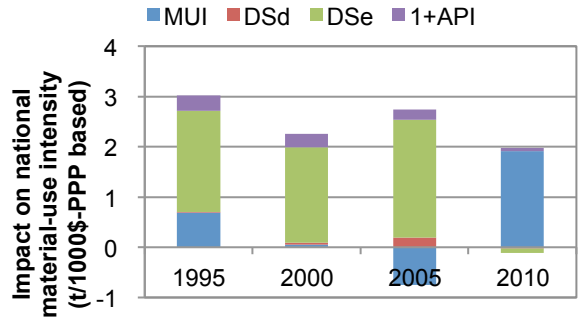


図 2　オーストラリアと日本の各年の物質利用強度の差（日本基準）に対する各因子の影響

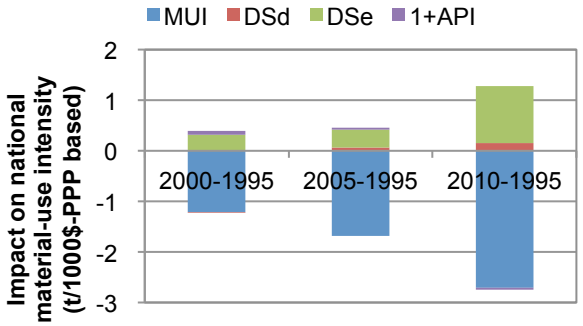


図 3　オーストラリアの時点間の物質利用強度の差（1995 年基準）に対する各因子の影響

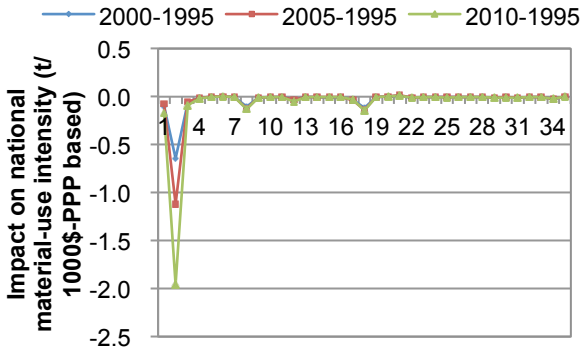


図 4　オーストラリアの時点間の物質利用強度の差（1995 年基準）に対する財・サービスの物質利用強度の影響（産業部門毎）※1～35 は部門を表す

日本のマテリアルフローフットプリント

Material flow footprint of Japan

○南斉 規介*[1)]、中島 謙一[1)]、加河 茂美[2)]、近藤 康之[3)]
Keisuke NANSAI, Shigemi KAGAWA, Yasushi KONDO, Kenichi NAKAJIMA
1) 国立環境研究所, 2) 九州大学, 3) 早稲田大学
*nansai.keisuke@nies.go.jp

1. 背景と目的

金属資源のライフサイクルは採掘から始まり，加工，製品，リサイクル，そして廃棄に至るが，現在ではその一連のプロセスが一国で閉じることは極めて少ない。国際貿易によって連結されたグローバルなサプライチェーンを通じて，金属資源は世界を実際に移動しながら，ライフサイクルの各段階を進んでいく。採掘国が限定的な金属，優れた加工技術が特定に国に存在する金属，多くの国から経済的需要がある金属であるほど，採掘からグローバルサプライチェーンを通じて世界に資源が拡散していくことは避けられない。

こうしたグローバルサプライチェーンを通じた一国経済の資源利用の構造を定量的に理解する物質指標として，近年，例えばWiedmann et.al.[1)]はmaterial footprint（MF）を提唱し，Lenzen et al.[2)]により開発されたMultiregional input-output model（MRIO）のEoraを利用し，世界186の国と地域を対象に指標の計測を行った。MFは全世界の資源採掘量を資源を直接的間接的に利用する商品の最終的な需要国に配分した値を示し，Economy-wide MFAの著名な指標であるraw material equivalent (RME)とdomestic extraction (DE)の合計から輸出に伴うRMEを引いた値とほぼ等価である。MFは資源の絶対的な削減を示す採掘量の減少に向けて，資源需要製品の消費者側からその責任の重みを示唆する有用な指標である。

一方，達成できる資源採掘量の減少は資源需要製品の消費国による需要削減だけでは限界がある。同時に，資源採掘国の効率化も大きく期待できる訳でない。すなわち，採掘国と消費国の間に存在する，採掘から廃棄に至る金属資源のライフサイクルの随所で，省資源化の可能性を探求することが不可欠である。そのために，必要なことは，消費国がグローバルサプライチェーンを通じて誘引する資源採掘量だけでなく，国の内部や国間での資源の物理的なフローも定量的な理解を深め，省資源化の可能性を見出すことである。つまり，MFだけでなく，一国がサプライチェーンを通じて国際的に移動させた資源量を計測するマテリアルフローフットプリント(MFF)の同定と分析が重要と言える。

金属資源の中でも特に将来技術の要となり採掘国が限定されるレアメタルについては，クリティカルメタルの一つと認識され，一国や地域での利用実態の把握や世界全体の物質フローの同定を通じて，経済的，資源安全保障から見たリスクについて議論が進んでいる。MFを計測することで，一国の資源採掘国に対する直接間接的な依存度を知ることができる。採掘国による資源供給の不安定性は確かに消費国のリスクとなるが，資源を精錬や加工，製品化する国の技術的独占や経済的政治的不安定性も，資源のグローバルサプライチェーンにおいては，消費国のリスクとなることを忘れてはならない。一国経済のMFFの計測はクリティカルメタルの資源安全保障から見たリスク管理にも有用なツールとなると期待できる。

そこで，本研究では，新エネルギー技術において需要拡大が予想されるレアメタルからネオジム（Nd）(e.g., motor magnets)，コバルト（Co）(e.g., battery electrodes)，プラチナ（Pt） (e.g., fuel cell electrolytes).について，世界でも有数の資源輸入依存国である日本を対象にMFFの同定とその構造解析を実施する。

2. 方法とデータ

2.1 国際貿易に伴うレアメタル移動量の推計

国際貿易に伴うレアメタルの国間移動量は既存研究[3)]の値を用いた。以下に簡単に推計方法を説明する。まず，国際貿易で取引される商品の中から，推計対象とするレアメタル（Nd, Co, Pt）を含有する商品kを選定した。国際標準的な貿易分類コードであるHS（Harmonized System）コードから，レアメタルを含有していると考えられる商品のHSコード（2桁または6桁）を網羅的に抽出した。具体的には，Nd含有商品として153商品，Co含有商品は160商品，Pt含有商品は151商品を選定した。

次に，選定した各商品の国iと国j間の貿易量$v_{ij}^{(k)}$をBACIを用いて金額ベース（FOB価格）または重量ベースで整備した。231の国や地域（i,j=1…231）を考慮し，対象年次は2005年とした。また，BACIから得た各商品の貿易量にカットオフ値$r_i^{(k)}$とレアメタル含有率$c_i^{(k)}$を設定した。

各商品の国間貿易量と設定したカットオフ値およびレアメタル含有率を乗じ，商品の貿易により生じる国間のレアメタル移動量$t_{ij}^{(k)}=v_{ij}^{(k)}\times r_{ij}^{(k)}\times c^{ji(k)}$を算定した。この推計した移動量の妥当性を検証するため，国jにおけるレアメタルのマテリアルバランスを次のように確認し，不整合が生じた場合には，二次計画法による最適化計算を行

ってそれを解消した。図１に Nd の国際フローを図示する。

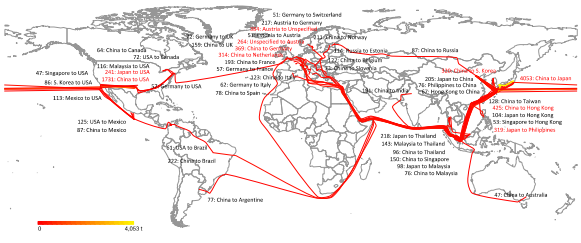


図１　2005 年におけるネオジムの国間移動量

2.2 GLIO モデルを用いたマテリアルフットプリントの算定

本研究では，Global link input-output model (GLIO)[4-6] にレアメタルフロー$t_{ij}^{(k)}$を組み込み，日本の最終需要によって直接的間接的に生じるフローの同定を行った。

GLIO では日本の商品需給均衡と国外地域におけるレアメタルフローのバランスを式(1)により定式化する。

$$\begin{pmatrix}\mathbf{x}^{JD}\\ \mathbf{x}^{JI}\\ \tilde{\mathbf{x}}^{G}\end{pmatrix}=\begin{pmatrix}\mathbf{X}^{\mathbf{I}} & 0 & \mathbf{X}^{\mathbf{III}}\\ 0 & 0 & 0\\ \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{I}(k)} & \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{II}(k)} & \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{III}(k)}\end{pmatrix}\begin{pmatrix}\mathbf{i}^{JD}\\ \mathbf{i}^{JI}\\ \mathbf{i}^{G}\end{pmatrix}+\begin{pmatrix}\mathbf{f}^{JD}\\ \mathbf{f}^{JI}\\ \tilde{\mathbf{f}}^{G}\end{pmatrix} \quad (1)$$

ここで，行列$\mathbf{X}^{\mathbf{I}}$は日本の国産品部門間の取引を示す中間投入行列であり，行列$\mathbf{X}^{\mathbf{III}}$は国産品部門から国外部門への輸出を示す。一方，行列$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{I}(k)}$は国外部門から国産品部門へ，$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{II}(k)}$は国外部門から最終需要部門へ，$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{III}(k)}$は国外部門間でのレアメタルの移動量を示す。ベクトル$\mathbf{f}^{JD}$と$\mathbf{f}^{JI}$とはそれぞれ国産品と最終需要輸入品に対する日本の最終需要量を，$\tilde{\mathbf{f}}^{G}$は国外部門に追加的に蓄積された（廃棄物として存在する量も含む）レアメタル量を示す。また，ベクトル$\mathbf{x}^{JD}$と$\mathbf{x}^{JI}$はそれぞれ日本の国産品の総国内生産量，最終需要輸入品の総供給量を示す。ベクトル$\tilde{\mathbf{x}}^{G}$は国外部門のレアメタル採掘量である。ベクトル$\mathbf{i}$は全ての要素が 1 の集計ベクトルを指す。なお，本研究で得たレアメタルフロー$t_{ij}^{(k)}$を配分し，$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{I}(k)}$，$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{II}(k)}$，$\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{III}(k)}$を規定し，$\tilde{\mathbf{x}}^{G}$は統計から$\tilde{\mathbf{f}}^{G}$は各国のフローのバランスから付与した。

続いて，投入係数行列を $\mathbf{A}^{\mathbf{JD,JD}}=\mathbf{X}^{\mathbf{I}}(\hat{\mathbf{x}}^{JD})^{-1}$，

$\tilde{\mathbf{A}}^{\mathbf{JD,G}}=\mathbf{X}^{\mathbf{III}}(\hat{\tilde{\mathbf{x}}}^{G})^{-1}$，$\tilde{\mathbf{A}}^{\mathbf{G,JD}(k)}=\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{I}(k)}(\hat{\mathbf{x}}^{JD})^{-1}$，$\tilde{\mathbf{A}}^{\mathbf{G,JI}(k)}=\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{II}(k)}(\hat{\mathbf{x}}^{JI})^{-1}$，$\tilde{\mathbf{A}}^{\mathbf{G,G}(k)}=\tilde{\mathbf{Y}}^{\mathbf{III}(k)}(\hat{\tilde{\mathbf{x}}}^{G})^{-1}$と定義し，また式(2)のように行列$\mathbf{A}$を定義する。同時に，ベクトル$\mathbf{f}^{\mathrm{JP}}$，$\mathbf{d}$を式(3)ー(4)のように定義する。

$$\mathbf{A}=\begin{pmatrix}\mathbf{A}^{JD,JD} & 0 & \tilde{\mathbf{A}}^{JD,G}\\ 0 & 0 & 0\\ \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{A}}^{G,JD(k)} & \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{A}}^{G,JI(k)} & \sum_{k=1}^{l}\tilde{\mathbf{A}}^{G,G(k)}\end{pmatrix} \quad (2)$$

$$\mathbf{f}^{JP}=\begin{pmatrix}\mathbf{f}^{JD} & \mathbf{f}^{JI} & 0\end{pmatrix}^{t} \quad (3)$$

$$\mathbf{d}=\begin{pmatrix}\mathbf{d}^{JD} & 0 & \mathbf{i}\end{pmatrix}^{t} \quad (4)$$

これらの行列とベクトルを用いて，式(5)を解くことでブロック行列 $\mathbf{N}^{G,JD}$，$\mathbf{N}^{G,JI}$，$\mathbf{N}^{G,G}$，$\mathbf{N}^{JD,G}$，$\mathbf{N}^{JD,JD}$ を得る。

$$\hat{\mathbf{d}}\mathbf{A}\left(\widehat{(\mathbf{I}-\mathbf{A})\mathbf{f}^{JP}}\right)=\mathbf{N}^{JP}=\begin{pmatrix}\mathbf{N}^{JD,JD} & 0 & \mathbf{N}^{JD,G}\\ 0 & 0 & 0\\ \mathbf{N}^{G,JD} & \mathbf{N}^{G,JI} & \mathbf{N}^{G,G}\end{pmatrix} \quad (5)$$

ここで，$\mathbf{N}^{G,JD}$ は日本の最終需要によって誘引された国外部門から国産部門へのレアメタルのフロー，$\mathbf{N}^{G,JI}$ は国外部門から最終需要部門へのフローを示す。$\mathbf{N}^{G,G}$は日本の最終需要に起因する国外部門間のレアメタルのフローを表す。$\mathbf{N}^{JD,G}$ は日本から国外部門への輸出に伴うフロー，$\mathbf{N}^{JD,JD}$は国産品部門間でのフローである。$\mathbf{I}$は 単位行列である。 更に，行列$\mathbf{N}^{G,JD}$，$\mathbf{N}^{G,JI}$，$\mathbf{N}^{JD,G}$ における国内部門を統合し，国 ij 間のレアメタルフローとしてまとめる。このフローは初期の $t_{ij}^{(k)}$から抽出された日本の最終需要に起因するレアメタルフローであり，日本の MMF と理解できる。

また，日本の国産品 i_1 の単位生産あたり（M-JPY）の MMF は式(6)により算定することができる。$\mathbf{f}^{JD(i_1)}$は部門 i_1 の要素を 1 とし，他の要素を 0 とするベクトルである。

$$\mathbf{N}^{JD(i_1)}=\hat{\mathbf{d}}\mathbf{A}\left(\mathrm{diag}\left(\mathbf{I}-\mathbf{A}\right)^{-1}\mathbf{f}^{JD(i_1)}\right) \quad (6)$$

$\mathbf{N}^{JD(i_1)}$ のブロック行列から，式(5)と同様の集約を行うことで，国産品 i_1 の単位生産にあたりの MMF を同定することができる。

謝辞

本研究は環境研究総合推進費補助金（K122024）の支援を受けて実施された。

参考文献

1. Wiedmann, T. et al. (2013) *P Natl Acad Sci USA*.
2. Lenzen, M. et al. (2012) *Environ. Sci. Technol.* 46, (15), 8374-8381.
3. Nansai, K. et al (2014) *Environ. Sci. Technol.*, online first.
4. Nansai, K. et al. (2009), *Econ. Syst. Res.*, 21(3), 267-290.
5. Nansai, K. et al. (2012), *Environ. Sci. Technol.*, 46(1), 155-163.
6. Nansai, K. et al. (2012), *Environ. Sci. Technol.*, 46(16), 9146-9154.

企業レベルでの資源生産性指標の試算

Provisional estimates of resource productivity indicator at company level

○木船敬太*[1)]、橋本征二[1)]
Keita Kibune, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0011ee@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

資源の枯渇や資源獲得競争の激化、廃棄物や地球温暖化の問題などを背景として、資源利用の効率化や資源の循環的利用が重要な課題になってきている。資源・環境制約がより強まる中で、資源・環境問題への対処をしつつ経済成長を図ること、すなわち、資源生産性を向上させることが求められている。

このような状況を受けて、日本や欧州では資源の利用効率を高めるための政策が導入されるようになり、国レベルでの資源生産性がその指標として採用されるようになってきている[1)2)]。一方、企業の環境報告書などを見ても、資源生産性指標を企業の資源・環境管理の指標として用いているところはほとんどなく、研究レベルでもほとんど報告がない[3)]。企業において資源生産性指標があまり利用されていない理由としては、把握すべき資源の範囲が明確でないこと、製品や部品として投入される資源の重量の把握が困難なことなどが挙げられるが、この活用を促進するには、資源生産性指標算出に関わる一定のガイドラインを示す必要がある。

このようなことから、本研究では、主要素材産業の主要企業を対象に資源生産性指標を試算し、企業レベルの資源生産性指標を算出する際の留意点や課題を明らかにすることを目的とした。具体的には、それぞれの企業の時点間、複数の企業間における資源生産性の比較を行いながら、相互に比較可能な、あるいは資源生産性の評価に有効な指標算出のための留意点や課題を検討した。

2. 方法

2.1 対象企業と対象年

基礎素材産業である鉄鋼、セメント、紙パルプ産業の売上高上位 5 社のうち[4)]、資源生産性指標の試算に必要なデータが環境報告書等から入手可能な企業を対象とした。また、可能な限り、2000 年度から 2012 年度の 13 年分のデータを用いて試算を行った。

2.2 資源生産性指標の定義

資源生産性指標は一般に、製品やサービスの産出量を資源の投入量で除することにより算出される。本研究では資源生産性指標の逆数、つまり資源投入量を製品やサービスの産出量で除した資源利用強度を用いて分析を行った。産出量については、経済的産出量として売上高、物理的産出量として製品生産重量を用いた。

表１　試算した資源利用強度

			資源投入量(分子)	
			企業全体	事業ごと
製品やサービスの産出量(分母)	企業全体	売上高	①1	
		製品生産重量	①2	
	事業ごと	売上高	②1	③1
		製品生産重量	②2	③2

2.3 資源生産性（資源利用強度）の推計

1) 環境報告書プラザ[5)]で入手できる各企業の環境報告書・CSR 報告書等より企業全体や事業ごとの資源投入量、製品生産重量等のデータを収集する。
2) 各企業の決算短信より企業全体や事業ごと売上高のデータを収集する。
3) 資源投入量、売上高・製品生産重量のデータから表１に示す①1～③2 の資源利用強度を算出し、時点間、企業間の比較を行う。
4) 以上をもとに、相互に比較可能で有効な指標算出のための留意点や課題を検討する。

3. 結果と考察

鉄鋼、セメント、紙パルプ産業の売上高上位 5 社のうち、それぞれデータが入手可能であった 4 社、2 社、4 社を対象に資源利用強度を試算した。

3.1. システム境界の差異による比較

例として、図１は、鉄鋼産業における原材料関係の資源利用強度（表１の①1）を企業ごとに見たものである。いずれの企業も 2008 年までは減少傾向にあったが、リーマンショックを期に上昇に転じた様子が観察される。また、A 社と B 社では倍半分の違いがあることが分かる。図２は、図１とは分母が異なる資源利用強度（表１の②1：分母は鉄鋼事業の売上高）を企業ごとに見たものである。図１と同様の傾向が観察されるが、企業間の差は縮まった。各企業は鉄鋼事業以外の事業も行っている（図１の売上高には鉄鋼事業以外の売上高も含まれている）が、資源投入量として報告されているものは、そのほとんどが鉄鋼事業に関わるものであるためと考えられる。しかしながら、図２は分母と分子のシステム境界が一致していないため、指標としては適切ではない。そこで、図３では、鉄鋼事業のみの資源利用強度（表１の③1）を企業

ごとに見ている。事業ごとの資源投入量を報告しているのは２社しかなかったが、図２と図３はほぼ同じ値となっており、他社においても鉄鋼事業に関わる資源投入量がほとんどであることが示唆される。図１においてＢ社の資源利用強度が低いのは、鉄鋼事業以外の売上が大きいためである。

以上のように、資源利用強度を算出するにあたっては、システム境界を適切に設定することが重要である。企業全体だけでなく、事業ごと（セグメントごと）の資源利用強度を算出することで、より詳細な分析を行うことができる。

3.2. 分母の差異による比較

上述のように、図３は鉄鋼事業における原材料関係の資源利用強度（表１の③1）を分母が売上高の場合について企業間で比較したものである。一方、図４は分母が鉄鋼材生産量の場合について見たものである。図３とは異なり、２社の資源利用強度はほぼ横ばいの結果となっている。分母を売上高とした場合には、販売する鉄鋼材の価格が資源利用強度に大きな影響を与えることになるため、リーマンショックの影響が見られたが、物理的な資源利用強度はほぼ変わっていないことが分かる。

以上のように、分母を経済的産出量とするか物理的産出量とするかで、資源利用強度の意味する内容は大きく異なる。しがたって、これらの指標の意味を適切に理解し、活用していくことが重要である。

4. おわりに

企業の資源生産性指標を算出・解釈するにあたっては、①対象とするシステムの範囲を明確に設定し、それに合わせて分母・分子の数値を集計すること、②産出量に用いる指標に応じて資源生産性指標の意味を解釈すること、が重要である。なお、より詳細な資源生産性の分析には、事業ごと（セグメントごと）のデータが有用であり、こうしたデータを収集・整理・開示する体制が各企業に求められる。

謝辞：本稿は、第Ⅱ期環境経済の政策研究の成果による。ここに記して深謝する次第である。

参考文献

1) 第１次循環型社会形成推進基本計画、2003
2) BIO Intelligence Service, Institute for Social Ecology and Sustainable Europe Research Institute: Assessment of Resource Efficiency Indicators and Targets, Final report prepared for the European Commission, DG Environment, 2012
3) 百嶋徹：我が国企業の「資源生産性」に関する考察、ニッセイ基礎研所報、Vol.54、pp.1−53、2009
4) 東洋経済新報社：会社四季報 業界地図 2013 年版、東洋経済新報社、2012
5) 経済産業省：環境報告書プラザ、http://www.ecosearch.jp/、2013 年 12 月アクセス

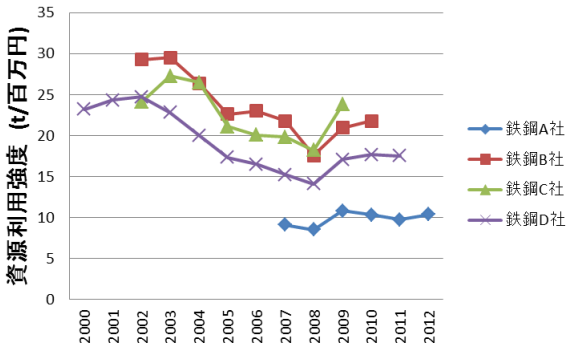


図１ 鉄鋼産業における原材料関係の資源利用強度の比較（表１の①1：企業全体の資源投入量／企業全体の売上高）

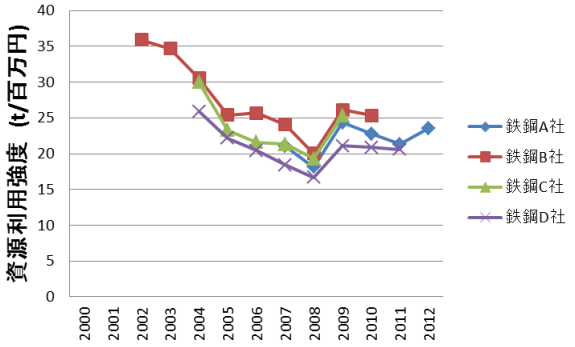


図２ 鉄鋼産業における原材料関係の資源利用強度の比較（表１の②1：企業全体の資源投入量／鉄鋼事業の売上高）

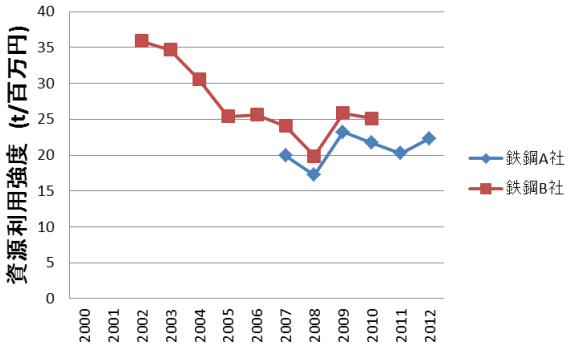


図３ 鉄鋼産業における原材料関係の資源利用強度の比較（表１の③1：鉄鋼事業の資源投入量／鉄鋼事業の売上高）

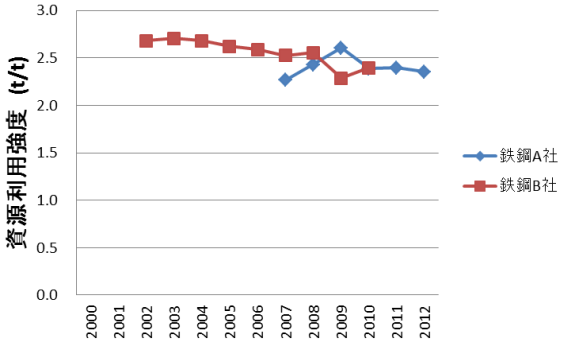


図４ 鉄鋼産業における原材料関係の資源利用強度の比較（表１の③2：鉄鋼事業の資源投入量／鉄鋼生産重量）

窒素・リンに着目した農業用栄養塩類のサプライチェーン分析

Supply Chain Analysis on Agricultural Nutrient Focusing Nitrogen and Phosphorus

○溝口修史*[1)]、松八重一代[1)]、南齋規介[2)]、中島謙一[2)]、稲葉陸太[2)]、長坂徹也[1)]
Masafumi Mizoguchi, Kazuyo Matsubae, Keisuke Nansai, Kennichi Nakajima, Rokuta Inaba, Tetsuya Nagasaka
1) 東北大学, 2) 国立環境研究所
* B2TM5028@s.tohoku.ac.jp

1. はじめに

農業用栄養塩類に分類される窒素やリンは、私たちの生活に必要不可欠な元素であり、両元素を含む肥料は、土壌の生産力を高め、高い収穫効率を維持するために必須である。世界人口の増大やエネルギー作物の生産量増加から、農業用栄養塩類の需給はさらに切迫することが想定される[1),2)]。

Rockström らが指摘するように、地球環境に影響を与える大きな要因の一つに窒素やリンの移動があり、地球環境の保全の面でも重要な要素であると考えられる。さらに、両元素の排出は互いに密接に関わり、特に窒素は、地球全体に影響を与えるとされる量をはるかに超えているとしている[3)]。窒素には、①化石燃料の燃焼により窒素酸化物として排出されるもの②たんぱく質中に含まれるもの③アンモニアなどの窒素化合物中に含まれるものの三種類存在する。化石燃料由来の窒素については、南齋らにより推計されている[4)]。製品由来の窒素は、アンモニアより生産されるが、ハーバー・ボッシュ法は、地球全体で利用されるエネルギーの数%を占めるほどエネルギー消費の大きいプロセスである[5)]。さらに日本のような小国ではプラント設備が小規模なため、アンモニア生産量にも限りがある[6)]。一方で、リンはその偏在性や枯渇問題により戦略資源化され、輸入価格が高騰している背景から、近年、国内外の多くのコミュニティで持続的なリン資源の安定供給に向けた取り組みが行われている[7)]。日本においても排出される栄養塩類による富栄養化が指摘されているように[8)]、消費活動と環境負荷排出は密接な関係を持つ。日本は消費財の多くを輸入に依存しているため、輸入が環境負荷排出に与える影響は非常に大きい。

このような背景から本研究では、国内の窒素やリンの需給構造を把握するとともに、海外のサプライチェーンを考慮した上で日本の産業連関分析行う GLIO モデル[9)]を用いて、世界規模の消費状況と日本経済が与える他国の消費への影響について論ずる。

2. 日本国内におけるマテリアルフロー

2.1 マテリアルフロー分析

窒素やリン関連財の需給を定量的に把握するため、マテリアルフロー分析を用いた。対象年度を 2005 年と設定し、日本国内の産業部門を、①食料分野②産業分野③環境分野に分類し、各分野の主要部門の調査を含有する元素濃度を各重量に乗ずることで行った。リンの日本国内におけるマテリアルフローに関しては著者らによる先行研究[7)]を参考に再構築を行った。

2.2 窒素のマテリアルフロー

日本国内における窒素のマテリアルフローに関しては、食料・飼料に含まれるものや、アンモニアなどの製品由来のものを対象とし、分析結果を図 1 に示す。アンモニアより無機あるいは有機化合物が生成されるとし、アンモニアを除く窒素化合物の輸入品は、各種工業製品の製造に直接使用されるとした。海外より多くの窒素(2,065kt-N)が流入する一方、肥料として農地や牧場に施肥されたものの土壌へ流出(374kt-N)するなど多くの窒素が排出されている。

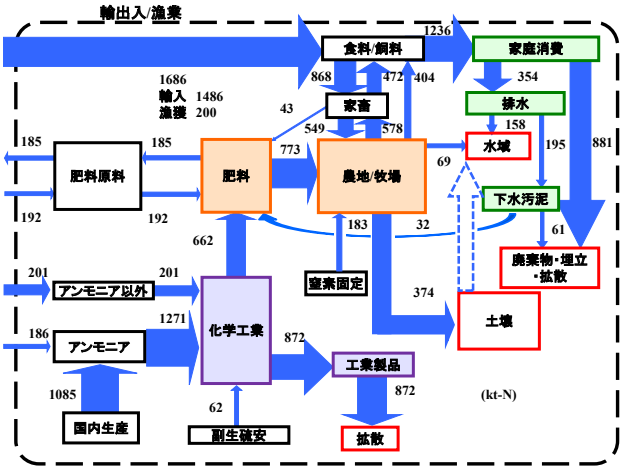


図 1　日本国内の窒素のマテリアルフロー(2005)

3. 世界規模での窒素・リンの消費

3.1 窒素・リンの移動量

国際貿易統計 BACI[10)]に準拠した 231 ヶ国において貿易統計のデータ整備を行い、対象商品については HS コード（世界的に統一された国際貿易商品の名称及び分類を示すコード番号）の分類から抽出し（窒素 : 423 商品、リン : 281 商品）、貿易に随伴する窒素・リンのフローを図 2, 3 に示す。窒素は北米への流入、リンはリン鉱石の輸出が移動量の上位を占めていた。

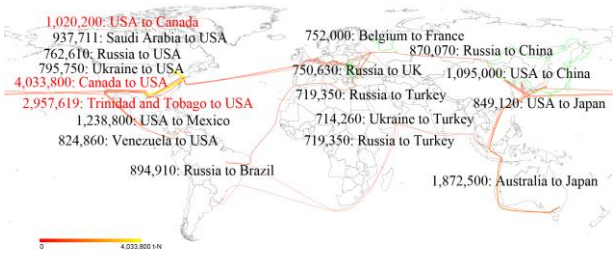


図 2 窒素の直接移動量（上位20位を記載）

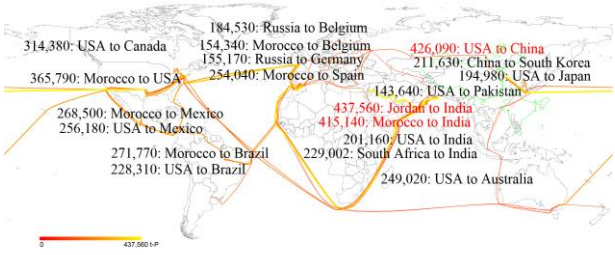


図 3 リンの直接移動量（上位20位を記載）

3.2 日本の最終需要が引き起こすフロー

GLIO モデルを用いた分析により推計した、日本の最終需要が引き起こす日本あるいは日本以外へのフローを図4-6に示す。商品別に見ると、窒素はアメリカやカナダは食料・飼料系商品の輸入・消費・生産に起因するものが多く、オーストラリアやサウジアラビアは、化石燃料に起因するものが多い傾向が見られた。一方で、リンはアメリカと中国がリンフローの約 50%を占め、商品内訳としては、いずれも食料・飼料系商品に起因する傾向となり品目差異は見られなかった。

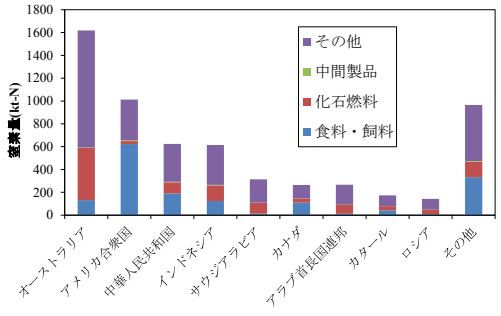


図 4 日本への窒素フローの商品内訳

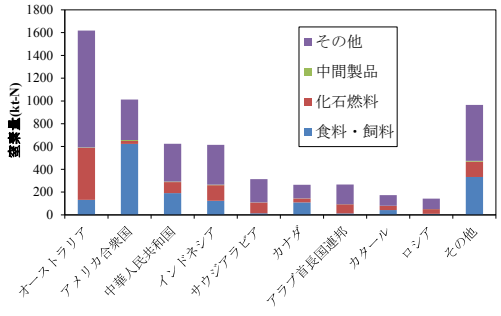


図 5 日本以外への窒素フローの商品内訳

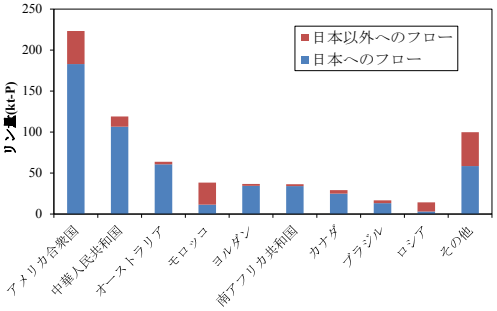


図 6 日本の最終需要が引き起こすリンのフロー

4. 結論

食料・飼料を中心に窒素やリンは多く流入し、最終的に環境中に排出されている状態であると言える。さらに窒素に関しては、アンモニアの消費も世界規模で大きな影響を与えている。BRICs などの後進国の生活水準の向上に従い、窒素やリンの消費量はさらに増大すると予想される。そのため、窒素やリンを複合的に考慮した有効利用の可能性を考える必要がある。

5. 引用文献

1) 国立社会保障・人口問題研究所: “人口統計資料集”, <http://www.ipss.go.jp/syoushika/tohkei/Popular/Popular2013.asp?chap=0>, (参照 2013-12-25)
2) F.O.Licht: “World Ethanol Markets The Outlook to 2015”, (2006)
3) Rockström J., et al.: Nature, 461(24), (2009), pp.472-475
4) 独立行政法人国立環境研究所資源循環・廃棄物研究センター: “2005 年産業連関表に基づく部門別エネルギー消費量および温室効果ガス排出量の推計方法”, (2013)
5) 一般社会財団法人日本鉄鋼協会: ふぇらむ,18(7), (2013), pp.374-377
6) （独）新エネルギー・産業技術総合開発機構: “化学産業における石炭等のガス化技術による化学品併産製造システムの導入可能性調査”, (2009), pp.9-26
7) Matsubae K., Kajiyama J., Hiraki T., Nagasaka T.: Chemosphere, 84, (2011), pp.767-772
8) 佐藤和明: 再生と利用, 33(122), (2009), pp.72-78
9) Nansai K., Kondo Y., Kagawa S., Suh S., Nakajima K., Tanno S.: Env. Sci. & Tech., 46(19), pp.9146-9154
10) CEPII: ”BACI(Base pour l’Analyse du Commerce Int-ernational)”, <http://www.cepii.fr/anglaisgraph/bdd/baci.htm>, (参照 2013-12-25)

水圏へのリンフローのシナリオ分析

Scenario analysis of phosphorous flows into the hydrosphere

○宮内雄飛*[1)]、松八重一代[2)]、橋本征二[1)]
Yuhi Miyauchi, Kazuyo Matsubae, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学、2) 東北大学
*rv0015fk@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

リンは窒素、カリウムと並んで植物の三大栄養素の一つであり、生命活動にとって必要不可欠なものである。生体内においてリンは、無機あるいは有機のリン酸化合物として重要な役割を担っている。

人間経済活動圏において、リン資源の約 8 割は化学肥料として用いられているが、リン酸肥料は土壌中で強固に固定されることもあり、その利用効率は低い[1)2)]。化学肥料の他にも、リンは様々な形態で利用、消費されたのち、土壌や河川等に排出されているが、過去半世紀の間に人類の介入によって鉱石から水圏へ移動したリンは、5 億トン近くになるとされる[3)]。リン資源の水圏への溶出は、地表水の富栄養化を招くなど、環境に悪影響を及ぼす。

リンの需要は、人口増加などに伴い 2030 年代に製造ピークを迎えるよう推移すると考えられている[4)]。今後、地球上では人口増加が予測され、食料需要の増加に伴いリン需要も増えることが考えられる。つまり、更なる環境への悪影響が示唆される。したがって、リンの利用効率や下水汚泥からの回収効率を向上させ、水圏への負荷を軽減していく必要がある。これは、リン資源の枯渇[5)]を回避する観点でも重要である。

このようなことから、本研究では、水圏へのリンフローを推計するとともに、水圏へのリンフローを軽減するシナリオについて検討することを目的とする。このため、以下の二点を検討する。

① 将来の人口増加や経済発展のもとで現状の利用形態を継続させたときの水圏へのリンフローの変化のシナリオを検討する。
② リンの利用効率や回収効率の最大化を図ることで水圏へのリンフローを軽減するシナリオを検討する。

なお、本研究の対象国は、今後の発展が見込まれる中国とする。今後、多くの国で検討を行っていくにあたってのケーススタディーと位置づける。

2. 方法

2.1. 将来の水圏へのリンフローのシナリオ

水圏へのリンフローは図 1 に示すように、農地・牧場由来（以上、農業系由来）、下水道・尿貯槽由来、雑排水や排泄物の垂れ流し由来（以上、生活排水系由来）、自然由来によるものが考えられる。本研究では、図の点線内部を検討対象とする。

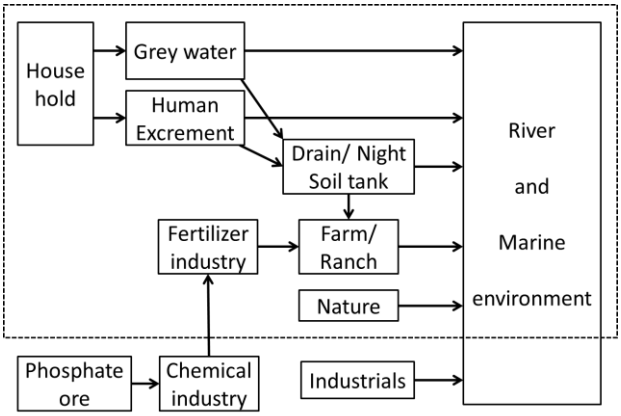


図１　水圏へのリンフロー

(1) 農業系由来

農業系由来の水圏へのリンフローは、以下のように農地へ散布されるリンの量に農地から水圏に流入するリンの割合を乗じて求める。

$$PLa = PDEM_f \times Rf$$

PLa：農業系由来の水圏へのリンフロー（t）
$PDEM_f$：農地に散布されるリンの量（t）
R_f：農地から水圏に流入するリンの割合（–）

農地から水圏に流入するリンの割合（R_f）については、中国の Chaohu City[6)]、Heifei[7)]、Feixi[8)]を対象として行われたリンフローの研究結果をもとに設定する。また、農地に散布するリンの量（$PDEM_f$）については、以下の 2 つの方法で計算し、推計値の妥当性を検討する。

$$PDEM_{f1} = \sum_i (CROPi \times HAi)$$

$$PDEM_{f2} = \sum_i \left(\frac{PRD_i \times NBU_i}{UE_i}\right)$$

$CROPi$：作物 i における単位収穫面積あたりに散布されるリンの量（t／ha）
HAi：作物 i の収穫面積（ha）
$PRDi$：作物 i の生産量（t）
$NBUi$：作物 i におけるリン含有量（t／t）
UEi：農地に散布されるリンの作物 i による利用効率（–）

単位収穫面積あたりに散布されるリンの量（$CROPi$）に

ついてはFertiStat、作物の収穫面積についてはFAOSTATのデータを用いる。FertiStatにデータのある農作物27品目を対象として、農地に散布されるリンの量を推計する。

(2) 生活排水系由来

生活排水系由来の水圏へのリンフローのうち、排泄物由来（e）、雑排水由来（g）はそれぞれ下水道もしくは尿貯槽が存在する場合（e1、g1）と存在しない場合（e2、g2）に分けて考え、下式により求める。

$$PLe_1 = \sum_i \{PE_i \times PPi \times POPi \times CRS_i \times (1 - PRE_i)\}$$

$$PLe_2 = \sum_i \{PE_i \times PPi \times POPi \times (1 - CRS_i)\}$$

PLe：排泄物由来の水圏へのリンフロー（t）
PEi：i国における排泄物に含まれるリン原単位（t/t）
PPi：一人当たりの排泄物量（t/人）
POPi：i国の人口（人）
CRSi：i国の下水道普及率（–）
PREi：i国の下水道における平均リン除去率（–）

$$PLg_1 = \sum_i \{POP_i \times WC_i \times CG_i \times CRS_i \times (1 - PRE_i)\}$$

$$PLg_2 = \sum_i \{POP_i \times WC_i \times CG_i \times (1 - CRS_i)\}$$

PLg：雑排水由来の水圏へのリンフロー（t）
POPi：i国の人口（人）
WCi：i国における1人当たり水の消費量（m^3／人）
CGi：i国における雑排水中に含まれる平均リン濃度（t／m^3）

中国の排泄物に含まれるリン原単位については、Esreyら[9]のデータを用いる。

(3) 水圏へのリンフローのシナリオ

水圏へのリンフローは、上記(1)(2)の総和となる。

$$PL = PLa + PLe_1 + PLe_2 + PLg_1 + PLg_2 \quad (t)$$

作物の収穫面積や人口が将来のリンフローのシナリオを決めるパラメータとなるが、これらについては、国連の推計[10]や田村らの推計[11]を用いる。

2.2. 水圏へのリンフローを軽減するシナリオ

2.1.で作成したモデルをもとに、リンフローに大きな影響を与えるパラメータをどのように変化させれば、水圏へのリンフローの軽減に効果があるのかを検討する。主要なパラメータとして以下がある。

- 単位収穫面積あたりに散布されるリンの量（t／ha）あるいは農地に散布されるリンの作物による利用効率（*UEi*）
- 下水道普及率（–）
- 下水道における平均リン除去率（–）

3. おわりに

現在、具体的な推計を行っているところであり、結果については学会当日報告する。

謝辞：本研究は、環境省環境研究総合推進費（S-11-2）による成果である。

参考文献

1) Ingrid Steen, Phosphorus & Potassium, 217, (1998), pp.25-31
2) 松坂泰明, 栗原淳監修, “土壌・植物栄養・環境事典”, 博友社, 東京, (1994), pp.230-299
3) D. Cordell, A. Rosemarin, J.J. Schröder, A.L. Smit : Chemosphere, 84, (2011), pp.747–758
4) Dana Cordell, Jan-Olof Drangert, Stuart White : Global Environmental Change, 19 (2), (2009). pp.292–305
5) 黒田章夫, 滝口昇, 加藤純一, 大竹久夫：環境バイオテクノロジー学会誌, 4 (2), (2005), pp.87-94
6) Zengwei Yuan, Junkui Shi, Huijun Wu, Ling Zhang, Jun Bi : Journal of Environmental Management, 92, (2011), pp.2021-2028
7) Sisi Li, Zengwei Yuan, Jun Bi, Huijun Wu : Science of The Total Environment, 408 (23), (2010), pp.5715–5722
8) Huijun Wu, Zengwei Yuan, Ling Zhang, Jun Bi : Journal of Cleaner Production, 23, (2012), pp.122-137
9) Steven A Esrey, Jean Gough, Dave Rapaport, Ron Sawyer, Mayling Simpson-Hébert, Jorge Vargas, Uno Winblad (ed) : “Ecological Sanitation”, (1998) , pp.8-19
10) United Nations: World Population Prospects: The 2012 Revision, United Nations, 2012
11) 田村賢人, 吉川直樹, 天野耕二, 橋本征二：第9回日本LCA学会研究発表会講演要旨集, 2014

タイの粗放的および集約的肉牛生産システムにおける温室効果ガス排出量

Greenhouse gas emissions from extensive and intensive beef production systems in Thailand

○荻野暁史*[1)]、Kritapon Sommart[2)]、三森眞琴[1)]、林恵介[3)]、山下恭広[1)]、田中康男[1)]
Akifumi Ogino, Kritapon Sommart, Makoto Mitsumori, Keisuke Hayashi, Takahiro Yamashita, Yasuo Tanaka
1) 農研機構畜産草地研究所, 2) Khon Kaen University, 3) 国際農林水産業研究センター (JIRCAS)
*aogino@affrc.go.jp

1. はじめに

タイのウシは、2000年代前半に飼養頭数が急増した後、近年は漸増しており、現在では日本より多い約670万頭のウシが飼養されている。それらのウシは、かつては水牛と共に役畜として利用されていたが、今日では乳用種を除きほとんどが牛肉生産のために用いられている[1)]。これまでは、放牧を主体とし、資材・労力の投入を低く抑える粗放的な肉牛生産が主流であった。しかし、牛肉需要の拡大、特に高品質の牛肉需要の拡大に伴い、近年、高栄養の飼料を給与し牛舎において飼養する集約的な肉牛生産が増加してきている。生産体系の変化は、資材投入量の増加、生産性の向上等を通して肉牛生産からの温室効果ガス (GHG)の排出量にも影響を与えると考えられるが、まだ明らかにはされていない。また、肉牛生産の LCA を行った報告は数多くなされているが、先進国を対象としたものが多くを占め[2,3)]、新興国・発展途上国を対象としたものはほとんど見られない。

一方、現在では世界に占める先進国の GHG 排出量の割合が半分に満たないことから、新興国・発展途上国においても GHG 排出量の削減が必要になりつつある。それらの国々では国全体に占める農畜産業からのGHG 排出量の割合が大きいため、その削減が求められている。

従って、本研究ではタイの粗放的および集約的肉牛生産システムの LCA を行い、GHG 排出量およびエネルギー消費量の比較を行った。

2. 方法

2.1 評価対象システム

タイ国東北地方は、タイのウシの54%が飼養されている肉牛生産地域である。従って、同地方に位置するコンケン周辺の粗放的および集約的肉牛生産農家に現地調査を行い、年間出荷頭数、出荷牛の月齢と出荷体重、燃料・電力・農業資材消費量、飼料給与量等のデータを得た。

図1に、解析したタイの集約的および粗放的肉牛生産システムを示した。粗放システムでは主として放牧により肉牛を飼養しており、また今回調査した農家の全てが、購入飼料を全く使用せず地域で得られる飼料原料のみを給与していた。飼養されているウシは、在来種とブラーマン種の交雑種が主体であった。一方、集約システムでは舎飼いを基本とし、また今回調査した集約農家は、地域で得られる飼料原料に加え、キャッサバチップ、米ぬか、大豆粕等の濃厚飼料を主とする購入飼料を使用していた。飼養されているウシは、在来種あるいはブラーマン種とシャロレー種の交雑種が主体であった。

平均飼養頭数は、粗放システムが9.4頭なのに対し、集約システムでは13.2頭と、集約システムにおいて規模が大きい傾向が見られた。

機能単位は生体重 (LW)1kg あたりとした。

2.2 インベントリ分析

まず粗放的システムについては、放牧時に摂取する飼料量を直接測定するのは困難であるため、SAS の NLIN プロシジャを用いて、出荷牛の月齢と体重から Brody の式に基づく成長曲線を求めた。得られた成長曲線と東南アジア肉牛飼養標準[4)]に示された代謝エネルギー (ME)要求量算定式からME要求量を算出した。同飼養標準に示された飼料の化学組成より、総エネルギー (GE)摂取量および窒素摂取量を求めた。

消化管 CH_4 排出量についてはタイのウシを用いた測定試験をもとに Chaokaur が報告した回帰式[5)]を用いて求め、家畜排せつ物由来の CH_4 および N_2O は IPCC ガイドライン[6)]の方法に従って求めた。

集約的システムについては、飼料給与量と東南アジア飼養標準に示された給与飼料の化学組成から GE 摂取量および窒素摂取量を求めた。得られた GE 摂取量から、子牛ー育成期については Chaokaur の回帰式を、肥育期については IPCC ガイドラインの方法を用いて消化管 CH_4 排出量を求めた。家畜排せつ物由来の CH_4 および N_2O は IPCC ガイドラインの方法に従って求めた。燃料、電力、農業資材の原単位にはタイのインベントリデータ[7)]を用い、飼料原料の原単位は文献から求めた。

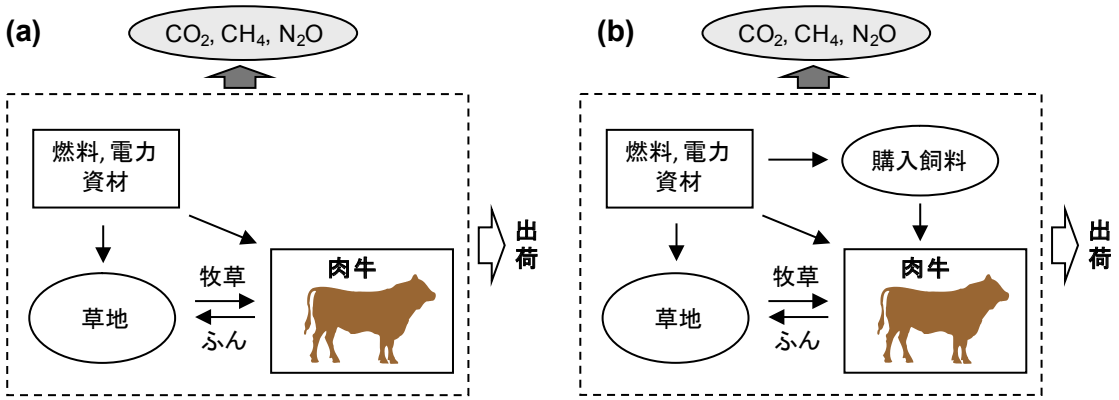


図1. 評価対象の粗放的（a）および集約的（b）肉牛生産システム

3. 結果と考察

タイ粗放的および集約的肉牛生産システムからのGHG排出量平均値は、それぞれ13.8kgおよび10.2kgCO_2e/kg-LWであった。いずれにおいても、消化管から排出されるCH_4が最も大きな割合を占め、ふん尿から排出されるN_2Oがそれに続いていた。集約的システムでは購入飼料のGHGが追加されていたが、主要な排出源である消化管CH_4およびふん尿N_2Oが小さくなっていたため、全体として粗放システムよりGHG排出量が小さかった。粗放的システムの平均出荷月齢は55か月、出荷体重は376kgなのに対し、集約的システムではそれぞれ36か月、653kgと、粗放的システムで飼養期間が長いことおよび増体が低いことに消化管CH_4の差は起因していると考えられた。燃料や資材、化学肥料からのN_2Oの占める割合は、どちらのシステムにおいても非常に小さかった。

一方、粗放的および集約的肉牛生産システムにおけるエネルギー消費量はそれぞれ2.9および9.6MJ/kg-LWであり、粗放的システムの方が集約システムよりはるかに小さかった。どちらも飼養管理におけるエネルギー消費量は小さいため、飼料生産におけるエネルギー消費量の差が反映されていた。従って、タイの集約的肉牛生産システムは慣行の粗放システムと比較して、GHG排出量は小さいが、エネルギー消費量は大きいことが示された。

4. まとめ

タイの粗放的および集約的肉牛生産システムについて、現地調査によるデータ収集とGHG排出量評価モデルの構築を行った。作成したモデルをもとに解析を行ったところ、粗放的および集約的システムのGHG排出量の平均値はそれぞれ13.8kgおよび9.6kgCO_2e/kg-LW、エネルギー消費量の平均値はそれぞれ2.9および11.8MJ/kg-LWであった。

謝辞

本研究は農林水産省地球規模課題国際研究ネットワーク事業「農業分野における温室効果ガスの排出削減・吸収に関する技術開発」で得られた成果の一部である。

5. 引用文献

1) Lambertz C., Chaikong C., Maxa J., Schlecht E., Gauly M.: J. Agric. Rural Dev. Trop. Subtrop, 113 (2), (2012), pp.154-164

2) Ogino A., Kaku K., Osada T., Shimada K.: J. Anim. Sci, 82 (7), (2004), pp.2115-2122

3) Peters G.M., Rowley H.V., Wiedemann S., Tucker R., Short M.D., Schulz M.: Environ. Sci. Technol. 44 (4), (2010), pp.1327-1332.

4) Chaokaur A.: Proc. 3rd Int. Conf. Sust. Anim. Agric. Dev. Countries. Nakhon Ratchasima, Thailand, (2011), vol. 1. pp.197-203.

5) IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. (2006), Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan

6) WTSR. Nutrient requirements of beef cattle in Indochinese Peninsula. 1st ed. Department of Livestock Development, Ministry of Agriculture and Cooperatives, Thailand. (2010)

7) Thai National Life Cycle Inventory Database. 入手先<http://www.thailcidatabase.net/>（参照 2012-2-21）

日本の昆虫食を対象とした環境負荷分析

LCA of Japanese Edible Insects

○高橋晴久*[1)]、伊坪徳宏[1)]
Haruhisa Takahashi, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学
* g0931124@tcu.ac.jp

1. はじめに

産業革命以降、医療や農業等の諸技術が急速に向上した。それに伴い、人口も増加し、2011 年には 70 億人を突破するに至った。国連の最新の報告書によると世界の人口は2050 年に 96 億人となり、2100 年までに 100 億人を突破すると推定されている。[1)]

増加する人口を支えるため食糧の生産を拡大することが求められており、2005 年を基準とした場合、2050 年までに動物性タンパク源である肉を約 2 億トン余計に生産しなければならない。しかし、こうした要求事項を満たすことは困難を極める。すでに食糧生産に必要な土地と水が不足しはじめている。[2)]人類の食糧需要を満たすような新たな手段が求められている。

2013 年 5 月に FAO（国際連合食糧農業機関）がまとめた報告書（Edible insects – Future prospects for food and feed security）は食糧問題の解決策として昆虫食を提案している。[3)]

LCA を用いて食用昆虫の環境負荷分析を行った研究は世界でミールワームの事例 1 件のみとなっており [4)]、他の食用昆虫についても同様の評価を行い、昆虫が家畜に代わる新たな動物性タンパク源として有望であるかについて、環境の側面から検討を加える必要がある。

2. 研究目的

本研究では国内初の食用昆虫を対象とした環境負荷分析を行い、従来の家畜と比較することによって、昆虫食の有用性を検討することを目的とする。

3. 研究方法

3.1. 評価対象と機能単位

本研究では日本国内で古来より食用として利用されてきたハチ、カイコ、コオロギの 3 種類の昆虫について 2 つの環境指標から評価を行った。本研究では、地球温暖化と水に注目した分析を行った。評価対象とした昆虫はそれぞれ Vespula flavipes（クロスズメバチ）、Bombyx mori（カイコ）, Acheta domesticus（イエコオロギ）であり、機能単位は温暖化、水共にタンパク質 1kg の生産とした。タンパク質の値については、齢期、餌の種類、飼育環境や残留物の有無によって同種の個体間においても差異が生じるため、本研究ではこうした差異を考慮し、2 編以上の文献からタンパク質の情報を得た。なお、可食部はすべて 100%とした。

3.2. システム境界

本研究では、昆虫の飼育から調理段階にいたるまでをシステム境界とした。なお、販売段階については、調査の対象外とした。

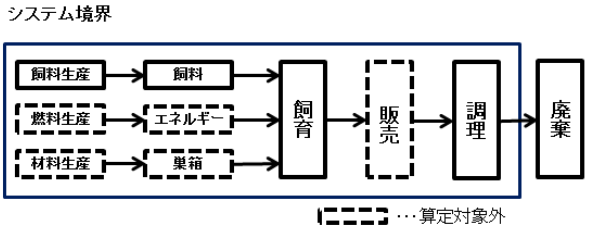


図 1 システム境界

3.3. 評価対象物質

本研究の評価対象物質は CO_2,CH_4,N_2O とした。特性化においては各温室効果ガス(GHG)の排出量と該当する特性化係数を積算した単一指標(CO2-equivalents)を用いて定量化を行った。なお、GWP の係数は IPCC 第四次報告書に基づき、CO_2, CH_4, N_2O の係数をそれぞれ 1, 25, 298 とした。（影響期間 100 年）[5)]

3.4. 計算方法

昆虫の飼育、タンパク質に関する情報は、他の文献で収集したものを利用している。得られたデータを基にして、ソフトウェア「MiLCA」を用い、インベントリデータベース「IDEA」内にある 2 次データを用いて、以下のやり方で算定を行った。

$$LCIs = \Sigma\left(\text{活動量} \times \text{原単位}\right) \qquad \text{式1}$$

$$CFP = \Sigma\left(\text{特性化係数} \times LCIs\right) \qquad \text{式2}$$

$$WF = \Sigma\left(\text{活動量} \times \text{水消費原単位}\right) \qquad \text{式3}$$

4. 結果

算定の結果、昆虫によって地球温暖化への寄与が大きく異なることが分かった。イエコオロギが最も小さな値となり、カイコの負荷が次に小さくなった。また、餌によって結果が大きく異なることがわかった。カイコ、イエコオロギ共に鶏、豚、牛と比較して、温室効果ガス排出量が少ない、あるいは同程度であることもわかり、従来の家畜に代わる動物性タンパク源として期待できる。一方、クロスズメバチは鶏や豚を上回り、牛と同程度の温室効果ガスを排出することが示された。これは、クロスズメバチの食性と関係しているクロスズメバチは肉食性の昆虫であり、飼育時に鶏の肉や魚を与える必要がある。飼料生産時に発生する負荷がこのような結果になった原因であると考えられる。

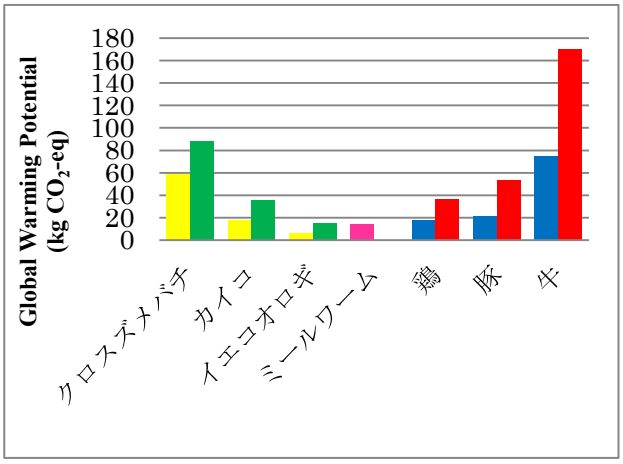


図２ 昆虫と家畜の比較（左：最小、右：最大）

次に WF の結果を図 2 に示す。GWP の結果とは異なり、クロスズメバチの WF は鶏と同程度のものとなっており、牛に匹敵する値にはならなかった。なお、カイコ及びコオロギについては対応する原単位が存在しなかったため、算定を行わなかった。

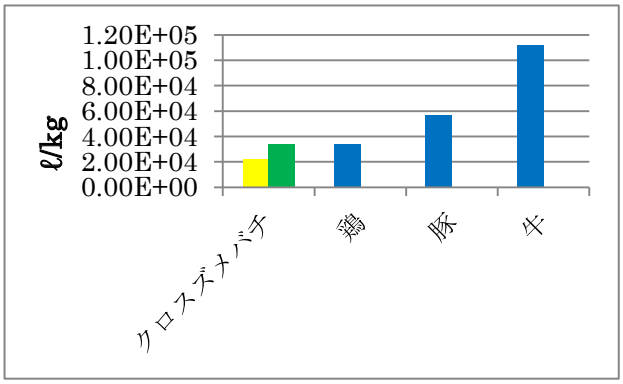


図３ クロスズメバチと家畜の水消費量の比較
（左：最小、右：最大）

5. 限界と課題

本研究の課題として、副産物も考慮した適切な配分が挙げられる。また、巣箱や室温調整に用いたエネルギーについても考慮した算定を行う必要がある。さらに、地球温暖化、水以外の影響領域についての評価を行うことも今後の課題の一つとして挙げられる。また、見た目や偏見、味などについても考慮する必要がある。

6. おわりに

本研究では、日本で食用として利用されてきたクロスズメバチ、カイコ、イエコオロギの 3 種類について LCA を実施し、地球温暖化へのポテンシャルについて家畜（鶏、豚、牛）との比較を行い、昆虫食の有用性について検討した。また、クロスズメバチについては水の消費量についての算定も行い、比較、検討した。その結果、昆虫によって生産時に発生する負荷に大きな隔たりがあることが分かった。カイコ及びイエコオロギの GWP は従来の家畜に比べ、小さい、あるいは同程度となった。このことから、多くの昆虫は人口増加とそれに伴う食糧、特に動物性タンパク質の需要を満たす解決策として、環境面から見て非常に有望であることがわかった。しかし、クロスズメバチのような肉食の昆虫については牛と同程度の温室効果ガスを排出する恐れがあり、環境側面から見てタンパク源の代替には課題があることが明らかになった。このことから、食用とする昆虫の決定には食性を考慮することが必要であり、肉食性の昆虫ではなく、草食性の昆虫を飼育・生産することが望ましいことが本研究から明らかになった。

参考文献

1) The United Nations Department of Economic and Social Affairs(2012) : World Population Prospects
2) FAO (2012) : World agriculture towards 2030/2050 : The 2012 Revision
3) FAO(2013) : Edible insects Future prospects for food and feed security
4) Oonincx, D.G.A.B. & de Boer, I.J.M.: Environmental Impact of the Production of Mealworms as a Protein Source for Humans – A Life Cycle Assessment
5) IPCC Fourth Assessment Report Climate Change 2007

アユの淡水養殖業を対象とした環境影響評価

The environmental impact assessment for the aquaculture of a sweet fish

○鈴木伸治*[1)]、渡邊一仁[2)]、伊坪徳宏[1)]
Shinji SUZUKI, Kazuhito WATANABE, Norihiro ITSUBO
1) 東京都市大学, 2) 宮城県水産技術総合センター
*g1031128@tcu.ac.jp

1. はじめに

現在世界的な人口は、アメリカ合衆国国勢調査局より2012年に70億人を超えたと発表され、2050年までに90億人を突破するという予測もある。[(1]また、欧米での健康志向の高まりに加え、発展途上国の経済発展により世界的な魚の消費量は増加している。[(2]このような現状を受け、海では天然魚が激減している。そこで持続可能なタンパク源の供給として養殖魚に注目が集まっている。

水産物に関する研究では、2002年頃まではエネルギー分析が活発に行われ、2003年以降はLCAに関する報告事例が多くなってきている。既存の研究では、イカやアナゴ、サンマなど、漁業に着目した事例が行われており、養殖業に着目した事例は沖本らが実施したギンザケを対象とした研究のみである。また淡水魚を対象とした内水面養殖業に着目した研究は行われていない。CO_2排出量の結果を考察してみると、漁業分野では燃料関連の物質が負荷に大きく起因しているが、養殖業では飼料が起因しているという地見が得られている。

東京都市大学小野らが作成した水消費に着目したデータベース[(3]では、全項目で最も数値の高い項目は「内水面養殖業」である。しかし、魚の種類や養殖形態によって負荷が異なるはずである。

2. 研究目的

本研究では淡水に生息する代表的な魚であるアユの養殖業を対象とした環境影響評価を実施する。養殖場での取り組みを考慮した複数のシナリオを設定し、CO_2排出量、水消費量、水使用量を比較することで、アユ養殖における環境負荷を明らかにすることを目的とする。また既存の「飼料」項目の原単位では、構成要素がアユ用飼料の構成とは異なり不適切であるため、飼料の原単位を作成することも目的の一つとした。

3. 方法

本研究では、製品の採掘や素材製造、生産だけでなく、使用、廃棄段階のようにライフサイクル全体を考慮し、資源消費量や排出物量を算出するライフサイクルアセスメントを利用し、環境影響評価を算定する。

3.1 評価対象物質

温室効果ガスを評価し、見える化を行う「カーボンフットプリント」と同じように、水資源を評価する指標として、ウォーターフットプリント」という考え方が提唱されている。本研究での評価項目には、既存研究で実施されてきたCO_2に加え、水も対象とした。

3.2 システム境界の設定

アユ養殖業のシステム境界を図1に示す。入力される項目は「電力」、「飼料」、「水」、「輸送」とし、出力される項目は「アユ」、「環境負荷」とした。本研究では「稚魚の生産」段階、「廃棄・解体」段階をシステム境界外とした。

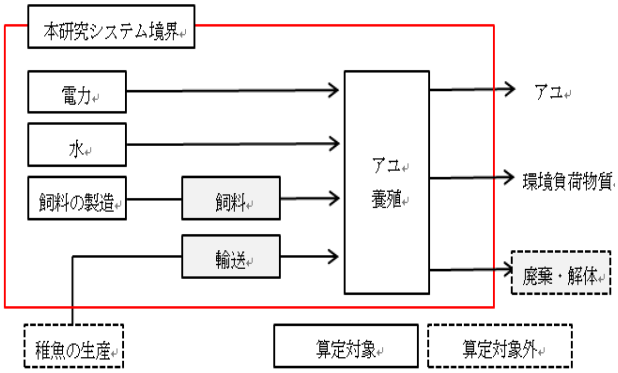


図1　. 本研究システム境界

3.3 データの収集と分析

本研究では、宮城県加美町加美町にある「はやせ鮎　宮城鮎工房」の「中新田養魚場」へヒアリングに行き、投入される水量や電力、飼料などの基礎的な情報を取得した。調査期間は2013年から2014年である。表2に養魚場における生産額、生産量を示した。

表1. 中新田養魚場におけるアユの生産量と生産額

年間生産量	26(t)
年間生産額	96,6000,000（円）

3.4 算定方法

本研究ではアユの養殖業におけるインベントリ分析を行う。CO_2排出量に関してはLCAソフトウェア「MiLCA」およびデータベースIDEA[(3]を用いて評価を行った。算定は式①である。また水使用量、水消費量の算定には式②、式③を、間接水に関しては式③を使用した。投入量にはヒアリングで入手しデータを、原単位に関しては東京都

市大学小野らが開発した水使用データベース[4]・水消費データベース[5]を使用した。

CO_2排出量＝Σ（投入量×CO_2排出量原単位）・・式①

水使用量＝直接水使用量＋間接水使用量・・・式②

水消費量＝直接水消費量＋間接水消費量・・・式③

間接水＝Σ（投入量×原単位）・・・・・・・　式④

原単位の作成は、飼料の構成成分の重量に原単位を掛け、足し合わせることで原単位と設定した。また本研究では、飼料の生成時の電力は結果に大きく起因しないことが明らかなため考慮していない。表１にアユ用飼料の原材料名と配合割合を示す。

本資料ではCO_2排出量の結果は構成の都合上省略し、水消費量のみ表記する。

表２．アユ用飼料の原材料名・配合割合

原材料の区分	配合割合(%)	原材料名
動物質性飼料	63	魚粉（卵黄粉末）
穀類	31	小麦粉（末粉）
その他	6	植物性油脂

4.　結果

4.1　原単位の作成

本研究で使用するアユ用飼料の水消費原単位、小野らデータベースにある飼料項目の原単位を図２に示す。飼料の原単位の特徴として、河川水や雨水が多く使用されることが挙げられる。アユ用飼料に着目すると、河川水・地下水が同様に大きく起因しており、水消費原単位は2.4E-01kg/t-飼料である。配合物ごとに見ると、植物性油脂が全体の59%に起因しており、33%が小麦粉、8%が植物性油脂である。

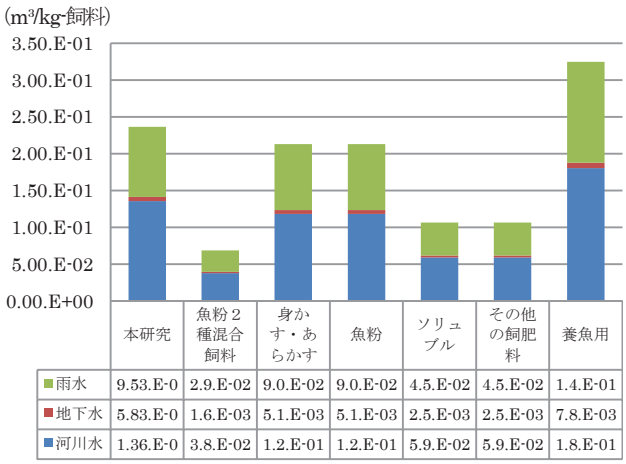


図２　「飼料」項目の水消費量原単位の作成

4.2　アユ養殖の直接および間接水消費量

アユ養殖における水消費量の算定結果を図３に示す。アユ１ｔの生産における水消費量は4.1E+01m³であった。その内直接投入された水量は全体の97%であり、大部分を占める。間接投入水の内訳は、河川水58%、雨水40%、地下水3%である。その内97%は飼料由来の環境負荷であった。他研究では、小野らのデータベースが2.5E+01m³/t、沖本らが行ったギンザケ養殖の投入量を基に算定した水消費量は1.7E-01であった。本研究の内訳に注目すると、直接投入での地下水が97%を占める結果となり、次いで河川水由来が2%、雨水1%となった。

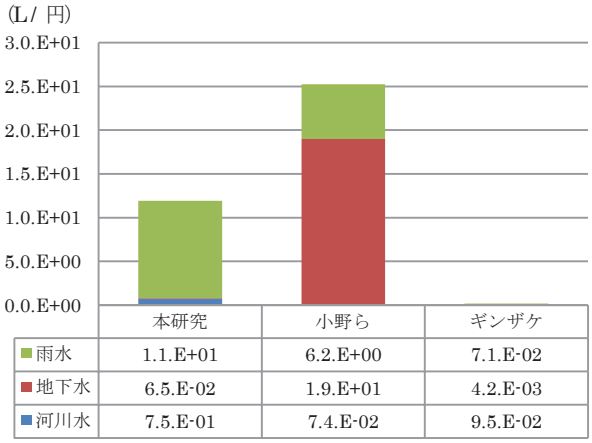


図３　直接および間接水消費量

5.　おわりに

本研究では、ライフサイクルの概念を基に、宮城県加美郡加美町の「はやせ鮎　宮城鮎工房」の「中新田養魚場」のアユ養殖における環境負荷を算定した。本研究により初の淡水養殖魚の環境影響が明らかとなった。海面養殖業と違い淡水養殖業では、河川や地下水などの資源を使用しなければならないため、これらが結果に大きく起因する。今後の課題として、非常に手間とコストのかかる稚魚育成段階を考慮する必要性や、飼料の原単位作成時に製造するための電力などを対象に追加することなどが挙げられる。今後はさらに養殖漁業のケーススタディを実施し、内水面養殖業の環境負荷を算定する必要がある。

6.　参考文献

1）国連（2011），World Population Prospects: The 2010 Revision

2）独立行政法人水産技術研究センター増養殖研究所 入手先 http://nria.fra.affrc.go.jp/conference/index.html

3）社団法人産業環境管理協会.LCAソフトウェアMiLCA・データベースIDEA

4）小野雄也，伊坪徳宏：“産業連関分析を用いた日本におけるウォーターフットプリント原単位データベースの開発”（2012）

5）小野雄也，伊坪徳宏：“水の種類と利用形態に着目した水インベントリデータベース”（2010）

閖上産アカガイのライフサイクルアセスメント

Life Cycle Assessment for Ark Shell *Scapharca broughtonii* Landed in Yuriage Fish Port

○渡邊一仁*1)、田原聖隆 2)
Kazuhito Watanabe, Kiyotaka Tahara
1）宮城県水産技術総合センター, 2）産業技術総合研究所
* watanabe-ka825@pref.miyagi.jp

1. はじめに

アカガイは内湾や沿岸の砂泥域に生息する無水管・有足糸型の二枚貝である[1)]。仙台湾のアカガイは収益性の高い二枚貝として、宮城県における沿岸漁業の主要な漁獲対象種となっており、これまで資源管理や増殖等の技術開発が盛んに進められてきた[2)]。仙台湾の中でも名取市閖上で水揚されるアカガイは、味・身入り・色調の良さから全国的にも高く評価されている[3)]。

今般、アカガイ漁業の持続性や閖上産アカガイのブランド力を高度化するための方策として、「環境配慮」を念頭においた取り組みの必要性が検討されはじめた。社会的に低炭素化が志向されている状況など、漁業活動から生じる環境負荷や環境影響の把握は、環境対応を目指すアカガイ業界においても重要な課題となる。しかしながら、アカガイ漁業の環境影響は不明である。

そこで、本研究では、閖上で行われているアカガイ漁業を対象にLCAを実施することで、アカガイの生産に伴い発生する環境負荷を定量し、環境への影響を評価する。また、得られた結果を基に、設定シナリオに基づいたアカガイ消費に伴うカーボンフットプリントを試算する。さらに、東日本大震災に着目し、震災前後の比較で漁業と環境負荷の関係の変化を明らかにすることを目的とした。

2. 方法

2.1 システム境界

本研究で評価対象とした漁業のシステム境界を図1に示す。この中では漁船、漁具、燃料を投入、漁獲物（アカガイと混獲物）および環境負荷物質を産出とした。投入される資材やエネルギーは原料採掘段階まで遡って考慮した。ただし、漁船や漁具の廃棄・解体は評価に含めなかった。また、漁船など複数年使用するものについては、耐用年数から単年に換算した。

環境負荷物質の評価の機能単位は、漁業者がアカガイ資源からアカガイを得るという量的観点に立ち、重量基準（生産量1t）で求めた。配分は漁獲物が経済的価値に相応するとして、経済配分に基づいて実施した。

2.2 データの収集

閖上でアカガイ漁業を営む平均的な水揚げの漁業者をモデルに取り上げた。宮城県漁業協同組合閖上支所からアカガイ漁業の実態（漁業設備、漁業条件、燃料消費）や経営収支（漁獲量、漁獲金額、銘柄別単価）に関する資料を2010年（評価の基準とする）と2012年に分けて、それぞれ入手した。

2.3 インベントリ分析と影響評価

LCA支援ソフトJEMAI-LCA proを用いて分析した。インベントリ分析では、後述する環境影響に起因する20の環境負荷物質からCO_2、NOx、SO_2、HCを代表として示した。また、影響評価では、温暖化、酸性化、富栄養化、水生生態毒性、光化学オキシダントの5項目に対するに寄与率を整理した。

2.4 カーボンフットプリントの試算

次のシナリオでアカガイ消費のカーボンフットプリントを試算した。閖上で漁獲されたアカガイが、閖上市場で箱詰めされ、冷凍車両（4トン：積載率100%、アカガイ率50%）で350km離れた築地市場に運ばれる。その後、軽トラック（積載率100%、アカガイ率50%）で築地市場から10km離れた都内の料亭に入り、刺身として70g（1個分）が食される。この際、アカガイの可食部重量は全重量の60%、残った殻と輸送箱は埋め立て処分されるとして計算した。

2.5 東日本大震災によるアカガイ漁業への影響

震災前後におけるアカガイ漁業の操業実態の変化による環境負荷排出への影響を、CO_2を指標に比較した。また、アカガイ資源とCO_2排出の関係を資源管理の観点を含めて検討した。

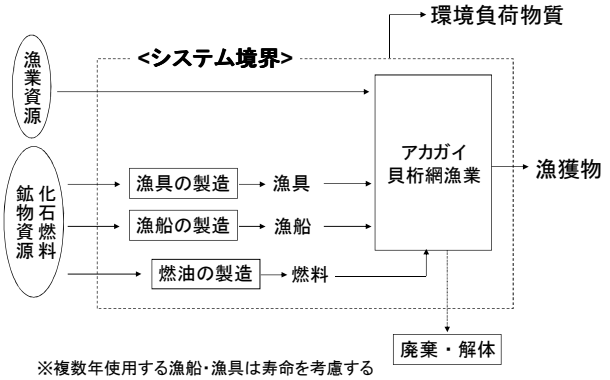


図1　本研究で評価対象としたシステム境界

3. 結果と考察

3.1 アカガイ漁業の実態

2010 年はアカガイ漁船 16 隻が閖上で着業していた。閖上のアカガイ漁業は 4.9 トンの漁船と 3 丁の貝桁漁具を使用して行われる。乗組員は 2-3 人である。船尾から貝桁漁具を投入し、40-50 分程度を 3knot の低速で曳網して、アカガイを漁獲する。閖上の 1 日の操業パターンは、朝 6 時に出港、4-6 時間の操業をして帰港する。7-8 月の禁漁期を除いて周年操業が行われ、操業日数はおよそ 110 日/年であった。

3.2 アカガイ漁業の環境影響

アカガイ漁業の投入産出を表 1 に示す。アカガイ漁業では、漁船 1 隻（4.9 トン）、貝桁漁具 3 式、A 重油 6,600L が投入され、アカガイ 2.7t と混獲物（ツブ貝、ヒラメ・カレイ類など）0.5t が漁獲されていた。環境負荷物質では、漁獲 1t あたり CO_2 が 7.7t、NOx が 2.3kg、SO_2 が 3.3kg、HC が 42.1g などとなっていた。CO_2 でみると、アカガイのこの値は、他魚種に比べてやや高い数値であった。ただし、アカガイが量的に少なく単価が高い水産物であることを考えると、機能単位を量的基準とした今回の結果は妥当と判断された。環境影響では、各影響項目で発生要因が異なっていた。温暖化、酸性化、富栄養化に対しては、直接的な燃油消費、また、水生生態毒性や光化学オキシダントでは漁船や漁具が高く寄与していた。

表１　アカガイ漁業の投入産出表

投入

分類	名称	投入量	単年換算の投入量
漁船[4]	4.9トン（1隻）	1	0.05
漁具	貝桁網漁具（一式）	3	3
エネルギー	A重油（L）	6,600	6,600

産出

分類	名称	獲量（kg）	漁獲金額（千円）
漁獲物	アカガイ	2,711	4,140
	混獲物	500	100
		排出量	機能単位（/t生産）
環境負荷	CO_2（t）	21.4	7.7
	NOx（kg）	6.4	2.3
	SO_2（kg）	9.3	3.3
	HC（g）	117.0	42.1

3.3 アカガイ消費のカーボンフットプリント

シナリオに基づいてアカガイ 70g（1 個分）を食するとしたときの各段階の CO_2 排出量は、漁業 947g、輸送 21g、処分 8g となり、全工程を合わせると 1,205g と試算された（図 2）。一概には比較できないが、この数値はこれまで報告されている他の食品の数値に比べると高い方に分類される。工程別の寄与割合は、漁業 79%、輸送 20%、処分 1%で漁業が全工程の中で大きな割合であった。一般に、水産物は他の食品に比べて CO_2 排出量は高く見積もられる傾向にあるが、アカガイは他の水産資源と比べても資源量が多いわけではないので、1 曳網あたりの生産量が相対的に低く、このような結果に繋がったと考えられる。CO_2 の排出要因では、漁業段階が全体の 79%と多くを占めていたので、漁業改善のための技術開発が望まれる。

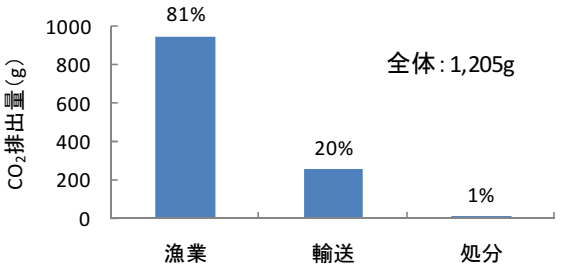


図２　アカガイ 70g 消費に伴う段階別 CO_2 排出量

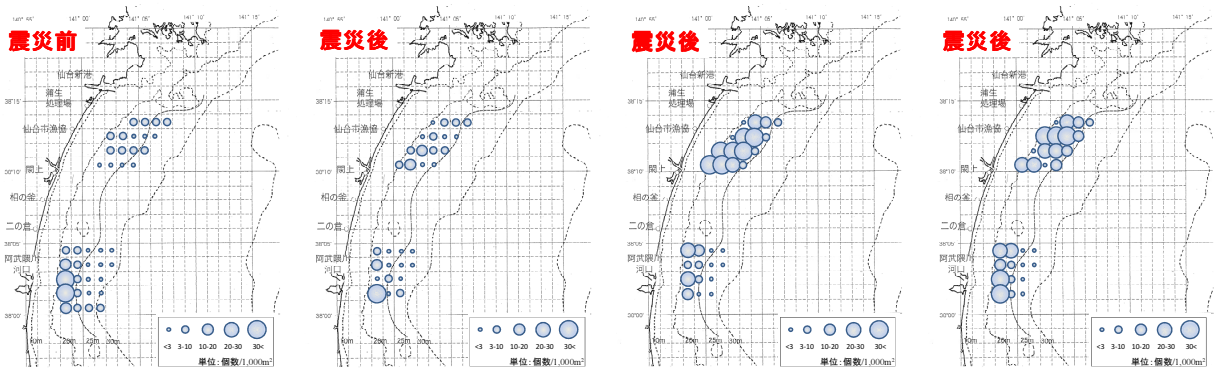
3.4 震災に伴う漁業の環境負荷変化と資源管理

東日本大震災前のアカガイの漁業生産に伴う CO_2 排出量は、2010 年は 7.7t であったが、震災後の 2012 年は 3.9t までおよそ半減していた。これは、アカガイ資源が震災後に大きく増えたことによる[5]。アカガイは生息水深が 20m 以深であり、津波が影響していなかったことや漁船被害により 2 年間ほとんど操業が行われていなかった状態（休漁に相当）がこのような結果に繋がった。震災前と同様の漁獲をしていれば、単純に漁獲は倍増するが、過去の乱獲の経験から、資源管理を念頭に漁獲量の上限を 30kg/日と取り決めを作った。このことは、アカガイの市場への過剰供給の回避に繋がり、結果として高単価を維持した。操業に関しては、漁獲量の上限を定めたことで、操業時間が震災前の 4-6 時間から 2-3 時間まで減少し、燃料消費が減った分だけ、環境負荷も削減された。このアカガイの事例は、資源管理の成功が漁業体制を改善し、環境負荷や環境影響の低減にも貢献することを示している。他の漁業種についても同様の傾向が見られるのか、事例を積み上げていくことが今後の課題となる。

4. 引用文献

1）吉良哲朗. , 原色日本貝類図鑑. ,保育社 (1972), pp85-86.
2）渡邊一仁, 田邉徹, 鈴木矩晃 : 宮城水産研報, (2012). pp13-22.
3）長山一夫. 鮨. ピエ・ブックス, (2003) pp187.
4）木原洸, 亀山道弘, 平岡克英ほか : 海上技術安全究所報告第 2 巻第 2 号 (2002), 132-133, 153-163.
5）渡邊一仁 : 環境情報科学学術研究論文集, No.27, (2013) , pp 227-232.

Supporting Information



2011年1月　2012年3月　2012年8月　2012年11-12月

図SI 震災前後のアカガイ分布密度の推移

SRB-CaCCO 法によるバイオエタノール生産プロセスのコスト，CO_2 排出量および消費エネルギーに関する予備的解析

Preliminary Analysis of Cost, CO_2 Emission and Energy Consumption of Bioethanol Production Process by SRB-CaCCO

○折笠貴寛[1)]、池正和[2)]、趙鋭[2)]、徳安健[2)]、椎名武夫[2)]

Takahiro ORIKASA, Masakazu IKE, Rui CHAO, Ken TOKUYASU and Takeo SHIINA

1) 岩手大学農学部

2) (独)農研機構 食品総合研究所

*orikasa@iwate-u.ac.jp

1. はじめに

近年、ガソリンの代替燃料として食料と競合しないセルロース系バイオエタノール生産が注目されつつある。我が国においても、農林水産省委託プロジェクト研究「農山漁村におけるバイオ燃料等生産基地創造のための技術開発」など、セルロース系バイオエタノール生産の実現に向けた研究開発が各関係省庁主導のもと行われている。他方、バイオ燃料革新協議会は「バイオマスニッポンケース」におけるコスト達成目標を 100 円/L と設定している[1)]。また、バイオエタノール生産コストのみならず、地球温暖化防止の観点から温室効果ガス発生につながるエネルギー消費も同時に削減することが求められている。コストおよびエネルギー消費量削減につながる新しい技術として、草本系バイオマスを水酸化カルシウムおよび水と混合した後に 95～100° C で加熱前処理することにより原料の酵素糖化性を向上させる CaCCO（Calcium Captureing by Carbonation）法[2)]や、その改良法であるフェノール酸の回収による SRB-CaCCO （Simultaneous Recovery of By-products –CaCCO）法[3)]を提案している。このように、バイオエタノール生産に関わる新しい要素技術開発は進んでいるが、これら技術を用いてバイオエタノールを生産した場合、コストやエネルギー消費量がどの程度となるかについて定量的に示す必要があるものの、それについて検討した例は見当たらない。そこで、本研究では、SRB-CaCCO 法および CaCCO 法を用いてバイオエタノールを生産した場合のコスト、CO_2 排出量、エネルギー消費の予備的解析を実施し、エリアンサスに SRB-CaCCO 法を、稲わらに CaCCO 法を、それぞれ適用した場合の影響について考察した。

2. 研究方法

2.1 解析対象

エリアンサスおよび稲わらを原料としたバイオエタノール生産プロセスにおけるコスト、CO_2 排出量およびエネルギー消費量を調査対象とし、原料の生産段階からバイオエタノール製造段階までをシステムバウンダリとした。

2.2 原料生産・収集・輸送工程

原料生産・収集工程は経済産業省の報告[4)]を基に算出した。原料輸送距離は、金井らの報告[5)]に準じ、バイオエタノール製造に必要なバイオマス量に応じて変化させた。

2.3 バイオエタノール製造工程

エリアンサスは SRB-CaCCO 法[3)]、稲わらは CaCCO 法[2)]によりバイオエタノールを製造することとした。バイオエタノール製造規模は 15,000 kL/年、プラントの年間稼働日数は 300 日とした。技術開発ステージ（H24、H25、H27）ごとのバイオエタノール製造工程における主要パラメータを表１に、各工程のフローを図 S1 および図 S2 にそれぞれ示す。

2.4 インベントリデータ

CO_2 排出量は、消費される化石燃料等ユーティリティの使用量に CO_2 排出係数[6)]を乗じることにより決定した。プラント建設に要する CO_2 排出量等、ユーティリティのデータが得られない工程については、3EID[7)]の値を用いて算出した。

2.5 アロケーション

想定したプロセスではバイオエタノールと有価物であるフェノール酸（pCA および FA）およびシリカが最終生

表１　バイオエタノール製造工程における主要パラメータ

		エリアンサス-SRB			稲わら-CaCCO		
		H24	H25	H27	H24	H25	H27
前処理							
	粉砕時消費電力量 [kWh/kg-原料]	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039
	加熱時間 [h]	1	1	1	1	1	1
	加熱温度 [°C]	120	100	95	120	95	90
	ボイラー効率 [%]	80	80	80	80	80	80
	熱損失率 [%]	20	20	20	20	20	20
	スラリー濃度 [%]	20	22.6	22.6	20	27.5	27.5
	原料投入量 [t/day]	215	186	180	235	192	180
	ライム濃度 [%]	10	10	10	10	10	10
糖化・発酵							
	酵素タンパク質使用量 [mg/g-	15	15	2.5	15	15	2.5
	タンパク生産効率 [kg-protein/kg-C]	0.22	0.22	0.24	0.22	0.22	0.24
	酵素生産速度 [g-protein/L/hr]	0.15	0.15	0.3	0.15	0.15	0.3
	酵素生産時間	168	168	168	168	168	168
	発酵時間 [h]	78	78	60	78	78	60
蒸留・脱水							
	エタノール濃度 [%]	5	5.5	5.5	5	7.7	7.7
	エタノール収率 [L/kg-dry]	0.212	0.213	0.252	0.211	0.212	0.251
メタン発酵							
	蒸留廃液発生量 [t/day]	200	200	200	200	200	200
有価物							
	種類	pCA、FA、シリカ			シリカ		
	pCA回収量 [g/kg-原料]	9.7	9.7	9.7	-	-	-
	FA回収量 [g/kg-原料]	2.8	2.8	2.8	-	-	-
	シリカ組成 [%]	17.3	17.3	17.3	38.2	38.2	38.2
	電力 [kWh/kg-原料]	1.64	1.64	1.64	1.64	1.64	1.64

*pCAはp-クマル酸、FAはフェルラ酸をそれぞれ表す。

産物として得られるため、CO_2 排出量およびエネルギー消費量について、価格基準によるアロケーションを実施した。

3. 結果

3.1 コスト

有価物回収による利益は 30 円～36 円/L と推定された（図 S3）。カラムコストの負荷が全体の約６割を占めることから、カラム使用回数の向上により有価物回収による利益が増加する可能性がある。各プロセスのコストは、SRB-CaCCO で 84 円～128 円、CaCCO で 106 円～186 円となり（図１）、エタノール転換率の向上と酵素コストの低減が全体のコスト削減に寄与することが示された。メタン発酵消化液の液肥利用による化学肥料低減の効果を含めると、更なるコスト低減が期待される。

3.2 CO_2 排出量とエネルギー消費量

各プロセスの CO_2 排出量は、SRB-CaCCO で 1.12～1.71 kg-CO_2/L、CaCCO で 0.72～1.55 kg-CO_2/L となった（図２）。SRB-CaCCO は有価物回収に伴う CO_2 排出量が全体の約８割を占めており、この工程の効率化が全体の CO_2 排出量削減に寄与すると考えられる。エネルギーについても同様の傾向を示しており、SRB-CaCCO で 12.2～18.9MJ/L、CaCCO で 8.27～19.4MJ/L となった（図 S4）。

4. まとめ

SRB-CaCCO の導入により、バイオエタノール製造コストの削減が期待されるものの、有価物回収に伴うエネルギー消費の増加が懸念される。しかし、CO_2 排出量およびエネルギー消費量共に、ガソリン代替の値を下回っており、CO_2 排出量削減およびエネルギー生産の効果があることが示された。有価物回収に伴うエネルギー消費を抑える技術開発により、CO_2 排出量とエネルギー消費量の更なる削減が期待される。

謝辞：本研究は農林水産省委託プロジェクト研究「農山漁村におけるバイオ燃料等生産基地創造のための技術開発」により実施されたものである。ここに記して謝意を表す。

5. 参考文献

1) バイオ燃料革新協議会: バイオ燃料技術革新計画 (2008).
2) Park, J.-Y. et al.: Bioresource Tech., 101, (2010), pp. 6805-6811
3) Chao R. et al.: Bioresource Tech., 148, (2013), pp. 422-427
4) 経済産業省: “バイオ燃料導入に係る持続可能性基準等に関する検討会 中間とりまとめ”, (2010)
5) 金井源太ら: 農業施設, 40(4), (2010), pp. 249-258
6) 環境省: “事業者からの温室効果ガス排出量算定方法ガイドライン（試案 ver1.5）”, (2005)
7) 南齋規介、森口祐一、東野達: “産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID)”, (2002)

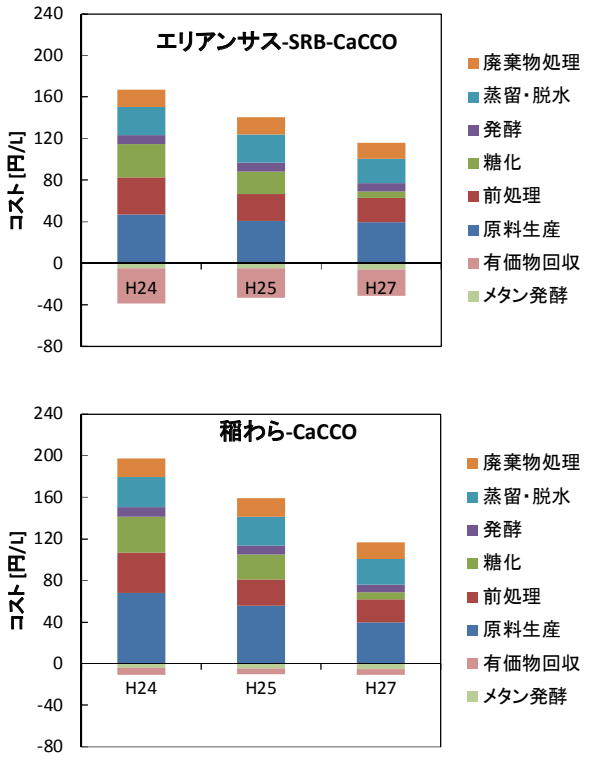


図１　バイオエタノール生産各プロセスのコストの内訳

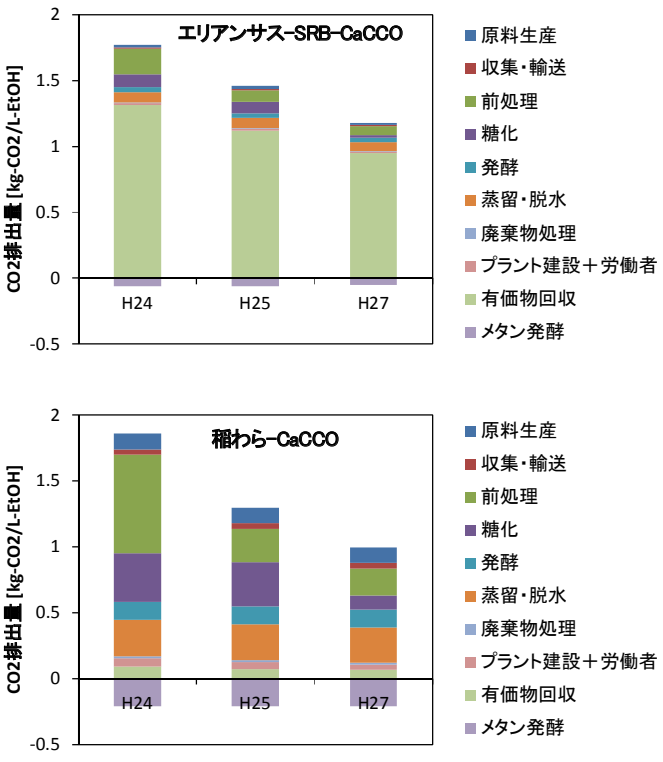


図２　バイオエタノール生産プロセスの CO_2 排出量の内訳

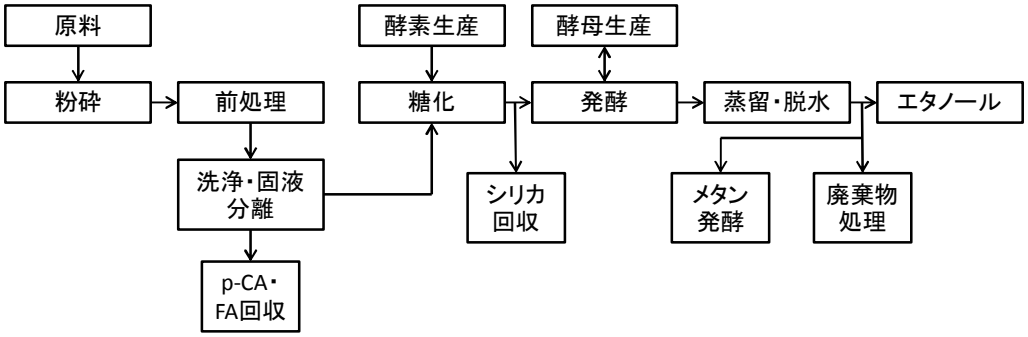


図 S1　エリアンサスの SRB-CaCCO 法によるバイオエタノール生産工程のフロー

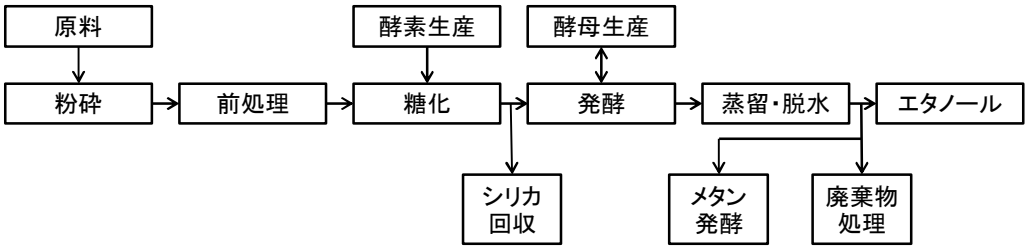


図 S2　稲わらの CaCCO 法によるバイオエタノール生産工程のフロー

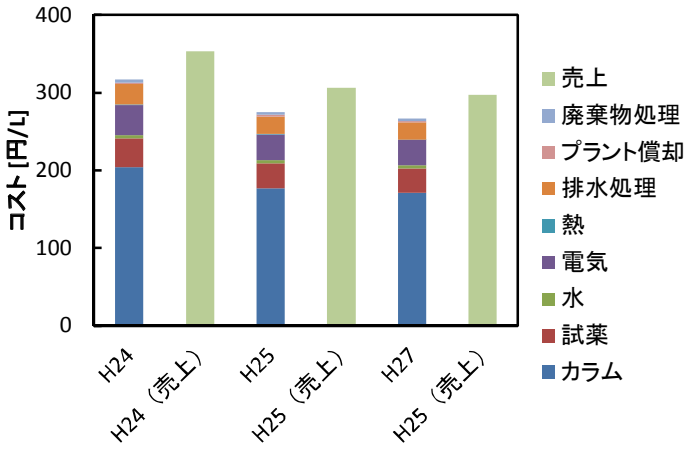


図 S3　エリアンサス SRB-CaCCO における有価物回収による製造コストと売却益

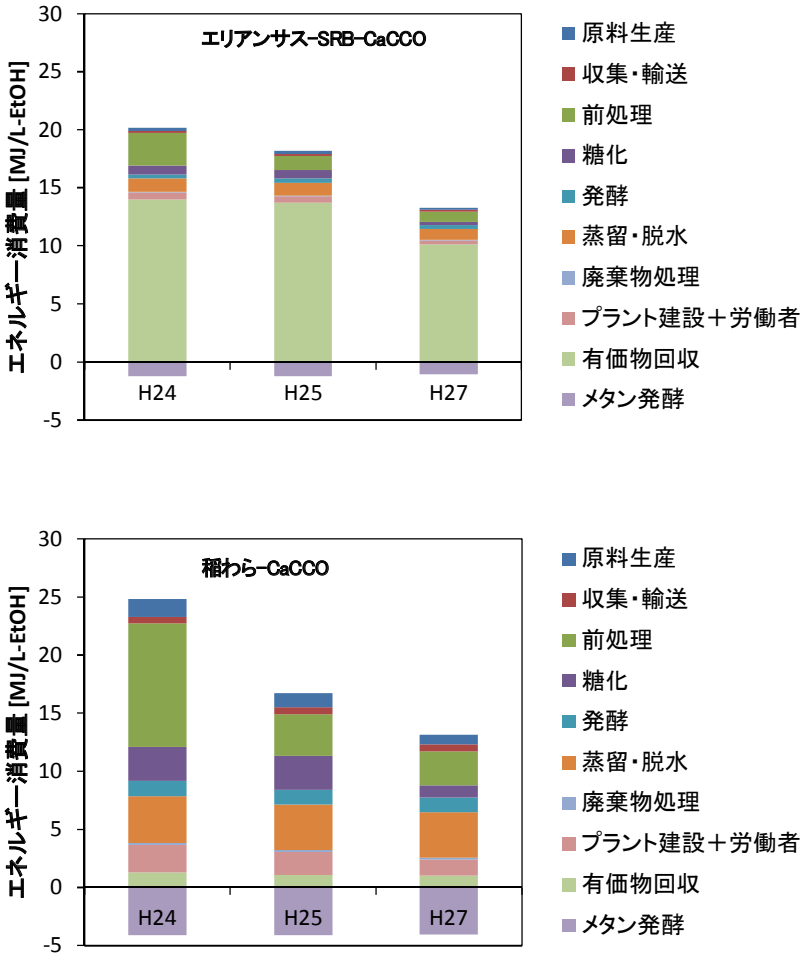


図 S4　バイオエタノール生産プロセスのエネルギー消費量の内訳

エコフィードの導入による環境評価

Environmental evaluation by the introduction of Eco-feed

○兪　洪欽*[1)]、八木田　浩史*[2)]
Hongqin Yu, Hiroshi Yagita
1)日本工業大学大学院),2)日本工業大学
*yukoukinn@yahoo.co.jp

1.はじめに

2007 年の「食品リサイクル法」の改正では、食品循環資源の再利用にあたっては飼料化を優先することを明確に打ち出す一方、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」の特例措置として一般廃棄物の収集・運搬の許可を不要にするなど、政策的なバックアップを鮮明にしていることから、その利用の一層の拡大が期待されている[1)]。

食品循環資源の再利用に取り組んでいる現状を踏まえて、今後食品循環資源のさらなる推進を図るべく、エコフィードの経済的効果、環境負荷と課題について考察を行う。トウモロコシの国際価格の動向であるが、数年間150ドル/tを超えることがなかったが、2008 年に大きく上昇し、一時期は 2007 年の価格に比べ、2 倍以上に高騰した[1)]。

日本の畜産は海外から 9 割の穀物を輸入して家畜に与え、乳・肉・卵を生産している[2)]。輸入している飼料用穀物生産に要する耕地面積は 363 万 ha と試算され、これは日本の農地面積の 77%にも相当する[3)]。

本研究はエコフィード（eco-feed）に注目する。エコフィードとは、食品残さ等を利用して製造された飼料である[4)]。エコフィードの導入はごみ処理の問題を解決し、畜産経営の問題を解決し、資源枯渇を抑制することができる。食品残さのリサイクルは環境保全の観点から注目されているが、エコフィードの環境面はまだ十分に明らかにされているとは言えない。

2.目的

食品残さ等の加工の主な技術は、乾燥化技術、サイレージ調整技術、リキッドフィーディング技術であり、その三つの技術の環境側面を比較する[5)]。また、エコフィードの導入による環境影響を評価する。具体的には、北海道のサッポロビール工場で発生したビール粕を札幌飼料センターでサイレージ化した場合の十勝の畜産に与える環境負荷と経済側面を検討する。

3.研究方法

エコフィードの環境評価の検討に際しては、北海道のサッポロビール粕のサイレージ化のモデル(図 1)を仮定し、食品廃棄物の飼料化コンバインドシステム(図 2)を対象として、エコフィードの環境負荷を定量化する。GHG 排出量をJEMAI-LCA Pro で試算し、ビール粕の環境影響を評価する。また、エコフィードの経済性を検討する(図 3)。

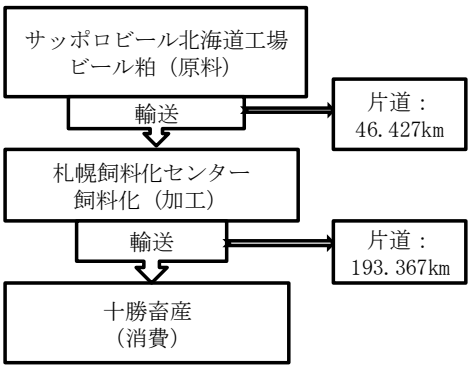


図 1. ビール粕のサイレージ化のモデル

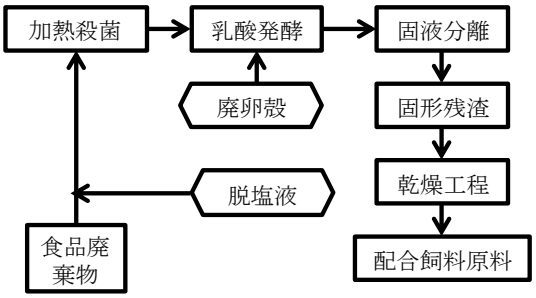


図 2. 食品廃棄物の飼料化コンバインドシステム

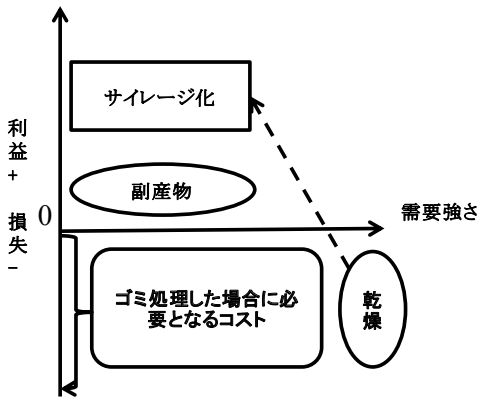


図 3. エコフィードの経済性

4. 結果と考察

4.1 結果

ビール粕製造の発酵と乾燥のエネルギーの分析は表１に示す。ビール粕の収集、製造、運搬、使用までの環境負荷の結果は表２に示す。

表１ ビール粕のサイレージ化のエネルギー

発酵	乾燥[4]
ビール粕：100kg	70kg/バッチ
脱塩液：100kg	バナー燃料： 58kW
Ph 用卵殻：6kg	ガス：10.8 m^3/バッチ
	電気：3kW

表２ ビール粕の飼料化インベントリ結果

区分	単位 (kg)	全体 CO_2 の排出量 (kg)
エコフィード	14	29.5

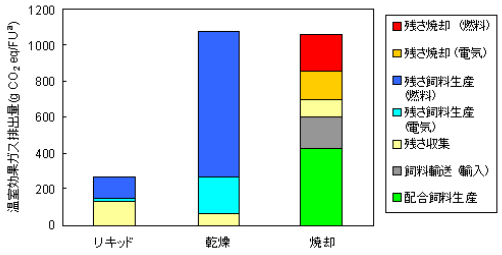


図 4 リキッドフィーディング、乾燥化、焼却処理における CO_2 排出量

FU:代謝エネルギー量で調整した生産飼料乾物 1kg

ビール粕は粗蛋白質含量が 26.8%と高く、TDN 含量も 70.6%と優れている[5]。ビール粕の飼料化率は 20%であり、70kg のビール粕を乾燥した飼料は 14kg で、環境負荷は 29.5kg-CO_2 である。試算した結果は 1kg のビール粕サイレージ化飼料(BS)の環境負荷は 2.1kg-CO_2 である。焼却処理 1kg 飼料乾物の環境負荷は 1.05kg- CO_2[6]、BS の環境負荷と焼却処理の環境負荷相殺後、環境負荷は 1.05kg-CO_2 と考える。

4.2 考察

ビール粕サイレージ化の飼料価値について、肥育試験の結果から、配合飼料の27%をBSで代替可能である。試験期間中の増体重、飼料摂取量、飼料要求率を表 3 に示す。肥育全期間の平均日増体量は両区とも 0.68kg であった。配合飼料の摂取量は、試験区の 3126kg に対して対照区では 4210kg であり、試験区は BS の給与によって配合飼料の摂取量が 1084kg 少なくなった(表3)。飼料要求率は、乾物摂取量と増体量が両区で差がなかったことがわかった。

配合飼料(飼料トウモロコシ)を 50 円/kg とし、環境負荷を 0.312kg-CO2 とし、BS を 25 円とし、BS を 27%添加、配合飼料と BS の経済面と環境面を比較した結果は表 4 に示した。

表３ 全肥育期の増体量，飼料摂取量および飼料要求率

項目	試験区	対照区
肥育日数	561	561
増体量,kg	384	383
DG,kg	0.68	0.68
飼料摂取量(kg)		
稲ワラ	1522	1522
配合飼料	3126	4210
BS	3526	0
乾物摂取量,kg	5026	5029
飼料要求量,kg	13.1	13.1
TDN要求率,kg	8.21	8.29

表４ 配合飼料と BS の経済面と環境面の比較

区分	飼料単価(円/kg)	環境負荷kg-CO2
飼料トウモロコシ	50	0.32
飼料ビール粕(BS)	43.25	0.52

5. まとめ

北海道であるサッポロビール工場で発生したビール粕のサイレージ化の環境負荷、経済側面も評価した。

1kgBS の単価は配合飼料より 6.75 円安いが、1kgBS の CO_2 排出量は配合飼料より 0.2kg 多いことから、ビール粕のサイレージ化の環境技術の改善が必要であると考える。

環境影響評価によると、食品残さのリキッド飼料化は、乾燥飼料化、サイレージ飼料化は食品残さを焼却廃棄し飼料を輸入する場合と比較して、温室効果ガス排出量およびエネルギー消費量を大きく低減することが示されており、循環型社会の形成に貢献できることを確認した。

参考文献

1. 泉谷眞実[エコフィードの活用促進]P19
2. エコフィードを活用した TMR の製造と利用上留意点 http://www.maff.go.jp/tokai/seisan/tikusan/zansa/pdf/02kichoukouen.pdf
3. 平成２２年３月（社）日本草地畜産種子協会 http://souchi.lin.gr.jp/skill/pdf/jikyuusoshiryo
4. 農林水産省/エコフィードについて www.maff.go.jp ホーム ＞ 組織・政策 ＞ 生産 ＞ 畜産部ホームページ ＞ 飼料 －
5. エコフィードをめぐる情勢 生産局畜産部畜産振興課 平成２５年２月農林水産省 P8
6. 阿部 亮、吉田 宣夫、今井 明夫、山本 英雄編(2000) 未利用有機物資源の飼料利用ハンドブック，第４章未利用有機物資源の処理・加工・保存 P149

生鮮食品の GHG 排出量における年度別特性解析

The annual characterization in GHG emissions of perishable foods

〇中島寛則*1)
Hironori Nakashima
1) 名古屋市環境科学調査センター
*h.nakashima@nagoyakankaken.net

1. はじめに

野菜や果物といった青果物をはじめとした生鮮食品のライフサイクルに伴う温室効果ガスの排出を減少させるため、地産地消、旬産旬消といった買物行動が推奨されており、実際の GHG(Greenhouse Gas)排出量の算出も行われているが、生産、輸送等各段階で原単位の細かな算出が困難であり、精度を高める必要性が指摘されている。

以前の研究では、名古屋市内の家計部門が購入する青果物や水産物等の生鮮食品について、3 年間の平均入荷量より、1 年当たりの生産・輸送に伴う GHG 排出量を算出し、削減可能性について検討を行ってきた。

しかし、家計部門の生鮮食品の需給傾向は、年度ごとに変動があると考えられることから、各年の GHG 排出量の変動を考慮することが重要であると考えられる。

そこで本研究では、平成 20 年から平成 24 年までの 5 年間について、名古屋市中央卸売市場の入荷量から、生産・輸送段階における毎年の GHG 排出量を算出し、各年度の GHG 排出量について、品目ごとに年度別傾向について解析を行ったので、その結果について報告する。

2. 評価方法

2.1 GHG 排出量算出方法

表 1 に示す生鮮食品 37 品目について、名古屋市中央卸売市場年報 [1)]より、平成 20~24 年の月別および年間入荷量のデータを入手した。

このうち野菜 11 品目、果物 4 品目および水産物 11 品目については、輸送段階において、冷蔵または冷凍による輸送を行っていると仮定した。

生産段階における CO_2、CH_4 および N_2O の排出原単位($kgCO_2eq/kg$)については、野菜及び果物については文献値 [2)]を用いた。水産物および生肉類は、3EID[3)]の分類にあてはめ、生産者ベースの原単位に、市場での単価を乗じて算出した。なお、水産物及び生肉類は国内産のみのデータを用いたため、輸入については考慮しないものとした。

各項目についての排出原単位を、名古屋市中央卸売市場での入荷量に乗じることで、年間 GHG 排出量を算出した。

また名古屋市中央卸売市場年報では、各青果物の生産都道府県別及び輸入国別の入荷量が示されている。そこで、自動車輸送、鉄道輸送及び海上輸送を合わせた、輸送段階における GHG 排出量を算出した。自動車輸送及び鉄道輸送については、各都道府県の県庁所在地から名古屋市中央卸売市場までの道路距離または鉄道距離を輸送距離と仮定した。海上輸送については各地の港湾から東京港まで輸送し、東京港から名古屋市中央卸売市場まで陸上輸送を行うと仮定した。自動車輸送、鉄道輸送及び海上輸送の比率および輸送過程における GHG 排出原単位は文献値 [4)]を参考とした。

また輸送時に冷蔵又は冷凍輸送を行っていると仮定した品目については、その分の輸送時における GHG 排出量を加算した排出原単位を用いて算出した。

表 1　対象とした生鮮食品

野菜		果物		水産物		生肉類
★キャベツ	★大根	りんご	☆★ハウスみかん	★いわし類	★まぐろ類	牛肉
★ほうれん草	★人参	梨	☆★イチゴ	★さけ・ます類	★かじき類	豚肉
★白菜	玉ねぎ	柿	☆★メロン	★たい類	★かつお類	
★ねぎ	☆★きゅうり	桃		★たら類	★さんま	
★レタス	☆★なす	★ぶどう		★あじ類	★さば類	
ばれいしょ	☆★トマト	すいか		★ぶり類		
里芋	☆★ピーマン	露地みかん		☆:加温型栽培をしているとした品目 ★:冷蔵又は冷凍輸送しているとした品目		

3. 結果

3.1 青果物の年度特性解析

野菜及び果物の年度別 GHG 排出量について、図 1 に示す。この結果、イチゴやハウスみかん、きゅうりなど、施設での加温栽培を行っている品目で、GHG 排出量が大きくなる傾向があった。露地栽培のものでは、玉ねぎやりんご等遠方から輸送される割合の高い品目や、キャベツのように入荷量の多い品目で大きくなる傾向があった。

経年的には、キャベツ及びレタスを除くすべての品目で減少傾向が認められ、ほうれん草やりんご等 8 品目は、平成 20 年と比べ、年度によっては 20%以上の大幅な減少が認められた。これは特に果物では、多くの品目で低下しており、生産量の減少が大きく影響し

ていると考えられる。

3.2 水産物および肉類の年度特性解析

次に、水産物及び肉類の年度別 GHG 排出量について、図 2 に示す。この結果、水産物では入荷量も多く、遠洋漁業で生産されるため GHG 排出原単位も大きいマグロ類で排出量が大きくなった。

肉類では生産時の GHG 排出原単位の大きい牛肉で、排出量が大きくなる傾向があった。

経年的には、水産物では、いわし類、たら類、さば類では増加傾向が、さけ・ます類、あじ類、さんまでは減少傾向が認められた。これは、漁獲量の多寡が影響していると考えられる。この結果は農林水産量の統計による全国の漁獲量調査結果 [5]と同様の傾向であった。肉類では経年的に大きな変動は認められなかった。

4. まとめ

生鮮食品の GHG 排出量について、年度別特性解析を行った結果、青果物では年度別の生産量による影響の他に、消費者の需要の減少による影響も認められた。

水産物では主に漁獲量の変動が GHG 排出量に大きく影響していた。

今後はより GHG 排出量が小さくなる手法をエネルギー転換等のシナリオを組立てて考察を行う予定である。

5. 参考文献

1) 名古屋市市民経済局生活流通部消費流通課：“名古屋市中央卸売市場　市場年報”，(2009-2013)

2) 吉川直樹，天野浩二，島田浩二：環境システム研究論文集，35(2007)，pp499-509

3) 国立環境研究所，“産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID)”，<http://www-cger.nies.go.jp>

4) 吉川直樹，天野浩二，島田浩二：環境システム研究論文集，34(2006)，pp245-252

5) 農林水産省，“平成 24 年漁業・養殖業生産統計”，<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001116218>

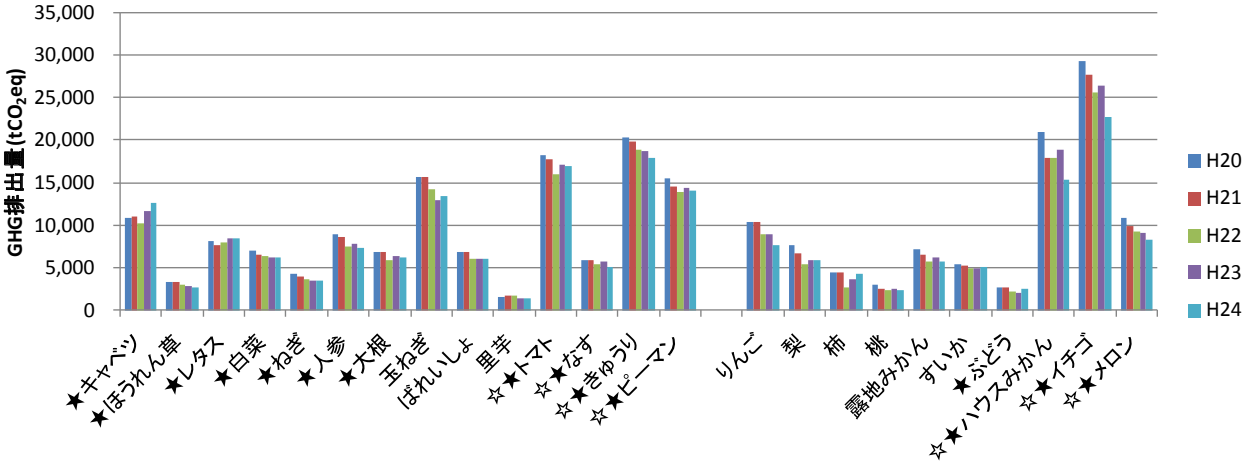


図 1　青果物の年度別 GHG 排出量

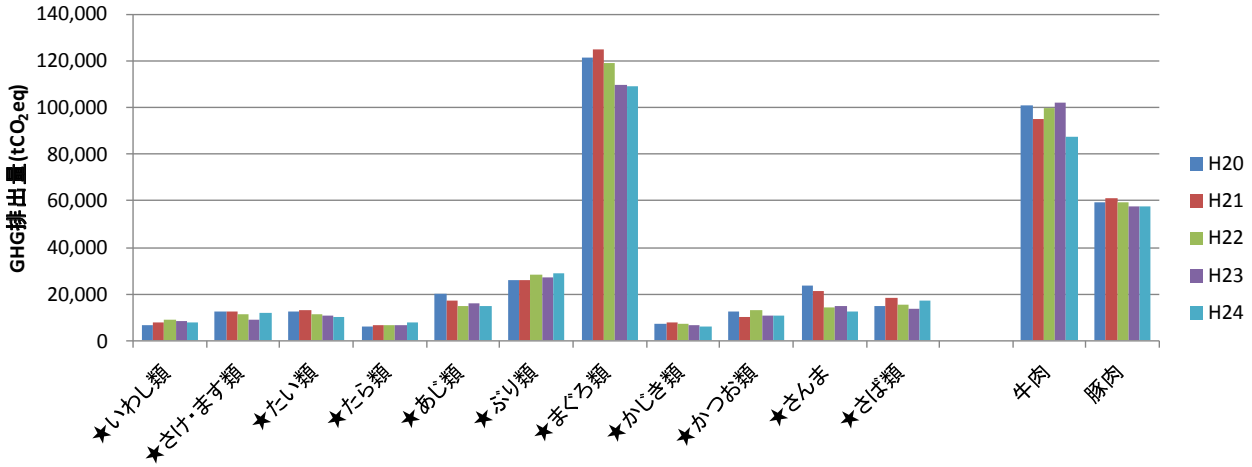


図 2　水産物及び肉類の年度別 GHG 排出量

調理・保管条件による、家庭調理および調理済冷凍食品の LC-CO_2 比較 (ほうれん草を例として)

LC-CO_2 Analysis of Home Cooked Dishes and Frozen Foods (Using Spinach) in terms of Conditions in Cooking Process and Strage Process.

○小柳津新一*[1)]
Shinichi Oyaizu
1) ニチレイ
* oyaizus@nichirei.co.jp

1. はじめに

地球温暖化を背景とした温室効果ガスの削減の重要性がより一層高まる中、家庭部門の CO_2 排出量は 1990 年比で 48.1%増加(2011 年実績)し、削減が進んでない。原因には世帯数増加、電化製品の種類増加・保有台数増加等が挙げられる[1)]。食に関わる電化製品は全家電の 3 割以上を占め、「食」の家庭部門 CO_2 削減への寄与は大きい。家電・食品等の「食」に関わる製造事業者はライフサイクル視点の環境負荷量低減が求められる。企業の持続的発展の視座からすれば、製造事業者は自社の事業活動での削減に加え、消費者に対し食行動に関わる環境負荷低減の意識醸成を行う事も、社会的責任を果たす上で、重要な課題と考えられる。

「冷凍」はほぼあらゆる食品に対してタンパク変性等の不可逆変化を最小に抑えシェルライフを延長できる技術である。冷凍食品はこの技術を用いた食品で、多種多様な製品が上市され、関連技術の向上により、簡単・便利・美味しさ等の様々な価値を消費者に提供してきた。その反面、温室効果やオゾン層破壊などの地球環境へ負の影響を与えてきた。当業者は、フロン規制の対応や継続的な CO_2 削減など、積極的な環境負荷低減が求められる。一般に冷凍はエネルギー多消費型の保存技術であり[2)]、社会の持続可能な発展を目指す潮流にはそぐわないと考えられがちだったが[3)]、比較対象・使用シーン・使用条件を選択すれば家庭調理に対し冷凍食品で環境負荷が少ない場合が有る事が判っている[4)]。ところが既報研究例の中で、家庭調理・保管の観点から比較した例は少ない。

本研究では、消費者により環境負荷の少ない消費行動を促すための判断材料を与えることを目的とし、調理済冷凍食品(以下、本要旨では「冷凍食品」と称する)と家庭調理品の LC-CO_2 を、①調理頻度、②食品廃棄物量、③世帯構成人数、④冷凍保管期間の 4 つの観点から比較・検討した。

2. 方法

2.1 評価手順

原料の種類等の影響を避ける為、ほうれん草のおひたし(調味無)を対象品目とした。家庭調理における廃棄ロスの影響を捉えるため、算定範囲は原材料調達から廃棄リサイクルまでの cradle to grave とし、12 食分(33g/1 食)を機能単位とした(調理冷凍食品 2 パック、生鮮ほうれん草 3 束分(600g)に相当)。

本研究における LCI は、LCA 手法を用いインベントリ分析を実施した。手順は、ライフサイクルフロー図作成、機能単位・システム境界の設定、インベントリデータ収集、シナリオ設計、計算ファイル作成、試験区別LC-CO_2算定、家庭調理品及び冷凍食品の LC-CO_2 を比較・解析の順にて行った。

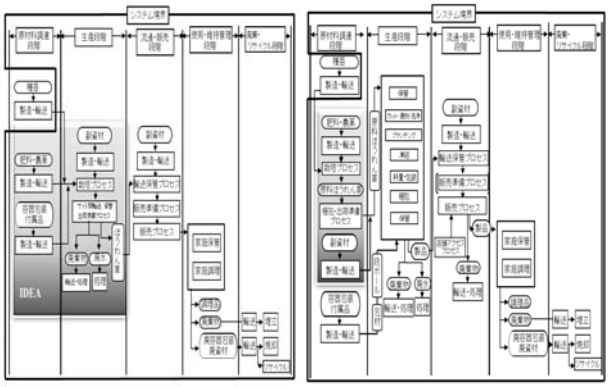


Figure1. ライフサイクルフロー
(左：家庭調理品、右：調理済冷凍食品)

2.2 LC-CO_2 の算定

家庭調理品及び冷凍食品の LC-CO_2 は筆者の既出論文、加工食品 LC-CO_2 の算定方法[5)]に準拠した。

2.3 比較検討条件

家庭調理品と冷凍食品の LC-CO_2 を比較に際し、消費者の加工食品の消費行動に関わる 4 つのパラメータ、①調理頻度、②食品廃棄物量、③世帯構成人数、④冷凍保管期間を比較する上での切り口とした。

3. 結果

3.1 調理頻度に関する検討

家庭調理品では、調理頻度の上昇とともにガス使用量が増加し、LC-CO_2 は上昇した。冷凍食品 LC-CO_2(12 食毎日調理・喫食)は、家庭調理品(1 日置き調理)と同等で、毎日調理の場合には冷凍食品で低くなった。

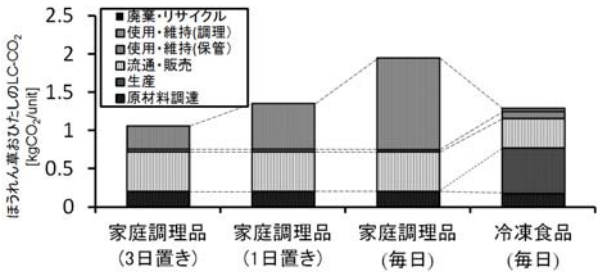


Figure2. 調理頻度に関する比較検討結果

3.2 食品廃棄物量に関する検討

家庭調理品における廃棄物発生のシナリオとして、1 日 1 食分ボイル調理し原料のほうれん草が廃棄される場合(ケース 1) と、初日 4 食分ボイル調理し調理済のほうれん草おひたしが廃棄される場合(ケース 2)の 2 ケースを想定した。喫食した正味摂取量にて機能単位を揃えた。家庭調理品の LC-CO_2 は廃棄率上昇と共に上がり、総じて冷凍食品(毎日レンジ調理)の場合と比べ高い傾向が見られた。

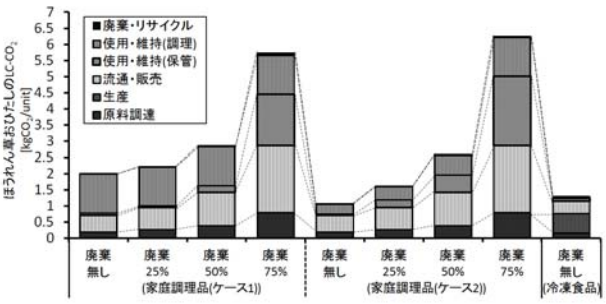


Figure3. 食品廃棄物量に関する比較検討結果

3.3 世帯構成人数に関する検討

12 食分について異なる世帯数での LC-CO_2 を比較した結果、冷凍食品の LC-CO_2 は世帯構成人数によらずほぼ一定であったのに対し、家庭調理品では世帯構成人数の減少に従い LC-CO_2 が高くなり、2～3 人世帯ではほぼ同値、単身世帯では冷凍食品で低くなった。

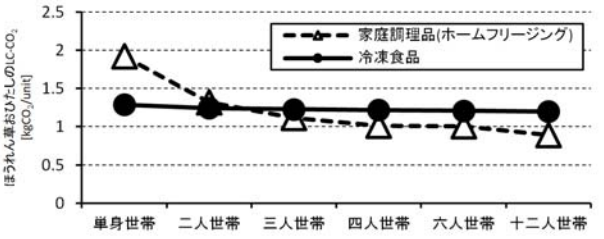


Figure4. 世帯構成人数に関する比較検討結果

3.4 冷凍保管期間に関する検討

家庭調理品では単身者が初日に 12 食分調理し、残り 11 食を任意期間(12~364 日)冷凍保管するケースを想定した。冷凍食品も同じ保管・喫食条件にて解析した。両者とも保管期間に対し直線的に上昇し、傾きは冷凍食品で大きくなった。家庭調理品 LC-CO_2 に対する冷凍食品 LC-CO_2 の量比は保管期間 12 日で 1.3 倍、保管期間 364 日間で 2.2 倍となった。傾きの差は製品保管時の冷凍庫の電力使用量を冷凍食品および家庭調理品の体積で配賦・計上した事に起因し、包材を含めた冷凍食品の占有体積がホームフリージングした調理品済体積に対し多い事が原因と考えられた。

4. まとめ

ゆでたほうれん草をモデル食品とし、調理・保管時の諸条件が家庭調理品及び冷凍食品の LC-CO_2 へ及ぼす影響を調べた結果、以下の知見が得られた。

1. 調理頻度・食品廃棄物量の減少は家庭調理品の LC-CO_2 の低下につながり、世帯構成人数の減少は家庭調理品の LC-CO_2 の増加につながった。
2. 既報[4]と同様、冷凍食品の LC-CO_2 は家庭調理品と大差無く、著しく環境負荷の大きいものではないことが確認された。
3. 冷凍保管期間に対する LC-CO_2 の直線的な上昇の傾きは、今回の検討では、家庭調理品に対し冷凍食品で高く、両者の LC-CO_2 の差は保管期間が長くなるに従い広がった。これは包装の違いによる体積の差に起因すると考えられた。しかしながら概して冷凍状態での食品の過度な長期保管は環境配慮の面では好ましくないと考えられた。

今後は、より生活シーンに即した検討が課題として挙げられる。今回の結果が、消費者の「食」に関わるライフスタイルにおける環境負荷低減の一助になれば幸いである。

5. 謝辞

試験実施にあたりご助言を下さった、工学院大学稲葉敦先生、国際資源活用協会佐藤邦光氏には心より謝意を表する。

6. 引用文献

1) 全国地球温暖化防止活動推進センター, 家庭部門における二酸化炭素(CO_2) 排出の動向,全国地球温暖化防止活動推進センターホームページ, 入手先 <http://www.jccca.org/home_section/homesection01.html>, (参照 2013-12-20)
2) 山田耕二: コールドチェーン研究, 5(2) , (1979) , pp47
3) 渡辺学, 鈴木徹: ”全国水産・海洋系研究成果ポスター集”, 文部科学省産学官連携戦略展開事業 水産海洋プラットフォーム・ポータルサイトホームページ, 入手先<http://suisankaiyo.com/seeds/?p=1328 >, (参照 2013-12-20)
4) 高橋英二, 辻本進, 津田淑江: “第 3 回 LCA 学会研究発表会”, 名古屋, (2008), pp228-229
5) 小柳津新一, 棚田正三, 田原聖隆: 日本 LCA 学会誌, 9(4), (2013), pp287-298

千葉県銚子産メロンのライフサイクル CO_2 の試算

Estimating of the Life Cycle CO_2 of Melon Produced in Choshi Area, Chiba Prefecture.

○安藤生大
Takao ANDO
千葉科学大学　危機管理学部
tando@cis.ac.jp

1.　はじめに

本研究では、千葉県銚子市の農業特産物である施設栽培（以後“ハウス栽培”）されたメロンを対象として、ライフサイクル全体での CO_2 排出量（LC-CO_2）の試算を行った結果について報告する。

試算にあたっては、今後のカーボンフットプリント（以後 CFP）[1]算出の基礎資料とすること、及び環境教育教材への利用[2]の可能性を考慮して、カーボンフットプリント制度商品種別算定基準（PCR）策定基準[3]（以後“PCR 基準”）で示された算出手順を参考とした。具体的に参考としたのは「野菜および果実」（認定 PCR 番号：PA-BF-01）であり、算定範囲を CFP の算出・表示に関する一般原則に則って 5 段階とし、それぞれの段階からの CO_2 排出量を積み上げ法によって試算した。この試算結果をもとに、露地栽培やハウス加温の有無等の栽培方法の違いによる CO_2 排出量の比較、等に関する考察を行った。

2.　CFP 算出方法

2.1　評価対象とシステム境界

千葉県銚子市では、アムスメロン、クインシーメロン、タカミメロン等の品種が栽培されている。特に、味のバランスが良いとされるアムスメロンは全体の 76.8%を占める主要栽培品種となっている。

本研究における評価対象は、2008 年に銚子市のメロン栽培農家で栽培され、JA ちばみどり農業協同組合営農センター銚子（千葉県銚子市新町 1000－1、以後“JA ちばみどり”）に出荷されたアムスメロン（以後“メロン”）とした。

本研究の算定範囲は、1.原料調達段階（ハウス準備工程、圃場準備工程、播種・育苗工程）、2.生産段階（栽培工程、収穫工程）、3.流通・販売段階（輸送工程、販売工程）、4.使用・維持管理段階（冷蔵工程）、5.廃棄・リサイクル段階とし、全体で 5 段階 8 工程とした（図１）

2.2　機能単位と計算方法

平均的なメロンとして、質量 1kg、容積 1L と仮定し、機能単位はメロン重量 1kg とした。CO_2 排出量の算定方法は、機能単位あたりの CO_2 排出量＝Σ（活動量 $_i$×CO_2 排出原単位 $_i$）：i はプロセス（段階）として、段階毎に積み上げ計算して求めた。

二次データは、カーボンフットプリント制度試行事業用CO_2換算量共通原単位データベース（暫定版）[4]、産業連関表から算出された味の素グループ版食品関連材料CO_2排出係数データベース[5]の3ヶ年度平均、汎用的なLCAソフトウエアであるJEMAI-LCA Pro Ver.2.1.2　オプションデータパック[6]から得た。

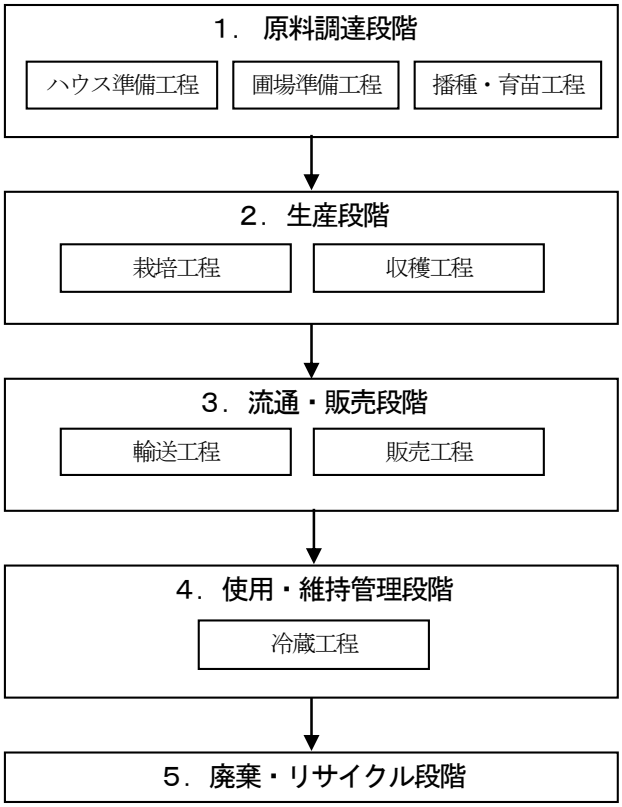


図１　銚子産メロンのライフサイクルフロー

3.　銚子産メロンの CFP

ハウス栽培された銚子産メロン 1kg あたりのライフサイクル全体でのLC-CO_2は、原料調達段階で 410.6g-CO_2/kg（構成比 63.2%）、生産段階で 145.0g-CO_2/kg (22.3%)、流通・販売段階で 65.0 g-CO_2/kg（10.0%）、使用・維持管理段階で 2.8 g-CO_2/kg（0.4%）、廃棄・リサイクル段階で 26.7g-CO_2/kg (4.1%) となり、合計で 650.2 g-CO_2/kg となった（図 2）。最も CO_2 排出割合が多いのは、原料調達段階のハウス準備工程であり、全体の 37.3%に達した。この中で、複数年使用する資材（ハウス製造由来と育苗トンネル由来）のみに由来する CO_2 排出量は、ハウス圃

場10aあたり、1シーズン（半年）で585.6kg-CO_2となった。この値は、ハウス圃場10aあたり、半年間あたりでのCO_2排出量なので、他のハウス野菜についても適用することができる。例えば、野菜によって異なる栽培期間や、ハウス圃場10aあたりの生産量等を調べれば、比較的容易にLC-CO_2の試算が可能となる。

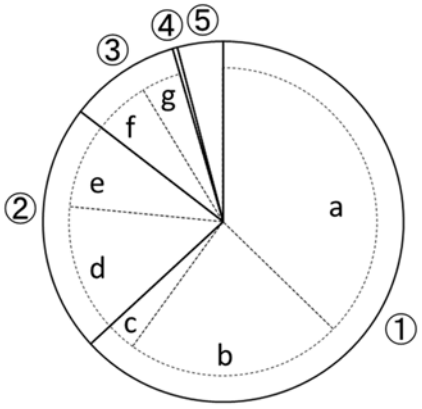


図2　銚子産メロンのライフサイクル5段階（7工程）のCO_2排出割合　①原料調達段階(a：ハウス準備工程、b：圃場準備工程、c：播種・育苗工程)、②生産段階(d：栽培工程、e：収穫工程）、③流通・販売段階(f：輸送工程、g：販売工程）、④使用・維持管理段階、⑤廃棄・リサイクル段階

4.　考察

4.1　露地栽培されたメロンのLC-CO_2との比較

メロンの露地栽培は、畑に直接マルチシートを敷き、その上にトンネル（トンネルパイプとトンネルビニール）を仕立てて栽培する。このため、ハウス栽培された銚子産メロン1kgあたりのLC-CO_2(650.2 g-CO_2/kg)から、原料調達段階のハウス製造由来のCO_2排出量（154.5 g-CO_2/kg）と、立ち栽培に使う誘引ヒモの使用に伴うCO_2排出量（1.3 g-CO_2/kg）を引くことで、露地栽培メロンのLC-CO_2を見積もった。試算結果は、494.4 g-CO_2/kg となり、ハウス栽培されたメロンの76.0%となった。

ハウス栽培では、立ち栽培を行うことが可能であり、形状が揃い、糖度の高い高付加価値なメロンを栽培することができる。また、銚子地域では、メロン栽培後の7月～12月には、トマトなどのナス科の野菜を栽培する二毛作を行い、圃場の連作障害の回避と、ハウス設備の有効利用を行っている。

しかし、ハウス栽培されたメロンは、露地栽培と比較すると、2割強高いLC-CO_2となったことから、ハウス設備をできるだけ長期間使用することや、交換したハウスパイプ等の資材を積極的にリサイクルするなどして、CO_2排出量の削減を心がけるべきである

4.2　加温栽培されたメロンのLC-CO_2との比較

ハウスの加温栽培では、栽培工程でA重油を燃料とするボイラー使用を想定した。ここでは、ボイラー本体とそれに付随する加温設備からのCO_2排出量は考慮しない。熊本県野菜振興協会[7]への聞き取り調査によると、同地域のメロンのハウス栽培では、出荷時期を早めるために、3月にボイラーを使用する。このボイラー使用に伴う燃料（A重油）の栽培期間中の使用量は、圃場10aあたり4,000Lに達する。これに伴うCO_2排出量は、11,840 kg-CO_2となる。仮に、本研究で用いた圃場10aあたりのメロンの収穫量（2,629kg）を適用して、このA重油使用に伴うメロン1 kgあたりのCO_2排出量を試算すると、4503.6g-CO_2/kgとなる。その他の条件についても、本研究の試算条件を適応した場合、加温栽培されメロンのLC-CO_2は、5,153.8g-CO_2/kgとなり、銚子産メロンの約7.9（5,153.8/650.2）倍に達した。

以上の試算結果は、加温せずに栽培が可能な銚子地域のメロン栽培が、気候、風土等の地域特性を活かした適地適作栽培であり、環境負荷も小さいことを示している。

参照文献

1）稲葉敦（2008）：カーボンフットプリント，工業調査会，東京，8-19
2）安藤生大（2009）：日本LCA学会誌，5(3)，382-392
3）CO_2排出量の算定・表示・評価に関するルール検討会（2009）：カーボンフットプリント制度商品種別算定基準（PCR）策定基準
4）カーボンフットプリント制度試行事務局，CFP制度試行事業用CO_2換算量共通原単位データベース（暫定版），Carbon Footprint of Products ホームページ，入手先 <http://www.cfp-japan.jp/calculate/verify/data.html>，（参照 2010-8-31）
5）味の素株式会社，味の素グループ版食品関連材料CO_2排出係数データベース,味の素株式会社ホームページ，入手先 <http://www.ajinomoto.com/jp/activity/environment/pdf/2010/lcco2.pdf>，（参照 2010-10-15）
6）独立行政法人 産業技術総合研究所/社団法人産業環境管理協会，JEMAI-LCA Pro，東京，社団法人 産業環境管理協会，（更新日付： 2006-4-24）
7）熊本県野菜振興協会（2010）：くまもとの野菜、熊本県野菜振興協会ホームページ，入手先 <http://www.k-engei.net/yasai/>，（参照 2010-8-29）

水質と水量に注目した稲作のウォーターフットプリント

The water footprint of the rice crop considering water quality and quantity

○後藤良介*[1)]、秋本淳一[2)]、伊坪徳宏[1)]
Ryosuke GOTO ,Junichi AKIMOTO, Norihiro ITSUBO
1) 東京都市大学, 2) 日本工営株式会社
*g1031102@tcu.ac.jp

1. はじめに

近年、世界的人口増加から水不足が懸念されている。このような中、ウォーターフットプリント(以下 WF)が提唱され、水に関する環境情報の見える化が注目されている。WF は国際規格化に向けた作業が実施されており、規格の発行に伴いその利用は世界的に広まるものと考えられる。稲作の WF は色々行われているが希釈水の計算で理論値の使用や、地下浸透が考慮されていないなどの問題がある。

2. 研究目的

水田に直接投入される灌漑用水、水田から排出される水の水量、窒素とリンの含有量、地下浸透に関しては実測を行い、これらのデータを反映した稲作のウォーターフットプリントを行う。また、得られた結果は既存研究と比較し、従来の検討方法の課題等について考察する。

3. 方法

3.1 稲作の WF の算定

千葉県谷津田で生産、加工された精米を評価対象とする。システム境界（図 1）は精米の生産までとし、水の種類は栽培時の直接水田に投入され、消費される雨水、灌漑用水と投入後、環境中に放出された窒素およびリンに対する希釈水とする。農作物に間接的に投入される水（肥料や農薬、農業機器を生産する際に消費する水）とする。機能単位は白米 1kg の生産とする。

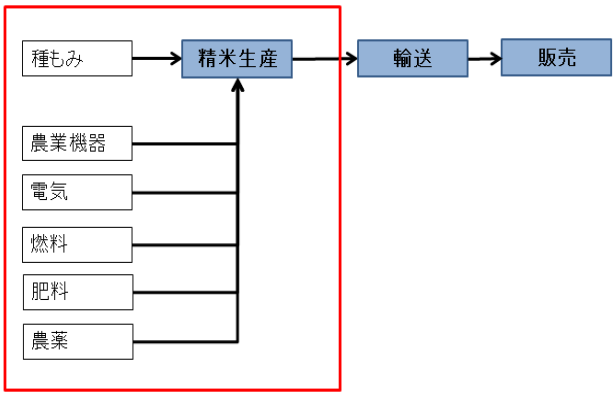


図１　システム境界

3.2 算定方法

3.2.1 水消費量算定方法

水消費量は河川水、雨水、希釈水の合計値とする。実測での水消費量の算定方法は、水田における水の動き(図２)を考慮して、

水消費＝（灌漑水+降水）－（排水+地盤浸透）+希釈水

とし、計算を行う。

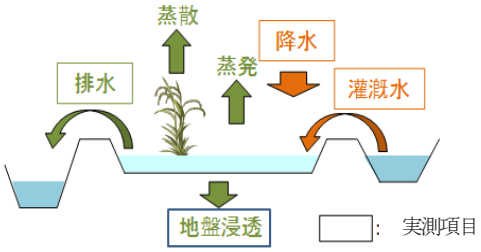


図２　水田における水の動き

3.2.2 灌漑水、排水の実測方法

灌漑水、排水の実測は灌漑水では(図3)の流入点5ヶ所、排水は流出点2ヶ所の計7か所で測定を行う。測定方法は7か所とも三角堰を使用する。三角堰を使用した水量測定は以下の(式１)を用いる。測定結果は（図4）である。6/25～7/10の期間は一度水田の水を抜く中干しを行う為水の流入出がなくなる。

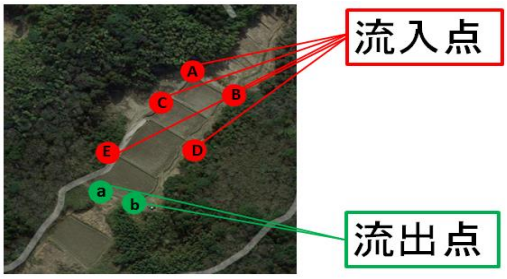


図３　計測地点

$$Q = CHt^{5/2} (m3/s)$$

$$C = 81.2 + 0.24 / Ht + (8.4 + 12 / \sqrt{W})(Ht / B - 0.09)^2$$

Q：流量、C：流量係数、Ht：越流水深(m) 、
B：水路幅(m)、W：堰高(m)

式１　三角堰の公式

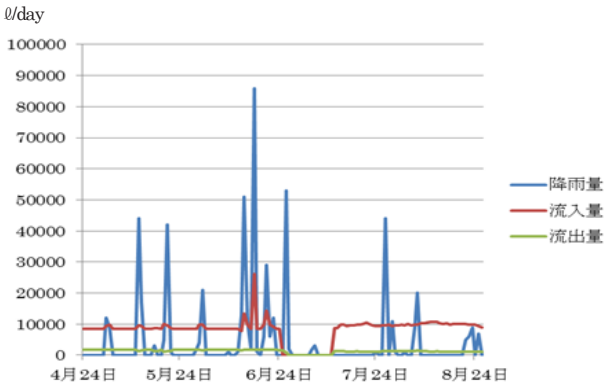


図４　水量の推移

3.2.3　地盤浸透の実測方法

地下涵養の実測方法は（図５左）のような筒を２本用意し、片方はそのまま筒として使用する。もう片方にはふたを片側に着けることにより底がある状態にする。そして、（図５右）のように二つ並べ同じ量の水を入れる。底のない筒状の方は水嵩が減る要因として水面からの蒸発と地下浸透があり、底のある方は蒸発だけである。二つの減った水嵩の差から地下浸透量を求めた。

図５　地下涵養実測状況

3.2.4　希釈水の実測方法

希釈水を求めるための水質の実測として富栄養化などの原因となる全窒素（N）、全リン（P）を計測する。全窒素は「紫外吸光光度法」を使用し、全リンは「ペルオキソニ硫酸カリウム分解法」を使い測定した。希釈水は以下の(式２)を用いて計算した。

希釈水＝（N の流出量×一律排水基準）＋（P の流出量×一律排水基準）
N,P の流出量＝（排水×N または P の含有量）－（灌漑水×N または P の含有量）

式２　希釈水の算定方法

3.2.5　水田に間接的に投入される水の算出

原単位法を用いて算定する。原単位は小野ら[3)]が算出したものを使用した。投入データに関しては、実際に研究対象の水田を管理している農家の方にヒアリングを行いその１次データを使用する。

4.　結果

4.1　稲作の直接および間接水消費量

稲作の算定結果は図６に示した。本研究では白米１kg 生産するには 1,755ℓ必要になることがわかった。この値は既存研究である大江らのものと比べると２倍近くなる。その原因としては本研究の対象地である千葉県谷津田の水田は山の奥まった場所にあり、大型農業機器が入りづらいところにあり面積あたりの収穫量が一般の平均と比べ２分の１以下であることが考えられる。実測値と PM 法を使用した結果を比較すると約 1，5 倍差があったこれの理由としては PM 法と実測では蒸発散量に差があることが考えられる。実測での雨水の値が大きくなった理由としては雨が降った日水田に入る雨量と流入量は増加したが流出量は少ししか増えず、地下浸透量は変わらない。その結果降雨があった日の水消費量が多くなったからである。

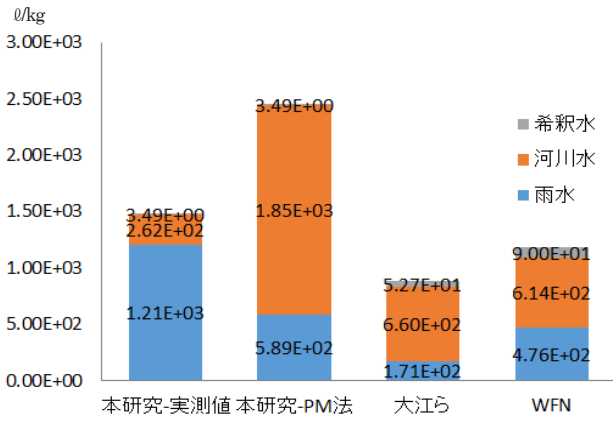


図６　影響評価比較

5.　おわりに

本研究では、日本における稲作を実測に基づいてウォーターフットプリントを算出し、定量化することで、既存の理論値などを使用した研究との比較をできるようにし、考察した。結果、既存研究とは違い蒸発散量が低い事、消費する水の割合が河川水よりも雨水の方が大きくなること、希釈水が実測だと10分の1以下になることが分かった。

6.　参考文献

1)大江卓也, 伊坪徳宏：”第6回日本LCA学会”仙台,(2011),pp.62-63
2)秋本淳一, 伊坪徳宏, 小野雄也, 吉澤拓也：”第8回 LCA 学会”滋賀,(2013),pp258-259
3)小野雄也, 堀口健, 伊坪徳宏:“産業連関分析を用いた日本におけるウォーターフットプリント原単位データベースの開発”, 伊坪研究室ホームページ 入手先 http://www.yc.tcu.ac.jp/~itsubo-lab/

農業生産システムのLCAにおける国際比較の可能性：日韓における水稲の有機・特別・慣行栽培を事例として

Possibility of international comparison in life cycle assessment of agricultural production systems: a comparative study of organic, environmentally-friendly, and conventional rice cultivation in Japan and Korea

○林　清忠*[1)]、牧野直樹[2)]、正畠宏一[2)]、이종식（李宗植）[3)]
Kiyotada Hayashi, Naoki Makino, Koichi Shobatake, Jong-Sik Lee
1) 農業・食品産業技術総合研究機構, 2) TCO2, 3) 韓国農村振興庁
* hayashi@affrc.go.jp

1. はじめに

ecoinvent バージョン3では、ヨーロッパの複数の農業試験研究機関の参画により、農業に関する多くのLCI データが作成されている。アメリカにおいては、USDA により、数多くの農産物のLCI データが作成されている。アジア地域においても、データベースの構築をはじめ、農業の LCA に対する取組みは進展している。このような状況においては、次の関心は各国データの比較であると考えられる。

しかしながら、農業生産の多様性を考慮した場合、その国際比較は単純ではないと推察される。そこでこの研究では、日本と韓国における水稲生産システムの比較を通して、国際比較の可能性を検討する。

2. 方法

この研究では、比較可能性をデータの構築可能性とシナリオの解釈可能性に分け、それぞれを検討する。

2.1 日韓共通データベースの構築可能性

国際比較を実施するためには、まず、日韓それぞれのデータを同一のLCIデータベース上に作成する必要がある。そこで、第１に、一般財のLCIデータベースの入手可能性を調査するとともに、同一のデータベース上にインベントリを構築できるかどうかを検討する。第２に、化学肥料、有機肥料、農薬、農業機械等の農業投入財のLCIデータの構築可能性を検討する。第３に、水稲生産システムLCIデータの構築可能性を検討する。統計資料を用いる方法の可能性に加え、日韓両国のこれまでの調査により作成された事例ベースのデータに検討を加える。本研究における事例ベースのデータ（水稲の有機・特別・慣行栽培のLCIデータ）は、日本側については農研機構中央農業総合研究センターのこれまでの研究プロジェクトの成果から、韓国側については農村振興庁国立農業科学院のこれまでの成果に基づく。以上の作業は、LCA ソフトウェア SimaPro 上で行った。

2.2 シナリオ解釈可能性

シナリオの解釈可能性については、本研究におけるフォアグラウンドプロセスである水稲生産プロセスを対象とした検討を行う。まず、日韓双方の官庁統計等により、どの程度プロセスデータが作成できるかを検討する。次いで、事例ベースの水稲生産プロセスデータに検討を加える。解釈可能性は、農業技術としての妥当性を中心に検討する。

2.3 システム境界と影響評価

本研究におけるシステム境界はCTGである。また、影響領域としては、地球温暖化を暫定的に取り上げた。

3. 結果

3.1 データベース構築可能性

3.1.1 一般財

日本については、JLCA データベース等を用いており、JALCA データベース[1)]を作成した際の作業に基づいている。韓国については、韓国環境産業技術科学院が管理する Korea LCI Database、LCA ソフトウェアの PASS（Product Assessment for Sustainable Solutions）ならびに TOTAL（Tools for Type III Labeling and LCA）を用いて作業を実施した。これらのデータベースにおける基本フローの物質名の多くは、SimaPro の場合とは異なっていたが、物質名をマッピングし、SimaPro の COM インターフェースの機能を用いることにより、Korea LCI Database からは319件、PASS/TOTAL からは543件のデータを作成することができた。

3.1.2 農業投入財

日本については、JALCA データベースに基づくが、韓国については以下のように作成できることが示された。まず、化学肥料については、韓国農村振興庁がコンサルタントに委託して作成したデータを共通データベース上に載せるとともに、ecoinvent データの韓国の状況への適合化（以下、アダプテーション）を行った。

後者について、日韓両国で各肥料の GHG 排出量を比較したところ、硝安を除き、両国の値はほぼ同じであった。

有機肥料および有機資材については、基本的に各国が調査したデータに基づいてインベントリを作成した。

韓国の農薬のうち、原体については ecoinvent データ、製剤については JALCA データのアダプテーションにより、それぞれ 56 件、55 件のデータを作成することができた。両国間で GHG 排出量を比較したところ、韓国データの方が大きい傾向にあることが示された。

農業機械については JALCA データのアダプテーションにより、６種類の機械のデータを作成した。両国間で GHG 排出量を比較したところ、運搬車以外は韓国側のデータが若干高い傾向にあることが示された。

3.1.3 水稲生産システム

(1) 統計ベースのデータ

日本の水稲について農林水産省「農業経営統計調査」（米生産費の全国データ、平成 23 年産）を、韓国の水稲について韓国農林水産食品部の”Food, Agriculture, Forestry and Fisheries Statistical Yearbook 2012”の Rice Production Cost を用いることにより、両国のデータを並列できるようになることが示された。

(2) 事例ベースのデータ

表１は、日韓両国が本研究において取り上げた水稲作の概要を示したものである。日本のデータは長野県での取り組み [2)]、韓国のデータは全羅道における農家の実績等に基づいている。韓国における有機栽培および無農薬栽培ではスクミリンゴガイ（*Anpullarius insularus*）が利用されているが、日本での利用は困難である。また、単収については、韓国では籾重での表示が一般的であるため、0.91 を乗じて玄米重に変換した。表における日本の栽培方法ではコシヒカリ、韓国の栽培方法では Sindonjin が品種として想定されている。この違いが収量の違いとなっているようであるが、さらなる検討が必要であると考えられた。

表１　事例ベースの水稲作データの概要

国名	栽培方法	除草方法	収量（玄米重）kg/10a
日本	有機栽培	米ぬか散布および機械除草	497
	特別栽培	除草剤散布	558
	慣行栽培	除草剤散布	596
韓国	有機栽培	スクミリンゴガイ	577
	無農薬栽培	スクミリンゴガイ	629
	慣行栽培	除草剤散布	676

3.2 シナリオ解釈可能性

統計ベースのデータを用いた比較において、最も問題視されたのは「技術の消失」であった。すなわち、統計的な平均値としてのデータに基づいているため、どのような栽培管理によるかが不明確になったことが、直接排出量の推計に加え、解釈に困難をもたらしていると判断された。

事例ベースの比較においては、そもそも異なった環境下における異なった栽培方法を比較しているため、このような単純な比較を、「日本の有機農業」と「韓国の有機農業」の比較と捉えないような注意が必要であると再認識された。

4. 考察

統計ベースのデータをフォアグラウンドプロセスに用いた LCI データの作成は、環境政策に関わる事業で実施されているが、その解釈には注意が必要であることを本研究は示している。このことは、サンプルサイズに基づく代表性に関する議論にも再考が必要なことを示唆している。

事例ベースの比較においては、単純な比較ではなく、改善ポテンシャルを見積もる際に、他国の栽培技術等を活用する方向が有効であると考えられる。すなわち、What-If 分析におけるシナリオ生成の過程において、他国の経験はそのシナリオの幅を拡大する（新たな代替案を作成する）上で有用であると考えられた。

5. おわりに

国際比較に伴う困難は、シナリオ構築方法に帰着する場合も多いと推察された。この点に留意しつつ、アジア地域における稲作の LCI データベースの作成を行うことは重要な研究の発展方向であると考えられる。

謝辞

本研究は、韓国農村振興庁と農研機構中央農業総合研究センターの共同研究「モジュール化したライフサイクルインベントリによる日韓持続的水稲生産の比較評価」の成果を含む。

引用文献

1) Hayashi K., Shobatake K., Makino N., Hokazono S.: Proc. 10th Int. Conf. EcoBalance, Yokohama, (2012), pp. 2
2) Hayashi K., Makino N., Shobatake K., Hokazono S.: J. Clean. Prod., (2014), in press

意思決定段階に応じた社会資本整備 LCA の不確実性分析

Uncertainty Analysis of Life Cycle Assessment for Infrastructure Development According to the Decision Making Stage

○益田悠貴*[1)]、森本涼子[1)]、柴原尚希[1)]、加藤博和[1)]
Yuki MASUDA, Ryoko MORIMOTO, Naoki SHIBAHARA, Hirokazu KATO
1) 名古屋大学
* ymasuda@urban.env.nagoya-u.ac.jp

1. はじめに

意思決定一般において、用いる情報がはらむ不確実性を考慮することは重要であり、社会資本整備においても例外ではない。社会資本整備は、構想、設計、施工といった段階毎に、複数の計画案の中から選択がなされる。選択の意思決定は、全体的な概略計画から、工事実施に必要となる個別の具体的事項へと順に詳細になる。段階によって得られる情報や取り得る選択肢が異なるため、それぞれの段階に応じた不確実性を考慮する必要がある。近年では、社会資本整備に伴う CO_2 等の環境負荷排出量変化を意思決定材料の一つとして用いることの必要性が増してきている。これを実施するためには、各意思決定段階に適した情報が必要となる。本研究では、交通社会資本整備の具体的事例を挙げ、各意思決定段階におけるライフサイクル CO_2 排出量推計結果の不確実性分析を行う。

2. 各意思決定段階における不確実性

本研究では、既存路線バスによる輸送を鉄軌道による輸送に代替する計画を対象とする。交通機関のライフサイクルのうち建設時と供用時を対象に、それぞれについて環境負荷排出量推計とその不確実性分析を行う。

社会資本整備の資料[1)]を参考に、以下のように意思決定段階を設定する。

1) 構想段階：事業の概略計画を行う段階。整備する交通社会資本の機能、基本構造等を決定する。
2) 設計段階：構造形式、構造諸元を検討する段階。概略の材料や工種別数量などを決定する。
3) 施工段階：施工方法や使用資材などを決定し、社会資本を建設する段階。

各意思決定段階における不確実性の所在を**表 1** のように設定し、段階毎に不確実性分析を行う。

3. 不確実性分析手法

本研究では LCA のうち、環境負荷量を推計するインベントリ分析の段階での不確実性を検討する。推計には大量の確率分布データを取り扱うため、モンテカルロシミュレーションを用いて、結果のバラツキの分布を求める。試行回数を 1,000 回とする。

表 1　各意思決定段階における不確実性の所在

	建設	供用
構想段階	• 資材量、原単位の測定誤差 • 使用する資材・工法の種類 • 整備する交通社会資本の種類	• 関係式と実測データ間の誤差 • 交通量・燃料の誤差 • 整備する交通社会資本による車線数の変化
設計段階	• 資材量、原単位の測定誤差 • 使用する資材・工法の種類	• 関係式と実測データ間の誤差 • 交通量・燃料の誤差
施工段階	• 資材量、原単位の測定誤差	• 関係式と実測データ間の誤差 • 交通量・燃料の誤差

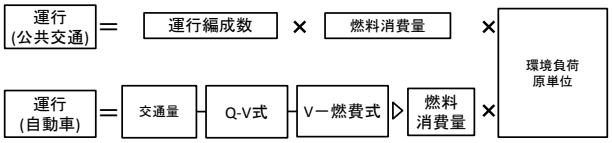


図 1　供用時排出量推計式の概略図

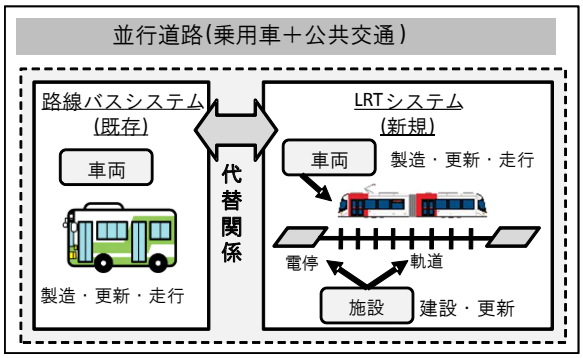


図 2　ケーススタディの概要

(ア) 建設時における不確実性分析

1) 構想段階：積み上げた各交通社会資本整備事業の排出量データの中から実施する事業 1 つをランダムに選択する。
2) 設計段階：データベース上に存在する資材の原単位データの中から使用する資材 1 種類をランダムに選択する。資材投入量、原単位の測定誤差は施工段階と同様の分析を行う。
3) 施工段階：LCA データベースを参照し、積上げ法を基本とする著者ら[2)]の手法を用いて推計を行う。

(イ) 供用時における不確実性分析

供用時の公共交通及び自動車の走行時排出量推計は、

森本ら[3]を参考に行う。推計式の概略を**図 1** に示す。公共交通は燃料原単位の測定誤差を、自動車は燃料原単位、交通量の誤差、関係式と実測データ間の誤差を不確実性として与え、分析を行う。

燃料原単位の測定誤差は、データベースの原単位データに搭載されている確率分布を用いる。交通量の誤差は、計画値[4]と実測値[5]の差を確率分布として表す。Q-V 式、V-燃費式は実測データ[5),6)]より求め、実測データ間の誤差は、パラメータの分散を基に確率分布を与えることにより表す。このとき、並行道路の車線数が決定している設計・施工段階における誤差は、決定していない構想段階に比べ小さくなると考えられる。

4. 不確実性分析結果

本稿では、構想段階において LRT 整備を決定した後の設計・施工段階における不確実性分析をケーススタディとする。評価範囲は森本ら[3]を参考に、公共交通のシステム全体に加え、並行する道路の自動車交通量も含めたものとする。設定した評価範囲を**図 2** に示す。ライフタイムは、インフラは 60 年、車両は 20 年とする。

不確実性を考慮しない代表値に基づいた CO_2 排出量推計の結果を**図 3** に示す。不確実性を考慮しない場合、路線バスを LRT に代替することで 53.9kt の CO_2 を削減できるという結果となった。

設計段階における LRT 整備後のライフサイクル CO_2 排出削減量の不確実性分析結果を**図 4** に示す。削減量が負の部分は、整備後の CO_2 排出量が整備前を上回り、ライフサイクル CO_2 の削減とならないことを表している。LRT 整備による CO_2 の削減確率は 84.2%であり、15.8%の確率で CO_2 削減とならない結果となった。

削減確率が十分確保できない場合、それを上げる対策を行う必要がある。本稿では、排出量が小さい建設資材・工法を選択することで施工段階における削減確率の向上を図ることを考える。建設時の設計・施工段階における不確実性分析結果を**図 5** に示す。設計段階に比べ、資材・工法が決定された施工段階のバラツキが減少していることが分かる。また、排出量の小さい資材・工法を選択しているため総排出量も削減されている。上記の施工段階におけるライフサイクル CO_2 排出削減量の分析結果を**図 6** に示す。設計段階に比べ、変動係数が小さくなっていることが分かる。また、削減確率も上昇していることが分かる。

5. まとめ

交通社会資本整備における具体的な事例を挙げ、各意思決定段階におけるライフサイクル CO_2 排出量推計結果の不確実性分析を行った。その結果、不確実性を考慮することによって、代替案の優劣が逆転する可能性があること、適切な対策を行うことで逆転可能性の減少が可能となることを明らかにした。

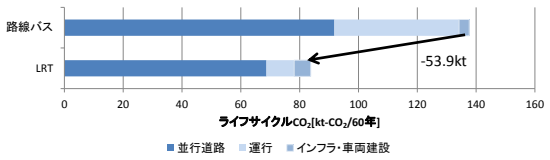


図 3　代表値に基づいた CO_2 排出量推計結果

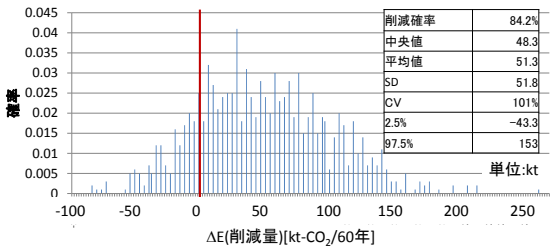


図 4　設計段階における不確実性分析結果

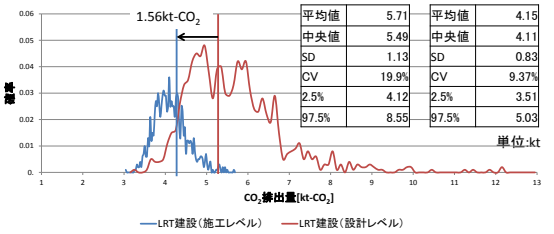


図 5　建設時の各段階における不確実性分析結果

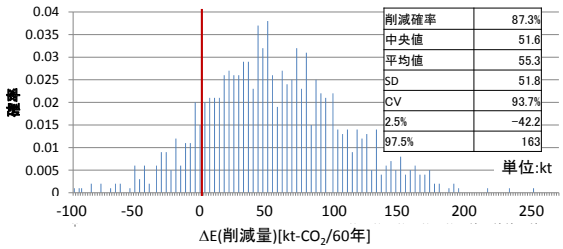


図 6　施工段階における不確実性分析結果

引用文献

1) 国土技術政策総合研究所：社会資本のライフサイクルを通した環境評価技術の開発に関する報告，(2012)，pp.1-24
2) 益田悠貴ほか：第 48 回土木計画学研究講演要旨集，Vol.48，CD-ROM(125)，(2013)
3) 森本涼子ほか：日本 LCA 学会誌，Vol.7 No.4，(2011)，pp.333-334
4) 国土交通省：“道路 IR サイト 個別道路事業の評価”(オンライン)，入手先<http://www.mlit.go.jp/road/ir/ir-hyouka/ir-hyouka.html>（参照 2014-01-06）
5) 国土交通省：“平成 22 年度道路交通センサス”(オンライン)，入手先<http://www.mlit.go.jp/road/census/h22-1/>(参照 2014-01-06)
6) 土肥学ほか：国土技術政策総合研究所資料，671，(2012)，pp.8(11)-8(29)

イノベーションの事前評価における不確実性評価の支援手法
－ エビ養殖における生態学的手法のケーススタディ
Supporting uncertainty evaluation in prospective assessment of innovations
- A case on ecological method in shrimp farming

○張恒毅 [1)]、福島康裕 [1),*]
○Heng Yi TEAH[1)], Yasuhiro FUKUSHIMA[1),*]
1) National Cheng Kung University, Taiwan
*fuku@mail.ncku.edu.tw

1. Introduction

Modification of aqua-cultural pond ecology by input of heterotrophic bacteria and alternate feeding can inhibit virus outbreaks, main cause of unstable shrimp production[1]. However, uncertainties in the relationships among input intensity, altering capacity, shrimp survival rate, and other factors have hold back the improvement and promotion of this innovative farming practice in Taiwan.

This study aims at presenting uncertainty evaluation with the economic and environmental performance to support farmers in decision making. We integrate the operating cost and CO_2 emission assessments into figures that illustrate strategic modification in farming practices.

2. Methodology

A cradle-to-gate framework for stand-alone LCA is tailored to evaluate the contribution of each processes towards overall cost and GHG emission of unit shrimp production at farming stage. The inventory is based on farm-scale experiments conducted by coordinator, Mr. Rong-hong Yan, and literatures.

Sensitivity analysis are conducted for the inventory model to examine the important parameters in decisions that can effectively incorporate economic cost and environmental impact at prospective scenarios. We approach this with two set of independent analytical strategies.

First, we evaluate feed altering and shrimp productivity in a two-way sensitivity analysis with three alternative outcomes. The uncertainty is quantified as probability of occurrence; by judging it, farmer could better weigh the options in improving his methods. Second, we perform the evaluated relationship of bacteria input and shrimp survival rate in a conceptual tipping-point-curve with three feed alteration scenarios. It shows the productivity required to outweigh changes of input intensity.

3. Case study

Innovation of ecological shrimp farming method of Farmer Yan is chosen as the case study. He discovered that specific heterotrophic bacteria (*bacillus spp.*) inhibit virus outbreak in pond ecology. The viruses (IHHNV, TSV, WSSV, and YHV) detection test is performed by ISO certified testing laboratory, Bio-TigerMein.

Popular shrimp species *penaeus vannamei* was farmed in a 0.2 hectare earthen pond with zero-exchange of water for 245 days. Feed and heterotrophic bacteria were input daily and 28-day-interval, respectively. These inputs are adjustable within a certain range, maintaining the shrimp productivity.

The schematic feedback mechanism of this pond ecology is described in Fig. 1. Heterotrophic microbes and phytoplankton can convert shrimp metabolic waste into biomass, which serve as shrimp feed replacement. We synthesis a Nitrogen-pathway of pond food web (Fig. 2) to predict the theoretical feed reduction potential. It is estimated that 10% reduction is achievable without compromising current shrimp protein requirement. We demonstrate the changes by developing scenarios of direct 10% feed reduction in adjunction with 10% replacement by low-protein feed which is half in cost and GHG emission. Then, three shrimp production outcomes, 10% increase, stagnant, 5 or 10% decrease are evaluated with undesignated probability of occurrence (Fig. 3).

The correlation of bacteria input intensity and feed requirement to maintain shrimp productivity is uncertain due to limited experiments and ecological variability. However, shrimp farming expert usually have the sense of estimating the productivity but not the overall cost and GHG emission. Thus, we evaluate the life cycle effect of altering bacteria input intensity with three scenarios, feed requirement remaining the same, additional/reducible of 1% per time bacteria input.

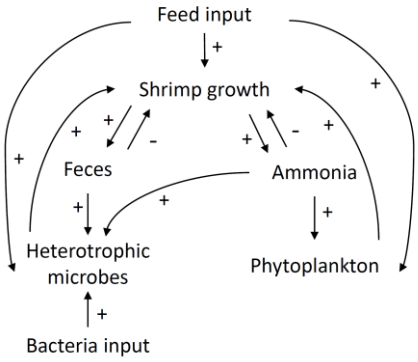


Figure 1 The schematic feedback mechanism in pond ecology, sign + is promote and - is suppress; feed and bacteria input are the key drivers.

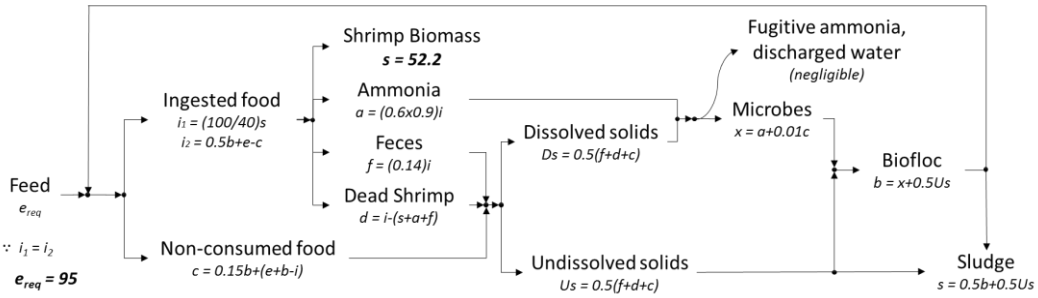


Figure 2 A synthetic Nitrogen-pathway of pond food web with transformation relationship summarize from aquaculture related literatures. Theoretical feed input is determined through solving circulated calculation (i_2) and its associated relationship (i_1, b, c, e). The result shows 10% reduction potential of applied feed ($e_{app.}$).

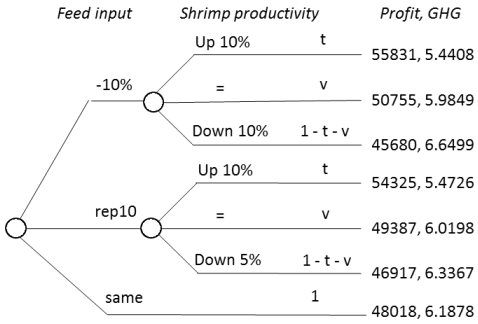


Figure 3 Feed input scenarios and alternate outcome with probability t and v (profit and GHG are in TWD and kg-CO_2eq./ kg shrimp).The inequality equations of t, v are solved and illustrated in Fig. 4 (-10%= 10% feed reduction, rep10= 10% low-protein replacement).

4. Results and Discussion

The result of LCA shows that each kg of fresh shrimp at farm gate is associated with 6.188 kg-CO_2eq. GHG and cost 158 TWD. The hotspots are feed input, bacteria input, and electricity consumption. From the farmers' perspective, electricity demand has relatively small margin, because it is determined by equipment efficiency and national electricity structure.

Figure 4 is the result of assessment for supporting farmer in feed altering strategy. The probability of shrimp product increase (t) and stagnant (v) is shown on x and y axis respectively; Cost effective domain is presented, with GHG prefer domain supported in the background. Either remaining same or reducing 10% feed are dominating in cost benefit, while replacement of feed is more conservative in lower GHG emission.

Figure 5 shows tipping-point-curve that represents changes of shrimp production required to maintain constant benefit at respected bacteria input intensity. Life cycle consideration alter the dominance of cost and GHG at respective cases. The limitation here is the unknown responses of feed changes or other factors to accurately mimic the pond ecology.

Prospective assessments require lots of experimental results or statistics to predict consequences of the envisioned changes made by the decision maker to be supported by the study. This is difficult in case of agriculture-related cases as experiments using new techniques are time consuming and costly. The method demonstrated here shows the alternative application of LCA in supporting prospective assessment. The responsibility of specific uncertainty judgement is delegated to the experts (stakeholders), because their experiences and implicit knowledge earned in the past is the best available alternative to the scientific data and knowledge in making the decision.

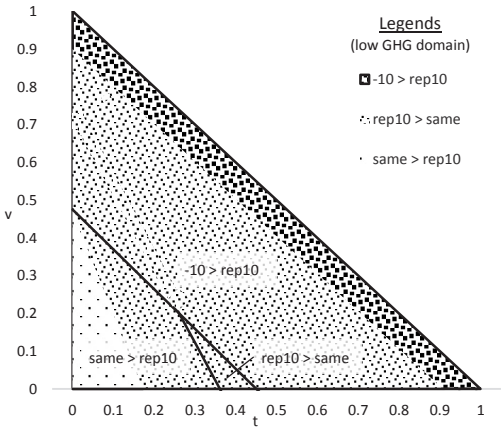


Figure 4 The interpretation result of domain in favour of prospective feed altering strategies with the support of operational cost (main figure) and GHG emission (background) assessments.

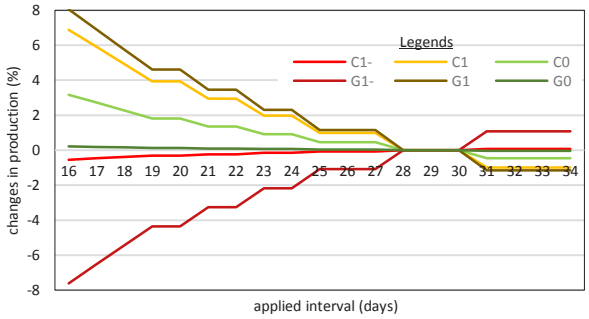


Figure 5 The constructed tipping-point-curve that represents the changes of shrimp production required to maintain constant cost or GHG emission due to bacteria applied interval modification (C1-,C1, C0 are cost balance at -1%, +1%, same of feed requirement, while G represent GHG balance.

5. Reference

1) De Schryver, Peter, et al.: Aquaculture 277 (3), (2008), pp.125-137

ライフサイクル手法を用いたイノベーションの事前評価における不確実性の提示手法

Highlighting key uncertainties in prospective assessment of innovations using life cycle approach

○福島康裕 [1),*]
○Yasuhiro FUKUSHIMA[1),*]
1) National Cheng Kung University, Taiwan
*fuku@mail.ncku.edu.tw

1. Introduction

Because innovations are double-edged sword for sustainability, a prospective and systematic evaluation is indispensable. By theory, LCA can be a useful tool here, however, this is often difficult in reality because of uncertainties inherent to analyses of future products under future circumstances. Here, a method to highlight the key uncertainties is discussed based on review of preceding studies.

In this paper, the term “prospective” study is differentiated from the term “consequential” study. Cases where nonlinear systems behaviour is considered crutial should introduce models that can simulate/comprehend consequences of the innovation, however this is not discussed within this presentation.

2. Uncertainties inherent to prospective studies

Evaluation of innovation is often difficult because from a life cycle perspective, performance of the innovation does not solely rely on the performance of the innovative technology. The background inventories have some uncertainties, as well as the domain technologies involved in the innovation. In such study, professionals in the respective background must be involved in the evaluation. The role of LCA is, therefore, to support the discussions by presenting integrated results over product life cycles. (Section 2.1)

Another case where evaluation of innovation is made difficult is when the performance of the innovation can vary depending on the introduced circumstances and has some uncertainty. Innovations in agriculture- and aquaculture-related prodcution often fall into this category. Example in such case is discussed in section 2.2.

2.1 Multiple technology development

Electric vehicles (EVs) industry is one of the “green energy industries” that are promoted by the Taiwan’s national policy. However, there are also concerns such as those on pollutions and GHG emission, and energy efficiency. EVs consume electricity instead of fuels. As power plants are known as major source of pollutants, including CO_2, there is a concern on whether promotion of EVs in Taiwan (or EVs made in Taiwan in any other country) could increase the air pollutants. Another concern is GHG emission. EVs will shift the GHG emission from the tail of cars to the power plants, but not necessarily reduce them.

In terms of energy efficiency, since energy conversion at the power plants lose around 60-70% of the energy content of the fuels, one would naturally question whether it is better to use electricity as energy media, or use direct conversion into power from fuels.

To answer part of these questions, the Electric Vehicles’ Developing Strategy and Act[1], presents a well-to-wheel study on energy efficiency as illustrated in Fig. 1. According to this calculation, EVs look slightly more efficient than the internal combustion engine vehicles (ICEVs). However, by the time EVs are entering the market at a significant number, the efficiencies used in this calculation are most likely become already outdated.

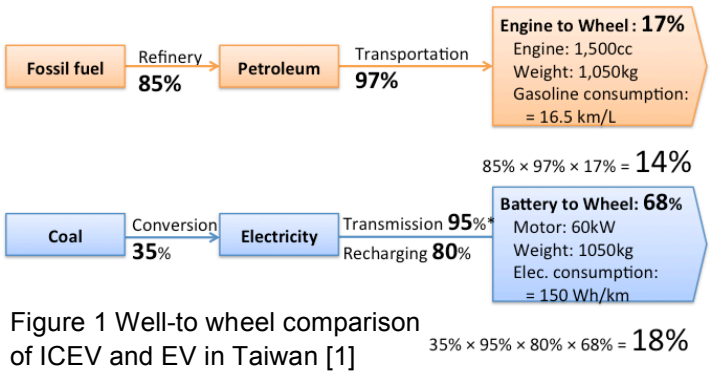


Figure 1 Well-to wheel comparison of ICEV and EV in Taiwan [1]

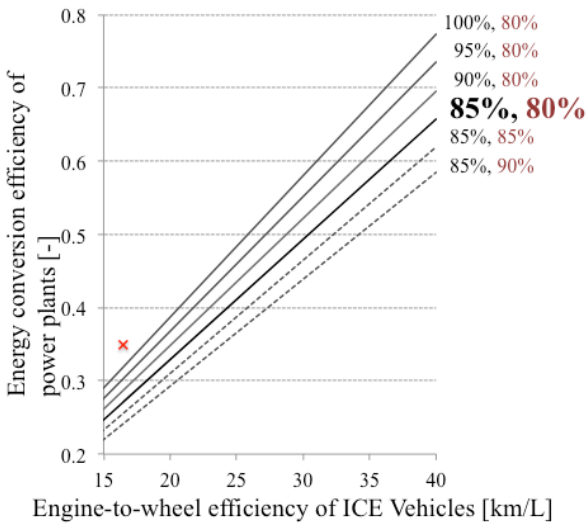


Figure 2 Tipping-point lines for EVs to become more energy efficient compared to ICEV.

To discuss such aspect, using the numbers presented in Fig. 1, a sensitivity analysis is conducted as shown in Fig. 2. We can see how ICEV development (ex. by wider introduction of hybrid vehicles), and upgrading of energy conversion efficiency at the power plants are related to each other. Furthermore, the threshold lines are drawn for a variety of efficiency of refineries (black numbers) and battery charging/discharging (red numbers). In this way, depending on the time frame of the evaluation, energy system analysts and the vehicle specialists can contribute in the discussion of EV versus ICEV in the future.

2.2 Diverse and complicated performance of innovation

When some of the existing practices are altered, complicated changes can happen in agriculture and aquaculture fields, as they are part of ecological system which is often not fully described by accurate model.

In order to calculate the environmental impacts associated with the product after the innovation, it is very difficult to cope with this kind of uncertainty. However, actual question that is typically of interest in the face of innovation is not the quantity of environmental impact indicator, but whether the innovative practice reduces the environmental impact or not. This makes it possible to present the supporting information from life cycle perspectives while the key uncertainty is delegated to the implicit and explicit knowlledge owned by the farmers.

Figure 3 presents the Equivalent Impact Level (EIL) Lines constructed to support farmers' decision to reconsider application of fertilizers in case of Taiwanese sugarcane farm [2]. Using these figures, the uncertainty inherent to prospective study – the unpredictble change in yield as a result of change in ferlitization practices, are expressed as regions separated by the EIL line. The lines are drawn considering GHG emissions associated with fertlizers, machine operation, emission from soil, etc, therefore, includes life cycle information. Here, how much reduction can be achieved is not a main interest. Rather, from the shape and the slope of the EIL curves, farmers can utilize their experience on their own farm to consider environmental aspect of the new practice that are explored. In reality, there are many realistic aspects that are neglected when the figures are synthesized. It is now farmers' role to make a decision considering those aspects all together, conculting the infromation that are provided by the LCA.

Another study on an innovation in shrimp farming is presented elsewhere[3]. In this study, cost and GHG emission is presented simultaneously, and more detailed discussion on how to form decision context for the farmers are made.

3. Discussion and Conclusion

Retrospective studies on products provide lots of useful information. However, to make a change in current practices, prospective study must be performed. However, if prospective study is to be conducted with the same attitude as the product LCA that is performed in retrospect to the production, it becomes very difficult to present a useful result in terms of decision to be made by the stakeholders.

This study highlights the importance of correctly forming questions in prospective studies and present example of methods to deal with inherent uncertainties by separating the roles for decision making. More studies are in need in order to explore various decision contexts in various industries and final consumption sectors, to more widely introduce life cycle thinking in important decisions.

4. Reference

1) Ministry of Economic Affairs of Taiwan: 智慧電動車發展策略與行動方案(備查本) (2010)

2) Fukushima Y., Chen S.-P: Int. J. LCA, 14 (7), (2009), pp 639-655

3) Teah H.-Y., Fuukshima Y.: "第 9 回 LCA 学会研究発表会", 芝浦工業大学豊洲キャンパス, (2014), A2-19

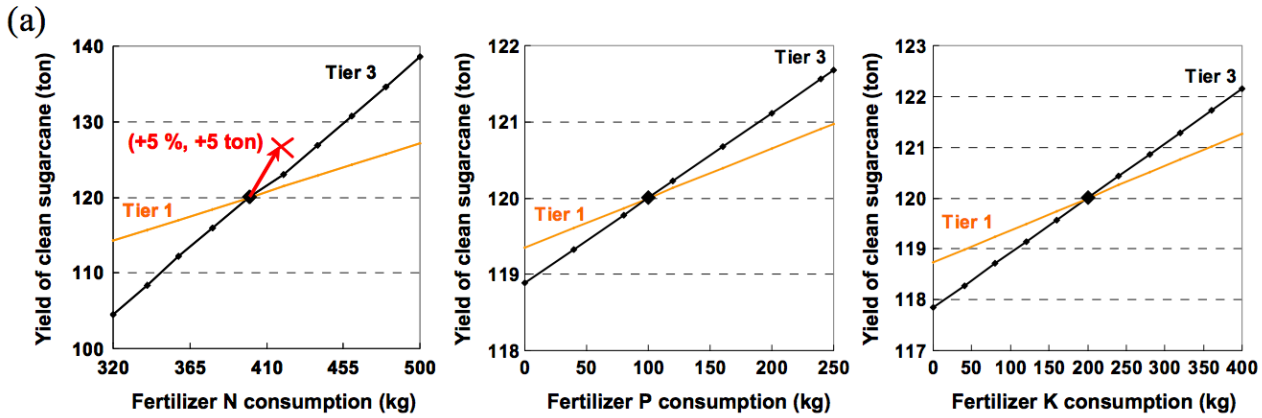


Figure 3 Equivalent Impact Lvel (EIL) Lines to present increase/decrease in life cycle GHG emissions when product yield is changed (vertical) as a result of change in fertilizer application (horizontal). It is also possible to separate the region into more pieces (ex. Over 10% decrease, 0-10% decrease, 0-10% increase, over 10% increase) rather than into two pieces by a single EIL line.

Comparison of method for uncertainty analysis in IDEA

○Chun-Youl BAEK, Kiyotaka TAHARA*
National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba, Japan
* k.tahara@aist.go.jp

1. INTRODUCTION

An LCA (life cycle assessment) result is often reported as a single point estimate (value) of the environmental load for a given functional unit. But this value is an ideal one which implies that the value has zero uncertainty [1], [2]. However in the real world, it is difficult to specify the LCA results by this type of ideal value. The reason is that LCA is based on LCIA (life cycle inventory assessment) using LCI (life cycle inventory) DB, rather than measured data [1]. To this end, the making decisions based on the LCA results of one single point value without considering the uncertainties will mislead the decision makers. The aim of this research is to identify the key features for uncertainty analysis in IDEA and to develop a method for uncertainty analysis in IDEA. In order to identify an applicability for uncertainty analysis in the IDEA, the comparison of method was conducted based on the between stochastic modeling [1] [3], transformation matrix using data quality indicator [3], [4]. Also case study (rice production) was conducted in two methods.

2. METHOD AND CASE STUDY

In this research, the comparison was conducted based on two methos is show in Fig. 1. The stochastic modelling that was proposed by [1] with a few modifications on simplifying [3]. The second method is transformation matrix that proposed by canter and kennedy in 2002. This approach is based on data quality assessment.

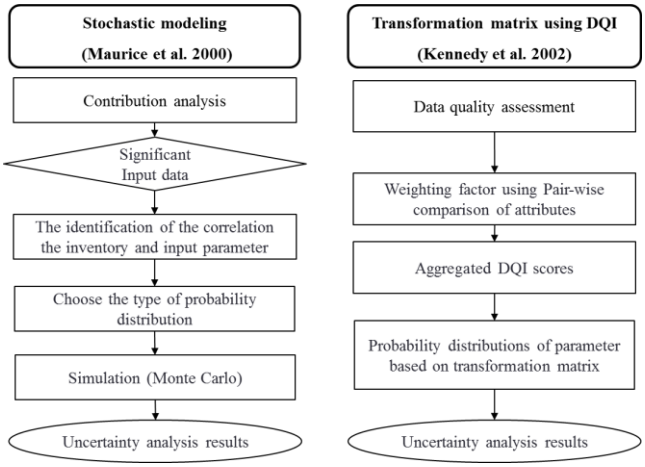


Fig. 1. Comparison between Stochastic modeling and Transformation matrix methods for uncertainty analysis

2.1 Stochastic modeling for uncertainty analysis

In stochastic modeling, conventional contribution analysis method was applied in selecting key parameters. The choice of key parameters derived from the result of the contribution analysis was determined by the percent contribution of the parameter to the GWP (global warming potential) of the rice product. The 7 input parameters of 29 parameters are identified as target parameters for uncertainty analysis of rice production in table 1. The target parameters were contributed to 81.3 % of the GWP of the rice product. In second step, the identification of the correlation the inventory in IDEA and input parameter from statistic data and defining the formulas are performed, it is necessary for uncertainty analysis in IDEA. The formulas were defined as shown Eq.1 ~ Eq.3 for rice production. This formulas are used to choose the type of probability distribution of input parameter from raw data.

$$Energy_{(i)} = \frac{Energy\ Consumption}{Rice\ Production} = \frac{\frac{W_{e(j)} \times Energy_{(i)}}{Energy_{cost}}}{Rice\ Production} \quad \text{Eq.1}$$

$$Pesticide_{(i)} = \frac{Pesticide\ Consumption}{Rice\ Production} = \frac{Pesticide_{(i)}}{Rice\ Production} \quad \text{Eq.2}$$

$$CH_4 = \frac{Methane\ emissions}{Rice\ Production} = \sum_{i=1}^{2} \frac{E_{CH_4}}{Yield} \times W_{(i)} \quad \text{Eq.3}$$

Where, $W_{e(j)}$: contribution factor of i[th] energy consumption, %, $Energy_{(i)}$: amount of i[th] energy consumption, kg/f.u, $Energy_{cost}$: cost of i[th] energy, ¥/i[th] energy unit, $Pesticide_{(i)}$: amount of i[th] pesticide, kg/f.u, $Rice\ Production$: amount of total rice production, kg, $Rice\ Production_{(i)}$: amount of i[th] rice production, kg, E_{CH_4} : methane emission factor of i[th] rice paddy, kg CH_4/m^2, $W_{(i)}$: ratio of rice paddy type, %. $Area\ of\ Rice\ paddy_{(i)}$: area of i[th] rice paddy, m^2.

Probability distribution of the selected input data and output data for the uncertainty analysis should be determined. In IDEA, the probability distribution of input parameter in rice production are estimated from raw data such as formulas Eq.1~3. For instance, a Bate distribution with the minimum, maximum, Alpha and Beta values was acquired on the basis of raw data and formulas using based on the Anderson-Darling goodness-of-fit method [5]. The assumed probability distribution of input parameter are shown suporting information S-1.

Finally the uncertainty result was estimated based on the error propagation, Input data were artificially produced by generating random numbers in two intervals for all input data parameters, and then GWP impact were calculated. An error propagation analysis was performed using the Crystal Ball software.

2.2 Transformation matrix for uncertainty analysis

In first step, DQA (data quality assessment) was conducted by pedigree matrix. The result of DQA was identified by 5 DQIs (data quality indicator) of rice production. An aggregated DQI was requried to apply to transformation matrix. In second step, the weighting factor was used for livestock and agricultre industries is shown suporting information S-2. Through first and second steps, the aggregated DQI (2.69) was identified. In third step Probability distributions and range was assumed by transformation matrix and eq. 4.

Beta distribution function, $f(x, \alpha, \beta, a, b)$

$$= \left[\frac{1}{b-a}\right]\left[\frac{\gamma(\alpha+\beta)}{\gamma(\alpha)+\gamma(\beta)}\right]\left[\frac{x-a}{b-a}\right]^{\alpha-1}\left[\frac{b-x}{b-a}\right]^{\beta-1} \quad \text{Eq.4}$$

Table 1. Transformation matrix [4]

Aggregated DQI scores	Beta distribution function	
	Shape parameters (α, β)	Range endpoints (%)
5	5,5	10
4.5	4,4	15
4	3,3	20
3.5	2,2	25
3	1,1	30
2.5	1,1	35
2	1,1	40
1.5	1,1	45
1	1,1	50

3. RESULT AND DISCUSSION

The result of the uncertainty analysis in the rice production shows that the global warming impact of the rice production have mean values of 1.32 kg CO_2 eq/f.u, 95 % confidence interval ranges of 1.24～1.43 kg CO_2 eq/f.u. and 0.90～1.80 kg CO_2 eq/f.u. respectively. In transformation matrix, the difference is almost two times. Transformation matrix using DQI is not suitable for IDEA. Because the DQI results of LCI DBs in IDEA shows a similar tendency as rice production.

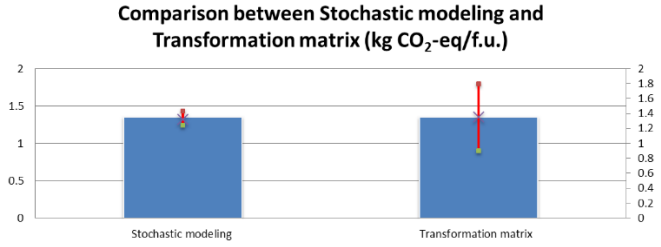


Fig. 2. Result of comparison between stochastic modeling and transformation matrix methods for uncertainty analysis

This research seeks to address the following questions: what are key features of uncertainty in IDEA, how to improve data quality, and how to analyze the uncertainty analysis in IDEA through a comparison of two methods. Discussion points are what the main objective and target LCI DB for uncertainty analysis are and how to recollect the additional data for stochastic modeling and what the effectual approach for 3,000 LCI data sets in IDEA are.

An ideal answer for those questions is statistics method like a stochastic modeling for uncertianty analysis of IDEA and providing the probability distribution of all input parameter in IDEA. Because the data quailty assessment like a transformation matrix is an alternative way or second best for uncertainty analysis when quanititative analysis is not avaible for uncertainty analysis. And the assumption of transformation matrix is shown a rough result as shown fig.2. Even if taret LCI data sets are too huge the estimation of probability distribution and recollect or modification of input parameter are essential for improvement of data quality in IDEA.

However there are many difficulties in estimation the probability distribution of input data when analysis the uncertainty of the LCA result by using statistics method like a stochastic modeling [1], [2]. The reason is that LCA is based on LCIA using LCI DB, rather than measured data. In other words, there is no adequate data for choosing probability distribution.

For improvement of this limitation, the proposed a way in stochastic modeling for choosing probability distribution based on raw data of LCI DB in IDEA. The input parameter of probability distribution are estimated such as formulas Eq.1~3. But the target input parameter can't cover the whole input parameter in case study, it was 81.3 % of the GWP of the rice product. But according to the case study, it can help to identify a possible method for uncertainty analysis of the GWP from the agriculture industry in IDEA, because the LCI DB of agriculture industry shows a similar tendency as rice production for choosing probability distribution based on raw data.

4. REFERENCES

[1] Lioyd, S.M., Ries, R: J. Industrial Ecology, 11 (1) (2007), pp. 161-179.

[2] Maurice, B., et al: J. Cleaner Production, 8, (2000), pp. 95-108.

[3] Baek, C.Y et al: Int. J. LCA. (2013, submitted).

[4] Canter K.G. et al; Int. J. LCA.7 (1), (2002), pp.18–26.

[5] Anderson, T. W., and Darling D. A; Annals of Mathematical Statistics 25 (2), (1952), pp.193– 212.

[6] Vose, D: Quantitative risk analysis, Wiley, (1996), pp. 103-117.

Supporting information

S-1. The assumed probability distribution of input parameter for Monte Carlo Simulation

Input parameter	Input	Probability distribution	Stochastic parameter
methane (land use)	0.03100 (kg/f.u)	Beta	Minimum=0.02793, Maximum=0.03414, Alpha=2.0, Beta=3.0
miscellaneous chemicals	0.01060 (kg/f.u)	Beta	Minimum=0.00645, Maximum=0.015900 Alpha=2.09, Beta=4.28
Diesel	0.04850 (L/f.u)	Beta	Minimum=0.0320, Maximum=0.0910, Alpha=0.64, Beta=1.72
Kerosene	0.02290 (kg/f.u)	Beta	Minimum= 0.02061, Maximum= 0.02520, Alpha=2.0, Beta=3.0
pesticides	0.00483 (kg/f.u)	Lognormal	Mean= 0.003880, Std. Dev.= 0.001240, Location= 0.000270
electricity	0.07227 (kwh/f.u)	Pareto	Location=0.0640 Shape=9.440
liquefied petroleum gas	0.00008 (L/f.u)	Lognormal	Mean=0.00008, Std. Dev.=0.00001, Location=0.00007

S-2. Weighting factor based on Pair-wise comparison of attributes for Transformation matrix (Baek et al, 2013)

reciprocal matrix							
	Reliability	Completeness	Temporal	Geographical	Further technological	sum	
Reliability	1	1	7	7	7		
Completeness	7	1	7	7	7		
Temporal	1/7	1/7	1	7	1/5		
Geographical	1/7	1/7	1/7	1	1		
Technological	1/7	1/7	5	1	1		
sum	8.43	2.43	20.14	23.00	16.20	70.2	
normalization matrix							
	Reliability	Completeness	Temporal	Geographical	Further technological	sum	weight
Reliability	0.119	0.412	0.348	0.304	0.432	1.614	0.323
Completeness	0.831	0.412	0.348	0.304	0.432	2.326	0.465
Temporal	0.017	0.059	0.050	0.304	0.012	0.442	0.088
Geographical	0.017	0.059	0.007	0.043	0.062	0.188	0.038
Technological	0.017	0.059	0.248	0.043	0.062	0.429	0.086

消費者の次世代技術の受容可能性

—次世代自動車の利用意向に関するアンケート調査結果報告—

A survey of consumers' attitude to next generation vehicles

中野諭 [1)]、平湯直子 [2)]、○鷲津明由*[2)]
Satoshi Nakano, Naoko Hirayu, Ayu Washizu
1）労働政策研究・研修機構, 2）早稲田大学
* washizu@waseda.jp

1. はじめに

早稲田大学・総合研究機構・次世代科学技術経済分析研究所（代表：鷲津明由）は，文部科学省・科学技術・学術政策研究所との研究協力体制の下で，次世代科学技術の普及が経済，雇用，エネルギー，環境にもたらす効果の分析を，主に産業連関分析に基づいて行うことを目指している。特に現在は，再生可能エネルギーとスマートグリッド技術が波及することによる経済効果及び環境影響の分析に注力している。

太陽光，風力のように変動する再生可能エネルギーを有効利用するうえで，スマートグリッド技術の進展が期待されている。そして，スマートグリッドに必要不可欠な設備機器として注目を浴びているのが電気自動車(EV)である。電気自動車はモビリティの手段であると同時に，家庭用蓄電池としての役割を持つ。

その一方，EV は新しいモビリティの手段として，消費者の生活をより豊かに変化させられる可能性がある。たとえば超小型モビリティや，EV を用いたカーシェアリング等の新しいモバイルサービスによって，マイカー所有にかわる少子高齢化社会にふさわしい新しいモビリティ手段を消費者は得ることになる。

したがって，再生可能エネルギーの有効利用が，EV を含むスマートグリッド技術によって進展することの経済効果の分析には，EV がもたらす消費者のライフスタイルやモビリティ社会の変化による効果をも視野に含める必要がある。そこで本研究では，現在どのようなモビリティに関連するライフスタイルを持つ人が EV を支持していて潜在的な将来の EV の担い手といえそうか，また，EV を利用した新しいモビリティサービスの需要者といえそうか，を探るために，インターネットを利用したアンケート調査を実施した。

2. アンケート調査の概要と主な単純集計結果

2.1 調査の概要

調査は 2012 年 10 月 18 日(木)～19 日(金)に，インターネット調査によって実施した。調査対象は，25 歳以上で，東京 23 区または横浜市に在住し，2 人以上の車を保有する世帯である。調査実数は 618 名である。質問は，Ⅰ回答者の年齢などの属性の他，自動車に対する考え方や利用方法についての質問，ⅡEV を利用したサービスの利用意志に関する質問の二つの部分に大きく分かれる。そしてⅠの質問群への回答結果とⅡへの回答結果を組み合わせることによって，どのような消費者が，EV や，EV を利用したサービスを積極的に利用したいと思っているかを分析する。

2.2 結果の概要

表 S1～S2 と表 1，および文献 [1)]に，どのような人が EV や EV を利用したサービスの利用意志に関するⅡの質問群に肯定的であるかをまとめた。

表 1 質問に肯定的な人の割合（年齢階級別）

		全体	25-39歳	40-54歳	55歳以上
Q22	太陽光システム導入	45.3	48.5	43.7	43.7
Q23	EV導入	44.8	44.2	39.8	50.5
Q24	非常用としてEV	45.6	45.6	42.7	48.5
Q25	今後EV社会になるか	49.4	46.1	44.7	57.3
Q28	超小型モビリティ支持	10	10.2	8.7	11.2
Q29	超小型モビリティ即日宅配支持	9.5	9.7	9.2	9.7
Q30	超小型モビリティ高齢者の通院買い物に有用	47.2	45.1	43.7	52.9
Q32	スマートフォン＋次世代タクシー	13.9	16.0	13.1	12.6
Q33	カーシェアリング	16.5	15.0	16.0	18.4
Q34	乗り捨て可のレンタカー	17.6	16.5	18.4	18.0
Q35	地域コミュニティバス	10.8	11.7	10.2	10.7

		全体	25-39歳	40-54歳	55歳以上
Q26 EV社会になると思う理由	環境に良い	78.7	77.9	82.6	76.3
	蓄電池として	42.6	45.3	42.4	40.7
	非常用電源として	73.4	70.5	76.1	73.7
	使い勝手	14.1	14.7	9.8	16.9
	静音	24.9	13.7	27.2	32.2
	燃料費が経済的	54.1	45.3	53.3	61.9
Q27 EV社会になると思わない理由	航続距離が短いから	44.4	35.1	46.5	53.4
	価格が高いから	62.0	65.8	60.5	59.1
	パワー面が不安だから	26.8	26.1	22.8	33.0
	充電インフラの普及が心配だから	65.2	52.3	73.7	70.5
Q31 超小型モビリティ利用法	買い物通院	43.5	42.7	41.3	46.6
	旅行先	7.3	9.7	4.9	7.3
	駅まで	7.8	10.2	6.3	6.8
	その他	1.1	1.0	0.0	2.4
	利用したくない	40.3	36.4	47.6	36.9

それらによれば，EV や EV を利用したサービスの利用に肯定的な人は，年齢の比較的高い人で，次世代型

自動車を現在持っていたり，買い替えを希望したりしている人たちである。ただし，非常用電源として EV を利用するとか，スマートフォンを活用した次世代型のタクシー利用法など，これまでにはない新しい自動車の使い方には，若い世代の関心も高いと見受けられた。また，自動車を業務で使うなど利用頻度が非常に高い人，月極駐車場を利用している人による支持も大きいと見受けられた。これらの人たちは現状の自動車の使い方に問題意識を感じているものと推測され，それらの人たちによる EV を利用した新たなモビリティ社会への期待もあると見受けられた。

しかし表 S2 によれば，30 代，40 代で，買い物で近距離用に自動車を利用し，手持ちの車を価格重視で選んだという人たちは，将来 EV 社会になるとあまり思っておらず, EV や EV を利用したサービスの役割やメリットへの理解がまだ十分ではないとも考えられた。

3. 次世代自動車の利用意向に関する計量分析結果

3.1 プロビットモデルによる分析方法

EV の保有や EV を利用した新たなモビリティサービスの活用に関する消費者の選択が，どのような要因によってもたらされるかを明らかにするために，離散選択モデルによる分析を行う。研究では，モデルを 2 値変数のプロビットモデルに定式化した。すなわちⅡの質問群に対する回答結果を Yes か No の 2 値選択に置き換えて被説明変数とし，Ⅰの質問群に対する回答結果をしめす説明変数に対して回帰式を推定した。

3.2 計量分析結果

結果の詳細は文献[1)]を参照されたい。有意に得られた結果を中心にその結果をまとめると，現状では，EV を保有するのは環境意識の高いシニア世代である。また 50 歳代以上の人はそれ以下の人に比べて将来 EV 社会になると考える確率が 13.2%ポイント高い。今後 EV の支持層を拡大させるには，セダン/ワゴン以外の車種を希望する人，価格や安全性の点で懸念を持つ人たちにどのように対応していくべきかを考察する必要がある。ただし，EV には用途（非常用電源，超小型モビリティ，様々な形式のモバイルサービス，等）や長所（災害時に対応できる，静音性，燃費，等）において，さまざまな側面があり，各側面を支持する人たちはそれぞれに異なる。自動車を非常によく用いる人たちからは，従来型の自動車の使い方と明確に分離されたモビリティサービス提供手段として EV が期待されているとも読み取れる（超小型モビリティやコミュニティバスなど)。また若い子育て世代からは，スマートフォンの情報と連動させてタクシーやレンタカーを利用したり旅行先で超小型モビリティを楽しんだりなど，従来の車とは異なる EV の使い方に興味が持たれている。

4. 今後に向けて

図 1 は EV とガソリン車を製造するときと運用するとき（自動車の生涯走行距離を 10 万 km として計算した）の CO_2 排出量を図示している。EV については，電力の CO_2 排出原単位が 2010 年と 2012 年のケースについて計算した。ガソリン車については最新モデルの自動車について燃費が最低ケース①と最高ケース②について計算した。ガソリン車がきわめて燃費の良い状態で運用され，火力発電の比率が高い状況が今後も続いた場合には, EV とガソリン車の LC-CO_2 の差が縮まる可能性のあることが示唆される。

我々の最終的な研究目的は，EV の社会的普及がもたらす経済･環境面への効果を予測することであるが，それらの効果は，EV の普及によって消費者の生活がどのように変わるのか―エネルギー消費の量と構成比，EV を利用したサービスの利用などの変更―ということも含めて考察されなければならない。今後は，本研究の結果として明らかになった EV に対する消費者の反応を，図 1 の LCA 分析等に連結させていきたい。

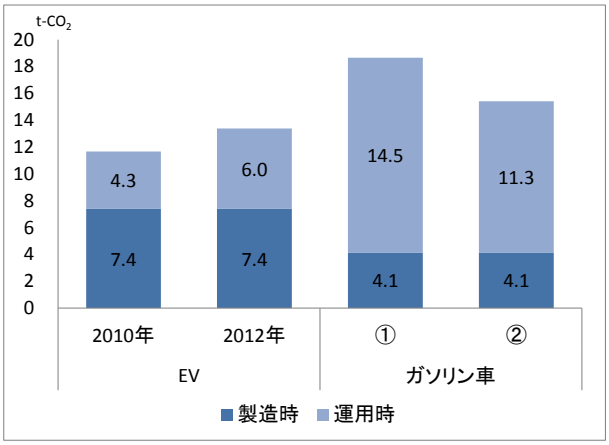


図 1　EV とガソリン車の LC-CO_2 の比較

謝辞

本研究は，平成 23～26 年度科学研究費補助金（基盤研究（B））（課題番号　23310033　研究代表：鷲津明由）の助成の下で実施した。また，アンケート調査質問票の作成，および結果の解釈について，早稲田大学・理工学術院・大聖泰弘教授，廣田寿男教授にアドバイスを頂いた。

引用文献

1)　濱田大器，中野諭，鷲津明由：早稲田大学社会科学総合学術院ワーキングペーパーNo.2013-2, (2013), pp 1-29

Supporting Information

表 S1　質問に肯定的な人の割合：その 1（全体，および回答者の属性に関する質問の選択項目別）

			Q22	Q23	Q24	Q25	Q28	Q29	Q30	Q32	Q33	Q34	Q35
		質問項目	太陽光システム導入	EV導入	非常用としてEV	今後EV社会になるか	超小型モビリティ支持	超小型モビリティ即日宅配支持	超小型モビリティ高齢者の通院買い物に有用	スマートフォン＋次世代タクシー	カーシェアリング	乗り捨て可のレンタカー	地域コミュニティバス
			45.3	44.8	45.6	49.4	10	9.5	47.2	13.9	16.5	17.6	10.8
回答者属性に関する質問	Q1	世帯主年齢	30代50	50代50.4，60代50.7	60代50.7，30代47.2	60代59.9，50代51.9	50代11.6	50代10.9，60代10.6，30代10.2	60代54.2，50代49.6	50代17.1，30代16.5	60代19.7	60代19.0	30代13.1
	Q2	同居人数			2人49.7	2人51.9	4人14.8	4人12.8	3人50.3	4人16.8	2人18.7	2人20.9	4人13.3
	Q3	13歳未満	2人50.9	0人47.9	0人47.4	0人51.8	2人16.7	2人14.8	0人48.9，2人48.1	2人17.6	2人21.3	2人19.4	2人20.4
	Q4	65歳以上	1人46.7	1人53.3	1人57.3	1人56.6，2人53.5	2人18.6	2人16.3	0人47.4	0人14.5	1人21.3	1人18.7	1人13.3
	Q5	免許の保有者			4人53.1，3人48.8	4人59.4，3人55.0	1人14.3	1人15.7	1人58.6，3人52.2	1人20.0	1人25.7	1人22.9	1人14.3，3人13.8
	Q6	有業者人数			2人47.4	0人57.1	0人16.3	0人20.4	2人53.0	0人20.4	0人26.5	0人24.5	0人12.2，1人12.2
	Q7	年間収入	500-750万48.3，1000万以上の34が導入したいと思わない	750-1000万円47.7，250-500万円利用したいと思わない17.6で最少	250万円未満56.3，750-1000万円48.4	250未満56.3，250-500万円55.7	250-500万円15.3	250未満18.8，250-500万13.7	750-1000万円50.3，1000万以上50.7	250万未満25.0	250万未満50.0	250万未満25.0，1000万以上20.1	250万未満31.3
	Q8	最寄りの鉄道駅までの主な交通手段	バス51	バ用52，自転車50	バス55.1	バス60.2，自転車53.2	徒歩10.5	徒歩10.5	バス51.0	バス15.3	徒歩17.3	自転車21.0	
	Q9	最寄りの鉄道駅までの徒歩での時間			5分未満51.8，15-20分50.9	5分未満60.2，20分以上55.3	5分未満15.7	5分未満16.9，15-20分11.6	5分未満54.2	10-15分15.6	5分未満22.9，15-20分21.4	5分未満26.5	15-20分16.1，5分未満14.5
	Q10	新車，中古車			中古車47.7	中古車47.7	新車10.6	中古車10.6	中古車49.2	中古車16.7			
	Q11	今の車は何年目？	車購入5年目55.7	7年目54.5，2年目53.8，1年目52.8	2年目56.9，6年目55.7	6年目57.4，7年目56.4	1年目13.9，5年目13.7	1年目13.9，9年目13.6，10年目12.8	7年目60，11年以上58.4，6年目55.7	1年目22.2，10年目23.1	10年目30.8，1年目，22.2，5年目21.6	10年目28.2，5年目25.5，1年目22.2	1年目19.4，10年目17.9，3年目14.3，11年以上14.3
	Q12	車の分類	普通自動車（2L 超）49.7	普通自動車46.4	普通車49	小型50.4	軽11.3	軽13.2	普通49.7	軽18.9	小型18.4	小型19.1	軽17.0
	Q13	車の原動機	ハイブリッド車58.3	ハイブリッド車72.2	ハイブリッド72.2	ハイブリッド61.1	ハイブリッド22.2	ハイブリッド13.9	ハイブリッド61.1	ハイブリッド16.7		HV22.2	
	Q14	車のタイプ		セダン46.5	セダン51	コンパクト53.5	コンパクト14.0	軽13.2，コンパクト12.4コンパクト12.4	スポーツ51.3，セダン49.5	軽18.9，コンパクト17.8	コンパクト23.3	コンパクト20.2，セダン20.0	軽17.0
	Q15	車の使用頻度	週に4回車使用55.4，休日でない日に毎日53.2	ほぼ毎日50，週4回49.4，ほぼ毎日短距離利用48.4	ほぼ毎日50，週4回49.4，週2回49.2	ほぼ毎日60，週に4回57.8，ほぼ毎日業務57.1	毎日通勤15.0，毎日業務14.3，ごくたま14.3	毎日通勤15.0，ごくたま14.3	毎日通勤65.0，週2回休日52.0	週4回休日18.1，ごくたま15.4	毎日短距離23.3	毎日通勤28.6，週1回決まった曜日22.0	毎日通勤20，毎日短距離13.3，ごくたま13.2
	Q16	車の使用目的	業務51.1，家族の送迎48.9，通院48.9	業務48.9，通院47.8	買い物45.7	業務53.3，送迎51.1	送迎12	通勤11.3，業務11.1	業務51.1，レジャー49.9，通院48.9	送迎14.2	送迎20.1	業務20.0	送迎12.4
	Q17	車の1日の平均的な走行距離	10-20km　53.2	10-20km50.6，30km以上46.6	10-20km50.6	30km以上58.6，10-20km51.9，5-10km51.5	5-10km12.2，10-20km11.4	20-30km12.3	10-20km53.2，20-30km50.9，30km以上50	20-30km17.5，10-20km15.2	20-30km21.1	20-30km28.1	20-30km15.8
	Q18	車の昼間状態	勤務先駐車54.8	勤務先駐車61.3	勤務先51.6	勤務先54.8	月極め10.7，自宅10.4	月極め10.7	勤務先48.4	月極18.3	月極22.9	月極22.9	月極16.0
	Q19	車の選定理由	安全性50.9，環境性能53.2，ブランド52.4	環境性能54.8，安全性50.3，パワー47.7，燃費47.3	環境性能54.8，ブランド49.4，安全性49.1	安全性57.1，環境性能56.5，燃費53.8，パワー52.8，デザイン50.8，価格50.4	燃費11.8，価格11.4，安全性11.4	年費11.8，価格10．0，安全性10.3	環境性能56.5，パワー56.4	安全性15.4，環境性能14.5	燃費19.4，環境性能19.4，価格18.2	燃費20.4	パワー12.0，価格11.7
	Q20	乗り換え希望車種	ハイブリッド車58.7	EV導入96.3，PHV66.7	EV88.9，PHV73.8	EV77.8，PHV64.3，HV58.3	PHV16.7，EV14.8，HV12.8	EV14.8，HV11.9	PHV64.3，EV55.6，HV51.9	EV22.2，HV17.0	EV 25.9，HV21.7	HV20.9	EV22.2，HV 13.6
	Q21	乗り換え希望タイプ	セダン50.5	セダン52	セダン54.9	セダン52	軽14.3，セダン13.2	軽16.7，セダン11.3	スポーツ59.3，セダン51.0	軽19.0	軽23.8，コンパクト23.9	軽23.8，コンパクト20.9	軽16.7

表 S2　質問に肯定的な人の割合：その 2（全体，および回答者の属性に関する質問の選択項目別）

			Q26 EV社会になると思う理由							Q27 EV社会になると思わない理由					Q31　超小型モビリティ利用法				
		質問項目		環境に良い	蓄電池として	非常用電源として	使い勝手	静音	燃料費が経済的		航続距離が短いから	価格が高いから	パワー面が不安だから	充電インフラの普及が心配だから	買い物通院	旅行先	駅まで	その他	利用したくない
			思うと答えた人の最多層	78.7	42.6	73.4	14.1	24.9	54.1	思わないと答えた人の最多層	44.4	62.0	26.8	65.2	43.5	7.3	7.8	1.1	40.3
回答者属性に関する質問	Q1	世帯主年齢	60代	50代	30代	50代	50代	50代	60代	30代，40代	50代	40代	60代	50代	60代79.3	30代	30代	60代	40代45
	Q2	同居人数	4人	2人	5人	3人	2人	2人	5人	4人	4人	6人	6人	2人	5人50	4人	6人		6人55.6
	Q3	13歳未満	0人	2人	2人	0人	0人	0人	0人	0人	2人	2人	0人	0人	2人47.2	3人11.1	1人		3人50.0
	Q4	65歳以上	0人	0人	0人	1人	0人，1人	1人	2人	0人	2人	2人	2人	0人	2人48.8	1人	2人		1人42.7
	Q5	免許の保有者	2人	3人	4人	4人	1人	4人	4人	2人	4人	3人	4人	1人	1人50	1人8.6	3人12.5	4人3.1	4人56.3
	Q6	有業者人数	1人	1人	3人	2人	1人	0人	3人	1人	3人	1人	2人	0人	1人47.2	2人9.9	3人11.4	3人2.9	3人60.0
	Q7	年間収入	500-750	250-500	1000以上	1000以上	1000以上	250万未満	251万未満	500-750万円	1000万-	750-1000万	750-1001万	1000万-	500-750万円48.8	250-800万円10.7	750-1000万円9.7		250未満50.0
	Q8	最寄りの鉄道駅までの主な交通手段	徒歩	自転車	自転車	自転車	自転車	バス	自転車	徒歩	徒歩	自転車	自転車	徒歩	自転車51.6		バス12.2，自転車11.1		自動車54.5
	Q9	最寄りの鉄道駅までの徒歩での時間	5-10分	20分以上	5-10分	5分未満	15-20分	20分以上	20分以上	5-10分	5分未満	20分以上	5-10分	5分未満	5分未満45.8	5分未満10.8	15-20分14.3，20分以上11.8		5-10分43.7
	Q10	新車，中古車	新車	新車	中古車	中古車	中古車	中古車	中古車	新車	新車	新車	新車	新車	新車44.4	中古車9.1			中古車41.7
	Q11	今の車は何年目？	11年以上	0年	1年	3年	5年	3年目	3年目	3年目	8年目	0年目	6年目	4年目	1年目55.6，6年目52.5	4年目20.8，2年目12.3	101年目12.8，0年目12.5	6年目3.3	0年目4.7．9
	Q12	車の分類	普通	普通	軽	普通	軽	小型	小型	普通	普通	軽	軽	小型	軽49.1	普通8.1	普通8.4		小型41.4
	Q13	車の原動機	ガソリン	ガソリン	ハイブリッド	ハイブリッド	ガソリン	ガソリン	HV	ガソリン	HV	HV	HV	HV	HV63.9，PHV66.7				ガソリン40.9
	Q14	車のタイプ	セダン	ミニバン	軽	セダン	スポーツ	セダン	スポーツ	セダン	スポーツ	コンパクト	軽	スポーツ	軽49.1，コンパクト48.1	ミニバン11.2		スポーツ2.6	ミニバン41.8
	Q15	車の使用頻度	週2回	ほぼ毎日短距離，週に4回	週4回	ほぼ毎日，ほぼ毎日業務，週4回	週に1回	毎日業務	毎日短距離	週2回	毎日業務	毎日通勤	毎日業務	ほぼ毎日	週1回決まった曜日49.2	ほぼ毎日通勤15.0，ごくたま9.9	週4回13.3，毎日短距離11.3	週2回2.0	毎日業務50
	Q16	車の使用目的	買い物	通院，レジャー	通勤，通院	通院，送迎	通院	通院	業務	買い物	業務	通勤	業務	業務	買い物44.6	通勤9.9	通院12.2，送迎9.9	業務2.2	通院41.1
	Q17	車の1日の平均的な走行距離	5-10km	10-20km	10-20km	5km未満	5-10㎞	5km未満	30km以上	5-10km	5-10km	5-10km	5-10km	20-30km	5-10km52	30km以上12.1	20-30km10.5	20-30km3.5	5km未満53.0
	Q18	車の昼間状態	自宅	月ぎめ	自宅	自宅	勤務先	自宅	勤務先	自宅	勤務先	勤務先	月極め	勤務先	自宅45，勤務先45.2	月極12.2	勤務先9.7		自宅40.4
	Q19	車の選定理由	価格	環境性能，ブランド	燃費，パワー	環境性能，燃費，安全性	パワー	ブランド	ブランド	価格	安全性	価格	安全性	環境性能	燃費48.4	デザイン8.7，パワー8.2，その他13.3	パワー8.7，その他8.9	安全性2.3，その他2.2	ブランド42.4
	Q20	乗り換え希望車種	ハイブリッド	EV	ハイブリッド	ハイブリッド	PHV	PHV	HV	ガソリン	PHV，ディーゼル	HV	ディーゼル	HV	EV66.7，HV51.9，PHV57.1	ガソリン8.5	EV11.9，HV9.8	EV3.7，その他9.1	ディーゼル52.6
	Q21	乗り換え希望タイプ	セダン	ミニバン	軽	セダン	軽	セダン	コンパクト	セダン	スポーツ	コンパクト	ミニバン	スポーツ	軽47.6，コンパクト50	ミニバン10.6，その他21.4	スポーツ16.7	その他7.1	ミニバン43.5

は最多層が最も支持した回答

関西電力管内を対象とした電力需要シナリオの作成

Describing Scenarios of Regional Electricity Demand in Kansai Area

○倉橋直人[1)]、岩生直己[1)]、木下裕介*[1)]、福重真一[1)]、梅田靖[2)]、山口容平[1)]、下田吉之[1)]
Naoto Kurahashi, Naoki Iwai, Yusuke Kishita, Shinichi Fukushige,
Yasushi Umeda, Yohei Yamaguchi, Yoshiyuki Shimoda
1) 大阪大学, 2) 東京大学
* kishita@ceids.osaka-u.ac.jp

1. はじめに

近年、持続可能社会の実現に向け、太陽光発電パネル(PV)やクリーンエネルギー自動車(CEV)などの新たなエネルギー機器が開発されている。しかし、このようなエネルギー機器の普及は、環境政策や消費者の環境意識、電力価格などの様々な不確実な要因により影響を受けるため、将来の正確な普及量を予測することはできない。一方で、PV や CEV などのエネルギー機器の普及は、将来の電力需要の変動要因であり、その影響は明確化されるべきである。

これらの課題に対し、本研究では、エネルギー機器の普及による将来の電力需要の変化を分析するために、電力システムに起こり得る複数の将来を描いたシナリオ(本研究では、地域電力需要シナリオと呼ぶ)を作成することを目的とする。特に本研究では、2030 年時点の関西電力管内を対象としたシナリオを作成する。本研究で作成するシナリオでは、普及する機器として、普及が電力需要に与える影響が大きいと考えられる PV、CEV を想定する。

2. アプローチ

本研究では、電力システムを取り巻く様々な状況を叙述的に表したシナリオ文書を作成する。さらに、シナリオ文書に基づき、以下の 2 点を推計する。

i) エネルギー機器の普及量
ii) i)で推計した機器普及量に基づく電力需要

シナリオ文書作成のために、著者らが提案したフォアキャスティング型シナリオ作成手法[1)]を用いる。この手法では、起こり得る将来を不確実性および影響度の大きな要因(これをキードライバーと呼ぶ)の状態によって切り分け、複数の社会状況を想定する。

課題 i)に対して、長期的な製品の普及を消費者の選好に基づいて推計するために、製品普及予測モデル[2)]を用いる。製品普及予測モデル[2)]は、過去の製品普及に関する統計データ、市場における製品の潜在的な普及量、消費者の選好に基づいて、将来の製品普及量を推計する。本研究では PV に対する消費者選好データを得るために、PV に関するアンケート調査を実施した。アンケートの概要を SI に示す。

課題 ii)に対して、これまでに構築してきた民生部門次世代電力需要モデル[3)]を用いることで、将来の電力需要を推計する。民生部門次世代電力需要モデル[3)]は、ある地域を想定して、地域の世帯数、業務建築延床面積、消費者行動や機器性能に基づき、PV と CEV の普及を反映した民生部門の電力需要を推計する。

3. 関西電力管内電力需要シナリオの作成

3.1 シナリオ文書の作成

フォアキャスティング型シナリオ作成手法[1)]に基づいて、関西電力管内を対象とした電力需要シナリオを作成した。シナリオの対象は、2030 年の関西電力管内の民生(家庭・業務)および産業部門である。ブレインストーミングにより、「PV・CEV の普及量」および「原子力発電への依存度」をキードライバーとした。キードライバーの状態に応じて記述したストーリーラインを図 S1 に示す。シナリオ A、B では、PV・CEV の普及が進んだ社会を、シナリオ C、D は比較的 PV・CEV の普及が進まない社会を描いた。また、シナリオ A、C は原子力発電への依存度が相対的に低い社会を、シナリオ B、D は、原子力発電への依存度が相対的に高い社会を描いた。

3.2 機器普及量・電力需要の推計

3.1 で記述した各シナリオにおいて、PV、CEV の普及量と、家庭・業務・産業部門の電力需要を算出する。2030 年時点の家庭部門の電力需要は、世帯数の減少[4)]に比例して減少するものとした。また、2030 年時点における業務建築(事務所、店舗、飲食、宿泊、医療)の延床面積は就業者数の減少[4)]に比例して減少するものとした。特に医療施設の延床面積は高齢者(65 歳以上)人口[4)]に比例して増加するものとした。産業部門の電力需要は、関西電力管内の全電力需要の実績値[5)]から、民生部門次世代電力需要モデルより得られる家庭・業務部門の電力需要を差し引くことで推計する。将来の産業部門の電力需要は、GDP 成長率に基づき推計する。2030 年の GDP として、文献[6)]の基本 1 シナリオ(生産性が先進国平均並みに回復すると仮定したシナリオ)

を参照した。想定した各条件を表 S4 に示す。

2030 年時点の CEV および PV の普及量を推計するために、製品普及予測モデル [2]によるシミュレーションを行う。消費者の選好を考慮するために、普及する CEV として、HV(ハイブリッド自動車)、PHEV(プラグインハイブリッド自動車)、BEV(バッテリー電気自動車)を想定した。特に、PHEV と BEV は充電のための電力需要が発生する。各シナリオの電源構成から想定した、需要家における CO2 削減の必要度合いに基づいて、文献 [7]の次世代自動車の普及ケース(高位・中位・低位)の各種 CEV の占める割合を各シナリオに対し、A：高位、B：中位、C・D：低位と対応づけ、CEV の普及量を推計した。PV の普及量は、各シナリオで想定した PV 導入に伴う初期投資額および投資回収年を許容できる消費者の割合をアンケートより算出し求めた。

普及シミュレーション結果と 2012 年時点の普及量を表 1 に示す。CEV、PV の普及が最も多い A シナリオでは、充電が必要な PHEV、BEV が全乗用車の 11%を占め、PV は戸建住宅の 65%に普及する。

表 1 の普及シミュレーション結果に従い、電力需要を推計した。2030 年の夏期のある 1 日における電力需要を図 1 に示す。総電力需要量(PV 無)に対する PV 発電電力量の割合は、2.6%(D シナリオ)から 11.2%(A シナリオ)とシナリオ間の差が大きい。一方で、総電力需要量(PV 無)に占める PHEV、BEV による電力需要量は、最大でも 0.8%(A シナリオ)であり、CEV による電力需要への影響は PV に対して小さいことがわかる。

4. 考察

本シナリオでは、電力需要の増加要因として GDP 成長、高齢者数増加、EV の普及を想定したが、2012 年と 2030 年の電力需要変化に着目すると、1 日の電力需要(PV を含まない)は、各シナリオで 25GWh 程度減少している(図 1 参照)。よって、世帯数および就業者数の減少による民生部門の電力需要の減少は、GDP の成長などの電力需要の増加要因よりも、電力需要変化に対して支配的であることがわかる。

5. まとめ

本稿では、関西電力管内を対象としたシナリオを記述することで、複数の社会状況における電力需要の変化を推計した。今後の課題としては、電力需給バランスの分析、環境性、経済性の評価が挙げられる。

本研究の成果は経済産業省(METI)蓄電複合システム化技術開発「蓄電池を用いたエネルギーマネジメントシステム性能評価モデルの開発」（大阪大学・東京大学：代表下田吉之）の結果得られたものである。

表 1 製品普及シミュレーション結果

シナリオ	乗用車(台)				PV (GW)
	GV	HV	PHEV	BEV	
2012	7,546,602	259,816	2,300	8,344	1.0
A	6,408,582	407,535	252,105	593,290	12.6
B	6,541,892	421,913	36,165	661,542	7.5
C	7,115,669	420,317	33,840	91,686	3.4
D	7,115,669	420,317	33,840	91,686	2.9

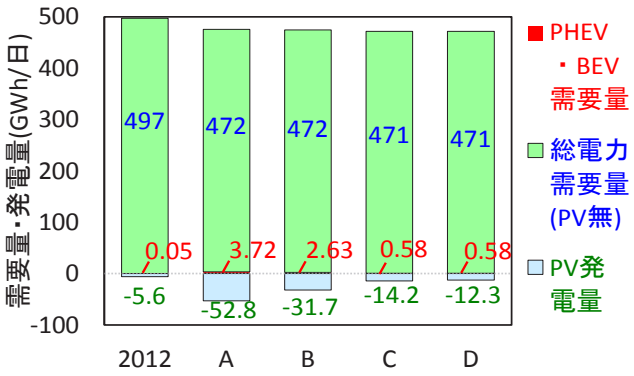


図 1 電力需要シミュレーション結果

引用文献

1) 和田春菜, 木下裕介, 水野有智, 福重真一, 梅田靖: “精密工学会春季大会学術講演会”, 埼玉, (2010), pp.175-176
2) 松本光崇, 近藤伸亮, 藤本淳, 梅田靖, 槌屋治紀, 増井慶次郎, 李賢映: エネルギー・資源学会論文誌, 29 (3), (2008), pp.49-55
3) 岩生直己, 倉橋直人, 木下裕介, 山口容平, 梅田靖: “第 8 回日本 LCA 学会研究発表会”, 草津, (2013), pp.102-103
4) 国立社会保障・人口問題研究所: “日本の地域別将来推計人口（平成 25 年 3 月推計）”, 国立社会保障・人口問題研究所, (オンライン), 入手先 <http://www.ipss.go.jp/pp-shicyoson/j/shicyoson13/t-page.asp>, （参照 2013-12-20）
5) 関西電力: “過去の電力使用実績データ”, 関西電力, (オンライン), 入手先 <http://www.kepco.co.jp/corporate/energy/supply/denkiyoho/download.html>, （参照 2013-12-20）
6) 日本経済団体連合会 21 世紀政策研究所: “グローバル JAPAN2050 - 2050 年 シミュレーションと総合戦略 -”, (2012)
7) 環境省: “自動車 WG とりまとめ”, (2012)

Supporting Information

1. アンケート

本研究では、太陽光発電パネル(PV)に対する消費者選好データを得るために、アンケートを実施した。アンケートの質問項目および結果の概要を表 S1 から表 S3 に示す。

表 S1 アンケート調査の概要

調査期間	2013 年 12 月 2 日～2013 年 12 月 10 日
調査対象者	現在戸建住宅を所有、または購入予定で、関西(大阪・京都・兵庫・奈良・滋賀・和歌山)に在住の 20～60 歳代の一般消費者
調査方法	WEB アンケート調査
回収サンプル数	1,141 人

表 S2 アンケート調査 質問項目(一部)

質問項目	Q1) 太陽光発電パネル(PV)の所有状況 Q2) 太陽光発電パネルを住宅に設置する際の初期費用の限度額 Q3) 太陽光発電パネルを住宅に設置する際の投資回収期間の限度 Q4) コンジョイント分析用質問: 「(1)機器の導入に必要な初期費用(4 水準)、(2)年間の光熱費削減額(4 水準)、(3)メーカー保証期間(4 水準)」の組み合わせによって得られる複数の太陽光発電パネルに対して、購入したいと考える太陽光発電パネルを順位付けしてもらう

表 S3 太陽光発電パネルに対する消費者選好データ (アンケート Q4 より)

属性	選好重み係数 (平均値)
機器の導入に必要な初期費用	-0.0329 (ポイント/万円)
年間の光熱費削減額	0.2164 (ポイント/万円)
メーカー保証期間	0.0156 (ポイント/年)

2. ストーリーライン

図 S1 に関西電力管内電力需要シナリオのストーリーラインを示す。各シナリオにおける原子力発電所の依存率(図 S1 中の 1 シナリオ、2a シナリオ、3a シナリオ、4c シナリオ)は、荻本らの作成した電源構成シナリオ [S1]を参照している。

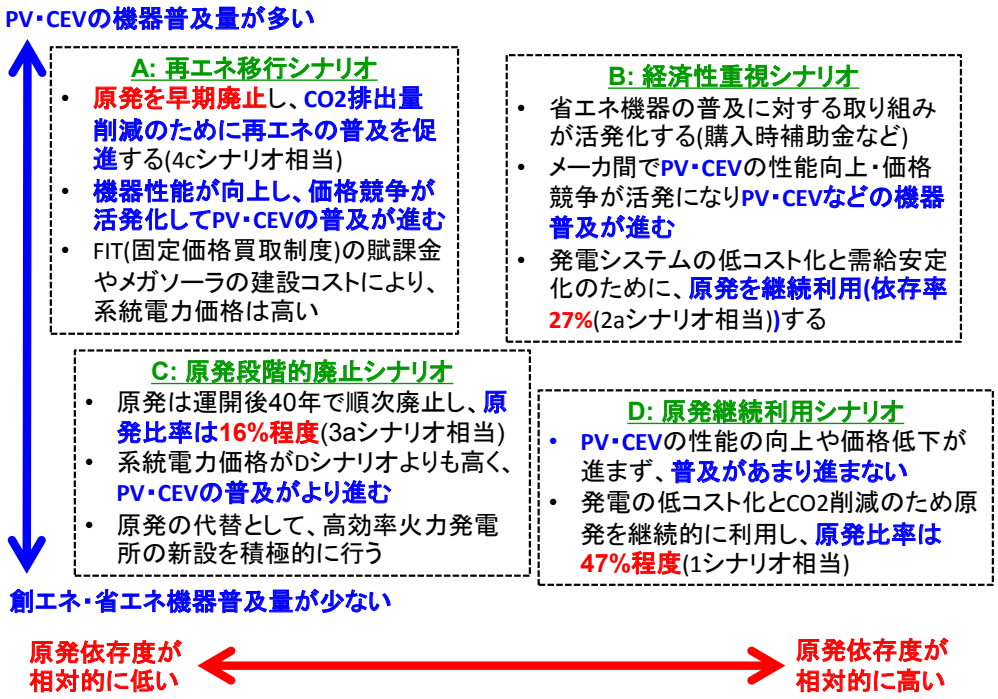


図 S1 ストーリーライン

3. 2012 年および 2030 年において想定した条件

家庭部門、業務部門、産業部門の電力需要推計の際に、想定した条件を表 S4 に示す。人口、世帯数、就業者数、高齢者(65 歳以上)人口は、国立社会保障・人口問題研究所の推計 [4]に基づく。GDP は、日本経済団体連合会の推計 [6]に基づいて算出した。

表 S4 2012 年および 2030 年において想定した条件

	人口 (人)	世帯数 (世帯)	就業者数 (人)	高齢者(65 歳以上) 人口 (人)	GDP (billion PPP USD)
2012 年	20,903,173	8,286,254	9,934,204	4,793,947	4,085
2030 年	19,042,205	7,836,451	8,900,000	5,965,808	4,378
各項目の 2012 年に対する 2030 年の変化割合	-8.9%	-5.4%	-10.4%	+24.4%	+7.2%

4. Supporting Information 中の引用文献

S1) 荻本和彦, 片岡和人, 池上貴志, 宇田川佑介, 赤井誠: “エネルギー・資源学会 第 29 回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス講演論文集”, 東京, (2013), pp. 1-4

集合住宅向け燃料電池の普及シナリオ作成

Describing Scenarios of the Diffusion of Fuel Cell Cogeneration Systems for Apartment Buildings

○中村恭明[1)]、木下裕介*[2)]、毛笠明志[3)]、久角喜徳[3)]、堀司[3)]、福重真一[1)]、梅田靖[4)]
Yasuaki Nakamura, Yusuke Kishita, Akeshi Kegasa, Yoshinori Hisazumi, Tsukasa Hori, Shinichi Fukushige, Yasushi Umeda
1) 大阪大学大学院工学研究科, 2) 大阪大学環境イノベーションデザインセンター,
3) 大阪大学大学院工学研究科大阪ガス共同研究講座, 4) 東京大学大学院工学系研究科
* kishita@ceids.osaka-u.ac.jp

1. 緒言

低炭素社会に向けて様々な省エネ機器が提案されている。その1つに家庭用コージェネレーションシステム(コジェネ)がある。コジェネは、発電時に出る排熱を温水の生成などに利用することで、エネルギー利用効率を向上させる。コジェネの導入による省エネ効果を評価した既存研究は数多くあるが、コジェネの普及や、普及した結果が地域に与える影響を分析した研究はほとんどない。

本論文では、将来の社会変化がコジェネの普及に与える影響とコジェネの普及が地域の環境性(特に CO_2 排出量)に与える影響を分析するためのシナリオ(普及シナリオ)を描く。なお、本論文で対象とするコジェネは、普及の初期段階にある集合住宅向けの SOFC (Solid Oxide Fuel Cell) とする。

2. アプローチ

普及シナリオを描くために、消費者選好に基づいて製品の普及を推計するための製品選択予測モデル[(1)]を用いる。また、様々な家庭用エネルギーシステムの環境性や経済性を評価するため家庭用エネルギーシステム評価モデルを構築する。さらに、消費者の選好要素(初期費用、光熱費など)に対する重要度を定量化するため、アンケート調査に基づくコンジョイント分析を行う。

2.1 製品選択予測モデル[(1)]

製品選択予測モデルは、製品の普及パターンを表現するロジスティック曲線モデルと消費者にとって製品の価値を定量評価できる消費者選好モデルを統合したものである。

2.2 家庭用エネルギーシステム評価モデル

家庭用エネルギーシステム評価モデルでは、家庭用エネルギーシステムの構成要素を、空調、給湯、創エネ・省エネ機器(太陽光パネル(PV)、SOFCなど)、厨房の4種類から構成する。本論文では代表的なシステムとして、(a) 創エネ・省エネ機器を導入しない BaU(Business as Usual)システム、(b) SOFC、デシカント空調、PV、太陽熱温水器を導入した SOFC システム、(c) PV を導入したオール電化システム、の3種類をモデル化し、各システムの光熱費や CO_2 排出量を計算する。

3. ケーススタディ

将来社会における燃料電池の普及台数と、燃料電池の普及による地域の CO_2 排出量の変化を分析するため、2030年の将来を想定して関西2府4県の集合住宅を対象にケーススタディを行う。

3.1 想定する将来社会

原発依存率により各世帯の光熱費や CO_2 排出量は大きく変わる。そこで政府のエネルギー政策[(2)]に基づき 2030 年の原発の電力供給量に占める割合が(A) 0%、(B) 15%、(C) 25%となる将来社会を想定する。また SOFC と PV のロードマップ[(3)]をもとに将来の性能向上と価格の低下を仮定する。具体的には 2013 年時点と比較し、2030 年時点での SOFC の発電効率を 42%→50%(高位発熱量)、貯湯ユニット込の初期費用を 270 万円→50 万円、PV の効率を 18%→25%、価格を 70 万円/kW→21 万円/kW と仮定する。さらに、PV と SOFC の余剰電力はともに系統に逆潮・売電できるとする。

3.2 コンジョイント分析

コンジョイント分析のため、集合住宅の購入意向を持つ関西在住の人々を対象にインターネットによるアンケート調査を行った。ここでは、コンジョイント分析の選好要素を機器の導入時の初期費用、システム導入後の光熱費、CO_2 排出量の 3 種類とした。分析の結果、消費者にとって初期費用を 10 万円削減することは、光熱費を 2,760 円/月削減すること、または、CO_2 排出量を 2.7kgCO_2/日削減することと等価であることがわかった。

3.3 シミュレーション結果

将来社会(A)～(C)のもとで、2.2 節の 3 種類のシ

ステム(a)～(c)の光熱費と CO_2 排出量、および、SOFC 普及量、普及後の CO_2 排出量を計算する。

3.3.1 家庭用エネルギーシステム評価結果

家庭用エネルギーシステム(a)～(c)の光熱費と CO_2 排出量を評価した結果は以下のとおりである。(b)SOFC システムと(a)BaU システムの CO_2 排出量の差は、(a)を基準としたとき、(A)シナリオで 41%、(B)シナリオで 32%、(C)シナリオで 28%となった。また、(b)と(a)の光熱費の差は、(A)シナリオで 51%、(B)および(C)シナリオで 48%となった。同様に、(c)オール電化システムと(a)BaU システムの CO_2 排出量の差は、(A)シナリオで 15%、(B)シナリオで 19%、(C)シナリオで 21%となり、光熱費の差は(A)シナリオで 11%、(B)および(C)シナリオで 13%となった。CO_2 排出量の計算方法には様々な考え方があるが[4]、本論文では、電力の逆潮を伴う場合も含め、(a)～(c)のいずれのシステムを導入した場合でも各シナリオでの電源構成比率は変化しないものと計算した。

3.3.2 SOFC システム普及推計結果

図 1 に SOFC システム普及台数の推計結果を示す。2013～2030 年の新築集合住宅の累積着工件数 235 千世帯[5]に対し、2030 年時点で(A)シナリオで 37 千台(着工件数の 16%)、(B)および(C)シナリオで 32 千台(同 13%)に普及する。(A)シナリオと(B)、(C)シナリオで普及台数に差が出た理由は、シナリオ間で BaU システムと SOFC システムの光熱費の差が異なるからである。一方で、原発依存度が増える(B)、(C)シナリオでは、BaU システムと SOFC システムの CO_2 排出量の差が異なるが、普及台数に差がない。このことから SOFC の普及には光熱費の影響が大きく、CO_2 排出量の影響は小さい。

3.3.3 CO_2 排出量試算結果

図 1 の普及台数をもとに、地域の CO_2 排出量変化を分析する。仮に関西の集合住宅全て(124 万世帯[5])が BaU システムを導入した場合と、図 1 のように SOFC が普及した社会における CO_2 排出量を比較すると、その差は(A)シナリオで-151t/日(124 万世帯が BaU システムであった場合の総 CO_2 排出量に対して 1.2 %)、(B)シナリオで-91t/日(同 0.80%)、(C)シナリオで-74t/日(同 0.70%)となった。

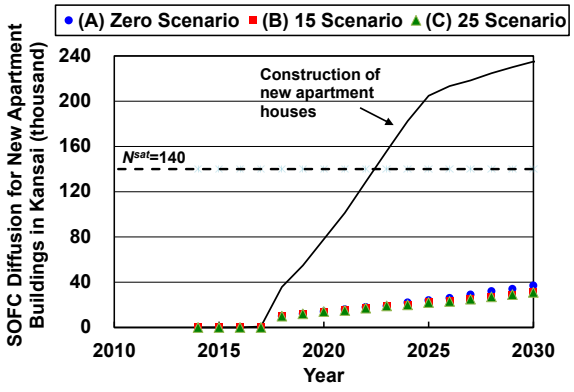


図 1 SOFC の普及台数

3.4 感度分析

SOFC の普及には光熱費の影響が大きいことが明らかになったので、光熱費の要因の一つである系統電力価格が変化した際の感度分析を行った。分析では、(A)シナリオをベースとして、系統の電力価格が 0.80 倍～1.4 倍に変化した場合を想定した。その結果、系統電力価格が 0.80 倍、1.2 倍、1.4 倍となったとき、SOFC の普及台数はそれぞれ、0.78 倍、1.1 倍、1.2 倍となった。このように普及台数が系統電力価格の変化に対して比例しないのは、多様な消費者選好に基づく推計によるものである。

4. 結言

本論文では、コジェネの普及が地域の環境性に与える影響を分析するために、集合住宅向け SOFC の普及シナリオを描いた。ケーススタディでは製品選択予測モデル、家庭用エネルギー評価モデルを用いて、SOFC の普及台数、普及した後の CO_2 排出量を計算した。その結果、SOFC が関西の集合住宅を対象に 3.2～3.7 万台普及した場合、関西の全集合住宅に対する CO_2 排出量が 0.70～1.2%少なくなることを示した。今後の課題として、機器の性能が変化した際の分析が挙げられる。

本論文の執筆にあたり大阪ガス(株)エネルギー技術研究所若林努氏より有益なコメントを頂いた。

引用文献

1) 松本光崇ほか: エネルギー・資源学会誌, Vol.29, No.3(2008), pp.49-55
2) エネルギー環境会議: エネルギー環境に関する選択肢, http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-110/mat01_1.pdf （参照 2013-12-20）
3) 新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO), 固体酸化物形燃料電池ロードマップ, http://www.nedo.go.jp/content/100086291.pdf, （参照 2013-12-20）
4) 環境省, 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル: 第Ⅲ編温室効果ガス排出量の報告方法 http://ghg-santeikohyo.env.go.jp/manual （参照 2013-12-20）
5) 木下裕介ほか: “第 23 回設計工学・システム部門講演会”, 東京, (2013)

消費者のライフサイクル思考支援のためのシナリオ分析ツールの開発

Development of Scenario Analysis Tool for Supporting Consumers' Life Cycle Thinking

○上原恵美*[1)]、中谷隼[1)]、平尾雅彦[1)]
Emi Kikuchi-Uehara, Jun Nakatani, Masahiko Hirao
1) 東京大学
* e-uehara@pse.t.u-tokyo.ac.jp

1. 緒言

持続可能社会の実現に向けて、消費者による環境に配慮した製品選択や日常行動の実践が求められている。消費者の環境配慮行動の促進を目的として様々な情報提供が行われているが、従来の画一的な情報提供では多様化するライフスタイルに応じた最適な環境配慮行動を提示することが難しい。消費者が自身の固有条件を考慮して環境配慮行動を設計するためには、ライフサイクル思考（LCT）能力を獲得するための早期からの教育と、日常生活においてLCT能力を発揮するための適切な情報提供が必要となる。

本研究では、消費者のLCT支援を目的とした情報提供システムの構築を目的とする。システムの設計を目的として、消費者が環境配慮行動を実行に移すメカニズムを、環境配慮に対する関心と環境情報に対する信頼という2つの側面から分析した。さらに、LCTを支援し環境配慮行動に対する関心を高めることを目的として、買い物におけるレジ袋とマイバッグの選択を例としたシナリオ分析ツールを実装した。

2. 環境配慮に対する関心と情報に対する信頼

消費者の環境配慮行動の実行意図に影響を与える成分として、環境配慮に対する関心、及び、環境情報に対する信頼の存在を仮定し、Webアンケートを利用したデータ収集・分析により検証を行った。

2.1. 環境情報の信頼モデル

消費者が環境配慮型行動を検討する際、製品の環境情報等の判断材料となる情報に対する信頼が行動選択に影響を与えると考えられる。リスクに関する研究領域において、リスク管理機関に対する信頼には、管理機関への能力認知と公正さ認知という2つの成分が影響を与えるとする伝統的信頼モデルと、管理機関がある問題をとらえる際に重要視することがらの自身との類似性認知が影響を与えるとする主要価値類似性モデル（SVSモデル）が提案されている。さらに、対象となる問題への関心が低い場合には伝統的信頼モデルが、関心が高い場合にはSVSモデルがよくあてはまるとする既往研究[1)]も存在する。

2013年12月13日～16日に実施したWebアンケートにより、環境配慮に対する関心を問う質問と、環境ラベルを例とした環境情報に対する信頼を問う質問、及び、環境ラベルの認知に関する質問を行い、1522件の有効回答を得た。質問項目をSIに示した。

関心を問う質問（Q1）に対する回答結果をもとに、回答者を高関心群と低関心群に分け、環境ラベルに対する信頼（Q3-1）を従属変数とし、(a)4つの環境ラベルの重要性評価（Q2-1～2-4）を独立変数とした場合、(b)環境ラベルの認定者の能力・公正さ・価値類似性評価（Q3-2～Q3-4）を独立変数とした場合の2種類の重回帰分析を実施した。前者の結果を表1(a)に、後者の結果を表1(b)に示した。

(a)に関しては、高関心群ではラベル表示製品の環境影響削減効果とラベル導入に伴う企業の環境配慮促進

表1　環境配慮に対する関心の異なる群ごとの(a) 環境ラベルの重要性評価と信頼との関係 (b) ラベル認定者の能力・公正さ・価値類似性評価と信頼との関係

(a)	R^2	独立変数							
		手続きの評価				価値の評価			
		ラベル認定者の能力（Q2-1）		ラベル認定手続きの公正さ（Q2-3）		環境影響削減に対する有効性（Q2-2）		企業の環境配慮促進に対する有効性（Q2-4）	
従属変数		β	t	β	t	β	t	β	t
高関心群:信頼	0.29	7.9E-02	2.1E+00 *	−2.8E-03	−6.6E-02	2.4E-01	6.2E+00 ***	2.8E-01	6.8E+00 ***
低関心群:信頼	0.34	3.3E-01	3.6E+00 ***	2.6E-01	2.7E+00 **	−1.3E-01	−1.4E+00	1.6E-01	1.7E+00

(b)	R^2	独立変数					
		能力（Q3-2）		公正さ（Q3-3）		価値類似性（Q3-4）	
従属変数		β	t	β	t	β	t
高関心群:信頼	0.52	2.7E-01	9.5E+00 ***	1.4E-01	3.9E+00 ***	3.9E-01	1.1E+01 ***
低関心群:信頼	0.78	3.8E-01	5.8E+00 ***	2.9E-01	5.7E+00 ***	2.7E-01	3.9E+00 ***

β：標準偏回帰係数、t:t値、有意水準:*p <.05, **p <.01, ***p <.001

効果の標準偏回帰係数が有意であったのに対し、低関心群ではラベル認定者の能力と認定手続きの公正さの標準偏回帰係数が有意であった。(b)に関しては、両群において能力・公正さ・価値類似性評価の偏回帰係数が有意であったが、高関心群では価値類似性評価が信頼に与える影響が、低関心群では能力評価が信頼に与える影響が相対的に大きかった。以上の結果は、環境配慮に対する関心が高い場合には環境ラベルの価値に対する評価がラベル認定者の信頼に強く影響し SVS モデルに近い信頼モデルとなるのに対し、関心が低い場合には環境ラベル認定の手続きに対する評価が信頼に強く影響し伝統的信頼モデルに近い信頼モデルとなることを示している。

2.2. 関心と信頼に応じた環境ラベルの認知

環境配慮に対する関心、及び、環境情報に対する信頼の程度が、消費者が環境配慮行動の実行意図に与える影響を分析するために、Q1 及び Q3-1 の回答結果をもとに回答者を関心・信頼の異なる 4 つの群に分け、第三者認証の環境ラベル、自社基準に基づく環境ラベル、より定量的な環境情報を示した環境ラベルの 3 種類のラベルに対する認知の違いを分析した。結果を表 2 に示した。

各ラベルを表示した製品とラベルのない製品とのどちらを買いたいと思うかを尋ねる質問（Q4-1～4-3）については、高関心・高信頼群では種類に関係なくラベル表示製品を選んだ回答者の割合が他の群に比べ大きかったのに対し、低関心・低信頼群では、ラベルを表示した製品とラベルのない製品を選んだ割合がほぼ同じであった。一方、異なるラベルを表示した製品のどちらを買いたいと思うかを尋ねる質問（Q5-1～5-3）については、低関心・高信頼群では第三者認証ラベルを選んだ回答者の割合が他の群に比べ大きかったのに対し、高関心・低信頼群では定量的な環境情報を選ぶ割合が比較的大きかった。以上の結果は、消費者の関心と信頼が環境情報の認知に影響を与え、製品選択という行動にまで影響を及ぼし得ることを示唆している。

表 2　環境配慮に対する関心・環境ラベルに対する信頼の異なる群ごとの環境ラベルの認知

	[%]	群 高関心・高信頼（N=1130）	低関心・高信頼（N=95）	低関心・低信頼（N=138）	高関心・低信頼（N=159）
Q4-1	第三者認証ラベル	95.0	85.3	48.6	86.2
	ラベルなし	5.0	14.7	51.4	13.8
Q4-2	自社基準ラベル	96.1	88.4	47.8	86.2
	ラベルなし	3.9	11.6	52.2	13.8
Q4-3	環境削減効果ラベル	94.3	85.3	46.4	78.0
	ラベルなし	5.7	14.7	53.6	22.0
Q5-1	第三者認証ラベル	22.9	35.8	23.2	18.9
	環境削減効果ラベル	77.1	64.2	76.8	81.1
Q5-2	第三者認証ラベル	69.0	66.3	42.0	59.1
	自社基準ラベル	31.0	33.7	58.0	40.9
Q5-3	環境削減効果ラベル	87.8	74.7	56.5	82.4
	自社基準ラベル	12.2	25.3	43.5	17.6

3. ツールの実装

前述のとおり、消費者の環境配慮行動の実行意図を高めるためには、環境配慮に対する関心、あるいは、環境情報に対する信頼の向上が必要となる。関心を高めるためのツールとして、買い物におけるレジ袋とマイバッグの選択という身近な例を取り上げ、LCT 支援を行うソフトウェアの開発を行った[2)]。

ソフトウェアは、ユーザーの普段のレジ袋・マイバッグの使用条件を入力させ現状の CO2 排出量の評価結果を示す①現状シナリオの評価、レジ袋とマイバッグそれぞれを利用した際の最も CO2 排出量の小さい使い方を示す②最適シナリオの生成（画面例を図 1 に示した）、使用条件を変えた場合の CO2 排出量の変化を示す③感度解析、という 3 つのステップから構成されている。

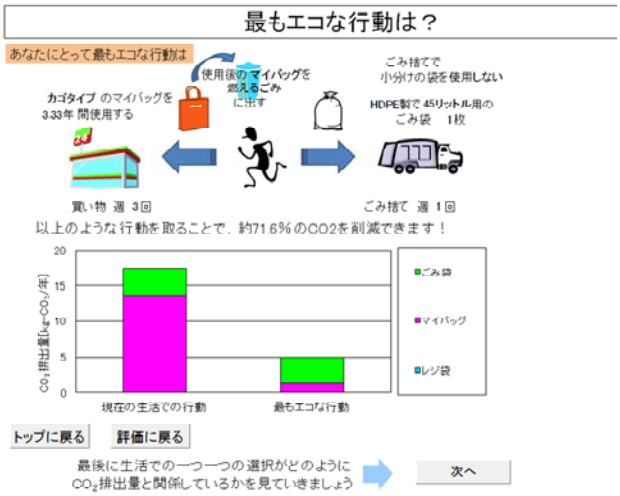


図 1　シナリオ分析ツール：最適シナリオの生成

以上のステップを通じて、自身の条件に応じて生成したシナリオと環境配慮を行った際のシナリオを比較し、ライフスタイルに応じた LCT に基づく環境配慮方法を学習することが可能となる。

4. 結言

本研究では、消費者の LCT 支援のための情報提供システムの構築を目的として、消費者の環境配慮に対する関心と環境情報に対する信頼が環境配慮行動の実行意図に与える影響を分析した。さらに、環境配慮に対する関心を高めることを目的として、LCT 支援のためのシナリオ分析ツールの開発を行った。

引用文献

1) 中谷内一也：社会心理学研究、23（3）、(2008)、pp.259-268
2) 畠中智史、菊池康紀、中谷隼、平尾雅彦、高岡由紀子：“第 7 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集”、野田、(2012)、pp.130-131

Supporting Information

Web アンケートにおける質問項目を以下に示す。赤字部分は回答者には表示しない。Q1-1～1-24、Q2-1～Q2-4に関しては、実際の調査では順番を入れ替えて質問した。

1. 環境配慮に対する関心を問う設問【24 問】

Q1：以下の項目について、自分の考えにいちばん近いものを選んでください。

○ そう思う
○ 少しそう思う
○ どちらでもない
○ あまりそう思わない
○ そう思わない

【行動意図】

Q1-1) 日ごろからリサイクルやごみの分別を心がけている
Q1-2) より環境にやさしい製品を使いたい
Q1-3) 今持っているものをできるだけ長い期間大切に使いたい

【有効感】

Q1-4) 自分が環境のことを考えて行動することで、地球温暖化を防げる気がする
Q1-5) 一人ひとりの日常の小さな努力が、CO_2 の削減につながると思う
Q1-6) 日用品を大切に長く使うことが、地球温暖化の解決に有効だと思う

【責任感】

Q1-7) 自分の行動が原因でかなりの CO_2 が出されていると感じる
Q1-8) 地球温暖化の原因は自分にもあると思う
Q1-9) 伝染病の流行や異常気象、生物種の減少は自分の生活が原因の一つになっていると感じる

【負担感】

Q1-10) 生活の中で CO_2 を減らすことはそれほど大変ではない
Q1-11) 地球温暖化を防ぐために生活を変えることに抵抗はない
Q1-12) 地球温暖化を解決するためであれば、欲しいものを少しだけがまんしなければならなくなったとしてもかまわない

【実行可能感】

Q1-13) 生活の中で地球温暖化を解決するための行動の機会や方法はたくさんあると思う
Q1-14) CO_2 を減らすために自分ができることはすぐに思いつく
Q1-15) 環境にやさしい製品を選んだり、CO_2 を減らすための行動をとることは、誰にでもできると思う

【危機感】

Q1-16) 地球温暖化は深刻な状況にあると感じる
Q1-17) CO_2 の削減のためにいますぐ手を打たなければならないと思う
Q1-18) 地球温暖化の対策を先送りにしてはならないと思う

【つながり感】

Q1-19) 工場や発電所から出る CO_2 は自分の身の回りの日用品と関係していると感じる
Q1-20) 日常の自分の行動が、資源の消費、製品の製造や輸送といった様々なところで出る CO_2 に影響を与えている気がする
Q1-21) ものを作るときに出る CO_2 を減らすためには、自分も努力しないといけないと思う

【環境情報に対する関心】

Q1-22) 自分がものやサービスを利用することで出る CO_2 の量を知りたいと思う
Q1-23) 環境配慮製品に関する情報はもっと大々的に公開されるべきだ
Q1-24) CO_2 を減らすための正しい行動をとるためには、もっと色々な情報が必要だと思う

2. 環境情報に対する信頼を問う設問【8 問】

消費者が環境を意識して商品を選ぶためには、商品の環境影響に関する情報が必要です。消費者へ商品の環境情報を提供するために、環境保全に役立つと認められた製品の本体や容器・包装にマークを表示する、あるいは、定量的な製品の環境情報（例：製品を作り、運び、捨てるまでに排出される CO_2 の量）を表示するといった、「環境ラベル」と呼ばれる取り組みが行われています。

Q2：自分の身の回りの商品に環境ラベルが表示されることになった場合、あなたは以下のことがらをどの程度重要視しますか。

○ 非常に重視する
○ 重視する
○ やや重視する
○ あまり重視しない
○ まったく重視しない

Q2-1) 環境ラベルを表示する商品や表示内容が、専門家によって科学的な基準で審査されているかどうか
ラベル認定を行うものの能力評価（ラベル手続きの評価）

Q2-2) 環境保全に役立つと認められ環境ラベルが表示されている商品を選んで購入することが、環境問題の解決につながるかどうか
ラベル認定製品の環境影響削減に対する有効性（ラベルの価値）

Q2-3) 環境ラベルが表示されている商品や表示内容が、公正な立場や基準で決められているかどうか
ラベル認定の手続きの公正さ評価（ラベル手続きの評価）

Q2-4) 環境ラベルの導入により、企業がラベルの表示を目指してより積極的に環境に配慮したものづくりに取り組むかどうか
ラベル導入の産業における環境配慮促進に対する有効性（ラベルの価値）

現在日本で運用されている環境ラベルには、専門の審査機関が環境保全に役立つ商品かどうかを審査し、ラベル表示の認定を行っているものがあります（例：日本環境協会 エコマーク事務局の審査委員会により認定されるエコマーク）。環境問題の専門家から構成される審査機関は、企業から提出された商品の情報をもとに、ラベルの認定基準を満たしているかどうかの判断を行います。

Q3：現在運用されている環境ラベルとその審査機関に関する以下の質問について、自分の考えにいちばん近いものを選んでください。

○ 強くそう思う
○ そう思う
○ 少しそう思う
○ あまりそう思わない
○ まったくそう思わない

Q3-1) 【信頼】現在環境ラベルの審査を行っている機関のラベル認定結果に、あなたは賛成できると思いますか

Q3-2) 【能力評価】現在環境ラベルの審査を行っている機関は、ラベル認定を行うために十分な専門的能力を持っていると思いますか

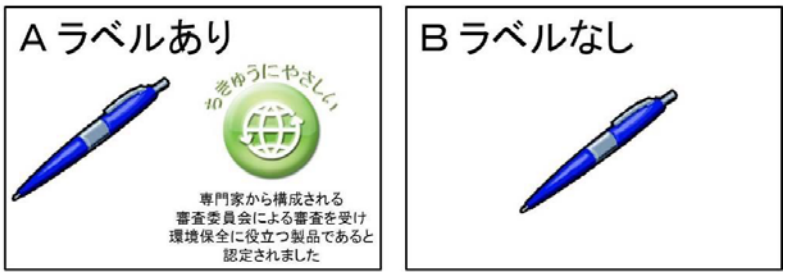
Q3-3) 【公正さ評価】現在環境ラベルの審査を行っている機関は、公正な立場や基準で商品の審査を行っていると思いますか

Q3-4) 【価値類似性評価】環境ラベルの認定において審査機関が重要視することがらは、自分が重要視することがらと近いと思いますか

3. 環境ラベルの認知に関する設問【6 問】

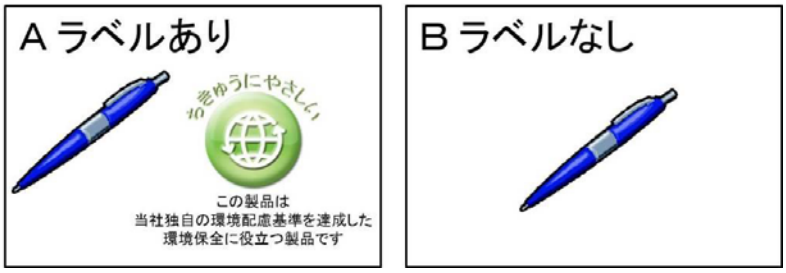
Q4：あなたが購入を検討している商品（ボールペン）に以下のような環境ラベルが表示されているもの（商品A）と表示されていないもの（商品B）がある場合、**あなたはどちらを買いたいと思いますか**。ただし、ラベルの有無以外の条件（商品のデザインや性能、値段）は同じとします。また、表示されているマークや文章はアンケートのために作成したものであり、実際の環境ラベルとは異なります。

Q4-1)



Q4-2)

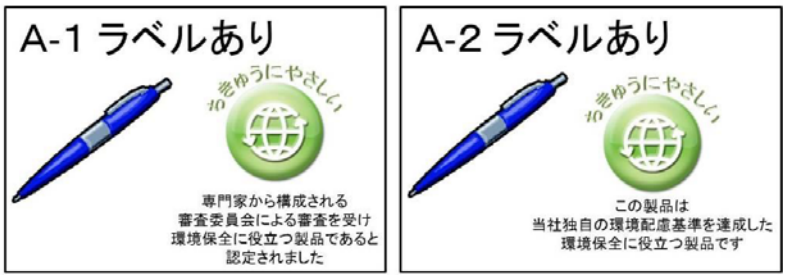
Q4-3)



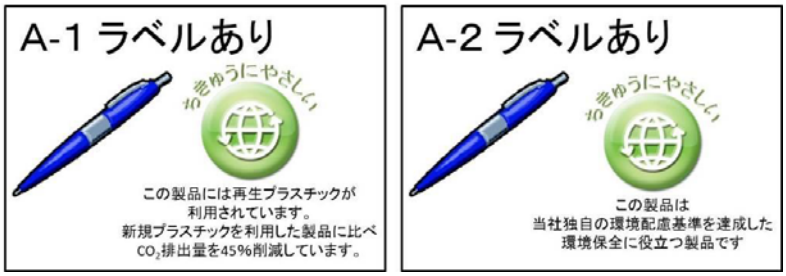
Q5：環境ラベルが表示されている以下の 2 種類の商品がある場合、**あなたはどちらを買いたい**と思いますか。

Q5-1)

Q5-2)


A-1 ラベルあり
ねきゅうにやさしい
専門家から構成される
審査委員会による審査を受け
環境保全に役立つ製品であると
認定されました
A-2 ラベルあり
ねきゅうにやさしい
この製品は
当社独自の環境配慮基準を達成した
環境保全に役立つ製品です

Q5-3)


A-1 ラベルあり
ねきゅうにやさしい
この製品には再生プラスチックが
利用されています。
新規プラスチックを利用した製品に比べ
CO_2排出量を45%削減しています。
A-2 ラベルあり
ねきゅうにやさしい
この製品は
当社独自の環境配慮基準を達成した
環境保全に役立つ製品です

環境教育とカーボンオフセットの相関

The Relationship between Nature Experiences and Carbon Offset

○出浦裕馬 [1)]、稲葉敦[*1)]
Yuuma Deura, Atsushi Inaba
1) 工学院大学
*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. 諸言

2011 年度の家庭部門における CO_2 排出量は 1990 年度比で 48.1%と大幅に増加しており、家庭部門での CO_2 の削減が必要となっている [1)]。しかし、一般市民に対して行ったアンケート調査 [2)]によると、80%以上の人が環境保全へ貢献意識を持っている一方で、実際に活動している人は20%程度に留まるという結果が出ており、環境保全意識のある人に如何にして活動を実施させるかが課題といえる。

人の環境配慮行動と規定因をモデル化したものとして広瀬モデル [3)]があるが、高久 [4)]はこのモデルに感情の要因として“自然への愛着”を追加した。また、高橋ら [5)]は幼少時の自然体験と自然科学への関心の関連性として、いくつかの自然体験が「環境問題への関心」と相関があることを見出している。また、宮本 [6)]は自然体験の環境教育として意義を考察しており、自然との触れ合いが“行動の前段階”として位置づけられ、自然環境への愛情の喚起及び関心や興味を持つきっかけとして効果があるとしている。以上を踏まえ、“子供の頃の自然体験が現在の環境意識や環境行動に影響している”といった仮説①を立てた。

また、子供の頃の自然体験が影響するものとして、森林整備を対象とした製品やサービスのカーボンオフセットを考えた。森林整備を対象とした場合、CO_2 の削減だけでなく森林や川といった自然環境や動植物といった生物多様性の保全の貢献も期待でき、子供の頃の自然体験を彷彿または共感するという形で影響しやすいのではないかと考え、“子供の頃の自然体験が多いほど、森林整備を対象としたカーボンオフセットに共感しやすい”という仮説②を立てた。

本研究では以上 2 つの仮説の実証を目的としてアンケート調査を実施した。

2. アンケート調査

2.1 調査方法

2013 年 12 月 12 日から 14 日に東京ビックサイトで開催されたエコプロダクツ 2013 で工学院大学のブースへの来場者にアンケート実施し、95 人（男性 50 名、女性 42 名、未記入 3 名）から回答を得た。具体的な質問内容は大きく分けて以下の 5 つである。

①子供の頃に例示した自然体験をしたことがあるか
②自然に対しての感情や考え方
③現在関心のある環境問題及び実施している環境行動
④カーボンオフセット商品の購入意思
⑤オフセットにより期待される環境貢献への貢献度

2.2 調査結果

子どもの頃の自然体験を図 1 に、またその現在の環境意識と環境行動への影響を図 2 に示す。さらに、森林整備を対象としたカーボンオフセットで貢献したい環境貢献を図 3 に示す。17 項目の自然体験の頻度を訪ねたところ、ほとんどの体験において 90%以上の人が体験したことがあるという結果となった。特に“空や雲を眺めたこと”などの自然現象に関連する体験は 50%以上が“よくやった”以上の体験頻度を回答した。

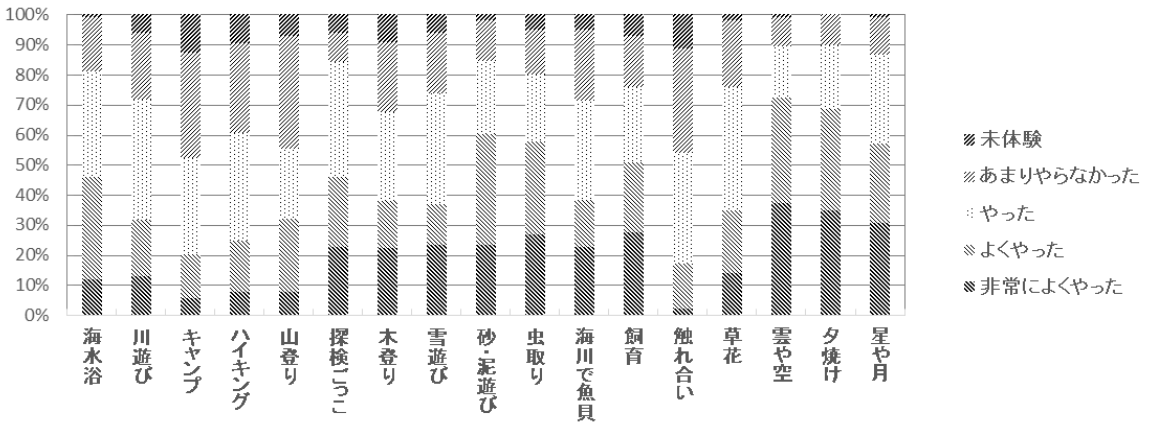


図 1. 子供の頃の自然体験

また、子供の頃の自然体験が現在の環境意識や環境行動に影響しているか直接尋ねたところ、70%以上の人が“影響している”“やや影響している”と回答した。さらに、森林整備を対象としたカーボンオフセットにより期待される環境貢献のうち、貢献したいものを尋ねたところ、CO_2 の削減よりも自然を守ることに貢献したいと回答した人が 4%多いという結果になった。

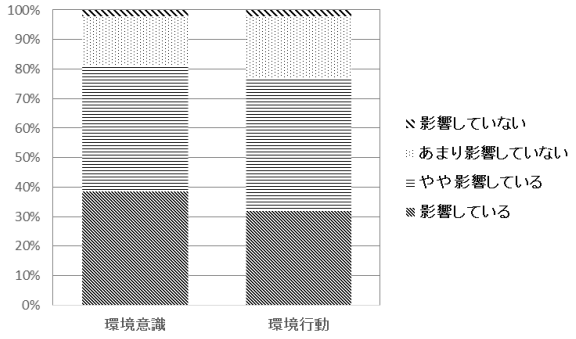


図 2. 子供の頃の自然体験の影響

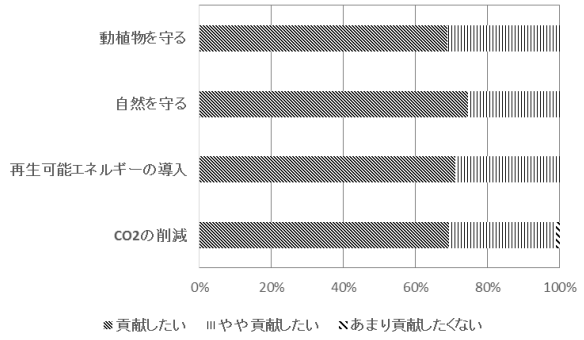


図 3. オフセットで貢献したい環境貢献

3. 子供の頃の自然体験とカーボンオフセットの相関

仮説①（子供の頃の自然体験が現在の環境意識や環境行動に影響している）をさらに調査するために、アンケートで提示したそれぞれの自然体験について、非常に良くやった＝6 点、よくやった＝3 点、やった＝2 点、あまりやらなかった＝1 点、やったことがない＝0 点の配点を与え、自然体験の総合点数を算出した。さらに提示した環境活動のうちいくつを現在実施しているかを尋ね、その個数で点数化した。これらの相関を図 4 に示す。図のように、点数化した自然体験と現在行っている環境活動に関連性は見られなかった。また、仮説②（子供の頃の自然体験が多いほど、森林整備を対象としたカーボンオフセットに共感しやすい）を検証するために、前述の自然体験の総合点数とカーボンオフセット商品の購入意思の相関を求めたが、こちらも関係性は得られなかった。

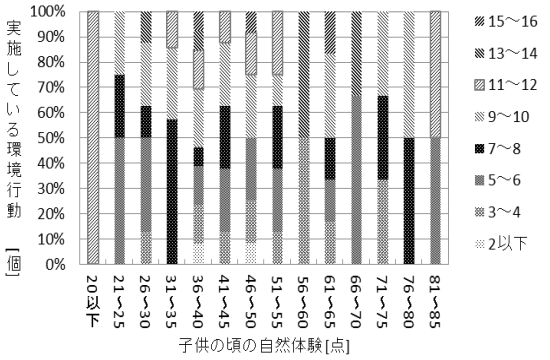


図 4. 現在行っている環境行動と自然体験の相関

4. 結言

今回仮説が成り立たなかった原因として、まず設問の問題が考えられる。今回実施したアンケートの設問は意識的な項目を多くとったため、実際行動に関するデータよりも意識という主観に基づく回答が多くなったことで分析範囲が狭まったことが考えられる。また、環境活動や購入行動はここでの設問以上の多様な要因が影響していることが考えられる。先行研究において子供の頃の自然体験が環境意識に影響することが示唆されているが、購入動機の要因には環境貢献以外にも価格や製品の質等が考えられる。現状では環境貢献以外の要因を重視する人が多いため、関連性が見出せなかった可能性がある。

5. 参考文献

1) 4-5 JCCCA 全国地球温暖化防止活動推進センター：“日本の部門別二酸化炭素排出量の推移（1990-2011 年度）”<http://www.jccca.org/chart/chart04_05.html> (2013/12/8 参照)
2) 環境省 環境教育等に関するアンケート調査結果概要：“環境省 環境教育等に関するアンケート調査結果概要_2012 | 日本環境教育学会 http://www.jsoee.jp”<http://www.env.go.jp/policy/suishin_ho/conf/conf1-03/mat05_1.pdf> (2014/1/8 参照)
3) 広瀬幸雄,環境配慮行動の規定因について,社会心理学研究第 10 巻第 1 号,pp44-55(1994)
4) 高久美知子,環境配慮型製品における環境ブランド戦略の重要性に関する研究,pp23-26(2007)
5) 高橋多美子ら、幼少期における自然体験と自然科学への関心・自然に対する心情との関連性,理科教育学研究 Vol.50No.3,pp117-125(2010)
6) 宮本佳範,自然との触れ合いの環境教育としての意義に関する一考察,名古屋市立大学大学院人間文化研究科人間文化研究第 9 号,pp69-81(2008)

子ども・成人の環境学習活動の持続可能性評価のフレームワーク
－愛媛県内子町におけるソーシャルライフサイクル分析の試み－

A Framework of Sustainability Assessment in infant and adult Environmental Education

○中口毅博 1)
Takahiro Nakaguchi
1) 芝浦工業大学
* nakaguti@sic.shibaura-it.ac.jp

1. はじめに

近年自治体において環境学習や ESD(持続可能な発展教育)関連の事業が活発に行われているが、政策効果を明確に示すことが困難であることから、財政部局を説得できずに予算が切られる例も多く見られる。
環境意識の向上や環境活動への参加などの環境面の効果とともに、自治会や NPO などの地域住民との連携によって実施された場合、地域の社会関係資本(ソーシャルキャピタル)を高め、持続可能な地域づくりに寄与することなどが考慮されるべきである。また環境学習の効果は即座に効果が現れるものではないことから、人間の一生に着目した長期的な評価が必要となる。

そこで本研究では、愛媛県内子町で行われた保育園児や高校生の環境教育・野外活動、さらには成人の生涯教育までの一連の事例を題材として、環境学習活動の効果を把握するための新たなライフサイクルアセスメントの新たな視点をについて検討する。

2. 研究の方法

2.1 HSLCA(ヒューマン・ソーシャル・ライフサイクルアセスメント)の考え方

従来の LCA の考え方は、財やサービスを中心に据え、その動きに応じて生じるインベントリ（Input、Output）やそれに伴う影響を評価するものである。しかし環境学習活動の効果は、財やサービスそのものではなく、学習活動を実施した人間が、財やサービスの選択や使用頻度・行動頻度を変化させることによって差異が生じるものである。したがって、人間そのものを対象とした LCA が必要となる。本研究ではこれを HLCA(（ヒューマン･ライフサイクルアセスメント）と名付ける。

また、環境学習活動の効果は、環境意識の向上や環境活動への参加などの環境面の効果だけでなく、地域経済やコミュニティの活性化などの社会経済面の効果も現れることから、これらも含めたソーシャルライフサイクルアセスメント（SLCA）の手法を用いることが有効と考えられる。これらのことから環境学習活動の効果測定には、HSLCA（ヒューマン・ソーシャル・ライフサイクルアセスメント）を導入することが必要と考えられる。

3. 2.2 HSLCA の評価のフレームワーク

HSLCA によるインベントリ推計過程のモデルを表 1 に示した。幼児期から高齢期までの全ライフステージ合計のインベントリを標準パターン（学歴、年収、職業、子ども有無、住宅タイプなど）ごとに作成しておき、例えば中学生期に何らかの環境教育を受けた場合は、それ以降の原単位や行動頻度が変化するものと仮定すれば、そのインベントリ合計値と標準パターンの差を、環境学習の効果とみなすことができる。

次に、社会経済面も含めた評価、すなわち持続可能性評価については、別のプロジェクトの 4 つの資本の視点による持続可能性指標作成の研究成果 [1)2)]を参考に、表 2 のように設定することが考えられる。標準パターンごとにこれらの指標の行動 1 回あたりの原単位を求め、さらに環境学習活動ごとの行動 1 回あたりの原単位を求める必要がある。

3. HSLCA による環境学習効果の予備的検討

愛媛県内子町において、筆者が関わって行った一連の環境学習活動 [3)]のうち、ここでは 2 つの事例を取りあげ、HSLCA の手法についての予備的検討を行った。

表 1　HSLCA によるインベントリ推計過程

ライフステージ	行動B_1	行動B_2	…	行動B_n	全行動 Σ Bn
幼児期S_1	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
小学生期S_2	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
中学生期S_3	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
高校生期S_4	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
高校卒業～20代 S_5	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
30～40代（子育て期）S_6	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
50～65歳（熟年期）S_7	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
65歳以上（高齢期）S_8	Σ（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）	Σ Σ（原単位I_{ji}×頻度B_n）
全ステージ Σ Sk	Σ Σ Sk（原単位I_{1i}×頻度B_1）	Σ Σ Sk（原単位I_{2i}×頻度B_2）	…	Σ Σ Sk（原単位I_{ji}×頻度B_n）	**Σ Σ Sk（原単位I_{ji}×頻度B_n）**

表２　内子町における持続可能性評価項目の例

種別	指標項目	種別	指標項目
自然資本	CO2排出量（－）・吸収量（＋）	人的資本	地域への関心・愛着がある人の割合（＋）
	再生可能エネルギー供給量実績（＋）		環境の取り組みの責任を感じる人の割合（＋）
	野生生物の減少量（－）		地域課題を自ら解決すべきと思うの割合（＋）
	水使用量・BOD負荷量（－）		コミュニティビジネスに関わりのある人の割合（＋）
	管理された面積（＋）、放置された面積（－）		芸術文化活動への参加人数（＋）
	化学肥料・農薬消費量（－）、耕作放棄地面積（－）		ボランティア・社会活動への参加人数（＋）
	資源利用量（－）、ごみ排出量（－）、リサイクル量（＋）		
人工（経済）資本	所得（特に女性の農家所得）（＋）	社会関係資本	交流のあったの専門家・機関の数（＋）
	就業者数（＋）		つながっている団体の数（＋）
	小売業年間商品販売額（＋）、工業出荷額（＋）		キーパーソンの人数（＋）
	農業産出額（＋）		日常生活で会話をする人数（＋）
	文化財指定数（＋）、実施された伝統行事数（＋）		信頼できる人の数（＋）
	景観・観光スポット利用者数（観光客入込数）（＋）		

3.1　A 保育園における環境学習の HSLCA

図 1 は内子町の全幼稚園・保育園の保護者にアンケート調査を実施し、環境学習活動を最も活発に行っている A 保育園の園児の環境配慮行動の実施率と、全体のそれとを比較したものである。すべての行動で実施率が高くなっており、行動によってはその差が 20%を超えるものもある。これを考慮して幼児期以降の各行動の環境負荷削減原単位を求め、幼児期に環境学習を受けた人間と一生の環境負荷の合計値を比較することで、HSLCA のうちの環境面の評価が可能になる。

3.2　B 高校における総合学習の HSLCA

B 高校 2 年 3 組では総合学習において水をテーマに取り上げ、班に分かれての現地調査やヒアリングを行い提案書にまとめるという授業を 10 回程度行った。図 2 は他の学習方法で実施した環境講座受講者全体と内子高校を比較したものであるが、5 項目中 4 項目で意識が高くなっていることがわかる。また表 3 は班別のテーマとつながりができた方とつながり人数を示している。この活動を通じて、地元のキーパーソンなどと 2～4 人とつながることができている。したがって B 高校の 2 年 3 組の生徒の社会関係資本のインベントリ合計値が、このような方法で授業を受けなかった高校生と比べて大きくなると考えられる。

4. 参考文献

1)　遠藤はる奈,中口毅博,2013 年環境科学会年会要旨集, (2013).

2)　松橋,田崎, 村山,栗島,遠藤,倉阪,中口, 2013 年環境科学会年会要旨集, (2013).

3)　中口毅博,内子町環境教育研究会, (2013),6pp.

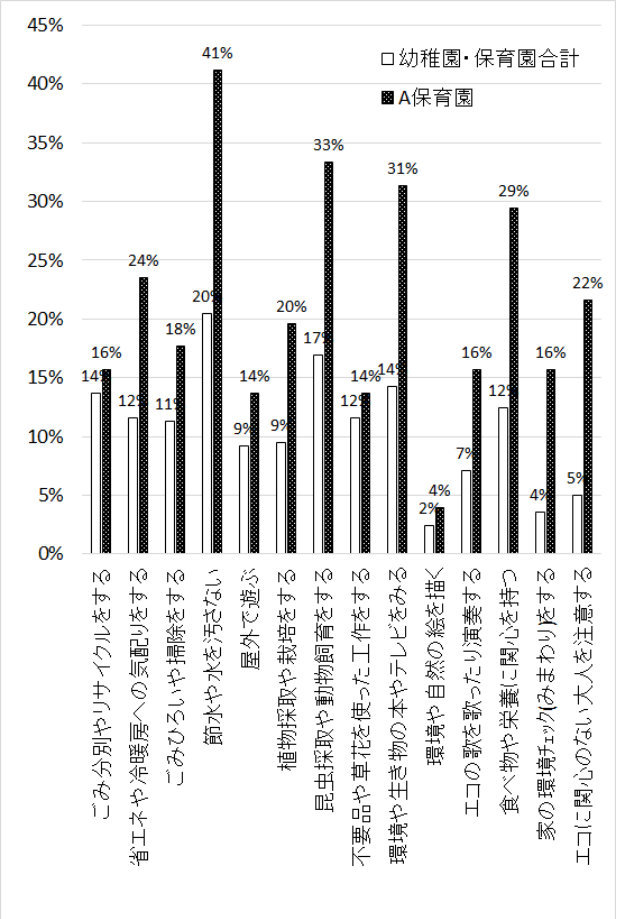


図２　A 保育園児の環境配慮行動の比較

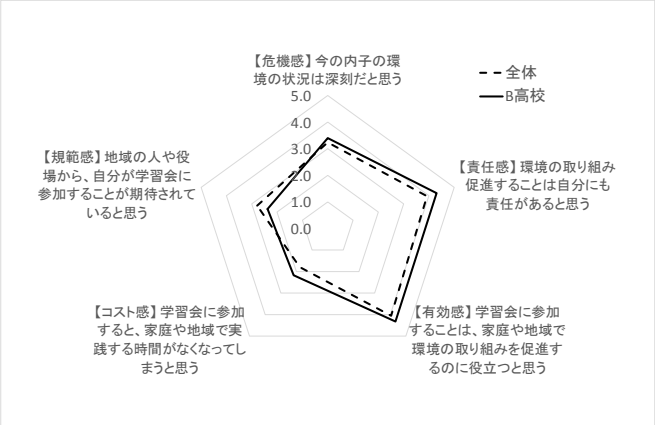


図２　B 高校生徒の環境意識の比較

表３　総合学習の班別内容とつながり人数

班	テーマ	現地	つながりができた方	つながり人数
A	幼児の環境教育	A保育園（エコみまわり隊）	園長 O先生、保育士さん 役場環境政策室　Oさん	4
B	水のエネルギー利用	郷の谷川	環境NPO代表　Iさん 役場環境政策室　Sさん	2
C	ホタルを呼び戻す	清正川	八日市自治会長　Oさん、 役場総務課　Hさん、Kさん	3
D	水の地場産業利用	S酒造（造り酒屋）	専務　Tさん夫妻 役場環境政策室　Tさん	3

ライフサイクル思考に基づく長時間体験型環境教育プログラムの実践と評価

Practice and Evaluation of Prolonged Experience Type Environmental Education Program Based on Life Cycle Thinking

○笠井利浩*[1)]、前畠勇[2)]、荒木史代[1)]
Toshihiro Kasai, Isamu Maehata, Fumiyo Araki
1）福井工業大学、2）福井市立東安居小学校
* kasai@fukui-ut.ac.jp

1. はじめに

平成22年度から、初等教育におけるライフサイクル思考（以下、LCT）に基づいた環境教育を提案・実践してきた[1,2)]。この環境教育プログラムでは、ライフサイクル思考の要となる環境負荷の定量化を導入するための教材として、雨水活用装置（図1）を導入した。“水”は人間にとって最も身近な物質であり、児童の教材への関心を高める効果を持つ。また、定量的に捉え易いという特徴を持つため、環境負荷の定量化への話の流れがスムーズなものとなる。また、平成24年度からは、新たに緑のカーテン（図2）を教材に加え、小学校全学年を対象とした、継続的な環境プログラム（長時間体験型環境教育プログラム）に発展させた[3,4)]。児童による土作り～撤去といった一連の緑のカーテン育成への取り組みと、年数回の筆者らによる環境教育授業を通じて、実際の環境行動に繋がる環境教育に取り組んでいる。

本報は、平成24年度から継続実施しているLCTに基づく環境教育プログラムの実践例の紹介と評価を行うものである。

2. 方法

2.1 環境教育用雨水活用装置の概要

福井県福井市内の小学校に設置した環境教育用雨水活用装置を、図1に示す。この装置によって供給される雨水は、冬季間以外はこの貯水タンク横にある各学年ごとの学級菜園やその先の花壇への水やり等に使用されている。また、雨水送水管を分岐させ、雨水の一部を校舎内に引き込み、年間を通じて清掃時の雑巾洗浄用水として利用している。雨水は、体育館（図1貯水タンク後ろの建物）の屋根から縦樋を通じて初期雨水排除を行った後に青い$3m^3$の貯水タンクに導かれ、不純物等を沈殿させた後に白い$2m^3$貯水タンクに導かれている。そのため、給水栓から供給される雨水は非常に清浄であるが、文部科学省が出している「学校環境衛生管理マニュアル[5)]」に従って、塩素添加と日常的な水質検査を行っている。貯水タンク横の説明用パネル（図1左）には、現在の雨水利用の可否および設置時から現在までの積算雨水活用量とそれに伴う環境負荷削減量が記載できるようになっており、環境委員会に所属する児童が計算と説明用パネルへの記載を行っている。

図1　環境教育用雨水活用装置（タンク容量：$2m^3$+$3m^3$）

2.2 環境教育用緑のカーテンの概要

昨年度より追加設置した環境教育用の緑のカーテンを、図2に示す。昨年度の緑のカーテンによる最大水消費量は、1日当たり600ℓであった。本年度は、この水消費データを基に、前述の雨水活用装置の貯水タンク容量を見直し、新たに$3m^3$の貯水タンクを増設した。過去10年間の気象データを用いたシミュレーション結果では、貯水タンク内の雨水を全て緑のカーテンに用いた場合、水消費量の約85%が賄える結果が出ている。児童による雨水を用いた緑のカーテンへの水やりについては、本年度の環境教育授業の中でLCTに基づく定量的環境教育の題材の一つに取り上げ、児童と議論を行って雨水の散水方法を決定した。なお、この緑のカーテン用プランターには、土中水分量を常に最適に保つ装置[6)]が設置されており、植栽された植物（ゴーヤ、ヘチマおよびアサガオ）は水ストレスが少ない環境下で成長できるため、一般的な育成方法と比較して成長速度は非常に早い。本年度は基本的に児童による雨水を用いた水やりで、育成に必要な水分を供給したが、上記システムによって不足分については補充されるようになっている。本システムが無い場合、土日などの休日や水やり不足によって緑のカーテンの成長に致命的なダメージを与える恐れが非常に高く、安定的な緑のカーテン育成には無くてはならないシステムとなっている。

図２　環境教育用緑のカーテン(幅：18m、高さ 10m)

2.3　本年度実施の環境教育プログラムの概要

本環境教育プログラムを全体的にみた場合、その対象は小学生全学年である。しかしながら、LCT に基づく環境教育内容を取り扱うのは 5～6 年生を対象とした授業が中心となる。1～4 年生には、理科等の授業の一環で育てているアサガオ等の植物への雨水散水や緑のカーテンの苗植え等によって、これらの教材への親しみを持たせるための準備期間にしている。本年度は、5 年生が中心となって緑のカーテンの育成に取り組み、筆者らによる環境教育授業では、緑のカーテンや雨水活用装置設置時の環境負荷量と共にその環境負荷削減効果についてもワークシートを用いた計算を行わせた。授業の中では、それらの結果を踏まえ、約 50m 離れた雨水活用装置からの緑のカーテンへの水やり方法について議論を行った。その中では、多くのエコ活動の中でも発生するエコ活動にかかる労力とその効果や、“実際に継続できる活動である”かといったジレンマのような内容をも含めた議論を行い、児童にエコ活動の表と裏について考えさせる授業を行った。授業による児童の意識変化などの効果測定は、これまで継続的に実施している絵日記風の感想文「絵感想文」を基に評価した。児童一人ずつにつき、文章一文ごと（全文章数約 1600 文）に内容のカテゴリ分け（60 分類）を複数の評価者が其々行い、その結果を集計して授業前後における意識変化を見た。

3.　結果および考察

絵感想文本文のカテゴリ分類結果を、図 3 に示す。上段の 2012 年度実施結果と下段の本年度の結果を比較すると、本年度の文章中には「雨水活用」に関する内容の文章が多くみられることが分かる。本年度の授業内容として、緑のカーテンへの雨水による水やり方法について取り上げると共に児童と共にディスカッションを行った上で、新たにホース等の散水器具を導入し、その器具を使って実際に水やりしたことがこの様な結果に表れていると考えられる。その一方で、文章内容が緑のカーテンから雨水活用に移ったため、緑のカーテンに関する文章数が少なくなっている。★または☆印で表されている、LCT や環境負荷定量化に関する文章については、2012 年度と本年度の結果で共に授業後の文章で多数出現し、筆者らが行った LCT に基づく環境教育授業の影響が大きく表れていることが分かる。今回評価を行った学年は昨年度も LCT に関連した内容の授業を受けているものの、本年度授業前の文章には殆どそれに関する内容の文章は無かった。文章内容は、文章作成時の児童の意識によって大きく変化するが、文章作成時の指示方法について今後検討する余地がある。

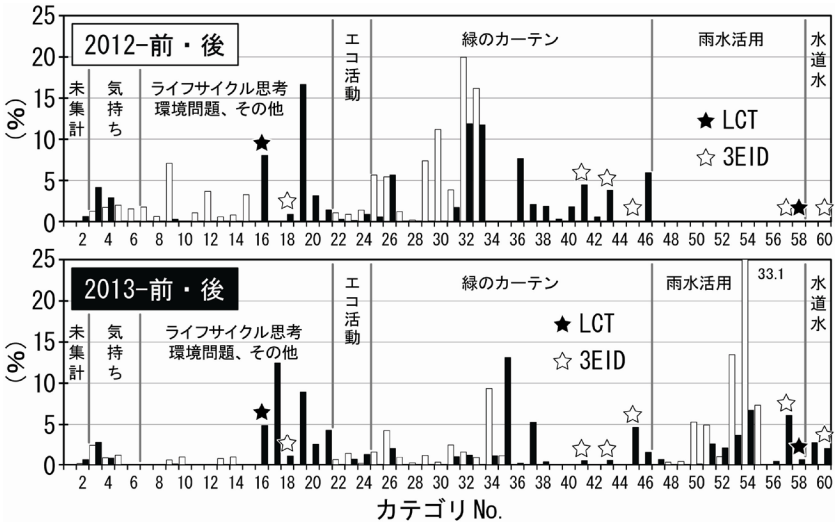


図３　絵感想文本文のカテゴライズ分析結果

参考文献

1) 笠井利浩, 玉村正人(2011): 雨水利用装置を用いた環境教育用教材の提案, 福井工業大学研究紀要, 41,345-353
2) 笠井利浩, 玉村正人(2011): 初等教育における雨水利用装置を用いた定量的環境教育プログラムの提案, 第 6 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 386-387
3) 笠井利浩, 本多真吾(2012): 定量的要素を取り入れた新しい環境教育プログラムの開発, 日本環境教育学会第 23 回大会(東京)研究発表要旨集, 70
4) 笠井利浩, 本多真吾(2013): ライフサイクル思考を取り入れた初等教育用環境教育プログラムの開発, 第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 200-201
5) 文部科学省(2009): [改訂版]学校環境衛生管理マニュアル, http://www.mext.go.jp/a_menu/kenko/hoken/1292482.htm (2014/1/7)
6) 次世代型造園法「マップ式」: http://www.map-corp.com (2014/1/7)

【謝辞】本報告は、学術研究助成基金助成金「定量的要素を取り入れた新しい環境教育プログラムの開発（課題番号：24650542）」の研究成果報告の一部である。

子供用 LCA 環境学習ツールの開発及び環境セミナーの活動報告

Development of a Software for LCA education for children

○川嶋琢幹 1)、竹内孝曜 1)、稲葉敦*1)

Takumi Kawashima, Takaaki Takeuchi, Atsushi Inaba

1) 工学院大学

*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

2013 年 3 月 LCA 学会環境教育研究会より、「ライフサイクル思考に基づいた環境教育のすすめ」[1]が発行され、多くの**環境教育の教材**が紹介された。しかし、紹介された教材は、そのほとんどが中学生以上を対象としており、小学生、特に低学年までを対象にしたものは少ない。一般に大人の倫理観・価値観の形成は幼少期、特に小学生程度の年齢までに形成されるといわれており、環境教育も同等の年齢で行われることが望ましいと予想される。そのため、小学生向けの環境教育教材の開発が求められる。

そこで、工学院大学環境マネジメント工学研究室では学生が主体となり、小学校低学年から一般消費者までの多くの世代が LCA や CFP（カーボンフットプリント）について学習できる 3 択クイズ形式のツールの開発を行った。本稿ではこの学習ツールの概要及び、これを使用した環境セミナー等の活動報告を行う。

2. LCA 環境学習ツール

2.1 概要

LCA 環境学習ツールはパソコン上で LCA・CFP について学習するために、商品のライフサイクルのうち、どの段階で最も CO2 が排出されるのか、3 択形式のクイズとして作成を行った。また、楽しく学習できるよう研究室キャラクターを作成し、学習ツールに盛り込むこととした。図 1 は学習ツールのスタート画面である。

図 1.　LCA 学習ツールスタート画面

2.2 難易度

幅広い世代が学習できるよう、難易度を“小学生”、“中学生・高校生”、“一般消費者（大学生以上）”、と各教育水準に応じたものに分けて開発を行った。

構成や表現については、LCA におけるライフサイクルの説明を“小学生”では「つくる」、「はこぶ・はんばい」、「つかう・すてる」の 3 項目とし、“中学生・高校生”、“一般消費者（大学生以上）”では「原材料調達」「生産」「流通」「使用・維持管理」「破棄・リサイクル」の 5 項目とした。“小学生”ではクイズ作成時に都内小学校の協力のもと、実際に小学生に表現等についてヒヤリングを行い難易度の妥当性について検証した。

2.3 設問

LCA 環境学習ツールでは 3 択クイズが始まる前に、用語（ライフサイクル、LCA、CFP）の説明画面を配置した。また、“小学生”用では地球温暖化と CO2 について説明を追加的に配した。3 択クイズでは、一般社団法人産業環境管理協会で行われている CFP プログラムで公開されている「CFP 宣言認定製品」を使用した。設問の問題文は「ある商品について LCA 評価をした際に最も多く CO2 が排出されるのは次の 3 つのうちどの段階なるでしょうか」とし、選択肢では「1. 原材料調達　2. 生産　3. 使用・維持管理」等に設定した。“小学生”、“中学生・高校生”の設問について表 1、表 2 に示した。

表 1．“小学生”における設問構成

	“小学生”
説明	CO2と地球温暖化
説明	ライフサイクルについて
説明	LCAについて
説明	CFPについて
1問目	CFPマークが表す意味とは
2問目	LCAの意味を表すのは
3問目	洗剤のLCA評価
4問目	ピーマンのLCA評価
5問目	ハムのLCA評価

表 2. “中学生・高校生”における設問構成

	“中学生・高校生”
説明	ライフサイクルについて
説明	LCAについて
説明	CFPについて
1問目	CFPマークが表す意味とは
2問目	LCAの意味を表すのは
3問目	CFPの目的
4問目	洗剤のLCA評価
5問目	ピーマンのLCA評価
6問目	学習机のLCA評価
7問目	うなぎの蒲焼のLCA評価
説明	LCAの研究について紹介
8問目	食事のLCA評価

“中学生・高校生”において 4 問目、5 問目の設問についてはライフサイクルを“小学生”と同様に「つくる」、「はこぶ・はんばい」、「つかう・すてる」として 3 択を設定した。図 2、図 3 は 3 択クイズの画面である。

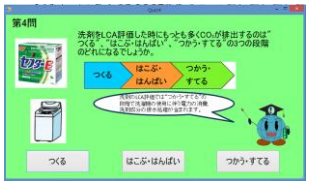


図 2. 設問例（洗剤）

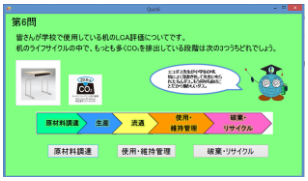


図 3. 設問例（学習机）

3.LCA 環境学習ツールの演示

工学院大学の学内イベントにて学習ツールを用いた演示を行った。

表 3 は 2013 年の 6 月から 10 月に参加したイベントにおける学習ツールを体験した総人数である。7 回の演示で約 500 人に演示を行った。

日付	イベント名称	演示場所	体験者数
6月16日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	50
7月27日	新宿科学教室	工学院大学新宿キャンパス	13
8月3日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	84
8月4日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	75
8月24日	科学教室	工学院大学八王子キャンパス	112
8月25日	科学教室	工学院大学八王子キャンパス	134
10月20日	諏訪科学教室	諏訪市立諏訪中学校	26
		合計	494

表 3. LCA 学習ツールの演示体験者数

8 月に行われた工学院大学の科学教室では多くの来場者があり、2 日間で 246 名の来場者のうち 120 人が小学生であった。LCA 学習ツール体験後に行ったアンケートでは、「カーボンフットプリントという存在を知らなかったがとてもわかりやすくて勉強になった。この存在がもっと世の中に知られるべきだと思った。」、「クイズ形式で学べて面白かったです。環境を考えることが大切だと思った。」、「初めて LCA・CFP の仕組みを学び、とても興味を持ちました。」といった声があった。図 4 は科学教室の演示風景である。

図 4. 科学教室における演示風景

4. 環境セミナーの活動報告

4.1 東京都内の公民館における演示

LCA 学習ツールを用いて、11 月末に親子を対象にした環境セミナーを東京都内の公民館で実施した。

セミナーでは地球温暖化といった環境問題と LCA・CFP についての講演を行った後に、LCA 学習ツールをパソコン上ではなく、セミナー参加者全体で回答する形式をとった。演示では LCA 環境学習ツールをスクリーンに映し、各設問で参加者が答えだと思う項目について回答札を掲げ、回答する形で演示を行った。図 5 は演示風景である。

図 5. 環境セミナーにおける演示風景

4.2 エコプロダクツ 2013 における演示

2013 年 12 月 12 日から 14 日に東京ビックサイトで行われたエコプロダクツにおいて、小学生から高校生までの学生に LCA 学習ツールの演示を行った。3 日間で 124 人の学生が体験を行った。図 6 はエコプロダクツにおける演示の様子である。

図 6. エコプロダクツにおける演示風景

5. 今後の活動

LCA 環境学習ツールを用いた環境セミナー等の活動は今後も行っていく。現在予定されている地域公民館におけるセミナーや小学校で行う模擬授業など、LCA 学会発表時に合わせて報告を行う。

6. 引用文献

LCA 学会環境教育研究会: "ライフサイクル思考に基づいた環境教育のすすめ",(2013)

小学校におけるエネルギー環境教育による行動変容の分析

Analysis of Behavior Change by Energy and Environmental Education

○中村洋*[1),2)]、平松あい[3)]、寺木秀一[4)]、柴田陽子[2)]、澤谷精[1)]

Hideaki Kurishima, Takahiro Nakaguchi, Tomohiko Ihara

1) 環境ネットワーク・文京、2) 地球・人間環境フォーラム, 3) 東京大学, 4)東洋大学

* nakamura@gef.or.jp

1. はじめに

エネルギー環境教育には体験や具体的な活動を重視しながら生活に密着した形の問題解決型学習を行い、日常生活での実践行動に結び付く内容が求められる[8)]。また、省エネルギー等に関する行動を引き出すには、知識の習得に加え、実習や体験で感情を刺激することが有効とされる[1)]。エネルギーに関しては同じ体験的な内容であっても電気使用量等の削減効果がすぐに分からないと行動に結びつかないとの指摘もある[5)]。

しかし、エネルギー環境教育は体験的な学習が環境教育の中でも遅れており[2)]、約8割の学校が知識の提供を中心とした内容で実施されている[3-4)]。

環境教育を受けた人々の行動が望ましい方向に変化したのかといった環境教育プログラムの評価も十分ではない[6)]。また、家庭での省エネ活動の向上につながるような教育内容の改善も必要とされる[7)]。

本研究ではプログラム毎に児童・生徒、家庭の省エネ行動変容を評価し、効果的な教育手法を検討した。

2. エネルギー環境教育の概要

平成24年度に都内の小学校11校の児童770人に対して、のべ2088人・時数（人数×実施時数)、中学校6校の生徒737人に対して、のべ1048人・時数の環境教育を行った（表1)。

表1. 実施したエネルギー環境教育の概要

	学校名	学年	1回あたりの時数	回数	教科	内容
1	A小	6年	2	1	理科	温暖化の仕組みや私たちの生活と温暖化の関係等の実験（7/17）
2	B小	全校	10分	1	（朝礼）	朝礼での温暖化の仕組みの話（6/25）
		5年	2	5	総合的な学習の時間	温暖化の仕組や影響、新エネ、ウォームビズを学習し、ポスターを作成（11/8、11/22、11/29、12/6、12/13）
3	C小	6年	2	1	家庭	暖かく暮らす工夫（衣）（10/10、10/16）
4	D小	5年	2	5	総合的な学習の時間	温暖化の仕組や影響を学習し、学芸会で温暖化の影響を劇にして伝えた（11/8、11/16、11/21、11/29、12/6）
5	E小	5年	1	2	総合的な学習の時間	省エネナビを活用した学校内での省エネ活動（11/26、12/17）
6	F小	6年	2	1	家庭	暖かく暮らす工夫（衣）（12/5、12/14）
7	G小	6年	2	1	家庭	暖かく暮らす工夫（衣）（12/10、12/11）
8	H小	3年	2	1	理科、総合的な学習の時間	通電実験、様々な発電方法・新エネ（1/19）
9	I小	4年	2	5	総合的な学習の時間	温暖化の影響、新エネ等（2/5、2/12、2/14、2/19、2/23）
10	J小	4年	2	1	理科	発電やエネルギー（2/26、3/5）
11	K小	6年	2	1	家庭	暖かく暮らす工夫（住）（2/21、2/28）
12	L中	1年	1	2	理科	省エネナビを活用した校内での省エネ活動（11/26、12/14）
13	M中	1年	1	2	技術・家庭（技術分野）	省エネ技術（ヒートポンプ）の学習（3/8）
		2年	1	1	理科	照明（白熱、蛍光、LED）の違いを考える学習、省エネの方法の話し合い（2/8、2/15）
14	N中	2年	2	1	理科	照明（白熱、蛍光、LED）の違いを考える学習（1/30）
15	O中	1年	2	1	理科	風力発電の実験、これからのエネルギーに関する話し合い（3/6）
16	P中	1年	1	1	社会	省エネの方法の話し合い（3/1）
		1年	1	1	技術・家庭（家庭分野）	フード・マイレージ（3/7,8）
		2年	1	1		暖かく暮らす工夫（住）（3/7）
17	Q中	3年	2	1	理科	冷蔵庫の使い方の話し合い、照明（白熱、蛍光、LED）の違いを考える学習（3/4、3/5）

3. 調査方法

早渕（2008）の手法を基にして調査票を作成し、児童・生徒に対し省エネルギー行動に関するアンケート調査を環境教育の実施後 1 週間に環境教育を受けた全児童・生徒に行った（平成 24 年度中に実施。配布数 920、回収数 811、回答率 88.1%)。質問項目は省エネルギー行動の実施度合いや意図、態度、規範、認知行動の統制可能性、責任感、重要性、有効感等である。これらの項目について学習後の変化度を 5 件法で回答を得た（学習前の実施度合いにも調査を実施した)。

4. 調査結果・考察

クラスター分析を用いて省エネ行動に関する変化の度合いの大きさの異なる二つのグループに分け（変化度の大きなグループ : 2.1 向上、変化度の小さなグループ : 0.5 向上)、グループ間で実数やダミー変数を用いて時数、教科、手法等で差があるかを検定した（表 2)。

この結果から時数が多いほど児童・生徒、家庭ともに省エネ行動が向上することが分かった。

また、省エネ行動の手法と効果が書かれたリストの活用に関しては児童・生徒と家庭の双方の省エネ行動を向上させる効果が見られた。ただし、コミュニケーションを活発化する工夫が不可欠であると考えられた。

話し合いを中心とした内容により児童・生徒、家庭の省エネ行動が向上した。学校での話し合いから児童・生徒が家でも話してみたくなり、家庭でもコミュニケーションが活性化し、家庭にも波及効果をもたらしたものと考えられる。

謝辞

本研究は科学技術振興機構社会技術研究開発事業「地域に根ざした脱温暖化・環境共生社会」研究開発領域　「主体的行動の誘発による文の京の脱温暖化」事業の支援を受けて行われた。

引用文献

1) 植村研一(2000)、「効果的な情意教育の展開」、じほう
2) 江田稔(2008)、基調講演　日本のエネルギー環境教育の現状と課題, 技術と経済, 479, pp.38-41
3) 地球・人間環境フォーラム(2008)、「平成 19 年度環境教育の推進に係る制度的検討業務報告書(環境省請負事業)」
4) 地球・人間環境フォーラム(2009)、「平成 20 年度環境保全活動・環境教育に関する制度的検討業務報告書(環境省請負事業)」
5) 早渕百合子(2008),「環境教育の波及効果」, ナカニシヤ出版
6) 広瀬幸雄(2008), 環境心理学からの新しい環境教育プログラム, 環境情報科学、37(2), pp.36-40
7) 藤本登(2009)、公立学校における光熱水量動向と学習内容の提案、エネルギー環境教育研究 4(1)、49-56
8) 山下宏文(2008), いま求められるエネルギー環境教育のあり方, エネルギー環境教育研究会編「持続可能な社会のためのエネルギー環境教育」, 国土社, pp.23-33

表 2. 環境教育の実施手法による児童・生徒、家庭の行動変容

	分析対象手法	児童・生徒	家庭
概要	実施時数	p＜0.05	p＜0.01
	対象学年		
教科	理科		
	家庭		
	総合的な学習の時間	p＜0.01	
省エネの扱い	総合的な省エネの学習	p＜0.01	
	照明の省エネ		p＜0.01
	冷蔵庫の省エネ	▲p＜0.05	
	ウォームビズ		
見える化手法	省エネの手法と効果が書かれたリスト（リストを用いた計画づくりや話し合い）	p＜0.01	p＜0.01
	省エネナビ（学校内での測定）		
	ワットチェッカー（個別の機器の調査）		
	家庭の電力量計（家庭での測定）		p＜0.05
省エネの実施形態	省エネリストの配布（配布のみ）	p＜0.01	
	学校での省エネ活動（省エネナビの活用）		
	家庭での省エネ活動（子どものみの活動）	p＜0.01	
環境教育の活動形態	個人での作業（提案や個人での作成等）		
	グループでの作業（ポスター作成等）		
	話し合い（子どもたちの間）	p＜0.01	p＜0.05
	実験		

注：有意差がある欄は変化度合いの**大きなグループのほうが多い or より使われている**ことを示す。なお。「▲」のある欄は、変化度合いの**小さなグループのほう**が多い or より使われている

ライフサイクル思考型環境教育の e ラーニングプログラムの開発と実践

Development and Implementation of e-Learning Program for Environmental Education based on Life Cycle Thinking

○平山世志衣*[1)]、天野雄太 [1)]、大内康弘 [2)] 、本藤祐樹 [3)]

Yoshie Hirayama, Yuta Amano, Yasuhiro Ouchi, Hiroki Hondo

1）特定非営利活動法人横浜 LCA 環境教育研究会, 2）法政大学第二高等学校, 3）横浜国立大学

* hirayama@xx.em-net.ne.jp

1. 緒言

著者らは、これまで、ライフサイクル思考（LCT）を取り入れた、地球温暖化を題材に中高生を対象とした環境教育プログラムを開発し、その効果を検証してきた [1,2]。この成果を基に現在、ライフサイクル（LC）エネルギーを算出するソフトウェアを使ったパソコン実習を核とする環境教育プログラムを考案、実践中である。

一方、現在の高校生のカリキュラムに新たにこのエネルギー環境教育を取り入れることは、時間的な問題、生徒全員へのパソコン提供の必要性、教師の負担といった数々の制約がある。この課題への対処法の 1 つとして、e ラーニング手法による自主学習法を開発し、高校生の自主学習法として実施する際の教育効果と課題を検討した。

2. e ラーニング学習内容

2.1 ライフサイクル思考概念（LCT）学習

本学習法では、LCT の概念の学習法として、一般的に環境配慮型消費行動とされる「マイバッグ」「リユース食器」「地産地消」の 3 種をそれぞれ対照的な消費行動である「レジ袋」「使い捨て食器」「輸入食品」とのライフサイクルにおけるエネルギー消費や温暖化影響（$LCCO_2$）による比較を示し、生産段階、処分段階における環境影響の存在、従来の環境行動のイメージと LCT による環境影響評価とのギャップについて学習させる。これらの学習内容は、それぞれファイルの形でネット上の学習サイトからダウンロードして使用することができる（図 1）。

2.2 LC エネルギー算出ソフトウェアによる実習

本学習法は、学習者が自分自身の消費行動によるエネルギー消費を知ることで、日常生活による個々の消費者の環境影響への責任感や環境負荷の削減への意識の誘導を促すことを目指している。このため、LC エネルギー算出実習の対象として、自分のかばんの中に入れている持ち物を取り上げてもらう。専用ソフトウェア「カバンの中のエネルギー消費」[3)]は、主に中高生の所持品（学用品等）55 品目の LC エネルギーが算出でき、以下の機能を搭載している：

* 計算結果の LC ステージごとの年間あたりの LC エネルギー消費量表示
* 上記計算結果のグラフ表示
* LC エネルギー消費削減シミュレーション
* 製品毎のライフサイクルアニメーション表示

学習者はこれらの機能を利用し、自身の LC エネルギー消費量、持ち物のライフサイクル、エネルギー消費の削減方法の検討などの学習ができる [1, 2]。

このソフトウェアと使用法解説書は学習サイトにアップロードされており、学習者がダウンロードして使用することができる。

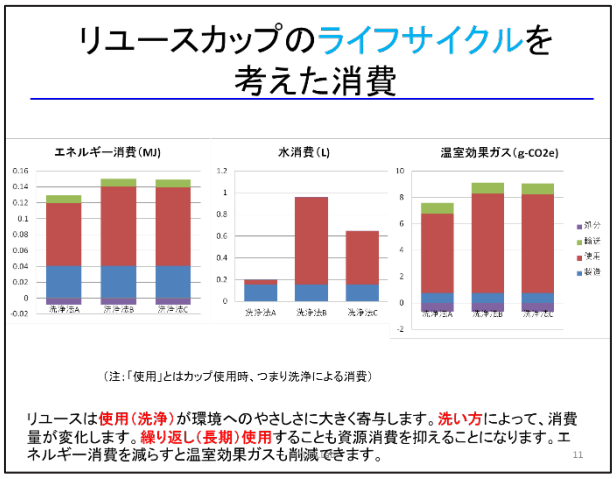


図 1　LCT 概念学習用ファイルの例

3. 自主学習実施概要

3.1 学習者

2 章で述べた学習サイトのコンテンツを使い、2013 年 8 月に神奈川県の私立 H 高校（男子校）3 年生 12 クラス全 519 名が夏季休暇中の総合化学物理の課題として自宅学習を行った。なお、総合化学物理は H 高校独自の 3 学年次の必須科目である。

3.2 実施方法

本自宅学習の実施方法概要を表 1 に示す。実施に当たり、休暇前に各クラスの担任教員より、学習方法についての 15 分程度の説明と学習終了後に提出する以下の 3 種のワークシート（WS）が配布された。この時点で、教員からの学習コンテンツについての解説は、全く行われなかった。;

WS①：ソフトウェア入力データ作成用シート

WS②：LCT 概念学習内容のまとめ問題と感想

WS③：LC エネルギーソフトウェア実習まとめ、学習後の感想

生徒は、学習サイトにアップロードされたファイル類をすべて使って自宅学習を行い、配布された WS に必要な内容を記入して提出した。

表 1　自宅学習実施方法

時期	学習段階	学習内容	場所
夏季休暇前	学習方法説明	学習法の説明、課題WSの配布（約15分）	学校
夏季休暇中	LCT概念学習	LCA概念学習用スライド（3種）自主学習	自宅
	LCA概念まとめ	WS②による学習内容の復習	自宅
	LCエネルギー算出実習	受講者（生徒）のカバンの中の持ち物リスト化（WS①）。	自宅
		ソフトウェアによるLCA実習（WS①）	自宅
	実習まとめ	学習内容の復習（WS③）	自宅
夏季休暇後	WS提出	WS①②③の学校への提出	学校

4. 自宅学習実施結果

4.1 学習所要時間

課題どおりの自宅学習を最後まで終えた生徒によれば、本学習に要する時間は約 2 時間であった。

4.2 教員の関与・学習環境の設定

本学習における教員の役割は、3 種の WS の準備と 15 分程度の学習法の説明のみであった。従来の学校での実施では、クラスごとの講義時間の確保、PC 教室の準備、ソフトウェアのインストールなど、外部講師を招くとしても多くの手間を要するが、教員がこれらの準備に煩わされることなく学習を実施できた。また、現在、ほとんどの生徒の自宅は、インターネットが使用できる環境が整っており、e ラーニング学習は容易に導入できた。

4.3 学習達成度

本 e ラーニング自主的学習法が高校生の学習手段として妥当であるかを、8 組 311 名の生徒の WS②③回答状況より推定した。WS②は、97%の生徒が回答記入をしており、スライド形式のファイルを使って操作自主学習する方法は実施可能と思われる。一方、WS③の記入率は 67%であり、記入しなかった生徒の 1 部への聞き取りよりソフトウェアのダウンロード時のトラブルが原因と推察された。

また、LCT・LCA 概念の学習の習得度合を示す 4 種の穴埋め式まとめ問題の全正解率は 77%以上であった(表 2)。事後調査では、LCT を取り入れることで環境への関心が高まる可能性も示唆された（S1)。

表 2　LCA 概念の学習の習得度合

	回答者	全正解	全正解率
リユース食器(10問)	311	261	83.9%
マイバッグ(7問)	311	252	81.0%
地産地消(7問)	311	268	86.2%
LCA概論(10問)	299	231	77.3%

5. まとめ

LCT を取り入れた e ラーニング手法による自主学習法を開発し、高校 3 年生を対象に実施した。最小限の教師の関与のみで、約 2 時間の学習により 80%程度の生徒が LCT・LCA の概念を十分に理解できた。一方、ファイル類ダウンロード時のトラブル発生やソフトウェア操作法には改善の必要がある。

6. 引用文献

1)平山世志衣他(2009):日本 LCA 学会誌,5(3),367-381

2)天野雄太他(2012)：日本 LCA 学会誌,8(1), 55-65

3)平山世志衣他(2013):第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集 198-199

Supporting Information

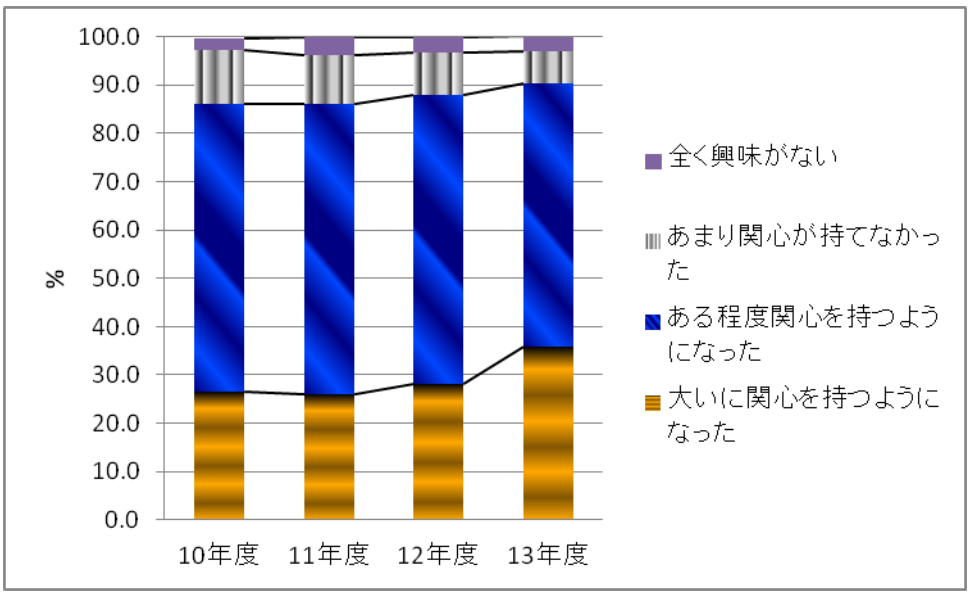


図 S1　環境問題への関心

毎年 3 年生を対象に 2 学期末に実施される調査の結果。

設問「環境問題を理解する授業を行っていましたが、あなたの感想を以下から選らび、その理由を書いてください。」に対して、4 つの選択肢より 1 つを選択して回答するものである。今年度は、過去の 3 回の調査より、「大いに関心を持つようになった」との回答が増加傾向にあった。

地域環境へのライフサイクル思考の導入 その３

－銚子ジオパークでの試み－

Adoption of life cycle thinking to regional environment Vol.3
- case study at Choshi Geopark -

○安藤生大
Takao ANDO
千葉科学大学　危機管理学部
tando@cis.ac.jp

1. はじめに

筆者は、これまで、千葉県銚子市およびその近傍の地域特産物としてキャベツ[1)]、メロン[2)]、サバ缶詰[3)]、米[4)]、風力発電[5)]等について、LCA の手法に基づく定量的な環境影響評価を行った。さらに、その成果を環境教育教材として用い、高い教育効果を確認することができた[6)]。具体的には、適地適作や地産地消の必要性、農薬や化成肥料の削減、消費段階のエネルギーやゴミの削減などに気づきを与え、自らの生活と地域環境や地球環境がつながっていることを再確認する（ミッシングリンクの再生）効果が確認できた。しかし、その一方で、具体的な環境配慮行動の発現に結びつけることが難しかった。

そこで、筆者はライフサイクル思考の対象を、「地域特産物」から、それを生み出した「地域全体」への拡張を試みた。具体的には、これまで実践してきた地域特産物の CFP を利用した環境教育プログラムを、現在の「つかう」段階における環境教育プログラムと位置づけ、そこに過去の「つくる」段階に相当する地域の地質学的な「成り立ち」に関する理科教育プログラムの付加を試みた。つまり、地域の成り立ちを学ぶことで、特産物を生み出した地域環境をより深く理解して、「地域への愛着」を醸成し、「大切な地元を守りたい」という動機によって具体的な環境配慮行動の発現を目指した。そして、これらの理科、環境教育プログラムを実践し、未来の地域環境の保全を担う子供達の教育に取り組む場として、「銚子ジオパーク」を位置づけた。

本研究では、地域へライフサイクル思考を拡張した場合の（1）「つくる（地域の成り立ち）」段階に相当する理科教育プログラムの内容を紹介し、（2）地元の中学1年生に対して実施した結果を報告し、（3）プログラムの実施前後の質問紙調査と実施後の自由記述文の分析から明らかとなった効果と課題について報告する。

2. 「つくる（地域の成り立ち）」段階の理科教育プログラムの内容と実施方法

本研究では、銚子ジオパークの屏風ヶ浦ジオサイトを利用した「1 日型」の理科学習プログラムを開発した。

2.1 受講者と実施者

理科教育プログラムの実践は、銚子市立第三中学校（千葉県銚子市東小川町 2348）の 1 年生 2 クラス（54 名）に対して、2013 年 7 月 2 日に行った。屏風ヶ浦ジオサイトの現地見学の説明、銚子市青少年文化会館（千葉県銚子市前宿町 1046）での講義は、主に著者が担当した。加えて、現地見学では、引率として中学校教諭 2 名が加わり、補助支援者として大学生 4 名、事前講習を受講した銚子ジオパーク推進市民の会の一般会員が 5 名参加した。

2.2 理科教育プログラムの概要

1 日型の理科学習プログラムの内容と時間構成、生徒への指導上の留意点を表１に示した。屏風ヶ浦ジオサイトを構成する地層の野外見学は午前中に実施した。現地では、ワークシートを配布し、露頭全体のスケッチ（露頭図）、地層のスケッチ（柱状図）を作成し、少量の火山灰の地層を採取した。その後、屏風ヶ浦遊歩道を銚子マリーナ海水浴場の駐車場まで歩きながら、数カ所の観察地点で、土地の成り立ちや地域環境問題についての説明を行った。

午後は、銚子市青少年文化会館に移動し、書き込み式の資料を配付して、屏風ヶ浦の成り立ちに関する講義と、採取した火山灰の実体顕微鏡での観察、地元を作る堆積岩や化石標本の観察を行い、最後にまとめを行った。

さらに、本プログラムを実施した翌週の理科の授業（3 校時分）では、受講内容や感想等を A1 版のポスターにまとめた。このポスターは、銚子市青少年文化会館に展示した。

2.3 質問紙調査と感想文

本研究では、地元の中学生に、銚子ジオパークを周知し、その地質学的な価値を理解させることで、郷土愛を育むことを目指した。このため、質問紙調査では本理科教育プログラムの実施前後で、銚子ジオパークへの関心やイメージがどのように変化したかに注目した。

さらに、本プログラム実施後には、授業理解と印象に残った点、不明だった点、その他の感想について、自由記述の「感想」文の提出を求めた。

表1　「1日型」の理科学習プログラムの内容と時間構成、生徒への指導上の留意点

地層の野外見学（午前中：2 時間） **項目の目標：野外観察を行い、観察記録をもとに、地層のでき方を考察し、重なり方や広がりについての規則性を見いだす。**	
野外見学（2 時間） 「屏風ヶ浦ジオサイトの見学と試料採取」（指導内容⑤～⑨） 1.　地層全体のようすのスケッチ（露頭図）、 2.　それぞれの層の特徴のスケッチ（柱状図） 3.　火山灰の採取 4.　断層・しゅう曲の説明 5.　地層のつながり（広域火山灰層）の説明 6.　屏風ヶ浦の成り立ち 7.　海岸地形の説明 8.　不整合の説明	● 配布したワークシートを用いて、露頭図と柱状図を作成する。 ● 露頭図の作成では、演示しながら作成方法を示すと同時に、断層・しゅう曲の説明も行う。 ● 柱状図の作成時には、露頭に接近するので、生徒の安全確保に気を配る。 ● 採取した地層の様子（色、粒度、硬さ等）を観察する。
室内での講義と観察、まとめ（午後：2 時間） **項目の目標：地層をつくる岩石とその中の化石などを手がかりにして過去の環境と年代を推定する。**	
講義（30 分） 「地層はどのようにつくられるのだろうか」（指導内容①～④） 9.　流水によってできた地層の特徴 ● 説明のキーワード：風化作用、流水の 3 作用、粒の種類、堆積の仕方、地層累重の法則 10.　火山灰の地層の特徴 ● 説明のキーワード：火山灰の特徴、地層のつながり、広域火山灰、かぎ層	● 指導用のパワーポイントスライドとワークシートにより学習する。 ● 専門用語の多用を避ける。 ● ゆっくりした進度を心掛ける。
実習１：火山灰の観察（30 分） 「採取試料の実体顕微鏡観察」（指導内容⑥、⑨、⑩） 11.　採取した火山灰の洗い出しを行う 12.　火山灰や軽石にふくまれている粒を調べる	● 配布したワークシートにより学習する。
実習２：堆積岩と化石の観察（30 分） 「堆積岩と化石をしらべよう」（指導内容⑪、⑫） 13.　地層をつくる岩石 14.　石灰岩とチャートを調べる 15.　化石の観察	● 配布したワークシートにより学習する。 ● 地元で産出する海鹿島れき岩、犬吠砂岩、泥岩を観察させる。 ● 化石の観察を通じて、地質年代区分を理解させる。
まとめ（30 分） 16.　＜発展＞恐竜の絶滅した原因（ビデオ：７分） 17.　章末問題	● 発展的内容の理解を助けるために、ビデオ学習を利用する。 ● 章末問題にて、まとめを行う。

3.　主な結果

本プログラム実施後に行った自由記述の「感想」文のキーワード分析からは、本プログラムが、（1）半数を超える生徒にとって十分に理解可能であり、（2）学習内容（地層、堆積岩、化石など）が効果的に生徒の印象に残る内容であることが明らかとなった。加えて、本プログラム実施前後の質問紙調査結果からは、（3）ジオパークへの興味が増すと共に、ジオパークの活動への参加意図が高まり、（4）屏風ヶ浦などのジオサイトをより身近で、地元の誇りとなるような対象として感じるようになり、（5）銚子ジオパークに対する関心や、よいイメージを高まることが示された。その結果、地域への愛着が増進される可能性が示唆された。

しかし、その一方で、自由記述の「感想」文からは、野外見学や露頭の観察に十分な時間を確保する必要があることや、外部講師（大学教員や一般市民）が説明や授業を行う場合には、特に授業の進行速度に注意を払い、十分な理解が得られるように心がける必要があることが示された。

参照文献

1) 安藤生大（2010）：日本LCA 学会誌，6(3)，234-241
2) 安藤生大（2008）：千葉科学大学紀要（4)，21-30
3) 安藤生大，長谷川勝男（2011）：水産技術，3(2)，99-105
4) 安藤生大，吉川直樹(2011)：日本LCA 学会誌，7(4)，387-395
5) 安藤生大，長井浩，久保典男，武藤厚俊，小林謙介，田原聖隆，稲葉敦(2009)：日本LCA 学会誌，5(2)，237-243
6) 安藤生大（2010）：日本LCA 学会誌，5(3)，382-392

家庭科への LCA 的思考法導入に向けた教科書のテキスト分析

Text Analysis for Introduction of Life Cycle Thinking to Home Economics

○山本大輔*[1)]、栗栖聖 [2)]、平松あい [2)]、花木啓祐 [3)]

Daisuke Yamamoto, Kiyo Kurisu, Ai Hiramatsu, Keisuke Hanaki

1)　東京大学工学部, 2) 東京大学先端科学技術研究センター, 3) 東京大学大学院工学系研究科

* nonhomogenized99@gmail.com

1. はじめに

人々の日常生活に起因する環境負荷削減を目指し、ライフスタイル見直しや環境意識啓発といった消費者としての態度を養う教育が求められている [1)]。特に、日常生活に密接に結びついた家庭科は、消費者としての態度育成、環境配慮行動等を扱うことから、LCA 教育への親和性が高いのではないかと考えられる [2,3)]。新学習指導要領の中でも、家庭科教育の目標として「生活や職業における能力や主体的・実践的な態度を養うこと」が挙げられているほか、国立教育政策研究所による新環境教育指導資料の中にも、環境負荷や環境配慮行動に関する記述が見られている。その一方で、実際のカリキュラム面では、ライフサイクル的思考に関する教育の欠落が複数の研究で指摘されてもいる [4,5)]。

そこで本研究では、LCA 的思考法の家庭科への導入可能性検討を見据えた上で、まずは現行家庭科カリキュラムにおける環境関連要素の取り扱いの現状を網羅的に把握することを研究目的とした。具体的には小学校から高等学校まで複数の家庭科教科書につきテキストマイニングを適用し、持続可能社会や LCA といった要素の取り扱いの違いについて明らかにすると共に、出版社間や小中高での差異につき評価することを目的とした。

2. 研究手法

小学校、中学校、高校の各段階で家庭科教科書を出版している出版社 2 社（以降 A 社、B 社）につき小中高 1 冊ずつ、計 6 冊の家庭科教科書を用意した。各教科書につき裁断・スキャンし OCR 読み込みした上で、元原稿と照合しつつミススキャニングのクリーンアップをし、テキストマイニング用ソフト KH coder を用いて解析を行った [6)]。具体的には、茶筌を用いた形態素分析を行ったのち、共起ネットワーク分析、多次元尺度構成法による多変量分析、対応分析を行った。分析は a) 全ての章・語を対象としたもの、b) 持続可能性に関する章のみを対象としたもの、c) ライフサイクル的思考に関わる特定のキーワードを含む文章のみを抽出したもの、の 3 種を行った。

各分析 a)〜c)において、重要な語のみを分析対象とし、また共起関係を明確にするため、単語間の類似度を示す jaccard 係数、および単語の出現数は表 1 の通りに設定した。

表 1　各分析における jaccard 係数および最小出現数の設定

	最小 jaccard 係数			最小出現数		
	a)	b)	c)	a)	b)	c)
小学校	0.1		0.3	20		3
中学校		0.15		35	10	5
高校				50		5

3. 結果と考察

図 1 に A 社の小学校教科書での全ての章・語を対象とした分析 a) の共起ネットワーク分析の結果を示した。また、Supporting Information の図 S1 に B 社の同分析結果を示す。共起ネットワーク図では各語の位置関係ではなく直接的な結びつきの有無が意味を持つ。小学校では、図 1 の左上、図 S1 の右下に「環境」の語が見られるが、これらはいずれも「考える」と結びついている。さらに B 社においては「生活」と結びついていることが特徴的である。

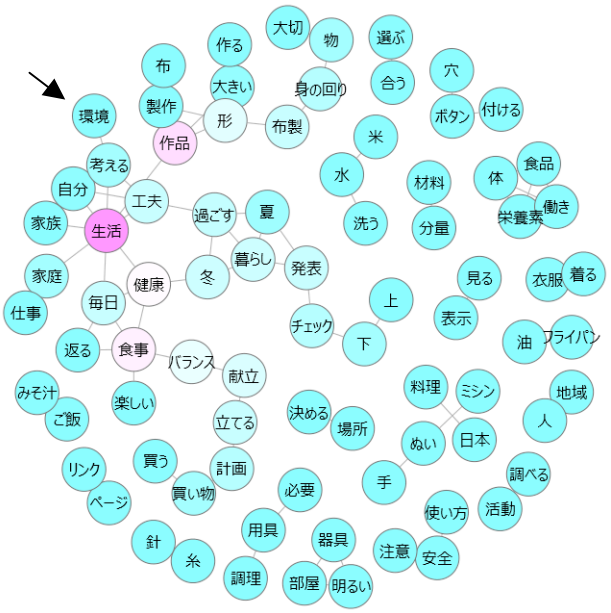


図 1　小学校（A 社）の共起ネットワーク図

図 2 に中学校教科書における分析 a) の共起ネットワーク図の内、「環境」の語を含む部分のみを取り出して示した。中学校の教科書においては、教科書全体、あるいは図 S2 に見られる分析 b) の持続可能性に関する章を対象とした結果からも「消費」「配慮」

との結びつきが見られ、環境配慮型のライフスタイル、消費が重要視されていることがわかる。

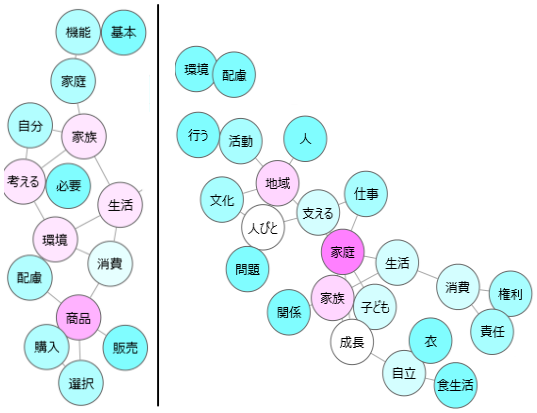


図２　中学校の共起ネットワーク図の一部
（左：A 社、右：B 社）

高校教科書の共起ネットワークでは、2 社とも「環境」は「影響」のみと結びついていた。高校の教科書においては、教科書全体の共起ネットワークにおいて強い結びつきを持つ語は多くないが、図 3 に示した語の位置関係が意味を持つ多次元尺度構成法では「環境」が中央付近に位置しており、広い分野で環境についての内容が扱われていることが示された。

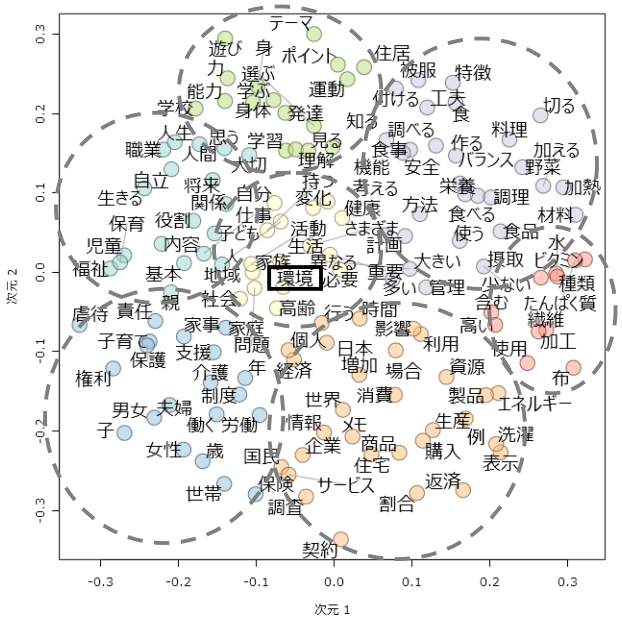


図３　高校（A 社）の多次元尺度構成図

図 4 に A 社高校教科書での分析 b) の結果を示した。特に「ライフサイクル」「負荷」といった単語が結びついていたのは、i) 「企業」「生産」「消費」、ii) 「評価」「リスク」「安全」「食品」、iii) 「原料」「廃棄」、iv) 「排出」「効果」「削減」といった４つの言語群であり、製品の生産・消費段階、原料採掘から廃棄段階を対象とするに加えて、食品の安全性との関連でライフサイクル的な思考法が取り上げられていることがわかる。

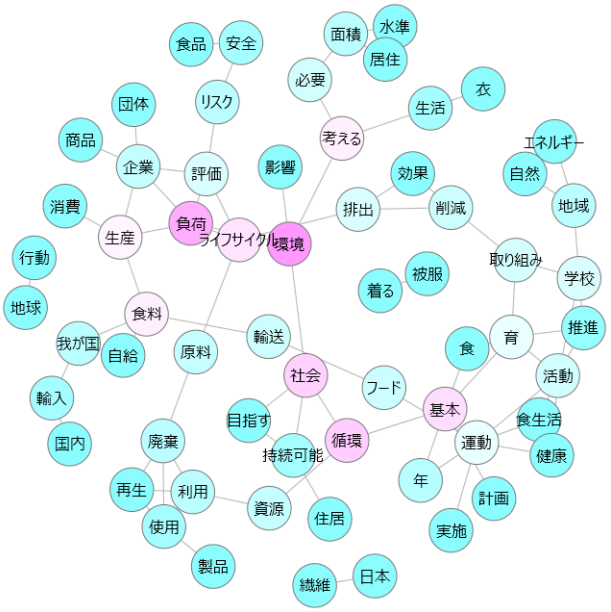


図４　高校（A 社）の持続可能性に関する単元の共起ネットワーク図

小中高と進むにつれて、共起ネットワークに見られるように、「環境」は「考える」ことから「配慮」し「評価」する段階へとその扱いが変化していることが分かる。また、多次元尺度構成法では、小中高を通して「環境」は中央付近に位置しており、広い分野で満遍なく環境関連内容が扱われていた。

また、対応分析より教科書の各章の関係を見てみると、中学校では各章の内容が「衣」「食」「住」および「消費生活と環境」の 4 つに明確に分かれており（図 S3）、小学校（図 S4）よりも単元ごとの明確な区分が図られていた。一方、高校（図 S5）では、衣・食に関する内容が他の内容と離れており、この分野で環境に関する内容が比較的少ない可能性があるといえる。

謝辞

本研究は環境省環境研究総合推進費「プラットフォーム化を目指した日常行動に関わる LCA データの整備と教材開発」（研究代表：栗栖聖）により実施した。

引用文献

1) 中島光太, 平山世志衣, 本藤 祐樹: 日本 LCA 学会誌, 7(1), (2011), pp.84-94
2) 文部科学省: ”新学習指導要領(本文、解説、資料等)”, (2011)
3) 国立教育政策研究所: “新環境教育指導資料”,
4) 岩渕善美,東野達,笠原三紀夫,川村康文,村上裕子,田岡久雄: 廃棄物学会誌, (2004), 15(3), pp.149-158
5) 成田明沙美,井上弘毅,松本真哉,中村栄子: 日本 LCA 学会誌, 5(3),(2009), pp.393-402
6) 樋口耕一: “KH coder Index Page”, http://khc.sourceforge.net/, (参照 2013-01-04)

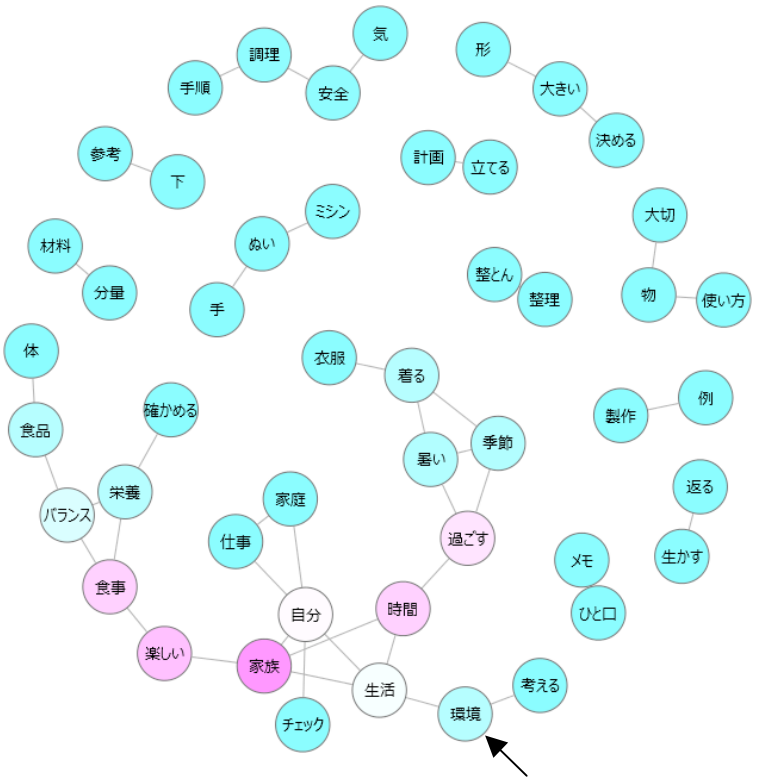


図 S1 小学校(B 社)の共起ネットワーク図

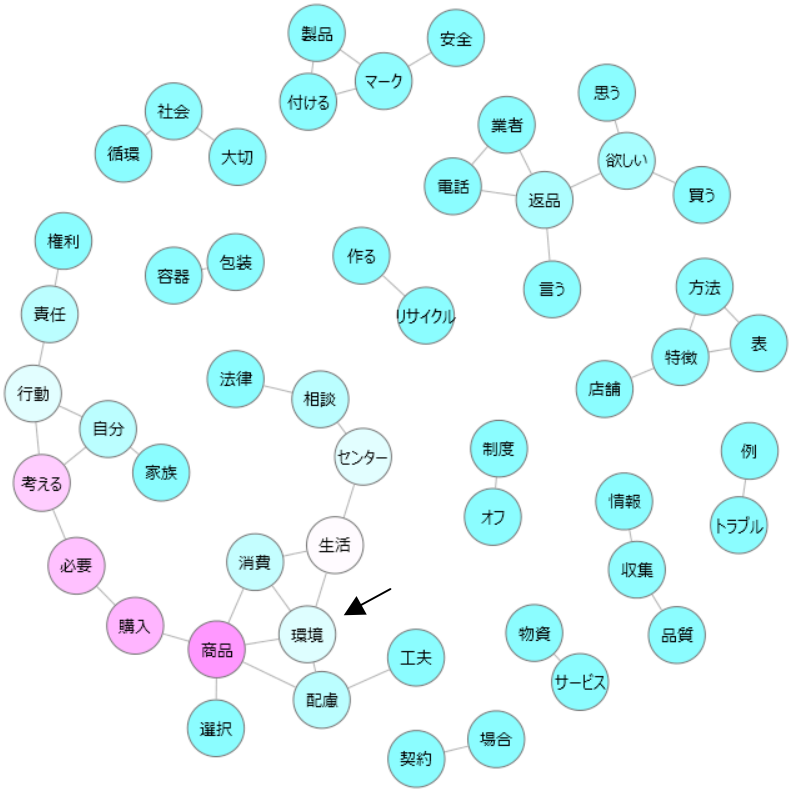


図 S2 中学校(A 社)の持続可能性関連単元の共起ネットワーク図

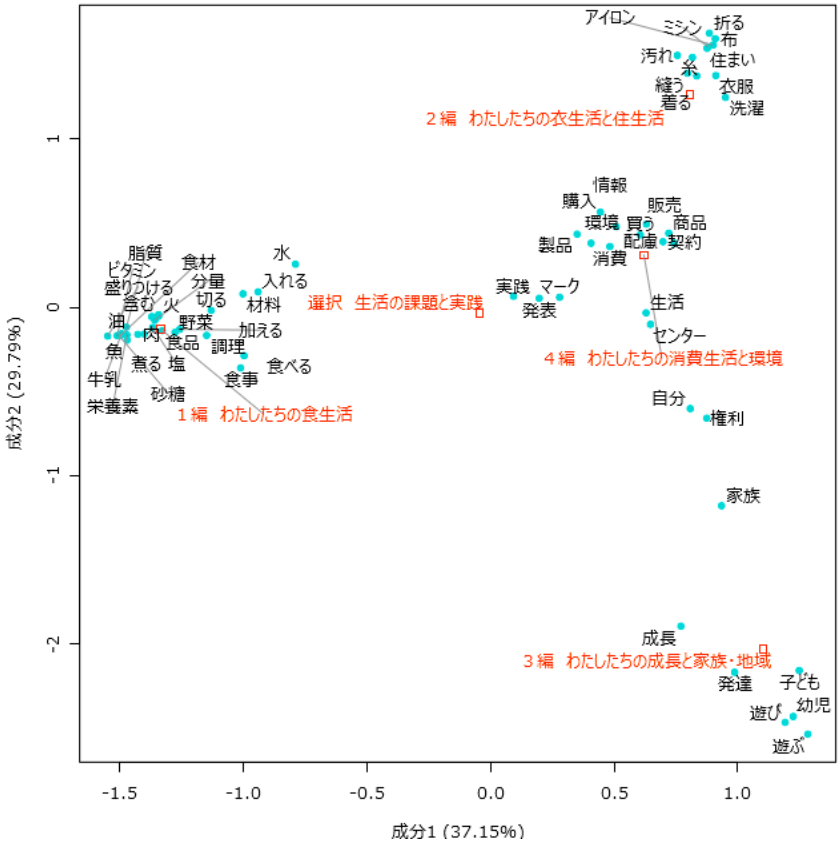


図 S3 中学校(A 社)の対応分析図

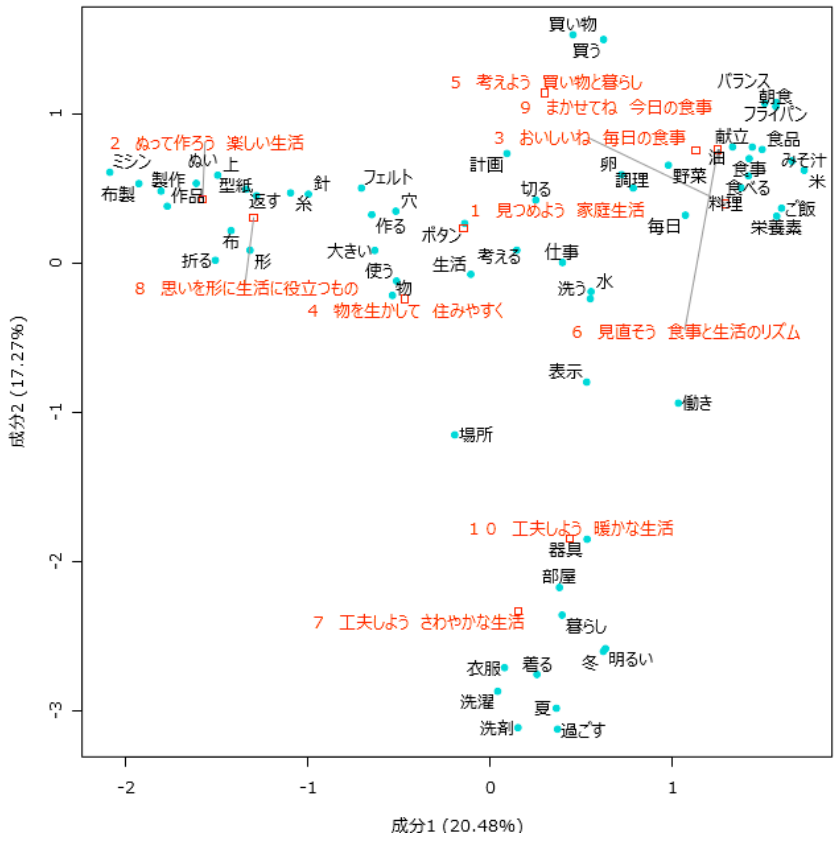


図 S4 小学校(A 社)の対応分析図

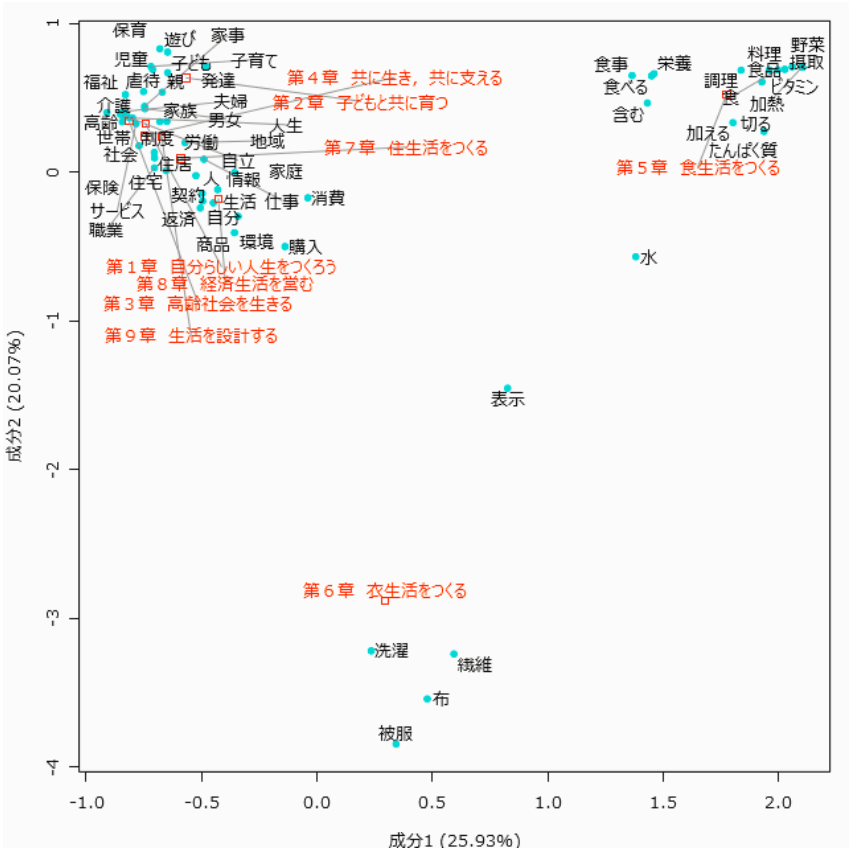


図 S5 高校（A 社）の対応分析図

中学/高校家庭科におけるライフサイクル思考に基づいた環境教育用教材開発

－Development of environmental education material based on lifecycle thinking for home economics in junior/senior high school－

○水野 建樹*、津田祥子
Tateki MIZUNO, Shoko TSUDA
一般社団法人未踏科学技術協会
*mizuno@sntt.or.jp

1. はじめに

大量生産・大量消費社会から持続可能なライフスタイル・消費形態への転換が必須という認識は一般的には高まっているが、現状は家庭部門での CO2 排出量は減らず横ばい状態が続いており、各個人が削減に向けて日常行動を画期的に転換するまでには至っていない。行動の転換を促すためには、環境負荷と自分のライフスタイルとの間に深い関係があることに気付きを与えることが必要である。そのためには電気や車の使用などによる CO_2 排出などわかりやすい部分だけでなく、製品の消費に伴う「気がつきにくい」部分での環境負荷についても考える、ライフサイクル的環境意識を醸成することが重要である。

政策的にもライフサイクル視点の環境教育の拡充が挙げられており、H24.6 月閣議決定された改正環境教育等促進法では「環境保全活動、環境保全の意欲の増進及び環境教育並びに協働取組の推進に関する基本的な方針」として、『環境問題が生産・流通・消費・廃棄によって成り立っている社会経済の構造の中で 生じており、私たちの消費生活が直接見えない部分で環境に影響を与えていることに ついて、気付きを引き出すために、製品のライフサイクルの視点で温室効果ガスの排出量や生物多様性への影響等の環境負荷をとらえる視点を盛り込むことが重要』との文言が加わっている。

このような背景の下、幅広い開発主体が自由にアクセスできる日常行動に関連したきめ細やかなLCAデータセットを構築すること、家庭科教育の中で使い得る LCA 教材を試作し、その効果を検証することを研究目標として研究プロジェクトを開始した。図１は開発する日常行動に関するLCAデータベースとその利用のイメージである。今回紹介するのは、データベースを基に家庭科の中で使える LCA 教材を開発し、実際に現場での試行・評価に関するテーマである。

2. 家庭科で扱う「環境とライフスタイル」との関わり

わが国の中学では H5 年度から技術・家庭が男女必須、高校では H6 年度入学生から家庭科が男女必須となっており、H15 年度には高校は「家庭基礎(2 単位)」、「家庭総合(4 単位)」「生活技術(4 単位)」から１科目を選択履修することとなった。ただし、現実問題として学校現場を

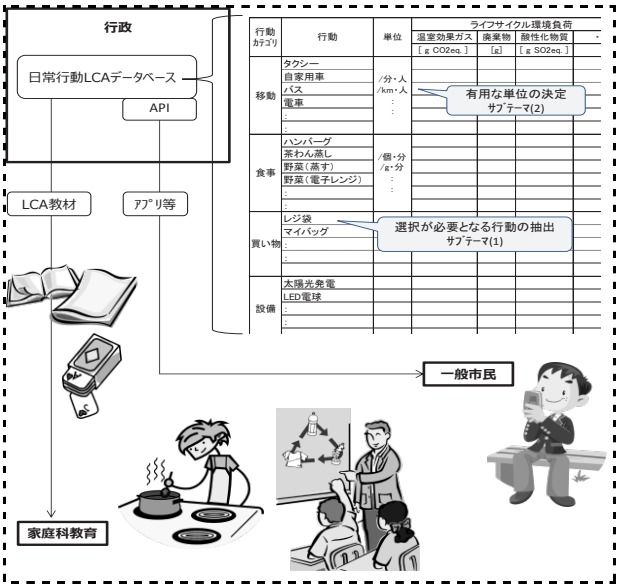


図１ 日常行動データベースとその利用イメージ
（研究代表：栗栖聖）

あずかる教員からは、家庭科、さらにその中での環境教育の占める重要性や時間的割合は極めて小さいという声が聞こえてくる。例えば、環境省調査（図２）によれば、環境教育を受けたことがないと回答した成人が圧倒的に多く、また、学校で環境教育を受けたとする人も 17% 強に過ぎない。このような状況にあるものの、地球環境問題による影響の大きさを考えると、今後学校教育をより一層拡充させる必要がある。

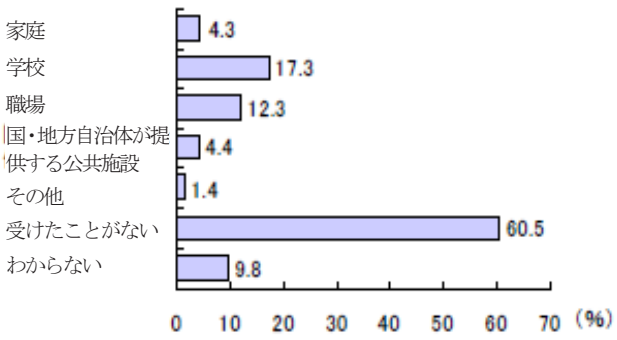


図２ 主体別環境教育を受けた経験がある人数
（環境省全国 1000 人（20~69 才）web 調査[1]。回答者を年代別、性別に 100 サンプルずつになるよう割付）

家庭科および他の教科の学習指導要領は H21 年度に新指導要領に改定され、H25 年度入学生から適用されることになっている。高校家庭科の「環境とライフスタイル」に関する新旧指導要領の違いを以下に示す。

※高等学校家庭科指導要領新旧対比[2)]

『家庭基礎』

○環境に配慮したライフスタイルについて考え、主体的に生活を設計（H21 新設）

○環境負荷の少ない生活、持続可能な社会を目指したライフスタイルを工夫し、主体的に行動する（新）
←旧版では環境負荷の少ない生活を目指して生活意識や生活様式を見直すこと、となっている

『家庭総合』

○持続可能な社会を目指して資源や環境に配慮した適切な意思決定に基づく消費生活（H21 新設）

○資源や環境に配慮した生活を営むライフスタイルを工夫し、主体的に行動する(H21 新設)

『生活デザイン』(略)

新旧指導要領の対比でわかるように、新指導要領では「持続可能な社会を目指す」ことと「主体的に行動する」ことが加わっている。一方で、先に示した環境教育政策にはライフサイクル視点の重視がうたわれている。これらを結びつけるためには、家庭科の環境教育の中に今までに取り入れられていなかった「ライフサイクル思考」による教育方法や教材が欠かせないといえよう。

３．家庭科教材開発

プロジェクトでは、教材開発に先立って LCA 情報を用いた環境教育教材を網羅的に把握、収集し、学校教育において有効となりうる教材を検討することとなっている。日本 LCA 学会では環境教育研究会を設け、既にライフサイクル思考の環境教育教材・プログラムについて調査してきた経緯があるので、これら既存の知見[3]を活用するとともに、研究会参加者の協力を得て、家庭科教科書で扱う事項の中で LCA の適用が可能な行動を抽出している。現在、家庭科で扱われている行動の中から「食べる」と「着る」行動に焦点をあて、分析を始めた。表１はその一部を示したものであり、例えば「食べる」行動にもそれを取り巻く多くの側面（調理法・食材・食器等々）があり、さらに個々の側面にもそれぞれ多くの選択肢があることがわかる。ここから授業の流れに合わせた適切なシナリオを作り、ライフサイクルでの環境負荷について気付きを与えるよう工夫することが今後の課題である。

表１　家庭科の教材開発に向けた検討
（対象とする行動：食べる・着る）

項目		比較対象	エネルギー、CO_2、その他考慮すべき事項	廃棄物との関係
食べる	調理方法	ガスコンロ(都市ガス、LPG) IH 調理機 電子レンジなど	加熱調理方法、素材や形状による熱効率の違い	使用後の廃棄、リサイクル方法
	食材	調理対象の食品類	地産地消との関係	食品ロス、生産流通過程での廃棄
	食器	食器の種類、洗浄	洗浄方法、素材による違い	再利用・廃棄
	外食産業	メニューの食材	LCA 情報、価格情報 意思決定へ	食品ロス、生産流通過程での廃棄
着る	被服	植物繊維 動物繊維 化学繊維	製品の一生での出来事。 選び方、使い方	捨て方

４．引用文献

1)環境省、環境教育等に関するアンケート調査結果概要(http://www.jsoee.jp/info/23-ee-promote-law/160-inquiry-on-ee2012.html)、（参照 2013-10-1）

2)文部科学省、学習指導要領における「環境教育」に関わる主な内容の比較
（http://www.mext.go.jp/a_menu/shotou/kankyou/）（参照 2013-10-1）

3)日本 LCA 学会 環境教育研究会、ライフサイクル思考に基づいた環境教育のすすめ、2012 (http://ilcaj.sntt.or.jp/lcahp/kenkyukai-1.html)(参照 2013-9-1）

謝辞

本調査研究は環境省平成 25 年度環境研究総合推進費「5-006 プラットフォーム化を目指した日常行動に関わる LCA データの整備と教材開発（研究代表：栗栖聖）」の一部として行われている。
www.mext.go.jp/a_menu/shotou/.../01/.../1329192_1.pdf

サービス経済化と CO_2 排出量に関する国際比較分析

An International Comparison on the Relationship between Service Economies and CO_2 Emissions

○白新田佳代子*[1)]、加河茂美[1)]、岡本隼輔[1)]

Kayoko SHIRONITTA, Shigemi KAGAWA, Shunsuke OKAMOTO

1)　九州大学

*kayoko.s137@gmail.com

1. はじめに

世界の CO_2 排出量は、世界各国の経済成長とともに増加の一途をたどっている。先進国の多くはサービス経済化が進行しており、この変化が CO_2 排出量の削減に貢献している（Okamoto, 2012）。しかし一方で、国内のサービス経済化に伴い第一次・第二次産業の製品の輸入が増加し、その国の輸入構造とその規模の変化が輸入相手国の CO_2 排出の増加に影響を与えていると考えられる。世界全体で見るとサービス経済化をはじめとした産業構造の変化が実際にはどの程度 CO_2 排出削減に貢献しているか定量的にわかっていない。

そこで本研究では、Shapley-Sun 型要因分解法を世界産業連関表に適用し、各国の CO_2 排出量の変化を経済規模効果、産業構造効果、技術効果、輸入規模効果、輸入構成効果の 5 つに分解し、サービス経済化による CO_2 排出量の削減効果を定量的に評価し、国際比較を行う。

2. 研究手法

本研究で使用するデータは、1995 年から 2009 年の世界産業連関表（The World Input-Output Database）である（Dietzenbacher *et al.*, 2013）。これは、生産価格評価の 40 か国 35 産業部門からなる多地域産業連関表である。この 40 か多地域世界産業連関表を用いて、当該国 c の産出起源の排出量を表すと下式(1)式となる。

$$\begin{aligned} Q_d^t(c) &= \sum_{i=1}^{N} e_i^t(c)\theta_i^t(c)X_d^t(c) \\ &= \mathbf{e}^t(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)X_d^t(c) \end{aligned} \tag{1}$$

ここで、$Q_d^t(c)$ は t 年における c 国の生産起源総排出量、$\mathbf{e}^t(c)=\{e_i^t(c)\}$ は t 年における c 国の排出係数行ベクトル、$\boldsymbol{\theta}^t(c)=\{\theta_i^t(c)\}$ は t 年における c 国の産業構造比率列ベクトル、$X_d^t(c)$ は t 年における c 国の全産業部門の総産出額である。

(1)式の t 年から t+1 年への時間的変化をと考えると、以下の(2)式が得られる。

$$\Delta Q_d(c) = \mathbf{e}^{t+1}(c)\boldsymbol{\theta}^{t+1}(c)X_d^{t+1}(c) - \mathbf{e}^t(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)X_d^t(c) \tag{2}$$

(2)式は以下の(3)式のように変形することができる。

$$\begin{aligned} &\Delta Q_d(c) = \mathbf{e}^{t+1}(c)\boldsymbol{\theta}^{t+1}(c)X_d^{t+1}(c) - \mathbf{e}^t(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)X_d^t(c) \\ &= \left[\{\mathbf{e}^t(c)+\Delta\mathbf{e}(c)\}\{\boldsymbol{\theta}^t(c)+\Delta\boldsymbol{\theta}(c)\}\{X_d^t(c)+\Delta X_d(c)\}\right] \\ &-\mathbf{e}^t(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)X_d^t(c) \\ &= \Delta\mathbf{e}(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)X_d^t(c) + \mathbf{e}^t(c)\Delta\boldsymbol{\theta}(c)X_d^t(c) + \mathbf{e}^t(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)\Delta X_d(c) \\ &+\Delta\mathbf{e}(c)\Delta\boldsymbol{\theta}(c)X_d^t(c) + \mathbf{e}^t(c)\Delta\boldsymbol{\theta}(c)\Delta X_d(c) + \Delta\mathbf{e}(c)\boldsymbol{\theta}^t(c)\Delta X_d(c) \\ &+\Delta\mathbf{e}(c)\Delta\boldsymbol{\theta}(c)\Delta X_d(c) \end{aligned} \tag{3}$$

(3)式の右辺第一項は排出係数の変化が CO_2 排出に与える影響を表し、第二項、第三項はそれぞれ産業部門の産業構造の変化、総産出額の変化が CO_2 排出に与える影響を表している。しかし残りの 4 項は交絡項になっているため、初めの 3 項を合計しても排出量の全変化とは一致しない。そこで Shapley-Sun 分解法を用いて交絡項も含め 7 つの項を技術効果、産業構造効果、経済規模効果の 3 つに分解すると下式(4)のようになる。

$$\Delta Q_d = \underbrace{\Delta\mathbf{e}\boldsymbol{\theta}^t X_d^t + \frac{1}{2}\left(\Delta\mathbf{e}\Delta\boldsymbol{\theta}X_d^t + \Delta\mathbf{e}\boldsymbol{\theta}^t\Delta X_d^t\right) + \frac{1}{3}\Delta\mathbf{e}\Delta\boldsymbol{\theta}\Delta X_d}_{\text{技術効果}}$$
$$+ \underbrace{\mathbf{e}^t\Delta\boldsymbol{\theta}X_d^t + \frac{1}{2}\left(\Delta\mathbf{e}\Delta\boldsymbol{\theta}X_d^t + \mathbf{e}^t\Delta\boldsymbol{\theta}\Delta X_d\right) + \frac{1}{3}\Delta\mathbf{e}\Delta\boldsymbol{\theta}\Delta X_d}_{\text{産業構造効果}}$$
$$+ \underbrace{\mathbf{e}^t\boldsymbol{\theta}^t\Delta X_d + \frac{1}{2}\left(\Delta\mathbf{e}\boldsymbol{\theta}^t\Delta X_d^t + \mathbf{e}^t\Delta\boldsymbol{\theta}\Delta X_d\right) + \frac{1}{3}\Delta\mathbf{e}\Delta\boldsymbol{\theta}\Delta X_d}_{\text{経済規模効果}} \quad (4)$$

(4)式より、CO_2 排出の変化は 3 つの効果に分解され、どの効果が CO_2 排出に影響を与えているかを定量的に評価することができ、比較することが可能となる。本研究ではさらに産業構造の変化を見るため各効果を 3 部門にまとめた。(4)式では、紙面の都合上、国を示す記号 c を省略していることに注意されたい。

同様に輸入起源排出量についても、輸入相手国の技術効果、輸入構造効果、輸入規模効果に分解することが可能である。

3. 結果と考察

本研究では、40 か国について、1995 年から 2000 年、2000 年から 2005 年、2005 年から 2009 年の CO_2 排出量の変化を前述の要因分解法を用いて分解した。

図 1 は 2000 年～2005 年の生産起源の CO_2 排出量の変化を表したものである。アメリカの排出量は約 1 億 t-CO_2 削減しているが、図 2 より、この削減は産業構造効果の貢献が大きく働いていることが分かる。中国の排出量は約 18 億 t-CO_2 拡大しており、ここに挙げた 8 か国の中でも逸脱して大きな伸びを見せている。分解してみると、経済規模効果と産業構造効果がほかの 7 か国に比べ非常に大きく、中国の経済高成長と第一次・第二次産業へのシフトが排出に大きな影響を与えている。その一方で技術効果が削減のほうに大きな貢献を働いていることも明らかである。この 7 億 t-CO_2 の技術効果は日本の削減量の 3 倍近くにあたり、世界の工場を担う途上国の技術革新は、CO_2 排出削減の鍵となっている。

4. まとめ

サービス経済化によって先進国は排出負荷の低い製品を生産し自国の CO_2 排出の削減できてきた。しかし、その一方で途上国のように第一次・第二次産業の比率を伸ばし、CO_2 排出量を伸ばし続ける国も存在する。サービス経済化は自国だけでなく輸入相手国、特に途上国の排出に大きな影響を与えている。そのため、今後排出削減の取り組みは、個々の国で行うのではなく、貿易相手国を意識して行われることが求められると考える。

なお本研究の詳細な結果及び考察は、研究発表会にて述べる。

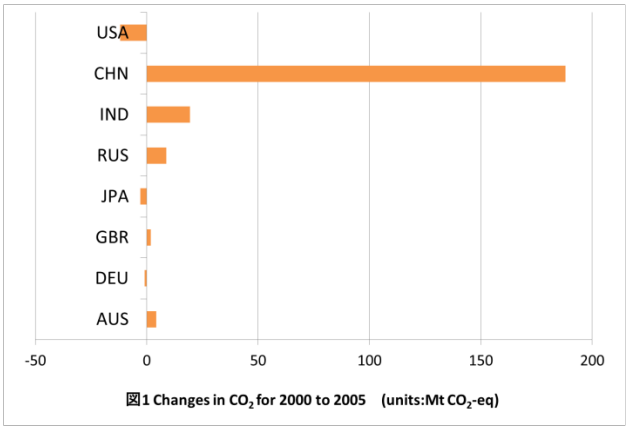


図1 Changes in CO_2 for 2000 to 2005 (units:Mt CO_2-eq)

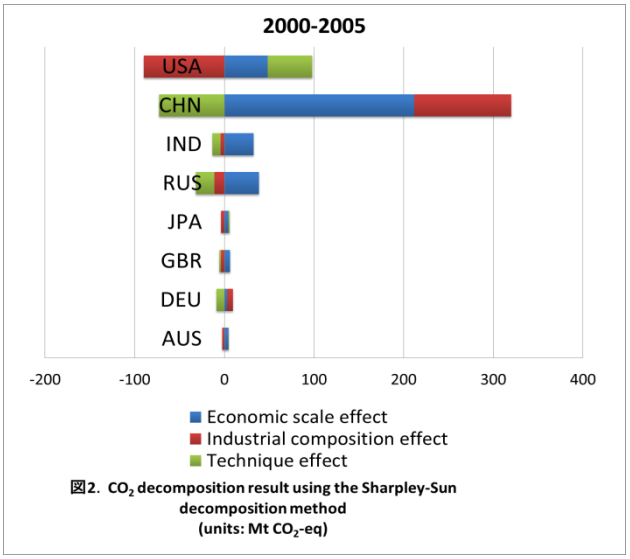


図2. CO_2 decomposition result using the Sharpley-Sun decomposition method (units: Mt CO_2-eq)

参考文献

1) Okamoto, S. (2013), Impacts of growth of a service economy on CO_2 emissions: Japan's case, *Journal of Economic Structures*, 2:8, pp.1–21.
2) Dietzenbacher E, Los B, Stehrer R, Timmer M, de Vries G (2013), The construction of world input–output tables in the WIOD project, *Economic Systems Research*, 25:1, pp.71–98.

謝辞：本研究の一部は平成 24 年度環境省・環境研究総合推進費（補助金：K122024）の助成をうけたものである。

東日本大震災の経済復興シナリオ分析

Economic Recovery Analysis of the Tohoku Region Pacific Coast Earthquake

○宮里円*[1)]、八木迪幸[2)]、長谷川良二[3)]、馬奈木俊介[2)]、加河茂美[1)]
Madoka MIYAZATO, Michiyuki YAGI, Ryoli HASEGAWA, Shunsuke MANAGI, Shigemi KAGAWA
1) 九州大学、2)東北大学、3) 大阪国際大学
*madoka.miyazato@gmail.com

1. はじめに

2011年3月11日に発生し、東北地方を中心に日本経済全体に甚大な被害を与えた東日本大震災から約3年が経過した。復興庁の報告(2012)によれば、主要ライフラインや公共サービスはほぼ復旧、広域で見た被災地域全体の鉱工業生産も現在ではほぼ震災前の水準まで回復と、目覚ましい回復を遂げている。しかし一方で、津波浸水地域の本格的な産業復興や原子力災害の被害地域における避難者への支援など、課題となる部分も多く残っている。東日本大震災においては、被害を受けた工場の操業停止という供給制約によって日本経済全体に影響が及んだ。

東日本大震災による経済被害を分析する研究に関して、下田・藤川(2012)は、需要主導型の産業連関分析、供給主導型の産業連関分析、需要主導型と供給主導型が併存したハイブリット型の産業連関分析を用いて、東日本大震災による地域別産業別の生産減少効果を包括的に推計しているだけでなく、分析フレームワークの長所と短所を明らかにした。下田・藤川(2012)によって検討されたフレームワークは静学的なものであり、震災後の経時的な復興シナリオの下での経済波及効果を評価することができない。これに対して、Steenge and Bockarjova (2007)によって提案された供給制約型の産業連関モデルでは、災害による生産力の低下（工場の操業停止、労働力の低下など）と消費の低下の不均衡を解消するための経済復興分析が可能となる（洪水被害に関する応用分析についてはLi et al. (2012)を参照）。

本研究では、Steenge and Bockarjova (2007)によって開発された供給制約型産業連関モデルを多地域産業連関フレームワークへ拡張するだけでなく、避難住民の人口移動、避難住民の消費活動、避難住民への所得フローを内生化した供給制約型多地域産業連関モデルの開発を行う。供給制約型多地域産業連関モデルを用いて、2011年3月11日に起こった東日本大震災が東北地方に与えた経済被害を求め、経済シナリオを設定し、東日本のみならず日本全体の経済復興のシナリオ分析を行う。

2. 方法

本節では、Steenge and Bockarjova (2007)による供給制約型のモデルを説明した後で、2地域モデルへ拡張する。

Steenge and Bockarjova (2007)の1地域2部門モデルの基本となる式は以下で表わされる。

$$\begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & h_1 \\ a_{21} & a_{22} & h_2 \\ l_1 & l_2 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1-\gamma_1 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\gamma_2 & 0 \\ 0 & 0 & 1-\gamma_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ L \end{bmatrix} \quad (1)$$

ここで、$a_{ij}\left(i,j=1,2\right)$は$j$産業が1単位の製品を生産するのに要した$i$産業からの中間投入、$l_j$は$j$産業が1単位の製品を生産するのに要した労働投入、$h_i$は最終消費者一人あたりの$i$産業で生産された製品の最終消費、$x_i$は$i$産業の総供給、$L$は総労働投入、$\gamma_i$は震災によって震災前の$i$産業の総供給に対して震災後の$i$産業の総供給の減少分の比率を表したダメージ係数を示している。

このSteenge and Bockarjova (2007)のモデルは、次のようにしてオープン型の2地域2部門モデルに拡張できる。

$$\begin{bmatrix} a_{11}^{11} & a_{12}^{11} & h_1^{11} & a_{11}^{12} & a_{12}^{12} & h_1^{12} \\ a_{21}^{11} & a_{22}^{11} & h_2^{11} & a_{21}^{12} & a_{22}^{12} & h_2^{12} \\ l_1^1 & l_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{11}^{21} & a_{12}^{21} & h_1^{21} & a_{11}^{22} & a_{12}^{22} & h_1^{22} \\ a_{21}^{21} & a_{22}^{21} & h_2^{21} & a_{21}^{22} & a_{22}^{22} & h_2^{22} \\ 0 & 0 & 0 & l_1^2 & l_2^2 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1-\gamma_1^1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\gamma_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1-\gamma_3^1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1-\gamma_1^2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1-\gamma_2^2 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1-\gamma_3^2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2 \end{bmatrix}$$
$$+ \begin{bmatrix} g_1^1 \\ g_2^1 \\ 0 \\ g_1^2 \\ g_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} f_1^1 \\ f_2^1 \\ 0 \\ f_1^2 \\ f_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} e_1^1 \\ e_2^1 \\ 0 \\ e_1^2 \\ e_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2 \end{bmatrix} \quad (2)$$

この上付き数字の1、2はそれぞれ地域1、地域2を表し、上付き数字の12は地域1で生産された製品の地域2への移出を、上付き数字の11(22)は地域1(2)で生産された製品がそこで消費されることを表す。災害がこの2地域ともに起こった場合、地域1、地域2のすべてのダメージ係数γ_iは$0<\gamma_i<1$の範囲で値をとる。災害の影響を全く受けていない場合にはγ_iは0となる。g_i^r、f_i^r、e_i^rはそれぞれ地域rのi産業によって生産された製品の政府消費、地域rのi産業によって生産された製品に関する固定資本形成、地域rからのi産業によって生産された製品の海外輸出を表す。

ここで、地域2におけるダメージ係数が0、すなわち地域2は被災していない場合を考えると、下式(3)が得られる。

$$\begin{bmatrix} a_{11}^{11} & a_{12}^{11} & h_1^{11} & a_{11}^{12} & a_{12}^{12} & h_1^{12} \\ a_{21}^{11} & a_{22}^{11} & h_2^{11} & a_{21}^{12} & a_{22}^{12} & h_2^{12} \\ l_1^1 & l_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{11}^{21} & a_{12}^{21} & h_1^{21} & a_{11}^{22} & a_{12}^{22} & h_1^{22} \\ a_{21}^{21} & a_{22}^{21} & h_2^{21} & a_{21}^{22} & a_{22}^{22} & h_2^{22} \\ 0 & 0 & 0 & l_1^2 & l_2^2 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1-\gamma_1^1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\gamma_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1-\gamma_3^1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} g_1^1 \\ g_2^1 \\ 0 \\ g_1^2 \\ g_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} f_1^1 \\ f_2^1 \\ 0 \\ f_1^2 \\ f_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} e_1^1 \\ e_2^1 \\ 0 \\ e_1^2 \\ e_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2 \end{bmatrix} \quad (3)$$

ここでダメージ係数 γ_3^1 の意味を理解することが大変重要となる。これに関しては、被災地域 1 の労働者が震災により亡くなり労働力が減少する場合と、労働者の避難によって労働力が減少する場合の 2 つが考えられる。そこで、(3)式に示される需要は次のように書き直せる。

$$\begin{bmatrix} a_{11}^{11} & a_{12}^{11} & h_1^{11} & a_{11}^{12} & a_{12}^{12} & h_1^{12} \\ a_{21}^{11} & a_{22}^{11} & h_2^{11} & a_{21}^{12} & a_{22}^{12} & h_2^{12} \\ l_1^1 & l_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{11}^{21} & a_{12}^{21} & h_1^{21} & a_{11}^{22} & a_{12}^{22} & h_1^{22} \\ a_{21}^{21} & a_{22}^{21} & h_2^{21} & a_{21}^{22} & a_{22}^{22} & h_2^{22} \\ 0 & 0 & 0 & l_1^2 & l_2^2 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1-\gamma_1^1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\gamma_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1-\gamma_3^1-\lambda_3^1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2+\lambda_3^1 L^1 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} g_1^1 \\ g_2^1 \\ 0 \\ g_1^2 \\ g_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} f_1^1 \\ f_2^1 \\ 0 \\ f_1^2 \\ f_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} e_1^1 \\ e_2^1 \\ 0 \\ e_1^2 \\ e_2^2 \\ 0 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1^{1d} \\ x_2^{1d} \\ L^{1d} \\ x_1^{2d} \\ x_2^{2d} \\ L^{2d*} \end{bmatrix} \quad (4)$$

ここで λ_3^1 は被災地域 1 から地域 2 への総労働者に占める避難労働者の割合を表す。λ_3^1 が 0 の場合、被災地域 1 からの地域 2 へ避難した労働者はいない。この場合、(4)式は(3)式と等しくなる。$\lambda_3^1 L^1$ は災害後すぐに生じるが、時がたち被災地域の復興が進むにつれて、避難住民は被災地域 1 に戻り再びそこで働くだろう。その結果、λ_3^1 の値は徐々に低下する。

その一方で震災後の供給は(5)式のように表せる。

$$\begin{bmatrix} 1-\gamma_1^1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\gamma_2^1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1-\gamma_3^1-\lambda_3^1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1^1 \\ x_2^1 \\ L^1 \\ x_1^2 \\ x_2^2 \\ L^2+\lambda_3^1 L^1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1^{1s} \\ x_2^{1s} \\ L^{1s} \\ x_1^{2s} \\ x_2^{2s} \\ L^{2s*} \end{bmatrix} \quad (5)$$

3. 結果と考察

図 1、図 2、図 3 はそれぞれ福島県と宮城県、および岩手県における、窯業土石製品工業、鉄鋼業、非鉄金属工業、金属製品工業の東日本大震災前後の需給と供給の差の動きを示している。これらの図より、震災直後には大きな需給ギャップが存在していることが確認できる。宮城県では鉄鋼業と金属製品工業で、福島県では非鉄金属工業で震災直後に大きな需要超過がみられる。2011 年の末ごろになると宮城県および岩手県で窯業土石製品工業の超過供給がみられるようになった。また、宮城県、福島県の 2 県と岩手県とを比較した場合、宮城県、福島県のほうがより大きなギャップが生じたことが確認できる。

研究発表会では、より詳細な結果を発表する。

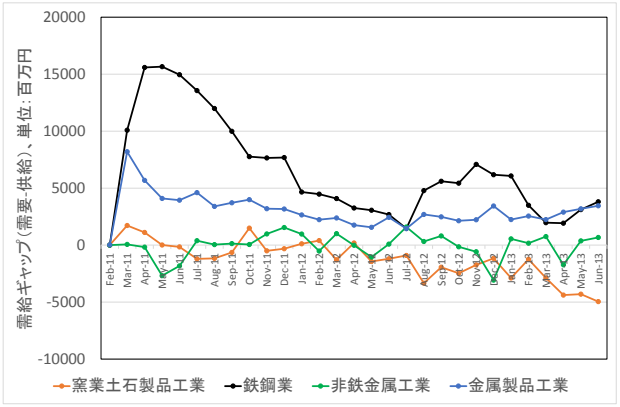


図 1. 東日本大震災前後の宮城県の需給ギャップの動き

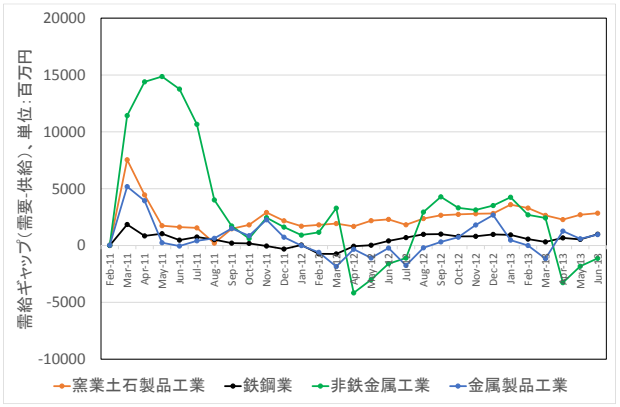


図 2. 東日本大震災前後の福島県の需給ギャップの動き

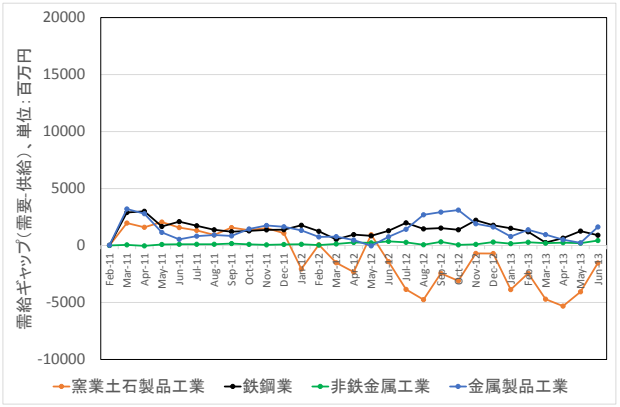


図 3. 東日本大震災前後の岩手県の需給ギャップの動き

参考文献

1) 復興庁(2012)「東日本大震災からの復興の状況に関する報告（概要）」。http://www.reconstruction.go.jp/topics/20121122_kokkaihoukoku-gaiyoh.pdf（2013 年 1 月 9 日閲覧）

2) 下田充・藤川清史(2012)「産業連関モデルと東日本大震災による供給制約」、『産業連関イノベーション&I-O テクニーク』、第 20 巻、第 2 号、pp.133-146。

3) Albert E. Steenge and Marija Bockarjova (2007) “Thinking about Imbalances in Post-catastrophe Economies: An Input-Output based Proposition,” *Economic Systems Research*, Vol.19, pp.205-223.

4) Jun Li, Douglas Crawford-Brown, Mark Syddall and Dabo Guan (2012) “Modelling Imbalanced Economy Recovery in Post-disaster using Input-Output Analysis,” Working Paper.

日本におけるニッケルおよびステンレス鋼生産の資源端重量

Total Material Requirements of Nickel and Stainless Steel Production in Japan

○山末英嗣*[1)]，中島謙一[2)]，松八重一代[3)]，村上進亮[4)]，石原慶一[1)]
Eiji Yamasue, Kennichi Nakajima, Kazuyo Matsubae, Shinsuke Murakami and Keiichi N Ishihara
1) 京都大学，2) 国立環境研究所，3) 東北大学，4) 東京大学
* yamasue@energy.kyoto-u.ac.jp

1. 緒言

稀少元素では「資源枯渇」問題がしばしばクローズアップされるが，必ずしも全ての元素で枯渇問題は発生しない．むしろ，我々が問題とすべきは資源利用に関わる環境リスクである． しかし，環境リスクは消費者から意識されにくいという側面がある．その理由の一つは，我々が実際に使用している製品が背後に抱えている輸送，製錬，採掘といったプロセスが消費者から見えにくいという知のギャップによる. 例えば, 我々消費者が電子機器や装飾品として使用する金はグラム単位という少量であるが，種々の国家における採掘の現場（資源端）では数トンオーダーでの採掘活動が関わってくる．そして資源供給問題，採掘現場における環境破壊・人間の健康影響を誘発する．しかしこれらの影響は消費者からは見えにくい.

本研究では，このような問題に対し，第二次循環型社会形成推進基本計画のなかで推移をモニターすべき指標として採用された関与物質総量(Total Material Requirement, TMR)に注目する．TMR は土地や森林，すなわち「資源端」の改変を評価できることが特徴の一つである．例えば，わが国の「たたら製鉄」といった古代製鉄法では，熱源として木炭が用いられていたが，その原料となる森林は 20-30 年で再生されるように管理されていた．したがってこのプロセスを二酸化炭素排出量で評価すると，完全にカーボンニュートラルな製錬プロセスとして評価される．一方この製鉄法では，砂鉄の採取により土砂の河川への流出が生じており，近隣の環境へ大きな影響があった．TMR を指標として導入することで，温室効果ガス排出以外の側面から見た資源利用に関わる資源端における影響を重量という観点から評価できるようになる.

ここでニッケルはステンレス鋼といった特殊鋼や電池材料に使用される代表的な稀少元素である．日本にはニッケル鉱山は無く，これらの製造には多くの国々の資源端の開発を必要とするが，それらを定量的に評価した例はほとんど無い．以上より，本研究ではニッケル及びステンレス鋼製造，あるいはそれらのリサイクルに関わる資源端重量 (TMR)を推算し，リサイクルの効果を評価することを目的とする.

2. 研究手法

2.1 資源端重量推算の枠組み

本研究では，著者の一人である山末が資源端重量は関与物質総量 (Total Material Requirement, TMR)を基に提案した自然鉱石 TMR および都市鉱石 TMR の枠組み[1)]を用いて推算する.

「自然鉱石 TMR」は，ある素材 1 kg を自然鉱石から製錬などを通して得るために必要な TMR で（単位 : kg/kg），物質材料研究機構の原田 [2)]や国立環境研究所の中島ら[3)]が推算している TMR と同じものである. もう一つは「都市鉱石 TMR」で，ある素材 1 kg を都市鉱山からリサイクルして得るために必要な TMR である（単位 : kg/kg）. 評価対象となる材料について自然鉱石 TMR と都市鉱石 TMR を比較することで, その材料のリサイクル性を TMR の観点から評価できる．都市鉱石 TMR の特徴は，システムバウンダリが使用済み製品（都市鉱石）の発生から対象となる素材がリサイクルされるまでで，その製品の使用段階や製造に係わる物質投入などは考慮されない点である. この点で, ドイツの Wuppertal 研究所の提案する TMR[4)]や Material Intensity の枠組み[5)]と少し異なる．また，都市鉱石のうちリサイクルされない部分は「都市鉱石ずり」と定義される.

2.2 評価対象および推算手法

本研究では，評価対象をニッケル，オーステナイト系ステンレス鋼(SUS304)とした．ニッケルについては, 硫化鉱の場合シェリット・ゴードン・アンモニア浸出法(SG 法)[6)], 酸化鉱については高圧硫酸浸出法[6)], Nickel Institute による乾式製錬[7)], あるいは Institut de recherche pour le développement (IRD)による Goro ニッケル鉱山からのニッケル生産のインベントリデータ（非公開, ヒアリング調査）を用いた．リサイクルして得られるニッケルについては匂坂らが報告しているニッケルめっき廃液からのリサイクルに関わるインベントリデータ[8)]を採用した.

オーステナイト系ステンレス鋼については，JEMAI-LCA Pro[9)]に記載されているインベントリデータを用いた．また，オーステナイト鋼ステンレスのリ

サイクルについては，山末による家電製品から回収されたステンレス鋼の都市鉱石 TMR の値[10]を用いた．

3. 推算結果および考察

図 1 にニッケルの自然鉱石 TMR または都市鉱石 TMR の推算結果を示す．

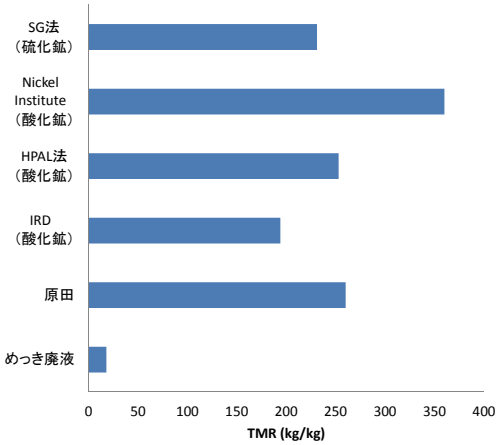


図 1：ニッケルの自然鉱石 TMR または都市鉱石 TMR

図から，本研究で推算したニッケルの自然鉱石 TMR は概ね 200～360 kg/kg の値であることがわかる．なお，平均値は 259 kg/kg で標準誤差は 71 kg/kg となった．この平均値は原田の推算値 260 kg/kg とほぼ同じ値となった．硫化鉱と酸化鉱の自然鉱石 TMR については，現時点の推算精度では議論できるほど大きな違いは無かった．めっき廃液から得られたニッケルの都市鉱石 TMR は約 20 kg/kg と自然鉱石 TMR に比べて小さいが，これはめっき廃液中の水分をリサイクル後にリユースしていると仮定しているためである．仮に水分を全くリサイクルしないとするとその都市鉱石 TMR は 4000 kg/kg 以上となる．

オーステナイト系ステンレス鋼の場合，自然鉱石のみから生産されると仮定すると，その自然鉱石 TMR は約 25 kg/kg と推算される．また，既報[10]によると家電製品からリサイクルされたステンレス鋼の都市鉱石 TMR は 5.8 kg/kg と比較的小さい．図 2 は日本における実際のステンレス鋼のリサイクル率を考慮して推定したステンレス鋼の総合的な TMR である．図は得られた結果の資源端を国別に分けている．オーステナイト系ステンレス鋼のリサイクルはフェライト系に比べ容易であるためリサイクル率が高い．そのため，僅かであるがオーステナイト系ステンレス鋼の TMR（約 15 kg/kg）はフェライト系(約 17 kg/kg)より小さい．

内訳に注目すると，日本が 1 kg のオーステナイト系ステンレス鋼を利用する際，日本自身の資源端は 1.9 kg (11%)，例えばニューカレドニアの資源端は 0.75 kg (5%)利用していることが分かる．すなわち目の前にあるステンレスの 0.75 倍の重量に相当するニューカレドニアの資源端をかく乱していることになる．リサイクル率が増加するにつれ，これらの資源端は国内の資源端に置き換えられるため，リサイクルの更なる促進が重要である．

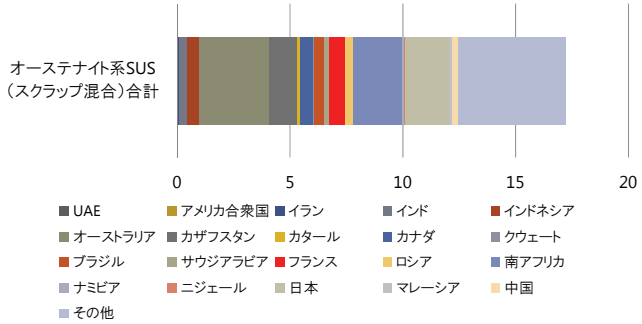


図 2：日本におけるリサイクル率を考慮したステンレス鋼の TMR

4. まとめ

ニッケルおよびオーステナイト系ステンレス鋼の自然鉱石 TMR および都市鉱石 TMR を推算した．いずれの場合もリサイクルによる資源端重量の低下は大きく，ニッケル及びニッケル系合金は TMR の観点からもリサイクルが重要である．

5. 参考文献

1) E. Yamasue, Minamino R. Et al.: Materials Transactions, Vol.50, (2009), pp.1536-1540
2) 原田幸明：日本 LCA 学会誌，Vol.8, (2012) pp.112-119
3) 中島謙一，原田幸明，井島清，長坂徹也：日本 LCA 学会誌, Vol.2, (2006) pp.152-158
4) Wuppertal Institute: Material Intensity Factors: Overview on materials, fuels, transport services and food, (2011)
5) S. Bringezu, Schütz H. and Moll S.: Journal of Industrial Ecology, Vol.7, (2003) pp.43-64
6) T. E. Norgate and Rankin W. J.: Life Cycle Assessment of Copper and Nickel Production, Minprex 2000, Melbourne, Australia, 2000
7) Ecobalance Inc.: Life Cycle Assessment of Nickel Products, http://www.nickelinstitute.org, (2000),
8) 匂坂正幸，尾上俊雄，田代恭一：環境資源工学, Vol.54, (2007) pp.195-200
9) 社団法人産業環境管理協会，JEMAI-LCA Pro ver.2 オプションデータパック，(2007)
10) E. Yamasue, Minamino R., Daigo I., Okumura H. and Ishihara K. N.: Journal of the Japan Institute of Metals, Vol.74, (2010) pp.811-819

アジア地域のサプライチェーンを考慮した社会影響評価分析

Social Impact Assessment Analysis of Supply Chain considering Asian area

○松永典子*[1)]、伊坪徳宏[1)]
Noriko Matsunaga, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学
* matsunan@tcu.ac.jp

1. 背景

日本企業にとって東アジア地域は一大生産拠点であり、東アジアの労働力なくしては日本企業の生産活動は成り立たないのが現状である。特に製品生産のサプライチェーンの中には、複数の東アジア地域の生産拠点があり、これらの拠点を介して最終形態の製品が日本に入ってくる。このような背景から、日本と東アジアは密接な関係にあり、互いの国々の成長にとって欠かせない相互依存関係にあるといえる。また、経済成長だけでなく、日本企業の生産活動に対する環境・社会面を考慮する際にも東アジア地域の生産活動を考慮する必要がある。環境側面に関しては、堀口ら(2012)が東アジア圏における環境負荷原単位を作成し、日本及び東アジア各国の製造業における LCA を用いた製品評価を可能とした。他にも井村ら(2005)や中村ら(2003)がアジア国際産業連関表を用いた環境側面の研究を行っているが、現状では社会側面においてアジア国際産業連関表を用いた事例等は未だない。

また､現在LCAの分野で持続可能性に関する評価（Life Cycle Sustainability Assessment）が行われている。

この持続可能性の評価は環境（LifeCycle Assessment）・経済(Life Cycle Costing)・社会(Social LCA)の各側面のトリプルボトムラインを考慮することが重要とされており、国際規格やガイドラインが作成されている。

現在、UNEP/SETAC Life Cycle Initiative の持続可能性評価手法の枠組みでは、S-LCA 評価の検討項目として労働災害や総雇用者数や児童労働等を挙げており、枠組みだけでなく S-LCA データベースの開発や評価手法の検討が急務となっている。

2. 目的

本研究では、S-LCA の検討項目である雇用者数及び労働災害数に着目し、日本・アメリカを含めた東アジア・環太平洋地域のサプライチェーンを考慮した S-LCA インベントリデータベースの開発・分析を行った。サプライチェーン内における労働災害と雇用の状況の把握をすることで、製品・サービス生産時に労働災害や雇用効果が発生する可能性を定量的に把握することが可能となる。また、製品生産時のどの段階においてリスクが高いのかを可視化可能となり、アジア国際産業連関表を用いて分析を行うことで、日本・アメリカを含めた環太平洋・東アジア地域の社会影響の可視化も可能となる。

3. 研究方法

本研究では、アジア国際産業連関表及び雇用表、さらに中央労働災害防止協会が纏めている各国の労働災害の死亡者数に関するデータを用いて分析を行った。また、式(1)の産業連関分析法を用いて社会評価用原単位データベースの作成を行った。d は直接投入係数として雇用（人数）と労働災害（死亡者数）のデータを国内生産額で割ったものである。算出された d に対しレオンチェフの逆行列係数を乗じ、原単位の算出を行った。また、原単位に対し投入係数を乗じ、その内訳を見ていくことで原単位の波及効果（間接分析）を見た。間接の内訳を 1 次、2 次、3 次と個別に調べていくと製品から加工段階の低い部品、素材、原材料へと、各段階に労働災害の発生の可能性が波及していく様子が分かる。本概要では労働災害について述べる。

$$E = d \times (I - A)^{-1} \quad (1)$$

E:原単位
d:直接投入係数ベクトル
I:単位行列
A:投入係数行列

4. 結果

アジア 8 ヶ国労働災害原単位データベースの結果を図 1 に示す。結果より、日本や米国といった先進国に比べ、マレーシアやタイ等の後進国の原単位の値が約 100 倍高い傾向が見られた。これは各国ごとで労働安全管理が異なるためだと考えられる。また、一次産業における先進国と後進国の原単位の値の差が大きく、二次産業・三次産業では約 10 倍の差となった。部門レベルでは Forestry、Timber and Wood products や Metal products 等の部門で原単位の値が高い傾向が見られた。反対に Crude petroleum and natural gas は原単位の値が

低い傾向が見られた。

5. 考察

次に図 2 に日本の Timber and Wood products 部門の間接分の内訳を示す。日本の割合が約 2 割を占め、海外の割合が約 8 割を占める結果となった。日本は木製品、卸売・輸送、化学製品部門、インドネシアは木製品、卸売・輸送、林業部門、タイは木製品や金属製品部門、マレーシアは林業、木製品、卸売・輸送部門における寄与があることが分かった。この結果より、日本において Timber and Wood products を生産する際に自国だけでなく、インドネシアやタイ、マレーシアにおける労働災害が発生する可能性があると考えられる。

6. まとめ

本研究では、2000 年のアジア国際産業連関表を基にアジア 8 カ国の労働災害の発生における死亡者数と雇用効果の人数のデータベースの作成を行った。その結果、原単位の値だけでなく、原単位の直接間接の割合や間接内訳の構成まで追っていくことで、各国の特徴を把握することが出来た。また、本研究で作成したデータベースを用いることで、アジア 8 ヶ国の労働災害と雇用効果の分析が可能となった。

今後、労働災害の統計データの取り方や労働災害認定の基準が各国で異なると考えられるため、何らかの基準を設けたうえでデータを整備し、原単位作成に反映していくことが望まれる。また、2005 年の同様の表を基に作成した原単位データベース作成を予定している。

7. 引用文献

1) 堀口健, 辻本真耶, 山口博司, 伊坪徳宏: 日本 LCA 学会, (2012), pp.116-117

2) 井村秀文, 中村英祐, 森杉雅史: 土木学会論文集, 790(VII-35), (2005), pp.11-23

3) 井村秀文, 白土廣信, 藤倉良: 環境システム研究所, 22, (1994), pp.369-375

4) 日本貿易振興機構アジア経済研究所(2006) Asian International Input-Output Table

5) 中央労働防止協会 : “海外労働災害統計”, 国際安全衛生センター(JICOSH), （オンライン）,入手先 <http://www.jniosh.go.jp/icpro/jicosh-old/ > , （参照 2013-6-16）

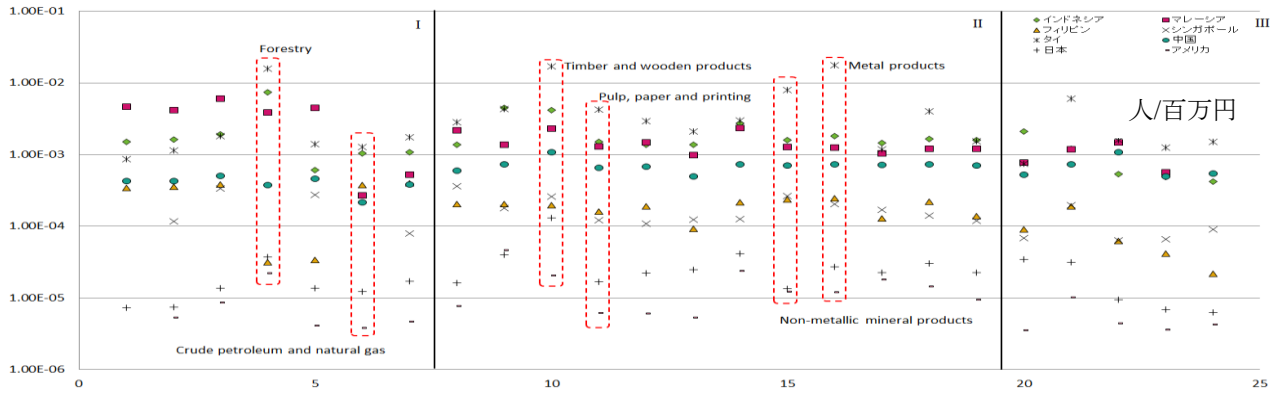


図 1　アジア 8 ヶ国労働災害原単位データベース

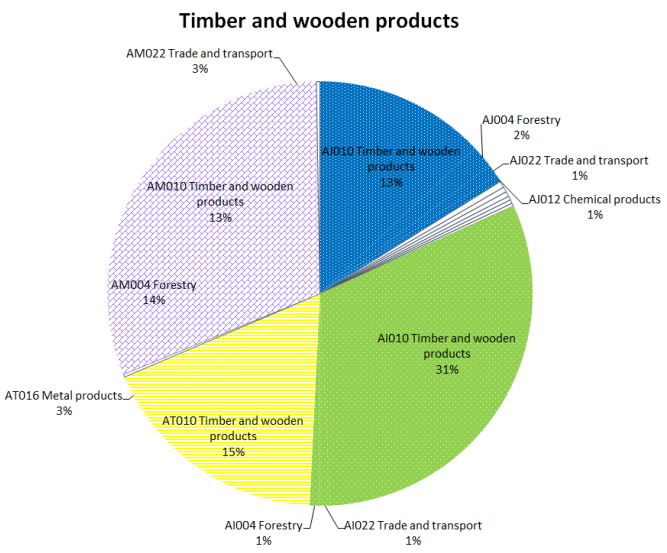


図 2　日本の Timber and Wood products 間接内訳

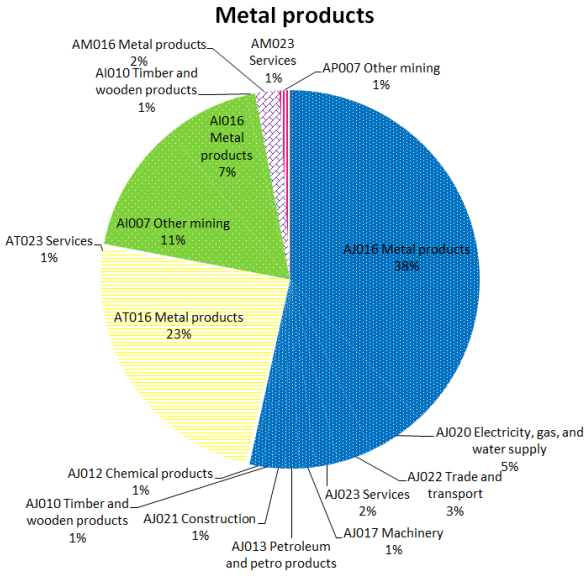


図 3　日本の Metal products 間接内訳

サプライチェーンにおけるリスク事象のLCA評価

Life Cycle Assessment of Risk Events in Supply Chain

○木村大*[1)]、柴田清[1)]
Dai Kimura, Kiyoshi Shibata
1）千葉工業大学
*s1291005GV@s.chibakoudai.jp

1.　研究背景と目的

LCAは定常状態での物質・エネルギー収支を評価しており、事故や災害といった非定常的に起きるリスク事象の環境影響が考慮されていないことが多い。たとえば、福島原発の事故事例を原発による電力生産のインベントリーに組み込んだ場合、電力使用による環境影響評価に無視できない影響が現れる可能性がある。

そこで本研究では、従来のLCAでは評価しきれていない非定常事象について、サプライチェーンマネジメントやリスクマネジメントの評価や考え方を組み込み、リスク事象の影響の大きさを考慮しなくてよいものかどうかを検討する。

2.　研究方法

検討の対象として、原油の資源採取から、燃料および化学製品供給におよぶ過程に着目した。本研究では石油類を原料とした化学製品製造過程も含めるものとする。石油類のサプライチェーンにおける重大なリスク事象は、タンカーからの積荷の流出と、精製工場などでの爆発事故などであると考えた。石油類の貯蔵施設や油井からの流出事故についても検討に含めることが適当と考えられるが、調査可能なデータが少ないため、対象外とした。

世界で起きたタンカーの油流出事故ついて、事故発生年、損害額、流出量などを調査し、損害額については＄ベースでの物価補正を施した。化学工場の事故についてはタンカー事故と同様に、事故発生年、事故現場、取扱い化学物質、損害額を収集し、日本円での物価補正を施した。この２種類の非定常事象において、石油類のサプライチェーンのリスクの見積もりを行った。

3.　研究結果

研究結果リスクは石油１ｔの使用に伴う損害の可能性で評価する。

3.1 タンカー事故リスク

タンカー事故の場合、１ｔの石油消費に伴う損害額DSは下記式で表される。

DS＝(損害額/流出量)×(流出量/事故件数)
　　×(事故件数/石油類消費量)

右辺の各項に関しITPOF[1)]による1973年から2007年の世界における年毎の推移を図1～3に示した。

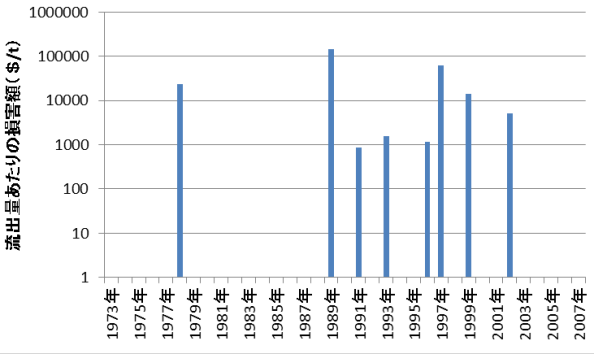


図1　過去34年の世界におけるタンカーからの油流出量あたりの損害額

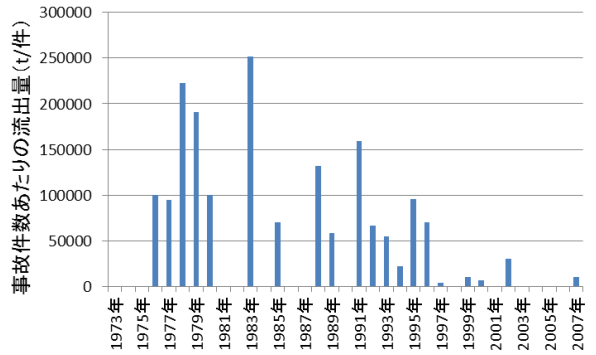


図2　過去34年の世界におけるタンカー油流出事故件数当たりの石油流出量

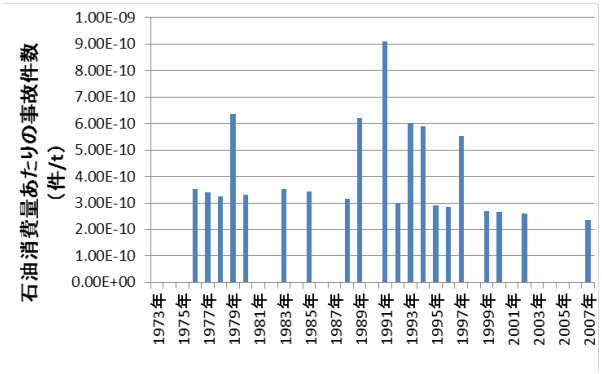


図3　過去34年の世界における石油消費量あたりのタンカー油流出事故件数

損害額の明らかになっていない事故が多いが、(損害

額／流出量）については1989年のエクソン・バルディーズ号事故が$145697.35/tと最大となっている。これはエクソン・バルディーズ号事故より前では主に船舶、積み荷、および漁業の被害が算定されていたのに対し、エクソン・バルディーズ号事故では生態系への影響が被害として計上されたためと考えられる。そこで本研究では、生態系破壊のリスクを含んだ評価であるとみなせる、$150000/tを標準値として採用した。

（流出量／事故件数）および（事故件数／石油類消費量）については、近年減少傾向にある。これは船舶側の流出防止策が進んだためと考えられる。本研究では（流出量／事故件数）についてはタンカーの大型化が進んでいるため、事故が起きた場合の流出量は決して少なくはならないと考え、50000t/件を標準値として採用した。また、（事故件数／石油類消費量）については、近年の実績から2×10^{-10}件/tを標準値として採用した。

3.2 工場事故リスク

化学工場事故の場合、損害額DEは下記式で表される。

DE＝（損害額／事故件数）
×（事故件数／石油類消費量）

で表される。

化学物質・プラント事故事例ハンドブック[2]によって右辺各項の1965年から2003年の日本国内における年毎の推移を調べ、図4～5に示した。

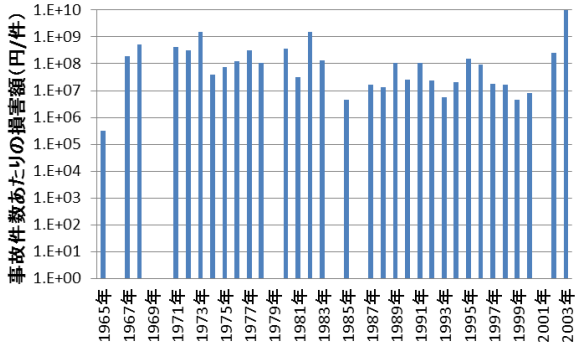


図4　過去38年の日本における事故件数当たりの損害額

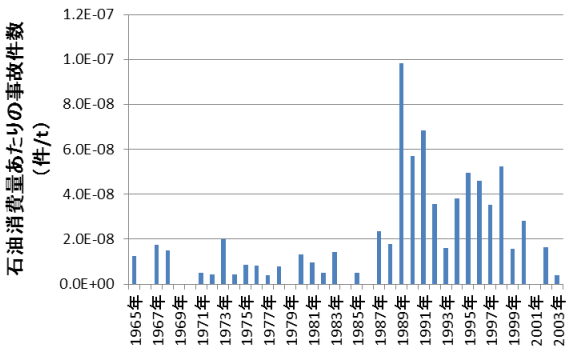


図5　過去38年の日本における石油消費量当たりの事故件数

（損害額／事故件数）については、2003年の出光興産北海道製油所タンク火災での値が最大となっている。ここでも過去最大の被害額が影響の大きいリスクを含む評価とし、1.0×10^{10}円/tを標準値とした。

（事故件数／石油類消費量）については、タンカー事故と同様に、近年の実績から2×10^{-8}件/tを標準値として採用した。

3.3 サプライチェーンにおけるリスクの評価

タンカー事故の場合は、

$DS=1.5\times10^{5}\times5\times10^{4}\times2\times10^{-10}=1.5$＄/t

＄1＝100として、150円/tとなる。

工場事故の場合は、

$DE=1.0\times10^{10}\times2.0\times10^{-8}=200$円/t

合計して、350円/tとなる。

4.　考察

原油1tを燃焼させた場合に発生する二酸化炭素は、約3tである。排出権取引では2007年にはEU市場を中心に、世界全体で総量 30億トンが7兆4880億円で取引された[3]と言われて、トン当たりにすると2500円になる。また、環境省が提唱する炭素税は二酸化炭素1t当たり2400円[4]であるので、原油1tの環境影響は数千～1万円程度と推定できる。これに比べ、今回算出した石油1t当たりのサプライチェーンリスク350円は小さいものの無視できる数字ではない。

5.　結論

本研究では、石油のサプライチェーンリスク評価方法を提案した。最近の実績をもとに算出した値は、従来から言われている環境影響に比べて小さいが無視できるほどではない。

今後、タンカー事故に関しては、流出油の種類と量および場所による影響の関係を評価すること、及び工場事故に関しては取扱化学物質による寄与分を明確にすることが課題である。

参考文献

1)　“ITOPF Data & Statistics ”, ITPOF,（オンライン）, 入手先 < http://www.itopf.com/>,（参照 2013-10-03）

2)　田村昌三,“化学物質・プラント事故事例ハンドブック”, 丸善株式会社, 東京,（2006）

3)チーム-6%,　国内排出量取引制度,　環境省,　入手先 <http://www.team-6.jp/teitanso/about/detail/emission.html>（参照 2014-1-8）

4)環境省、”環境税の具体案”,　環境省,　入手先 <http://www.env.go.jp/policy/tax/know/0811/0811a.pdf>（参照 2014-1-8）

サプライチェーンリスクマネージメントのためのデータベース構築と事例研究

Development of database for supply chain risk management and case study

○田原聖隆*[1)]，村松良二[1)]，松林芳輝[1)]，紀平茂雄[1)]，高田亜佐子[1)]，藤井千陽[1)]，横田真輝[1)]，玄地裕[1)]
Kiyotaka Tahara, Hiroki Hatayama, Ryoji Muramatsu, Yoshiteru Matsubayashi, Shigeo Kihira, Asako Takada, Chiharu Fujii, Maki Yokota,Yutaka Genchi
1) 産業技術総合研究所
* k.tahara@aist.go.jp

1.　はじめに

東日本大震災では、多くの産業プロセスや物流網に被害が及び、サプライチェーンが寸断され、様々な製品の供給が滞ることで国内のあらゆる地域に影響を及ぼした。特に、ある素材の供給力低下が思わぬ形で波及的に様々な製品やサービスの供給に及ぼす事例があり、リスク要因を認識するためには、地理的情報も含めてサプライチェーンを可視化する必要があると言える。

LCA は、主原料やエネルギー消費に加え、あらゆる副原料や中間廃棄物も含んだ膨大なインベントリデータが必要である。そのインベントリデータは、単位プロセスデータの積み重ねであるため、サプライチェーンの可視化が可能である。

そこで、我々が構築している IDEA（Inventory Database for Environmental Analysis）を活用し、統計データやヒアリング調査により収集したデータに生産量や輸出入量などの量的情報を加えることにより、約 2000 品目分類の製品・サービス間の物質連関を示した、サプライチェーンリスクマネージメント用のデータベース IDEA マトリックスの構築を行い、事例研究を実施した。

2.　IDEA マトリックスの整備

サプライチェーンリスクマネージメントのためには、日本の製造プロセスの代表性、網羅性が担保された製品の流れが把握可能なデータベースが必要となる。そこで、我々が開発する IDEA を用いマトリックスを作成した。IDEA は、統計データなどを活用していることから代表性があり、また日本標準産業分類に準じて分類しているため、網羅性が担保されている。IDEA の分類は階層構造からなり、網羅的に整備されているものは、約 2000 データが対象となる。対象単位プロセスデータより、約 2000×2000 の A 行列（IDEA マトリックスの投入係数表）を作成した。そして物量連関を示す IDEA マトリックスとするため、各単位プロセスの生産量の行列 P を乗じ PA とし I DEA マトリックス（物量連関表）とした。また輸入量の行列 I、輸出量の行列 E そして産業以外の消費量の行列 C を作成し、需要（PA＋E＋C）と供給（P＋I）のマスバランスの確認を行った。

単位プロセスデータと生産量・輸出入量の情報源の定義の違い（分類の違い、対象年の違い、範囲の違い、単位の違い、中間投入材の扱い方の違い等）[1)] などから、IDEA マトリックスのマスバランスに不整合が生じる場合がある。修正可能な単位プロセスデータについては修正を行っているが、最終的にマスバランスが取れない場合は、過欠補正項を用いて調整をとることとした。

3.　ケーススタディ

IDEA マトリックスを用いてサプライチェーンの寸断による影響の把握を試みた。研究事例として、南海～東南海～想定東海連動地震を想定した評価を行った。

3.1　評価方法

サプライチェーンの寸断による影響は、図 1 で示すように投入材が被害を受けることにより生産量が減産される（供給の被害:Ds）影響と、出荷先の工場が被害を受けることによる出荷量が減少する（需要の被害:Dd）影響の双方を考慮する必要がある。

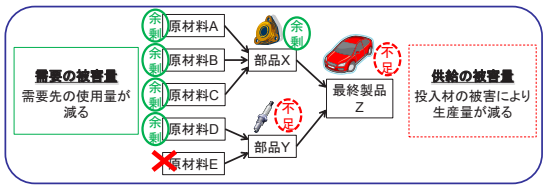


図１　サプライチェーン寸断の影響

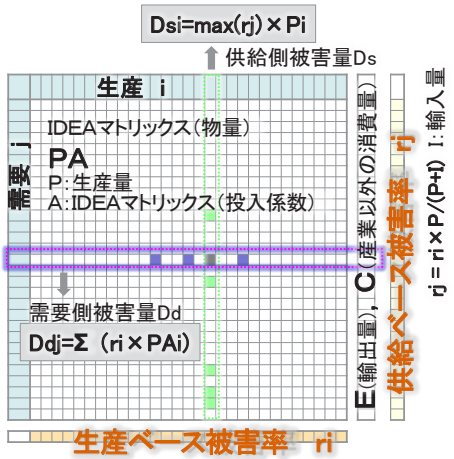


図２　被害量の算出方法

供給の被害量および需要の被害量の算出方法について図 2 に示す。供給側の被害量は、対象単位プロセスに必

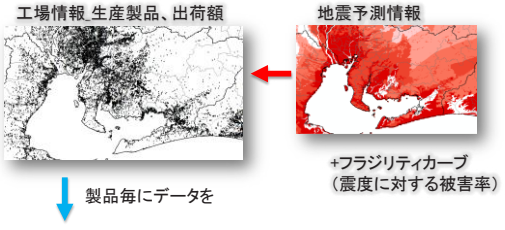
要な投入材のうち最も被害を受けている投入材の供給ベース被害率 rj（輸入量を考慮した被害率）に生産量を乗じて算出した。需要側の被害量は、対象製品の供給先プロセスにおける使用量の減少量の合計値した。

地震による工場被害で受ける生産量の減産を、0 次の被害とすると、その被害は供給側と需要側に波及する。0 次の被害の供給側と需要側を 1 次の被害とし、1 次の被害の供給側と需要側の被害を 2 次の被害といったように、次のサプライチェーンへ波及するものとした。被害が波及する際には、供給側と需要側の被害量のうち大きな方を次に波及する被害量とした。ただし、需要側の被害量は供給先のマスバランスが大きく取れていない（過欠補正比率が高い）場合には、供給側の被害量より大きな場合でも使用しないこととした。

3.2　被害率算定（0 次）

南海～東南海～想定東海連動地震の震度予測には、J-SHIS[2]を用いた。震度予測は 1 ㎞メッシュの情報として提供されている。この情報をもとに、H22 年工業統計調査[3]の事業所に対して、地震情報を付加した。

震度に対する被害率は、東日本大震災の情報より得られた製造業のフラジリティカーブを適用した。なお、本研究で使用したフラジリティカーブは作成中で暫定的な値を利用している。図 3 に示すように、これらの情報より事業所別品目別出荷額に対しての被害額を算定し、品目別の 0 次の被害率とし、さらに IDEA との対応させることによって、IDEA の 0 次の被害率 ri を算出した。なお、このため被害率は、製造業のみの設定となる。



生産被害予測

製品（IDEA6桁）	製品名	単位	生産量	被害率 0次	被害量
…	…	…	…	…	
091212000	バター	kg	8.20E7	0.025%	2.05E4
…	…	…	…	…	
173414000	カプロラクタム	kg	4.22E8	3.4%	0.14E8
…	…	…	…	…	

図 3　被害率（0 次）算定方法

3.3　被害率算出結果

表 1 に被害率（生産ベース）の一例を示す。直接製造プロセスが被害を受けていない製品においても、供給側および需要側の被害を受けることにより、被害が波及されていることを可視化することができた。

ケーススタディ実施により、いくつかの問題点が明確になり、評価方法やデータベース充実の必要性が明らかになった。被害の波及はすべての製品で同等に起きると仮定しているが、在庫や輸入量の増加等の代替によって被害の波及が緩衝されるので、代替性概念の導入、多くの製品に影響があるエネルギーや用水等のユーティリティの扱い方などの導入が必要である。またマスバランスが大きく崩れているものに関しては、IDEA マトリックスでの評価ができないこと等、さらなるデータ整備の必要性が明らかになった。加えて、これらの精度も加味した評価方法の検討が必要である。

表 1　サプライチェーン寸断の影響算出例（被害率 %）

製品名	単位	0 次	1 次	2 次	3 次	4 次
バター	kg	0.0	0.7	2.5	6.3	8.5
清酒	L	0.3	6.7	3.3	6.8	8.5
パーティクルボード	m2	0.0	0.4	1.6	5.5	8.5
情報用紙	kg	0.1	0.7	4.6	5.4	8.5
段ボール，シート	m2	0.6	3.3	2.6	4.6	6.5
ポリスチレン	kg	0.0	0.6	2.1	2.2	4.4
普通鋼棒鋼	kg	0.5	0.8	4.4	7.4	8.5
蛍光ランプ	個	0.0	0.9	4.4	8.8	9.3
携帯電話機、ＰＨＳ電話機	台	0.0	2.7	3.1	4.8	8.5
液晶素子	個	0.0	0.7	1.1	3.2	8.5

4.　おわりに

IDEA を用いてサプライチェーンリスク分析用データベース IDEA マトリックスを作成している。暫定版の IDEA マトリックスを使用したサプライチェーン寸断の影響分析のケーススタディを実施した結果、地震により直接の影響を受けない製品においてもサプライチェーン寸断により供給側および需要側に被害が生じ、波及していくことが定量的に示すことができた。しかしながら、まだ評価方法やデータベースにいくつかの問題があることが明らかになった。また、今回の評価事例では評価できなかった、サプライチェーンの地理的情報の考慮、物流の寸断の考慮、製造業以外の初期被害率の設定を含め、今後より精度の高い評価が可能なように、IDEA マトリックスの改善および評価方法の検討を行っていく予定である。

参考文献

1）　田原聖隆ほか：“第 8 回日本ＬＣＡ学会研究発表会”，滋賀，（2013），pp.278-pp279
2）　防災科学技術研究所：“地震ハザードステーション”，防災科学技術研究所，（オンライン），<http://www.j-shis.bosai.go.jp/map/>，（参照 2013-12-20）
3）　経済産業省:"工業統計調査 2010 年個票"（2010）

放射線医療機器を対象とした健康及び環境影響評価

Environmental impact assessment and health that target radiation medical equipment

○久保田式昭*[1)]、伊坪徳宏[1)]
Noriaki Kubota, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学
* g1031080@tcu.ac.jp

1.　はじめに

2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災により、福島第一原子力発電所にて大量の放射性物質が漏出する事故が発生した。この事故は、世間の放射性物質に対する注目を高めるきっかけとなった。日本は自然放射線については世界平均よりも少ない一方で、医療放射線は他国よりも高いことが指摘されている。特に日本平均の被曝分布（図１）を調べてみると、X 線 CT による被曝が最も大きいということがわかる。

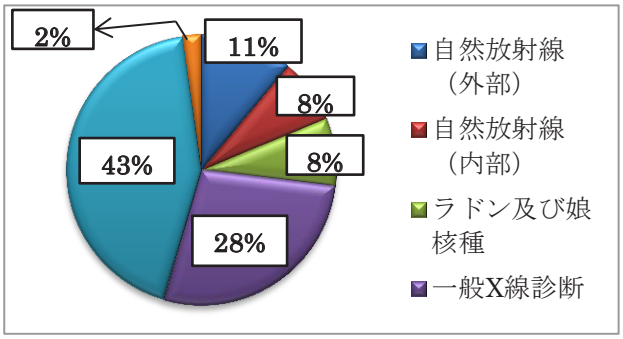


図１ 日本平均の被曝分布(NCRP REPORT No.160 より引用)

2.　研究目的

放射線被曝量を低減する医療機器の開発が注目されており、国内ではすでに被曝量の低減に寄与する機器が普及しつつある。

しかし、LCA（ライフサイクルアセスメント）では医療機器に対する評価が少なく、放射線による研究は非常に少ない。そこで、本研究では東芝メディカルシステムズ株式会社様よりデータ提供を頂き、新機種（AlexionTM / Advance Edition）、旧機種（Asteion S4）について、放射線の被曝に対する影響を含めた医療機器の評価を行い、線量低減による環境影響削減効果について算定、比較を行う。さらに、放射線と地球温暖化との比較を行うことを目的とする。

3.1 機能単位、算定方法

本研究では、対象機器の耐用年数を 7 年とし、使用回数を 1 年間に 240 日稼働、1 日に頭部撮影 2 回、頭部撮影（造影剤有）2 回、2 回腹部撮影 3 回、胸部撮影 3 回の計 10 回を想定する。システム境界は、素材製造→部品製造→組立→使用→廃棄（リサイクル）と定め、評価対象物質は GHG 物質（CO_2、CH_4、N_2O）とし、評価ツールは IDEA を使用した。算定方法は原単位法を、影響領域は地球温暖化、放射線を対象とし、影響評価は人間健康を取り上げた。次に環境影響評価について算定式を式 3.1-1 に示す。

式 3.1-1　環境影響評価算出式

$$\sum_{organ}(240 \times 7 \times 回数 \times DLP \times EDLP \times RF \times DF) = 損失余命$$

240×7×撮影回数：耐用年数と 1 年間の稼働日数に撮影回数を乗じたもの
DLP：吸収線量に被曝範囲を乗じたもの（mGy・cm）
E_{DLP}：DLP の換算係数｛mGy・(mGy・cm)$^{-1}$｝
RF：１Gy の被曝をした際の 10000 人あたりの発がん率（Gy^{-1}）
DF：がん 1 ケースあたりの環境影響評価（DALY・case^{-1}）

3.2 機能単位、算定方法

換算係数（E_{DLP}）を表 3.2-1 に示す。

新、旧機種の CT 装置の放射線量（DLP）（mGy・cm）については、東芝メディカルシステムズ株式会社様より、1 次データを頂き、それを元に計算を行った。

表 3.2-1　DLP の換算係数｛mGy・(mGy・cm)$^{-1}$｝

胸部	0.017
腹部	0.015
頭部	0.0023

撮影部位によってこれらの表から用いた値で計算を行う。

次に RF について記載する。RF とは、X 歳の時に Y (Gy)の被曝をした時の生涯における発がん率であり、1Gy 被爆した時の 10000 人あたりの発がん率で表される。本研究では、CT 検査者が一番多い 50 歳の男女、平均寿命は公益財団法人 生命保険文化センターより引用し、平均寿命（男）79.44 歳、平均寿命（女）85.90 歳を想定して評価を行う。対象部位は、脳、結腸、食

道、肝臓、胃、乳房、肺、皮膚、骨表面、膀胱、生殖腺、甲状腺の 12 部位を対象とする。

最後に DF について記載する。これは、日本のがんの種類ごとの環境影響評価をがんの種類ごとの件数で除したもので、RF で求めた人数にこれを乗じることで環境影響評価を算出する。がんの種類ごとの DF を表 3.2-2 に示す。

表 3.2-2LIME2 によるがんの種類ごとの DF（DALY・case^{-1}）

がんの DALY	DF	がんの DALY	DF
結腸がん	7.138	食道がん	12.757
肺がん	12.587	皮膚がん	4.368
胃がん	8.087	がん平均	9.339
乳がん	8.282	膀胱がん	3.586
肝臓がん	10.283	卵巣がん	15.279
前立腺がん	5.271		

4. 結果と考察

始めに CO_2 合計の新機種、旧機種について比較した結果を図 4-1 に示す。

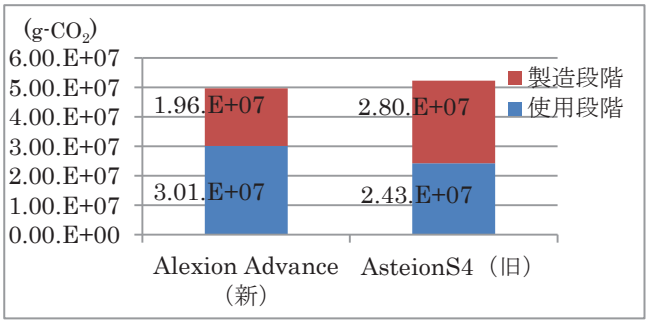


図 4-1　新、旧機種の LCI 比較

図 4-1 に新、旧別のライフサイクルの合計を示した。新機種が約 2.7E+06 の削減に成功した。製造段階の影響が小さくなった理由としては、新機種は旧機種に比べ、製品の大きさが小さくなった為、投入量が削減され、上記の結果になったと考えられる。使用段階において、旧機種より新機種の影響が大きくなった理由は、新機種は被曝低減技術を用いたために、X 線が照射されている以外の稼働時間（待ち時間等）の消費電力が大きくなり、旧機種の方が消費電力が少なくなった為だと考えられる。

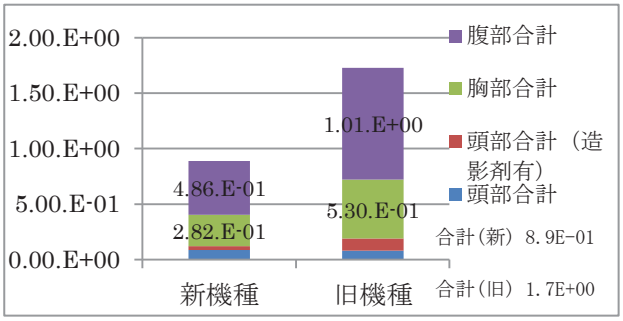


図 4-2　放射線の影響評価結果の比較

損失余命は上記のような結果となった。旧機種は約 1.7E+00、新機種は約 8.9E-01 であり、差は約 6.9E-01 となった。この原因としては、被曝低減技術（AIDR3D）により放射線量を低減したためだと思われる。（表 3.2-1 参照）次に新、旧機種の LCI 評価と被爆による環境影響評価を統合化したものを図 4-3 に示す。

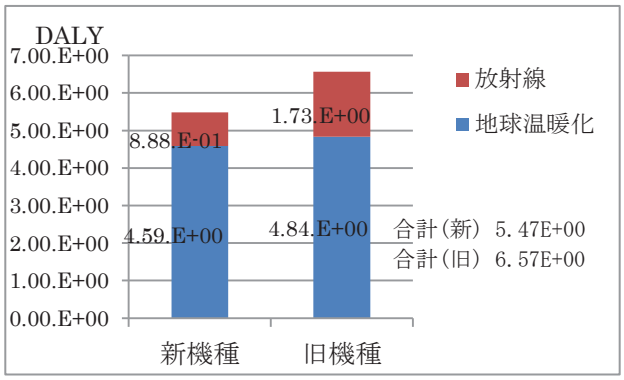


図 4-3　温暖化と放射線の影響評価結果

旧機種は約 6.57E+00、新機種は約 5.48E+00 であり、差は約 1.09E+00 となった。新機種は旧機種に比べ、地球温暖化の影響を約 2.5E-01 削減しているのに対し、被曝の影響を約 8.42E-01 と 3 倍強削減することに成功している。この結果から新機種は地球温暖化の影響よりも、被曝影響の削減に成功していて、被爆低減技術（AIDR3D）の成果が表れているといえるだろう。

まとめ

放射線の被曝に対する影響を含めた医療機器の評価を行い、線量低減による環境影響削減効果について算定、比較を行った。結果、新旧の差は約 1.09E+00 となった。本研究では 3 部位以外を撮影範囲に含めていない点、CT 検査者の年齢を 50 歳と確定している点、この 2 点を網羅できていないことが今後の課題として挙げられる。

謝辞

本論文をまとめるにあたり、東芝メディカルシステムズ株式会社から貴重な情報をご提供頂き、ありがとうございました。CT 機器の放射線量、撮影による被曝範囲など、ご多忙にもかかわらず有益なる御助言と御教示をいただきました。学生相手にも関わらず話し合いの場を設けていただき、メールにも対応してくださり、深く感謝を申し上げます。

参考文献

1)　NCRP REPORT No.160
2)　独立行政法人原子力安全基盤機構：“確率論的環境影響評価のための生涯がんリスク解析に関する報告書”，(2010)

間接影響を含めた福島原発事故の潜在的健康影響の推計

Potential impact on human health including indirect effects caused by the accident of Fukushima nuclear power plant

伊坪徳宏、久保利晃

Norihiro ITSUBO, Toshiaki KUBO

東京都市大学、みずほ情報総研

Itsubo-n@tcu.ac.jp

risk assessment, nuclear power plant, severity, probability, accident

1. はじめに

2011年3月、福島第一原発は高さ20メートルに及ぶ津波を受け、制御不能になった結果、大量の放射性物質を放出した。大気中に大量に放出された放射性物質は風で移流したり、土壌、水域、植生に沈着する。外部被曝線量は放射線場にいた時間に比例して増加する。内部被曝線量は、放射性の微粒子や気体を吸い込んだり、放射性物質が付着した飲食物を摂取することで増加する。被曝線量の増加は発癌リスクの増加を招く。

著者らはこれまでに放射線の被曝による健康リスクについて評価したが、放射線被曝回避のための避難行動や長期にわたる仮設住宅の滞在によるQOLの低下など、間接的な健康影響の発生が指摘される一方でこれらの影響は原子力発電所の事故の影響として計上されていないため、健康影響の全体像の把握に至っていない。

2. 目的

本研究では、放射性物質の放出による直接および間接的な環境影響を網羅的に含めた健康影響ポテンシャルについて検討することを目的とした。

(1) 放射性物質の放出と放射線被曝による健康影響の評価：I-131, Cs-137, Cs-134が大気中に放出されたことによる健康影響評価を行う。あわせて、水域放出分による健康影響評価の実施に向けた評価手法の検討を行う。

(2) 避難・仮設住宅長期滞在による健康影響の評価：避難行動に伴う肉体的・精神的負担等による障害や死亡といった、原発事故が間接的に関わる健康損失と認められる損失余命を推計する。

(3) 原発代替および避難に伴う追加的健康影響の評価：原発代替としての火力発電が利用されること、交通の迂回、がれき処理等による追加的な環境影響のうち、温暖化、大気汚染、光化学オキシダント等の健康影響について定量的な分析を行う。

その他、東日本大震災全体の健康影響や他の震災等の健康影響についても検討し、上記健康影響との関係について考察する。

3. 評価対象および調査範囲

上記検討事項のうち、ここでは放射性物質の排出による被曝に伴う健康影響の評価方法について示す。

(1)運命分析：排出量から大気中濃度と沈着量を算定する。排出量(時間当たりの排出速度)のデータは、最新の値としてChinoら(2011)が公開したものを採用した。運命分析では、Morinoら(2011)による分析を用いた。放射性物質の拡散は三次元化学輸送モデルであるCommunity Multiscale Air Quality (CMAQ) v.4.6 (Byun and Schere (2006))を用いた。

(2) 曝露分析：運命分析の結果から被曝線量を算定する。曝露分析では、外部被曝と内部被曝についてそれぞれ算定した。外部被曝については、Keithら(1993)が公開している外部被曝線量換算係数を用いて、日単位で放射性物質の大気中濃度（Bq/m3）と累積沈着量（Bq/m2）から線量（Sv/s）に換算した。ただし、ここでは警戒区域在住の住民は事故を受けて避難されたものとして、評価に含めなかった。

(3) 影響分析：曝露分析の結果から発癌リスクの増分を算定する影響分析では、原子力安全基盤機構が公開している確率論的環境影響評価のための生涯がんリスク解析に関する報告書を利用して、年齢、性別、部位ごとに被曝による発癌リスク(Excess Absolute Risk : EAR)の増分について算定した。100mSv以上の高線量の曝露により発癌リスクが増加することに関しては国際的合意があるものの、低線量の曝露による健康影響が高線量の被曝の時と同じ割合で影響が発生するかどうかは議論がまだ収束していない。そこで、本研究では以下の三種類の考え方に沿ってそれぞれ分析することとした。

(シナリオ1) 防護上の観点から採用される高線量の曝露による発癌リスク(単位量の被曝による発癌リスク増分)を低線量の被曝に対しても同様に適用する。【DDREF（線量・線量率有効係数）を考慮せず】

(シナリオ2) 高線量の曝露による発癌リスクを低線

量にもそのまま適用するのは過大評価であるとの指摘から補正係数を適用することが提案されていることから、ここでは代表的な値として 2 を採用した時すなわち、(1)の場合の D－R 関係の 1/2 を適用して評価する。【DDREF=2 を適用】

(シナリオ 3) 10mSv 以下の曝露の場合は影響が出るかどうか合意が得られていないことから、10mSv の被曝を閾値として、これよりも低い曝露の場合は影響が発生しないものと想定する。【10mSv の閾値を適用】

(4) 被害分析 : 影響分析の結果から被害量を算定する。性別、年齢構成ごとの生涯発がんリスクから、YLL と YLD を算定し、その和をとることで損失余命(DALY)を算定した。メッシュごとに集計する際には、各メッシュにおける性別・年齢構成別の人口に、性別・年齢構成別の DALY を乗じて合計した。

5. 計算結果

メッシュごとに I131、Cs134、Cs137 の平均発がん率の増分を被曝の種類別（外部被曝、内部吸入被曝、内部経口被曝）に求めた。図 1 にこれらのリスクの合計をメッシュごとに算定し地図化した結果を示した。これは防護上の面から評価したシナリオ 1 の結果であり、潜在的に過大評価の可能性があることに留意する必要がある。

地域差が大きく、10^{-6} から 10^{-3} の範囲で分布した。福島、茨城をはじめとした東北地方太平洋側、栃木、千葉、埼玉、東京、群馬、神奈川の関東全域と宮城のほぼ全域が 10^{-5} を超えた。福島県は東部(10^{-4})と西部(10^{-5})で大きく異なった。一方、茨城県は発生源から一定の直線距離はあるものの、3/15 と 3/22 にあった北風が吹いた日の沈着量が大きく、発癌リスクが 10^{-4} を超える地域が多くみられた。

図 2 に被害評価（人間健康）の算定結果を示した。ここでは経路別（外部被曝、内部吸入被曝、内部経口被曝）にメッシュレベルで評価した結果の合計を示した。外部被曝による影響が最も大きく、内部被曝は経口、吸入いずれも相対的に小さかった。被害量は東北中南部から関東全域に及び、特に発生源近傍と人口の多い都心部が大きい傾向を示した。

除染や避難の効果を考慮したうえでの全体の損失余命は約 50,000 年となった。避難と除染をしなかった場合は約 90,000 年であり、これらの実施により一定の健康影響削減効果があるものと考えられた。また、県別に見ると福島県が 1 人あたり 4 日、東京都が 0.8 日であった。蒲生らの研究によれば、ラドンを生涯吸入することによる発癌影響は 10 日であり、自然放射線の生涯にわたる影響よりは小さいものと考えられた。一方で、福島原発事故による地球規模の影響を評価した Ten Hoeve らの研究結果(発癌由来の死亡者数 50～1100 人、1 件辺り DALY を 10 年とすると 500～11,000 年)よりは大きかった。これは Ten Hoeve らは風化作用による放射線量の低減速度が実測に比べて早い条件を設定していることによる。

今回の評価結果に加え、避難後の健康損失や社会変化による追加的な影響増分についてあわせて評価し、これらの定量的関係について検討した。

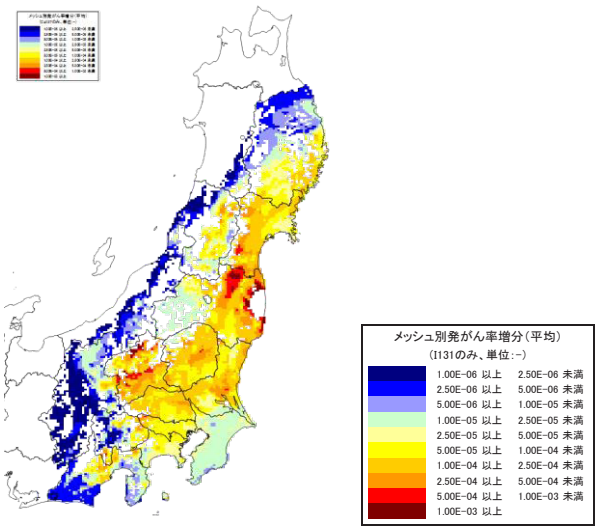


図 1 Cs137 の発がんリスク算定結果

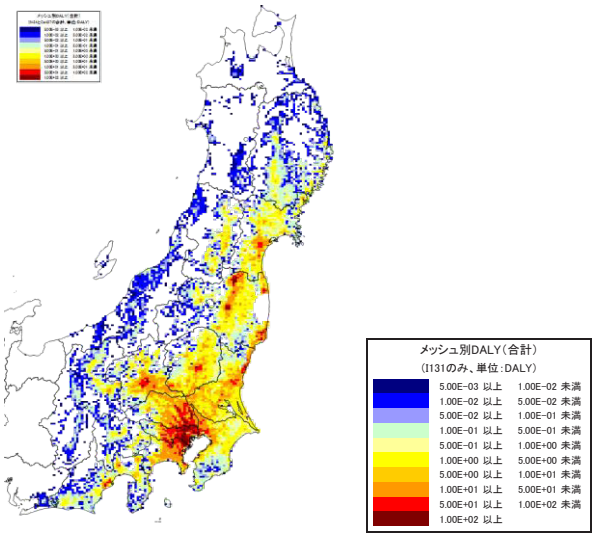


図 2 被害評価(健康影響)結果(単位は DALY)

6. まとめ

本研究では、LCA における被害評価手法を活用しつつ、福島原発事故による直接および間接的な健康影響について評価した。

放射線の低照射による影響は被曝直後ではなく長期間に渡るため、直ちに検証することは困難である。特に低照射被曝による用量反応関係は未だ合意になく、評価結果の値は幅広い。しかし、日本の環境条件と排出・拡散時期における気象条件を反映した本研究の結果は、精度と信頼性の向上に寄与するものと考える。

グローバルな観点から設置場所を最適化した時の太陽電池と風力のLCA評価

Life Cycle Assessment of Photovoltaic and Wind Energies Deployed at the Optimal Locations in the World

○河尻耕太郎*[1)]
Kotaro Kawajiri
1) 産業技術総合研究所
* kotaro-kawajiri@aist.go.jp

1. はじめに

近年、地球温暖化、化石燃料の枯渇、原発事故などの問題により、再生可能エネルギーへの期待が高まりつつある。再生可能エネルギーは、フィード・イン・タリフなどの普及促進政策により、近年の急激に需要が増加しつつあり、発電効率の改善や、製造コストの低下が進みつつある。現在では、将来の持続可能な社会の構築するために必要不可欠な手段の一つである。中でも、太陽電池と風力は、最も期待を集めつつある技術であり、近年技術開発が進められつつある。

一方で、ライフサイクルの観点から考えると、再生可能エネルギーは、製造段階において環境負荷が生じることが指摘されている。しかしながら、近年では、太陽電池であれば数年程度[1)]、風力であれば数ヶ月から数年程度[2)]で、製造段階で生じたCO2排出量を、使用段階で削減したCO2排出量でキャンセルできることが明らかになってきた。したがって、CO2排出量の観点では、両技術ともに、環境負荷の削減に貢献できることが明らかにされている。

過去の我々の研究により、太陽電池については、設置場所の気象条件によって発電電力量が大きく変動することが明らかになった[3)]。また、設置場所の電力構成によって、使用段階のCO2削減量が大きく変動することが明らかにされている[1)]。しかしながら、風力に関して、グローバルな観点から、CO2削減に最も適した場所を探索した研究は少ない。

そこで本研究では、太陽電池と風力の両技術について、グローバルな観点から設置場所を最適化した時のLCA評価を行うことを目的とする。本研究により、両技術に対して最適な設置場所が明らかになり、場所ごとに最適な技術を選択することが可能になれば、将来の持続可能なエネルギーシステムをより効率的に構築することが可能になり、意義は大きい。

2. 方法

2.1 前提条件

本研究では、近年最も一般的な技術を事例に、分析を行う。

太陽電池は、その市場の80%程度が結晶Si系の太陽電池で閉められており、多結晶Si太陽電池と単結晶Si太陽電池はほぼ同じ程度のシェアを獲得している。そこで本研究では、1kWの多結晶Si太陽電池で、耐用年数を20年と想定した時の、1kWhあたりの発電電力量を機能単位として、機能単位あたりのCO2排出量と、CO2ペイバックタイムを算出する。なお、製造段階で生じるCO2排出量は、過去の我々の研究で得られた値1kWあたり1700kgを用いて計算を行う[1)]。

風力発電は、タービンの大きさに比例して発電量が増加し、発電コストが低下するため、近年徐々に大規模化しつつある。本研究においては、Archerら(2005)らの研究を踏襲し、1.5MW、ハブ高さ80m、タービン直径77mの風力発電を想定し[4)]、耐用年数を20年と想定した時の、1kWhあたりの発電電力量を機能単位する。本研究では、前記機能単位あたりのCO2排出量と、CO2ペイバックタイム（CPT）を算出する。なお、製造段階で生じるCO2排出量は、過去の文献情報から、1MWあたり400t程度と推計した[5-6)]。

2.2 太陽電池の発電電力量推計手法

本研究では、太陽電池の推計手法における、エネルギー推計モデルに分類される、JIS C 8907を用いて世界の各地域における太陽電池発電量を推計した[7)]。また、JISモデルの推計において、月間平均気温、月積算傾斜面日射量については、NASAデータベースにおける各地点のデータを利用した[8)]。

2.3 風力の発電電力量推計手法

本研究では、Archerら(2005)の手法を採用し、年間平均風速から、風力発電の発電電力量を推計する。なお、年間平均風速は、NASAデータベースにおける各

地点のデータを採用した。ただし、NASA データベースにおける平均風速は、地上 10m と、50m のデータしか存在しないため、下記の対数法則を下記地点に適用し、ハブ高さにおける風速を推計する [4]。

$$V(z) = V_R \frac{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right)}{\ln\left(\frac{z_R}{z_0}\right)} \quad (1)$$

上記式における V は風速を、z は高さを示している。

2.4 各国電力あたり CO2 排出量

各国の電力あたりの CO2 排出量は、IEA のデータに基づいて、AIST-LCA で計算して得られた値を利用する。

3. 結果

世界全体の年間日射量は、約 600 - 2700 kWh/m2 であり、アフリカや中東、オーストラリア、アンデス山脈、ヒマラヤ山脈などの日射量が大きい [3]。太陽電池の年間発電電力量は、約 600 – 2000 kWh/kW/year であり、日射量や温度の影響により、ヒマラヤ山脈、アンデス山脈に大きなポテンシャルが確認されている [3]。最後に、年間 CO2 削減量は、年間約 0 – 3000 kg/kW/year であり、ボツワナやモンゴルに、大きな削減ポテンシャルが確認されている [1]。前述の結果より、アンデス山脈や、ヒマラヤ山脈付近に太陽電池を設置した際に、昨日単位あたりの CO2 排出量は、0.04kg/kWh と推計される。また、太陽電池の製造時に生じる CO2 排出量を 1700kg/kW とすると、ボツワナやモンドルなどに太陽電池を設置した際に、CPT は約 7 ヶ月程度と推計される。

世界全体の地上 80m 付近の年間平均風速は、約 1.8 – 13 m/s であり、カナダやブラジルなどの年間平均風速が大きいことが確認された [8]。それらの最適な場所に設置した際には、Archer ら(2005)の手法によれば、約 9000-10000MWh/MW の発電電力量を得られる。この場合、機能単位あたりの CO2 排出量は、約 0.002kg/kWh となる。一方で、年間 CO2 削減量の最も大きな地域は、ボツワナであり、最大で年間約 10kt/MW 程度の CO2 排出量が削減可能である。この場合、CPT は 1 ヶ月以下となる。

4. まとめ

以上の結果をまとめると、以下の 2 点となる。

第 1 に、最適な場所に設置した時の 1kWh あたりの CO2 排出量は、太陽電池が約 0.04kg/kWh、風力が約 0.002kg/kWh である。同様に、最適な場所に設置した時の CPT は、太陽電池が約 7 ヶ月、風力は 1 ヶ月以下である。従って、最適な場所に設置した場合には、風力の方が CO2 削減効果は大きい。

第 2 に、太陽電池と風力ともに、1kWh あたりの CO2 排出量と CPT の 2 つの観点で、最適な場所は大きく異なる。1kWh あたりの CO2 排出量を削減する際には、純粋に気象条件が良く、発電電力量のポテンシャルが大きい場所が最適となる。一方で、CPT を削減するためには、各国の電力あたり CO2 排出量の大きさが大きな影響を与える。特に、ボツワナやモンゴルは、他国に比べて電力あたり CO2 排出量が大きく、太陽電池、風力ともに、CPT を削減するために最適な場所は両国となった。

5. 引用文献

1) Kawajiri K. Genchi Y.: Environ. Sci. Technol., 2012, 46 (13), pp 7415–7421.
2) Tremeac B., Meunier F.: Renewable and Sustainable Energy Reviews, 13, 2009, pp. 2104-2110.
3) Kawajiri K., Oozeki T., Genchi Y.: Environ. Sci. Technol, 2011, 45, pp. 9030-9035.
4) Archer C. L., Jacobson M. Z.: J. Geophysical Research, 110, 2005, D12110.
5) Martinez E., Sanz F., Pellegrini S., Jimenez E., Blanco J.: Int. J. Life Cycle Assessment, 14, 2009, pp. 52-63.
6) Ecoinvent 2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
7) JIC C 8907: “太陽光発電システムの発電電力量推定方法”, 2005.
8) NASA: “Surface meteorology and Solar Energy”, http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/.

地域における効果的な太陽光発電の導入に向けた技術評価ツールの開発

Development of a technology assessment tool for
effective introduction of photovoltaic systems in local areas

○森泉由恵*[1)]、本藤祐樹[1)]、稗貫峻一[1)]
Yue Moriizumi, Hiroki Hondo, Shunichi Hienuki
1) 横浜国立大学
* yue-m @ynu.ac.jp

1. はじめに

2012年7月から開始された再生可能エネルギーの固定価格買取制度を追い風に、太陽光発電の導入が急速に拡大している[1)]。太陽光発電の導入により、温室効果ガスの削減、雇用創出、地域活性化といったベネフィットがもたらされることが期待されているが、導入が与える環境・社会経済影響は、太陽光発電技術の規模やタイプ、設置状況などに依存して異なると考えられる。したがって、太陽光発電導入にあたっては、こうした差異を反映した、きめ細やかな評価を行った上で技術を選択することが望ましい。

また、導入による影響は、個別の事業にとどまらず、産業連関を通じて地域あるいは国全体に波及する。こうした間接的な影響も、導入地域の産業構造や自然条件などによって様々であることが予想される。したがって、地域の特性を考慮した評価を行った上での技術選択が求められるとともに、どの地域への太陽光発電導入が、より効果的かつ効率的かという地域の選択について評価を行うことも重要である。

そこで、本研究では、太陽光発電導入による直接・間接的な影響を、多様な条件の違いに応じて評価できるツールを開発する。具体的には、複数の太陽光発電システムを対象として、それぞれの投入構造を反映した係数ベクトルを推計し、既存の産業連関表に組み込む。さらに、条件の違いを反映させるため、投入係数ベクトルのモデル化を行う。

2. 評価ツールの作成

2.1 産業連関表における新設部門

分析には、「平成17年（2005年）産業連関表」[2)]を用いた。太陽光(PV)発電に関連する部門は、既存の産業連関表（以下、IO表）には独立した部門として存在しない。そのため、本研究では、(1)太陽電池モジュール部門、(2)太陽光発電建設部門、(3)太陽光発電運用部門を新たに設置した。

対象技術は、(a)住宅用PVシステム、(b)非住宅用PVシステム（屋根設置型）、(c)非住宅用PVシステム（地上設置型）である。なお、本稿では、太陽光発電建設部門を対象に、投入係数ベクトル推計方法および分析結果を述べる。

2.2 投入係数ベクトルの推計方法

推計は、次の(i)～(iii)の手順で行った。

(i) コストモデルの構築
(ii) 費用項目の細分化
(iii) 部門対応およびその他の部門の推計

以下に詳細を記述する。

2.3 コストモデルの構築

投入係数を推計するためには、まず、太陽光発電建設の事業費の内訳を把握しなければならない。本研究では、EPC (Engineering/ Procurement/ Construction)事業者および施工業者から入手した、実際に建設された太陽光発電の見積書に基づき分析を行う。太陽光発電建設の事業費は、総額、内訳ともにシステムのタイプや規模、設置場所などの条件により大きく変動するため、平均的なkWあたりの事業費を求めても、実態を正確に表現できない可能性が高い。

見積書を用いて事業費を変動させる要因について分析した結果、タイプ等の違いによる影響を除去できる程度の細かさにまで事業費を分解し、分解した項目ごとにコストを推計することで、精度の高い事業費内訳が得られることが示唆された。

そこで、事業費を、主要機器費（「太陽電池モジュール」、「パワーコンディショナ」、「接続箱」など）、「各機器の据付工事費」、「電気工事費」、「一般管理費」といった費用項目に分解し（これを費用項目(A)とする）、費用項目(A)ごとに、kWあたりのコストを非説明変数、規模を説明変数とする回帰式を求めてコストモデルを構築した。なお、「土木工事費」（土地造成費）、「連系工事費」については、規模以外の説明変数の影響が大きいため、別途、回帰式を推計した。

2.4 費用項目の細分化

費用項目(A)のうち主要機器費を除く項目に関しては、費用項目(A)を分解し、さらに詳細な内訳を推計す

る必要がある。例えば、「電気工事費」であれば、資材費や雑費、人件費、運搬費といった、さらに下位レベルの費用項目（これを費用項目(B)とする）に分解される。すなわち、費用項目(A)は費用項目(B)により構成される。

ここで、同一の費用項目(A)であれば、異なる事業であっても費用項目(A)のコスト内訳は類似性を持つと考えられる。そこで、見積書を用いて費用項目(A)ごとに、費用項目(A)を構成する費用項目(B)の比率の平均値を推計した。よって、各費用項目(B)の推計式は、費用項目(A)にそれぞれの比率を掛け合わせることで求められる。

2.5 部門対応およびその他の部門の推計

以上の方法で求めた費用項目について、I/O 表の部門分類への対応付けを行う。「太陽電池モジュール」など機器類については費用項目(A)をそのまま I/O 表に対応させ、その他の工事費等については、費用項目(B)を対応させた。

なお、「一般管理費」については、見積書からはその詳細を把握できないため、東京都産業連関表の「本社部門」の中間投入および付加価値の構成比を利用して分割を行った。また、付加価値部門（人件費、減価償却費、営業余剰など）については、ヒアリング情報に基づき、事業費の総額や各費用項目を説明変数とするモデル式を別途推計した。

こうして求められた I/O 表の部門ごとのコストから投入係数ベクトルを作成し、既存の産業連関表に組み込んだ。

2.6 部門別 CO_2 排出量の推計

新たに構築した I/O 表を用いて、太陽光発電建設にともない誘発される kW あたりの CO_2 排出量について試算を行う。部門別の CO_2 排出量は、レオンチェフ逆行列により算出した国内生産額に CO_2 排出係数を掛け合わせることで求められる。

既存の部門の CO_2 排出係数は、国立環境研究所の 3EID（2005 年版）[3]の値を利用した。一方、新たに設置した部門の CO_2 排出係数は、ヒアリングで得られたデータをもとに、積み上げ計算により推計を行った。

3. 分析結果

図 1 に部門別の CO_2 排出量比率（上位部門の抜粋）を示す。ここから、同じ太陽光発電でも、技術によって CO_2 排出量の部門構成に差異があることが読み取れる。よって、温室効果ガス削減という観点からのベネフィットをより大きく享受するためには、さらに詳細かつ正確な分析を行い、それぞれの技術に最適な対応策を検討する必要がある。

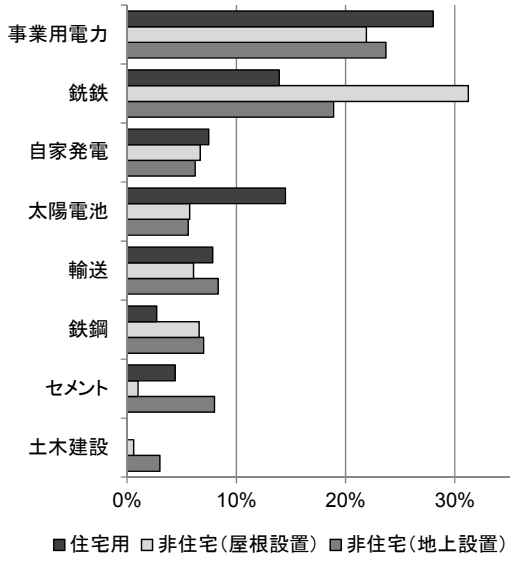


図 1 部門別の CO_2 排出量比率

4. おわりに

今回、太陽光発電建設部門の投入係数のモデル化を行い、その結果に基づいて新たな IO 表を作成し、CO_2 排出量について試算を行った。今後、さらに多数の実績値データを収集し、より精緻なモデルを構築することを目指す。

謝辞

本研究を実施するにあたり、太陽光発電事業の関係者の皆様には、データの提供およびヒアリング等、多大なるご協力を戴きました。また、本研究は、環境省環境研究総合推進費（課題番号：2-1302）による支援を受けています。ここに記して深甚の謝意を表します。

引用文献

1) 資源エネルギー庁:“再生可能エネルギー発電設備の導入状況”（オンライン）入手先 <http://www.enecho.meti.go.jp/saiene/kaitori/dl/setsubi/201306setsubi.pdf>, (参照 2014-1-6)
2) 総務省編，平成 17 年産業連関表，（財）全国統計協会連合会
3) 南斉規介，森口祐一，産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID)：独立行政法人国立環境研究所地球環境研究センター，入手先 <http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/index-j.html>，(参照 2013-12-27)

化合物半導体太陽光発電システムの EPR

EPR of Compound Semiconductor Photovoltaic Power Generating System

○首藤直樹*[1)]、本堂義行[1)]、山本和重[1)]、中川直之[1)]、小林英樹[1)]
Naoki Shutoh, Yoshiyuki Hondo, Kazushige Yamamoto, Naoyuki Nakagwa, Hideki Kobayashi
1) (株)東芝　研究開発センター
* naoki.shutoh@toshiba.co.jp

1 緒言

太陽光発電システムは、発電時において生産されるエネルギーが製造段階等における投入エネルギーを上回ることが必須である。従って、太陽光発電システムは製品の製造から使用、廃棄に至る過程で投入されるエネルギー、生産されるエネルギーを定量的に把握するライフサイクル評価が必要である。太陽光発電システムをはじめとするエネルギー生産技術、発電技術においては、イベントリ分析の結果を表す代表的な指標として、EPR(Energy Payback Ratio：エネルギー収支比率)がある。EPR とは、製品のライフサイクルにおいて投入されるエネルギーに対する生産されるエネルギーの比率である。１を上回ることが不可欠であり、より大きいほど優れた発電システムと言える。一般的な太陽光発電システム(多結晶 Si-PV セル使用)の EPR は 9.1 と報告されている[1)]。

太陽光発電システムに使用される PV セルの一つとして化合物半導体セルがある。CIGS-PV セルは化合物半導体セルの一つであり、Cu(銅)、In(インジウム)、Ga(ガリウム)、Se(セレン)の化合物半導体を用いた薄膜系 PV セルである。一般的なセル構造を図１に示す。本研究では CIGS-PV セルを用いた太陽光発電システムの EPR を算出した。

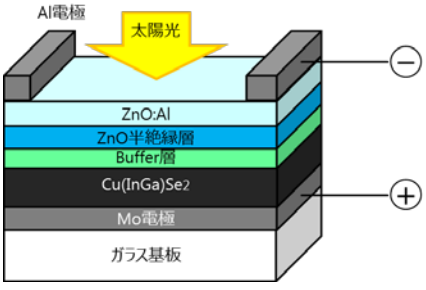


図 1 CIGS-PV セルの構造

2 評価方法

2.1 評価範囲

太陽光発電システムは PV セル等からなる太陽光パネル以外にパネルを支える架台、直流電力を交流電力に変換するパワーコンディショナーなどの周辺装置が含まれる。評価は周辺装置を含めたシステム全体を評価範囲とした。その上で以下工程での投入エネルギーを算出した。

・材料となる資源の採掘工程
・システムを構成する機器・素材の製造工程
・システムの輸送工程
・使用工程(部品交換を含む)
・使用後の廃棄工程

輸送設備製造、製造設備製造は評価範囲外とした。

2.2 評価条件

太陽光発電システムの定格出力(機能単位)は 4[kW]とした。システムの使用年数は 20 年とした。パワーコンディショナー以外は 20 年間交換不要とした。パワーコンディショナーの耐用年数は 10 年として、使用期間中、一度交換することを想定した。

EPR の算出に当たって、エネルギーは全て一次エネルギーに揃える必要がある。二次エネルギーである電力量から一次エネルギーへの換算は、改正省エネ法による換算係数、9.97[GJ/MWh]を用いた。

3 評価結果

3.1 発電による生産エネルギー

CIGS-PV セルの変換効率は 20.7%[2)]とした。セルからパネルにするには周辺電極の実装による実受光面積の減少などで効率が低下すると考えられる。CIGS-PV パネル製造メーカーの報告[3)]よりパネルの変換効率は 15.3%になると仮定した。定格 4[kW]の太陽光発電システムのパネル必要面積は、直交太陽光入射エネルギー(1000[Wh/m^2])とパネル変換効率から 26.2[m^2]とした。日本における平均年間日射量は 990[kWh/m^2/年]と報告されている[4)]。ライフサイクル中の生産エネルギーは、(パネル面積)×(パネル変換効率)×(平均年間日射量)×(使用年数)となり、791[GJ]と算出した。

3.2 ライフサイクル中の投入エネルギー

3.2.1 資源の採掘から製造工程までの投入エネルギー

CIGS-PV パネルの製造工程までの投入エネルギーは、原料製造エネルギーとパネル製造エネルギーに分

けられる。

原料製造エネルギーは、基板となるガラスの厚さ、および形成されている薄膜の膜厚と、各々の構成元素の原単位を用い算出した。単位面積当たりの製造エネルギーは 511[MJ/m^2]と算出した。形成される薄膜は基板に比較して著しく薄く、製造エネルギーのほとんどは基板のガラスで占められた。

パネル製造エネルギーは、薄膜プロセスによる PV セル製造エネルギーと、電極取り出し、パネル組み立てなどの実装エネルギーからなる。図１に示した各薄膜製造時の製造時間と平均電力より、PV セルの製造エネルギーを算出した。結果、単位面積当たりの製造エネルギーは 804[MJ/m^2]と算出した。実装エネルギーは、実装に必要な原料製造エネルギーと電気エネルギーであり 759[MJ/m^2]と報告されている [5]。以上から太陽光パネルの単位面積当たり製造エネルギーは 2.07[GJ/m^2]、定格 4[kW]太陽光発電システムに必要なパネル面積は 26.2[m^2]であるので、製造工程までの投入エネルギーは 54.3[GJ]と算出した。

周辺装置は、パワーコンディショナー、架台、配線からなる。素材投入量および電力使用量より、定格 4[kW]の太陽光発電システムの周辺装置製造エネルギーは 6.7[GJ]と算出した。

以上より、システム全体の製造エネルギーは 61.0[GJ]と算出した。

3.2.2 運搬、使用、廃棄工程の投入エネルギー

販売されている CIGS-PV パネルの単位面積当たりの重量は 16.3[kg/m^2]である。これと必要パネル面積よりパネル総重量は 427[kg]となる。単位面積当たりの架台重量は 7.5[kg/m^2]と報告されている [5]。架台総重量は 197[kg]と算出した。パワーコンディショナー、配線を含むシステム全体の総重量は 660[kg]と算出した。運搬工程でのエネルギーはトラックを用いた陸送とし、報告されている運搬原単位 [5]より、運搬工程でのエネルギーは 1.3[GJ]と算出した。

太陽光発電システムでは、使用工程では投入エネルギーは無い。しかし、稼働年数を 20 年とした場合、耐用年数10年のパワーコンディショナーを1回交換する必要がある。パワーコンディショナーの製造、輸送に必要なエネルギーを使用工程でのエネルギーとした。定格 4[kW]のパワーコンディショナーは 1.1[GJ]と報告されている [5]。

CIGS-PV パネルのリサイクル技術は現状確立されていない。したがって基板のガラスおよび実装工程で追加された有価物を回収、リサイクルすることを想定した。周辺装置に関しても産業廃棄物扱いとすることを想定した。パネルの単位面積あたりの廃棄エネルギー消費量は 6.24[MJ/m^2]と報告されている [5]。従ってパネルの廃棄エネルギーは 0.2[GJ]と算出した。周辺装置の廃棄エネルギーは 0.1[GJ] と報告されている [5]。

3.3 CIGS-PV 太陽光発電システムの投入エネルギーと EPR

CIGS-PV 太陽光発電システムのライフサイクルにおける投入エネルギーを図２に示す。合計 63.7[GJ]と算出した。このうち製造段階のエネルギーが全投入エネルギーの 96%をしめた。

使用年数 20 年間の生産エネルギーは 791[GJ]である。したがって CIGS 太陽光発電システムの EPR は 12.4 と算出した。CIGS-PV セルの変換効率は向上してきている。したがって CIGS 太陽光発電システムの EPR はさらに大きくなることが期待される。

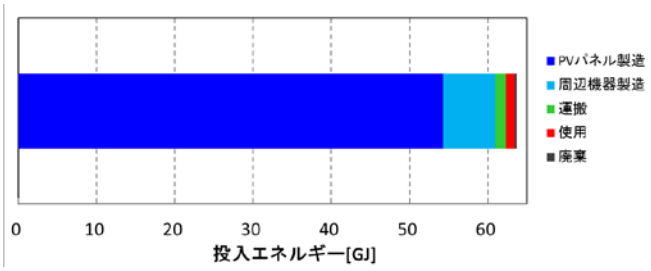


図 2 CIGS-PV 太陽光発電システムのライフサイクルにおける投入エネルギー

引用文献

1) 河本敬一, 応用物理, 60 (8), (2011), pp.679-686
2) (株)東芝　研究開発センター, 研究開発ライブラリー, (オンライン), 入手先< http://www.toshiba.co.jp/rdc/detail/1309_02.htm>, （参照 2013-9）
3) ソーラーフロンティア株式会社, (オンライン), 入手先< http://www.solar-frontier.com/jpn/news/2013/C020761.html>, （参照 2013-6-18）
4) 新国貞幸, “住宅用太陽光システムに係る補助事業の歩み”, 第 23 回太陽光発電システムシンポジウム, 太陽光発電協会, (2013-6)
5) みずほ情報総研株式会社,”太陽光発電システム共通基盤技術開発、太陽光発電システムのライフサイクル評価に関する調査研究”, 平成 19～20 年度新エネルギー・産業技術総合開発機構委託業務成果報告書, (2009)

発電技術の特性を考慮した長期シナリオ分析に基づく電力システム設計

Electricity Power System design based on the long-term scenario analysis considering characteristics of power generation technologies

○高山慎史*[1)]、菊池康紀[1)]、玄地裕[2)]、平尾雅彦[1)]
Yoshifumi Takayama, Yasunori Kikuchi, Yutaka Genchi, Masahiko Hirao
1) 東京大学, 2) 産業技術総合研究所
*takayama@pse.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

電力システムは様々な技術特性を持った発電技術の組み合わせから成り立っているため、1つの技術導入を検討する際、他の発電設備の導入・廃止も同時に検討する必要がある。例えば、再生可能エネルギー(RE)技術は出力が天候に左右される特性があり、その変動吸収のために火力発電・蓄電設備導入等の検討が同時に必要となる。そのため、これまで RE 技術を含んだ電力システム解析は多くなされてきた[1)]。しかし、既往の研究においてそれらの解析結果を基に、どのような手順を踏み電力システムを設計すればよいのかを検討した研究は存在しない。

本研究では、発電技術の特性を考慮した上で様々技術導入シナリオに基づく電力システム設計手法を提案する。

2. 電力システム設計手法

図1に本研究で提案する電力システム設計手法を示す。

電力システムを設計するためには、まず、CO_2排出量削減・発電コスト低減や原子力発電の社会的受容性低下等の電力システムにおける課題を基に、太陽光発電(PV)や風力発電(WT)導入、また、原子力発電廃止を行う等の分析シナリオ(以下、シナリオをSと記述する)を作成する。

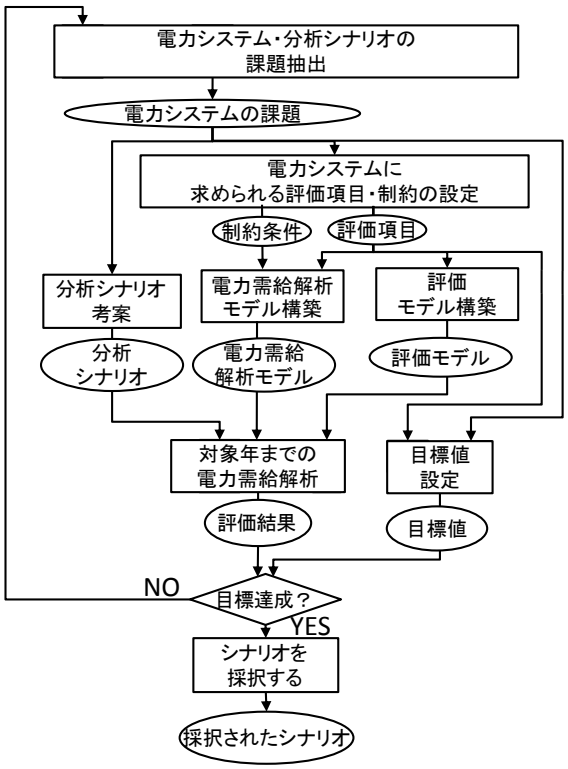


図1　電力システム設計手法

図2に電力需給解析モデルを示す。S作成と同時に、Sを分析するために、経済性や、環境性、安全性、供給安定性といった電力システムに求められる評価項目と、電力需要変動に対応するために常時予備力を確保する等の電力システムに求められる制約、またRE技術は出力が天候に左右される等の技術特性を考慮に入れた電力需給解析モデルが必要となる。筆者らはこれまでの研究[2)]において図2に示す電力需給解析モデルの構築を行った。また、図2のような解析モデルの他に、環境への影響等を評価する評価モデルの構築も必要となる。

分析するSとモデルが構築された後、対象年までの電力需給解析を行い、Sの分析を行う。そしてSの評価結果から別途検討した目標値を満たしているか否かを判断し、満たしていない場合や各Sの解析結果からSの新たな課題や、モデルへの要件等が発生した場合は、初めに戻り、新たなSの生成や、解析モデル・評価モデルの構築を行い、再度解析を行う。最終的にSに問題がなければそのSを採択する、といった手順を踏み電力システムを設計する。

3. ケーススタディ

3.1. 電力システムの課題と分析シナリオ

図3に今回の分析Sを示す。本手法の有用性を示すために、課題として「コスト・CO_2排出量の面で原子力発

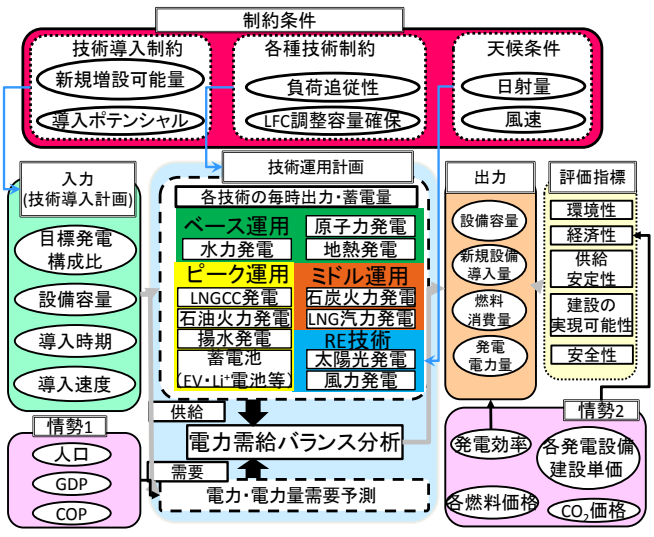


図2　電力需給解析モデル

電を再生可能エネルギーで代替する電力システム設計する」というケーススタディを行う。本課題に対し、まず、PV or WT の導入のみを想定[3]した S の 2 つを生成し分析する。また、今回、目標値として、「福島第一第二原発は廃止し、残りの原子力発電は全て再稼働・リプレースを想定」した S である原子力維持 S を設定した。一方、PV・WT-S に共通する原子力発電 S は寿命 40 年を迎えた原子力発電の廃止を想定する原子力廃止 S である。

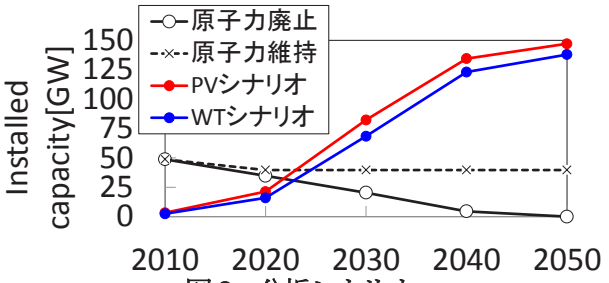


図３　分析シナリオ

3.2.　結果

図 4 に各 S の 2020～2050 年の総コスト・総 CO_2 排出量を示す。PV・WT-S は総コストと総 CO_2 排出量でトレードオフの関係にある。これは、WT は PV に比べ年間稼働率が高く、同程度の設備容量でも火力発電の発電量を多く削減するためである。図 5 に 2050 年における月別平均の RE 発電電力量内訳を示す。Ⅰ．PV-S の場合、春に蓄電量が大きく、WT-S の場合、冬に蓄電量が大きくなる等、蓄電量に季節的なばらつきがあり、PV・WT・蓄電設備が有効利用されていないことが分かる。図 6 に発電電力量推移を示す。Ⅱ．WT-S の場合、2040 年以降廃棄電力量が増える。Ⅰから PV・WT 導入の組み合わせ、Ⅱから、2040 年以降 WT の導入量を減少させる等、技術の導入量・時期を変更し、PV・WT・蓄電設備の有効利用を図る S が考えられる。そこで、PV 導入量を PV-S の半分、WT 導入量を 2040 年以降減少させ、PV・WT を同時に導入した S が **MIX-S** である。しかし、MIX-S もまだ目標未達成である。今回、原子力の廃止を想定しているため原子力発電導入の想定はしない。水力・地熱発電は導入ポテンシャル限界までの導入を想定しており、また PV・WT の技術革新も十分に考慮した上での S 分析である。そのため、更なる S の改善は、現在開発中の①高効率石炭火力発電導入②蓄電池量産効果の考慮等が挙げられる。そこでパレート最適となっている WT・MIX-S に①の改善を想定した S が**改善①-S**、②の想定として 2050 年に現状の 4 分の 1、8 分の 1 の価格を各々想定した S が**改善②-1**、**改善②-2-S** である。これらの技術革新等を想定しても依然として目標の達成はできない。これらの検討からコスト・CO_2 排出量の面では、再生可能エネルギー技術導入のみで原子力発電の代替は難しい事が分かる。原子力発電の一部使用を認める、高効率エアコンの導入や節電の徹底といった電力需要の形状・量を変化させる等、別の S による目標達成のための方策を示す必要はあるが、本研究で提案する電力システム設計手法を用いる事により、以上のような技術の導入時期・量・種類、更に、技術革新まで含めた電力システムの設計が可能となる。

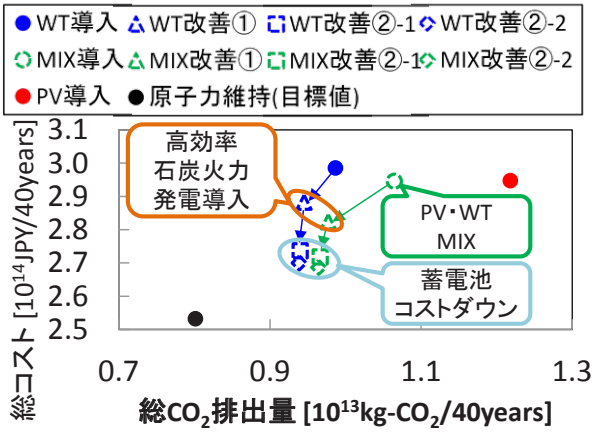


図４　2020~2050 年の総コスト・総 CO_2 排出量

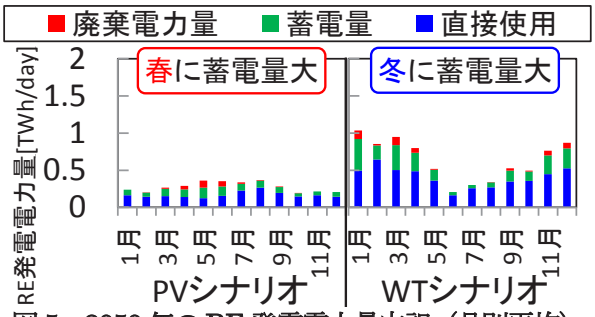


図５　2050 年の RE 発電電力量内訳（月別平均）

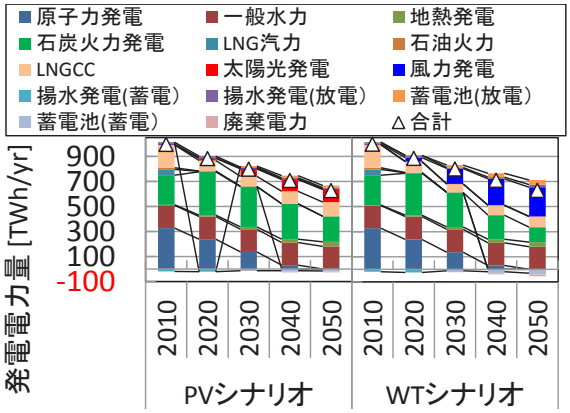


図６　発電電力量推移

4.　おわりに

本研究では発電技術の特性を考慮し、S 分析に基づき電力システムを設計する手法を提案した。コスト・CO_2 排出量の面で原子力発電を再生可能エネルギーで代替するというケーススタディを通し本手法の有効性を示した。

参考文献

1)　小宮山涼一, 藤井康正:電気学会論文誌 B,Vol.133(3), (2013), pp. 263-270

2)　高山慎史, 玄地裕, 古山通久, 菊池康紀, 平尾雅彦: 化学工学会第 45 回秋季大会要旨集, V214, (2013), pp. 907

3)　環境省：「再生可能エネルギー導入ポテンシャル調査」(2010)

産業連関表を用いた産業部門の生産性向上がもたらす電力削減効果の分析

Analysis of electricity reduction resulting from productivity improvement in industrial sectors using input-output tables

○沼克博*[1)]、本藤祐樹[1)]
Katsuhiro Numa, Hiroki Hondo
1) 横浜国立大学
* numa-katsuhiro-xh@ynu.jp

1. はじめに

東日本大震災に伴う原発事故を契機に、発電システムの変革が求められており、供給側だけではなく需要側の取り組みも重要となってきている。特に、日本の電力需要の約 4 割を占めている産業部門における対策は不可欠である。しかし産業部門では既に、生産プロセスにおける省エネ・節電技術の導入など様々な対策がなされてきた。それ故に、日本の電力消費量を効果的に削減していくためには、生産プロセスにおける直接的な電力削減だけではなく、新たなアプローチを考えていく必要がある。

そこで本研究では、各産業部門における直接的な削減だけではなく、省資源化技術などの導入に伴う間接的な電力削減に着目して、日本の電力削減対策を提示することを目的とする。本稿では、産業連関表を活用し、日本全体の電力消費量に大きな影響を与える改善ポイントを明らかにしている。

2. 研究方法

2005 年の産業連関表と付帯表の物量表を用いて、日本全体の電力消費量を推計する。次に、日本全体の電力消費量に大きく影響を与えるプロセスの変化を特定するために変動率感度値[1)]を算出する。また一例として、省資源化技術の導入による日本全体の電力削減効果を推計する。

2.1 日本全体の電力消費量

日本全体の電力消費量は(1)式のように表される。ただし、輸入財はすべて国内で生産していると仮定している。

$$\mathrm{E} = d^{\mathrm{T}}(I-A)^{-1}F + \mathrm{K} \qquad \cdots(1)\text{式}$$

E：日本全体の電力消費量[kWh]
d：直接電力消費係数ベクトル[kWh/¥]
T：転置[-]
I：単位正方行列[-]
A：投入係数行列[¥/¥]
F：最終需要ベクトル[¥]
K：最終需要部門の直接電力消費量[kWh]

dは、物量表の部門別直接電力消費量から作成した。(1)式の $d^{\mathrm{T}}(I-A)^{-1}F$ は、最終需要に対してどれだけ生産波及が生じて製造に電力が使われているかを示している。K は家庭や政府などの消費者が、製品を使用した場合に生じる直接電力消費量を表している。

2.2 変動率感度値の算出

(1)式の投入係数行列の要素 a_{ij} または直接電力消費係数 d_{i} の各要素の変動が電力消費量 E に及ぼす影響を感度値で示す。投入係数と直接消費係数の変動に対する感度値は、それぞれ(2)式と(3)式で定義される。(2)式のt_iは(1)式の $d^{\mathrm{T}}(I-A)^{-1}$ で定義される電力消費原単位ベクトルである。

$$S_{ij} = \frac{\Delta \mathrm{E}/\mathrm{E}}{\Delta a_{ij}/a_{ij}} = \frac{a_{\mathrm{ij}}}{\mathrm{E}} t_{\mathrm{i}} \sum_{\mathrm{l}=1}^{\mathrm{n}} (I-A)_{\mathrm{jl}}{}^{-1} f_{\mathrm{l}} \qquad \cdots(2)\text{式}$$

(i, j=1~n)

$$S_{\mathrm{i}} = \frac{\Delta \mathrm{E}/\mathrm{E}}{\Delta d_{\mathrm{i}}/d_{\mathrm{i}}} = \frac{d_{\mathrm{i}}}{\mathrm{E}} \sum_{\mathrm{l}=1}^{\mathrm{n}} (I-A)_{\mathrm{jl}}{}^{-1} f_{\mathrm{l}} \qquad \cdots(3)\text{式}$$

(i =1~n)

2.3 省資源化技術の導入による電力削減効果

省資源化技術の導入による電力削減効果は、過去の産業連関表の投入係数を活用して推計する。本稿では、銑鉄部門の省資源化に着目し、投入係数「石炭製品→銑鉄」を変化させる。具体的には、1990 年、1995 年、2000 年の産業連関表から、該当投入係数を抜き出し、2005 年産業連関表の投入係数と置換することで、投入係数行列$\acute{A}$を作成する。その上で、(4)式にしたがって、各年における電力消費量$\acute{\mathrm{E}}$を求める。このとき、K、F、d は 2005 年の値を用いている。

$$\acute{\mathrm{E}} = d^{\mathrm{T}}\left(I-\acute{A}\right)^{-1}F + \mathrm{K} \qquad \cdots(4)\text{式}$$

電力削減効果τは、(5)式より求める。τは 2005 年の経済活動をベースとして、銑鉄部門の省資源化技術導入による日本全体の電力消費量の変化を示している。

$$\tau = \acute{\mathrm{E}} - \mathrm{E} \qquad \cdots(5)\text{式}$$

3. 結果と考察

3.1 影響の大きいプロセスの特定

表 1 に、感度値が大きい投入係数および直接電力消費量を示す。表 1 の「投」は投入係数を、「直」は直接電力消費量を意味する。

表 1 感度値の大きい順（上位 15 部門）

要素		感度値
投	石炭･原油･天然ガス→石油製品	0.0701
直	小売	0.0629
直	事業用電力	0.0377
投	自動車部品→自動車部品	0.0315
投	粗鋼（転炉）→熱間圧延鋼材	0.0304
直	鉄道旅客輸送	0.0294
直	洋紙･和紙	0.0215
投	銑鉄→粗鋼（転炉）	0.0212
投	粗鋼（電気炉）→熱間圧延鋼材	0.0198
直	企業内研究開発	0.0192
直	プラスチック製品	0.0183
直	公務（地方）★★	0.0170
投	自動車部品→乗用車	0.0169
投	石炭･原油･天然ガス→事業用電力	0.0164
投	熱間圧延鋼材→冷間仕上鋼材	0.0159

投入係数「石炭・原油・天然ガス→石油製品」は最も感度値が大きく、石炭・原油・天然ガス部門から石油製品部門への投入量が 1% 変化すると日本の電力消費量が 0.0701%変化する。また、小売部門の直接消費係数の感度値が 2 番目に大きく、小売部門で 1%電力消費量が変化すると、日本全体の電力消費量が 0.0629%変化する。このように、変動率感度を指標に、電力削減効果の大きいプロセスを特定出来る。全体の傾向として、鉄鋼や自動車の生産に関する投入係数が上位に位置している。

そこで図 1 に鉄鋼の生産フローの一部を抜き出し、感度値とともに示す。

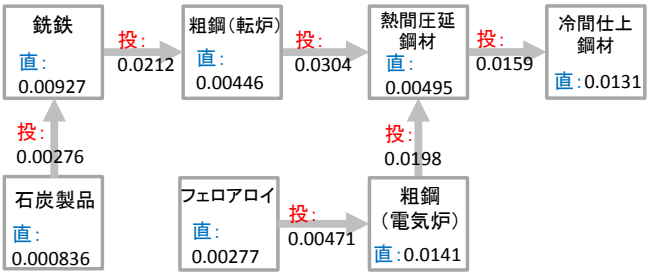


図 1 鉄鋼生産プロセス

熱間圧延鋼材部門に着目すると、直接消費係数の変動による感度値は 0.01 以下である。一方で、投入係数「粗鋼(電気炉)→熱間圧延鋼材」の変動による感度値は 0.0198 である。同じ 1%の削減をするならば、直接消費する電力を削減するよりも、熱間圧延鋼材に使われる粗鋼の投入量を削減する方が、日本全体の電力消費量の削減には効果的であることがわかる。投入係数「粗鋼(電気炉)→熱間圧延鋼材」の感度値が比較的大きい値（0.0198）となるのは、粗鋼投入量の削減に応じて、その上流部門における生産量が次々と減少し、これらの波及効果に伴い上流での電力消費量も削減されるためである。

3.2 省資源化技術の導入による電力削減効果

次に銑鉄部門の省資源化技術導入による電力削減効果の結果を示す。図 2 は投入係数「石炭製品→銑鉄」の変化に伴う日本全体の電力消費量の変化を示している。

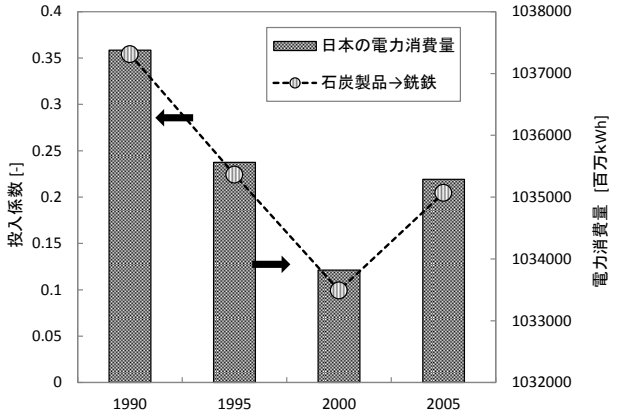


図 2 投入係数「石炭製品→銑鉄」(左)と電力消費量(右)

投入係数は、1990 年から 2000 年にかけて減少している。1990 年以降、高炉に投入されるコークス量を節約する技術である PCI 操業技術が普及してきた [3]。この技術の普及が、銑鉄部門に投入される石炭製品の削減につながり、投入係数が減少していると考えられる。ただし、2000 年から 2005 年かけて投入係数が増加している要因については明確に特定出来てない。

この PCI 操業技術の普及による電力削減効果τ（1990 年と 2005 年の電力消費量の差分）は約 2,089 百万 kWh と試算された。つまり、省資源化技術の導入によって、日本全体の電力消費量が削減することが確認できた。ただし、PCI 操業技術は、コークス量が節約できる代わりに、吹き込み用原料炭の投入量が増加するため、その影響も考慮する必要がある。

4. おわりに

変動率感度を指標として、産業連関表を用いることで日本全体の電力消費量に大きく影響を与える生産プロセスを特定できる方法を示し、実際に特定した。

変動率感度に基づき影響が大きいと特定されたプロセスに、新たな省資源化技術が導入された場合の電力削減効果を、一例で示した方法と同様に求めることができる。本稿では、影響が大きいプロセスに新技術が導入された場合の削減効果を分析するまでは至っておらず、今後の課題である。

参考文献

1)本藤祐樹、酒井信介、丹野史郎: エネルギー資源,第 22 巻, 第 4 号, (2001), 321-328

2)戒能一成:日本の鉄鋼業の省エネルギー対策の費用対効果分析, RIETI ディスカッション・ペーパー, (2006)

CCS 付き微粉炭火力発電の環境影響評価

Environmental impact assessment of a pulverized coal power generation with CCS technology

○湯龍龍*、横山隆壽、窪田ひろみ、下田昭郎
Longlong Tang, Takahisa Yokoyama, Hiromi Kubota, Akiro Simota
(財)電力中央研究所
* tang@tcu.ac.jp

1.　背景と目的

二酸化炭素回収・貯留（Carbon Dioxide Capture and Storage: CCS）技術は、国際的に将来的な CO_2 の大幅削減対策の重要な選択肢として位置付けられている。世界的に今後も化石燃料を使用せざるをえない状況において、火力発電所への CCS 技術導入の期待は高まっており、様々な実証試験や環境影響評価研究が進められている。例えば欧州では、LCA (Life Cycle Assessment)手法を用いた環境影響評価が行われており、CCS 導入によって温暖化影響は低減する一方、他の環境影響が増加する傾向が確認されている。また日本でも、国内の火力発電所への CCS 導入を想定したエネルギー分析や CO_2 排出量評価は実施されている。しかしながら、環境影響間の関係について言及した研究や異なる環境影響を網羅した評価例は少ない。そこで本研究は日本の火力発電を対象に LCA 手法を用いて CCS の有無による環境影響を評価し、CCS 導入による環境影響削減効果を試算することを目的とする。

2.　評価方法

2.1　評価対象とデータ

評価対象は、Case 1 が火力発電のみの基準シナリオ、Case 2 と Case 3 は Case 1 に CCS 技術を付加したシナリオとし、CO_2 輸送条件を各々海底下パイプラインと船舶輸送に設定した(図 1)。 なお、貯留段階での CO_2 漏洩による環境影響は、データ収集困難のため評価対象外とした。

Case 1 は、将来における CCS 導入を想定し、現在の最も高効率の石炭火力発電方式の一つである超々臨界圧(Ultra Super Critical: USC)微粉炭火力発電とし、今村・長野(2010) [1]に従って、出力 1000MW、発電端効率 42.4% (Higher Heating Value: HHV)、所内率 5.1%の条件とした。石炭採掘から発電、石炭灰処理までの各プロセスにおける主な入出力データは、今村・長野(2010) [1]のデータを使用した。なお、NO_x、SO_2、PM_{10} に関するデータは磯子火力発電所の新 1・2 号機の実測値、Hg 等の微量化学物質に関するデータは、伊藤ら [2]の値を採用した。

Case 2 は、Case 1 に加えて、CO_2 回収、圧縮、海底下パイプライン輸送と地中貯留までを評価範囲とした。CO_2 の回収方法は、モノエタノールアミン吸収剤(MEA)を用いた燃焼後回収とし、規模が近い欧州のデータ(Koornneef et al., 2008) [3]を使用した。なお、CO_2 回収に必要な熱は低圧タービン入口より抽気し、熱の循環利用は行わない。MEA 劣化に伴う NH_3 の排出と MEA 製造時排出される有害化学物質は実測値がないため、理論最大値を使用した。また、CO_2 圧縮、輸送から圧入までの設定は、勿来プロジェクト条件 [3]を使用した(図 1)。

Case 3 は、CO_2 回収段階までは Case 2 と同じとし、CO_2 を液化して一次貯蔵から船舶輸送、圧入までの条件を Chiyoda Corporation (2011) [5]のデータを使用した(図 1)。

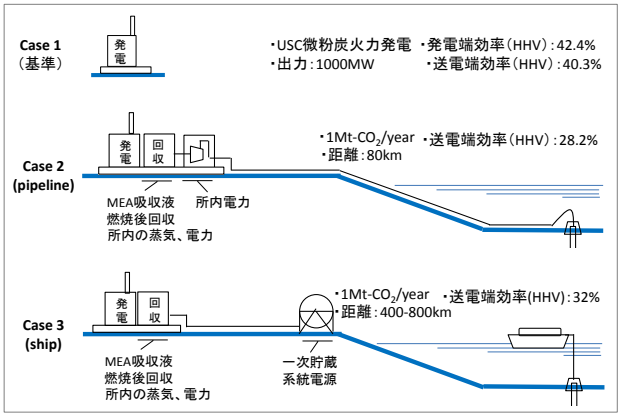


図１　評価対象と範囲

2.2　影響評価手法

インベントリ分析は、JEMAI MiLCA ソフトウェアを用い、特性化と被害評価は、LIME2 (Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling) 影響評価手法 [6]を用いた。特性化評価は、温暖化、酸性化など 9 つの影響カテゴリ、被害評価では 4 つのエンドポイント（人間健康、社会資産、一次生産、生物多様性）別に結果を算定した。なお、機能単位は送電端 1kWh の発電とした。

3.　評価結果

3.1　インベントリ分析

各シナリオにおける主な環境負荷物質量、資源消費と廃棄物量の結果を表 1 に示す。CO_2 は、回収段階で 90%減少するが、他のプロセスで増加するため、全体では Case 2, 3 が各々80%、71%削減した。PM_{10} は、発電段階の排ガス処理で削減される上、CO_2 回収段階でも吸収液との反応を最小限に抑える目的で予めある程度除去されるため、総排出量が減少した。他の環境負荷物質の排出量は CCS プロセスの追加と送電端の出力低下によって増加した。

一方、CCS 導入による特有の影響として、MEA 製造時に酸化エチレンと NH_3 が大気中に排出される他、水系排出物 COD と全窒素量も約 3 桁増加した。CO_2 回収段階では、吸収塔より NH_3 と微量の MEA が排出される他、MEA 廃棄物の焼却に伴う NO_x、SO_2 など大気汚染物質量も増加した。一方、Case 2, 3 は主に輸送方法が異なることで、消費される燃料の違いが見られた。

表１　インベントリ分析結果

	物質	Case1 (kg/kWh)	Case2 (kg/kWh)	Case 3 (kg/kWh)
大気排出	CO_2	8.44E-01	1.72E-01	2.41E-01
	CH_4	1.89E-03	2.69E-03	2.45E-03
	NO_x	7.69E-05	1.34E-04	1.56E-04
	SO_2	4.38E-05	4.48E-05	7.15E-05
	PM_{10}	2.00E-06	1.53E-06	1.34E-06
	NH_3	4.30E-11	2.20E-04	2.04E-04
	Monoethanolamine	-	1.43E-05	1.29E-05
	Ethylene oxide	-	3.98E-06	3.52E-06
	Hg	4.61E-09	6.64E-09	6.84E-09
水系排出	BOD	3.17E-09	6.53E-08	5.86E-08
	COD	6.50E-09	5.20E-05	4.60E-05
	N-Total	1.04E-08	1.70E-05	1.50E-05
	Ethylene oxide	-	3.59E-06	3.17E-06
	Hg	2.00E-11	2.80E-11	2.48E-11
資源	Coal	3.50E-01	4.99E-01	4.51E-01
	Crude oil	6.68E-03	1.16E-02	1.95E-02
	Natural gas	6.49E-04	2.56E-03	1.53E-02
	Limestone	8.18E-03	1.28E-02	1.07E-02
廃棄物	Industrial waste (landfill)	1.73E-03	3.16E-03	2.46E-03
	MEA waste (incineration)	-	2.45E-03	2.16E-03

注）“－”: 該当数値なし

3.2　特性化評価

CCS 導入により地球温暖化影響は減少したが、他の影響カテゴリは増加した。プロセス別では、Case 1 は発電段階での影響が最も大きかった。一方、Case 2, 3 は CO_2 回収段階と MEA 製造段階の影響が大きく増加した。CO_2 回収段階では、MEA 劣化由来の NH_3 による土壌酸性化および富栄養化の影響、MEA 製造段階では酸化エチレンによる人間毒性と水系廃棄物由来の富栄養化の影響が大きかった（図 2 に Case 2 の結果を例示した）。また、輸送方法の違いに関しては Case 3 は Case 2 に比べて、系統電源を使用した一次貯蔵段階の地球温暖化、資源消費と大気汚染の影響が大きかった。

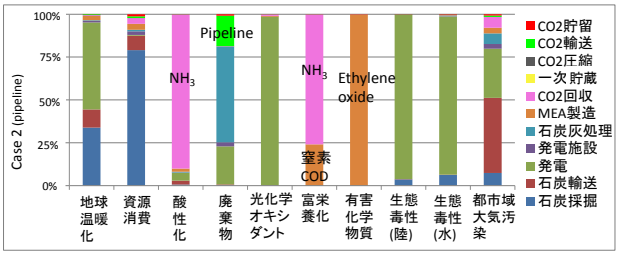


図２　Case２の特性化結果（プロセス別の内訳）

3.3　被害評価

Case 2, 3 は Case 1 に比べて、人間健康への被害が減少する一方、社会資産への被害が同程度、一次生産と生物多様性への被害が増加した（図 3）。

人間健康への被害は、MEA 製造時の酸化エチレン由来の増分が、発電段階での CO_2 削減由来の減少分より小さいため全体では約 6 割減少した。社会資産への被害は、発電段階での CO_2 削減由来の社会資産被害が削減されるが、CO_2 回収段階で排出される NH_3 が酸性化に経由する社会資産被害の増加でほぼ相殺された。一次生産と生物多様性に関しては、石炭採掘段階の土地改変と発電段階の微量物質排出による影響が大きかった。CCS 導入は送電端の出力低下に由来する単位発電量あたりの石炭採掘量と発電時の微量物質の増加によって、両被害項目が共に約 40%増加した。

また、Case 3 は Case 2 に比べて、石炭消費量の少ない一般電源を使用するため、石炭採掘に伴う一次生産の影響が減少した。生物多様性は土地改変と発電時の微量物質の双方が影響するため、Case 2 と同程度であった。

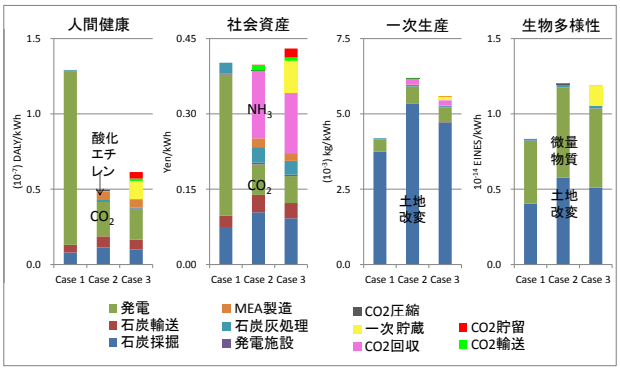


図３　被害評価結果

4.　おわりに

本研究は、LCA を用いて日本の微粉炭火力発電を対象に、CCS 導入の有無による環境影響評価を行った。特性化と被害評価の結果より、CCS 導入は CO_2 回収時のエネルギー消費と MEA の製造と使用時の劣化に伴う環境影響が大きいことが明らかになった。CO_2 回収時のエネルギー効率や CO_2 回収方法の改善、あるいは切り替えなどが環境影響の削減に有用と考えられる。輸送方法の違いについては、本研究では単一条件で評価したため、輸送距離、処理能力など主なパラメータに幅を与えて感度解析を行う必要がある。

参考文献

1) 今村, 長野: 電力中央研究所研究報告 Y9027, (2010), pp.96
2) 伊藤ら:電力中央研究所研究報告 W02002, (2002), pp.19
3) Koornneef et al.: International Journal of Greenhouse Gas Control, (2008), Vol.2, pp.448-467
4) JCCS: “革新的ゼロエミッション石炭ガス化発電プロジェクト 2009 年中間報告書”, (2011), pp.101
5) Chiyoda Corporation: “Preliminary feasibility study on CO_2 carrier for ship-based CCS”, (2011), pp.180
6) 伊坪徳宏, 稲葉敦: “LIME2－意思決定を支援する環境影響評価手法”, 丸善株式会社, (2010), pp.666

水素エネルギーの利用の普及に関するハイブリッド法を用いた環境負荷分析

A preliminary case study of life cycle assessment for hydrogen energy system using hybrid analysis

○堀口 健*[1)]、井伊亮太[1)]
Ken Horiguchi and Ryouta Ii
1) パシフィックコンサルタンツ

1. はじめに

我が国の再生可能エネルギーの導入ポテンシャルは空間的に偏在している。各地方の地域に存在する再生可能エネルギー（以下「再エネ」）を地域の発展に活用するという視点からの議論へと発展し得る。堀尾ら[1)]は、日本でも有数の再エネ開発ポテンシャルが大きい北海道に注目し、道内の再エネを最大限に開発すると共に地産地消型の消費だけでなく、他地域への電力供給や他地域からの電力多消費高付加価値産業の誘致などによる地域経済振興の可能性を検証している。

しかし、需要に応じて発電量を調整することが難しい再エネ電力は、高価な蓄電池による需給調整のバッファ機能を持たせる必要があったり、供給ポテンシャルが大きくても開発が進まなかったりする事例も見られる。

一方で、エネルギーセキュリティと気候変動対策の目的から水素エネルギーの利用技術の開発が進んでいる。1993年の「WE-NET」（NEDO）プロジェクトでは、再生可能エネルギーによって発電した電力で水素を製造し、貯蔵、利用するためのインフラ技術の開発が進められた。我が国では、その後、FCCJ や HySUT に引き継がれ、実用化に向けた社会実証実験が進められている。水素は、貯蔵や輸送ができることに加え、燃料電池や内燃機関といった幅広い用途に用いることができることが特徴であり、地域で生産した再エネ電力を供給する手段の一つとしても有力であると考えられる。

再エネ電力の雇用創出量や水素製造・利用インフラのLCA評価に関する事例は数多く報告されているが、地域において生産した再エネ電力をいかにして供給・消費することが効果的であるかについては、あまり議論された例が見られない。そこで、本報告では、系統連系への需給バッファとして、北海道で発電した再エネ電力で水の電気分解により水素を製造し、「地域内消費」と「地域外供給」を想定し、産業連関分析法によるLCAを応用して地域への影響量として環境負荷と雇用量の評価を行った。

2. 方法とデータ

2.1. 分析方法

本報告では、堀尾ら[1)]の地域需要創出シナリオと同様に、北海道で陸上風力発電を行い、これによって得られる電力を利用することによる地域への影響量を推計することを想定した。

既存の電力需給は変わらず、これに追加的に開発される再エネ電力は、すべて水素製造のために用いられると想定した。さらに、この水素を次の2つの方法で供給することとした。一つは、道内の交通インフラに供給し、動力として利用する。これにより、道外からのエネルギー資源の移輸入を減少させ、道内の財の流出を小さくする。これを「道内消費シナリオ」とする。もう一つのシナリオでは、道外の交通インフラに供給し、同じく動力として用いる。これは、道内で生産したエネルギーを道外に供給（販売）することで、道内への財の流入を大きくすることを狙う。これを「道外供給シナリオ」とする。

これら2つのシナリオを用いて、次の2点の議論を行う。まず、それぞれのシナリオにおいて、水素製造・利用のためのインフラ整備による効果とこれによって相殺される従前燃料（ガソリン・軽油・LNG）の需要減の効果の比較を行う。その上で両シナリオを比較し、道内の雇用を創出し、環境負荷を低減する上では、道内で生産した水素を道内で消費するべきか、道外へ供給するべきかを議論する。各シナリオにおける詳細な設定内容は、別紙のSI 4にまとめた。

なお、「地域への影響量」は雇用創出量とGHG排出量によって求めた。

2.2. 利用するデータ

2005年北海道地域産業連関表（経済産業省）と2005年産業連関表全国表（総務省）を用いて、「北海道」と「道外」の2地域から成る地域間産業連関表（各地域344部門）を作成した。さらに、風力発電施設の運用と水素製造・利用インフラの整備・供用に関する部門を追加した。作成の過程は、別紙のSI 1にまとめた。尚、各シナリオの分析に用いるときは、内生部門に加え、「雇用者所得」部門と「家計消費支出」部門を加え、雇用者所得が発生し家計消費へ還流する過程を内生化した。これにより、創出された雇用による二次的な生産波及効果も推計に盛り込むことができる。

部門別雇用者数は総務省全国表と北海道産業連関表（国土交通省）の付帯表である雇用表から人数を引用し、部門対応を経て先の地域間産業連関表用に作成した。

部門別GHG排出量は、3EID（2005年版）[2)]を基に雇用表と同様にして求めた。

2.3. 北海道における風力発電の発電量

堀尾ら[1]と同様に、2900 億円の増強費用で風力発電ポテンシャルの追加的連系可能量が約393.5万kWと想定した。また、同様に設備利用率20%で年間発電電力量は69億kWhとした。

2.4. 本報告で想定する水素製造ポテンシャル

前項で求めた年間発電電力量 69 億 kWh より、水素の製造ポテンシャルを推計した。電気分解による水素製造量は、1kWh につき 0.2Nm^3-H_2[3]とし、それによる水素製造ポテンシャルは 14 億 Nm^3 と推計した。

本報告では、この水素を需要地（水素ステーション）へ運搬する際に有機ハイドライド法を用いることを想定した。トルエンに水素を結合してメチルシクロヘキサン（MCH）を生成（発熱反応）し、需要地へ運搬し、脱水素反応（吸熱反応）を経て水素を取り出す[4]。本報告ではMCH 生成の際に発生した熱で「熱供給業」部門が代替され、脱水素反応ではこれによって得られる水素を燃焼して熱を得ることを想定した。

2.5. 水素インフラ関連の部門構成

水素インフラに関する投入係数 5 部門（5 行 5 列）を先の地域間産業連関表に追加した。それぞれの投入係数は、既往文献を参考にして設定した他、既存部門の投入係数を改変して用いた（**表 1**）。各新設部門の投入係数の設定方法は、SI 1.6 にも詳述した。

表 1 部門構成

部門名	産出する製品及びその単位	部門概念
水素製造	水素 kg	電力と水から電気分解により水素を製造する。
MCH 化	MCH kg	水素をトルエンと結合しMCH を製造する。
水素輸送	輸送サービス トンキロ（tkm）	MCH をタンカーにより輸送する。
脱水素化	水素 kg	MCH を分解し水素を取り出す。
燃料電池バス	輸送サービス 走行キロ（千km）	水素を燃料電池バスに供給し、旅客輸送を行う。

2.6. 最終需要の設定

水素製造インフラおよび水素利用インフラに関する投入係数を含んだ産業連関表に対して最終需要を設定し、経済波及効果を基に GHG 排出量と雇用者数を推計する。いずれのシナリオでも、バスの走行キロ（千 km）を需要量の指標とし、最終需要ベクトルは次のように設定した。

道内消費シナリオでは、北海道内の営業用バスの年間総走行キロ 187,888 千 km を最終需要とした。これによって 1,838 百万 kWh が消費されるが、5,062 百万 kWh が残るため、これを道内の系統線に送電することで事業用火力発電を代替すると想定した。

道外消費シナリオでは、北海道内の風力発電による水素製造ポテンシャル14億Nm^3を最大限利用することとした。1 千 km あたりの水素需要量を試算し、14 億 Nm^3 の水素によってバスが走行できる距離を求め、718,418 千 km を得、これを最終需要とした。これらの値の妥当性の検証は SI 3 で詳述した。

さらに、両シナリオで燃料電池バスによって代替されるディーゼルバスの走行分による GHG 排出量と雇用者数をマイナスに計上し、相殺した。

3. 分析結果

推計結果を**表 2** に示す。いずれのシナリオも GHG 排出量の削減効果が見られた。道内消費シナリオでは余剰風力による道内火力発電の代替効果も大きく影響した。水素製造～利用にかけてのプロセスは推定によるところが大きいが、今回の想定では軽油を使った場合との間で大きな優位性は見られなかった。

雇用者数の推計では道内消費シナリオがほぼゼロとなった。風力発電や水素関連産業による雇用創出効果がある一方で、代替される従前設備の雇用者数に比べて小さかったためである。道外消費シナリオでは水素関連の産業による雇用創出効果が牽引し、最終的に正値となった。

表 2 推計結果

		道内消費シナリオ		道外消費シナリオ	
		道内	道外	道内	道外
発生	GHG	197	365	26	1,856
	雇用	19,992	11,861	9,090	109,783
相殺	GHG	-3,909	-765	-51	-2,619
	雇用	-20,907	-18,745	-1,287	-106,323
収支	GHG	-3,711	-400	-25	-763
	雇用	-915	-6,884	7,804	3,460

（GHG は千トン、雇用者数は人）

4. おわりに

本報告では、道内の再エネの利用ポテンシャルを最大限に活用することによる環境負荷削減効果と雇用創出効果を産業連関分析によって推計した。想定した 2 つのシナリオにおいて GHG 排出量削減効果が見られた。

引用文献

引用文献の一覧は SI にまとめて示す。

Supporting Information

SI 1. 本報告に用いた分析データの作成方法

SI 1.1. 北海道の 2 地域間産業連関表の概要

本報告に用いた産業連関表は、「北海道内」と「北海道外：その他の日本の地域（ROJ: the Rest of Japan）」を表章し、北海道への移入を競争移入型、輸入を国産過程型とした 2 地域間産業連関表となっている。本報告では、北海道内への最終需要が道内ならびに道外へもたらす経済波及効果（さらにそれによる環境負荷発生量と雇用創出効果）を推計することを目的としたことから、道内と道外を区別した産業連関表が必要であった。しかし、後述の SI 表 1 にも取りまとめている通り、公表されている産業連関表では道内と道外をつなげた地域間表は見当たらない[5]ため、本報告のために作成した。作成した計数表は、取引基本表、雇用表（雇用者数係数表）、GHG 排出量係数表の 3 種である。

SI 1.2 から SI 1.6 では、地域間表の作成方法と使用したデータについて詳述する。続く、SI 1.7 では GHG 排出量係数の設定方法について、SI 1.8 では雇用者数係数の設定方法について詳述する。

SI 1.2. 使用した産業連関表

公的機関が作成して公表している産業連関表を調査したところ、北海道を一つの経済圏として取りまとめて作表されている表には、SI 表 1 に示すようなものがあった。5 種が見つかり、それぞれ国土交通省と経済産業省が作成している。北海道庁経済政策部のウェブサイト[5]に掲載されているものは、すべて国土交通省と経済産業省が作成しているものであり、道が独自に作成して公表している表は見当たらない。延長表を除いて平成 17 年が基準年であり、それぞれ総務省産業連関表との対応も取られているものも多い。

これらのうち、本報告用産業連関表へ用いる表の候補として「北海道産業連関表」[6]（国土交通省北海道開発局）と「北海道地域産業連関表」[9]（経済産業省北海道経済産業局）を選出した。北海道産業連関表は雇用表まで整備されており、分析に必要なデータが揃えやすい。一方で、北海道地域産業連関表は、雇用表が付帯されていないが、350 部門で整備された表が公表されている上、他の地域の地域産業連関表や総務省表とも整合するように作表されているため、全国の経済との波及を捉えやすい他、「事業用電力」と「自家発電」が分離しており、再生可能エネルギーを検討するのに向いていると考えた。

そこで、本報告では、取引基本表の作成に「北海道地域産業連関表」[9]（経済産業省）と全国表[11]（総務省）を用い、雇用表のうち道内部門の雇用者数は「北海道産業連関表」[6]（国土交通省）を用いることとした。

SI 表 1　北海道を対象とした産業連関表

	北海道産業連関表[6]	延長北海道産業連関表[7]	北海道内地域間産業連関表[8]	北海道地域産業連関表[9]	地域間産業連関表[10]
作成機関	国土交通省北海道開発局	国土交通省北海道開発局	国土交通省北海道開発局	経済産業省北海道経済産業局	経済産業省調査統計部
最新資料	平成 17 年表	平成 21 年表	平成 17 年表	平成 17 年表	平成 17 年表
部門数	13 / 33 / 65 / 109	13 / 33 / 65 / 109	13 / 33 / 65	12 / 29 / 53 / 80 / 350 基本	12 / 29 / 53
対象地域	北海道内	北海道内	北海道内 6 圏域	北海道内	日本国内
作表方法	● 競争輸移入型 ● 商品×商品 ● 自家輸送は立てない。	● 競争輸移入型 ● 商品×商品 ● 自家輸送は立てない。	● 地域別表は「競争輸移入型表」 ● 地域間表は「道内非競争移入、道外競争輸移入表」 ● 商品×商品	● 競争移輸入型 ● 自家輸送は立てない。 ● 経済産業省作成の全国 9 地域の産業連関表を足し合わせると、平成 17 年全国産業連関表に整合する。	● 地域間非競争移入型 ● 北海道は 1 つの地域として区分
電力部門	公表されている表では事業用と自家発が統合	公表されている表では事業用と自家発が統合	公表されている表では事業用と自家発が統合	基本分類では事業用と自家発が別	事業用と自家発が統合
雇用表	○（13 / 33 / 65 / 109）	○（13 / 33 / 65 / 109）	○（13 / 33 / 65）	×	×
固定資本形成	×	×	×	×	×
家計消費支出	○（188 / 基本分類）	○（188 / 基本分類）	×	○（350 基本）	○（基本分類）
特徴	分析に必要なデータを比較的揃えやすい。	分析に必要なデータを比較的揃えやすい。	総務省表との対応はない。	総務省表との対応が取りやすいため、北海道と全国の経済の連関構造を捉えやすい。例えば、従来版と北海道の産業構造が変化した後を比較するなど。	

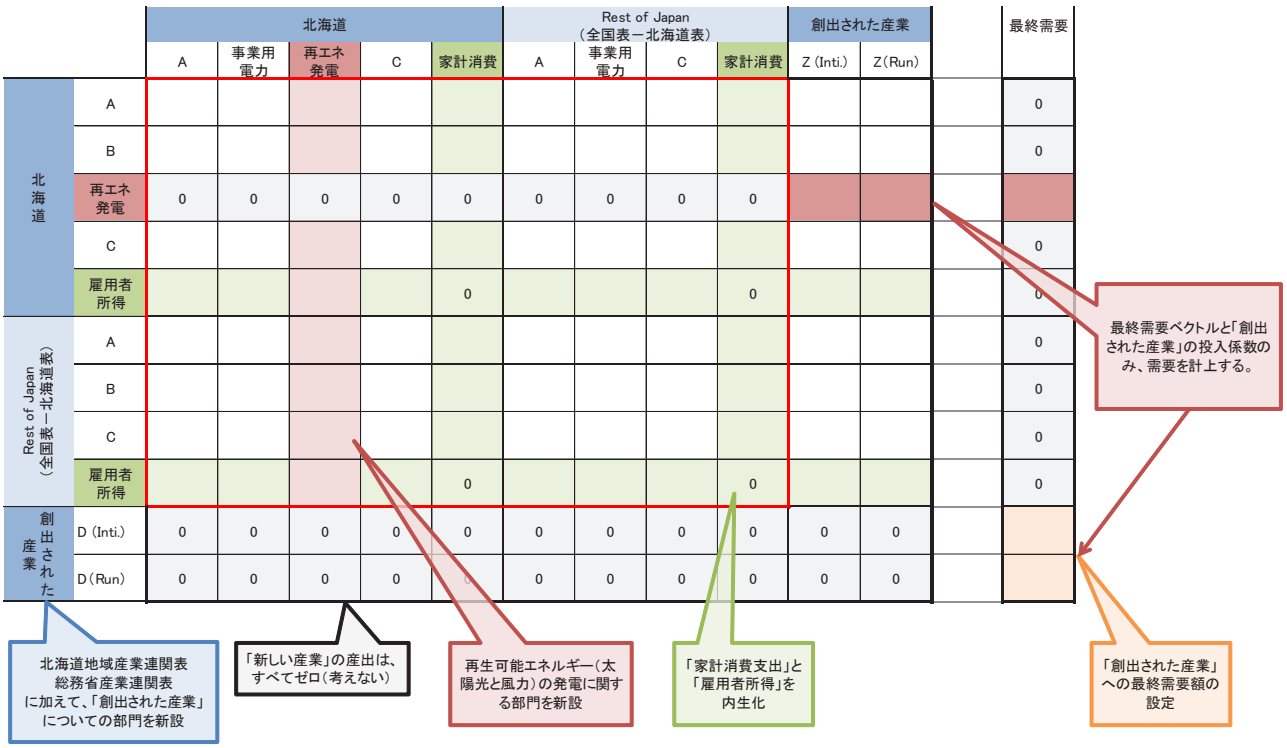
※「部門数」で掲載しているのは、ウェブサイト上から入手可能な表についてのみ。

SI 1.3. 取引基本表の作成方法

本報告で作成した取引基本表は、「道内」と「道外」の 2 地域についてそれぞれ 344 の産業部門と「雇用者所得・家計消費支出」を設けた 690 部門を基本構成とし、分析内容に応じて部門を追加して作成した。本文中にもある通り、この取引基本表では雇用者所得が家計消費支出に波及する過程を内生化してある。

さらに、「事業用電力」部門についての特例措置に加えて、再エネ電力の発電に関する部門、水素製造・輸送・利用に関する部門の追加を行った。「事業用電力」部門の特例措置は SI 1.4 で、再エネ電力部門の追加は SI 1.5 で、水素関連の部門の追加は SI 1.6 で詳述する。

「道内」の取引額は北海道地域産業連関表の取引基本表を基に、「道外」は総務省全国表の取引基本表から北海道地域産業連関表の取引額を差し引いたものを基に作成した。「道内」の行と列が交差する部分は、北海道地域産業連関表の取引基本表のうち、移輸入係数を用いて移輸入分を差し引いたものを用いた。「道外」の行から「道内」の列への産出は、移輸入取引として、北海道地域産業連関表の取引基本表のうち、移輸入分を用いた。「道内」の行から「道外」の列への産出は、移輸出取引として、北海道地域産業連関表の取引基本表の「移輸出計」を後述の「道外」の行と列が交差する部分の行和に対する各取引額の比によってタテに 344 部門に分割して用いた。「道外」の行と列が交差する部分は、総務省全国表の取引額から先述の 3 つの部分の取引額の和を差し引いたものを用いた。尚、これらの取引基本表は、行部門数と列部門数が異なる長方形のマトリックスであるため、これを 3EID と同様の手続きによって 344 部門に統合して用いた。



SI 図 1　本報告で作成した取引基本表の概要

SI 1.4. 電力部門の産出額を電力量に変換

「事業用電力」部門については、行と列の構成とその表章単位について特例の措置を取った。

まず、行と列の構成については、当該部門を 1 つに統合せず、各列部門と行部門をそのまま残し、電源別に需要を発生できるようにした。各列部門の産出は「事業用電力（行）」部門の列に計上し、これが同部門の行を通じて他の部門へ産出される。

次に、表章単位については次のようにした。本発表は電力に注目したものであるが、産業連関表の「事業用電力」部門は産出先の単価の差異による誤差が生じることが知られているため、電力部門（「事業用電力」部門と「自家

発電」部門）については物量表を用いて電力量（百万 kWh）で表章した。北海道地域産業連関表には物量表がないため、全国表の物量表から産出先ごとの単価を算出し、これを用いて物量換算を行った。尚、地域産業連関表では「移出」に本社経費が含まれている[1]ため、本州への電力融通（移出）を「事業用電力」部門から「移出」部門への産出額をそのまま用いて融通電力量を算出することができない。そのため、ESCJ（電力系統利用協議会）の統計情報 [12]から北海道・本州間電力連系設備（北本連携線）の 2005 年度の送電実績と北海道統計書 [13]の電力に関する統計を基に算定した。

SI 1.5. 再エネ電力の発電・供用部門

再エネ電力の供用部門は、風力発電設備により発電し電力を供給することを部門概念とし、次のように作成した。

投入係数は、コスト等検証報告書 [14]による 2030 年における風力発電の運用コストの算定値（既定値）を基に決定した。同報告書に記載されている 1kWh あたりの既定値を費目ごとに産業連関表の各部門に当てはめ、「事業用電力」部門の投入額の比で各部門へ配分した。

当該部門の雇用者数は、生産数量あたり雇用者数を北海道表の「事業用電力」部門と同等と仮定して設定した。

SI 1.6. 水素関連で新設する部門

水素関連では SI 表 2 に示す 5 つの部門を新設した。後述の 2 つの投入係数作成パターンに示す通り、水素の製造や貯蔵・脱水素化のための化学工場のアクティビティは、本藤ら [15][16]などの既存文献を参考に石油精製と似ているものと仮定し「石油製品」部門の投入係数を加工して用いた。生産額当たりの雇用者数はオリジナルの「石油製品」部門と同等とした。当該部門から直接排出される GHG の量は、主に原油精製時に発生するものと精製に必要な熱の供給に用いる石油製品や石炭製品の燃焼時に発生するものだと考えられるため、ゼロとした。

ここで、百万円あたりで書かれたオリジナルの「石油製品」部門の投入係数を水素関連部門に適用するにあたり、金額物量単位換算係数を適用した。その換算係数と設定根拠は SI 表 3 に示す。

「脱水素化」部門では、脱水素化に用いる燃料用の水素の量も計算に入れる必要があるため、1kg の水素を取り出すために究極的に必要な水素量を算出するための仮設部門を設けた。仮設部門は「脱水素化」部門からその産出物である水素を 1 単位だけ投入し、「脱水素化」部門が水素 1 単位を取り出すのに必要な量だけ「脱水素化」部門へ産出するような取引を表章した。

尚、「脱水素化」部門と「燃料電池バス」部門は、シナリオごとに「道内」の当該参考部門の投入係数と「道外」のそれを使い分けた。

---

1 例えば、東京に本社がある事業者の北海道内に立地する事業所が北海道電力から電力を購入した場合、そのうちの本社機能に相当することへ用いた分は、本社が所在する東京で消費したことにするため、その分は「移出」として計上される。

SI 表 2　水素関連部門の構成

部門名	産出する製品・その単位	部門概念	参考とした部門	投入係数の作成方法	特有フローの参照文献
水素製造	水素 kg	電力と水を用いて電気分解により水素を製造する。	石油製品	投入係数作成パターン①を適用した。これに水の電気分解に用いる「工業用水」と「事業用風力発電」の投入額を追加した。	JHCF[17] の実用化段階
MCH 化	MCH kg	水素をトルエンと結合することで MCH を製造する。	石油製品	投入係数作成パターン①を適用した。これに MCH 製造に用いる「水素」の投入量を追加した。	千代田化工建設資料[4]
水素輸送	輸送サービス トンキロ （tkm）	MCH をタンカーにより輸送する。	沿海・内水面輸送	「沿海・内水面輸送」部門の投入係数をそのまま用い、投入係数作成パターン②を適用した。	特有フローなし
脱水素化	水素 kg	MCH を分解し水素を取り出す。	石油製品	投入係数作成パターン①を適用した。	千代田化工建設資料[4]
燃料電池バス	輸送サービス 走行キロ （千 km）	水素を車載燃料電池に供給し、路線バスによる旅客輸送を行う。	バス	投入係数作成パターン①と同様にして「バス」部門の投入係数から「軽油」部門、「ガソリン」部門、「天然ガス」部門の投入額を控除し、「脱水素化」部門の投入量を追加した。さらに、投入係数作成パターン②を適用した。	SI 3

投入係数作成パターン①

「石油製品」部門の投入係数を基本とし、ここから当該部門の原料投入に該当する「原油・石炭・天然ガス」部門からの投入額と「石油製品」部門と「石炭製品」部門を控除した上で、当該新設部門に特有の投入を計上した。

投入係数作成パターン②

産業連関表の投入係数は原則として金額単位（例えば「百万円あたり」）で表記されている。これを物量単位（例えば「水素 1Nm^3 あたり」）での投入係数とするために、「金額→物量換算係数」を乗じた。この「換算係数」は、国土技術総合研究所による社会資本 LCA 産業連関表の金額重量換算係数[18]などを用いた。

SI 表 3　金額物量単位換算係数

部門名	換算係数	単位	設定根拠
石油製品	73,801	百万円／百万トン	社会資本 LCA 産業連関表[18]より引用した。
沿海・内水面輸送	3.701	百万円／百万トンキロ	平成 17 年度における内航船舶貨物輸送量 211,264,509 千トンキロと「沿海・内水面貨物輸送」部門の国内生産額 781,926 百万円より、3.701 百万円／百万トンキロを換算係数とした。
バス	512.7	百万円／百万 km	平成 17 年度におけるバスの走行キロ 3,015,339 千 km と「バス」部門の国内生産額 1,545,928 百万円より、512.7 百万円／百万 km を換算係数とした。
工業用水	29.43	百万円／百万 m^3	平成 17 年度における工業用水の年間総配水量は、総務省産業連関表の「工業用水」部門の推計根拠資料である「地方公営企業年鑑」[19]より 4,696 百万 m^3 であった。これと「工業用水」部門の国内生産額 138,220 百万円より、29.43 百万円／百万 m^3 を換算係数とした。

SI 1.7. GHG 排出量係数

GHG 排出量係数は 2005 年版 3EID を用いた。地域ごとの排出係数を個別に設定せず、全国表による排出係数を両地域に適用した。3EID に記載されている部門別直接排出量を 345 部門に統合し、それぞれに対応する全国表の国内生産額（量）で除した。

SI 1.8. 雇用者数係数

雇用者数係数は地域ごとに設定した。作成概念は取引基本表と同様であり、「道内」の産業は「北海道産業連関表」（国土交通省）の雇用表を、「道外」の産業は全国表の雇用表から「道内」の雇用者数を差し引いたものをベースにした。いずれも SI 1.3 で作成した取引基本表とは部門構成が異なるため、部門構成の組み直しを行った。

「道内」では、一旦、全国表の基本分類に合わせて細分化した上で、再度、本報告の表に合わせて統合した。まず、「北海道産業連関表」（国土交通省）と総務省全国表の間の部門対応表に基づいて部門対応を取り、対応する部門間の総務省全国表の雇用者数の比で北海道産業連関表の雇用表の雇用者数を按分した。次に、総務省全国表と「北海道地域産業連関表」（本報告の取引基本表と同じ構成）の間の部門対応表を用いて、部門ごとに統合した。

「道外」では、総務省全国表の雇用表の雇用者数から、先に作成した「北海道産業連関表」の雇用者数を差し引き、「道内」と同様に本報告の取引基本表に合わせて部門を統合し集約した。

SI 2.　燃料電池バスへの供給をシナリオとした理由

地域の再生可能エネルギーを利用したエネルギーを地域の資源として利用することができることで、地域レベルでのエネルギーセキュリティの向上や経済的な他地域への依存が解消されることが期待される。これは地域の雇用を創出するというだけではなく、大都市圏への人口集中やスマートシティの議論に見られるような地方での都市インフラの維持費の負担増にも対応できることが期待できる。

その中で、本報告では水素の需要家に燃料電池バスを設定した。燃料電池バスへの供給は、次の点で他の用途に比べて優位であると考えられるためである。

- 【整備すべき供給インフラの数が少なくて済む】HCV の普及において課題になるのは、水素ステーションの普及と給油の際の取り扱いの難しさである。一般消費者向けの自動車では、利用者の行動範囲の中に水素ステーションがないと実用的ではない。そのため、自動車の普及と同時に水素ステーションの普及が求められ

るが、設備の設置のコストが高いことも普及の障壁になりやすい。しかし、路線バスの場合、ルートは決まっており、給油する場所もいくつかの営業所や車庫に絞られるため、インフラに対する設備投資が少なくて済む。さらに、水素の取り扱いに慣れた技術者が扱うこととできるため、安全面での配慮もできる可能性がある。

- 【大規模に安定的な需要が見込める】家庭用燃料電池に使用する場合も、水素の供給方法が課題となる。ある程度まとまった量で安定的な需要を見込むためには、相当な世帯数の導入が必要になるが、それもまた供給方法の課題が生じる可能性がある。路線バスへの供給の場合、定位置にある営業所で、毎日、一定量の需要が見込める。
- 【コストダウンへの寄与が見込める】ある程度まとまった量で安定的な需要が見込めるということは、水素の製造・供給・利用に関するインフラ整備に掛かるコストを早期に下げる効果が期待できる。普及初期にある水素を早期に普及させるためには、速やかなコストダウンが必要であるが、その一翼を担える可能性がある。現に、米国エネルギー省の水素戦略でも、これを狙っている。
- 【水素による恩恵を幅広くたくさんの人が受けることができる】路線バスに導入することで、多くの人が水素の恩恵を受けることができる。水素エネルギーや水素社会への理解の促進もまた、普及に向けた課題の一つである。

一方で、燃料電池バスでは燃料電池から発生する熱を利用することが難しい。燃料電池や水素エネルギーに関する環境評価の文献では、燃料電池から取り出すことができる電気と熱を併給することでエネルギー利用効率を高めることができることを示唆しているものも多い。熱の需要家が近隣に立地し、電熱需給のバランスが取れる条件下では、燃料電池バスなどに利用するよりもエネルギー利用効率を高めることができる可能性もあるが、本報告においては今後の課題とする。

SI 3. 北海道における風力発電による電力を用いた水素製造のポテンシャルと燃料電池バスへの適用可能性

2.4 に示した通り、本報告では 14 億 Nm^3 の水素が供給されることを想定した。これを現状技術の燃料電池バスによる輸送に供したときの水素によってまかなえる輸送量を推計し、単純に量的な適用可能性を検証した。

まず、現在、実用化されている燃料電池バスで最も新しい車種は「35MPa・150 リットルのものを 7 基に増強して航続距離 350km」（Wikipedia）である。これを基に水素の燃費を求めたところ、0.100kg-H_2 /km を得た。

90g/Nm^3-H_2 より 1m^3 で 0.9km 走行できることから、14 億 m^3 では 12.6 億 km＝1,260,000 千 km 走行できる。平成 23 年度における北海道の乗合バスの年間総走行キロは 187,888 千 km であり、道内のバスを運行するための量としては充分であるが、供給ポテンシャルの 15%しか利用できないことになる。一方で、同様に北海道以外の地域での年間総走行キロは 2,827,451 千 km であり、供給ポテンシャルを充分に活用できると言える。但し、本報告では、水素貯蔵・輸送に用いた有機ハイドライド法における脱水素化の過程で、吸熱反応のための熱源に水素を用いたため、最終需要（燃料電池バス）に使用できた水素の量はこの試算よりも少なくなった。

SI 4. 最終需要ベクトルの設定方法

両シナリオでは、SI 1 で作成した取引基本表から作成したレオンチェフ逆行列に最終需要ベクトルを乗じることで、GHG 排出量と雇用創出効果を求めた。最終需要はバスの走行キロで設定した。各シナリオで 1 千 km あたりの水素需要量を求め、平成 23 年度における「営業用バス」の総走行キロを上限に走行キロを設定した。

「道内消費シナリオ」では、道内の総走行キロをすべてまかなえるため、平成 23 年度における北海道の乗合バスの年間総走行キロ 187,888 千 km を「(道内) 燃料電池バス」部門への最終需要として設定した。さらに、同量を代替される「(道内) バス」部門への最終需要にも計上し、こちらの結果は**表 2** の相殺に計上した。これに加えて、5,062 百万 kWh の風力発電電力が余るため、本文にも述べた通り、これを道内既存の電力連系網に送出し「事業用火力発電」を代替したことにした。「事業用風力発電」部門と「(道内) 事業用火力発電」部門に 5,062 百万 kWh を最終需要として計上し、**表 2** では前者を「発生」に、後者を「相殺」に計上した。

「道外消費シナリオ」では、水素でまかなえる 718,418 千 km を「(道外) 燃料電池バス」部門への最終需要と

し、同量を「(道外) バス」部門への最終需要にも計上し、先と同様に計上した。

SI 5. 本稿の引用文献一覧

本文中に記載できなかった引用文献の一覧を以下に示す。

1) 堀尾・重藤・井伊・松田・寺田・日高：第 9 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集. (2014)
2) 国立環境研究所：産業連関表による環境負荷原単位データブック (3EID). http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/index-j.html
3) 市川勝：水素エネルギーがわかる本 : 水素社会と水素ビジネス. 東京 : オーム社, 2007.2
4) 岡田 佳巳. 安井 誠：水素エネルギーの大量貯蔵輸送技術. 化学工学., 77(1):2013.1
5) 北海道庁総合政策部経済調査課：産業連関表 (統計表). http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ss/skc/ksk/tgs/renkanhyou2.htm
6) 国土交通省北海道開発局：北海道産業連関表. http://www.hkd.mlit.go.jp/topics/toukei/renkanhyo/renkan.html
7) 国土交通省北海道開発局：延長北海道産業連関表. http://www.hkd.mlit.go.jp/topics/toukei/renkanhyo/entyo.html
8) 国土交通省北海道開発局 : 北海道内地域間産業連関表. http://www.hkd.mlit.go.jp/topics/toukei/renkanhyo/tiiki.html
9) 経済産業省北海道経済産業局：平成 17 年北海道地域産業連関表について. http://www.hkd.meti.go.jp/hoksr/h17renkan/index.htm
10) 経済産業省：平成 17 年地域間産業連関表. http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/tiikiio/result/result_02.html
11) 総務省：平成 17 年 (2005 年) 産業連関表―. (2009)
12) 一般社団法人電力系統利用協議会：各種統計情報. (各月分を利用) (2005)
13) 北海道庁総合政策部統計課：第 116 回 (平成 21 年) 北海道統計書. (2009)
14) エネルギー・環境会議コスト等検証委員会：コスト等検証委員会報告書. (2011)
15) 本藤・森泉・臼井：日本エネルギー学会誌, 87, 753-762 (2008)
16) 臼井・本藤：日本エネルギー学会誌, 89, 551-561 (2008)
17) 水素・燃料電池実証プロジェクト (JHFC)：固体高分子形燃料電池システム実証等研究 (第 1 期 JHFC プロジェクト) 報告書. (2006)
18) 国土技術政策総合研究所：社会資本のライフサイクルアセスメント. (2012)
19) 総務省：地方公営企業年鑑. (2008)

金属資源の枯渇性及び温室効果ガス排出量を考慮したPEFC性能のインパクト評価

Impact of PEFC performance in consideration of the depletion of metal resources and GHG emissions

○神野裕亮*1)、小井土賢二 1) 、堂脇清志 1)
Yusuke Jinno, Kenji Koido, Kiyoshi Dowaki
1）東京理科大学
*j7410073@ed.tus.ac.jp

1. 背景・目的

現在、地球温暖化によるCO_2削減対策として、我が国では、民生部門における燃料電池によるコージェネレーションシステム、いわゆるエネファームとして導入が進められている。これに伴い、日本のエネファームの技術は、現在、国際標準規格（ISO）において、性能面での標準化が検討されており、さらに、この動きに付随してLCAの側面からの検討がIEC/TC105でなされるようになった。この中で、我が国においては、LCA視点からのエネファームの有意性を検討するために、まず、既存のLCA手法によるインベントリ分析を確立し、その上で、ライフサイクルコスト（LCC）を検討していくこととなっている。但し、このLCCの中で、将来の利用拡大に合わせ、PEFC燃料電池で必要となる希少金属資源の枯渇性や資源コストについても対応していくことが求められている。すなわち、製品を製造時に使用する材料の物理的な消耗・枯渇の問題と物質が与える環境影響を金銭価値という形で把握し対策を講ずることについて、ISOの中で規格化することによって、持続可能な観点からの技術の優位性を示すことができると考えられている。しかしながら、前述の点を含め、PEFC製造や運用時を含めてLCAによるインベントリ分析においては、諸々のデータ取得が困難であることなどから、その分析方法については、いくつかの工夫が必要となる。そこで本研究では、まずは、インベントリ分析を確立させる目的で、PEFC製造時におけるエネルギー消費量、CO_2排出量及び資源枯渇性を算出することを検討した。

2. 対象とする燃料電池システムの仕様とシステム境界

本研究の対象とする家庭用燃料電池システムとして、平成19年度みずほ情報総研による報告書のPEFC製造時のデータを用いた[1)]。なお、対象とする定置用燃料電池システムの仕様を表S1～S3、システム境界を図S1に示す。

3. 算出方法

3.1 エネルギー消費量及びCO_2排出量の算出方法

本研究で用いるインベントリ分析では、ハイブリッド法を用いた。素材の採掘から製造段階における構成部品については、日本の2005年の産業連関表を用いて算出した。すなわち、ある部門から波及する直接間接のエネルギー消費量については式(1)を用い、CO_2排出量については式(2)より、対象素材を該当部門に格付けすることにより算出した[2)]。但し、この場合、システムに投入される素材及びエネルギー消費量は全て日本で生産されるという仮定になることに注意されたい。

エネルギー消費量：$E_j = \sum_i Q_i (I - A)^{-1} (0 \cdots 1 \cdots 0)^t$ (1)

CO_2排出量：$C_j = \sum_i Rc_i Ce_i (I - A)^{-1} (0 \cdots 1 \cdots 0)^t$ (2)

ここで、E_j: エネルギー消費量 [MJ]、Q_i: 石炭・原油・天然ガスのエネルギー原単位 [MJ/百万円]、I: 単位行列、A: 投入係数、$(I - A)^{-1}$: レオンチェフ逆行列、C_j: CO_2排出量 [t-CO_2eq]、Rc_i : i 部門の燃焼比率、Ce_i : i 部門(石炭・原油・天然ガスの 3 部門を対象)の CO_2 排出量 [t-CO_2/百万円]、$(0 \cdots 1 \cdots 0)^t$: j 部門のみ 1、それ以外を 0 とするベクトルとした。

各種素材から定置用燃料電池システムを組み立てる工程については、LCA 日本フォーラムにおける LCA データベースのガス給湯器組立工程のデータをもとに検討を行った[3)]。また、ガス給湯器の仕様については表 S4 及び表 S5 に示す通りである。さらに、ガス給湯器の 1 台あたりの組立に使用する電力、都市ガス、軽油、重油、LPG の各消費から積み上げ式により算出した値を重量比である約 15 倍(=270.2kg/18.1kg)を乗じて算定を行った。

3.2 資源枯渇性の算出方法

次に、本研究では、資源の有限性に着目した資源枯渇性を、LCA 評価ソフトの MiLCA において、製造プロセスを作成することにより算定を行った。

3.3 インパクト評価における指標

ここでのインパクト評価における指標は、横軸にCO_2排出量、資源消費を取り縦軸に電力密度 [MWh/10yr]を取り、その傾きで評価することとする。その傾きが大きいほど、より優れた製品であるといえ、今後、海外の PEFC を想定して比較するが、この傾きにより技術の優位性を示したい

と考えている。なお、本研究では、対象システムについて結果を示すことに留まる。

4. 結果

本研究で用いた材料構成は詳細でないため、品目の選定が困難である。そのため、品目の選定が困難なものは、結果にどの程度のばらつきが出るのか見るため、該当しうる全ての品目の中で最大値と最小値を算出し比較した。鉄に関しては、幅広く使用されているステンレス鋼と仮定した。但し、配線ケーブルにおける鉄は鉄線と仮定した。特に、重量比が一番大きい貯湯槽における鉄以外の素材については、塗料とガラスウール成形体と仮定し、給湯器における比からそれぞれの重量とした。

ここで、PEFC 製造時のエネルギー消費量、等価 CO_2 排出量の分析結果をそれぞれ図 1 及び図 2 に示す。また、スタック製造時における資源枯渇性の割合を図 3 に示す。なお、燃料電池システムの構成素材料の投入量は図 S2 に示す通りである。

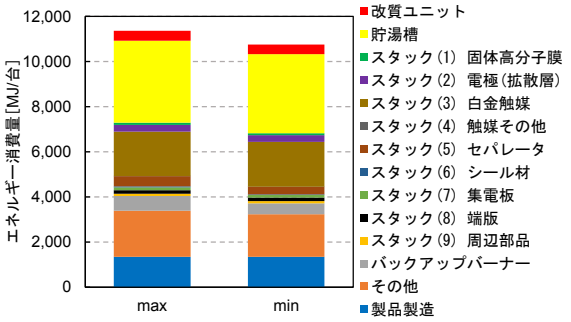


図 1　PEFC 製造時のエネルギー消費量

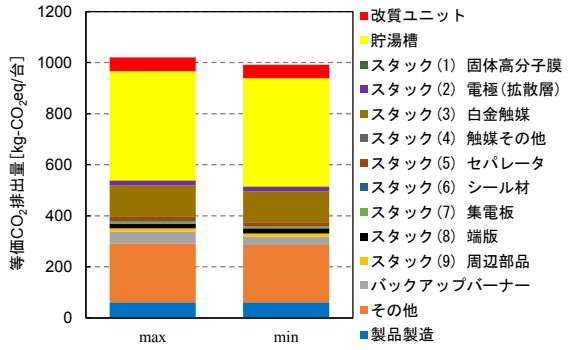


図 2　PEFC 製造時の CO_2 排出量

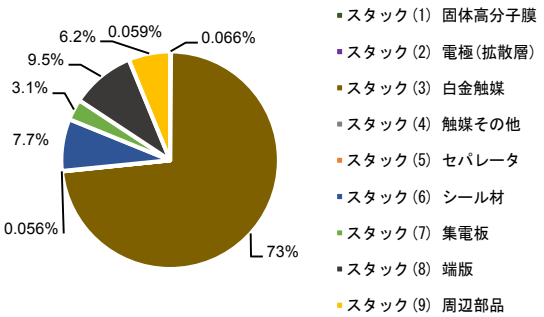


図 3　スタック製造時における資源枯渇性の割合

この結果、PEFC 製造時におけるエネルギー消費量は、最大時で 3245 MJ/台、最小時で 3116 MJ/台であり、CO_2 排出量は最大時で 1020 kg-CO_2eq/台、最小時で 991 kg-CO_2eq/台となった。さらに、資源枯渇性は全体で 1.40 kg-Sb 基準/台となった。

これらの内訳をみると、貯湯槽が全体のエネルギー消費量の約 3 割、CO_2 排出量の約 4 割と最も大きな割合を占めていることがわかる。但し、今回の分析では材料構成で鉄と表記されているものを、ほぼステンレスと仮定したためであり、今後、より詳細な素材データを入手することにより、分析の精度が向上するものと期待される。また、白金のエネルギー消費量の割合は全体の約 2 割であり、PEFC スタックの約 6 割を占め、CO_2 排出量においては全体の約 1 割、PEFC スタックの約 6 割を占めることがわかった。さらに、資源枯渇において白金は、スタックの約 7 割を占めることもわかった。白金の対策として、例えば、リサイクル、使用量に対する得られるエネルギー効率の向上、代替材料の開発が挙げられる。これらの要因については、Hidden Cost も含め、金銭価値に変換し LCC と定量化していくこととしたい。

インパクト評価の分析結果は、横軸を CO_2 排出量の最大時を取った場合で 0.0392 kg-CO_2eq/MWh、最小時で 0.0404 kg-CO_2eq/MWh、資源枯渇性の場合で 28.6 kg-Sb 基準/MWh となった。但し、PEFC 1 台を 10 年間(4 万時間)使用した時の定格出力 4 MWh/yr を基準にして考えた。この結果については、今後、海外の同製品と比較することで技術の優位性を示していくこととしたい。

5. おわりに

PEFC を製造段階において白金の及ぼす影響は大きい。そのため白金のリサイクル、使用量に対して得られるエネルギー効率の向上、代替材料の開発が必要である。

今回、鉄をステンレスと仮定するなどの不確実性があるため、今後は結果の信頼性を向上させるために、より詳細な素材のデータが必要である。さらに、本研究では製造段階のみを対象としたが、廃棄、リサイクル、使用を含めたサプライチェーン全体を通じた評価を行っていく必要がある。

今後、日本の PEFC 製品の技術の優位性について、海外の同製品と比較して検討を行う予定である。

参考文献

1) みずほ情報総研株式会社: “定置用燃料電池システム及び燃料電池自動車のライフサイクル評価に関する調査”, (2008)
2) 堂脇清志: ガス化によるバイオマスエネルギーシステムのライフサイクル分析, 東京大学学位論文, (2001), pp.27-29
3) 経済産業省: “J-LCA LCA データベース”, LCA 日本フォーラム, (オンライン), 入手先<http://lca-forum.org/datebase >, (2002-12-04)

Supporting Information(SI)

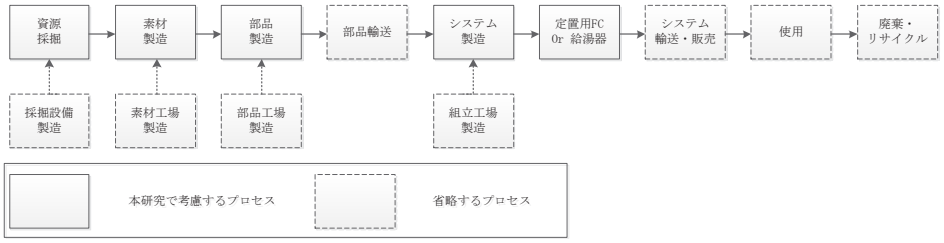


図 S1　本研究のシステム境界

表 S1　定置用燃料電池システムの仕様

項目	仕様数値
燃料電池種別	固体高分子形(PEFC)
利用形態/設置形態	家庭用/屋外基礎据付
使用年数	10年
燃料電池ユニット	
発電効率(定格)	33%
熱回収効率(定格)	45%
総合効率(定格)	78%
電気利用率(実運転)	30.8%
熱利用率(実運転)	41.3%
総合効率(実運転)	72.1%
運転方式	電力負荷追従 熱負荷充当
ターンダウン	30%
使用燃料種	都市ガス13A
定格出力	1kW
システム構成機器	燃料電池スタック 改質ユニット インバータ 排熱回収装置 熱交換器 配線・ケーブル イオン交換 ケース
貯湯ユニット	
貯湯タンク容量	200L
貯湯温度	60℃
水道水温度	17℃
導入対象先	戸建て住宅/集合住宅 (1世帯当たりで評価)
使用年数	10年
システム構成機器	貯湯槽 バックアップバーナー

表 S2　定置用燃料電池システムの材料構成

			鉄	アルミ	その他非鉄	樹脂	部品その他	合計	単位
燃料電池ユニット	燃料電池スタック		10.4		2.7	1.6	5.3	20	kg
	改質ユニット		17.0				0.3	17.3	kg
	その他	インバータ	3.8	0.9	0.4	1.2		6.2	kg
		ポンプ、ブロア	9.5					9.5	kg
		熱交換器	8.0					8.0	kg
		排熱回収装置	8.0					8.0	kg
		配線ケーブル	10.0					10	kg
		ケース	30.00					30	kg
		水処理装置	3.6					3.6	kg
	燃料電池ユニット　計		90.2	0.9	8.8	7	5.6	112.6	kg
貯湯ユニット	貯湯槽		136.9				2.6	139.5	kg
	バックアップバーナー		10.5	1.1	4.5	0.5	1.4	18.1	kg
	貯湯ユニット　計		147.4	1.1	4.5	0.5	4.0	157.6	kg
合計			237.6	2	13.3	7.6	9.7	270.2	kg

表 S3　燃料電池スタックの材料構成

		材料名	投入量	単位
固体高分子膜	膜	パーフルオロスルホン酸系電解質膜	0.11	kg
	バインダ	パーフルオロスルホン酸系樹脂	0.0080	kg
電極		炭素繊維	0.50	kg
触媒	白金	白金	0.0080	kg
	カーボンブラック	カーボンブラック	0.0080	kg
セパレータ		人造黒船	4.8	kg
		フェノール樹脂	1.2	kg
シール材		フッ素ゴム	0.25	kg
集電板		銅	2.7	kg
端板		ステンレス	6.3	kg
周辺部品		鉄	4.1	kg
計			20	kg

表 S4　ガス給湯器の仕様

項目	仕様数値
ガス給湯器種類	給湯付きふろがま屋外式
給湯能力	24号
熱効率(定格)	81%
熱効率(実運転)	76%
使用燃料	都市ガス13A
導入対象先	戸建て住宅/集合住宅 (1世帯当たりで評価)
使用年数	10年
重量	18.1kg

表 S5　ガス給湯器の使用素材とその投入量

素材割当	投入量	単位
鋳鋼	80.02	g
冷延鋼板	2,834.17	g
亜鉛めっき鋼板	5,103.40	g
ケイ素鋼板	38.31	g
一般構造用圧延鋼材	2,228.00	g
アルミニウム板	1,543.28	g
銅板	4,901.51	g
ポリプロピレン	23.03	g
ポリエチレン(高密度)	0.03	g
ポリ塩化ビニル	131.56	g
ポリエチレンテレフタレート	21.30	g
ポリスチレン	359.00	g
ポリフェニレンサルファンド樹脂	111.50	g
ポリウレタン	0.47	g
エポキシ樹脂	398.65	g
合成ゴム	7.64	g
重油	0.18	g
ガラスウール成形体	44.50	g
電磁石	214.50	g
塗料	112.39	g
紙	102.17	g
ダンボール	955.50	g
合計	1911.21	g

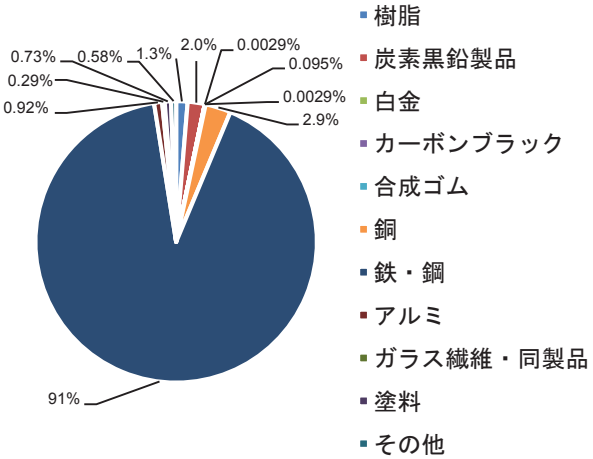


図 S2　構成素材の投入量

Analysis on Material Flows and Stocks of Sewer Pipes: A Case Study in Japan

°Cherry Myo Lwin *[1)], Kensuke Tanaka [2)], Seiji Hashimoto [1)], Hiroki Tanikawa [2)]

1) Ritsumeikan University, 2) Nagoya University

*cml-11@fc.ritsumei.ac.jp

1. INTRODUCTION

Japan has expanded its sewer network during the past century, with capital expenditures amounting to almost 5 trillion yen (50 billion US dollars) on average per year since 1998 [1]. After 2000, capital expenditures suddenly started declining, largely because of government modification of its public investment policy, which was reduced as part of a restructuring program. Although it can be politically difficult because of limited government budgets, sewage treatment system expansion is an important policy objective because the rate of population connected to sewer treatment plants (P_{stp}%) in Japan in 2011 was 75.8% [1], one of the lowest ratios among economically developed countries. In addition, aging stock is an important difficulty hindering the future management of sewer systems, which must be demolished and replaced during their lifetime. This necessity implies future waste management and construction material demand. Therefore, ascertaining the accumulated materials in sewerage is necessary, as are knowing the waste that is expected to be generated, and construction materials that are expected to be required in the future. To conserve budgeted funds while increasing P_{stp}%, reducing the necessary amounts of construction materials and consequent environmental impacts, it is important to estimate the future replacement demand for sewer pipes. Governments should spend more money for replacement than for new construction. Specifically, the research is aimed at exploring material accumulation and necessary replacement amounts of materials for sewer pipes in Japan through 2050 under various scenarios.

2. METHODOLOGY

Sewer network pipes composed of gravel, concrete, iron, pottery, plastics and other materials were categorized into three structure types: ≤ 600 mm diameter, 601–2000 mm, and > 2000 mm. Their respective material stocks can be estimated using the following equation.

$$MS_{d,t} = L_{d,t} \times MI_{d,t} \quad \text{(Eq. 1)}$$

$MS_{d,t}$: Material stock of structure type d in year t

$L_{d,t}$: Length of sewer pipe lines of structure type d in year t

$MI_{d,t}$: Material intensity stocked in structure type d in year t [2].

To estimate future construction and replacement activities as well as material demands, the following Equations 2 and 3 are used.

$$D_{d,t} = MS_{d,t} \times R_{d,t} \quad \text{(Eq. 2)}$$

$$MD_{d,t} = (MS_{d,t+p} - MS_{d,t})/(t-p) + D_{d,t} \quad \text{(Eq. 3)}$$

$D_{d,t}$: Demolition waste from structure type d in year t

$R_{d,t}$: Replacement ratio of structure type d in year t

$MD_{d,t}$: Materials demand for structure type d in year t

Here, p is the end year of our investigation. Six scenarios are taken for $MS_{d,t}$ with enlarged P_{stp}% and future socioeconomic conditions: A2r (high population size, low income), B1 (low population rate, high income), and B2 (medium population size, medium income) [3].

The replacement ratio of sewer pipes out of total stock was 0.095% in 2008. Therefore, we made two assumptions: the respective sewer pipe lifetimes are 50 years and 30 years, given the lowest and highest resulting replacement ratios of 2% and 3.3% by 2050. $MD_{d,t}$ with a gradual increase of replacement ratio through 2050 with the socioeconomic scenarios described above are explored to ascertain trends of sewer pipe replacement amounts while the material stock increases and demolishment increases.

3. RESULTS AND DISCUSSION

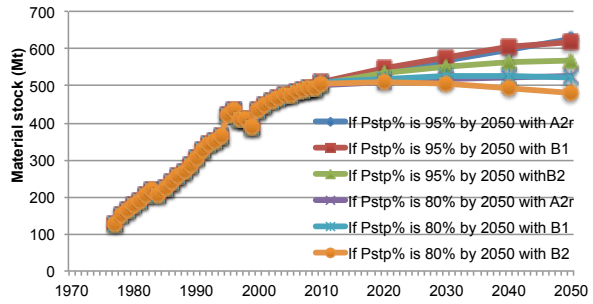


Figure 1. Estimation of material stocks with various scenarios (1977–2050).

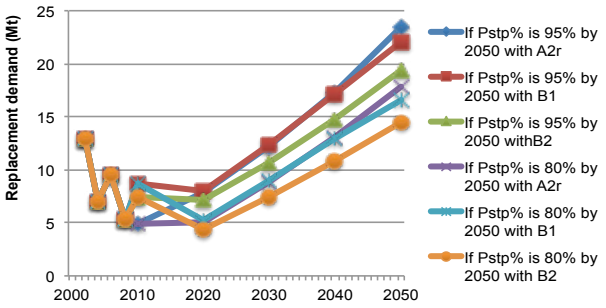


Figure 2. Estimated material demand for replacement with 30 year lifetime of sewer pipes.

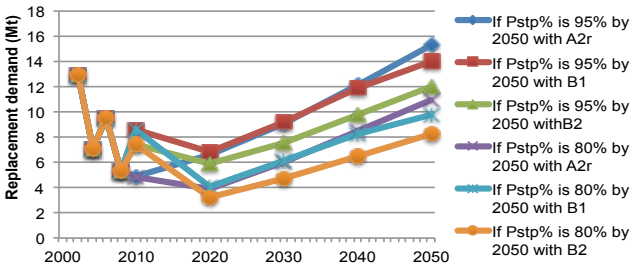


Figure 3. Estimated material demand for replacement with 50 year lifetime of sewer pipes

Total material stock estimation for 1977–2009 was done based on data obtained from JSWA [1]. Estimation for 2010–2050 was done with various scenarios. The results are presented in Figure 1.

Based on the respective scenarios, a large gap exists in the estimated material stock amount. The total material stock in 2050 could be 442–625 million tonnes (Mt) given the highest and lowest conditions. Although the replacement length in 2000 was 209 km while the accumulated length was over 330,000 km in 2000, the figure became 415 km while the accumulated length was about 450,000 km in 2011. Because of aging stock, replacement conditions become higher. Future replacement demand should be calculated. Given a 30-year lifetime of sewer pipes, the total replacement demand in 2050 could be 15–23 Mt, as portrayed in Figure 2. Given the second assumption of 50 years, the total replacement demand can be 8–16 Mt, as shown in Figure 3. Results of the two lifetime assumptions confirm that replacement demand will increase, but not so dramatically because of decreasing trend of population and thus demand for new sewer pipes.

4. CONCLUSION

This study estimated historical and future material flows and stocks for sewer pipes (1975–2050) in Japan. To illustrate the method's usefulness as a helpful tool for policymaking, this study mainly addressed Japan. In future studies, the same or similar methods and scenarios are applicable for countries in ASEAN, where sewer systems will be introduced in coming decades.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Environment Research and Technology Development Fund (S-6-4) of the Ministry of the Environment, Japan and the Ritsumeikan Global Innovation Research Organization (R-GIRO) Program.

REFERENCES

[1] Japan Sewage Works Association (JSWA): Statistical Year Books for Sewer Management, JSWA, 1977–2011 (in Japanese).

[2] Nagaoka, K., Tanikawa, H., Yoshida, N., Higashi, O., Onishi, A., Feng, S., Imura, H.: Study of accumulation/distribution tendencies of the material stock of the construction sector in all prefectures and megacities in Japan. *Environmental Science* 23, 83–88, 2009 (in Japanese).

[3] International Institute for Applied Systems Analysis, The GGI scenarios database (version 2.0.1). http://www.iiasa.ac.at/web-apps/ggi/GgiDb/dsd?Action=htmlpage&page=series. Accessed on 27 November, 2013.

廃棄自動車マテリアルフロー推定と環境評価への応用

Material Flow Analysis of End-of-Life Vehicles and Its Application to Environmental Assessment

○松山湧[*1)]、布施正暁[2)]、伊坪徳宏[1)]
Yuu Matsuyama, Masaaki Fuse, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学、2) 産業技術総合研究所
* g1031208@tcu.ac.jp

1. はじめに

2005 年施行の自動車リサイクル法によって、フロン、エアバック、自動車シュレッダーダスト（ASR）の特定三品目の適正なリサイクル処理が義務付けられ、着実な成果が挙げられている[1)]。一方、特定三品目を含む廃棄自動車（ELV）全体のマテリアルフローの実態把握が不十分であるため[2)]、自動車リサイクル法の効果を定量的に評価できないのが現状である。また、国内で発生した ELV の多くが、中古車、中古部品、スクラップとして国外に輸出されている事例も報告されている[3)]。以上より、自動車リサイクル法、ELV 輸出によって、わが国の自動車リサイクルの構造とその環境影響は大きく変化している可能性が高い。

そこで、本研究は 2000 年から 2010 年までの ELV のマテリアルフローを推定することで、自動車リサイクル法の効果、ELV 輸出の影響について予備的な検討を行う。さらに、以上の検討を通じて、マテリアルフロー推定の環境評価への適応可能性について議論する。

2. 廃棄自動車のマテリアルフロー推定法

ELV のマテリアルフローのシステム境界を**図 1** に示す。図中の各フローの推定法を**表 1** に整理する。

本マテリアルフロー推定法の特長は、経産省の公開する既往推定[2)]の以下の問題点を解決した点にある。

1) 一台あたりの ELV 重量（単位重量）を 1t に固定し、その経年変化を考慮していない。
2) 中古部品、スクラップ輸出を考慮していない。
3) 中古車を含む輸出量の経年変化を考慮していない。
4) ヒアリング調査を基本に部品、材料リサイクル率を固定し、それらの経年変化を考慮していない。
5) ASR 以外のタイヤなどの埋立てを考慮していない。

表 1 にあるマテリアルフロー推定法の起点となる ELV 排出量の推定法について概観する。ELV 排出量は ELV 単位重量と ELV 台数の掛け算で推定される。ELV の単位重量と台数の推定法は、それぞれ統計的な制約から軽自動車とそれ以外に分けられる。ELV の単位重量と台数の推定法を**表 2** に整理する。推定では、普通・小型乗用車、普通・小型貨物車、普通・小型バス、軽乗用車、軽貨物車、特殊用途車の 9 車種を考慮する。

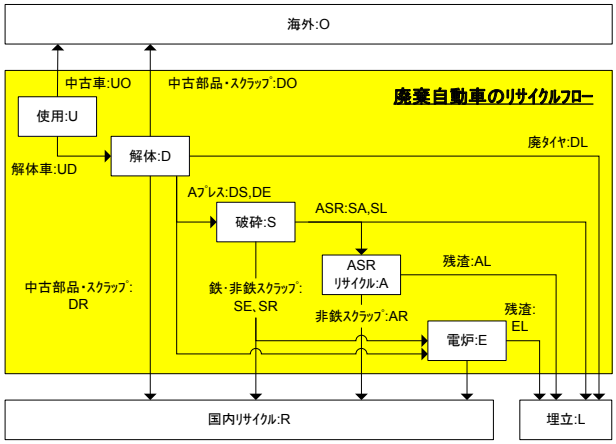


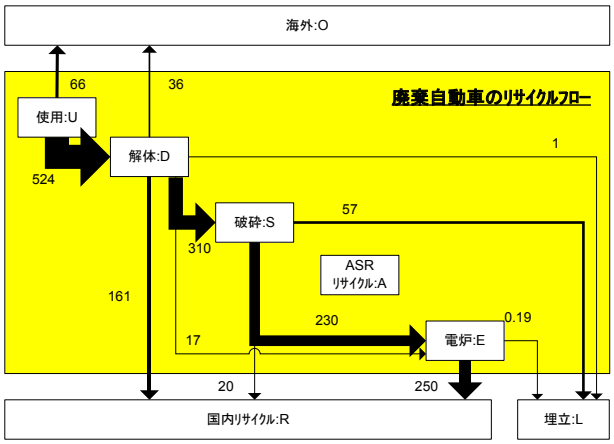
図 1　廃棄自動車のマテリアルフローのシステム境界

表 1　廃棄自動車のマテリアルフロー推定法

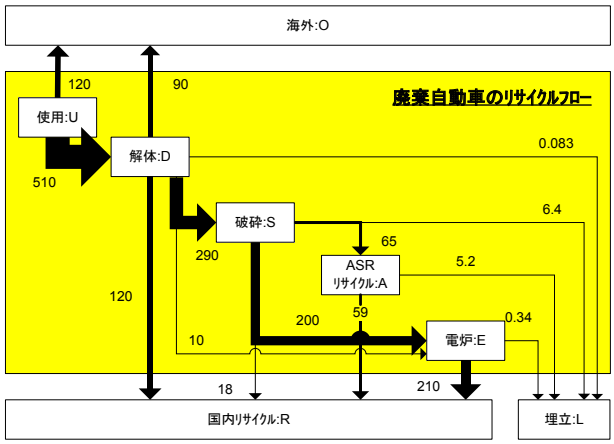
対象	推定法の説明		文献
UD	$UD_t=ELG_t-UO_t$	ELG_t: t 年の ELV 排出量	
UO	文献値を使用		3)
DO	文献値を使用		3)
DR	$DR_t=UD_t-(DL_t+DS_t+DE_t)$		
DL	$DL_t=elr_t\times TL_t$	elr: 廃棄自動車割合	4)
DS	$DS_t=SR_t+SE_t+SA_t+SL_t$		
DE	文献値を使用		5)
SA	文献値を使用		6)
SL	$SL_t=(1-ecr_t)\times SA_t$	ecr: 電子マニフェスト網羅率	6)
SE	文献値を使用		5)
SR	$SR_t=fnr\times SE_t$	fnr: 鉄/非鉄スクラップ比率	7)
AL	$AL_t=arr_t\times SA_t$	arr: ASR リサイクルの残渣発生率	6)
AR	$AR_t=SA_t-AL_t$		
EL	$EL_t=err_t\times(DE_t+SE_t)$	err: 電炉の残渣発生率	7)

表 2　廃棄自動車の単位重量・台数推定法

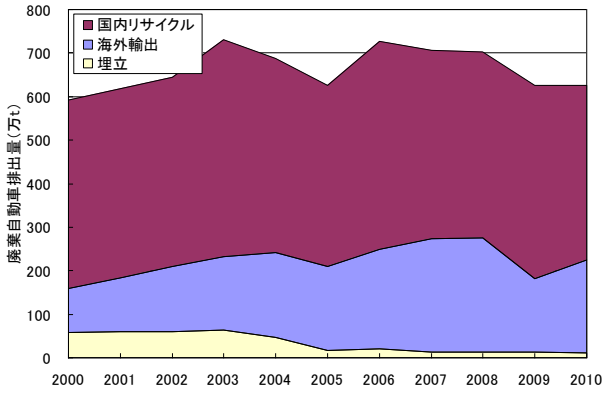
	推定法の説明	文献
ELV 単位重量		
軽自動車	$elv_{it}=mw_{t-als}$	
	i: 車種,t: 年,als: 平均寿命,mw: 新車車両重量	8),9)
それ以外	$elv_{it}=ow_{t+aoa-als}$	
	aoa: 平均保有車齢,ow: 平均保有車両重量	8),10)
ELV 台数		
軽自動車	$ELV_{it}=OV_{i,(t-1)}+NV_{it}-OV_{it}$	
	OV: 保有台数,NV: 新車販売台数	11)
それ以外	$ELV_{it}=15ELV_{it}+16ELV_{it}-UNV_{it}$	
	$15ELV$: 15 条抹消登録台数,$16ELV$: 16 条抹消登録台数,UNV: 中古車新規登録台数	12)



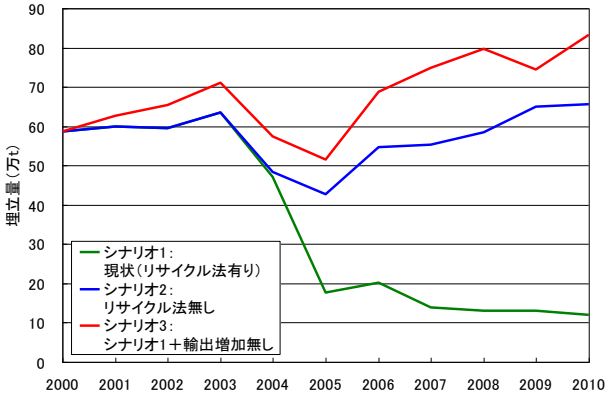
(a)2000 年のマテリアルフロー推定結果（単位：万t）



(b)2010 年のマテリアルフロー推計結果（単位：万t）



(c)廃棄自動車排出量のマテリアルフロー内訳と経年変化



(d)マテリアルフロー推定を用いたシナリオ分析結果

図 2　廃棄自動車のマテリアルフロー推計結果

3. 廃棄自動車のマテリアルフロー推定結果

ELV のマテリアルフロー推定結果を**図 2** に示す。図の(a)(b)より 2000 年と 20010 年のマテリアルフロー推定結果を比較すると、ASR リサイクルが活発化し、埋立量が減少していることが分かる。また、(c)の ELV 排出量の内訳をみると、埋立量は自動車リサイクル法施行の 2005 年を境に減少している。一方、排出量全体は 600-700 万 t で推移する中で ELV 輸出量は増加傾向を示している。このため、埋立量の減少は輸出量の増加の影響も考えられる。そこで、**表 1** のパラメータを再設定することで三つのシナリオ（現状シナリオ、リサイクル法が実施されないシナリオ、さらに輸出量が増加しないシナリオ）について埋立量を推定し、その結果を(d)に示した。結果として、10 年間で、ELV 輸出量の増加によって 120 万 t、リサイクル法の実施によって 250 万 t の埋立削減効果があることを推定した。

4. おわりに

本研究は 2000 年から 2010 年までの ELV のマテリアルフローを推定することで、自動車リサイクル法施行と ELV 輸出量増大による埋立削減効果を評価した。

今回の評価を通じて、自動車リサイクルを例にマテリアルフロー推定による環境政策評価の可能性を示した。しかし、評価指標が埋立量のみである点が課題である。エネルギー消費量、二酸化炭素排出量など、リサイクルにける重要な指標を考慮できるように、マテリアルフロー推定法の拡大、改良が求められる。

引用文献

1) 上田康治,廃棄物資源循環学会誌,21(2),(2010),pp.81-86
2) 経済産業省：“産業構造審議会資料”,入手先<http://www.env.go.jp/council/03haiki/yoshi03-05.html>,(2012-8-5)
3) 布施正暁ほか,第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集,B2-1,(2012)
4) PK 通信社,“タイヤ年鑑”,東京,(2001-2011)
5) 日本鉄源協会,“クォータリーてつげん”,東京,(2001-2011)
6) 自動車リサイクル促進センター：“再資源化等業務の実績”,入手先<http://www.jarc.or.jp/>,(2012-8-7)
7) 布施正暁ほか,廃棄物学会論文誌,16(6),(2005),pp.508-519
8) 自動車検査登録情報協会,“わが国の保有動向”,東京,(2001-2011)
9) 自動車技術会,“自動車緒元表”,東京,(1981-2001)
10) 自動車検査登録情報協会,“緒分類別自動車保有車両数”,(2001-2011)
11) 日本自動車工業会,“日本の自動車工業”,東京,(2001-2011)
12) 日本自動車販売協会連合会,“自動車統計データブック,東京,(2001-2011)

時間変化する残存率の簡易推定と新興国自動車保有台数の現状推定

A simple method for estimating dynamic survival rate of durables and vehicle ownership in emerging countries

○原　卓也
Takuya Hara
株式会社豊田中央研究所
thara@mosk.tytlabs.co.jp

1.　はじめに

自動車をはじめとする耐久消費財の残存率ならびに販売年次別の保有台数を精度よく推定することは，販売台数の将来推計のみならず，エネルギー需要・CO_2排出量・大気汚染等の将来推計にも広く役立つ．自動車に関して，登録制度が整備されている先進国（日本を含む）では，販売年次別の保有台数に関して統計がとられているためデータの取得は可能であるが，それには非常に大きなコスト・労力を必要とする．一方で成長著しい新興国においては，登録制度が未整備の国が多く，残存率推定に必要な販売年次別の保有台数データがそもそも存在しない場合が多い．よって販売台数と保有台数の時系列データのみから残存率を推定する方法が必要とされる．

従来はワイブル分布等の確率分布を仮定し，販売台数と保有台数の時系列を与え，両者とバランスするようなパラメータを推定する方法が用いられていた[1)-3)]．しかしながらこの方法は残存率の時間的変化をうまくとらえられないという点で問題があった．そこで本研究では，より単純な推定方法ながら残存率（及びその代表値としての平均車齢・平均使用年数）の時間的変化をよりよくとらえられる方法を提案する．また簡易な方法による提案手法の妥当性を示す．

さらにこの提案手法を用いて，いくつかの国について平均車齢・平均使用年数の推移を推定する．推定の結果を先に述べると，先進国ではおおむね平均車齢・平均使用年数の長期化トレンドが確認された一方，いくつかの新興国についてはそもそも新車販売台数と保有台数の間に整合性が保たれていないため推定できなかった．新車販売台数と保有台数の間の不整合の要因の一つは輸入中古車が存在するためであるが，輸入中古車の影響が小さいと考えられる国では保有台数が過大となっている可能性がある．そこでそのような国に対して，新車販売台数に基づいて保有台数を推定する．さらに推定結果を家計調査等の関連データとも突き合わせることで結果の妥当性を検討する．

2.　推定手法

2.1.　定式化の前提

自動車の保有台数（ストック）と新車販売台数および廃棄台数（フロー）のバランスは，次のように表現できる．

ただし，S_t：（期末）保有台数，D_t：新車販売台数，W_t：廃棄台数，である．

$$S_t = S_{t-1} + D_t + W_t \qquad (1)$$

ここで，販売年次$j=t_0$~tでの販売台数ベクトルDおよび保有年次$i=t_1$~tでの保有台数ベクトルSを与えられた時，各年次の保有台数を販売年次別の内訳で表現した販売年次別保有台数行列$\mathbf{R}$を考える．

$\mathbf{R}$の成分R_{ij}の行iについての和は年次iの保有S_iに等しい．

$$\sum_{j=t_0}^{i} R_{ij} = S_i \qquad (2)$$

また$\mathbf{R}$の成分R_{ij}について対応する販売年次jの販売台数で除することで，残存率行列$\mathbf{r}$の各成分r_{ij}が得られる．

$$r_{ij} = R_{ij}/D_j \qquad (3)$$

保有年次iでの平均車齢τ_iは次のように表される．

$$\tau_i = \sum_{j=t_0}^{i} (i - j + 0.5) R_{ij}/S_i \qquad (4)$$

なお(4)式における$(i-j+0.5)$は，販売年次jの車の保有年次iにおける使用年数＝車齢を表す．使用年数がこのように表されるのは，販売が年間を通じて一定と想定し，年央と期末の差として0.5年を加えたためである．すなわち，同じt年の1年間を通じて販売された車の，t年期末の平均使用年数を0.5年とみなしていることになる．

販売年次jに販売された車の平均使用年数μ_j（ただし$j > t_0$かつ$r_{ij}=0$とする）は次のように近似できる（説明はSI3参照）．

$$\mu_j = \sum_{i=j}^{t} r_{ij} + 0.5 \qquad (5)$$

2.2.　提案手法

本研究で提案する手法は，保有年次iの保有台数に一致するように，販売年次i年次から過去に向かって販売台数を積み上げていくことで，販売年次別保有台数行列$\mathbf{R}$と残存率行列$\mathbf{r}$を決定するというものである（図1）．

そのようにして作成した残存率行列は，各年次の保有台数ベースの平均車齢が最小となるような残存率行列でもある．得られる残存率行列の成分は基本的に１か０（各保有年次の最古販売年次保有台数に対応する成分のみ０～1 の値をとる）というものになるが，一方で平均使用年数の変化を追跡できると期待される．

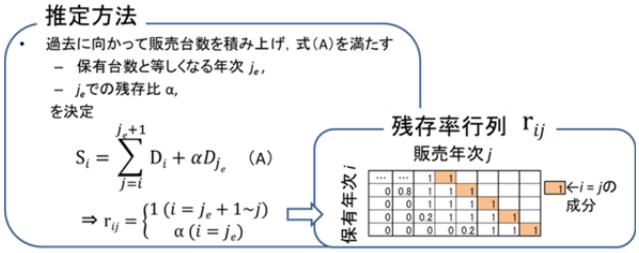


図 1. 残存率行列推定の提案手法

2.3. 推定手法の簡易評価

SI1 に示す．

3. 平均使用年数の推定

いくつかの国について，提案手法を用いて平均使用年数の推移を推定した結果を**図 2** に示す．平均使用年数は年次別の販売台数（同年販売コホート）に対する値であり，保有の最新年次（2010 年）時点で残存していないとみなされる販売年次までしか推定することはできないため，推定値はおおむね 1990 年代までとなっている．

販売台数・保有台数の時系列データは，日本自動車工業会の世界自動車統計年報に基づく [4]．

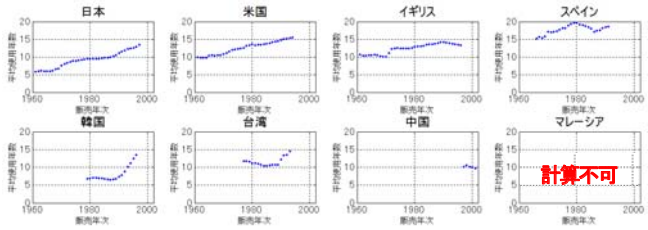


図 2. 平均使用年数の推定結果

図 2 の推定結果から，

・先進国は平均使用年数が上昇トレンドにあり，特に韓国・台湾では急激に上昇している，

・提案手法で残存率行列を推定できない国が存在する（マレーシア）が，それは販売台数と保有台数のバランスに矛盾があるためである（累積販売台数より保有台数の方が多い．**図 3** 参照），

という 2 点が観察された．

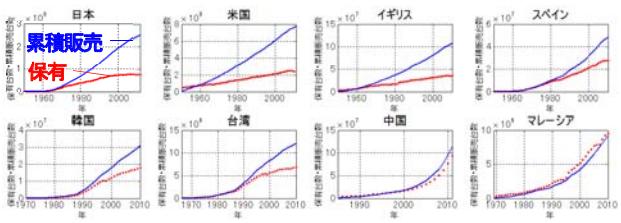


図 3. 保有台数と累積販売台数の比較

4. 現状保有台数の推定

残存率行列が推定できなかった国については，保有台数が過大に評価されている可能性が高いと考えられる．そこで，これまでとは逆に，残存率行列の推定結果を参考に，後述する条件を満たすような残存率行列を与えて，販売台数と残存率行列から保有台数を推定することを試みた．その結果を家計調査 [5] などから得られる結果と突き合わせた．残存率行列の条件設定は，

・平均車齢　5～8 年，

・平均使用年数　10～20 年，

・保有台数が前年以上（保有台数が減少する場合は，保有台数が前年と同一となるよう平均車齢・平均使用年数の上限を緩める），

とした．

マレーシアについて，販売台数と上記条件に従う残存率行列に基づいて，保有台数の過去の推移を推定した結果を**図 4** 左に示す．

推定結果は公式統計の値の 5～7 割程度となった．家計調査の結果（世帯当たり保有台数）と世帯数から推定される保有台数を合わせて示した．推定結果は家計調査の結果と整合的であった．

マレーシアの国内地域別の保有台数について，公式統計と家計調査の結果を比較したものを**図 4** 右に示す．図は横軸に人口（の累積），縦軸に千人当たり保有台数をとったもので，線で囲まれる面積が保有台数に対応する．

図からわかるように，クアラルンプールについて，公式統計では千人当たり保有台数が約 1600 台と突出しているのに対し，家計調査では他の地方と大きな差がない結果となっている．公式統計の千人当たり 1600 台という数値は明らかに過大であり，首都圏で保有台数が過大評価されている可能性を示唆していると考えられる．

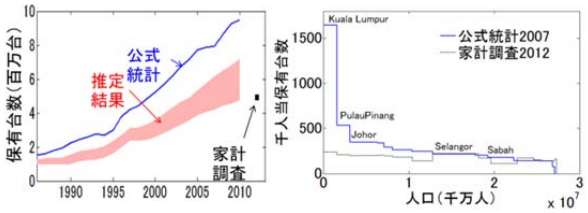


図 4. 保有台数の推定結果（左），地域別保有台数の公式統計と家計調査との比較結果（右）

引用文献

1) 野城智也：日本建築学会計画系論文集，No.464，(1994)，pp.151-160.

2) 原ほか；日本エネルギー学会誌，Vol.80，No.11，pp.1033-1041，2001.

3) 佐野雅之；同志社大学 技術･企業･国際競争力研究センターワーキングペーパー08-06，2008.

4) （社）日本自動車工業会；世界自動車統計年報，各年版.

5) Malaysia Household Survey, 2012.

Supporting Information

SI1. 推定手法の簡易評価

1. 評価方法

販売台数ベクトルと残存率行列を適当に与え，保有台数ベクトルを得る．こうして得た販売台数ベクトルと保有台数ベクトルから，3 つの推定手法により残存率を推定する．推定結果と正解の残存率行列を比較することで推定手法の評価および特性を検討する．販売台数の時系列のパターンとして 3 種類（一定，増加，減少）を考慮する．残存率については 4 種類（平均使用年数が一定，増加，減少，増加⇒一定）を考慮する．残存率はワイブル分布（SI2 参照）に従うものとし，残存率が変化する設定ではパラメータを年次に対し線形に変化させる．販売台数・残存率・保有台数の設定を図 S1 に示す．保有台数は，第 0 期に販売された車の保有がゼロになった保有年次から表示している．

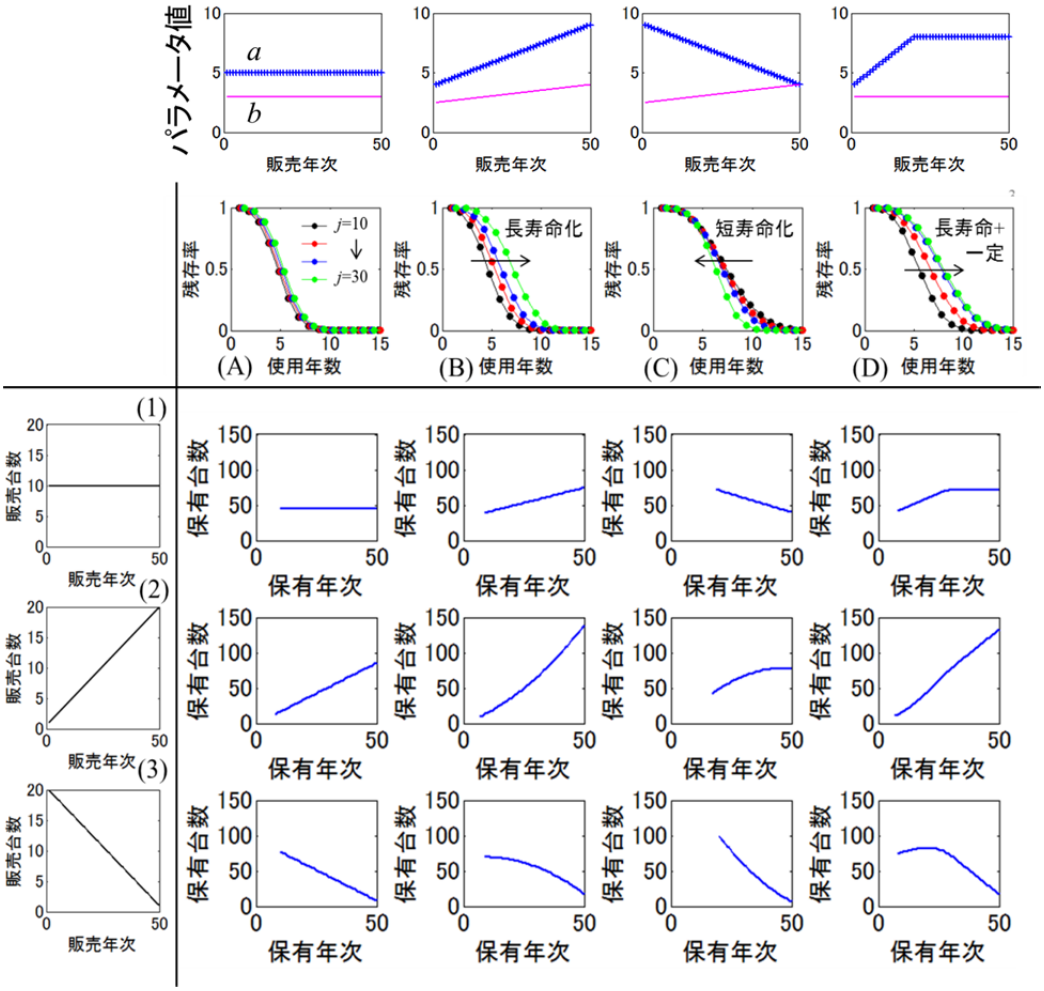


図 S1. 販売台数・残存率・保有台数の設定

2. 結果

12 種の販売台数・保有台数の設定を与えたときの，残存率行列推定結果に基づく平均車齢・平均使用年数の推定結果を図 S2 に示す．この結果が示していることを以下に列挙する．

・残存率が変化しない設定（A 列）ではどの手法の推定結果も正解値にほぼ等しい平均車齢・平均使用年数となる，

・従来法 1（□）は，残存率が変化する設定（B~D 列）ではパラメータを推定できないケースが多く見られた．パラメータが推定できるケースでも推定結果の平均車齢・平均使用年数は正解値から外れていた，

・従来法 2（×）は，残存率が線形に変化する設定（B・C 列）では，推定結果は正解値にほぼ等しい平均車齢・平均使用年数となった．残存率が非線形に変化する設定（D 列）では，推定結果は正解値から外れた，

・提案手法（+）はどの設定でも推定結果は正解値にほぼ等しい平均車齢・平均使用年数となった．

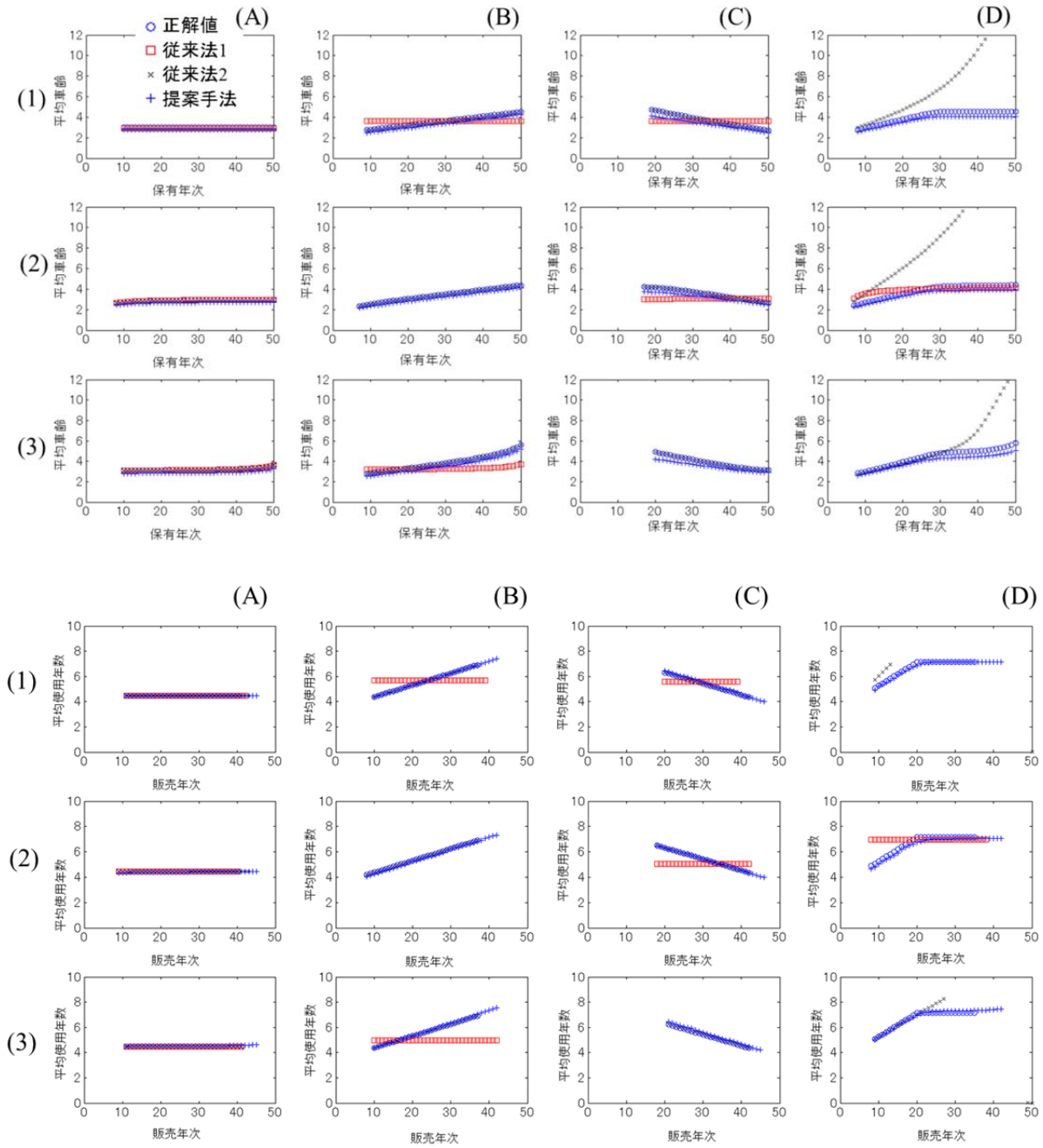


図 S2. 販売台数・残存率設定別の推定結果の比較

（上図：平均車齢，下図：平均使用年数）

SI2. 従来の推定手法

1. 従来法 1

従来手法（例えば 1)）として代表的なものは，ワイブル分布を仮定してパラメータを推定するというものである．ワイブル分布（残存率）は次のように表される．

$$F(x;a,b) = \exp\left(-\left(\frac{x}{a}\right)^b\right) \tag{S1}$$

ここでxは使用年数，aは尺度パラメータ，bは形状パラメータで，いずれも非負の値をとる．

ワイブル分布を仮定して算出される保有台数と，実際の保有台数の差の二乗和が最小となるようなパラメータを探索的に決定する方法が簡易な手法として用いられている．

$$\sum_{j_s=t_1}^{t_s}\left(\sum_{i_f=t_0}^{t_f} D_{i_f}F\left(j_s - i_f + 0.5;a,b\right) - S_{j_s}\right)^2 \to min \tag{S2}$$

ここで t は現在の年次，i は販売年次，j は保有年次を表し，みな時間に関する変数である．その添え字の s，f は，各変数がそれぞれ時点を表すのか（ストックを表す変数における時間であれば s），期間を表すのか（フローを表す変数における時間であれば f）を明示的に示すものである．t_0，t_1 はそれぞれ販売年次，保有年次の初期年次である．

なお経験的に(S2)式は局所最適解に陥りやすいため，適宜初期値を変えながら試行錯誤的に妥当な解を求めなければならない．またこの方法では，パラメータの経時的変化を追えないという問題がある．

2. 従来法 2

佐野による方法**エラー! 参照元が見つかりません。**は，従来法 1 を改良したものであり，従来法 1 における 2 つのパラメータを時間の 1 次関数として表現し，4 つのパラメータを同様の方法により推定するというものである．

$$a = c_1 t + d_1$$
$$b = c_2 t + d_2 \qquad \text{(S3)}$$

これにより，残存率があるトレンドを持つ場合には経時的変化を追えるようになった．しかしながら，安定した推定には問題があること（初期値によって最適解が変化する（局所最適解がいたるところにあるため））と，残存率がより大きな変化をする場合にはその変化を追跡できないという問題は依然として残る．安定したパラメータ推定ができないということは，平均使用年数が増加しているか減少しているかの判断ができないことをも意味する．

SI3. 平均使用年数の近似

残存率行列 **r** の列成分，例えば第 j 列の r_{ij}～r_{ij} は，販売年次 j に販売された車の残存率を 1 年ごとに表しており，残存率関数を離散化したものとみなせる．残存率が連続関数 F で表されるとき，その平均値である平均使用年数μは

$$\mu = \int_0^\infty F dx \qquad \text{(S4)}$$

と表せる（図 S3）． (5) 式は (S4) 式を離散化したものに相当する．(5) 式中の+0.5 は，販売年次 j の車の保有年次 i における使用年数を $i-j+0.5$ と置いたことにともなう補正である．

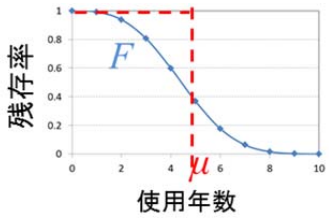


図 S3. 残存率と平均使用年数

F と x・y 軸で囲まれる面積と等しくなる x の値が平均使用年数 μ

SI4. 既往の研究の残存率行列・残存率代表値との関係

醍醐ほか[S1]，および Oguchi *et al.*[S2]は，観察時点や母数とする集団の選択によって，あるひとつの製品使用データから複数種類の使用年数分布が導出できると述べている．本研究での平均使用年数は，醍醐らの分類では，製造年基準の方法 1 で得られる分布の期待値となる．また本研究での平均車齢は，醍醐らの分類では方法 2 で得られる分布の期待値となる．

方法の違いにより複数種類の使用年数分布が導出できるが，この使用年数分布のもととなる製品使用過程のデータ（残存率行列）は同一のものであり，種類の違いはいわば切り口の違いであるといえる．製品・国・地域によって利用可能な統計データが異なると適用可能な推定方法が異なるため，結果を比較する場合には適切な変換により同じ基準の分布とする必要がある．

引用文献

[S1] 醍醐ほか；第 4 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集，pp.284-285，2009.

[S2] Oguchi *et al.*；Journal of Industrial Ecology，Vol.14，No.4，pp.613-626，2010.

太陽電池パネル廃棄量の地域別発生量予測に基づく輸送・再資源化の最適配置

Optimal Distribution of Stock Yards and Recycling Plants Based on Future Estimation of Discarded

○佐藤太平*[1)]、松本 亨[1)]
Taihei Sato、Toru Matsumoto
1) 北九州市立大学
* u3mac003@eng.kitakyu-u.ac.jp

1. 研究の背景と目的

2011年3月の東日本大震災以降の原子力発電稼働率の大幅な縮小と、2012年7月に開始された再生可能エネルギー固定価格買取制度の導入を機に、太陽光発電を始めとした再生可能エネルギーの重要性が高まり、太陽電池（以下PV）システムが急速に普及しつつある。普及の拡大は、将来的にPVパネルが大量に廃棄されることが容易に予想されるため、排気量の少ない現時点から回収・再資源化の体制を検討・整備しておくことが必要であると考えられる。

そこで本研究では、生産時ロス、設置時ロス、製品寿命、建物寿命を廃棄要因としPVパネル廃棄量の将来推計を行い、それを市区町村別にまで按分することで、地域別廃棄量推計を行う。次いで、輸送・管理・処理におけるコストの推計から、廃棄物輸送における中継地点（以下SY）、リサイクルプラント（以下RP）までの最適輸送計画を算出するための手法を検討する。

2. 太陽電池パネルの地域別廃棄量の将来推計

2.1 PVパネル廃棄量の将来推計

PVパネルの廃棄要因として考えられるのは、原料からPVパネルを製造する際の工程から発生する生産時ロス、初期不良を考慮した設置時ロス、パネルの製品寿命及び設置建造物の建物寿命である。生産時ロスは、その年の年間導入量の1%[1)]がPVパネルの製造工程から廃棄されると仮定し、設置時ロスは、その年の年間導入量の2%[1)]が、初期不良などにより故障すると仮定した。ここで示した年間導入量は、新規導入量とリプレース導入量の和とする。製品寿命と建物寿命による廃棄は、製品、建物のそれぞれの寿命関数より推計し、経過年数毎に残存率を比較し、より小さい方（廃棄率の大きい方）を採用した。製品寿命は、ワイブル分布関数を用いた。平均使用年数20年でその年の半分が故障すると仮定し、出荷された年の寿命による廃棄量は0とした。またワイブル関数の形状パラメータβ値は，日本の22品目の電気・電子製品の平均ワイブル分布の形状パラメータである2.4[2)]を使用し、建物寿命に関しては、戸建・集合住宅の構造種・築年数別の寿命関数[3)]●）を使用した。建物構造種は、木造・鉄筋コンクリート造・鉄骨造を考慮した。製品寿命関数と建物寿命関数を重ね合わせて推計した例を図1に示す。

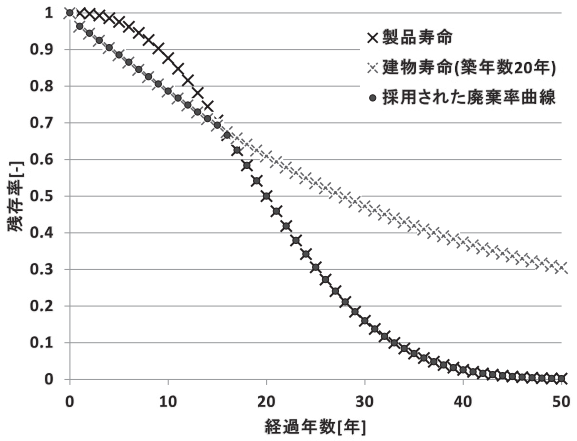


図1 木造戸建住宅（築20年）の場合のPV残存率の推計結果

以下の(1)式より廃棄量を算出した。

$$D(t) = P(t) \times 0.03 + \sum_{i=1997}^{t} P(t) \times \alpha \times F(x) \qquad (1)$$

$D(t)$はt年度の廃棄量、$P(t)$はt年度の年間導入量、αは築年数割合、$F(x)$は合成故障確率である。

2.2 廃棄量の市区町村への按分

地域別の推計は、推計した全国の廃棄量の将来推計に按分率を乗じることで算出する。まず住宅用の按分率の算出方法は、都道府県への按分率は、都道府県別住宅用太陽光発電システム導入状況[4)]、都道府県別申請件数集計データ[5)]を参照し、都道府県別按分率を算出した。市区町村への按分率は、市区町村別住宅数を按分指標に用いた。次に、産業用については、新エネ

ルギーマップ[6]より、太陽エネルギー設備の補助事業・共同研究事業のまとめを参照し、市区町村別への按分指標とした。都道府県別世帯数当たりの廃棄量分布を図 2 に示す。

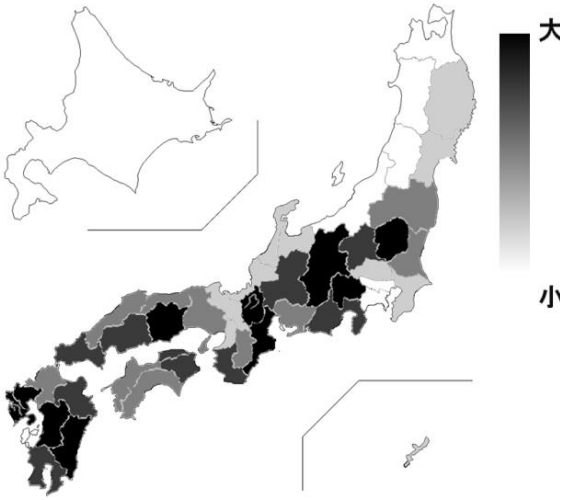


図 2 世帯数当たり PV 廃棄量の分布状況

北よりも南の地域、日本海側よりも太平洋側の廃棄量が比較的多いという結果が得られた。要因として、日本海側より太平洋側の日射量が多く、年間発電量が大きいために比較的普及が進んでいるためと考えられる。

3. 輸送･再資源化関連施設の最適配置検討のための輸送モデル

RP の最適配置の推計方法を示す。RP における初期投資回収年数 3 年で設定し、全国における RP 設置数を推定する。採算ライン（損益分岐点）となる処理量を算出するために建設費・土地代・設備費を含むイニシャルコスト、メンテナンス費・運転費・人件費を含むランニングコスト、再資源化されたシリコン、アルミニウムなどの売却益を算出する。採算ラインの廃棄量を集めることができる範囲で廃棄場所の緯度・経度データをクラスター分析によりグルーピング化する。今回の分析では、K 平均法（非階層型）を用いる。グループ毎に RP を一つ設置することとし、グループ毎に以下の(2)、(3)式の重心法を用いて RP の最適配置を算出する。

$$X_{SY} = \frac{m_1x_1+m_2x_2+\cdots\cdots m_nx_n}{m_1+m_2\cdots\cdots+m_n} \quad (2)$$

$$Y_{SY} = \frac{m_1y_1+m_2y_2+\cdots\cdots m_ny_n}{m_1+m_2\cdots\cdots+m_n} \quad (3)$$

X_{SY}, Y_{SY}はそれぞれ SY の設置場所の経度、緯度、m_nは発生した廃棄物の重量、x_n、y_nはそれぞれ廃棄場所の経度、緯度である。

次に、SY における最適配置の推計方法を示す。SY 数によるケース毎に廃棄場所の緯度・経度データをクラスター分析によりグルーピングする。RP 同様に重心法を用いて、グループ毎の最適配置（SY 設置場所）を算出する。

SY の最適配置（配置数、配置場所）については、コストを指標として輸送モデルを構築した。対象としたコストは、1 次輸送費、2 次輸送費、SY 管理費用、RP 処理費である。1 次・2 次輸送費は、ドライバー人件費・燃料費を算出した。SY 管理費用は、倉庫賃料、積み込み人件費を算出した。SY 数のケース毎に、これらの３つの総和である総費用を算出し、総費用が最小となるケースを、最適配置とした。

4. おわりに：まとめと今後の課題

本研究で回収・再資源化体制の検討を目的として、地域別廃棄量推計を行った。次いで、輸送・管理・処理におけるコスト算出から PV パネル廃棄物における最適輸送計画を示した。なお、本研究では PV パネルのみを対象としているが、パワーコンディショナなどの周辺機器をも対象とする必要がある。また、土地利用規制等より実態に即した SY の配置設定、将来の発生分布を精緻に考慮した輸送も課題として残されている。今回は 2012 年度の PV パネル廃棄量から輸送計画を考えたが，将来的な輸送計画を考えるためには全国から地域への按分率をより精緻に推計する必要がある。

引用文献

1) Bilimoria S., Defrenne N.: “The evolution of photovoltaic waste in Europe”, (2013), pp 5
2) 小口正弘，亀屋隆志，田崎智宏，玉井伸明，谷川昇: 電気･電子製品 23 品目の使用年数分布と使用済み台数の推計，廃棄物学会論文誌, 7 (1), (2006), pp 50-60
3)小松幸夫，加藤裕久，吉田倬郎，野城智也:わが国のける各種住宅の寿命分布に関する調査報告，日本建築学会計画系論文報告書，439 号，(1992)
4) 新エネルギー導入促進協議会：平成 20 年度住宅用太陽光発電システム導入状況に関する調査, (2012), pp 22-24
5) 太陽光発電普及拡大センター (JPEC): 住宅用太陽光発電補助金交付決定件数・設備容量データ, (2012)
6) 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO): 新エネルギーマップ 2009 資料編, (2009), pp 103-126

精度調整した輸送距離計算法の提案

A Method of Transport Distance Calculation by Precision Adjustment

○鈴木郡*1)、趙培江1)、永野宏治2)、佐藤和彦2)
Gun Suzuki, Zhao Peijiang, Koji Nagano, Kazuhiko Sato
1）室蘭工業大学大学院, 2）室蘭工業大学
* s2124096@mmm.muroran-it.ac.jp

1. はじめに

カーボンフットプリント(Carbon Footprint of Products, CFP)とは、工業製品やサービス等において、原材料の調達から、加工、販売、廃棄を含めたライフサイクル全体を通して排出される温室効果ガスを二酸化炭素(CO_2)排出量に換算して表示する仕組みである[1)]。CFPにより、消費者は自身の生活で発生するCO_2排出量の観点から、自身の生活が環境にもたらす影響を意識するようになる。また、生産者にはCO_2排出量を考慮した製品の開発が促される。消費者と生産者が、相互にCO_2排出量を考慮した製品選択と開発を行うことで、社会全体でCO_2排出量の削減が期待されている。

著者らは、コープさっぽろと共同で食品のCFPの計算方法を研究してきた[2)]。食品のCFPは、原材料の調達、原材料及び製品の輸送、工場での加工、店舗販売、消化廃棄の過程に分けられる。このうち、原材料及び製品の輸送時のCFPの計算には、原材料あるいは製品の重量、輸送手段のCO_2原単位、輸送距離が必要である。

本報告では、食品の原材料輸送時のCFPの計算方法を考察する。食品の原材料輸送時のCFPの計算にある問題を指摘し、その問題を解決する新たな計算法を提案する。そして、提案した計算法の有効性について検証を行い、その結果を考察する。

2. 食品の原材料輸送時のCFPの計算にある問題

食品メーカによっては、企業秘密等により、原材料の調達先の精確な住所を明らかにできない場合がある。原材料輸送時のCFPの計算では、原材料の調達先から工場までの輸送距離を計算する。しかし、精確な住所が不明では、輸送距離を計算できないため、原材料輸送時の正確なCFPを計算できない。

また、原材料によっては、調達先が複数ある場合がある。全ての調達先から原材料の輸送距離を計算することは、計算量が膨大になる。膨大な計算量は、生産者にとってCFPの活動への参入を妨げる要因になる。

原材料の調達先の精確な住所に基づいてCFPを計算することは、LCAの原則では必要である。しかし、前に述べたように、原材料の調達先の住所を精確に得ることは、現実において困難な場合がある。原材料の調達先の住所を決められないため、原材料輸送時のCFPを計算しなければ、その食品全体のCFPが不正確になる恐れがある。したがって、原材料の調達先の住所が精確に得られない場合においても、輸送時のCFPをできる限り正確に計算する計算法が必要である。

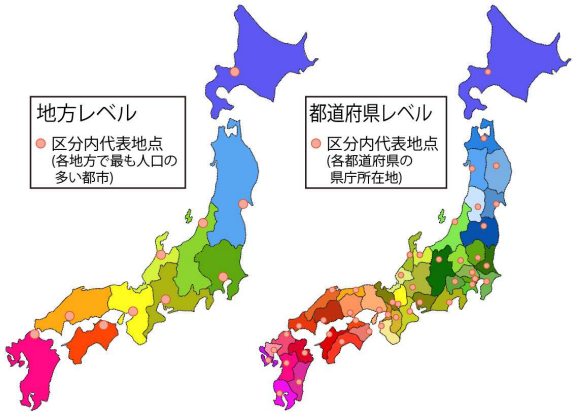


図1 住所の精度調整の概念

3. 精度調整した輸送距離計算法の提案

筆者らは前節で指摘した原材料輸送時のCFPの計算における問題を解決するために、精度調整した輸送距離計算法を提案する。精度調整した輸送距離計算法とは、原材料の調達先の住所を精確に決められない場合でも、粗い精度で決めた住所で代用する手法である。精度調整した輸送距離計算法では、精確な住所で計算したCFPとの誤差が小さくなるように輸送距離を計算する。

精度調整した方法では、住所の精度を精密なレベルから粗いレベルの複数の段階に設定する。住所の精度は、本研究では、東北や関東等に区分した「地方」レベル、青森県や東京都等に区分した「都道府県」レベル、都道府県をさらに細かな市町村に区分した「市町村」レベルの3つとした。「地方」、「都道府県」の2つのレベルでは、区分内で代表となる地点を設定する。住所の精度調整の概念を図1に示す。住所の精度のレベルを決めたとき、「地方」、「都道府県」レベルでは、その区分の代表地の住所を用いて輸送距離を計算する。「市町村」レベルでは、実際の調達先の住所をそのまま用

輸送距離＝X × 18%＋Y × 3%＋Z × 79%

図2 青森県の港湾を例とした輸送距離計算

いて輸送距離を計算する。実際の住所が不明な場合は、市役所など各市町村の中心地の住所を用いる。

住所の精度調整により、企業秘密等で精確な住所を明らかにできない場合でも、最低限明らかにできる粗い住所から輸送距離の計算が可能となる。また、原材料の調達先が複数ある場合では、区分内にある複数原材料の調達先を、1つの粗い住所で一括して計算することにより、計算量を抑えられる。

輸送手段が船舶や鉄道の場合、輸送開始地点から港湾や貨物駅までの距離が必要である。原材料を積み降ろす港湾や貨物駅が不明な場合は、区分内にある代表的な港湾や貨物駅を使って輸送距離を計算する。このとき、港湾に関しては、取扱貨物量[3)]を基に重みづけして輸送距離を計算する。青森県の港湾を例とした輸送距離計算を図2に示す。貨物駅に関しては、代表的な貨物駅までの平均の輸送距離を用いる。

4. 有効性の検証と考察

精度調整した輸送距離計算法を用いて、7品目の食品のCFPを計算し、本手法の有効性を検証した。検証には原材料の調達先の住所が精確な製品を使用し、「地方」レベルと「都道府県」レベルで精度を調整して計算したCFPと、精確な住所を用いて計算した正確なCFPを比較した。精度調整したCFPが正確なCFPに近ければ、本手法は有効であると言える。

原材料輸送時のCFPの比較を図3に示す。原材料輸送時のCFPの比較では、「地方」レベルでは、CFPの値が大きくなるほど、精度調整したCFPと正確なCFPに大きな差があった。一方で、「都道府県」レベルでは、精度調整したCFPと正確なCFPに大きな差はなかった。

食品全体のCFPの比較を図4に示す。食品全体の

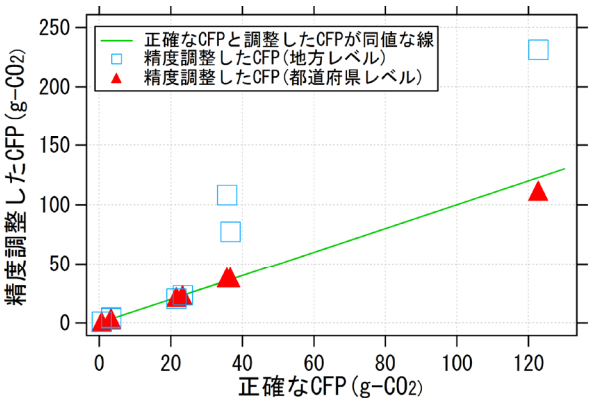


図3 原材料輸送時のCFP比較

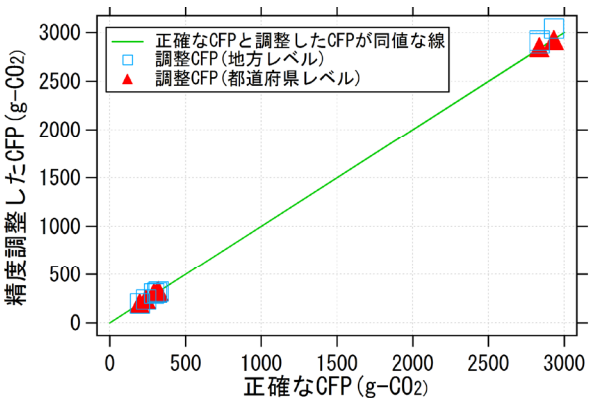


図4 食品全体のCFPの比較

CFPの比較では、「地方」、「都道府県」のいずれのレベルでも、精度調整したCFPと正確なCFPに大きな差は無かった。これは、原材料輸送時のCFPは、食品全体のCFPの10%に満たないためである。

以上のように、今回検証した7つの製品では、本手法は食品全体のCFP計算において有効であった。また、「都道府県」レベルの精度であれば、本手法は原材料輸送時のCFP計算において有効であった。

5. まとめ

7つの製品について精度調整した輸送距離計算法を検証した結果、本手法の食品のCFPの計算における有効性が実証できた。今後、より多数の製品について検証を重ね、本手法の有効性を検討する。

引用文献

1) 稲葉 敦,“カーボンフットプリント”, 株式会社工業調査会, 東京, (2009), pp.8-10
2) 永野 宏治, 吉田 洋一, 小松 均, 村上 伸吾:Journal of Life Cycle Assessment, Japan, Vol.9 No.4, (2013), pp.299-305
3) “港湾物流情報”, 日本港湾協会 港湾政策研究所, <http://www.phaj.or.jp/distribution/128/index.html> , (参照2013-10-7)

交通社会資本整備の LCA における不確実性管理からみた評価範囲設定手法

Method for Setting System Boundary with Management of Uncertainty on Life Cycle Assessment for Transport Infrastructure Development

○森本涼子*[1)]、益田悠貴[1)]、加藤博和[1)]、柴原尚希[1)]
Ryoko MORIMOTO, Yuki MASUDA, Hirokazu KATO, Naoki SHIBAHARA
1)名古屋大学
*rmori@urban.env.nagoya-u.ac.jp

1.　はじめに

社会資本は、構想段階から詳細設計、建設、そして供用と進むにつれ、変更を加えることが困難となるため、環境負荷を少なくするためには、事業計画の早期段階で環境負荷排出量の評価を実施し、その結果を用いて小さい代替案を選択していく必要がある。

しかし、評価が早期になればなるほど、入力データとして不確実性の大きい値を使用せざるを得ないことが多い。例えば鉄道・道路整備の評価においては、その需要量や、競合する他の交通機関の需要量変化の予測値や推計値が入力値として必要になる。これらの予測値について高い精度(信頼性)を得ることは難しい。社会資本の事前評価においては、構造設計や防災、補修計画などに伴う不確実性の重要性が認識され、確率的な取扱いがなされているにもかかわらず、交通社会資本 LCA においては不確実性の取扱い方法は具体的に検討されてこなかった。そこで、著者らは既報[1)]で、製品 LCA の不確実性分析の手法を社会資本 LCA に適用する方法論を提示した。

ただし、不確実性が大きい場合、結果の信頼性を確保するために、どうやって、またどの程度不確実性を低減させればよいかを明らかにしておかなければならない。LCA の不確実性分析の既往研究[2)]において、そのような不確実性の管理の方法は十分に検討がなされていない。

そこで本稿では、交通システム整備の LCA を対象に、意思決定に用いることを意識した不確実性管理の方法を構築する。不確実性を低減させる観点からの評価範囲設定について事例を用いて検証し、代替案間の優劣判定における判断精度を確保するには、どのような評価範囲設定が望ましいかを明らかにする。

2.　不確実性管理の枠組

提案する不確実性管理の枠組を**図 1** に示す。推計値による評価では「整備による環境負荷削減」という目的が達成できるという判定結果が出たとしても、推計値の不確実性が大きいと、その判定結果が覆る可能性がある。その場合の対応に必要な情報を示している。対応策としては、入力データの精度向上や、不確実性の小さい追加削減施策の実施が考えられるが、それらが不可能もしくは不十分な場合、システム境界の設定を見直さないと信頼性の高い判定ができないことになる。

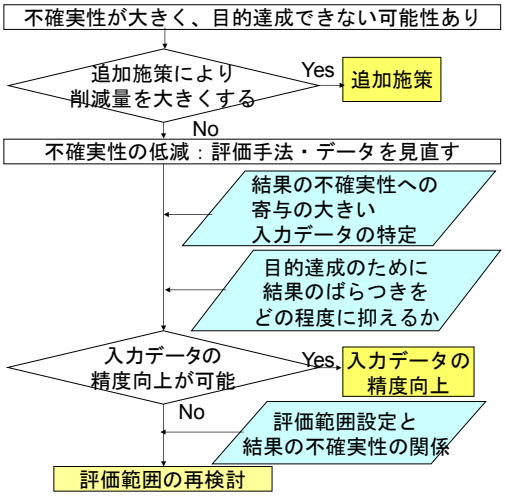


図 1　不確実性管理のフロー

表 1　踏切遮断状況・自動車走行状況の設定

	除却前		除却後
	ピーク時	通常時	-
1 時間当たり平均遮断時間[分]	42	24	0
1 回あたり平均遮断時間[分]	3	2	0
昼間交通量[台]	7,000		9,000
平均行列長[m]	290	140	0
平均停止時間[分]	4.7	1.0	0
代替道路の昼間交通量[台]	10,000		8,000
誘発交通[台]	0		1,000
誘発交通のトリップ長[km]	0		5
誘発交通の平均旅行速度[km/h]	0		30

ピーク時：7~9 時、通常時：9~19 時

3.　不確実性分析の方法

3.1　適用事例の概要

著者らが過去に評価を実施した踏切除却事業[3)]をケーススタディとして論じる。評価対象範囲は、踏切除却に伴う鉄道高架橋(駅 1 箇所を含む)の建設と、供用後走行状況が変化する自動車とする必要がある。しかしここでは、評価対象範囲の設定と判定結果の不確実性との関係を検証するため、評価対象範囲の大きさを 3 段階に設定し、判定結果の不確実性を計算して比較する。自動車走行状況の設定を**表 1** に、評価範囲設定を**図 2** に示す。評価する環境負荷は CO_2 のみ、ライフタイムを 60 年とする。

踏切 1 つあたりのライフサイクル CO_2(LC-CO_2)推計結

果を**図 3** に示す。自動車走行起源が全体の大きな割合を占めている。よって本稿では、自動車に関する入力データについて不確実性分析を行う。

一方、評価対象範囲によって削減量推計結果が異なっており、LC-CO_2に占める削減量の割合は、範囲が大きくなるにつれて小さくなる傾向にあることが示された。

3.2 判定の不確実性の計算

道路の交通量と自動車の旅行速度について先行研究 [1] で得た確率分布を与える。交通量には、過去の予測値と実測値のデータを収集し、その比の値の不確実性が対数正規分布に従うと仮定してあてはめたものを、予測値に乗じて用いる。旅行速度については、測定誤差が生じると考え、同じ条件で複数回交通流シミュレーションを行うことで得られた正規分布を用いる。誘発交通のトリップ長にも正規分布を設定する。

4. 結果

モンテカルロ法により、交通量・旅行速度の入力データの不確実性が推計結果に与える影響を分析した。試行回数を 10,000 回とした。推計結果は、踏切除却を行った場合と行わなかった場合の LC-CO_2 の差(ΔE)で表示する。ΔE の符号が正のとき、整備による LC-CO_2 の削減を意味する。

4.1 ΔE の確率分布と判定の信頼性

得られた ΔE の確率分布を**図 4** に示す。ここでは事業によって CO_2 を削減できる(ΔE<0)かどうかを判定することが重要であると考え、その判定の信頼性を表す指標として削減可能確率を用いる。ΔE のばらつきは、顕著な差ではないものの、評価範囲(小)から(大)にかけて大きくなっている。これは評価範囲が広いほうがより多くの不確実要因を含むためである。その結果、評価範囲(大)では削減可能確率が 74%と高くないため、次節で不確実性低減の可能性を検証する。

4.2 データ精度を向上させた場合の削減可能確率

予測精度を向上させ、自動車に関する入力データに与えた確率分布の標準偏差を 30%低減させた場合について、再度分析を実施した。その結果、システム境界(大)の削減可能確率は、74%から 80%に上昇した。これによって、代表値を用いた意思決定の信頼性を向上させることができると分かる。

4.3 不確実性管理からみた評価範囲設定

データ精度を向上させても、要求される削減可能確率が保証できない場合、不確実な結果であることを承知の上で意思決定に用いるか、評価対象範囲を再検討することで不確実性を低減させるかのいずれかで対応することができる。**図 4** から、削減可能確率 95%を確保したい場合、評価範囲(中)の結果を意思決定に用いるのが妥当である。ただし、その際には、重要な負荷発生要因である誘発交通が推計に含まれていない旨を、意思決定者が理解できるよう注釈を付けることが重要である。

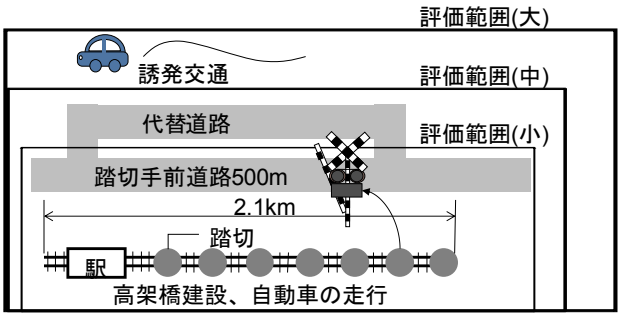


図２　評価範囲設定

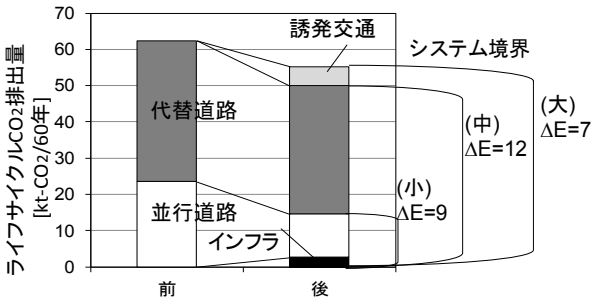


図３　LCI 結果と各評価範囲の削減量 ΔE

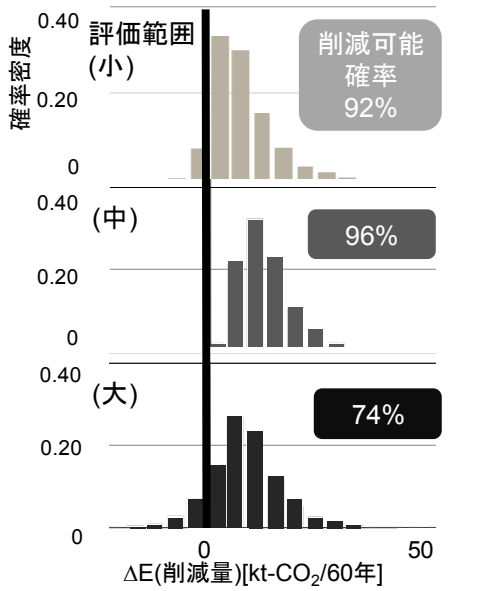


図４　削減量 ΔE の確率分布と削減可能確率

5. まとめ

社会資本整備の LCA において、不確実性管理の方法を構築し、その観点からの評価対象範囲設定の方法を提案した。これにより、予測値や推計値を多く含む事前の LCA 評価において、不確実性が大きいために意思決定に用いるのが難しいという問題に対処しうる。

引用文献

1)　森本涼子　他：日本 LCA 学会誌, 7(4), (2011), pp.329-338
2)　Huijbregts *et al.*：Int. J. LCA, 6(3), (2001), pp.127-132
3)　森本涼子　他：地球環境研究論文集, (2009), 17, pp.193-201

道路舗装メンテナンス方法の温室効果ガス排出量による ライフサイクル評価

Variations in life cycle GHG emissions by different pavement maintenance approaches

○Fitria[1)]、福島康裕[1),*]、楊士賢

○Fitria[1)], Yasuhiro Fukushima[1),*], Shih-Hsien Yang[1)]

1) National Cheng Kung University

*fuku@mail.ncku.edu.tw

1. Introduction

In a lifetime of pavement, the use and maintenance phases occupy the longest period. Maintenance is constantly performed every several years, and the approaches (roughness thresholds, intervals, used materials, methods, etc.) are diverse in different countries. Different maintenance strategies determine emissions occurring during material production, construction, end-of-life and/or recycling. The works involved are material and energy intensive, thus have high potential to burden environment. Moreover, the way maintenance is applied determines the road conditions that influence the fuel consumption of vehicles.

Asphalt pavements in Taiwan suffer from being posed to high precipitation and temperature which makes it deteriorate faster. Currently, overlay as maintenance method is performed every 5 years in average, while asphalt pavement usually survives to around 7 years [1].

This study aims to evaluate, then later to compare, the greenhouse gases (GHGs) emission reduction between the current practice and alternative maintenance strategies based on pavement roughness-prediction model analyzed over a period of 40 years.

2. Methodology

Two models are used in this study: (1) LCA model, and (2) Roughness-prediction model, which is represented by pavement roughness over its age. The former was used to quantify GHG emission associated with each maintenance strategy, while the latter simulates pavement conditions over years and has a role as baseline to generate variety of maintenance scenarios. The interaction between the models can be seen in Fig.1.

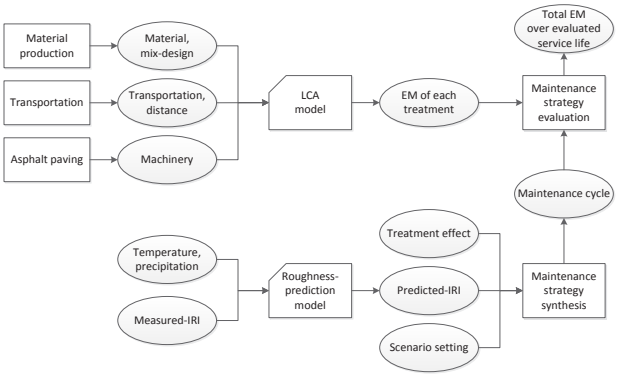


Figure 1 Framework of the study

2.1 LCA model

The functional unit of asphalt pavement analyzed is 1-km long section of one-lane provincial highway in Tainan and Pingtung, Taiwan. Two maintenance treatments were considered within this study, namely thin hot-mixed asphalt overlay (OL) and micro-surfacing (MS). The works considered for each maintenance technology can be seen in Fig.2.

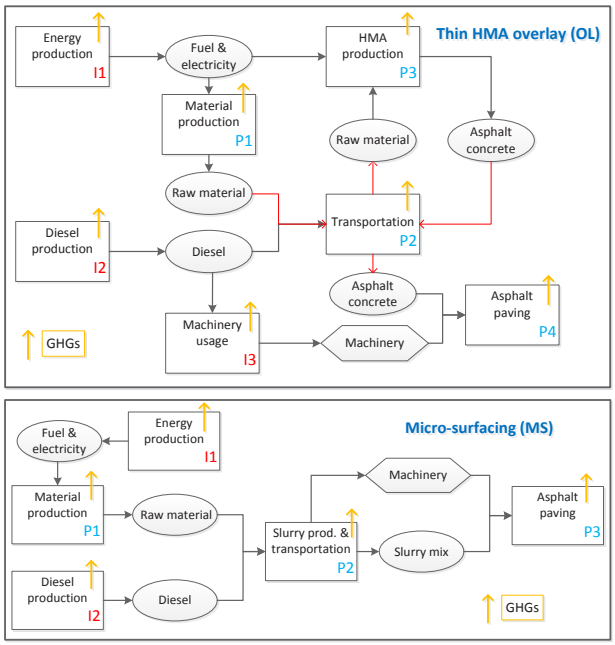


Figure 2 Works considered within OL and MS

EM related to material production (M), transportation (T) and asphalt paving (P) process are quantified based on eq. 1–4, while eq. 5 is used to total the EM for each treatment.

$$W_{i,j} = r_{i,j} \times SG_i \times h_j \quad \text{(eq. 1)}$$

$$EM_M = \Sigma_{i,j} (W_{i,j} \times EF_i) \times A \quad \text{(eq. 2)}$$

$$EM_T = \Sigma_{i,j} (EF_t \times d) \quad \text{(eq. 3)}$$

$$EM_P = \Sigma_{k,j} (EF_k \times A) \quad \text{(eq. 4)}$$

$$EM_j = \Sigma\, EM_x \quad \text{(eq. 5)}$$

where, $W_{i,j}$ (t/m^2) is the weight of material i in the maintenance treatment j (index for type of treatment: OL, MS), $r_{i,j}$ is proportion of material i based on the mix-design in the treatment j, SG_i is density of material i (ton/m^3), h_j is thickness of asphalt mix in treatment j, EM_x (kg-CO_2/lane-km) is emission of activity x (index for type of process: M, T, P), EF_i is the emission factor for producing material i, EF_t is the emission factor for

truck usage, A (m^2) is pavement area (= 1 km × 3 m = 3000 m^2/lane-km), d is transport distance (km), and *k* is index for type of machinery used.

2.2 Roughness-prediction model

International Roughness Index (IRI) is a well-known pavement roughness indicator with the unit of in/mi. or m/km [2], in which the higher value implies the rougher pavement surface.

Linear regression utilizing: (i) IRI value right-before maintenance treatment (IRI_{BT}), (ii) precipitation and (iii) temperature data, was done in order to construct pavement roughness prediction model. Initial IRI (IRI of new road) was assumed equal to 2 m/km while the following year's roughness was predicted using eq. 6.

$$\ln(IRI) = a_0+a_1*TI+a_2*CPI*t+a_3*\ln(IRI_{BT}) \quad \text{(eq. 6)}$$

where, *TI* is temperature index (^{0}C-days), *CPI* is cumulative precipitation index (mm-days), and *t* is pavement age (year).

2.3 Maintenance strategy

The maintenance strategies are shown in Table 1. IRI value after maintenance (IRI_{AT}) depends on the type of treatment conducted which are stated as in Table 2.

Table 1 Maintenance strategy setting

Strategy	Scenario
SS 1–OL	OL is applied every 5 year
SS 2–OL4	OL is applied when IRI > 4 m/km
SS 3–OL4.5	OL is applied when IRI > 4.5 m/km
SS 4-MS	MS is applied when IRI > 3 m/km

Table 2 IRI value after treatment

Treatment	IRI after treatment
OL	IRI_{AT} = 2 m/km
MS	IRI_{AT} is the largest value between: 1). $IRI_{AT} = IRI_{BT} - PJ^*$, and 2). $IRI_{AT} = 1.02*IRI_{AT-1}$

*$PJ = 11.5 + e^{0.01874.IRI_{BT}}$ [3] (eq. 7)

where, PJ = performance jump (inch/mile),
IRI_{AT-1} = IRI after previous treatment (inch/mile),
inch/mile = 0.01578 m/km

3. Result and Discussion

The total EM of evaluated maintenance technology is shown in Table 3. Material production is sources of almost all emission released within both treatment technologies, accounted for ~90% of overall process.

Different maintenance timing between each strategies resulted in different cycles of treatment required within evaluation time frame. The number of treatment cycles and the EM reduction associated to switching current practice to roughness-prediction model based maintenance timing as alternative strategies can be seen in Fig. 3. The cumulative EM over year related to each scenario is shown in Fig. 4. The result implies that application of MS significantly reduce EM compare to OL application, even when MS is performed more frequent.

As the conclusion, evaluation of various maintenance strategies based on roughness value is carried out in this study. Optimal timing and methods may be generated according to the climatic and other characteristics of roads. Consideration of road user cost (related to fuel consumption, tire wear, travel re-route during maintenance, etc.) should be included in order to provide balance between agency and road user costs before the maintenance decisions are made.

Table 3 EM of each treatment technology

Stage	EM (t-CO_2/lane-km)	
	OL	MS
Material production	12.09 (**93.5%**)	3.85 (**89.9%**)
Transportation	1.51 (**5.1%**)	0.34 (**7.9%**)
Paving	0.22 (**1.4%**)	0.09 (**2.2%**)
Total	**13.83**	**4.28**

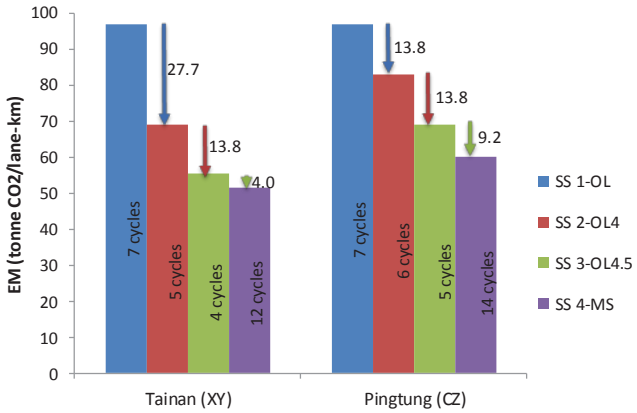


Figure 3 EM reduction of explored strategies

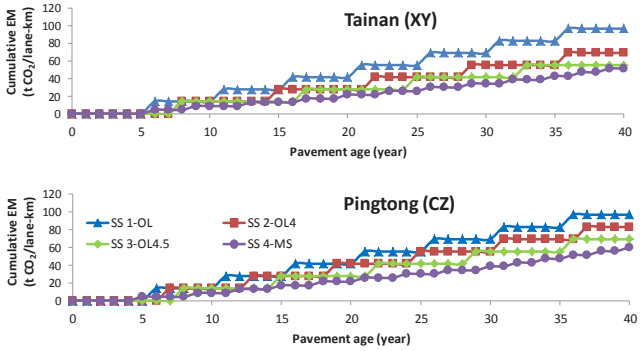


Figure 4 Cumulative EM for each strategy

4. References

1. MOTC, *2007 National Freeway Annual Report*. 2008, National Freeway Bureau, MOTC ROC.
2. Sayers, M.W., T.D. Gillespie, and W.D.O. Paterson, *Guidelines for Conducting and Calibrating Road Roughness Measurements*, in *World Bank Technical Paper Number 46*. 1986, The World Bank: Washington, DC.
3. Labi, S., G. Lamptey, and S.-H. Kong, *Effectiveness of Microsurfacing Treatments.* Journal of Transportation Engineering, 2007. **133**(5): p. 298-307.

アジア開発途上国における
都市内交通システムのライフサイクル CO_2 のマクロ分析

Macroscopic Analysis of Life Cycle CO_2 Emissions from Urban Transport Systems in Asian Developing Countries

○伊藤圭*[1)]、加藤博和[1)]、柴原尚希[1)]
Kei ITO, Hirokazu KATO and Naoki SHIBAHARA
1) 名古屋大学
*k.ito@urban.env.nagoya-u.ac.jp

1. はじめに

アジア開発途上国の様々な都市において、地下鉄・BRT(Bus Rapid Transit)等の都市内交通システムが整備されつつある。それに伴い都市内旅客交通起源 CO_2 排出量が削減される可能性を有するが、その評価は十分に行われていない。

都市内交通システムの低炭素性を評価する際、電源構成や燃料の組み合わせによって異なる各国のエネルギー効率の違いが結果を左右する。本研究では、アジア開発途上国における都市内交通システムの CO_2 排出量をライフサイクルアセスメント(LCA)の枠組みを用いてマクロ的に推計する。各国のエネルギー効率を輸送機関ごとのライフサイクル CO_2 推計に反映させる。そして、排出量が最少となる輸送機関を見いだす。

2. 旅客輸送機関のライフサイクル CO_2 推計方法

アジア開発途上国都市で整備が進められている BRT、LRT、鉄道を評価対象とする（表 1)。輸送需要に応じた排出量を評価するため、「輸送人 km（輸送需要）あたりライフサイクル CO_2 排出量」を評価指標とする。

車両の運行及びインフラの建設・維持補修、車両製造の各活動における CO_2 排出量を推計対象とし、それぞれ、車両走行距離、路線長、製造車両数に CO_2 排出原単位を乗じて算出する（式(1)）。交通システムのライフタイムは 60 年と設定する。エネルギー効率の地域的な差異、及び将来変化は原単位に反映させる。

$$E = e_o \cdot l + e_s \cdot L + e_v \cdot n \quad (1)$$

E : 輸送機関のライフサイクル CO_2、e_o : 運行起源 CO_2 排出原単位、e_s : 建設・維持補修起源 CO_2 排出原単位、e_v : 車両製造起源 CO_2 排出原単位、l : 総車両走行距離、L : 路線長、n : 製造車両数

2.1 排出原単位の設定

運行時のエネルギー効率はエネルギー生成段階（発電、燃料製造等）とエネルギー使用段階（走行等）に分けることができ、エネルギー生成段階では地域による差異が、エネルギー使用段階では車両性能による差異が生じる。

表 1　輸送機関の設定

	BRT※1	LRT※2	鉄道※2
車両定員[人/車両]	85※3	85	130
編成車両数[両/編成]	1	1	可変
エネルギー消費効率	0.65 [l/km]	2.5 [kWh/km]	2.0 [kWh/km]

※1：メルセデスベンツ社製連節バスを基に設定。
※2：鉄道統計年報を参考に、LRT については路面電車、鉄道については都市鉄道の値を基に設定。
※3：道路運送車両の保安基準に基づく該当車両の保安定員数(128 名)を、日本工業規格 JISE7103 による鉄道車両の定員数に変換した値。

表 2　各国の電源係数と CO_2 排出原単位

国名	電源係数[1)] [kg-CO_2/kWh]	鉄道インフラ起源 CO_2 排出量[t-CO_2/km]
中国	1.03	9.4×10^3
ベトナム	0.436	7.7×10^3
タイ	0.526	8.6×10^3
インドネシア	0.796	8.6×10^3

またライフタイムが長期にわたるため、技術革新によって将来的に値が変化することが考えられる。インフラ建設と車両製造を起源とする CO_2 排出量は、材料生産時の排出原単位に地域的差異が存在する。また、建設・製造過程の技術革新が見込めれば、建設時期によっては差異が大きくなる。

本研究では排出原単位に関するこれらの差異のうち、アジア開発途上国各国で特徴が分かれる、電源係数、インフラ建設・車両製造起源排出原単位に関して分析を行う。地域別の原単位設定には LCA ソフトウェア MiLCA[1)] を使用し、電源係数は MiLCA に搭載されているインベントリデータベースである IDEA の国別値を用いる。インフラ建設・維持補修、車両製造の各排出原単位は日本における各推計値[2)]を MiLCA による鉄軌道建設、車両製造の国別 CO_2 排出量の比によって補正する。表 2 に電源係数と鉄道インフラ建設・維持補修起源排出原単位について複数の国の値を示す。電源係数は、石炭火力発電の割合が多い中国で高く、水力発電が卓越しているベトナムでは低い値となっている。インフラ建設・維持補修起源排出原単位は、電源係数ほど大きな差異ではないものの、同様の傾向であることが分かる。これは建設・維持補修

段階における電力使用の影響が寄与していると考えられる。

エネルギー効率は、技術革新の影響が反映されやすい運行段階を対象に将来変化を見込む。バス車両については、日本では2020年までに10%程度の燃費向上を見込む報告もある[3]。本研究では最終的に10%の燃費向上を想定し、10年ごとの車両更新の際に燃費が2%向上すると設定する。エネルギー生成段階のエネルギー効率に関しては、今後大幅な改善が予想される火力発電のみ対象に、20年間で30%の向上を見込む。

2.2 輸送機関の輸送力設定

2.1節における排出原単位の設定に伴い、運行段階のCO_2排出量の地域差が大きくなると予想され、運行サービス水準についても輸送需要に応じた妥当な値に設定する必要がある。実際の鉄道・バス事業者は、時間的に変化する輸送需要に応じて、輸送力(通過車両数×車両定員)・運行本数の両面からサービス水準を決定していると考えられる。図1に日本の鉄道・バス路線における輸送密度と輸送力の関係を示す[4]。輸送密度の増加に伴い、輸送力の増加は徐々に逓減していくことが読み取れる。この要因として、輸送力が過剰になりがちなオフピーク時の輸送効率の改善が考えられる。本研究ではこの輸送密度と輸送力の関係を指数関数で近似し、輸送密度に応じた輸送力を設定する。なお、輸送力を1列車あたり定員数で除すことで運行本数を算出している。

3. 結果と考察

表2で対象とした各国別に都市内交通機関のライフサイクルCO_2排出量を示す（図2）。輸送密度は10,000[人/日]を想定している。運行起源の排出量が占める割合が大きいことが分かる。運行時に電力を消費するLRTと鉄道を比較すると、1便あたりの輸送力が小さく、エネルギー使用効率の悪いLRTの排出量が大きい。一方、インフラ関連の排出量は鉄道で大きい値となっている。総排出量では各国とも鉄道よりLRTの方が大きい。

同じ交通機関に着目した場合、インフラ関連の排出量が小さいBRTは国間での差異が小さい。一方、エネルギー効率の地域差によって、ライフサイクルCO_2が最小となる輸送機関が国ごとに異なる。例えば、中国では電力を使用せずインフラ関連の排出量が小さいBRTがライフサイクルCO_2最小の交通機関であるが、ベトナムやタイではBRTが最大である。

図3に、電源係数の差が最も大きい中国とベトナムについて、各輸送機関の輸送密度と1人あたりライフサイクルCO_2との関係を示す。輸送密度が増加するにつれて1人あたりの排出量は小さくなり、排出量最小の輸送機関が交代していくことが分かる。中国では、輸送需要が大きい路線にBRTを導入した場合でも、排出量が最小となりうる。一方、電源係数が小さいベトナムでは、輸送密度が10,000[人/日]程度を境に、排出量が最小となる交通機関がLRTから鉄道に変わることが分かる。

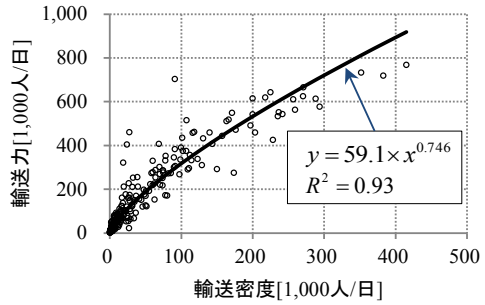


図１　日本における輸送密度と輸送力の関係

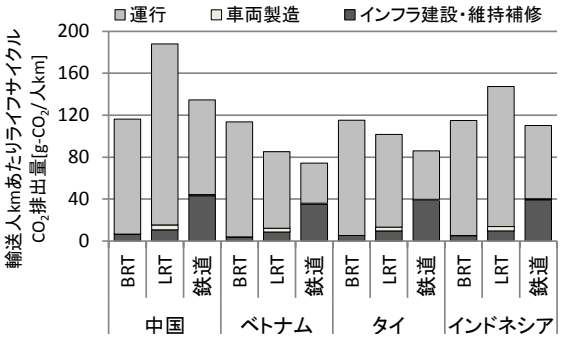


図２　国別輸送機関別人 km あたりライフサイクル CO_2

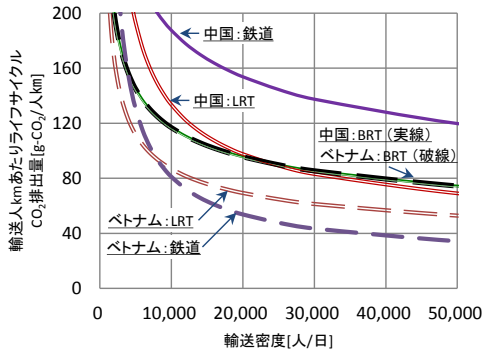


図３　輸送密度と人 km あたりライフサイクル CO_2

以上より、低炭素性の観点から都市内交通システムの導入を評価する際には、電源係数等の各国間の差異を考慮することが重要であると言える。

引用文献

1) 一般社団法人産業環境管理協会：MiLCA v.1.1，(2012)
2) 長田基広，渡辺由紀子，柴原尚希，加藤博和：LCAを適用した中量旅客輸送機関の環境負荷評価，土木計画学研究・論文集，Vol.23，no.2，(2006)，pp.355-363
3) 西岡秀三：脱温暖化社会に向けた中長期的政策オプションの多面的かつ総合的な評価・予測・立案手法の確立に関する総合研究プロジェクト，(2008)，p.11
4) 国土交通省鉄道局：平成17年度鉄道統計年報，(2007)

宿泊と外食の CO_2 排出量の算定

CO_2 Emissions for Hotel and Restaurant

○宮川昌也　稲葉敦*
Masaya Miyakawa　Atsushi Inaba
工学院大学
*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

国内の旅行者数は、2012年度には4億人を超えた[1)]。旅行産業は、飲食、交通、娯楽といった様々なサービスを含み、これらに伴う CO_2 排出量も増加傾向にある。そこで旅行産業ではカーボンオフセットをツアーに適用するなど環境保全に取り組んでいるが、消費者の認知度はまだまだ低い。本研究では旅行商品の CO_2 排出量の見える化の基礎として宿泊を伴う研修会の CO_2 排出量を計算する。

2. CO_2 排出量の算出方法

神奈川県にある宿泊施設で行われた一般社団法人未踏科学技術協会の研修会（8月27日～29日の2泊3日）を対象とする。移動、宿泊、食事、観光のそれぞれから発生する CO_2 排出量を算出する。参加者は65名である。

3. 移動

参加者により出発地が異なるため、出発地点と帰着を横浜駅とする。範囲は以下のようにする。

① 横浜駅～逗子駅（電車）［26.1km］

② 逗子駅～湘南国際村（中型バス）［8.5km］

上記2つの電車とバスにおける CO_2 排出量は文献[2)]より電車20.1[g-CO_2/人・km]、中型バス482[g-CO_2/km]とする。中型バスの乗車人数は15名とした。行きと帰りの CO_2 排出量を算出すると、1人当たり1.58[kg-CO_2 /人]が得られた。

4. 宿泊

部屋数は100部屋である。2泊3日の稼働率は100%でこの研修会以外の宿泊者も合わせ1日当たり124名が宿泊した。宿泊室全体のエネルギー消費量から1人当たりの CO_2 排出量を算出した。表1にタイプ別の部屋数を示す。宿泊室全体のエネルギー使用量のデータを表2に示す。

表1　部屋のタイプごとの部屋数

シングル	32	デラックスツイン	3
スタジオツイン	18	メゾネット	2
エコノミーツイン	30	メゾネットスーペリア	1
ツイントリプル	9	フォース	5

電気、ガス、水道の原単位はそれぞれ0.505[kg-CO_2/kwh]、2.68［kg-CO_2/m^3］、0.351[kg-CO_2/m^3]を使用した。

表2　宿泊室の各エネルギー消費量

	電気		ガス		水道	
	kwh	kgCO_2	m^3	kgCO_2	m^3	kgCO_2
8/27	373	188	144	386	8	2.8
8/28	842	425	275	737	29	10.2
8/29	381	192	97	260	15	5.3
計	1596	805	516	1383	52	18.2

3日間の電気、ガス、水道の各エネルギー消費量を原単位に乗じるとそれぞれの CO_2 排出量は電気806[kg-CO_2]、ガス1383[kg-CO_2]、水道18.2[kg-CO_2]、計2207[kg-CO_2]となった。この値を宿泊人数124名で割り、17.80[kg-CO_2/人]が得られた。

5. アメニティ

対象は歯ブラシ、カミソリ、シーツ、タオル、ピロケース、HDPE容器、固形石鹸、液体石鹸。1人1泊当たりの使用量のデータを得た。これを基に玉利ら[3)]の計算方法を使用すると2泊当たりのアメニティにおける CO_2 排出量は2.82kgとなった。

6. 食事

2泊3日分（レストランでの朝食2回、昼食1回、懇親会場での懇親会形式の夕食2回）を対象とした。食事をした人数はそれぞれ朝食が124人、昼食が124人、夕食が65人とした。

6.1 食材における CO_2 排出量

朝食、昼食、夕食それぞれのメニューと使用している食材の量のデータの提供を得た。朝食と昼食は宿泊者全体(124人分)同じメニューとなっており、夕食は研修会参加者(65人分)のみのメニューとなっている。

食材における CO_2 排出量は[食材の重量]×[排出係数]によって算出した。食材の原単位は味の素株式会社「食材関連材料 CO_2 排出係数データベース」[4)]を参考にした。

例としてスクランブルエッグの食材における CO_2 排出量の算出方法を示す。

卵　　2400[g]×0.444[g-CO_2/g]=1.06[kg-CO_2]
牛乳　　500[g]×0.473[g-CO_2/g]=0.23[kg-CO_2]
バター　　100[g]×2.844[g-CO_2/g]=0.28[kg-CO_2]

同様に他の食材も算出した。28 日の朝食(124 人分)54.45kg、29 日の朝食(124 人分)58.06kg、27 日の夕食(65 人分)75.31kg、28 日の夕食(65 人分)77.88kg が得られた。1 人当たりの CO_2 排出量に換算すると朝食は 1.12kg/人、夕食は 2.36kg/人が得られた。28 日の昼食は、塩ラーメン、鰆の西京焼き、カレーの 3 品から 1 品を選ぶものとなっている。3 品の平均の値 0.50kg/人が得られた。

6.2　調理における CO_2 排出量

調理における CO_2 排出量は厨房で各食事を作り、片付けを行っている時間のエネルギー消費量を基に算出した。朝食、昼食、夕食どの時間帯も 124 名分の食事を作っているものとする。

厨房におけるエネルギー消費量を表 3 に示す。

表 3　厨房のエネルギー消費量

	電気		ガス		水道	
	kwh	$kgCO_2$	m^3	$kgCO_2$	m^3	$kgCO_2$
27 日(夕)	104	52.5	8	21.4	8	2.8
28 日(朝)	81	40.90	10	26.8	3	1.1
28 日(昼)	156	78.8	15	40.2	5	1.8
28 日(夕)	104	52.5	11	29.5	1	0.4
29 日(朝)	71	35.9	8	21.4	1	0.4

厨房での電気、ガス、水道の各エネルギー消費量を原単位に乗じ、人数で割ると 1 人当たり朝食 1.0kg/人、昼食 1.0kg/人、夕食 1.3kg/人となった。

7.　レストランの CO_2 排出量

朝食、昼食はレストランで 124 名が食事を行っているものとし、夕食は研修参加者 65 名が懇親会場で食事を行っているものとする。

レストランのエネルギー消費量は電気の使用のみで、ガス、水道の使用がなかった。28 日（朝食）、29 日（朝食）の電気量はそれぞれ 7[kwh]である。これを原単位に乗じ、人数で割ると朝食の 1 人当たりの CO_2 排出量は 0.06kg/人となった。28 日(昼食)は 10[kwh]であり、0.04kg/人となった。

夕食の際の懇親会場におけるエネルギー消費量のデータの入手が出来なかったので朝食のエネルギー消費量と同じ値と仮定し 1 人当たりの CO_2 排出量を算出すると 0.11kg/人が得られた。

8.　観光

エクスカーションで使用したバスでの CO_2 排出量を算出する。参加人数が 55 人、距離が 22km とすると 1 人当たり 0.25[kg- CO_2/人]が得られた。

9.　まとめ

この宿泊施設に 2 泊 3 日宿泊した際の 1 人当たりの CO_2 排出量を以下に示す。

移動	1.58kg	宿泊室	17.80kg
朝食(食材)	1.12kg	夕食(食材)	2.36kg
朝食(調理)	1.0kg	夕食(調理)	1.3kg
レストラン(昼食)	0.04kg	昼食(食材)	0.50kg
レストラン(朝食)	0.06kg	昼食(調理)	1.0kg
懇親会場　(夕食)	0.11kg	アメニティ	2.82kg
観光	0.25kg		

合計すると CO_2 排出量は 29.9[kg/人]となった。それぞれの全体における割合を図 1 に示す。

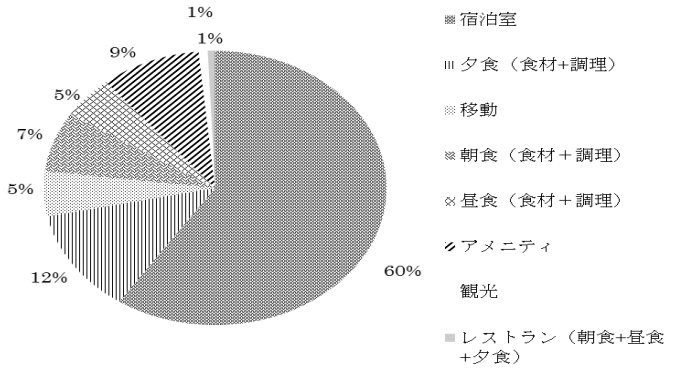


図 1　2 泊宿泊した際の 1 人当たりの CO_2 排出量の割合

図 1 から宿泊室における CO_2 排出量の割合が 60%と大きいことが分かる。レストラン内ではガス、水道の使用がなく、電気の使用も少ないのでレストランの CO_2 排出量はほとんど無視できる。

玉利がビジネスホテルに 1 人 1 泊する際の CO_2 排出量を 7.2[kg-CO_2/人・泊]と算出しており[3)]、今回、算出した宿泊室の値の方が 1.7[kg-CO_2/人・泊]大きくなった。

今回算出した 2 泊 3 日分の値から移動と観光、昼食を除き 1 人 1 泊(2 食)に換算すると、13.77[kg/人]となった。

10.　結言

湘南国際村に 2 泊する際の CO_2 排出量の推計方法を算出した。今後はより詳細なツアーの分析、他の宿泊施設との比較を行いたい。

11.　参考文献

1) 一般社団法人　日本旅行業協会　旅行者数の変遷 http://www.jata-net.or.jp/data/stats/2013/01.html

2) 柴原尚希, 伊藤友佳, 森本涼子, 加藤博和; 日本LCA学会ニューツーリズム研究会　中間報告書　p92-96(2012)

3) 玉利有香；宿泊の CO_2 排出量推計方法の提案と国内ツーの分析, 工学院大学卒業論文(2011)

4) 味の素株式会社「食材関連材料ＣＯ$_2$排出係数データ」 http://www.ajinomoto.com/jp/activity/environment/lc-co2/

携帯情報端末を使った食品カーボンフットプリントの見える化システム

A System for Mobile Devices to Visualize Carbon Footprint of Products

○趙培江*[1)]、鈴木郡[1)]、永野宏治[2)]、佐藤和彦[2)]
Zhao Peijiang, Gun Suzuki, Koji Nagano, Kazuhiko Sato
1) 室蘭工業大学大学院, 2) 室蘭工業大学
* 12054073@mmm.muroran-it.ac.jp

1. Introduction

Carbon Footprint of Products (CFP) is a term used to describe the amount of greenhouse gas (GHG) emissions created in all processes from raw material production to disposal or recycling[1)]. The CFP can not only show the quantity of GHG emissions, but also the data for the CFP can indicate details of production. Manufacturers can know how much they create GHG in each process based on the CFP. Therefore the CFP can help the manufacturers to cut down GHG emissions. It is necessary to collect data on raw material and all processes of production when we calculate the CFP. The data on the production are important in product security, especially for food. Consumers buy products whose security is proven. The CFP can also help consumers to create their secure and low carbon life.

This report describes our new mobile system that informs the CFP to consumers. Our mobile system is designed so that consumers can be familiar with the CFP.

2. Outline of the system

Our mobile system consists of a data visualization system, a database, and a data management system. The data visualization system is built on Android OS. Android OS is a popular mobile device OS. Consumers can use this visualization system on their Android mobile devices to see the CFP. The CFP database and the data management system are located in a network server. The CFP database is data source for the CFP data visualization system. The data management system is a support system for the CFP data visualization system.

3. CFP data visualization system

The visualization system combines convenience of use and visibility of the CFP. Fig.1 shows a configuration diagram of the CFP data visualization system. For the convenience of use, this visualization system is built on the mobile devices. Therefore consumers can use this system to see the CFP data at anytime and anywhere. For the visibility of CFP, the CFP is shown in both a pie chart and a data list. Geographical data of the product are shown on Google maps in the CFP data display part.

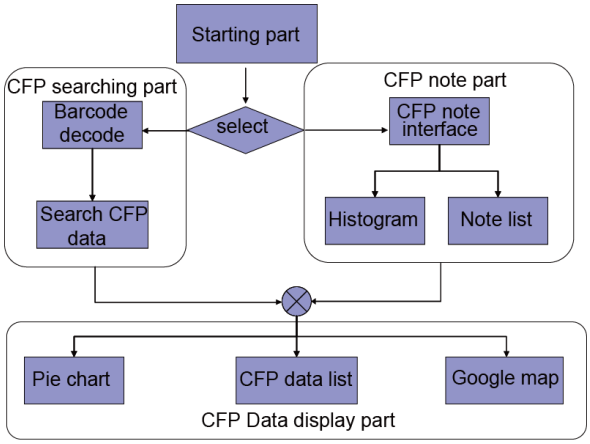


Fig.1 Configuration diagram of the CFP data visualization system

The visualization system can record consumers' CO_2 consumption data in their daily lives in the CFP note part. The visualization system helps consumers to understand the environmental impact of products and consumer's life.

3.1 Starting part.

Starting part is a launch point of the CFP data visualization system. When the system starts, the visualization system is connected to a computer server in order to check whether CFP data are updated. The computer server is a network server where all of the CFP data are stored. Consumers choose either the CFP note part or the CFP searching part on the starting part. Quantity of the CFP, which the consumer spends, is shown on the starting part in order to let the consumers see their CFP consumption easily.

3.2 CFP searching part

We find product data by reading its product barocde in the visualization system. The CFP searching part consists of 2 functions, barcode decode function and CFP data search function.

Due to its uniqueness, the barcode is used as a key word on the searching part. For convenient use, a smartphone camera is used to to read the barcode. Consumers can get the CFP data only by taking a photo of the barcode. Fig.2 shows a photo in a process of taking the barcode. In this

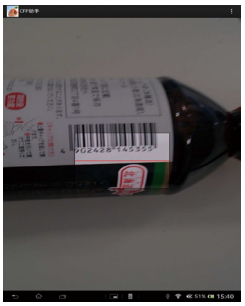


Fig.2 Barcode decoding

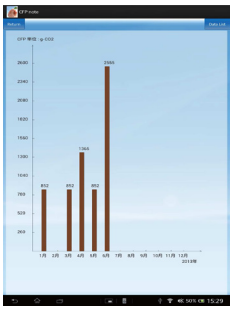


Fig.3 Histogram of CFP

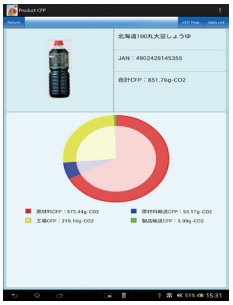


Fig.4 Pie chart

Fig.5 Google maps

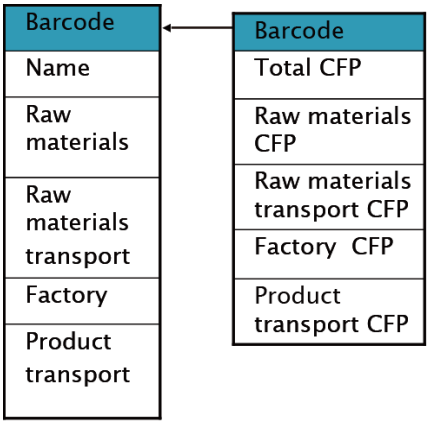


Fig.6 CFP database E-R diagram

function, we use the Zxing[2], an open source, to decode the barcode. The product data are searched by using the SQL select code in the CFP data search function. If the product data is found in the database, this function starts the CFP data display part, else it will return to the starting part.

3.3 CFP data note part.

In the CFP data visualization system, the consumers can also see their own CFP consumption history. The CFP consumption is total quantity of the CFP the consumers spend. The CFP data note part is used for recording the CFP consumption history. From this data note, the consumers can be aware of how much CFP they spent. This information helps the consumers to control their CFP consumption. The CFP data note part consists of the CFP note interface, the CFP note list, and the CFP consumption histogram.

The data of the CFP, which the consumers spend in a month and in a day, are shown on the CFP note interface. Details of the CFP consumption data are shown on the CFP note list. The CFP consumption histogram is used to exhibit the CFP consumption by month. Fig.3 shows the histogram. Consumers can easily compare their own CFP consumption among the months.

3.4 CFP data display part

CFP data display part is used to exhibit a detail of the CFP data for a product. We use a pie chart, a data list, and a map of Google to visualize the CFP data clearly.

The pie chart is used to inform a ratio of four processes in the CFP data to consumers. The four processes are raw materials, raw materials transport, factory, and product transport. Fig.4 shows the pie chart. Each raw materials data and each transporting data are shown on the data list in order to show the details of CFP. When we select a transporting data in the data list, the data list turns to the Google maps. Its producting places and its transporting route are shown on the Google maps. Fig.5 shows the producting places shown on the Google maps.

4. CFP database and CFP data management system

The visualization system has a SQLite database to recode the CFP data. SQLite is a database system that works on the mobile devices. The CFP database was made by the authors. We calculate the CFP based on the product data and the GHG emission factor. CO-OP Sapporo and Muroran Institute of Technology collected the data to calculate the food CFP[3]. Fig.6 shows an E-R diagram about our database. This database has a product data table and a CFP data table. In the CFP data management system the database administrator can delete, add, and modify the CFP data through a computer network.

5. Summary

We have built the CFP data visualization system. We have 37 kinds of product data in our database. We hope the consumers can use this visualization system to know more about CFP and to realise their low carbon life.

References

1) Atsushi Inaba, ”Carbon Footprint”, Kogyo Chosakai Publishing, Tokyo, (2009), pp. 8-9

2) “Zxing”, Google, <http://code.google.com/p/zxing/>, (Dec. 20,2013)

3) Koji NAGANO, Yoichi YOSHIDA, Hisoshi KOMATSU and Shingo MURAKMI, Journal of Life Cycle Assessment, 9(4), (2013), pp.299-305

太陽光発電と HEMS を活用したスマートライフスタイルの研究

－富山市における実験住宅での調査－

Study on Smart lifestyle using HEMS and Home solar power generator
-Research in Experimental house, Toyama-city-

○九里 徳泰*[1)]、中村 元紀[1)]
Noriyasu Kunori
1) 富山県立大学工学部環境工学科
*kunori@pu-topyama.ac.jp

1. はじめに

日本において持続可能な社会における低炭素化を達成するためには、家庭部門での低炭素化を実現しなくてはならない。日本の家庭部門においては 1990 年比で 2009 年では 26.9%も上昇している[1)]。日本においては 2000 年から住宅建設大手メーカーが太陽光発電システムを取り入れた光熱費ゼロ住宅の販売を始めた。しかし、家庭部門でエネルギー消費が大きい、つまり大きな CO_2 の発生源である給湯、暖房、自動車利用温水機を含めたエネルギー利用の削減対応、及び化石燃料を使わない脱化石燃料化したスマートライフスタイルの検討が必要となる。

スマートライフスタイルの学術研究は、日本ではスマートシティの研究が先行研究としてされている。横浜市、豊田市、けいはんな、北九州市のスマートシティ 4 地域実験があげられる。システム的な設計として、エネルギー使用の見える化、家電・給湯機などの制御、エネルギーの需要調整、EV と家の連携（V2H）、蓄電システム、EV 充電システムや交通システムがあげられている。横浜市の実験ではライフスタイルの革新として、省 CO_2 志向のライフスタイルの定着のため、HEMS 導入し（見える化）、各家庭のエネルギー利用状況の可視化共有し、経済的インセンティブ等により、市民が効率的にエネルギーを利用する省 CO_2 活動ライフスタイルへ変化する実験が行われている。

また、海外ではスマートライフスタイルという学術用語は定着しておらず、スマートシティ研究でも個人のライフスタイルへ変化の研究は少ないが、国連がスマートライフスタイルに関連する Sustainable consumption（持続可能な消費）を 1990 年代後半より提唱している。マクロレベルでは Bleischwitz et al: Eco-Innovation - putting the EU on the path to a resource and energy efficient economy, (2009) ,Wuppertal Spezial, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie で、エネルギー高効率社会への包括的な戦略な提案がされている。

本研究は、日本の一般生活における「低炭素型のスマートライフスタイル」を実証研究し、その普及可能性を探ることが目的である。富山市の太陽光発電機器を持つ家庭 3 軒に HEMS を設置、インターネットによるモニタリングシステムを構築。降雪があり、冬の暖房に多くのエネルギー利用する北陸地域においてゼロカーボン住宅及びライフスタイルが可能であるのか、北陸の家庭におけるエネルギーマネジメントの可能性を検討する。本研究では富山のケース（2013 年 9 月～12 月）及び昨年及び本年の神奈川県茅ケ崎市のゼロエネルギー住宅の 1 年間のエネルギー収支、コスト収支との比較検討を行う。また、茅ヶ崎市においては引き続き電気自動車を導入した、ライフサイクル・スマートライフを実現するためのスマートハウス＋スマートモビリティによる日本におけるライフスタイル・カーボンフリーを引き続き検討する。

2. 仕様機器の概要

富山市の A 宅は市街地海側でパナソニック製 VBHN 233SJ01（4.66kW）太陽光発電装置を設置、B 宅は富山市市街地山側、シャープ製 ND-170AA（5.1ｋW）太陽光発電装置を設置、C 宅は B 宅近接で三菱製 PV-MA2000B (4.8KW) 太陽光発電装置を設置している。すべてオール電化住宅。神奈川県茅ケ崎市の住宅は、木造 2 階建住宅で、シャープ製 ND-160AB×28（4.480kW）太陽光発電装置、集熱ユニット 2.06m^2×2 を設置し太陽熱利用自然冷媒ヒートポンプ給湯機 HSE-3757GPXHTE2 を設置。冷暖房は夏のエアコンはなく各部屋のシーリングファンを用いるオール電化住宅。冬はバイオマス利活用でペレットストーブを用いる。大人 2 人子供 2 人の家族構成。

3. 調査結果

調査の対象期間は、神奈川県茅ケ崎市 2013 年 1 月～12 月（昨年の比較データは 2011 年 10 月～2012 年 9 月）で EV を含む、富山市の３家は 2013 年9 月～12 月で行った。

表 1 富山市 A, B, C 宅の電力収支（kWh）

	A宅電力消費	A宅売電	A宅収支	B宅電力消費	B宅売電	B宅収支	C宅電力消費	C宅売電	C宅収支
9月	518	300	-218	256	285	29	441	295	-146
10月	490	459	-31	258	208	-50	456	335	-121
11月	840	219	-621	479	114	-365	565	193	-372
12月	1409	71	-1338	1138	47	-1091	919	54	-865

表 1 に富山の 3 家庭の月別電力収支を示す。表 2 に富山の 3 家庭の月別電力コスト収支を示す。

表 2 富山市 A, B, C 宅の電力コスト収支（円）

	A宅買電	A宅売電	A宅収支	B宅買電	B宅売電	B宅収支	C買電	C宅売電	C宅収支
9月	9593	12600	3007	5564	11970	6406	7633	12390	4757
10月	8488	19278	10790	5449	8736	3287	7618	14070	6452
11月	12937	9198	-3739	8796	4788	-4008	9200	8106	-1094
12月	18900	2982	-15918	19022	1974	-17048	12396	2268	-10128

表 3 富山市月別平均気温（度 C）と日照時間(時間)

	平均気温	日照時間
9月	22.3	151
10月	16.4	112.1
11月	10.8	105.6
12月	5.7	91

富山市の 2013 年月別平均気温と日照時間は表 3 に示した。11 月に入り平均気温が 10 度となると家庭でのエネルギー消費が大きく増加する。また北陸特有の冬の曇天により日照時間が少なくなり発電量も減る。エネルギー収支は 9 月に 1 家族のみがプラスであった。コスト収支は 9、10 月と 3 家族すべてプラス収支であったが 11 月、12 月はマイナス収支へと転じている。4 月に平均気温 12.1 度 C、日照時間 168.3 時間になるまでの 11 月～3 月までの 5 カ月はコスト収支もマイナスとなることが考えられる。エネルギー収支がプラスとなるのはさらに少なくなると考えられる。

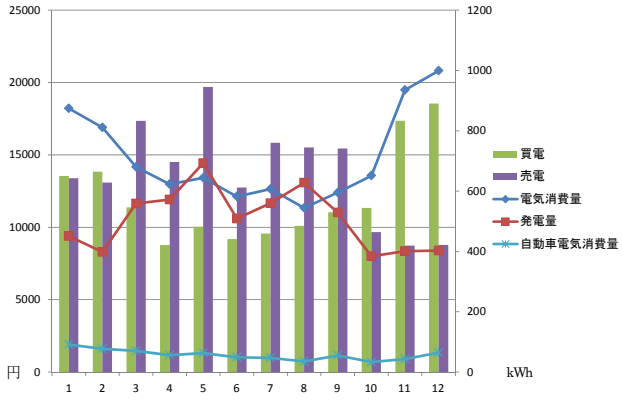


図 1 茅ヶ崎市 2013 年月別電力・コスト収支

エネルギー収支（バイオマス利用除く）がゼロに近いまたは上回った月は 4、5、7、8 月と 2012 年と同じで、11 月～3 月までの冬場は日照時間の短さから発電量が低く、給湯の負荷から電力収支は悪く、6 月の梅雨期も 2012 年と同様に悪い。年間のエネルギー量を表 2 に示す。5 月～11 月において太陽熱利用自然冷媒装置の効果は高く年間 744kWh の効果があり、オール電化住宅における給湯用のエネルギー削減に大きくつながることが 2 年目にも実証された。年間電力使用量 8,545kWh(昨年 7,070kWh)は電気自動車利用を含み一般的な家庭並み消費だ。発電は 6,087kWh(昨年 5,616kWh)となり、8.3%の増加となり、年間電力・エネルギー収支はバイオマス利用除く 2,458kWh(昨年 1,454kWh)のエネルギーマイナス収支で増加した。電気自動車は 683kWh/年の利用で、4,494km を走行した。電力利用の抑制、省エネの重要性が確認できた。表 4 参照。

表 4 2013 年茅ヶ崎市電力・エネルギー量（kWh）

（カッコ内 2012）

太陽光発電量	6,087 (5,616)
電力使用量	8,545 (7,070)
太陽熱集熱量	744 (1,000)

月別コスト収支は、11、12 月にマイナスであるが、それ以外の月はプラスかイーブンである。年間のコスト収支は、売電 164,776（2012 年 255,420）円、買電 144,724（2012 年 127,596）円で、20,052 円/年のプラスとなった。

4. まとめと展望

年間のエネルギー収支をゼロにすることを目指したゼロエネルギー住宅の実証実験を茅ヶ崎市で継続して行った。4.480kW の太陽光発電装置と太陽熱集熱ユニットを活用し電気自動車を用いた生活でもゼロエネルギー住宅はエネルギー収支がプラスになる月があることが 2013 年も確認できた。ゼロエネルギー収支にするには、省エネに取り組むとともに、太陽光発電装置の増設が必要だ。長期の環境持続可能性を考えた場合、経済的インセンティブは誘因になるが、ゼロエネルギー収支達成をスマートライフスタイルの中心課題として検討すべきである

富山での 3 家族のモニタリングは開始したばかりだが、富山市での年間日照時間は 1738.8 時間、で茅ヶ崎市（辻堂）での年間日照時間は 2001.4 時間であり、13%日照時間が少ないといえる。また平均気温が 10 度を下回る月の差が 1 か月あり暖房や給湯のエネルギーがさらにかかる可能性がある。しかし、太平洋側と日本海側の環境による差はあるが、日本海側において太陽光発電はスマートライフスタイルに十分に貢献するものである。

今後の研究として HEMS の家庭への生活における効用と電気自動車のバッテリーを活用した EV パワーシステムのモニタリングを発展研究としたい。本研究では、建築資材や導入機器のライフサイクルインベントリ、導入コストと金利、通勤、通学、レジャー、水道や廃棄物等の家庭生活からの負荷は勘案していない。今後、これらも取り入れ日本の家庭生活におけるスマートライフスタイルモデルを提案したい。

参考文献

1)環境省：平成 23 年版 環境・循環型社会・生物多様性白書,(オンライン),入手先<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h23/html/hj11020101.html>,(参照 2012-10-31)

ユーザビリティに配慮した雨水活用装置稼働シミュレーションソフトの開発

Development of Rainwater Harvesting System Operation Simulation Software Which Considered Usabiliity

○前川翔太*[1)]、笠井利浩[1)]、三木隆文[1)]、澤田絵美[1)]
Shota Maegawa, Toshihiro Kasai, Miki Takafumi, Emi Sawada
1) 福井工業大学
* maegawa.0724@gmail.com

1. はじめに

“水”は、人間にとって生きるために必要不可欠な物質である。そのため現在では、水資源確保、環境負荷削減や都市型洪水抑制等を目的に雨水活用が行われている。雨水活用装置は、東京スカイツリーや両国国技館等大型施設だけでなく一般家庭にも徐々に導入されている。大型施設に設置する場合、専門家が装置稼働効率を検討した上で装置設計を行う。しかしながら、一般家庭に設置する場合、稼働効率を算出することなく設置している場合が多い。雨水活用装置の稼働効率は、降水特性、屋根面積や雨水使用量等によって大きく変化する。そのため、装置個別に稼働シミュレーションを行い、設計する必要がある。

これまでは多くの人が利用できる Web アプリケーション化した、雨水活用稼働シミュレーションソフトを開発してきた[1)]。しかしながら、誰もが利用できる状態にはあるものの、利用者増加には繋がっていない。その理由として、シミュレーション設定条件が多く複雑であり、一般市民向けの稼働シミュレーションではないことが挙げられる。そのため、一般市民が容易に稼働シミュレーションできるソフトが必要である。

本研究では、ユーザビリティに配慮した雨水活用装置稼働シミュレーションソフトを開発した。この稼働シミュレーションを使用することで雨水活用装置稼働効率を算出できる。複雑化していた設定条件は最低限として、楽しみながらシミュレーションできるよう、動物や自然等のイラストを取り入れた。このようにユーザビリティに配慮したことにより、利用者は楽しみながら稼働シミュレーションが行える。

2. 方法

2.1 開発環境

雨水活用装置稼働シミュレーションソフトの開発には、Adobe 社が提供している Adobe Dreamweaver CS6 を使用した。Dreamweaver は Web オーサリングツールであり、HTML 等に対応している他、PHP（Hypertext Preprocessor）等のサーバサイドスクリプトを編集できる。また、ライブビュー機能によりワークスペースから移動することなく表示結果を確認できる特徴を持つ。

開発には、PHP および jQuery を使用した。PHP は、動的に HTML を生成し、Web サイトを実現するサーバサイドのスクリプト言語である。jQuery は、JavaScript をより容易に記述できるよう設計された軽量な JavaScript ライブラリである[2)]。

2.2 データの調整

雨水活用稼働シミュレーションに用いたデータは、AMeDAS 降水量データ、建築面積、造水費用、時間帯別トイレ洗浄用、洗濯用水使用量である。AMeDAS 降水量データは、サーバ負荷軽減のため 10 分値データを基に再集計した 1 時間値データを使用した。データ期間は長期間ほど良いという考え方もあるが、近年のゲリラ豪雨等の気候変動を考慮し、2000 年～2009 年までの 10 年間分のデータとした。建築面積には、日本全国市区町村別の平均値を割り当てた。造水費用は、各水道事業体の営業費用を給水量と分水量で除した値を用いた[3)]。時間帯別トイレ洗浄用、洗濯用水使用量は、過去の研究結果から稼働シミュレーション用に再集計した値を用いた（表 1）[4)]。

表 1 時間帯別トイレ洗浄用、洗濯用水使用量（L）

	項目名	1時	2時	3時	4時	5時	6時	7時	8時	9時	10時	11時	12時
午前	トイレ	1.8	0.6	0.0	0.0	1.3	4.7	8.3	6.3	1.7	1.3	1.0	0.1
	洗濯	0.4	0.2	0.0	0.0	0.5	1.2	4.0	4.8	2.4	2.5	2.1	1.2
午後	トイレ	1.2	1.0	0.9	1.0	1.2	1.2	3.9	5.4	5.6	6.2	6.1	4.2
	洗濯	1.0	1.0	0.7	0.4	0.3	0.2	2.2	4.2	4.1	2.6	1.4	0.7

2.3 雨水活用装置稼働シミュレーション計算の流れ

雨水活用装置稼働シミュレーション計算の流れを、図 1 に示す。AMeDAS 降水量 1 時間値データを基準に計算しており、貯水タンク内水量を 0 として雨水集水量の計算を初めに行う。雨水集水量計算後に初期雨水カットタンクがある場合、雨水集貯水量を計算する。無い場合は、雨水集貯水量を 0 とする。この計算結果から貯水タンク内水量、水使用量を計算する。そして、その他項目を計算し、10 年間分を集計する。最後に集計結果から 1 年間の平均値を算出する。

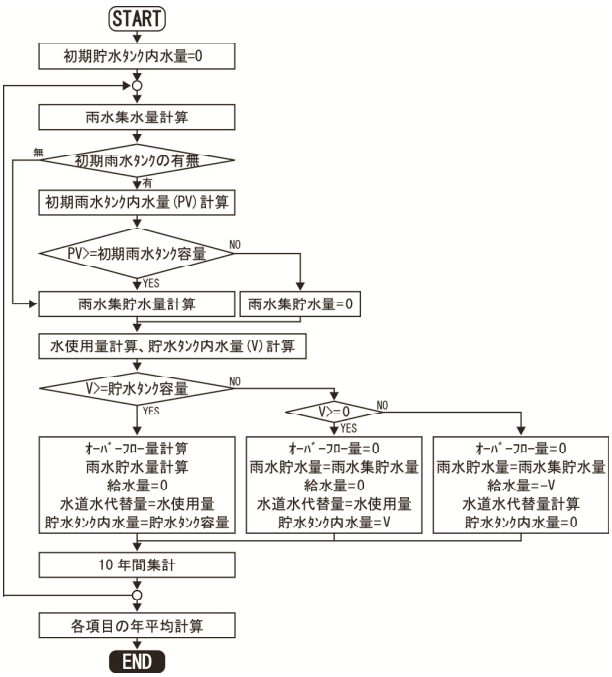


図 1 雨水活用装置稼働シミュレーション計算の流れ

2.4 水道水削減による CO_2 削減量の算出

水道水削減による CO_2 削減量は、3EID を用いて下記の計算式から算出する。原単位は、産業連関表による環境負荷原単位データブック（2005 年）から 1.36 とした [5]。この値に、各水道事業体の造水費用を掛け、水道水 $1m^3$ 当たりの CO_2 排出量を算出する。算出した値に雨水使用量を掛けることで、水道水削減による CO_2 削減量を求める。

$$CO_2\text{ 削減量(g-CO}_2) = \text{原単位(t-CO}_2/100\text{万円)} \times \text{造水費用(円/m}^3) \times \text{雨水使用量(m}^3)$$

3. 結果および考察

雨水活用稼働シミュレーションの結果画面を、図 2 に示す。開発したシミュレーションソフトでは日本および選択した地域の平均降水量、雨水使用量、CO_2 削減量、装置稼働効率を算出できる。これらの算出には、シミュレーション地域、水使用パターン、水清浄度の条件設定を行う。このようなシミュレーションの場合、正しく計算するために多くの項目が必要となる。項目が多くなるにつれ、利用者は理解しにくくなる。そのため、項数を減少させ手軽に利用できるよう開発した。

デザイン面では、多くの人に受け入れてもらえるオブジェクトや配色を考えた。その結果、条件設定を行うごとに、周囲の太陽や動物が色付き、徐々にオブジェクト全体が色付いて完成図を見ることができるストーリー仕立てにした。ストーリー性を持たせることにより、利用者は完成図を見たい意欲から条件設定を行うと考えられる。

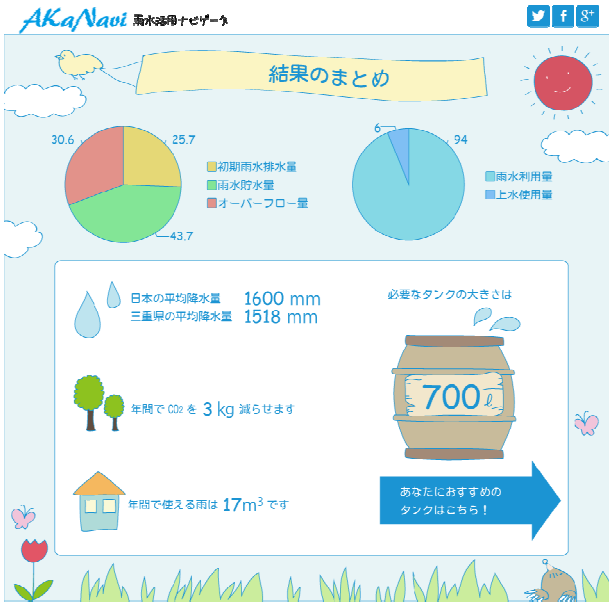


図 2 稼働シミュレーション結果表示画面

4. まとめ

本研究では、ユーザビリティに配慮した雨水活用稼働シミュレーションソフトを開発した。この雨水活用装置稼働シミュレーションを行うことで、各地域で雨水活用した場合の雨水活用装置稼働効率や環境負荷削減効果等を算出できる。この結果を踏まえることで、稼働効率最大の雨水活用装置の設計が可能となる。また、稼働シミュレーションのデザインには多くの人に受け入れてもらえる動物や自然等のイラストを取り入れ、条件設定から結果表示までにストーリー性を持たせた。これにより、一般市民が楽しみながら条件設定を行い、稼働シミュレーションができる。従って、稼働シミュレーションの利用者が増加し、雨水活用の普及に繋がると考えられる。

参考文献

1) 前川翔太, 笠井利浩: “日本雨水資源化システム学会”, 松江, (2013), pp.77-78
2) Refsnes Data: “jQuery Tutorial”, （オンライン）, 入手先 <http://www.w3schools.com/jquery/default.asp>, （参照 2013-11-5）
3) 笠井利浩: 日本雨水資源化システム学会, 18 (1), (2012), pp.27-33
4) 越川康夫, 村川三郎, 西田勝: 日本建築学会, (452), (1993) , pp.37-45
5) 独立行政法人　国立環境研究所　地球環境研究センター: “産業連関表による環境負荷原単位データブック（3EID）”, （オンライン）, 入手先 <http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/index_j.htm>, （参照 2014-1-5）

LCAによる水銀含有廃棄物のリサイクルシステムの環境影響評価

Environmental Impact Assessment of Recycling System for Mercury-Containing Waste by Life Cycle Assessment

○本田智之*[1)]、甲斐穂高[2)]、平山聡[1)]、中道隆広[3)]、大田政史[1)]、石橋康弘[1)]
Tomoyuki Honda, Hotaka Kai, Takahiro Nakamichi, Sou Hirayama, Oota Masahito, Yasuhiro Ishibashi
1) 熊本県立大学, 2) 鈴鹿工業高等専門学校, 3) 長崎総合科学大学
* honfami.tomoyuki@gmail.com

1.はじめに

現在、様々な地球環境問題が人類の共通テーマとして認識されている。中でも、地球温暖化防止対策は最も大きなテーマであり、あらゆる分野で省エネルギー化の推進が課題となっており、照明分野も例外ではなく、省エネルギー化が求められている。照明器具には蛍光灯や白熱電球、LED照明など、様々な種類があるが、現在最も使用されているのは蛍光灯である。蛍光灯は、白熱電球に比べコストが安く、消費電力に対するCO_2発生量も少ないため、普及した照明器具であったが、最近では地球温暖化防止対策の1つとしても普及している。しかし、蛍光灯はその発光原理上、微量の水銀の添加が必要であるため、40Wの直管型蛍光灯中には約6~7 mgの水銀が含まれており、年間販売量は3億5000万本（約60,000トン）であるため、同僚の蛍光灯が廃棄されることとなり、蛍光灯中の水銀を回収せずに埋立てた場合、水銀が環境中へ放出され、環境を汚染する危険性がある。そのため、蛍光灯は水銀の環境中への放出を極力抑えた適正処理が求められている。

こうした背景のもと、昨年10月、熊本県で開催された国際会議において、世界的に水銀使用製品の埋立・焼却及び輸出入を禁止する「水銀に関する水俣条約」が採択された。蛍光灯にもはごく微量ながら水銀が使用されているため、今後、蛍光灯の廃棄に際しては、適正処理、管理保管システムの構築など、さまざまな取組みが必要となり、リサイクル事業に関しても大きな変換機が来ると考えられる。しかし、リサイクルシステムが環境に対してどのような影響を与えているのか、客観的な照明はされていない。そのため本研究では、蛍光灯のリサイクルシステムの環境影響評価を行い、埋立処分した場合と比較を行ったので、その結果について報告する。

2.　調査範囲及び評価方法

2.1　調査範囲

調査範囲としては、リサイクルシステム及び埋立処分を比較対象とした。廃蛍光灯は40Wの直管型蛍光灯に統一した。リサイクルシステムは北海道北見市にある事業者の有するシステムとした。当事業者は北見市のシステム（以下、本工場と示す。）の他に蛍光灯の破砕・洗浄・選別までを行う中間処理施設を大阪府（以下、関西工場と示す。）に有しており、直接北見に運ぶシナリオ1と関西工場を経由するシナリオ2について検討するものとした。また、両工場の中間処理施設には処理能力に差があるため、プラントの処理能力を35トン／日とした。蛍光灯は熊本市で回収したものとし、熊本県内の最終処分場に全て埋め立てた場合をシナリオ3として3つの比較を行った。

収集・運搬については、シナリオ1では熊本市の西部環境工場に収集し、そこから熊本駅まで10トントラックを用いて6トンの蛍光灯を運搬し、JRのコンテナに移し替えて北見駅まで運搬し、北見駅から本工場にトラック運搬することとした。シナリオ2については、熊本駅から大阪駅大阪駅から関西工場まで 10 トントラックを用いて運搬し、関西工場において中間処理することで、1/10に減容化され、大阪駅から北見駅まで運搬し、その後はシナリオ1と同じとしたシナリオ3については、西部環境工場から熊本県内にある処分場を持つ扇田環境センターに運搬し、破砕後、当センターの埋立処分場に埋立てることとした。

2.2　評価方法

事業者から提供を受けた実測値のデータに基づき、(株)産業環境管理協会の MiLCA を使用してLCI分析を行った。また、LCI分析後、同ソフトウェアを利用して、日本版被害算定型環境影響評価手法（LIME2 : Life -cycle Impact assessment Method base on End point modeling）によるライフサイクルインパクトアセスメント（LCIA : Life CycleImpact Assessment）を行った。LCIAでは、LCI分析によって算出されたアウトプットが「人間健康」、「社会資産」、「生物多様性」、及び「一次生産」に与える被害量を算出した（被害評価）。なお、それぞれの被害評価における影響領

域は、日本において特に重視される影響領域である地球温暖化、オゾン層破壊、資源消費、酸性化、廃棄物、都市域大気汚染、生態毒性（陸生・水生）、光化学オキシダント、富栄養化、人間毒性（発癌性・慢性疾患）の 12 項目とした。そして、LCA 評価の単一指標である「統合化」を算出した。

3. 結果

Figure１に 3 つのシナリオにおける特性化項目中最も環境項目として関心の高い温暖化について、各プロセスの環境負荷を示した。

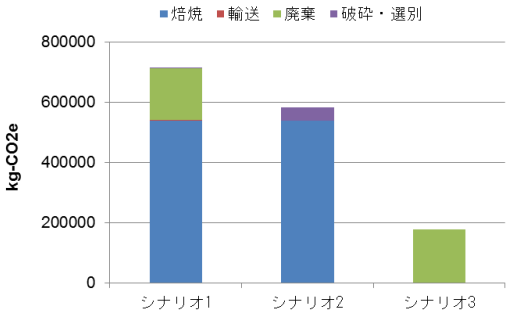
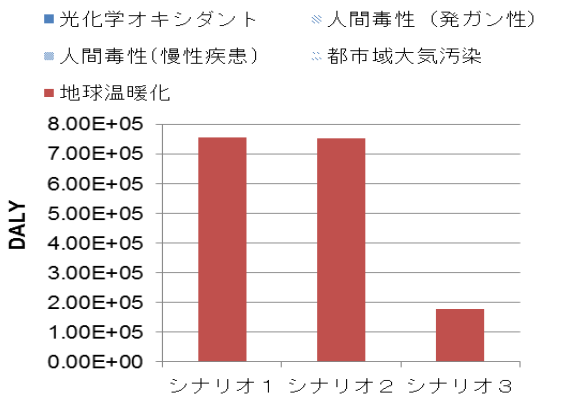


Figure1 各プロセスの環境負荷量（地球温暖化）

温暖化への寄与は、収集運搬及びリサイクルプロセスによるものが、大部分を占めており、特に、九州から北海道までの移動に伴う環境負荷が大きいことが示された。

つぎに、LCI 分析のデータを基に行った LCIA 結果について、「人間の健康」に対する被害評価を障害調整生存年（DALY：Disability Adiusted Life Year）、「社会資産」に対する被害評価を被害額円（YEN）、「生物多様性」に対する被害量を有害物質の曝露や生態系の物理的改変に伴う生物種の絶滅リスク、絶滅種数増分期待値（Expected Increasein Number of Extinct Species：EINES）、及び「一次生産」に対する被害量を植物が光合成により大気中の二酸化炭素を固定して生産する有機物の量である純一次生産力（Net Primary Productivity：NPP）によって算出した結果、全ての項目において圧倒的にシナリオ 3 の影響が低いことが示された。全ての評価結果を示すことができないので、代表して「人間の健康」に対する被害評価を Figure 2 に示した。

Figure2 に示されたように「人間の健康」に対する被害量としては、3 つのシナリオ全てにおいて圧倒的に地球温暖化によるものが大きいことが示された。また、他の特性化項目については、人間毒性（発ガン性）が高くなっており、特に、シナリオ 3 の埋立処分については、地球温暖化以外は人間毒性（発ガン性）による被害となっていた。



Figreu2 「人間の健康」に対する被害量（単位：DALY）

Figure3 に「統合化」の結果を示した。統合化の結果も被害評価と同様にシナリオ 3 が低い結果となった。また、廃棄に伴う環境負荷は、水銀そのものの埋立のため、負荷が高いと考えていたが、リサイクルプロセスにおける負荷とほぼ同等の結果となり、リサイクルプロセスにおける加熱プロセスの影響が高いためであると考えられる。

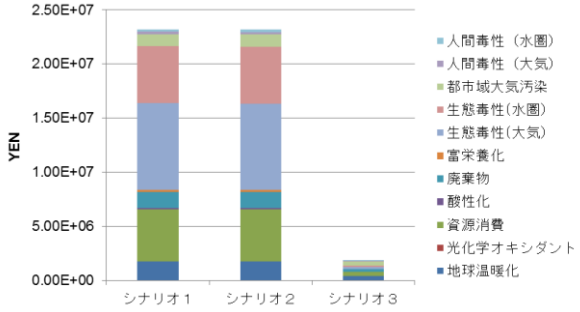


Figure3 統合化結果

4. 終わりに

水銀を含む廃棄物である廃蛍光灯のリサイクルと処理について LCA による評価を行った結果、以下のことが示された。

１）廃蛍光灯のリサイクルプロセス及び埋立処分ともに温暖化による寄与が大きかった。

２）被害評価及び統合化の結果、埋立処分の影響が低いことが示された。

今後、適正処理、管理保管システムが大きく変更される可能性が高い。埋立可能なサイトが限定され、遠距離輸送がある場合、結果が大きく変わる可能性がある。

5. 参考文献

1) 伊坪徳宏・稲葉敦編，“LIME2－意思決定を支援する環境影響評価手法”, 社団法人　産業環境管理協会，東京, (2012), p.68-90

工学院大学の Scope3 の算定

SCOPE3 for Kogakuin University

○宮田 航*[1)]、田中 浩二[2)]、稲葉 敦[1)]
Kou Miyata, Kouji Tanaka, Atusi inaba
1) 工学院大学,2)　e.s.feed 株式会社
*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

現在、世界でサプライチェーン全体での CO_2 排出量の算定及び削減への取組が始まっている。サプライチェーンの CO_2 排出量には、事業者自身が排出する直接排出量(Scope1)、他者から供給された電気、熱、蒸気の使用に伴って排出される間接排出量(Scope2)、原材料の調達、輸送、使用、廃棄等といった事業者の事業活動より排出される間接排出量(Scope3)があるが Scope3 については、その算定が未だ序についたところである。

これまでの Scope3 の算定事例を見ると、企業の事例がほとんどであり、学校法人の事例は見受けられない。学校法人では今まで Scope1.2 での算定しか取り組んでいなかったので、今後は、Scope3 の算出を行いサプライチェーン全体での CO_2 排出量の削減に取り組むことが必要である。そこで、本研究では、工学院大学が現在把握している会計の支出データと環境負荷に関するデータを用いて、サプライチェーン全体の CO_2 排出量の算定方法の検討を行うと伴に、工学院大学のサプライチェーン全体の CO_2 排出量の特徴について分析を行った。

2. 方法

本研究の手順は以下の通りである。

①CO_2 排出量の算出に当たっては、工学院大学の会計の支出データと環境負荷データを用いた。支出データは、支払い内容と金額から成る約 11 万件のデータであり、これを勘定科目や支払い内容等を確認して、424 個の支払い種別に分類した。一方、環境負荷データについては、工学院大学が ISO14001 の認証を取得しており、エネルギー及び上水使用量に関する実績データを毎年度把握しているので、その 2012 年度のデータを入手した。

②MILCA[1)]及び 3EID[2)]を用いて、各項目（423 の支払い種別、エネルギー、上水）に該当する CO_2 排出原単位を調べた。

③以下の計算方法に基づき各項目の CO_2 排出量を算出した。

○支出データ（423 の支払い種別毎）

CO_2 排出量＝金額×CO_2 排出係数（金額当たり）

○環境負荷データ（エネルギー・上水毎）

CO_2 排出量＝使用量×CO_2 排出係数（使用量当たり）

④各項目の算出結果より、CO_2 排出量の大きい項目や Scope1,2,3 の排出量を求めると伴に、算定方法についての課題の抽出及びサプライチェーン全体の CO_2 排出量の特徴について分析を行った。

3. 結果

3.1. 全体の支出

工学院大学の支出合計及び内訳は図 1 の通りである。

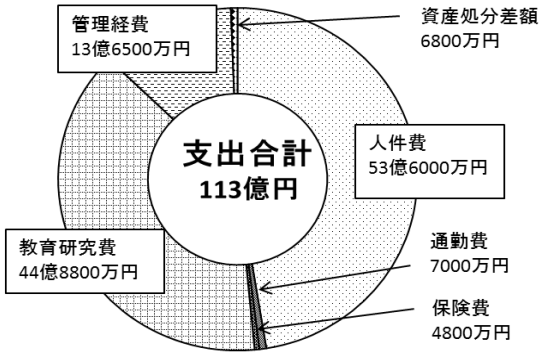


図 1.　工学院大学の支出

支出合計は 113 億円である。内訳は教員、職員の人件費が 53 億 6,000 万円で、雇用社員の通勤費が 7,000 万円、雇用社員の保険費が 4,800 万円、教育研究活動に直接支出される費用、学校生徒のキャンパスライフを応援する費用などの教育研究費が 43 億 8,800 万円、学生募集経費、その他管理部門の経費などの管理経費が 13 億 6,500 万円、機器備品の除却損などの資産処分差額が 6,800 万円である。また上図より、通勤費、保険費、教育研究費、管理経費が今回の研究で算定を行った部分であり、全体の 53%である。

3.2. 各 Scope と各支出の CO_2 排出量の割合

工学院大学のサプライチェーン全体の CO_2 排出量は 1.61E+04t であり、各 Scope の内訳は、Scope1 が 1.19E+02t、Scope2 が 7.13E+03t、Scope3 が 8.81E+03t であった。CO_2 排出量と支出金額の各 Scope の割合を図 2 に示したが、CO_2 排出量では Scope1 が 0.7%、Scope2 が 44.4%、Scope3 が 54.8%であり、支出金額では、Scope1 が 0.1%、Scope2 が 7.0%、Scope3 が 92.3%となっている。Scope2 は支出金

額では7.0%を占めるにすぎないが、CO_2排出量では44.4%占めている。一方、Scope3 は支出金額では 92.9%を占めていたが、CO_2排出量では 54.8%を占めるにすぎない。

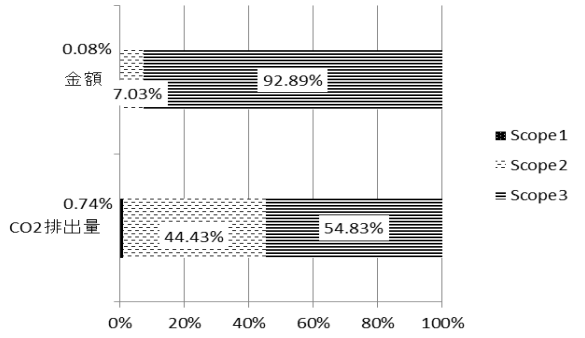


図 2.　CO_2排出量・支出金額の各 Scope の割合

Scope3 の各項目の CO_2排出量を勘定科目毎に集計した結果を表 1 に示す。

表 1.　各支出の CO_2排出量及び割合

各分類	CO2排出量(t)	割合（%）
消耗品費	1.78E+03	20.2%
消耗機器備品費	2.70E+02	3.1%
消耗図書費	1.91E+02	2.2%
通信運搬費	8.64E+01	1.0%
旅費交通費	2.59E+02	2.9%
印刷製本費	7.09E+02	8.1%
修繕費	1.94E+02	2.2%
取壊費	1.17E+01	0.1%
委託・保守費	3.20E+03	36.3%
賃借費	1.62E+02	1.8%
電算使用費	1.10E−01	0.0%
研究費	3.41E+02	3.9%
会議費	1.00E+01	0.1%
諸会費	4.21E+01	0.5%
雑費	5.59E+02	6.4%
渉外費	2.46E+00	0.0%
補助活動事業費	4.83E+02	5.5%
広告費	4.84E+02	5.5%
求人及び研修費	2.10E+01	0.2%
合計	8.80E+03	100.0%

3.3. Scope3 のカテゴリ別分類

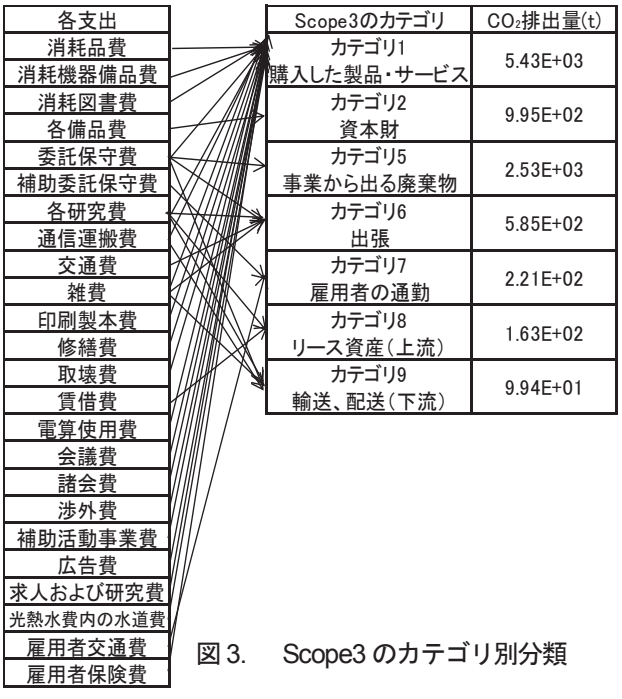


図 3.　Scope3 のカテゴリ別分類

Scope3 の各項目の CO_2排出量をカテゴリ [3]別に分けて、CO_2排出量を算定し、図 3 に示し、図 4 にその円グラフを示す。工学院大学の Scope3 の排出量は 15 カテゴリ中、7 カテゴリに分類された。カテゴリ毎に見ると、カテゴリ 1（購入した製品・サービス）が 54%と一番多く、次いで、カテゴリ 5（事業から出る廃棄物）が 25%、カテゴリ 2（資本財）が 10%、カテゴリ 6（出張）が 6%などとなっている。ただし、本来サービスとしてカテゴリ 1 に分類される清掃委託作業が支払データの関係上、廃棄物処理と一緒となっている。そのためにカテゴリ 5 に分類されているので、今後さらなる分類の精緻化の検討が必要だと言える。

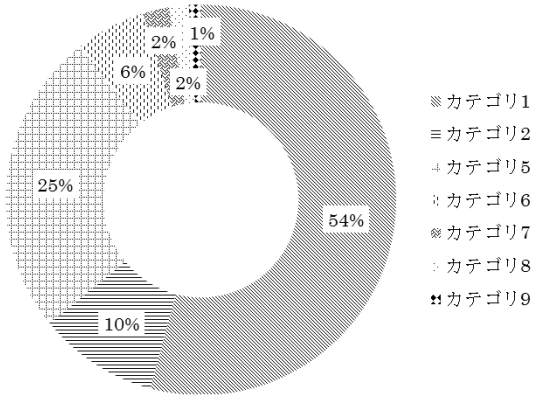


図 4.　Scope3 のカテゴリ別の割合

4.　まとめ

大学で把握しているデータ（支出及び環境負荷）と MiLCA 並びに 3EID の CO_2排出原単位を用いて、大学のサプライチェーン全体の CO_2排出量を算定することを試みた。その結果 Scope3 の割合が全体の半分以上を占めることが分かった。今まで CO_2排出量の算定を行っていなかった Scope3 の部分での CO_2排出量の削減が工学院大学全体の CO_2排出量の削減に繋がると考えられる。

5.　結言

今後はさらに算定方法の課題点を抽出し改善すると伴に、より精緻な CO_2排出量の算定を行う。また、算定結果より、工学院大学のサプライチェーン全体での CO_2排出量の削減方法を検討する。

6.　参考文献

1)一般社団法人　産業環境管理協会“LCA　支援ソフトウェア（MiLCA）”

2)独立行政法人　国立環境研究所　“産業連関表による環境負荷原単位データブック（3EID）”

3)環境省 経済産業省,“サプライチェーンを通じた温室効果ガス排出量算定に関する基本ガイドライン Ver1.0”（2012 年 3 月）

企業のバリューチェーンを通じた環境評価

Corporate value chain environmental assessment

○大橋 憲司
Kenji Ohashi
株式会社 資生堂
kenji.oohashi@to.shiseido.co.jp

1. はじめに

2000 年代、英国の PAS2050 を皮切りに、GHG 排出の定量評価を促すカーボンフットプリント制度が急速に普及した。しかしながら、温室効果ガスの排出のみを評価するカーボンフットプリントは、気候変動問題だけを過度に偏重し、他の環境影響に対する関心を低下させるなど、消費者の意識を誤った方向に導いてしまうという批判もあり、LCA は、より広範な環境影響領域の評価へと回帰を見せつつある。特に“水”に対する関心は高く、仏国グルネル 2 法の下で実施された環境ラベルの試行事業では、GHG 排出のほかに最低 2 種類の影響領域についての情報開示を参加事業者に課したが、ほぼ全ての製品において、ウォーターフットプリントが採用された。

また、もともと製品の評価を出発として発展してきた LCA ではあるが、近年では、組織の評価に応用する動きが加速している。欧州委員会による環境フットプリントガイド、GHG プロトコルの評価基準に基づいた CDP による環境情報の開示要請、ISO/TS14072（組織の LCA）の規格化など、企業の経済活動に伴って発生する環境負荷を定量的に評価し、その結果を適切に開示するための国際的な枠組みが整備されつつある。

今回我々は、2012 年度における当社国内事業のバリューチェーンを通じた GHG 排出量と水消費量の推計を行った。企業活動の水利用を評価する意味合いと、評価の過程で浮かび上がってきた課題について紹介する。

2. 調査概要

2-1. 調査対象および調査項目

2012 年度における当社国内事業のバリューチェーンを対象として、GHG 排出量、水消費量及びこれに伴うヒト健康影響について評価を実施した。

2-2. 調査方法

GHG プロトコルスコープ 3 基準を参考としながら、原単位法による算定を実施した。GHG 排出量の評価には、IDEA および[1]カーボンフットプリントコミュニケーションプログラム基本データベースを用いた。水消費量の評価では、[2]東京都市大学伊坪研究室の水インベントリデータベースを用いた。また、これらの算定にあたっては、これまでに作製した独自のインベントリ計算システム CLIC（FileMaker Pro.12）に水評価および原材料調達評価の機能を大幅に拡張設計して対応した。

3. 結果

3-1. 環境評価システム CLIC の設計

水は地域による偏在性の高い資源であるといわれる。気候変動への影響の関係が線形で表現される GHG 排出と違い、どこで、どの水源から、どれだけの量を、いつ利用し、どこに、どれだけの量を、どのような水質で排出したのかによって、環境に与える影響は大きく異なる。100 のプロセスや素材から構成される製品について水の利用による影響評価を実施した場合を例に、管理すべきインベントリの種類を考えてみると、①地域（国または流域：>200）、②水源（表層水、地下水、雨水ほか：>3）、③利用形態（取水、復水：>2）と、以上を算しただけで、その組み合わせは 12 万を超える。もちろん、水の調達地域が重なる場合も多いことから、実際にはこれより少なくなることは間違いないが、“意味のある”ウォーターフットプリントを実施しようとすれば、これらの膨大な種類のインベントリデータを網羅的に管理する必要があり、その難易度は極めて高い。

そこで、水の地域性についての適切かつ簡便なデータ管理を目的として、化粧品原料として利用されることの多い油脂作物の（主要生産国 9 カ国）＋（その他 1 カ国）の 10 カ国に絞った評価システムの設計を行った。原材料調達国のほとんどが主要 9 カ国に含まれることに加えて、その他 1 カ国については、原材料ごとに任意の国を選択性として柔軟性を持たせたことで、バックグラウンドに控えるプログラムを大幅に軽量化しつつ、地域性についても必要十分にカバーすることが可能となった。

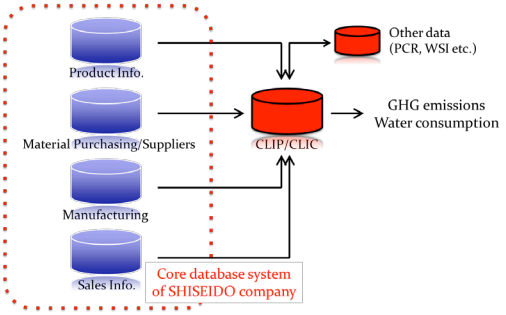


Fig.1 CLIC のシステムデザイン

3-2.　インベントリ分析

当社国内事業のバリューチェーンを通じた GHG 排出量および水消費量を Fig.2 に示す。

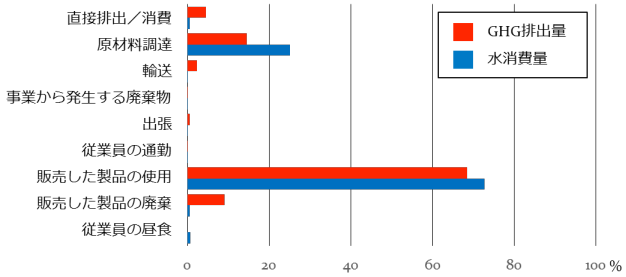


Fig.2　GHG 排出量と水消費量

3-3.　影響評価（ヒト健康）

2-2 で示した GHG 排出量、水排出量によるヒト健康影響（DALY）を算定した。GHG 排出によるヒト健康影響は LIME2 の温暖化による被害評価係数を用い、水消費については [3]Motoshita *et al.*による被害評価係数を用いた。

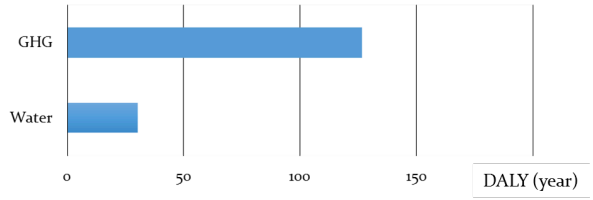


Fig.3　GHG 排出と水消費によるヒト健康影響

4.　まとめ

今回、我々は、企業活動のバリューチェーンを対象として GHG 排出および水利用に関する評価を実施した。地域や時期による影響に違いがなく、足し合わせて一つのインベントリにまとめる事ができる GHG 排出と異なり、地域性や水源などの情報を残したまま、どのように水インベントリを管理する事ができるかという点が、大きな課題であった。これについては、全ての流域や国について網羅的にデータを管理するのではなく、水利用度の高い数箇所の地域を固定し、水利用の少ない地域については選択性としてフレキシビリティを持たせることで、必要十分に地域性情報を管理できることを見出した。

さて、企業が組織の LCA に取り組む意義は何であろうか。第一に、影響の大きなホットスポットとなっている素材・プロセスを見出して、環境負荷やコストの削減につなげるという、ポジティブな意味がある。第二に、CDP などの環境 NGO・NPO、社会的責任投資、環境格付け機関からの情報開示要請に対応する、あるいは各国の法規制に対応するという守勢的な意味合い理由が強い場合もある。第三として、自社のサプライチェーンの状況を棚卸しすることで、将来的な事業リスク要因を洗い出すリスクアセスメントとして実施するケースが考えられる。

特に、ウォーターフットプリントによる評価は、自社のサプライチェーンにおける植物素材調達の状況を如実に表す。Fig.4 は、[4]IPCC4 次報告書 WG2 に掲載された 2080 年～2100 年における淡水資源量の変化を示した世界地図であるが、現状の水資源に依存した原材料調達が、数十年後における水資源分布の変化に対してどれほど強靭か、あるいは脆弱かを、こうした情報と照らし合わせて評価しておくことの意味は非常に大きい。水資源量の減少が即ち植物素材の調達にとってリスク要因であることは直感的に理解できるが、将来的に水資源量（＝降雨）が増える場合であっても、リスクが低いと単純に断ずることはできない。通常、作物の収穫は年に 1～2 回であることから、ただ一度の集中的な大規模降雨が壊滅的な被害を与える恐れがあるからである。この他、高リスク地域における農業の代替地への移転可能性や水質などの情報を組織のウォーターフットプリントの評価結果と併せて分析することで、中長期的な水資源・植物資源戦略の立案に活用することを提案したい。

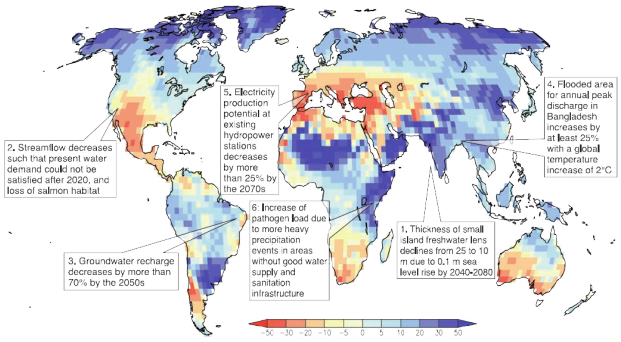


Fig.4　現在と SRES A1B シナリオに基づく 2081～2100 年の淡水資源量変化（IPCC4 次報告書より）

経済活動が自然環境や生態系に与えるリスクだけでなく、外環境に起因する企業の将来リスクや持続可能性を評価することができれば――それはLCA の本来の目的からは外れるのかもしれないが――、企業にとっての LCA の有用性が一段と高まるのではないだろうか。

5.　参考文献

1) カーボンフットプリントコミュニケーションプログラム基本データベース v 1.01
2) Yuya ONO *et al.* (2013) Development of Water Footprint Inventory Database Using input-output Analysis in Japan: *Journal of Life cycle Assessment, Japan*, Vol.9 (2) 108-115
3) Motoshita *et al.*(2011) Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 16, issue 1, p. 65 - 73
4) IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007

包括的環境指標の見える化－環境フットプリントの実践

Visualizing the Comprehensive Environmental Impacts – Application of EF

○小林由典*、実平喜好
Yoshinori Kobayashi and Kiyoshi Sanehira
株式会社東芝　環境推進室
* yoshinori.kobayashi@toshiba.co.jp

1. はじめに

近年のライフサイクル管理に関わる国際的な議論は、温室効果ガスに限定しない「環境側面の網羅性」とサプライチェーンまで含めた「対象範囲の拡がり」が改めて焦点となっている。前者については、欧州環境フットプリントにおける 14 影響領域や ISO で議論されているウォーターフットプリントに代表されるように、影響評価手法の研究・開発が求められているほか、コミュニケーションにおける環境情報のあり方を議論する必要がある。後者については、Scope3 基準による算定・公表が進んでいるほか、欧州環境フットプリントや ISO で議論されている組織 LCA など、企業・組織を対象とする枠組みが提案されている。

本稿では、東芝グループが実践している環境フットプリントの見える化について紹介する。筆者らは産業連関表を活用した LCA データベースの開発[1-2]や環境効率指標の開発と社内普及[3-4]を進めるなかで、ライフサイクル影響評価手法 LIME（日本版被害算定型影響評価手法）を活用した総合環境影響の見える化を実践してきた。環境効率の改善度を示すファクターという指標を用いて、行動計画の目標値や環境影響の低減度合いを表現している。この活動をさらに発展させ、包括的な環境情報の見える化の枠組みを検討してきた。本稿では、総合環境影響の見える化を実現する新コンセプト T-COMPASS: Toshiba Comprehensive environmental database and its Practical Application to Simplified and/or Streamlined LCA について紹介する。2 章で新コンセプトの特徴を述べた後、3 章では適用事例を紹介し、最後に 4 章で結論をまとめる。

2. T-COMPASS の特徴

T-COMPASS は、東芝グループの環境“羅針盤”として、対応すべき環境課題を “東西南北”のシンボルで表現したものである。すなわち、N（Natural resource）、E（Energy）、W（Water）および S（Substance）は、資源枯渇、エネルギー問題・気候変動、水資源および化学物質リスクを、それぞれ示すものである。持続可能な社会の実現に向けて、エネルギー・気候変動への対応は世界の最重要課題であるが、人間健康への影響、生態系への影響、資源影響など、ローカルな環境課題も多く、これらをまるごと解決しなければならない。ファクターのような統合化指標は、複数の環境影響間のトレードオフを解消し、優劣が一目瞭然である単一指標を導出する点に大きなメリットがある。一方で、あらゆる環境側面が改善されるようなエコデザインは稀であり、統合化結果を解釈するためには統合化する前の個別要素に分解し、トレードオフを確認する必要がある。総合的な環境影響を削減するアプローチはこれまでと変わりないが、主要 4 領域における環境貢献を明示することで、東芝グループとしての価値提供を社内外のステークホルダーと共有し、環境経営の深化と拡がりを追求する。

T-COMPASS は以下のような特徴を有している。第一に、独自のレーダーチャートによる環境情報の見える化である。欧州環境フットプリントで議論されている影響領域を参照し、さらに関連性の高い環境領域を隣り合うように配置したことで、総合的な環境影響の削減が視覚的にわかるよう構成されている（Figure1）。また、主要 4 領域の代表的な環境指標だけでなく、8 方位や 12 方位まで環境指標を詳細化することで、情報の受け手に応じた環境情報開示が可能となる。

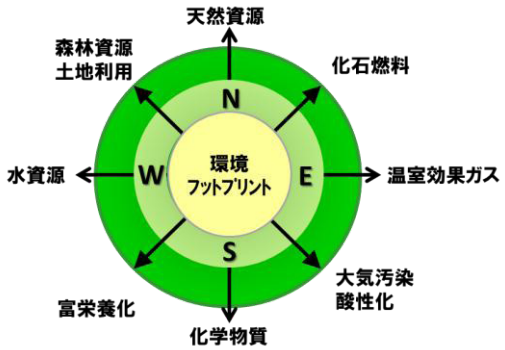


Fig1　Concept of T-COMPASS

第二に、地域性の考慮である。大気や水質の汚染、生物多様性の保全など、ローカルな影響を適切に評価するため、地域別の環境指標を採用する枠組みとした。LIME は日本のデータ・価値観に基づく評価係数のみを扱っているが、各地域において利用可能な係数を順次導入し、地域別のコンパスを策定する。環境指標に

よっては算出方法が議論の途上にあり合意に至っていないものもあるが、国際的な議論を参照しながら徐々に開示指標を拡大していく。

第三に、LCA データベースおよび算定ツールの開発である。企業における LCA 実施には充実した環境負荷データベースが必要不可欠であり、東芝グループでは独自に産業連関表データベースを構築してきた[1-2]。データベースの更新・拡張を進めるほか、従来から社内外で活用しているツールに加えて、T-COMPASS チャート分析を可能にした新ツールを開発し、社内展開を進める。

3. 適用事例

本章では、東芝グループの全事業を T-COMPASS チャートで表現した事例を紹介する（図 2）。2010 年度から 2012 年度までを対象に、事業活動をライフサイクルの視点で環境影響として積算したものである。環境経営情報システムで集計しているパフォーマンスデータをベースに、製品 LCA データ、調達金額データおよび産業連関表データベースによる推定結果などを適宜利用している。

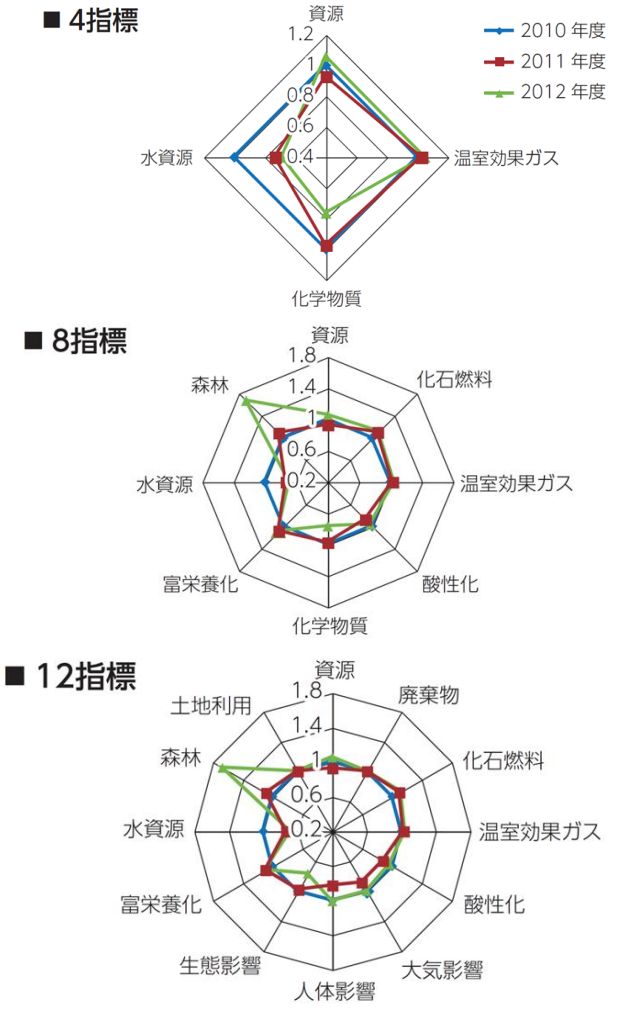


Fig2 T-COMPASS Chart for Toshiba Group

図 2 によれば、4 軸チャートから 8 軸チャートに詳細化することで、森林資源の消費量が大きく増加していることがわかる。これは主として梱包用途の木枠であり、海外向けインフラ製品を中心に利用されているが、使用削減・梱包レスの取り組みを進めている。さらに 8 軸チャートから 12 軸チャートに詳細化することで、化学物質リスクの低減が人体影響ではなく生態影響の観点で大きいこともわかる。

一般に、環境影響評価の階層構造を理解し、算定結果を解釈できるスキルを持った専門家は少なく、視覚的に概略把握が可能であり、施策立案につなげることができる点で有用であると考える。

また図 3 は、2012 年度実績を地域別に分解したものである。各地域における環境影響を、2010 年実績を 1 として表示している。地域による事業特性や特性化係数の違いを反映しており、ホットスポットを特定することができる。

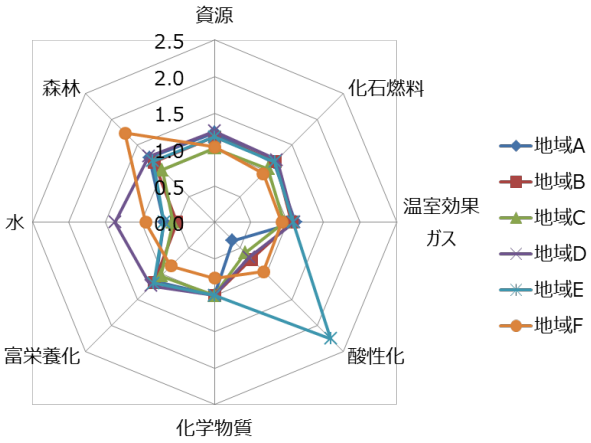


Fig3 Regional breakdown（FY2012）

4. まとめ

東芝グループの新コンセプト T-COMPASS について紹介した。包括的な環境影響の見える化を効果的に実現する枠組みとして有用であり、事例蓄積と社内活用を進めていく。

5. 引用文献

1) 小林 由典, 鈴木 春夫, 小林 英樹 : 日本 LCA 学会誌, 1(2), (2005), pp 129-133
2) 小林 由典, 親里 直彦 : 日本 LCA 学会誌, 4(4), (2008), pp 359-366
3) 小林由典, 小林英樹, 本宮明典, 実平喜好 : 日本 LCA 学会誌, 1(3), (2005), pp 201-205
4) 小林 由典 :“第 7 回日本 LCA 学会研究発表会”, 野田, (2012), pp 338-339

地域における削減貢献量評価制度

Local Government Actions to Assess the Contribution of Business Activities to Avoided Emissions

○小倉真紀*[1)]、松田健士[1)]、井伊亮太[1)]
Maki Ogura, Takeshi Matsuda, Ryota Ii
1) パシフィックコンサルタンツ
* maki.ogura@tk.pacific.co.jp

1. はじめに

近年、「GHG プロトコル事業者バリューチェーン（スコープ3）算定報告基準」の発行（平成23年10月）、国における「サプライチェーンを通じた温室効果ガス排出量算定に関する基本ガイドライン」の策定（平成24年3月）等、国内外で、事業者の生産段階の排出量のみでなく、製品の使用段階等も含めたサプライチェーン全体の排出量の算定基準等の検討が進められている。また、業界団体においては、製品の使用段階での排出削減量の評価を試みる動きも広まっている。

地方自治体においては、滋賀県「低炭素社会づくり推進条例に基づく事業者行動計画書制度」、川崎市の「川崎メカニズム」等、製品等の評価に基づき、域内事業所の事業活動を通じた他者の温室効果ガス削減への貢献を評価する制度が導入されてきた。

本発表では、公表情報に基づき、滋賀県と川崎市の制度について、制度における目的、算定の自由度、インセンティブ等の比較検討を行い、自治体における事業者の貢献量評価制度の課題や今後のあり方を検討する。

2. 制度の目的と概要

2.1 滋賀県制度の概要

滋賀県では、長期的な目標として、2030年に温室効果ガス排出量の1990年比50%削減を掲げ、その実現のため「滋賀県低炭素社会づくりの推進に関する条例」を制定した。同条例では、一定規模以上の事業者に、事業者行動計画等の作成を義務づけており、省エネ製品等の生産・普及を通じた低炭素社会づくりへの貢献についても記載することとしている。提出された行動計画等は県ホームページに公表されている。また、貢献量の定量的評価の手引きとして、「滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法　算定の手引き」を作成している。検討経緯は、滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法検討会の資料・議事概要が県ホームページに公表されている。

2.2 川崎市制度の概要

川崎市では、市内企業の環境技術が市域外で温室効果ガスの削減に貢献している量（域外貢献量）を「見える化」し、企業が市場で適切に評価される仕組みとして、「川崎メカニズム認証制度」を平成25年度から開始している。

同制度では、域外貢献量の認証を申請する事業者は、「域外貢献量算定ガイドライン」に沿って算定して申請書を作成、市と独立した審査機関による審査、市職員と学識者から構成する評価委員会における協議結果をふまえて、貢献量が認証される。

認証された貢献量は、市条例に基づく事業活動地球温暖化対策計画書・報告書制度への反映が可能となっており、排出量から貢献量を差し引いた値を調整後排出量として記載することができる。また、市は市域の温室効果ガス排出量削減の目標を域外貢献も含めて達成し、その進行管理で活用するとしている。

なお、制度の検討経緯は公表されていない。

2.3 両制度の比較

両制度ともに、制度の目的は、

- 域内の事業者の製品・技術等による温室効果ガス削減の促進
- 温室効果ガス削減に貢献する製品等の選択・使用を通じた奨励・評価

であり、おおよそ同様といえる。

しかし、制度の仕組みは大きく異なっている。滋賀県では、各事業所の排出量を貢献量でオフセットすることは評価方法が十分に確立されていない現時点では困難とし、排出量と貢献量の両方を公表するとしている。一方で、川崎市では、認証の仕組みを設け、排出量から貢献量を差し引くことができる制度としている。

オフセットについては、事業者にとって大きなインセンティブになり得る一方で、公平性の観点から算定条件の統一や認証制度が必要となり、事業者の算定や手続きコスト、行政の制度運営のコストが大きくなる。

認証制度やオフセット制度を設けない場合、事業者が取り組みやすくなり、多くの事業者への参加を促しやすいと考えられる。一方で、各事業所の算定条件や精度が様々に異なるため、貢献量の数値は算定条件と合わせて評価する必要があり、貢献量の事業所間の比較はしづらくなること、事業者の貢献量算定のインセンティブが小さくなることが課題となる。

3. 貢献量算定における条件等の比較

滋賀県と川崎市の制度における、事業者に求める算定条件について主要な論点として、ベースラインと研究開発や部品・素材等の寄与の設定条件を比較する。その他の条件については、SIに比較表を掲載する。

3.1 ベースラインの設定

滋賀県制度では、ベースラインの設定は、①現在生産されている「標準的な製品」、②「過去の製品」（または現在普及している製品）、③新たな技術による「製品が代替した従前の状態」の3つのうちから、目的や算定可能性に応じて選択できることとなっている。

川崎市制度では、「同じ機能を得ることができる一般的な製品・技術等」とされており、滋賀県制度における②「過去の製品」は認められない可能性がある。また、例として「LED照明の使用により照明使用時のGHGの排出量を削減する場合には、従来のLED照明器具を比較対象製品・技術等とする。」と記載されており、①「標準的な製品」の中でも一定以上の基準が求められると考えられる。

3.2 研究開発、部品・素材等の寄与

① 研究開発

滋賀県の制度では、過去に県内事業所で研究開発され、県内外において生産されている製品の削減貢献量を算定することとしており、研究開発による寄与の算定は考慮していない。

川崎市の制度では、研究開発の寄与率をa. 自社内で適切な比率を設定可能な場合はその比率を適用、b. aが困難な場合、川崎市産業連関表の基本取引表（108部門）における列方向の「研究」と「内生部門計」の比率を適用、としている。

② 部品・素材製造

滋賀県の制度では、寄与率の評価が困難な場合、効果発現製品（GHG削減効果がある最終製品）全体の削減量を算定し、当該事業所の部品・素材の貢献内容を定性的に記載することとしている。また、寄与を考慮する場合の方法として、「方法１：各素材・部品の技術的特性より貢献量を算定」、「方法２　効果発現製品の削減量を何らかの指標で分配」の２通りを示している。

川崎市の制度では、「域外貢献に寄与する素材を用いていない最終製品の排出量の変化の実測」→「排出量の実測が難しい場合には、技術情報を活用して寄与分を把握」→「我が国全体の産業連関表の中間投入から域外貢献に資する業種を特定し、当該業種の中間投入額で素材加工と製品加工の比率を設定」としている。

川崎市では基本的には寄与率を考慮して算定するのに対し、滋賀県では寄与率の設定が困難な場合は、製品全体の削減効果を示す点が異なっている。また、川崎市は寄与率の設定方法においても優先順位をつけている。

3.3 制度の意図と算定条件

条件設定について、滋賀県制度では考えられる算定条件の選択肢と考え方を示し、どの選択肢を用いるかは事業者に任されているのに対し、川崎市制度では算定条件が限定されるか、複数の設定方法を示す場合にも優先順位を示している。これらの算定条件の違いは、両自治体の制度のねらいの違いによるものと考えられる。

4. 自治体の貢献量評価制度の課題や今後のあり方

① 業界団体等の取組との連携

貢献量算定における課題の一つに、算定に必要なデータや方法論の整備の不足が挙げられる。例えば、ベースラインに「標準的な製品の性能」を設定する場合、統計値や基準値等がない場合、一事業者での設定が難しいことが想定される。いくつかの業界団体では、貢献量評価のガイドラインや基準制定に取り組まれはじめているため、貢献量評価制度はそのような業界でのコンセンサス構築と連携して進めていく必要があると考えられる。

② サプライチェーンでの連携促進・自治体間の連携

部品・素材製造事業者が貢献量を評価する場合、最終製品の情報の入手が困難な場合がある。部品・素材製造事業者の評価促進のためには、サプライチェーンにおける川上、川下の連携促進が必要であり、そのためには排出情報と貢献情報を交換するような上下流で互恵的双務的な情報取引ルールが必要と考える。

本来、サプライチェーンは一つの地域内で完結することは少ないと考えられる。また、複数地域に事業所を有する企業の場合、一事業所分のみの貢献量を算出することに積極的意義が見出せない可能性もある。多くの地域で貢献量評価制度が広がることで、事業者が貢献量評価に取り組む機運が醸成されるものと考えられ、このためには自治体間で経験を共有する機会を設けるなどの連携も有効ではないか。

③ インセンティブの強化

貢献量評価の方法論や情報が十分に整備されていない現段階では、事業者の貢献量の算定の負荷は大きいと考えられるため、まずは貢献量評価を実施したこと自体が評価される必要がある。

また、表彰制度、製品等のPR、助成制度等、既存制度も活用したインセンティブの設定が重要と考えられる。

参考文献

1) 滋賀県: 滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法　算定の手引き, (2013)
2) 滋賀県: 滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法検討会資料・議事概要, (2012-2013)
3) 川崎市: 川崎メカニズムの構築に向けた川崎市の新たな取組, (2012)

Supporting Information　滋賀県制度と川崎市制度における条件の比較

論点	滋賀県	川崎市	備考 （差異点等）
1.事業活動の種類	・①生産、②研究開発、③生産プロセス技術の確立、④その他の事業活動	・研究開発、ものづくり(素材・部材)、ものづくり(最終製品)、エネルギー供給、その他【3.2】	川崎市では、製造業の他、市外へのエネルギー供給が対象として明記されている。
2.評価対象の効果発現製品等の種類	創エネ製品、省エネ製品、エネルギー管理製品、その他の製品等	GHG 削減に貢献する製品・技術等 ①研究開発が実用化されたもの、②素材・部材又は最終製品、③市外へのエネルギー供給【5.1.1】	対象製品を特に限定していない点は同様。
3.ベースラインの設定	①標準的な製品、②過去の製品、③製品が代替する従前の状態、の 3 つの考え方から任意に選択。	(研究開発・ものづくりに関して) ・評価対象が新たな製品・技術等の場合、当該製品・技術等がなかった場合を仮定した上で比較対象を特定 ・現存する製品の平均的な効率の採用が望ましい。 ・比較対象が極端に古い場合は、根拠を明確に提示することが必要 ・比較対象は定期的に見直しが必要。【5.1.3】	滋賀県では、3 つの考え方から事業者が任意に選択するのに対し、川崎市の場合は、考え方として①標準的な製品＞②過去の製品の優先順位が示されていると考えられる。
4.製品の使用先の範囲	国内および国外が基本	川崎市域外のみ【2，5.3.2】	滋賀県では、「他者の温室効果ガス削減」への貢献で県内外の区別は求めないのに対し、川崎市では、市内普及量を控除することとなっている。
5.評価する時間軸	評価対象年の生産品の生涯に渡る効果	評価対象年の生産品の生涯に渡る効果（エネルギー供給は単年度）【5.1.2】	同様の考え方
6.評価する活動範囲	・製品のライフサイクル全体（比較対象とプロセスが大きく異ならない段階、ライフサイクルで排出量が小さい段階は除外可）	・製品のライフサイクル全体（市内の排出は除外、比較対象と排出量が変わらない段階は除外可） ・リサイクルされる場合のバウンダリの考え方が記載されている。 【5.1.4】	・ライフサイクルを基本とする考え方は同様。 ・川崎市では市内の排出は対象としない。
7.評価する製品等の範囲	評価する製品等の範囲について考え方の優先順位を提示。	特に記載なし	
8.電力原単位等の排出係数の取り扱い	事業者の任意	算定を行う時点における最新の排出原単位を全期間に適用する。【5.1.2】	
9.部品・素材の貢献量評価	・部品・素材の寄与の算出が困難な場合は効果発現製品の貢献量の把握に留める。 ・寄与の算出の考え方として①技術的特性より算定、②指標で分配を提示。	削減寄与率による配分を行う。 ・研究開発･･･自社内で適切な比率が設定できる場合は設定。困難な場合は､川崎市産業連関表より設定。 ・素材加工・製品加工･･･評価対象製品を用いない最終製品の実測データ、または技術情報により寄与を把握。いずれも無理な場合は産連表を用いた寄与率算定(例を記載)【5.2】	・滋賀県では、寄与率の設定が困難な場合は、効果発現製品の貢献量を算定することとしている。 ・川崎市では、寄与率の設定を基本として、設定方法の優先順位が示されている。

地方自治体による製品ライフサイクル環境貢献量評価制度の展開への考察

The consideration for developing the program of the product life cycle environmental contribution operated by local municipalities

○鶴田祥一郎*[1)]、山岸健[1)]、中野勝行[1)]、神崎昌之[1)]、醍醐市朗[2)]
Shoichiro Tsuruta, Ken Yamagishi, Katsuyuki Nakano , Masayuki Kanzaki , Ichiro Digo
1) 一般社団法人産業環境管理協会, 2) 東京大学
* tsuruta@jemai.or.jp

1. はじめに

近年、地方自治体では温室効果ガス(GHG)排出量の算定・計画・報告する制度を取入れ、域内事業者の排出量を見える化し、削減に向けた自主的取組みを促進することで域内全体の削減を図っている。しかし、サプライチェーン中の他企業や最終製品使用時の排出量削減に貢献する環境製品や環境技術を保有する事業者も存在する。事業者単位のみで削減を求めることは、ライフサイクルを通じた削減機会の阻害要因となるだけでなく、温暖化防止の視点からも部分最適に陥るリスクがある。

そのような中、川崎市が「域外貢献量算定ガイドライン[1)]」 (2012 年 5 月初版公表)を発表し、続いて滋賀県が「滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法算定の手引き<解説編>[2)]」(2013 年 3 月初版公表)を発表するなど、ライフサイクル全体を考慮した際に期待される削減分を貢献量として認める取組みが進められている。

地方自治体としてのこのような取組みは本格運用が始まったばかりであり、これから事例を重ねつつ制度を固めていくと考えられる。そこで本報では温室効果ガス排出の削減貢献量の地方自治体における評価の取組みに着目し、現在運用が始まっている川崎市と滋賀県の取組みの相違点等をまとめ、今後の発展のための論点整理を行うことを目的とした。

2. 川崎市及び滋賀県の取組みの概要について

両自治体における取組みの目的を表 1 に示す。川崎市は域外における削減効果を算定することとしているが、滋賀県は域内外に関わらず削減効果を算定することとしており、算定範囲が異なる。また、川崎市は貢献量の認証制度であり、認証された数値を基に市へ提出する地球温暖化対策計画書制度の報告書へ「調整後排出量」として実排出量から差引いた排出量として反映することが可能である制度である。一方、滋賀県は県へ提出する報告書に「事業活動を通じた他者の温室効果ガス排出削減により低炭素社会づくりに貢献する取組みの実施状況」として算定結果を記載可能にするのみとなっている。つまり、実排出量等との差引きは行なわない。

削減貢献量の基本的な算定方法は、両取組とも同じであり、評価対象となる製品・技術・サービス等（以下、「評価対象」）と評価対象製品と同機能を有する比較対象（以下、「比較対象」）におけるライフサイクル全体の GHG 排出量を基に差分を算定する。

表 1：取組みの目的

	目的
川崎市	川崎市は川崎市内の事業者の取組みによる川崎市域外での削減貢献を「見える化」するとともに、ライフサイクル全体でGHGの排出削減を図っていくこと
滋賀県	低炭素社会づくりへの貢献の視点で、県民等による事業活動評価を可能にし、低炭素社会づくりに貢献する事業者の製品等の選択・使用を通じた奨励・評価につなげること

3. 主な論点について

川崎市及び滋賀県の両取組みを分析し、今後の地方自治体として取組みを進める上で考えられる主な論点を表 2 にまとめた。これらの論点は互いに絡み合っており、単体で論点を解決しても他の項目に影響を生じさせることがある。そのため、取組み全体での整合性の確保が必要となる。なお、カットオフの許容範囲など、LCA で共通の論点はここでは触れず、貢献量評価の地方自治体における取組みに固有の論点を抽出した。

表 2：地方自治体の制度における論点

項目	論点
申請対象者	どのような製品・サービスであっても申請可能であるのか？
貢献量の信頼性	信頼性はどのように担保するのか？
算定範囲	リサイクル効果は考慮して算定すべきか？
貢献量の配分	貢献量はどのように配分するのか？
貢献先	国内・国外等、貢献先の使用条件は違いをつけるのか？
整合性	同時期の類似製品の申請は、どのように整合をとるのか？
機能単位の設定	製品の場合と、エネルギーの場合の時間軸の設定は？
比較対象の設定	普及率を優先するか、バージョンを優先するか？
使用原単位	取組み全体の整合性はどのようにしていくのか？
算定結果の活用	算定結果はどのような活用方法があるのか？

3.1 貢献量の信頼性

貢献量の算定結果における信頼性確保において、両取組では異なる方法が取れられている。川崎市は第三者機関等による確認を行う方法を取っているが、滋賀県は算定条件・方法等を含めた情報を公開することによる一般消費者等からのチェックを受ける方法をとっている。コストや時間をかけることにより信頼性は高くなるが、一方でコストや時間がかけられない場合は申請が困難になる。信頼性とかけるコストや時間の間での妥当なバランスを見つけるには多面的な要素を考慮しなければならない。

3.2 貢献量の配分

製品による GHG 削減貢献は、必ずしも 1 社のみで達成されるケースばかりとは限らない。例えば、複数の部品で構成された製品が、使用段階において省エネ化されることにより得られる貢献量に関しては、研究開発、素材製造、加工、製品組立とそれぞれの立場からの申請が考えられる。事業者間での削減貢献量の配分は一つの論点である。

川崎市では削減寄与率として大きく「研究開発」、「素材加工」、「製品加工」の 3 段階に分けており、申請者自身での寄与率の設定が困難な場合のために、川崎市産業連関表等を活用した寄与率も参考情報として提供している。一方、滋賀県は削減貢献の寄与率を考慮するが、それが困難な場合は自社の役割を記載した上で製品全体での貢献量を算定する。

削減貢献量の配分方法においては各業界・団体での検討もされているが、合意された明確な配分方法がない。

3.3 比較対象の設定

比較対象の設定次第では貢献量に大きな影響を与える。滋賀県のガイドラインでは以下の 3 つにまとめられている。

① 現在生産されている標準的な製品
② 過去の製品
③ 新たな技術による製品が代替した従前の状態

滋賀県は上記の 3 つを任意に選択可能としており、事業者が目的や算定可能性を考慮した上で選択することとなっている。それに対し、川崎市は 3 つの選択はできるようにはなっているが、極力①を選択することとしている。

ここでの論点がよく分かるケースを図 1 に示す。このケースは 2000 年に削減効果のある新たな製品が開発されたと想定した。しかし、現地点(2013)年で普及率は 15%であり、利用されている大半の製品は 2000 年以前より普及している従前の製品である。さらに、製品は年々バージョンアップを繰り返しており旧製品が存在する。このようなケースの場合②、③の選択が考えられ、その選択によっては貢献量に大きな違いを生じる。

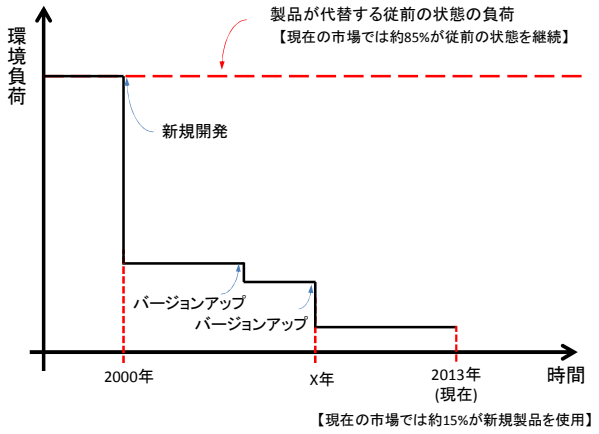


図 1：想定されるモデルケース

3.4 使用原単位

使用する原単位は自社で実測等により収集した一次データと、文献等で公表されている二次データに分類でき、実際の算定においては、二次データを用いて算定されることが多い。この二次データについては、日本国内だけでも複数のデータベースが存在しており、作成方法や品質、作成時期等により数値にばらつきがあるのが現状である。両取組みでは複数の二次データの使用認めており、二次データの選択による貢献量のばらつきがある。この点に関し、川崎市が優先順位を定め申請案件間でのばらつきの低減を図っている。

4. 考察

本報では川崎市及び滋賀県の取組みを参考に、地方自治体が取組む削減貢献量制度の論点を整理した。このような論点を抱える取組みではあるが、域内における産業の環境製品・技術開発の一助となる取組みであり今後これらの取組みのさらなる発展及び展開を期待したい。

5. 引用文献

1) 川崎市:域外貢献量算定ガイドライン,入手先 <http://www.city.kawasaki.jp/300/cmsfiles/contents/0000044/44994/guidline.pdf> (参照：2014-1-8)
2) 滋賀県:滋賀県製品等を通じた貢献量評価手法算定の手引き＜解説編＞, 入手先 ,<http://www.pref.shiga.lg.jp/d/new-energy/files/kouken_tebiki_kaisetu.pdf>

使用実態を考慮した濃縮洗剤の普及による温室効果ガス削減貢献量の検討

Contribution to greenhouse gas reduction due to spread of concentrated detergents considering actual status of the usage

○吉川直樹*[1)]、椛島裕美枝[2)]、天野耕二[1)]
Naoki Yoshikawa, Yumie Kawashima, Koji Amano
1) 立命館大学, 2) イオン
*n-yoshik@fc.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

環境配慮型製品の製造・販売を通じた企業の低尾炭素社会への貢献を評価するため、企業活動の温室効果ガス削減に対する貢献量を定量化する試みがなされている。貢献量評価は、サプライチェーンにわたる環境負荷削減の定量的アピールにより、企業イメージの向上や事業者内部での製品規企画・設計段階での低炭素かに向けた取り組みの加速が期待されている。貢献量評価は、製品 LCA 同様適切な算定手法をとれば、多様な業種にわたり一定の信頼性のある結果を提供することが可能である。

一方、衣料用の家庭用濃縮洗剤は、洗濯機のすすぎ回数の削減を通じて、ライフサイクル環境負荷に寄与することが明らかにされている。ライフサイクルからみた温室効果ガスの削減量は洗濯段階での寄与が最も多いとされる。同洗剤は、複数のメーカーにより製造・販売がなされているが、上記の特徴を鑑みると、洗濯段階における環境負荷削減量については、共通したシナリオを検討することが望ましいと考えられる。シナリオの検討にあたっては、洗濯機の普及状況や濃縮洗剤の使用状況（すすぎ 1 回の設定を行っているのか）等を考慮する必要がある。

そこで、本稿では、消費者アンケートにより消費者の選択行動の実態を把握した上で、濃縮洗剤の普及による温室効果ガスの削減貢献量の評価シナリオについて検討する。

2. 洗濯行動の実態と.環境負荷削減効果

2.1 洗濯行動の実態調査

滋賀県の一般世帯を対象に、家庭での選択行動に関するアンケート調査を実施した[2)]。調査項目は、保有している洗濯機の種類、洗濯頻度、使用している洗剤の種類、すすぎ 1 回の設定方法の認知等である。

アンケート調査の結果、濃縮洗剤を使用していない世帯を含めた世帯において、すすぎ 1 回の設定方法を認知しているのは全体の 63%であり、そのうち実際にすすぎ 1 回設定を行ったことのある回答者は 51%であった。濃縮洗剤をまた 1 週間の洗濯回数については、いずれの季節でも 60%以上の世帯が週 7 回以上と回答した。

すすぎ 1 回設定の認知度は、濃縮洗剤使用している世帯においては、それ以外の世帯に比べ高い。また、設定の実施率についても同様の傾向であるが、実施率は 80%程度であり、一部の世帯は濃縮洗剤を利用しつつも、すすぎを 2 回行っていることがわかった（表 2）。また、すすぎ 1 回の設定方法の認知については、回答者の年齢層が高いほど低くなる傾向であった。

表 1　アンケート調査の概要[2)]

調査地域	滋賀県9市（22地区）
調査期間	2012年11月
調査方法	配達地域指定郵便+郵送回収
配布世帯数	2,000件
回収数	689件（34.5%）
有効サンプル数	684件（34.2%）

表 2　すすぎ回数設定方法の認知度・設定の実行度

	すすぎ1回 設定方法の認知	すすぎ1回 設定の実施
現在濃縮洗剤を使用	95.7%	81.8%
濃縮洗剤使用経験あり	81.6%	69.4%
濃縮洗剤使用経験なし	62.3%	41.1%

2.2 電力消費量の実測調査

滋賀県内の一般世帯 9 世帯を対象として、洗濯時（乾燥を含まず）の消費電力の実測調査を行った。各世帯で日常使用している洗濯機を用い、すすぎ 1 回・2 回時の消費電力をそれぞれ計測した。洗濯 1kg あたり電力消費量の測定結果を図 1 に示す。

全自動洗濯機・縦型洗濯乾燥機では、すすぎ回数の

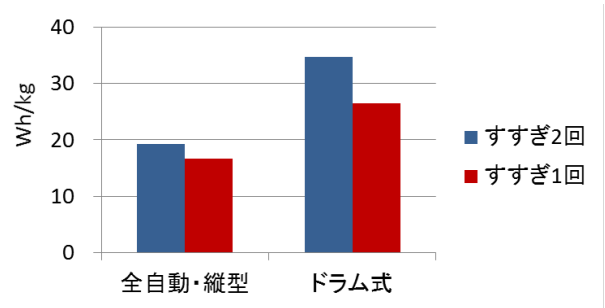


図 1　すすぎ回数別 電力消費由来 CO_2 排出量

削減により 14%、ドラム式洗濯機では 25%の削減が見込まれる。

3. 貢献量評価のシナリオ

3.1 基本的な考え方

貢献量評価においては、カーボンフットプリント等の LCA 手法を援用した環境ラベルと同様、財・サービスの提供主体の直接関わらない、消費者による使用のプロセスについては、同じ製品種別に共通の算定手法・算定根拠を用いるべきであると考えられる。濃縮洗剤では、すすぎ回数の削減が GHG 排出量の削減となることから、洗濯 1 回あたりでみると、類似の製品であればその効果は他製品であっても変わらない。

濃縮洗剤に関して貢献量を算出する際には、貢献量が製品の製造プロセスに依存せず、消費者の洗濯機保有・選択行動に依存するという特性から、下記の点に留意する必要があると考えられる。

a)保有する洗濯機の種類（たとえばドラム式か、縦型か）により、その効果に差が出る可能性がある。

b)消費者の行動（すすぎ 2 回に実際に設定するか否か）によって、その効果が異なる。

c)同一製品であっても、貢献量は洗濯機の性能に依存するため、将来その効果が変動する可能性がある。

d)ベースラインのシナリオ設定によっては、貢献量を洗濯機と濃縮洗剤の間で配分する必要がある。

3.2 洗濯機普及状況や使用実態の要因

2.2 節での結果のとおり、保有する洗濯機で貢献量の算定結果は大きく異なる。貢献量評価で対象とする地理的範囲は、製品の特徴により、プログラムを実施する自治体内から全世界までとりうるが、都道府県や市町村等の比較的狭い地域を対象とする場合については、計算に地域差を反映した場合の結果の差異について検討する必要がある。

ドラム式洗濯機を含む家庭用洗濯乾燥機の世帯普及率は、2 節の調査を行った滋賀県では 40.8%と全国平均の 34.6%より 2 割程度、最も普及率の低い沖縄県（24.1%）より 7 割程度高い[3]。図 3 は、2 節の結果をもとに、ドラム式洗濯機の普及状況やすすぎ 1 回の削減率の変化が GHG 削減にどの程度の影響を及ぼすかを示している。上記の普及率は縦型洗濯乾燥機を含むため、図 3 の数値とは直接対応しないが、2.2 節のアンケートでのドラム式洗濯機・縦型洗濯乾燥機の保有割合(それぞれ 17%・5%)を考慮すると、削減率の差は 0.5%程度であると推定される。また、濃縮洗剤使用者の行動者率を 100%と見積もった場合には、ドラム式洗濯機の普及率が 0%でも 14%の削減効果が得られるが、アンケートによる行動者率（78%）を用いた場合は、ドラム式洗濯機の普及率が 22%程度で同等の効果となる。また、20%以上の削減率を達成するためには、現状の消費電力・行動者率では不十分であり、洗濯機そのものの消費電力削減が必要となる。現在の普及率から判断すると、ドラム式洗濯機の普及率の地域差に比べ、行動者率の設定が貢献量の算定結果に与える影響が相対的に大きいことがいえる。

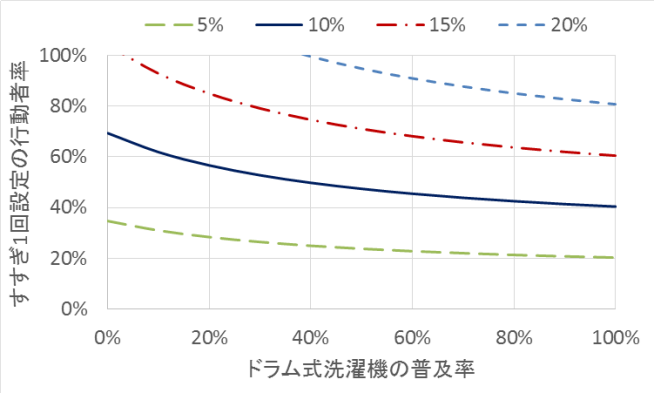


図 3 洗濯機普及状況・行動者率と GHG 削減効果（削減率）の関係

3.3 機能単位の設定

貢献量は製品製造量または販売量ベースで算定されるため、同物量あたりの貢献量を算出する必要がある。濃縮洗剤の洗濯 1 回あたりの使用量は製品や洗濯条件によって変化する。そのため、貢献量の算定においては、洗濯条件に関するシナリオを設定し、洗濯 1 回あたりの GHG 排出削減量を算定したうえで、製品物量あたりの GHG 削減貢献量を算定する必要がある。

4. おわりに

本研究では、洗濯行動の調査結果をもとに、貢献量算定のシナリオ設定の要因が算定結果に与える影響を分析するとともに、シナリオ設定の際に考慮すべき論点を整理した。今後は、洗濯行動の全国調査や水道使用量調査など、シナリオ設定の根拠となるべきデータを充実させる必要がある。

5. 引用文献

1) 花王株式会社:“環境への取り組み”,（オンライン）, 入手先 ＜http://www.kao.co.jp/attack/ecology/index.html>,（参照 2014-1-7）

2) 三谷友里佳, 吉川直樹, 天野耕二: 第 8 回日本 LCA 学会講演要旨集, (2013) , pp 382-383

3) 総務省: 平成 21 年全国消費実態調査

コンパクト衣料用洗剤の LIME2 による環境影響の変遷

The change of environmental impact of compact laundry detergents by LIME2 analysis

○大田和康規[*1)]、三浦泰毅[1)]、伊坪徳宏[2)]
Yasuki Ohtawa, Hiroki Miura, Norihiro Itsubo
1) 花王株式会社, 2) 東京都市大学
* ohtawa.yasuki@kao.co.jp

1. はじめに

近年、地球温暖化に伴い、製品のライフサイクルを通した CO_2 排出量（カーボンフットプリント）が注目される反面、ほかの環境負荷の存在が見えにくくなることが指摘されている。我々は網羅的な環境負荷の影響を可視化できる LIME2 評価を用い、花王のコンパクト衣料用洗剤の変遷に伴う環境影響の評価を試みたので報告する。花王のコンパクト衣料用洗剤は 1987 年に発売され、それ以降、幾度となく改良が加えられている。改良のたびに性能向上や濃縮化が行われ、洗剤量の削減、包装容器の減容化が行われてきた。また、容器の持ち手の改良も行われ、それに伴い樹脂量の削減もされている。これまで CO_2 排出量での環境視点解析は行ってきたが、その他の環境負荷についても確認するため LIME2 評価を行った。評価に際し植物原料の使用に由来する土地改変や土地占有についても考慮し、さらに洗剤成分である界面活性剤の廃棄に関するシナリオについても検討を加えたので以下報告する。

2. 環境影響評価手法

LIME2 は第２版日本版被害算定型影響評価手法であり、環境負荷項目（インベントリデータ）から特性化、影響領域、統合化において評価が可能である。今回、コンパクト衣料用洗剤の評価を行うに当たり、LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法[1)]を参考に、Microsoft 社の Excel を用いて製品のインベントリデータ及び各 LIME2 評価における係数を参考にして影響評価の算定を行った。

3. LIME2 の算定範囲と算定方法

今回算定したコンパクト衣料用洗剤のライフサイクルフローを図 1 に示す。

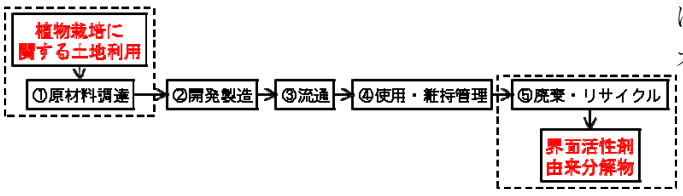


図 1.　衣料用洗剤のライフサイクルフロー

この中で
①原材料調達段階では自社内部調達品、他社からの購入品が含まれ、自社内部調達品については更に素原料までさかのぼって調査した。素原料及び購入品のインベントリデータは文献値、IDEA、産業連関表を利用した。今回新たに植物栽培に関する土地利用について検討したが、それは国連データ（FAOSTAT[2)]）を利用した。具体的な算定方法としては、マレーシアのパームヤシ、フィリピンのココヤシの生産面積と果房の生産量データを用いた。果房 1 トン当たりの土地占有面積はパームヤシの耕作面積を果房の生産量で除算した値を採用した。一方、土地改変面積は毎年耕作面積が拡大していたため算定年の面積を改変面積と想定し、それまでの全生産数量で除算した値とするシナリオとした。得られた果房の土地利用（占有・改変）面積から油脂及び界面活性剤にかかる土地利用までの係数を算定した。
②開発製造段階における電力、蒸気の使用量は自社のデータを採用した。
③物流における小売店までの輸送に関するデータは自社のデータを採用した。
④維持・使用段階では家庭における洗濯機由来の使用水量や使用電力について各年代における洗濯機の実際のデータを測定し、代表的な洗濯機メーカー３社のデータを平均した値を用いた。
⑤廃棄段階では廃棄物の燃焼にかかる燃料や大気排出以外に廃棄時のシナリオとして衣料用コンパクト洗剤に含まれる成分から N、S 元素について着目し、分解工程のシナリオを検討した。
具体的には日本における下水道普及率や下水汚泥の焼却温度、更に排煙脱硫、排煙脱硝率などを考慮して下水汚泥焼却時に発生する N_2O、NOx、SOx や河川などに直接放流されたことによる Total-N に関するシナリオを設定した（図２）。

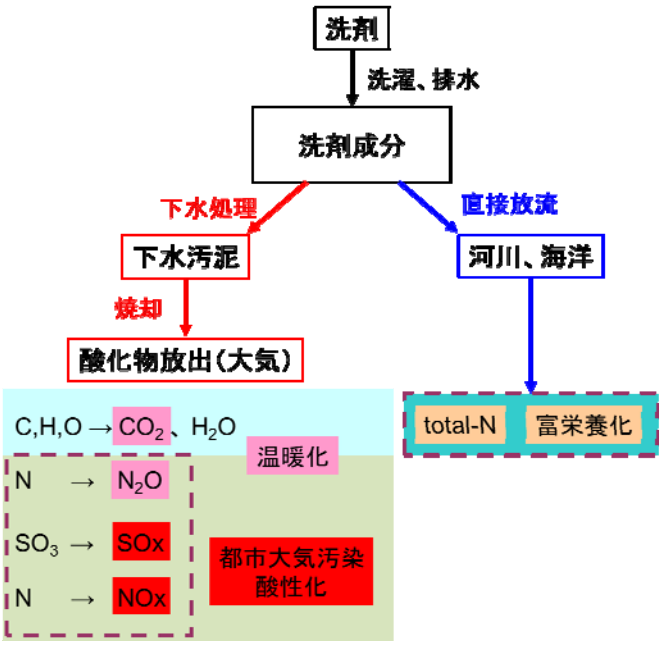


図 2.　洗剤成分の廃棄時のシナリオ

4. 結果と考察

従来型の衣料用洗剤とコンパクト型衣料用洗剤の統合化評価を示す（図３）。

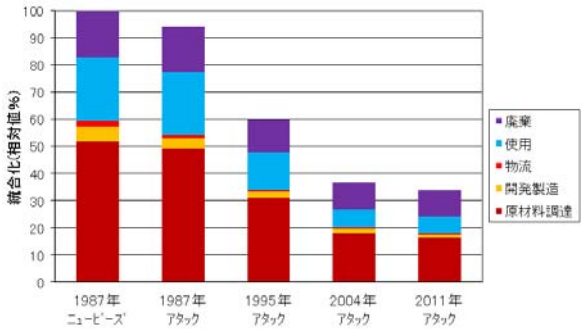


図 3.　コンパクト洗剤の LIME2 統合化評価

図３は従来型の統合化結果を 100 としたときの相対図であり、ライフサイクル段階別で表示している。なお、衣料用洗剤の LIME2 評価の為、使用・維持段階のバウンダリには洗濯行為にかかる電力、水に関するインベントリデータは考慮したが、乾燥工程については除外した。また、洗濯機そのものの製造にかかるインベントリデータは除外している。統合化評価では衣類 1 ㎏当たりの数値で算出した。

洗剤の変遷を順に追ってみると

1987 年アタックは 1987 年ニュービーズと比べて洗剤の濃縮化技術により小型化した。その結果 LIME2 統合化評価は約 6%削減した。これは主に開発製造段階の削減が目立った。

1995 年改良アタックでは洗剤の性能向上により濃縮化と活性剤減量化が実施され、また使用段階では全自動縦型洗濯機の普及により使用水量の削減が行われた。その結果ニュービーズと比べて統合化評価では約 40%削減となった。

2004 年アタックでは更なる性能向上の結果、活性剤減量化、天然系界面活性剤の使用、容器減容化、洗濯機の使用水削減が行われた。その結果ニュービーズと比べて統合化評価では 63%削減した。この時、土地由来の占める割合は約 2%に相当した。

2011 年アタックでは更なる性能向上として活性剤減量化、天然系界面活性剤の使用量削減、容器減容化、洗濯機の使用水削減が行われた。その結果ニュービーズと比べて統合化評価では約 66%削減した。この時、土地由来の占める割合は約 1%に相当した。

今回新たに設定した廃棄段階における下水処理場のシナリオでは N_2O、NOx、SOx については統合化評価ではごくわずかであることがわかった。

5. まとめ

企業は原材料調達段階から廃棄に至るまで製品のライフサイクルにおいて、企業活動に伴う環境負荷を把握し、その低減に努め、社会のサステナビリティ（持続可能性）に貢献することが求められる。今回、1987 年に発売されたコンパクト衣料用洗剤及びその改良の変遷について LIME2 評価を行った結果、原材料調達段階・廃棄段階における低減が確認できた。また、使用段階においても家電メーカーにおける洗濯機の節水・節電効果が表れている結果となった。このようにコンパクト洗剤そのものと洗濯機の進化による環境負荷の影響の低減が示される結果となった。今後は LIME2 を指標に更なる低環境影響な洗剤や洗濯習慣の開発・普及に努めていきたい。

6. 参考資料

1）LIME2-意思決定を支援する環境影響評価手法　社）産業環境管理協会　伊坪徳宏、稲葉敦編

2）国連データ FAOSTAT ホームページ
http://faostat.fao.org/

電子部品・半導体による環境貢献の見える化の取り組み

Approach to computation of environmental contributions by electronic parts and semiconductors

○横山　亮*[1) 2)]、山口　知巳[3)]、成瀬　宏[3) 4)]
Ryo Yokoyama, Tomomi Yamaguchi, Hiroshi Naruse
1) 一般社団法人電子情報技術産業協会部品環境専門委員会, 2) ＴＤＫ株式会社
3) 株式会社東芝, 4) 一般社団法人電子情報技術産業協会半導体環境委員会
*ryoyoko@jp.tdk.com

１．はじめに

地球温暖化による気候変動が将来引き起こすと予測されている深刻な影響が憂慮される中、各国では低炭素化社会を実現するための取り組みが始まっている。

日本の産業界においても、一般社団法人日本経済団体連合会(経団連)を中心に、様々な業界で京都議定書に基づく 2012 年までの二酸化炭素排出削減計画後(2013 年からの「ポスト京都」)に向けた自主行動計画が策定されており、電機・電子業界においても「電機・電子低炭素社会実行計画」の詳細が 2013 年 1 月に公表された。

経団連を中心とした各業界の新たな自主行動計画の特徴は、これまで推進してきた生産活動におけるエネルギー利用効率の向上に加え、製品のライフサイクル的視点によるCO_2排出削減を方針の一つとして掲げていることである。

電機・電子業界の自主行動計画である“ 電機・電子低炭素社会実行計画 ”においては、「生産プロセスのエネルギー効率改善/排出抑制」と「製品・サービスによる排出抑制貢献」の二つを重点取り組みとしている。

２．電機・電子製品の貢献

２．１　低炭素社会実行計画の方針

電機・電子低炭素社会実行計画における貢献量の算定は、電機・電子製品のライフサイクルにおいては製品使用時のエネルギー消費量が最も多いとの知見から、製品使用時を対象範囲としている。

対象として 21 のセット製品またはサービスが選択され、トップランナー基準等を参考にして貢献量算定のための基準（ベースライン）が定められ、具体的な計算方法が実施要領として整備されている。

この実行計画ではセット製品またはサービスだけではなく、電子部品・半導体などのデバイス製品の貢献量についてもセット製品等の貢献の内数として算出しアピールするものとしている。

２．２　中間製品の貢献量算定における課題

製品・サービスによるCO_2排出抑制貢献は、業界の自主行動計画に先立って多くの日系企業が実績値あるいは将来における可能性としての数値を公表している。

これらの企業のほとんどはIT機器、家電製品、自動車などの最終製品メーカーであり、部品や素材メーカーが自社製品による CO_2 排出抑制量の数値を公表し、その貢献を広く社会に訴求するケースはほとんど見られない。これは、部品や素材などの中間製品は機器に組み込まれて使用されるため実際にどれくらい貢献しているかが見えにくく、かつ、機能による貢献の度合いと部品自身の電力消費量が相関しないため、貢献としてのCO_2排出抑制量の算出が困難であるなどの理由による。

しかし、最近では、最終製品の貢献は最終製品メーカーのみによって達成されるものではなく、バリューチェーンに属する企業間の連携により達成されるものであるとの認識が定着しつつあり、最終製品の貢献に対する中間製品の貢献度を求める手法の開発が望まれている。

３．先行検討事例

グリーンIT推進協議会（現在の一般社団法人電子情報技術産業協会グリーンIT委員会）では、ITソリューションによるCO_2排出抑制貢献量をソリューションの各構成要素に配分するための手法の開発に取り組み、その報告書[1)]の中でいくつかの手法とそのメリット/デメリットを示している。

国際化学工業協会協議会（ICCA）と持続可能な開発のための経済人会議（WBCSD）の作業部会により作成され、一般社団法人日本化学工業協会から日本語訳が発行されているガイドライン「GHG排出削減貢献に対する意欲的な取り組み」[2)]では、中間製品製造企業が貢献への寄与率算定を望む可能性、配分手法導入の要否を判断するためのデシジョンツリーなど配分手法を用いる上での基本的な考え方と留意点が示され、今後も配分手法の検討を志向する旨が記されている。

また、最近の半導体分野では、米国の半導体業界が

マクロ経済的視点から半導体業界全体の貢献への寄与率を求める手法の開発に取り組み始めている。

４．電子部品・半導体の寄与率算定手法

４．１ 手法の概要

電子部品と半導体は省エネ家電製品や IT 機器のキーパーツとして機能することで貢献に寄与しているが、単体での貢献量が算定できないものが多くあることから、寄与率を元に部品の貢献量を見積もることとした。

手法の検討を行う上では、公平性、透明性、客観性、検証可能性を有すること、関連業界へも適用可能であること、ダブルカウントを排除できることに留意した。また、寄与率算定の基準の選択においては、企業の活動量と相関を持つこと及び様々な業種に共通して適用できることを要件とした。

これらの要件から考えられる手法は、「価格」を基準とした、「政府発表」の、「係数化で確認可能」なデータを利用するものであり、結論として産業連関表に示される産業間取引金額を活用するものとした。

ただし、本手法はあくまでも産業連関表に記載されているデータを活用しているだけであり、産業連関分析とは異なるものである。

４．２ 計算の手続き

計算にあたっては、最初に産業連関表の項目（分類）を取捨選択し整理する。選択の基準は対象となるセット製品を構成しているかどうかであり、この作業により産業分類レベルのマクロな視点での製品 BOM（Bills of Materials：部品構成表）とそのコスト割合が推定される。

整理してできあがった正方表に対しレオンチェフ逆行列による遡及計算を行い、各構成部材のコスト比率および半製品・最終製品の付加価値額から寄与率を決定する。

この手法の長所は、ダブルカウントを回避できることと、電子部品や半導体がセット製品を構成する直材ではない場合にも、計算の過程で BOM を上流まで遡り寄与率の算定が行えることである。

４．３ 寄与率算出事例

電機・電子低炭素社会実行計画の貢献量算定対象セット製品のうち、主なものに対して今回開発した手法を適用した結果を表 1 に示す。表中の値はセット製品の貢献を 100 とした場合の内数としての電子部品・半導体の寄与率である。

電子計算機などの情報通信機器については寄与率が大きく、エアコンや冷蔵庫などの一般家電製品では寄与率が小さくなる傾向が見られる。

表１ 電子部品・半導体の貢献寄与率試算結果

セット製品名	寄与率	
	電子部品	半導体
テレビ	18.8%	19.5%
冷蔵庫	5.1%	11.8%
エアコン	5.6%	13.6%
クライアント型電子計算機	26.5%	29.0%
複合機	14.3%	23.5%
プリンター	16.9%	25.3%
磁気ディスク装置	24.4%	24.6%
サーバ型電子計算機	26.9%	28.1%

５．まとめ

電機・電子低炭素社会実行計画におけるチャレンジとしてセット製品の CO_2 排出抑制貢献に対する電子部品・半導体の寄与率算定手法の開発に取り組んだ。

公平性、透明性などの手法に対する要件と、企業の活動量と相関を持ち様々な業種に適用可能なことなどの基準に対する要件に留意して検討した結果、産業連関表に記載されている産業間取引金額および付加価値額を元に、BOM とコスト構成を推定し、コスト・価値基準によるモデル分析を行う手法を採用した。

本手法による試算の結果、情報通信機器では電子部品・半導体の貢献寄与率が大きく、一般家電製品では寄与率が小さいという傾向が見られた。

電機・電子低炭素社会実行計画では、本手法を活用し、日本の電子部品業界および半導体業界としての貢献量の見積もりを行う予定である。

６．参考文献

1) グリーン IT 推進協議会調査分析委員会 : グリーン IT 推進協議会調査分析委員会　総合報告書(2008 年度～2012 年度)　～低炭素社会に向けたグリーン IT の貢献～ , (2013) , pp258-319

2) 一般社団法人日本化学工業協会 :「GHG 排出削減貢献に対する意欲的な取り組み」 , (2013)

７．謝辞

本算定手法の策定に際しては、東京大学工学系研究科マテリアル工学専攻、松野泰也准教授・醍醐市朗准教授に研究への多大なご指導・ご協力を頂きました。

この場を借りて深く感謝すると共に、手法開発に際しての理論的・計算上の誤謬等は手法開発者の責に帰するものであることを述べさせて頂きます。

ICT サービスによる環境負荷削減効果推計手法

Methods for Estimating the Environmental Load Reduction Effects of ICT Services

○長尾友美[*1)]，　飯橋真輔 [1)]，櫻井敦 [1)]，田中百合子 [1)]，斉藤景一 [1)]
Tomomi Nagao, Shinsuke Hannoe, Atsushi Sakurai, Yuriko Tanaka, Keiichi Saito

1)　日本電信電話
[*]nagao.tomomi@lab.ntt.co.jp

1. はじめに

地球温暖化の緩和に向けて，ICT(Information and Communication Technology)の利活用による社会全体の環境負荷(CO_2排出量)の削減が期待できることから，NTT グループを含む ICT 企業では，CSR の一環として，社会全体の CO_2排出量削減に対する貢献目標を掲げている [1-2]．この目標達成度管理のためには，企業全体の ICT サービスによる CO_2 排出削減量を評価する必要がある．しかし，限られた経営資源で，企業が提供する ICT サービス個々の CO_2 排出削減量を評価 [3)]し，その評価結果を全て積み上げることは困難である．

上記課題を解決するため，ICT サービスによる CO_2 排出削減量は，売上高や利用者数等の ICT サービスが人の活動に与える影響の規模を表す値(以下，規模量)に比例するという仮定の下，企業全体の ICT サービスによる CO_2 排出削減量を企業全体の ICT サービスの規模量から推計する手法を提案し，NTT グループの ICT サービスを用いて検証した [4-6)]．この検証において，ICT サービスは多種多様であるが，人の移動や物の消費等の CO_2 排出削減効果が大きい活動項目に着目することにより，規模量と CO_2 排出削減量とに相関のあるグループに分類することができ，このグループを用いて企業全体の ICT サービスによる CO_2排出削減量を推計できる事を示した．

しかし，上記で提案した推計手法では，事前に多くの ICT サービスの情報を入手する必要があり，多大な稼働を要する．そこで，本稿では，評価にかかる稼働を抑えるために，企業が一般的に管理している企業情報を用いたグルーピングを検証した．

2. 方法

2. 1　推計式

本稿では，既に提案した推計手法と同様に，ICT サービスをその特徴によりグルーピングし，図 1 に示す通り，そのグループごとに推計式(1)を導出する．

$$Y = a_1 X_1 + a_2 X_2 + \ldots + a_n X_n \qquad (1)$$

Y:ICT サービス全体の CO_2排出削減量
X:各グループの規模量
a: 各グループの規模量あたりの CO_2排出削減量
n:グループの項番

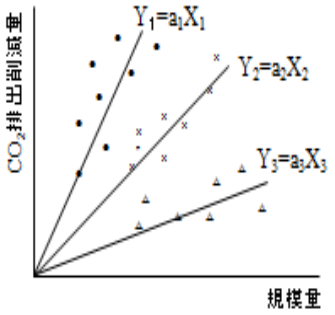


図 1　推計式の導出

2. 2　規模量の選定方法

規模量に用いる企業情報は，組織情報や決算情報を想定しており，各グループの規模量 X は企業情報から一次的に，あるいは，簡易な加工により二次的に得られ，企業が普遍的に利用できる値とする．こうすることで，評価に使用した情報を公開することが可能となる．本稿では，NTT グループの中で ICT サービスの事業規模が比較的大きい企業数社の企業情報を調査し，各グループの規模量の候補を選定する．

2. 3　グルーピングの検証方法

グルーピングの検証には，CO_2 排出削減量を評価済みの NTT グループの ICT サービス 29 件を用いる．企業情報の調査によって選定した各グループについて，CO_2 排出削減量と規模量との相関分析を実施し，グルーピングの妥当性を検証する．

3. 結果

複数社に共通する ICT サービスの事業規模を表す分類方法を調査した結果，ICT サービスの提供先の産業分類を候補とした．産業分類の名称は各社で異なるため，「日本標準産業分類」の名称に統一した．産業分類ごとに入手可能な規模量として，ICT サービスの提供先の産業分類ごとの売上高を候補とした．

NTT グループの ICT サービス 29 件を提供先の産業分類ごとに 5 つの産業分類にグルーピングした．グループごとに CO_2 排出削減量と売上高との相関分析を実施した結果，図 2，図 3，図 4 に示す通り，3 つの産業分類のグループは相関係数が 0.7 以上であった．残りの 2 つの産業分類のグループは，相関係数が 0.5 未満であった．

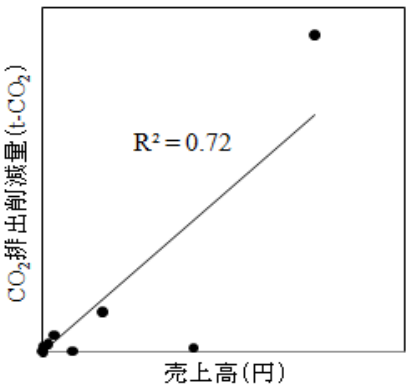


図２　産業分類Ａの相関分析結果

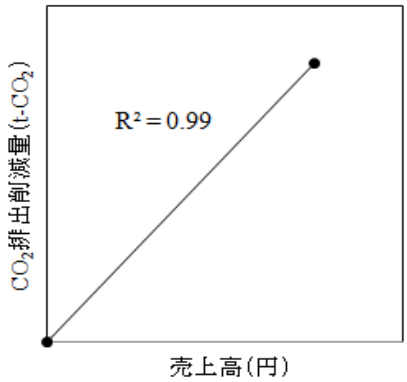


図３　産業分類Ｂの相関分析結果

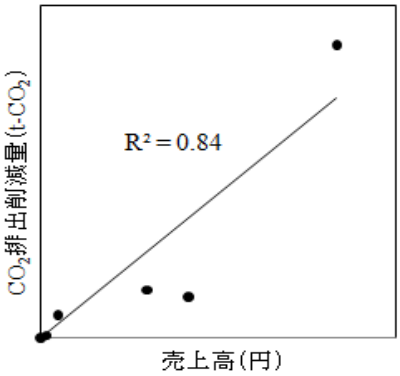


図４　産業分類Ｃの相関分析結果

4. 考察

相関分析の結果から，相関係数が 0.7 以上となった 3 つの産業分類のグループは，推計式の導出が妥当であることが示唆された．さらに，NTT グループ企業の決算情報を基に計算すると，3 つの産業分類の売上高合計は NTT グループの ICT サービスの売上高合計の 50%以上を占めた．このことから，3 つの産業分類のグループごとの推計式を用いることで，NTT グループの過半数の ICT サービスを網羅できる．

一方，相関係数 0.5 未満となった 2 つの産業分類のグループのうち，1 つは，高い相関を得られた産業分類のグループに比べて売上高が小さい ICT サービスで構成されていた．相関分析には端数処理した売上高を用いたことから，売上高が小さい ICT サービスの分析には端数処理の影響が出たと考えられる．もう 1 つの産業分類のグループは，分析に用いた ICT サービスが 2 件であったため，相関分析の対象外とした．

5. まとめ

本稿では，企業全体の ICT サービスによる CO_2 排出削減量を，大きな稼働をかけずに評価，開示するため，企業が一般的に管理している企業情報を用いたグルーピングを検証した．企業情報のうち，ICT サービスの提供先の 産業分類の売上高に着目し，ICT サービスを産業分類によってグルーピングし，産業分類のグループごとに CO_2 排出削減量と売上高との相関分析を実施した結果，NTT グループの過半数を占める 3 つの産業分類のグループに相関があることを導いた．このことから，企業情報上の各産業分類の売上高を用いて，企業全体の ICT サービスによる CO_2 排出削減量を推計可能であることが示唆された．

今後は，相関分析に用いる ICT サービスを増やし，産業分類によるグルーピングの妥当性を確認する．その際，相対的に売上高の小さい ICT サービスで構成される産業分類のグループについては，売上高の端数処理を行わずに分析することを検討する．

さらに，本稿で提案した産業分類によるグルーピングと，既に提案した CO_2 排出削減効果が大きい活動項目によるグルーピングとについて，それぞれのグルーピングを用いた場合の企業全体の ICT サービスによる CO_2 排出削減量の評価および開示にかかる稼働量や，評価結果の確からしさを比較し，NTT グループが掲げる社会全体の CO_2 排出量削減に対する貢献目標の達成度管理に用いる推計手法を選定する．

参考文献：

1) 総務省：“ICT による環境にやさしいまちづくり”，(2010)
2) NTT：“CSR 報告書”，(2013)
3) 社団法人産業環境管理協会：“平成 17 年度情報通信技術（ICT）の環境効率評価ガイドライン”，(2006)
4) 長尾友美 他：“電子情報通信学会ソサイエティ大会”，富山，(2012)，pp.123
5) 長尾友美 他：“電子情報通信学会総合大会”，岐阜，(2013)，pp.152
6) 長尾友美 他：“電子情報通信学会ソサイエティ大会”，福岡，(2013)，pp.103

エコプロダクツの生産地・消費地を考慮した都市の環境評価手法に関する検討

Discussion of Environmental Evaluation Methodology at Urban Level Concerning Production and Consumption Sites of Eco-products

○宮本あずさ*[1)]、松本 亨[1)]
Azusa Miyamoto, Toru Matsumoto
1) 北九州市立大学
* r0551043@eng.kitakyu-u.ac.jp

1　研究の背景と目的

日本国内の企業の中には、エコプロダクツを国内で生産し、それを開発途上国に輸出している企業も多い。エコプロダクツを生産することは生産地の CO_2 排出量を増加させるが、一方で消費地の CO_2 削減に貢献することができる。地球温暖化対策地域推進計画や環境モデル都市のフォローアップ等で都市レベルの CO_2 削減量を算定する必要に迫られている自治体にとっては、エコプロダクツの生産地としての寄与を評価するニーズがある。そこで、生産地・消費地を考慮した評価手法の開発と適用を目指す。表1に関連する４つの手法について、この目的に対する適用限界について考察した。

表 1 関連手法の概要

	手法			
	CASBEE都市	MRV	産業連関分析	Scope 3
適用限界	・国内を想定しているので、海外との再配分は想定外 ・環境効率の算定が目的のため、Qもしも、厳密な算定には重きが置かれていない。	・実務的に適用可能であることが重視されるため、厳密な差分ではない。 ・算定の方法論が用意されていないプロジェクトについては、その都度、提案者が方法論を作成する必要がある。	・社会に存在するすべての財・サービスを約400部門に分類しているため、一つの部門に複数の財・サービスが存在する。そのため、素材・製品別の詳細な分析は困難である。	・国際的に使用可能な手法はまだ確定していない。 ・サプライチェーンを通じて間接的に排出されるGHG算定のために必要な、網羅的な原単位の整備が課題である。

本研究では、生産地・消費地を考慮した上で生産地の寄与を評価する適切な手法を検討することを目的とし、電磁鋼板と高強度鋼板を事例として取り上げ、ライフサイクル評価を適用する。

2　研究手法

事例評価に際し、それぞれレファレンスケース a、レファレンスケース b、プロジェクトケースという 3 つのケースを設定して比較した。ケースはそれぞれ以下のとおりである。

- レファレンスケース a : エコプロダクツを利用しないケース
- レファレンスケース b : エコプロダクツを製品輸出国（消費地）で製造するケース
- プロジェクトケース : エコプロダクツを北九州で製造するケース

図 1 に、本研究の評価対象とするケースごとのプロセスフローとシステム境界を示す。点線内を評価のバウンダリとし、3 つのケースで共通となる部分はバウンダリから除いた。

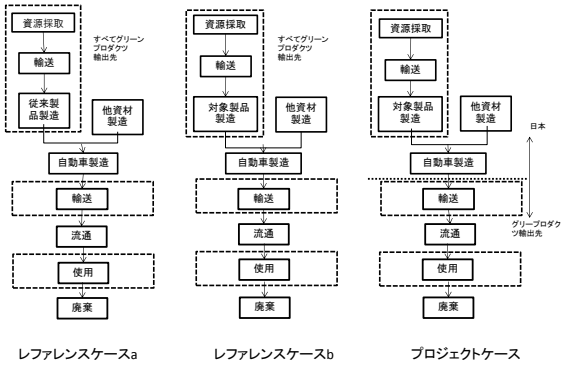


図 1 評価対象のケース設定とシステム境界
※対象製品：電磁鋼板、高強度鋼板

3　電磁鋼板を事例とした検討

3.1　シナリオの設定

電磁鋼板に関して、以下に示すシナリオを設定して検討を行った。

- ケース 1 : 製品（自動車）の輸出国で従来型エンジンを製造し、そのエンジンを利用した自動車を使用する。
- ケース 2 : 製品輸出国でハイブリットカー用のエンジンと、電磁鋼板を用いたモータを製造し、それらを利用したハイブリットカーを使用する。
- ケース 3 : 日本国内で、ハイブリットカー用のエンジンと、電磁鋼板を用いたモータを製造し、それらを利用したハイブリットカーを製品輸出国で使用する。

今回は、エンジンは鉄の重量を計算に用い、また、製品輸出国先を中国とした。

3.2　解析に用いたデータ

日本の鉄製造時の単位工程別の LCI のデータ[1)]、中国の鉄鋼製造時のエネルギー消費量のデータ[2)3)]を活用し、日本・中国での鉄製造時の各プロセスでの資源・

エネルギー投入量を推計した。これらのデータに各国の CO_2 排出係数を乗じて、製造時 CO_2 排出量を推計した。輸送段階の CO_2 排出量は、北九州港と天津港間を船舶で輸送すると仮定し、重量・距離と船舶の CO_2 排出係数より推計した。また、使用時の CO_2 排出量は、同クラス重量のガソリン車とハイブリット車において総走行距離を 5 万キロと仮定し、ガソリン消費量とガソリンの CO_2 排出係数より推計した。

中国における CO_2 排出係数については、中国原燃料発熱量[4]と発熱量あたり CO_2 排出係数[5]より推計した。推計が困難なものについては、MiLCA[6]におけるインベントリデータを利用して求めた値で代用した。

3.3　解析結果

3 つのケースにおける CO_2 排出量の推計結果は図 2 の通りである。生産地の CO_2 削減効果の算出については、以下のように考え行った。

生産地の CO_2 削減寄与量＝電磁鋼板使用時の CO_2 減少分＋輸出国先における電磁鋼板製造時 CO_2 と生産地における電磁鋼板製造時 CO_2 変動分＋輸出時の CO_2 増加分

この結果、電磁鋼板製造における生産地の CO_2 削減寄与量は 8,145kg-CO_2/台と推計された。

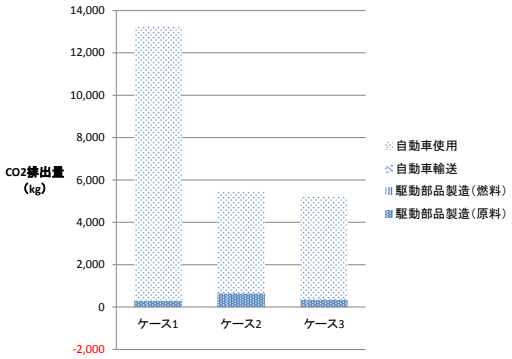


図 2 CO_2 排出量推定結果（電磁鋼板）

4　高強度鋼板を事例とした検討

4.1　シナリオの設定

高強度鋼板に関して、電磁鋼板と同様の考え方でシナリオを設定して、3 つのケースについて検討を行った。今回の検討では、製品輸出国先を中国とし、高強度鋼板はサスペンションアームとサイドパネルに使用されるとして検討した。

4.2　解析に用いたデータ

高強度鋼板製造時の CO_2 排出量は、冷延鋼板と熱延鋼板の製造時のエネルギー投入量に CO_2 排出係数を乗じて推計した。鉄の製造・輸送・使用の各段階における CO_2 排出量は、3 章と同様の手順で推計した。

4.3　解析結果

3 つのケースにおける CO_2 排出量の推計結果は図 3 の通りである。また、電磁鋼板と同様に高強度鋼板の製造における生産地の CO_2 削減寄与量を算出した結果、3.2kg/台と推計された。

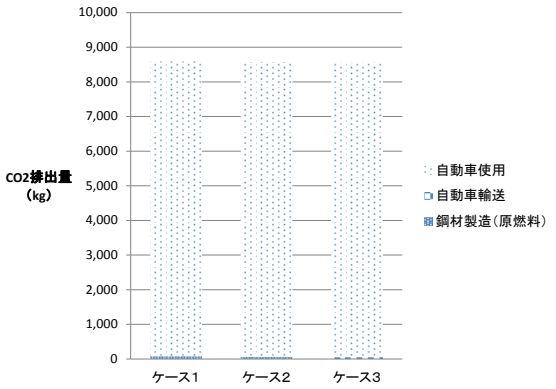


図 3 CO_2 排出量推定結果（高強度鋼板）

5　まとめと課題

本研究では、エコプロダクツ製造拠点が立地している都市の温室効果ガス排出削減量を算出するために、LCA において生産地・消費地を考慮したシナリオを設定し、その差分から生産地寄与分を推計する手法を検討した。シナリオ設定に際しては、エコプロダクツを日本で製造して輸出するケースのほか、従来型製品を輸出国で創造するケース、エコプロダクツを輸出国で製造するケースを比較対象とした。

今回十分データが得られなかった中国における CO_2 排出係数の制度向上や、高強度鋼板の原料を冷延鋼板・熱延鋼板としている点などの改善していく必要がある。また、他のエコプロダクツについても検討することで、手法の汎用性を確認する必要がある。

6　参考文献

1) 独立行政法人物質・材料研究機構エコマテリアル研究センター: 鉄スクラップの消費動向とその拡大技術シナリオのＬＣＡ的検討, (2004)
2) 地球環境産業技術研究機構：2010 年時点のエネルギー原単位の推計, (2012)
3) 日本鉄鋼連盟：各国の鉄鋼生産量 2010, (オンライン), 入手先 < http://www.jisf.or.jp/>
4) 国家統計局能源統計司, 中国能源統計年鑑 2012, 中国統計出版社, 中国北京市, (2012)
5) IPCC: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume2 Energy IPCC, (オンライン), <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html >
6) 産業環境管理協会, MiLCA, 産業環境管理協会, 東京, (2010)

都市の価値及び環境負荷の定量評価手法

Development of quantitative evaluation method about value and environmental impact for cities

○藤井　秀道*[1)]、永野　友子[1)]、山内　崇裕[2)]、千葉　洋[1)]
Hidemichi Fujii, Tomoko Nagano, Takahiro Yamauchi, Hiroshi Chiba
1) 株式会社富士通研究所, 2) 富士通株式会社
* hidemichifujii@jp.fujitsu.com

1. はじめに

近年、都市部への人口流出による過疎化・少子高齢化により、中山間地域の自治体では多くの課題に直面している。具体的には、農林業の後継者不足から耕作放棄地が増加する点や、近隣の小売店が閉店したことによる買い物難民の増加が挙げられる。一方で、都市部では、人口の集中により交通渋滞や地価の高騰により快適な居住空間が確保できないなど、中山間地域とは異なる課題も生じている。加えて、自治体が抱える課題は多様であり、その多くは立地場所や産業構造などの地域特性に依存する。これらの課題に対して、保有する地域資源などの特徴を把握、それを利活用することで解決している自治体もあり、こうした事例は成功事例として紹介されている。

地域活性化の取組みは、これまで多くの自治体で実施されてきたが、その中には成功した事例がある一方で、想定通りに効果が得られなかったケースも存在する。想定通り効果が得られなかった要因の一つとして、地域特性が異なる自治体の成功事例を参考としたため、活性化に必要となる自身の地域資源を十分に活用できなかった点が考えられる。従って、自治体の地域特性や課題の類似性が高い場合には、施策効果においても近似した効果が期待できると考えられる。よって、効果的な成功事例を選定するためには、類似する自治体を判別することが必要と言えよう。

こうした問題意識に基づき、本研究では類似する自治体の判別方法の構築を目的とし、その前段として判別方法を実施するために必要となる都市の価値及び環境負荷の定量的評価を、環境、社会、経済の視点から包括的に実施する手法の開発を行った。

2. 先行研究

これまでの先行研究において、多くの都市評価指標が開発されてきた[1,2,3)]。著者らも、20を超える国内外の都市評価指標をレビューし、指標のコンセプトや評価項目についての確認を実施してきた(山内他, 2013)[4)]。既存指標を確認した結果、多くの都市評価指標において、評価対象として想定する場所を都市部に着目しており、中山間地域の課題や地域特性を明示的に考慮した評価指標は見られないことが明らかとなった。

しかしながら、自治体の特性や課題は、人口構成や産業構造など、1つの側面からだけでは把握することは難しく、環境、社会、経済の側面から複合的に把握する必要があると考える。そのためには、目指すべき都市のイメージ、それを実現するために活用できる地域資源を含めて、複数の評価指標を用い多面的に都市の価値をとらえることが重要となる。

特に、産業構造や人口構成が異なる二つの自治体において、抱えている課題や、目標とする水準は異なる。しかし既存の都市評価指標では、各自治体が持つ異なる特性を明示的に考慮できておらず、同一の尺度での相対比較によって評価を実施している。例えば、中山間地域を、全国の自治体と比較した場合には、都市部の自治体との比較が含まれるため経済の評価項目では、相対的に低い値になる傾向にある。一方で、環境を評価する指標として使われている林野面積比率は、都市部に比べ中山間地域で高いため、環境の評価結果は良くなる傾向にある。以上より、中山間地域と都市部の比較結果から得られる新たな気づきは限定的であり、有用となる情報は少ないと言えよう。従って、中山間地域では、都市部との比較ではなく、同様の課題を持つ自治体内での比較を行うことが、自治体自身が政策立案や戦略決定を行う際に有用になると考える。

3. 実証研究フィールド

本研究では、宮城県七ヶ宿町を実証研究の場として、中山間地域特有の課題をとらえ、地域特性に合わせた評価指標を選定し、類似自治体との比較を可能とする評価手法を開発した。具体的には、七ヶ宿町でのインタビュー調査を通じて、中山間地域特有の課題や重要視する評価項目を選定するとともに、相対評価を実施する際の比較対象となる地域の選択方法について、現場のニーズを反映した手法を構築した。本評価手法を用いることで、環境、社会、経済の項目での総合評価のみならず、地域のニーズにあった評価指標を選択し、類似する自治体間の比較を可能にした。

七ヶ宿町での調査より、町が重要視している以下の11項目について本研究では評価を行う。経済性の評価

項目として、財政、雇用を採用した。また、社会性の評価項目として、健康、平均寿命、防犯、交通安全を採用した。最後に、環境の評価項目として、森林、農地管理、省資源、低炭素、下水道普及の項目を採用した。ここで環境は、環境の価値を示す環境質(森林、農地管理、下水道普及)と、負荷を示す環境負荷(省資源、低炭素)の二つの項目を含んでいる。使用した評価項目は、すべて政府公開データの値を加工して利用したものである。

4. 分析手法

既存の都市評価指標では、主に他自治体との相対比較による評価手法、もしくは指標によって定められたベンチマークとの比較による評価手法を採用している。しかし、自治体が定める目標や時間変化に伴う都市の変化については、明示的に評価結果に反映されていない。

一方で、評価対象地域が持つ価値観や戦略が評価指標に反映されれば、行政管理を実施するうえで有用な評価ツールとして、活用が期待できると考える。そこで、本研究では、都市の評価を行う視点を次の三つの視点によって実施する。

一つ目は、自治体が掲げる目標に対しての達成度によって評価を行う視点である。この視点で都市を評価することにより、行政運営の評価を包括的に実施することが可能となる。二つ目の視点として、他自治体との相対比較によって評価を行う視点である。相対比較を行うことで、自治体の相対的なポジショニングを明らかにすることが可能となる。加えて、相対評価の結果から評価結果が優れている自治体を明らかにすることで、なぜ優れているのかを深堀するための気づきを得ることが期待できる。三点目として、時間変化を考慮した評価の視点であり、過去との相対比較によって実施することができる。時間変化の視点で評価を実施することで、施策の導入前後における効果の検証を行うことが可能となる。

加えて、上記 3 つの視点から得られた評価結果に対して、クラスター分析や自己組織化マップなどの解析技術を適用することで、都市の特性の近似性を、目標達成度、相対比較、時間変化の三つの視点から分類を行うことが可能となる。

5. 分析結果

本研究の分析結果を図 1 に示す。図 1 は相対比較の評価手法を適用し、宮城県七ヶ宿町の 2010 年度の評価結果を示したものである。

図 1 より、宮城県七ヶ宿町では、比較対象の 127 町村の中では、財政と下水道普及の項目で高いスコアを有していることが分かる。加えて、平均寿命や森林の項目においても、比較的高いスコアとなっている。一方で、防犯の評価項目においては他項目に比べて、スコアが低下していることが明らかとなった。

本分析結果から、町の魅力や課題を定量的に評価することが可能であり、自治体内部において町の現状を把握し情報を共有するツールとして活用が期待できる。

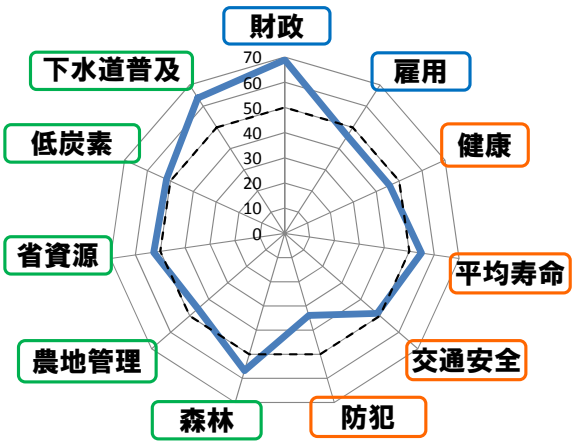


図 1 宮城県七ヶ宿町の評価結果

(注) 値は人口 5,000 人未満、一次産業が 20%以上の自治体 127 町村を比較対象とした時の偏差値である。点線は、偏差値が 50 の点を結んだものであり、参照用に記載している。

6. 今後の取り組み

富士通研究所では、今回紹介した取り組みを通して、持続可能な都市の構築に向けた技術開発を行っている。今後は、今回紹介した評価手法から得られる評価結果を適用し、多様な視点による都市の類型化を行うことで、自治体の特性や保有する地域資源に適した施策の提言に有用となる情報を提供可能なツール構築を行う。

引用文献

1) Kawakubo S., Ikaga T., Murakami S.: International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development, 2(4), (2011), pp. 293-301.
2) Sharifi A., Murayam A.: Environmental Impact Assessment Review, 38, (2013), pp. 73-87.
3) Haapio A.: Environmental Impact Assessment Review, 32(1), (2012), pp. 165-169.
4) 山内崇裕, 朽網道徳, 永野友子, 藤井秀道: 雑誌 FUJITSU, 64(6), (2013), pp. 714-722.

越境移動を考慮した $PM_{2.5}$ の健康被害係数の推計

Estimation of human health damage factors due to emission of $PM_{2.5}$ considering trans-boundary movement

○湯龍龍*[1)]、永島達也[2)]、長谷川晃一[2)]、大原利眞[2)]、須藤健悟[2)]、伊坪徳宏[2)]
Longlong Tang, Tatsuya Nagashima, Kouichi Hasegawa, Aya Sugiyama, Toshimasa Ohara, Kengo Sudo, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) 国立環境研究所, 3) (株)中電シーティーアイ, 4) 名古屋大学大学院
* tang@tcu.ac.jp

1. はじめに

$PM_{2.5}$ は半球スケールで移動するため、特定地域で排出される大気汚染物質による健康影響を推計するには、その越境移動を考慮してより広範囲で捉える必要がある。既存の LCA における $PM_{2.5}$ の健康被害係数は、主に国内における排出高度の違いや農村と都市の違いなどが議論されるものの、大陸間レベルの越境移動を考慮した検討はまだない。一方、全球大気化学輸送モデルは、大気化学反応と大陸間のエアロゾルの移動が表現可能のため、ある地域の大気汚染物質排出による世界範囲での濃度上昇が予測可能である。本研究は全球化学輸送モデルを用いて、全世界 10 地域の健康被害係数を算定したうえで、越境移動による影響を明らかにすることを試みる。

本研究では、全球大気化学輸送モデルを用いて、地域別、大気汚染物質別の健康被害係数の算定枠組みを構築することを目的とする。更に、全世界を10地域に分けて、本手法を用いて地域ごとの健康被害係数を算定する。

2. 方法とデータ

2.1 評価の枠組み

本研究では、一次大気汚染物質 OCBC (Organic Carbon, Black Carbon)の追加排出による $PM_{2.5}$ と、SO_2、NO_x の追加排出によって生成される二次的な $PM_{2.5}(SO_4^{2-})$、$PM_{2.5}(NO_3^-)$の濃度増加による健康影響の被害係数を算定する。健康影響の指標は LCA 研究で一般に用いられる DALY (disability adjusted life year)を採用した。大気汚染物質の排出地域は世界 10 地域に分けた（図 2)。

被害係数は式 1~3 のように定義した。主な算定手順について、まず、ある地域より単位量大気汚染物質の排出による世界における二次汚染物質の濃度増加を、全球大気化学輸送モデルを用いて推計した。次に、国別に濃度増分と濃度反応関係(CRF: Concentration response function)の積で、死亡率と罹患率の増分を算定した。最後に、死亡率と罹患率の増分に人口データと 1 件当たり DALY を乗じて、DALY の増分を算定した。

$$DF_{r,p} = D_{r,p,mortality} + D_{r,p,morbidity} \quad ...(式1)$$

$$D_{r,p,mortality} = \sum_i \left(\Delta C_{p,r,i} \times R \times M_c \times P_i \times S_w\right) \quad ...(式2)$$

$$D_{r,p,morbidity} = \sum_i \sum_d \left(\Delta C_{p,r,i} \times R_d \times P_{d,i} \times S_{d,w}\right) \quad ...(式3)$$

$DF_{r,p}$: 地域 r より物質 P の追加排出による健康被害係数 (DALY/kg).

$D_{r,p,mortality}$: 地域 r より物質 P の追加排出による死亡健康被害(DALY/kg).

$D_{r,p,morbidity}$: 地域 r より物質 P の追加排出による疾病健康被害(DALY/kg)

$\Delta C_{p,r,i}$: 地域 r より物質 P の追加排出によるグリッド i 別の $PM_{2.5}$ 年平均濃度の増分 ($(\mu g/m^3)/kg$).

R: $PM_{2.5}$ 濃度上昇あたりの成人全死亡の死亡率の増加率 (%/(μg/m3)).

M_c: 国 c のベース死亡率 (case/cap).

P_i: グリッド i の成人人口 (cap).

S_w: 14 WHO sub-regions 別の死亡一件あたりの DALY (DALY/case).

R_d: $PM_{2.5}$ 濃度上昇あたりの疾病 d の罹患率の増加量 ($(case/cap)/(\mu g/m^3)$).

$P_{d,i}$: 疾病 d, グリッド i の人口 (cap).

$S_{d,w}$: 14 WHO sub-regions 別疾病別の一件あたりの DALY (DALY/case).

2.2 単位量排出による濃度増分の算定

単位量の追加排出による濃度増分の算出方法は、まず、MIROC-ESM 2010 モデル[1)]に 2000 年の世界の大気汚染物質排出量データ(EDGAR4.2)を与えて、エアロゾルの世界年平均濃度を推計し、次に、ある地域においてある大気汚染物質のみ 20%増加させて、エアロゾルの世界年平均濃度を算出した。最後に、両濃度の差分を排出増加量で除して算出した。用いた MIROC-ESM 2010 モデルの概要は湯ら(2013)の LCA 学会研究発表会講演要旨集[2)]を参照されたい。

2.3 濃度増加から DALY までの算定

疾病別の CRF は地域間で異なる傾向はみられるが、地域別に評価できる十分な情報が得られなかったため、ExternE 2005 が整理した値を全世界に適用した（表 1)。人口データは Gridded Population of the World Version 3 (GPWv3)が提供するグリッドデータを活用した。死亡率は WHO2004 の国別データを使用した。発病或は死亡 1 件あたりの DALY も域間の違いがあるものと考えられるため、WHO sub-regions の 14 地域別に推計した。推計方法は湯ら(2013)を参照されたい。

表１　死亡及び疾病別の CRF

Disease	Affected age groups	Concentration response function %/(μg/m^3)	Concentration response function (case/cap)/(μg/m^3)	Size of particulate Matter
Chronic mortality	adult only	7.5×10^{-1}	-	$PM_{2.5}$
Chronic bronchitis	adult only	-	2.7×10^{-5}	PM_{10}
Medication usage (with asthma)	4.5% of adult	-	9.1×10^{-2}	PM_{10}
	20% of child	-	1.8×10^{-2}	PM_{10}
Lower respiratory symptoms	30% of adult	-	1.3×10^{-1}	PM_{10}
	child	-	1.9×10^{-1}	PM_{10}
Restricted activity days	adult only	-	9.0×10^{-2}	$PM_{2.5}$
Respiratory hospital admissions	all ages	-	7.0×10^{-6}	PM_{10}

3.　結果と考察

3.1　単位量排出による濃度増分

図 1 に欧州を例に、一次汚染物質(OCBC)と二次汚染物質(SO_2, NO_x)の追加排出による $PM_{2.5}$ 濃度の増分を示す。いずれの物質も偏西風の影響により発生源より東へ輸送される傾向が見られた。$PM_{2.5}(SO_4^{2-})$は $PM_{2.5}(NO_3^-)$より移動範囲が広く、ロシアの一部と中東地域に影響するものと推計された。一方、$PM_{2.5}$(OCBC)は一次汚染物質であるものの、欧州以外の地域へ移動が見られた。また、その濃度は二次汚染物質より 1 桁大きかった。

他の地域について、ロシア、中東、インドと中国は欧州と同様に偏西風の影響を受けるが、赤道に近い中南米とオセアニア地域では貿易風の影響が顕著であった。地域間の濃度増分は、増分を総排出量で除した値のため、直接比較は困難であるが、中国、北米、インドは総排出量が大きいため、日本、欧州などの地域より低かった。

3.2　物質別、地域別の被害係数

図 2 と図 3 にそれぞれ 10 地域の被害係数とその地域別内訳を示す。物質間の違いについて、NO_x と SO_2 の被害係数は近いが、OCBC はそれらの約 5 倍大きかった。これは主に OCBC の追加排出による $PM_{2.5}$ 濃度の増分が大きいためである。一方、$PM_{2.5}$ の移動による影響も見られた。多くの地域においては $PM_{2.5}(SO_4^{2-})$の移動範囲が大きかったため、排出地域外で生じる被害が合計被害に占める割合が大きかった。しかし、一部地域、例えば、ロシアとアフリカでは、排出源の位置が隣の地域との境界に近いことから、一次粒子に関しても、被害係数に占める排出地域外被害の割合が大きい場合もあった。

地域間の違いについて、いずれの物質においても、およそ 1 桁の差が算定された。中国とインドは排出量あたりの濃度増分が低いものの、排出地域内の暴露人口と

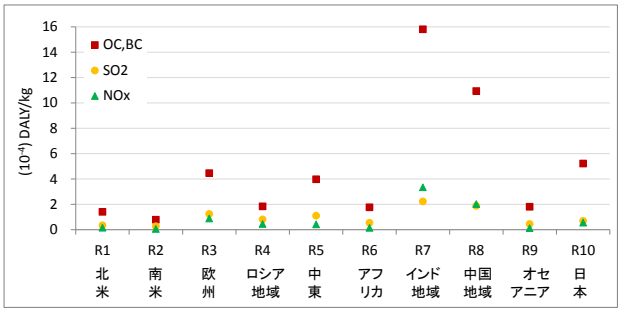


図２ 物質別、地域別の健康被害係数

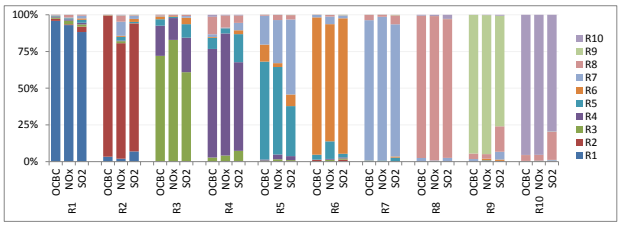


図３ 越境移動による健康被害係数への影響

DALY/case が大きいため、両地域の DF が最も大きかった。一方、欧州、ロシアと中東は地域外の被害割合が大きかった。特に中東地域では、インドへの影響によって、地域外被害が最も大きい地域となった。これら地域において、越境大気汚染を考慮しない場合は、健康被害が約 25%~60%の過小評価になることが示唆された。

4.　おわりに

本研究では、全球大気化学輸送モデルを用いて、$PM_{2.5}$ の越境移動を考慮した地域別、大気汚染物質別の健康被害係数の算定枠組みを構築した。本手法をもとに、SO_2, NO_x, OCBC を対象とした 10 地域別の健康被害係数を算定した。いずれの物質の健康被害係数も地域間で約 1 桁の差が算定された。特に欧州、中東、ロシア地域においては、$PM_{2.5}$ の越境移動による被害係数への影響が大きいため、排出地域での影響しか考慮しない既存研究は過小評価していることが明らかになった。

参考文献

1)　Watanabe et al.: MIROC-ESM 2010: model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. Geosci. Model Dev. 4, (2011), pp. 845-872
2)　湯ら: 第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, (2013)

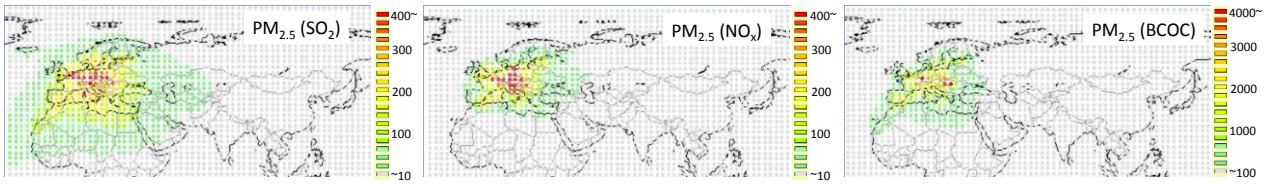


図１　欧州地域における SO_2, NO_x, BCOC の追加排出による $PM_{2.5}$ 濃度の増分 (単位：10^{-12} (μg/m^3)/kg)

土地利用に関わる水資源利用可能性への影響とウォーターフットプリント

The effect of land use on freshwater resource availability in water footprinting

○本下晶晴*1)、田原聖隆 1)、稲葉敦 2)
Masaharu Motoshita, Norihiro Itsubo, Kiyotaka Tahara, Atsushi Inaba
1) （独）産業技術総合研究所, 2) 工学院大学
*m-motoshita@aist.go.jp

1. はじめに

生産拠点が世界の様々な地域に展開される中で、水資源に対する需要増加が予測されている。一方で、水資源は遍在性があり、地域により水資源賦存量と需要とのバランスの状況は異なる。そのため地域によっては水需要に対して供給量が不足する可能性が考えられ、こうした水資源の利用に関わる環境影響をサプライチェーン全体で分析・管理する必要性から、ライフサイクルにおける水利用に関わる影響を定量化するための手法としてウォーターフットプリントが注目されている。ウォーターフットプリントは国際標準規格化がすすめられているが、規格案作成の議論では取水に伴う使用/消費による水資源の量的な不足による影響だけでなく、水系への汚染物質の排出などのように水資源の利用可能性を左右するあらゆる項目を考慮する必要性が指摘されている。

水資源の利用を制限する活動として、水資源の量的な使用・消費、汚染物質の排出による水質低下については国際標準規格化においても具体例とともに指摘されている。一方、地表面の被覆を改変・占有する土地利用も、降水による地下浸透や地表面流出、土壌からの蒸発散などの水循環の構造に影響を与え、結果として地下水の利用可能性を制限する可能性がある。本研究では、これまでに十分な議論がなされていない土地利用に関わる水資源利用可能性の変化と、ウォーターフットプリントの分析において算定される水資源量について取水に伴う使用/消費や水系汚染との比較を行うことで、土地利用に伴う水資源の利用可能性への副次的な影響の重要性について分析を行った。

2. 分析方法

2.1 影響評価モデルの評価対象

土地利用に関わる水循環への影響としては、蒸発散量の変化による降水パターンの変化、地表面流の一時的な増加、湖沼等への流出水量の変化など、様々なものが考えられる。本研究では、特に地表面被覆の人工的な変化の結果として降水の地下浸透量の変化に着目し、その結果として変化する地下水資源量の変化を評価対象として選定した。人工的な土地利用形態として、国土数値情報[1]に準拠して森林、荒地、水田、その他の農用地、建物用地の 5 区分を対象とした。

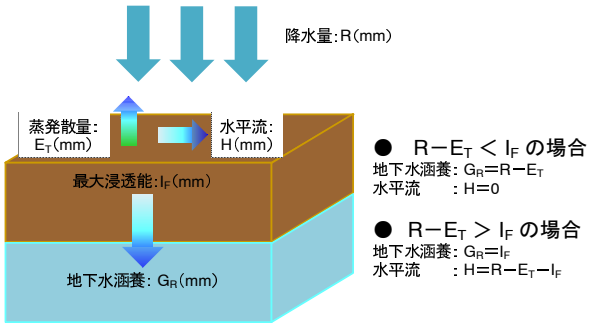


図 1 水収支モデルの概念図

2.2 影響評価モデルの概要

人為的な土地利用に関わる地下水涵養量の変化を算定するため、図 1 に示すような水収支モデルを設定した。評価対象は日本全域の陸地を対象として、1km×1km メッシュ単位をベースとして、降水量、蒸発散量、土地利用区分別の地下浸透能を用いて地下水涵養量を算定した。

1 時間ごとの気象データを基に、降水量と蒸発散量の差分（P−E_T：図 1）を求め、これが各土地利用区分における地下浸透能（I_F）以下であれば全量（P−E_T）を地下水涵養量（G_R）とし、降水量と蒸発散量の差分が地下浸透能を超える場合は地下浸透能を地下水涵養量とし、残りは水平流として流出するものと仮定した。なお、流出した水平流は隣接するメッシュに流入するため、隣接するメッシュにおける地下水涵養量に影響を与える可能性があるが、ここでは隣接するメッシュ間での相互作用は考慮しないものとした。涵養量の損失を評価する上でのベースラインは、各メッシュにおける森林と荒地の割合に応じて自然状態での涵養量を推定し、そこからの損失量を土地利用に伴って影響を受ける涵養量として評価した。

2.3 生産活動における土地利用に由来する利用可能な水資源量の変化

ウォーターフットプリントの分析において土地利用に関わる影響を考慮した場合に評価結果がどのように変わり得るのかについて分析するため、生産活動における土地利用に由来する利用可能な水資源の変化量を算定した。2005 年産業連関表（108 部門）の産業部門をベースとして、各産業における生産額あたりの土地占有面積を都道府県別に求め、前節で算定した 1km^2 メッシュごとの土地利用区分別地下水涵養の変化量を都道府県別に平均して乗じることで、都道府県別の各産業における生産額あたりの土地占有による地下水涵養量の変化量を得た。得ら

れた都道府県別のすべてのデータを集計することで日本全体における各産業部門の生産活動に関わる土地利用による地下水涵養量を求め、2005 年産業連関表（108 部門）の逆行列（I-A）$^{-1}$ により間接効果も含めた原単位を作成した。各産業における生産額あたりの土地占有面積については、堀口らの事例[2]に準拠して都道府県別に算定した。

2.4　取水、排水による利用可能な水資源量の変化

土地利用に関わる影響との比較のため、取水、排水による利用可能な水資源量の変化については小野ら[3,4]により開発された産業連関表ベースの原単位データを用いた。取水による影響については、消費された水量のみを評価対象とし、排水中に含まれる汚染については窒素、リンを対象として環境基準に対する排水濃度の比率に応じて希釈するための水量が必要になるものと換算して仮想的に算出された水消費量を分析に用いた。

3.　土地利用に関わる水資源利用可能量への影響分析結果とウォーターフットプリントへの影響

3.1　土地利用に関わる水資源利用可能性への影響

人為的な土地利用による地下水涵養の変化量について、日本全国の平均値としては建物用地では 0.97（$m^3/m^2/yr$）と算定され、平均年間降水量と比較すると約 58%となり、人為的な地表面被覆の変化によって大きな割合の地下水涵養量が失われていることが分かる。一方で、図 2 に示す単位面積当たりの土地占有による地下水涵養量の変化の分布図（建物用地の例）から分かるように、地域によって降水量や蒸発散量の違いによって影響は異なっており、最大で約 70 倍程度の違いが確認された。

3.2　ウォーターフットプリントの分析における影響

日本全体の産業活動において、取水に伴う水消費、排水による水系汚染による水利用可能量への影響、人為的土地利用による水利用可能量への影響、それぞれの影響の程度を比較するため、各産業部門における年間の生産額を基に 1 年間に消費される、または影響を受ける水利用可能量をそれぞれ算定した（直接分のみ）。取水起因の水消費量が最も多く約 779 億（m^3）、水系汚染による影響が約 312 億（m^3）、土地利用による影響が 102 億（m^3）と算定された。取水起因の水消費では農業および水道、電力事業などの部門が大半を占め、水系汚染でも農業部門が大半を占めていた。一方、土地利用については、サービス業など 3 次産業が多くの割合を占め、取水起因の水消費や水系汚染とは異なる傾向がみられた。

間接分も含めた各産業部門の活動による水利用可能量への影響について、取水による水消費、水系汚染、土地利用の影響の内訳を図 3 に示す。農林水産業、食品加工業、水道・電力事業などでは取水による水消費の影響が顕著に見られる一方、工業製品の製造業では水系汚染の影響が相対的に大きな割合を占め、鉱工業、商業、サービス業などでは土地利用による影響が小さくないことが分かる。

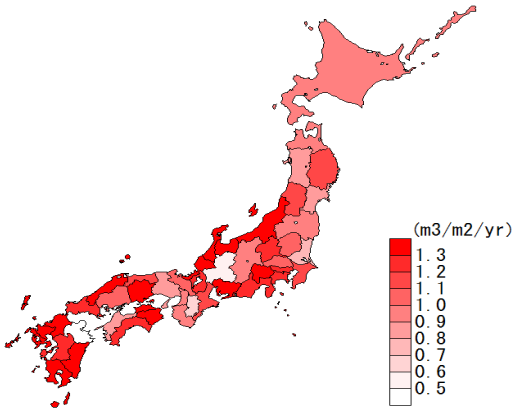


図2　建物用地単位面積あたり利用可能な水資源の変化量分布

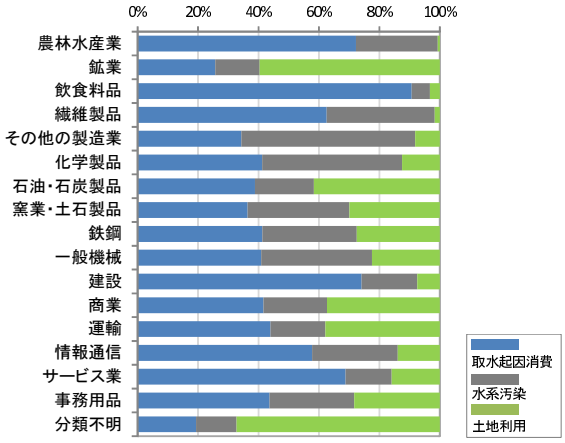


図3　産業部門別の水利用可能性への影響の内訳

4.　おわりに

人為的な土地利用に関わる水資源の利用可能量への影響については、日本全体の生産活動においては取水による消費や水系汚染による影響に比べるとその影響は相対的に小さい。しかしながら、産業によっては取水による水消費や排水による水系汚染が少なく、相対的に土地利用による水利用可能量への影響が大きくなるものもみられる。また、土地利用による水利用可能量への影響には地域による違いが大きく見られており、上記のような土地利用に関する感度の高い産業の立地条件によっては、その影響が小さくないことも考えられる。今回の分析ではインベントリ分析だけに留まっており、より詳細な分析のためには表層水と地下水の利用可能性なども考慮したインパクト評価を含めた分析も今後の課題である。

参考文献

1）国土数値情報, http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/
2）堀口、伊坪(2011): 環境情報科学論文集, 25, 19-24
3）小野ら(2013)：日本 LCA 学会誌, 9(2), 108-115
4）Ono et al. (2012): 6th SETAC World Congress, Berlin

普天間飛行場付近の航空機騒音による健康影響評価

The health impact assessment by aircraft noise of Futenma Air Port

○村上　太一*[1)]、伊坪徳宏[1)]
Taichi MURAKAMI , Norihiro ITSUBO
1) 東京都市大学,
*g1031214@tcu.ac.jp

1.はじめに

日本では、都市化や経済成長、道路などの交通機関の発達が、環境騒音暴露とその問題に起因する健康被害に影響をもたらしてきた。その中でも航空機騒音は、成田・羽田空港のハブ化による航空機の離着陸枠の拡大や新型輸送機であるオスプレイを日本の自衛隊に導入検討するなど、今後の私たちの生活に大きく関わってくるのではないかと考えられるのである。

また、欧州 WHO 事務局により 2011 年に「環境騒音による疾病負荷」という文書が報告され、この文書では、健康リスクが DALY という指標のもと評価されており、西欧州だけでも年間約 1600000 年もの健康リスクが環境騒音によって失われ、その値はダイオキシンやラドンよりも高い数値であることから騒音問題は極めて重要な環境問題であることがわかる。

そして、疾病負荷の 24%を環境リスクが占めており、その負荷の一部は、道路、鉄道、空港、工場及び事業場から放出される環境騒音によるものである。例えば、交通騒音による影響は、3 人に 1 人が昼間不快感を覚え、5 人に 1 人が夜間睡眠妨害をこうむっているのである。高い騒音暴露の中、慢性的に生活すると心筋梗塞などの心臓血管計疾患のリスクを増大させるというのが、疫学的研究の科学的根拠として明らかにされており、環境騒音は生活妨害や不快感だけでなく、公衆衛生に対する脅威も考えられるのである。

本研究では、日本でも航空機騒音の問題が多く取り上げられている普天間・嘉手納飛行場付近の地域に着目し、飛行場周辺地域の航空機騒音による健康影響評価を行った。

2.研究目的

欧州 WHO を通じて、欧州では環境騒音が健康に大きな影響があることが知られており、騒音に対する研究は各国で行われているものの、日本では環境騒音が与える健康影響に対する危機感は薄く、問題として大きく取り上げられることも少ない。

本研究では、WHO 欧州事務局が 2011 年に発表した「環境騒音による疾病負荷」に記載された計算方法に基づき、嘉手納・普天間飛行場付近による DALY を算定し、そのうえで飛行場の $LCCO_2$ の事例と対比して温暖化影響と騒音による健康影響について比較した。

3． 方法

3.1 評価対象地域及び資料

評価対象地域は、沖縄県にある嘉手納飛行場付近及び普天間飛行場とした。また、それらの対象地域は航空機騒音リモートモニタリングシステムで計測されたもののデータを参考とし、1991 年 3 月時点での測定局数は嘉手納飛行場周辺に 11 ヶ所、普天間飛行場周辺は 8 ヶ所である。それら 2 つの周辺にある測定地点を図 1 に示した。

本研究では、松井利仁らの研究でまとめられた 1997 年の航空機モニタリングシステムの測定資料を利用し、算定を行った。算定する上で用いた騒音暴露データの一部を表 1 に示す。

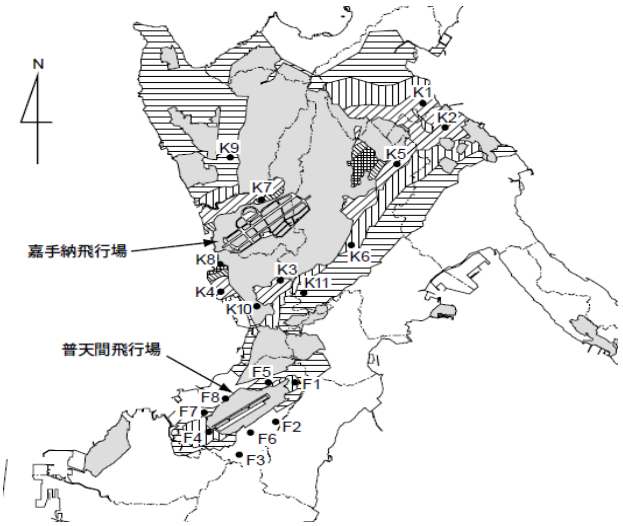


図１　沖縄県航空機騒音モニタリングの測定局設置点

表１　騒音暴露データ

Ldn(昼夜等価騒音レベル)に関する各種統計量

地点	測定局	測定日数	Ldn（平均）
K1	美原	357	68
K2	昆布	337	64
K3	上勢	293	58
K4	宮城	342	61
K5	北美	346	60
K6	八重島	315	50
K7	屋良	281	64
K8	砂辺	297	75
K9	伊良皆	177	51
K10	桑江	79	54
K11	山内	60	50
F1	野嵩	350	61
F2	愛知	331	51
F3	我如古	356	49
F4	上大謝名	279	66
F5	新城	296	58
F6	宜野湾	315	53
F7	真志喜	342	55
F8	大山	79	51

3.2 算定方法

本研究では上述したデータを用いて、沖縄県嘉手納飛行場付近及び普天間飛行場付近の地域ごとの算定することとした。また、運命曝露分析、影響分析、被害分析を実施し、これらを乗じることで健康影響を算定した。

式１）D_{HH}=FF×EF×P×DF

D_{HH};騒音による健康影響
FF;運命曝露分析
EF;影響分析
P;人口
DF;被害分析

3.2.1 運命曝露分析

騒音の曝露評価に関しては算定を行う際に用いた上述のデータからLdn（昼夜等価騒音レベル）に対する騒音曝露評価の算定式を示す。

式2) $\mathrm{Ldn}=10\cdot lg\frac{1}{24}[15\cdot 10^{\frac{Ld}{10}}+9\cdot 10^{\frac{ln+10}{10}}$

Ld;昼間7：00～22：00のLeq（dB)
Ln;夜間22：00～7:00のLeq(dB)

3.2.2 影響分析

本研究では、影響分析に関してアノイアンスと睡眠妨害の疾病について取り上げた。

（１）アノイアンスのDALY算定方法

航空機騒音による睡眠妨害の暴露-反応関係（%HA）を以下の式を用いて計算を行い、算出した暴露-反応関係から損失余命の算定を行った。

式３）

$$\%\mathrm{HA}=-1.395\cdot 10^{-4}\left(\mathrm{Ldn}-42\right)^{3}+$$

$$4.081\cdot 10^{-2}(\mathrm{Ldn}-42)^{2}+0.342(\mathrm{Ldn}-42)$$

HA;高度の不快感

（２） 睡眠妨害のDALY算定方法

航空機騒音による睡眠妨害の暴露-反応関係（%HSD）を以下の式を用いて計算を行い、算出した暴露-反応関係から損失余命の算定を行った。

$$\%\mathrm{HSD}=18.147-0.956(\mathrm{Lnight})+0.01482(\mathrm{Lnight})^{2}$$

HSD;高度の睡眠妨害
Lnight;夜間等価騒音

3.2.3 被害分析

被害分析においては、欧州WHO事務局が報告したもの参考に1caseあたりの損失余命を算出した。

4. 結果

図２に示しているのはアノイアンスによる年間1人あたりの DALY の値である。嘉手納飛行場付近の最大は 1.01E-02、普天間飛行場付近の最大は 4.05E-03 となり、欧州 WHO が算出した西欧州での 1 人当たりの値である 3.59E-04 と比べ約10倍以上大きい値となった。

また、図3では睡眠妨害による年間1人あたりのDALYの値と比較すると、アノイアンスの方が大きい値となった。理由として、航空機騒音を受ける割合リスクが高く、曝露－反応関係の値も大きいからだと考えられる。

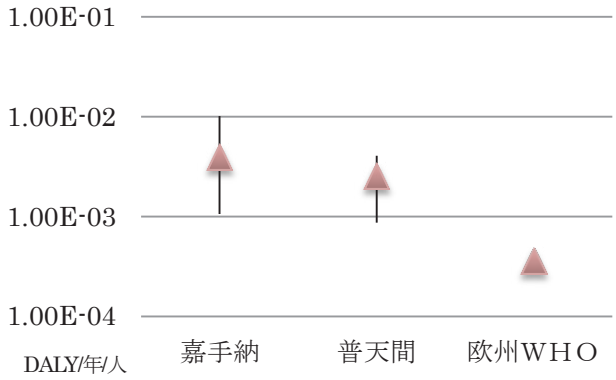


図２ 年間１人当たりのアノイアンスによるDALY

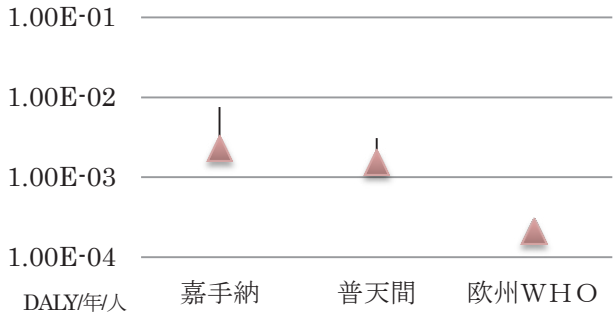


図３ 年間１人当たりの睡眠妨害によるDALY

6. まとめ

本研究では、普天間・嘉手納飛行場付近の航空機騒音による健康影響を算出した。また、この値を利用し空港飛行場の$LCCO_2$との比較を行っていく。課題として、他の疾病負荷の算出や日本全体の航空機騒音による健康影響評価を算出する必要がある。

参考文献

1) WHO EU：Burden of disease from environmental noise -Quantification of health life years lost in Europe-, (2011)
2) 伊坪徳宏, 稲葉敦：LIME2－意思決定を支援する環境影響評価手法, (2010)
3)WHO：Global Health Risks -Mortality and burden of disease attributable to selected major risks, (2009).
4) 航空機騒音による健康影響に関する調査報告書 沖縄県（1999）

非線形回帰モデルによる気温が睡眠に与える影響の推定

Estimation of Impact on Sleep by Outdoor Air Temperature Using Non-Linear Regression Model

○井原智彦*[1)]、本瀬良子[2)]、玄地裕[2)]
Tomohiko Ihara, Ryoko Motose, Yutaka Genchi
1) 東京大学, 2) 産業技術総合研究所
*ihara-t@k.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

地球温暖化や都市ヒートアイランド現象に伴い、都市域の気温は上昇しつつあり、今後も上昇すると予測されている。気温の上昇は室温の上昇につながり、ひいては睡眠障害を招く。

岡野ほか[1)]は、過去 1 か月の睡眠を評価するピッツバーグ睡眠質問票日本語版(Japanese version of the Pittsburgh Sleep Quality Index, PSQI-J)に基づいて毎日の睡眠質問票(Sleep Quality Index for Daily Sleep, SQIDS)を開発、2006-2007 年に東京都区部の住民を対象に調査し、就寝時刻の気温が 25.2℃を上回ると、1℃上昇するごとに 3.0%ずつ睡眠困難者が増加する、という被害関数を開発した。同様に 0 時気温と睡眠困難罹患率の被害関数を開発し、東京の過去30年間の気温上昇に伴う環境影響を被害算定型影響評価手法[2)]で評価したところ、睡眠困難の増加はエネルギー消費や熱中症より大きな問題であり、全体の過半を占める可能性があると示唆されている[3)]。

岡野ほか[1)]は、SQIDS 総合得点の各人の分布をどの気温域でも正規分布であると仮定し、気温と SQIDS 総合得点の関係を作成した。次に、各気温域において、SQIDS 総合得点の分布より、SQIDS 総合得点が閾値を上回る睡眠困難者の割合を推定し、気温と睡眠困難罹患率の関係式を導出した。しかし、この作成方法は、次に述べる 2 つの問題があり、前段の影響評価[3)]で、睡眠困難が大きく見積もられるに至った、とも考えられる。

1 点目は、Likert 尺度である 7 項目の得点（0, 1, 2, 3 点のいずれか）を合計した SQIDS 総合得点が、気温とともに上昇するとした点である。3 点となった人間は、気温が上昇してもそれ以上点数が増加しないはずである。

2 点目は、気温が閾値を超えると、SQIDS 総合得点は線形に増加するとした点である（折れ線回帰モデル）。一定の物理的根拠がある気温とエネルギー需要の関係[4)]を準用したものであるが、SQIDS 総合得点には物理的根拠が存在しない。

1 点目に関しては、最初から、気温と睡眠困難罹患率の関係を作成するようにすれば、Likert 尺度に伴う問題を避けることができる。

2 点目に関しては、近年、優れた非線形回帰モデルが開発され、理論に基づいた回帰式を作成するのが困難な生物統計学や疫学などの分野で使用されるようになってきている。特に、平滑化スプライン手法は、従来の線形・非線形回帰モデルの問題点を解消しており、優れた手法として多くの分野で使用されるに至っている。こうした手法を用いれば、2 点目の問題も解消できると考えられる。

以上を踏まえ、本稿では、複数の手法で回帰および予測をおこなうことにより、気温から睡眠困難罹患率を予測するのに望ましい回帰手法を見出す。

2. 解析手法

本稿では 3 つの手法を用いる。岡野ほか[1)]は PSQI-J と SQIDS が異なるとして、2007 年のデータより SQIDS 総合得点が 4.92 点以上を睡眠困難と定義したが、本稿は 2006 年のデータを用いるため、PSQI-J と同様、SQIDS 総合得点が 5.5 点以上を睡眠困難と定義する。

手法(1)は、岡野ほか[1)]の手法である。

手法(2)は、気温と睡眠困難罹患率の関係を直接導出する手法である。(1)と同様、折れ線回帰モデルを用いる。

手法(3)は、(2)と同様だが、3 次関数を接続した平滑化スプラインを回帰モデルとする。回帰の自由度が小さいほど回帰曲線が滑らかに、大きいほど回帰誤差が小さくなるが、一般化クロスバリデーション(generalized cross validation, GCV)を最小にする自由度を採用する。

3. 解析条件

睡眠データには、岡野ほか[1)]による 2006 年 7-8 月の調査結果（東京都区部在住の成人男女 420 名・計 10 日間の SQIDS 総合得点データ）のうち、土日を抜いた計 8 日間のデータを使用する。

気温データとしては、東京都環境科学研究所による首都圏環境温度・降雨観測システム(Metropolitan Environmental Temperature and Rainfall Observation System, METROS)による 0 時の観測気温[5)]を空間内挿し、区ごとに平均した値を用いる。METROS は観測地点が多く、1 特別区に複数の観測地点が存在する。最低気温は 19.84℃、最高気温は 28.94℃となった。

4. 解析結果

それぞれ回帰モデルが導出された。(1)の回帰モデルは、

0 時の気温をT [℃]、SQIDS 総合得点の平均をS [pt]、その標準偏差をs [pt]とすると、

$$S = \begin{cases} 4.45 & (T < 23.40) \\ 4.45 + 0.095 \times (T - 23.40) & (T \geq 23.40) \end{cases}$$

$$s = \begin{cases} 2.61 & (T < 23.40) \\ 2.61 + 0.010 \times (T - 23.40) & (T \geq 23.40) \end{cases}$$

とし、各気温における SQIDS 総合得点の分布を正規分布として、5.5 pt 以上の割合を睡眠困難罹患率d [-]とする。

(2)の回帰モデルは、下式となった。

$$d = \begin{cases} 0.307 & (T < 25.13) \\ 0.307 + 0.013 \times (T - 25.13) & (T \geq 25.13) \end{cases}$$

(3)の回帰モデルは、下式となった。係数k_i, l_i, m_i, n_iと節点T_iは表 S1 に示す通りである$(0 \leq i \leq 98)$。

$$d = k_i T^3 + l_i T^2 + m_i T + n_i \quad (T_i \leq T < T_{i+1})$$

3 つの回帰式を図 1 に示す。図中の丸は各気温における罹患率である。(1)は罹患率を高く予測する傾向にある。閾値気温は(1)が 23.40℃、(2)が 25.13℃、(3)が 23.89℃であった（(3)は 2 次微分値が最大となる気温を閾値とした）。2 乗平均平方根誤差(root-mean-square error, RMSE)は 0.1190、0.1021、0.1020 となり、(1)は精度が悪かった。

平滑化スプライン手法の特長は、少数の異常値に左右されず、ロバストな回帰となることである。そこで、8 日間のうち 7 日しかデータが得られなかったと仮定した場合の回帰を、(2)と(3)について実施した。結果を図 S1、図 S2 に示す。(2)は回帰が破綻してしまった事例が見受けられる一方、(3)はロバストであった。閾値気温（図中の白丸）も(2)は 25.62 ± 1.34℃とばらつくのに対し、(3)は 24.45 ± 0.89℃と一定の分散に収まった。

最後に、既往の影響評価[3]にならい、東京の過去 40 年間の 6-9 月の気温上昇に伴う睡眠困難罹患率の変化を評価した。気温は最低 10.4℃・最高 32.7℃であり、低温側は、回帰モデルの作成に利用したデータよりかなり低い。結果を図 S3 に示す。(1)は平均 1.16%睡眠困難率が上昇したのに対し、(2)は 0.72%、(3)は 0.48%であり、(1)は他の手法より大きかった。

5. おわりに

複数の回帰手法を比較し、岡野ほか[1]の手法は過大に影響を見積もる可能性があることが示唆された。また、平滑化スプラインによる回帰が有効であることが示された。

謝辞

本研究の一部は、科学研究費補助金（基盤研究(B)）「暑熱環境におけるエネルギーの消費による人間健康の改善効果の評価に関する研究」（課題番号 23360437）の一環として実施したものである。また、METROS の観測データは東京都環境科学研究所の横山仁氏らから提供を受けた。ここに記して謝意を表す。

参考文献

1) 岡野泰久, 井原智彦, 玄地裕: 日本ヒートアイランド学会論文集, 3, (2008), pp.22-33
2) 井原智彦, 玄地裕: 日本建築学会環境系論文集, 73 (634), (2008), pp.1407-1415
3) Ihara T, Genchi Y: The 7th International Conference on Urban Climate Proceedings, (2009), (CD-ROM).
4) Ihara T, Genchi Y, Sato T, Yamaguchi K, Endo Y: *Energy*, 33 (11), (2008), pp.1634-1645.
5) 東京都環境科学研究所: 都市地球環境: <http://www.tokyokankyo.jp/kankyoken/research/heatiland> >(参照 2014-1-1)

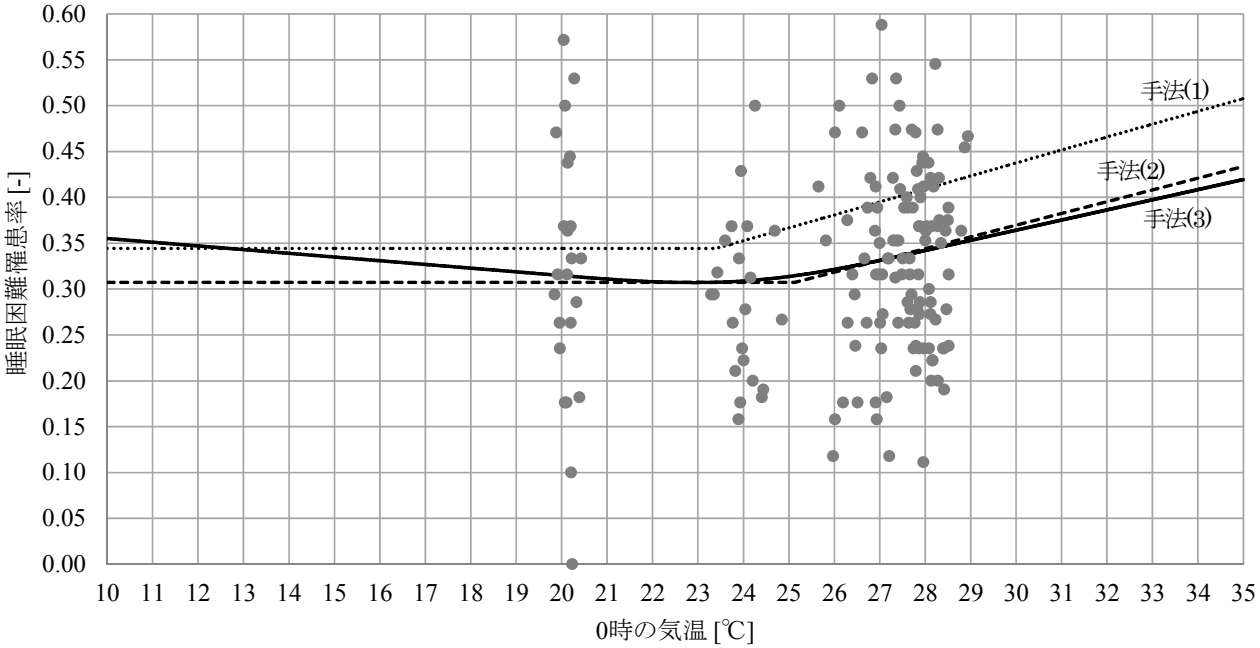


図 1 回帰モデルによる気温と睡眠困難率の関係の比較

Supporting Information

表 S1 手法(3)の回帰モデルの係数

i	T	k	l	m	n
0	-	0.000	0.000	−0.004	0.396
1	19.848	0.000	0.000	0.002	0.354
2	19.883	0.000	−0.003	0.058	−0.018
3	19.913	0.000	−0.005	0.100	−0.291
4	19.958	0.000	−0.006	0.108	−0.347
5	20.048	0.000	0.000	−0.004	0.395
6	20.055	0.000	−0.017	0.343	−1.921
7	20.076	0.000	−0.015	0.290	−1.564
8	20.125	0.000	−0.007	0.138	−0.550
9	20.135	0.000	−0.019	0.381	−2.176
10	20.202	0.001	−0.034	0.686	−4.235
11	20.211	0.000	−0.005	0.103	−0.302
12	20.233	0.000	−0.013	0.249	−1.291
13	20.332	0.000	−0.011	0.214	−1.051
14	20.432	0.000	−0.008	0.155	−0.652
15	23.351	0.000	−0.007	0.125	−0.415
16	23.597	0.000	−0.010	0.210	−1.081
17	23.768	0.000	−0.008	0.160	−0.692
18	23.895	0.000	0.005	−0.160	1.861
19	23.931	0.000	0.000	−0.038	0.889
20	23.976	0.000	0.006	−0.177	1.995
21	24.048	0.000	0.006	−0.184	2.054
22	24.161	0.000	0.007	−0.209	2.255
23	24.257	0.000	0.003	−0.115	1.491
24	24.442	0.000	0.012	−0.316	3.135
25	24.852	0.000	0.011	−0.297	2.975
26	25.819	0.000	0.003	−0.107	1.340
27	26.016	0.000	0.020	−0.529	5.000
28	26.110	0.000	0.009	−0.241	2.490
29	26.286	0.000	0.015	−0.421	4.071
30	26.399	0.000	0.011	−0.313	3.116
31	26.464	0.000	0.027	−0.726	6.767
32	26.617	0.000	0.022	−0.601	5.656
33	26.716	0.000	0.023	−0.624	5.858
34	26.800	0.000	0.010	−0.285	2.828
35	26.896	0.000	−0.005	0.140	−0.984
36	26.909	0.000	0.009	−0.258	2.588
37	26.938	0.000	0.016	−0.443	4.249
38	26.963	0.000	0.016	−0.430	4.131
39	27.011	0.000	0.020	−0.536	5.092
40	27.043	0.000	0.011	−0.288	2.851
41	27.071	0.000	0.017	−0.449	4.307
42	27.181	0.000	0.023	−0.624	5.887
43	27.212	0.000	0.032	−0.857	8.003
44	27.301	0.000	0.025	−0.686	6.448
45	27.347	0.000	0.016	−0.433	4.142
46	27.364	0.000	0.009	−0.236	2.343
47	27.416	0.000	0.007	−0.196	1.980
48	27.452	0.000	−0.004	0.129	−0.994
49	27.505	0.000	−0.005	0.148	−1.170
50	27.596	0.000	−0.011	0.295	−2.522
51	27.627	0.000	−0.007	0.193	−1.585
52	27.656	0.000	−0.004	0.119	−0.902
53	27.675	0.000	0.001	−0.013	0.316
54	27.707	0.000	−0.008	0.215	−1.791
55	27.749	0.000	−0.002	0.050	−0.258
56	27.792	0.000	0.005	−0.134	1.444
57	27.800	0.000	0.006	−0.168	1.754
58	27.828	0.000	0.005	−0.143	1.530
59	27.855	0.000	0.002	−0.058	0.741
60	27.868	0.000	0.005	−0.145	1.543
61	27.876	0.000	0.010	−0.284	2.842
62	27.901	0.000	0.007	−0.203	2.085
63	27.953	0.000	−0.006	0.177	−1.459
64	27.960	0.000	0.007	−0.184	1.909
65	28.004	0.000	0.007	−0.204	2.095
66	28.019	0.000	0.009	−0.234	2.375
67	28.069	0.000	0.005	−0.147	1.565
68	28.086	0.000	0.013	−0.357	3.526
69	28.105	0.000	0.016	−0.431	4.221
70	28.117	0.000	0.020	−0.568	5.504
71	28.126	0.000	0.023	−0.637	6.151
72	28.144	0.000	0.029	−0.823	7.895
73	28.163	0.000	0.037	−1.039	9.927
74	28.223	0.000	0.024	−0.665	6.403
75	28.245	0.000	0.021	−0.576	5.569
76	28.273	0.000	0.007	−0.177	1.806
77	28.283	0.000	0.015	−0.419	4.085
78	28.313	0.000	0.003	−0.063	0.728
79	28.352	0.000	−0.009	0.279	−2.505
80	28.393	0.000	−0.005	0.148	−1.263
81	28.418	0.000	0.012	−0.319	3.159
82	28.473	0.000	0.011	−0.291	2.893
83	28.499	0.000	0.004	−0.100	1.081
84	28.518	0.000	0.009	−0.249	2.492
85	28.531	0.000	0.005	−0.123	1.299
86	28.594	0.000	0.016	−0.441	4.326
87	28.652	0.000	0.019	−0.545	5.321
88	28.682	0.000	0.019	−0.545	5.322
89	28.684	0.000	0.011	−0.298	2.963
90	28.697	0.000	0.006	−0.160	1.636
91	28.740	0.000	0.006	−0.160	1.639
92	28.748	0.000	−0.003	0.098	−0.831
93	28.798	0.000	−0.003	0.098	−0.829
94	28.871	0.000	−0.012	0.371	−3.459
95	28.944	0.000	−0.012	0.355	−3.308
96	28.967	0.000	−0.010	0.303	−2.799
97	29.110	0.000	−0.005	0.161	−1.425
98	29.153	0.000	0.000	0.011	0.033

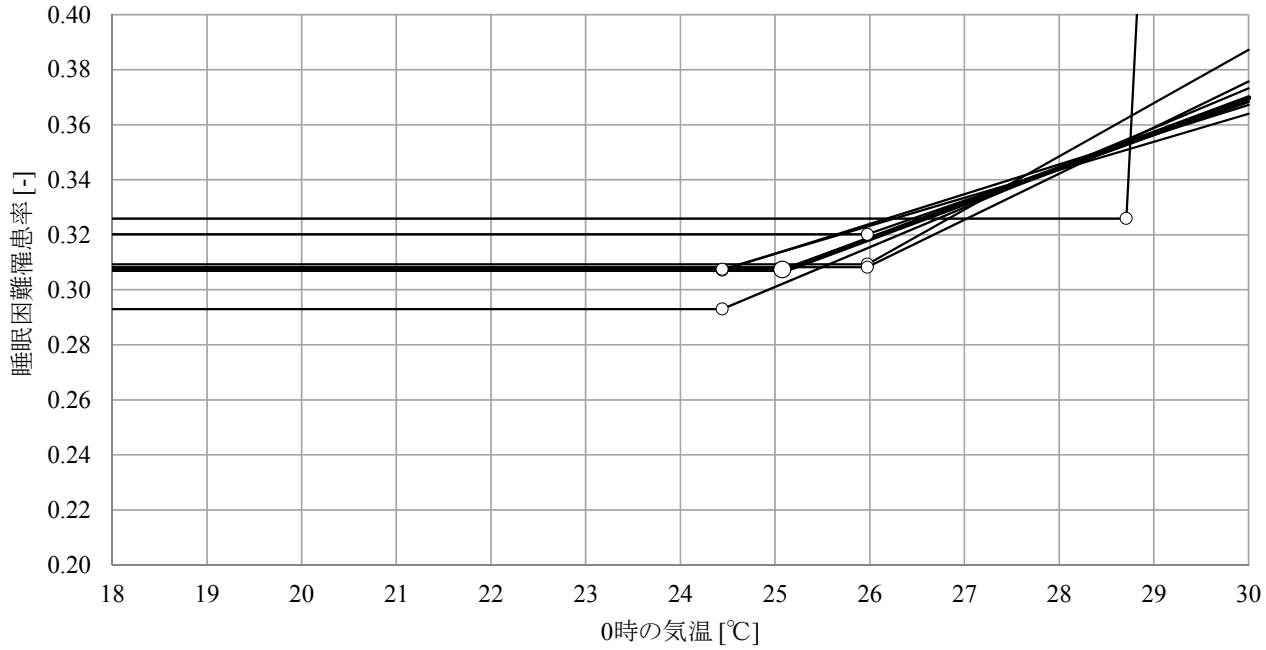


図 S1 手法(2)による回帰モデル

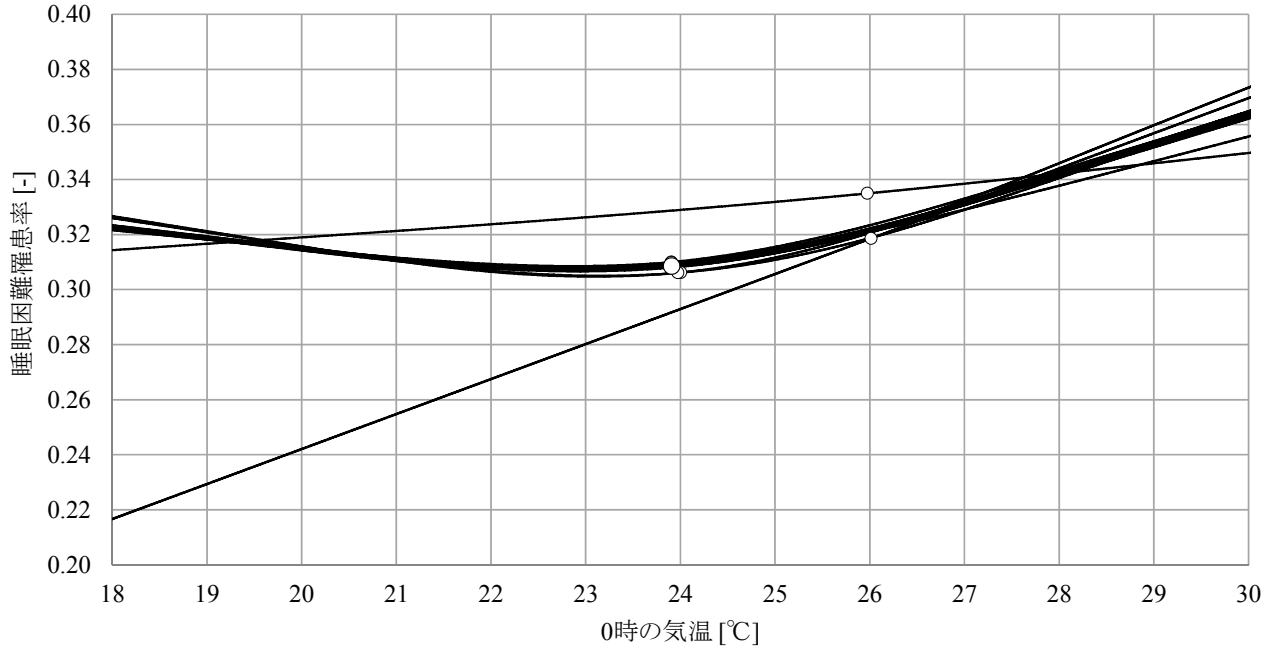


図 S2 手法(3)による回帰モデル

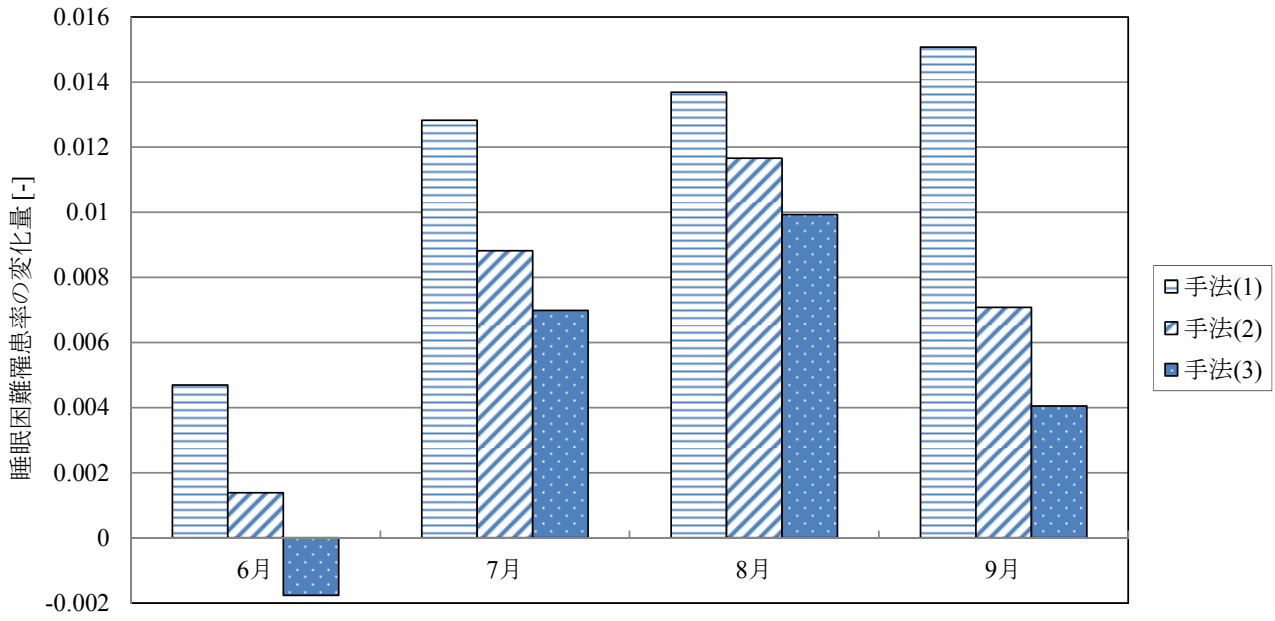


図 S3 東京都区部の過去 40 年間（1968 年から 2008 年）の気温上昇による月別の睡眠困難罹患率の変化

仮設住宅の長期入居に伴う生活の質変化に関する分析

Analysis of quality of life changes associated with long-term residents in temporary housing

○遠藤一樹*[1)]、村上佳世[2)]、吉澤剛[3)]、伊坪徳宏[1)]
Kazuki Endo, Kayo Murakami, Go Yoshizawa, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) 京都大学, 3) 総合地球環境学研究所
* g1031037@tcu.ac.jp

1. はじめに

2011 年に発生した東日本大震災から 2 年半が経過し、被災者の多くは避難所から応急仮設住宅に転居している。しかし、今なお応急仮設住宅（プレハブ）の入居率は 9 割近くを占め、阪神淡路大震災では同時期に 6 割であったことから、復興の遅れならびに居住者の健康影響が懸念されている。東日本大震災の場合、被災地における災害公営住宅の整備に時間を要している為、厚生労働省は原則として一律 1 年間の延長を認め、応急仮設住宅の供与期間を 2 年間から 3 年間とした。

2. 応急仮設住宅の入居方法

東日本大震災における応急仮設住宅への入居方法は、従来の災害政策を教訓に高齢者や障害者等を優先しつつも、既存の社会的ネットワークを重視した集団入居を推進し、可能な限り被災者間の社会的つながりを維持しようと試みた。以下、宮城県仙台市の事例を表 1 に示す。

表 1　仙台市における応急仮設住宅入居の流れ [1)]

平成 23 年 4 月 11 日　第一次入居申込開始
・プレハブ仮設住宅、借上げ公営住宅等はコミュニティ申込（10 世帯以上） ・借上げ民間賃貸住宅は世帯単独申込
平成 23 年 5 月 9 日　第二次入居申込開始
・プレハブ仮設住宅は原則コミュニティ申込（10 世帯以上→5 世帯以上に変更） ・一部のプレハブ仮設住宅は世帯単独申込
平成 23 年 7 月 8 日　第三次入居申込開始
・プレハブ仮設住宅、借上げ公営住宅等は全て世帯単独申込

3. 大規模災害時の健康調査報告事例

高橋ら[2)]は阪神淡路大震災のケースで応急仮設住宅を長期間使用する場合の諸問題について明らかにした。しかしそれ以降、応急仮設住宅の長期居住問題に着目した事例は少なく、居住者を対象にした人間健康評価の事例も少ない。いずれも災害時における応急仮設住宅の供給プロセスの比較検討や建設段階の評価が多く、災害実態を把握するものが多いのが現状である。

4. 研究目的

本研究では東日本大震災における応急仮設住宅の長期居住による健康影響評価の定量化を目的とする。上記結果を応急仮設住宅利用時の環境影響として捉え、応急仮設住宅全体のライフサイクル評価を行う。

5. 使用データ

宮城県における「平成 24 年度応急仮設住宅入居者健康調査結果[3)]」、陸前高田市における「陸前高田市仮設住宅等入居者[健康・生活調査]結果報告書[4)]」を 2 次データとして使用した。報告書の詳細を表 2 に示す。

表 2　各行政による健康調査報告書

宮城県[3)]	
調査時期	平成 24 年 9 月～12 月
調査方法	配布：戸別訪問　回収：戸別訪問、郵送
評価対象	石巻市、塩竈市、気仙沼市、名取市、岩沼市、東松島市、亘理町、南三陸町、大郷町、美里町が管理する応急仮設住宅の入居者 15,979 世帯
評価疾患	高血圧、糖尿病、呼吸器疾患、脳血管疾患、がん、
岩手県陸前高田市[4)]	
調査時期	平成 23 年 5 月中旬～平成 24 年 1 月
調査方法	配布/回収：戸別訪問
評価対象	横田町、気仙町、広田町、高田町、小友町、竹駒町、米崎町、矢作町の 7,135 名
評価疾患	高血圧、糖尿病、呼吸器疾患、脳血管疾患、がん、

6. 評価方法

本研究では、上述した 2 次データをベースに、宮城県および岩手県陸前高田市の各調査時期における応急仮設住宅居住者の損失余命（DALY）を算出する。世界保健機関（WHO）が公表している 2004 年度版の日本における疾病別 DALY に対し、2000 年度版の地域別疾病件数を除することで、1 件あたりの DALY を算出した。その値に、2 次データ記載の各応急仮設住宅居住者の疾病件数を乗じることで、応急仮設住宅の長期居住による DALY を算出した。算出式（式 1）を下記に示す。

$$DALY = \frac{W}{incidence} \cdot N \qquad \text{(式 1)}$$

DALY ： 長期居住における応急仮設住宅居住者の損失余命（DALY）

W : WHO(2004)における日本の疾病別損失余命(DALY)

incidence : WHO(2000)における疾病別件数(inc)

N: 応急仮設住宅居住者の各疾病件数

また、上述した各地域の応急仮設住宅における DALY を統合化し、宮城県・陸前高田市の応急仮設住宅入居者数を除することで居住者 1 人あたりの DALY を算出した。算出した値は、平成 23 年全国患者調査[5)]をベースにした 1 人あたりの DALY と比較することで、応急仮設住宅居住による健康影響評価を行う。

更に、各地域の応急仮設住宅の状況を把握するため、総合地球環境学研究所の協力のもと現地ヒアリングを実施した。

7. 結果と考察

宮城県・岩手県陸前高田市の各健康調査報告書別の健康被害評価結果を図 1 に示す。回答者数の偏りにより数値に差が見られるが、両地域とも高血圧、脳血管疾患の値が大きいことが分かる。

次に宮城県・陸前高田市の応急仮設住宅居住者 1 人あたりの DALY を図 2 に示す。日本全国の 1 人あたりの DALY と比較した場合、応急仮設住宅居住者 1 人あたりの DALY の方が大きい値を示した。また、宮城県と陸前高田市の 1 人あたりの DALY で比較した場合、陸前高田市の方が大きい値を示した。

陸前高田市の応急仮設住宅建設場所として、小中学校校庭に 10 団地、校庭以外の公有地に 8 団地と全団地の 36%をそれら立地に建設している。また、集会所や談話室の整備も少なく、藤賀らの調査[6)]によると居住者と学校関係者、児童は互いに配慮し、遠慮しながらの居住生活を送っていることが分かっている。以上の要因等が今回の結果に起因していると考察する。

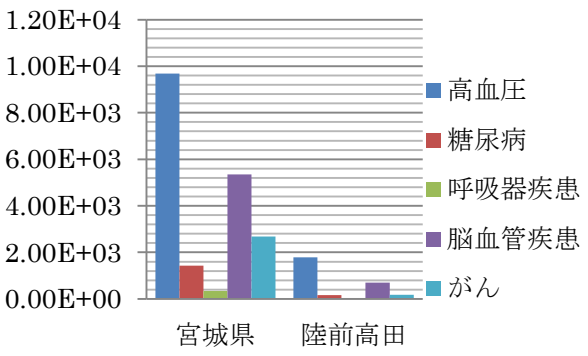


図 1　健康被害評価結果 [DALY/inc]（地域別）

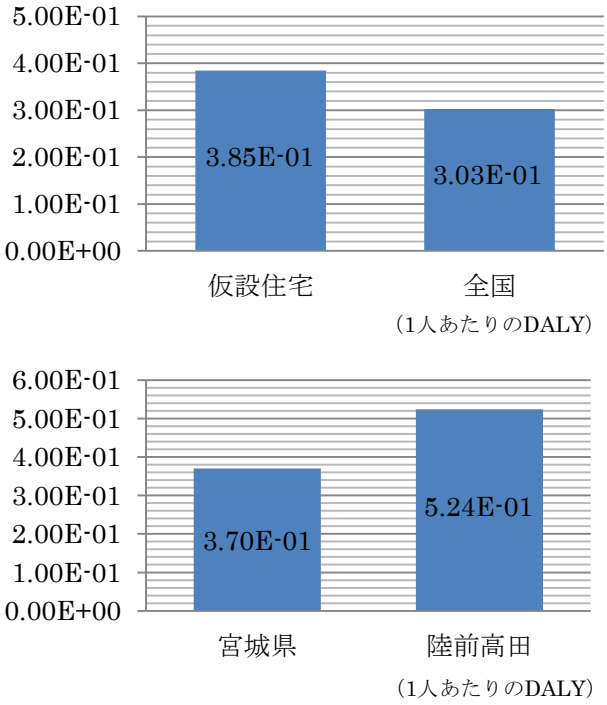


図 2　健康被害評価結果 [DALY/Pop]

8. まとめ

東日本大震災における応急仮設住宅の長期居住による居住者の健康被害評価を各行政主体の応急仮設住宅の健康調査報告書をベースに算出した。宮城県・陸前高田市における応急仮設住宅居住者 1 人あたりの被害評価は 3.85E-01[DALY/Pop]と算定された。今後の課題として、上記で算出された値の妥当性の検証、および応急仮設住宅の入居方法やヒアリングデータと照合することで、既存の社会的ネットワークを重視した集団入居による居住者の健康リスクを明確化し、孤独死やアルコールを遠因とする肝臓疾患等を網羅した健康影響評価の確認を実施したい。

9. 参考文献

1) 仙台市復興事務局震災復興室: “仙台復興レポート”,(2013), Vol.13
2) 高橋和雄,中村百合,清水幸徳:阪神・淡路大震災における応急仮設住宅の設置と長期間使用する場合の課題に関する調査,(1998)
3) 宮城県健康推進課: “平成 24 年度応急仮設住宅（プレハブ）入居者健康調査結果”,(2013)
4) 陸前高田市「健康・生活調査」支援チーム: “陸前高田市仮設住宅等入居者「健康・生活調査」結果報告書”,(2012)
5) 厚生労働省人口動態・保健社会統計課保健統計室: “平成 23 年患者調査”,(2012.11)
6) 藤賀雅人,山本俊哉,田村誠邦: “小中学校の校庭に建てられた応急仮設住宅団地の実態と課題”,(2012.3)

クールビズにおける生産性と健康被害に関するシナリオ分析

A scenario analysis on employees' health and productivities under the "Cool Biz" execution

○塩川健太*1)、小井土賢二 1) 、堂脇清志 1)
Kenta Shiokawa, Kenji Koido, Kiyoshi Dowaki
1）東京理科大学,
*j7410068@ed.tus.ac.jp

1. 背景・目的

現在、省エネルギーの具体的な施策として、2005年から開始されたクールビズがある。環境省によると、最大約290万tの二酸化炭素を削減できるとされている。しかし、現状のクールビズでは、省エネルギーの点しか考慮されておらず、企業の視点からでは現実的な意味でのクールビズではない。すなわち、作業者は省エネルギーを推進することによって、作業効率が悪くなる可能性がある。従って、生産性の評価を取り入れ経済的な影響を検討し、省エネルギー効果と合わせた判断基準を提示することが求められよう。

このような背景から、本研究では、商業施設のクールビズ対策を健康面、経済面及び環境面との複合的な視点から検討することを目的とする。特に、室内環境における作業者の快適性と疾患などの人体の健康への影響について、仕事における生産性の影響及び健康被害に関する金銭的な価値を算出し、同時にエネルギー負荷及び服装に関するLCAについても考慮し、クールビズについての会社経営者の視点からの適切な対策を提案していく。

2. 労働環境の変化について

2.1 作業者の快適性

作業環境によって作業者の温度の感じ方などに違いが出ることが知られている [1]。これは、周囲環境に対して作業者の作業効率に影響が出てくることを意味しており、体温調節に影響を与える要素を温熱環境要素と呼び、温度・湿度・放射温度・気流・着衣量・代謝量の 6 つの要素があるとされている。ここでは、温熱環境要素から快適性指標を算出し、ここから作業効率を算出することとし、ISO7730 で規定されている PMV(Predicted Mean Vote) を快適性指標として用いることとした。PMV はクールビズで重要な気温・着衣量を考慮することが可能であり、かつオフィスの環境を測るのに適している。また、算出された PMV から R. Kosonen ら [2]の研究を参考に、生産性の損失を推計し、環境性と生産性の相互影響を検討した。

2.2 クールビズによる生産性の経済的損失

本研究では、作業効率の低下は、相対的に生産性の損失に繋がるとし、室内環境が変化したときの作業効率の変化による経済的影響を賃金リスク法（(1)式参照）より算出した [3]。

$$\begin{aligned}&(\text{生産性低下による経済的損失}[\text{円}/\text{m}^2\cdot\text{日}])\\&=(\text{生産性の低下}[\text{円}/\text{人}\cdot\text{日}])\times(\text{人員密度}[\text{人}/\text{m}^2])\\&\times(\text{作業効率の低下率}[\%])\end{aligned}\quad(1)$$

3. シナリオ設定

3.1 クールビズの条件

本研究におけるクールビズの条件は、環境省が定めたガイドラインに基づき、オフィスにおけるクールビズの条件設定に従うこととした [4]。対象期間は 5/27~10/18 の休日を除く 105 日間、対象とするオフィスの延床面積は 1,516 m^2 とした。また、作業者 1 人当たりの占有面積は 10 m^2/人（従業員：151 人）とした。クールビズ導入に伴う着衣の変化については、着衣量の指標 clo 値で表すこととした。なお、clo 値とは着衣の熱抵抗の単位で、湿度 50%、風速 10 cm/s、気温 21.2℃の大気中で椅子に腰かけて安静にしている標準白人男性（産出熱：50 kcal/hm^2）が平均皮膚温 33℃の状態を維持できる被服の熱抵抗を 1 clo（=0.155 ℃･m^2/W）としている。また、clo 値が高いほど、人体から熱が逃げにくい [5]。

表１　クールビズの条件設定

	従来環境	クールビズ環境
室温 [℃]	25	28
相対湿度 [%]	50	50
気流速度 [m/s]	0.5	0.5
平均放射温度 [℃]	25	28
着衣量 [clo]	0.7	0.5
代謝量 [met]	1.2	1.2

設定温度 28℃及び clo 値 0.5 のクールビズを実施している室内の作業者は不快に感じることが多い。従って、本研究では、仮にクールビズの冷房の設定温度を 27℃、または、26℃とするケース、clo 値が 0.41～0.5 とするケースを想定した。

3.2 空調条件

次に、モデルは、東京都の一般的なオフィスモデルを基に、広さと温度の変化による熱負荷の計算（算出方法はデグリーデー法による）を行い [6]、この熱需要に対して、前述した室温 26～28℃にした場合についてエネルギー需要を検討した。なお、冷房を使用する条件としては、外気温が 24℃以上の場合とし、空調設備は、ビル用マルチ

エアコン（COP：2.28，ダイキン社製）を想定した。

3.3 LCA による CO_2 排出量の算出

クールビズに伴う環境性については、LCA による CO_2 排出量を算出した。まず、前項にある空調で消費される電力量については、3EID より一般電力の CO_2 排出原単位 0.479 kg-CO_2/kWh を用いた [7]。次に、クールビズ製品を LCA により評価し、生産・流通・使用段階を想定した。生産段階は LCA 評価ソフト MiLCA を用い、流通・使用段階については積み上げ法を用いた。使用段階は家庭洗濯でアイロン掛けを考慮とした。ビズ製品は 1 人当たり購入枚数 3 枚/期間、洗濯回数 70 回/期間とし、従来ケースでは総務省の平均購入枚数より 1 枚とした。なお、ビズ製品購入枚数については洗濯回数から必要な枚数を算出した。ここで、各室温及び clo 値と CO_2 排出量の関係は図 1 のようになった。

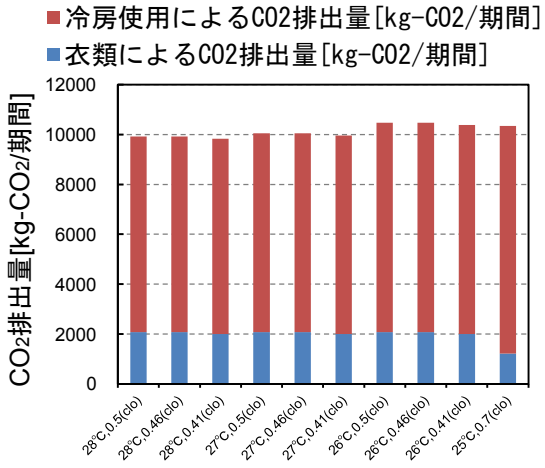


図１　室温及び clo 値と CO_2 の排出量の関係

4. 結果

クールビズを行う場合、ビズ製品購入に伴う衣類による CO_2 排出量が増加する。従って、クールビズ導入による CO_2 削減効果が低下する（図 1 参照）。

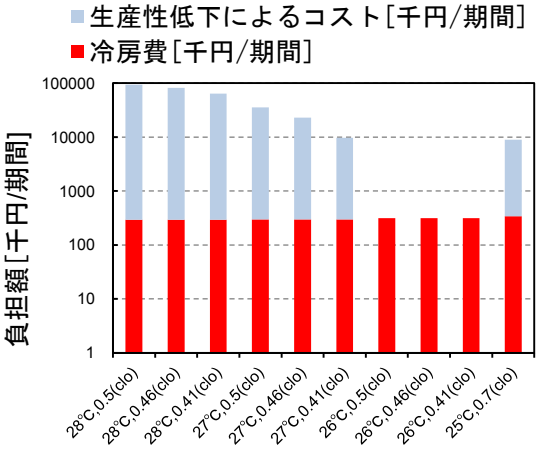


図２　室温及び clo 値に対する企業負担額

次に、期間内にかかる負担額[千円/期間]として、エアコンの電気代及び生産性の低下を算出した（図 2 参照）。これから、クールビズ 28℃を実施する場合（clo＝0.5）は、従来環境 25℃(clo ＝ 0.5)と比較して、生産性の低下で約 8,500 万円の費用負担となった。また、27℃（clo ＝ 0.5）の場合は、電気代の負担が生じるものの生産性が向上するため約 2,700 万円圧縮された。また、基準を 25℃及び 0.7 とし、このケースより CO_2 排出量が少ないケースと比較することで、CO_2 削減費[千円/kg-CO_2]を示す。クールビズ(28℃かつ clo 値 0.5)の場合は 202 千円/kg-CO_2、27℃かつ clo 値 0.41 の場合では 2 千円/kg-CO_2 となる(図 3 参照)。

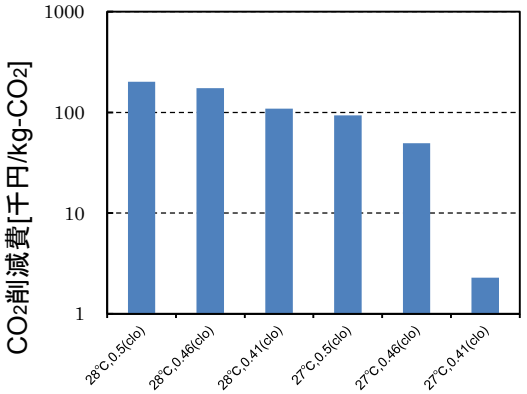


図３　室温及び clo 値に対する CO_2 削減費

以上より、生産性低下を抑止のため、作業環境の改善を行うことが有効な改善策だと思われる。

5. おわりに

本研究においては、現在、企業等で進められているクールビズに対して、経済性の概念を含めた分析を行った。その結果、クールビズ(28℃)を導入することは、CO_2 排出削減に繋がるが、現状のままでは、企業側に生産性の低下を招く可能性がある。clo 値の低減も必要であるが、空調の改善や室内環境の断熱化を図ることが求められよう。

参考文献

1) 江見明彦, 本　洋幸：“快適性評価 PMV”, 入手先<http://mikilab.doshisha.ac.jp/dia/monthly/monthly10/20100430/aemi.pdf>, (参照 2013-12-20)
2) R. Kosonen, F. Tan,Energy and Buildings 36 (2004) 987–993
3) 羽田 正沖, 西原 直枝, 田辺 新一: 日本建築学会誌, 関東, (2006)
4)国土交通省大臣官房官庁営繕部: “官庁施設におけるクールビズ／ウォームビズ空調システム導入ガイドライン”,(2009)
5) 空気調和衛生工学会, “快適な温熱環境のメカニズム豊かな生活空間を目指して”, 丸善, 東京, (1997), p109-118
6) 東京都環境局東京都地球温暖化防止活動推進センター：“オフィス空間の省エネルギー対策” 入手先<http://www.tokyo-co2down.jp/cmsup/pdf/b09778a35831dbd92eef0bfb09c31a8b.pdf>（参照 2013-12-18）
7) 環境省：“ケーススタディにおける算定フォーマット、原単位リスト等” 入手先＜ http://www.env.go.jp/earth/ondanka/supply_chain/com04/ref02.pdf>（参照 2013-1-8）

Supporting Information(SI)

- **服装と clo 値の関係**

服装と clo 値との関係は表 S1 のように設定されている。従来環境を clo 値 0.7 とし、クールビズ環境を 0.5 としている。

表 S1　clo 値と服装の関係

従来環境(clo値:0.7)	上下スーツ・ネクタイ・長袖シャツ
クールビズ(clo値:0.5)	半袖シャツ・スーツ下
クールビズ(clo値:0.46)	半袖シャツ・クールビズ用スーツ下
クールビズ(clo値:0.41)	ポロシャツ・スラックス

- **生産性の低下による損失の算出方法**

本研究では、作業環境から PMV を算出し PMV から生産性の低下を算出している。ここでは PMV から生産性の低下の算出方法を示す。

Typing task の場合の生産性損失 y_1 [%],x

=PMV(-3≦x≦3)を

$$y_1 = -60.543x^6 + 198.41x^5 - 183.75x^4 - 8.1178x^3 + 50.24x^2 + 32.123x + 4.8988$$

Thinking task の場合の生産性損失 y_2 [%]x

=PMV(-3≦x≦3)を

$$y_2 = 1.5928x^5 - 1.5526x^4 - 10.401x^3 + 19.226x^2 + 13.389x + 1.8763$$

とし、生産性の低下による損失 y を

$$y = \alpha \times y_1 + \beta \times y_2$$

とした[2)]。本研究では、α,β をそれぞれ 0.5 とする。

- **ビズ製品の CO_2 算出方法について**

ビズ製品のシステム境界について以下の図 S1 に示す。

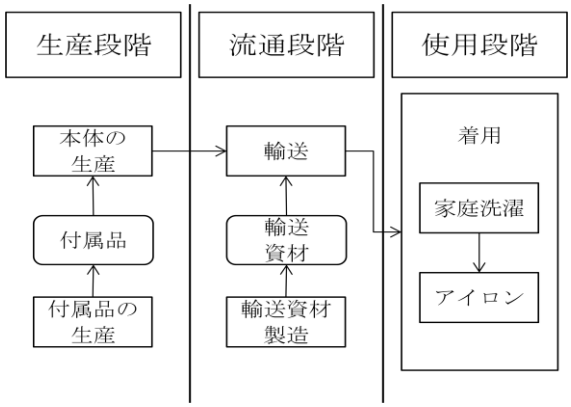


図 S1　本研究のシステム境界

流通段階は改良トンキロ法を用いて算出。生産地を国内とし生産地から保管先、保管先から納入先、それぞれの輸送距離を 500 km、輸送手段は 4t トラック、積載率を 25%とした。また、使用段階の条件設定を以下の表 S2 に示す。想定する洗濯の条件としてそれぞれに合う洗濯機(日立社製)を想定した。なお、洗濯の条件設定についてはマイボイスコム社のアンケートを基に作成した。

表 S2　使用段階の条件設定

期間[日]	5/27-10/18
洗濯機のタイプ	全自動洗濯機
洗濯頻度[日/週]	3.73
洗濯回数[回/日]	1.26
洗濯回数[累計]	70
洗濯機の消費電力[V]	100V

表 S3　想定する洗濯条件

	1人暮らし	3人暮らし	5人暮らし
選別洗濯機	NW-5MR	BW-7SV	BW-10SV
規格	5.0kg	7.0kg	10.1kg
消費電力量(Wh/回)	120	77	85
使用水量(ℓ/回)	122	91	121
粉末洗濯洗剤使用量(g/回)	46	61	75
液体洗濯洗剤使用量(g/回)	18	22	26

本研究におけるクールビズ導入に伴う作業者のビズ製品の購入は半袖 Y シャツ,ポロシャツを想定した。以下にそれぞれの CO_2 排出量を示す。

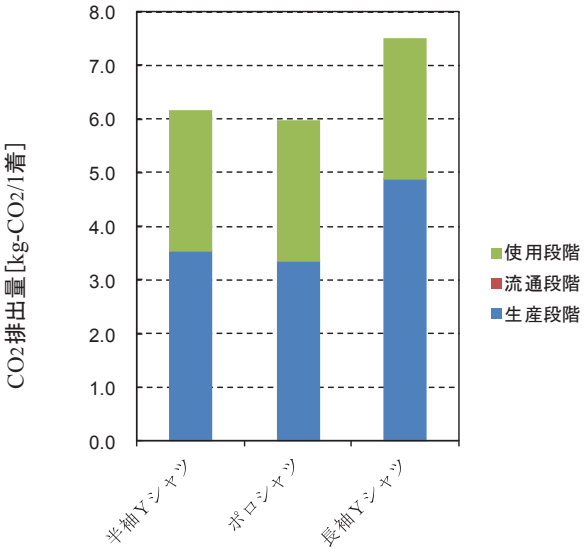


図 S2　ビズ製品の CO_2 排出量

流通段階の CO_2 排出量が少ないのは、衣料品の重量が軽いからだと思われる。

企業活動による生物多様性への影響と便益の定量的分析

Quantitative Analysis of Biodiversity Impacts and Benefits caused by companies' various activities

○髙橋和枝*[1)]、松永恵里[1)]、澤田孝[1)]、伊坪徳宏[2)]、村上佳世[2)]、本下晶晴[3)]
Kazue I. Takahashi, Eri Matsunaga, Takashi Sawada, Norihiro Itsubo, Kayo Murakami, Masaharu Motoshita
1) NTT 環境エネルギー研究所, 2) 東京都市大学, 3)産業技術総合研究所
* takahashi.kazue@ntt.co.jp

1. はじめに

生態系サービスや生物多様性から様々な恩恵を人類は受けており、例えば Costanza らによれば年間 33 兆 US$（世界の GDP の 1.8 倍）に達する経済的価値があると試算されている[1)]。企業においても資源調達、製造、エネルギー消費、廃棄にわたる企業活動が、生物多様性に影響を与える可能性を考慮することが求められている。一方、植林やアニマルパスウェイの設置など、生物多様性保全への貢献が期待される活動も盛んに実施されている。しかしながら、生態系システムは複雑であり、その因果関係を容易に把握できないことから、保全活動にどのような効果が、どの程度あるのかがなかなか把握できなかった。そこで、多様な企業活動がもたらす生物多様性への影響と便益を実務者レベルでも定量的に把握でき、他の活動との比較・集計が可能な評価指標が望まれている。これに対し、われわれは、環境経済指標、LCA、土地占有による生態系サービス損失評価指標(Ecosystem Service Loss Index on Land use, ESLI）[2)]を組合せて用いた評価方法を提案している[3)]。事例研究として、環境情報の提供や電話帳などによる紙消費、電力・水消費等による影響を定量化してきた。また、通信用建築物等の土地占有が及ぼす影響を ESLI で評価した。しかしながら、ESLI による評価結果は、物量で表現されるため、他の指標による評価結果との比較・集計ができなかった。そこで、環境経済指標、LCA、ESLI による生物多様性評価の統合化を可能とする換算係数を作成することを本研究の第一の目的とした。さらに、「地球温暖化」が、全球規模の環境影響であるのに対し、「生物多様性」は、生態系が存在する地域への直接影響が大きく、地域による差も考慮する必要がある。例えば、森林伐採による生物多様性への影響は、既に開発が進んだ都市近郊と自然豊かな山間部では異なることが推定される。そこで、価値観の地域差についても明らかにし、評価結果の納得性を向上させることを第二の目的とした。

2. 研究方法

2.1 評価対象

評価対象として、多くの企業が、生物多様性への取組みとして行っている森林保全活動を事例研究として取り上げ、具体的には全国 50 か所に分散した、総面積約 200 ヘクタールの企業の森を評価した。この企業の森では、社員やその家族が、地元森林管理団体等の指導の下、植林、下草払い、枝払い等の森林の整備活動を 15 年間にわたり続けている。その結果、保全活動を行った森林では、実生植物の発生、昆虫類の増加、樹木の生長量の増加等の変化が見られるようになってきた。また、近年では、環境教育の場としても活用されている。

2.2 評価方法

国連環境計画（UNEP）が行ったミレニアム生態系評価[4)]における生態系サービスの分類と本研究の評価の枠組みを図 1 に示す。基盤サービス（一次生産）および供給サービス（木材資源　等）を主に LCA で評価し、文化的サービス（教育、レクリエーション　等）を環境経済指標により算定する。また、供給サービスの水供給、調整サービスの水調整を ESLI で評価し、網羅的な評価をめざした。

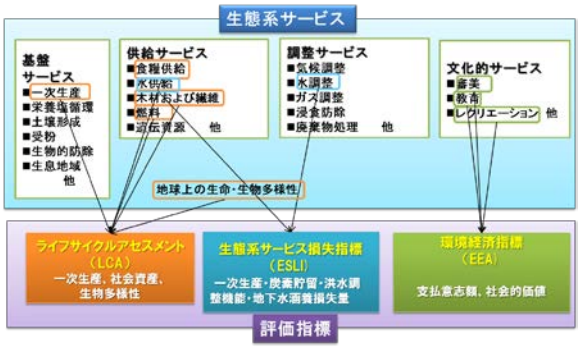


図 1　評価の枠組み

環境経済評価にはコンジョイント分析を適用した。2011 年から 2014 年かけて、インターネットを利用して一般消費者へのアンケート調査を実施し、選択型コンジョイント設問に対する回答より、ランダム効用モデルを用いて支払意志額を推計した[5]。さらに社会的価値は、支払意思額と便益を得る地域住民数を掛け合わせることにより試算した。

LCA 評価には、MiLC に利用状況等の実データを投入し、さらにバックグラウンドデータとして MiLCA に搭載されたデータベース（IDEA）を用いて評価を行った。さらに、生物多様性、一次生産の被害評価は LIME2[6]を用いて試算した。

ESLI は、産総研により開発された土地占有に伴う生態系サービスの損失量を試算する指標である[2]。メッシュごとに簡易水収支モデルを作成し、降水量、蒸発散量、浸透能より、表面流出量および浸透流量を算出し、蒸発散量については、アメダスデータを基にソーンスウェイト式からメッシュごとに算定することにより、県別の係数を算出している。この指標に企業の森の所在地および面積の実データを掛け合わせることにより、洪水調節機能損失、地下水涵養機能損失を評価した。ESLI で得られた評価の結果を貨幣価値へ換算する方法として、既存文献[7]では、森林の洪水調節機能を治水ダムの代替であるとして、治水ダムの減価償却費および年間維持費から算出しているが、本研究では、環境経済評価により、水害抑制等に対する支払意志額を求め、それを用いることにより換算を行っている。

3. 評価結果

全国の企業の森保全活動について、1 年あたりの生物多様性への影響を環境経済評価、LCA、ESLI を用いて評価した。その結果、環境経済指標によれば、一人当たりの支払い意志額は、591 円であり、さらに環境教育活動に使用することで、270 円の増額が期待できる。さらに近隣住民の人口を算出し、保全される森林の社会的価値は約 57 百万円と試算された。さらに検討を加えた結果、地域により一般消費者の支払い意志額に差があることが明らかになった。また LCA による評価の結果、森林保全活動に関わる人の移動等による直接の影響は極めて少なく、土地利用による一次生産増大の効果が大部分を占めていることが明らかになり、その換算額は約 10 百万円と試算された。また、ESLI を用いて、水に関する生態系サービス損失量を推計した。その結果、全国で洪水調節機能が 22,165m^3/yr 増大し、地下水涵養機能が 11,803m^3/yr 向上することが推算された。さらに ESLI の結果について貨幣価値化を検討しており、詳細な結果については当日、報告する。

4. 謝辞

調査では、㈱NTT ドコモ社会環境推進部の関係者各位に多大なる協力を得た。ここに記して感謝する次第である。

5. 引用文献引用文献

1) R. Costanza, R. d’Arge, R. de Groots, S. Faber, M. Grosso, B. Hannon, L. Limburg, S. Naeem, R. V. O’Neill, J. Paruelo, R. G. Raskinss, P. Sutton, M. Van den Belt, NATURE, 387, 15, (1997), pp. 253-260
2) 本下晶晴、内藤航、加茂将史、本田智則、第 7 回日本 LCA 学会、千葉、(2011)、 pp. 188-189.
3) 高橋和枝、根本康恵、杉山泰之、伊坪徳宏、村上佳世、本下晶晴、第 8 回日本 LCA 学会、滋賀、(2013) pp. 176-177
4) Millenium Ecosysitem Assessment 編、“国連ミレニアム　エコシステム評価　生態系サービスと人類の将来”、オーム社、東京、（2011）pp.83-101
5) 栗山浩一、庄子康、柘植隆宏、“初心者のための環境評価入門”、 勁草書房、東京、(2012)　pp175-200.
6) 伊坪徳宏、稲葉敦、“LIME2　意思決定を支援する環境影響評価手法”、（社）産業環境管理協会、東京、（2010）pp78-88
7) 鈴木宏文、平成 22 年度　名古屋都市センター研究報告、93、（2011）pp.1-10

様々な利害関係者の視点からの ライフサイクル影響評価における重み付け手法の比較

Comparison of weighting approaches in Life Cycle Impact Assessment from the viewpoint of different stakeholders

○横井崚佑 [1)]、中谷隼*[1)]、本下晶晴 [2)]、森口祐一 [1)]
Ryosuke Yokoi, Jun Nakatani, Masaharu Motoshita, Yuichi Moriguchi
1) 東京大学, 2) (独)産業技術総合研究所
*nakatani@env.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

ライフサイクル影響評価（LCIA）の発展と共に、LCIA の任意要素である重み付けに関しても多様な手法が開発されている。重み付けは主観的価値判断を含むため一般に自然解は存在しないと考えられ、それ故に重み付けを利用する際には各手法の原理や視点といった特徴の理解が重要であると筆者は考える。

本研究では、世界の様々な LCIA 手法の重み付けに着目し、原理及び主体の異なる複数の重み付け手法を日本で開発された LCIA 手法である LIME2 の枠組みに適用し、その結果を比較した上で様々な視点の利害関係者が選択可能な重み付け係数のセットを提示する。

2. 比較の対象と方法

まず、正規化に用いる規格値に関して、LIME2 の規格値データに基づき影響領域の規格値を算出した。その際、更新できるデータに関しては原則 2010 年度を対象として更新を行い、関連する保護象の規格値も同時に更新した。

比較に際して、各 LCIA 手法の既存の重み付け係数を用いることは手法間の枠組みや影響領域の項目、対象国の違いから適切ではないと考え、各手法の原理に基づいて、LIME2 の枠組みに合わせた新たな重み付け係数を設定した。

「物質比較型」「問題比較型」「被害算定型」というアプローチの観点、および「政府」「専門家」「一般市民」という対象とする利害関係者の視点から重み付け手法の分類を行い、本研究で新たに係数を設定するものを決定した（表 1）。本研究で新たに設定した係数について、算出方法を以下の (1)〜(4) で述べる。

表 1　本研究と LCIA 手法の重み付け係数の分類

		アプローチ		
		物質比較型	問題比較型	被害算定型
視点	政府（DtT 法）	Ecological Scarcity	EDIP2003 *本研究(4)	
	専門家（パネル法）		BEES *本研究(2)(3)	Eco-indicator99 *本研究(1)
	一般市民（経済評価法）			LIME2, EPS2000

(1) 保護対象の直接重み付け

Eco-indicator99 のパネル法による重み付け [1)] に従って、インパクト評価の専門家へアンケートを実施し、LIME2 の 4 つの保護対象に関して、和が 1 になるように直接的に重み付けすることを求めて（有効回答 9 名）、その結果を単純平均して重み付け係数を算出した。

(2) 影響領域の一対比較による重み付け

保護対象と影響領域の階層構造をふまえて、各保護対象から見た影響領域の重要性を一対比較の形式で専門家に尋ね（図 S1 参照）、(1)の保護対象の直接重み付け結果と合わせて影響領域ごとの係数を算出した。ただし、個人毎に一対比較のスケールへの選好は異なると考え、保護対象についても一対比較を行い、その結果と(1)の保護対象の直接重み付け結果が整合的になるように、一対比較のスケールを個人毎に設定した。

(3) 影響領域の重要度の分類による重み付け

BEES のパネル法による重み付け [2)] に従って、専門家に LIME2 の 15 の影響領域の重要度を 4 段階に分類することを求め（図 S2 参照）、階層分析法（AHP）の計算方法で重み付け係数を設定した。重要度の指標間の関係は表 S1 に示す一対比較結果 [2)]を基に設定した。

(4) 影響領域の削減目標に基づく重み付け

EDIP2003 の DtT 法による重み付け [3)] に従って、LIME2 の 15 の影響領域に関して表 2 の右列に示す方法によって政策的な削減目標を定め、現状と目標値の乖離の程度から重み付け係数を設定した。

3. 結果

3.1 保護対象の重み付け係数の比較

保護対象の重み付け係数の比較を図 1 に示す。比較の対象とした係数は、日本国民の視点からの LIME2 [4)] の重み付け係数、本研究で新たに設定した日本の専門家の視点からの重み付け係数、コンジョイント分析によって算出された日本国民の視点からの LIME1 [5)] の重み付け係数、AHP によって算出された日本国民の視点からの LIME1 の重み付け係数、ヨーロッパの専門家の視点からの Eco-indicator99 の重み付け係数 [1)]の 5 つ

である。なお、LIME2 の重み付け係数を相対的な割合に換算する際には、2.で更新した規格値を用いた。

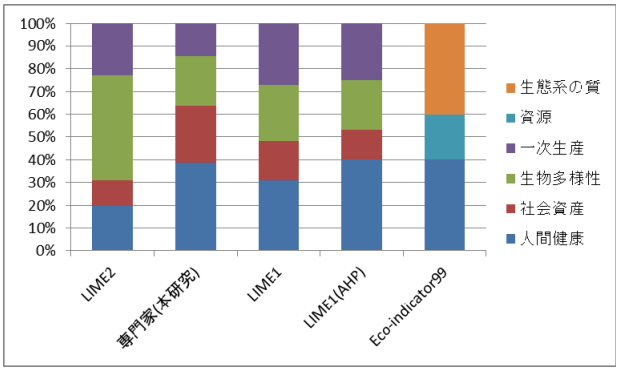


図 1 保護対象の重み付け係数の比較

図 1 より LIME2 と本研究の重み付け係数に関して、前者では生態系（生物多様性と一次生産）が、後者では人間社会（人間健康と社会資産）が重視されていることがわかる。また、本研究と Eco-indicator99 に関して、保護対象の定義が異なるため厳密な比較はできないが、概ね似た傾向を示していることがわかる。LIME1 と LIME2 の重み付け係数の違いには両者の規格値の違いも影響しており、重み付け結果に対する正規化の持つ重要性を示す結果とも考えられる。

3.2 DtT 法による影響領域の重み付け係数

政府の視点を反映した重み付けとして、政策的目標に基づく DtT 法により重み付け係数を設定した（表 2）。

表 2 DtT 法による重み付け係数と設定根拠

地球温暖化	0.9652	地球温暖化対策推進本部の正式決定
オゾン層破壊	—	削減目標が算出できないため未設定
酸性化	0.1403	環境基準
光化学オキシダント	—	削減目標が算出できないため未設定
都市域大気汚染	0.1109	環境基準
有害化学物質(大気)	0.0039	環境基準
室内空気質汚染	0.0236	室内濃度指針値
生態毒性	0.139	環境基準
富栄養化	1.4722	環境基準
騒音	—	削減目標が算出できないため未設定
廃棄物	1.1231	第3次循環型社会形成推進基本計画案
鉱物資源消費	—	削減目標がないため未設定
化石資源消費	—	削減目標がないため未設定
生物資源消費	—	削減目標がないため未設定
土地利用	—	削減目標がないため未設定

表 2 より有害化学物質の重みがもっとも小さいことがわかるが、これは現状値が目標値を大きく下回っている特定の物質について、環境基準に基づく目標値に特性化係数を乗じた結果が他の物質と比較して非常に大きく、この影響領域の目標値全体に対して支配的であることが原因となっている。有害化学物質に限らず、DtT 法による重み付け係数は恣意性の余地が大きく、解釈には十分な注意を要する。

3.3 パネル法による影響領域の重み付け係数の比較

パネル法により新たに設定した専門家の視点からの 2 つの重み付け係数（一対比較と重要度分類）の比較を図 2 に示す。同じ専門家を対象とした重み付け係数でも、質問形式により結果が変わることがわかる。保護対象と影響領域の関わりをふまえた一対比較による評価では、保護対象への被害という観点がより意識されるため、騒音のような特定の保護対象との関わりの強い影響領域の重みが大きく評価されている。一方、保護対象との関わりが明示されていない絶対評価では、資源消費のような比較的身近で問題と感じやすい影響領域の重みが大きく評価されている可能性がある。

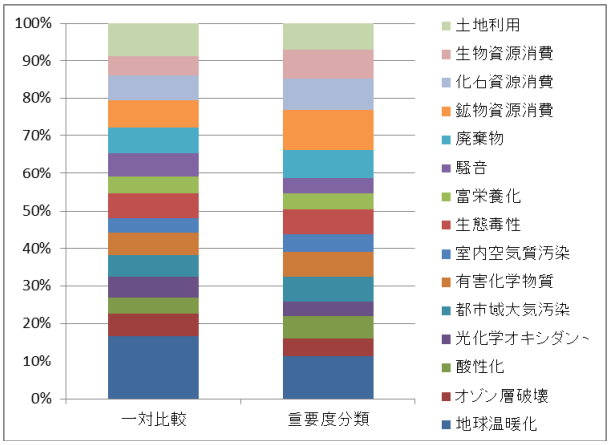


図 2 パネル法による影響領域の重み付け係数の比較

4. おわりに

本研究では原理・視点の異なる複数の重み付け手法に基づいて、新たに影響領域および保護対象の重み付け係数を設定した。それらと既存の LCIA 手法の重み付け係数との比較から、原理・主体や質問形式の違いにより重み付け結果は大きく変化し得ることがわかった。重み付け結果は単一指標で表現されるためわかりやすいという長所があるが、解釈の際には、用いられた重み付け手法の特徴の理解とそれによる適切な判断が必要となると考えられる。

謝辞 アンケートへご協力いただいたインパクト評価研究会のメンバーの方々、および LIME2 の規格値のデータを提供していただいた専門家の方に謝意を表する。

参考文献

1) Goedkoop, M. and Spriensma, R.: The Eco-indicator99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment , Third Edition (2001)
2) Lippiatt, B.C.: BEES4.0. Building for Environmental and Economic Sustainability Technical Manual and User Guide, NIST (2007)
3) Wenzel, H. *et al.*: Environmental assessment of products. Vol. 1: Methodology, tools and case studies in product development (1997)
4) 伊坪徳宏・稲葉敦 編著，“LIME2 - 意思決定を支援する環境影響評価手法”，産業環境管理協会（2010）
5) 伊坪徳宏・稲葉敦 編著，“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）

Supporting Information

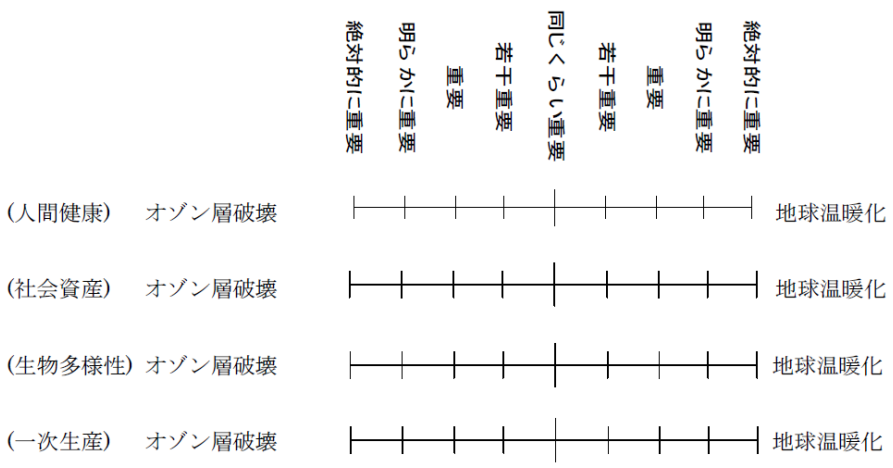


図 S1　各保護対象から見た影響領域の重要性についての一対比較の質問例

重要性 / 影響領域名	とても高い	高い	普通	低い
地球温暖化				
オゾン層破壊				
酸性化				
光化学オキシダント				
都市域大気汚染				
有害化学物質				
室内空気質汚染				

図 S2　重要度の分類の質問例

表 S1　重要度の分類における指標間の一対比較結果に基づく重み

	とても高い	高い	普通	低い	重み
とても高い	1	1.5	3	6	0.46
高い	1/1.5	1	2	4	0.31
普通	1/3	1/2	1	2	0.15
低い	1/6	1/4	1/2	1	0.08

LIME3: 世界版ライフサイクル影響評価手法の開発

Development of LIME3 –LCIA method at global scale-

伊坪徳宏 [1)]、湯龍龍 [1)]、本下晶晴 [2)]、村上佳世 [3)]、栗山浩一 [3)]、吉田謙太郎 [4)]、時松宏治 [5)]

Norihiro ITSUBO, Longlong Tang, Kayo Murakami, Masaharu Motoshita,

Koichi Kuriyama, Kentaro Yoshida, Koji Tokimatsu

東京都市大学 [1)]、産業技術総合研究所 [2)]、京都大学 [3)]、長崎大学 [4)]、東京工業大学 [5)]

Itsubo-n@tcu.ac.jp

keywords: global scale, damage assessment, normalization, weighting, impact assessment, LIME3

1.　はじめに

現在のLCIA研究は日・欧・米が独自の評価手法を提案しているが、いずれも評価対象地域が限られているため、世界が共有する環境情報を提供する手法として定着していない。

環境イノベーションを世界レベルで推進し、効果的に普及していくためには、世界各地の環境条件を反映し、かつ、一つの評価体系のもとで多様な地球規模の環境問題を評価することができる世界標準の環境影響評価手法の開発が焦眉の急である。

上記課題に応えるため、著者らは日本版被害算定型影響評価手法LIMEを世界規模に拡張した評価体系の構築に向けた検討を行った。本稿では当該研究の進捗状況について報告する。

2.　LIME3の開発目的

本研究では、日本の環境条件を反映した環境影響評価手法LIMEを「世界化」に向けて発展・拡張させるための研究を行う。

従来よりLIMEは、特性化、被害評価、統合化の三種のステップを対象に評価手法の開発を行ってきたが、本プロジェクトではLCIA研究分野で最も注目される被害評価と産業界のニーズの高い統合化を優先して評価手法の開発を行った。

３　主な研究の進捗

①　被害評価手法の開発

地球規模問題の影響領域として、地球温暖化、大気汚染、光化学オキシダント、水資源消費、土地利用、森林資源、鉱物資源、化石燃料を取り上げた。ここでは一例として、光化学オキシダントの評価例を示した。世界を10地域に分けたうえで、運命分析、暴露分析、影響分析、被害分析を実施した。LIME3では、オキシダント形成物質であるNOxとVOCを対象に二種類の排出シナリオ(ベースライン、超過排出シナリオ)を対象にした濃度予測を行うとともに、両者の差をとることで排出と濃度の定量的関係づけを行い、運命分析の結果を得た。

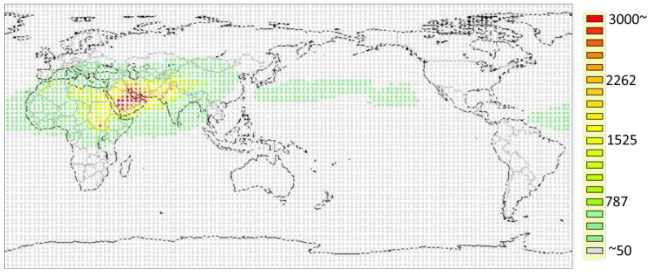


図1 NOx排出による光化学オキシダント生成の運命分析(単位: 10^{-12}(μg/m^3)/kg)

図1にNOx排出による光化学オキシダント生成の運命分析結果を示した。ここでは例として中東・北東アフリカ地域で排出された際の結果を示す。東西方向に広く濃度が分布しており、インドを含む南アジアにおける濃度変化にも寄与していることがわかる。

当該結果を影響分析に適用し、吸入暴露による健康リスクを求めた。さらに、対象地域人口と疾病1件当たりの損失余命を乗じることで被害係数を算定した。

図2にNOx排出による光化学オゾン生成による被害係数の算定結果を示した。世界10地域を対象とした被害係数を比較すると、日射量を含む気象条件や人口密度の違いにより、地域間で大きな差があることがわかる。一年を通して日射量が高く、かつ、人口が多いインド(R7)は、米国(R1)や日本(R10)に比べて40倍程度大きい。また、面積が大きいインドは9割が域内における影響であるが、中東(R5)は4割程度の被害が域外、特に南アジア(R7)で発生するものと考えられた。このような結果は東欧・ロシア(R4)、や西欧(R3)においても似た傾向が得られた。

従来の影響評価の多くは欧州や米国、日本などの限定された範囲で評価することが多かったが、地球規模に広げた分析を行うことで、他地域に及ぶ影響を含めることができ、影響の過小評価を防ぐことにつながる。光化学オキシダントの場合は、VOC排出による影響も評価した。

大気汚染や資源消費など、別の影響領域においても同様に、環境負荷の発生地域と環境影響を受ける地域の定量的関係付けのための検討を行った。

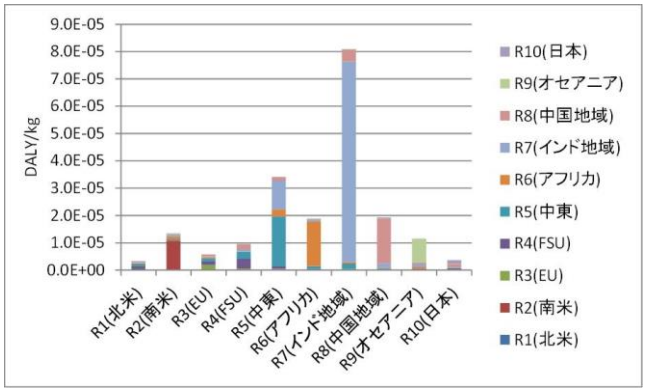


図 2 NOx の被害係数算定結果(光化学オキシダント、単位は DALY/kgNOx)

② 規格値の算出

正規化は LCIA の一ステップとして位置づけられるが、それ以外にも年間の環境影響量を表す指針値として活用することもできる。

LIME3 では、全世界における一年間の経済活動に伴う環境影響量をエンドポイントごとに算定した。192 カ国、8 種の影響領域を対象に年間の環境負荷量を被害係数に乗じて、これらの和をとることで国ごとに規格値を求めるとともに、これらの総和をとって全球規模の規格値を求めた。その結果、人間健康は 7,900 万年/年、社会資産は 4030 億米ドル/年、生物多様性は 100 種/年(維管束植物 27 万種中)、一次生産は 1,800 億トン/年という結果を得た。これらの結果は国際機関等で公表されている値等と比較し、それらが妥当であることを確認した。

③ 統合化係数の開発

経済・社会・文化的条件によって、環境に対する価値と支払意思額は異なる。そこで、世界における環境思想の違いを考慮した統合化係数の開発を行うこととした。二年前に実施したプレテストの結果によれば、先進国と新興国は統計的に有意な結果を得ることができたが、ベトナムやケニアといった途上国では調査票の内容理解が困難で、途上国全体を網羅することには限界があるものと考えられた。前年度実施したプレテストによれば、日本を対象にしたインターネット調査に基づく解析結果は面接調査による結果をほぼ再現しており、先進国はインターネット調査による実施が可能であることを確認した。

研究プロジェクト最終年度である本年度は、G20 加盟国を対象にアンケート調査を行うこととした。先進国は比較的安価で調査を実施できるインターネット調査を、新興国は調査バイアスを極力抑えることを優先して面接調査を採用した。サンプル数については、先進国は各国 500 件、新興国は各国 200 件を得て、全体で 6,189 件収集した。

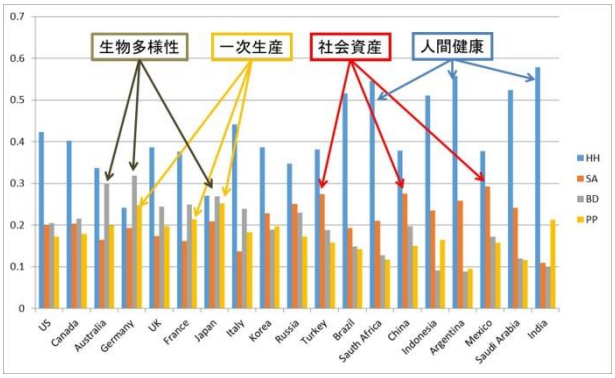


図 3 G20 を対象とした統合化係数(WF1)の算定結果

これらの結果をランダムパラメータロジットモデルで解析し、代表値のほか統計量を求めた。本研究では、保護対象 4 項目の重み付けの和が 1 となるように正規化した統合化係数(WF1)と被害量の支払意思額を算定するための統合化係数(WF2)の二種類を求めた。

図 3 に例として G20 各国の WF1 の算定結果を示した。全ての対象国において、4 つの環境属性全てで統計的に有意な結果を得ることができた。図の左からひとりあたり GDP の大きい国順に並べた。ドイツと日本を除いたほぼ全ての国が人間健康に最も高い重み付けをつけた。インド、アルゼンチン、南アフリカをはじめとした新興国は特に人間健康の WF1 が高かった。一方で、先進国は相対的に生物多様性や一次生産に対する重みが高いなどの特徴の違いが見られた。

4 今後の方針

これまでの検討を通じて、全球を対象にした被害係数と統合化係数の開発を完了した。以降は以下の内容について検討を進める予定である。

① 被害係数、統合化係数の公開：インターネットを通じて LCA 実務者が検索、情報入手、活用できる情報媒体を構築する。

② 事例研究の実施と公開：国内企業や海外研究者と連携して、地球規模の環境影響と密接に関係する製品を対象にした事例研究を行う。

③ 海外との連携：LCImpact、Impact world+など世界を対象に影響評価手法を開発している研究プロジェクトとの連携を強めるとともに、手法論の合意形成に向けた活動を開始する。

謝辞

本研究は、内閣府先端研究助成基金助成金（最先端・次世代研究開発支援プログラム、研究課題名：地球規模問題に対する製品環境政策の国際的推進を支援するライフサイクル経済評価手法の開発）において実施されました。

LIME3 における地球温暖化の被害係数の開発

Development of damage factors for global warming in LIME3

○湯龍龍*[1)]、井伊亮太[2)]、小倉真紀[2)]、時松宏治[3)]、伊坪徳宏[1)]
Longlong Tang, Ryouta Ii, Maki Ogura, Koji Tokimatsu, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) パシフィックコンサルタンツ株式会社, 3) 東京工業大学
* tang@tcu.ac.jp

1. はじめに

LIME3 (Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint level)プロジェクトでは、世界レベルにおける被害評価手法の開発を行うと共に、被害に対する経済価値額の推定も世界範囲で行う。地球温暖化による人間健康、社会資産と生物多様性の三つのエンドポイントへの被害評価は、LIME2 手法に比べて以下の特徴を有する。

- エンドポイント全般 : IPCC 第 4 次報告書における気候モデルと影響評価研究の知見を反映している。CO_2 の追加排出による追加的な被害量を求めるマージナル型手法を採用している。
- エンドポイント別 : 人間健康の評価は被害項目の網羅性を向上した。社会資産の評価はエネルギー消費量の推計方法などを更新した。生物多様性の評価は、温暖化による全球レベル維管束植物の生物多様性被害係数を新規に開発した。

本稿は温暖化による生物多様性の被害評価手法及び算定結果を紹介する。

2. 評価のフレームワーク

地球温暖化による生物多様性への影響はまだ十分に解明されていない部分が多く、LCA における評価手法の開発が遅れている。LIME2 は温暖化による生物多様性への影響を重要視するものの、被害係数が開発されていない。本研究は、維管束植物の絶滅リスクに基づく EINES (Expected Increase Number of Extinction Species)を指標とした地球温暖化による生物多様性の被害係数を開発することを目的とした。本被害係数は、国別に算定しており、気温上昇に伴う分布域の減少率の違い、及び、国別の絶滅危惧種数の生育状況の違いを反映させている。

生物多様性の評価指標として用いられる EINES は、種の平均余命 T の逆数の増加量を示す。被害係数は温室効果ガス単位量の排出による EINES の増分とし、算定式を以下のように定義した。

$$DFs = \sum_{t=1900}^{2100} \Delta D(s,t) \div E$$

$$D(s,t) = \sum_{c} \left(\left(T(s,t) - T(s,t-1) \right) \times L_c \times A_c \times DF_{land,c} \times f\left(\alpha_c(s,t) \right) \right)$$

$$\alpha_c(s,t) = T(s,t) \times L_c$$

$\Delta D(s,t)$: シナリオ s におけるベース排出と追加排出に伴う被害量の差分 (EINES)

E: 追加的排出量(kg)

$T(s,t)$: シナリオ s、時点 t における全球平均気温上昇量(℃)

A_c : 国 c の面積(m^2)

L_c : 国 c における全球平均気温上昇量 1℃に対する植物種の生育面積減少係数(%/℃)

$DF_{land,c}$: 国 c における土地改変による絶滅リスク増加量の被害係数 (EINES/m^2)

$\alpha_c(s,t)$: 国 c、シナリオ s、時点 t における生育面積減少率(%)

$f(\alpha_c(s,t))$: 生育面積減少率に応じた被害係数 $DF_{land,c}$ の補正倍率関数

3. プロセス別のモデルとデータ

3.1 気温上昇

MAGICC v5.3 モデルを用いて、ベースラインシナリオ（SRES A1B, A1FI, A1T, A2, B1, B2）と追加排出シナリオにおける 2000 年から 2100 年までの世界平均気温上昇量を得た。追加排出量(E)は、CO_2, CH_4, N_2O について、それぞれ 10Gt-C, 1Gt-CH4, 100Mt-N とした。

3.2 1℃あたり植物種の生育面積減少率

気候変化に伴う種の生育適域変化を予測するのに、ニッチベース種分布モデルがよく用いられる。種の移動能力については、完全に移動できるか、できないかで仮定されることが多い。また、種の生育面積変化に影響する地理的要因として、島嶼の場合は大陸に比べて分布可能な地域が限定されていることにより、気候変化による影響をより受けやすい可能性がある。本研究は、欧州の植物種を対象とした種分布変化率[1)]を大陸部の代表値、日本の植物分布変化率[2)]を島嶼部の代表値として、各国の大陸と島嶼部の面積に適用することによって、国別の 1℃あたり植物種の生育面積減少率を算出した。

3.3 土地改変面積あたりの絶滅リスク増加量

土地改変による面積あたりの絶滅リスク増加量($DF_{land,c}$)は、LIME3 プロジェクトで算定された土地改変の生物多様性被害係数[3)]を引用した。一方、改変面積が拡大すると、同じ改変面積でも絶滅リスクの上昇量は増加し、補正倍率を適用する必要がある。補正倍率は、日本の維管束植物の絶滅危惧種毎の異なる個体数水準での一

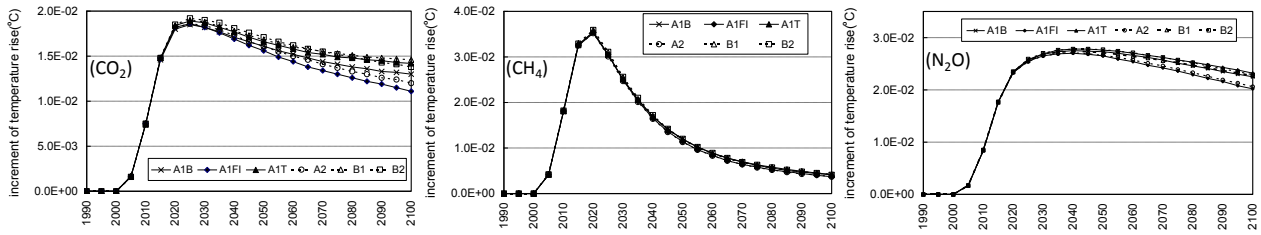


図 1 排出増加に伴う気温上昇量の増加量(10Gt-C, 1Gt-CH_4, 100Mt-N)

定減少時の EINES との関係から求めた。

4. 結果と考察

4.1 温室効果ガス排出量あたりの気温増分

図 1 に SRES シナリオ別、排出ガス別に追加排出量に伴う気温上昇量の増加量を示す。シナリオ間の違いは小さいが、追加的気温上昇量がピークとなる時期やピークを迎えた後の低下傾向などは、ガス間による違いが見られた。CH_4 はピークが最も早く 2020 年頃であり、その後は急速に低下する。CO_2 のピークは 2025 年頃とわずかに遅く、ピーク後は CH_4 ほどではないが、明白に低下している。他方、N_2O についてはピークが 2050 年頃と遅く、かつ、その後の低下も緩やかである。

4.2 被害係数

表 1 に SRES シナリオ別、排出ガス別の被害係数を示す。ガス間では、N_2O の被害係数が最も大きかった。しかし、GWP 係数を適用して CO_2(eq.)に換算すると、N_2O と CO_2 の被害係数は同程度であり、CH_4 の被害係数が約 3 倍大きかった。これは、気温上昇量の増分量（図 1）の最大値（ピーク）では CH_4 が大きかったためである。

シナリオ間の違いについて、CO_2 と CH_4 の被害係数は差が小さいのに対して、N_2O の被害係数の差が大きかった。これは補正倍率による影響が大きいと考えられる。補正倍率は気温上昇量の推移（図 1）と同様、シナリオ間において気温上昇量の乖離が広がる 2040 年頃から補正倍率が大きくなると推計された。N_2O はほかのガスに比べて、気温上昇量が後年次にピークを迎えるうえ、その後の低下も緩やかのため、より高い補正倍率が適用され、シナリオ間の違いに影響した。

被害係数の地域別内訳について、B2 シナリオを例に、地域別の被害量とその計算に使われる主なパラメータを表 2 に示す。地域別の被害量ではアジアとラテンアメリカ及びカリブ諸国が最大、欧州とオセアニアが最も小さい結果となった。その要因をみると、生育面積減少率では、大陸部と島嶼部により気温上昇に対する水準が異なっているのだが、島嶼部の比率は小さいために地域間の差異は大きくない。一方、地域別面積については、最大のアジアと最小のオセアニアで 3 倍以上の差がある。また、面積あたりの土地改変による絶滅リスク増加量は地域間による相違が大きく、ラテンアメリカ及びカリブ諸国が最大、欧州が最小で、およそ 10 倍異なる。したがって、面積と面積あたりの絶滅リスク増加量の違いが被害係数の地域差に大きく影響したことがわかった。

表 1 シナリオ別排出ガス別の被害係数(EINES/kg)

Gas / Scenario	CO2	CH4	N2O
A1B	6.51E-13	4.46E-11	2.54E-10
A1FI	6.56E-13	4.50E-11	2.75E-10
A1T	6.76E-13	4.56E-11	2.56E-10
A2	6.53E-13	4.46E-11	2.54E-10
B1	6.63E-13	4.55E-11	2.34E-10
B2	6.78E-13	4.58E-11	2.46E-10

表 2 被害係数(B2 シナリオ)の地域別内訳

	(1)Country area (1000ha)	(2)EINES/m2 (country average)	(3)D-R %/oC	DF Share (B2)
Africa	3,004,641	7.6E-11	6.5%	12.7%
Latin America and the Caribbean	2,041,331	2.4E-10	6.5%	26.3%
Northern America	1,981,618	1.2E-10	6.8%	12.8%
Asia	3,195,899	2.1E-10	6.8%	41.7%
Europe	2,299,642	1.9E-11	6.6%	2.5%
Oceania	853,692	7.3E-11	6.8%	4.0%
World total	13,376,823	1.3E-10	6.6%	100.0%

5. おわりに

地球温暖化による生物多様性への影響に関する被害係数を開発した。被害指標には生物種の絶滅リスクを採用した。CO_2、CH_4、N_2O を対象に、排出量増加に伴う気温変化、気温変化に伴う生息地変化、生息地変化による絶滅リスクの増加を国ごと、気候シナリオごとに評価した。

本研究における 2100 年までのベースシナリオ評価では、2000-7000 種の追加絶滅と算定され、これは年間 1000 種あたり 0.1～0.3 種の絶滅に相当し、ミレニアム評価報告書が示す種の絶滅速度（0.1 種/1000 種/年）と近い結果が得られた。

参考文献

1) Thomas et al.: Nature Vol 427, (2004), pp. 145-148
2) Tang et al.: 23rd Annual Meeting of the SETAC Europe, Glasgow, (2013)
3) 山口和子, 井伊亮太, 伊坪徳宏: 第 9 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, (2014)

採掘国、消費国を分類した鉱物・化石資源の被害係数の開発

～LIME の世界化

Deverопment of life cycle impact assessment indicators of mineral and fossil resource depletion for production and consumption -Globalization of LIME

○松田健士*[1)]、井伊亮太[1)]、伊坪徳宏[2)]

Takeshi Matsuda, Ryota Ii, Norihiro Itsubo

1）パシフィックコンサルタンツ株式会社, 2）東京都市大学

* takeshi.matsuda@ss.pacific.co.jp

1. はじめに

LIME2 は資源消費による経済と環境の両方のエンドポイントへの被害係数を持つLCIA手法である[1)]。これまでは日本の資源消費を評価することに特化した手法であり、主要資源において、生物多様性のような環境影響の被害係数は日本への輸出国の自然条件が反映されている。

そこで本研究では、LIME2 をベースに範囲を全世界に拡張し、各採掘国の被害係数をより多くの鉱物・化石資源について計算した。資源の採掘国（輸出国）別の被害係数に加え、消費国（輸入国）別の被害係数も作成した。保護領域としては資源消費に関連する３つの影響領域、「社会資産」「一次生産」「生物多様性」を対象とした。

2. 社会資産の被害係数

2.1 方法

社会資産は人間経済の基礎である。そのため、この影響領域はドルのような経済単位で評価される。社会資産の被害係数にはユーザコストを用いた。ユーザコストは鉱山が閉山した後も一定の収入を得るための積立額としてEL serafyにより提唱されたものである[2)]ユーザコストは資源枯渇に備えるための投資要求額にも相当する。計算方法の詳細はSI 1 に示した。

2.2 結果

各採掘国別の社会資産に係る被害係数の結果を図 1 に示した。この図では、一つの点が一国の係数を意味する。これらの値は資源の間や国の間で非常に広い範囲をとった。そのため 108US $ /トン-以下の国の値は見やすいように切り上げた。各資源の市場価格も参考のために×で表示している。四角の枠囲みは全世界の合計の生産量と埋蔵量を用いたユーザーコストの代表値である。本来ユーザーコストは各鉱山のデータから導出され、各鉱山所有者の支払うコストであるが、本研究ではデータの利用可能性の面から国単位に計算した。そのためある国での資源の枯渇は、その国へのダメージとして解釈される。

金のユーザーコストが最も高く、白金またはパラジウムより 4 倍以上大きかった。リチウムは、その巨大な埋蔵量のために最小となった。傾向として、資源が貴重なものほど、国家間の変動がより小さくなることが示された。例えば、銀の係数は、マグネシウムよりもはるかに小さい範囲に収まっている。これはどんな国でも、一般的な金属より貴重な金属ほど生産しようとするためと考えられる。

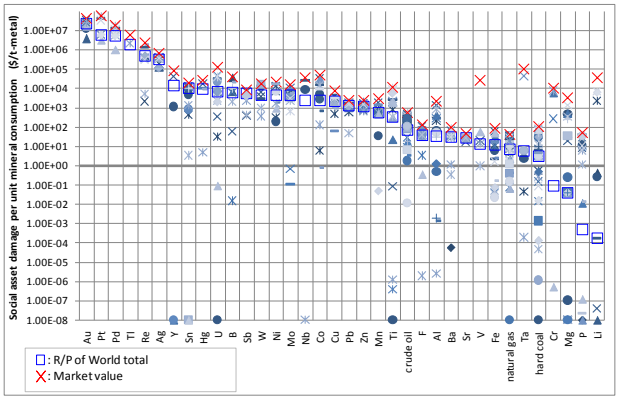


図 1 採掘国別の社会資産に係る被害係数

3. 一次生産の被害係数

3.1 方法

光合成による植物の成長量である一次生産は自然環境の基礎である。LIME では一次生産のダメージはその損失量で評価している。資源採掘は掘削・剝土と廃棄物の堆積によって土地改変も引き起こし、鉱山地域の植生および生態系を破壊するため、これらを評価する被害係数が必要である。

まず、資源使用量あたりの土地改変面積を計算し、それから単位面積あたりの一次生産の損失を乗じて、資源消費量あたりの一次生産の損失を求めた。計算方法の詳細は SI 2, SI 3 に示した。

3.2 結果

資源消費の単位量当たり NPP 損失は SI 4 に示した。この図では、一つのマーカーが一つの国の被害係数である。資源間のばらつきは非常に大きかった。プラチナやパラジウムの採掘は岩石の数万倍の NPP 損失を有した。一方、採掘国間の差はほぼすべての資源で 10 倍未満であった。インドネシアやブラジルなどの豊かな自然を持つ国は大きな被害係数を持っていた。対照的に、エジプトやサウジアラビアなどの砂漠の国の NPP 損失は非常に小さかった。リチウムとマグネシウムは、これらの鉱物をかん水から生産している国でゼロの被害係数を示した。

4. 生物多様性の被害係数

4.1 方法

LIME では、生物多様性の指標として絶滅種増加数の期待値（EINES）を採用している。これは、土地改変による個体数の減少が絶滅危惧種の種としての寿命を縮める影響をリスクとして評価したものである。

一次生産と同様に、資源使用量あたりの土地改変面積を計算し、それから単位面積あたりの EINES を乗じて、資源消費量あたりの EINES を求めた。計算方法の詳細は SI 2, SI 5 に示した。

4.2 結果

結果は SI 6 に示した。単位資源消費量当たりの EINES は NPP 損失と同様であったが、各国の単位面積当たり EINES の差が大きいため一次生産に比べて国間では大きなばらつきがあった。スズ、ストロンチウム、モリブデンでは、最高の国は最も小さい国の千倍の値を有していた。ブラジルやマレーシアなど一部の国では、NPP 損失と同様に特性化係数は大きかった。しかし、カナダは大きな NPP 損失に対して EINES が小さい。これは、カナダは絶滅種が少ないためであると考えられる。絶滅危惧種のいないいくつかの国の被害係数は完全にゼロと評価された。

5. 考察

5.1 各保護領域の被害係数の比較

図 2 に示したようにすべての特性化係数は資源の希少性に基づくため基本的に相関を示した。なお、この図には全ての保護対象で被害係数が算定された資源のみがプロットされている。

金は可採年数が短いためプラチナよりも高いユーザーコストを示したものの、プラチナの NPP 損失は金よりも高かった。これは金の一部は地下鉱山から採掘されるが、プラチナはすべて露天掘りによって採掘されているためである。また、金採掘のダメージはその副産物にも配分されていることがもう一つの理由である。リチウム、ストロンチウムなどはユーザコストの傾向と比べて一次生産、生物多様性への被害が大きい資源といえる。一次生産と生物多様性で順位が著しく異なるものは、採掘国ごとの一次生産ポテンシャルや絶滅危惧種の分布の違いの影響である。

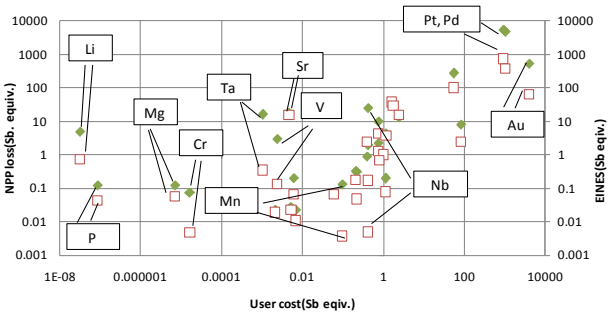


図 2 各保護領域の被害係数の関係

5.2 消費国別の被害係数作成

さらに、国際鉱石貿易データ[3)]を用いて消費国別の被害係数を作成した。ただし、輸出入のフローは鉱石についてのみ把握できたため、今回作成したのは鉱石消費国（精錬国、素材生産国）の被害係数といえる。自国で精錬まで行う国も少なくないため、大まかな傾向としては採掘国別の結果と同様となった。これらの値についても採掘国別の値と合わせて今後公表予定である。

前述の土地改変面積算出および消費国別の被害係数の作成は厳密にはライフサイクルインベントリ分析として分類されるべきである。しかし、各資源について採掘国別に土地利用面積を示すデータベースは現時点では無く、LCIA 実施者が製品に含まれる資源の輸入元を特性することも困難である。そのため、補完的な方法として本手法は開発されている。将来的には、インベントリー・データ・ベースがこれらの情報をカバーし、本手法と統合されていくことが望ましい。

引用文献

1) 伊坪徳宏，稲葉敦 “LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法”，丸善，東京，(2010)
2) El Serafy “The proper calculation of income from depletable natural resources, in environmental accounting for sustainable development”, (1989)
3) United nations “United Nations Commodity Trade Statistics Database (UN Comtrade)” , UN, <http://comtrade.un.org/>, (2013.12.5 last verified)

Supporting Information

SI 1) ユーザコストの計算方法

ユーザコストは式(1),(2)で計算される。割引後、ユーザコストの和は投資からの利子の和に一致する。市場価格が高いほど、または可採年数が小さいほどユーザコストは大きくなる。ここで、各資源の市場価格はUSGS資料●やロンドン金属取引所の市場価格から引用した。年間の生産量や埋蔵量はUSGS資料●から収集した。ここで、生産量と埋蔵量は各採掘国で異なる。割引率は一般的な３％とした。

$$Usercost_{ij} = R_{ij} - X_{ij} = \left(\frac{1}{1+r}\right)^{n_{ji}} \times R_{ij} \quad ...(1)$$

$$CF_{Social_assets,ij} = \frac{User\cos t_{ij}}{\Pr oduction_{ij}} \quad ...(2)$$

R: 資源売却からの収入 [$/year]　=生産量 [ton/year] * 市場価格 [$/ton]
X: 定常収入 [$/year]
r: 割引率 [-] =3%
n: 可採年数 [year] = 埋蔵量 [ton]/生産量 [ton/year]
i: 資源種 i
j:採掘国 j

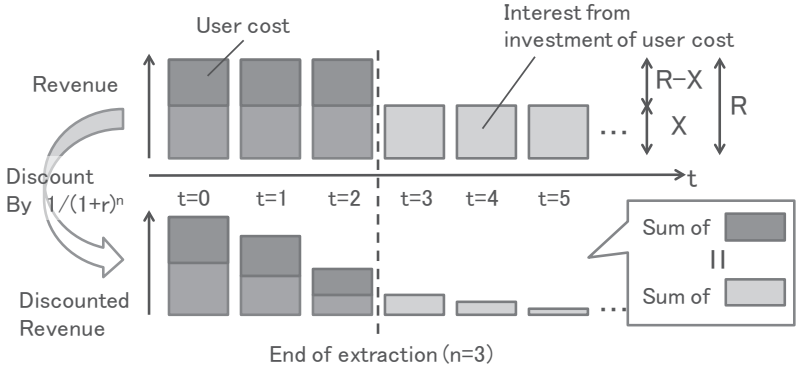


図 SI-1 ユーザコストの概念図

SI 2) 土地改変面積の計算方法

採掘と廃棄のための土地改変面積の推定を以下の採掘土地利用モデルにより求めた。これは鉱物消費による土地改変面積のインベントリ分析に相当する。このモデルでは 2 タイプの土地改変を算定した。まず採掘によって表土が引き剥がされた面積(a)が品位や鉱体厚さをもとに計算された。これはオープンピット採掘のみで考慮される。次に尾鉱と堆積土の面積（ｂ）が計算された。これは全ての鉱山タイプで考慮した。レアアースなどいくつかの鉱物は一つの鉱床から採取される。そこで鉱石の品位に応じて改変面積を配分した。原油と天然ガスではほとんど土地改変がないため、これらの係数は作成していない。各鉱山のデータ●にもとづいて国別の採掘タイプと鉱体厚さを反映した。一方、鉱石品位、堆積土と尾鉱の高さ n 隠れたフローはある鉱物資源においては採掘国によらず一定とした。石炭の品位は１００％とした。鉱石品位や隠れたフローのデータは既存文献●より求めた。

$$A_{ij} = \left\{ \begin{array}{l} \left(m_{ij} \times \frac{1}{C_i} \times \frac{1}{G_i} \times \frac{1}{D_{ij}} \right) \times S_{ij} \\ + \left(m_{ij} \times Oo_i \times \frac{1}{go} \times \frac{1}{Ho} + m_i \times Ot_i \times \frac{1}{gt} \times \frac{1}{Ht} \right) \end{array} \right\} \times L_i$$

$$\cong \left\{ \underbrace{\left(m_{ij} \times \frac{1}{C_i} \times \frac{1}{G} \times \frac{1}{D_{ij}} \right) \times S_{ij}}_{a} + \underbrace{m_{ij} \times O_i \times \frac{1}{g} \times \frac{1}{H}}_{b} \right\} \times L_i \quad (3)$$

Aij : 土地改変面積 [m2]
mij: 金属重量 [t]
Ci: 鉱石品位 [-]
G: 鉱石密度[t/m3]
Dij: 鉱体厚さ [m]
Sij: オープンピット採掘の比率 [-]
Oi: 金属と堆積土および尾鉱の重量比＝隠れたフロー [t/t-metal]
g: 堆積土と尾鉱の密度 [t/m3] *
H: 堆積土と尾鉱の高さ [m]
Li: 副産物の配分率 [-]
i: 資源種 i
j: 採掘国 j
*Oo, go: Overburden, Ot, gt: Tailing

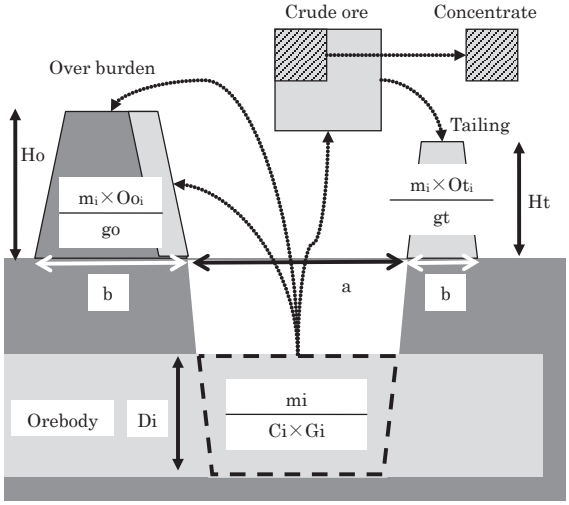


図 SI-2 土地改変面積のモデル

SI3) 一次生産損失量の計算方法

「正味一次生産（NPP)」のダメージは土地変換の面積に各国の単位面積あたり平均NPP損失にを乗じて算出した。npp_0は、採掘国における単位面積あたりの年間の潜在的な正味一次生産量である。鉱山区域のnpp_{mine}はゼロとみなした。Aは採掘国の土地改変面積である。鉱区は 50 年占有されると仮定し、直線的に 150 年かけて回復するとした。各国の潜在的正味一次生産量は一般的な統計値を用いた。

$$CF_{primary_production,ij} = \left(npp_{0,j} - npp_{\min e}\right) \times A_{ij} \times \left(50 + \frac{150}{2}\right) \qquad (4)$$

$npp_{0,j}$:潜在的な正味一次生産量 [t-NPP/year/m2]
npp_{mine}: 鉱区の一次生産量 [t-NPP/year/m2]

SI4) 一次生産の被害係数　結果

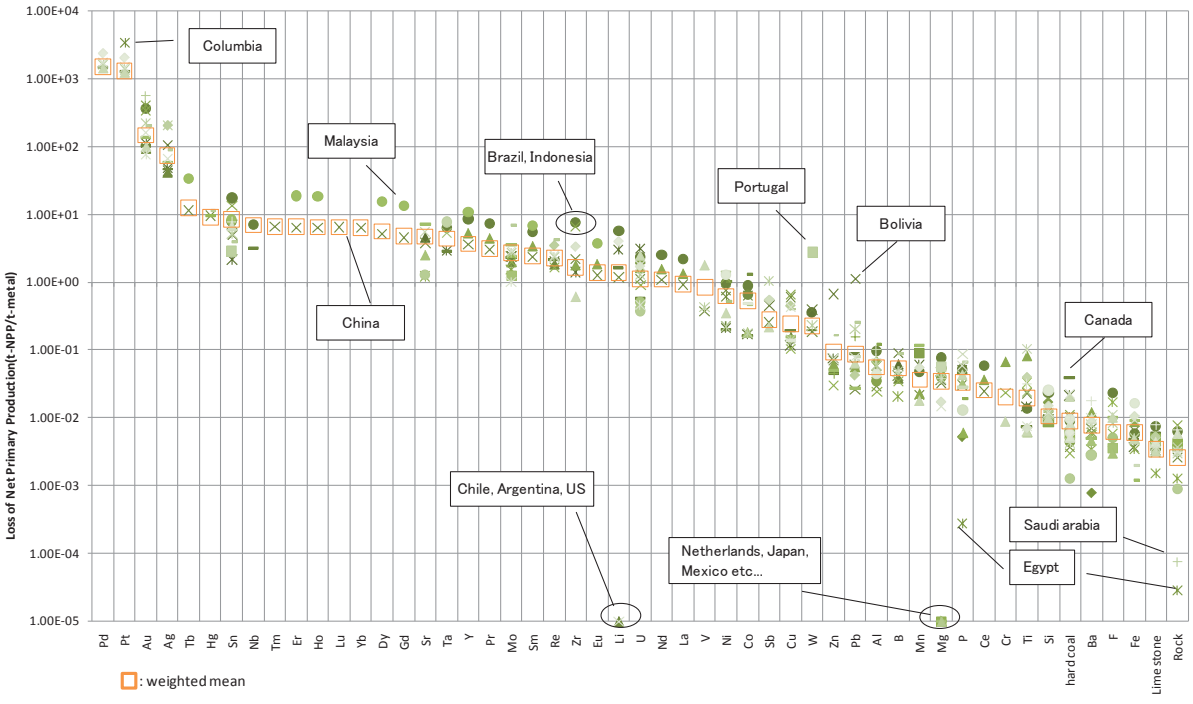


図 SI-3 各採掘国の NPP 損失の被害係数

SI5) 絶滅種数増加期待値（EINES）の計算方法

各国の単位面積あたり平均 EINES に土地変換面積を乗じて算出した。以下の式において、eines は、単位改変面積の EINES である。世界の国別の単位改変面積あたり EINES を計算する方法の詳細は別途発表予定である。

$$CF_{Biodiversity,ij} = EINES_{ij} = eines_j \times A_{ij} \qquad (5)$$

$eines_j$: 単位改変面積あたりEINES [EINES/m2]

SI6) 生物多様性の被害係数　結果

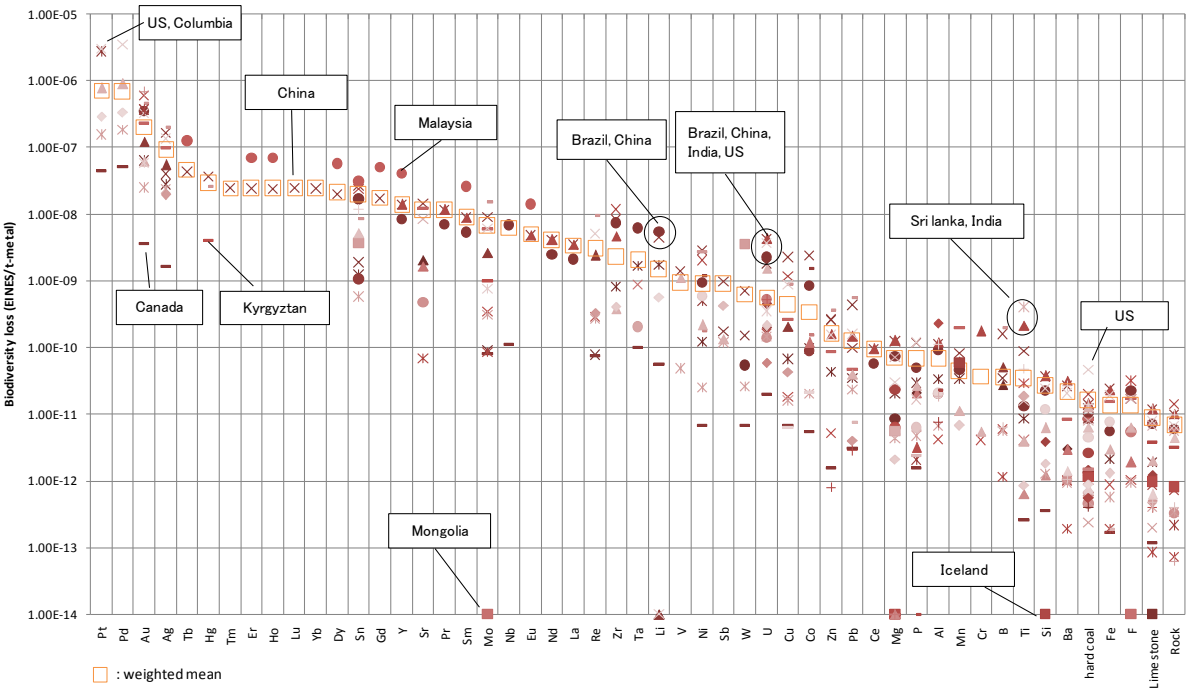


図 SI-4 各採掘国の生物多様性の被害係数

引用文献

4) United States Geological Survey (USGS), “Mineral Commodity Summaries (MCS) 2010”, (2011)

5) United States Geological Survey (USGS), “Mineral Resource Data System”, USGS, (Online), <http://tin.er.usgs.gov/mrds/>, (2012.6.1 last verified)

6) 材料物質研究機構(NIMS) “NIMS-EMC 材料環境情報データ No.8 「鉱物資源使用」カテゴリーの特性化係数”， (2005)

LIME3 に向けた土地及び森林資源利用による生態系への被害評価手法の検討

Study on methods of damage assessment for ecosystem caused by use of land and forest resources for LIME 3

○山口和子*[1)]、井伊亮太[2)]、伊坪徳宏[3)]
Kazuko Yamaguchi, Ryota Ii, Norihiro Itsubo
1) 三菱 UFJ リサーチ&コンサルティング(株), 2) パシフィックコンサルタンツ(株), 3) 東京都市大学
* kazuko.yamaguchi@murc.jp

1. はじめに

日本版被害算定型影響評価手法（LIME）では、土地利用及び森林資源利用の影響領域について、生物多様性及び一次生産を保護対象とする被害評価手法が開発された[1)]。LIME3 に向けて、LIME2 での課題や被害評価に用いるデータの利用可能状況等を踏まえ、国内及び世界における土地及び森林資源利用による被害評価手法改訂に関する検討が進められている。本稿では、生物多様性を保護対象とする被害評価手法について、先の報告[2)]以降の検討状況を報告する。

2. 方法

2.1 土地利用の被害係数の拡張

既報[2)]に示したように、LIME3 に向けては、LIME1/2 と同じく維管束植物の絶滅リスク増加分（絶滅危惧種の平均絶滅時間の逆数の差分）を指標として、改変前の土地利用区分別の新たな被害係数を日本国内について計算した。一方、各国別被害係数については、絶滅リスクの計算に用いるデータが世界では利用できないため、国内の被害係数を各国に拡張することとした。被害係数は利用する土地の単位面積あたりの被害量として示されるため、各国への拡張にあたっては各国の単位面積あたりの土地利用の絶滅リスクへの影響度合いを表す必要がある。当初は既報[2)]のように、LIME1 で用いた IUCN 植物レッドリストの国別絶滅危惧種数（CR、EN、VU）[3)]を各国国土面積で除した値を拡張係数として用いることを検討したが、国により 6 桁もの大きな差が生じ、また面積が小さい国の値が高くなる傾向が見られ（図 1）、面積の影響を排除した、より適切な拡張係数を検討することが必要と考えられた。

そこで、生物学における種数－面積関係を考慮した拡張係数を検討した。まず、各国の絶滅危惧種数と国土面積について、以下の回帰式を得た。

$$\log(S') = 0.2903 + 0.2329 \times \log(A) \quad (1)$$

S': 国土面積から推計される絶滅危惧種数
A: 国土面積（1000ha）

各国の実際の絶滅危惧種数（*S*）と、上記の式を用いて各国の国土面積から推計される絶滅危惧種数（*S'*）との比を求め、日本の当該値との比を求めた。

$$F = \left(\frac{S_c}{S'_c}\right) \div \left(\frac{S_j}{S'_j}\right)$$

F: 日本国内の被害係数から各国別被害係数を計算するための拡張係数
S: 各国の絶滅危惧種数
S': 各国の国土面積から推計される絶滅危惧種数
c: 対象国 *c*、*j*: 日本

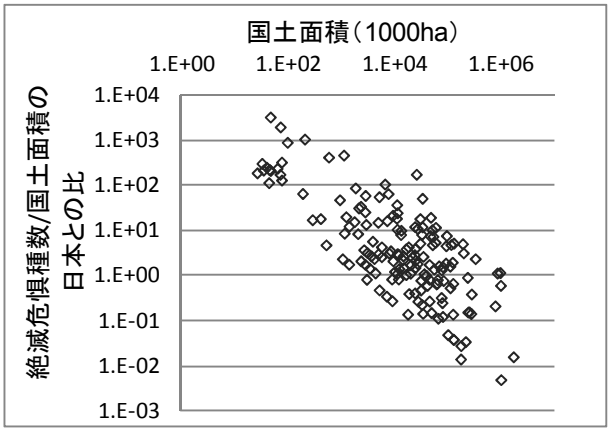


図 1 国土面積と絶滅危惧種数/国土面積の日本との比

2.2 森林資源利用の被害係数

土地利用の被害係数の 1 つとして計算した森林の被害係数について、LIME2 での方法に準じて、森林資源利用の被害係数（単位重量あたり）を計算した。

具体的には、まず、森林資源を採取するほど十分に成長した森林の各国単位面積あたり蓄積量を推計するため、日本の 8 齢級以上の天然林の蓄積・面積[4)]から計算した単位面積あたりの蓄積量と、FAO[5)]等の各国の森林の面積・蓄積データから計算した日本の単位面積あたり蓄積量との比を求め、その値で各国の単位面積あたり蓄積量の値を補正した。

$$\frac{FS'_c}{FA'_c} = \frac{FS_c}{FA_c} \times \left(\frac{FS_{j,8}}{FA_{j,8}} \div \frac{FS_j}{FA_j}\right) \quad (2)$$

FS: 各国の森林蓄積（m^3）、*FA*: 各国の森林面積（ha）
': 補正後、8: 8 齢級

次に、各国の森林の被害係数を、前述の補正後の各国の単位面積あたり蓄積量と森林資源の単位体積あたりの重量で除して、各国の森林資源利用の被害係数（単位重量あたり）を求めた。なお、非植林の割合[5)]を考

慮した被害係数や、木材製品別の被害係数も検討した。

$$DF_{FR,c} = DF_{LU_forest,c} \times 10^4 \div \left(\frac{FS'_c}{FA'_c} \times a \right) \quad (3)$$

$DF_{FR,c}$: 各国の森林資源利用の被害係数（EINES/t）
$DF_{LU_forest,c}$: 各国の森林の被害係数（EINES/m^2）
a: 単位体積あたりの重量（=0.5 t/m^3）

3. 結果・考察

3.1 土地利用の被害係数の拡張

国内の土地利用の被害係数を各国に拡張するための係数の計算結果を図 2 に示す。拡張係数が最大の国はエクアドルで 134、それに次ぐ国はマレーシア、ジャマイカ、スリランカ、カメルーンとなった。低緯度に位置する国で相対的に高い値となっており、各国の土地利用による絶滅リスクへの影響度合いをある程度、相対的に示せたものと考えられる。

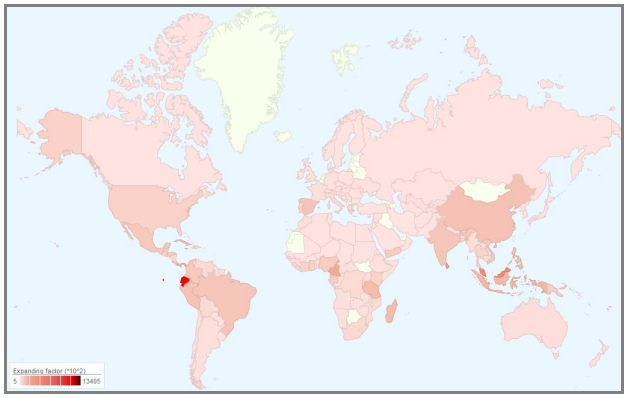
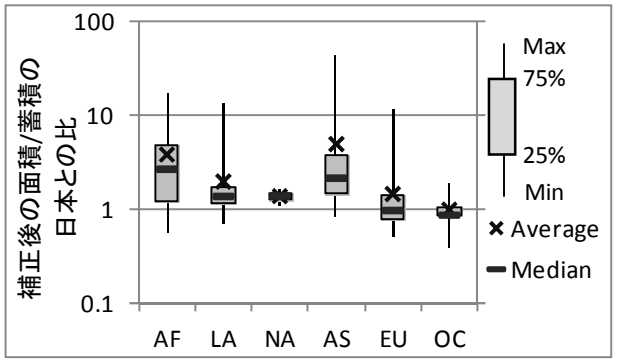


図 2 各国の拡張係数（×100 で表示）

3.2 森林資源利用の被害係数

同量の森林資源を得るために必要となる森林の相対的な面積を示すため、各国の森林の蓄積あたり面積の数値を日本と比較した結果を図 3 に地域別に示す。平均値ではアジア、アフリカが大きく 3～5 程度、ヨーロッパやオセアニアが小さい結果となった。



AF: Africa, LA: Latin America and the Caribbean, NA: Northern America, AS: Asia, EU: Europe, OC: Oceania

図 3 補正後の森林面積/蓄積の日本との比

各国の森林資源利用の被害係数の計算結果を図 4 に地域別に示す。日本の係数は LIME2 よりも小さい結果となったが、これはベースとなる森林の被害係数の算定方法が LIME2 と本検討で異なり、本検討で計算した係数は既報 [2]で示したように日本の森林面積の広さにより値が小さくなったためと考えられる。地域平均ではアジアやラテンアメリカは相対的に高く、低緯度に位置する国が多いことが影響したと考えられる。

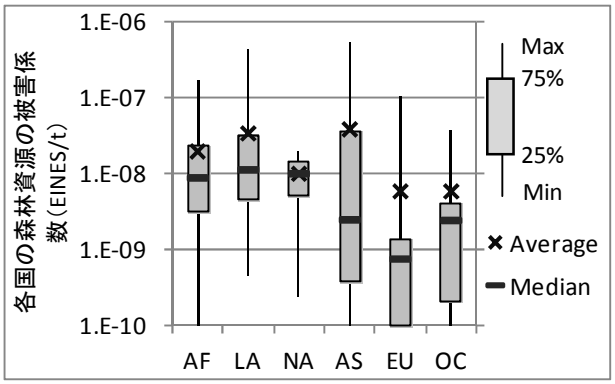


図 4 各国の森林資源利用の被害係数

4. おわりに

本稿では、維管束植物の絶滅リスクを指標とした世界各国の土地利用の被害係数について、日本国内の被害係数を拡張して計算する方法を検討した。現時点での世界規模のデータの入手可能性を考慮すると、本手法は現実的と考えられるが、さらに、各種の絶滅リスクの大小を考慮（例えば絶滅危惧カテゴリごとに重み付け）することが期待される。また、日本国内・各国ともに維管束植物以外の分類群も評価対象に含めることも課題である。

森林資源利用の各国被害係数については土地利用の被害係数をベースとして算定を行った。土地利用の被害係数とともに、森林をより詳細に区分した係数の開発が期待される。

引用文献

1) 伊坪徳宏, 稲葉敦 編著, “LIME 2－意思決定を支援する環境影響評価手法”, 社団法人産業環境管理協会, 東京, (2010), pp. 412-494.
2) 山口和子, 井伊亮太, 伊坪徳宏: 第 8 回日本 LCA 学会研究発表会, 草津, (2013), pp 162-163.
3) IUCN: ”IUCN Red List version 2012.1: Table 6b: Red List Category summary country totals (Plants)”, The IUCN Red List of Threatened Species, (オンライン), 入手先<http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>, (参照 2012-9-4).
4) 林野庁: “森林資源の現況 (平成 19 年 3 月 31 日現在)”, 林野庁 (オンライン), 入手先<http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h19/index.html>.
5) FAO: “Global Forest Resources Assessment 2010”, FAO (オンライン), 入手先<http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>.

LIME3: G20 を対象とした統合化係数の開発

Development of weighting factors for G20 countries

○村上佳世*[1)]，栗山浩一[1)]，吉田謙太郎[3)]，時松宏治[4)]，伊坪徳宏[2)]
Kayo Murakami, Norihiro Itsubo, Koichi Kuriyama, Kentaro Yoshida, Noboru Tokimatsu
1) 京都大学，2) 東京都市大学，3) 長崎大学，4) 東京工業大学
*murakamikayo@gmail.com

1. はじめに

LIME（被害算定型影響評価手法）は，ライフサイクル影響評価（Lifecycle impact assessment, 以下 LCIA）の一手法である．既に開発された LIME2 では，日本の環境条件を反映しつつ，特性化から統合化までを一貫して分析することができる. LIME2 の係数リストは LCA 日本フォーラムホームページにおいて公開されており，既にその利用実績は 300 件を超える．また，UNEP によって世界の LCA 研究を牽引する手法の一つとしても紹介されている．しかしながら，LIME2 は日本の環境条件と日本国民の環境意識を反映しているため，他国で利用されることは少ない．LIME3 の目的は，わが国の企業が汎用的に利用する環境影響評価手法 LIME の世界化に向けた発展と拡張である．

LIME の特長は，「特性化」・「被害評価」・「統合化」の 3 ステップを踏むことによって, 任意の社会における環境条件や環境意識を反映した LCIA を実施できることである．「統合化」の結果を貨幣単位でも評価できるため，費用便益分析にも利用することができる[1]．本稿では，世界化に向けた国別の統合化係数の推計を目的として，2013 年 8 月～9 月に 19 カ国（G20）で実施した大規模調査に基づき，その結果と便益移転等への応用可能性についての検討状況を報告する．

2. 手法の概要

2.1 統合化の目的

「統合化」のステップにおいては，被害評価の結果として得られた複数の保護対象（損失余命や絶滅種数等）に関する被害量を，選択型実験を用いて統合指標にする．経済・社会・文化的条件によって保護対象間のトレードオフ関係は異なり，統合化係数が異なることが予測される．そこで，世界 19 カ国の国民を対象に各国で選択型実験を実施し, 国別に統合化係数を推計する．これにより，経済・社会・文化的な違いを考慮した影響評価手法を構築することができる．2012 年 1 月～2013 年 1 月の間に小規模の事前調査を複数回実施し，規格値（評価対象の被害量）と調査票を修正した上で，2013 年 8～9 月に大規模な本調査を実施した．

2.2 調査の設計

調査の主なプロセスは，①サンプルセレクション，②調査票の作成，③インタビュー，④推計の４つである（詳細は Itsubo et al. (2012)に詳しい）．無作為抽出によるサンプリングの後，インターネット普及率の高い先進諸国では WEB 調査を，新興国では面接調査を実施した．調査票の内容は，4 つのエンドポイント（人間健康，社会資産，生物多様性，植物の一次生長）の被害量と被害の要因についての説明，それらを回答者が評価するための選択型実験，最後に回答者の個人属性について尋ねる設問で構成されている．調査から得られたデータを統計解析して，各エンドポイントについて 1 単位の被害量を回避するための支払意思額を推計する．データの解析にはランダムパラメータロジットモデルを利用し，環境意識の多様性を反映させた．解析結果を地球規模問題の被害評価手法のモデルと統合することで，国別の影響評価モデルが完成する．表 1 は，調査に用いた規格値（現状被害量）の一覧である．

表1　本調査で用いた被害量規格値

Safeguard subject	Human health	Social assets	Biodiversity	Primary production
units (→)	DALY	US$	EINES	tons
LIME1*	4.8E+05	2.2E+10	7.9E-01	2.0E+08
LIME2**	6.4E+05	4.2E+10	9.3E-01	1.8E+08
LIME3***	7.9E+07	4.0E+05	1.0E+02	1.8E+10

*Itsubo et al. 2004, national average, **Itsubo et al. 2012, national average, ***this study, global scale.

2.3 推計モデル（ランダムパラメータロジットモデル）

ランダムパラメータロジットモデルは，ランダム効用理論に基づいた推計手法であり，個人の効用関数は以下のように誤差項を含んだ形で定義される．

$$U_i = V_i(x_i,\ m_i) + \varepsilon_i, \qquad (1)$$

ここで x_i は選択肢 i の属性ベクトル，m_i は選択肢 i の貨幣属性である．本稿で推計するのは，以下の効用関数である．

[1] 被害評価をベースとする統合化手法には，LIME の他に，Eco-indicator 99 (Goedkoop and Spriensma 1999)，EPS (Steen 1999)，ExternE (EC 1998, 2005)などがある．統合化手法に関する詳しい議論は Ahlroth et al. (2011)を参照のこと．

$$V_{in} = \beta_{n1}x_{i1} + \beta_{n2}x_{i2} + \beta_{n3}x_{i3} + \beta_{n4}x_{i4} + \beta_m m_i, \quad (2)$$

サブスクリプト 1～4 は，LIME における 4 つのエンドポイント（人間健康，社会資産，生物多様性，植物の一次生長）を示す．nは各回答者を表し，回答者ごとに異なる選好パラメータ $\beta_{n1}, \beta_{n2}, \beta_{n3}, \beta_{n4}$ を想定したモデルとなっている．

各選好パラメータが任意の確率密度で分布すると仮定すると，回答者 n がシチュエーション t で選択肢 i を選択する確率は次のように表せる．

$$P_{nit} = \int L_{nit}(\beta_n) f(\beta_n) d\beta_n. \quad (3)$$

※ここで，$L_{ni}(\beta_n) = e^{V_{ni}(\beta)} / \sum_{j=1}^{J} e^{V_{nj}(\beta)}$，(3)式は積分値．

この選択確率に基づいて最尤法を適用することにより，(2)式の各パラメータを推計することができる．

推計されたパラメータから，以下の 2 種類の統合化係数（weighting factors）を得る．WF1 が貨幣換算した係数，WF2 は WF1 と被害量の規格値（*NV*, normalization value）を用いて合計 1 となるポイントで表される係数である．

$$WF1(MWTP) = \frac{dm}{dx_i} = -\frac{\beta_i}{\beta_m} \quad (4)$$

$$WF2 = \frac{WF1\,(Safe) \times NV\,(Safe)}{\sum_{Safe}\left(WF1(Safe) \times NV(Safe)\right)}. \quad (5)$$

※β_i はβ_{ni}の平均値．*Safe* は各エンドポイントを示す．

3. 推計結果

各国の統合化係数の算定結果を表 2 に示す．また，先進諸国と新興諸国の WF2 を図 1 と 2 に示した．先進諸国では健康と生物多様性を，新興諸国では健康を特に重視する傾向がある．他に，各国の出生時平均余命と健康の重要度との間に負の相関がみられる等，経済・社会・文化的条件の違いが各国の統合化係数に影響を与えており，その関係を 19 か国の国別の統合化係数を用いて横断的に検証し，統合化係数の移転可能性について検討する．

図 1　先進諸国（G8）の無次元統合化係数

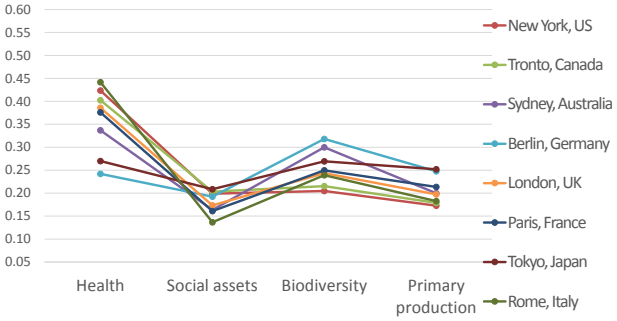
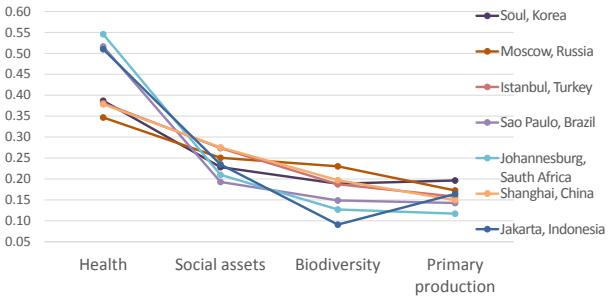


図 2　新興国（+11）の無次元統合化係数



参考文献

Ahlroth S., M. Nilsson, G. Finnveden, O. Hjelm, E. Hochschorner, Weighting and valuation in selected environmental systems, analysis tools - suggestions for further developments, J. Clean Prod., Vol. 19, 2011, pp. 145-156.

Goedkoop M., R. Spriensma, The eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report, 1999.

Itsubo N., M. Sakagami, T. Washida, K. Kokubu, A. Inaba, Weighting across safeguard subjects for LCIA though the application of conjoint analysis. Int. J. Life Cycle Assess., Vol. 9, 2004, pp.196-205.

Itsubo N., M. Sakagami, K. Kuriyama, A. Inaba, Statistical analysis for the development of national average weighting factors — visualization of the variability between each individual's environmental thoughts, Int. J. Life Cycle Assess., Vol. 17, 2012, pp.488-498.

表2　推計結果（各国の統合化係数一覧）

	US	Canada	Australia	Germany	UK	France	Japan	Italy	Korea	Russia	Turkey	Brazil	Sauth Africa	China	Indo-nesia
(Sample size→)	483	543	484	509	515	508	591	513	184	177	191	182	179	199	176
↓ Safeguard subject	***Weighting factors (WF1) *unit:US$, per person***														
Human health	1.E+04	6.E+03	6.E+03	5.E+03	7.E+03	9.E+03	3.E+03	2.E+04	7.E+03	6.E+03	3.E+04	1.E+04	2.E+04	2.E+04	2.E+04
Social assets	9.E-01	6.E-01	6.E-01	8.E-01	7.E-01	7.E-01	5.E-01	1.E+00	8.E-01	8.E-01	4.E+00	7.E-01	2.E+00	3.E+00	2.E+00
Biodiversity	8.E-01	6.E-01	9.E-01	1.E+00	8.E-01	1.E+00	6.E-01	1.E+00	6.E-01	7.E-01	2.E+00	5.E-01	9.E-01	2.E+00	6.E-01
Primary production	4.E-01	3.E-01	3.E-01	5.E-01	4.E-01	5.E-01	3.E-01	6.E-01	3.E-01	3.E-01	1.E+00	3.E-01	4.E-01	8.E-01	6.E-01
↓ Safeguard subject	***Weighting factors (WF2) *the sum equals one***														
Human health	0.42	0.40	0.34	0.24	0.39	0.38	0.27	0.44	0.39	0.35	0.38	0.52	0.55	0.38	0.51
Social assets	0.20	0.20	0.16	0.19	0.17	0.16	0.21	0.14	0.23	0.25	0.27	0.19	0.21	0.28	0.23
Biodiversity	0.20	0.22	0.30	0.32	0.24	0.25	0.27	0.24	0.19	0.23	0.19	0.15	0.13	0.20	0.09
Primary production	0.17	0.18	0.20	0.25	0.20	0.21	0.25	0.18	0.20	0.17	0.16	0.14	0.12	0.15	0.16

*We described results of G20 countries excluding Argentina, Mexico, Saudi Arabia and India, since their results are not statistically significant.
**The standard units of safeguard subjects are 1DALY, 1US$, 1 specy, 100 million tons, respectively.

将来の食料・バイオ燃料の需要に関わる土地制約

Land constraints associated with future food and bioenergy demand

○田村賢人*[1)]、吉川直樹[1)]、天野耕二[1)]、橋本征二[1)]
Kento Tamura, Naoki Yoshikawa, Koji Amano, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0013ir@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

近年、エネルギー問題、環境問題、地域開発などの観点から、農作物を原料とするバイオ燃料の導入が進められ、需要が増加している。一方、開発途上国における人口増加や経済成長に伴い食料需要も増加しており、バイオ燃料と食料の競合が問題となっている。この問題に関しては、バイオ燃料の需要増加が世界的な食料価格に影響を与えることが明らかになっている[1)]。また、現在、世界の62ヵ国で食料用の農地が土地利用の限界を超えているともされ[2)]、このような中、食料に関する世界の農地必要量は、2100年までに最大26億6,900万ヘクタールに達するとも推計されている[3)]。したがって、食料・バイオ燃料の双方を考慮した将来の土地制約について検討しておくことが重要と考えられる。しかしながら、既存の研究ではバイオ燃料に関して考慮しているものが少なく、バイオ燃料について考慮しているものは、食料の対象品目が少ない。将来の農地の必要量や農地に関わる土地制約を検討するためには、より詳細な推計が必要である。

このようなことから、本研究では、食料とバイオ燃料の両方の需要に関わる世界の農地必要量を推計し、農地の供給可能面積との比較を行う。このため、今後の詳細な食料需要を考慮した食料用作物需要量の推計と、今後のバイオ燃料政策を考慮したバイオ燃料用作物需要量の推計を行う。

2. 方法

2.1. 研究の枠組み

本研究では、棟居ら[4)]を参考に、世界の184の国・地域を対象として、世界食糧農業機関(FAO)の食料需給表[5)]に記載されている96品目の食料用の作物需要量を推計する。また、吉本ら[6)]を参考に、自動車燃料として使用されるバイオ燃料用の作物需要量を推計する。本研究の推計フローを図1に示す。なお、推計基準年は2007年とし、2010年より2100年まで10年ごとに推計を行う。

2.2. 食料用作物需要量の推計

1人1日あたりエネルギー摂取量[5)]および消費類似性指数と1人当たりGDP(PPP)[7)]との関係を導出し、今後の途上国の発展、すなわち、エネルギー摂取量と消費の内訳の変化を考慮して、今後の最終消費レベルでの食料需要量を推計する。消費類似性指数(CSI)は次式で表される。

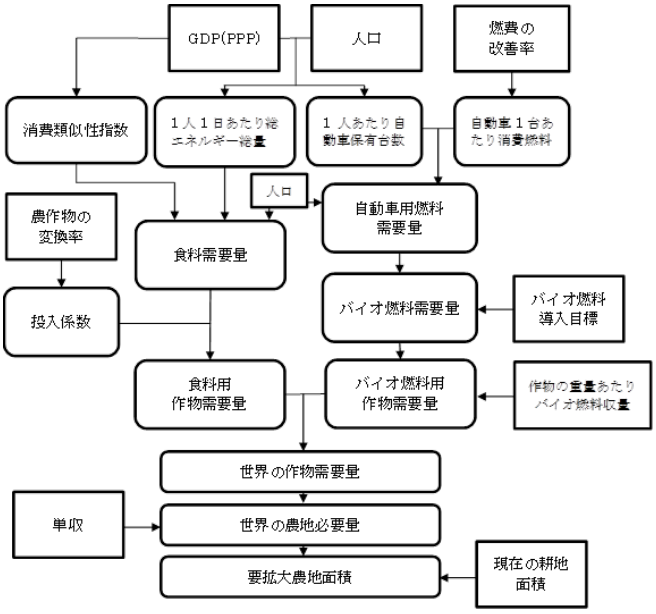


図1 推計フロー

$$CSI_{j,k} = 1 - \frac{1}{2}\sum_{i}\left|\frac{CAL_{i,j}}{CAL_j} - \frac{CAL_{i,k}}{CAL_k}\right|$$

ここで、iは食品、j,kは異なる2つの地域、$CAL_{i,j(i,k)}$は地域$j(k)$における食品iの1人1日あたりエネルギー摂取量(kcal/人/日)、$CAL_{j(k)}$は地域$j(k)$における1人1日あたりの総エネルギー摂取量(kcal/人/日)を表す[8)]。

畜産物、食料加工品へ投入された作物については、国際貿易分析プロジェクトのデータベース(GTAP)[9)]における産業部門間の取引額とFAOの「農作物の技術変換率」報告書[10)]より投入係数を求め、最終消費レベルでの食料需要量から一次生産レベルでの食料需要量を推計する。

2.3. バイオ燃料用作物需要量の推計

各国の1人あたりGDP(PPP)[7)]と1人あたり自動車保有台数との関係から、今後の自動車保有台数を推計する。自動車の燃費改善率の設定から自動車1台あたり燃料消費量、自動車保有台数から自動車の燃料需要量を推計する。この値と各国のバイオ燃料導入目標からバイオ燃料需要量を算出し、作物の重量あたりバイオ燃料収量で除することにより、バイオ燃料用作物需要量を推計する。

2.4. 農地必要量の推計

食料用作物需要量とバイオ燃料用作物需要量を足し合わせ、世界の作物需要量を求め、各作物の単収の経年変化を考慮して世界の農地必要量を推計する。

3.　結果と考察

3.1.　食料用作物需要量

基準年である 2007 年の日本人 1 人あたり作物需要量の推計結果を図 2 に示す。一次生産レベルの年間作物需要量の合計は 705 kgと推計され、最終需要レベルの年間作物需要量の合計 334 kgのおよそ 2.1 倍となった。作物品目別にみると、穀物、糖料作物、大豆などの一部油糧作物が間接的に多く消費されていると推計された。

また、2007 年の 1 人あたり作物需要量の世界平均の推計結果を図 3 に示す。一次生産レベルの年間作物需要量は 983 kgであり、日本に比べ糖料作物の需要が多い結果となった。また、世界全体では約 64 億 t の作物需要があると推計された。これは世界の作物生産量の 96%にあたり、ほぼ基準年の状況を再現できる結果となった。

3.2.　農地必要量

上記の作物需要量に対する農地必要量は 12 億 5000 万ヘクタールと推計された。これは、対象品目の農地面積である 12 億 8000 万ヘクタールの 98%にあたり、ほぼ基準年の状況を再現できる結果となった。

4.　おわりに

現状では、構築した推計モデルで基準年における食料用作物需要量とそれに関わる農地必要量を推計したところであり、今後バイオ燃料の推計を加え、将来の分析を行っていく。その結果については学会当日に報告する。

謝辞：本研究は、環境省環境研究総合推進費（S-11-2）による成果である。ここに記して深謝する次第である。

参考文献

1)　小泉達治:バイオ燃料と食料需給 エネルギーと食料の「競合」を超えて、農林統計協会、2009
2)　Fader, M. et al.: Spatial decoupling of agricultural production and consumption: quantifying dependences of countries on food imports due to domestic land and water constraints, Environmental Research Letters, 8, 014046, 2013
3)　棟居洋介、増井利彦 : IPCC 排出シナリオ（SRES）にもとづいた世界の農地必要量の変動要因分析、環境科学会誌、22(2)、73-90、2009
4)　棟居洋介、増井利彦：IPCC 排出シナリオ(SRES)にもとついた世界の食料必要量の長期推計、環境科学会誌、21(1)、63-88、2008
5)　FAO ：FAOSTAT、http://faostat.fao.org/、2013 年 11 月アクセス
6)　吉本皓亮ら：バイオエタノール需要増を考慮した地球規模の食料需給構造と土地利用改変に関する研究、環境システム研究論文集、36、255–263、2008
7)　World Bank：http://data.worldbank.org/、2013 年 8 月アクセス
8)　FAO: World agriculture: towards 2015/2030, An FAQ perspective, 285-288, 2003
9)　Narayanan, B. et al.: Global trade, assistance, and production: The GTAP 8 Data Base, Center for Global Trade Analysis, Purdue University, 2012
10)　FAO: Technical conversion factors for agricultural commodities, 2000

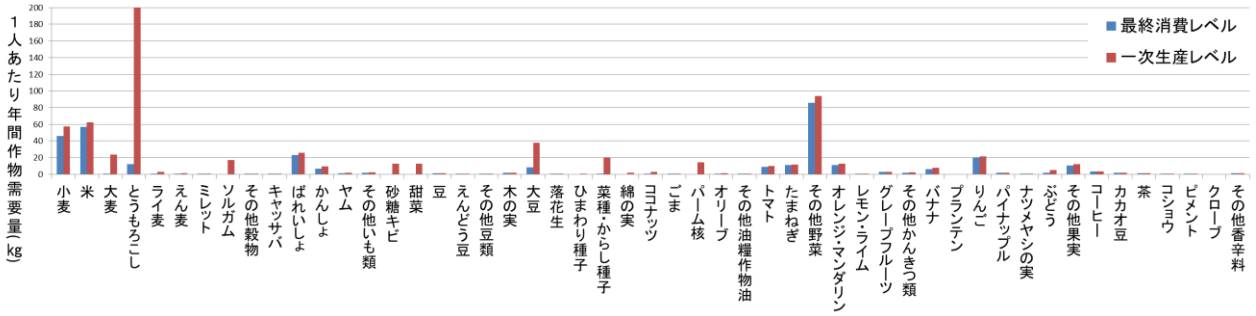


図２ 日本人１人あたり年間作物需要量の推計結果(2007 年)

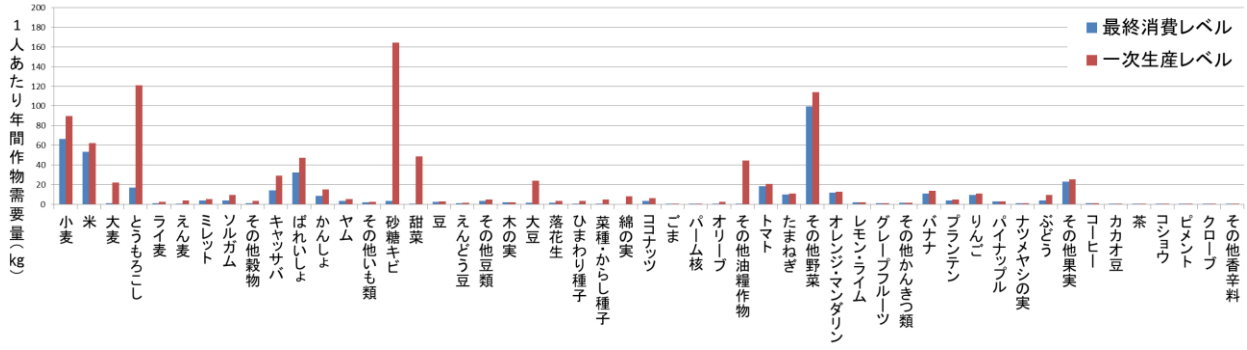


図３ 世界の１人あたり年間作物需要量の推計結果(2007 年)

構造経路分析を用いた農産物のフロー分析

Flow Analysis on Agricultural Products using Structural Path Analysis

○尾下優子*1)、菊池康紀 2)
Yuko OSHITA, Yasunori KIKUCHI
1) 神戸大学、2) 東京大学
*y_oshita@maritime.kobe-u.ac.jp

1. はじめに

国内の農林水産業は農業者の高齢化や農産物貿易の自由化など、難問が山積している。食の安心・安全のもと、国内のサプライチェーンを頑健に設計するためには、農林水産業プロセス、社会システム、需給構造を含めたイノベーションが必要といえる。農林水産物においては、主製品である食糧や素材等高付加価値製品に加え、バイオマスエネルギーとしての副産物利用など、新たな価値が生み出されている。本研究では、国内における農林水産物のフローを分析し、現状を解析するとともに、バイオマス変換技術等の導入による頑健性の高いサプライチェーンを設計することを目指す。

2. 方法

本研究では、農林水産物のフローを特定するために、環境的に重要なサプライチェーンを特定する研究などで多く用いられる、産業連関分析の構造経路分析(Defourny and Thorbecke, 1984; Lenzen, 2002)を応用する。まず、産業連関モデルを用いて、各産業の国内生産額を表すと以下の(1)式になる。

$$\mathbf{x} = \left(\mathbf{I} - \mathbf{A}\right)^{-1}\mathbf{y} \tag{1}$$

ここで、$\mathbf{x} = \left(x_i\right)$は国内産業$i$の年間の国内生産額ベクトル、$\mathbf{I}$は単位行列、$\mathbf{A} = \left(a_{ij}\right)$は国内産業$j$が1単位生産するのに直接需要した国内産業$i$からの投入量の比率を示す投入係数行列、$\mathbf{y} = \left(y_{if}\right)$は国内産業製品$i$に対する最終需要項目$f$の年間の最終需要額を表すベクトルである。$\left(\mathbf{I} - \mathbf{A}\right)^{-1}$はレオンチェフ逆行列($\mathbf{L} = \left(l_{ij}\right)$)と呼ばれ、$j$産業の製品1単位の生産に必要な$i$産業の直接・間接の需要量を表す。つまり(1)式は、最終需要$\mathbf{y}$から誘発される各産業の最終波及的な生産額$\mathbf{x}$を表している。

このとき、レオンチェフ逆行列$\mathbf{L}$は以下の(2)式のように級数展開できる。

$$\mathbf{L} = \left(\mathbf{I} - \mathbf{A}\right)^{-1} = \mathbf{I} + \mathbf{A} + \mathbf{A}^2 + \mathbf{A}^3 + \cdots \tag{2}$$

$\mathbf{I}$は第1次波及効果と呼ばれ、ある産業製品の直接的な最終需要量を示し、$\mathbf{A}$は第2次波及効果と呼ばれ、第1次波及効果で最終需要された製品の生産に必要なある産業製品の量を示す。この(2)式を(1)式に代入し展開すると、以下の(3)式となる。

$$\mathbf{x} = \mathbf{y} + \mathbf{A}\mathbf{y} + \mathbf{A}^2\mathbf{y} + \mathbf{A}^3\mathbf{y} + \cdots \tag{3}$$

さらに、(3)式右辺のそれぞれの項は、要素ごとに分解することができ、サプライチェーンを表すことができる。例えば、第3項の$\mathbf{A}^2\mathbf{y}$は、$a_{ij}a_{jk}y_{kf}$と表すことができ、産業i（中間製品）→ 産業j（中間製品） → 産業k（最終製品）→最終需要項目fというサプライチェーンを表している。この手法を応用し、下式(4)のように対象の農林水産物が起点であるサプライチェーンのみを抽出し、フロー図を作成した。

$$\mathbf{F}_i = \sum_{f;j;k;l;\cdots}\left(y_{if} + a_{ij}y_{jf} + a_{ij}a_{jk}y_{kf} + a_{ij}a_{jk}a_{kl}y_{lf} + \cdots\right) \tag{4}$$
$\left(i = \text{対象の農林水産業}\right)$

3. 結果と考察

本研究では、「米」、「いも類」、「野菜」、「果実」、「砂糖原料作物」、「素材」を対象に、しきい値を設定し、国内生産額に対するカバー率が 90%以上になるように、フローの抽出を行った。産業分類については、特に重要な産業については基本分類を採用し、その他の産業に関しては、適宜部門を統合する。

SI.1 は、各対象産品の国内生産額に対する連鎖段階ごとのカバー率を示している。この Order とはサプライチェーンの長さ（最終需要までに経由した産業の数）を表しており、Order 1 は当該産品が直接最終需要された割合、つまり(3)式の第 1 項を示しており、Order 2 は第 1 項と第 2 項を足し合わせたものである。つまり、野菜や果実は、そのほとんどが直接最終需要（野菜：67%、果実：65%）されているか、1 次加工以内で最終需要されているということであり（野菜：97%、果実：95%）、逆に砂糖原料作物や素材は、ほとんど直接最終需要されておらず（砂糖原料作物：0 %、素材：0.075%）、そのほとんどは、2 または 3 つの産業を経由して最終需要されている。素材に至っては、Order 5、つまり 4 つの産業を経由するサプライチェーンまでを捉えなければ 90%を超えないため、農林水産業の中では、相対的に多くの産業を経由して最終需要に行き着く産品であると言える。

次に、各産品のフロー分析の結果について、詳しく述べる。まず、米は、ごく一部が直接最終需要され、残りの 86%が精穀され、国内生産額のうち 60%が精穀された

米として家計消費される。つまり、米→精穀→家計消費というサプライチェーンが全体の 60%を占めるということである。その他の精穀された米は、そう菜・すし・弁当や菓子類、調味料、清酒などの食料品や、学校給食や医療、介護、飲食業などに供給され、最終消費されている。また、米から精穀に供給されなかった分は、畜産業や野菜などに供給されているが、これは稲わらやもみ殻などが発酵飼料や堆肥として使用されているためと考えられる。直接・間接的に家計が消費する米の割合は、83%である。

野菜と果実については上述のように、その 60%以上が直接最終需要されている。そしてそのほとんどは家計消費である。直接最終需要されなかったものは、飲食系サービス（野菜 : 15%、果実 : 13%）、その他食料品（野菜 : 6.1%、果実 : 5.5%）、医療・保険・社会保障・介護（野菜 : 4.1%、果実 : 3.5%）、油脂・調味料、農産保存食料品、めん・パン・菓子類、酒類・その他飲料類などに供給され、最終需要される。直接・間接の家計消費の割合は、全体の 83%である。米・野菜・果実は比較的、経由する産業が少なくフロー図が単純に表されている。

砂糖原料作物は、そのほぼ100%が砂糖に加工されるが、その砂糖が家計に直接最終需要される割合は、国内生産額の 9.5%である。その他のほとんどが、めん・パン・菓子類(30%)、酒類・その他飲料類(18%)、飲食系サービス(9.8%)などを介して、最終消費されている。一次製品もしくは二次製品が直接最終需要されている割合が少ないのが、砂糖原料作物の特徴である。また、砂糖からは、畜産業や飼料・有機質肥料を介して野菜や果実にも供給されている。これは、砂糖原料から砂糖を生産する際に出るバガスやフィルターケーキなどが使用されているためと考えられる。なお、ほとんどの製糖工場は自家発電設備を持っているが、ほぼ全て工程内利用されるにとどまっており、他産業との関わりがないため、自家発電への供給は確認できない。

いも類のフロー図については SI.2 に示す。いも類は、45%が直接家計消費され、18%が飲食系サービスに供給されるが、この 2 つは、物量ベースではこれほど大きな割合を占めていない。農林水産省(2008) の用途別仕向量によると、生食用の割合は、ばれいしょ : 15.1%、かんしょ : 5.9%である。この差の理由は、生食用と加工用で価格が大きく異なるからである。本分析では、金額ベースのフローを対象としているため、量でなく、金額に応じてフローの大きさが決まる。また、加工用のいも類の多くは、でん粉として加工されるが、でん粉もまた、食用と工業用で価格が大きく異なる。金額ベースでは 2.2%であるでん粉は、農林水産省(2008)では、ばれいしょ : 49.2%、かんしょ : 39.6%である。いも類は特に、他の農林水産物に比べ、用途別の金額と実際の物量の差が明確であることが特徴であり、また農産物でありながら、工業用でん粉を介して、多くの工業製品に供給されているのも特徴である。

素材のフロー図については SI.3 に示す。素材は、直接最終需要される金額はごくわずかで、68%が製材に、14%が合板に、5%が木製品に供給されている。製材に供給された分の 80%、全体の 53%が住宅建築・補修に供給され、そのほとんどが民間投資に最終需要される。農林水産物のほとんどが家計消費されるのに比べ、民間投資に直接・間接的に最終需要される割合が 68%と高いのも素材の特徴である。素材の場合は、副産物が木材チップや合板、飼料・有機質肥料として活用され、多くの農産物・畜産物の生産や、発電などに使用されており、多くの産業を介して最終需要されていることも大きな特徴である。ただし、製材を経由して素材として利用される製品が数万円/m^3 であるのに対し、木材チップは数千円/m^3 という価格であることから、素材についてもいも類と同様に、実際の物量のフローとは差があるものと考えられる。本研究で対象とした農林水産物の中では、最も複雑なフロー図が抽出された。

4. まとめ

本研究では、6 つの農林水産物を対象に金額ベースのフローを分析した。価格表を用いた物量ベースのフローについての詳細な分析を必要とはするが、実際の物量のフローと金額のフローには乖離があることが確認された。一方で、少量でも高付加価値な食糧や素材を生産しつつ、他の副産物等のフローを経済的に成り立たせるかを検討することが、国内植物資源を持続的に利活用するために必要であることを確認することができる。

より持続的なシステムを設計していくためには、製糖工場のバガスボイラー発電のように、他産業との関わりは無いが実際のプロセスにおいては導入されている技術を、より有効に活用することで、関連産業における金額ベースのフローがどのように変化するかを解析する必要がある。同時に、バイオマテリアルのように、従来の産連表には明確には含まれていない新規産業による影響を解析し、それらが持続的に成立するかを事前に調査することにより、将来の植物資源利活用システムの頑健性を高めていくことができるようになると考えられる。

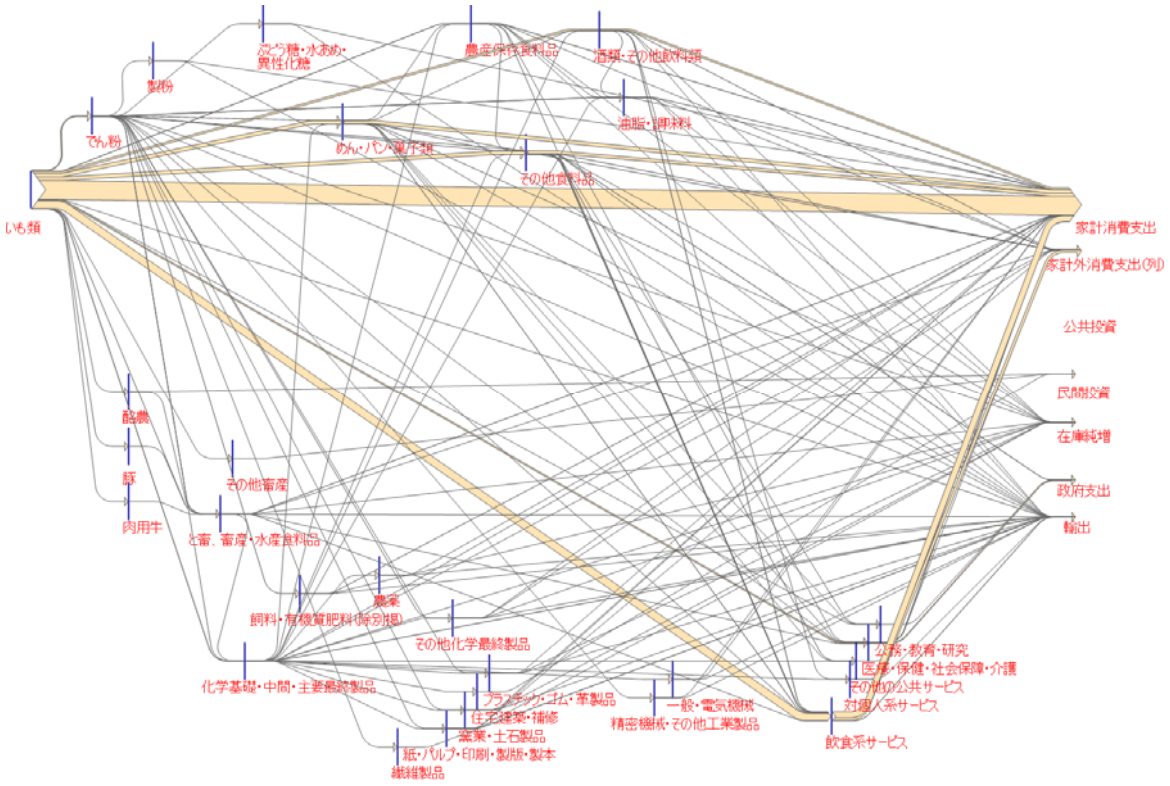
参考文献

1) Defourny, J. and Thorbecke, E.: Economic Journal, 94 (373), (1984), pp. 111-136.
2) Lenzen, M.: Journal of Cleaner Production, 10 (6), (2002), pp.545-572.
3) 農林水産省、“いも及びでん粉をめぐる事情”、(2008). http://www.maff.go.jp/j/study/denpun/h200714/pdf/data3.pdf

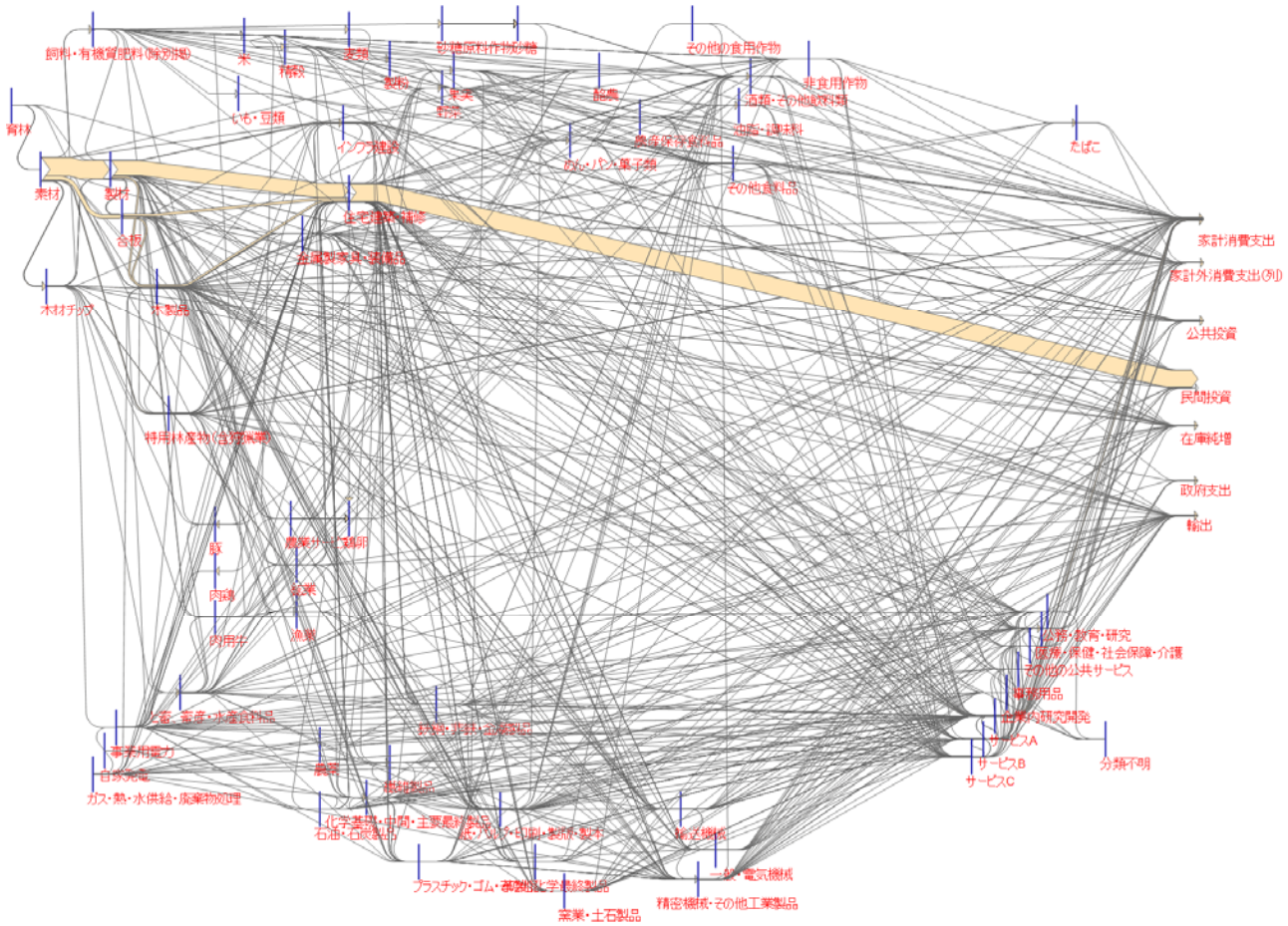
SI.1. 国内生産額に対するカバー率

	Order 1	Order 2	Order 3	Order 4	Order 5
米	1.3%	65%	94%		
いも類	42%	83%	91%		
野菜	67%	97%			
果実	65%	95%			
砂糖原料作物	0%	9.8%	73%	93%	
素材	0.075%	4.9%	70%	85%	90%

SI.2. いも類のフロー図



SI.3. 素材のフロー図


飼料・有機質肥料(除別掲)
米
精穀
麦類
雑穀
砂糖原料作物
いも・豆類
野菜
果実
その他の食用作物
非食用作物
工芸農作物
酒類・その他飲料
食酢・醤油・調味料
飲食料品
パン・菓子類
その他食料品
たばこ
育林
素材
製材
合板
木材チップ
木製品
建築物・同補修
土木建築サービス
家計消費支出
家計外消費支出(列)
公共投資
民間投資
在庫純増
政府支出
輸出
特用林産物(きのこ類除く)
農業サービス(園芸)
畜産
酪農
肉用牛
乳牛
鶏卵
漁業
公務・教育・研究
医療・保健・社会保障・介護
その他の公共サービス
事務用品
分類不明
サービスA
サービスB
サービスC
石炭・原油・天然ガス
事業用電力
自家発電
ガス・熱・水供給・廃棄物処理
農業
鉱業
化学基礎・中間・主要最終製品
石油・石炭製品
プラスチック・ゴム・基礎的化学最終製品
窯業・土石製品
輸送機械
一般・電気機械
精密機械・その他工業製品

新潟県産木材のライフサイクルアセスメント調査 その２上越地域から中越地域に至る流通経路におけるライフサイクルアセスメント調査と端材の利活用状況に基づいたカーボンバランスの算出

Research into the Life Cycle Assessment of Japanese Ceder in Niigata Part2 Research into the Life Cycle Assessment in the channel of distribution from Jyoetsu to Chuetu and calculation of carbon balance based on the usage situation of the lumber remnants.

○上田智輝*[1)]、高村秀紀[2)]、浅野良晴[2)]、櫻庭瞳[1)]
Tomoki Ueda, Hideki Takamura, Yoshiharu Asano, Hitomi Sakuraba
1) 信州大学工学部, 2) 信州大学工学部、信州大学山岳科学総合研究所
* 13tm705h@shinshu-u.ac.jp

1. はじめに

前報[1)]では地場産材の環境負荷の定量化を目的として新潟県全域において素材生産されているスギを対象に、地域の異なる3事例のLCA調査を行った。本報では前報[1)]で未調査になっていた新潟県の上越地域から中越地域に至る流通経路について製材1m³製造時のCO_2排出量を算出した。また、調査対象の製材工場を対象に端材の利活用状況についてアンケート調査を行い、端材の発生量及び利用用途を把握した。その調査結果を基に、製材の生産工程におけるCO_2排出量と焼却処分される端材によるCO_2排出量を他産業と建築分野で按分し、木材のCO_2固定量と建築分野が負担すべきCO_2排出量を差引きして算出したカーボンバランスで評価した。さらに、前報[1)]の調査結果の一般化を図る為に林地及び原木市場で前報[1)]と同様の調査を行った。

2. 調査概要

調査範囲は商品種別算定基準[2)]の原材料調達段階、生産段階とし、新潟県の森林計画区[3)]である上越地域から中越地域に至る流通経路に沿って評価した。調査対象を図1に示す。本調査における調査対象を事例4とした。また、前報[1)]で未調査であった路網整備に関わる燃料消費量について追加で調査を行った。さらに、林地1件、原木市場2件の実測調査を行い、前報[1)]の結果との比較を行った。

3. 路網整備における出荷材積量あたりの CO_2 排出量の算出

伐採工程における調査で前報[1)]では未調査になっていた路網整備の燃料消費量について書類による調査を行った。B森林組合ではスイングヤーダとチェンソー、C森林組合ではグラップルが使用されていた。また、燃料ごとのCO_2排出量原単位[4)]を用いて路網整備における出荷材積量あたりのCO_2排出量を算出した。結果を図2に示す。路網整備におけるCO_2排出量は伐採工程におけるCO_2排出量の13%～19%となった。

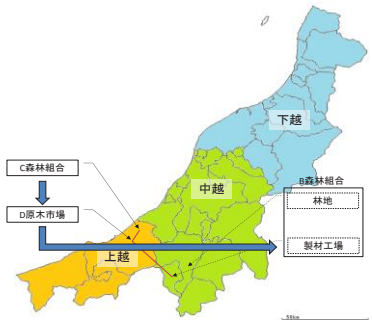


図１　調査対象

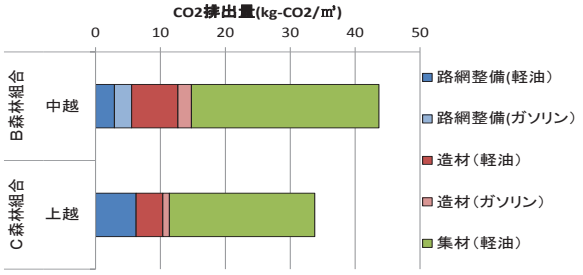


図2　路網整備における出荷材積量あたりのCO_2排出量

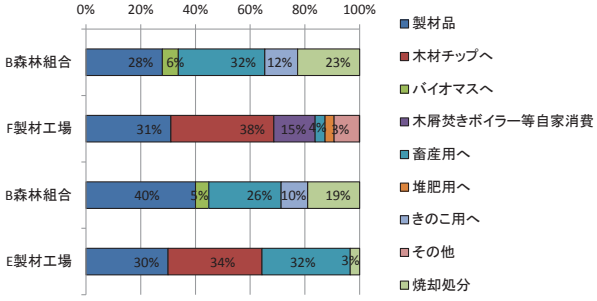


図３　原木１本の利用用途割合

4. 原木１本の利用用途割合

4事例の各工程における歩留まりから、事例ごとに

原木 1 本に対して製材品となる割合を算出した。原木 1 本に対して端材となる残りの 60～72%を、前報 [1]で述べたアンケート調査の結果より、事例ごとに他産業での利用用途及び材積量の割合で按分した。図 3 に各事例の原木 1 本の利用用途割合を示す。前報 [1]では新潟県内の製材工場 16 社の平均値を用いたが、本報は事例①では E 製材工場、事例②及び事例④では B 森林組合、事例③では F 製材工場のアンケート調査結果を用いた。E 製材工場では、発生した製材端材の一部が自社の燻煙乾燥の燃料として使用されていた。残りは工場内でチップ化され、他産業に有償で引き取られていた。焼却処分されていたのは、かんな屑が年間に約 5 m^3でほとんど無かった。

5. カーボンバランスの算出

製材 1 m^3の CO_2吸収量[注1)] をプラス、伐採工程から製材・乾燥工程までの燃料消費による CO_2排出量及び、林地または製材工場で発生した端材による CO_2排出量をマイナスとして差引することにより、カーボンバランスを算出した。算出方法の詳細は SI を参照。事例ごとのカーボンバランスの算出結果を図 4 に示す。事例①においては端材を自家消費していたため、その分負担すべき割合が増え、林地における端材による CO_2排出量が多くなった。事例③、事例④では林地における端材による CO_2排出量が多くなった。これは C 森林組合の林地で冠雪害にあった原木に曲がりや二股が生じ、建築用材として出荷できる材積量が少なくなったためである。

6. 伐採工程における歩留まり及び出荷材積量あたりの CO_2排出量の比較

新潟県上越地域の G 森林組合で前報 [1]と同様の調査を行い、林地における出荷材積量あたりの CO_2排出量を算出した。結果を図 5 に示す。G 森林組合ではガソリンがチェンソ―に、軽油がハーベスタ、プロセッサ、フェラバンチャに使用されていた。出荷材積量あたりの CO_2排出量に差が生じた原因として、使用している高性能林業機械の違いが考えられる。

7. 保管工程における出荷材積量あたりの CO_2排出量の比較

新潟県下越地域の I 市場及び上越地域の H 市場で前報 [1]と同様の調査を行い、市場における出荷材積量あたりの CO_2排出量を算出した。どの市場においても軽油がフォークリフトに使用されていた。結果を図 6 に示す。事務所の規模の違いにより出荷材積量あたり CO_2排出量に差が生じたのではないかと考えられる。

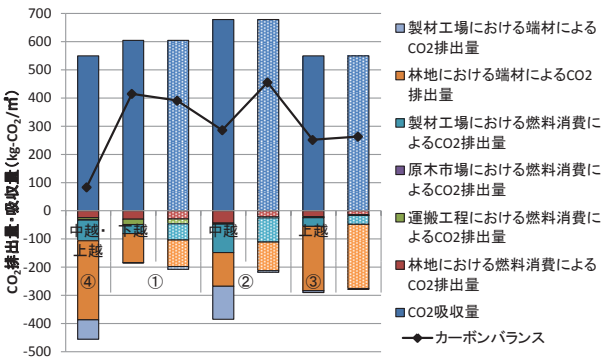


図４　カーボンバランス

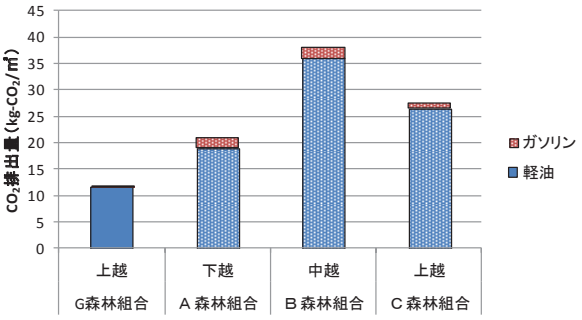


図5　伐採工程における出荷材積量あたりの CO_2排出量

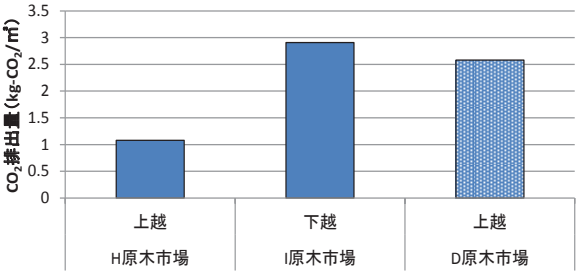


図6　保管工程における出荷材積量あたりの CO_2排出量

8. まとめ

本報と前報 [1]のカーボンバランスの結果を比較すると、事例 2 が最大で 166kg-CO_2/m^3の差が生じた。製材工場での原木の利用用途がカーボンバランスの結果に大きく影響を与えていると考えられる。また、伐採工程での路網整備による CO_2排出量は、CO_2排出量全体の 1～4%となり影響は小さいと考えられる。

注釈
注 1)　CO_2固定量(kg-CO_2)＝炭素固定量(kg-C)×(44/12)

参考文献
1)　櫻庭瞳, 他 4 名：新潟県産木材のライフサイクルアセスメント調査 その 1 木造住宅に使用される越後スギのカーボンバランス, 第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, pp66-67, 2013.3
2)　カーボンフットプリント算定・表示試行事業:“カーボンフットプリント算定・表示試行事業,商品種別算定基準（PCR）対象製品：木材・木質材料（2011）
3)　新潟県庁治山課森林計画係:“地域森林計画について”,新潟県,(オンライン), 入手先＜http://www.pref.niigata.lg.jp/chisan/1294952436788.html＞,(参照 2013-1-7)
4)　環境省:“算定・報告・公表制度における算定方法・排出係数一覧”,環境省,(PDF)＜http://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/itiran.pdf＞,(参照 2013-1-7)

Supporting Information

カーボンバランスの算出式

$Ee1=e1\times\{r1+rb+(r1+rb)\times rd\}$

$Een=en\times(rn+rn\times rdn)\quad (n=2,3,4)$

ただし、

Een：事例①における建築用材が負担する燃料や電気消費による各工程の CO_2 排出量［$kg\text{-}CO_2/m^3$］

Een：事例②，③，④における建築用木材が負担する燃料や電気消費による各工程の CO_2 排出量［$kg\text{-}CO_2/m^3$］

e1：事例①の各工程における CO_2 排出量［$kg\text{-}CO_2/m^3$］

en：事例②，③，④の各工程における CO_2 排出量［$kg\text{-}CO_2/m^3$］

rb：製材工場で発生した端材が木屑焚きボイラ等自家消費されている割合　15［%］

rd1：事例①において原木が焼却処分される割合　0［%］

rd2：事例②において原木が焼却処分される割合　19［%］

rd3：事例③において原木が焼却処分される割合　2［%］

rd4：事例④において原木が焼却処分される割合　23［%］

r1：事例①において原木が建築用木材として利用される割合　31［%］

r2：事例②において原木が建築用木材として利用される割合　40［%］

r3：事例③において原木が建築用木材として利用される割合　30［%］

r4：事例④において原木が建築用木材として利用される割合　28［%］

$Ew1=V1\times\{r1+rb+(r1+rb)\times rd\}\times D1\times C\times\sigma\times 1000$

$Ewn=Vn\times(rn+rn\times rdn)\times Dn\times C\times\sigma\times 1000\quad (n=2,3,4)$

ただし、

Ew1：事例①において林地残材または製材工場で焼却処分された端材による CO_2 排出量[$kg\text{-}CO_2/m^3$]

Ewn：事例②，③，④において林地残材または製材工場で焼却処分された端材による CO_2 排出量[$kg\text{-}CO_2/m^3$]

V1：事例①の各工程で生じる端材の材積量[m^3]

Vn：事例②，③，④の各工程で生じる端材の材積量[m^3]

D1：事例①における原木の全乾比重　0.33［t/m^3］

D2：事例②における原木の全乾比重　0.37［t/m^3］

D3：事例③における原木の全乾比重　0.30［t/m^3］

D4：事例④における原木の全乾比重　0.30［t/m^3］

C：炭素含有率　0.50［t-C/t］

σ：CO_2 換算係数　44/12［$t\text{-}CO_2/t\text{-}C$］

グループ意思決定分析によるエネルギー選択支援の可能性：再生可能エネルギーへの転換を念頭においた包括的サーベイ

A comprehensive survey on energy decisions using group decision analysis with special attention to transition to renewable energy

○林　清忠[*1)]
Kiyotada Hayashi
1) 農業・食品産業技術総合研究機構
* hayashi@affrc.go.jp

1. はじめに

太陽光発電、風力発電、小水力発電、バイオマス発電・熱利用をはじめとする再生可能エネルギーの導入が進展している。その際には、どのような技術を導入すべきか、そもそもエネルギーを転換すべきか等の数多くの決定問題があるため、その決定過程を支援する方法を適用することにより、エネルギー転換をより円滑に実現できると考えられる。

しかしながら、エネルギー転換に関する意思決定研究には多くの検討課題が残されている。意思決定支援手法の適用可能性の検討に止まらず、意思決定問題として構成されていない討論型世論調査において、意思決定(選択)をどのように捉えるかという問題も含む。

そこでこの研究では、再生可能エネルギーに関する意思決定（とりわけ複数のステークホルダーが関わる意思決定）に関連する研究のサーベイを実施し、それらの点の解明を試みる。

2. 分析方法

2.1 対象の限定

本研究が「グループ意思決定」において想定しているのは、多くても20人程度の意思決定者（ステークホルダー）が関与する意思決定である[1)]。多数の社会構成員が関わる場合は「社会意思決定」であり、集団サイズの違いに伴い、アプローチも異なったものとなっている。主要な特徴は、多属性効用理論等に基づき、実際の意思決定に関する処方を得ることを目指していることである。

2.2 文献サーベイの方法

文献サーベイは、再生可能エネルギー（研究対象）とグループ意思決定分析等（研究方法）の関連度を算出するために実施した。後者については、意思決定とLCAに関する語以外に、テクノロジーアセスメント、討論型世論調査等を含めた。用いたデータベースは、Web of Scienceにおける Science Citation Index Expanded、Social Sciences Citation Index、Book Citation Index – Science、Book Citation Index – Social Sciences & Humanitiesである。検索は2013年12月26日に実施した。タイムスパンは全範囲であり、全言語、全文書タイプを対象とした。さらに、検索語の単数形と複数形、ハイフンの有無に関しては、それぞれの検索結果の論理和を用いた。

研究対象ならびに研究方法に関する検索語は表1の通りである。フレーズ検索を実施したが、表の記述ではダブルコーテーションを省略した。また、研究対象に関する検索語と研究方法に関する検索語との関連度を表す指標として、Jaccard係数を用いた。

3. 分析結果

3.1 出現頻度と論文数増加

表１　各検索語の出現頻度

検索語	出現頻度
energy	1,711,868
renewable energy	13,597
decision [D]	408,091
decision making [DM]	139,453
decision analysis [DA]	8,328
decision support [DS]	21,952
decision aid [Daid]	2,480
group decision [GD]	4,154
group decision making [GDM]	3,048
group decision analysis [GDA]	27
group decision support [GDS]	506
group decision aid [GDAid]	7
multiple criteria (multi-criteria) decision [MCD]	4,890
multiple criteria (multi-criteria) decision making [MCDM]	3,261
multiple criteria (multi-criteria) decision analysis [MCDA]	910
multiple criteria (multi-criteria) decision support [MCDS]	207
multiple criteria (multi-criteria) decision aid [MCDAid]	271
multiple criteria (multi-criteria) assessment [MCA]	162
life cycle assessment [LCA]	5,714
sustainability assessment [SA]	707
technology assessment [TA]	4,602
deliberative polling [DP]	21

各検索語の出現頻度は表１の通りである。研究方法に関する検索語の中では、decision が最も多い。

renewable energy と decision の論理積をとり、その年次別論文数をみると、2007～2008 年以降急増していることがわかる。renewable energy と group decision については、2010 年以降に増加している。

3.2 研究対象と研究方法の関連度

研究対象である再生可能エネルギーと研究方法の間の Jaccard 係数は図１の通りである。LCA が特異的に高く、これは再生可能エネルギーに対して LCA が方法論的に親和的であることを示していると考えられる。次いで、多基準意思決定に関する検索語との間の係数が高いことが示されている。これは、再生可能エネルギーの導入に際して、複数の評価基準の間のトレードオフの検討が重要であることを表していると考えられる。さらに、グループ意思決定に関しては、その数値が小さいという結果になった。

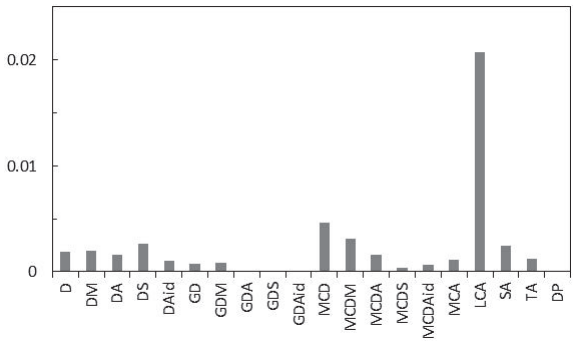


図１　研究対象と研究方法の関連度（Jaccard 係数）

4. 考察

意思決定分析の適用を通したエネルギー選択支援の可能性を検討するため、以上の結果に対して４点の検討を加える。

4.1 実務との対応

再生可能エネルギーとグループ意思決定との間の関連度が小さい理由は、「グループ」と明示するまでもなく、研究対象である意思決定には複数の意思決定者が関わっていること、「グループ」と明示されている場合は、数理的意思決定理論の中の一類型を意味する場合が多いことであると推察される。そのため、抽出された文献を検討すると、たとえば特定のコミュニティーでの再生可能エネルギーの導入に関する意思決定を扱った論文 [2)]が含まれておらず、また現実の意思決定の分析というよりは方法論の単なる適用といえる論文が含まれていることがわかる。再生可能エネルギー導入の実務を念頭に置いた検討を行うことは、意思決定の研究を行う上で不可欠であると考えられる。

4.2 組織レベルの違い

実際の実務を検討する上で重要となる視点は、国、県、市町村等の意思決定のレベルの相違である。たとえば、スイスでは国、州、地方自治体の権限が明確化されており、意思決定問題の種類はそのレベルに依存する。また、意思決定分析ではないが、ヨーロッパにおけるテクノロジーアセスメントは、国レベルにおける議会運営と密接に関わっている。本研究が想定したグループ意思決定は相対的に少人数のものであるが、再生可能エネルギーの導入は政治的プロセスと密接に関わっており、地域自治、分権等の視点も手法適用の際には考慮する必要がある。

4.3 代替案の作成と選択

実務において重要となるもう一つの視点は、エネルギー選択における具体的な代替案の作成方法である。この視点は、LCA を拡張した持続可能性評価手法の適用とも重なり合い、代替案の作成を、用いるべき評価基準の作成と合わせて議論すべきであると考えられる。

4.4 選好の取り扱い

理論的に重要であると同時に適用の際に重要な意味を持つのが、人間の主観に関する情報（選好）の取り扱いである。抽出された論文を検討すると、この点に多くの検討課題があることがわかる。

5. おわりに

現実のエネルギー選択を意思決定分析により支援するためには多くの課題があり、本研究はその第一歩である。次のステップとして、実際の導入事例の中で検討することが重要であると考えられる。

謝辞

本研究は環境省の環境研究総合推進費（課題番号: 2-1302）の支援により実施された。

引用文献

1) Gregory R. et al. Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices, Wiley-Blackwell, Chichester, UK, (2012)
2) Trutnevyte E., Stauffacher M., Schlegel M., Scholz R.W.: Environ. Sci. Technol., 46, (2012), pp.9240-9248

再生可能エネルギー産業連関モデルの開発

Development of Renewable Energy Input-Output Model

○本藤祐樹*[1)]、森泉由恵 [1)]、中野諭 [2)]
Hiroki Hondo, Yue Moriizumi, Satoshi Nakano
1) 横浜国立大学, 2) 労働政策研究・研修機構
* hondo@ynu.ac.jp

1. はじめに

福島の原発事故を契機にエネルギーシステムの変革が求められ、再生可能エネルギー技術に強い期待が寄せられている。しかし、闇雲に導入量を増やすのではなく、各技術の特性を把握した上で、それが生み出す正負の価値と導入コストのバランスを十分に考慮して、長期的な視点に立って導入を進めることが肝要である。再生可能エネルギーの導入は目的ではなく、持続可能な社会の構築に向けた手段である。再生可能エネルギーの普及に向けて、限られた公的資金をどのように効率的、効果的に投入すべきかといった政策判断が求められている。

本研究の目的は、環境・経済両立型の再生可能エネルギー技術の導入戦略を策定し、合理的な政策判断をするための科学的な評価基盤を構築することである。本稿では、研究の全体像を概観した上で、構築する評価基盤の土台となる再生可能エネルギー産業連関表について述べる。

2. 評価基盤の構築

本研究で構築する評価基盤の概略を図 1 に示す。再生可能エネルギー技術の導入に伴う環境・社会経済影響を客観的に推計するとともに、それらの推計値に基づき意思決定者の主観を反映した導入戦略を導き出すことを支援する。また、本評価基盤の特徴は、国だけではなく地域の再生可能エネルギー技術の導入戦略の策定も視野に入れており、国と地域が連携して整合的な戦略を策定することに寄与する。再生可能エネルギー技術の導入においては、地域特性を考慮するとともに、各地域が主導的にその導入に関する戦略立案を行うことが、国全体の効率的かつ効果的な導入に資すると考えられる。

2.1 客観的な情報基盤

本研究では、まず再生可能エネルギー技術の導入に伴う影響を多面的に評価するための客観的な情報基盤を構築する（図 1）。国と地域レベルの評価が整合的に行え、かつ各地域の特性を反映した評価ができるような情報基盤を整備する。

(1) 既存の産業連関表を母体として、再生可能エネルギー技術に関連する部門を細分化および組み替えた再生可能エネルギー産業連関表（以下、再エネ IO 表と呼ぶ）を作成する。

(2) 再エネ IO 表を用いてライフサイクル思考に基づき、再生可能エネルギー技術の環境影響と社会経済効果を評価する手法を構築する。

2.2 主観的な評価システム

地域レベルの再生可能エネルギー導入戦略の立案を対象とし、上述した評価手法によって得られる環境影響と社会経済効果を取り入れたグループ意思決定支援システムを提案する。

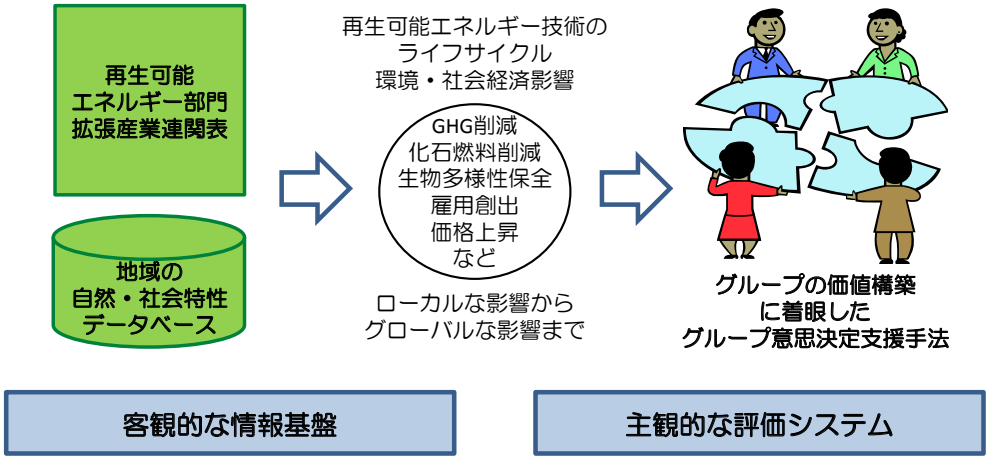


図 1 再生可能エネルギー技術の価値評価と導入戦略のための基盤構築 [1)]

(1) 文献調査および国内外のヒアリング調査を踏まえて、再生可能エネルギー技術導入の意思決定に適したグループ意思決定支援システム [2] を提案する。
(2) その上で、ある地域における再生可能エネルギー技術（シナリオ）選択の支援に提案システムを適用することで、その有効性を検証する。

3. 再生可能エネルギー産業連関表

客観的な情報基盤では再エネ IO 表が核となる。以下では、再エネ IO 表の主な特長に焦点をあて、その概要を述べる。

3.1 対象技術

再エネ IO 表の重要な特長のひとつは、発電技術だけではなく熱供給技術も組み込んでいることである。再生可能エネルギーの利用拡大においては、電力に変換することなく熱やガスとして利用することが重要となる。再エネ IO 表では、太陽光、太陽熱、風力、水力、地熱、地中熱、バイオマス（木質、下水汚泥、厨芥類、家畜糞尿）による、電力供給、熱供給、ガス供給の各技術を対象としている。これらの技術の設備製造、建設、廃棄、燃料製造に関わる部門（以下、再エネ関連部門と呼ぶ）を既存の IO 表に組み込んでいる。

3.2 投入係数ベクトルの作成

再エネ IO 表では、図 2 に従い、再エネ関連部門の投入係数ベクトルを作成している。その作成における特長のひとつは、自治体や企業などに対するヒアリング・現地調査から得た詳細なコスト情報（二次コスト情報と呼ぶ）を用いていることである。文献や報告書などから得られる公開データ（一次コスト情報と呼ぶ）と二次コスト情報の両者を用いることで、より信頼性の高い作表を可能としている。

また、規模や型式などに応じてコスト構造が変化する「可変型投入係数ベクトル」を採用していることも特長である。例えば規模（発電容量など）に関わらずコストが一定であったり、規模の 0.6 乗にコストが比例したりするなど、投入財の特徴を考慮してコストが決定される仕組みとなっている。評価対象とする再エネ技術の代表的な仕様に関する情報のみから、より現実を反映した推計が可能となる。

3.3 地域分析

再エネ IO 表は国レベルに加えて地域レベルでの分析に利用できることに特長がある。対象地域が含まれる都道府県表と全国表をつなげることで、域内外の産業・技術構造の違いを反映して、域内外における影響

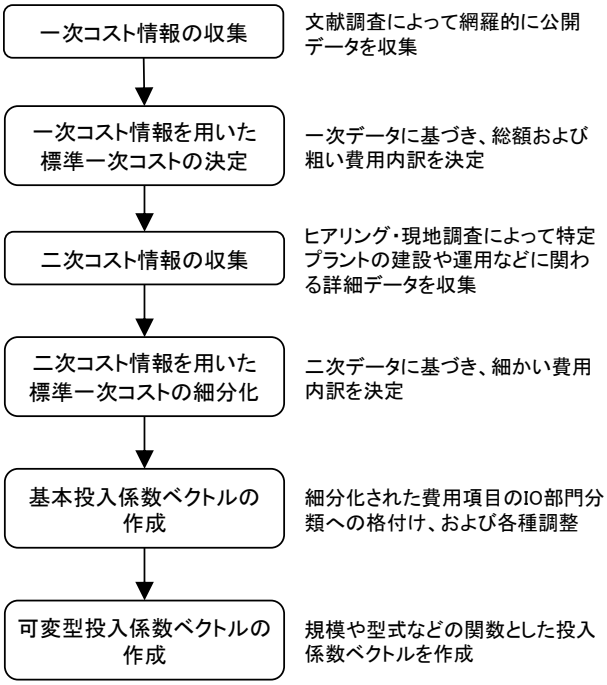


図 2 再エネ関連部門の可変型投入係数ベクトルの作成フロー

や効果を明らかにすることが出来る。同じ情報基盤に基づき国レベルと地域レベルの分析が可能となるため、国と地域の有機的な連携に基づく整合的な戦略策定、政策立案に効果を発揮する。

4. おわりに

本研究では、再生可能エネルギー技術の導入戦略・政策を合理的に策定するための技術評価基盤の構築を目指している。本稿では、研究の全体像を概観した上で、客観的な情報基盤の核となる再エネ IO 表の作表方法や特長の概要を述べた。作成した表やその作成方法に関する情報は、今後インターネット上にて公表していく予定である。

再エネ IO 表の作成において貴重なデータをご提供戴いた方々に感謝申し上げる。なお、本研究は環境省の環境研究総合推進費（課題番号：2-1302）の支援により実施された。

引用文献

1) 環境省, 平成 25 年度「環境研究総合推進費」新規採択研究課題の概要, 再生可能エネルギー技術の価値評価と導入戦略のための基盤構築 http://www.env.go.jp/houdou/gazou/16882/pdf/2-1302.pdf
2) 林清忠 : 第 9 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 東京, (2014), C3-04

仮想水分析のための第一世代バイオマスの需給量の将来予測

Future prospects on demand and supply of bio-ethanol of the first generation biomass resource origin

○平子友理[*1)]、小井土賢二[1)]、原卓也[2)]、堂脇清志[1)]

1) 東京理科大学,2) 豊田中央研究所

*j7413612@ed.tus.ac.jp

■1.はじめに

地球温暖化対策として輸送用燃料の代替であるバイオエタノールが各国で製造されている。その理由として、トウモロコシや麦等のように食糧と競合する第 1 世代バイオマスから造られるバイオエタノールは再生可能エネルギーとしての側面が大きく、特に、自動車用燃料として利用可能であるためである。

一方、第 1 世代バイオマスは食料（飼料）と競合することが言われており、さらに耕作地の拡大により、土地利用変化が引き起こされ、それに伴う温室効果ガスが増加するなど、温暖化対策としてはむしろ逆効果という報告がある[1)]。

将来的な第 1 世代バイオマスの利用を考えた際、例えば、バイオエタノールの副産物である DDGS が飼料利用可能であることや食生活の変化に伴い、穀物の供給が必ずしも需要と一致していないこと、また農業人口の保護という観点から、全ての供給可能な第 1 世代バイオマスを食糧に回す必要がなくなるという状況が生じる可能性がある。すなわち農業人口の保護がおそらくは優先すべき事項であり、その中で適切な利用が求められる傾向になりつつある[2)]。

そこで、本研究ではマテリアルフロー分析を用いて、今後の第 1 世代バイオマスの消費動向に着目し、2020 年の将来予測を行う。また、その影響について、CO_2 排出量だけでなく、仮想水の算定も行う。仮想水については農業利用の拡大に多大な影響を及ぼし、かつ将来的にはエネルギーや農業製品の輸出入の発展が水資源の消費に関係するため、本研究でも簡易的取り付けることにした。

■2.世界の農業の現状と研究の目的

まず、農業の現状を把握するために FAOSTAT（以下、FAO と称す。）を用いた。FAO を利用することによって、穀物生産量の経年変化や使用用途を把握することが可能である。FAO によると、1961 年から 2009 年における飼料の消費量ではトウモロコシや大麦などが多く用いられている。

これにより、本研究が対象とする第 1 世代バイオマスはトウモロコシ、大麦、及び小麦とする。これらは、食用、飼料用及び燃料用になり得る農作物である。また、本研究での対象国は、米国と日本とした。米国は、トウモロコシ由来のバイオエタノールを盛んに生産しており、また、日本では北海道の規格外小麦を利用したバイオエタノールの生産の研究が進んでいることや稲作の休耕地の活用等を含め今後、そのポテンシャルも大きいとされている。

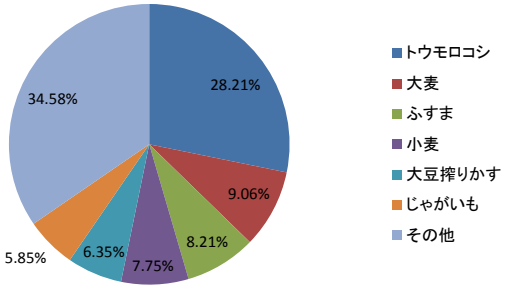


図 1 世界の飼料の消費量の構成

■3.研究の手法

FAO から第 1 世代バイオマスの生産量の増減の要因となり得る人口[人]、飼料用作物の消費量[ton/yr]、生産構成[ton/yr]、及びタンパク質 1 単位当たりの飼料消費量[ton/yr]のデータを使用する。生産構成、及びタンパク質 1 単位当たりの飼料消費量については直接明記されていないため、以下の計算式に従って推計する。なお、ここで扱う生産構成とは食肉類の構成で牛肉、豚肉、鶏肉、牛乳、鶏卵、及びその他とする。

$$\sum Y_t = A_{jt} \times \sum Z_{jt} \quad (1)$$

$$Z_{jt} = \frac{K_{jt}}{L_{jt}} \times X_{jt} \quad (2)$$

ここで、Y_tは年間の飼料消費量[t-crop/yr]、Z_{jt}は年間のタンパク質生産量[t-protein/yr]、A_{jt}はタンパク質 1 単位当たりの飼料消費量[t-crop/t-protein]、t は年を表し、j は畜産物の種類とする。タンパク質生産量の推定は(2)式で行い、それぞれ、K はタンパク質消費量[t-crop/yr]、L は年間食肉消費量[t-crop/t-protain]で表す。また、$\frac{K_{jt}}{L_{jt}}$は、ある年の肉など i を占めるタンパク質の割合を示し、X_{jt} は食肉生産量[t/yr]を示し、また、タンパク質消費量 K[t/yr]については FAO から得られた 1 人 1 日当たりの食肉など i から得られるタンパク質の量[t/day/capita]に人口及び日数（365

日）を乗算することにより算出した。さらに、食用肉などに含まれるタンパク質は一定とした。

本研究では、これらの要因を明示化するために、パス解析を用いた。パス解析とは、重回帰分析の応用手法であり、このパス係数を IBM が提供するソフトウェア Amos5.0 を用いて求めた。これによって、第一世代バイオマスの需給量の将来予測を行った。

■4. 結果

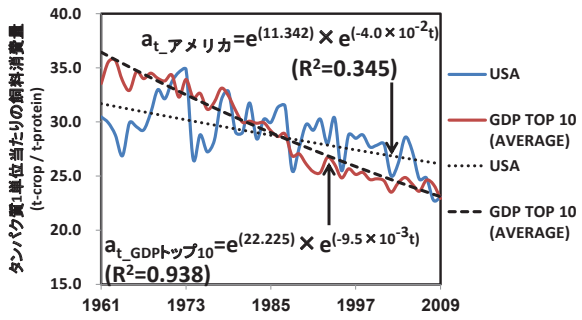


図 2 タンパク質 1 単位当たりの飼料消費量の推移

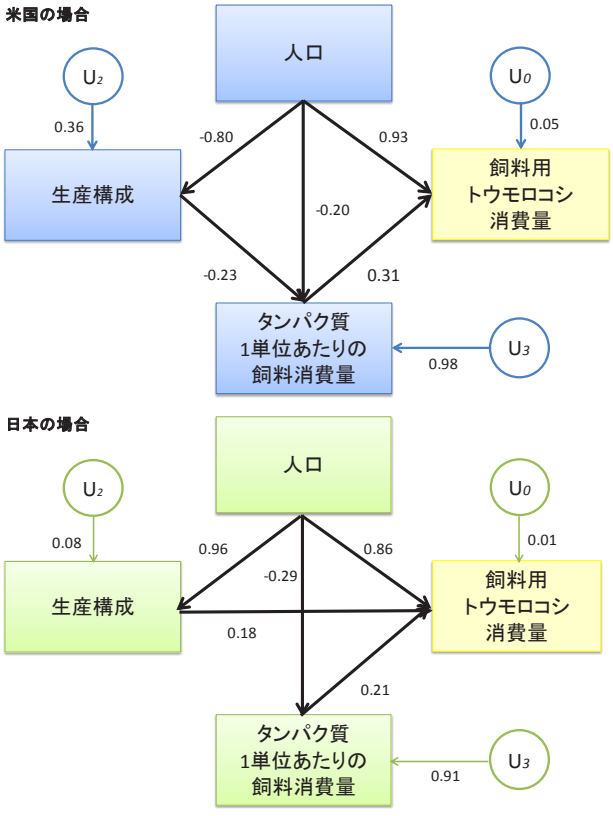


図 3 米国産及び日本産トウモロコシのパス図

まず、図 2 にタンパク質 1 単位あたりの飼料消費量の推移を示した。この図から、飼料消費量は減少傾向にあり、前述の副産物の利用も伴い、現状の収量あるいは拡大の状況においては、食料競合が起きない可能性が示唆される。また、この分析をもとに、米国及び日本のトウモロコシのパス図を示す（図 3 参照）。

この図により、大麦、トウモロコシ及び小麦の将来予測を行い、バイオエタノール導入時の CO_2 削減効果及び仮想水消費変化量を示す（表 1 参照）。また、CO_2 削減量及び仮想水もそれぞれ算出した [3)4)5)]。なお、表 1 中の－は消費量が増え、エタノールを生産する余剰がないことを意味している。

この結果、CO_2 削減量については、米国の大麦、日本の大麦及びトウモロコシは、現状の消費量よりも減少する可能性があり、その分、収量が同じとすれば、バイオエタノールの生産量が増加し、CO_2 削減量として、合計約 354.5 ton/yr 削減となる。一方で、米国のトウモロコシ、小麦、日本の小麦は消費量が増加するため、土地利用変化を考慮して、正味 47.3 ton/yr 増加となる。また、仮想水については、これらの条件を満たすために、米国では、約 $5.0\times10^9 m^3$/yr の増加、日本においては、約 $3.0\times10^7 m^3$/yr の減少につながる可能性が示唆された。

表 1 2020 年における将来予測（2009 年比）

上段：米国，下段：日本	Barley	Maize	Wheat
消費量[kton/yr]（対 2009 年増減）	1,000 (-5.44)	141,052 (6.79)	4,961 (1.26)
	1,090 (-1.10)	10,989 (-1.16)	580 (0.79)
CO_2 削減量[t-CO_2/yr]	0.514	－	－
	1.80	352	－
仮想水消費変化量 [$\times10^6 m^3$/yr]	-150	5,000	120
	-30	-120	120

■5. 結論

本研究では、将来の第 1 世代バイオマス消費量を予測し、CO_2 削減量及び仮想水の消費変化量を算定した。その結果、米国と比べて日本の方が CO_2 削減量及び仮想水の削減量が多いことが示唆された。今後は生産者側の将来予測のモデルを構築することが求められよう。

引用文献

1) IPCC: “Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories” ,(2006)
2) 農林水産政策研究所: “バイオ燃料導入による諸効果の定量的評価” ,(2009)
3) トヨタ自動車株式会社,みずほ情報総研株式会社: “輸送用燃料の Well-to-Wheel 評価 バイオ燃料を中心とした輸送用燃料製造(Well-to-Tank)における温室効果ガス排出量に関する報告書”,(2008)
4) P.W.Gerbens-Leenes, and A.Y.Hoekstra: The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize
5) 三宅基文,沖大幹,虫明功臣: “土木学会第57回年次学術講演会”, 北海道,（2002）,pp.487-488

Supporting Information

本頁では、誌面の都合上載せきれなかった情報を掲載する。はじめに、パス解析について触れる。パス解析とは重回帰分析の応用手法であるが、変数と変数同士の関係を分析することができ、変数間に多重共線性が示されていても、相互関係にある説明変数同士の分析を可能にする点で重回帰分析と異なる。ここで、変数$Z_0, Z_1, Z_2, \cdots Z_k$とおくとき、$Z_0$に向かうパス係数$P_{ij}$は、以下の方程式で求めることができる。

$$r_{01} = p_{01} \quad + p_{02} \times r_{21} + \cdots + p_{0k} \times r_{k1} \qquad \text{(S1)}$$
$$r_{02} = p_{01} \times r_{12} \; + p_{02} \quad + \cdots + p_{0k} \times r_{k2} \qquad \text{(S2)}$$
$$r_{03} = p_{01} \times r_{12} + p_{02} \times r_{23} + \cdots + p_{0k} \times r_{k3} \qquad \text{(S3)}$$

本研究ではZ_0を飼料用作物の消費量、Z_1を人口[人]、Z_2を生産構成[ton/yr]、及びZ_3をタンパク質1単位あたりの飼料消費量[ton/yr]として分析を行った。

また、表S1に米国産及び日本産トウモロコシのパス図の適合度を示した。これはパス図中の矢印の向きが妥当かを示している。

表S1 米国産及び日本産トウモロコシのパス図の適合度

	Maize(U.S.)	Maize(JPN)
GFI	0.998	0.978
AGFI	0.976	0.785
RMSEA	0.000	0.156
AIC	18.2	20.2
CAIC	44.3	46.2

次に、表S2に大麦、トウモロコシ、及び小麦由来のエタノールの製造時のCO_2排出係数を示した。これによりCO_2削減量が算出可能となる。

表S2 大麦、トウモロコシ及び小麦由来のエタノールの製造時のCO_2排出係数

	[g-CO_2/MJ-EtOH]
Barley	59.09
Maize	53.97
Wheat	59.09

最後に、土地利用変化に伴うCO_2排出量の評価の一部の算定式を、地上・地中の炭素ストック変化を20年（X）に均等配分して、以下に記載する。これらの値はIPCCデフォルト値に則するものとする。

$$\text{土地利用変化に伴う排出}\left[\text{tCO}_2/\text{t原料}\right] = (\text{CSR} - \text{CSA}) \times 44/(12 \times X \times P \times 1000) \qquad \text{(S4)}$$

CSR:土地利用変化前における土壌中及び植生中の炭素ストック[t-C / ha]
CSA:原料調達時の土地利用形態における土壌中及び植生中の炭素ストック[t-C / ha]
P : 原料の収率[GJ/ha]。当該第1世代バイオマスを用いた場合の、単位面積当たりのバイオエタノールの生産量。

建築における木質バイオマスの有効利活用に関する研究
～炭素蓄積量の観点から見た年次推移分析と効率的利用に向けた検討～

Analytic study on woody material flows in view of carbon reduction discussing utilization of building

○坂本泰行*[1)]、柿澤奈々子[1)]、木皿自然[1)]、岡諒平[1)]、小林謙介[1)]、井上隆[1)]、田原聖隆[2)]

Yasuyuki SAKAMOTO, Nanako KAKIZAWA, Jinen KISARA,Ryohei OKA,Kensuke KOBAYASHI,

Takashi INOUE,Kiyotaka TAHARA

1) 東京理科大学, 2) 産業技術総合研究所

* kensuke@rs.noda.tus.ac.jp

1. はじめに

環境負荷削減が叫ばれている現在、森林資源が低炭素社会に貢献し得る材として注目を集めてきている。木材は適正な管理により永続的に生産可能な資源である。更には、建築物等として長期にわたって木材を利用すれば、炭素を地上に固定しているという見方もできる。このような背景がある一方で、建築分野での木材利活用による資源消費量や炭素放出量の削減効果を構造別・材種別までに落とし込み定量的に評価した例は十分ではない。

本研究では、現存する建築に含まれる炭素蓄積、またその内訳・年次変化を推計した。さらに将来的に発生する建築解体材の再資源可能量を試算した。また、木材を建築物として利用することは森林による炭素蓄積量の移動に過ぎないとも考えられる。そこで森林の現状回復（成長速度）を考慮した評価手法を構築し、現状の炭素蓄積量に対して評価した。

2. 我が国の炭素蓄積量の実態把握

2.1 森林・建築物による炭素蓄積量の把握

国内における建築物と森林による炭素蓄積量を推計した。建築に関しては、年毎の国内に存在する建築物・住宅数の総量を推計している建築物ストック統計[1)]、住宅土地統計調査[2)]、法人建物調査[3)]を用いた。統計により得た床面積[m2]に日本建築学会の建物のLCA指針[4)]をもとにした各構造の資材投入原単位[kg/m2]を乗じることで木材投入量を推計した。木材の炭素含有率は0.5[kg-C/kg]として計算した。森林に関しては、林野庁の森林資源の現況[5)]より得た樹種別齢級別蓄積量に炭素含有率を乗じることで推計した。結果を図1に示す。建築による炭素蓄積量は平成22年時点で約4億[ton-C]となっており日本の年間の排出CO2とほぼ同量の数値となった。内訳では住宅による炭素蓄積が大きな割合を占めることが分かった。森林による炭素蓄積量は平成19年時点で約11億[ton-C]となっており、日本の年間排出CO2の約3.5年分と同量の結果になった。京都議定書ではCO2吸収源の森林における取扱いに関して「1990年以降の人為活動が行われた森林等」としており、この表現を考慮し建築物と人為的活動が行われた森林の炭素蓄積量を比較すると1:2となった。建築物による炭素蓄積量をこのように評価した場合、割合は小さくないことが分かった。

2.2 住宅による炭素蓄積量の年次推移分析

建築物による炭素蓄積量のうち大きな割合を占め、更

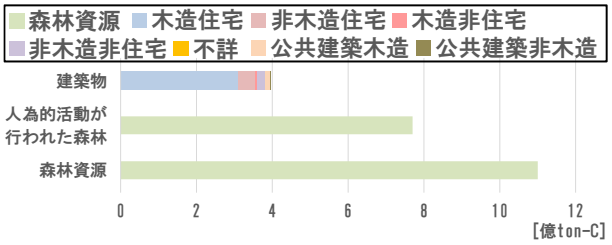


図1 建築物・森林による炭素蓄積量

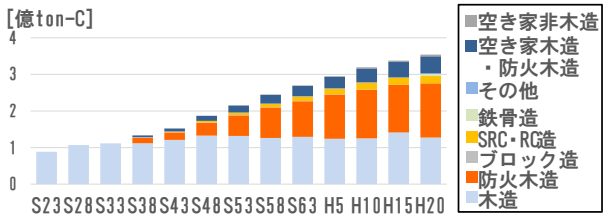


図2 住宅による炭素蓄積量年次推移

に長期でのデータが得られた住宅に関して年次推移分析を行った。結果を図2に示す。総量は昭和23年から平成20年にかけて約3.5倍に増加しており、平成20年時点で3.5億[ton-C]であった。蓄積量が増加した要因として、住宅戸数の増加、住宅の大規模化が考えられ、特に木造住宅の大規模化が大きく影響している。また、内訳では木造・防火木造が90%を占めており、これらの有効利活用が炭素蓄積量増加に効果的である。

3. 建築分野における木材に関する将来推計

住宅におけるストック戸数、必要着工量、解体による再資源化可能量の将来推計を行った。これらの推計を行う事で長期での木材の有効利活用方法を検討する。

3.1国内建築物による炭素蓄積量の将来推計

ストック戸数推移に関しては、国立社会保障・人口問題研究所の日本の世帯数の将来推計（全国推計）[6)]より得た将来的な世帯数を将来の住戸数とした。空き家に関しては住宅土地統計調査から得られた2008年度の住戸数に対する空き家の比を用いた。ストック住宅の減衰傾向に関してはIPCCで用いられている減衰式を採用した。推計に用いた計算式を式１に示す。

$$C(n+1) = e^{-k} * C(n) + \left[\frac{(1-e^{-k})}{k}\right] * Inflow(n) \cdots\cdots \text{式1}$$

$C(n)$: n年開始時点で木材製品として蓄積している炭素量
$Inflow(n)$: n年の間に木材製品として投入された炭素量
$k = \ln(2)$ /半減期(年)
n: 年

この式に既往研究[7)]により得た半減期を代入し推計した。着工量の算出に関して、各年の総ストック戸数に対

して、前年までのストック建築物の減衰を考慮した戸数との差を将来着工量とした。将来着工建築物の構造別内訳は直近10年の平均値を採用している。将来的なストック建築物の年次推移を図3に示す。総量としては、今後しばらくは上昇するものの、その後は緩やかに減少していく傾向が見られた。

3. 2将来的な資源創出可能性の提示

減衰量を解体量とし、その量に対して既往研究[8]により得たリサイクル可能率を乗じて木材の再資源化可能量を算出した。前節で算出した将来着工量と比較した結果を図4に示す。この結果は式1の定数kに依存しており、更には建設副産物実態調査[9]による廃棄物量の値と大きく異なっている。また建設副産物実態調査は推計値のため、廃棄物量の数値の整合性の確認が難しく結果の解釈には注意が必要である。今後、数値の整合性の確認が課題である。ただし、少なくとも将来着工量は減少し、再資源化可能量が増加することは変わらず、将来的に建築解体材の有効活用が今以上に重要になると言える。また、材種に着目すると製材の影響が大きいことが分かった。

4. 山側も考慮した評価

4. 1 評価手法の構築

木材を建築物として利用することは森林による炭素蓄積量の移動に過ぎないとも考えられる。そこで森林の現状回復（成長速度）を考慮した評価手法を構築した。評価概念図を図 5 に示す。本評価手法では伐採時点の森林の炭素蓄積量を基準値とし、建築と植林後の森林との総量が基準値を超えた分を蓄積として評価する。

4. 2 国内蓄積量の現状評価

本検討では統計データが多く得られた住宅に関して平成 20 年時点の評価を行った。本評価では植林後から現状回復までを区切りとし、築 1 年目から築 48 年目の建築物を評価対象とした。また、植林率は 100%として試算した。結果を図 6 に示す。国内住宅の炭素蓄積量の合計値は約 5［千万 ton-C］であることが分かった。また、建築後 20～30 年ほどで炭素蓄積効果が得られ始める。構造別内訳に着目すると木造・防火木造が大きな割合を占め、材種別では製材が炭素蓄積に大きく貢献していることがわかった。これらの有効利用が重要である。

5. まとめ

森林・建築物による炭素蓄積量を定量的に推計した。その結果から建築物による炭素蓄積量が国内の蓄積量に対する割合は小さくないことが分かった。

将来的なストック建築戸数、必要着工量、再資源化可能量の推計を行った。ストック戸数に関して、今後しばらくは上昇するものの、その後は緩やかに減少していく傾向が見られた。また、将来着工量が減少していくのに対して再資源化可能量は増加傾向であった。その中でも製材の影響が大きいことがわかった。

森林の現状回復（成長速度）を考慮した炭素蓄積量評価では、植林率 100%としたとき、国内の建築物・植林後の森林による炭素蓄積量の合計は伐採時の森林と比べて約 5［千万 ton-C］さらに蓄積していた。現状では築 20

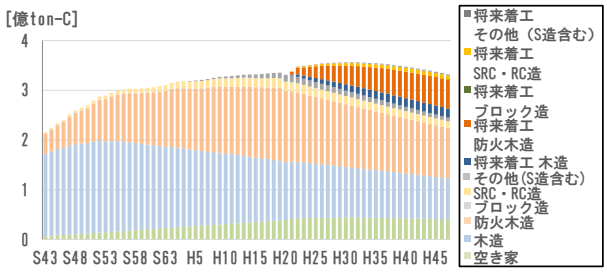


図 3 住宅による炭素蓄積量の将来推計

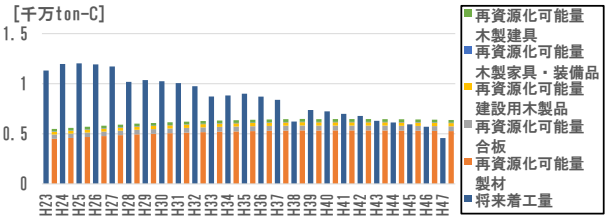


図 4 将来的な着工量及び解体に伴う再資源化可能量

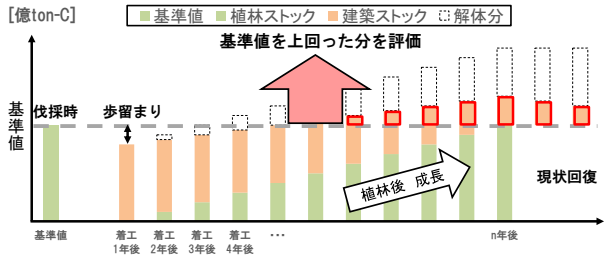


図 5 植林の成長速度を考慮した評価概念図

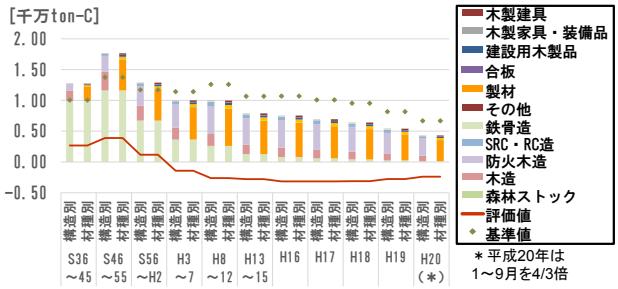


図 6 植林の成長を考慮した評価結果(平成 20 年時点)

～30 年程度の建築物から伐採時の森林の炭素蓄積量を超える。また構造種別では木造・防火木造、材種別では製材の割合が大きく、これらの有効活用が効果的である。

参考文献

1)建築物ストック統計　国土交通省、入手先：＜http://www.mlit.go.jp/statistics/details/jutaku_list.html＞ 2)総務省統計局：昭和23年～63年 住宅統計調査報告、平成5年～20年 住宅・土地統計調査、入手先：＜http://www.stat.go.jp/data/jyutaku/2013/tyousake.htm#1＞ 3)法人建物調査　国土交通省、入手先：＜http://tochi.mlit.go.jp/shoyuu-riyou/kihon-chousa＞ 4) 建物のLCA 指針、日本建築学会、入手先：＜http://news-sv.aij.or.jp/tkankyo/s0/tkankyo/arc07.html＞ 5)森林資源の現況　林野庁、入手先：＜http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/index1.html＞ 6)日本の世帯数の将来推計（全国推計）　国立社会保障・人口問題研究所、入手先：＜http://www.ipss.go.jp/pp-ajsetai/j/HPRJ2013/t-page.asp＞ 7)小松幸夫：1997年と2005年における家屋の寿命推計、日本建築学会計画系論文集 73(632)，2197-2205，2008.10.30　8)小林、磯部、田原、井上：建築廃棄物処理の現状分析と環境負荷削減の可能性、日本建築学会環境系論文集 74(635)，97-104，2009.1 9)建設副産物実態調査　国土交通省 ＜https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/fukusanbutsu/jittaichousa/index01.htm＞

石油精製への影響を考慮したバイオマス利活用システム設計

Design of Biomass Utilization System Considering Impacts on Petroleum Refining Industry

○Baharuddin Maghfuri*[1)]、杉山　弘和[1)]、菊池　康紀[1)]、平尾　雅彦[1)]
Baharuddin Maghfuri, Hirokazu Sugiyama, Yasunori Kikuchi, Masahiko Hirao
1) 東京大学
*baharuddin@pse.t.u-tokyo.ac.jp

1.　はじめに

一般にバイオマス由来製品は、石油由来製品を代替し、石油精製の生産量を減らすことで、原油消費量を削減できると考えられている。しかし石油精製システムは、原油から連産品を生産することや複雑なサプライチェーンからなるという特徴を持つため、一製品をバイオマス由来製品で代替しても、原油消費量の削減に繋がるとは限らない。これまで、化石資源の消費削減を目的としたバイオマス利活用システムの設計手法[1)]が多く提案されてきたが、石油精製への影響を含めた議論はされてこなかった。そこで本研究では、石油精製への影響を考慮したバイオマス利活用システムの設計手法を提案する。

2.　評価バウンダリの設定

図 1 にバイオマス利活用システム設計における評価バウンダリを示す。従来の評価手法では、評価バウンダリはバイオマス利活用システムと代替される製品のライフサイクルにとどまっている。このバウンダリでは、原油消費削減量はバイオマス由来製品を導入する量に比例するという線形的削減しか求められない。本研究では、評価バウンダリーを石油精製システム全体まで広げることで、実際の原油消費削減量を求めることを目指す。

3.　設計手法

設計手法は次の 5 つの Step からなる。

Step 1: 設計対象および設計目的を決定する。

設計対象は、図 1 に示したバイオマス生産からバイオマス由来製品ができるまでの各段階とする。一方、提案する評価バウンダリは、石油精製システム全体とする。設計目的の例としては、原油消費量の削減などがあげられる。

Step 2:代替案を生成する。

表 1 に示した設計変数を基にシステム代替案を生成する。

Step 3: 代替案を解析する。

代替案が導入された場合の石油精製システムへの影響を解析する。

Step 4: 代替案を評価する。

設計目的に応じた評価指標を用いて代替案の評価を行う。

Step5: 解釈

最も優れた評価結果を示す代替案を採択、あるいは新たな代替案の生成を行うことを決定する。

表 1　システム設計に扱う変数

評価指標	世界の原油消費量
	CO_2排出量
	利益
設計変数	バイオマス変換技術
	バイオマス種類
	バイオマス利活用スケール
	他地域との輸送ルートの有無

4.　石油精製システムモデルの構築

石油精製システムの物質フローへの影響を解析するためのモデルを構築した。石油製品のサプライチェーンは世界規模に広がるため、一地域で起きた変化は全世界へ影響をおよぼすと考えられる。また、各地域は表 2 に示すような石油精製の特性、バイオマス特性、経済特性を持つため、それらが解析結果に影響をおよぼす可能性がある。したがって、構築するモデルは全世界を対象とし、また各地域の特性も含んでいる必要がある。そこでまず、全世界を主要な 8 地域に分割し、さらにそれらの地域を連結したモデルを構築した。

モデルの出力情報には原油消費量や製油所内のプロセスの処理量、製品

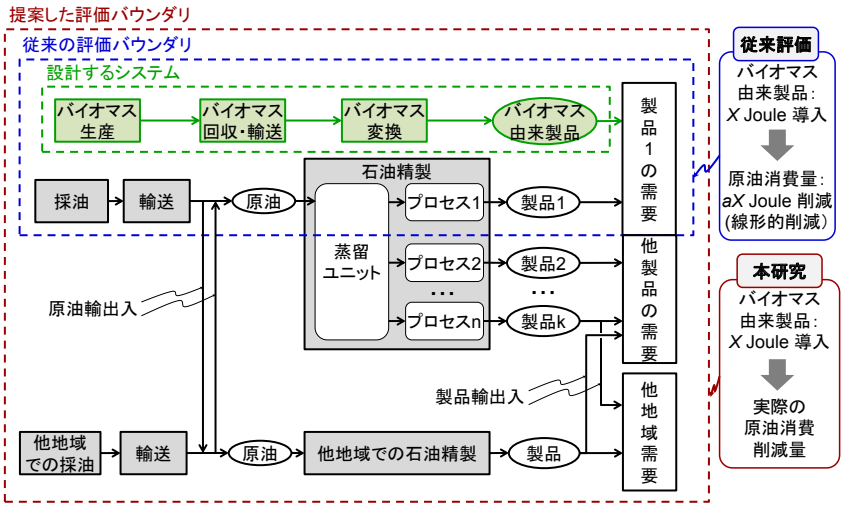


図 1　バイオマス利活用システム設計における評価バウンダリの影響

表 2　モデルで考慮した地域特性

石油精製	石油製品需要
	原油生産量
	製油所処理能力
バイオマス	ポテンシャル量
	種類
経済	製品価格、生産コスト
	他地域との輸送ルートの有無、輸送コスト

の流量、地域間の製品の輸送量が含まれる。これはシステム全体の総利益を目的関数とし、表 2 に示された地域特性や石油精製プロセスの物質収支式を制約条件とした最適化の結果として求められる。シミュレーションは製油所生産計画の汎用シミュレータ Aspen PIMS®を用いた。

5. 全世界のバイオマスを対象としたケーススタディ

5.1. 概要

原油消費量の削減を設計目的として、全世界のバイオマスポテンシャルの利活用を対象としたケーススタディを行った。設計変数はバイオマス変換技術の選定とした。各地域のバイオマスポテンシャル量は Nijsen ら [2]が推測した値を用いた。全世界の耕作放棄地でエネルギー作物を栽培した場合、150 EJ/year のポテンシャル量のバイオマスが開発可能と推測され、その値をバイオマスの最大利活用可能量とした。バイオマス種類をすべてセルロース系バイオマスとし、代表的な変換技術を**表3**に示した。生成したシステム代替案はすべてのバイオマスを一つの変換技術での処理を想定した。各変換技術のエネルギー効率 η_{BTF} を以下の式で表す。

$$\eta_{BTF} = E_{bio-products} / E_{biomass} \quad (1)$$

表３　変換技術を変化させたシステム代替案

代替案	変換技術	製品	η_{BTF}	参考文献
1	加水分解+発酵	エタノール	50%	3
2	加水分解+発酵	エステル・ディーゼル	35%	3
3	急速熱分解	バイオ・オイル	70%	4
4	ガス化+Fischer-Tropsch	FT−ナフサ	18%	5
		FT−ケロシン	16%	
		FT−ディーゼル	16%	

なお、表 2 に示した地域特性は 2010 年の統計データ [5]を用いた。

5.2. 結果・考察

図 2 に各代替案におけるバイオマス利活用スケールと世界の原油消費量および余剰製品の量を示す。余剰製品の量は原油消費量の線形的削減との差に相当する。

余剰製品の発生量をみると、バイオマス利活用システムのスケールが 10 EJ/year 以下の場合、どの代替案においても原油消費量の削減は線形的である。しかし、スケールが 10 EJ/year 以上の場合、余剰製品が発生すると同時に、原油消費量の削減に非線形性がみられた。このことから、スケールが 10 EJ/year 以下の場合、図 1 に示した従来の評価バウンダリーのように石油精製への影響を考慮しなくとも、バイオマス利活用システムの評価は適切にできているといえるが、10 EJ/year 以上の場合、石油精製システム全体への影響を考慮する必要がでてくる。

さらに、各代替案を原油消費量の削減効果を比較すると、代替案 4 が最も原油消費量を削減することがわかった。

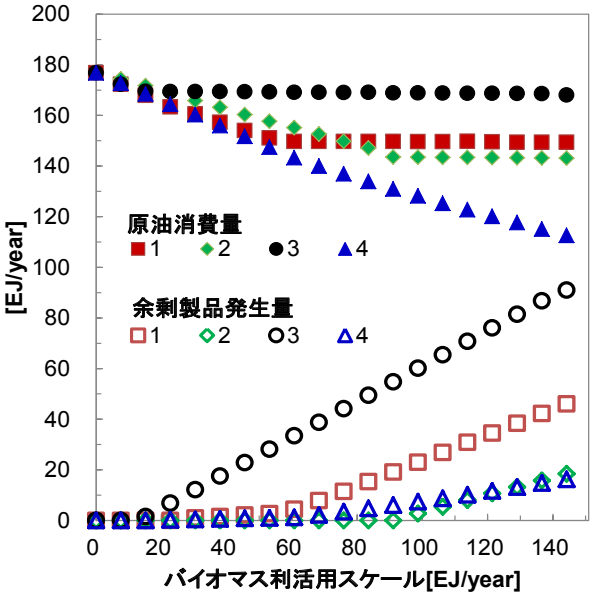


図２　原油消費量および余剰製品発生量の結果

バイオマス変換技術の選定を行う際、表 3 に示された各変換技術の η_{BTF} を考慮すれば、代替案 3、すなわちバイオマスを熱分解させ、重油を得た方が有利なため、それを選ぶべきと考えられる。しかし、他の代替案と比べ、原油消費量の面において最も早い段階で原油が削減できなくなり、代替案 3 の決定することは不適切であるといえる。このように、提案した手法を用いることによって、既存の研究では議論されていなかった世界の原油消費量の削減効果の比較に基づき、バイオマス変換技術の選定の支援が可能となった。

6. まとめ

バイオマス利活用システムの導入による石油精製への影響を考慮したバイオマス利活用システムの設計手法を提案した。全世界のバイオマスポテンシャルを対象としたケーススタディを行い、大規模なバイオマス利活用の場合における原油消費量削減挙動の非線形性や製品の余剰を含めた定量的な解析を可能にし、原油消費量をより効率的に削減するバイオマス利活用システムを設計した。

参考文献

1) You, F., & Wang, B.: Ind. Eng. Chem. Res., 50(17), (2011), pp.10102-10127.
2) Nijsen, M., et al.: GCB Bioenergy, 4(2), (2012), pp.130-147
3) Huang, W. D., Zhang Y. H. P.: PLoS ONE, 6(7), (2011), pp.e22113
4) Demirbaş, A.: Energ. Convers. Manage., 42(11), (2001), pp.1357-1378
5) de Klerk, A.: Energy Environ. Sci., 4(4), (2011), pp.1177-1205
6) US EIA: “International Energy Statistics”, (オンライン), 入手先 : <http://www.eia.gov/cfapps/ipdbproject/>, (参照 2013-10-24)

ANP を用いた CO_2 排出量と建設コストおよび施工条件の重み付け評価に関する検討

Study on Importance Evaluation of Construction Cost, Carbon Dioxide Emission and Process Conditions using ANP

○大野剛*[1)]、藤原靖[1)]
Go OHNO ， Yasushi FUJIWARA
1) 大成建設株式会社
*oongu-00@pub.taisei.co.jp

1. はじめに

建設業では、資材調達、運搬、施工、廃棄処理における CO_2 排出量が全産業の CO_2 排出量の約18%を占めている[1)]。主な内訳は資材の製造および重機の稼働であり、CO_2 排出量を評価する重要性が認識されている。

建築分野では、標準的な評価手法が普及しており、CO_2 排出量を重視した施工事例が存在する。土木分野ではID（インベントリデータ）[1)]の整備が完了した段階であり、施工時の CO_2 排出量を評価している研究[2)3)]はある。

建設分野における CO_2 排出量の評価に関する留意点との一つに、同一の構造物の施工でも工法が異なるため、標準的な評価手法やIDを使用して CO_2 排出量を評価しても、実際の排出量と異なる場合があることが挙げられる。特に土木工事は、現場ごとに工事ヤードの広さや騒音・振動への制約など施工条件が大きく異なる場合が多い。そのため、同じ構造物の施工でも、採用する工法の違いが生じ、資材の種類や量、重機の稼働時間などが異なり、CO_2 排出量や建設コストが変化する。仮に CO_2 排出量が小さい工法を選定する場合、対象地の施工条件により選定できる工法が限られてくることが考えられる。

著者らは施工時の CO_2 排出量、建設コスト、施工条件を相対的に評価し、条件に適した工法を選定する手法（以下、選定手法）を検討してきた[4)]。その中で、発注者、周辺住民など立場により各項目に対する重要度が異なることに考慮する必要があることを確認した。本研究は選定手法にANP(Analytic Network Process)による重み付を適用した場合の有効性に関する検討を目的とした。事例として、NATM トンネル工事を適用した。

2. 選定手法の実施手順

NATM トンネル工事における掘削ずりの搬出を事例として、選定手法の実施手順を紹介する（**図1**）。対象とする施工方法は、代表的な掘削ずりの搬出方法（3工法）とした（**図2、表1**）。施工時の障害となる架空線や埋設物、騒音・振動の制限などの制約条件は無いものとした。評価項目は CO_2 排出量、建設コスト、粉じんの発生量、掘削ずりのリサイクル性、騒音・振動の大きさの5項目とした。境界条件は、切羽の掘削、掘削ずりの積込み、ずりの坑口までの運搬とした。CO_2 排出量は、重機の燃料消費量[5)6)]および使用電気量にそれぞれの原単位を乗じた。燃料の種類は各重機とも軽油であり、原単位は 2.59kg-CO_2/L[1)]とした。電気の原単位は 0.56kg- CO_2/kwh[1)] とした。建設コストは、標準歩掛り[5)]に施工数量と施工単価[5)6)]を乗じて求めた。施工条件の評価は、工事関係者からのヒアリングをもとに定性評価を行った（**表1**）。最後にランク付けした値をレーダーチャートにプロットして明示した。ランク付けは（個別の値－最小値）/（最大値－最小値）により0～1の範囲に換算した。CO_2 排出量、建設コ

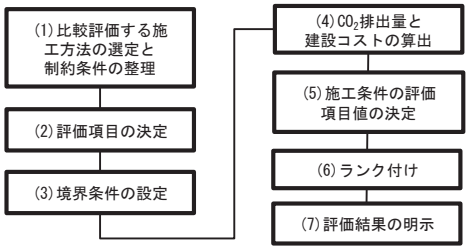


図1　実施手順

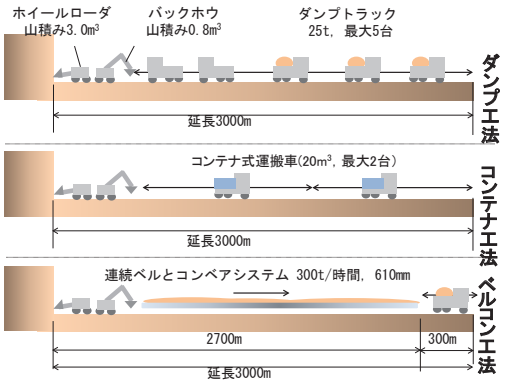


図2　掘削ずりの搬出工法

表1　各工法の特徴

施工方法	使用重機の仕様等	施工条件に関する値		
		粉じん発生量	リサイクル性	騒音振動
ダンプ工法	23tダンプトラック，ホイールローダ(サイドダンプ式，ホイール型，山積み3.0m3)，バックホウ(クローラ型，山積み0.8m3)	多（3）	低（3）	大（3）
コンテナ工法	コンテナ式運搬車，コンテナ(20m³)，ホイールローダ，バックホウ(ダンプ工法と同種)	多（3）	低（3）	中（2）
ベルコン工法	連続ベルコン(メインドライブ，中間ブースタードライブ，ストレージカ セット貯蔵量300m，テールピース30kw級，中間部ベルト610mm)他	少（1）	高（1）	小（1）

ストのランク付けは算出値を、施工条件のランク付けは定性的な評価を定量的に再評価した値（**表 1** 括弧内の値）を用いた。ランクをプロットした結果を**図 3 a)**に示す。各軸とも値が小さいほど好ましいことを示しており、例えばダンプ工法とコンテナ工法は粉じん発生量、騒音振動が大きくリサイクル性が悪いが、建設コストが安価である。選定手法により、建設コストを優先する場合はコンテナ工法、環境負荷の低減を優先する場合はベルコン工法のように、各工法の特徴を可視的に把握して工法を選定することが可能と考えられる。

3. ANP による重み付と工法の選定

前章では、評価項目間の重みをすべて同等とした評価値を可視化したが、工事に関わる様々な利害関係者が選定手法を活用することを想定すると、評価項目間で重みを考慮することが必要と考えられる。そこで、評価項目が多数考えられる場合や客観的な判断が求められる場合などに有効な ANP を用いて重み付けを実施した。

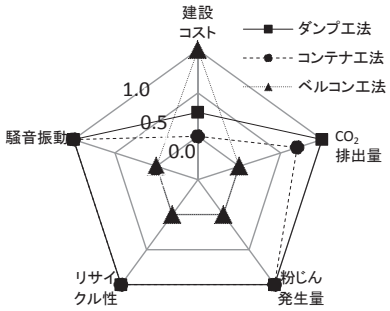
ANP は階層構造および各階層の従属性を設定し、一対比較（各階層で評価項目間の重み付を一対一で行ったもの）から固有ベクトルを求め、求めたベクトルを各階層の重みとする手法である [7]。ANP は主観的な判断が一対比較の値の決定のみであり、他の重み付手法に比べて客観性が高い重みを得ることができる。

階層構造を**図 4** に示す。図中の矢印は従属性を示しており、※印は一対比較の特徴を示している。例えば、階層 2 では、発注者は周辺住民から、請負者は発注者および周辺住民から影響を受ける関係であり、力関係は周辺住民、発注者、請負者の順となる一対比較を設定した。

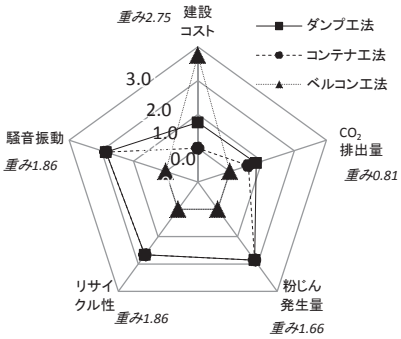
階層 3 の重みを**図 3 a)**に乗じたものを**図 3 b)**に示す。重みは評価項目の横に示した値であり、評価項目の重要度を示している。最大値は建設コストの 2.75 であった。**図 3 b)**の評価値は重み付されており、例えば、CO_2 排出量、粉じん発生量、騒音振動が小さい工法を選定する場合、評価値の和が最小となるベルコン工法となる。

階層 4 の重みは工法の優位度であり、値が大きいほど優位性が高いことを示しており、本事例ではベルコン工法の優位度が 5.4 と最大となった（**図 4**）。その理由として、階層 1 はコスト面より環境面を重視した設定にしたこと、階層 3 の粉じん発生量や騒音・振動など環境面に関する重要度が大きくなったことが挙げられる。

ANP により評価項目や工法の重要性が定量的に示されるため、様々な利害関係者が合意形成を図る上で有効な手法になると考えられる。なお、一対比較により重みが変化するため、関係者と調整して一対比較を作成することが合意形成を図る上で必要となる。



a) 重み付前



b) 重み付後

図 3　評価結果

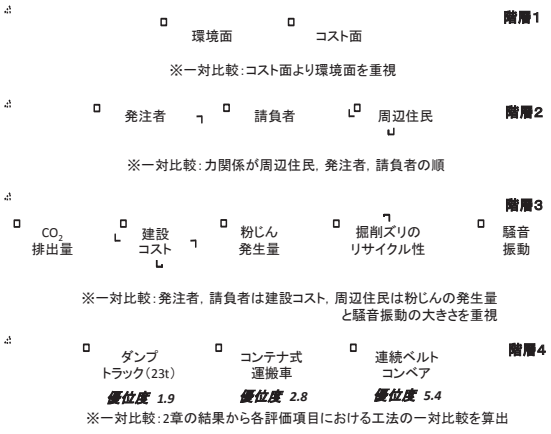


図 4　階層構造

4. おわりに

NATM トンネル工事の掘削ずり搬出方法 3 工法を事例として、著者らが提案してきた選定手法に ANP による重み付を実施したところ、評価項目や工法の優位性を定量的に示すことができた。そのため、合意形成ツールとして活用できる可能性があることを確認した。

引用文献

1) 国土交通省国土技術政策総合研究所：“社会資本のライフサイクルをとおした環境評価技術の開発に関する報告”，(2012)
2) 奈良松範ら：“土木学会第 65 回年次学術講演会”，北海道大学，(2010)，pp167-168
3) 瀧本真理ら：“第 6 回日本 LCA 学会研究発表会”，東京理科大学，(2011)，pp58-59
4) 大野剛ら：“第 8 回日本 LCA 学会研究発表会”，立命館大学，(2013)，pp220-221　他
5) 日本建設情報総合センター：“平成 23 年度国土交通省土木工事標準積算基準書（共通編）”，(2011)
6) 建設物価調査会：“建設物価 2011 年 3 月”，(2011)
7) 木下栄蔵：“入門 AHP－決断と合意形成のテクニック－”，日科技連出版社，東京，(2000)

コンクリート塊の再資源化による二酸化炭素固定量の測定

Carbon dioxide uptake by recycling of concrete

○長浜庸介*[1)]、角湯克典[1)]、神田太朗[2)]

Yosuke Nagahama, Katsunori Kadoyu, Taro Kanda

1) 国土交通省国土技術政策総合研究所, 2) 前国土交通省国土技術政策総合研究所

*do-kan@nilim.go.jp

1. はじめに

コンクリートは、炭酸化と呼ばれる以下の反応により構造物の供用期間をとおして大気中の二酸化炭素を固定する[1)]。

$$Ca(OH)_2+CO_2 \rightarrow CaCO_3+H_2O \quad \cdots\cdots\cdots\cdots(1)$$

$$(CaO)_3(SiO_2)_2(H_2O)_3+3CO_2 \rightarrow 3CaCO_3+2SiO_2+3H_2O \quad \cdots\cdots(2)$$

コンクリート塊の再資源化による二酸化炭素固定量を明らかにすることは、建設廃棄物のリサイクルを通じた低炭素社会の推進に資することが期待される。しかしながら、これまでのところ二酸化炭素の回収量に関する知見は乏しく、温室効果ガス国家インベントリや京都議定書目標達成計画のような統計や目標にも反映されていない状況である。

そこで本研究では、まずは二酸化炭素固定の概略影響を捉えることが重要であると考え、コンクリートの主な再生利用方法である路盤材(RC40)、及び新たな再生利用方法としてJIS化されたコンクリート用再生骨材(H、M、Lの細・粗骨材及び微粉)を模擬した試料を作成し、それらの二酸化炭素固定量を測定した。

2. 二酸化炭素固定量の測定

2.1 試料の作成

二酸化炭素固定量の測定に使用する、路盤材やコンクリート再生骨材を模擬した試料を作成するため、その材料として、初めに表1に示したコンクリート供試体を作成した。次にコンクリート塊発生時の二酸化炭素固定状態を再現するため、表2に示した条件により促進中性化を行った。最後にコンクリート供試体について、表3に示した条件や図1に示した方法を用いて再資源化の模擬

表２　促進中性化の条件

CO_2 濃度(%)	温度 (℃)	相対 湿度(%)	中性化 期間(週)	供試体 寸法(cm)	数量 (本)
20	20	60	1	φ15×30	2
			8	φ15×30	36
			26	φ15×30	2

※供試体表面が湿っている為、真空乾燥機を用いて表面のみを乾かした。その後、アルミ箔テープで円柱供試体の側面を被覆し、上下面は露出の状態とした。
※円柱供試体の上下面に霧吹きで15回ずつ水を噴霧した後、養生槽内で促進中生化を開始した。
※この条件のほかはJIS A 1153「コンクリートの促進中性化試験方法」による

表３　再資源化の条件

再生製品の区分	再生製品の細目	参照する基準類	保管条件	供試体数量(本)
RC40 (<40㎜の試料)		舗装再生便覧	乾湿繰返し・28日	4
			乾湿繰返し・91日	20
				6
			自然乾燥 ・91日	
再生骨材H 機械的処理	再生粗骨材H (5-20㎜)	JISA5021「コンクリート用再生骨材H」	乾湿繰返し・28日	3
	再生細骨材H (0.15-5㎜)			
	再生微粉 (<0.15㎜)	―	乾湿繰返し・28日	
			自然乾燥 ・28日	
再生骨材H 熱的処理	再生粗骨材H (5-20㎜)	JISA5021「コンクリート用再生骨材H」	乾湿繰返し・28日	3
	再生細骨材H (0.15-5㎜)			
	再生微粉 (<0.15㎜)	―	乾湿繰返し・28日	
			自然乾燥 ・28日	
再生骨材M	再生粗骨材M (5-20㎜)	JISA5022付属書A(規定)「コンクリート用再生骨材M」	乾湿繰返し・28日	2
	再生細骨材M (0.15-5㎜)			
再生骨材L	再生粗骨材L (5-20㎜)	JISA5023付属書1(規定)「コンクリート用再生骨材L」		2
	再生細骨材L (0.15-5㎜)			

表１　コンクリート供試体の概要

供試体No.	寸法	数量	ｾﾒﾝﾄ種類	ｽﾗﾝﾌﾟ	配合						養生期間
					W	C	S	G	Ad1	Ad2	
	cm	本		cm	kg/m^3				L/100kg-C		日
1	φ15×30	20	OPC	18	170	309	774	1020	0.25	0.005	91
2	φ15×30	4	HPC	18	170	309	773	1019	0.25	0.005	91
3	φ15×30	4	BB40%	18	170	309	770	1014	0.25	0.005	91
4	φ15×30	4	BB60%	18	170	309	768	1012	0.25	0.005	91
5	φ15×30	4	OPC	18	170	378	716	1023	0.25	0.005	91
6	φ15×30	4	OPC	18	170	262	809	1023	0.25	0.005	91

※ Ad1はAE減水剤、Ad2はAE剤　※ 空気量はいずれも4.5%

を行い、二酸化炭素固定量を測定するための試料を作成した。保管期間は、中間処理工場における破砕から出荷までの仮置き期間に関する既往知見[2]を参考に設定した。

2.2　測定

二酸化炭素固定量は、一定の保管期間を経た試料を対象として、示差熱重量分析[3]により、加熱時の脱炭酸量として直接測定した。この分析では、炭酸カルシウムの定量温度範囲は 600～1000 ℃、水酸化カルシウムの定量温度範囲は 450～500 ℃ とした。

3.　二酸化炭素固定量の測定結果

RC40 及び再生骨材の二酸化炭素固定量を表 4 に示す。なお、一部の数値については解釈の余地が残っており、確定したものではない。

各再生品による二酸化炭素固定量は、セメントが多いほど、粒径が小さいほど大きく、粗骨材、細骨材、微粉の生成割合を考慮すると、再生骨材 H≥M≥L≥RC40 の順に大きかった。ただし、骨材、微粉の生成割合、粒度、保管方法について実プラントの状況等を調査した上で、二酸化炭素固定量の感度分析を行う必要があると考えられる。また、本調査は固定量のみに着目しているが、LCA 的観点から再資源化時のエネルギー消費等も考慮した正味の二酸化炭素排出量を比較することが必要である。

これまでのところ、再生骨材の生産量は多くない。しかしながら、施設更新が本格化し路盤材の需要だけでは対処しきれないほどにコンクリート塊の発生量が増大するならば、再生骨材の生産増は必須の要請であり、リサイクル体制の頑健性・柔軟性が求められる。本調査で得られた再生骨材の二酸化炭素固定効果のような前向きなメッセージを一つのテコにして、システムの頑健性・柔軟性を高めていくような社会誘導について検討することも有用であると考えられる。

4.　おわりに

今後はさらなる調査・検証を行った上で、構造物の的確な維持管理やリサイクルの効果の発信、新たな低炭素化対策の検討における新たな切り口として、国家インベントリや温室効果ガス削減に関する次期目標達成計画への反映等を目指す予定である。

参考文献

1) セメント協会，”C & C エンサイクロペディア”，セメント協会，東京，(1996)，pp.195-197
2) 黒田泰弘, 菊池俊文: コンクリート工学論文集, 20(1), (2009), pp.15-22
3) 小林一輔，”コア採取によるコンクリート構造物の劣化診断法”，森北出版，東京，(1998)，pp.95-103

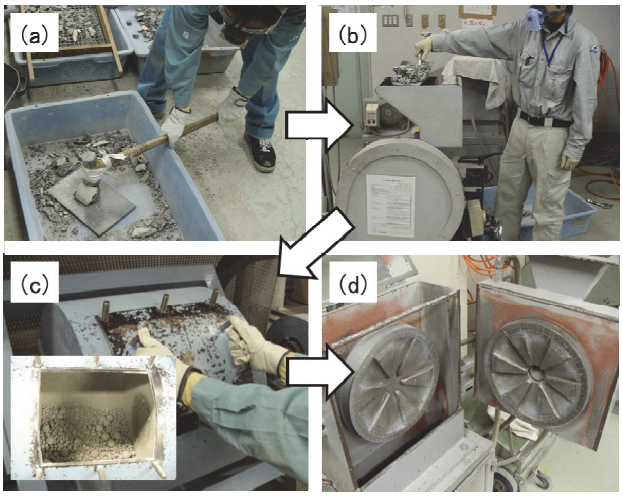


図１　再資源化の様子

(a) コンクリート供試体をこぶし大に破砕
(b) ジョークラッシャーを用いて粗砕
(c) ボールミルを用いて、砕いた供試体に付着したセメントを除去（鉄球を入れたドラムを回転し、衝撃力により粒子を粉砕）
(d) トップグラインダーを用いて、砕いた供試体に付着したセメントを除去（鋼製ディスクを回転し、摩擦力で粒子の表面を磨く）

表４　RC40・再生骨材の二酸化炭素固定量の比較

(a) 生成物１トン当りの二酸化炭素固定量(kg CO_2/ton)

製品	粗骨材	細骨材	微粉
再生骨材H（機械的方法）	1.94	6.14	62.9
再生骨材H（熱的方法）	1.26	4.03	55.5
再生骨材M	4.09	14.1	未測定
再生骨材L	6.41	25.6	未測定
RC40	9.96		

(b) 生成割合(質量%)

製品	粗骨材	細骨材	微粉
再生骨材H（機械的方法）	40	15	45
再生骨材H（熱的方法）	36	22	42
再生骨材M	41	26	33
再生骨材L	70	22	8
RC40	100		

(c) 原コンクリート基準の二酸化炭素固定量(kg CO_2/ton)

製品	固定量	算出式
再生骨材H（機械的方法）	30.0	1.94 × 0.40 + 6.14 × 0.15 + 62.9 × 0.45
再生骨材H（熱的方法）	24.7	1.26 × 0.36 + 4.03 × 0.22 + 55.5 × 0.42
再生骨材M	26.1	4.09 × 0.41 + 14.1 × 0.26 + 62.9 × 0.33
再生骨材L	15.2	6.41 × 0.70 + 25.6 × 0.22 + 62.9 × 0.08
RC40	10.0	9.96 × 1.00

※乾湿繰返し条件で 28 日間大気暴露させたケース。
※再生骨材 M と L の微粉については二酸化炭素を計測していない。そのため、再生骨材 M や L の製造方法に近い再生骨材 H（機械的方法）の製造時の微粉で代用した。

インベントリ分析における評価精度向上に関する検討

建築分野におけるバックグラウンドデータの拡充手法の提案

Study on improvement in accuracy of inventory analysis

○石田昌平*[1)]、河上慎太郎[1)]、小林謙介[1)]、田原聖隆[2)]、井上隆[1)]

Shohei ISHIDA, Shintaro Kawakami, Kensuke KOBAYASHI, Kiyotaka TAHARA, Takashi INOUE

1) 東京理科大学, 2) 産業技術総合研究所

*j7112607@ed.tus.ac.jp

1. 研究背景と目的

LCA 実施においては、評価者が評価に必要なデータを自ら収集することが原則だが、評価の効率化を図るために、影響の小さい部分はバックグラウンドデータ(以下原単位)を用いることが一般的である。建築分野では、建築学会が作成した建物の LCA 指針の原単位(以下 AIJ-LCA DB)を用いることが多い。AIJ-LCA DB は産業連関表をもとに、網羅的に約 500 のデータが整備されているが、例えば石こうボードに対してその他の建設用土石製品の原単位を用いるなど、原単位と評価対象との対象範囲が一致しないことが多い。とくに緻密な分析を行う際は評価結果に誤差が生じ、誤った解釈をまねく可能性がある。

本検討ではまず AIJ-LCA DB を用いて住宅の資材データを例にインベントリ分析を行い、評価に生じ得る誤差を定量的に算出し、評価結果に対して影響の大きい原単位を抽出した。また産業連関表を用いて、国内の建築・建設分野において影響の大きい原単位を抽出した。さらにこれらの結果をもとにLCA実務者にアンケート調査を行い、優先して拡充・整備すべき原単位の抽出を行った。

2. 住宅の適合性評価

2.1. 適合性の定義　筆者らはインベントリ分析において、評価対象と、対応させる原単位との対象範囲の合致性を判断する「適合性」を提案してきた[1)]。適合性評価において、適合とは評価対象と原単位との対象範囲を同一とみなす場合を指す。不適合とは評価対象と原単位との対象範囲が異なるとみなす場合や、原単位が特定の製品ではなく複数製品の集合体となっている場合を指す。なお、適合となる資材が全体に占める割合を適合率とした。

2.2. 評価対象　本検討では、表 1 に示す住宅 8 件について、実施設計段階を想定した投入資材製造時の CO2 排出量について適合性評価を行った。

2.3. 適合性評価結果　住宅全体での評価結果を図 1 に示す。適合率は戸建住宅 7 件でいずれも 2～4 割程度と非常に低くなった。RC 集合住宅では約 7 割と適合率が高くなったが、これは基礎・躯体に投入されている生コンクリートや鉄筋の全体に占める割合が大きく、これらが適合となるためである。

住宅を基礎・躯体・内外装(居室以外)・内外装(居室)・設備の 5 部位に分けた部位別の評価結果を図 2 に示す。基礎ではいずれの住宅でも適合率が高く、ほぼ 10 割となった。一方で内外装(居室以外)・内外装(居室)・設備では適合率が 1 割以下となった。これは投入される建築資材が多岐にわたり、それらが不適合となるためである。

表1　評価対象物件

		木造①	木造②	木造③	木造④	木造⑤	木造⑥	S造	RC集合
床面積(㎡)		164.0	141.6	184.4	165.4	175.6	143.0	119.0	25622.0
主要構造		木造在来軸組						S造	RC造
屋根		陶器瓦	陶器瓦	陶器瓦	ステンレス瓦	石綿スレート屋根葺き材	金属板葺き	アスファルトルーフィング	アスファルトルーフィング
外装		窯業系サイディング	モルタル	窯業系サイディング	モルタル 珪藻土	窯業系サイディング	窯業系サイディング	木	ALCパネル
内装	床	フロア合板 畳	フローリング 畳	フローリング 畳	フローリング 畳 大谷石	フローリング	フローリング	パーティクルボード 合板	フローリング
	壁	紙(壁紙)		ビニルクロス 漆喰塗	ビニルクロス 大谷石	ビニルクロス 漆喰塗 珪藻土塗	紙(壁紙)	窯業系サイディング	紙(壁紙)
	天井	石こうボード・木						ガラス質複層板	
		ビニルクロス					気密シート	ビニルクロス	ガラス質複層板
	断熱材	石こうボード・木							
		グラスウール							
設備			OM集熱機				太陽光発電		エレベータ
		塩ビ管、銅管、ユニットバス、ケーブル、システムキッチン							
資材データ数		300～400					750	700	1800

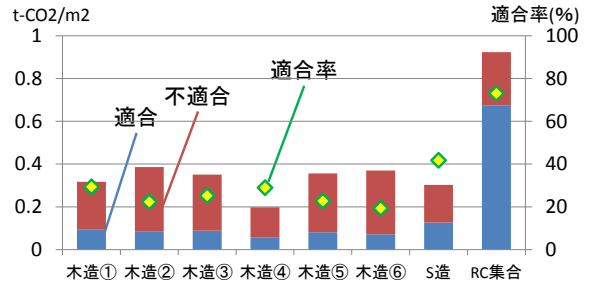


図1　適合性評価結果(住宅全体)

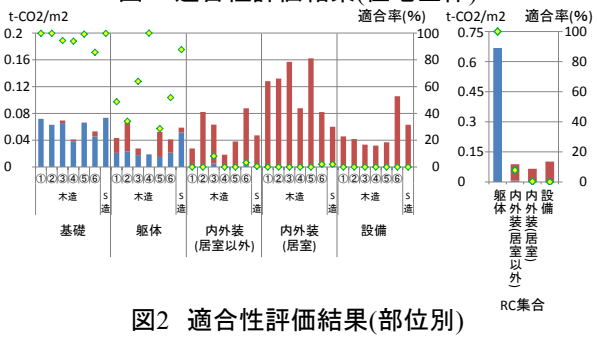


図2　適合性評価結果(部位別)

3. 不適合データの利用による評価誤差の算出

3.1. 誤差データベースの作成　不適合な原単位の利用により生じ得る評価誤差を算出するために、原単位の誤差データベース(以下 Cv DB)を作成した。作成にあたっては、Inventory Database for Environmental Analysis のデータベース(以下 IDEA DB)[2)]を利用した。

3.2. 評価結果　不適合データにのみ分散を与え、これにより生じ得る評価誤差を算出した。住宅全体での評価結

果を図 3 に、部位別での評価結果を図 4 に示す。戸建住宅では Cv が 0.3～0.55 と非常に大きくなった。68%信頼区間(μ±σ)を見ると他の戸建て住宅と重複している部分がある。CO2 排出量を比較した場合には、誤差を考慮すると評価結果が逆転する可能性がある。適合率の高い RC 集合住宅では Cv は約 0.15 と戸建て住宅に比べて低い値となったが、95%信頼区間(μ±1.96σ)を見ると木造②と重複している部分があり、評価結果の大きく異なる場合でも結果の逆転可能性が 0 ではないことを示している。部位別では、基礎は Cv がいずれの住宅でもほぼ 0 となり、躯体では 0～0.3 となった。本検討では合板を不適合としており、躯体に合板データが含まれる住宅でその投入量により Cv にばらつきが生じた。適合率の低い内外装・設備では Cv が 0.25～1 と非常に高くなった。とくに内外装(居室)は住宅全体に対しても CO2 排出量の割合が大きく、評価結果に与える影響は大きいと考えられる。また、設備の CO2 排出量は大きくないが、いずれの住宅でも Cv が 0.3 以上と高くなる傾向にある。不適合データの利用が評価結果に誤差を生じさせる可能性があると考えられる。資材ごとの評価など緻密な評価を行う際には十分留意しなければ誤った解釈をまねくおそれがある。

木造①を例に、各資材を CO2 排出量降順に、その住宅全体に占める割合の合計が 90%に達するまでを並べたグラフを図 5 に示す。住宅全体に与える影響が大きい資材として、石こうボードや合板などの下地・仕上げ材、ユニットバスやシステムキッチン、木製ドアなどの最終製品などがあった。同様の分析を住宅 8 件で行った結果、合板・建設用木製品・その他の建設用土石製品・めっき鋼材など 35 項目が影響の大きい原単位として挙げられた。

4. 産業連関表を用いた国内影響度の分析

AIJ-LCA DB は、国内の産業間取引金額がまとめられた産業連関表をもとに原単位が整備されている。これを用いて、建築分野および建設分野における各部門分類の国内全体における CO2 排出量を算出した。また、前項で作成した Cv DB を用いて誤差を考慮した国内影響度を分析した。CO2 排出量を降順に算出し上位 90%を抽出した結果を図 6 に示す。この結果、建築・建設分野においてとくに影響が大きい原単位として、生コンクリート・建築用金属製品・合板など 44 項目が挙げられた。

5. LCA 実務者への原単位拡充に関するアンケート

前項までの結果をもとに、LCA 実務者に対してより詳細な原単位データの拡充に関するアンケート調査を行った。アンケートは、AIJ-LCA DB 原単位のうち、優先的に拡充・整備すべきと考えられる原単位を IDEA DB の分類をもとに選択する形式とした。たとえば合板についてより詳細な原単位データの拡充をすべきと判断した場合は普通合板や特殊合板を選択する。アンケートの結果、

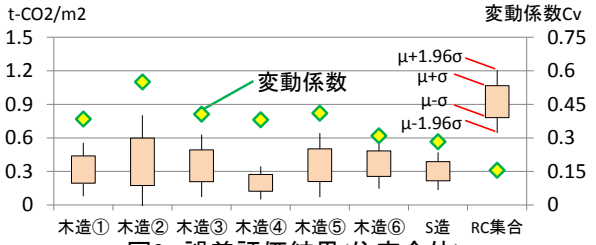


図3 誤差評価結果(住宅全体)

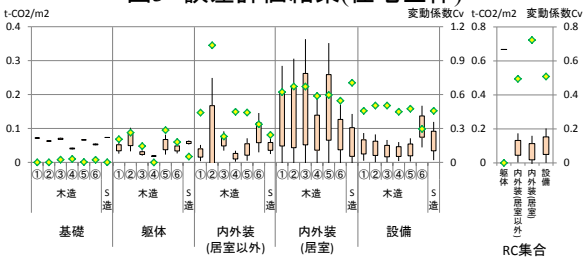


図4 誤差評価結果(部位別)

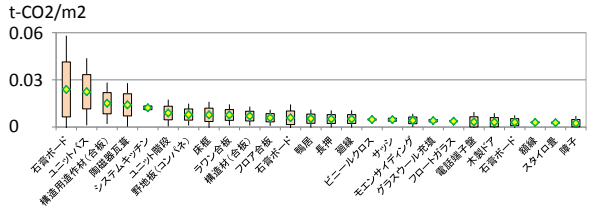


図5 資材別CO2排出量(木造①・降順)

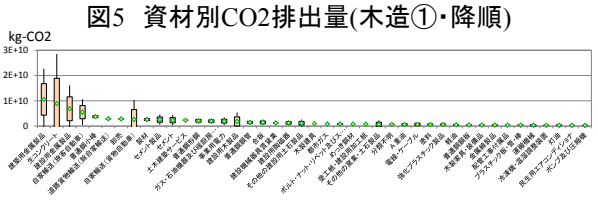


図6 建築・建設分野におけるCO2排出量

表2 優先して拡充すべき原単位

木製品類	窯業・土石製品類	鋼材類	金属製品類	電線・ケーブル類
普通合板	生コンクリート	普通鋼形鋼	アルミニウム製サッシ	電力ケーブル
特殊合板	ALCパネル	普通鋼線材	アルミニウム製ドア	銅裸線
単板(ベニヤ板)	石こうボード	普通鋼棒鋼	金属製サッシ・ドア	
木質フローリング	石こうボード、同製品	亜鉛めっき鋼板		
集成材	鉄筋コンクリート製品	電気亜鉛めっき鋼板		
パーティクルボード	普通れんが	溶融亜鉛めっき鋼板		
造作材(建具を除く)	うわ薬瓦，塩焼瓦			
建具(金属製を除く)	衛生陶器			

優先して拡充すべき項目として挙げられた原単位のうち上位 30 項目程度を抽出すると表 2 に示す原単位となった。

6. まとめ

本検討では建物の LCA 指針の原単位を利用することにより生じ得る誤差を、住宅 8 件のインベントリ分析によって定量的に示した。次に産業連関表を用いて、各部門分類の国内全体における影響度を分析し、建築分野・建設分野において影響の大きい分類を抽出した。さらにこれらをもとに LCA 実務者に対してアンケート調査を行い、優先的に拡充すべき原単位を抽出した。今後は抽出した原単位を拡充し、データの拡充によって評価精度がどの程度向上するかについて検討する予定である。

参考文献 1）小林謙介ら：建築物の LCA に関する評価精度の検討，日本建築学会環境系論文集 2012 年 9 月 第 77 巻 第 679 号 2）田原聖隆ら：網羅性を考慮したインベントリデータベース（IDEA: Inventory Database for Environmental Analysis）の開発状況、第 5 回日本 LCA 学会研究発表会、2010.3

加工木材のライフサイクルアセスメント調査

—長野県東信カラマツ修正材の場合—

INVESTIGATION CONCERNING LIFECYCLE ASSESSMENT OF WORKED TIMBER -JAPANESE LARCH GLUED LAMINATED TIMBER OF EASTERN NAGANO PREFECTURE-

○松場啓太*[1)]、浅野良晴[2)]、高村秀紀[2)]

Keita Matsuba, Yoshiharu Asano, Hideki Takamura

1) 信州大学工学部、2) 信州大学工学部、信州大学山岳科学総合研究所

* 13tm722h@shinshu-u.ac.jp

1. はじめに

近年、住宅の耐震性や製品の品質・性能に対する消費者ニーズの高まりにより、寸法安定性に優れ，強度性能が明確な集成材への需要が高まっている[1)]。しかし集成材における国産材の国内生産量の割合は低く、外材が供給量の 84%以上を占めている。

現在、長野県内では戦後に植林された森林が適切に手入れされておらず、蓄積量が年々増加している[2)]。しかし長野県の素材生産量は年々減少しているのが現状である[2)]。地域で産出される木材をその地域で活用することは、二酸化炭素排出量の低減や域内消費の増大による地場産業の活性化、森林の育成など大きな利点があることから、県産木材利用の促進を継続して資源循環を達成させる必要がある。

2. 環境評価の方法

本調査では、表 1 に示す長野県東信地域のカラマツを使用した集成材（以下、東信カラマツ集成材）の生産段階での LCA 調査を行う。環境影響評価として、カーボンフットプリントプログラムに従い、CFP-PCR[3)]に沿った調査を行って単位材積当たりの CO_2 排出量及びカーボンバランスを算出した。調査方法は、林地・原木市場については既往の研究[4)]の結果を用い、製材工場は実測調査及び聞き取り調査を行った。

2.1 現地調査

現地調査として原木から集成材の仕上げ工程までの巾・厚・長さの寸法、重量を計測した。各工程での重量・材積歩留まりを算出し、CFP-PCR による原木調達段階から生産段階までのカーボンバランスを算出した。調査対象とした縦継なし集成材（3.65m 梁材）、縦継あり集成材（6m 柱材）の各寸法を表 1 に示す。

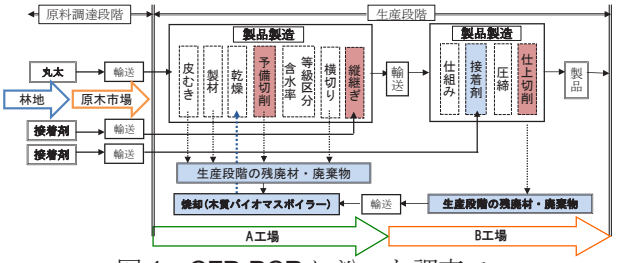


図 1　CFP-PCR に沿った調査フロー

図 2　集成材生産経路

表 1　調査対象

縦継	積層枚数	巾mm	厚mm	長さm
なし	5	105	150	3.65
あり	4	120	105	6

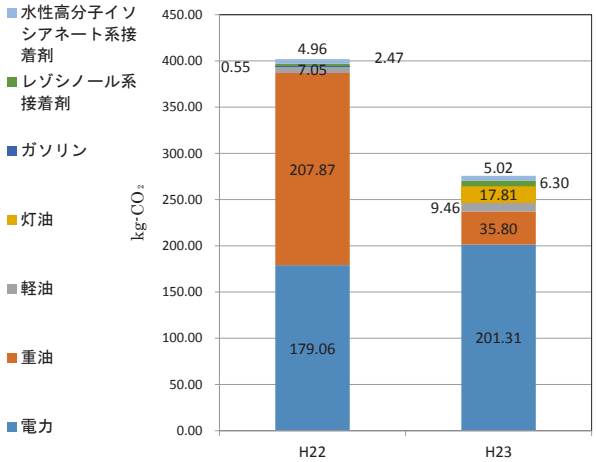


図 3　機能単位当たりの CO_2 排出量比較

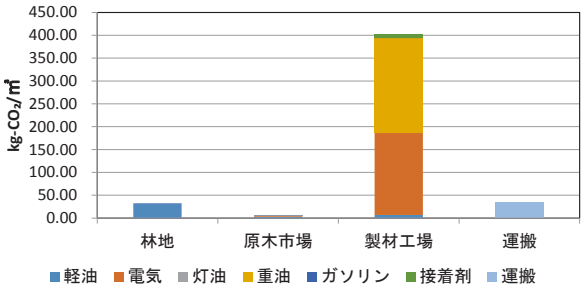


図 4　重油ボイラー使用時の CO_2 排出量

2.2 ヒアリング調査

本調査では､仕上げ後の木材 1 ㎥を機能単位とした､単位材積当たりの燃料消費量を算出するためのヒアリング調査を行った。ヒアリング調査は、アンケート記入とそれを基にした電話調査にて行った。

3. 環境影響評価

3.1 カラマツ集成材のカーボンバランス

実測調査で得た全乾比重をもとに炭素固定量を算出し､「燃料や電気消費による炭素放出」と「端材となる木材による炭素放出」を差し引いた機能単位当たりのカーボンバランス(CO_2換算)を図 6 に示す。東信カラマツ縦継なし集成材（重油ボイラー乾燥）は +662.0kg-CO_2/㎥，東信カラマツ縦継あり集成材（木質バイオマスボイラー乾燥）は+568.2kg-CO_2/㎥のカーボンポジティブである。

3.2 カラマツ集成材の炭素放出フロー

建築用木材として住宅に使用された場合の炭素収支割合を求めた。住宅に固定される炭素量を 100%と設定した場合の、各工程で放出される炭素放出量を図 7（縦継なし・重油ボイラー)、図 8（縦継あり・木質バイオマスボイラー）にそれぞれ示す。乾燥が行われていないボイラーは枠を点線にしている。縦継なし集成材（重油ボイラー乾燥）の電気や燃料消費による炭素放出は 18.3%、端材となる木材による炭素放出は 9.4%となり、縦継あり集成材（木質バイオマスボイラー乾燥）の電気や燃料消費による炭素放出は 28.6%、端材となる木材による炭素放出は 9.4%となった。

4. まとめ

本研究において､明らかになったことを以下に示す。

1）実測調査の結果から、縦継なし集成材の製材工場での総歩留まりは材積 0.27、重量歩留まりは 0.19 となった。縦継あり集成材の総歩留りは材積 0.23、重量歩留りは 0.30 となった。

2）ヒアリング調査の結果から、平成 23 年度の生産工程での燃料消費による CO_2排出量の 79%が製材工場によるものであった。

3）本研究で調査した 3.65m、105×150mm、5 枚積層、縦継のない集成材（重油ボイラー乾燥）のカーボンバランスは+662.0kg-CO_2/㎥、6m,105×120mm、4 枚積層、縦継のある集成材（木質バイオマスボイラー乾燥）は +568.2kg-CO_2/㎥となった。

4）重油ボイラー乾燥から木質バイオマスボイラー乾燥へと移行することで、重油による CO_2排出量は減少し､全体の CO_2排出量は 126.27kg-CO_2/㎥削減された。

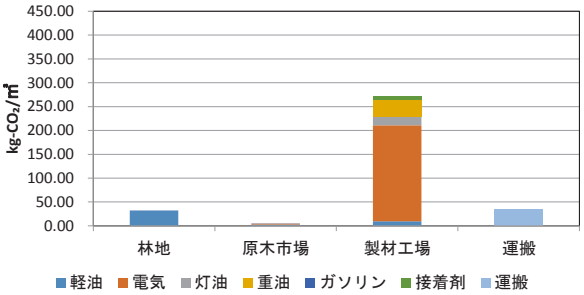


図 5　木質バイオマスボイラー使用時の CO_2排出量

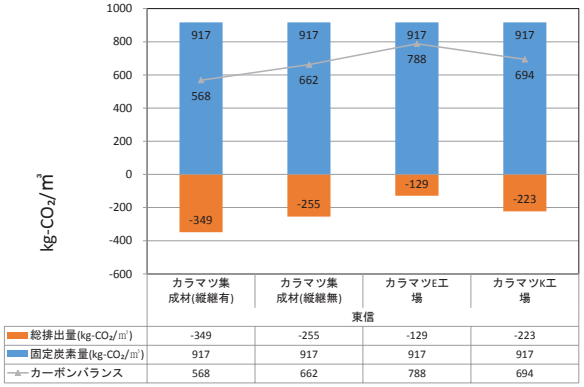


図 6　カラマツ集成材のカーボンバランス比較

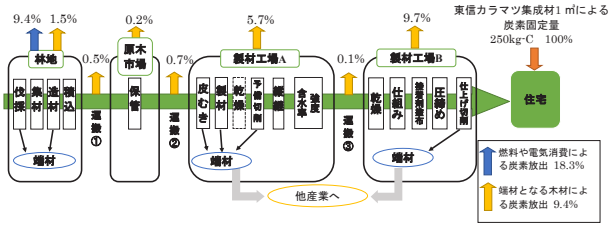


図 7　縦継なし・重油ボイラー乾燥の炭素放出フロー

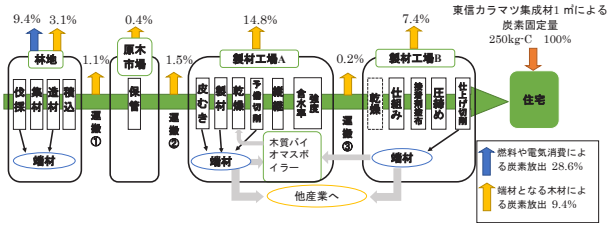


図 8　縦継あり･バイオマスボイラー乾燥の炭素放出フロー

引用文献

1) 林野庁:“平成 24 年版森林・林業白書”，日本合板工業組合連合会，(2012)，pp149-153
2) 長野県林務部:平成 22 年度長野県木材統計，(2011)，pp3-8
3) カーボンフットプリントコミュニケーションプログラム：“カーボンフットプリント製品種別基準 PA-CD-02”，(2012)
4) 山形龍一、浅野良晴、高村秀紀：長野県産スギ、カラマツのカーボンバランスの算出　地場産材を使用した住宅における木材のライフサイクルアセスメントに関する基礎調査その 2，日本建築学会環境系論文集，　74(645)，(2013)，pp1261-1267

表 S1　CO_2排出原単位表

項目	値	単位	参照
電気	0.52	kg-CO2/kWh	中部電力　注5)
重油	2.71	kg-CO2/L	環境省地球環境局のデータベース
軽油	2.58	kg-CO2/L	環境省地球環境局のデータベース
灯油	2.59	kg-CO2/L	環境省地球環境局のデータベース
ガソリン	2.32	kg-CO2/L	環境省地球環境局のデータベース
レゾルシノール接着剤	0.67	kg-CO2/kg	JEMAI LCAデータベース
水性高分子イソシアネート系接着剤	0.95	kg-CO2/kg	服部順昭：木質材料に使われる接着剤のインベントリ分析，木材学会誌 Vol.52, No4, p.235-240, 2006

表 S2　生産工程における材積量変動

工程(縦継なし)	伐採	造材	保管	製材	乾燥	予備切削	縦継	仕上げ
材積量㎥	-	3.83	3.56	1.85	1.85	1.37		1.00
生重量t	3.69	2.81	2.61	1.25	0.89	0.68		0.50
含水率%	72.95	72.95	40.20	40.20	4.76	4.76		4.76
炭素固定量t-C	0.97	0.83	0.77	0.40	0.40	0.30		0.25
炭素固定割合	1.24	1.08	1.00	0.52	0.52	0.39		0.32

工程(縦継あり)	伐採	造材	保管	製材	乾燥	切削	縦継	仕上げ
材積量㎥	-	3.25	3.02	1.57	1.57	1.33	1.21	1.00
生重量t	3.81	2.89	2.33	1.13	0.78	0.67	0.63	0.51
含水率%	72.95	72.95	40.20	40.20	4.76	4.76	4.76	4.76
炭素固定量t-C	0.93	0.81	0.76	0.39	0.39	0.33	0.30	0.25
炭素固定割合	1.24	1.08	1.00	0.52	0.52	0.44	0.40	0.33

表 S3　運搬距離・運搬重量と単位材積あたりの CO_2排出量

ルート	距離(km)	重量(t/㎥)	CO_2排出量(kg-CO_2)
林地→原木市場	18.2	3.1	14.1
原木市場→製材工場A	26.8	2.8	18.5
製材工場A→製材工場B	9.1	0.9	2.1
合計			34.7

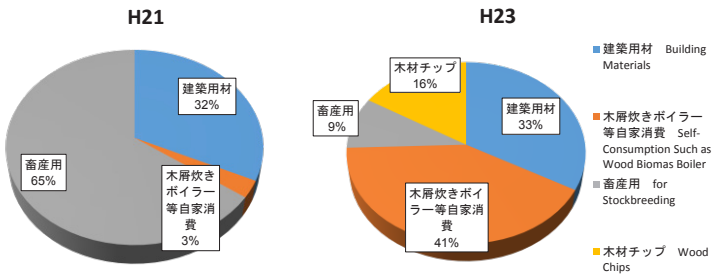


図 S1　原木利用用途内訳

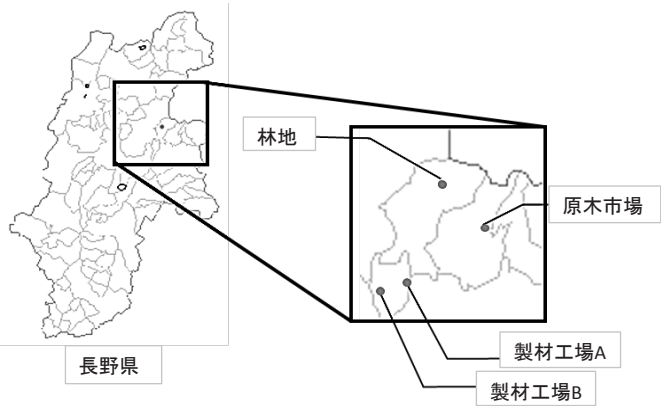


図 S2　各施設の位置

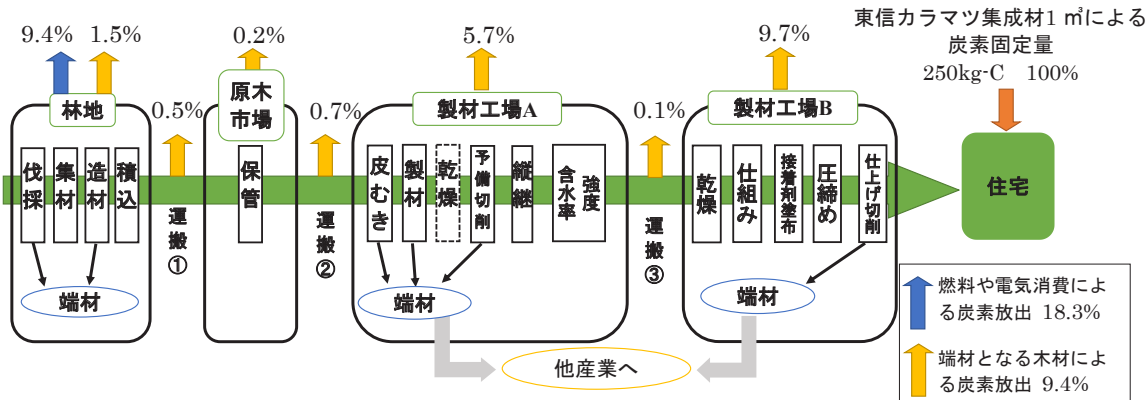


図 S3　縦継なし・重油ボイラー乾燥の炭素放出フロー

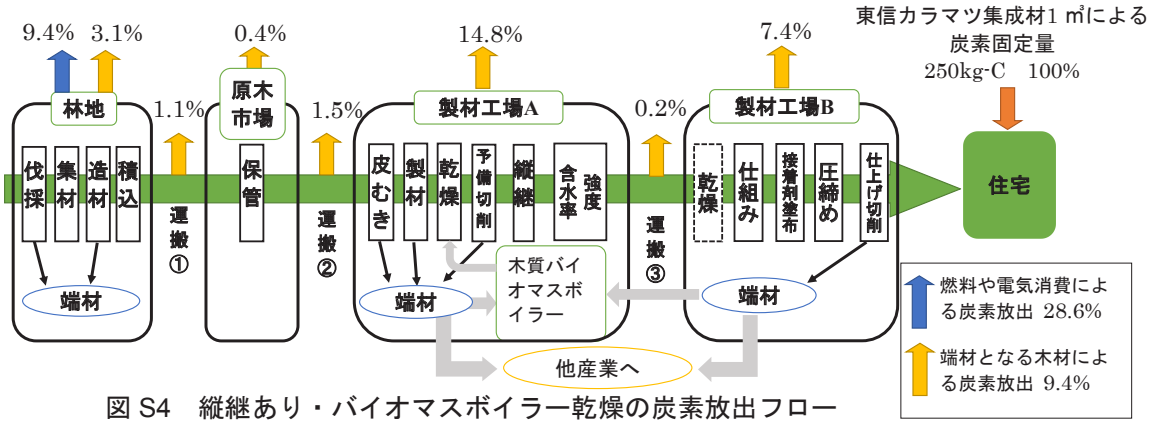


図 S4　縦継あり・バイオマスボイラー乾燥の炭素放出フロー

木造住宅建設時の環境負荷に関する研究
その４．２棟の３階建木造住宅の蓄積資材と副産物の重量比較

A study on the environmental load of constructing wooden houses
Part4. A comparison weight of two three-story wooden houses with construction materials and construction waste

○高村秀紀*1)、浅野良晴 1)
Hideki Takamura, Yoshiharu Asano
1) 信州大学工学、信州大学山岳科学総合研究所
* takam@shinshu-u.ac.jp

1. はじめに

本論文は、前報 1)に続き蓄積資材注1)と副産物注2)の材種と重量に関する実態データを増やすことを目的に、新たに在来木造軸組構法３階建の戸建住宅の搬入資材注3)と副産物注2)の材種と重量の実測調査を行った。そして、蓄積資材注1)と副産物注2)の重量について延床面積あたりと部位面積あたりの原単位を算出し、前報 1)において実測調査を行った住宅 J と比較を行った。

2. 対象住宅概要

住宅 K は長野市に建設された在来木造軸組構法３階建で、延床面積は 177.9 m^2 である。住宅の仕様を表 1 に示し、平面図を図 1～図 3 に示す。比較対象住宅である住宅 J は在来木造軸組構法 3 階建住宅であり、延床面積は 236.0 m^2 である。住宅 J の平面図を図 S1～図 S3 に示し、住宅概要を表 S1 に示す。

3. 蓄積資材と副産物の重量

既報 1)-3)と同様に搬入資材注3)と副産物注2)の材種と重量について実測調査を行った。蓄積資材注1)と副産物注2)の材種別重量と割合を表 2 に示す。蓄積資材注1)の総重量は 144.8×10^3kg となった。重量が多い上位３材種は土石類、木材、複合材であった。すなわち、土石類が 79.2%、木材が 15.5%、複合材が 2.2%であった。土石類の主な資材はコンクリートや砕石、石膏ボード、サイディング、タイル等であった。木材の主な資材は構造材や端柄材、床材などの造作材であった。複合材の主な資材は屋根材やユニットバス等であった。副産物注2)のうち端材の総重量は 3.9×10^3kg であり、端材以外の副産物注2)の総重量は 0.7×10^3kg となった。

4. 蓄積資材注1)と副産物注2)の重量比較

蓄積資材注1)の重量と副産物注2)の重量について延床面積あたりの値と施工部位面積あたりの値について算出した。施工部位面積あたりの資材重量の対応部位面積を表 3 に示す。施工部位が複数となった工事の対応部位面積は延床面積とした。

4.1　蓄積資材注1)重量の比較

住宅 K と住宅 J の各工事の蓄積資材注1)重量を比較した結果を図 4～図 6 に示す。蓄積資材注1)の延床面積あたりの総重量は住宅 K が住宅 J より大きくなった。

基礎工事では、延床面積と施工部位面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より大きくなった。これは、住宅 K は基礎工事において、場所打コンクリート杭工法が

表１　住宅 J の概要

住宅	K住宅
所在地	長野県長野市
構造	在来木造軸組構造
階数	3階
施工期間	平成24年4月下旬～10月上旬
床面積	1階：76.4㎡
	2階：62.9㎡
	3階：38.5㎡
	延床：177.9㎡
断熱仕様	屋根：押出法ポリスチレンフォーム3種50mm
	壁：押出法ポリスチレンフォーム3種50mm
	基礎：押出法ポリスチレンフォーム3種50mm
基礎	べた基礎、スラブ厚さ180mm 配筋D10@100交互
床束	鋼製束
床板	構造用合板28mm
構造材	柱・梁・桁：集成材、土台・母屋：製材
屋根	アスファルトシングル
外壁	サイディング14mm(吹付け仕上)
内装(壁)	ビニルクロス
内装(床)	複合フローリング12mm
備考	場所打コンクリート杭工法

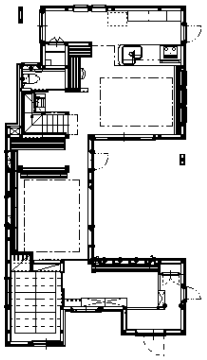


図１　１階平面図

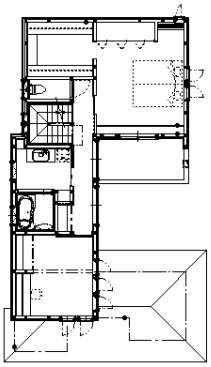


図２　２階平面図

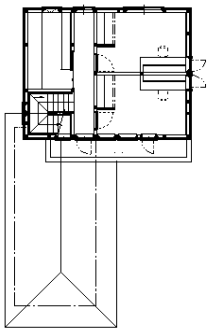


図３　３階平面図

表２　蓄積資材注1)重量と副産物注2)重量の実測結果

	蓄積資材		副産物			
			端材		端材以外の副産物	
	重量(kg)	割合(%)	重量(kg)	割合(%)	重量(kg)	割合(%)
木材	22,446.7	15.5	885.7	22.8	12.0	1.8
金属類	1,542.2	1.1	6.9	0.2	45.0	6.9
プラスチック類	1,138.6	0.8	93.2	2.4	46.6	7.1
土石類	114,646.2	79.2	2,639.1	67.8	0.0	0.0
紙類	9.3	0.0	0.2	0.0	350.2	53.7
ガラス類	652.4	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
化学製品	1,104.2	0.8	0.3	0.0	0.1	0.0
ゴム	0.8	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
布・糸	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
配線ケーブル	135.5	0.1	15.7	0.4	0.1	0.0
複合材	3,132.6	2.2	250.2	6.4	198.4	30.4
合計	144,809.7	100.0	3,891.3	100.0	652.5	100.0

表３　各工事の対応部位面積

工事	対応部位	住宅K(m^2)	住宅J(m^2)
基礎	1階床	76.4	96.6
木、断熱・防湿、建具、設備、左官・タイル・石、防腐・防蟻、雑	延床	177.9	236.0
屋根	屋根	112.8	82.1
外装	外壁	274.4	313.5
内装	内壁、床、天井	371.9	485.4

採用され、コンクリートと砕石の使用量が住宅 J に比べて多くなったためである。

木工事では、延床面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より小さくなった。これは、住宅 J の構造用金物等の金属類の使用量が多かったためである。住宅 J はドリフトピン工法を採用しており、ドリフトピン等の金属類を住宅 K の約 3 倍使用したためである。

屋根工事では、両面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より小さくなった。住宅 K の屋根材はアスファルトシングル材を使用し、住宅 J は比重の大きい平瓦を使用していたためである。屋根材の蓄積資材[注 1)]重量は、住宅 K は住宅 J の約 0.5 倍であった。

外装工事では、施工部位面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より小さくなった。住宅 K のサイディングの厚さは 14m、住宅 J は 16mm であったためである。サイディングの蓄積資材[注 1)]重量は、住宅 K は住宅 J の約 0.8 倍となった。

内装工事では、部位面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より小さくなった。住宅 J は防音と耐震を目的に、3 階の天井に厚さが 12mm と 9mm の石膏ボードを重ねて施工していた。石膏ボードの蓄積資材[注 1)]重量が住宅 K は住宅 J の約 0.7 倍となった。

建具工事では、延床面積あたりの重量で住宅 K は住宅 J より大きくなった。これは、住宅 K は木製の棚の施工箇所が住宅 J に比べて多く存在したためである。

断熱・防湿工事では、延床面積あたりの重量は住宅 K が住宅 J より小さくなった。これは、住宅 J の屋根に使用された断熱材の厚さが 10mm 厚く、住宅 J は断熱材の蓄積資材[注 1)]重量が住宅 K の約 1.8 倍となったためである。

4.2　副産物重量の比較

副産物[注 2)]重量を比較した結果を図 7 に示す。延床面積あたりの端材重量は住宅 K が 21.9kg/ m^2、住宅 J が 20.9kg/ m^2 となった。また、延床面積あたりの端材以外の副産物[注 2)]重量は住宅 K が 3.7kg/ m^2、住宅 J が 3.4kg/ m^2 となった。

5. まとめ

3 階建住宅である住宅 K と既報 [1)]の住宅 J と比較を行った。結果、以下のことが明らかとなった。

1)蓄積資材の総重量は、住宅 K は住宅 J より約 6×10^3kg 小さくなった。これは、住宅 J で使用されたドリフトピン等の構造用金物の使用量が多く屋根材の平瓦の重量が大きかったためである。

2)住宅 K の蓄積資材[注 1)]重量は、屋根材に複合材であるアスファルトシングル材が使用されたため、端材以外の副産物[注 2)]の資材別重量割合で複合材の割合が大きくなった。

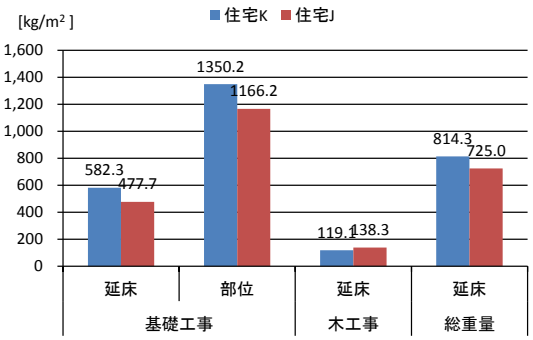


図 4　蓄積資材[注 1)]重量の比較（100kg/m^2 以上）

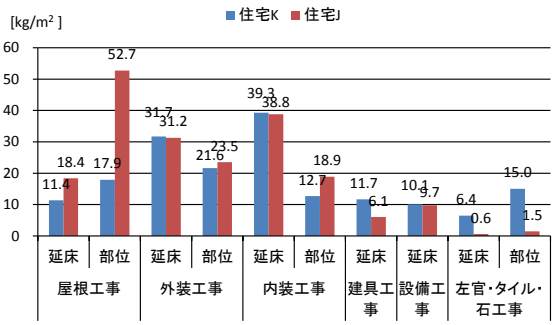


図 5　蓄積資材[注 1)]重量の比較（60kg/m^2 以下）

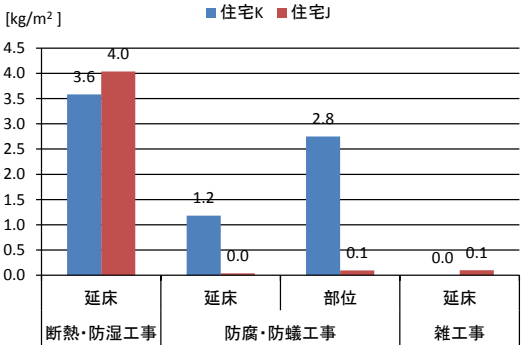


図 6　蓄積資材[注 1)]重量の比較（5kg/m^2 以下）

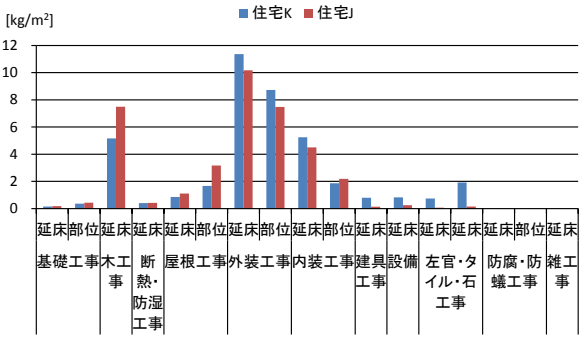


図 7　副産物[注 2)]重量の比較

注
注 1)住宅建設に要し、住宅に蓄積される全ての資材を蓄積資材とする。
注 2)住宅建設時に発生する端材と端材以外を副産物材とする。
注 3)住宅建設時に建設現場に納品される資材を搬入資材とする。

謝辞
実測調査を行うにあたり、株式会社ナガノ建築サービスをはじめ関係者各位に多大なる協力を得た。ここに記して感謝の意を表す。

参考文献
1)高村秀紀，浅野良晴：“第 8 回日本 LCA 学会研究発表会”，草津，(2013)，pp.68-69
2)高村秀紀，浅野良晴：“第 5 回日本 LCA 学会研究発表会”，横浜，(2010)，pp.66-67
3)高村秀紀，浅野良晴：“第 6 回日本 LCA 学会研究発表会”，仙台，(2011)，pp.244-245

Supporting Information

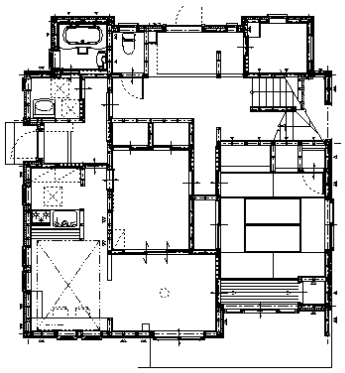


図 S1　1 階平面図（住宅 J）

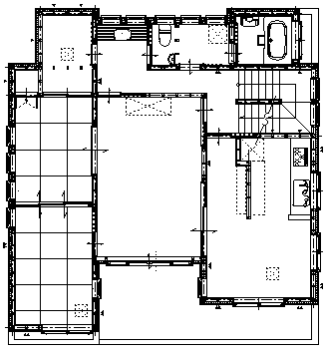


図 S2　2 階平面図（住宅 J）

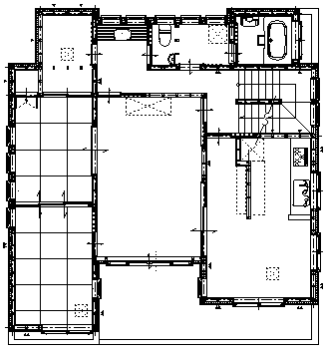


図 S3　3 階平面図（住宅 J）

表 S1　住宅概要（住宅 J）

建設地	長野県長野市
構造	在来木造軸組工法
階数	3階
面積	1階：96.6㎡
	2階：89.1㎡
	3階：50.3㎡
	延床：236.0㎡
断熱仕様	屋根 ： 押出法ポリスチレンフォーム3種　60mm
	外壁 ： 押出法ポリスチレンフォーム3種　50mm
	基礎 ： 押出法ポリスチレンフォーム3種　50mm
換気方式	第3種機械換気
給湯方式	潜熱回収型ガス給湯器
	家庭用ガスコージェネレーションシステム
屋根	平板瓦
内装（壁）	クロス（塩化ビニル）
内装（床）	複合フローリング　12mm
外壁	サイディング　16mm
開口部	PVCサッシ＋Low-Eガラス

地域性を考慮した中国省別の水インベントリデータベースの開発

Development of Water Footprint Inventory Database of China by Province

○飯田惣也*[1)]、小野雄也[1)]、伊坪徳宏[1)]
Soya Iida, Yuya Ono, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学
* g1383101@tcu.ac.jp

1. はじめに

近年、水資源の希少性や遍在性が高まり、急激な人口増加や途上国の生活レベル向上によって水不足が深刻化し、食糧難やこれに伴う疾病の蔓延が懸念されている。特に中国では急速な経済発展と同時に水問題は年々悪化している。このような中、ウォーターフットプリント（以下、WF）が提唱され、世界の注目を集めている。WFとは製品等のライフサイクルを通じて使用された水の量やそれに伴う環境影響を定量的に評価する手法で、その地域のどのような水源に依存し、影響を及ぼしているのかを把握することができる。現在、この算定手順についてISOで国際規格化のための議論が行われており、それによればWFは使用形態（使用、消費など）や取水源ごと（雨水、河川水、地下水など）に分類することが要求されている。

中国に関しては、その国土面積からも地域による水の偏在性が非常に高いと考えられるが、既存研究では中国全体や一地域のみを評価対象としており、また上記のように水の使用形態や取水源ごとに分類していないのが現状である。

2. 研究目的

本研究では、中国で公表されている産業連関表および各種統計表を用いて、中国の水の使用形態や取水源ごとに分類した水原単位データベースの開発を行う。産業連関表を用いることにより各産業における直接的な水消費だけでなく、サプライチェーンの上流工程における間接的な水消費を含めた推計が可能になる。本研究を行うことでISO規格およびWater Footprint Network（最初にWFを提唱し、コンセプトや計算手法をガイドライン化した）のガイドラインにおける要求事項を満たしたWFの実施が可能となることが期待される。中国においては、前述の通り地域による水の偏在性が非常に高いと考えられるので、地域性を反映したデータベースの開発を行う。

また、開発したデータベースを基にケーススタディを行う。具体的には中国内に工場を設けて展開している日本企業からヒアリング等で操業データを得て、実際にWFを算出する。

3. 研究方法

3.1 原単位作成方法

本研究では産業連関分析を適用して水使用および消費原単位を作成する。式（1）は産業連関分析に基づく原単位eの算出式である。

$$e = d \times (I - A)^{-1} \quad (1)$$

dは直接投入係数、Iは単位行列、Aは投入係数表である。まず、各種統計表から中国内における水使用および消費を「雨水、河川、地下水」由来ごとに算出する。算出したものを中国投入産出表[1)]の各産業部門に配分し、国内生産額で除することにより、直接投入係数表を作成する。次に産業連関表を正方化した135分類からなる行列を作成した後、逆行列係数表を算出、最後に積をとることで各産業における中国のWF原単位を作成する。（図1）

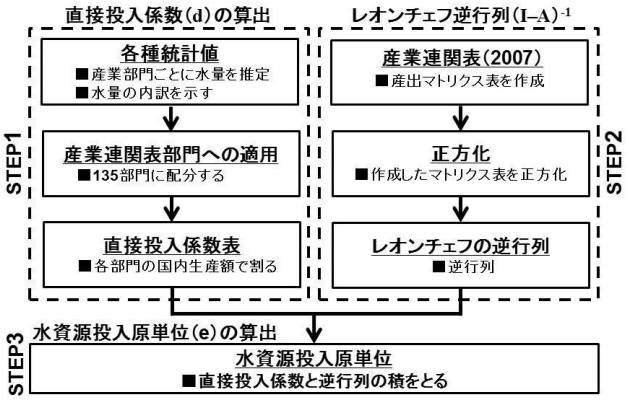


図１ 原単位算出方法

3.2 直接水使用量および消費量の算出方法

本研究では中国の農業、林業、漁業、工業およびその他サービス業における中国投入産出表の135部門の直接使用量および消費量を推計する。また、産業連関表の対象年と対応するよう2007年の統計データを利用する。

3.2.1 農業用水（農作物）

農業部門における直接水消費は農地における蒸発散量（Et_c）とし、農作物に含まれる水分量は量的に少ないことから考慮しないこととした。蒸発散量は農地からの蒸発した水と、作物から蒸発した水である。蒸発

散量（Et_c）は以下、式（2）によって算出する。

$$Et_c = k_c \times Et_0 \quad (2)$$

国際連合食糧農業機関(FAO)が算定している作物係数 k_c[2] と基準蒸発散量Et_0[3]の値を乗じた値となる。中国各地域の10日毎の蒸発散量と雨量をCLIMWATおよびCROPWATから得て、蒸発散量の水を雨水と河川水に分けた。蒸発散量と雨量を比較し、同じ、もしくは雨量の方が多い日は、雨水から蒸発散するものとした。雨量が蒸発散量より少ない、もしくは無い日は、雨水と河川水から蒸発散するものとした。その際の河川水の量は蒸発散量から雨量を差し引いたものとした。また、同一省内の地点データの基準蒸発散量を単純平均することで、各省における基準蒸発散量の平均値を得た。

作物別に植栽日から収穫日までの育成期間を設定し、蒸発散量Et_cとあわせて中国統計年鑑[4]に記載されている各作物の省別作付面積との積和をとることで作物ごとの直接水消費量を算出する。

3.2.2 農業用水（畜産）

中国内で扱われる牛、豚、鶏、ロバ、ラバ、ラクダ、羊、ヤギを対象に成畜1頭あたりの取水量［L/(頭・日)］と成畜数［頭、羽］と出荷までの日数との積から、直接水消費量を推定する。

3.2.3 農業用水（林業）

育林用水の算出方法は農業用水（農作物）と同じ方法である。中国林業統計年鑑に記載されている林業作付面積を用い、中国の省別の年間平均蒸発散量を乗じることで年間基準蒸発散量を求めた。これを「林業」における直接水消費量とした。水源の内訳は農業用水（農作物）と同様に、雨水と河川水を区別して算出する。

3.2.4 水産用水

改革開放三十年農業統計資料[5]から、養魚用水の使用量を推定する。

3.2.5 工業用水

中国統計年鑑[6]に記載されている工業統計の供水量を135分類に直接使用量および消費量として割り当てる。

3.2.6 その他のサービス業用水

中国統計年鑑から産業連関表分類「水の生産および供給業」に割り当てる。

4. 結果と考察

今回は中国内を 7 つの地域に区分（図 2）した上で、3.2.1 の方法を基に、それぞれの農作物生産における水消費量を水源別に推定した。（図 3）本研究での、中国全体の農業部門における水消費量は 9.2E+11 ㎥となった。中国北西部に位置する華北部、北西部については降雨量が少ないため灌水等で水を補っていることが分かる。華南については工業が盛んな地域であり、他地域と比較をして収量が少ないことが結果から見ることができる。Liqiang Ge ら[7]は中国全土の農業部門における総水消費量を 8.6E+11 ㎥と推定しており、本研究と比較しても妥当な値と言える。今後は、他部門の水使用および水消費を部門ごとに推定し、中国省別にデータベースの開発を行う。

図２ 中国各省と 7 地域区分

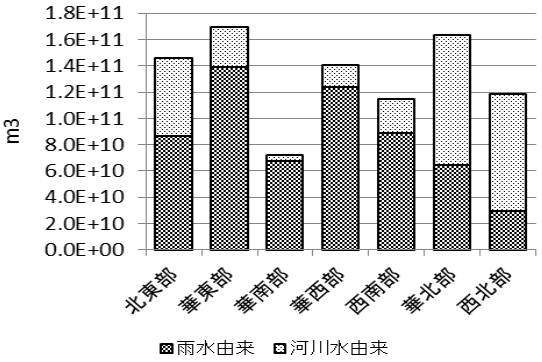


図３ 中国地区別における農作物生産における水消費量

参考文献

1)国家統計局国民経済核算司編:“2007年中国投入産出表”,中国統計出版社,(2009)

2)国際連合食糧農業機関:“Chapter 6 - ETc - Single crop coefficient”, 国際連合食糧農業機関ホームページ

3)農業環境技術研究所:“モデル結合型作物気象データベース(Meteo Crop DB) ”, 農業環境技術研究所ホームページ

4) 国家林業局編:“中国林業統計年鑑”,中国林業出版社,(2008),pp.98-99

5) 国家統計局農村社会経済調査司編:“改革開放三十年農業統計資料”,中国農業出版社,(2009),pp.576-625

6)中華人民共和国国家統計局編:“中国統計年鑑2008”, 中国統計出版社,(2008)

7) Liqiang Ge et al(2011):An Evaluation of China’s Water Footprint

実態を反映したウォーターフットプリント インベントリデータベースと影響評価手法の開発

The development of water inventory database and impact assessment reflecting actual overseas activities

○小野雄也*[1)]、本下晶晴[2)]、南齋規介[3)]、伊坪徳宏[1)]
Yuya Ono, Masaharu Motoshita, Keisuke Nansai, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学, 2) 産業技術総合研究所, 3)国立環境研究所
*g1293101@tcu.ac.jp

1. はじめに

温暖化による水資源偏在性の拡大や人口増加、新興国の生活水準向上によって深刻な水不足と富栄養化などによる汚染が加速している。このような背景からウォーターフットプリント(以下、WF)が注目され、WF の研究や ISO 化の規格文書作成が進められている。まず量的側面に着目した研究では水の総量だけでなく水の種類や使用形態を考慮した DB[1,2)] や世界各国を対象とした水の種類別影響評価係数[3-5)] が開発され、企業の製品評価やケーススタディ、環境教育等にも利用されている。また、質的側面では窒素やリンなど複数の対象物質に着目したケーススタディが行われている。特に窒素は植物が成長するうえで必要不可欠な物質であり人口増加と共に生産量が増加してきた。しかし、植物の成長を促進する一方で環境汚染を引き起こす面を持つ。Johan[6)]らによれば早急にマネジメントの必要性が訴えられている項目として人間活動による窒素循環が挙げられている。また Water Resource Institute は 2000 から 2010 年を対象に世界の 762 沿岸で発生した富栄養化や低酸素症の影響マップを作成し被害状況を報告するなど社会的関心が高まっている。富栄養化は広域に影響を及ぼし得るもので高濃度の硝酸が含まれる水は毒性があり、乳幼児が引用した場合には特に危険性が高い。また、プランクトンの異常な増殖を引き起こし、赤潮やアオコ、異臭の原因となるだけでなく、水中の酸素を大量に消費して底生生物等の死滅につながる。

富栄養化の既存評価手法では EDIP, TRACI, Recipe, LIME2 が挙げられるが、いずれの既存手法も一国または地域を対象としたモデルを用いて手法を開発しているのみである。そこで本研究では世界を対象とした富栄養化評価手法の開発を試みた。

2. 方法

2.1 富栄養化評価手法の開発

本研究では集水域別に窒素一単位あたりの窒素溶存酸素低下量を算定する。また GIS を用いて地球と各データを 0.5° *0.5° (縦 360, 横 720, 計 259200)のメッシュサイズに分割し、一日ごとにシミュレーションを行った。以下に手法開発のプロセスを説明するとともに図 1 に示す。窒素は各国で施肥された後、硝酸態窒素になり、水循環と共に海域または湖などの集水域に移動するものと想定し、モデルを開発した。硝酸態窒素への分解には Lin ら[7)]が開発した TBNC-Updated モデルのシミュレーション結果(図 2)を使用し、その結果に農地面積[8)]を乗じることで世界各国の硝酸態窒素量を算定した。次に河川への流入は河川流出に対する基底流出の割合が 30%程度あるものとして溶脱量の 70%に設定し、河川における窒素除去率は須賀ら[9)]参照して 0.06day^{-1} とした。各グリッドから集水域までのプロセスには Oki らが開発した全球河川流路網 TRIP(Total Runoff Integrated Pathways)の流下順マップ及び流下方向マップ、流下日数マップを利用した[10)]。各集水域へ到達した窒素量は NOAA が公開している 66 の海域 ID データ(Large Marine Ecosystems of the World)と湖沼等の 8 地域を加えた 74 の海域及び湖沼マップ(図 3)を作成することで算定した。最後に溶存酸素濃度の減少はレッドフィールド比を用いて算定した。

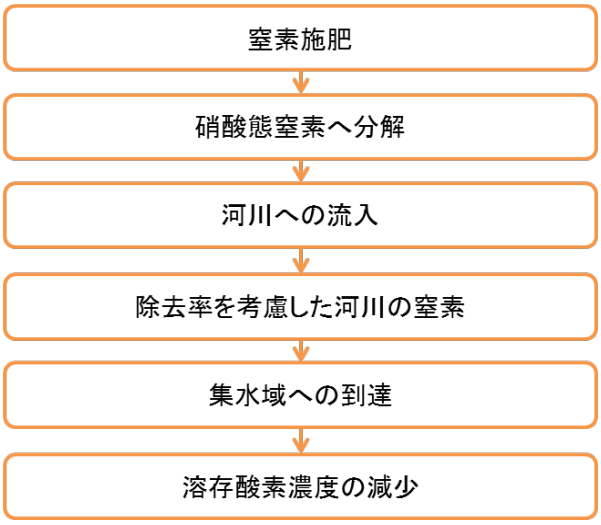


図 1　手法開発までのフロー

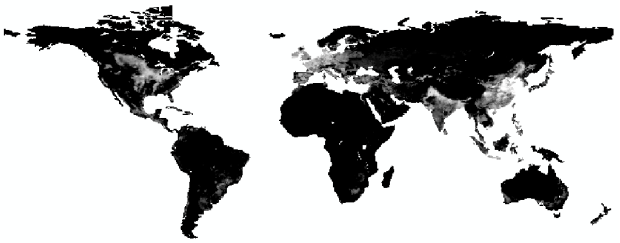


図 2　全球における面積当たりの硝酸態窒素量（kg/ha）

図 3　海域及び湖沼マップ

3.　各集水域への到達窒素量

以上の方法により得られた結果を示した。（図 4）到達窒素量が大きい海域はメキシコ湾、ベンガル湾、黒海、黄海、アラビア海、地中海及びパタゴニア沿海であった。これらの海域の共通点として農地面積及び面積当たりの硝酸態窒素量(図 2）が相対的に大きく、集水域が広いということが挙げられる。得られた結果は各集水面積ともよく対応していることが分かった。

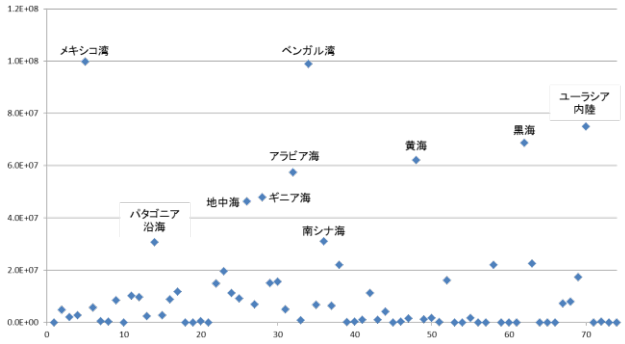


図 4　海域別窒素到達量

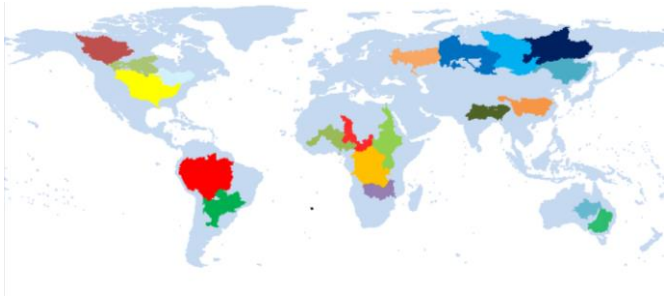


図 5　世界各国の集水面積上位 20

4.　まとめ

本研究は富栄養化に着目し、評価手法の開発を試みた。全球を 0.5°*0.5°のメッシュに分け、一日ごとのシミュレーションを行うことにより地域性を加味した詳細な結果を示すことができた。

響評価手法を開発した。識字率や出席率等で男女を分けた統計値を用いることにより、男女間の教育による差異を示した。

5.　課題

本研究では各海域及び湖沼に到達した窒素量を基にレッドフィールド比を用いて溶存酸素量の低下を算定した。しかし、各海域の基礎条件によって溶存酸素の低下量は変化する。今後は各海域の詳細な統計値を収集するとともに各データの更新を行う必要がある。また窒素だけでなくリンなどの富栄養化に関係する物質を含めた評価手法の開発を行う必要がある。

6.　参考文献

1）小野雄也，本下晶晴，李一石，伊坪徳宏(2010):日本 LCA 学会概要集，　240-241

2）小野雄也，堀口健，伊坪徳宏(2012):日本 LCA 学会概要集, 66-67

3）Pfister S., Koehler A., Hellweg S.(2009): Environmenal Science and Technology, 43 (11), 4098-4104, doi:10.1021/es802423e

4）Motoshita M., Itsubo N., Inaba A.(2010):Proc.9th Int. Conf. EcoBalance, Tokyo, D1-1410

5）Motoshita M., Itsubo N., Inaba A.(2010):International Journal of Life Cycle Assessment, 16(1),65-73, doi: 10.1007/s11367-010-0236-8

6）Johan RockstrÖm et al.(2009):Nature 461, 472-475

7）Bin-Le Lin, A. Sakoda, R. Shibasaki, N. Goto, and M. Suzuki (2000): Modelling a Global Biogeochemical Nitrogen Cycle Model in Terrestrial Ecosystems, Ecological Modelling, Vol. 135, No. 1, 89-110

8）FAO，FAOSTAT，FAO ホームページ，入手先 <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>(参照 2012-10-09)

9）須賀可人，沖大幹，鼎信次郎(2004）第 59 回土木学会年次学術講演会要旨集　493-494

10）Oki, Taikan, Y. C. Sud, 1998: Design of Total Runoff Integrating Pathways (TRIP)—A Global River Channel Network. Earth Interact., 2, 1–37. doi: http://dx.doi.org/10.1175/1087-3562(1998)002<0001:DOTRIP>2.3.CO;2

日本を対象にした土地利用インベントリデータベースの開発

Development of Land Use Inventory Database in Japan

○乗松 義弥*[1)]、伊坪 徳宏*[1)]
1) 東京都市大学 環境情報学部
g1031247@tcu.ac.jp

1. はじめに

地球歴史上、類を見ない速さで動植物の大絶滅が進行している。IUCNの「Red Data List (2008)」によれば、脊椎動物は1970年から3割、特に熱帯地域では6割が消失している。またNorman Myersの「沈みゆく箱舟」によれば、年間あたりの種の絶滅速度を1900年の絶滅速度と比較すると約4万倍もの速さである事がわかっている。

これは、過去数百年と比べてみても異例の速さである。このような状況下で人類は生態系及び一次生産に及ぼす原因を把握し評価を行っていく必要性がある。LCAにおける影響評価手法は概して生態系に対する影響を定量的に評価するための方法を提案しているが、まだエンドポイントや評価指標について国際的な合意まで至っていないのが現状である。しかし、いずれの手法も生態系に対する影響の主要因として共通してあげるのがLand（土地利用）である。よって、土地利用に対する影響を定量的に、かつ、汎用的に評価するための基礎データとしてインベントリデータベースの確立が求められるが、日本の土地利用のインベントリデータベースが十分揃っていないのが現状である。またインベントリから影響評価への適用を考えた時に、その土地の持つ土地区分を考慮していく必要がある。

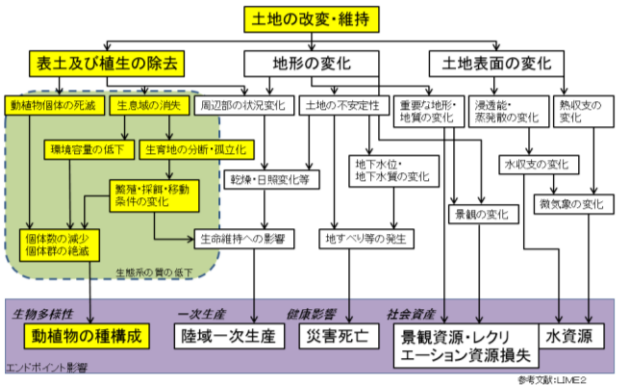


図-1　土地利用による環境影響の因果関係

2. 目的

本研究では、産業連関表を用いて土地利用インベントリデータベースの推計及び土地区分の詳細化を行い、より多様な土地利用形態に対応した評価を行うことのできるデータベースを開発する。妥当性の検討として堀ら[1)]との比較を行い、改善によってどのような効果が得られたのか考察を行う。また系統電力のケーススタディを行う事でデータベースの利用可能性についても検討する。

3. 方法

本研究では、土地利用を「日本国内の一年間の生産活動による生産額100万円あたりの土地の直接的・間接的利用面積」と定義する。産業連関分析法を用いることで各産業の直接的土地利用面積のみならず、サプライチェーンの上流工程における間接土地利用面積を含めた推計も行うこと出来る。
また具体的な計算方法は次式によって求められる。

$$E=e(I-A)^{-1} \qquad (1)$$

但し、eは各部門における直接的な土地利用ベクトル、$(I-A)^{-1}$はレオンチェフ逆行列を示す。レオンチェフ逆行列は、ある1単位の需要によって誘発される生産波及効果を示す。本研究ではこれを基に間接的な土地利用面積を推計する。また直接土地利用面積に関しては堀ら[1)]を参考に、「耕作地」・「牧草地」・「森林地」・「工業用地」の4つの区分に加えて、生産活動に必要とされる、「住宅地」・「道路交通用地」の2つの区分を追加した。具体的には「育林」「住宅建築」「道路関係公共事業」「廃棄物処理（公共）」等に統計値から推計した土地利用面積を計上し、経営耕地・畑に関しても部門の再分配等を行った。また森林地に関して、既存研究では様々な議論が行われているが本研究では「森林の保有における土地利用面積」も人間活動における森林地の土地利用としてみなし、育林部門での直接土地利用面積として計上した。また、使用する統計値に関しては産業連関表の対象年次と対応するように可能な限り2005年の統計データを利用した。

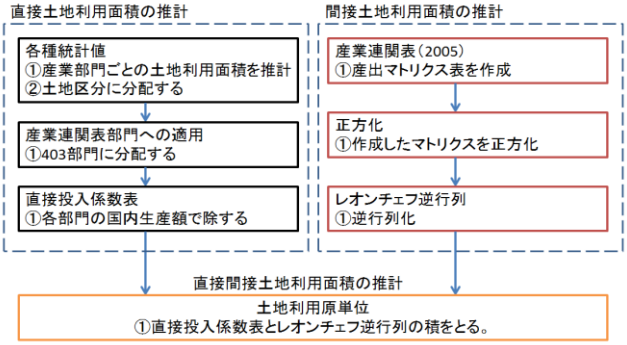


図-2　原単位作成のフロー

4. 結果

推計された土地利用面積の原単位、及び原単位の土地区分ごとの内訳を図-3に示す。

結果としては一次産業の部門が他の産業と比較して大きな値を示した。これは間接的な土地利用面積に比べて、直接的な土地利用面積が大きいことが原因と言える。また「育林」7.0E+00（ha/百万）、「素材」3.9E+00（ha/百万）部門が比較的大きな数値となったが、こちらは森林地の直接土地利用面積が大きいことが要因といえる。

二次産業では、「木材チップ」1.7E+00（ha/百万）、「製材」1.8E+00（ha/百万）等の森林地の土地利用及び「飼料」「製粉」などの食品系の二次産業が大きな値を示している。こちらに関しては、木材及び作物栽培時の間接的な土地利用面積の負荷が大きく寄与していると言える。また二次産業の中は、住宅建築部門も高い。これは住宅地をこちらの部門の直接土地利用面積として計上したためである。また住宅建築部門の中でも森林地の間接土地利用の影響が大きい「住宅建築（木材）」1.6E-01（ha/百万）の原単位が大きい。

三次産業に関しては他の産業に比べ、土地利用原単位は基本的に小さい結果となった。これはサービス部門の商業施設等を部門ごとの直接土地利用面積として計上せず間接土地利用のみで計上しているためである。こちらに関しては、商業施設の土地利用を部門分配することが現状では困難であるため、今後検討が必要となってくる。

また三次産業の中でも、「廃棄物処理」「道路関係公共事業」及び森林地を間接的に使用している部門は大きな値となった。「廃棄物処理」に関しては直接土地利用面積として統計値より計上したためである。また森林地を間接的に利用している部門は波及効果が、二次産業では一次産業の波及のみであるが、三次産業では二次産業からの波及効果も含められるからだと推測できる。

5. まとめ

本研究では産業連関表を用いた、土地利用インベントリデータベースを開発した。土地利用の原単位に関して産業間の考察を行う事で部門間の傾向を示した。また既存文献の課題点に対する改善と、土地区分の増加を行うことにより、より詳細な原単位を作成することができた。

結果としては一次産業では直接的な土地利用による土地利用面積が大きな割合を占め、別部門の原単位における負荷にも、間接的な土地利用面積としての波及効果が大きく見られた。土地区分として日本の生産活動における森林地の土地利用が直接間接ともに大きく、一次産業のみではなく、二次産業での土地利用にも大きく寄与していた。また現状で改善が必要な点として、海外分の仮想的な土地利用に対する考慮、またサービス部門における直接土地利用面積の推計である。今後そちらの改善を検討していきたい。

参考文献

1. 堀口健、伊坪徳宏：“LCA のための土地利用インベントリ原単位の開発”, 環境情報科学論文集 25,
2. 小野雄也、堀口健、伊坪徳宏：”産業連関表を用いた日本におけるウォーターフットプリント原単位データベースの開発”日本 LCA 学会誌 2013.APR.Vol.9,No.2

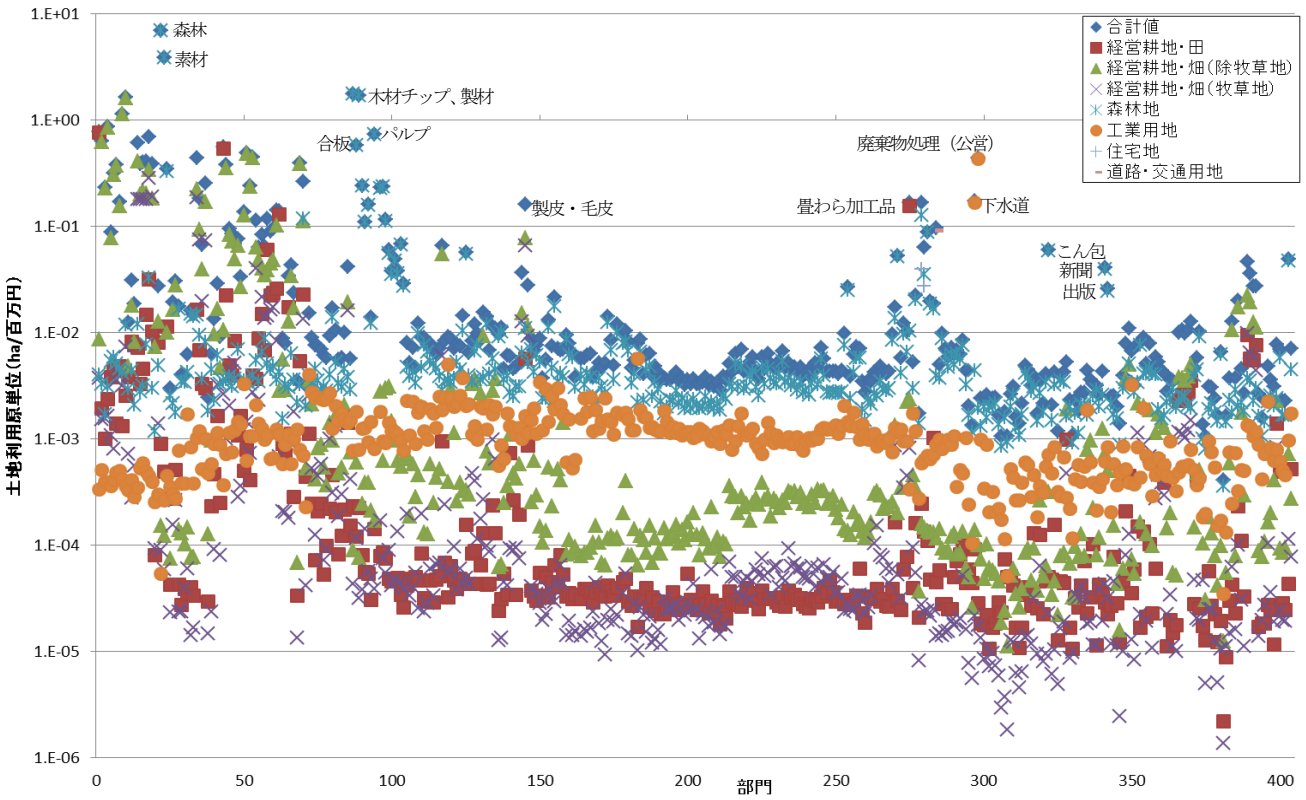


図-3　土地利用原単位

CO_2集約的なアメリカの産業クラスターの特定

Identifying the CO2 Intensive Industrial Clusters in US

○尾下優子*[1)]、加河茂美[2)]、Sangwon Suh[3)]
Yuko OSHITA, Shigemi KAGAWA, Sangwon SUH
1) 神戸大学、2) 九州大学、3) カリフォルニア大学
*y_oshita@maritime.kobe-u.ac.jp

1. はじめに

地球環境問題の深刻化から、環境負荷物質のさらなる削減が求められているが、その削減はもはや一企業・一産業の責任ではなく、サプライチェーン全体で取り組むべき課題となっている。しかし、そのサプライチェーンは複雑であり、どの産業同士が連携して削減に取り組むべきかという問題は未だ解決されていない。

そこで、本研究では、負荷排出量が大きな産業クラスターを定量的に特定する手法を開発し、ホットスポットを分析する。複雑な産業間の生産ネットワークの中で、負荷排出量が特に大きい産業クラスターを特定することは、サプライチェーンを通した負荷排出削減を行う際のターゲットグループを明らかにすることと同義である。

具体的には、産業連関理論とスペクトラルグラフ理論を組み合わせたクラスタリング手法を開発し、アメリカの環境分析用産業連関表(CEDA)を用いて、アメリカのCO_2集約的な産業クラスターを特定する。

2. 方法

まず、産業連関モデルを用いて、各産業間の中間取引によって生じる直接間接のCO_2排出量を表すと以下の(1)式になる。

$$\mathbf{E}=\hat{\mathbf{e}}(\mathbf{I}-\mathbf{A}^d)^{-1}\hat{\mathbf{F}} \tag{1}$$

ここで、$\mathbf{e}=\left(e_i\right)$は国内産業$i$の排出係数ベクトル、$\mathbf{I}$は単位行列、$\mathbf{A}^d=\left(a_{ij}^d\right)$は国内産業$j$が1単位の製品を生産するのに直接需要した国内産業$i$からの投入量の比率を示す投入係数行列、$\mathbf{F}=\left(f_i\right)$は国内産業製品$i$に対する最終需要額を表すベクトルである。$\hat{\mathbf{e}}$と$\hat{\mathbf{F}}$はそれぞれ、$\mathbf{e}$と$\mathbf{F}$の対格行列である。$\left(\mathbf{I}-\mathbf{A}^d\right)^{-1}$はレオンチェフ逆行列($\mathbf{L}=\left(l_{ij}\right)$)と呼ばれ、国内産業$j$の製品1単位の生産に必要な国内産業$i$の直接・間接の需要量を表す。つまり、$\mathbf{E}=\left(E_{ij}\right)$は国内産業$i$から国内産業$j$への中間投入によって生じる直接間接の$CO_2$排出量を表し、$CO_2$排出強度を重みに持つ有向グラフとして解釈できる。これを(2)式に従って、無向グラフ$\mathbf{Q}=\left(q_{ij}\right)$に変換する。

$$q_{ij}=q_{ji}=E_{ij}+E_{ji} \tag{2}$$

本研究では、CO_2排出量が集約的な産業クラスターを検出するため、(2)式で示されるグラフ（生産ネットワーク）を、下式(3)式に表される評価基準に従って繰り返し二分割することを考える(Shi and Malik, 2000)。

$$\text{Min.}\frac{\sum_{i\in A,j\in B}-q_{ij}x_ix_j}{\sum_{i\in A}d_i}+\frac{\sum_{j\in A,i\in B}-q_{ij}x_ix_j}{\sum_{i\in B}d_i} \tag{3}$$
$$\left(x_i=1\left(i\in A\right),x_i=-1\left(i\in B\right)\right)$$

このとき、産業iの重み付き次数$d_i=\sum_j q_{ij}$である。つまり(3)式は、同一クラスターに属する産業間の中間取引によって発生するCO_2排出量（分母）が最大、かつ、異なるクラスターに属する産業間の中間取引によって発生するCO_2排出量（分子）が最小となるような評価基準である。しかしこの問題はNP困難な問題であるため、上記(3)式から発生する下式(4)の一般化固有値問題から得られる固有ベクトルの値を用いて、クラスタリングを行う。

$$\left(\mathbf{D}-\mathbf{Q}\right)\mathbf{y}=\lambda\mathbf{D}\mathbf{y} \tag{4}$$

ここで、$\mathbf{D}$は重み付き次数d_iを対角成分に持つ対角行列であり、$\mathbf{y}$が固有ベクトル、λが固有値である。$\mathbf{D}-\mathbf{Q}$はラプラシアン行列と呼ばれている。

しかし、上記の方法では、クラスターの構成部門数の上限や切断の回数など、クラスターの認定基準が必要である。そこで、(5)式で表されるNewman–Girvan モジュラリティ指数(Newman and Girvan, 2004)を用いて、最適なクラスターの構成部門数の上限を導出する。

$$MI(K)=\sum_{k=1}^{K}\left\{\frac{\sum_{i\in C_k^{opt}}\sum_{j\in C_k^{opt}}q_{ij}}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}q_{ij}}-\left(\frac{\sum_{i\in C_k^{opt}}\sum_{j\in V}q_{ij}}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}q_{ij}}\right)^2\right\}=\sum_{k=1}^{K}\left\{w_{kk}-\left(b_k\right)^2\right\} \tag{5}$$

(5)式のw_{kk}は、クラスターKに属する産業間のCO_2排出量を表し、b_kは、クラスターKに属する産業とその他のクラスターに属する産業間のCO_2排出量を表している。つまり、各クラスター内にCO_2排出量が集約している場合、モジュラリティ指数は高くなる。この(5)式と(4)式を

用いて、CO_2 排出量が集約的な産業クラスターを検出する。

3. データ

本研究では、アメリカの環境分析用産業連関表である“Comprehensive Environmental Data Archive (CEDA)” (Suh, 2005) の 2002 年表を用いて、アメリカの CO_2 排出構造を導出する。CEDA は、400 部門以上の経済データ、環境データ、LCI データを持ち合わせた表である。

4. 結果と考察

まず、モジュラリティ指数を用いて導出した、最も各クラスター内に CO_2 排出量が集約するクラスターの構成部門の上限数は、110 部門であり、このとき、生産ネットワークは 6 つのクラスターに分割される。つまり、アメリカの CO_2 排出構造には、6 つのホットスポットがあるということである。表 1 は、6 つの CO_2 排出量が集約的な産業クラスターの情報を示したものである。Cluster 3, 4, 6 というような 100 以上の多くの部門から構成される巨大なクラスターが 3 つ検出されており、Cluster 3 と Cluster 4 からは特に多くの CO_2 が排出されている（アメリカの総 CO2 排出量に占める割合 Cluster 3： 26.9%、 Cluster 4 : 18.0%）。また、各クラスターの代表部門、つまりクラスター内での部門間取引を通じて最も CO_2 を多く排出している部門は、「と畜、食肉加工」、「人口・合成繊維、フィラメント製造」、「電力」、「石油製品」、「セメント」、「鉄鋼、フェロアロイ」であり、これらの部門を中心とした産業クラスターがアメリカの CO_2 排出を牽引しているといえる。

クラスター内の部門間取引で、年間 1544.9 Mt-CO_2eq、アメリカの総.CO_2 排出量の 26.9%を排出している Cluster 3 の構造について詳しく見ると、食品産業、電気機械、サービス部門から構成されているが、その中でもサービス部門がその多くを占めていることがわかる。同クラスター内に部門間取引のうち、10 Mt-CO_2eq.以上の CO_2 排出量を持つ取引のみを抽出すると、卸売、小売、食品・飲料サービス、医療、教育などのサービス部門のみが検出された。つまり、アメリカのサービス部門は電力集約的であり、電力使用を通して、多くの CO_2 を排出しているということである。

次に、年間 1033.0 Mt-CO_2eq、アメリカの総.CO_2 排出量の 18.0%を排出している Cluster 4 の構造について述べる。Cluster 4 は、石油製品を中心に工業製品、輸送、サービス部門から成り立っている。その中でも部門数では、化学工業や製造業が多く占めているが、5 Mt-CO_2eq 以上の CO_2 を排出する取引のみを抜き出すと、化学工業や製造業に属する部門はほとんど検出されず、航空輸送、トラック輸送、パイプライン輸送などの輸送部門や、公務というようなサービス部門が多く検出される。

また、アメリカの総.CO_2 排出量の 1.8%を排出している Cluster 1 は、と畜・食肉加工部門を中心に農業、酪農、食品産業、容器製造部門から構成されており、特に多くの食品産業が属している。このような産業クラスターは日本の構造からは検出されず、アメリカ特有のクラスターであると言える。

5. まとめ

本研究では、産業連関分析とスペクトラルグラフ分析を組み合わせた新たなクラスタリング手法を開発し、アメリカの CO_2 排出量が集約的な産業クラスターの検出を行った。その結果、6 つの CO_2 排出量が集約的な産業クラスターが検出され、その中で最も CO_2 排出量が大きい産業クラスターは電力部門を中心に食品産業、製造業、多くのサービス業から構成されている産業クラスターであった。

参考文献

1) Shi, J. and Malik, J.: IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, 22 (8), (2000), pp.888-905.
2) Newman, M.E.J., and Girvan, M.: Physical Review E, 69 (2), (2004), pp.026-113.
3) Suh, S.; Economic Systems Research, 17 (4), (2005), pp.449-469.

表 1. CO_2 排出量が集約的な産業クラスター

クラスター番号	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4	Cluster 5	Cluster 6
代表部門	と畜、食肉加工	人工・合成繊維、フィラメント製造	電力	石油製品	セメント	鉄鋼、フェロアロイ
クラスターの構成部門数	42	16	102	104	49	110
構造	農業、酪農、食品産業、容器製造	綿栽培、布製造、衣類産業	食品産業、電気機械、サービス	工業製品、輸送、サービス	建設材料、建設	機械製造、車両製造
CO_2 排出量 (Mt-CO2eq.)	104.9	12.0	1544.9	1033.0	247.5	172.1
総CO_2 排出量に占める割合	1.8%	0.2%	26.9%	18.0%	4.3%	3.0%

詳細版アジア国際産業連関表を用いた国際間相互依存分析

International Interdependencies Analysis using Detailed Asian International Input Output Table

○山口博司*[1)]、井伊亮太[2)]、伊坪徳宏[1)]
Hiroshi YAMAGUCHI, Ryota II, Norihiro ITSUBO
1)東京都市大学、2)パシフィックコンサルタンツ
*hirosy@tcu.ac.jp

1. はじめに

アジア諸国の環境影響の可視化を目的に、産業連関法による詳細な GHG データベース開発する。これまで中国 IO 表および中国の統計データをもとに中国の CO_2 データベースを作成した[10)]。また EDGAR[11)]、OECD/IEA[12)]の GHG データ、3EID[6)]とからアジア国際産業連関表（AIIO）[1)]を用いてアジア各国の GHG データベースを作成し貿易による国間の相互依存関係が見られることを示した[14)15)]。一方 AIIO は各国 76 部門の制約から詳細な分析には適さないため、AIIO をもとに各国の産業連関表（IO）（部門数は表 S-1）を用いた詳細版 AIIO（図 S-1）を作成することとした。まず日本分割詳細版 AIIO を開発しこれにより日本およびアジア各国の GHG データベースを作成した[16)]。さらにアジアの各種の製品・サービスの GHG 排出原単位の間接分から各国の相互依存関係の分析を行った。以上より得られた結果と今後の課題を述べる。

2. 研究対象・方法

2.1 研究対象

対象国は中国、韓国、台湾、フィリピン、マレーシア、シンガポール、インドネシア、さらに日本、米国を加えたアジア国際産業連関表（AIIO）の対象 10 か国とする。

対象となる環境負荷物質は GHG（CO_2、CH_4、N_2O、HFCs、PFCs、SF_6）とする。

2.2 研究方法

10 国の詳細化 AIIO を作成する手始めとして、以下のように日本一国のみを 403 部門の詳細版とした AIIO を作成し評価を行う。

１）詳細化の方法として、日本の IO [2)]を取引額の按分指標の基礎として用いた部門分割を行う。

２）また、日本の輸出統計[3)]を用い、日本からの輸出に係る取引について対象国に応じて差異化した按分指標値として分割を行う。

３）上記詳細化分割がどのような影響を他へ及ぼすかを評価する。まず IO として Control Totals（CT）、輸出部分の評価、誤差項のバランスへの影響を評価する。

４）次に直接排出係数 e を文献 14）の方法を用い 3EID[6)]および EDGAR[11)]を用いて算出する。

５）原単位 e(I-A)^(-1)（ただし A：投入係数行列、I：単位行列）を作成し、詳細化による影響を見る。投入係数行列 A を IO 表だけで詳細化した場合、貿易統計を用いて詳細化した場合につき各々比較評価する。

６）これより最適な原単位作成方法を選択し、これにより作成した原単位につき詳細な評価を行う。

3. 結果

3.1 詳細版 AIIO による日本の排出原単位

上記３）、５）による評価から IO および貿易統計により分割した場合が、最も詳細化した状態であり原単位の変化率等でも問題がないためこれを採用することとし、これによる日本（405 部門）の GHG の排出原単位を作成した（図 S-2、図 S-3）。

ここで日本 IO 2005 年表では 403 部門であるが詳細版 AIIO の日本部分では日本 IO と AIIO の部門対応をとるため部門統合・分割を行っており 405 部門となった。横軸は部門番号、縦軸は排出原単位（t-CO_2eq/kUS$）であり、各ガスが見えるよう対数軸で示す。為替レートは 2005 年の 110.218JP¥/US$を採用した。特徴のある部門につき GHG 合計とその内訳を示す（図 S-2、図 S-3、図 S-4）。これらの傾向は日本国温室効果ガスインベントリ報告書[4)]、環境省資料[5)]などと整合している。

3.2 3EID との比較

GHG 合計の原単位につき 3EID2005 年版[6)]の(I-A)^(-1)型原単位[6)]と詳細 AIIO による GHG 合計の原単位の比較を行った（図 1）。詳細 AIIO による原単位は、海外の生産を国産技術仮定とする 3EID よりも値が大きく、アジア各国の環境負荷を反映しているものと推定される。ただし本研究では ROW（その他世界）については外生国として扱っており十分な評価が行われていない。今後内生化の扱いを検討し詳細な比較を行う予定である。

3.3 原単位の間接分内訳による分析

3.3.1 原単位の間接分分析による相互依存関係の分析

日本分割詳細版 AIIO による GHG 排出原単位とその間接分により素材・製品・サービスの国間の相互依存分析を行った。特徴のある素材・製品・サービス部門を取り上げて GHG 原単位の内訳の分析から各国の産業構造が区別

できこれらの国々の相互依存関係が分析できる可能性を示す[8]。

3.3.2　半導体・集積回路部門の間接分分析

アジア各国の半導体･集積回路部門からの GHG 排出原単位、GHG のガス別の割合を調べた（図 S-6、図 S-7）。GHG 原単位は中国、インドネシア、台湾、マレーシアの順に大きい。また GHG の割合では日本・韓国・台湾・米国・シンガポールは前工程（エッチング、不純物打ち込み、成膜などによる素子形成）の洗浄、成膜に用いられる PFC、SF_6 が多く、半導体・集積回路の前工程が中心であると推定される[9]。マレーシアの半導体集積回路の GHG 排出量の合計値の間接分を国別に調べた(図 S-8)。各国上位から全体の総排出量の１％以上のものを表示し、それ以下はその他にまとめた。これからマレーシアだけでなく中国、日本、アメリカ、台湾、韓国、インドネシアなど多くのアジア諸国の貿易を通じた波及効果を見ることができる。

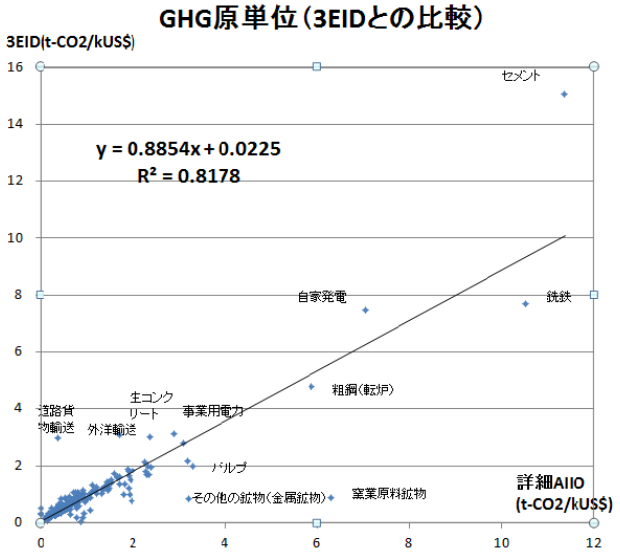


図１　3EID と詳細 AIIO の GHG 原単位の比較

4. 結論・今後の課題

4.1　結論

（１）　アジア各国の詳細な IO インベントリデータベースの作成を目的として AIIO の各国表の部分を取り込んだ約 2500 部門からなる詳細版 AIIO 作成を進めている。

（２）詳細版 AIIO による日本の 405 部門の排出原単位を調べ各ガスの大きい部門につき日本国温室効果ガスインベントリ報告書 などに一致する結果を得た。

（３）日本分割詳細版 AIIO による GHG 排出原単位とその間接分により素材・製品・サービスの国間の相互依存分析を行う方法を検討し、半導体・集積回路について GHG 原単位の間接分の内訳により上流の製品・部品・素材・エネルギーが各国にまたがり国間の相互依存関係が分析可能となることが示された。

（４）以上から日本分割詳細版 AIIO の作成手法は有効であり、同様の手法によるアジア 10 か国の詳細版はデータベース作成法として有効な手法であると考えられる。

4.2　今後の課題

（１）残り 9 か国の IO を用いた詳細化を行う。

（２）各種の製品・サービス・素材・資源・エネルギーの相互依存分析を行う。

（３）AIIO2005 年版(本年度中に公開予定)への対応。

（４）ROW（その他世界）との貿易に関する扱いの検討。

謝辞

環境省環境研究総合推進費「アジア諸国のインベントリデータベースと環境負荷測定手法の開発」によるご支援に感謝いたします。貴重な助言・ご討論をいただいたアジア経済研究所　桑森啓様、中部圏社会経済研究所陳延天様に感謝いたします。

参考文献

1) JETRO アジア経済研究所：Asian International Input-output Table 2000 (2006)
2) 総務省統計局他：平成 17 年（2005 年）産業連関表
3) 財務省：貿易統計（輸出統計）
4) 国立環境研究所地球環境センター：日本国温室効果ガスインベントリ報告書（2005.5）
5) 環境省中央環境審議会地球環境部会資料：http://www.env.go.jp/council/06earth/y062-03/mat02.pdf(2013.4 閲覧)
6) 南齋･森口：国立環境研究所, 3EID2005 年版
7) Nansai et al. Env. Sci. Technol. 46, 172 (2012) .
8) 吉岡完治他：環境の産業連関分析（日本評論社, 2003）
9) Semiconductor Japan Net:ASEA/インドの半導体・FPD・電子部品産業, http://www.semiconductorjapan. net/report/asean/asean.html (2013.4 閲覧)
10) 山口他：第 7 回日本 LCA 学会研究発表会, D2-02（千葉, 2012）
11) European Commission Joint Research Center：Emissions Database for Global Atmospheric Research
12) OECD/IEA: Energy Statistics of OECD Countries 2004-2005.
13) OECD/IEA: Energy Statistics of non-OECD Countries 2004-2005.
14) 堀口他：第 7 回日本 LCA 学会研究発表会, D2-03（千葉, 2012）
15) 山口他：第 8 回日本 LCA 学会研究発表会, C1-25 (滋賀, 2013)
16) 山口：第 24 回環太平洋産業連関分析学会 (愛知) , p. 99

Supporting Information

表 S-1　対象各国の IO 表の部門数（合計 2482 部門）

国名	部門数	国名	部門数
アメリカ	498	インドネシア	175
日本	403	シンガポール	173
韓国	402	台湾	166
フィリピン	230	中国	135
タイ	180	マレーシア	120

図 S-1　詳細版国際産業連関表の構成

詳細版国際産業連関表の構成 (10国)

			403	180	･･･	135						
			I国 内生部門	J国 内生部	･･･	K国 内生部	I国 最終需要	J国 最終需要	K国 最終需要	外生国への輸出	統計誤差	産出計
			A------AA	A------AA		A------AA	F------FF	F------FF	F------FF	LL	Q	X
			I ---- -II	J------JJ		K------KK	I ---- -II	J------JJ	K------KK	HH	X	X
			0------n 9	0------n 9	･･･	0------n 9	0------n 9	0------n 9	0------n 9	00----	0	6
			0------n 0	0------n 0		0------n 0	0------n 0	0------n 0	0------n 0	00	0	0
			1------n 0	1------n 0		1------n 0	1------n 0	1------n 0	1------n 0	11	1	0
		AI 001										
	I国	-										
403	内生	-	A^{II}	A^{IJ}		A^{IK}	F^{II}	F^{IJ}	F^{IK}	L^{I}	Q^{I}	X^{I}
	部門	AI nnn										
		AI 900										
		AI 001										
	J国	-										
180	内生	-	A^{JI}	A^{JJ}		A^{JK}	F^{JI}	F^{JJ}	F^{JK}	L^{J}	Q^{J}	X^{J}
	部門	AJ nnn										
		AJ 900										
-	-	-										
-	-	-										
-	-	-										
-	-	-										
		AK 001										
	K国	-										
135	内生	-	A^{KI}	A^{KJ}		A^{KK}	F^{KI}	F^{KJ}	F^{KK}	L^{K}	Q^{K}	X^{K}
	部門	AK nnn										
		AK900										
	関税・保険	BF 001	BA^{I}	BA^{J}		BA^{K}	HF^{I}	HF^{J}	HF^{K}			
		CH 001										
	香港	-										
	からの	-	HA^{I}	HA^{J}		HA^{K}	HF^{KI}	HF^{KJ}	HF^{KK}			
	輸入	CH nnn										
		CH 900										
	その他世界	CW 001										
	からの	-	WA^{I}	WA^{J}		WA^{K}	WF^{KI}	WF^{KJ}	WF^{KK}			
	輸入	CW nnn										
		CW 900										
	関税	DT 001	DA^{I}	DA^{J}		DA^{K}	DF^{KI}	DF^{KJ}	DF^{KK}			
		VV 001										
	付加	-	V^{I}	V^{J}		V^{K}						
	価値	VV 004										
		VV 900										
	投入計	XX 600	X^{I}	X^{J}		X^{K}						

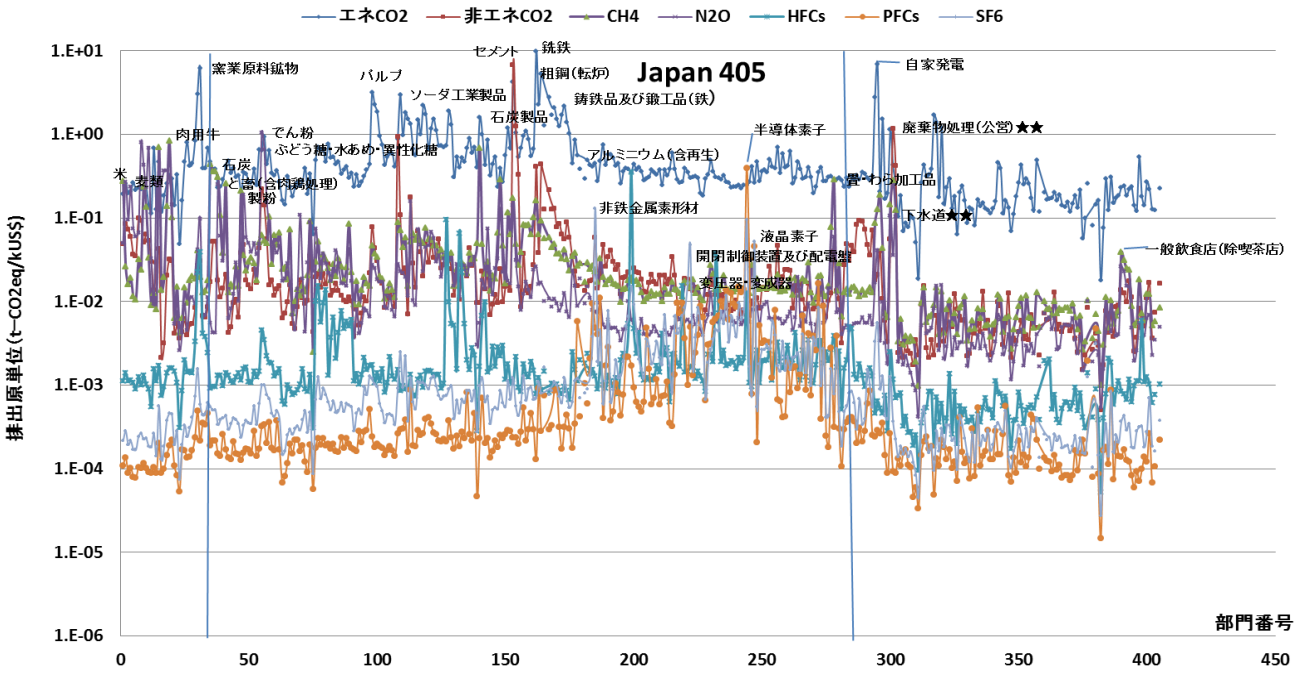


図 S-2　　日本分割詳細版 AIIO（日本部分）

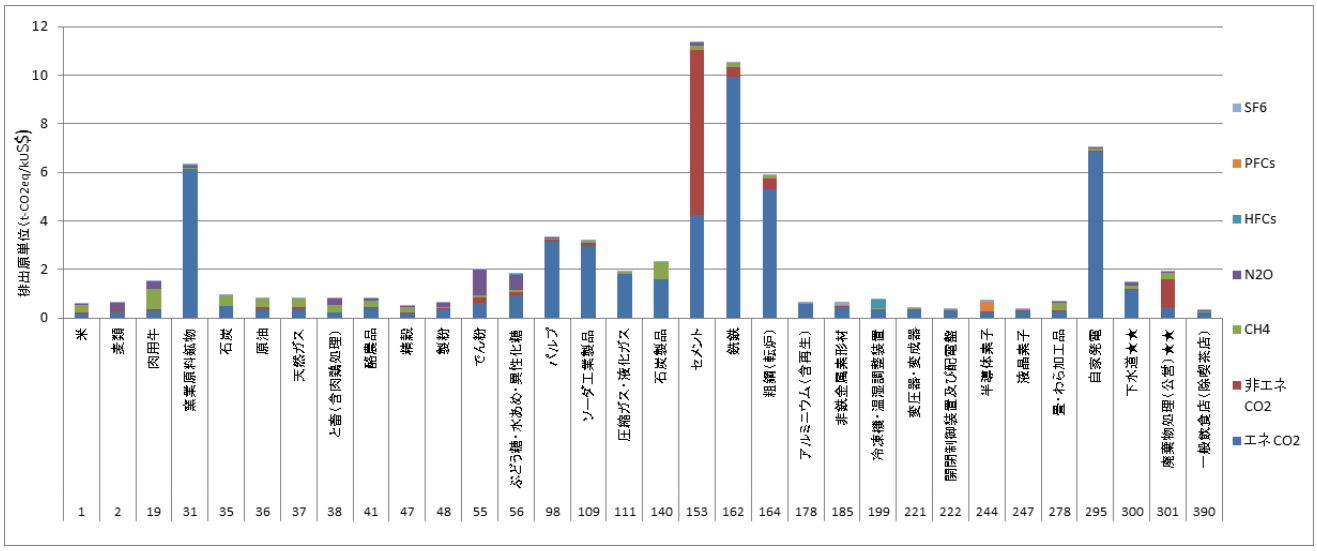


図 S-3　　特徴のある部門の GHG 排出原単位

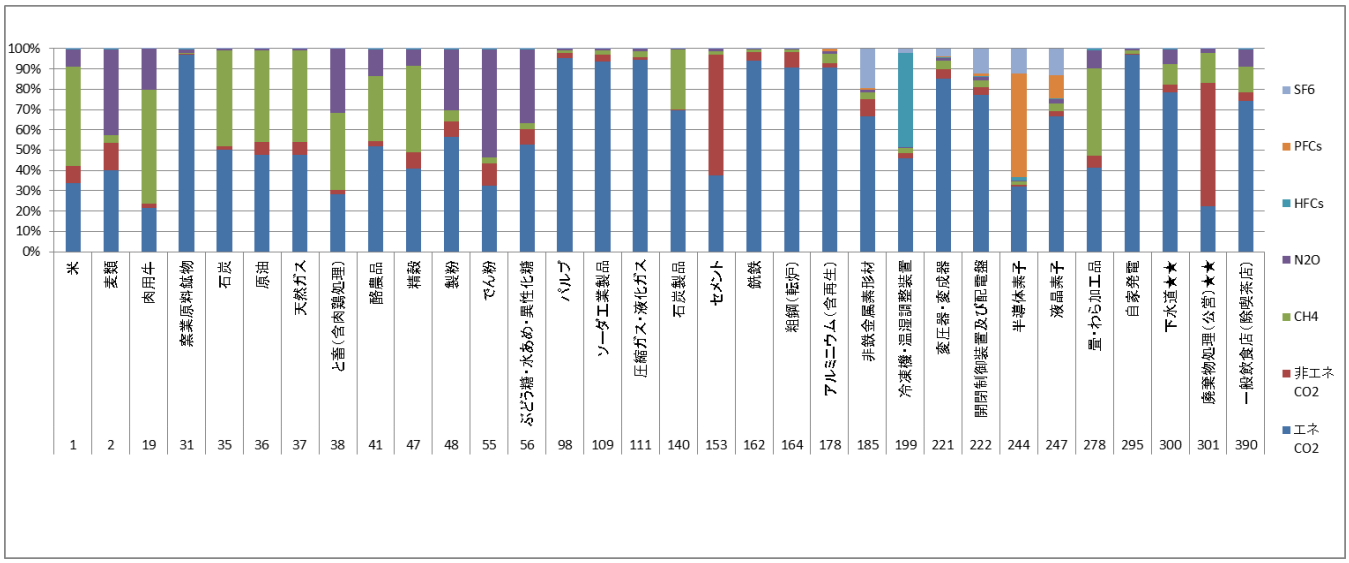


図 S-4　特徴のある部門の GHG ガス別内訳（%表示）

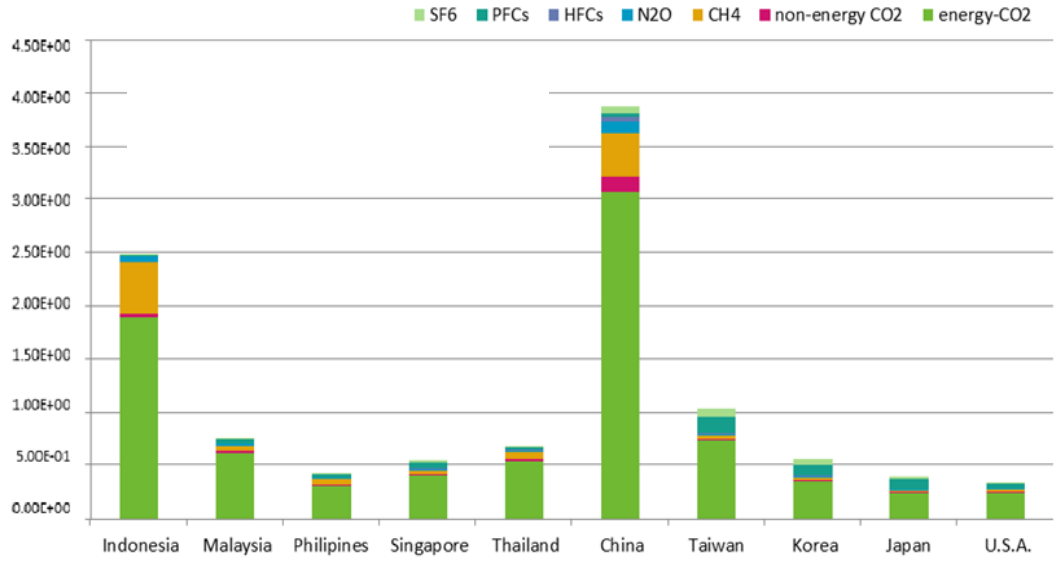


図 S-6　　アジア各国の半導体・集積回路からの GHG 排出原単位（t-CO_2eq/kUS$）

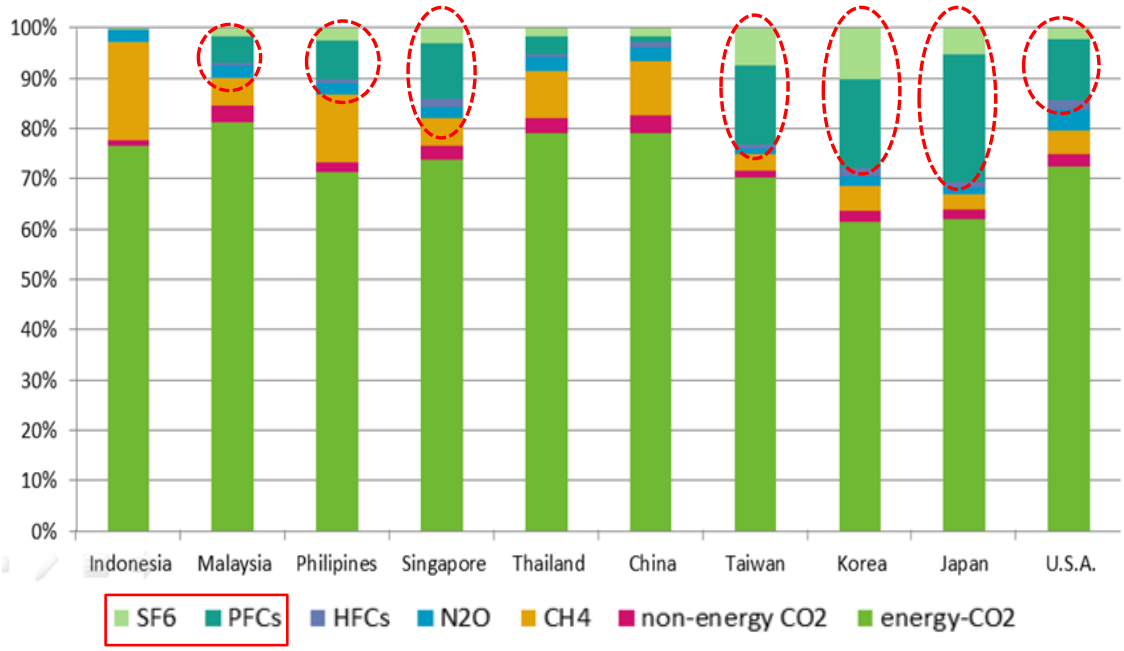


図 S-7　　アジア各国の半導体・集積回路からの GHG 排出量の内訳（%）

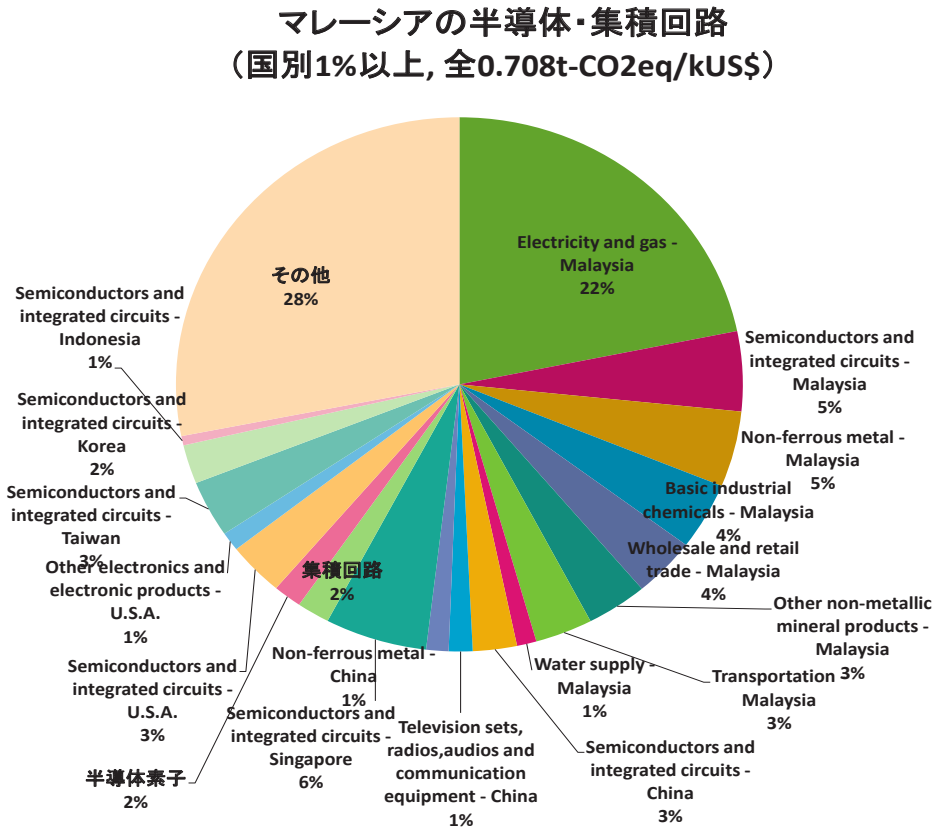


図 S-8　　マレーシアの半導体集積回路の間接分内訳

我が国における耐久財使用に係るネオジム、プラチナ、コバルトの国際貿易フローおよび技術的見地からのホットスポットの可視化

Visualizing International Bilateral Material Flow of Neodymium, Platinum and Cobalt Associated with Use of Durable Goods in Japan and Detecting Hotspots in the Supply Chains from Technology Perspectives

○近藤康之*[1)]、南斉規介[2)]、中島謙一[2)]、加河茂美[3)]
Yasushi Kondo, Keisuke Nansai, Kenichi Nakajima, Shigemi Kagawa
1) 早稲田大学, 2) 国立環境研究所, 3) 九州大学
* ykondo@waseda.jp

1. はじめに

本研究の目的は、我が国における耐久財使用に係るネオジム、プラチナ、コバルトの国際貿易フローを技術情報と関連付けて可視化することにより、サプライチェーンにおける、技術的側面から見たホットスポットを指摘して議論することである。使用する国際貿易フローデータは、金属のクリティカリティ分析[1)]等を行うことを目的として開発したGLIO（Global Link Input-Output）[2-4)]データである。GLIOデータを用いるため、通常の多地域産業連関表（multi-regional input-output table, MRIOT）[5, 6)]においてはデータ整備の対象外とされることの多い国々（とくに、産業連関表の入手が困難な国々）をも含めた分析が可能である。さらに、産業連関分析の手法である構造経路解析（structural path analysis, SPA）[7-9)]を適用して、我が国における耐久財使用に係る貿易フローを抽出した。サンキー図[10, 11)]を拡張した新しい可視化手法を用いて、抽出された貿易フローを図にあらわし、技術水準の低い国・地域がサプライチェーン含まれることによる脆弱性について議論する。

2. 分析に用いた既存手法の概要

2.1 GLIO

GLIOは南斉ら[2-4)]によって開発された地球規模の多地域産業連関の勘定体系とモデルである。上述の通り、通常のMRIOT[5, 6)]においてはデータ整備の対象外とされることの多い国々をも含む分析を可能とする点がGLIOの顕著な特徴のひとつである。本研究で開発したデータベースにおいては、日本国内の産業または家計により購入される約400種類の財・サービス、および約230の国と地域（以下、国）が区別して計上される。日本以外の国については、1国あたり1産業部門として簡略化された勘定である。ただし、金額フローではなく物質フローとして分析対象物質の貿易フローデータが整備されている。

日本国内でn^{JP}種類の財・サービスが取引され、日本以外のn^{GL}ヵ国を含む貿易フローが、表1の通りGLIOの勘定体系に従って把握されている。$\mathbf{X}^{\mathrm{I}}$, $\mathbf{X}^{\mathrm{III}}$, $\mathbf{f}^{\mathrm{JD}}$, $\mathbf{f}^{\mathrm{JI}}$, $\mathbf{x}^{\mathrm{JD}}$, $\mathbf{x}^{\mathrm{JI}}$の要素が金額単位で測られているのに対して、$\mathbf{Y}^{\mathrm{I}}$, $\mathbf{Y}^{\mathrm{II}}$, $\mathbf{Y}^{\mathrm{III}}$, $\mathbf{v}^{\mathrm{I}}$, $\mathbf{v}^{\mathrm{II}}$, $\mathbf{v}^{\mathrm{III}}$, $\mathbf{f}^{\mathrm{G}}$, $\mathbf{x}^{\mathrm{G}}$の要素は物量単位で測られている。

GLIOデータに基づいて、

$$\mathbf{Z}=\begin{bmatrix}\mathbf{X}^{\mathrm{I}} & \mathbf{0} & \mathbf{X}^{\mathrm{III}}\\ \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{0}\\ \mathbf{Y}^{\mathrm{I}} & \mathbf{Y}^{\mathrm{II}} & \mathbf{Y}^{\mathrm{III}}\end{bmatrix},\quad \mathbf{f}=\begin{bmatrix}\mathbf{f}^{\mathrm{JD}}\\ \mathbf{f}^{\mathrm{JI}}\\ \mathbf{f}^{\mathrm{G}}\end{bmatrix},\quad \mathbf{x}=\begin{bmatrix}\mathbf{x}^{\mathrm{JD}}\\ \mathbf{x}^{\mathrm{JI}}\\ \mathbf{x}^{\mathrm{G}}\end{bmatrix},$$

$$\mathbf{v}=[\mathbf{v}^{\mathrm{I}}\quad \mathbf{v}^{\mathrm{II}}\quad \mathbf{v}^{\mathrm{III}}]$$

として行列およびベクトルを定義すれば、様々な産業連関分析の手法を適用することができる。

表1 GLIOの勘定体系

			JP		OS	FD	Total
			DC	IC			
			(n^{JP})	(n^{JP})	(n^{GL})	(1)	(1)
JP	DC	(n^{JP})	$\mathbf{X}^{\mathrm{I}}$	$\mathbf{0}$	$\mathbf{X}^{\mathrm{III}}$	$\mathbf{f}^{\mathrm{JD}}$	$\mathbf{x}^{\mathrm{JD}}$
	IC	(n^{JP})	$\mathbf{0}$	$\mathbf{0}$	$\mathbf{0}$	$\mathbf{f}^{\mathrm{JI}}$	$\mathbf{x}^{\mathrm{JI}}$
OS		(n^{GL})	$\mathbf{Y}^{\mathrm{I}}$	$\mathbf{Y}^{\mathrm{II}}$	$\mathbf{Y}^{\mathrm{III}}$	$\mathbf{f}^{\mathrm{G}}$	$\mathbf{x}^{\mathrm{G}}$
Factor		(1)	$\mathbf{v}^{\mathrm{I}}$	$\mathbf{v}^{\mathrm{II}}$	$\mathbf{v}^{\mathrm{III}}$		

注：JPとOSは日本と海外をあらわす。FDは最終需要部門、DCは日本における国産品、ICは日本の最終需要部門が直接購入する輸入品をあらわす。括弧内の文字は行数または列数をあらわし、例えば、$\mathbf{X}^{\mathrm{III}}$ は $n^{\mathrm{JP}} \times n^{\mathrm{GL}}$ 行列である。

2.2 構造経路解析（SPA）

SPAは、Defourny and Thorbecke[7)]により開発された産業連関分析の方法である。SPAにより、最終需要によってサプライチェーンの川上で誘発される生産要素投入総量を、最終需要部門から諸産業部門を経由して、実際に生産要素投入を行った産業部門に至るまでの経路（path）へと分解することができる。

投入係数行列 $\mathbf{A}=(a_{ij})=(Z_{ij}/x_j)$、生産要素投入係数ベクトル $\mathbf{d}=(d_j)=(v_j/x_j)$ を定義すれば、レオ

ンチェフ逆行列は $\mathbf{L}=(\mathbf{I}-\mathbf{A})^{-1}$で与えられる（ここで、$\mathbf{I}$ は単位行列である）。最終需要ベクトル $\mathbf{f}$ が直接間接に誘発する生産要素投入総量 $\varepsilon=\mathbf{dLf}$ は、次のように分解することができる。

$$\varepsilon=\mathbf{d}(\mathbf{I}-\mathbf{A})^{-1}\mathbf{f}=\mathbf{df}+\mathbf{dAf}+\mathbf{dA}^2\mathbf{f}+\cdots$$
$$=\sum_{h\in N}d_hf_h+\sum_{h,i\in N}d_ia_{ih}f_h+\sum_{h,i,j\in N}d_ja_{ji}a_{ih}f_h+\cdots$$

ただし、$N=\{1,2,\dots,n\}$, $n=2n^{\mathrm{IP}}+n^{\mathrm{GL}}$である。SPAはこの分解に基づくものであり、生産要素投入総量 ε を n個の0次項 d_hf_h、n^2個の1次項 $d_ia_{ih}f_h$、n^3個の2次項 $d_ja_{ji}a_{ih}f_h$、さらに高次の項に分解する。

産業連関分析の諸手法の特徴を生かして、生産要素投入総量の把握にはレオンチェフ逆行列を、その詳細な分析にはSPAにより得られる経路を、互いに補完的に用いることが望ましい。補完的利用によって、サプライチェーンの構造を効果的に分析することができるからである。最近では、ライフサイクルアセスメントを含む産業エコロジー分野の研究において、SPAが広く利用されている[8, 9, 12-18]。

3. 可視化に基づくホットスポットの指摘

本研究で分析対象とする貿易フローは、ネオジム、プラチナ、コバルトそのもののフローではなく、産業連関分析で言うところの貿易フローに内包された採掘量である（生産要素投入量を採掘量としてSPAを適用する）。したがって、物質フロー解析（MFA）ではなく、我が国における耐久財使用が直接間接に誘発する世界各国・地域における資源採掘量を対象とする。この意味では、本研究はWiedmannら[19] による物質フットプリント研究と類似している。

SPAによって抽出した多数の経路を元の産業連関表のかたちに集計した結果を、拡張されたサンキー図として可視化する。得られた図に基づいて、ネオジム、プラチナ、コバルトのサプライチェーンにおける、技術的側面から見たホットスポットを指摘して議論する。

謝辞

本研究は、JSPS科研費24510059、および環境研究総合推進費補助金K122024の助成を受けた。

引用文献

1) Graedel T.E., Barr R., Chandler C., Chase T., Choi J., Christoffersen L., Friedlander E., Henly C., Jun C., Nassar N.T., Schechner D., Warren S., Yang M.Y., Zhu C.:, Environ. Sci. Technol., 46 (2), (2012), pp. 1063–1070
2) Nansai K., Kagawa S., Kondo Y., Suh S., Inaba R., Nakajima K.: Econ. Syst. Res., 21 (3), (2009), pp. 267–290
3) Nansai K., Kagawa S., Kondo Y., Suh S., Nakajima K., Inaba R., Oshita Y., Morimoto T., Kawashima K., Terakawa T., Tohno S.: Environ. Sci. Technol., 46 (1), (2012), pp. 155–163
4) Nansai K., Kondo Y., Kagawa S., Suh S., Nakajima K., Inaba R., Tohno S.: Environ. Sci. Technol., 46 (16), (2012), pp. 9146–9154
5) Tukker A., Dietzenbacher E.: Econ. Syst. Res., 25 (1), (2013), pp. 1–19
6) Murray J., Lenzen M.: "The Sustainability Practitioner's Guide to Multi-Regional Input-Output Analysis," Common Ground Publishing, Champaign, IL, USA, (2013)
7) Defourny J., Thorbecke E.: Econ. J., 94, (373), (1984), pp. 111–136
8) Treloar G.: Econ. Syst. Res., 9 (4), (1997), pp. 375–391
9) Peters G.P., Hertwich E.G.: Econ. Syst. Res., 18 (2), (2006), pp. 155–181
10) Schmidt M.: J. Ind. Ecol., 12 (1), (2008), pp. 82–94
11) Schmidt, M.: J. Ind. Ecol., 12 (2), (2008), pp. 173–185
12) Lenzen, M.: Str. Chang. Econ. Dynam., 14 (1), (2003), pp. 1–34
13) Majeau-Bettez G., Hawkins T.R., Strømman A.H.: Environ. Sci. Technol., 45 (10), (2011), pp. 4548–4554
14) Oshita, Y.: Energy Econ., 34 (4), (2012), pp. 1041–1050
15) Wood R., Lenzen M.: Energy Econ., 31 (3), (2009), pp. 335–341
16) Singh B., Strømman A.H., Hertwich E.: Int. J. Greenh. Gas Control, 5 (3), (2011), pp. 457–466
17) Strømman A.H., Peters G.P., Hertwich E.G.: J. Clean. Prod., 17 (2), (2009), pp. 248–254
18) Suh S.: Tracking Metal Flow Network using Hybrid Ghoshian Framework. Kyenote speach, The 19th International Input-Output Conference, Alexandria, VA, USA, (2011, June 14)
19) Wiedmann T.O., Schandl H., Lenzen M., Moran D., Suh S., West J., Kanemoto K.: Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., (2013), doi: 10.1073/pnas.1220362110

都市鉱山からの回収を決定する機構のモデル化

Modeling of decision mechanism for recovery from urban mine

○関根伸雄*1)、醍醐市朗 1)、松野泰也 1)、後藤芳一 1)
Nobuo Sekine, Ichiro Daigo, Yasunari Matsuno, Yoshikazu Goto
1)東京大学
* sekine@mfa.t.u-tokyo.ac.jp

1. 緒言

天然資源消費抑制や地球温暖化防止の観点から、資源の循環利用が望まれる。工業製品等に含まれ蓄積されている物質は都市鉱山と呼ばれ、二次資源としての利用に期待が高まっている。都市鉱山から回収した素材を利用するまでには、使用済み製品の排出から、再生材としての利用までの間の複数のプロセス（以下、リサイクルチェーン）を経る必要がある。Lambert[1)]は製品の手解体に着目し、解体プロセスにおけるコスト最適な手順を同定した。Nakajima ら [2)]は熱力学的解析により、各精錬プロセスでの各元素の回収可能性を評価した。これらの研究では、製品の解体、金属の再精錬といったリサイクルにおける個々のプロセスに着目し、使用済み製品に含まれる物質の利用に必要な条件を評価しているが、リサイクルチェーン全体を考慮しているわけではない。そこで本研究では、都市鉱山から排出され再生材として利用されるまでのリサイクルチェーン全体を考慮した上で、都市鉱山からの資源の回収を決定する機構をモデル化することを目的とする。

2. リサイクル実行条件抽出モデルの構築

製品の状態を持った素材の情報が与えられることで、製品の形で存在する物質が都市鉱山からリサイクルできるかどうかを評価するモデルを構築した。本研究では、リサイクルチェーンの中の各プロセスの実行に素材やそれを含む使用済み製品が何らかの条件群を満たしている必要があると考えた。それら各条件に対し、条件を満たす場合と満たさない場合の 2 つの状態が存在する。これを ON と OFF の状態を持つスイッチという形で表現することで、評価対象とする素材がリサイクルできるかどうかを評価するモデルが構築できた。

使用済み製品の排出後のプロセスのうちリサイクルに関与するプロセスだけを抽出し、プロセスのフロー図を作成した。それぞれのプロセスが実行されるために必要となる条件を“リサイクル実行スイッチ”として経路上に配置した。リサイクル実行スイッチは、現状のリサイクル状況を素材、製品ごとに比較し、回収されている素材と回収されていない素材の違いを明確にすることで抽出された。複数の条件のどれかが満たされればプロセスが実行される場合、スイッチを並列関係になるように配置した。複数の条件が同時に満たされる必要がある場合は、複数のスイッチを直列関係になるように配置した。

このように作成されたスイッチと経路によって構成される図を、本研究では経路図と呼ぶ。経路図に製品の情報を持った素材の情報を与えることで全スイッチの ON と OFF が決定する。そして使用済み製品の排出から再生材の生産までの経路がつながるようスイッチが ON（条件を満たす）になっていれば、評価対象とする素材のリサイクルは実行可能と判断される。

リサイクル実行スイッチは、スイッチに対応する実行条件の特性に応じて不変スイッチ、変動スイッチ、可変スイッチの 3 種類に分類した。不変スイッチには、素材や元素の物性値のように変化しない条件が設定されており、評価対象に対して ON と OFF は固定となる。変動スイッチには、スクラップ価格や素材の使用量のようにリサイクル実施者や政策決定者が変えることは出来ないが、変わる可能性がある条件が設定されており、評価時の状況に応じて ON と OFF が切り替わる。可変スイッチには、回収義務や操業条件といったリサイクル実施者や政策決定者が変更できる条件が設定されている。

3. モデルを利用した評価

3.1 サブモデルの導入

都市鉱山からの資源の回収の増加に資する方策をより具体的に検討するためには、各スイッチに ON/OFF を判断する評価モデル（サブモデル）が整備されるのが望ましい。例えば、精錬プロセスにおける熱力学的な回収可能性評価の既存研究 [2)]は、本研究における 1 つの不変スイッチのサブモデルと位置付けられる。

変動スイッチの一つとして、リサイクルの採算性があると考えられる。本研究では使用済み製品の解体の進行時の採算性を評価するサブモデルが必要であるが、既存研究に適切なモデルがなかったため、主産物と副産物という概念をリサイクルに適用したモデルを構築し、サブモデルとして導入した。以下に、構築したモデルを詳述する。

使用済み製品の解体を実施する者(以下解体実行者)が使用済み製品を回収する際には、解体により分離、売却することで利益を得ようと考えている部品、素材があるとする。解体実行者にとって、これらの部品、素材は使用済み製品を回収する際のインセンティブとなる。本研究ではこれを第一主産物と呼ぶこととした。第一主産物を回収し終わった残りの部分品からは、さらに解体を進めて、部品や素材を回収できる可能性がある。解体実行者にとって、部分品に含まれる有価で売却できる部品や素材は、解体を進める際のインセンティブとなる。本研究ではこれを第二主産物と呼ぶことにした。また、これらの主産物を回収するために解体を進める中で、副次的に回収される素材や部品もある。これらは解体の判断には寄与しないが、それ自体の価値に依存せず回収される。本研究ではこれらを副産物とした。各部品や素材が主産物となるか副産物となるかは、使用済み製品中の部品情報や素材情報、解体手順の情報から一意に決定される。

3.2　経路図の作成とケーススタディ

都市鉱山からの資源の回収の可否を評価する経路図を作成した。作成した経路図を図1に示す。この経路図により、廃自動車、廃電気電子製品に含まれる基板などの回収の可否が表現できた。

また、スクラップ市場の有無が条件となることが明らかになったが、市場の形成に至るための要件は分かっておらず、今後の研究が望まれる分野が抽出された。

3.3　都市鉱山の利用可能性による分類と定量化

天然資源の資源性に関する McKelvey の区分[3]を参照し、都市鉱山を利用可能性に応じて分類した。分類ごとの都市鉱山の資源量は、動的 MFA(material flow analysis)により定量化した。過去に回収されず既に散逸した資源は利用可能性がないものとした。In-use stock を天然鉱山の埋蔵量ベースに対応させた。In-use stock は製品としての回収可能性と使用済み製品からの資源の回収可能性を考慮して区分した。この区分を経路図に対応付けることで、各スイッチの重要度を評価できる。

日本における2010年のNdの都市鉱山を利用可能性によって分類した結果を図2に示す。Ndの in-use stock 6.7 千トンに対して、散逸量は 1.4 千トンと少ないが、Nd の二次資源としての回収可能性はほとんどなかった。ただ、in-use stock のうち約 40%はこれら元素を含む製品としての回収が期待された。Ndの都市鉱山からの回収を増加させるスイッチとして、Nd磁石のスクラップ市場の形成、副産物としての Nd 磁石の回収、法律によるネオジム磁石回収の義務化といったスイッチが抽出された。

4.　結言

本研究では、都市鉱山からの資源の回収を決定する機構をモデル化した。また、使用済み製品からの部品や素材の分離における採算性を評価する手法として、主産物と副産物の概念を導入した。本研究により、都市鉱山からのリサイクルの障壁となる条件や、今後新たに研究が望まれる分野を把握することができた。

参考文献

1) Lambert A. J. D.: Comput. Oper. Res., 34, (2007), pp536–551
2) Nakajima K,., Takeda O., Miki T., Nagasaka T.: Mater. Trans., 50(3), (2009), pp453–460
3) McKelvey V. E.: American scientist, 60(1), (1972), pp32–40

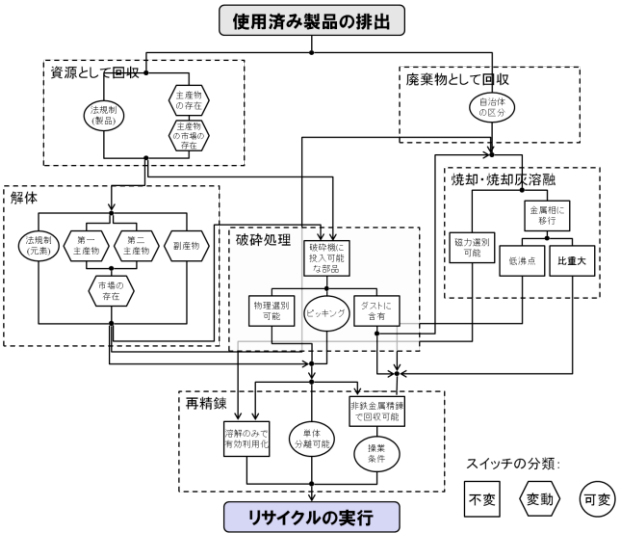


図1　都市鉱山からの回収を決定する機構の経路図によるモデル化

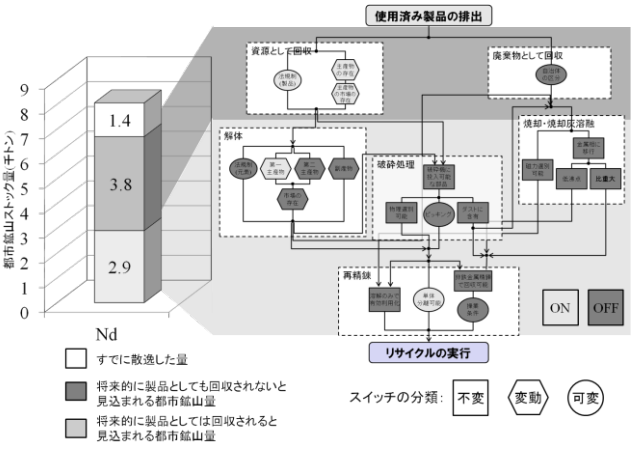


図2　Ndの都市鉱山(2010)の利用可能量の評価とHEVの走行用モーターに含まれるNdの都市鉱山からの回収の決定条件の評価

鉱山権益に基づいた我が国の鉱物資源利用可能性の評価

Availability of mineral resources based on the mineral interest of Japan

○畑山博樹*[1)]、田原聖隆 [1)]
Hiroki Hatayama, Kiyotaka Tahara
1) 産業技術総合研究所
*h-hatayama@aist.go.jp

1. はじめに

鉱物資源を産出しない我が国にとって、金属資源の安定的な供給の確保は産業活動を発展させる上で重要な課題である。我が国の資源確保戦略 [1)]では、推進すべき取り組みの一つとして鉱山権益の獲得が挙げられている。鉱山権益の所有によって、市場価格が上昇した際の配当による経済的な恩恵のほかに、権益相当分の資源販売権という資源確保の恩恵を得ることができる。現状でも日本の素材メーカーおよび商社などの資源開発企業（以下、日本企業）は海外鉱山の権益を所有しているが、それが中長期的な安定供給に十分かを定量的に評価することで、今後の権益確保の方向性に示唆を与えることができる。本研究では日本企業が所有している鉱山権益を調査し、鉱山ごとの埋蔵量と権益比率から日本に安定的に供給可能な鉱物資源量（権益埋蔵量）を算出した。そして、権益埋蔵量の年間需要量に対する割合を、16 種の金属について比較した。最後に、本研究の結果と既存の金属資源供給リスク評価の結果を比較しつつ、中長期的な金属安定供給における鉱山権益取得の役割について論じた。

2. 評価手法

2.1 日本の鉱物資源利用可能性の評価

海外での鉱山権益の所有と資源調達について、図 1 に模式的に示す。鉱山権益に関しては、鉱山への出資比率に応じて利益の配当を得ると同時に、鉱山の資源量のうち出資比率分の販売権を有するとみなすのが一般的である。例えば、鉱山 A について資源埋蔵量が R_A、あるメーカーの出資比率が r_A であった場合、$r_A \times R_A$ の分量については自社での生産向けに確保できているとみなすことができる。この量を日本企業が権益を有するすべての鉱山について合計することで、日本の権益埋蔵量として算出した。

$$\text{権益埋蔵量} = \Sigma(r_i \times R_i) \quad (i \text{ は各鉱山}) \qquad (1)$$

国内の各産業は、生産活動に必要な金属原料を鉱石あるいは半製品の形で輸入している。そこで、これら鉱物資源由来金属原料の年間需要量で権益埋蔵量を除した値 k を、鉱物資源の継続的な安定供給の頑健性を評価する指標として算出した。

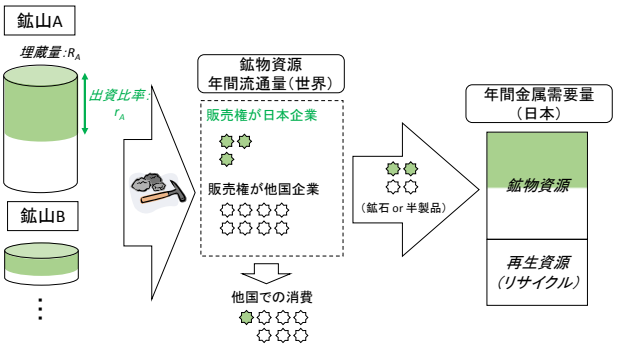


図 1 鉱山権益の所有と資源調達

$$k = \text{権益埋蔵量} / \text{鉱物資源年間需要量} \qquad (2)$$

この計算方法は可採年数と類似しており、現状での権益資源供給の持続性を定量化している。ただし、可採年数と同様の問題点も含む他、図 1 の通り権益資源外からの調達も行われるため、示された年数後に入手不可能になることを意味するものではない。異なる金属間での相対比較を実施するうえで有用な指標と言える。

2.2 評価対象の選定

資源確保戦略においては、30 種が戦略的鉱物資源として挙げられている。このうち日本企業が権益を有している 14 鉱種に金、銀を加えた 16 種（Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Nb, Mo, PGM, Sn, W, Pb＋Ag, Au）を対象とした。対象金属それぞれについて日本企業が権益を有する鉱山を調査し、86 鉱山の埋蔵量および出資比率を国内外の資源開発企業のプレスリリース、アニュアルレポートから得た。また、天然資源由来の金属原料の輸入量は、JOGMEC 資料 [2)]から金属純分量として得た。権益埋蔵量や k の算出は、2012 年の埋蔵量や権益取得状況に基づいて実施した。

3. 評価結果

2012 年時点における各データ（SI 参照）を基に、世界全体の可採年数と k を算出した結果を図 2 に棒グラフで示す。また同図では、可採年数に対する k の割合をマーカーで示している。ほとんどの鉱種について日本の k は可採年数を下回っており、特に白金族元素 (Pt, Pd)、金、銀、すずについて他の金属に比べて獲得権益

が少ない状況が明らかになった。コモンメタルの中ではアルミニウムが k が小さく評価されたが、鉄、ニッケル、銅、亜鉛、鉛などは、いずれも鉱物資源の年間需要の 15-20 倍程度の権益資源量となった。一方で、十分な権益埋蔵量を確保している鉱種としてはニオブが挙げられる。主に鉄鋼の添加剤として使用されるニオブは鉄鋼メーカーが 2011 年に鉱山権益を獲得しており、権益確保の促進による安定供給対策の先行事例と言える。

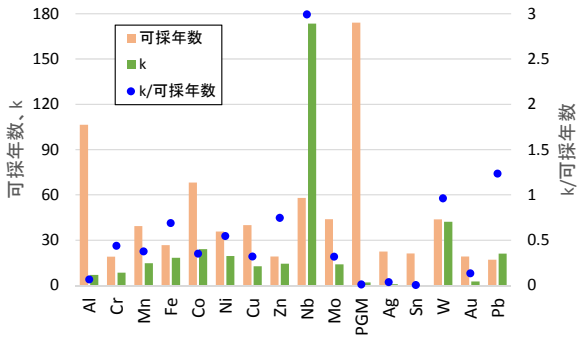


図２ 可採年数と k の比較

4. 中長期的な金属資源安定供給に向けて

資源確保戦略では、今後の取り組みの方向性として、権益確保の促進と並んで政策リソースの配分、代替材の開発、リサイクルの推進、備蓄の増強を挙げている。金属の持続的な利用に向けては、政策・技術開発の両面からの統合的なアプローチが不可欠な状況にあると言える。

供給不安定のリスクが高い金属の選定は、欧米を中心にクリティカリティ評価として手法論開発と適用が進められている。クリティカリティ評価では、金属の埋蔵量や生産国の集中度などの供給リスクと、産業にとっての重要度が統合評価されており、日本では NEDO が類似の評価を実施した例[3]がある（2008 年を対象）。しかしながら鉱山権益の獲得については、リスク低減に向けた対策として挙げられる一方で評価項目には含まれていない。

資源確保戦略で挙げられた金属について、NEDO によるリスクの評価結果と備蓄状況、および本研究で算出した k を比較したものを表 1 に示す。報告書でリスクが高いと評価された金属の多くは近年急速に需要が高まったものであり、備蓄の要注視鉱種と位置づけられている。既存の評価方法ではクリティカリティが高いと位置づけられるニオブやタングステンであるが、鉱山権益の所有を権益資源量として数値化した本研究によって、そのリスク低減効果を評価に反映できると考えられる。また、コモンメタルは可採年数が小さいため供給不安定が世界全体の問題として生じる可能性がある。今後発見されるであろう埋蔵資源の権益獲得のみならず、リサイクルや代替材開発によって鉱物資源への依存度を低下させる取り組みが一層もとめられる。

表１ 既存のリスク評価と権益獲得状況

	k*	リスク評価点数**（NEDO）	国家備蓄状況
マグネシウム	–		
アルミニウム	7.0		
チタン	–	10	
バナジウム	–	11	備蓄
クロム	8.4	13	備蓄
マンガン	14.8	14	備蓄
鉄	18.4		
コバルト	24.0	16	備蓄
ニッケル	19.5	14	備蓄
銅	12.8		
亜鉛	14.4		
ガリウム	–	12	要注視
ゲルマニウム	–	17	
ストロンチウム	–	9	要注視
ジルコニウム	–	17	
ニオブ	173.5	19	要注視
モリブデン	14.0	17	備蓄
PGM	2.0	13–18	要注視
銀	0.8		
インジウム	–	25	要注視
すず	0.1		
アンチモン	–	19	
レアアース	–	20–25	要注視
タンタル	–	17	要注視
タングステン	42.2	21	備蓄
レニウム	–	8	
金	2.6		
鉛	21.2		

* “–“は日本企業が権益を有しない鉱種。

** 評価対象外の金属は空白。文献 3)では、18 点以上を重要鉱種とみなしている。

参照文献

1) 外務省・経済産業省：資源確保戦略, http://www.kantei.go.jp/jp/singi/package/dai15/sankou01.pdf ，（参照 2014-01-07）

2) 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構（JOGMEC）：鉱物資源マテリアルフロー, <http://mric.jogmec.go.jp/mric_search/> より入手可能,（参照 2014-01-07）

3) 独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）：“希少金属代替材料開発に関する最新動向調査報告書”, (2009)

Supporting Information

表 S1 各種データ

（埋蔵量、生産量、需要量の単位は 1000 トン）

	世界埋蔵量	世界生産量	可採年数	権益埋蔵量	日本の鉱物資源需要量	k
ボーキサイト	28000000	263000	106.5	15681	2227	7.0
クロム	460000	24000	19.2	4337	515	8.4
マンガン	630000	16000	39.4	11459	772	14.8
鉄	80000000	3000000	26.7	1390370	75512	18.4
コバルト	7500	110	68.2	225	9.359	24.0
ニッケル	75000	2100	35.7	3848	197	19.5
銅	680000	17000	40.0	17055	1334	12.8
亜鉛	250000	13000	19.2	6380	444	14.4
ニオブ	4000	69	58.0	922	5.3141	173.5
モリブデン	11000	250	44.0	391	27.899	14.0
PGM	66	0.379	174.1	0.184	0.0925	2.0
銀	540	24	22.5	1.037	1.253	0.8
すず	4900	230	21.3	3	25.926	0.1
タングステン	3200	73	43.8	254	6.013	42.2
金	52	2.7	19.3	0.124	0.0475	2.6
鉛	89000	5200	17.1	2116	100	21.2

- アルミニウムは、ボーキサイトのデータを基に計算した。
- 世界埋蔵量、生産量は United States Geological Survey の Minerals Commodity Summaries より 2012 年のデータを参照した。
- 日本の鉱物資源需要量は、参考文献 2 より、海外からの鉱石、半製品としての正味輸入量を計上した。ただし、データの制約上 2011 年（一部 2010 年）の値を参照している。

地域性を考慮した鉱物資源のライフサイクル評価手法の開発

Development of LCIA Methodology for Mineral Resource Considering Regional

○渡辺麻貴*[1)]　伊坪徳宏[1)]
Maki Watanabe, Norihiro Itsubo
1) 東京都市大学
*g1183135@tcu.ac.jp

1. はじめに

1990 年代より始まった LCA（ライフサイクルアセスメント）は、データベースや影響評価手法の開発研究を通じて、産業界において汎用的に利用されるまでに至っている。国内では経済産業省が中心となってカーボンフットプリントの試行事業が実施されたが、現在は水や生物多様性などを網羅した環境フットプリントの開発と導入に向けた検討が進められている。資源消費による影響評価は、LCA では主要な影響領域として認識されていたが、未だ国際的合意には至っていない。

LCA の影響評価において信頼性を向上させるためのひとつのアプローチとして、地域性を考慮することが挙げられる。大気汚染など影響領域は国や地域レベルに区分して評価係数を開発する事例が多い。資源消費においても、鉱山ごとに品位や採掘方法は異なるが、地域性に配慮した評価手法はこれまでに提案されていない。

本研究では、鉱物資源を対象として、日本国内で使用されている金属量の原単位データベースの開発を目的とする。また、資源の採掘と消費による影響評価係数を鉱山ごと、採掘国ごとに影響を評価するための手法を開発することを目的とする。本研究の結果をケーススタディに適用することで地域性を考慮した資源消費の影響評価の必要性を検証する。

2. 資源使用量原単位の算定方法

日本国内での 1 年間の生産活動を対象とした資源使用量原単位の算定を行う。対象とした金属は、銅、金、銀、ニッケル、モリブデン、鉛、亜鉛である。産業連関分析法による財・サービスを 1 単位生産する際の資源使用量原単位 E は次の式によって求められる。

$$E=d(I-A)^{-1}$$

ただし d は、各部門における直接的な資源使用量係数、$(I-A)^{-1}$ はレオンチェフ逆行列を示す。直接的な資源使用量とは、各産業部門で生産活動に用いる資源の使用量を指す。レオンチェフ逆行列は、ある一単位の需要によって誘発される生産波及効果を示す。レオンチェフ逆行列は 2005 年産業連関表全国表[2)]を 403 部門に統合したものをもとに算出した。

本研究では、7 種の鉱物資源を評価対象物質として採用しているが、ここでは例としてニッケルを示す。直接的な資源使用量係数は、独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構が発行したマテリアルフロー[3)]を用いて算出した。産業連関表に合わせるため、2005 年を対象に調査を行っているものを使用した。マテリアルフローは、輸入国の産出量が掲載されているため、その値を使用している。本来ならばリサイクルされた金属の量も考慮されなければならないが、扱いに議論の余地があるため、本論では除外して計算を行っている。

3. 資源枯渇性被害評価手法の開発

資源消費による影響は、社会経済的な影響と採掘行為に伴う生態系への影響に分かれる。本研究では、前者に対する影響を鉱山と国ごとに算定するものとした。ここでは、資源採掘に伴う限界費用曲線を得ることで、鉱山ごとの被害係数を算定するものとした。限界費用曲線は縦軸に各鉱山の採掘コストをとり、操業費が低い鉱山から順に並べることで、横軸は各鉱山の累積埋蔵量に相当する。この回帰曲線の傾きを被害係数とした。本研究では、資源使用原単位同様、銅、金、銀、ニッケル、モリブデン、鉛、亜鉛を評価対象物質として採用した。鉱山ごとの費用データは IntierraRMG Resource Sector Intelligence（以下、IntierraRMG）[1)]が提供している Raw Materials Data（以下、RMD）を用いた。輸送や電力等を含んだニッケル金属を採掘する際に投入されるコスト（$/t）を加えて鉱山ごとの限界費用を算定した。

RMD には、1 年ごとの採掘や製錬に必要な燃料や電力、人件費などの採掘コストデータのほか、金属市場価格、レート、鉱山ごとの品位や位置情報なども掲載されている。

4. 資源使用原単位の算定結果

日本ではニッケルの生産はほとんどされていないため、以下に示す結果は海外から輸入された値を使用している。資源消費量の生産額 100 万円あたりの原単位を 403 の産業部門についてそれぞれ算出した。図 1 に算出した原単位を示した。図 1 では、横軸を 403 部門とし、部門ごとの国の割合を縦軸に 100%で表示している。また、第 2 軸として部門ごとの合計を絶対値で示している。2 次産業が全体的に大きくなり、中でも鋼業が大きいことが分かった。直接的な資源消費量が大きいフェロアロイが大きく、この結果がその他の部門にも反映されたのだと考えられる。

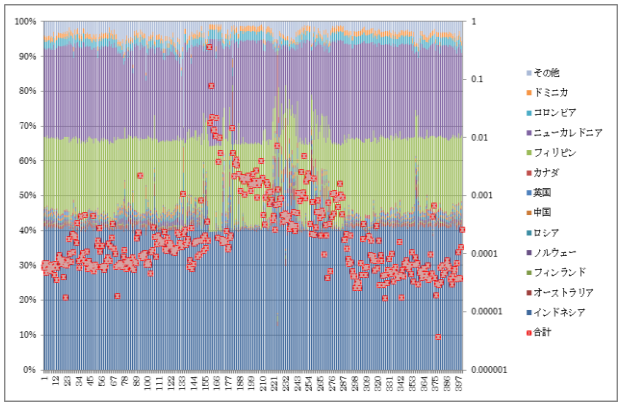


図１　資源使用原単位の算定結果

5. 環境影響評価の算定結果

世界全体でのニッケル鉱山採掘コストの総額のうち、費用の低い鉱山から順にプロットしたのが図１である。このグラフの回帰式(1)の傾きを求め、鉱山ごとの被害係数の算定を行った。式(2)に、2012年の年間金属生産量を x に当てはめ計算を行っている。被害係数の値は 3.54E-01$/kg であった。

$$y=9.57E+03e^{2E-09x} \quad (1)$$

$$y'=1.91E-04e^{2E-09x} \quad (2)$$

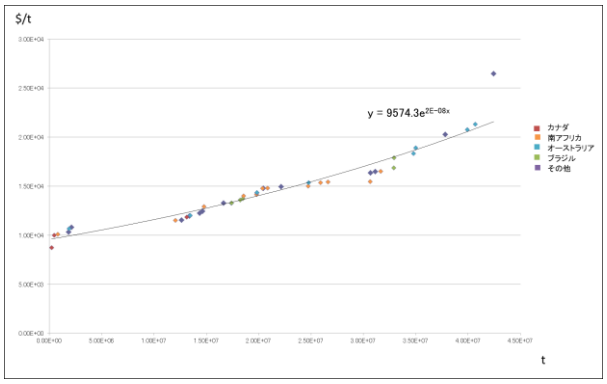


図２　ニッケル鉱山の費用曲線

本研究ではその他の金属についても同様の手法を用いて被害係数の算定を行っている。そこで、本研究と LIME2[4]、ReCiPe[5]の係数の比較を行った。

亜鉛やニッケルなど、一部金属には ReCiPe との値が近くなったが、金や銀などには大きな乖離がみられた。

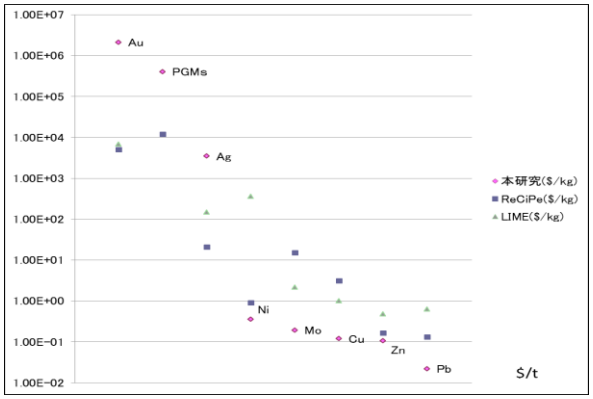


図３　既存手法との比較

表１　既存手法との比較

	本研究($/kg)	ReCiPe($/kg)	LIME2($/kg)
Au	2.12E+06	5.01E+03	6.76E+03
PGMs	4.06E+05	1.17E+04	—
Ag	3.49E+03	2.05E+01	1.48E+02
Ni	3.54E-01	9.00E-01	3.64E+02
Mo	1.93E-01	1.49E+01	2.15E+00
Cu	1.19E-01	3.06E+00	1.02E+00
Zn	1.06E-01	1.60E-01	4.77E-01
Pb	2.21E-02	1.30E-01	6.26E-01

同様の手法を用いて、国ごとの被害係数の算定を行った。鉱山を 3 つ以上所持している国を対象に算定を行っている。本論ではニッケルのみを表 2 に示した。オーストラリアは世界全体で計算した値とほぼ同一となった。しかし、カナダは約 3 倍、南アフリカは二桁異なる結果となった。同一金属であっても、国が異なることで社会への影響は大きく異なることが分かった。このように、鉱山ごとに影響は大きく異なるため、資源消費においても地域性の差異を考慮することが重要であることが示された。

表２　国ごとと世界平均の被害係数($/t)

Australia	3.51E-01
Brazil	1.14E-01
Canada	9.39E-01
South Africa	9.45E-03
World	3.54E-01

6. まとめ

資源使用原単位を、産業連関表を用いて輸入国ごとに作成した。鉱山ごとの限界費用曲線を作成することで、地域性に注目した資源消費の影響評価係数を開発した。あわせて採掘国ごとに評価係数を開発した。今回の評価を通じて代表値のほか、統計量が得られたため、LCA の感度分析や不確実性分析に活用することができる。現在は銅をはじめとしたベースメタルを対象として検討したが、今後はレアメタルやレアアースを含めた評価係数の開発に向けた検討が求められる。

7. 引用文献

1)　IntierraRMG Resource Sector Intelligence, Raw materials Data, IntierraRMG ホームページ, 入手先<http://www.intierrarmg.com/Products/Raw-Materials-Data.aspx>, （参照 2013-12-27）

2)　総務省財団法人経済産業調査会 : 平成 17 年産業連関表, （2005）

3)　独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 : 鉱物資源マテリアルフロー2006, (2006)

4)　伊坪、稲葉編, “LIME2 –意思決定を支援する環境影響評価手法”, (2010)

5)　ReCiPe, ReCiPe, ReCiPe ホームページ, 入手先<http://www.lcia-recipe.net/>, （参照 2013-12.27）

金属消費量の飽和時点における各国の経済成熟度の比較

Comparison of National Economic Maturity at the Time of Demand Saturation of Metals

○藤原亮、醍醐市朗、後藤芳一

Ryo Fujiwara, Ichiro Daigo, Yoshikazu Goto

東京大学

0797744308@mail.u-tokyo.ac.jp

1.　はじめに

発展途上国の生活水準の向上や人口の増加にともない、世界全体での金属消費量は、今後も増加すると考えられる。一方、金属鉱物資源は有限であるため、リサイクルを促進することが望まれる。この資源の有限性を議論する上で、将来における素材需要量は有用な情報である。既存研究[1,2]では、いくつかの金属について消費量や蓄積量の過去からの推移をモデル化することで、将来の素材需要を推計している。既存の推計モデルにおいて、これら異なる素材を対象としていたものの、共通の説明変数が多く用いられていた。同じ説明変数で異なる素材需要が説明されるならば、ある素材の需要量変化を他素材の需要量変化から説明することも考えられる。また、実際の社会現象として電力インフラの整備を考えたときに、鉄塔の建設による鉄鋼材の消費と送電線の設置による銅素材の消費など、異種金属素材の需要量には関係があることが考えられる。しかし、今まで、複数の素材の需要量変化の関係性に着目した研究はほとんどない[3]。そこで本研究では、素材需要量の変化を、他素材の需要量変化との関係から推計するためのモデル構築を目的とする。

2.　手法

2.1　モデルの概要

金属需要量の時系列変化モデルとして、IU(intensity of use)仮説がある。これは、１人当たりの材料消費量が１人当たりGDPの関数になるという仮説であるが、ある国ある地域の材料需要の将来予測をする際に用いられ、多くの地域で関数の形状が図１のように逆Ｕ字型になることが知られている。Vurren[4]やNeelis[5]らは逆Ｕ字の形状になる論拠として産業構造がその国の発展段階によって異なることによることを挙げている。また、彼らは逆Ｕ字の形状の論拠として、材料消費は旧来の品質の低い材料はより品質の高い、あるいは最先端技術の材料に代替されていくことも挙げている。このことから経済の発展段階により、素材需要量は逆Ｕ字の形状を示すことがいえる。複数の素材間の関係に着目すると、素材の代替性から経済が発展するにつれて利用する金属は移り変わっていくことが考えられる。このことから素材間で需要量を比較すると、需要量の飽和時点や需要され始める時期には違いが生じることが考えられる。第１次産業から第２次産業へ移り変わり、その後第３次産業へと移行するような発展段階は、国によって経済発展の速度は異なるが、今後発展途上国はこの段階を経ていくと考えられる。よって、金属需要量の時系列変化を金属間、国間で比較し、需要量の関係性を評価した。その際、IU仮説のグラフから１人当たり素材消費量の飽和時期に着目し、飽和時期の素材間、国間の違いを定量的に評価した。

2.2　分析対象

分析する金属素材として、古くから用いられており、現在でも消費量の多い鉄鋼材とアルミニウム素材を対象とした。鉄鋼材は、1900年から2008年までの国別の鋼材見掛消費量の統計値[6]を用いた。アルミニウム素材は、1960年から2011年までの国別のアルミニウム総消費量の業界データを用いた。これらの素材に対して、IU仮説と同じく、横軸を１人当たりGDP、縦軸を１人当たり素材消費量として、鉄鋼材とアルミニウム素材の両方のデータが得られた20カ国について分析した。これらの対象国のうち、両素材とも既に飽和に達したと判断された６カ国（日本、アメリカ、ドイツ、イギリス、カナダ、オーストラリア）を対象として、鉄鋼材とアルミニウム素材の飽和時期について分析した。

2.3　飽和開始時期の決定手法

６カ国の鉄鋼材消費量とアルミニウム素材消費量に対する飽和時期は、以下の方法を用いて決定した。

説明変数を１人当たりGDP、被説明変数を１人当たり素材消費量とて、それぞれの素材の時系列データに対して線形回帰分析を行った。線形回帰に用いる標本は、１人当たりGDPがある額を超える年から10年間のデータとし、順次、それ以降の年の標本を１年ずつ追加した。

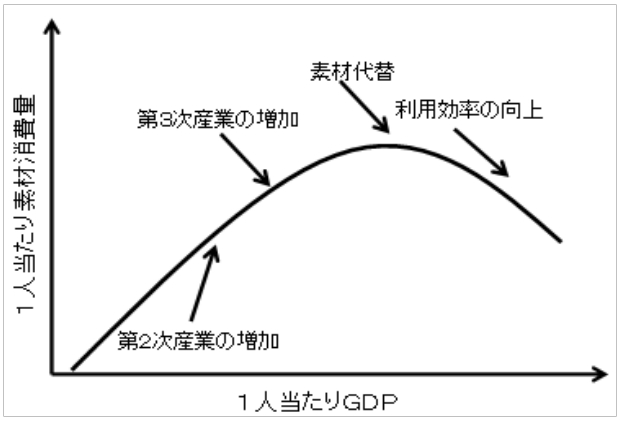


図１　IU(intensity of use)仮説の概念図[4]

標本数を増加させながら分析して、得られた決定係数が最大となる年を飽和開始年とした。決定係数は説明変数が被説明変数をどれくらい説明できるかを表す値である。標本値から求めた回帰方程式の当てはまりの良さの尺度としても用いられる。つまり、決定係数が最大となる年の次の年が、直線的に増加してきた傾向から外れた年になったものとし、最大となる年を飽和開始年とした。１人当たり GDP の小さな期間の標本は、素材消費が増加しはじめる期間あるいは、その前の期間にあたると考え除外した。その閾値は、鉄鋼材の場合 1 人当たり GDP が 5,000 ドルとし、アルミニウム素材の場合１人当たり GDP が 15,000 ドルとした。図２は日本の鉄鋼材消費量の飽和開始年を上述の手法で決定した過程を表したものである。イギリスのアルミニウム素材の飽和開始年は、その特異な変動から結果が得られなかった。

3.結果と考察

6 カ国の鉄鋼材とアルミニウム素材の飽和開始年は、表１のように得られた。この飽和開始年の国間の違いは、経済の発展した時期が遅い国ほど、小さな 1 人当たり GDP において飽和に達したのではないかと考えられた。そこで、飽和開始年の経済成熟度を、各国の経済発展の早さの指標で整理した。世界銀行の高所得国の定義（１人当たり GNI が 11,906 ドル以上）を参考に、経済発展の早さの指標として、１人当たり GDP が 10,000 ドルを超えた年とした。横軸を１人当たり GDP が 10,000 ドルを超えた年とし、縦軸を素材の飽和開始年における１人当たり GDP として、図３に 6 カ国の結果を示した。経済発展が遅い国ほど、鉄鋼材、アルミニウム素材ともに飽和開始年における１人当たり GDP が小さくなっている。また、2 素材それぞれの飽和開始年における 1 人あたり GDP の差に注目すると、経済発展を早く成し遂げた国はその差が大きく、経済発展が遅かった国はその差が小さく評価された。これらの結果は、経済発展が後年になるほど、1 人当たり GDP がより小さな時期からそれら素材の消費量を増加させる傾向があると考えられた。

4.まとめ

各国における鉄鋼材とアルミニウム素材の消費量の変化について、それらの飽和開始時点という指標において鉄鋼材が先行する関係が得られた。また、今後発展する国の素材消費を推計するときには、既に発展した国が経験したよりも早い時期から素材を消費する可能性を考慮する必要性が示唆された。

5.参考文献

1) J. I. Guzman,T. Nshiyama, J. E. Tilton, Resources Policy 30,(2005),21-27

2) P. Crompton, Resources Policy 26 (2005)103-1143) Y. Matsuno, T. Hur, V. Fthenakis, Resour. Conserv. Recycl. 61 (2012) 83-90

4) M.Neelis and M.Patel: Long-term production, energy consumption and CO2 emission scenarios for the worldwide iron and steel industry, Report prepared by the Department of Science, Technology and society/Copernicus Institute at Utrecht University, Utrecht, (2006).

5) D.P.van Vuuren, B.J.Strengers and H.J.M.De Vries: *Resources Policy*, 25 (1999), 241.

6) B.R. Mitchell, International historical statistics, palgrave macmillan, ,(2003), p417

表１．飽和開始年

	飽和開始年	
	鉄鋼材	アルミ素材
日本	1973 年	1997 年
アメリカ	1975 年	2008 年
ドイツ	1982 年	1989 年
イギリス	1971 年	
カナダ	1974 年	2006 年
オーストラリア	1969 年	2006 年

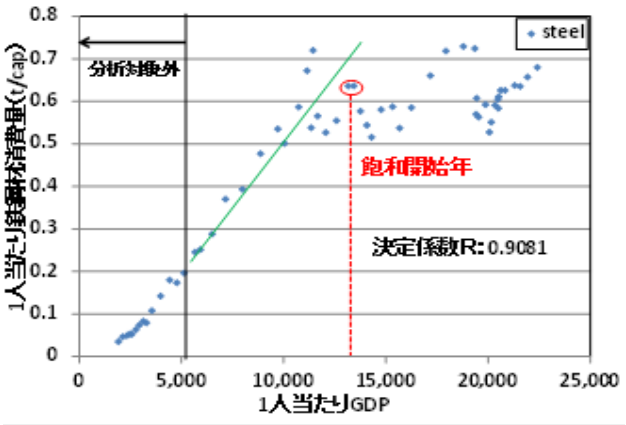


図２ 日本における鉄鋼材消費量の飽和開始年

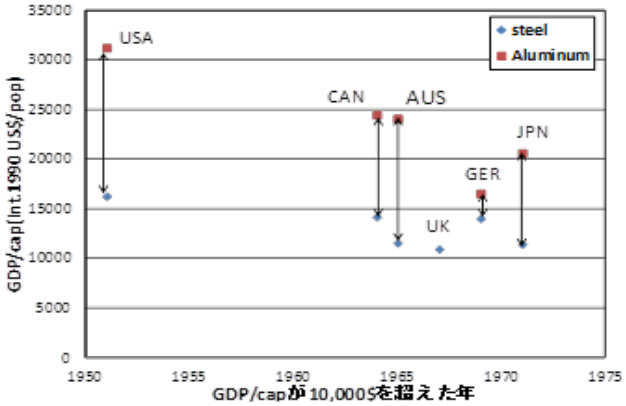


図３ 経済発展の早さと鉄鋼材とｱﾙﾐﾆｳﾑ素材の消費飽和年における１人当たり GDP との関係

化学物質による健康リスクの認知構造と LCA 情報の提供方法

LCA Communication based on Chemicals Risk Perception of General Public

○木村裕太*[1)]、柴田清 [1)]
Yuuta Kimura, Kiyoshi Shibata
1）千葉工業大学
*s1291007YQ@s.chibakoudai.jp

1. 研究の背景

持続的発展可能な社会を構築するためには、環境汚染や地球温暖化などの環境問題を解決していかなければならない。近年では、京都議定書の拘束時間が終了したこと、福島原発事故をきっかけに、原子力発電から火力発電へ移行したため GHG 排出量が増加している。また、福島原発事故による農水産物の放射能汚染や、2012 年に利根川で、規制値を超えるホルムアルデヒドが検出された問題などがある。これらの環境問題や関連する風評被害問題を解決するためには、行政や企業が対策するだけでなく、消費者の行動も必要である。環境省 [1)]によると、2012 年度の CO_2 排出量は 1990 年度と比較して、産業部門が 10.7%減少しているのに対し、家庭部門では、59.5%も増加しており、一般消費者の意識向上が求められる。LCA に関しても、BtoB では実践が進んでいるが、BtoC では浸透していないと考えられる。そのため、消費者へ環境情報を的確に伝え、行動に結びつけなければならない。竹田 [2)]によると、消費者の生活中での主な関心事は「健康・医療」「食べ物・料理」であり、関心の高い環境問題は「地球環境」であり、「化学物質」に対する関心は高くないという結果が出ている。しかし一方で、「健康・医療」「食べ物・料理」などは、薬や食品添加物のように化学物質が使われており、化学物質と関連していると考えられる。化学物質のリスク認知には少なくない先行研究があるが、福島原発事故を契機に消費者のリスク認知に変化が生じている可能性がある。そこで、消費者に対しアンケート調査を行い、化学物質のリスク認知傾向を分析する。そこで消費者の健康リスクの認知構造を明らかにし、消費者に対しより正確に環境リスク情報を提供するための方法を検討する。

2. 研究の方法

Web アンケートにより、化学物質による健康リスクの認知構造を調査する。本研究では、株式会社ネオマーケティングにアンケート調査を依頼した。今回は調査対象のハザードとして、トリハロメタン類、亜硝酸ナトリウム、タバコ、放射性物質、遺伝子組み換え食品の 5 つを選んだ。調査対象のハザードについては、消費者は「化学物質といえば「食品中の化学物質」をイメージし、高い関心を示す」[2)]とされているため、食に関わるものを核としている。今回のアンケートでは、環境問題や化学物質の安全性への理解や関心を聞いたうえで、前述の 5 つのハザードに関して、表 1 に示した 13 の質問項目に対し 5 件法(そう思う～そう思わない)で尋ねた。そして回収されたデータを解析し、一般市民がより的確に情報を認知できるような情報の提供方法を考察した。

表 1　質問項目

Q1.	人類の健康問題として、深刻な影響があると思う
Q2.	現在の世代には深刻な影響はないが、将来世代に影響を与えると思う
Q3.	危険性（リスク）に関して、専門家の情報を信頼できる
Q4.	（対象の物質）による事故が発生した時に、行政の発表する規制措置によって安全が確保されていると思う
Q5	事件、事故が発生したときの被害が大きい
Q6.	個人でそのリスクを回避することが容易だと思う
Q7.	その物質がどのような目的で使用され、利益をえられるか知っている
Q8.	その化学物質を使用することで、自分は利益（利便性）を得ていると思う
Q9.	どのように安全管理されているか知っている
Q10.	自分で安全性を判断するには材料（情報）が足りない
Q11.	その化学物質に日常生活で常に曝（さら）されている
Q12.	影響が出てくるのが遅い
Q13.	影響が無くなるまで長い時間がかかる

3. 結果と考察

3-1 アンケート内容

・調査実施日：2013 年 12 月
・対象者：成人男性・成人女性
・対象年齢：20 代～60 代
・回収サンプル数：1,000　内有効サンプル数 910
・回答方法：5 件法（そう思う～そう思わない）

3-2 結果と考察

調査結果の一例として、5 つのハザードに関する各質問の答えに「そう思う」: 1 点～「そう思わない」: 5 点の点数をつけ、回答者数に乗じた値を表 2 に示す。

表 2　リスク認知傾向

	トリハロメタン	亜硝酸ナトリウム	タバコ	放射性物質	遺伝子組換食品
Q1	2.54	2.50	2.07	1.71	2.52
Q2	2.51	2.47	2.54	1.92	2.41
Q3	2.84	2.94	2.60	3.06	3.09
Q4	3.11	3.14	3.19	3.51	3.27
Q5	2.47	2.52	2.68	1.72	2.56
Q6	3.30	3.25	2.52	3.87	3.26
Q7	3.44	3.35	2.86	2.89	3.14
Q8	3.21	3.30	3.53	3.04	3.30
Q9	3.69	3.64	3.36	3.43	3.56
Q10	2.35	2.39	2.89	2.17	2.40
Q11	2.65	2.61	2.44	2.35	2.59
Q12	2.60	2.61	2.50	2.30	2.45
Q13	2.52	2.56	2.38	1.85	2.46

全般的に放射性物質に関して危惧感が強いが、詳しく回答内容を観察すると次のようなことが指摘できる。

・環境問題や化学物質について知識や関心があると思っている人の方が、各ハザードのリスクを強めに認知する傾向が見られた。

・環境問題についてよく知っていると思っている人でも、天然物の方が人工物よりも安全であると判断していたり、5 つのハザードについて将来世代への影響があると認識している回答が多いように、科学的にハザードの特徴を正確に理解しているわけではない。

・従来一般的に、被害に関する経験が無い、予想される被害が甚大である、科学的知識が不確実である、将来世代への影響がある、個人によるリスク回避が容易でない、メリットが無いといった場合にリスクが強く認識されると言われている。今回の調査でも全体的に類似の傾向がみられるが、ハザードによってそれぞれの重みが違っている。5 つのハザードに関する認知特性の違いを見る目的で、Q1 の健康被害に関する回答を被説明変数、残り 12 の質問の回答を説明変数としてダミー変数化したうえで重回帰分析を行った。得られた偏回帰係数の値からは全体的に、健康リスク認知に関し、将来世代への影響を最も重視しており、次いで事故時の被害の大きさ、影響の持続性も重視されていることが窺える。これは特に放射性物質に関して著しい。また、トリハロメタンと亜硝酸ナトリウム、タバコは利便性と負の関連性が深く、利便性があればリスクを小さく見ている。一方、放射性物質と遺伝子組み換え食品のリスク認知は利便性とはあまり関係ない。これらの傾向については、今後他の統計解析手法によっても確認する。

今回の調査で明らかなことのひとつは、ハザードによってリスク認知のされかたが違うということである。LCA で取り扱う環境への様々な排出物の影響は複雑で、多様なリスクの現れ方がある。LCA のインパクト評価(LCIA)のように、複雑な現象は精緻なモデルが透明性を持って説明されていても、非専門家から見ればブラックボックスになりがちであり、LCIA の最終的な結果のみが、途中のプロセスは無視されて受け止められる。そして、大衆的なマスメディアで流布されたイメージと異なる評価が示されても、それを覆すのは容易ではない。ハザードのもたらすリスク認知特性に応じた情報の提示が望まれる。

さらに、今回の調査では、利便性の認識がリスクの認知に影響することが確認されたが、LCA の情報はリスクに偏りがちで、リスク／ベネフィットのトレードオフに目がいかなくなる。BtoB の場合は様々なリスク／ベネフィットの組み合わせが検討されることが多いと思われるが、特に BtoC の関係においては一面的になりがちなことが懸念される。環境影響だけでなく、その製品やサービスを利用することのメリットも併せて示すことも重要と考えられる。

4. まとめ

化学物質のリスク認知に関するアンケート調査を実施した。その結果、全般的に将来世代への影響や事故時の被害の甚大さ、影響の持続性が重視される傾向が窺えた。一方、ハザードによっては利便性の認識がリスク認知に大きく影響することが見出され、そのようなハザード毎の特性があることも分かった。そこで、LCA(LCIA)でも、リスクや被害認知の特性に応じた説明戦略が必要であり、また、リスク要素だけでなくベネフィットも提示する工夫が必要であることが窺える。

5. 引用文献

1). 環境省: “日本の温室効果ガス排出量の算定結果”,(PDF ファイル),入手先
< http://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/2012sokuho.pdf >(参照 2014-01-08)

2). 竹田宜人:　日本リスク研究学会誌,19(3),(2009), pp 93-100

子供用 LCA 環境学習ツールの開発及び環境セミナーの活動報告

Development of a Software for LCA education for children

○川嶋琢幹 1)、竹内孝曜 1)、稲葉敦*1)
Takumi Kawashima, Takaaki Takeuchi, Atsushi Inaba
1) 工学院大学
*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

2013 年 3 月 LCA 学会環境教育研究会より、「ライフサイクル思考に基づいた環境教育のすすめ」[1]が発行され、多くの**環境教育の教材**が紹介された。しかし、紹介された教材は、そのほとんどが中学生以上を対象としており、小学生、特に低学年までを対象にしたものは少ない。一般に大人の倫理観・価値観の形成は幼少期、特に小学生程度の年齢までに形成されるといわれており、環境教育も同等の年齢で行われることが望ましいと予想される。そのため、小学生向けの環境教育教材の開発が求められる。

そこで、工学院大学環境マネジメント工学研究室では学生が主体となり、小学校低学年から一般消費者までの多くの世代が LCA や CFP（カーボンフットプリント）について学習できる 3 択クイズ形式のツールの開発を行った。本稿ではこの学習ツールの概要及び、これを使用した環境セミナー等の活動報告を行う。

2. LCA 環境学習ツール

2.1 概要

LCA 環境学習ツールはパソコン上で LCA・CFP について学習するために、商品のライフサイクルのうち、どの段階で最も CO2 が排出されるのか、3 択形式のクイズとして作成を行った。また、楽しく学習できるよう研究室キャラクターを作成し、学習ツールに盛り込むこととした。図 1 は学習ツールのスタート画面である。

図 1. LCA 学習ツールスタート画面

2.2 難易度

幅広い世代が学習できるよう、難易度を“小学生”、“中学生・高校生”、“一般消費者（大学生以上）”、と各教育水準に応じたものに分けて開発を行った。

構成や表現については、LCA におけるライフサイクルの説明を“小学生”では「つくる」、「はこぶ・はんばい」、「つかう・すてる」の 3 項目とし、“中学生・高校生”、“一般消費者（大学生以上）”では「原材料調達」「生産」「流通」「使用・維持管理」「破棄・リサイクル」の 5 項目とした。“小学生”ではクイズ作成時に都内小学校の協力のもと、実際に小学生に表現等についてヒヤリングを行い難易度の妥当性について検証した。

2.3 設問

LCA 環境学習ツールでは 3 択クイズが始まる前に、用語（ライフサイクル、LCA、CFP）の説明画面を配置した。また、“小学生”用では地球温暖化と CO2 について説明を追加的に配した。3 択クイズでは、一般社団法人産業環境管理協会で行われている CFP プログラムで公開されている「CFP 宣言認定製品」を使用した。設問の問題文は「ある商品について LCA 評価をした際に最も多く CO2 が排出されるのは次の 3 つのうちどの段階なるでしょうか」とし、選択肢では「1. 原材料調達　2. 生産　3. 使用・維持管理」等に設定した。“小学生”、“中学生・高校生”の設問について表 1、表 2 に示した。

表 1. “小学生”における設問構成

	“小学生”
説明	CO2と地球温暖化
説明	ライフサイクルについて
説明	LCAについて
説明	CFPについて
1問目	CFPマークが表す意味とは
2問目	LCAの意味を表すのは
3問目	洗剤のLCA評価
4問目	ピーマンのLCA評価
5問目	ハムのLCA評価

表 2. “中学生・高校生”における設問構成

	“中学生・高校生”
説明	ライフサイクルについて
説明	LCAについて
説明	CFPについて
1問目	CFPマークが表す意味とは
2問目	LCAの意味を表すのは
3問目	CFPの目的
4問目	洗剤のLCA評価
5問目	ピーマンのLCA評価
6問目	学習机のLCA評価
7問目	うなぎの蒲焼のLCA評価
説明	LCAの研究について紹介
8問目	食事のLCA評価

“中学生・高校生”において 4 問目、5 問目の設問についてはライフサイクルを“小学生”と同様に「つくる」、「はこぶ・はんばい」、「つかう・すてる」として 3 択を設定した。図 2、図 3 は 3 択クイズの画面である。

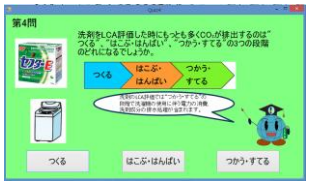


図 2. 設問例（洗剤）

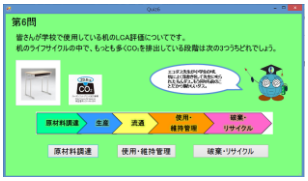


図 3. 設問例（学習机）

3.LCA 環境学習ツールの演示

工学院大学の学内イベントにて学習ツールを用いた演示を行った。

表 3 は 2013 年の 6 月から 10 月に参加したイベントにおける学習ツールを体験した総人数である。7 回の演示で約 500 人に演示を行った。

日付	イベント名称	演示場所	体験者数
6月16日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	50
7月27日	新宿科学教室	工学院大学新宿キャンパス	13
8月3日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	84
8月4日	オープンキャンパス	工学院大学新宿キャンパス	75
8月24日	科学教室	工学院大学八王子キャンパス	112
8月25日	科学教室	工学院大学八王子キャンパス	134
10月20日	諏訪科学教室	諏訪市立諏訪中学校	26
		合計	494

表 3. LCA 学習ツールの演示体験者数

8 月に行われた工学院大学の科学教室では多くの来場者があり、2 日間で 246 名の来場者のうち 120 人が小学生であった。LCA 学習ツール体験後に行ったアンケートでは、「カーボンフットプリントという存在を知らなかったがとてもわかりやすくて勉強になった。この存在がもっと世の中に知られるべきだと思った。」、「クイズ形式で学べて面白かったです。環境を考えることが大切だと思った。」、「初めて LCA・CFP の仕組みを学び、とても興味を持ちました。」といった声があった。図 4 は科学教室の演示風景である。

図 4. 科学教室における演示風景

4. 環境セミナーの活動報告

4.1 東京都内の公民館における演示

LCA 学習ツールを用いて、11 月末に親子を対象にした環境セミナーを東京都内の公民館で実施した。

セミナーでは地球温暖化といった環境問題と LCA・CFP についての講演を行った後に、LCA 学習ツールをパソコン上ではなく、セミナー参加者全体で回答する形式をとった。演示では LCA 環境学習ツールをスクリーンに映し、各設問で参加者が答えだと思う項目について回答札を掲げ、回答する形で演示を行った。図 5 は演示風景である。

図 5. 環境セミナーにおける演示風景

4.2 エコプロダクツ 2013 における演示

2013 年 12 月 12 日から 14 日に東京ビックサイトで行われたエコプロダクツにおいて、小学生から高校生までの学生に LCA 学習ツールの演示を行った。3 日間で 124 人の学生が体験を行った。図 6 はエコプロダクツにおける演示の様子である。

図 6. エコプロダクツにおける演示風景

5. 今後の活動

LCA 環境学習ツールを用いた環境セミナー等の活動は今後も行っていく。現在予定されている地域公民館におけるセミナーや小学校で行う模擬授業など、LCA 学会発表時に合わせて報告を行う。

6. 引用文献

LCA 学会環境教育研究会: "ライフサイクル思考に基づいた環境教育のすすめ",(2013)

貸おむつ業の GHG 排出量の算定

Estimating GHG Emissions for the Cloth Diaper Rental Service

○山口庸子[*1)]、田原聖隆[2)]、小関康雄[3)]、永山升三[4)]
Yoko YAMAGUCHI, Kiyotaka TAHARA, Yasuo KOSEKI, Masuzo NAGAYAMA
1) 共立女子短期大学、2) 産業技術総合研究所、3) 産業環境管理協会、4) 洗濯科学協会
*yamaguchi@kyoritsu-wu.ac.jp

1. はじめに

少子高齢化が急激に進む我国では、女性の社会進出や核家族化に加えて高齢者世帯の増加から、育児や介護に求められるニーズが多様化している。家事労働の負担軽減から、手間のかかる布おむつは使い捨ての紙おむつへと転換が進み、2010 年度実績で乳幼児用では 95.0%、大人用では 85.0%に達している。一方、エコ意識の高まりに加えて、付け心地感が良好でおむつ離れに良いとされる布おむつには根強いニーズがある。しかし、洗濯等の手間を必要とする布おむつは、乳幼児用であっても多くの母親の理解を得るには厳しい状況にある。この対応策として、利用者が「大変だ」と感じる洗濯や乾燥を代行する「貸おむつ」の利用が挙げられる。本報告では、貸おむつの温室効果ガス（GHG）排出量の削減の可能性を検討するために、工程別の GHG 排出量の算定を行った。さらに、クリーニングの GHG 排出量との比較から、貸おむつの GHG 排出量の特徴を検討した。また、紙おむつとの比較を通して、貸おむつの相対的な環境負荷について考察を行った。

2. 方法

2.1 評価対象および範囲

貸おむつ業は、布おむつの洗濯およびリースを行う特定のクリーニングサービスであり、専門の業者が、利用者へ清潔な布おむつを配送し、使用後の汚れた布おむつを回収、専用のクリーニング工場で洗濯から殺菌、乾燥、包装までを行う。対象とした貸おむつの洗濯プロセスとシステム境界を**図 1** に示す。明確なデータの入手が困難な貸おむつの素材・製造段階は含めないものとし、工場内の作業は、洗濯、乾燥、仕上げ、その他空調等、工程別に細分して評価した。貸おむつの洗濯工程は、おむつの洗濯を行う 12 連続洗濯機（12 連洗機）とおむつカバーの洗濯を行うバッチ式全自動洗濯機では、洗濯、乾燥等大きく異なる。12 連洗機では、おむつ生産量の約 9 割を占める大人用ドビー織おむつ（大人用おむつ）1 トンを、バッチ式全自動洗濯機ではおむつカバー（ポリエステル 100%）40kg を機能単位とした。

2.2 データの収集と評価指標

平成 22 年 2 月～平成 24 年 4 月の期間に収集した総生産量、消費電力、都市ガス使用量、水量、洗剤量、包装材、一般産業廃棄物量等に関する 3 社 3 工場の年間データの提供を基に分析を実施した。更に、工程別の使用量の算定には、機器メーカー、洗剤メーカー提供の詳細情報を使用した。GHG 排出量の算定は、IPCC 第三次報告書に提示された GWP_{100} から、CH4 では 23、N2O では 296 を地球温暖化の特性化係数として換算した。LCI データベースには、MiLCA 搭載の IDEA を主として使用した。

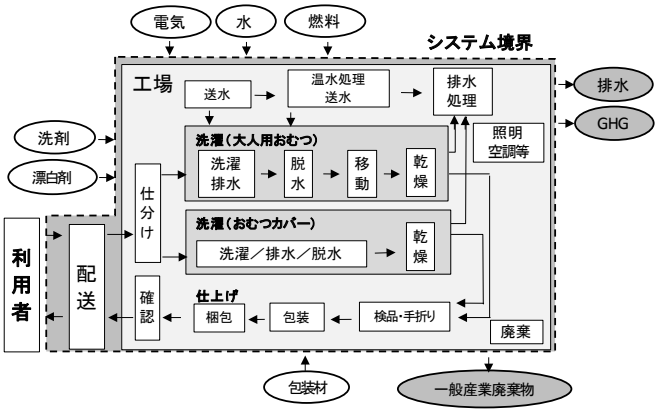


図 1　貸おむつの洗濯プロセスとシステム境界

2.3 紙おむつとの比較用機能単位の設定

1 日あたりの排泄ケアを機能単位として貸おむつと紙オムツの GHG 排出量を比較した。比較に使用したシステム境界を**図 2** に示す。紙おむつの GHG 排出量はユニ・チャーム（株）報告書に示された文献値[1)]を用い、大人用布おむつの使用枚数は、安井ら[2)]の報告を基に推定した。比較に用いた 1 日あたりの排泄ケアは、

貸おむつ：布おむつ 11.1 枚、おむつカバー1.5 枚
紙おむつ：テープ止め紙おむつ 1.5 枚、尿取りパット 6 枚、水洗トイレの使用 1 回

貸おむつの耐用年数は 1 年、洗濯回数は 120 回とした。

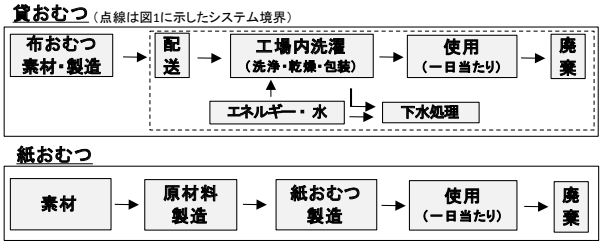


図 2　比較に用いた貸おむつと紙おむつのシステム境界

3　結果および考察

3.1　貸おむつの GHG 排出量

大人用おむつ 1 トン当たりの GHG 排出量（608.7 kg-CO_{2eq}/t）を工程別に**図 3** に示す。ガスの GHG 排出量には、MiLCA の燃焼・都市ガス 13A の GHG 排出量 0.0602 kg-CO_{2eq}/MJ を、都市ガスの発熱量 45MJ/m^3 を用いて換算した原単位 2.71kg-CO_{2eq}/m^3 を用いた。節水化が図られた 12 連洗機であっても年平均水温 17℃の地下水の昇温に使われるボイラーの GHG 排出量は全体の約 50%となる。乾燥工程の GHG 排出量も約 25%を占めるなど、ボイラー効率を高めるとともに乾燥の容易なおむつ素材、形状の改善が GHG 排出量の削減に効果的といえる。

おむつカバー40kg 当たりの GHG 排出量 50.1kg-CO_{2eq} を工程別に**図 4** に示す。バッチ式全自動洗濯機の洗濯用水 513ℓ の昇温（17℃→60℃）に必要なガス使用量をボイラー効率 0.85 として、燃焼・都市ガス 13A の原単位より GHG 排出量 7.1kg-CO_{2eq} を求めた。大型乾燥機では、蒸気の消費量から GHG 排出量 34.7kg-CO_{2eq} を求めた。おむつカバーは脱水・乾燥が容易なポリエステル 100%素材であるが、尿漏れ防止として成形されているため、乾燥時の GHG 排出量が大きくなったものと考える。

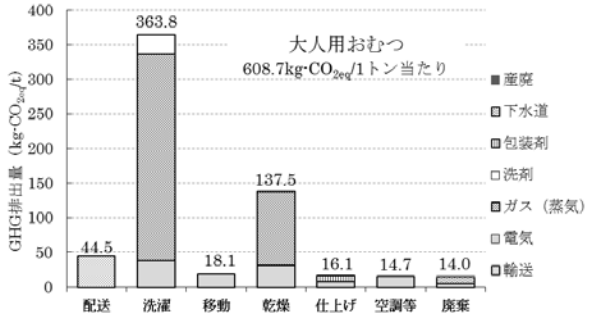


図 3　大人用おむつ 1 トン当たりの GHG 排出量

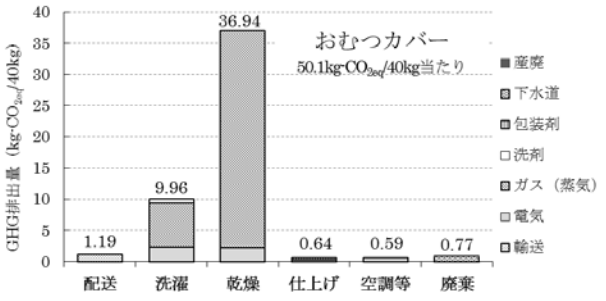


図 4　おむつカバー40kg 当たりの GHG 排出量

3.2　クリーニングとの比較

クリーニングの GHG 排出量との比較を**図 5** に示す。クリーニングには、先行研究から紳士用ワイシャツを事例としたランドリー（温水洗浄）の GHG 排出量 0.296kg-CO_{2eq}/着を用いた [3]。ただし、取次店の GHG 排出量を除いた値を用いた。プレス機でスチーム乾燥するワイシャツでは、大型乾燥機を使用するおむつカバーよりも GHG 排出量低い。また、12 連洗機を用いる貸おむつは、洗剤や水、エネルギー消費量を抑えた洗濯が行われている。

3.3　貸おむつと紙おむつとの比較

貸おむつと紙おむつの機能単位（1 日当たりの排泄ケア）当たりの GHG 排出量を**図 6** に示した。貸おむつ 1 日当たりの GHG 排出量 1.88kg-CO_{2eq} の内訳は、120 回の洗濯を想定した場合の貸おむつの素材・製造 0.31 kg-CO_{2eq}、洗濯 1.57kg-CO_{2eq} である。これに対して紙おむつ 1 日当たりの GHG 排出量はユニ・チャームの報告書より算定した 1.77kg-CO_{2eq} である。さらに、両者の感度分析を行った。

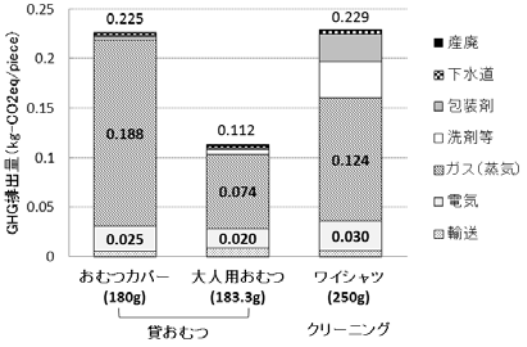


図 5　貸おむつとクリーニングの比較（1 枚当たり）

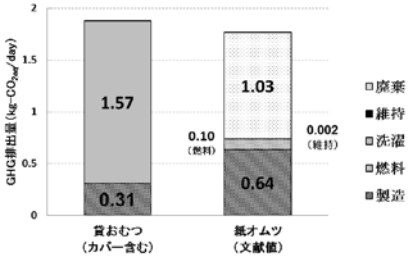


図 6　洗浄性能の比較（1 回当たり）

4.　まとめ

本稿では、貸おむつ業を対象に GHG 排出量の算定を行い、クリーニングおよび紙おむつと比較した。その結果、いずれもボイラーに起因するガスの GHG 排出割合が高く、削減には工場の規模や生産量に適合したボイラーの選択が重要と言える。また、乾燥の容易なおむつカバーの形状、素材の検討も効果的な GHG 排出量の削減に繋がるものと考える。一方、紙おむつと貸おむつの GHG 排出量の比較および感度分析の結果から、両者に明らかな優劣は無いことを確認した [4]。

謝辞　本研究は、日本ダイアパー事業振興会の委託により同振興会会員および賛助会員から情報提供を受けて実施した成果の一部である。また、科学研究費基盤（B）（24300249）の助成による。記して謝意を表する。

引用文献　1）ユニ・チャーム（株）自動採尿機　ヒューマニーの環境影響比較報告書(2010)、2）安井至，社会的受容性獲得のための情報伝達技術の開発，紙オムツと布オムツの比較，3）山口，清井，永山，日本LCA学会誌，6(3)，209-216(2010)、4）山口，田原，小関，永山，日本LCA学会誌，9(4)，306-314(2013)

衣料品の廃棄・リユースに関わる人々の意識

People's attitude toward the discard and reuse of clothes

○戸尾恵理子*[1)]、橋本征二[1)]
Eriko Too, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0013ri@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

近年、多くの人が環境問題を重視するようになり、生活の中でもクールビズやエコバックなどの取り組み、また、様々な物品のリサイクルの取り組みが行われるようになっている。このような中、繊維のリサイクルについては未だ十分な取り組みが行われておらず、衣類のリサイクル率は低い状況である。

2009 年のデータ [1)]によると、衣料品の国内供給量は 1112 kt、そのうち家庭に供給された量は 1034 kt とされている。これらは、可燃ごみ等として 652 kt、資源ごみとして 48 kt、地域の集団回収や下取りで 58 kt、リサイクルショップやネットオークション、親類や友人への譲渡等で 155 kt、リペアで 15 kt が処理・再利用されており、事業系も含めて約 2%がリペア、約 13%がリユース、約 11%がリサイクルされていると推計されている。これらには、途上国や被災地等への送付、ウエスとしての使用、繊維の原材料としての使用などが含まれる。

平成 23 年度において、自治体の布類分別収集実施自治体の比率は、図 1 に示すとおり都道府県によって異なるが、全国では約 50%となっている [2)]。また、リサイクルショップや店舗回収など、衣料品をごみとして出さずに処分する方法も徐々に整備されてきてはいるものの、衣料品のリユース、リサイクルに関する取り組みは未だ多くない。

このようなことから、本研究では、人々が衣料品の廃棄や古着の利用に際してどのような知識・意識を有しその行動をしているのかを調査し、これをもとに、どのようにすればより多くの人が衣料品のリサイクル（自治体での分別排出や店舗回収）に協力し、自らも古着の利用を進めていけるのか、その方策について検討した。

2. ヒアリング調査（予備調査）

2.1 目的と方法

ヒアリング調査の目的は、後述するアンケート調査の質問紙を作成するにあたって、衣料品の廃棄や古着の利用に関する人々の知識・意識を幅広く調査することである。表 1 に調査の概要を示す。「普段着なくなった服はどうしていますか」「衣料品のリユース・リサイクルについてどう思いますか」等の質問をもとに様々な意見を伺った。

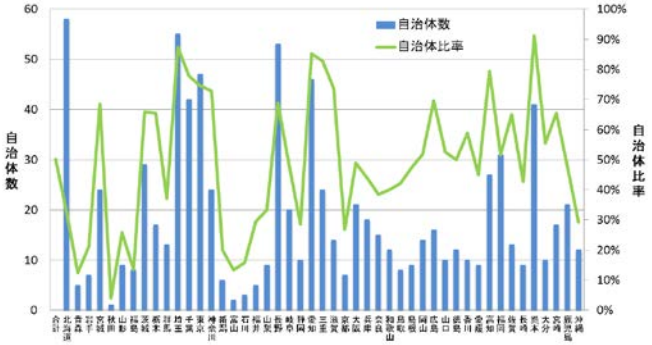


図１　都道府県別の布類分別収集自治体数・比率(平成 23 年度)[2)]

表１　ヒアリング調査の実施概要

実施日時	平成 25 年 11 月 27 日(水)　11：00－
調査対象	京都エコマネー[3)]の衣料品回収の利用者
調査人数	20 名
調査場所	京都市役所駅の地下街
調査時間	１人あたり 5-7 分程度

2.2 結果

衣料品の処分方法については、ヒアリングを行ったイベントの性格上「衣料品回収やリサイクルショップなどを利用している」が多かったが、「ゴミとして捨てる」とする意見も多くあった。衣料品回収等を活用する理由は「もったいない」が一番多かったが、「売れる」や「ごみが出る」などさまざまな意見が得られた。環境上の理由だけでなく、「人のためになるなら」「必要な人に回したい」などという、社会貢献という観点からの意見が多く見られた。その他、「衣料品回収をもっと多く開催するべきだ」「回収に関する情報が広まればよいと思う」などの、衣料品回収に対して積極的な意見も得られた。

3. アンケート調査（本調査）

3.1 目的と方法

アンケート調査の目的は、ヒアリング調査で得られた結果や情報を基に質問紙を作成し、より多くの対象者から回答を得て、人々の知識・意識と行動を把握することである。表 2 に調査の概要を示す。調査対象とした政令指定都市においては、布類の分別回収を行っている自治

体が 11 都市、行っていない自治体が 9 都市あり、人口もそれぞれほぼ半数である。男女の人口比に応じて各自治体の対象人数を設定した。質問項目は大きく分けて、①衣料品処分の現状、②衣料品処分に対する意識、③環境に対する意識、④属性の 4 つで構成される。なお、自由記述の回答は、テキストマイニング[4]を用いて分析を行った。

3.2　結果と考察

①衣料品処分の現状について、不要になった衣料品の主な処分方法を聞いたところ、図 2 に示すような結果となった。図では、布類の分別回収を行っている自治体と行っていない自治体に分けて集計している。いずれの自治体においても「自治体の可燃ごみとして処分」が最も多くなっており、分別回収を行っている自治体においても可燃ごみとしての処分が多数を占めていることが分かる。「自治体の資源ごみとして処分（収集車が回収して行く）」以外の質問では、両者で大きな差はないが、分別回収を行っていない自治体の方が少しずつ上回っており、自治体の資源ごみとして処分する選択肢がない分、そのほかの処分方法がやや多めに利用されているものと思われる。「家で保管」の選択肢も一定の回答を想定していたが、それほど多くはなかった。

②衣料品処分に対する意識に関しては、上記の質問で「自治体の可燃ごみとしてそのまま処分」と回答した方のみに、それ以外の処分方法をあまり利用しない理由を聞いたところ、図 3 に示すような結果となった。本質問は自由記述の回答であり、テキストマイニングによりキーワードを抽出した。「分からない/知らない」という単語が最も多く出現し、関心のなさ、あるいは、特に意識せずに可燃ごみとして処分している状況が伺える。次いで「面倒/手間」が多く、「可燃ごみとして以外の処分方法を利用するのは面倒」と評価されていることが分かる。「楽/手軽」も、「可燃ごみとして処分するのが楽」ということであり、同じ趣旨の回答である。「他人」は、「他人に自分の着ていた服を着られたくない」「他人に見られたくない」といった回答であり、「日時/日」は「回収日数が少なく、タイミングがない」などの理由である。

現在、上記で紹介した質問項目以外についても分析を実施中であり、衣料品リサイクルの促進方法を含め詳細な結果は学会当日に報告する。

参考文献

1) (独)中小企業基盤整備機構：「繊維製品３Ｒ関連調査事業」報告書、2010
2) 環境省：廃棄物処理技術情報、https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/、2013 年 10 月アクセス
3) 京都市：KYOTO エコマネー http://www.kyotoecomoney.jp/、2013 年 10 月アクセス
4) 内田治、川嶋敦子、磯崎幸子：SPSS によるテキストマイニング入門、オーム社、2012

表２　アンケート調査の概要

実施日時	平成 25 年 12 月 22(日)～24 日(火)
調査対象	政令指定都市 20 自治体に住む男女
回収票数	801 名
調査方法	Web アンケート調査

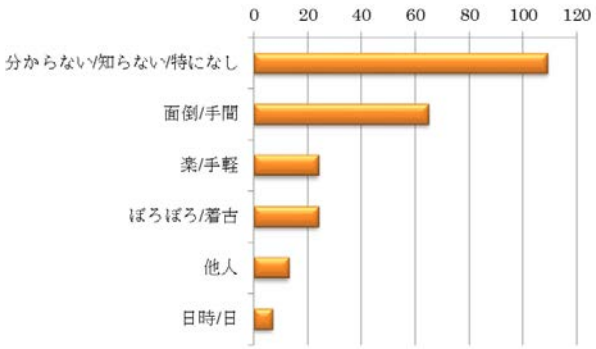


図 3　可燃ごみとして処分する理由(テキストマイニングによるキーワード抽出の結果

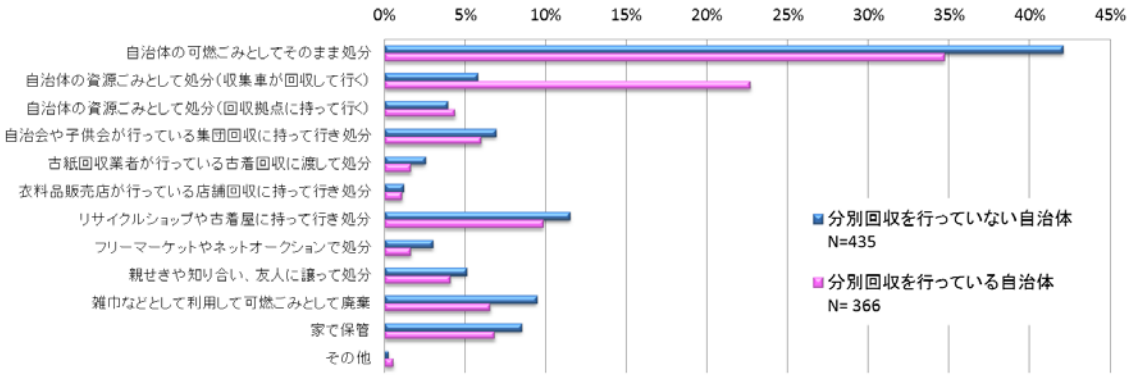


図２　衣料品の主たる処分方法

室内音楽における影響評価

The environmental evaluation for indoor music

○阿部大起*1)、伊坪徳宏 1)
Daiki ABE, Norihiro ITSUBO
1）東京都市大学
*g1031005@tcu.ac.jp

1. はじめに

地球温暖化などの環境問題の深刻化が懸念される今、環境配慮の重要性が社会的責任としてされ始めている。製品に対する環境配慮はもちろんだが、近年イベントにおいての環境配慮活動も多くなされる様になってきた。例えば、大規模ライブイベントの ap bank FES や Fuji Rock FES である。イベントの主催者や支援団体が高い意識を持って環境活動を行っている。それに伴いイベントにおいても環境負荷を定量的に示す事例が増えている。しかし、一方で日常的に行われている様な小規模イベントを評価した事例が少ない。開催が年に数回程度の大規模イベントよりも会場数も多く毎日開催される小規模イベントの方が環境問題に寄与する割合は大きいのではないだろうか。故に小規模イベントの影響評価は極めて重要である。時間と資金の関係上過小評価にはなるが今後のイベント研究において一例として研究を行う。本研究では、上記の大規模ライブイベントに対比させ、音楽の小規模ライブイベントに的を絞り、ライブハウスにおける環境負荷を算定する。

2. 研究目的

本研究ではライブハウス 1 日での小規模ライブイベントの通常開催時の二酸化炭素排出量を（CFP）を LCA（ライフサイクルアセスメント）を用いて算定することを目的とする。また、算定後に大規模イベントと小規模ライブイベントの年間の二酸化炭素排出量で比較を行う。結果をもとに、今後ライブイベントにおいてどのような環境配慮が見込めるか考察を行う。

3. 方法

3.1 ライブイベントの設定

東京都渋谷区に在る、渋谷 culb 乙-kinoto-（以下、渋谷乙）の今年に行われた 10 月 31 日一日のライブイベントを対象とする。ライブハウスの設定として、日本で最もライブハウスが多く存在する東京 23 区の内（図 1 を参照）、アーティストのライブ活動がより盛んな場の一つとして渋谷を選択した。また、日常的に行われている小規模ライブイベントに出演するアーティストの大半はメジャーレーベル等には所属しておらず、世間的に知名度が低い事からライブイベントにおいて多くの集客は見込めないので、会場の来場者キャパシティーが 100 前後である乙を選択。ライブイベントの設定として、日本のライブハウスにおいて一般的な営業時間である 18：00～22：00 に行われるイベントの内、小規模ライブイベントの一般的なスタイルである対バン制（出演時間、約 30 分でおおよそ 4～6 のアーティストが共演するスタイル）を選択した。

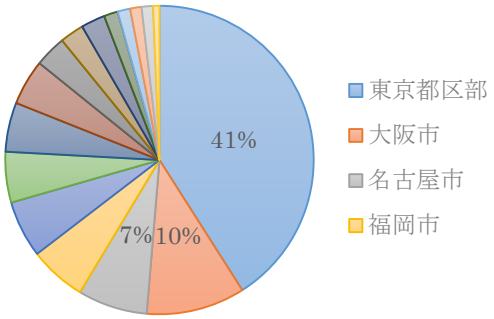


図 1 日本のライブハウスの地域割合

表 1 イベントの詳細

日程	2013.10.31(Thu)
会場	渋谷 culb 乙-kinoto-
イベント名	KINOTO proudly presents「I'm here, on the floor!-2pieces Ver.-」
出演	全 6 組
演奏時間	18:00～22:00
BAR TIME	22:00～23:30

3.2 システム境界

本研究のシステム境界は、会場の電力、水道、廃棄物、来場者・出演者・スタッフの移動、アーティストによる物販、アーティストのよる機材レンタル、ライブハウスによる来場者への配布物、とする。本研究では、会場は使用時のみを評価するものとする。故に、会場の建設は、システム境界には含まない。同様に、ライブで使用される機材等の製造もシステム境界に含まない。また、アーティストによる物販はデータ不足のため CD とステッカーのみとす

る。

3.3　データの収集

3.3.1　収集方法

会場の電力、水道、廃棄物、機材レンタル料金、ライブスタッフ移動に関してのデータの収集として、渋谷乙のブッキングマネージャーである折居氏ヒアリング調査を行った。来場者と出演者の移動に関しては、ライブ当日にヒアリング調査を行った。物販と配布物は、当日に調査した。

表２　収集データ

電気代（￥）
水道代（￥）
廃棄物量（ℓ）
来場者（計 41 人）の最寄駅と会場までの交通手段
出演者（計11人）の最寄駅と会場までの交通手段
スタッフ（計8人）の最寄駅と会場までの交通手段
CD の売り上げと枚数　ステッカーの配布枚数
配布物の枚数
当日の機材レンタル料金（￥）

3.4　計算方法

計算には、おもに 3EID（産業連関表）の原単位を使用した。来場者・出演者・スタッフの交通手段は自転車を除き全員電車だった為、往復交通費に鉄道旅客移動原単位を乗じた。物販 CD は、当日の売り上げに磁気ディスクの原単位を乗じた。配布物と物販ステッカーは、CFP データベースの原単位を用いた。また、機材レンタルに関しては、エコプロダクツ報告書に記載された原単位を用いた。

4.　結果

4.1　小規模ライブイベント計算結果

上記の計算結果を以下に示した。

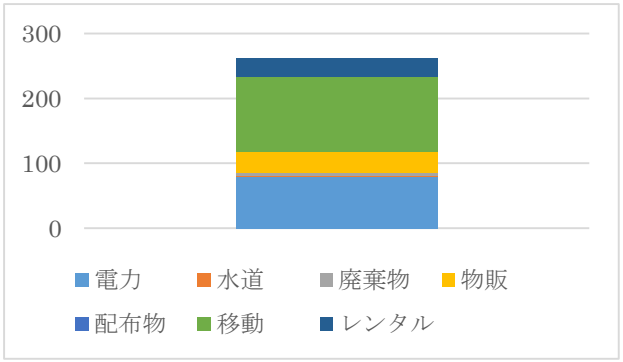


図２　渋谷乙 31 日の二酸化炭素排出量（kg）

※　移動の値は、来場者・出演者・スタッフ移動の合計

渋谷乙３１日の総二酸化炭素排出量は 261.53kg であった。小規模ライブイベントは毎日行われているので一か月約 8.1ｔになる。一年では、約 2920ｔである。また、タウンページによると、全国には約 760 ヵ所のライブハウスがあるので、小規模ライブイベントは全国で一日に約 198.3ｔの二酸化炭素を排出していることになる。

4.2　比較

大規模イベントと小規模イベントの比較として、エコプロダクツ展 2008 の評価を用いた。

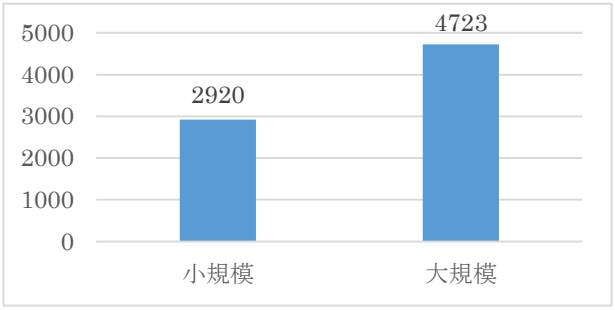


図３　年間の二酸化炭素排出量の比較（ｔ）

小規模ライブイベント 1 つの会場で年間に排出される二酸化炭素の量は、エコプロダクツ展一回の約半分強の値であった。日常的に小規模ライブイベントが開催されている会場は全国に約 760 か所あることをふまえると、小規模イベントの、値は非常に大きいと考えられる。

5.　おわりに

本研究では、小規模ライブイベント１日の環境負荷を算定し、比較することで、大規模イベントだけでなく、日常的に行われている小規模イベントの評価に対する重要性を示した。また、既存研究がないライブハウスの環境評価したことで、今後の展開が期待できる。展開として、より精度の高い評価の為システム境界の拡大等が挙げられる。

6.　参考文献

1)　カーボンフットプリントHP　http://www.cms-cfp-japan.jp/
2)　エコプロダクツ2008における二酸化炭素排出量測定調査　http://www.biz.jemai.or.jp/biz.eco-pro/
3)　総合廃棄物処理業晴栄運送有限会社 http://www.haruei.com/category/1501426.html
4)　気象庁HP http://www.haruei.com/category/1501426.html

銀行への個人の預金に伴うカーボンフットプリントの推計

How carbon footprint occurs via my deposit?

○中尾慶 [1)]、田畑智博*[1)]
Kei Nakao, Tomohiro Tabata
1) 神戸大学
* tabata@people.kobe-u.ac.jp

1. はじめに

地球温暖化対策として、家庭で CO_2 排出削減に関する様々な取り組みが行われている。家庭からの排出としては、ガソリンや灯油等の使用に伴う直接排出だけでなく、電気の使用や衣食住に必要な物品の購入に伴う間接排出も無視できない。河尻ら [1)]は、消費者の支出項目別の CO_2 排出量を推計しており、ガソリン、軽油、電気に次いで、預貯金・投資からの排出が大きいことを示している。しかし、預貯金・投資は、全支出項目の平均値から CO_2 排出原単位を算出しているため、詳細な評価が必要であるといえる。

このうち、預金に着目すると、消費者は銀行と預金契約を行う。銀行は営業活動業務により預金を取り扱い、これを通じて預金は企業等に貸出される。企業は、事業・生産活動を拡大し、他業種等に広く経済波及する。このような観点から考えた場合、我々の預金に伴って、銀行の営業活動業務で直接的に、貸出を通じて間接的に CO_2 が排出していると考えられる。しかし、ライフサイクルの視点から、預金と CO_2 排出量との関係性を明らかにした研究はほとんど存在しない。

そこで、本研究では、預金に伴い直接的・間接的に排出されるカーボンフットプリントを明らかにする。

2. 研究の方法

2.1 インベントリ分析

図 1 に、システム境界を示す。銀行は、銀行業務を通じて、預金契約を行う。その後、預金は貸出金、株式・社債という形で企業に、国債・地方債という形で国・地方公共団体に投入される。企業や国・地方公共団体はその資金を運用費・設備投資費に用いて、事業や生産拡大を行う。

本研究では、インベントリ分析を行う。機能単位は預金 1 円当たりとし、これに伴う CO_2 排出量を推計する。推計対象とした事業年度は、2011 年度である。計算の単純化のため、当期に預入された預金は、当期中に全て貸出されると仮定した。また、企業の設備投資も、当期中に終了し生産活動に入るとは限らないが、ここでは全て当期中に終了すると仮定した。また、企業の事業活動は、国内で実施されると仮定した。

銀行業務では、電気水道使用量等をインベントリデータの収集対象とする。預金貸出以降は、マネーフローを踏まえ、各プロセスへの投入金額を明らかにするとともに、これを CO_2 排出量に換算した。マネーフローは、有価証券報告書に掲載されている資金調達・運用勘定表を参考にして作成した。資金調達の内訳は、預金・借用金・コールマネー、売渡手形等で、資金運用については、貸出金・有価証券・預け金・コールローン、買入手形等である。また、企業が貸出金を用いて事業・生産を拡大することに伴う他産業等への経済波及も、システム境界の範囲内とする。

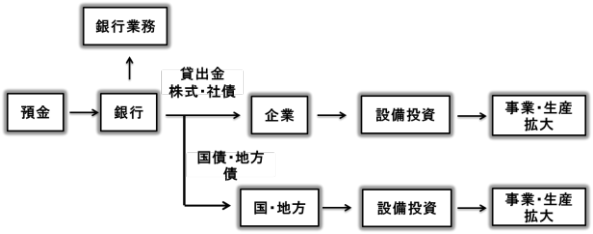


図 1　システム境界

2.2 マネーフローのデータ集計

全国の銀行(92 行)を対象とし、EDINET および銀行 HP に掲載されている平成 24 年度末有価証券報告書を参照した。銀行種別でのマネーフローと CO_2 排出量の違いをみるため、都市銀行(4 行)・地方銀行(57 行)・第二地方銀行(27 行)・信託銀行(3 行)別にマネーフローを作成した。貸出先は、14 業種に分類した。

銀行全体のマネーフローを図 2 に示す。全体の資金流通額は 837 兆円である。資金調達の内訳は、預金(75%)、借用金(5%)、その他・不明(20%)で、そのうち預金は個人が 6 割、法人・その他が 4 割であった。資金運用の内訳は、貸出金(56%)、有価証券(34%)、預け金(3%)、その他(7%)であった。

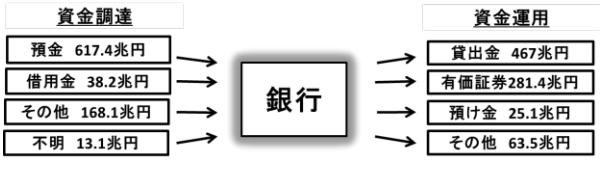


図 2　集計結果(2011 年度、銀行全体)

2.3 CO_2排出量の推計

(1) 銀行業務に伴う直接排出分

平成 24 年度末有価証券報告書に記載されている給水光熱費を、電気、水道、ガスに分割し、金額をもとに使用量に換算した。これらに電気、水道、ガス別のCO_2排出量係数を乗じて、排出量を推計した。

(2) 貸出等に伴う間接排出分

貸出は、業種別の貸出金に、3EID の業種別CO_2排出原単位を乗じて算出した。株式・社債は、金額に 3EID の業種別CO_2排出原単位の平均値を乗じて算出した。国債・地方債は、平成 24 年度末国債、平成 23 年度末地方債発行額内訳を参考にして公共事業、建設等に係る費用を割り出した。これに、3EID で該当する業種別CO_2排出原単位を乗じて算出した。その他の証券は、金額に株式・社債・国債・地方債で用いた業種別CO_2排出原単位の平均値を乗じて算出した。

(3) 経済波及に伴う間接排出分

業種別の貸出金額を、平成 17 年度産業連関表の逆行列係数表(34 部門)に乗じることで、産業別の新規需要額を算出した。これに、3EID の業種別CO_2排出原単位を乗じて算出した。

(4) 個人の預金に伴うCO_2排出量

(1)~(3)で算出したCO_2排出量の合計に、資金調達のうち個人預金の占める割合を乗じた。また、企業が貸出金のうち設備投資費として用いる金額を考慮して、貸出金・有価証券のうち設備投資費の占める割合を乗じて算出した。

3. 結果と考察

図 3 に個人の預金に伴うCO_2排出量を示す。経済波及効果を考慮しない場合の CO_2 排出量の合計は、12,520 千 t であった。預金 1 円当たりで換算すると、0.04g である。内訳は、貸出金に由来する分が 75.6%と最も多く、銀行業務に由来する分は 6.8%だった。

図 4 に銀行種別のCO_2排出量の合計値を示す。都市銀行は規模が最も大きいため、6,340 千 t と最も多かった。1 行当たりの平均値でみると、都市銀行(1,580 千 t)、地方銀行(68 千 t)、第二地方銀行(28 千 t)、信託

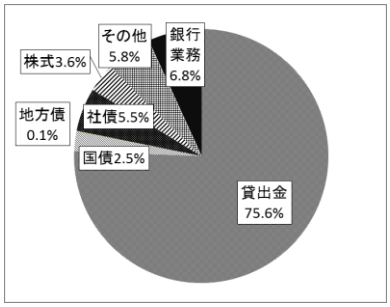


図 3 個人の預金に伴うCO_2排出量

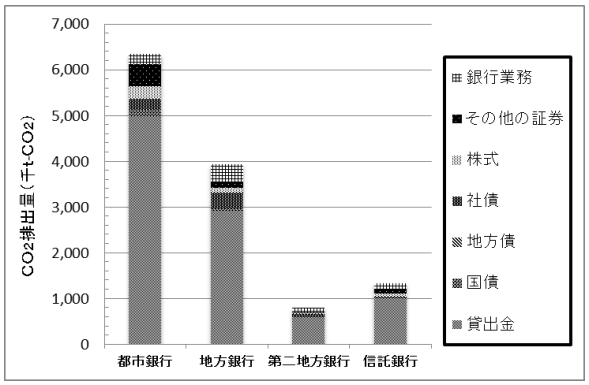


図 4 銀行種別CO_2排出量

銀行(440 千 t)となった。表 1 に、貸出に伴うCO_2排出量の合計値を示す。合計は 9,460 千 t であり、製造業、運輸・郵便業が上位であった。

経済波及に伴う新規需要額は 260 兆円であった。これを、個人の預金に伴う CO_2 排出量に換算すると、7,760 千 t に相当する。これを踏まえたライフサイクルでのCO_2排出量は、20,280 千 t(預金 1 円当たりで換算すると、0.06g)となった。

表 1 貸出に伴うCO_2排出量

業種	千t-CO_2
製造業	2,147
農業林業	83
漁業	79
鉱・採石・砂利採取業	72
建設業	97
電気ガス水道熱供給業	682
情報通信産業	283
運輸・郵便業	939
卸売・小売業	618
金融・保険業	284
不動産・物品賃貸業	301
各種サービス業	459
国・地方公共団体	108
その他	3,308
合計	9,460

4. おわりに

本稿では、銀行への個人の預金に伴うカーボンフットプリントを推計した。預金に伴うCO_2排出量のうち、貸出金が大部分を占め、企業への貸出が、経済波及効果を含め、環境負荷に大きな影響を与えることがわかった。また、銀行が環境保全や対策を行う企業等に対して積極的に貸出を行うことにより、CO_2 排出量が削減される可能性がある。

引用文献

1) 河尻耕太郎, 田畑智博, 井原智彦 (2011): 第 6 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, 仙台市

全国の下水道におけるライフサイクル GHG 排出量の比較分析と環境負荷低減策の評価

Analysis on life cycle GHG emission of sewage treatment systems and its reduction measures in Japan

○酒井重宏*[1)]、吉川直樹[1)]、天野耕二[1)]
Shigehiro Sakai, Naoki Yoshikawa, Koji Amano
1)立命館大学
rv0012hv@ed.ritsumei.ac.jp

1.　はじめに

日本全国の温室効果ガス(GHG)排出量に占める下水道分野からの排出量の割合は CO_2 と CH_4 が約 0.2%、N_2O が約 3%と多方面での削減対策が必要であり[1)]、分散資源の収集および膨大なストック保有などの利点から資源有効活用、水循環の創出が期待されている[2)3)]。

本研究では、全国約 2,000 の下水処理施設を対象に処理段階の GHG 排出量を算定し、その排出特性の比較分析を行うとともに、資源有効活用と GHG 排出削減に向けた環境負荷削減策のシナリオ分析を試みる。

2.　方法

本研究の対象は 2004 年度、2007 年度、2010 年度の日本全国の下水処理場内の水処理施設と汚泥処理施設である。これらの施設内について処理段階における GHG 排出量と水環境負荷削減量の算定、下水処理効率指標の分析を行う。下水処理効率指標とは、GHG 排出量を水環境負荷削減量で除したものであり、分子最小化、分母最大化し指標が最小化されることで GHG 排出の観点から効率が高いといえる。また、施設等の建設段階は考慮していない。

対象 GHG は二酸化炭素（CO_2）、メタン（CH_4）、亜酸化窒素（N_2O）とし、GHG ごとの算定対象プロセスについては、表 1 に示す。ただし、薬品使用量に関しては年度ごと、施設ごとのばらつきが大きく、データの信頼性が十分でないと判断されたため本研究では対象外とする。また、水環境負荷削減項目と稼働処理施設については下記に示した項目、段階を分析対象とする。

・水環境負荷（水質汚濁物質）削減項目
　COD（kg/年）、BOD（kg/年）、SS（kg/年）、
　全リン（kg/年）、全窒素（kg/年）
・下水処理施設
　２次処理、高度処理
・汚泥処理施設
　濃縮、消化、洗浄、熱処理・湿式酸化、脱水、
　機械乾燥、焼却、溶融、コンポスト化、固形化、
　消化ガス発電

表１　GHG 排出量算定対象プロセス

項目		CO_2	CH_4	N_2O
電力使用量	電力（場内ポンプ）	○		
	電力（水処理）	○		
	電力（汚泥処理）	○		
	電力（その他）	○		
燃料使用量		○	○	○
薬品使用量		○		
上水使用量		○		
資源有効利用		○		
水再利用		○		
水処理			○	○
汚泥焼却			○	○
汚泥溶融			○	○
汚泥埋立			○	

原単位は、下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き[4)]に記載されている排出係数を用い、GHG 排出量と水環境負荷削減量の算定、下水処理効率指標の分析のデータに関してはそれぞれ下水道統計を用いた。

3.　結果・考察

3.1　下水処理状況の変化

図 1 に下水処理量、図 2 に下水処理施設数の経年変化を示す。

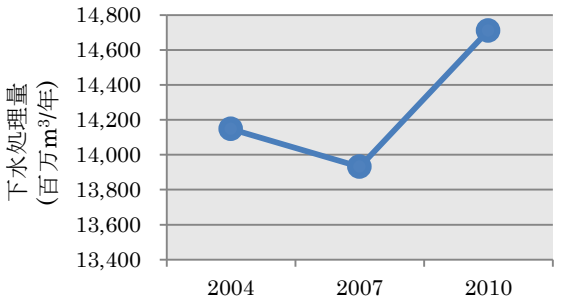


図１　下水処理量の経年変化

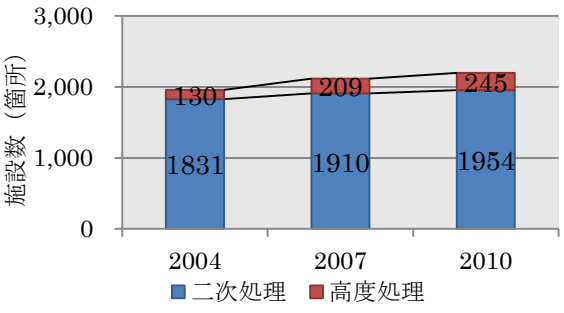


図２　水処理施設数の経年変化

下水処理量は 2004 年度から 2007 年度にかけて 216(百万 m^3/年)減少し、2007 年度から 2010 年度にかけて 780(百万 m^3/年)増加した。

また、２次処理施設数・高度処理施設数ともに 2004 年度から 2007 年度、2007 年度から 2010 年度にかけて増加している。

3.2　GHG 排出量算定

図 3 に単位下水処理量当たり GHG 排出量を示す。

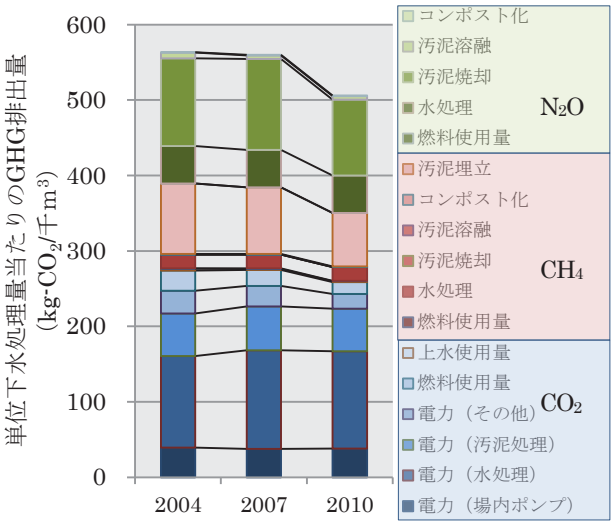


図 3　単位下水処理量当たり GHG 排出量の経年変化

GHG 排出量総量でみると 2004 年度が 7.97（百万 t-CO_2/年）、2007 年度が 7.80（百万 t-CO_2/年）、2010 年度が 7.44（百万 t-CO_2/年）となり 2004 年度、2007 年度、2010 年度の順に GHG 排出量が多くなった。

また、各年度の各 GHG 排出量の割合でみると、2004 年度から 2010 年度にかけて CO_2 が全体に占める割合が 3.8%増加し、CH_4 と N_2O の占める割合がそれぞれ 2.7%、1.1%減少した。各 GHG 排出の割合がこのように推移した理由として、図 2 に示したように 2 次処理・高度処理施設が増加することで、下水処理施設稼働に伴う電力消費による CO_2 排出量が増加するとともに、消化・硝化・脱窒がより効率よく行われることによって CH_4 と N_2O 排出量が減少したためであると考えられる。

3.3　下水処理効率指標

図 4 と図 5 に下水処理効率指標の経年変化を示す。

下水処理効率指標が図 4 と図 5 のように変化した理由として、2007 年度に関しては 2 次処理・高度処理施設が 2004 年度に比べて増加したものの下水処理量が減少したため水環境負荷削減量が増えず、顕著な GHG 排出量の減少も見られなかったため下水処理効率指標は横ばいの変化をし、2010 年度に関しては処理の高度化に伴う水環境負荷削減量の増加と GHG 排出量の減少によって下水処理効率が向上（指標値は減少）したと考えられる。

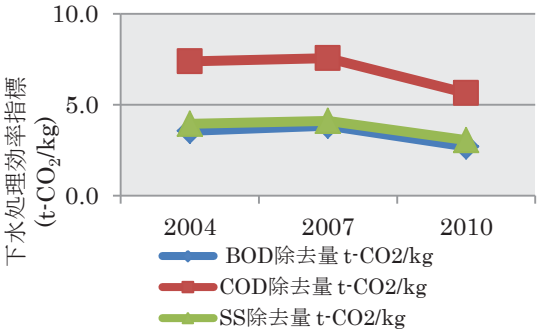


図 4　BOD・COD・SS 処理効率指標の経年変化

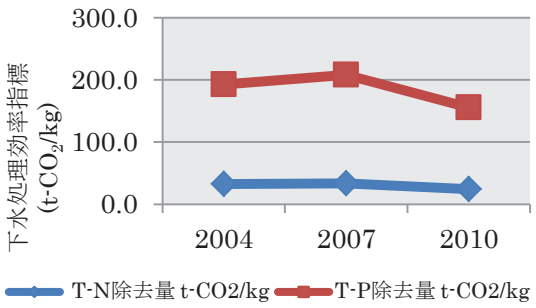


図 5　T-N・T-P 処理効率指標の経年変化

4.　今後の課題

今後、汚泥処理施設導入状況と GHG 排出量の関係性を分析し、GHG 排出量と水環境負荷量の変化の要因を分析した後に、シナリオ設定を行う必要がある。

5.　引用文献

1) 西村彰人：全国下水処理システムの運用段階を対象とした温室効果ガス排出およびコスト評価，立命館大学理工学部修士論文，(2005)

2) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：”下水道におけるリン資源化の手引き”，国土交通省，（オンライン），入手先 <http://www.mlit.go.jp/common/000113958.pdf>，(参照 2013-7-16)

3) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：” 下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン(案)”，国土交通省，（オンライン），入手先 < https://www.mlit.go.jp/common/000161273.pdf>，(参照 2013-7-16)

4) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：”下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き”，国土交通省，（オンライン），入手先 < http://www.mlit.go.jp/common/000036176.pdf >，（参照 2013-6-29）

構想・計画段階における社会資本 LCA の実務的計算方法の一考察
ー 道路建設事業を対象として ー

A practical way to life cycle inventory analysis for both fundamental and basic planning of infrastructure development - In the case of road construction projects

○井伊亮太*[1)]、畑中克好[1)]、岸紗百合[1)]、松田健士[1)]、寺田林太郎[1)]、井上裕之[1)]
Ryota Ii, Katsuyoshi Hatanaka, Sayuri Kishi, Takeshi Matsuda, Rintaro Terada and Hiroyuki Inoue
1) パシフィックコンサルタンツ株式会社
*ryouta.ii@tk.pacific.co.jp

1. はじめに

日本の温室効果ガス排出量のうち、自動車走行に伴う直接 CO2 排出量が 16.4%であるのに対して、道路関係公共事業の直接及び間接 CO2 排出量は 2.1%である[1)]。主要道路網がストックとして存在している今日、全国年間の建設 CO2 は走行 CO2 より小さい。しかし、個別の路線によっては、供用に対する建設の CO2 排出量が相対的に重要性を増す場合もある可能性があることに加え、特に走行を道路整備に伴う CO2 削減効果によって評価するならば、一層建設 CO2 の重要性が増すものと考えられる。

国土技術政策総合研究所は国土交通省総合技術開発プロジェクト（LCA 総プロ）の成果として土木学会の精査・検証を受け「社会資本のライフサイクルをとおした環境評価技術の開発に関する報告」[1)]を公表した。同報告では道路事業を対象とした構想レベルの算出方法で原単位精度向上と細分化・変動低減が課題とされた。また、構想と設計の間の計画段階の算出方法が示されていない。

本発表では、これらの課題に対する実務的対応方法を提案する。

2. 構想段階における計算方法に係る提案

LCA 総プロ報告書[1)]では、構想レベルの環境負荷量の算出のために、道路構造物当たりの環境負荷原単位（案）が示された。具体的には、土工、橋梁及びトンネルを対象に、それぞれ 8、6 及び 4 事例の算定結果の平均値としての二酸化炭素排出量原単位（t/km/車線）である。あわせて、今後の課題として、原単位の精度を向上するために、工事事例の「試算の追加及び試算結果の蓄積」を行う必要、また、構造物の種類毎のばらつきを低減させるために、構造物の環境負荷の傾向を踏まえて、「構造物の種類の細分化」を行う必要があるとされている。

そこで、私たちは、試算数を追加した場合の構造物の種類の細分化方法を検討した。本提案の基本的考え方は、概算工事費算出を含む計画設計実務の実態に応じて細分化を検討・検証することである。

2.1. 細分化の基本方針の提案

事業評価の基準である「道路事業における費用便益分析に用いる費用について」[2)]における工事費の内訳別に細分化することを基本としたうえで、環境負荷量（CO2 排出量）の予測精度（モデルの説明力）を高めるための細分化を検討することを提案する。その結果は、LCA 総プロ報告書[1)]に示された予想と同様となる可能性がある。

なお、道路の機能に着目すれば、道路幅員を原単位の基準に含めることが検討されるべきと考える。

2.2. 主要な工事費内訳別の原単位算出方針の提案

事業評価[2)]では、工事費は次の費目を参考とすることとされている：改良費、橋梁費、トンネル費、IC・JCT 費、舗装費、附帯施設費等。前三者が LCA 総プロ報告書[1)]で原単位（案）が示された構造物に対応しており、本研究もこれらを対象としたため、以下に個別に述べる。

なお、舗装分野では、「舗装性能評価法別冊」[3)]において CO2 排出量低減値が性能指標の一つとして従前から規定されており、角湯ら[4)]によれば、同書の改定にあわせて社会資本LCA 手法等の掲載のための調整が進められている。また、附帯施設については菅林ら[5)]の発表がある。

2.2.1. 橋梁

環境負荷原単位（案）[1)]において、車線 km あたり最も CO2 排出量が大きく、分散も大きい構造物であることから、橋梁の原単位の精度向上は重要と考えられる。

工事費費目[2)]での工種では 100m 未満と以上で分けられていることから、橋長は分散分析要因候補となる。

橋梁の設計では、道路種別・橋長・幅員、立地条件（高架／山岳／河川）、地盤条件などを与条件とし、主要材料（鋼、PC 等：SI.1）及び橋梁形式・支間長等を決定する。

従って、二段階最小二乗法やマルチレベルモデルなど、与条件と設計時決定条件の階層的な関係を考慮したモデル分析が有効な可能性があると考える。これにより、地盤条件などの与条件が設計時決定変数に与える影響も含めることで実際の設計過程に即した分析が期待できる。

なお、上部、下部及び基礎構造からなる橋梁の基礎構造に影響を及ぼす地盤条件については、I 種、II 種、III 種の地盤種別相応を要因の変数とすることが考えられる。

また、目的変数である橋梁の CO2 排出量としては、上部、下部、基礎に区分して統計分析を適用することで、結果の解釈が容易となり、橋梁設計技術者の直感に基づく分析結果の妥当性の判断に資するものと考える。

2.2.2. トンネル

工事費費目[2]では、NATMとシールドで工種が分けられている。坂井の報告[6]に基づけば、開削及びシールド工法を中心とする都市高速道路の建設 CO2 排出量は18ktCO2/車線kmとなる。環境負荷原単位案[1]の数値は4～5ktCO2/車線kmであり、この算定基礎の4事例は全てNATM（ただし山岳と都市の区別は不明）であることから、工種（工法）による相違が大きい可能性が高い。つまり、工法別の細分化の必要性が高いと推測される。

なお、トンネルのCO2原単位は、基準単位を車線kmではなく設計上の基本数値である断面積あたりで設定することで、モデルの説明力が向上する可能性が見込める。

2.2.3. 土工（道路改良工事）

工事費費目[2]における改良費には、土工、軟弱地盤改良工、法面工、擁壁工及び管渠工（参考様式1では函渠工）が工種に含まれる。このうち、土工については、参考様式1備考で、切土、盛土、捨土の体積が記載例として示されている。

土工は、基本的に機械稼働量を把握できればCO2排出量は算定可能である。ただし、掘割構造は、主構造がコンクリートを使用することになり資材使用の影響が強まる。また、軟弱地盤対策が必要となる地盤条件下でも、対策工種によっては資材使用量の重要性が増す。

以上より、上記工種で細分し、原単位の基準単位を体積等に設定することで、算定精度の向上を期待しうる。

3. 計画段階とその計算方法に係る提案

LCA総プロ報告書[1]では、構想段階とは社会資本の機能面をみるものであるとし、道路の概略計画であれば道路の機能(計画交通量、車線数等)、ルート、基本構造(平面、高架、トンネル等)等の決定を行う段階とし、本段階の社会資本LCAの用途として、例えば、平成23年3月に改正された環境影響評価法に基づく環境影響評価の評価項目の一つに活用することが考えられるとされた。この段階で路線計画・設計過程から利用できる情報源として、路線検討レベル(1:10,000)～概略設計レベル(1:2,500)程度での複数ルート案の比較が想定される。

一方、設計段階は構造面をみるものとされ、工種あたりの環境負荷原単位として新土木工事積算大系の一環として体系化が行われている工事工種の体系化ツリーにおけるレベル4（細別）を基本とした結果が示されていると考えられる。同時に、報告書[1]では、この体系化は工事数量総括表で階層数や階層定義、細分化法等の構成方法、用語名称や単位数量等の表示方法を工種毎に標準化・規格化することを狙いとしたもので、上位の工事工種レベルであるからといって、上位の意思決定レベルで検討される工事工種と対応しているわけではないことに留意が必要とされている。つまり、現在の設計段階の細別レベルの原単位は構造物の詳細設計には適合性が高いと考えられるが、道路概略・予備設計との適合性の保証はない。

そこで、構想段階との差異は大きくないが、構想段階と設計段階の中間に計画段階を想定しうると考えた。具体的には道路概略設計から予備設計レベル[7]程度を指す。構想段階に比べ期待しうる設計熟度の向上とは、地形図の高解像度化がもたらす精度向上であり、具体的には橋梁やトンネルの延長の正確性等が増す点でCO2排出量の精度の向上が期待できる。原単位の基準は、概算工事費算出での基本的パラメータ（橋梁：橋面積、トンネル：断面積、土工：土量など）との組合せが有望である。

橋梁では、路線計画の一部をなす橋梁設計において構造計算に基づく数量算出を行わない点は構想段階と同様である。しかし、路線計画で橋梁等は「主要構造物計画」として「一般図」（平面図、縦断図、標準断面）が整理される（都市計画図書の参考図として添付）。一般図から支間長と橋梁形式・材料を一応想定可能であるため、これらが原単位の分散の主要な要因であれば、これに対応した算定方法を整理しうる。ただし一般図は内容が確定的なものではなく、これが真に推定結果の幅を低減するものなのかは、精査が必要である。さらに高い精度で推算（主要材料別数量算出）しようとすれば、橋梁予備設計レベルの検討が必要だが、結局設計に手戻りをもたらす恐れがあり、設計段階でのLCAがやはり適当ではないか。

4. おわりに

細分化を進めた上で、細分のCO2排出量が概算工事費と比例的に相関することは、計画設計技術者が費用の最小化を追求する中で、工事費算出と建設CO2の算定基本式が類似する以上、やむをえない部分は残るのではないか。よって、設計熟度に応じた概算工事費と同等の精度での環境負荷量の算出が目標となると考える。ここで、精度同等とは、CO2排出量が概算工事費に比例することを意味するわけではない。計画設計で考慮している要因を基本としつつ、環境負荷量試算結果の蓄積と並行し、環境評価技術者と計画設計技術者が共同してその変動要因を追求することで、従来の計画・設計で考慮していない要因を抽出する挑戦が求められていると考える。

参考文献（詳細書誌情報はSIに示す）

1) 国土技術政策総合研究所, “社会資本のライフサイクルをとおした環境評価技術の開発に関する報告”, (2011)
2) 国土交通省道路局企画課事務連絡, (2010)
3) 日本道路協会, “舗装性能評価法別冊” (2008)
4) 角湯ら: 日本LCA学会誌, 9(4), (2013)
5) 菅林ら: 第8回日本LCA学会研究発表会, (2013)
6) 坂井: 第34回環境システムシンポジウム, (2013)
7) 国土技術政策総合研究所, “設計業務等共通仕様書”(2013)

Supporting Information

SI.1 鋼橋とコンクリート橋の排出量の大小について

特殊な制約条件で橋種が限定される場合を除き、焦点は両者が費用（LCC）で均衡する領域であるから、実は使用される資材の「1円」あたりのCO2排出原単位の差に帰着する部分が大きいことになる。

国総研公表原単位[8]では、普通鋼鋼板と生コン_早強ポルト_呼び強度40（上部工を想定）の金額基準原単位は、大きくは異ならない。

ただし、コンクリート橋の方が、下部構造が大きくなる可能性がある。また、LCCに占める維持補修比率は鋼橋の方が大きいとすれば、金額（LCC）あたりの材料使用額は、コンクリート橋の方が大きい可能性もある。

材料以外の費用による環境負荷排出もあることから、実際の事例に基づく検証が必要である。

SI.2 詳細書誌情報

1) 国土技術政策総合研究所: “社会資本のライフサイクルをとおした環境評価技術の開発に関する報告”,(2011)
2) 国土交通省道路局企画課道路事業分析評価室課長補佐（事務連絡）: “道路事業における費用便益分析に用いる費用について”, 平成22年12月17日
3) 日本道路協会編, “ 舗装性能評価法別冊”, 日本道路協会, (2008)
4) 角湯克典, 井上隆司, 神田真由美, 菅林恵太, 加藤博和: 社会資本整備の低炭素化に向けた「社会資本LCA」の開発状況と今後の展望, 日本 LCA 学会誌, 9(4), (2013)
5) 菅林恵太, 角湯克典, 龝巻峰夫 : 第8回日本LCA学会研究発表会講演要旨集, (2013)
6) 坂井康人: 都市高速道路事業における社会資本 LCA 導入に向けた検討と今後の展望第, 34回環境システムシンポジウム 持続可能なグリーン社会の実現に向けた社会資本LCA技術, 国土交通省国土技術政策総合研究所・公益社団法人土木学会環境システム委員会, 平成25年1月
7) 国土技術政策総合研究所 : “設計業務等共通仕様書”, (2013)
8) 国土技術政策総合研究所: “社会資本LCA用投入産出表に基づく環境負荷原単位一覧表(2012.05.16 公開)”, （オライン), 入手先 ＜http://www.nilim.go.jp/lab/dcg/lca/database.htm＞,（参照2013-12-24）

中国の産業連関表を用いた内包型 CO_2 排出量データの作成と環境公益事業への適用

Compilation of Embodied CO_2 Emission Inventory Using China's Input-Output Tables: Implication for Environmental Public Utilities

○ZHANG QIAN*[1)] 、中谷隼 [1)] 、森口祐一 [1)]
Qian Zhang, Jun Nakatani, Yuichi Moriguchi
1）東京大学
* zhang_qian@env.t.u-tokyo.ac.jp

1. Introduction

Accompanying rapid economic growth, the urbanization rate in China has dramatically increased from 21% (1982) to 53% (2012) during the past 30 years [1)]. Meanwhile, energy-related CO_2 emission in China has also enlarged from 1.5 billion tons (1982) to 8.0 billion tons (2011), which accounts for one quarter of the world's total CO_2 emission [2)]. It is undoubted that China needs much more materials and energy to build or renovate numerous cities, in part of which are used to support environmental utilities, such as wastewater and solid waste treatment. As China's growing affluence, the public's requirement for better quality of the environment will be also tightened. Therefore, one of the critical issues under this lasting urbanization in China is to investigate how much CO_2 emissions and other environmental burdens cost in exchange for maintaining and expanding public utilities in cities.

In this study, we adopted a series of consumption-based input-output analysis to compile a dataset of China's embodied CO_2 emission intensity and inventory as a basis for computation of CO_2 emissions related to environmental public utilities (EPU) in cities. This dataset can be utilized not only for the necessity to understand consequential CO_2 embodiment in various economic activities in China but also for the purpose to reduce "cut-off" errors in LCA studies. In this article, we mainly focus on undertaken methodology and procedure in the compilation and its preliminary application to environmental public utilities.

2. Methodology

2.1 Data sources

To cover CO_2 emissions from use of all fuels, we adopted statistic data in 2007 from energy balance sheet and the table of final energy consumption in industries in the China Energy Statistical Yearbook (CESY 2008), and the table of energy consumption in primary industry, construction, tertiary industry and household use in the China Statistical Yearbook (CSY 2008) as a complement [3, 4)]. Except electricity and heat consumption (so-called "Scope 2"), direct consumptions of 16 types of fuels (so-called "Scope 1") are presented in CESY, including coke, gasoline, LPG, etc., while there are only 8 fuels in CSY. Not only final use of energy in all industrial sectors but also energy input in power and heat generation and energy loss in other transformation processes were taken into account.

Specific 135-sector input-output (IO) tables of China in 2007 [5)] were assembled with above energy consumption to produce an "energy IO table". Based on the carbon content in fuels in IPCC's guideline (2006) [6)] and relevant heat values indicated as standard coal coefficients in CESY (2008), the energy IO table could be transformed as a dataset of embodied CO_2 emissions of China (2007).

2.2 Algorithm and framework

We mainly followed the instruction of 3EID database for Japan to compile China's embodied CO_2 intensity dataset. Both direct and indirect sectoral CO_2 emission intensities per monetary unit were calculated based on producer price. Competitive import model assuming the same carbon intensity in both domestic products and import was applied in our compilation of embodied CO_2 emissions dataset.

Embodied CO_2 intensity $\boldsymbol{e}$ exclusively in domestic products and embodied CO_2 in import $\boldsymbol{E_{im}}$ induced by final demands could be calculated as equation **(1-1)** and **(1-2)** [7)]:

$$\boldsymbol{e=d(I-(I-M)A)^{-1}} \quad \textbf{(1-1)}$$

$$\boldsymbol{E_{im}=eIm=e\{[MAB(I-M)+M]Y+MABEx\}} \quad \textbf{(1-2)}$$

where $\boldsymbol{d}$ represents direct emission factors, $\boldsymbol{I}$ means unit matrix, $\boldsymbol{M}$ is a diagonal matrix of import ratio, $\boldsymbol{A}$ represents input coefficient matrix, $\boldsymbol{Im}$ and $\boldsymbol{Ex}$ represent import and export amounts, respectively, $\boldsymbol{Y}$ represents domestic final use, and $\boldsymbol{B=(I-(I-M)\,A)^{-1}}$ for simplification of the formula.

To solve the mismatch between IO sectors and sectors in energy statistics, our original procedure is to allocate

various fuel consumption amounts into different industrial sectors based on input coefficients from corresponding fuel extraction and processing sectors to other industrial sectors. There is a sector ***i*** in energy statistics, for example, which is the summation of sector ***ia*** and sector ***ib*** in IO table. Energy inputs in sector ***ia*** could be estimated by equation **(2)**:

$$Energy_{ia,k}=Energy_{i,k}\times a_{p,ia} / (a_{p,ia} + a_{p,ib}) \quad (2)$$

where $k=1,2,\ldots,k$ represents different types of energy, sector ***p*** produces the fuel ***k***, $a_{p,ia}$ means input coefficient from sector ***p*** to sector ***ia***, and $Energy_{i,k}=Energy_{ia,k} + Energy_{ib,k}$.

According to IO table, we disaggregated final demand ***f*** into domestic consumption (urban, rural and governmental), gross capital formation (fixed investment and storages), and export, to discuss relative importance of them.

3. Results and discussion

3.1 Overview of embodied CO_2 of China

Using our dataset embodied CO_2 emissions in domestic production of China in 2007 was estimated as 6.6 billion tons, including all energy use in fuel combustion and industrial activities like iron ore reduction. Within these CO_2 emissions, there was 2.1 billion tons of CO_2 (32%) induced by domestic consumption, 2.5 billion tons (38%) by capital formation and 2.0 billion tons (30%) by exports (Figure 1). Capital formation rather than domestic consumption in China is the biggest driver of CO_2 emissions, which differs significantly from developed countries. The potential CO_2 emissions in import induced by final demands were estimated as 1.7 billion tons, which revealed that China was a net exporter of CO_2 in 2007 international trade. However, net export amount of CO_2 could be underestimated because of lower carbon intensity in import in reality [8, 9].

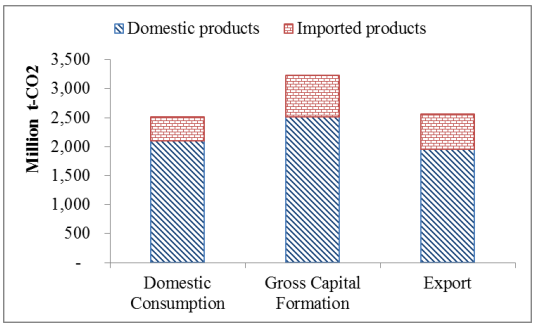


Figure 1 Embodied CO_2 emissions of China in 2007

Our estimation of China's energy-related CO_2 emission is close to other studies [2, 9] with overestimation of at most 0.2 billion due to inevitably mixing non-energy use of fuels. Petroleum products input in manufacturing plastics and chemical fibers and raw coal input in production of synthesis gas, etc. should not be counted.

3.2 Preliminary application to EPU

Public utilities often refer to power supply (380 Mt-CO_2), water supply (12.5 Mt-CO_2), public transit (30.9 Mt-CO_2), telecommunication (22.7 Mt-CO_2), and sanitation (3.5 Mt-CO_2), etc. In this study, water supply, wastewater treatment and solid waste management are defined as environmental public utilities (EPU). Although CO_2 inducement from EPU accounted only for 0.8% in domestic consumption, it will grow steadily as urban development. As indirect evidence, the investment on sanitation was increasing at annual rate of 16% during the last five years [1]. CO_2 emissions in construction-phase of EPU need to be considered in further studies.

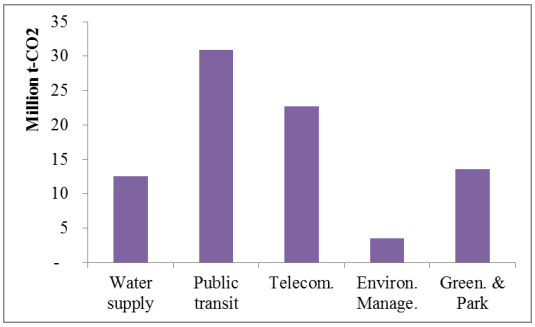


Figure 2 Embodied CO_2 emissions in public utilities

4. Conclusion

Establishment of China's own embodied CO_2 emission inventory dataset is essential to evaluate consumption-based GHG responsibility. Our highlight is to realize accessibility to detailed GHG inducement by 135 sectors including public utility sectors in China. The amount of energy-related CO_2 of China in 2007 estimated in this study showed sound consistency with previous studies. More specific LCA studies on EPU will be conducted by integrating this top-down estimation with bottom-up approaches.

References

1) National Bureau of Statistics (NBS) of China: "China Statistical Yearbook 2013", NBS of China, http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2013/indexch.htm, (2014-01-04)
2) International Energy Agency (IEA): "CO2 Emissions From Fuel Combustion Highlights 2013", IEA, http:// www.iea.org/publications/freepublications/publication/name,43840,en.html, (2014-01-04)
3) NBS of China: "China Energy Statistical Yearbook 2008", (2008)
4) NBS of China: "China Statistical Yearbook 2008", NBS of China, http://www.stats.gov.cn /tjsj/ndsj/2008/indexch.htm, (2014-01-04)
5) NBS of China: "Input-Output Tables of China 2007", (2009)
6) IPCC: "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories", IPCC, http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/, (2014-01-04)
7) 統計局: "産業連関分析のための各種係数の内容と計算方法", 統計局 HP, http://www.stat.go.jp/data/io/bunseki.htm, (2014-01-08)
8) Peters G.P., Hertwich E.G: Environ. Sci. Technol., 42(5), (2008), pp.1401-1407
9) Chen G.Q., Zhang B.: Energy Policy, 38, (2010), pp.6180–6193

Table S 1 Fuel extraction and processing sectors in IO tables

No.	Sectors (***p***)	Designated Fuels (***k***)
006	Mining and Washing of Coal	raw coal, cleaned coal, and other washed coal
007	Extraction of Petroleum and Natural Gas	crude oil and natural gas
037	Processing of Petroleum and Nuclear Fuel	petroleum products such as gasoline, diesel, etc.
038	Coking	coke, coke oven gas and other coking products

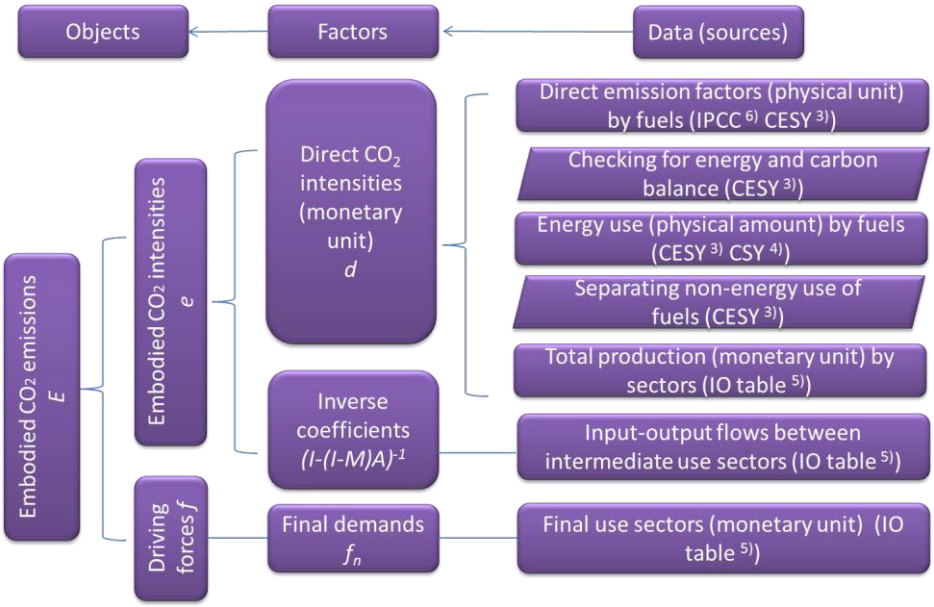


Figure S 1 Framework of compilation of embodied CO2 inventory of China for energy use

建築・住宅における資源ストックと今後の効率的な資源利用策の検討

Analysis on secular change of resource material and utilization of recycled material in housing

○柿澤奈々子*[1)]、木皿自然[1)]、坂本泰行[1)]、岡諒平[1)]、小林謙介[1)]、井上隆[1)]、田原聖隆[2)]
Nanako KAKIZAWA, Jinen KISARA, Yasuyuki SAKAMOTO, Ryohei OKA, Kensuke KOBAYASHI, Takashi INOUE, Kiyotaka TAHARA
1) 東京理科大学, 2) 産業技術総合研究所
* kensuke@rs.noda.tus.ac.jp

1. はじめに

建設産業は、我が国の資源消費の半分近くを占めるといわれている。また、産業廃棄物約 4 億トンの内、2 割程度が建設起因である（建設副産物実態調査[1)]）。建築廃棄物は、大量に排出され、更にリサイクル方法・供給先が確立されているコンクリートや鉄くずなどは優先的に回収されているが、縮減・埋立量も少なくない。また、廃材には様々な再利用の可能性があるが、今後着工量の減少や解体量の増減も予想され、需給バランスが変化することも考えられる。

本研究では、年次ごとに、着工に伴う資材投入量、住宅に使用された資源のストック量、および解体後の廃棄物発生量を材料別に分析した。更に、今後の着工量を予測し、再資源化に資源創出量と着工時資材投入量を試算した。

2. 国内における建築資材利用実態把握

2.1 概要

国内の建築物に投入される資材重量について、年次別の推移を分析した。なお、本分析は産業連関表をもとに行っており、資材の分類数が多数であることから、投入量の多いものや廃棄物となった際に再資源化量の大きいものを中心にまとめて表現した。

2.2 結果

新規着工に伴う資材投入量(図 1)に関しては建築着工統計[2)]、住宅着工統計[3)]から各年の新規着工床面積を抽出し、これに延床面積あたりの資材投入原単位を乗ずることで検討を行った。新規着工に伴う資材投入量は 25 年間で 6 割程度減少した。内訳は大きく変化していない。また、H20 時点で住宅の投入量に比べ、非住宅の投入量は約 2 倍となっている。これは、非住宅建築物へのコンクリートの投入量が大きいことが要因である。

次に住宅に対象を絞り、資材投入量と同様に住宅土地統計調査[4)]を用いてストック量の分析を行った。住宅資材ストックは 60 年間で約 3.5 倍に増加しており、H20 では約 38 億 ton の資材が住宅としてストックされている。近年では増加に鈍化傾向が見られる。内訳は大きく変化せず、基礎や構造部等で多く用いられてい

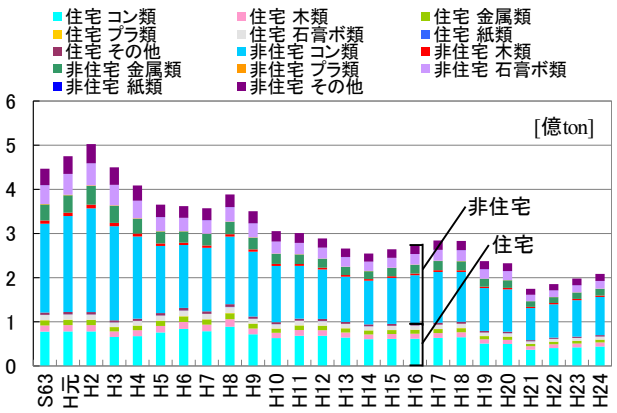


図 1　着工時投入量推移

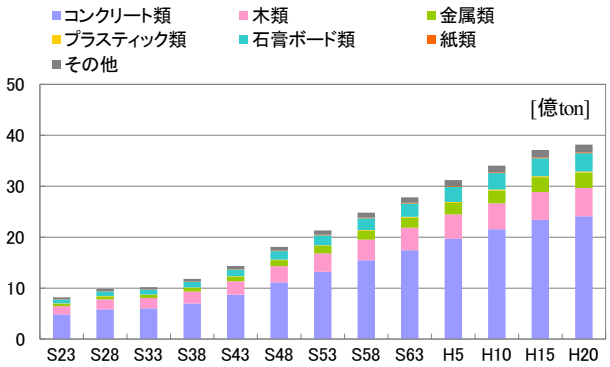


図 2　住宅ストック資材量推移

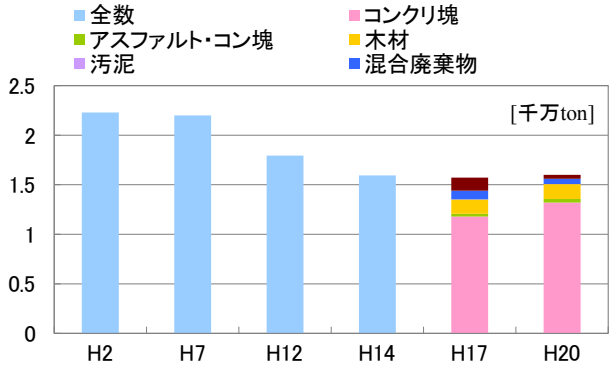


図 3　建築副産物発生量推移

るコンクリート類、木類、石膏ボード類、金属類で全体の 8 割以上を占めていた。

建築廃棄物量（図 3）では建設副産物実態調査を用いた。なお、H14 以前は詳細なデータが存在しないため、

全数表示にてグラフ作成を行った。図 3 に各年の建築副産物排出量を示す。解体による廃棄物排出量は 20 年間で約 3 割減少している。また、H17、H20 の内訳を見ると、コンクリート、アスファルト・コンクリートで全体の 7 割～8 割を占めている。なお、統計はその多くが抽出調査によって算出されており、実際の値との解離が発生している可能性もあるため、今後データの精査が必要である。

3. 建築資材利用の将来推計

3.1 概要

住宅分野におけるストック床面積から将来必要となる資材量、解体時に発生する廃棄物の再資源化量を算出した。ストック床面積に関しては国立社会保障・人口問題研究所の日本の世帯数の将来推計(全国推計)[5]より得た将来的な世帯数を将来の住戸数とし、それに構造別の一戸あたりの床面積を乗じることで算出した。ストック住宅の将来的な減衰傾向に関しては IPCC で用いられている減衰式を採用し、既往研究 [6]による半減期を用いることで 2009 年以降の減衰傾向を把握した。以下に減衰式を示す。

$$C(n+1) = e^{-k} * C(n) + \left[\frac{(1-e^{-k})}{k}\right] * Inflow(n)$$

C(n): n年開始時点で木材製品として蓄積している炭素量
$Inflow(n)$: n年の間に木材製品として投入された炭素量
$k = \ln(2)$ /半減期(年)
n: 年
半減期：建築の量が半分になるまでにかかる期間

3.2 将来推計

3.1 にて算出した各年の資材ストック量を図 4 に示す。資材ストックは今後数年上昇し、50 億 ton に近い値となるが、その後緩やかに減少していくという結果になった。

更に、既往研究 [7]を用いて各年の新規着工に伴う予想投入量と解体時に発生した廃棄物による再資源化量を算出した(図 5)。この結果は減衰式や半減期の数値等によって値が大きく変化する可能性があり、今後精査が必要である。ただし、着工に伴う投入量は減少し、解体材の再資源化量は増加傾向にあることは変わらないため、今後解体材の一層の有効活用が重要となる。内訳を見るとコンクリート類が投入量、再資源化量ともに 7 割以上を占めている。また、木類、金属類の各値も小さくない上、この 3 項目は廃棄時回収率、再資源化率ともに大きな値をとることから、廃棄材の有効利活用策に関して注視すべき資材であるといえる。

4. まとめ

本報では、年次ごとに、住宅に使用された資源の投入量、ストック量、およびその解体後の廃棄物発生量

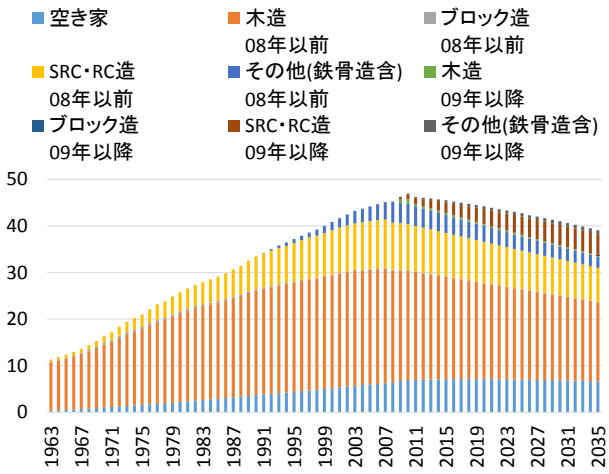


図 4 建築資材のストック推移

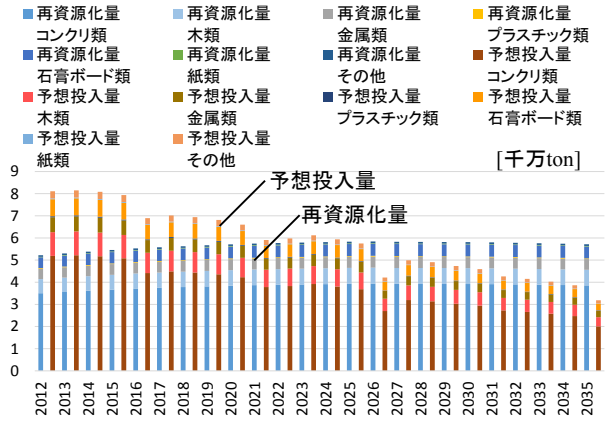


図 5 予想投入量と再資源化量比較

を分析した。近年着工量は大きく減少し、直近 20 年間で約半分量となった。住宅ストック増加量にも鈍化傾向が見られる。また、解体に伴う廃棄物発生量は減少傾向にあるが、数値の精査については更なる検討が必要である。

さらに、今後の着工量を予測し、将来の資源創出量と着工に伴う資材投入量を材料別に試算した。その結果、着工量が減少し解体量が増加するという傾向が確認でき、廃棄材の一層の有効利活用策の検討が重要であることがわかった。特に、コンクリート類、木類、金属類に関しては有効利活用策の優先的な検討が効果的であることが示された。

参考文献　1)建設副産物実態調査　国土交通省、2)3)建築・住宅着工統計 国土交通省、4)総務省統計局：昭和 23 年～63 年住宅統計調査報告、平成 5 年～20 年住宅・土地統計調査建築物、5)日本の世帯数の将来推計（全国推計）国立社会保障・人口問題研究所ストック統計 国土交通省、6)小松幸夫：1997 年と 2005 年における家屋の寿命推計、日本建築学会計画系論文集 73(632), 2197-2205, 2008.10.308)、7)小林、磯部、田原、井上：建築廃棄物処理の現状分析と環境負荷削減の可能性、日本建築学会環境系論文集 74(635), 97-104, 2009.19)

林地残材の収集、輸送に関するエネルギー消費量

Energy consumption related to the collection and transportation of forest residues

○古俣寛隆*[1)]、石川佳生[1)]、石河周平[1)]、山田敦[1)]、酒井明香[1)]
Hirotaka Komata, Yoshio Ishikawa, Syuuhei Ishiko, Atsushi Yamada, Sayaka Sakai
1) 北海道立総合研究機構
* komata-hirotaka@hro.or.jp

1. はじめに

FIT の開始に伴って、木質バイオマス発電が注目されている。FIT で区分される燃料用木材には、林地残材を始め、施業規範に従い伐採、生産された全ての木材が含まれているが、本発表ではそれらを総称して未利用木材と呼んで論を進める。これまで、木質バイオマス発電の LCA は十分な検討がなされておらず、とりわけ未利用木材の収集や輸送に関するエネルギー消費量を実際に調査して LCA を実施した例は見られない。本研究では、未利用木材の種類別、収集現場別に未利用木材の収集、破砕、輸送に関するエネルギー消費量を調査し、木質バイオマス発電の燃料調達における単位量あたりのエネルギー消費量について各現場の比較を行った。さらに、それらデータを用いて木質バイオマス発電の GHG 排出量の算出を行った。

2. 方法

2.1 未利用木材の収集、輸送に関するエネルギー消費量

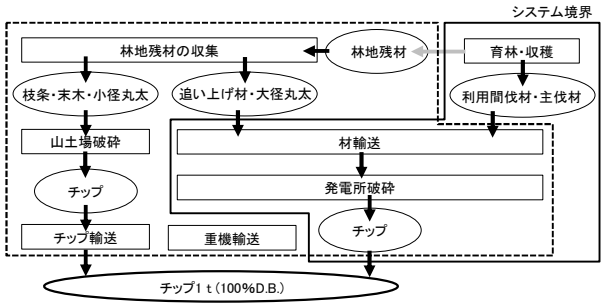


図 1 システム境界

図 1 にシステム境界を示した。未利用木材の種類として、林地残材と間伐材・主伐材の 2 種類を設定した。後者も対象としたのは、FIT の区分では必ずしも林地残材のみを対象としていないためである。林地残材は、追い上げ材、末木、枝条等の造材残渣や切り捨て間伐材など一般的に林地に残される木質バイオマスと定義した。林地残材のシステム境界は、林地残材の収集、破砕、チップ・材の輸送、重機の輸送プロセス (図中破線内) を、間伐材・主伐材は、育林・収穫、材の輸送、破砕プロセス (図中実線内) を対象とした。なお、現在のところ林地残材の利用は非常に限定的であることから、これを未利用の副製品と捉え、育林・収獲における負荷は全て利用間伐材・主伐材に配分し、林地残材の当該プロセスにおける燃料消費量はなしとして算出を行った。機能単位は、木材の容積密度数を一律 350 kg/m^3 とした上で、乾量基準含水率 100% (100% D.B.) 時の林地残材チップ 1 t とした。林地残材の収集および破砕プロセスにおけるエネルギー消費量は、北海道内の 8 収集現場における日報を調査して求めた。これら事例において集められた林地残材は、大部分が山土場で破砕されていたが、追い上げ材および大径丸太はそのままの形状で輸送されていた。これは、林道幅や土場面積などの制約から大径の丸太が破砕可能な大型の移動式破砕機を搬入して使用できなかったためである。機能単位を揃えるため、大径丸太は発電所のストックヤードにて破砕することとし、このエネルギー消費量は、別途、大型破砕機 (タブグラインダー) による追い上げ材破砕の単位量あたりの燃料消費量を収集し、これを大径丸太の収集量に乗じて破砕プロセスに追加した。チップおよび材の輸送における燃料消費量は、積載率 100%の 10 t トラックにて 50 km 輸送するものとしてトンキロ法で算出した。

利用間伐材・主伐材の育林・収穫プロセスのエネルギー消費量は、筆者らが施業モデルを設定して地位別に算出したカラマツ丸太生産の GHG 排出量の報告[1)]から引用した。輸送および破砕プロセスのエネルギー消費量は、全量を発電所のストックヤードにて破砕することとして林地残材の場合と同様に求めた。

2.2 木質バイオマス発電の GHG 排出量

木質バイオマス発電により製造される電力の GHG 排出量を未利用木材の種類別、現場別に算出した。システム境界は、2.1 項において設定したプロセス (燃料調達プロセス) に、木材燃焼 (発電) および燃え殻の輸送プロセスを加えた。機能単位は、送電端電力量 1 kWh とした。木材の燃焼時の含水率は、50%D.B.として送電端発電効率を 20% (5000 kW 規模の専焼発電プラントを想定) とした上で、機能単位あたりの電力製造に必要な各種未利用材の量を求めた。燃え殻発生量は、

燃焼質量の 3%として、この埋立て処分場への輸送条件は積載率 100%の 10 t トラックにて 50 km 輸送することとした。原単位には MiLCA に搭載されるデータベース (データベースバージョン 1.2.0) を用いた。算出した 1 kWh あたりの GHG 排出量を北海道電力のそれと比較した。

3. 結果と考察

3.1 未利用木材の収集、輸送に関するエネルギー消費量

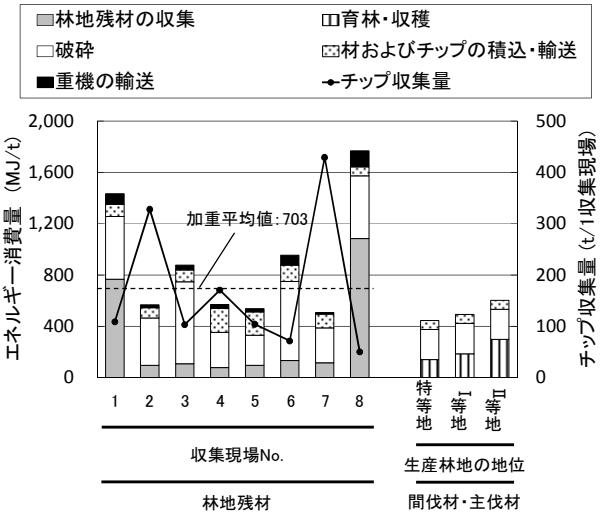


図２　未利用材チップ１ｔあたりの種類別、現場別のエネルギー消費量

図 2 に未利用木材チップ 1 t あたりの種類別、現場別のエネルギー消費量を示した。林地残材については収集現場単位のデータであり、平均的な施業モデルにより算出した間伐材・主伐材のエネルギー消費量と個別の比較はできないものの、林地残材チップのエネルギー消費量の加重平均値は 703 MJ/t となり、間伐材・主伐材のそれらよりも燃料調達のエネルギーが大きかった。林地残材の収集現場間のエネルギー消費のバラツキは大きかったが、現場あたりの収集量、すなわち収集規模とエネルギー消費量に相関がみられた (図 3)。

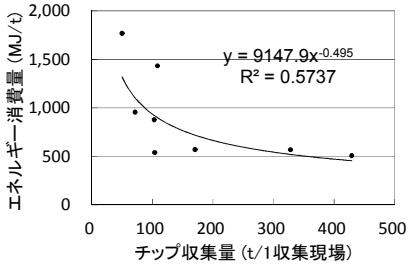


図３　林地残材の各収集現場におけるチップ収集量とエネルギー消費量の関係

収集現場 No.1 や 8 の林地残材のように、林地残材の収集プロセスの割合が過半を占める場合は収集規模が小さく、総エネルギー消費量が非常に大きくなった。コストの面からも収集プロセスのエネルギー消費をいかに削減するかは重要である。しかし、規模の影響に加えて現場の地形、林地残材の分布状況は多様であり、一義的に効率的でエネルギー消費量の少ない収集システムを構築することは容易ではないと考えられる。

3.2 木質バイオマス発電の GHG 排出量

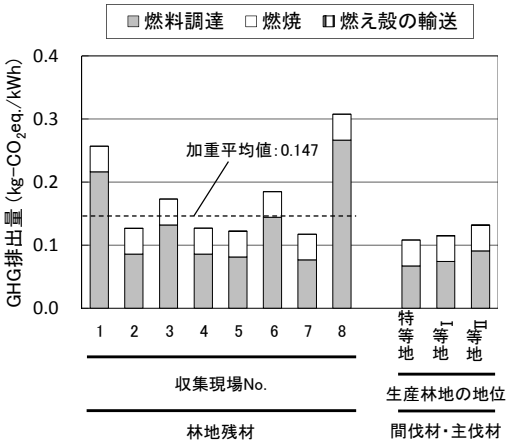


図４　未利用木材を用いた木質バイオマス発電により製造される電力の種類別、現場別の GHG 排出量

図 4 に未利用木材を用いた木質バイオマス発電により製造される電力の種類別、事例別の GHG 排出量を示した。GHG 排出量は 0.108～0.306 kg-CO_2eq./kWh の範囲となった。林地残材を用いた場合の加重平均値は 0.147 kg-CO_2eq./kWh と算出された。北海道電力の 1 kWh あたりの GHG 排出量は 0.549 kg-CO_2eq./kWh であることから、いずれの未利用木材を用いて発電を行っても商業電力の排出量を下回ることが分かった。

4. 最後に

未利用木材の種類別、事例別のエネルギー消費量を調査し、LCA によって未利用木材を用いた木質バイオマス発電の GHG 排出量を算出した。木質バイオマスにより製造される電力の GHG 排出量を商業電力と比較し、未利用木材を用いた発電の優位性を定量的に明らかにした。今後は、さらに調査を重ね、配分手法やパラメータなどの評価シナリオを精査する予定である。

5. 引用文献

1)　古俣寛隆, 由田茂一, 加藤幸浩, 高山光子: 日本 LCA 学会誌, 5 (1), (2009), pp.131-137

[謝辞]本研究は JSPS 科研費　25450249 の助成を受けたものです。

真庭市における未利用間伐材の利用拡大が木質バイオマス利活用事業に及ぼす環境効果

Environmental effect of woody biomass business for promotion of logging residues utilization in Maniwa

○文　多美*[1)]、北川　直美[1)]、玄地　裕[1)]
Dami MOON, Naomi KITAGAWA and Yutaka GENCHI
1) 産業技術総合研究所
*dami.moon@aist.go.jp

1. はじめに

真庭市では、今まで山中に捨てられていた未利用間伐材を資源として有効利用するため、真庭バイオマス集積基地(以下、集積基地)を建設し、木質バイオマスを買い取る仕組みを構築するなど、木質バイオマスの集積システムを整備している。現在、集積基地では、未利用間伐材と製材端材の 2 種類の木質バイオマスを仕入れ、チップ(製材用・燃料用)、樹皮、チップダストの 4 種類の製品に加工し、真庭市内外にエネルギー源または製品の原材料として提供している。未利用間伐材と製材端材は運搬距離・収集方法が異なるため、集積基地内で製品に加工する時、未利用間伐材の利用割合が変化することにより、バイオマス事業による環境負荷も変化すると考えられる。本研究では、真庭市で実施する木質バイオマス事業を対象に、未利用間伐材の利用割合を変えることで得られる環境効果を明らかにすることを目的にする。具体的には、原料収集から製品輸送までの全過程における木質バイオマスの種類別 GHG 排出量を推計した。そして、これらのデータを用いて未利用間伐材の利用率を 0%~100%に変化させたときの GHG 排出量を定量的に把握した。

2. 研究の方法

真庭市木質バイオマス事業において、未利用間伐材の利用割合による GHG 排出量の変化を定量化するため、まず、インベントリ分析を行うプロセス範囲を設定した。真庭市内の森林から伐採された未利用間伐材を集積基地内で原料にする場合は、原料の採収、原料の輸送、集積基地の加工、製品の輸送といった 4 つの段階を調査範囲とした(図 1)。また、真庭市内・外から伐採された丸太を市内の製材所で木材に製造・加工する段階に発生する背板と樹皮を製品の原料にする場合は、原料の採収、原料の輸送、製材端材の加工、製品の加工、製品の輸送の 5 つの段階を調査範囲とした(図 1)。次に、伐採から製品の輸送までの全プロセスにおける未利用間伐材と製材端材の仕入れ量 1t 当たり GHG 排出量原単位を算定した。最後に、集積基地内で用いられる未利用間伐材の利用率を 0~100%に増加した場合に得られる GHG 排出量の変化を推計し、集積基地内において未利用間伐材の利用拡大による木質バイオマス事業の環境効果を定量的に分析した。

分析のため、 市役所と集積基地の関係者から取得した内部データと真庭システム検討協議会の調査結果[1)]を用いて、集積基地内で取り扱っている未利用間伐材(直接投入分、原木市場経由分)と製材端材(背板、おが粉)の仕入れ量・販売量を表 1 のようにまとめた。そして、NEDO 報告書[2)]、内部データ、実測値[3)]の情報から得られた各プロセスのエネルギー消費量(灯油・軽油・電力)と JEMAI-LCAPro[4)]によるエネルギー種類別 GHG 排出量原単位(灯油：3.001 [kg-CO2eq/L]、軽油：3.170 [kg-CO2eq/L]、発電：0.64 [kg-CO2eq/Kwh])を用いて未利用間伐材と製材端材の仕入れ量 1ｔ当たりの GHG 排出量を算出した。また、 集積基地内での未利用間伐材の利用割合を 0%～100%に増加することで得られる木質バイオマスの仕入れ量を算出するため、 集積基地の関係者と市役所の担当者からの聞き取り調査に基づき、 未利用間伐材と製材端材からのチップ(製紙用・燃料用)・樹皮・チップダストの生産割合を定めた。未利用間伐材からチップ・樹皮・チップダストへの生産割合は、89%：8%：3%とした。また、製材端材について、背板からチップ:チップダストへの生産割合は、97%と 3%とし、樹皮の加工制約は特にないとした。生産されたチップは製紙用と燃料用といった 2 種類に用いられ、それぞれの生産割合は、各 99%と 1%とした。

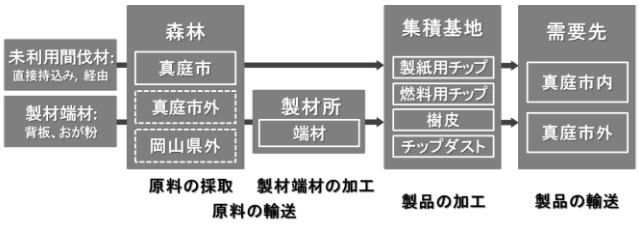


図１　木質バイオマスを用いた製品の生産プロセス

表１　木質バイオマスの仕入れ量・製品生産量(t/year, 2012)

区分	トータル	未利用間伐材		製材端材	
		直接投入	木市場経	背板	樹皮
トータル	23,710	14,437	4,296	2,579	2,398
製紙用チップ	18,907	12,670	3,770	2,467	－
燃料用チップ	267	179	53	35	－
樹皮	3,897	1,155	344	－	2,398
チップダスト	639	433	129	77	－

3. 結果と考察

(1) GHG 排出量

伐採、森林から集積基地までの輸送、製材所の加工、集積基地での加工、市内外への輸送など、一連の生産過程を経て生産される製品の GHG 排出量は、仕入れ量 1 トン当たり 36.9 kg-CO_2eq/t と算出された。そのうち、未利用間伐材の GHG 排出量は、製材端材の 36.3kg-CO_2eq/t より約 3kg-CO_2eq/t 多い 39.3kg-CO_2eq/t であった。製材端材を利用した時の GHG 排出量は、原料の採取 7.9 kg-CO_2eq/t、原料の輸送 16.2 kg-CO_2eq/t、製材端材の加工 1.5 kg-CO_2eq/t、製品の加工 8.4 kg-CO_2eq/t、製品輸送 5.2 kg-CO_2eq/t の合計 39.3 kg-CO_2eq/t となり、GHG 排出に最も寄与したのは、原料の輸送段階（約41%）であった(図2)。一方、未利用間伐材を利用する場合は、製材工程は不要となり、原料の採取 7.9 kg-CO_2eq/t、原料の輸送 8.0 kg-CO_2eq/t、製品の加工 12.2 kg-CO_2eq/t、製品の輸送 8.2 kg-CO2eq/t の合計 36.3 kg-CO_2eq/t であった。この時の GHG 排出に最も寄与したのは、集積基地内での製品の加工段階であり約34%を占めた。

(2) 感度分析

集積基地内で利用される木質バイオマスのうち、未利用間伐材の利用率を 0%～100 %まで増加させた場合、木質バイオマス余剰分が 0t～25,003t 発生することが分かった。これは、木質バイオマスの生産割合が制約となり、需要量(23,710t)を満たすために必要以上に製造する製品が発生するためである(図 3) 。特に、未利用間伐材の利用を 100%にする場合は、 23,710t の製品を生産するため、生産量の 2 倍以上の未利用間伐材が追加投入される。余剰分を除いた仕入れ量で GHG 排出量を推計した結果を図 4 に示す。未利用間伐材の利用率が増えると、仕入れ量１ｔ当りの GHG 排出量が減少した。未利用間伐材の利用率 0%では、仕入れ量１ｔ当り 43.3 kg-CO_{2eq}/t で最大となり、利用率 90～100%では 36.0 kg-CO_{2eq}/t の GHG 排出量の最小となったことから、未利用間伐材の利用率を上げることで最大で 7.3 kg-CO_{2eq}/t の GHG 排出削減が期待できる。

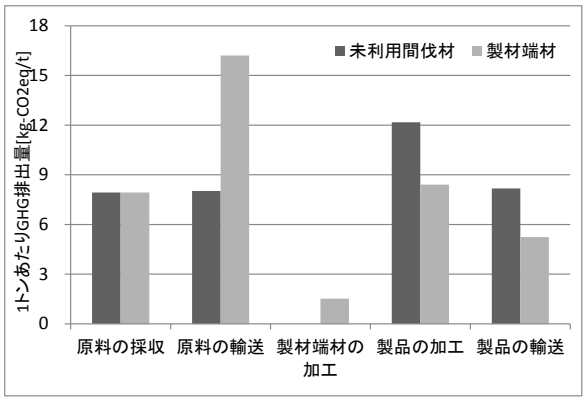


図２　木質バイオマスのプロセス別 GHG 排出量

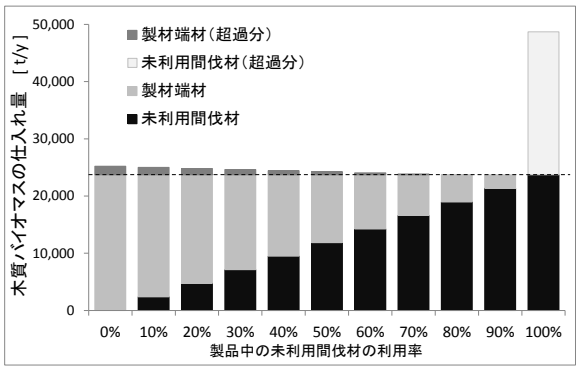


図３　未利用間伐材の利用率の変動による仕入れ量の変化

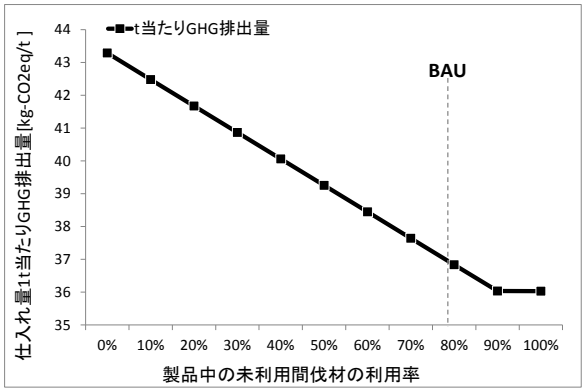


図４　未利用間伐材の利用率の変更による GHG 排出量の変化

4. おわりに

真庭市集積基地内の未利用間伐材の利用拡大による GHG 排出量の削減効果について考察した。これにより、未利用間伐材の利用率を 90%にした時の GHG 排出量と余剰分の生成削減の効果が最適であることが明らかになった。今後、木質バイオマス事業を円滑に実施するためには、経済面・環境面での効率性を考慮した未利用間伐材の利用方向に関する検討を行う。

5. 参考文献

1) 真庭システム検討協議会，真庭の森林・林業・木材業の展開方向，(2009)，p.3~p.5.

2) NEDO，バイオマスエネルギー地域システム実験事業「真庭市木質バイオマス活用地域エネルギー循環システム化実験事業」に関する研究，(2010).

3) 渕上佑樹,神代圭輔,古田裕三,地産地消型製材製品のプロセスの違いがカーボンフットプリントに与える影響-京都府産認証木材を事例として,木材学会誌 58(3),(2012)，p.153-p.162.

4) 産業環境管理協会，MILCA，(2010)，http://www.milca-milca.net/english/index.php (accessed 01.10.13)

謝辞

本研究は、文部科学省実証事業「森と人が共生する SMART 工場モデル実証」の一環として行われたものである。ここに記して謝意を表する。

Supporting Information

表1　エネルギー種類別、段階別エネルギー消費量・GHG 排出量

区分			仕入れ量	販売量	原料の採収		原料の輸送		製材端材の加工				製品の加工			製品の輸送	
					軽油	GHG 排出量	軽油	GHG 排出量	軽油	灯油	電力	GHG 排出量	軽油	電力	GHG 排出量	軽油	GHG 排出量
単位			[t]	[t]1)	[L]	[kg-CO2eq]	[L]	[kg-CO2eq]	[L]	[L]	[Kwh]	[kg-CO2eq]	[L]	[Kwh]	[kg-CO2eq]	[L]	[kg-CO2eq]
トータル			23,710	13,841	59,275	187,921	72,865	231,007	107	1,332	5,058	7,582	35,307	246,258	269,902	56,523	179,196
未利用間伐材(小計)			18,733	10,152	46,833	148,474	47,432	150,374	0	0	0	0	27,896	217,638	228,047	48,301	153,128
製材端材(小計)			4,977	3,689	12,443	39,447	25,433	80,632	107	1,332	5,058	7,582	7,411	28,620	41,856	8,222	26,068
未利用間伐材	直接投入	製紙用チップ	12,670	6,112	31,675	100,420	32,080	101,705	0	0	0	0	18,867	140,605	150,009	35,749	113,334
		燃料用チップ	179	123	448	1,419	453	1,437	0	0	0	0	267	1,986	2,119	52	165
		樹皮	1,155	1,155	2,888	9,154	2,924	9,271	0	0	0	0	1,720	20,329	18,493	526	1,669
		チップダスト	433	433	1,083	3,432	1,096	3,476	0	0	0	0	645	4,805	5,127	895	2,839
	原木市場経由	製紙用チップ	3,770	1,819	9,425	29,880	9,546	30,263	0	0	0	0	5,614	41,837	44,636	10,639	33,730
		燃料用チップ	53	37	133	420	134	425	0	0	0	0	79	588	628	16	50
		樹皮	344	344	860	2,726	871	2,761	0	0	0	0	512	6,055	5,508	157	497
		チップダスト	129	129	323	1,022	327	1,036	0	0	0	0	192	1,432	1,527	267	846
製材端材	背板	製紙用チップ	2,467	1,190	6,168	19,553	12,606	39,964	22	276	1,048	1,571	3,674	27,377	29,209	6,960	22,066
		燃料用チップ	35	24	88	277	178	565	0	6	21	32	52	388	414	10	32
		チップダスト	77	77	193	610	395	1,253	1	18	68	102	115	855	912	159	505
	樹皮		2,398	2,398	5,995	19,006	12,254	38,850	83	1,033	3,922	5,879	3,571	0	11,321	1,093	3,465

表2　種類別木質バイオマスの仕入れ量1t 当たりGHG 排出量　[kg-CO_2eq/t]

項目			合計	原料の採収	原料の輸送	製材端材の加工	製品の加工	製品の輸送
トータル			36.9	7.9	9.7	0.3	11.4	7.6
未利用間伐材(小計)			36.3	7.9	8.0	0.0	12.2	8.2
製材端材(小計)			39.3	7.9	16.2	1.5	8.4	5.2
未利用間伐材	直接投入	製紙用チップ	36.7	7.9	8.0	0.0	11.8	8.9
		燃料用チップ	28.7	7.9	8.0	0.0	11.8	0.9
		樹皮	33.4	7.9	8.0	0.0	16.0	1.4
		チップダスト	34.3	7.9	8.0	0.0	11.8	6.6
	原木市場経由	製紙用チップ	36.7	7.9	8.0	0.0	11.8	8.9
		燃料用チップ	28.7	7.9	8.0	0.0	11.8	0.9
		樹皮	33.4	7.9	8.0	0.0	16.0	1.4
		チップダスト	34.3	7.9	8.0	0.0	11.8	6.6
製材端材	背板	製紙用チップ	45.5	7.9	16.2	0.6	11.8	8.9
		燃料用チップ	37.7	7.9	16.1	0.9	11.8	0.9
		チップダスト	43.9	7.9	16.3	1.3	11.8	6.6
	樹皮		32.7	7.9	16.2	2.5	4.7	1.4

四万十式作業道の導入による森林バイオマスの利用可能性拡大効果

Expansion of forest biomass availability due to the introduction of Shimanto type forest road

○堀川明宏[*1)]、吉川直樹[1)]、天野耕二[1)]
Akihiro Horikawa, Naoki Yoshikawa, Koji Amano
1)立命館大学
*rv0015hh@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

現在、国内の林業は長い間不振が続いているため、主伐や間伐の時期を迎えている針葉樹林や、薪炭林として定期的に伐採利用することで生態系を維持してきた広葉樹の多くが、手入れがされないために荒廃しつつある。高知県も同様の問題に直面している中で、森林バイオマスのエネルギー利用が地域振興の面から期待されている。

森林バイオマスを継続的にエネルギー利用するためには、効率的に森林バイオマスを調達するための路網整備が必要不可欠である。路網整備を促進する手段として、低コスト作業道の導入が考えられる。低コスト作業道の一種である四万十式作業道は、現場打ちコンクリートなど外部から持ち込んだ素材は使用せず、残土や切り株など現場素材を利用するという特徴を持つ。これまでコンクリートや残土の搬入・搬出にかかっていたコストや時間、人員が大きく削減されることになり、従来型の作業道と比べ、コスト・作業時間が 1/2 で作設可能となる。四万十式作業道の普及により、森林バイオマスの利用可能性が拡大することが期待できる。

そこで本研究では四万十式作業道(以降四万十式)と従来型作業道(以降従来型)のそれぞれの路網整備を推進した場合の森林バイオマスの賦存量、利用可能量、バイオマス発電を行った際の発電電力量の変化について推計、比較評価を行う。

2. 方法

2,1 研究対象地域

高知県全土の植林されたスギ・ヒノキ群落のうち、保安林を除いた地域を対象とする。本研究では、集材にはグラップルの使用を想定する。グラップルは、傾斜角度 35° 以上においては不適のため[2)]、その場合も対象地域から除くこととした（図 1)。

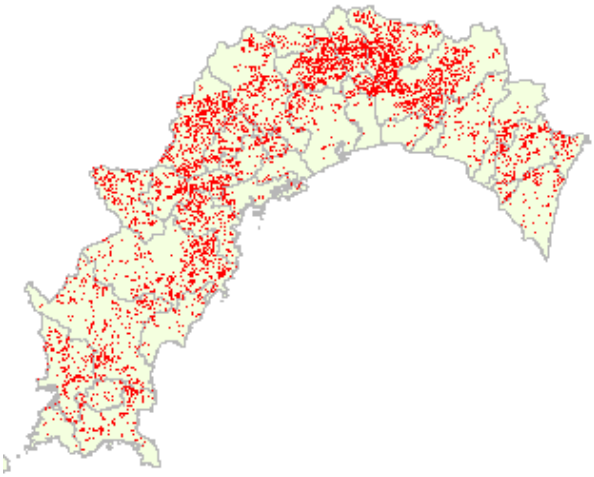


図 1　研究対象地域

2.2 作業道作設シナリオ

作設する作業道の規模は従来型、四万十式ともに全幅員 2.5m の同規模とする。集材距離はグラップルの集材可能範囲より、山側斜面 25m、谷側斜面 25m の計 50m とする。次に毎年の作設延長の設定を行うにあたって基準を決める。従来型は高知県内の過去 5 年間(H19 年度～H23 年度)での毎年の作業道作設延長[1)](林道+作業道)の平均値とする。四万十式は作設時間が従来型の半分であるため、毎年の作設延長は従来型の 2 倍とする。この時 1ha あたりの作設延長は 200m[1)] とする。この場合、四万十式の作設速度であれば 28 年、従来型であれば 57 年で対象地域全域に路網が整備される。

本研究では四万十式は 30 年、従来型は 60 年で対象地域全域に作設が完了するものとした。加えて、作業道作設時と作設後 30 年周期で林地の手入れのために間伐(間伐率 30%)を行うとした。

2.3 利用可能性の推計

森林バイオマスの集材範囲賦存量と利用可能量[3)]、発電電力量[4)]を以下の推計式で推計する。森林は毎年一定の割合で成長することを考慮する。

集材範囲賦存量[Dw - t][*1]
＝蓄積量[m³/ha]×密度[t /m³]×(1−含水率)
×集材面積[ha]

利用可能量[Dw－t/年]
＝集材範囲賦存量[Dw－t/年]×間伐率
発電電力量[kWh/年]
＝利用可能量[Dw－t/年]×単位発熱量[GJ/t]
×発電効率[%]÷0.0036[kWh/GJ]

*1：Dw－t＝Dry weight ton（本研究では含水率20%）

3. 結果

集材範囲の賦存量はどちらの作業道でも大きな差はなかった。特に作業道作設完了後の差はほとんどみられない（図2）。利用可能量は四万十式が作設完了するまでは2倍程度となった。それ以降は同等となり、年数の経過とともに一定の増加を示した。そして150年を超えるとほぼ一定となる（図3）。発電電力量も同様の結果となった。平成24年度の高知県電灯電力需要量と比較すると、150年で需要量の半分を補うことが可能となる（図4）。

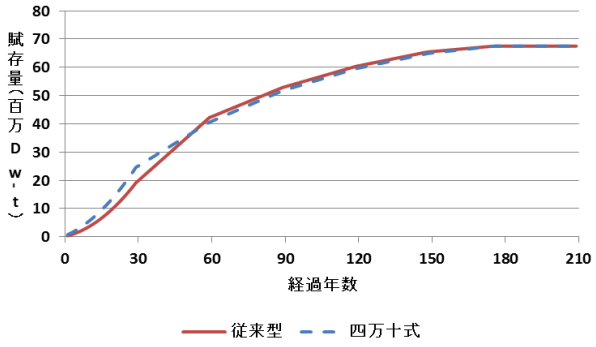


図2　集材範囲賦存量

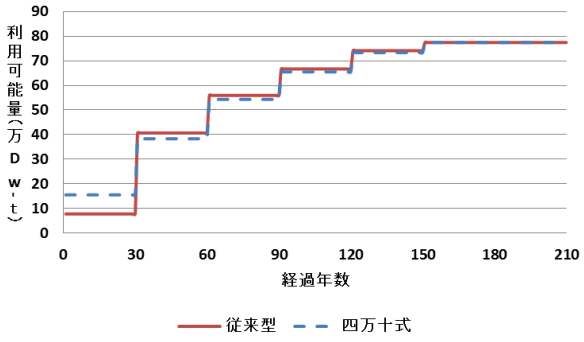


図3　利用可能量

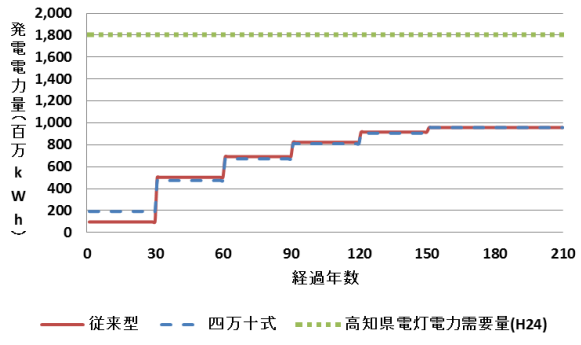


図4　発電電力量

4. おわりに

本稿では、長期的な森林バイオマスの賦存量・利用可能量、バイオマスによる発電電力量の変動について推計を行った。今後はバイオマス発電プラント設置をすると仮定し、森林バイオマス集材コスト、運搬コストを算出し、経済面からみた四万十式作業道導入の効果を検証する。

引用文献

1）大内正伸，“図解 これならできる 山を育てる道づくり 安くて長もち、四万十式作業道のすべて”，社団法人農山漁村文化協会，東京都，（2008）
2）林野庁：“路網整備の考え方について”，（オンライン），入手先，
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/rinsei/singikai/pdf/1103013.pdf>，（2013-12-15）
3）独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構：“バイオマス種と推計方法”，（オンライン），入手先，
<http://app1.infoc.nedo.go.jp/biomass/about/index.html>，（2013-12-21）
4）岡山市：”岡山市クリーンエネルギー賦存量及び実証調査”，（オンライン），入手先
<http://www.city.okayama.jp/kankyou/kankyouhozen/kankyouhozen_t00001.html>，（2013-12-19）

木質バイオマスのLCAを用いた評価

Life Cycle Assessment of woody biomass

○若林理沙*1)
Risa Wakabayashi
1）芝浦工業大学大学院理工学研究科・建設工学専攻
* me12089@shibaura-it.ac.jp

1. 研究の背景と目的

1.1 研究の背景

地球温暖化や化石燃料の枯渇が問題視されている現在、新エネルギーの利用が期待されている。そのなかでも、木質バイオマスはカーボンニュートラルであるため、注目されている。しかしながら、木質バイオマス燃料を製造する際にはエネルギーを利用しており、製造段階でのCO_2排出量も考慮して議論する必要がある。これまでに木質バイオマスのLCAに関する研究がされており、木質ペレットを1GJ製造する際のCO_2、GHGs排出量は明らかにされている。しかし、総排出量や、工程別の排出量にはばらつきがあり、なかでも製造工程の内訳が明らかにされていない。

1.2 研究の目的

本研究では、どのプロセスでの温室効果ガス排出量が大きいのかを明らかにし、製造過程での使用燃料の違いによるGHGs排出量の削減効果を検証することを目的とする。

2. 研究の方法

LCAを行う際の調査範囲を設定し、データを収集する。事例間・複数シナリオ間での環境負荷量の比較・考察を行う。

2.1 調査範囲と機能単位の設定

原料の収集から製造、消費過程までをシステム境界とした。使用する機器の製造に関わるエネルギー消費および、GHGs排出量は含めず、その機器を使用する際に入力するエネルギーのみを対象とする。

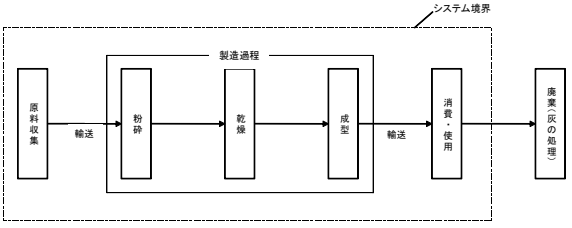


図１ システムフロー図とシステム境界

2.2 ヒアリングおよび文献調査によるデータの収集

事例1,2はヒアリングから、事例3から5は土屋らのデータ[1)]をもとにしてペレット１ｔを製造する際のエネルギーについて整理した。データを得ることができなかった箇所については、文献調査から得た平均値を用いた。計算に用いたデータは表S1からS4に記す。

3. CO_2およびGHGs排出量の算出

GHGsではCO_2の他に、同じく温室効果ガスとされている、メタン（CH_4）、亜酸化窒素（N_2O）を対象とした。それぞれ地球温暖化に与える影響の大きさが異なる。そのため、特性化係数をそれぞれに乗じたものを排出量（CO_2eq）として表した。特性化係数は表S5に示す。

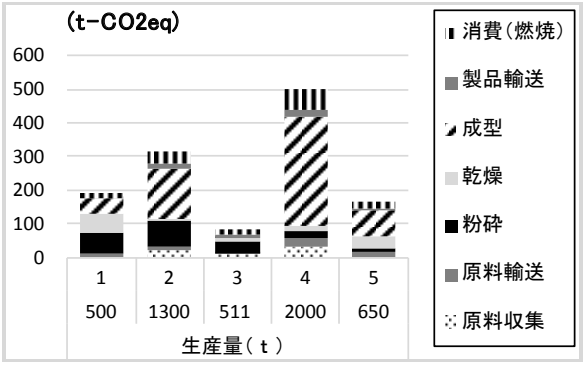


図２ 各事例のGHGs総排出量

事例ごとの総排出量と生産量の関係性は見られなかった。次に単位熱量当たりのCO_2およびGHGs排出量を図3および図4に示す。

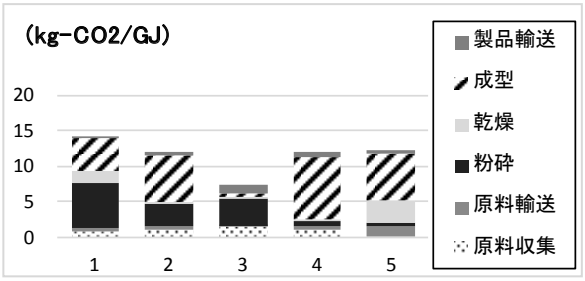


図３ 単位発熱量当たりのCO_2排出量

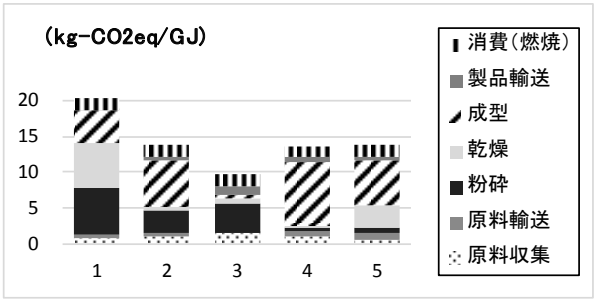


図４ 単位発熱量当たりのGHGs排出量

ペレット 1GJ 当たりの CO_2 排出量は約 7.35kg から 14.5kg となった。先行研究でも 6kg から 24kg と幅があるが、その平均値は 12kg となっている。本研究での平均値は 11.5kg という結果になった。また、排出量の割合は製造過程（粉砕、乾燥、成型）が 65 から 90%を占めており、古俣ら[2]、井上ら[3]と同様の結果となった。製造過程の中では、事例 1 から、粉砕 50%、成型 65%、粉砕 80%、成型 90%、成型 60%が最も大きな割合を占め、事例ごとに差が見られた。

4. 考察・まとめ

4.1 各工程での使用燃料と排出量

各事例での GHGs 排出量の差が生じる原因を探るために作成した総括表を以下に示す。

表 1 各事例の条件

成型	年間生産量(t)	500	1,300	511	2,000	650
	エネルギーの種類	●	●	●	●	●
	設備の方式	リングダイ式	リングダイ式	―	―	―
乾燥	エネルギーの種類	■+▲	▲	▲	▲	■
	原料の含水率	40%	40%	―	―	―
粉砕	エネルギーの種類	●	■	●	■	■
	原料の種類	カラマツ全木	スギ、ヒノキ、マツ全木	マツ全木	―	―
	回数	2	1	1	1	1
事例番号		1	2	3	4	5
ペレット発熱量LHV(MJ/kg)		18.9	17.6	17.4	18.4	18.7

凡例	
燃料の種類	記号
化石燃料	■
電力	●
木質系	▲

製造過程の中で粉砕が大きな割合を占めた事例 1 と 3 では粉砕時に電力を使用している。他の 3 事例で大きな割合を示した成型過程でも電力を使用していることがわかる。古俣ら、井上らの研究ではそれぞれ、成型時の電力消費による CO_2 排出量が 75[2]、66%[3] を占めるという結果が出ている。事例 2,3,4 では乾燥熱源に化石燃料を使用していない。そのため、乾燥工程での CO_2 排出量が抑えられている。

次に製品 1GJ を製造するために投入するエネルギーの量を比較すると、乾燥に要するエネルギー量が比較的大きいことがわかる（図 5）。

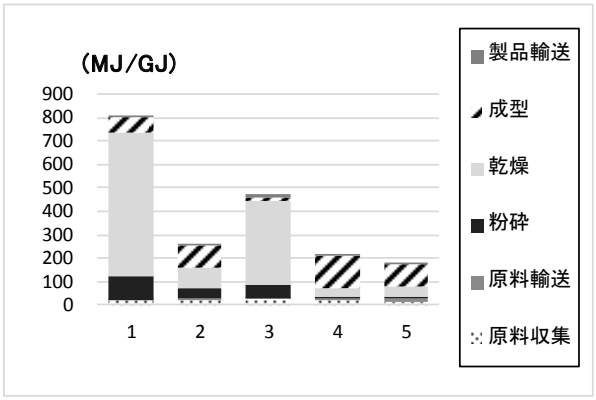


図 5　ペレット 1GJ 当たりのエネルギー投入量

4.2 乾燥工程における熱源の違い

乾燥工程での必要熱量や CO_2 排出量にはばらつきが見られるが、木質ペレット原料の含水率や乾燥熱源の違いによるものだと推測される。そこで、ペレットの原料と乾燥熱源の種類、木質燃料の含水率を表 2 のように設定した。また、乾燥工程以外の条件は同じであるが、輸送時には、そのかさの違いから、ペレットは 4t トラックに 2.72ｔ、チップは 1.36ｔ積載し、50㎞圏内への輸送と仮定した。原料収集では間伐材の利用を想定し、伐採から搬出までを対象とした。粉砕工程では二回行い、使用エネルギーは灯油とする。

表 2 比較シナリオ（18GJ 当たり）

番号	ケース	原料	必要なエネルギーの量	乾燥熱源		
		含水率(%)	MJ	種類	発熱量(MJ/kgor	含水率(%)
1	ペレット	10	0	不要		
2	ペレット	50	2,000	不良ペレット	14.6	
3	ペレット	50	2,000	木質	6.1	50
4	ペレット	50	2,000	灯油	36.3	
5	含水率50%のチップ	50	0			
6	含水率30%のチップ	50	0	自然乾燥		
7	含水率30%のチップ	50	1,064	木質	6.1	50
8	含水率30%のチップ	50	1,064	灯油	36.3	
9	含水率10%のチップ	50	1,581	木質	6.1	50
10	含水率10%のチップ	50	1,581	灯油	36.3	

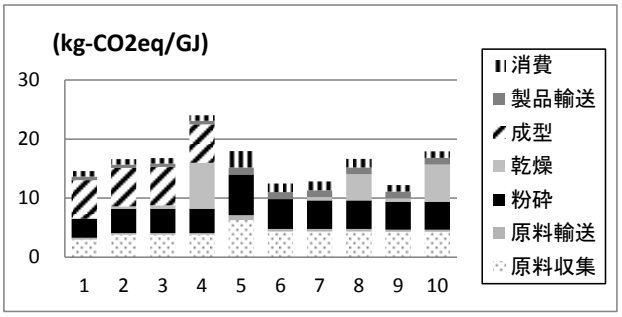


図 6 シナリオ別の熱量当たり GHGs 排出量

乾燥工程を必要としない上位ケース（1）と下位ケース（4）では 9.45kg-CO_2eq/GJ の差があり、乾燥熱源の違いでは灯油から木質に変える（2,3 と 4）ことで 7.22kg -CO_2eq/GJ の温室効果ガスを削減できるという結果になった。自然乾燥や木質系の燃料を使用して含水率を下げることが粉砕時や輸送時の排出量削減にもつながるため、重要である。

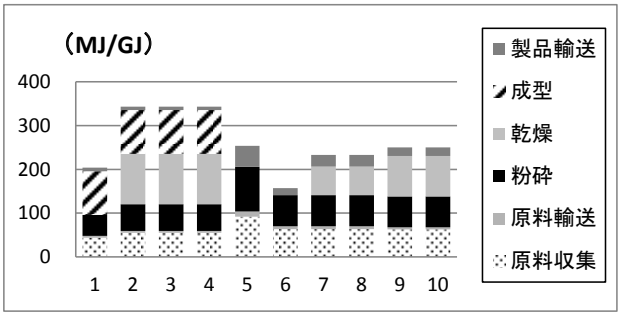


図 7 シナリオ別の熱量当たりエネルギー投入量

チップと比較すると、エネルギー収支面では乾燥工程が不要な原料を使用することでペレットが優位になる可能性があるということが示された。

5. 引用文献

1)　土屋陽子, 唐沢邦彦, 佐藤寿樹, 辻宣行：木材学会誌, 56(6), (2010), pp. 427-436
2)　古俣寛隆, 折橋健, 石川佳生, 一重喬一郎, 服部信昭：木材学会誌, 56(3), (2010), pp. 139-148
3)　井上真理子ほか: 木材学会, つくば, (2008), pp159

Supporting Information

表 S1　原料収集

事例	種類	使用量	単位	エネルギー量（MJ）
1	軽油	6.8	ℓ	242
2	軽油	6.8	ℓ	242
3	ガソリン	5.5	ℓ	179
	灯油	2.7	ℓ	98
	軽油	3.1	ℓ	114
4	ガソリン	1.4	ℓ	46
	灯油	0.7	ℓ	24
	軽油	5.2	ℓ	184
5	ガソリン	0.5	ℓ	15
	重油	2.7	ℓ	99

表 S2　粉砕

事例	種類	使用量	単位	エネルギー量（MJ）
1	電力	75.0	kWh	661
	電力	138.0	kWh	1,216
2	電力	101.0	kWh	890
3	電力	118.0	kWh	1,040
4	軽油	4.3	ℓ	154
5	A重油	4.5	ℓ	169

表 S3　乾燥

事例	種類	使用量	単位	エネルギー量（MJ）
1	電力	38.0	kWh	335
	灯油	4.1	ℓ	143
	もみ殻	580.0	kg	8,509
	ペレット	165.0	kg	2,706
2	電力	8.1	kWh	72
	木材	197.0	kg	1,438
3	電力	8.1	kWh	72
	木材	626.7	kg	6,267
4	電力	8.1	kWh	72
	不良ペレット	43.3	kg	650
5	電力	8.1	kWh	72
	灯油	22.9	ℓ	801

表 S4　成型

事例	種類	使用量	単位	エネルギー量（MJ）
1	電力	150	kWh	1,322
2	電力	197	kWh	1,736
3	電力	15	kWh	132
4	電力	286	kWh	2,515
5	電力	208	kWh	1,830

表 S5　地球温暖化係数

環境負荷物質	特性化係数
二酸化炭素（CO_2）	1
メタン（CH_4）	21
亜酸化窒素（N_2O）	310

ライフサイクル持続可能性評価の枠組みと社会影響評価手法の検討

−バイオリファイナリーを題材に−

Study on framework of life cycle sustainability assessment and social life cycle assessment -as a subject of biorefinery-

○渕上智子*[1)]、大谷繁[1)]、孫孝政[2)]、山口克誠[2)]、玄地裕[2)]

Tomoko FUCHIGAMI, Shigeru OHTANI, Takamasa SON, Katsunobu YAMAGUCHI, Yutaka GENCHI

1) 東京大学, 2) 産業技術総合研究所

*tomoko_fuchigami@biol.s.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

地球の恵みは有限であり、すべての物質は地球上で循環している。人々は、その循環の中で人が利用できる状態となった限られた資源を分かち合って生きている。それらの資源を凝縮して多くの製品が作られ、さらに資源や製品を消費して様々な活動が行われる。そういった製品や活動の多くは、ある時点、ある範囲（地域）の人々の暮らしをより豊かにするために生み出されるが、それらを構成する物質の循環を妨げることになれば、別の時点、別の範囲（地域）の人々の利用可能性を損ねてしまう。また、その製品や活動のライフサイクルにおいて、周辺の人々の暮らしの豊かさにマイナスの影響を与えていれば、そのシステムはいずれ破綻をきたす恐れがある。

このような認識が拡がる中、これからの時代を担う技術、製品や人間活動には、物質の循環を妨げず、すべての人々の暮らしの豊かさを損ねることのない「持続性」が求められている。

本研究では、石油資源と比べて再生が容易な植物資源を用いて機能性材料を生産するバイオリファイナリーを題材として、ライフサイクルにおける持続可能性を評価する手法の枠組みについて検討している。今回はその途中経過について報告する。

2. ライフサイクル持続可能性評価の枠組み

2.1 持続可能性評価の全体像

持続可能性を評価するにあたっては、物質の循環に着目した環境影響と、コストに着目した経済性、さらには人々の暮らしに着目した社会影響の、少なくとも3つの側面からの評価が必要であるとされている。これを手法論的な観点で見ると、物質の入出力により影響を測ることができる側面と、金銭的な収支をみる側面に加えて、それらではとらえきれない社会側面とが存在する。これら 3 つの側面を意識することにより、評価項目の網羅性を高めることができ、それぞれの項目を各評価手法に結びつけることができる。

また、対象の製品生産や活動が実際に行われる当世代の中で生じる影響と、その後の世代が受ける影響の両方を考慮することが必要である。さらに、対象とする技術や活動が実際に導入される以前に行う事前評価と、既に進行している段階で行う事後評価とでは、評価項目や方法が異なることが予想されるため、これらは区別して検討すべきである。なお、本稿では事前評価を想定した評価項目について議論する。

2.2 バイオリファイナリーの評価項目と評価手法

国際的なバイオ燃料の開発支援機関である GBEP (Global Bioenergy Partnership)によって示されたバイオ燃料の持続可能性基準を基に、バイオリファイナリーの持続可能性評価に必要な評価項目を列挙し、それぞれに適した評価手法について検討した（表 1）。

表１　バイオリファイナリーにおける
ライフサイクル持続可能性評価の枠組みと評価項目

側面	手法分類	項目		
環境	LCA	「GHG」「大気汚染物質」「水質」「水利用」「土地利用」「生物多様性」「エネルギー収支」**「土壌質」「木質資源採取水準」「食糧との競合」**		
社会(世代内)	(ステークホルダー)	(労働者)	(使用者)	(第三者)
	リスク	「所得」「雇用」「労働災害」「不払い労働」	製品使用リスク	「土地所有権」
	価値	「所得」「雇用」	製品機能	事業便益
(世代間)	資本	「人工」「自然資本」「人的資本」		
経済	LCC	「粗付加価値」「生産性」		

環境側面の評価項目のうち、GHG 排出量、大気汚染物質等は、現状の LCA で評価が可能か、あるいは評価手法の検討が進行中の項目である。それ以外の土壌質、木質資源採取水準、そして食糧との競合の項目は、新たに評価モデルの構築が必要であるが、何らかの Input の属性と定量情報により影響度合いが示される可能性があり、いずれも LCA の枠組みで評価が可能と思われ

る。なお、従来よりLCAの評価では世代内と世代間の両方の影響が混在して考慮されており、それらを敢えて分ける必要性は感じられない。

社会側面の評価項目は、特に事前評価の場合、定量的な評価が難しい。ただし、世代間の影響に関しては、後の世代に残すことのできる資本を指標とすれば、対象技術や活動のファクターと資本形成量との関係式を示すことで定量化に近い評価が可能となるだろう。ところが、世代内の社会的な影響は事前の定量的予測が困難であるため、潜在的な影響度（ポテンシャル）の評価が鍵となると考えられる。社会的な影響には、プラスとマイナスの影響があるが、このうちプラスの影響は、消費者やその他のステークホルダーに与える価値（機能や便益）、マイナスの影響は各ステークホルダーに対するリスクととらえることができる。表１ではそのそれぞれについて評価項目を設定した。

これらのリスクや価値は、おそらくその絶対量ではなく、標準状態や従前状態に対する相対変化量が問題となる。さらにそれが最終的に影響を与える社会的エンドポイントは、ステークホルダーの幸福度（暮らしの質）ではないかと考えられる。これらの仮説を基に検討中の社会的影響評価手法について、次章に述べる。

経済側面は基本的にLCC（ライフサイクルコスティング）で評価できるが、環境影響や社会影響を外部（不）経済として組み入れることも検討する必要がある。

3. 社会影響評価手法の検討

3.1 リスクの把握

社会的リスクの潜在量を把握するために、New Earthにより開発されたSHDB（Social Hotspots Database）[1]による評価を検討した。SHDBは、国別、産業分野別に社会リスクの程度をデータベース化し、事業を行う地域（国）と、投入する製品等の価格により、サプライチェーンのどこでどれくらい（時間）の労働が行われるかを見積もり、そこにどの程度のリスクが存在するかが評価できるものである。

評価対象は、高糖性かつ高バイオマス性が期待できる植物ソルガムの栽培からエンプラ材料として期待されるフェニル乳酸を生産するまでのシステムとした。評価に含まれるプロセスを図１に示す。ソルガム栽培のインベントリは、農村工学研究所の栽培実証データ[2]を、フェニル乳酸合成のインベントリは、筑波大学の高谷らのデータ[3]を参照した。評価は、SHDBが搭載されたLCAソフトウェアSimaPro 8で行った。

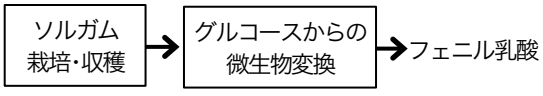


図１ 社会リスク評価プロセス

評価の結果、生産をベトナムで行った場合はほとんどの労働が国内で行われるのに対し、日本で生産した場合は半分以上の労働が海外で行われることが示された。また、ベトナム生産では病床不足、日本生産では石綿症のリスクが、自国の栽培および化学品製造のセクター等で高いことなどが分かった（図2）。

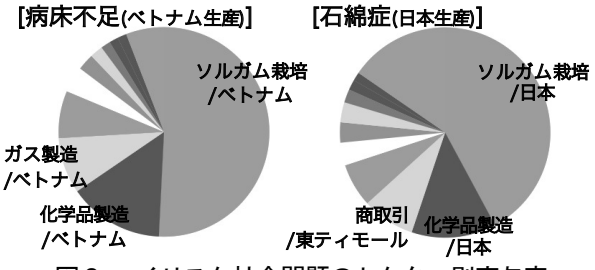


図２ ハイリスク社会問題のセクター別寄与率

3.2 価値の把握

消費者の暮らしをよりよくする価値を期待して生み出される製品や活動は、そのライフサイクルにおいて、新たな産業を興すこと等、新たな価値を提供できる可能性がある。特にバイオマスでは、森林や農地の多面的機能の創出が期待できる。これらの価値を把握するために、消費者が受容する価値については、予め挙げた価値の項目に対して寄与度を直接消費者に聞く手法を検討し、また、森林や農地の有する多面的な機能については、農水省により示された各機能[4),5)]に対する寄与度を見る手法について検討を進めている。

3.3 幸福度（暮らしの質）による評価

リスクと価値が与える影響度を見るために、幸福度（暮らしの質）による評価を検討する。幸福度についてはここ10年ほどで、社会学、心理学はもとより経済学的にも研究が進んできている[6),7)]。人々の幸福感に影響を与える因子や影響の大きさ等の分析がなされ、比較的汎用性の高い関係性が示されるようになってきている。それらの関係性をベースに、リスクと価値が与える影響度の評価について検討を進めている。

参考文献

1) SHDB (2013): Social Hotspots Database website, <http://socialhotspot.org>, (2014-1-7)
2) 清水夏樹ほか, “資源作物生産特性データベースの整備”, 農村工学研究所技報, 209, (2009), p. 53
3) Fujita, T., Hieu D. N., Ito, T., Shengmin Z., Osada, L., Tateyama, S., Kaneko, T., Takaya, N.: Appl. Microbiol. Biotechnol., 97, (2013), pp. 8887-8894
4) 農水省, “農業、農村の多面的機能”, 入手先< http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukan/nougyo_kinou/index.html>,(2014-1-7)
5) 林野庁, “森林の有する多面的機能”, 入手先<http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/tamenteki/>,(2014-1-7)
6) ジョセフ･E･スティグリッツ, アマティア･センほか著, 福島清彦訳, “暮らしの質を測る”, 金融財政事情研究会, 東京, (2012)
7) 大竹文雄編著, “日本の幸福度”, 日本評論社, 東京, (2010)

バイオプラスチックを生産するためのソルガム栽培の環境影響

Environmental assessment of sorghum cultivation for bio-plastic production

○糸数 隆[1)]、稲葉 敦*[1)]、渕上 智子[1)]、孫 孝政[2)]、山口 克誠[2)]、玄地 裕[2)]
Takashi Itokazu, Atsushi Inaba, Tomoko Fuchigami, Xiao-Zheng Sun, Katsunobu Yamaguchi, Yutaka Genchi
1) 工学院大学, 2) 産業技術総合研究所,
* a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

近年世界的に循環型社会の構築が課題となっている。化石資源利用による資源枯渇、CO_2 排出量の増大、化石資源の価格変動といった問題解決の一つとして代替資源のバイオマスを原料とした材料が注目されている。バイオマス利活用は、エネルギー分野では、食用植物を使用したバイオエタノール製造により、砂糖などの価格の高騰を招いた[1)]。こうした経験から材料分野でも、食用植物以外の植物からの材料製造が検討されている。

一方国内では耕作放棄地が問題になっている。放棄地が増加した要因として「農作物の価格低迷」「収益の上がる作物がない」「高齢化」といった農業経営条件の悪化があげられる。そのため、耕作放棄地を有効活用し、高収益を上げ地域の活性化をする必要性が指摘されている[2)]。

このような背景から、耕作放棄地でソルガム(イネ科の植物)を栽培し、食用としては利用されない穂以外の茎から搾汁液を取り、芳香族バイオプラスチックを製造するプロセスモデル構築が行われている[3)]。本研究では、このプロセスモデルのソルガムの栽培工程に着目した。この工程で生じるエネルギー収支・環境影響を考慮し、効率的な栽培・製造方法の検討を目的とする。

2. 分析方法

2.1 評価範囲と前提条件

市場規模を考慮しエンジニアリングプラスチックの材料となるフェニル乳酸を2000 t/年製造する場合の温室効果ガス（GHG）排出量について検討を行った。機能単位は生産されるフェニル乳酸1 kgあたりに設定した。評価範囲を図1に示す。図1の範囲について、MiLCA（地球温暖化：IPCC, 2007）と原単位[4)]を用いてGHG排出量を算定した。なおソルガムの栽培に関する搾汁液・Brix糖度・施肥量・搾汁率のデータは既往の文献データを使用した[5)]。工場は1ヶ所で100日間24時間稼働するとした。

2.2 ソルガムからのフェニル乳酸製造

フェニル乳酸を製造するプロセスは、ソルガムの搾汁液中に含まれている糖を、遺伝子組み換え大腸菌により発酵させてフェニル乳酸を得る。このフェニル乳酸を重合させて芳香族バイオプラスチック製品を得る。つまりプラスチックをより多く製造するにはソルガムからの糖収量が重要となる。

本研究ではソルガムの高糖分品種から、糖度と収量が高く・安定した収量が見込めるスーパーシュガーソルゴー（カネコ種苗 KCS105）を使用するものとした。この品種の栽培条件に合う年間気温および耕作放棄地の広さを考慮し九州地方で、地域活性化のために主業農家率の最も低い大分県での栽培を仮定した。

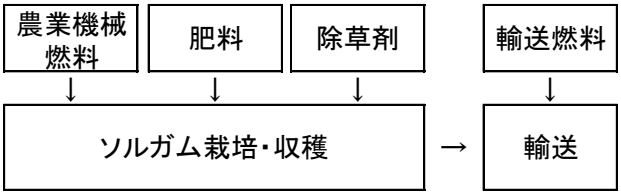


図1　評価範囲のフローチャート

2.3 農業機械の設定

栽培に関わるすべての工程で機械を導入することとし、トラクターにアタッチメントを付けて耕作・播種・施肥・収穫に適用する。トラクターの燃費は製造メーカへの聞き取り調査から軽油18 L/h、作業効率は耕作0.85 ha/h、施肥・播種は1.2 ha/h、収穫機は35 t/hとした。

2.4 施肥パターン及び栽培条件の設定

施肥パターンの違いによる収量の変化がわかる文献値[5)]を用いて、施肥量の違いの影響を検討した。検討した施肥パターンを表1に示す。Case2の施肥パターンがソルガムを栽培する適量である[7)]。N・P_2O_4・K_2Oは遅行性肥料と速効性肥料を足した総量を示した。施肥量によって搾汁液・brix糖度・糖収量が変化するため、必要となる糖量を確保するための農地・ソルガム総量・燃料などが変化する。それらを考慮した栽培条件を表2に示す。なお除草剤を播種直後3 L/ha散布することとした[8)]。2000 tのフェニル乳酸製造に必要な糖量は、フェニル乳酸発酵収率（対糖収率）を17%とすれば11,765 tとなる[6)]。また栽培の地域面積は2005年センサスデータを基にして、必要な農地を所有する市町村面積の合計とした[10)]。輸送GHG排出量は、耕作放棄地を保有する地域を円として、工場を中心地に設置し、円の半径を移動距離の平均値として、原単位は0.0813 kg-CO_2eq/tkm（往路・積載率75%）[4)]、0.836 kg-CO_2eq/km（復路・積載率0%）[4)]、20tトラックを使用するものとして計算した。

表2の計算方法を以下に示す。ソルガムの搾汁率は

25.4%[9]とした。

$$農地面積 = 糖量 \div (搾汁液 \times 糖度)$$
$$ソルガム収量 = 農地面積 \times 搾汁液 \div 搾汁率$$
$$燃料 = 農地面積 \div 作業効率 \times 燃費$$
$$除草剤 = 農地面積 \times 3[L/ha]$$
$$輸送距離 = \sqrt{地域面積 \div \pi}$$

表１　施肥パターン[5)]

	Case1	Case2	Case3	Case4
N (kg/ha)	240	120	60	0
P_2O_4 (kg/ha)	214	107	54	0
K_2O (kg/ha)	240	120	60	0
搾汁液 (kl/ha)	28	25	22	16
Brix 糖度 (%)	7.5	14.5	11.5	13.3

表２　栽培条件変化

	Case1	Case2	Case3	Case4
農地面積(ha)	5,600	3,250	4,650	5,530
ソルガム収量(kt)	618	319	403	348
燃料(kL)	206	119	171	203
除草剤(kL)	16.8	9.74	14.0	16.6
地域面積(km^2)	4,633	1,669	3,124	4,633
輸送距離(km)	38.4	23.0	31.5	38.4

3.　結果と考察

ソルガムを栽培するための輸送、肥料、トラクター燃料､除草剤までの GHG 排出量の計算結果を図２に示す。GHG 排出量は１ kg のフェニル乳酸を生産するための、ソルガム栽培段階の GHG 排出総量である。肥料なしで栽培を行う条件である Case4 の GHG 排出量が 1.5kg-CO_2eq/kg と最も低くなった。施肥を行う Case では肥料による GHG 排出の寄与が最大であった。また、Brix 糖度が他の約半分である Case1 の GHG 排出量が 10.7kg-CO_2eq/kg と最大であった。輸送、トラクター燃料､除草剤についてはいずれの Case でも大きな差はなかった。MiLCA による化石資源からのエンジニアリングプラスチック POM 製造１ kg あたり GHG 排出量が３ kg 程度であることを考慮すると、施肥を行わない Case4 が望ましいが、Case4 の農地面積が Case2 よりも約 1.5 倍大きいことを考慮すると、日本の様に狭い農地を効率的に使用するためには、ソルガムの糖収量や搾汁液が多くなるよう適切な施肥も必要であり、肥料の利用効率（肥効率）をあげることが GHG 排出削減には有用であると考えられた。また実際には耕作放棄地は面積が狭く、点在している。そのため輸送は少ない積載量で走る状態が多くなり、輸送による影響が増加する可能性がある。実プロセス構築時には詳細検討が必要である。

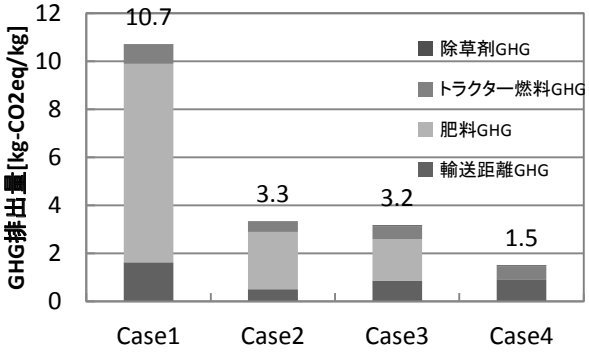


図２　フェニル乳酸１ kg あたりの GHG 排出量

4.　まとめ

農業機械・肥料・輸送を対象としてソルガムからフェニル乳酸を製造する栽培工程の GHG 排出量を算出した。その結果、糖収量や搾汁液への影響を考慮の上、肥効率向上や残さ利用など肥料起因 GHG 排出削減が望まれた。

参考文献

1）NPO 法人バイオマス産業社会ネットワーク（BIN),”国際的な動向”, BIN,（オンライン）, 入手先<http://www.npobin.net/hakusho/2013/trend_01.html>,（参照 2013-01-06）
2）農林水産省：“耕作放棄地の現状と課題”, 農林水産省,（オンライン）, 入手先<http://www.maff.go.jp/j/nousin/tikei/houkiti/pdf/tebiki01.pdf>,（参照 2013-12-24）
3）植物 CO_2 資源化研究拠点ネットワーク：”スーパーバイオマス育種研究（続き）～バイオマス利活用研究”, グリーン・ネットワーク・オブ・エクセレンス事業植物科学分野 (オンライン), 入手先<http://nc-carp.org/wp-content/uploads/2013/04/NC-CARPbrochure3.pdf>,（参照 2014-01-06）
4）CFP プログラム：“カーボンフットプリントコミュニケーションプログラム　基本データベース ver. 1.01 (国内データ)”, CFP プログラム,（オンライン）, 入手先<http://www.cfp-japan.jp/calculate/verify/data.html>,（参照 2014-01-08）
5）本間貴志　他：”スィートソルガムの糖収量と地上部バイオマスにおよぼす施肥量の影響”, Japanese Journal of Crop Science 80 (Extra 1),(2011), pp.308-309
6）高谷直樹：“O-13 ポリアロマ系プラスチック原料の発酵生産システムの研究開発”, NEDO　独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構,（オンライン）, 入手先<http://www.nedo.go.jp/content/100160164.pdf>,（参照 2013-12-24）
7）茨城大学,“スィートソルガムの活用”, 茨城新聞社, 茨城県,（2013）, pp65-66
8）岡村由香, 秋元一郎：“ソルガム類の品種比較試験”, やまぐち農林水産ねっと,（オンライン）, 入手先,<http://www.nrs.pref.yamaguchi.lg.jp/hp_open/a17606/00000017/ソルガム類の品種比較試験.pdf>,（参照 2014-01-06）
9）小野寺美佳：“スイートソルガムを原料としたエタノール生産に関する研究”, 弘前大学修士論文,（2013）, pp51
10）九州農政局統計部：“地域類型別にみた耕作放棄地の特徴耕作放棄地面積等に関する農林業センサスデータ集”, 農林水産省（オンライン), 入手先<http://www.maff.go.jp/kyusyu/toukei/hensyu/sonotakako/pdf/kousakutokutyou.pdf>,（参照 2013-12-17）

山梨県における生ごみ処理システムの環境影響評価

Environmental Assessment on Garbage Processing System in Yamanashi

○森智和*[1)]、島崎洋一[2)]、田畑智博[3)]、玄地裕[4)]
Tomokazu Mori, Youichi Shimazaki, Tomohiro Tabata, Yuu Genchi
1) 山梨県環境科学研究所, 2) 山梨大学, 3) 神戸大学, 4) 産業技術総合研究所
* mori@yies.pref.yamanashi.jp

1. はじめに

現在、地域に賦存するバイオマスのリサイクルや適正処理が、廃棄物排出量の削減だけでなく地球温暖化の抑制につながるとして、本県でもバイオマスの利活用に関する施策や事業の展開が検討されている。本研究室では、これまで県内で発生する生ごみや畜糞、ブドウ滓などの廃棄物系バイオマスについて、その特性を活かしたリサイクルや適正な処理方法について LCA 手法を用いて検討してきた。その結果、多くの場合、廃棄物系バイオマスに関しては焼却処理を行う場合よりも、堆肥化やメタン化などのリサイクル処理を行ったほうが、環境への影響が小さくなることが示された。

しかし、地域によって廃棄物系バイオマスの排出量や処理方法、収集運搬の状況が異なるため、一概に堆肥化やメタン化などの新たなリサイクル処理を行うことが必ずしも環境への影響を低減できるとは限らない。

このような新たなリサイクル処理によって、県内の各地域で及ぼす環境への影響を低減できるかどうか判断するために、LCA 手法などを用いて処理方法をモデル化し、環境負荷評価を行うことが必要である。しかし、現在のところ各地域での排出量や地理的状況などの基盤データや、処理状況の実績データが整備されておらず、そのような評価を行うことが困難な状況にある。

そこで本研究では、県内各地で発生する廃棄物系バイオマスの排出量と現在用いられている処理方法を調査・解析し、現状での環境への影響を評価する。さらに、地理的状況や用いられている施策など地域の特性を考慮しつつ、適正なリサイクルや処理方法についてモデル化してシミュレート・環境影響評価を行い、各地域に適した環境負荷の低い廃棄物系バイオマスの処理方法を提案することを目的とした。

2. 方法

本研究では、まず県内各地において現在稼働しているごみ処理施設について､処理方法や使用資源･物質、排出物などについてアンケートによる調査を行い、これらの調査データを基に、県内のある地域の生ごみ処理について処理方法を変更した場合の環境影響の変化を検討した（図 1）。

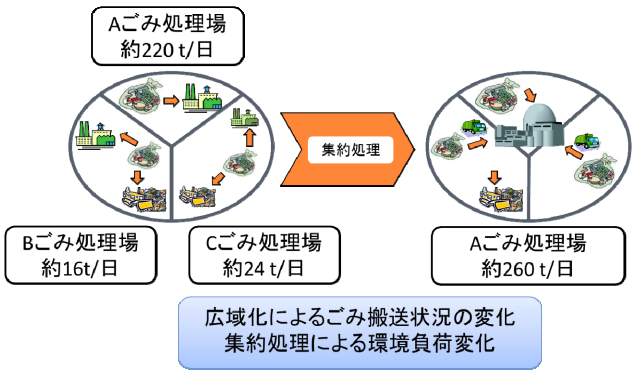


図 1 ごみ処理方法の変更概念図

図 1 の地域では、現状 3 つの処理施設で年間 22,683ton の生ごみを焼却処理している（図 2）が、A 施設の規模の大きさから他 2 施設のごみ処理の受け入れも可能だと考え、集約処理した場合（図 3）の環境負荷の変化を検証することとした。また、集約した生ごみを堆肥化による処理システムを用いて処理した場合（図 4）についても環境影響を検討した。

集約処理する際のごみ収集に関しては、B,C 処理施設に属する地域の家庭から排出されたごみは現状通りひとまず B,C 処理場まで収集され、それぞれの処理場から A 処理場まで順次搬送されるものとして運搬経路を設定した。

堆肥化処理システムについては、搬入されたごみは堆肥化可能ごみとそれ以外の焼却可能ごみ、不燃ごみに選別し堆肥化、焼却される。堆肥化により生成した堆肥は同 N,P,K 組成の化学肥料を代替できると想定し、化学肥料生産にかかる環境負荷を減算するものとした。堆肥化できない焼却可能ごみは集約焼却処理システムと同様に焼却し、電力、余熱、不燃残渣が発生するものとした。

これらのフローモデルから各廃棄物処理システムについて、地球温暖化（温室効果ガス排出量（CO_2 換算））・廃棄物排出量（埋立に必要な容積）・エネルギー消費量（熱量）の各影響領域に関する環境インパクト評価を行った。システム内の各プロセスで用いたパラメータは、聞き取りや文献を基に推定した数値を使用した。また、インベントリデータは、JEMAI-LCA PRO Ver.2 に基づいた。

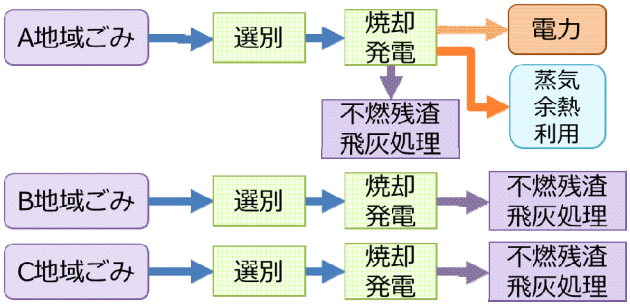


図 2 個別焼却処理フローモデル

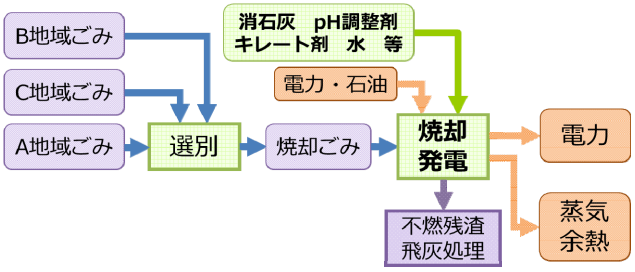


図 3 集約焼却処理フローモデル

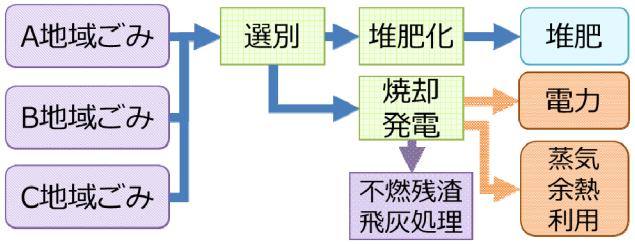


図 4 集約堆肥化フローモデル

3. 結果

JEMAI-LCA PRO Ver.2 を用いて LCA を行い、各シナリオでの環境影響の評価結果を図 5 にまとめた。その結果、A 施設で集約焼却処理を行った場合、3 つの施設で個別に焼却処理するよりも地球温暖化ガスの排出を低減することができ、エネルギー消費もマイナス方向に増大しているため、回収できるエネルギーが大きくなり環境的な利得が大きくなる一方、最終処分する廃棄物の容積は多くなることが示された。B,C 施設は古く小規模であり、熱回収や電力への転換をしていないため、サーマルリサイクルをしている A 施設でまとめて焼却したほうがエネルギー回収量が増え、温暖化ガスの排出も低減できたと考えられる。また、B,C 施設は小規模なため不燃残渣や飛灰の発生量が少なく、転換利用がしやすかったため、最終処分廃棄物量は少なかったことが、集約処理時の廃棄物量増大につながったと考えられる。

一方、集約した生ごみを堆肥化するシステムでは地球温暖化ガス排出量と廃棄物排出量が大幅に低減されており、環境影響は低くなる一方、エネルギー回収量が大幅に少なくなることも示された。堆肥化では生ごみがマテリアルリサイクルされているため、地球温暖化ガスの排出を大幅に低減することができている。しかし、熱回収や電力への転換などは堆肥化不能物の焼却のみで行われているため、エネルギー回収量は大幅に減少していると考えられる。

今後、堆肥化だけでなくバイオエタノール化、生分解性プラスチック化などの生ごみ処理方法についてもモデル化を行い、山梨県内全域での集約処理や新規処理方法を使用した施設による処理などのシミュレーションを行うことで、山梨県のごみ処理について最適な処理方法を検討していく方針である。

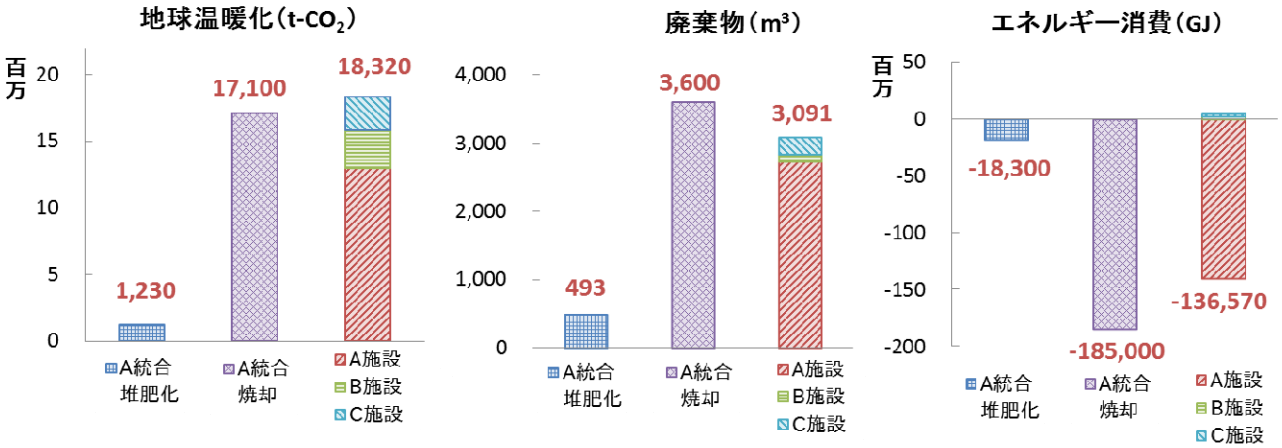


図 5　各処理システムが及ぼす影響評価領域ごとの環境影響評価

廃棄物発生抑制の Consequential LCA の枠組み～食品ロス削減に着目して

The frame work of consequential LCA of waste prevention - Focused on the food loss prevention

○松田健士*[1)]、平井康宏[1)]、酒井伸一[1)]
Takeshi Matsuda, Yasuhiro Hirai, Shin-ichi Sakai
1）京都大学
* matake.1228@gmail.com

1. はじめに

リサイクルに加えて、リデュース・リユースといったいわゆる廃棄物発生抑制の推進が国の循環基本計画でも重視されている。廃棄物の発生抑制行動の環境負荷削減効果の評価はこれまでその生産時の環境負荷が削減されるという形で評価されることが主であった。これはいわゆる Attributional LCA としての評価であり、実際の発生抑制行動の帰結としての社会の変化を必ずしも表していない。そこで、廃棄物発生抑制の LCA 評価に関する現状をレビューした上で、Consequential LCA による発生抑制行動ごとの評価枠組みを整理した。特に国内外で取組が活発な食品ロスについてその適用可能性を考察した。

2. 廃棄物発生抑制行動のLCAの現状

廃棄物の発生抑制の LCA の考え方や枠組みについて提案・整理されており[1),2),3)]、いくつか実践した事例も存在する[4),5),6),7)]。

山川ら[1)]は 2R（リデュース、リユース）行動を構造的に分類したうえで、その LCA について論点を抽出している。そこでは、リバウンド、問題間のトレードオフ、効用変化との関係などの論点が指摘されている。

Cleary[2)]も発生抑制行動とその LCA における論点を整理した上で、従来の廃棄物処理 LCA を拡張して、あたかも発生抑制がごみ処理の 1 形態であるかのようにして評価する Waste MAP(Management and Prevention) LCA を提案している。

Nessi et al.[3)]も従来型の廃棄物処理 LCA に発生抑制を組み込む手法として、Waste MAP LCA のような Approach 1 と、発生抑制される廃棄物由来の環境負荷をベースラインシナリオに計上して、それが発生抑制シナリオで削減される形の Approach 2 の 2 つに発生抑制行動を含む廃棄物 LCA の枠組みを整理している。

Gentil et al.[4)]は都市固形廃棄物処理の LCA の中で不要な郵便物や飲料容器包装、食品廃棄物が発生抑制された場合の環境負荷削減効果をベースとなるごみ処理技術が異なる 2 つのシナリオで評価している。生産が回避されることで大きな環境負荷削減効果があることを示している。

家庭ごみ処理の LCA を拡張する形で、食品ロス削減、生ごみの水切り、生ごみの自家処理の 3 つのごみ減量行動も評価されている[5),6)]。食品廃棄物の処理技術は焼却またはバイオガス化のシナリオを想定しており、いずれの状況でも食品ロスの削減による生産の回避が大きな環境負荷削減につながるとしている。また、水切りや自家処理は見かけ上は同じ量の生ごみ収集量が減少するが、環境負荷削減効果は小さいとしている。

新保ら[7)]はごみ処理の枠組みを拡張する形ではなく、廃棄物発生抑制行動だけを取り出した LCA を行っている。詰め替え容器やマイボトルなど代替行動へのシフトによる廃棄物発生抑制行動を評価し、行動や条件によっては環境負荷削減につながらない場合や問題間のトレードオフが生じる場合があると指摘している。

以上から、現在の廃棄物発生抑制行動の LCA は大きく以下のように分類される。いずれも発生抑制による生産段階の環境負荷削減は減少した製品の生産時の環境負荷を控除する形で評価されている。

表 1. 廃棄物発生抑制 LCA の分類

	システム境界	例
廃棄物 LCA を拡張	発生抑制分のみシステム境界を拡張	Gentil et al. Cleary
	生産段階を含む	松田ら
行動単体が対象	生産段階を含む	新保ら

3. 廃棄物発生抑制行動のCLCAの可能性

3.1 Consequencal LCAとは？

Consequential LCA（CLCA）とは、「ある変化による帰結としての影響を評価する LCA」であり、従来の「ある製品システムに由来する影響を評価する LCA」は Attributional LCA として対比される。CLCA では経済モデルを応用した将来市場変化などを織り込むことで限界的な影響を評価し、副産物等は配分せずシステム境界の拡張で評価する。ここでの機能単位は例えば「製品 1t の生産」ではなく「製品 1t の生産の増加」となる[8)]。2000 年代後半からバイオ燃料や農業分野を中心に該当論文数が増加しており、リサイクルについてもその考え方を適用した事例がある[9)]。

3.2 廃棄物発生抑制へのCLCA適用

廃棄物の発生抑制行動はこのような変化の影響を扱う CLCA との相性が良いと考えられる。リサイクルを含め従来の廃棄物発生抑制 LCA の多くは発生抑制の対象になった製品の生産量が平均的に減少することを仮定しているが、実際にある商品の需要が減少した場合には、即座に全生産者の生産量が平均的に減少するわけではなく、商品にもよるが価格の低下が起こった上で最も市場競争力の低い生産者の生産量が減少していく。また、価格低下によって逆に需要が増加する方向のフィードバックも起きると考えられる（図 1 で A →B ではなく D へ移行）。ここで、最も競争力の低い商品は一般に価格が高い商品であり、生産効率が悪い可能性が高い。つまり、環境負荷原単位の高い商品であり、その削減効果は平均的な商品と比べて大きい可能性がある。一方で上記のフィードバックから発生抑制量より需要の減少量は小さくなることが考えられ、平均的な環境負荷削減と比べた影響はこれらのトレードオフで決まると考えられる。なお、廃棄物発生抑制の Consequencial LCA も可能であるが、着目した廃棄物以外は範囲外となるため、ごみ処理システムの中での規模感が把握しづらい点が指摘されている [2]。

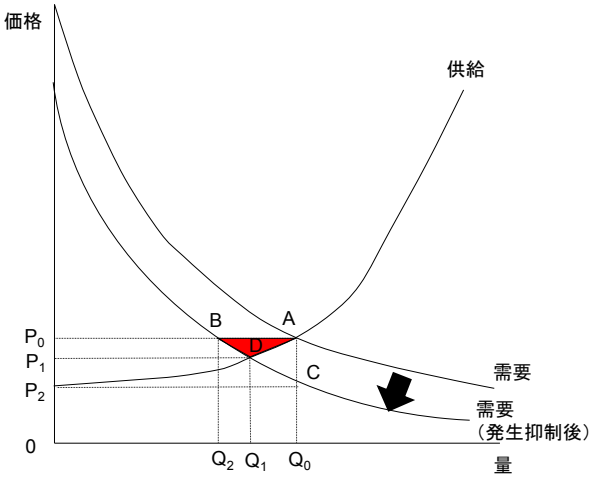


図 1 消費者側の発生抑制による需給バランス変化
※Rutten[10]を元に作成

3.3 食品ロス発生抑制へのCLCA適用

食品ロスの発生抑制行動の環境影響を Attributional LCA の表現で示すと「食品ロスがある社会とない社会の違いは何か？」となる。一方、Consequencial LCA では「食品ロスの削減によって社会に何が起きるのか？」となる。

Rutten[10]は環境影響は対象としていないものの、食品ロスの削減による経済的、社会的帰結の枠組みを整理し、生産者側でのロス削減は生産者、消費者とも便益につながるが、消費者側でのロス削減では生産者側の直接の便益につながらず、帰結が異なりうることを示している。また、食品分野を詳細化した応用一般均衡モデルを用いて、2020 年に生産段階の食品ロス削減が中東地域にもたらす経済的・社会的影響などを実際に試算している [11]。

また、棟居ら [12]は食料貿易モデルを用いたシミュレーションにより、2050 年までに先進国の食品ロス・廃棄が 50%削減されることで、途上国の栄養不足人口が約 4%減少するとともに、世界全体で収穫面積、水資源、二酸化炭素排出量が約 1%減少するとしている。

このように経済・社会的な影響だけではなく、環境面でもマクロな評価は行われつつあり、Consequencial LCA が部分的に行われているといえるが、ロスの削減による下流の廃棄物処理への影響などは含まれておらず、ライフサイクルでの評価の必要がある。また、よりミクロなスケールで発生抑制行動・施策別、対象食品別の CLCA により、取組コストや効用の変化と帰結的な環境影響・便益を対比することも有用と考えられる。

引用文献

1) 山川肇ほか：“リデュース・リユースの分析・評価手法の体系化とその適用研究　循環型社会形成推進科学研究事業（平成 20～22 年度）”，（2012）
2) Cleary J.: Int. J. LCA, 15 (6), (2010), pp.579-589
3) Nessi, S., Rigamonti, L., & Grosso, M.: Int. J. LCA, 18 (7), (2013), pp.1358-1373
4) Gentil, E. C., Gallo, D., & Christensen, T. H.: Waste management, 31 (12), (2011), pp.2371-2379
5) 松田健士ほか：日本 LCA 学会誌，6 (4)，(2010), pp.280-287
6) Matsuda T., et al. : Int. J. LCA, 17 (6), (2012), pp.743-752
7) 新保雄太ほか：環境科学会誌，25 (2)，(2012), pp.95-105
8) Ekvall T. & Weidema B.: Int. J. LCA, 9 (3), (2004), pp.161 – 171
9) 中谷隼ほか:日本LCA学会誌,7 (1),(2011), pp.96-107
10) Rutten M.: Agriculture & Food Security, 2:13 (2013)
11) Rutten M. ,Kavallari A. : GTAP Resource 4075 https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/res_display.asp?RecordID=4075
12) 棟居ら：“環境経済・政策学会”，神戸，(2013) http://www.seeps.org/meeting/2013/submit/abst/2006_RgfMMrRG.pdf

厨芥類の分別収集における収集・運搬シナリオの比較検討

A comparison of collection and transportation scenarios for separated collection of food waste

○堀まつ梨*[1)]、村上進亮[2)]、藤井実[3)]、橋本征二[1)]
Matsuri Hori, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学、2) 東京大学、3) 国立環境研究所
*rv0015hv@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

現在、日本で食用に仕向けられる食料約8,500万トンのうち、約1,700万トンが廃棄され、うち約1,300万トンが焼却・埋立処理されている[1)]。一般廃棄物に占める厨芥類の割合も35%程度と高く[2)]、一般廃棄物の処理において厨芥の発生抑制・リサイクルは大きな課題である。

厨芥の分別収集を行うことができれば、厨芥を資源として有効利用できるとともに、分別によって可燃ごみの低位発熱量が上昇することが期待され、焼却やエネルギー回収の条件も有利になることが期待される[3)]。平成23年の時点で、家庭系厨芥類の分別回収を本格実施（全域もしくは一部を除いた広範囲で実施）している自治体数は全国1739市町村のうち、216市町村となっており、全体の約12%であり、徐々にではあるが増えつつある[4)]。しかし、新たな分別収集の導入は、収集・運搬コストを増加させる可能性があることから、厨芥に関わるごみ処理コストや環境負荷を削減するために、より望ましい収集・運搬のシナリオを検討することが必要である。

本研究では、厨芥を分別収集する際の収集・運搬について、自治体の地域特性を踏まえながら複数のシナリオを設定し、各シナリオのコスト・環境負荷を比較検討することで、より望ましい収集・運搬の方法を提示することを目的とした。

2. 方法

2.1 コスト・環境負荷の計算方法

廃棄物の収集・運搬の計算モデルとして良く使われてきたGrid City Model（GCM）[5)]を改善し、地域の人口データを活用したGCM GIS[6)]の考え方を用いて、収集・運搬距離等を計算した。GCMは、自治体の形状や人口分布の偏りなどを考慮しないため、自治体によってその推計精度が悪くなるためである[6)]。なお、本研究では、GCM GISから若干の変更を行っている。メッシュサイズを1kmではなく500mとした点と、ブロックの作成を行わず、メッシュを順番に回ってトリップを作成した点である。

上記の変更を施したGCM GISにより算出された収集・運搬距離、時間、必要車両台数等を用いて、H-IWM(北大-総合廃棄物処理評価プログラム)[7)]により、収集・運搬に関わるコスト、エネルギー消費量、二酸化炭素排出量を計算した。

このため、GCM GISとH-IWMを統合したモデルをMicrosoft Excel上に作成した。また、計算に必要なパラメータを必要に応じて設定した。

2.1.1 メッシュサイズと人口等のデータの整備

対象とする自治体の道路が格子状であると仮定し、上述のように500m×500mの格子を「500mメッシュ」と定義する。GISを用いて国勢調査の各メッシュのデータ[8)]を読み込み、各メッシュ内の人口、世帯数、面積、緯度経度データを作成した。1kmではなく500mのメッシュを用いたことでより詳細なデータで分析が行えるようになった。市町村境界におけるメッシュ内の人口配分は、メッシュ内の市町村面積の比によって行った。作成した人口データをもとにメッシュ内の廃棄物発生量を以下の式で計算した。

廃棄物iの発生量[g]=メッシュ内人口[人]
×廃棄物iの発生原単位[g/人・日]×日数[日]

2.1.2 トリップの作成

2.1.1で整備したデータをもとに表1の制約条件を満たすトリップを作成した。トリップとは、収集車が処理施設を出発してから廃棄物の収集を行い、処理施設に戻って収集した廃棄物を全て降ろすまでの一連の活動のことである。

図1に示すように、処理施設を中心に収集対象地区を4象限に分割し、処理施設からの距離が遠いメッシュから廃棄物を収集していくものとする。星マークで示す点を処理施設とすると、第4象限については、処理施設から最も遠いメッシュ①に移動し、メッシュ①内の廃棄物を収集する。そこで制約条件が満たされなければ、メッシュ②へと移動し収集を続ける。この作業をメッシュ①→②→③→④→⑤と制約条件が満たされるまで行う。制約条件である最大積載量もしくは最大作業時間が満たされるとそのメッシュから収集施設へと戻る。GCM GIS[6)]で行っているブロック作成を行わずにトリップを作成する

表1　制約条件

制約条件	(単位)
1日の最大作業時間 (休憩、洗車、準備を除く)	5（h）
収集車の最大積載量	6（m³）

ことで、これまでより現実に近い収集・運搬のシミュレーションが行えるようになった。

処理施設から収集メッシュまでの移動時間と各メッシュ内での移動時間を分け、１トリップの必要時間は以下の式で計算した。

１トリップの必要時間[分]＝
処理施設～メッシュ間移動時間[分]
+メッシュ内移動時間[分]
+廃棄物発生量[g]×積込作業速度[分/g]
+ステーション数[箇所]×準備時間[分/箇所]

１トリップの必要時間を１日の最大作業時間まで足し合わせ、１日の全てのトリップがカバーできるようにして、必要収集車両台数を計算した。

2.1.3　コスト・環境負荷の計算

以上の情報をもとに燃料消費量、水使用量、人員、収集車両保有台数を求め、コスト、エネルギー消費量、二酸化炭素排出量を計算した。それぞれ以下で構成される。

コスト＝燃料費+水道費（洗車用のみ）
+人件費+車両購入費+整備補修費

エネルギー消費量＝
軽油エネルギー原単位×軽油消費量
+水道水エネルギー消費原単位×水道費
+収集車両エネルギー消費原単位×車両購入費
+整備補修エネルギー消費原単位×整備補修費

二酸化炭素排出量＝
軽油二酸化炭素排出量原単位×軽油消費量
+水道水二酸化炭素排出量原単位×水道費
+収集車両二酸化炭素排出量原単位×車両購入費
+整備補修二酸化炭素排出量原単位×整備補修費

各シナリオの一週間の値を上記の計算によって求め、年間の値に直した。

2.2　分別収集のシナリオの比較検討

現在、一部地域で厨芥を分別収集している T 市を想定し、表 2 に示すようなシナリオについて検討することとした。それぞれ、全地域での分別収集を検討し、コスト、エネルギー消費量、二酸化炭素排出量の 3 点から、より望ましい収集・運搬シナリオを検討する。

3.　おわりに

現在、上記の方法により T 市を対象とした計算を行っている。分析結果については学会当日に報告する。

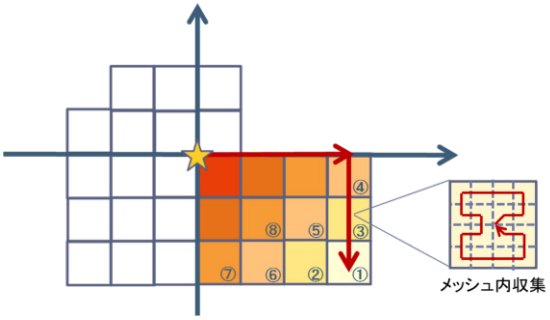


図１　トリップの作成

表２　可燃ごみ・厨芥ごみの分別収集のシナリオ

	収集頻度[回/週]		
	可燃ごみ	厨芥ごみ	合計
シナリオ１	分別収集なし		2
シナリオ２	2	2	4
シナリオ３	1	2	3
シナリオ４	1	3	4

謝辞：厨芥の収集・運搬データをご提供いただいた T 市に深謝する。

参考文献

1) 農林水産省：食品ロスの現状（フロー図）、http://www.maff.go.jp/j/shokusan/recycle/syoku_loss/、2014 年 1 月アクセス
2) 環境省：容器包装廃棄物の使用・排出実態調査、http://www.env.go.jp/recycle/yoki/c_2_research/research_07.html、2013 年 7 月アクセス
3) 藤井実、大迫政浩、村上進亮：個別収集、生ごみ分別収集に関する実態調査、第 19 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、179-181、2008
4) 環境省：一般廃棄物処理実態調査、https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/h23/index.html、2013 年 8 月アクセス
5) Ishikawa, M.: A logistics model for post-consumer waste recycling, J. Pack. Sci. Technol., 5, 119-130, 1996
6) 村上進亮、藤井実、南斎規介、橋本征二、大迫政浩、森口祐一：地理的特性を考慮した収集・運搬費用算定モデル、廃棄物学会論文誌、19、225-234、2008
7) 松藤敏彦：都市ごみ処理システムの分析・計画・評価～マテリアルフロー・LCA 計画プログラム～、技報堂出版、2005
8) 総務省統計局：e-stat 政府統計の総合窓口、http://e-stat.go.jp/SG2/eStatGIS/page/download.html、2013 年 11 月アクセス

日中の産業活動と廃棄物排出構造の比較

－日中廃棄物産業連関分析に向けて－

The Difference and Interrelationship between China and Japan in Waste Generation and Treatment

○筑井麻紀子*[1)]、林晨[2)]
Makiko Tsukui, Chen Lin
1) 東京国際大学, 2) 山東大学
* makiko@tiu.ac.jp

1. はじめに

2014年現在において「世界の工場」としての地位を確固たるものとしている中国にとって、日本は主要な貿易国であり、日本にとっては最重要な貿易国である。また、近年は国境を越えた環境問題も生じており、特に温暖化ガスの排出に関しては、貿易相手国の最終需要を満たすための中国の輸出が増大要因になっているとの指摘[1)]がなされている。本研究の着眼点は、廃棄物についても温暖化ガスと同様に中国において輸出による増大が生じているのではないかという点にある。日本と中国の関係に着目するならば、中国から日本のどのような部門の輸入が中国における廃棄物排出の要因となっているのだろうか。定量的な状況が把握できたとして、その上で日本はどのように両国の関係が実りあるものとなる貢献ができるのだろうか。そうした目的意識の下に、著者らのグループは2010年から日中廃棄物産業連関表作成と分析プロジェクトの取り組みを進めてきている。本研究の位置づけは2007年版中国廃棄物産業連関表[2)]の推計結果を下にした、日中廃棄物産業連関分析の前段階としての日中の産業活動と廃棄物排出構造の比較である。

2. 日中廃棄物産業連関表作成に向けて

日本の廃棄物産業連関表は Nakamura・Kondo[3)]を始め、様々な研究がなされている。中国における廃棄物産業連関表作成の試みとしては、Lin 他[2)]が2007年版中国廃棄物産業連関表を作成し、交通手段による環境負荷の影響について分析に用いている。その他の試みとしては、佐藤[4)]が廃家電のリサイクルに注目し地域別の総量のみでの静脈部門の構成を試みている。本研究は、財・サービス部門は経済産業省の日中国際産業連関表[5)]を、日本の廃棄物部門については環境省[6)]の産業廃棄物排出・処理状況報告書のデータに基づいている。 中国の廃棄物部門については、共著者である Lin 他[2)]の2007年版中国廃棄物産業連関表をベースとした。

本研究では、財・サービス部門の部門分類は表 S1 に示すように経済産業省の日中国際産業連関表の 77 部門と環境省の 56 産業分類と中国廃棄物産業連関表の42部門を比較統合することにより30分類とした。なお、金額の単位はドル換算とし、経済産業省の日中国際産業連関表で採用した為替レートを用い1ドルをそれぞれ117.760円及び7.604元とした。

日本と中国の廃棄物産業連関表では廃棄物分類数に大きな違いがある。これはベースとなる統計情報が存在するか否かにより、日本の場合産廃は20分類であるが、中国の産廃は「製錬残渣廃棄物(smelting waste residue)」、「フライアッシュ(fly ash)」、「鉱さい(slag)」、「その他(other)」の4分類のみである。

3. 日中の産業構造の比較

全体的な経済規模としては、国内生産額では日本が8兆ドル、中国が約1.3倍の約11兆ドルで、付加価値額は日本は4.2兆ドルであり、3.5兆ドルの中国の約1.2倍である。日本と中国の産業構造は、端的に表現すれば、中国は生産額の71%が第2次産業が占める製造業の国であり、日本は第2次産業が44%、第3次産業が55%という第3次産業化が進行した国である[6) 7)]。

日中の貿易の傾向としては、日本から中国には中間投入の財・サービスが、中国から日本には最終財・サービスが取引されている。日本から中国への中間財貿易は半導体や集積回路を中心とする電気機器類や、化学製品、鉄鋼をはじめとする金属製造業が中心であり、それぞれ247億ドル、152億ドル、115億ドルに上る。これに対し、中国から日本の最終消費財貿易では 232 億ドルに上る繊維製品が中心である。こうした傾向からも日本の最終需要が中国の廃棄物の排出にどのように影響しているかが課題として浮かび上がる。

4. 日中の廃棄物排出とその影響

4.1 日中の廃棄物排出の傾向の比較

日中の廃棄物粗排出の傾向は大きく異なる。日本の

場合、農林水産業、建設業、金属製造業から排出される廃棄物が約 75%（194 百万トン）を占めるが、中国の場合は、鉱業、電気・ガス・熱供給業、金属製造業から排出される廃棄物が約 84%（1,452 百万トン）を占める。日中共に生産額当りの排出係数が大きい産業が上位を占めている。

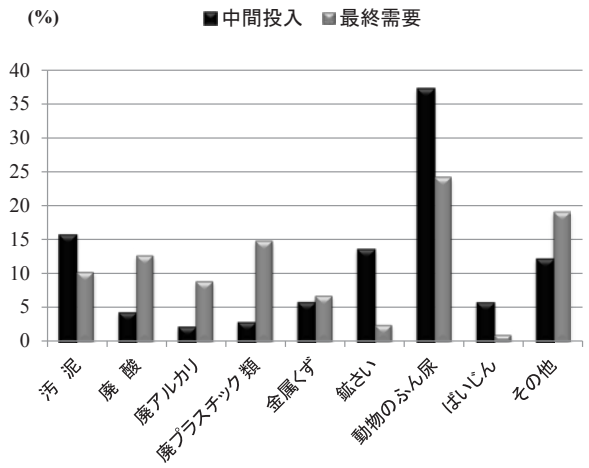
表 1 日中の廃棄物排出の傾向の違い

日本			中国		
No.	部門分類	割合 (%)	No.	部門分類	割合 (%)
1	農林水産業	34	2	鉱業	39
3	建設業	27	18	電気･ガス･熱供給業	23
11	金属製造業	14	11	金属製造業	22
	その他	25		その他	16

4.2 中国から日本への輸入の廃棄物排出への影響

日本が中国から輸入される財・サービスは、中間投入においては全体の 1%を占める 557 億ドルであり、輸入財・サービスの 12%に相当する。最終需要部門での輸入金額は 744 億ドルと中間投入への輸入の 1.3 倍である。これらの財・サービスが国内で供給されていたら、どのくらいの廃棄物が排出されていただろうか。

図 1 中国からの輸入財・サービスを国内で生産した場合に排出される廃棄物量



産業別国内生産額から求めた日本の産業別産廃の粗排出係数を産業別輸入金額に乗じ、産業別廃棄物分類別の排出量を推計すると、中間投入における輸入財・サービスに対して 25 億トン、最終需要に対して 10 億トンと考えられる。最も割合の多い「動物のふん尿」は中間投入・最終需要いずれの場合も農林水産業からの排出である。中間投入に関する輸入の場合、「汚泥」は約 69%が鉱業、「鉱さい」は製鉄等の金属製造業(87%)からである。最終需要については「廃プラスチック類」、「汚泥」は繊維製品と電気機械等が主であり、「廃酸」は電気機械等で 77%を占める。

5. 結論と今後の課題

中国と日本は産業構造が大きく異なり、貿易においても競合というよりは補完に近い関係を形成している。廃棄物の排出においても、その構造を反映し両国の傾向は大きく異なっており、特に中国では鉱業、電気・ガス・熱供給業からの廃棄物排出が多い。一方で、日中廃棄物産業連関表推計における課題としては、中国での廃棄物統計の整備が挙げられる。農林水産業、建設業、そして商業、サービス業といった第 3 次産業から産廃が計上されていないが、これは排出がないというよりは、統計上整備の問題であろう。日本の産業別廃棄物排出量や排出係数の推計結果から、どのような産廃統計を優先すべきかを提案していくことが可能ではないだろうか。日本から中国へは金属スクラップを始め、循環資源の輸出も行われている [8)]。日中廃棄物産業連関表の作表によりそうした資源循環も含めた両国間の経済面・環境面での関係を把握していきたい。

謝辞

本研究は JSPS 科研費 2 3 5 1 0 0 5 1 の助成を受けたものです。

引用文献

1) Guan D., Peters G. P., Weber C.L. and Hubacek K.: Geophysical Research Letters, 36, (2009), pp.1-5
2) Lin C., Tsukui M., Ji K., Lang X.: “21st International Input-Output Conference”, Kitakyushu, Japan, (2013), pp.62
3) Nakamura S., Kondo Y.: J Ind Ecol, 6, (2002), pp.39–64.
4) 佐藤一光：“環境経済・政策学会”, 神戸大学, (2013), 中国の家電リサイクルの影響 - 廃棄物産業連関表の推計<http://www.seeps.org/meeting/2013/submit/abst/2134_7W8b4eKR.pdf>, （参照 2013-9-22）
5) 経済産業省:”2007 年日中国際産業連関表”, (2012)
6) 環境省：”平成 21 年度事業 産業廃棄物排出・処理状況報告書 平成１９年度実績”, (2010)
7) 経済産業省:” 日中国際産業連関表ワークショップ”, (2012), < http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/kokusio/nittyuu/2007nen/gaiyou.html>,（参照 2014-1-1）
8) 寺園 淳 ：新世代法政策学研究, 9, (2010) , pp.77-104.

Supporting Information

表 S1 財・サービスの産業分類

No.	産業部門分類	No.	産業部門分類
1	農林水産業	16	精密機械器具製造業
2	鉱業	17	工芸・その他の製造業
3	建設業	18	電気・ガス・熱供給業
4	食料品・飲料・たばこ・飼料製造業	19	水道
5	繊維製品	20	報道・情報・通信サービス
6	製材・木製品・家具・装備品製造業	21	運輸
7	紙・紙製品・印刷（含、情報記録物）	22	商業
8	化学工業	23	飲食店
9	石油製品・石炭製品製造業	24	ホテル・宿泊業
10	窯業・土石製品製造業	25	医療、福祉
11	金属製造業	26	その他の対個人サービス
12	金属製品製造業	27	教育・研究
13	一般機械器具製造業	28	その他の対事業所サービス
14	電気機械器具・情報通信機械器具・電子部品・デバイス製造業	29	公務・公共サービス
15	輸送用機械器具製造業	30	分類不明

プラスチック製容器包装の分別に関する説明情報の提案

A proposal of explanatory information regarding plastic containers and packing separation

○山本佳奈*[1)]、橋本征二[1)]
Kana Yamamoto, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0016ei@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

容器包装廃棄物は、家庭ごみの50%以上(平成22年度、容積比)を占め、中でもプラスチック製容器包装が約35%と大きな割合を占めている[1)]。このような容器包装廃棄物のリサイクルを進めるため、平成7年に容器包装リサイクル法が制定された。このうち、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装については平成12年から分別収集、再商品化が開始された。さらに、平成18年には、リデュースをはじめとした容器包装廃棄物の3Rの推進、社会的費用の効率化、関係者の連携協働を基本的な方向として、容器包装リサイクル法が改正された[2)]。法施行後、容器包装廃棄物の分別収集及び再商品化は着実に進展し、一般廃棄物のリサイクル率上昇、最終処分場の残余年数の改善等、循環型社会形成に寄与してきたといえる。

しかし、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装のリサイクルについては、自治体および再商品化施設における2度の選別作業が非効率であるとともに、より高度なリサイクルや再資源化費用の低減が課題となっている。より高度な分別が課題への1つの回答となるが、住民がより質の高い分別を行うためには、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装のリサイクルについての正確な理解が不可欠であり、住民の理解に資する情報を的確に伝えることが求められる。

このようなことから、本研究では、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装に関する専門家と住民の知識や概念のギャップを明らかにし、効果的な説明情報の提案を行うことを目的とした。情報提供内容を明らかにする手法として、メンタルモデル・アプローチを援用するが、このアプローチは、専門家と住民の知識構造を図式化し、それを比較して提供すべき情報内容を抽出し、それをメッセージや情報提供資料に作り上げる一連の手法[3)]である。

2. 方法

2.1 専門家のメンタルモデルの作成

容器包装リサイクル法に関わる各種情報、中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会の小委員会における議事次第・資料等により、専門家のメンタルモデルを作成した。

2.2 住民のメンタルモデルの作成

専門家のメンタルモデルを基にインタビュー調査（予備調査）を実施し、その調査結果を基に質問紙調査（本調査）を実施した。インタビュー調査、質問紙調査の実施概要は表1、表2のとおりである。

表1　インタビュー調査の実施概要

実施日時	2013年11月15日(金)　14時から16時
調査対象	20歳～70歳代の男女
調査場所	立命館大学BKC近隣のスーパー
対象者数	20名
調査項目の概要	ペットボトル以外のプラスチック製容器包装について知っていること・疑問に思っていること、家庭での分別の状況、再商品化について知っていること・疑問に思っていること
調査時間	一人当たり約10分

表2　質問紙調査の実施概要

実施期間	2013年12月20(金)～23日(月)
調査対象	全国の全市区町村のうち、容器包装プラスチックの分別収集を行っている地域に居住する20歳以上の男女
調査方法	インターネット調査(ウェブ調査)
回収票	600人
調査項目の概要	ペットボトル以外のプラスチック製容器包装の定義、容器包装リサイクルの背景と意義、容器包装リサイクル法の仕組み、分別収集の現状と課題、再商品化の現状と課題

2.3 専門家と住民のメンタルモデルの比較による情報提供内容の抽出

作成した専門家と住民のメンタルモデルの内容を比較し、専門家と住民の知識の共有部分と非共有部分を整理した。その中から、特に専門家と住民の非共有部分に着目し、住民がペットボトル以外のプラスチック製容器包装について理解を深めるために、必要かつ有益な情報内容の抽出を行った。

2.4 説明情報資料の作成

2.3で明らかになった内容に基づき、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装に関する説明情報資料を作成した。

3. 結果と考察

専門家のメンタルモデルは、①ペットボトル以外のプラスチック製容器包装の定義、②容器包装リサイクルの背景・意義、③容器包装リサイクル法の仕組み、④分別収集の現状と課題、⑤再商品化の現状と課題、により構成した。これらで構成される専門家のメンタルモデルに対比させつつ、住民のメンタルモデルを検討したものが表１である（現段階では仮説）。

質問紙調査では、例えば、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装がリサイクルされてどのような製品になると思うか聞いている（複数回答可）。結果は図１のとおりであり、ペットボトルや衣服にリサイクルされていると思っている住民が 40%程度いる一方、製鉄の原材料と答えた住民は 10%以下であった。リサイクルの方法に関する知識に乖離が見られる。また、再商品化にかかる費用を直接負担しているのが、市町村や消費者であると認識している住民も多かった。また、ペットボトル以外のプラスチック製容器包装に該当するものとして、「プラ」マークの認識は高かったものの、クリーニングの袋や CD・MD のケースと答えた住民も多く、住民にとっては分別の混乱のもとになっている。

4. おわりに

現在、質問紙調査の分析を進めており、今後表 1 を適時改訂し、住民に提供すべき情報内容を抽出していく予定である。結果については学会当日に報告する。

参考文献

1) 環境省：容器包装の 3R についての最近の取組状況について、2012
2) 環境省：プラスチック製容器包装分別収集の手引き、2009
3) 小杉素子、三田村朋子、千田恭子、土屋智子：情報内容の抽出におけるメンタルモデル・アプローチの適用-電磁界の健康影響題材として-、電力中央研究所報告 Y03022、2004

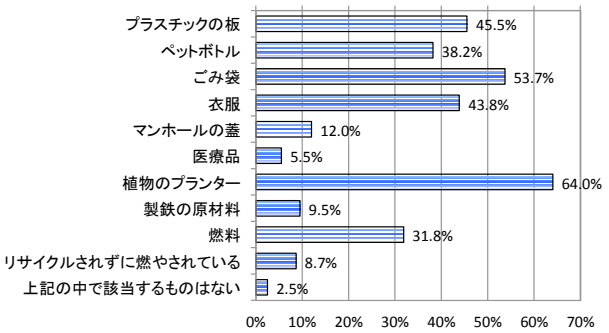


図１　再商品化製品のイメージ

表１　専門家と住民のメンタルモデルの比較（仮説）

構成要素	専門家のみが有している内容	専門家と住民が共有している内容	住民のみが有している内容
①ペットボトル以外のプラスチック製容器包装の定義	・ 法令で定義される容器包装	・ 「プラ」マークの付いた容器包装	・ クリーニングの袋、家庭で使用するラップなども容器包装
②容器包装リサイクル制度の背景と意義	・ 廃棄物の適正な処理	・ 家庭ごみに占めるプラスチック製容器包装の多さ ・ ごみの減量と資源の有効利用、二酸化炭素の排出削減	
③容器包装リサイクル法の仕組み	・ 容器包装の再商品化費用を直接的に支払っているのは事業者	・ 分別排出を行うのは消費者 ・ 分別収集を行うのは市町村	・ 法律の名前を知らない ・ 役割分担等も明確には分からない ・ 再商品化を行うのは市町村 ・ 容器包装の再商品化費用を直接的に支払っているのは市町村や消費者
④分別収集の現状と課題	・ プラスチック製容器包装の分別収集実施市町村数は、ガラスびんやペットボトルと比較して少ない ・ 分別収集の質が不十分 ・ 選別が二度手間	・ 油分等の汚れがついた容器包装は、一般ごみとして出す ・ できるだけ汚れを取って出す	・ 分別収集は環境に悪い
⑤再商品化の現状と課題	・ 再商品化には、油化、コークス炉化学原料化、高炉還元剤化、ガス化なども ・ 再商品化委託費総額の高さ	・ 住民は出したものがどう再商品化されているか分からない ・ 再商品化製品はごみ袋、植物のプランター	・ 再商品化製品はペットボトル、衣服

中国天津市の産業共生モデルの事例評価：下水汚泥と建築廃棄物の再資源化を中心に

Life Cycle Assessment of Industrial Symbiosis Model in Tianjin, China: Case of Recycling System of Sewage Sludge and Construction Waste

○黄　佳虎　松本　亨 [1] 薛 咏海　　左 健 [2]
Hideaki Kurishima, Takahiro Nakaguchi, Tomohiko Ihara
1) 北九州私立大学, 2) 裕川環境科技
* t2mac007@eng.kitakyu-u.ac.jp

1. 研究の背景と目的

20 世紀末から、中国をはじめとするアジアの都市は飛躍的な経済成長を実現していた。しかし、経済の高度成長と同時に、それに伴い発生した環境汚染が都市や地域の人々の生活を脅かした。資源・エネルギー集約型の産業構造は温室効果ガスの排出や資源の集中的消費などで地球全体の環境への負担を大きくしている。従来の資源採掘から、大量生産、大量消費、大量廃棄の経済発展は資源危機を招くと同時に、環境問題を引き起こし、生産と消費の持続不可能な発展を招いてしまう。伝統的な経済発展方式を変えるには、まず資源の消費量を下げる必要がある。汚染処理より、廃棄物の減量化を目的とすることはもっと有効的です。伝統的な生産と消費方式を転換させ、資源の循環利用の考えを取り入れなくてはならない。すなわち資源―製品―廃棄物のような一方通行型資源利用方式から資源―製品―資源のような循環的な利用方式へ転換し、循環的な経済発展方式を実施しなければならない。

産業共生（industrial symbiosis）とは個別産業ごとの産業活動の最適化を実現するだけでなく、地域内の産業間が連携して物質・エネルギー循環を行う循環複合の形成を目指すことである。そのため、産業共生システムを構築することは、物質・エネルギー利用効率の最大化と廃棄物排出の最小化の実現が目標としている。

本研究では、循環経済のモデル都市である天津市を事例地域とし、天津市にあるリサイクル企業（裕川集団）の産業共生モデルを事例に、市における現在の廃棄物処理の実態を対照ケースとし、それに対して複数の産業連鎖による産業共生モデルにより、下水汚泥と建築廃棄物をリサイクルするケースと比較することで、モデルの環境負荷削減効果の定量評価を行うことを目的とする。

手法としては、ライフサイクルアセスメント（LCA）を用いる。

第２章 産業共生モデルをめぐる国内外の状況

2.1 世界
2.2 日本
2.3 中国
2.3.1 循環経済の理論背景
2.3.2 中国における循環経済の原理と発展
2.3.3 中国循環経済の現状
2.3.4 生態工業園区と産業共生システム

生態工業園区の最も大きな特徴は、物流やエネルギー供給を通じて異なる企業を関連し、資源共有と副産物交換の産業共生システムを構築させることによって、物質・エネルギー利用効率の最大化と廃棄物排出の最小化を目指すものである。

第３章 LCA を用いた天津市の産業共生モデルの評価

3.1 評価対象の設定

本研究で対象とした評価対象の産業共生モデルケースを図 1 に、比較対象の現在一般処理ケースを図 2 に示す。

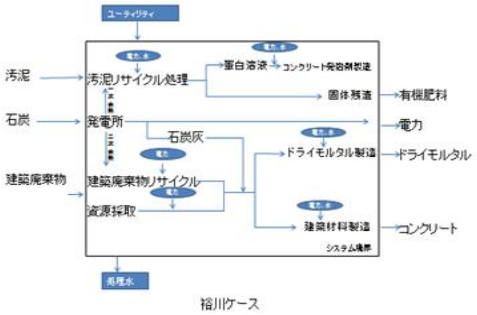


図 1 裕川循環経済産業園ケースのシステム境界

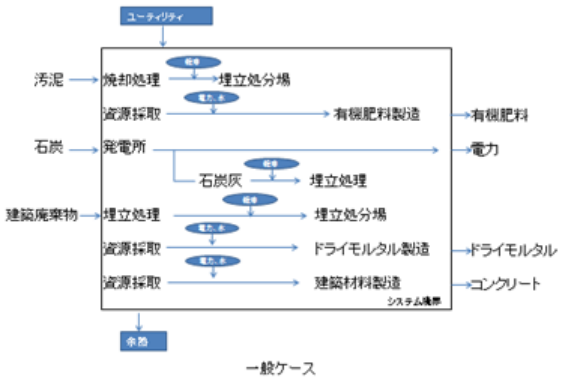


図 2 比較対照とした一般ケースのシステム境界

3.2 分析方法

3.2.1 評価対象データ

本研究で用いた天津市のデータ及び廃棄物に関する統計情報は、評価対象企業からの提供と文献調査に基づく。

3.2.2 CO2 排出原単位の設定

本研究に使用した原単位について、発電に関する原単位は中国の値を用いたが、それの他の CO2 排出原単位は中国における入手は一般的に困難であるため、本研究では日本の値を援用した。試用した排出原単位は表 1 に示す。

表 1　CO2 排出原単位の設定

	CO2 排出量原単位	出典
電力	0.9803tCO2/MWH	①
工業用水	0.07　kg-CO2/m3	②
下水	3.061 kg-CO2/m3	②
有機質肥料	0.164 kg-CO2/kg	③
コンクリート	289.5　kg-CO2/m3	③
ドライモルタル	509.5　kg-CO2/m3	③

① 2010 Baseline Emission Factors for Regional Power Grids in China

② 日本建築学会：建築の LCA 指針

③ 社団法人　産業環境管理協会：JEMAI-LCA Pro

3.2.3 輸送工程の設定

輸送工程における CO2 排出量は物流分野の CO2 排出量に関する算定方法ガイドラインを参考に、改良トンキロ法を用いて推計した。輸送距離に関してはネット（BAIDU）の地図を使用して実際の距離を算出した。

3.2.4 埋立処分の設定

埋立処分場からは生分解性廃棄物の分解に伴う CH4 が排出されている。

基本的にＣH4 排出量は CH4 排出量(t)＝埋立量(t)÷分解期間×排出係数で 計算されるから。それらを推計し、GWP（地球温暖化係数）を用いて CO2 等価換算する。

3.3 分析結果

産業共生モデルケース及び比較対照の一般ケースの CO2 排出量の算出結果を図 4.3 に示した。結果から分かるように、CO2 排出量において産業共生モデルモデルケースの方が環境負荷は小さいことがわかった。下水汚泥と建築廃棄物を 1 年間分を処理した結果、産業共生モデルのケースの年間 CO2 排出量は 36517.8 t-CO2 である。同じ量について比較対照の一般ケースの年間 57369.3 t-CO2 が排出されることが分かった。

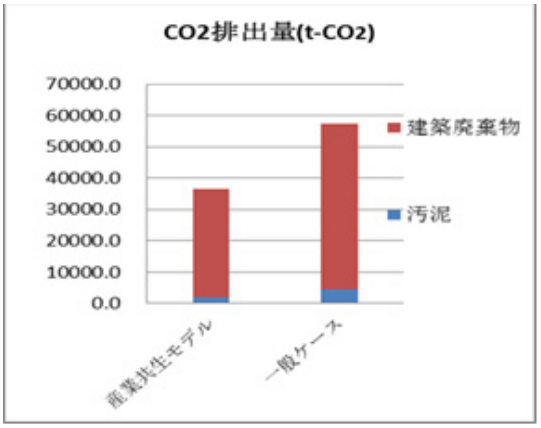


図 3 ケース別の年間 CO2 排出量の比較結果

第４章 まとめ

本研究では、下水汚泥と建築廃棄物の処理を中心にした産業連鎖による産業共生モデルを対象に、LCA を用いて評価した。これにより、現状の対照ケースに比べ、産業共生モデルケースの方が CO2 排出量が少ない結果となった。

今後の課題としては、産業連鎖の構想には、火力発電所との熱と石炭灰のエネルギー・物質フローがあり、それについても評価に含める予定である。

引用文献

1)　建築学会：“建築の LCA 指針”（2006）
2）産業環境管理協会：“JEMAI-LCA Pro”
3）環境省 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル
4）経済産業省・国土交通省：物流分野の CO2 排出量に関する算定方法ガイドライン
5）baidu:入手先＜www.baidu.com＞
6) 2010 Baseline Emission Factors for Regional Power Grids in China

産業連関表を用いた動的な物質フロー・ストック分析の枠組みと応用

Framework and Applications of Dynamic Material Flow and Stock Analysis using Input-Output Tables

○中西翔太郎*[1)]、中谷隼[1)]、森口祐一[1)]
Shotaro Nakanishi, Jun Nakatani, Yuichi Moriguchi
1) 東京大学
* nakanishi@env.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

高度成長期を経て、我が国には多種多様な財や社会インフラの蓄積が進行した。近年では社会の成熟化に伴い、新たな蓄積は減少傾向にある[1)]。災害時も含めた廃棄物管理と資源回収の観点から、今後は、既に社会に蓄積されている財に含まれる物質の量と質を推計することが一層重要となるだろう。本稿では、産業連関表[2)]を利用し、我が国に蓄積された財が廃棄物として発生する時期、組成、量を推計するフレームワークを作成した。またこれを耐用年数推計と組み合わせ耐久財由来の廃棄物発生量推計に応用する提案を行った。

2. 方法

2.1 統計情報の加工

以下の手順は2005年産業連関表の取引基本表（基本分類表）、物量表および固定資本マトリクスと早稲田大学中村研究室で開発された廃棄物産業連関表（WIO）[3)]を情報源として、Microsoft Access 2013, Excel 2013を用いて行った。

まず取引基本表と固定資本マトリクスを109部門に統合した。この109部門は、公式の108部門表とは部門構成が全く異なるものであり、機械や建設といった耐久財形成に強くかかわりのある部門は基本分類のままとし、その他の部門を統合して作成したものである。この109部門の取引表から求めた投入係数表を用いて$(I-A)^{-1}$型の逆行列表を作成した。

次に物量表、WIOも109部門に統合した。これらを列方向に国内総生産額で除すことで投入係数化した物量、廃棄物量を得た。物量表では145部門の部材が扱われている。またWIOでは79部門の廃棄物について投入と排出が扱われている。本研究では、これらから木材として物量表の素材（国産）、素材（輸入）、WIOの草・木、木くずを計算に用いた。同様にして、非金属鉱物として物量表の石灰石、砂利・採石、砕石、セメントとWIOのリターナブルびん、ワンウェイびん、その他ガラス、ガラスくず及び陶磁器くず、鉱さい、がれき類を用いた。鉄として物量表から粗鋼（転炉）、粗鋼（電気炉）とWIOからスチール缶、鉄屑を用いた。非鉄金属として物量表から銅、アルミニウム（含再生）とWIOからその他金属、銅屑、アルミ屑、その他非鉄屑を用いた。プラスチックとして、物量表からナフサとWIOからPETボトル、発泡スチロール、その他プラスチック、廃プラスチック類を用いた。

さらに各耐久財の耐用年数関数を作成した。各耐久財の耐用年数は、現時点では仮に、土木部門70年、非木造建築50年、木造建築25年、一般機械と輸送機械10年、その他5年とした。また全ての耐久財の耐用年数は正規分布に従うと仮定し、標準偏差は平均年数の1/3倍とした。

2.2 耐久財の蓄積量推計

観測時点$\hat{t}$年において、産業$k(1 \le k \le 111)$で用いられている耐久財$j(1 \le j \le 109)$（t年製造）の中間財$i(1 \le i \le 109)$に含まれる部材$p(1 \le p \le 5)$の日本中の総重量をsとおく。このときsは、$\hat{t}, t, p, i, j, k$を独立変数とした6変数関数だと考えることができ、式(1)であらわされる。

$$s(\hat{t}, t, p, i, j, k) = b(t, i, j) \times m(t, p, i) \times f(t, j, k) \times l(\hat{t}, t, j) \quad (1)$$

ここで、$b(t,i,j)$は、t年の産業連関表から計算したレオンチェフの逆行列、i行j列の値である。また、$m(t,p,i)$は、t年の物量表・WIOから産出した物量投入係数表、p行i列の値である。さらに、$f(t,j,k)$は、t年の固定資本マトリクス、j行k列の値である。最後に、$l(\hat{t},t,j)$は、t年に製造された耐久財jの耐用年数曲線から求めた$\hat{t}$年における残存率である。式(1)を用いると、$\hat{t}$年に我が国に蓄積されている耐久財の総量$S[\hat{t},t_0,t](p,i,j,k)$は、式(2)と記述することができる。

$$S[\hat{t}, t_0, t](p, i, j, k) = \sum_{t=t_0}^{\hat{t}} \sum_{p,i,j,k} s \quad (2)$$

ここでt_0は、製造時点の初点であり、一般には耐久財の耐用年数と比べ観測時点から十分に過去だとする。

続いてSの内訳を記述することを考える。例えば、Sのうち産業k_αに蓄積される部分を$S[\hat{t},t_0,t](,,,k_\alpha)$と

記述することとすると、これは式(3)であらわされる。

$$S[\hat{t},t_0,t](,,,k_\alpha)=\sum_{t=t_0}^{\hat{t}}\sum_{k=k_\alpha}^{k_\alpha}\sum_{p,i,j}\mathrm{s} \qquad (3)$$

式(3)と同様にしてある年に蓄積されている耐久財について、産業別、耐久財別、部材別に記述することができる。本稿の段階では、2005 年産業連関表のみを情報源に用いているので、2005 年に製造された耐久財の蓄積のみ推計した。言い換えると、$\hat{t}$年における 2005 年製耐久財の量$S[\hat{t},2005,2005](,,,)$を分析した(式(4))。

$$S[\hat{t},2005,2005](,,,)=\sum_{t=2005}^{2005}\sum_{p,i,j,k}\mathrm{s} \qquad (4)$$

3. 結果

表 1 は 2005 年に製造された耐久財$S[\hat{t},2005,2005](,,,)$を耐久財$j$と部材$p$別にまとめたものである。蓄積される耐久財の質量比 95%以上が建築と土木であり、部材別では非金属鉱物が最も多かった。次に図 1 は、2005 年製の耐久財がどのk（産業・社会基盤）に蓄積されたかを表す図である。第三次産業は、公務が農業関連公共事業を需要するなど土木構造物が多く蓄積されており全体の 41%を占めた。また、式(3)のようにある産業k_αのみの蓄積を求める一例として、k_α＝半導体素子・集積回路の場合の$S[\hat{t},2005,2005](,,,k_\alpha)$を、$j$、$p$別に図 2 に図示した。図 2 より、この産業では特殊産業用機械の蓄積が最も多かった。特殊産業用機械は質量の 90%以上が金属で構成されていた。よってこの産業では、蓄積している部材に占める金属の割合が高いということが分かった。

また図 3 は、$S[2005\le\hat{t}\le2075,2005,2005](,,,)$を$j$別に図示したものである。$j$ごとに製造量が異なること、また耐用年数曲線が異なることから蓄積量の変化もjごとに異なることがモデルに反映されていることが見て取れた。

4. 最後に

本稿では、産業連関表を用いて耐久財の製造量を推計し、耐用年数と組み合わせることで耐久財の蓄積量を分析する枠組みを提案した。またその枠組みによって得られた、部材別と産業別の生産量および蓄積量の時間変化を示した。ただし、現状ではtとして 2005 年のみを扱っていること、耐用年数について精度向上が必要なことなど改善が求められる部分がある。また今後はこの枠組みを用いて災害廃棄物量推計を行うなど具体的な応用方法を検討したい。

表 1　2005 年製造の耐久財質量（千トン）

j \ p	非金属鉱物	金属	その他
第一次産業	40	12	66
機械	5.1×10^3	2.9×10^4	6.4×10^3
建築	1.0×10^5	2.1×10^4	1.8×10^4
土木	5.1×10^5	1.4×10^4	2.6×10^3
第二次産業	2.4×10^2	1.7×10^3	1.1×10^3
第三次産業	1.2×10^3	1.1×10^3	3.4×10^3

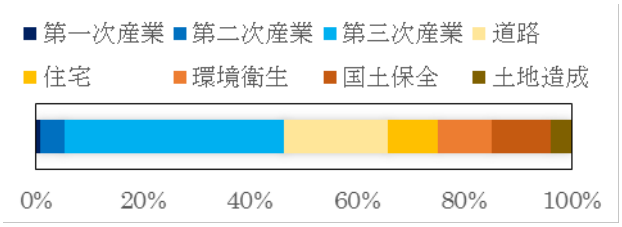


図 1　2005 年製造耐久財の産業・社会基盤（k_z）別割合

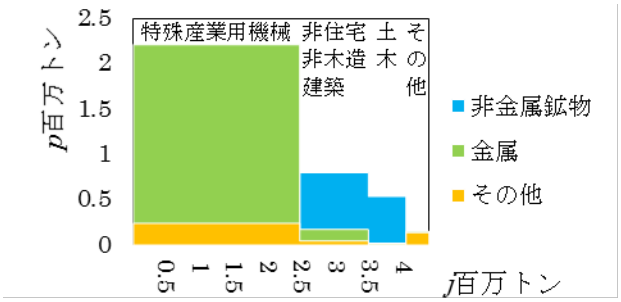


図 2　k＝「半導体素子・集積回路」のときの耐久財j・部材pの関係

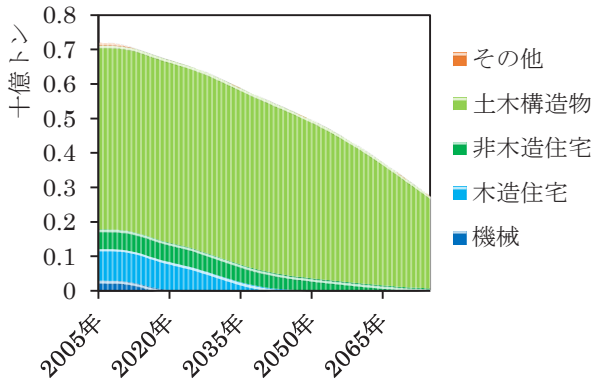


図 3　2005 年製耐久財の蓄積量時間変化
（$2005\le\hat{t}\le2075$）

引用文献

1) 環境省：平成 25 年版環境白書
2) 総務省　：2005 年版産業連関表,(2009)
3) 中村愼一郎　：平成 12 年廃棄物産業連関表 WIO2000 version0.06b

産業廃棄物管理票の記載情報の有効利用に関する研究

Studies on the Effective Use of the Information Contained Manifest

○藤澤一樹*、佐伯孝
Kazuki Fujisawa, Takashi Saeki
富山県立大学
* tsaeki@pu-toyama.ac.jp

1. はじめに

現在、排出事業者が産業廃棄物の処理を他の企業や処理業者に委託する場合、マニフェスト（産業廃棄物管理票）の交付が義務化されている。マニフェストとは、排出事業者が産業廃棄物の処理を他の企業や処理業者に委託する際に、産業廃棄物の種類、数量、運搬業者名、処分業者名などを記入し、業者から業者へ、産業廃棄物とともにマニフェストを渡しながら、処理の流れを確認する仕組みである。マニフェストは、7枚複写（積替用は8枚複写）になっており、図1にマニフェストの流れを示す。マニフェストは排出事業者が処理を委託する際に発行され､収集運搬業者に渡し、中間処理業者に廃棄物と一緒に引き渡す。運搬や処理の完了時に各事業者からマニフェストが返送されてくることで排出事業者は処理委託した廃棄物が適切に運搬・処理されたかが把握できる仕組みになっている。さらに､平成20年度から排出事業者は廃棄物が発生した場所を管轄する県や市に産業廃棄物管理票交付等状況報告書の提出が求められている。交付等状況報告書に記載が求められている項目には廃棄物が排出された場所、廃棄物の種類や排出量、運搬先と処分場所の住所の記載が求められている。これらの情報を解析することにより、該当する地域における産業廃棄物の排出状況、移動状況、処理状況の把握が可能となる。しかし、自治体においてこの情報を有効に利用している例は少ない。また、各都道府県から産業廃棄物実態調査報告書が約5年に一度報告されているが、その廃棄物の発生量等の推計にもマニフェスト情報は利用されていない。

2. 目的

本研究では、各自治体に排出事業者から提出されているマニフェストの記載情報の有効利用方法を検討することを目的とし､排出事業者の業種と廃棄物の種類、処理委託量の情報を用いて、各業種における廃棄物毎の処理委託原単位の作成を行った。さらに、作成した処理委託原単位の利用方法についても検討を行った。

3. 方法

静岡県内において産業廃棄物行政を所管する自治体は静岡県、静岡市、浜松市の3自治体である。各自治体に排出事業者から提出された平成22年度分の産業廃棄物管理票交付等状況報告書のデータを用いた。これらの産業廃棄物管理票交付等状況報告書のデータから業種毎、廃棄物毎の処理委託量の把握を行った。

各事業所の事業規模の指標となる従業員数や売上高等については､エコアクション21の認証登録事業所が公開している環境活動レポート（2010年度実績）と各自治体が公開している多量排出事業者による産業廃棄物処理計画実施状況報告書（2010年度）に記載されている情報を用いた。

上記の廃棄物の処理委託量と各事業所の事業規模から産業廃棄物の処理委託原単位の作成を行った。

また、事業者のホームページ、環境活動レポート及び産業廃棄物処理計画実施状況報告書などから事業者の本社所在地、業務内容、自社工場の所有などの情報を収集し、産業廃棄物の排出量の違いの把握、ばらつきのあるデータの排除などに活用した。

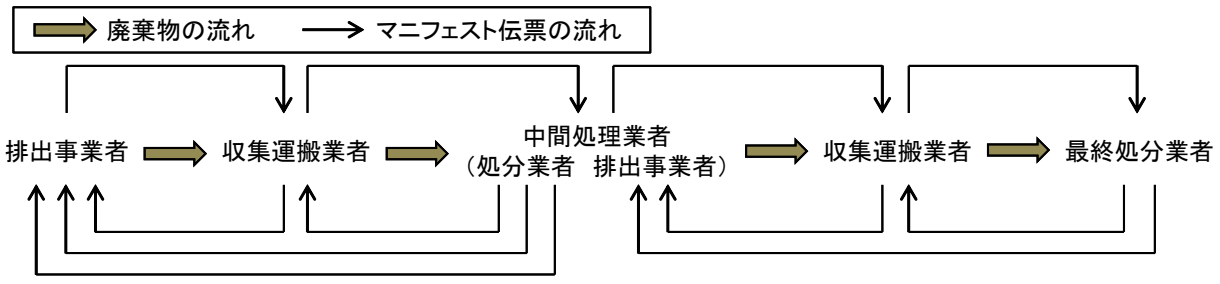


図1　産業廃棄物とマニフェストの流れ

4. 結果

静岡県内におけるエコアクション 21 の認証登録事業者及び多量排出事業者の産業廃棄物処理計画実施状況報告書の提出業者と、マニフェストの交付等状況報告書の提出事業者と一致した事業者数は 349 事業者であった。

本研究では、建設業から排出される建設系産業廃棄物を対象に詳細な検討を行った。建設業から排出される建設系産業廃棄物の処理委託量と売上高との関係を図 2 に、従業員数との関係を図 3 に示す。建設系産業廃棄物の処理委託量は、廃プラスチック類、紙くず、木くず、繊維くず、ゴムくず、金属くず、ガラスくず、鉱さい、がれき類、建設系混合廃棄物、安定型混合廃棄物、管理型混合廃棄物の総量とした。特別管理産業廃棄物は有害物質を含有しており、通常の産業廃棄物より厳しい取扱いを規定されているため委託処理量から除外した。どちらの図においても、ばらつきがかなり大きいのがわかる。

次に、データのばらつきの原因としては、静岡県外の特に都市部に本社がある建設業者の売上高や従業員数のデータはグループ全体のデータである可能性が高く、同様に静岡県外に支店がある事業所についても他の支店のデータの合計値である可能性があるため排除対象とした。さらに、解体工事も行っている事業所は通常の建設業と比べ廃棄物が多くなる傾向があり、産業廃棄物処理業も行っている事業所でも同様に通常の建設業と比べ廃棄物が多くなる傾向があるため排除対象とした。アスファルトプラントなどを所有する事業所は、がれき類などの排出量が多い可能性があるため排除対象とした。これらのデータを排除した建設業から排出される建設系産業廃棄物の処理委託量と売上高との関係を図 4 に、従業員数との関係を図 5 に示す。図 2、3 と図 4、5 を比べると、どちらのグラフにおいてもデータのばらつきが改善されているのがわかる。様々な理由で、データの排除を行っているが、まだばらつきがあるためより詳細な検討が必要であることがわかる。

5. 今後の予定

対象地域を拡大し、解析対象の事業者数を増加させ作成する処理委託原単位の信頼性の向上を図る。また、ばらつきを改善するため違うアプローチを考える必要がある。併せて、作成した処理委託原単位の自治体等での利用方法についても検討する。

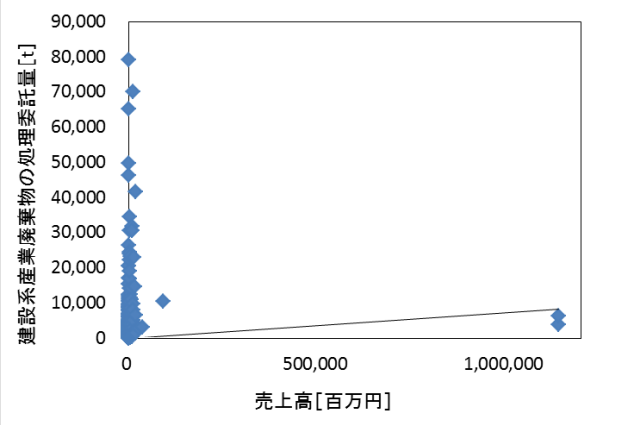


図 2　売上高と建設系廃棄物の処理委託量の関係

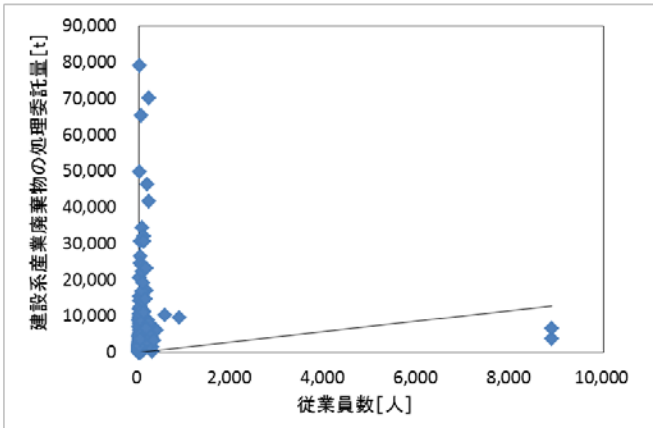


図 3　従業員数と建設系廃棄物の処理委託量の関係

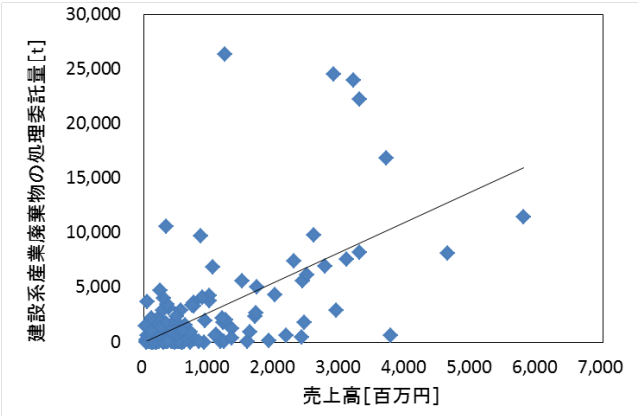


図 4　売上高と建設系廃棄物の処理委託量の関係

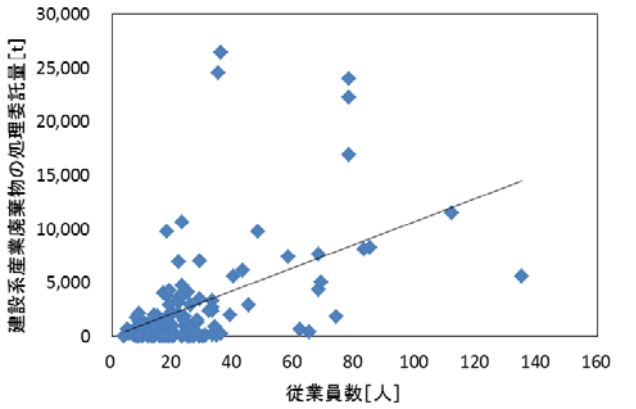


図 5　従業員数と建設系廃棄物の処理委託量の関係

エクセルギーを指標とするLCAの既往研究と低炭素社会システム構築に向けた活用可能性

Recent LCA studies by exergy and applicability for low-carbon society systems design

山末英嗣[1)]、村上進亮[2)]、中谷隼[2)]、井伊亮太*[3)]、松田健士[3)]、堀口健[3)]、向阪悠佑[3)]、寺田林太郎[3)]、五味馨[1)]、稲荷誠[4)]
Eiji Yamasue, Shinsuke Murakami, Jun Nakatani, Ryota Ii, Takeshi Matsuda, Ken Horiguchi, Yuusuke Kousaka, Rintarou Terada, Kei Gomi and Makoto Inari
1) 京都大学, 2) 東京大学, 3)パシフィックコンサルタンツ(株), 4) いなりコンサルティングオフィス
*ryouta.ii@tk.pacific.co.jp

1. はじめに

熱力学第二法則に対応したエネルギーの質を考慮した量であるエクセルギー[1)]を指標としたLCAは、内外、特に国外で、既に数多くの研究事例がある。本発表では海外の総説等[2),3),4)]を基に既往研究の概況を紹介するとともに、指標の有効性と今後の課題を考察する。また、その活用法として、これから社会的需要の拡大が見込まれる低炭素社会システム構築への適用について述べる。

2. エクセルギーLCA研究の既往研究と課題

2.1. 国外を中心とした研究状況の概観

先駆となった研究は、Szargut& Morris (1987)[5)]によるCumulative Exergy Consumption (CExC)であると考えている。サプライチェーンに入るエネルギー資源以外も含む全ての資源に含まれるエクセルギーの合計を算出することで、天然資源から最終製品に至るまでの一連の過程をエクセルギーで評価する手法であり、その後多くの産業プロセスを対象に適用が試みられている。Bösch ら(2007)[6)]は、ecoinventを用いて2630の製品・プロセスのCumulative Exergy Demand (CExD)を計算したが、CExDはCExCと同義とされている。Dewulf ら[2)]は、CExCを用いた分析は、最も重要なプロセスの解析に焦点を当てる方法と、社会全体を対象としてエクセルギーの投入産出分析に基づくアプローチがあるとする。

Cornelissen(1997)[7)]は、Exergetic Life Cycle Analysis (ELCA)を提案した。ELCAは、LCAの枠組みでエクセルギー解析を行うものと考えられる。しかし、少なくとも同論文では通常のLCAの場合よりもextensiveであるとするインベントリ分析の定式化が示されておらず、解析手順としてCExCとの本質的な違いが十分明確化されていないようにも思われる。特徴の一つには、対象システムから失われたエクセルギーをirreversibilityと呼んで提示（重視）する点が挙げられるかもしれない。

Gong&Wall(1997)[8)]は、Life Cycle Exergy Analysis (LCEA)を提案した。その特徴は、資源を「ストック」と「自然フロー」（日射、風など）に区分し、前者は化石燃料や金属などの”Deposits (dead stocks)”と森林などの”Funds (living stocks)”に区分して、自然フローとfundsが再生可能資源であるとして、対象とする系の入出力エクセルギーを再生と非再生で分けて積算することが特徴的である。これにより、特にはエネルギーシステムについて持続可能かどうか評価できるとする。しかし、物質も含めてエネルギーの質を統一的に評価できる尺度であるはずのエクセルギーを物理法則で識別しづらい基準で区分することが妥当であるかは吟味が必要であろう。

Ayres ら(1998)[3)]は、LCAで入力と出力の両方の共通の尺度としてエクセルギーを用いることにより、効率の算出が容易に可能、異なる環境影響を単一指標で評価可能、産業や国単位など大規模なスケールの環境パフォーマンスの比較可能性といった利点を指摘した。このようにエクセルギーを用いたLCAでは、インパクト評価手順をいわば省略し、エクセルギーを資源消費や環境影響の総合指標として提示することを主張する事例も多い。一方、Finnveden&Östlund(1997)[9)]は、インベントリ分析結果の天然資源投入量の特性化指標としての利用を提案した。

2.2. 環境エネルギー分野におけるエクセルギー指標の有効性と課題

環境エネルギー分野での活用を意図したエクセルギー指標としては、前節で紹介した総説[2), 3)]も参考とすると、①エクセルギー効率（損失）、②エクセルギー投入量、③エクセルギー排出量（とりわけ物質に付随する排出）に大別できる※1。以下では、指標毎に主張されている意義を紹介し、著者らの考える有効性と課題について述べる。

(1) エクセルギー効率（損失）

エクセルギー効率（熱力学第二法則効率指標）は、理論的に0を下限、1を上限とするなど、エネルギー分野で従来多く用いられてきた熱効率（熱力学第一法則効率指標）よりも指標としての特性にすぐれた点が多い[10)]。エクセルギー効率には、熱効率では評価できない不可逆過程の損失が含まれることから、評価結果が詳細化されやすく、設計へのより有効な情報が得られると考えられる[11)]。一方、CO2では、不可逆過程のうちの炭素の燃焼しか評価されないため、システムの設計では、要素技術の選択など一定程度以上の巨視的な解像度の活用にとどまることとなり、要素技術の改良への工学的示唆は限られるのではないか。既に多くの論者[最近では例えば11), 12),13),14)]によって主張されているように、エネルギー有効利用の観

点からの本指標の有用性は明確であると著者らも考える。ただし、一国経済のようにマクロな系のエクセルギー効率の評価事例は内外にみられるが[15]、設計にも有効であるかどうかの知見の蓄積は、エネルギーの変換を伴う要素技術への適用と比べかなり少ないように思われる。

また、システムの機能をエクセルギーで表わすことが適当でない財やサービスについては、エクセルギー効率は定義できないため、エクセルギー生産性など、別の指標が必要になると考えられる。※2

他方、エクセルギー効率・損失がエネルギー有効利用の観点から有効性の高い指標であるとしても、環境影響の指標とはいえないことに留意する必要がある。エクセルギー効率の改善によりエネルギー起源 CO2 排出量が増えるとは考え難いが、損失量と CO2 排出量の定量的関係は直接には明らかではない※3。秋山ら[16]の廃アルミからの水素製造の LCA による比較では、エクセルギー損失と CO2 排出量との間で異なる傾向が示されている。※4

本指標の適用に向けて、実務的にはエクセルギーのインベントリ分析用のデータベースの構築が必要である※5。

(2) エクセルギー投入量

投入資源をエクセルギー換算すれば、従来のエネルギーアナリシスに基づく一次エネルギー投入（CED）と同時同様に本指標は求められるため、既存の LCA インフラを活用すれば容易に算定可能である[6], ※6。

資源指標あるいはエクセルギーの大量の投入の背後にありうる環境変化に着目した指標化と考えられる。

前者については、CED に対して物質も対象範囲に加えることが可能とはなるが、化石燃料のエクセルギー率は1に近い一方、金属酸化物の化学エクセルギーは自然状態に近いことからゼロに近いなど、算出結果の CED との相違が大きくない場合も少なくないと考えられる※7, ※8。材料の個別の有用性の指標とならないことは無論、資源枯渇等の指標としてのエクセルギー独自の意義は必ずしも高くない可能性がある。

一方で、大量のエクセルギーを ecosphere から technosphere へと移動させることとその潜在的環境影響へとの関連は、今後の地球生態系の持続可能性の観点からの研究の余地がありうる部分ではないだろうか。

(3) エクセルギー排出量

環境と平衡に達していない排出があることに着目して潜在的な環境影響の指標とする観点の指標である。しかし、このような提案を行っている内外の既往文献自身が留保を付す場合があるように、同量のエクセルギーでも種類（熱と物質（濃度）など）により環境影響が異なると考えられることや、少量（小さなエクセルギー）でも強い毒性を有する物質があることなどが指標の代表性（代理性）の程度に論議をもたらす。後者においては生態濃縮により排出時よりも濃度が局所的に高まる物質もみられるところである。一方で毒性はない二酸化炭素のように、大量排出と蓄積がもたらす量的問題はエクセルギー排出量との相関が高いかもしれない。しかし、地球温暖化については、CO2 排出等価量などを尺度として評価したほうが影響に直結しており分かりやすい。

以上のことから、本利用方法の有効性については、具体的な検証がなされる必要があると考える。

物質として廃棄されるエクセルギーを指標として重要視した国内の LCA 研究としては、飲料容器リサイクルやエコセメントを対象に解析し、リサイクルにより廃棄エクセルギーが低減していることを示した井野(2005)[17] が挙げられる※9。なお、井野（2005）[17]は、エクセルギーをもつ物質を捨てれば環境破壊につながることが最近エアーズ（1999）によって指摘されたと述べている。しかし、この点は、乙間（1979）[18]が同様の指摘を過去に行っているように、かなり以前から提起されていた視点であるとみるべきであろう脚注1。

3. 低炭素社会システム構築への適用に向けて

近年の低炭素社会の実現に向けた対策として、低炭素ライフスタイルと並び、低炭素社会システムが挙げられている[19]。低炭素社会システムの明確な定義は第４次環境基本計画などではみられないが、低炭素社会の構築のための要素技術・システムが、エネルギーや交通などの社会機能と統合されたシステムというように考えられ[20]、低炭素社会インフラも重要な部分をなすと考えられる。

特にエネルギー分野においては、東日本大震災以後、分散型の生産・流通・消費システムへの期待も高まっている。これは、自立性（防災面）や地域活性化あるいは地域の自己決定権の側面に加え、地域に賦存するエネルギー資源の活用、及び、特には、広域輸送に向かない熱の回収及び供給も含めた複合的なエネルギーの融通によるエネルギー利用の効率化が期待されているからであると考えられる。そこで、低炭素社会システム（インフラ）を構築するための評価・設計において、システム全体を対象とした評価手法である LCA を、温度により質の異なる熱に代表される多様なエネルギーの質を考慮した量であるエクセルギーを指標として適用することが有用であると考えられ、そのための手法の開発や有効性の検証が求められていると考える。※10

参考文献及び補注（※）　全て SI に示す。

脚注1 Ayres ら(1998)では、エクセルギーが資源と廃棄物の指標であるとし、後者は潜在的環境影響の尺度ともなるとされているが、この着想がいつどこから得られたものかは明記されていない。Dewulf ら(2008)がクリティカルレビューでこの関連で引用している Ayres らの文献は最も早期のもので 1995 年と比較的最近である。Sciubba & Wall(2007)の記述を見ると、Kraft(1974)及び Szargut(1974)が最も早期である可能性がある。

Supporting Information

参考文献

1) E. Sciubba & G. Wall, “A Brief Commented History of Exergy from the Beginnings to 2004”, Int. J. of Thermodynamics, 10(1), 1-26, (2007)

2) Dewulf J, Van Langenhove H, Muys B, Bruers S, Bakshi BR, Grubb GF, Paulus DM, Sciubba E.: “Exergy: its potential and limitations in environmental science and technology”, Environ Sci Technol., 42(7), 2221-32, (2008)

3) R. U. Ayres, L. W. Ayres, K. Martinas, “Exergy, Waste accounting, and Life‐Cycle Analysis”, Energy, 23(5), 355‐363, (1998)

4) Davidsson S., “Life Cycle Exergy Analysis of Wind Energy Systems”, Uppsala Universitet, (2011)

5) J. Szargut, D. R. Morris, “Cumulative Exergy Consumption and Cumulative Degree of Perfection of Chemical Processes”, Energy Research, 11, 245-261, (1987)

6) M. E. Bösch, S. Hellweg, M. A.J. Huijbregts, R. Frischknecht, “Applying Cumulative Exergy Demand (CExD) Indicators to the ecoinvent Database”, Int J LCA 12 (3) 181-190 (2007)

7) R. L. Cornelissen, “Thermodynamics and sustainable development - The use of exergy analysis and the reduction of irreversibility”, Ph.D. Dissertation, University of Twente, (1997)

8) M. Gong, G. Wall, “On Exergetics, Economics and Optimization of Technical Processes to Meet Environmental Conditions”, TAIES'97, June 10-13, Beijing, China, (1997)

9) Göran Finnveden, Per Östlund **, “**Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications**”,** Energy, 22(9), 923-931, (1997)

10) 乙間末広, 後藤典弘, “エクセルギー概念の資源回収システムへの適用”, 産業公害, 16(9), 925-931, (1980)

11) 「エネルギーの尺度を見直そう」制作委員会 (著), 久角喜徳, 中西重康, 毛笠明志 (監修), “エクセルギーデザイン学の理解と応用: 続熱管理士教本”, 大阪大学出版会, (2012)

12) 吉田邦夫, “エクセルギー工学 理論と実際”, 共立出版, (1999)

13) アベイラブルエナジー研究会 編著, “エネルギーの新しいものさし エクセルギー”, 日本電気協会新聞部, (2010)

14) 平野勇二郎, 藤井実, 藤田壮, “エネルギー利用効率のポテンシャル評価に関する考察と事務所ビルにおける評価事例”, 環境科学会誌, 26(4), 388-396, (2013)

15) I. Dincer, M.A. Rosen, “Exergy Analysis of Countries, Regions, and Economic Sectors”, In “Exergy – Energy, Environment and Sustainable Development”, 2nd edition, Elsevier, (2013)

16) 株式会社中央青山 PwC サスティナビリティ研究所, “エクセルギー概念に基づく LCA 手法の開発”, In 秋山友宏, 久正明, 竹内将人, 古本亜矢子, “平成15年度廃棄物処理等科学研究総合研究報告書: 廃アルミを原料として、水素、アルミン酸ナトリウム、アルミン酸カルシウム、水酸化アルミニウムなどを製造するプロセスの開発と、その評価のためのエクセルギー概念に基づくライフサイクルアセスメント(LCA)手法の開発に関する研究”, (2004)

17) 井野博満, “エクセルギーによるリサイクルおよび廃棄物処理の評価”, 金属, 75(9), 887-894, (2005)

18) 乙間末広, “エクセルギー概念による環境汚染の熱力学的解釈”, 公害と対策, 15, 436-441, (1979)

19) 環境省, “平成 26 年度環境省重点施策“, 平成 25 年 12 月

20) 環境省総合環境政策局総務課環境研究技術室, “環境研究･環境技術開発の推進戦略　平成 25 年度フォローアップ結果”, 平成 25 年 9 月

21) 福田研二, “労働とエネルギー資源からのエクセルギーの生産性に関する考察”, エネルギー・資源, 22(6), 468-474, (2001)

22) 福田桂, 井上貴至, 山本博巳, 藤井康正, 山地憲治, “エクセルギー概念に基づくコージェネレーションシステムの総合効率評価”, 日本エネルギー学会誌, 87, 285-290, (2008)

23) 添野良彦, 赤司豊, 井野博満, 白鳥紀一, 中島謙一, 原田幸明, “環境負荷評価としてのエクセルギー解析”, 日本金属学会, 66(9), 101-104, (2002)

補注

（※１）実際の分析や活用では、いずれか一つに限定されるとは限らない。例えば、井野(2005)[17]は、エクセルギー・質量解析と TMR 解析の結合とは、TMR が対象とする隠れた物質フローまで含めて、そのエクセルギー及び物質の収支を調べることを意味し、それは今後の環境負荷評価に新しい展望を与えるであろうと述べているが、ここで井野がとりあげているエクセルギー指標は、投入された資源のエクセルギー（②）と廃棄物質のエクセルギー（③）を指していると理解される。

（※２）システム境界を単位プロセスから広く拡大してエクセルギー効率を評価する場合の論点は、当然ながら、どこまで境界を拡大するか、その入力と出力の断面の設定にあるだろう。その前提として、エクセルギー効率で評価可能な機能の範囲の明確化が求められるように考える。資本や労働まで算入する[21]かどうかは措くとしても、例えば、自然エネルギーのエクセルギーをどの時点から計上するか、最終的な仕事に対応するエクセルギー需要が何であるのかが、評価範囲の設定フェーズで明確化される必要があるだろう。後者については、空調や照明であれば、エクセルギーで議論可能な範囲が広いのではな

いかと考えられる（なお、エクセルギー概念に基づくコジェネの総合効率評価で、需要側の利用エクセルギーに代えて代替システム投入エクセルギーを分子にとって熱係数の評価法を提示した研究[22]がある。）が、例えば建設コンサルタントの成果物（図面や報告書）をエクセルギーで評価可能であるかは疑わしい。潔く成果物のエクセルギー率は0%として、コンサルタントの活動はエクセルギーの100%損失と評価し、エクセルギー生産性を議論するほうが、有望であるように思われる。

（※3）LCAにも関連の深い手法としては、マテリアルフローコスト会計（MFCA）が、「損失」の量と場所を明らかとすることで、改善に有効であるとされている（例えば、経済産業省産業技術環境局環境政策課環境調和産業推進室「マテリアルフローコスト会計手法導入ガイド（Ver. 2）、平成20年3月）。なお、MFCAとLCCO2を関連づける研究が國部らの研究プロジェクト（「アジアを含む低炭素型サプライチェーンの構築と制度化に関する研究」環境省環境研究総合推進費（1E-1106））において進められているが、これに関連して本稿では次の2点を指摘したい。第一に、系のCO2排出の全てをマテリアル損失に割り当てると、エクセルギー損失のうち不可逆損失及び熱損失に対応するCO2排出は計上されないことになる。第二に、2013年11月8日ワークショップ発表資料においては、フォアグラウンド部分においてCO2排出が全量計上されており、バックグラウンド部分には全く計上されていないように思われるが、この点については妥当性の検討が必要ではないか。

（※4）秋山ら[16]は、廃アルミニウム（アルミニウム溶解で生じるドロスから金属アルミニウムを回収したあとの残灰に残された金属アルミニウム）を原料とした水素及び副生成物としての水酸化アルミニウム等の製造プロセスを対象としてエクセルギーに基づくLCAを実施した。評価項目は、各プロセスにおけるエクセルギー損失量及びエクセルギー総出量に対する総入量の割合（エクセルギー有効利用率）である。実施した結果は通常のLCAに基づくCO2等価換算排出量と比較されているが、通常型では廃アルミニウム自身の有する環境負荷を0として評価したために、エクセルギーで実施した場合とは異なる結果が得られている。なお、調査の前提及び仮定として、廃アルミニウムが潜在的にもつエクセルギー量はゼロと仮定して解析したと書かれているが、エクセルギーバランスのフロー図では、廃アルミニウムにもエクセルギー量が計上されており、前提・仮定と解析内容の関係を本稿著者は十分に理解できていない点がある。フォアグラウンドプロセスのパラメータは秋山研究室で開発されたプログラムにより計算された理論値、バックグラウンドプロセスについては、フランスのエコビラン社（PwCメンバー企業）のLCAデータベースDEAMが用いられた。電力製造は単純な火力発電のモデル（発電効率40%）が想定されている。バックグラウンド部分については、エクセルギー累積投入量は求められていると考えられるが、上流連鎖の個別プロセスごとのエクセルギー損失は示されていない。

まとめにおいては、「当該物質のおかれた環境系により一律に決定されるエクセルギー値は、特にリサイクル品を解析する際に、そのリサイクル原料がたどった複雑な経路を考慮する必要がないため、リサイクル評価に対してより現実に即した解析結果が得られる可能性が示唆された」とされている。評価結果に基づく設計へのフィードバックは行われていない。

（※5）添野ら[23]では、発電部分のエクセルギー投入・損失が解析に含まれておらず、一般的なLCA事例研究で設定されるシステム境界よりも対象プロセスの範囲がかなり狭いように感じられる。これは、エクセルギー収支を提供するバックグラウンドデータが利用できなかったことに起因すると考えられる。この制約を解消するためには、これまでのLCA分野のインベントリデータベース開発で行われてきたのと同様、産業連関表を代表とする統計に基づくマクロなデータベースと、個別のプロセスデータに基づく積み上げ法データベースの整備が有効と考える。前者では、添野ら[23]も一般式を示しているように、「引き算」方式が適用できると考えられる。後者では、産業技術総合研究所が積み上げ法データベースの構築において一部適用したようにプロセスシミュレータを活用して直接に不可逆過程や環境排出に伴う個別の損失を評価する手法が有望ではないかと考えている。

（※6）ただし、実務的には必ずしもそこまで単純な処理では済まない場合もあるようである。Roland Hischier, Bo Weidema (Editors), “Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods”, ecoinvent report No. 3,Data v2.2 (2010)の” 3 Cumulative exergy demand / 3.3 Known mistakes and shortcomings”を参照されたい。

（※7）未利用の低中温熱を大量に使用するシステムではCEDとCExDで結果が乖離しうる。

（※8）鉱化とは特定元素等の地殻存在度以上の濃集であることを考えれば、鉱物資源ストックの量を、エクセルギー概念を活用して、質を考慮して評価する理論はありうるのかもしれない。

（※9）井野ら[17]（科学研究費萌芽研究、エクセルギー・質量解析にもとづく新しい環境負荷評価法の開発、研究課題番号：17656296、2005年度～2006年度）は、エクセルギー収支式に基づくエクセルギー解析方法を用い、物質（質量）収支の解析とあわせて図示化するエクセルギー・質量解析を提案し、リサイクル及び廃棄物処理の評価（具体的には飲料容器のリサイクル評価とエコセメントの評価）に適用した。

アルミ缶では、リサイクルを行うことで、廃棄される物質のエクセルギー・質量が大幅に低減することが示されている一方、投入エクセルギーの低減率は通常のエネルギー消費と同様の低減率と考えられる。ペットボトル（カスケードリサイクル）では、系のエクセルギー・質量投入は増加するが、廃棄される物質については、エクセルギーは大幅に減少する、ただし、質量は微増することが示されている。

（※10）計算上の論点ではないが、エクセルギーの損失を含むプロセスフローの図示化方法については、研究者によって異なる手法が提案されている。LCA での計算内容や設計への活用方法を踏まえて、エクセルギーを活用した LCA のための有用な図示化方法について検討される必要があるかもしれない。

土地利用型生乳生産システムにおけるエネルギ消費量の削減策

An energy saving list for dairy production system dependent upon land utilization

○菱沼竜男*[1)]、清水郁[2)]、相原和馬[3)]
Tatsuo Hishinuma, Aya Shimizu, Kazuma Aihara
1) 宇都宮大学, 2) 株式会社ゼンシン, 3) 伊豆市役所
*thishinuma@cc.utsunomiya-u.ac.jp

1. はじめに

農業や畜産業、食料品へのLCAの適用では、米、トマトなどの具体的な品目を対象にした評価や水稲生産システム、肉牛飼養システム、ふん尿処理システムなどの作業システムを取り上げた評価が実施されている。これらは、食品、農畜産物のカーボンフットプリントにつながる環境負荷排出量を定量化することや作業システムで環境影響の大きいプロセスの抽出し、改善策などを検討することをねらいとして行われている。

生乳生産システムに伴う温室効果ガス排出量を例にすると、牛体およびふん尿処理に伴う直接排出、農耕地由来の直接排出、エネルギ資材による直接および間接排出が大きな割合を占めている[1)]。また、それぞれの作業プロセスでの温室効果ガス排出量が、全体の10%を上回っており、特定の排出源だけでなくプロセス毎の対策の必要性が報告されている[1)]。

特に、生乳生産システムにおける作業プロセスは、個々の酪農経営環境で大きく異なっていることから、特徴ある生乳生産システムを対象としてLCAを実施することが必要である。そこで、本研究では、生乳生産システムの中でも、粗飼料の生産基盤が充実した土地利用型生乳生産システムを対象にLCI分析を行い、そこでの省エネルギ対策の方向性を検討する。

2. 方法

2.1 調査対象と調査範囲

調査対象は、宇都宮大学付属農場の生乳生産システムとした（表1)。付属農場の生乳生産システムは、給与する粗飼料の全てを自給しており、さらに放牧地を利用する方式であることから、充実したし飼料基盤の上にあり立つ土地利用型の生乳生産システムである(圃場面積は約1.0ha/頭（搾乳牛あたり）)。

表１　付属農場の生乳生産システムの概要

飼養頭数（搾乳牛）	16 頭前後
搾乳回数	2 回（朝、夕）
1頭当たりの泌乳量	1,263-5,406 kg/年
飼料畑	1,526 a
採草地	621 a
デントコーン畑	505 a
牧草地（放牧）	400 a
放牧時期	4-11 月

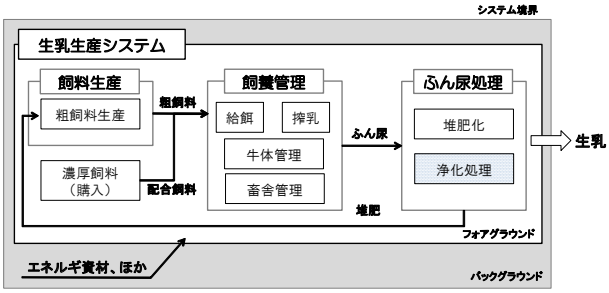


図１　調査対象システムと調査範囲

生乳生産システムを飼養管理と飼料生産、ふん尿処理に大別すると、飼養管理には給餌、搾乳、牛体管理、放牧の作業があり，飼料生産には粗飼料生産と濃厚飼料（購入飼料）の生産がある。ふん尿処理システムは、堆肥化と浄化から構成されていた。特に、浄化処理施設では、乳牛舎と肉牛舎から出る汚水（尿汚水を含む）を合わせて処理していた。本研究では、これらの一連のプロセスを調査対象とした（図1)。ただし、生乳生産システムに由来する尿汚水の処理に由来する環境負荷の案分計算が困難であった尿処理プロセス（浄化処理）を除いた。

2.2 対象とする環境負荷と機能単位の設定

本研究では、生乳生産システムにおける省エネルギ化の方向性を検討することから、調査対象システムで消費されたエネルギ量（各種エネルギ資材から算出するエネルギ量）とこれに伴って排出されたCO_2量を評価対象とした。

また、機能単位を生乳1Lの生産と設定し、推計したエネルギ消費量およびCO_2排出量を整理した。特に、付属農場の生乳生産システムでは、生乳販売のほかに子牛や成牛の販売（個体販売）が行われていたことから、生乳生産に伴う環境負荷を求めるにあたって推計したエネルギ消費量およびCO_2排出量を販売金額で案分した。

2.3 データ収集と整理

エネルギ消費量は、調査対象システムに投入される資材量、または資材の購入額と各種資材ごとのエネルギ原単位[2-5)]の積で求めた。またCO_2排出量も同様に、投入資材量または資材の購入額と各種資材ごとのCO_2排出係数[2-5)]から求めた。

調査対象システムの各作業プロセスで消費される電力、

飼料、薬品、軽油、LPG などの各種資材量および購入額は、付属農場での聞き取り調査および平成 21 年の農場実績報告書(以下、農場データ)から整理した。電力消費量は、乳牛舎電灯と搾乳ポンプ、バルククーラ、畜舎ファン、バーンクリーナ、飼料攪拌機および地下水供給ポンプの配電盤に電力計（Panasonic 社, KW1M-H エコパワーメータ）を設置して計測した。

また、エネルギ消費量と CO_2 排出量の推計値は作業プロセス別または月別で整理して分析を行なった。

以下では、エネルギ消費量の結果について整理した。

3. 結果

3.1 生乳生産システムでのエネルギ消費量

付属農場の生乳生産システムにおける 1 年間のエネルギ消費量は 630GJ であり、生乳 1 L あたりでは 10.7MJ であった。作業プロセス別では、粗飼料生産（45%）、濃厚飼料生産（23%）および飼養管理に伴う電力（18%）が大きな割合を占めた。また、月別の変化に見ると、エネルギ消費量はおよそ 47 - 58GJ の間で変動していた（図 2）。特に、夏季にエネルギ消費量が多くなる傾向にあった。

3.2 粗飼料生産プロセスでのエネルギ消費量

粗飼料生産に伴うエネルギ消費量を月別の粗飼料給与量で案分した（図 3）。月別のエネルギ消費量は 20 – 25GJ であり放牧期間で少ない傾向にあった。この放牧期間で月別生乳生産量が比較的高く推移したことから、月別でみた生乳 1 L あたりのエネルギ消費量は小さかった。

これらのことから、放牧の実施が生乳生産システムで消費されるエネルギ量低減すること、放牧のない月に比べて 5%程度の低減につながることが分かった。

3.3 飼養管理プロセスでの電力消費量

畜舎における電力消費量は夏季に増加した（図 4）。設備機器別にみると、畜舎ファンでの電力消費量が夏季に増加した。その生乳生産システム全体への影響は、放牧による消費エネルギの低減効果を上回った。畜舎ファンは、気温の高い時期に畜舎の暑熱対策として利用されていた。同様に、生乳を低温管理するバルククーラの電力消費量が夏季に増加したが、その影響は小さかった。また、日常的に利用される設備機器類の電力消費量は 1 年を通しておよそ横ばいであり、季節による環境変化に伴う影響は受けていなかった。

これらのことから、省エネルギな夏季の畜舎内の温度管理方法を検討する必要性があると考える。

4. おわりに

土地利用型生乳生産システムへの LCA の適用から、放牧利用による省エネルギが成されていることが分かった。今後の省エネルギ化に向けた方向性としては、放牧時の採食量を増加させる飼養管理方法の検討、省エネルギ的

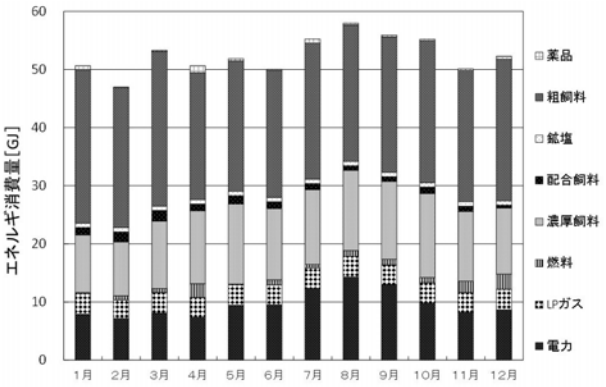


図２　生乳生産システムの月別エネルギ消費量

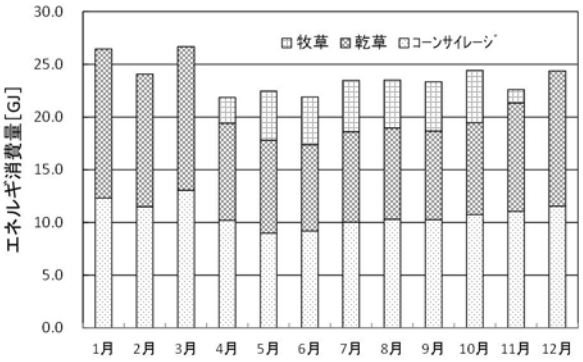


図３　粗飼料生産に伴うエネルギ消費量（月別）

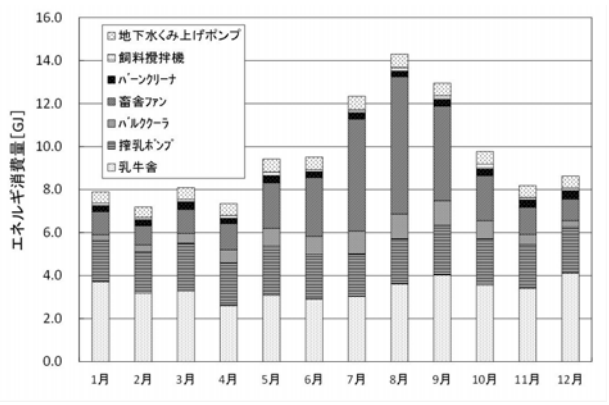


図４　飼養管理に伴う月別電力消費量

な畜舎内の温度管理方法を構築することが挙げられる。

参考文献

1) 菱沼竜男, 栗島英明, 楊翠芬, 玄地裕 : 農業環境工学関連学会 2007 年合同大会講演要旨集, CD-rom.
2) 農林水産バイオリサイクル研究システム化サブチーム, バイオマス利活用システムの設計と評価, (2006).
3) 財団法人日本エネルギ経済研究所計量分析ユニット, EDMC/エネルギ・経済統計要覧, (2009 年版).
4) 社団法人産業環境管理協会, JEMAI-LCA Pro.
5) 南斎規介, 森口佑一, 東野達 : 産業連関表による環境負荷原単位データブック(2000 年表).

ハイブリッド分析を用いた食のサプライチェーンの環境負荷評価に関する研究

Investigation of Environmental Load of Food Supply Chain using Hybrid Analysis

○丸山多聞*[1)]、中谷隼[1)]、森口祐一[1)]
Tamon Maruyama, Jun Nakatani, Yuichi Moriguchi
1) 東京大学
* maruyama@env.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

食品産業は、食品廃棄物だけではなく食品に伴う容器包装廃棄物も個別リサイクル法の対象となるため、食品に関わるリサイクルは食品産業以外の多くの産業とも関連している。そこで、食品廃棄物と食品に伴う容器包装廃棄物のリサイクルの産業全体に対する影響を分析する手法を開発することを研究の目的とした。

具体的には、食品と食品に伴う容器包装の生産から加工、販売、消費、廃棄、そしてリサイクル及び再生原料の供給による既存産業への影響までの一連のサプライチェーンにおいて発生する温室効果ガス排出量や最終処分量といった環境負荷量の定量化を目指した。

このため、まずリサイクルを含んだサプライチェーンを分析するためのマトリクス法を用いた枠組みを構築した。さらに構築したマトリクス法の枠組みに基づいて、リサイクルによる既存産業全体に対する影響をハイブリッド分析によって評価するための枠組みを検討した。

2. マトリクス法によるプロセスデータの記述

2.1 マトリクス法とは

Suh & Huppes[1)]は、プロセスデータの形式で表現されている物質の投入と産出の関係（インベントリ）を行列形式で表現することによって、産業連関分析と同様の行列計算により直接・間接を含めた究極的な環境負荷の量が求められる分析方法について解説している。

環境負荷量は以下の式(1)によって求められる。

$$\tilde{M} = \tilde{B}\tilde{A}^{-1}\tilde{k} \quad (1)$$

（ただし、$\tilde{M}$:環境負荷量、$\tilde{A}$:技術行列、$\tilde{B}$:環境負荷行列、$\tilde{k}$:製品産出ベクトル）

$\tilde{A}$は n×n の正方行列で、要素a_{ij}は産業 j に投入または産業 j から産出される物質 i の量を表している。要素a_{ij}は財・サービスが投入される場合は負の値、産出される場合は正の値になる。$\tilde{B}$は p×n の行列で、要素b_{ij}は産業 j から排出される汚染物質や消費される天然資源 i の量を表している。

しかし、Suh & Huppes[1)]はリサイクルを含んだ分析方法には言及していない。また福原ら[2)]はリサイクルを含んだ場合の分析方法を提案しているが、産業連関表との接続は行われていない。そこで、本研究ではリサイクルを含んだ場合にも適用でき、かつ産業連関表とも接続できるようなマトリクス法の枠組みを提案する。

2.2 リサイクルを含んだマトリクス法の枠組み

リサイクルを含んだマトリクス法の枠組みを、食品加工業で食品が 1kg 生産される時の仮想的なプロセスデータ（表 1）の具体例に基づいて説明する。

表 1　分析対象とするプロセスデータ

プロセス	投入	産出（産出先）	環境負荷
肥料生産	天然資源1.2kg	肥料1kg（農産物生産）	最終処分0.2kg
			天然資源1.2kg
農産物生産	肥料1.2kg	農産物1kg（食品生産）	最終処分0.2kg
食品生産	農産物1.5kg	食品1kg（消費者）	最終処分0.3kg
		食品廃棄物0.2kg（廃棄物回収）	
廃棄物回収	食品廃棄物1kg	食品廃棄物1kg（再生肥料生産）	なし
再生肥料生産	食品廃棄物2kg	再生品1kg（農産物生産）	最終処分1kg

このプロセスデータで表されている各産業間の関係を図で表現すると、図 1 のようになる。ただし、プロセスを白の長方形、環境負荷を灰色の長方形、物質の流れを矢印で表現している。

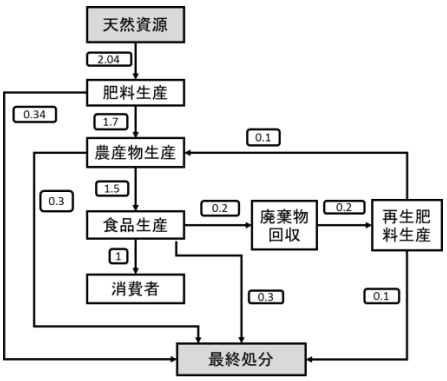


図 1　プロセス間の関係

ここで、表 1 のプロセスデータを行列形式に変換し$\tilde{A}$を作成する（表 2）。まず、各列をプロセス、各行をそれぞれのプロセスによって産出される財・サービスとし、正方行列を作成する。次に、各プロセスが供給する財・サービスの量を正の値、各プロセスが需要する財・サービスの量を負の値で記述する。ただし、各プ

ロセスからの廃棄物発生については有償か逆有償かにかかわらず、廃棄物回収サービスを需要するものとして記述する。また、リサイクルプロセスは、廃棄物処理サービスの産出については対角成分に廃棄物の投入量、再生製品の産出については競合（代替）する既存製品の行に再生製品の産出量を記述する。

表 1 のプロセスデータを行列形式にしたものを表 2 に示した。

表 2　行列形式に変換したプロセスデータ（$\tilde{A}$）

	肥料生産	農産物生産	食品生産	廃棄物回収	再生肥料生産
肥料	1	−1.2	0	0	0.5
農産物	0	1	−1.5	0	0
食品	0	0	1	0	0
廃棄物回収サービス	0	0	−0.2	1	0
リサイクルサービス	0	0	0	−1	1

$\tilde{A}$の再生肥料生産の列は、再生肥料生産プロセスが 1kg の食品廃棄物から 0.5kg の再生肥料を生産することを表現している。再生肥料の産出先に関して、行列形式にした場合は再生肥料と代替関係にある肥料行に値が記述されることが特徴である。

$\tilde{A}$の逆行列を計算すると以下の表 3 の行列が得られる。この逆行列は従来の産業連関分析でいうレオンチェフの逆行列に相当する。

表 3　技術行列（表 2）の逆行列（$\tilde{A}^{-1}$）

	肥料生産	農産物生産	食品生産	廃棄物回収	再生肥料生産
肥料	1	1.2	1.7	−0.5	−0.5
農産物	0	1	1.5	0	0
食品	0	0	1	0	0
廃棄物回収サービス	0	0	0.2	1	0
リサイクルサービス	0	0	0.2	1	1

$\tilde{A}^{-1}$の食品加工の列は、食品 1kg の生産に対して波及的な需要も含めて農産物 1.5kg、肥料 1.7kg が必要であることを表している。よって、逆行列を計算することにより直接、間接を含めた究極的な需要を求めることができる。

表 4 に最終処分量および天然資源消費量の原単位を環境負荷行列として示す。

表 4　環境負荷行列（$\tilde{B}$）

	肥料生産	農業	食品加工業	廃棄物輸送	再生品生産
最終処分量	0.2	0.2	0.3	0	0.5
天然資源消費量	1.2	0	0	0	0

さらに最終需要ベクトル$\tilde{k}$として肥料、農産物、廃棄物回収サービス、リサイクルサービスの各行に 0、食品行に 1 を記述した列ベクトルを与え、(1)式により最終処分量、天然資源消費量、再生肥料生産量を計算した。その結果最終処分量が 1.04kg、天然資源消費量が 2.04kg となり、この結果をリサイクルによる肥料の代替がない場合のサプライチェーンと比較することで再生肥料による代替の効果が計算できる。

3. マトリクス法の枠組みにおけるプロセスデータと産業連関表の接続

ハイブリッド分析のうち Integrated Hybrid Analysis とは、プロセスデータに記述されていない情報を産業連関表から補うことによりサプライチェーン全体での環境負荷量を過不足なく計算する手法である。

Integrated Hybrid Analysis では環境負荷量は以下の式によって計算される。

$$M_{IH} = B_{IH}{A_{IH}}^{-1}k_{IH} = \begin{bmatrix}\tilde{B} & 0\\ 0 & B\end{bmatrix}\begin{bmatrix}\tilde{A} & Y\\ X & I-A\end{bmatrix}^{-1}\begin{bmatrix}\tilde{k}\\ 0\end{bmatrix}$$

（ただし、*M*:環境負荷、*B*:環境負荷原単位、*I*:単位行列、*A*:投入係数、*k*:最終需要、*X*:上流のカットオフされたフロー、*Y*:下流のカットオフされたフローである）

$\tilde{A}$は 2.2 で解説したマトリクス法によりプロセスデータを変形した行列、*I-A* は産業連関表から計算した投入係数を用いて求めた行列である。*X* と *Y* に値を記述することでプロセスデータと産業連関表を接続する。

X には産業連関表からプロセスデータに投入される財・サービスを記述し、*Y* にはプロセスデータから産業連関表に産出される財・サービスを記述する。

4. おわりに

本研究により、リサイクルを含んだサプライチェーンを分析するためのマトリクス法を用いた枠組みを構築した。今後は、具体的な製品を対象とした分析を行うためにインベントリデータベースを用いたプロセスデータの収集や、統計データ等を用いた廃棄物発生量などの環境負荷原単位に関するデータ収集を行い、食品廃棄物及び容器包装廃棄物のリサイクルによる環境負荷の削減効果を定量的に評価する。

5. 引用文献

1) S. Suh, G. Huppes: Journal of Cleaner Production, 13, (2005), pp.687-697

2) 福原一朗, 本藤祐樹: 日本 LCA 学会誌, 5(1), (2009), pp89-101

食品を保存する機能を考慮した冷蔵庫の環境影響評価

The environmental impact assessment of the refrigerator in consideration of the function to save foods

○根原孝輔*[1)]、後藤尚弘 [1)]
Kosuke Nebara and Naohiro Goto
1) 豊橋技術科学大学
* nebara@see.ens.tut.ac.jp

1. 緒言

冷蔵庫が普及し始めた 1950 年代、人々が台所周りに求めていたものは「利便」と「衛生」であり [1)]、このニーズを満たすことが冷蔵庫の主な役割であった。その後、新製品の登場などにより「利便」「衛生」が充実してくると、我々は冷蔵庫の大型化によりさらなる効用を求めるようになった。今日ではエコへの関心が高まり省エネや食品の長期保存など環境に配慮した冷蔵庫が登場している。このように社会の変化とともに製品もその形態を変化させている。しかしこれまでの製品形態の変化は人々のニーズに引っ張られる形で徐々に進んでいるに過ぎず、社会問題に焦点をあて改変してきたわけではない。

そこで本研究では家庭用冷蔵庫を例に、製品が現代社会に与えている影響を社会問題(CO_2 排出量・食品廃棄)の視点から捉え、冷蔵庫が抱えている課題を明確にする。これにより製品の視点から社会問題へのアプローチを図る。

2. 研究手法

本研究ではCO_2排出量と食品廃棄の 2 つの問題に着目し研究を行った。

2.1 ＣＯ$_2$出量推計

冷蔵庫を使用する場合と使用しない場合について買い物の移動を加味し、CO_2 排出量を推計した。冷蔵庫を使用する場合の CO_2 排出量を冷蔵庫の LCA 結果と買い物の移動に係る CO_2 排出量とし、使用しない場合の CO_2 排出量を買い物の移動に係る分のみとした。なお、買い物頻度は冷蔵庫を使用する場合を 2 日に 1 回、使用しない場合を 1 日 1 回とした。また、冷蔵庫の LCA には日本電機工業会のデータを用いた [2)]。用いたデータは 1999 年冷凍年度に販売された定格内容積 400L の冷蔵庫を 10.4 年間使用することを想定している。評価範囲は素材調達段階から廃棄・リサイクル段階までとし，特性化には LIME2 の値を用いた。

買い物の移動に係る CO_2 排出量は久恒ら [3)] の論文を参考に式(1)で求めた。式の各値にも久恒らの値を用い、冷蔵庫の使用年数と同様に 10.4 年間の排出量を求めた。

$$CE = \sum_{i,j}(T_{i,j} \times V_j \times RT_{i,j} \times CF_j) \times RC_j \times D \quad (1)$$

CE：CO_2 排出量　　Ti,j：移動時間[min]

Vj：平均移動速度[km/min]　　RTi,j：移動時間別の割合

CFj：CO_2 排出原単位[g-CO_2/(km･人)]

RCj：移動手段別割合　　D：日数[day]

i：移動時間区分（5 分未満, 5~10 分, 10~20 分, 20~30 分, 30~60 分, 60 分以上・無回答）

j：移動手段区分（自動車, 徒歩, 自転車, 公共交通機関, バイク）

さらに本研究では通勤のついでに買い物をする場合を考慮し、その割合を 7.6%とした [4)]。また自動車の維持に係る CO_2 排出量も加味した [5)]。

2.2 食品保存の機能と食品廃棄の関係調査

文献調査により冷蔵庫の食品保存の機能が食品廃棄にもたらしている影響を調査した。

3. 結果・考察

3.1 ＣＯ$_2$出量推計結果

CO_2 排出量推計結果を図 1 に示す。冷蔵庫を使用する場合の CO_2 排出量は約 5.4[t]、使用しない場合の CO_2 排出量は約 2.7[t]で冷蔵庫を使用すると使用しない場合に比べて約 2.8[t] CO_2 を多く排出するという結果を得た。この結果より CO_2 排出量に関しては冷蔵庫を使用しない生活をする方が環境負荷を削減できることが分かった。

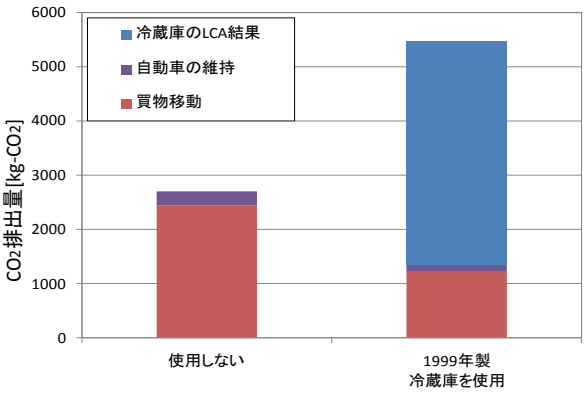


図 1　　CO_2 排出量推計結果

従来の製品間のLCA結果のみの比較によって我々は新製品が環境に良いというイメージを得やすい。しかし今回のように冷蔵庫を使用する生活と使用しない生活を比較してみると、使用しない生活の方が環境に良いことが分かった。環境負荷を削減するだけでなく、持続可能な社会の形成に目を向けるためにも、今後の製品開発には製品を用いた行動の環境影響評価まで視野を広げて考える必要がある。

3.2 食品保存の機能と食品廃棄の関係

2009年の世帯の食品ロス率は約3.7%であり、一般家庭からの食品ロスは年間200から400万トンと見積もられている[6]。平成21年度食品ロス統計調査報告[7]によると食べ残した料理を廃棄した理由として「食べる見込みがない」(71.2%)、食品を使用せずに廃棄した理由として「食品の鮮度が落ちたり、腐敗したり、カビが生えたりした」(51.7%)が多数を占め、食品の廃棄には人間の意識・認識が大きく関係していることが明らかとなった。一方で大村[8]が首都圏100家庭を対象に行った「食べずに捨てた食品」の調査では、冷蔵庫からの食品廃棄物が全体の62%を占めていた。また真島[9]が都内の大学生を持つ家庭を対象に行った冷蔵庫の中身調査では、廃棄物が多い家庭で1週間に20%発生し、調査開始時すでに賞味期限が切れていた食品は約20～30%に至っていた。これらの調査から、冷蔵庫が人間の意識に作用し食品廃棄問題を助長している可能性が示唆される。

さらに、大村[8]は生ごみ量を減らすために行っている工夫として「残さず食べるように心がけ、教育」（65%）、「冷蔵庫の中のものをこまめにチェックしたり献立の工夫で買ったものを使い切る」（54%）と食品廃棄削減に意欲的な人が多いにも関わらず、「無駄をしていない」と言い切れる人は18%、食品廃棄を減らすための工夫を「分かっているが実行できない」人が61%と多数を占めていたことから行動することの難しさを示唆している。また、（財）ベターホーム協会の調査[10]によると家庭で食べ物を捨てることが「よくある」（8.7%）「たまにある」（55.6%）と大半の人が食品を日常的に廃棄しているにも関わらず、食べ物を捨てるとき「もったいない」(74.1%)「罪悪感を感じる」(38.4%)と負の感情を抱いている人が多く、捨てたくないという意思があるのに食品を廃棄していることがわかった。これらの調査からは現在の食品廃棄行動に関して、行動が意識に伴っていないことが示唆される。つまり食品廃棄は人の意識に関係なく発生していると考えられる。冷蔵庫を通して発生する食品廃棄に関しても、人の意識に関係なく発生していると考えることができ、見かけ上、冷蔵庫が直接食品廃棄の原因になっているとみなすことができる。以上より冷蔵庫自体が食品廃棄問題の要因となっていると考えられる。

4. 結言

本研究では冷蔵庫を使用する場合と使用しない場合のCO_2排出量の比較を行い、現時点の冷蔵庫は利便性と環境側面を両立出来ていないことを示唆した。また冷蔵庫の視点から食品廃棄問題を捉え、冷蔵庫が食品廃棄問題の要因となっている可能性を示唆した。同時に従来の製品間のLCA結果の比較のみでは持続可能性を捉えられていない可能性を示唆した。また、製品と社会問題をセットで考えることで社会問題を製品に起因するものとして捉えた。本研究より高機能の冷蔵庫を開発すると同時に、冷蔵庫の使い方そのものを変えていくことが重要であることが示唆される。

参考文献

1) 須崎文代, 内田青蔵： 家事教科書にみる家庭生活の近代化―その2 戦後昭和期の台所変革における機能の多様化について―, 生活學論叢, 14号, (2009), pp.17-29
2) 一般社団法人日本電機工業会 : 冷蔵庫のライフサイクル・インベントリ分析報告書, (2013) , pp.13
3) 久恒邦裕, 中島寛則, 古谷伸比固 : 買い物行動における交通手段からのCO_2排出量分析と評価, 名古屋市環境科学研究所報, Vol.35, (2010), pp45-48
4) 栃木県産業労働観光部 : 地域購買動向調査報告書の概要, (2009)
5) 社団法人自動車技術会：自動車技術ハンドブック改訂版 9 整備・リサイクル・ＬＣＡ編, (2006)
6) 農林水産省：(3) 環境保全に向けた食料分野での取組 ,(オ ン ラ イ ン), 入 手 先 ＜ http://www.maff.go.jp/j/wpaper/w_maff/h22_h/trend/part1/topics/t3_02.html＞, (2014-01-07)
7) 農林水産省：平成 21 年度食品ロス統計調査報告, (2010)
8) 大村直己 : 食品ロスの実態とその背景, Journal of the Japan Institute of Energy, Vol.82, (2003), pp.42-47
9) 真島麗子：冷蔵庫の中身の実態調査と家庭の食生活の現状分析-都会における１０年間の調査データーからの考察-, 食生活科学・文化及び環境に関する研究助成, 2009巻, (2009), pp.91-108
10) 一般財団法人ベターホーム協会：家庭における食品の廃棄の実態について,(オンライン), 入手先＜ http://www.betterhome.jp/anq/index.php＞, (2014-01-07)

水稲作からのライフサイクルGHG排出量の削減ポテンシャル：疎植・無代かきの効果の評価

Improvement potential of life-cycle greenhouse gas emissions from paddy fields: assessing influence of transplanting and puddling

○志村もと子*[1)]、高橋英博[1)]、伊藤千春[2)]、林清忠[3)]、 松森堅治[1)]
Motoko Shimura, Hidehiro Takahashi, Chiharu Itou, Kiyotada Hayashi, Kenji Matsumori
1) 農研機構近畿中国四国農業研究センター, 2) 秋田県農業試験場,
3) 農研機構中央農業総合研究センター
* shimura@affrc.go.jp

1. はじめに

水田は、長期湛水下で土壌が還元状態となり、温室効果ガスであるメタンガスが発生することが知られている。

近年、水田では省力化、低コスト化といった経営面に加え、水質保全や生態系保全といった多面的機能に配慮した技術が注目され、導入が勧められてきた。だが、それらの技術を導入した際に生じる温室効果ガスの発生量についての検討例はまだ少なく、十分に評価されていない。

本研究では、現在水田への普及が勧められている技術の導入が地球温暖化に与える総合的な影響を明らかにすることを目的として、従来の技術と新技術について比較するため、ライフサイクルアセスメント（LCA）を行った。

2. 調査地および調査方法

2.1 調査地

H23～25年に、秋田農試大潟農場（秋田県大潟村）の水田で水稲（あきたこまち）の栽培試験を行った。

移植から7月上旬の中干しまでは継続的に湛水し、その後は間断灌漑とした。肥料は鶏ふんペレットと被覆尿素を施用した（合計6 kgN/10a）。CH_4ガスはクローズドチャンバー法で測定した。

2.2 栽培技術

評価対象とした技術は、無代かき栽培と疎植栽培の２つである。

無代かき栽培は、代かきをせず、ロータリーで耕起した後にドライブハローで2～3回砕土する。代かき時の濁水排出がないため水質保全効果が高い。水稲の根活性が高まるため、高温登熟下での品質低下が生じにくいメリットもあり、普及が勧められている。移植前の灌水を移植直前まで遅らせると、土壌の還元化がやや抑制されるため、CH_4発生量の減少が期待される[1)]。

疎植は、栽培密度を慣行の21株/m^2から15株/m^2へ３割減らす。必要な苗箱数が慣行より少ないため、育苗や苗運搬の労力、土や農薬、苗箱などの資材費が軽減される省力低コスト技術である[2)]。慣行より登熟速度がやや遅くなるため、高温障害を受けにくいという点からも普及が勧められている。また、茎数が減少することにより、作物体を経由するCH_4発生量が減少するという報告もある。

なお、どちらの技術も導入による収量の増減はみられず、品質も慣行に劣らない。

2.3 使用ソフト

解析には、LCAソフトウェアSimaProを使った。評価手法には、IPCC GWP 100aを用いた。

解析に用いたインベントリデータの主なものを表１に示す。表中の**太字**は現地での実測および聞き取り調査結果等から得られた値、*斜字*は秋田県水稲経営指標データの値である。

表１ 解析に用いたインベントリデータ

収量	*10a あたり収量*
燃料	*消費量*
農業機械	*価格*、**実耐用年数、負担率**
ハウス	*面積*、**実耐用年数、負担率**
肥料	**商品名、単価、使用量、成分含有率**
農薬	**商品名、単価、使用量、種類**
種苗	*単価*、**使用量**
資材	***商品名***、*単価*、**使用量、種類**
ガス	**メタン**
溶脱	**窒素負荷量**

3. 解析結果

3.1 メタンガスの発生量

3.1.1 無代かき栽培

代かき区と無代かき区で CH_4 ガスを測定した結果、H24 は両者に差がほとんど見られなかったが、H23 と H25 は無代かき区の発生量は代かき区の約半分であった。年によって発生量に差があるが、3 年間の総量でみると無代かき区の発生量は代かき区の 64%となった。

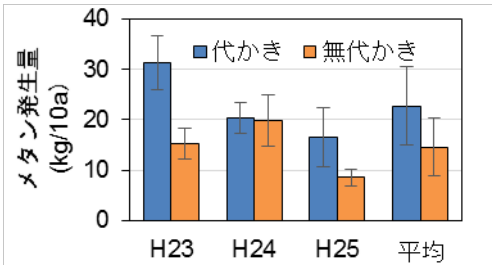


図 1　代かき区・無代かき区のメタン発生量

※　エラーバーは標準偏差

※　両区とも疎植での測定値

3.2 疎植

慣行植区（21 株/m^2）と疎植区（15 株/m^2）で CH_4 ガス発生量を測定した結果、慣行植と疎植の差は小さかった。したがって、疎植による CH_4 発生量の抑制効果はほとんどない。

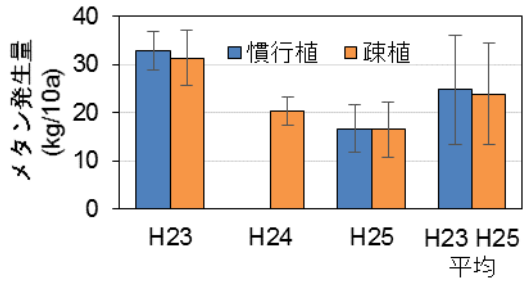


図 2　慣行植区・疎植区のメタン発生量

※　エラーバーは標準偏差

※　両区とも代かき有での測定値

3.3 稲作の地球温暖化効果

表 1 に示した項目を SimaPro に入力し、代かき区・無代かき区での GHG 排出量を排出過程別に求めた（図 3）。両区とも疎植での評価である。排出過程を、資材等製造過程・田面からの排出・燃料・機械製造過程・肥料製造過程（化学肥料・有機肥料）・農薬製造過程の項目に区分して示した。排出量は、二酸化炭素 CO_2、メタン CH_4、一酸化二窒素 N_2O の排出量を、CO_2 あたり排出量に換算して示している。

過程別にみると田面からの排出量の割合が最も高く、代かき区では排出量全体の 86%、無代かき区では 80%を占めた。田面からの排出のほとんどが CH_4 である。次に多いのが化学肥料製造過程からの排出で代かき区 4.1%、無代かき区 5.9%、次が機械製造過程でそれぞれ 3.9%、5.5%であった。

無代かき区の GHG 排出量は代かき区の 69%と少なく、無代かきによる GHG 排出の抑制効果がみられた。

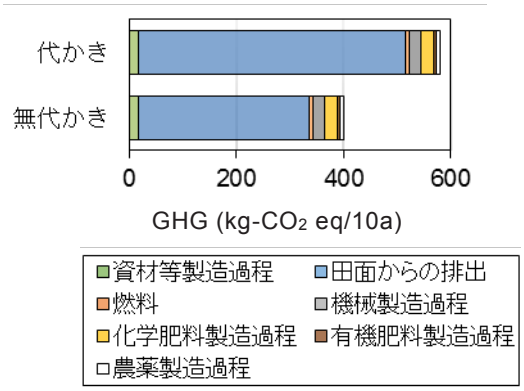


図 3　稲作での温室効果ガス排出量

4. おわりに

新しい農業技術の導入による、稲作での単位面積あたりの GHG 排出量を評価した。疎植導入による排出抑制効果はわずかであったが、無代かき導入による抑制効果は高く、GHG 排出量は代かきを行った場合の 69%にとどまった。これは無代かき区の CH_4 発生量が代かき区の 64%に減少したためである。

なお、本研究は、農林水産省「農林水産業・食品産業科学技術研究推進事業」において実施したものである。

引用文献

1) 伊藤千春，渋谷允，林雅史，渋谷岳：“東北農業研究成果情報”，農研機構，（オンライン），入手先 <http://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyouhou/H24/kankyou/H24kankyou009.html>，（参照 2014-1-7）

2) 志村もと子，高橋英博，三枝俊哉，伊藤千春，辻正樹，渡邊修一，林清忠，松森堅治：日本 LCA 学会，草津，（2013），pp.144-145

ICTの社会的価値の評価方法の検討

Evaluation of Social Acceptance for ICT Technologies

○矢澤通拓*[1)]、渕上智子[1)]、稲葉敦[1)]、並河治[2)]、前川均[2)]、小泉亨[2)]
Michihiro Yazawa, Tomoko Fuchigimi, Asushi Inaba, Osamu Namikawa, Hitoshi Maekawa, Toru Koizumi
1) 工学院大学, 2) (株)日立製作所　情報・通信システム社　経営戦略室　環境推進本部
*a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

近年急速に普及している情報通信技術の CO_2 排出削減効果に関する研究が各所で進められている[1)]。著者らもスマートフォンを例に CO_2 排出削減量を計算した[2)3)]。しかしICTが社会に与える価値についての研究はほとんど行われていない。そこで、本研究ではいわゆるガラパゴス携帯からスマートフォンに買い替えることを想定し、ICT技術の社会的価値の評価方法を検討する。

2. 評価の枠組み

図1に著者らが検討している評価の枠組みを示す。まず、スマートフォンに買い替えることによる CO_2 排出量の増加とコストの増加がある。CO_2 排出量の増加は既往の研究よりiphoneが75kg-CO_2/台、androidが24 kg-CO_2/台と求められている[4)]。コストとスマートフォンの使用によって得られる価値について調べるために以下のようにアンケートを実地した。

3. アンケート調査

2013年12月12日から14日に東京ビックサイトで開催されたエコプロダクツ展2013でアンケートを実地した。回答者の総数は131名で男性が65%で女性が35%である。アンケートの主な質問内容は以下に示す

1.スマートフォンを購入した値段
2.スマートフォン、ガラパゴス携帯の1か月の使用料
3.スマートフォンの機能の使用時間
4.スマートフォンの機能を使用して得た価値

4. 結果

4.1 導入コスト

図2にスマートフォンを購入した値段、図3にガラパゴス携帯からスマートフォンに変えた時の1か月の使用料の増減を示す。

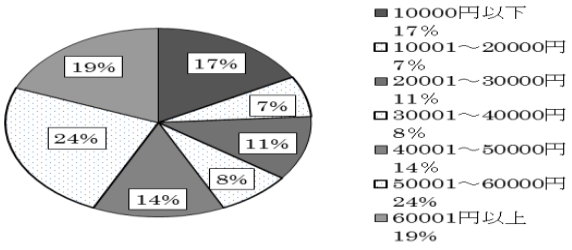


図2　スマートフォンを購入した値段

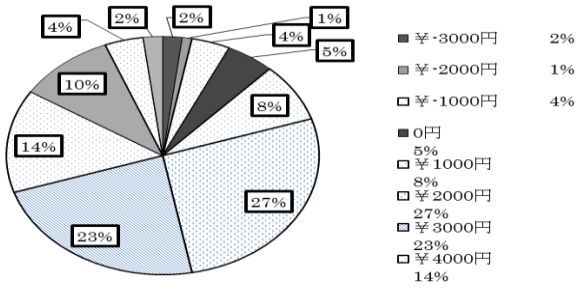


図3　1か月の使用料の比較

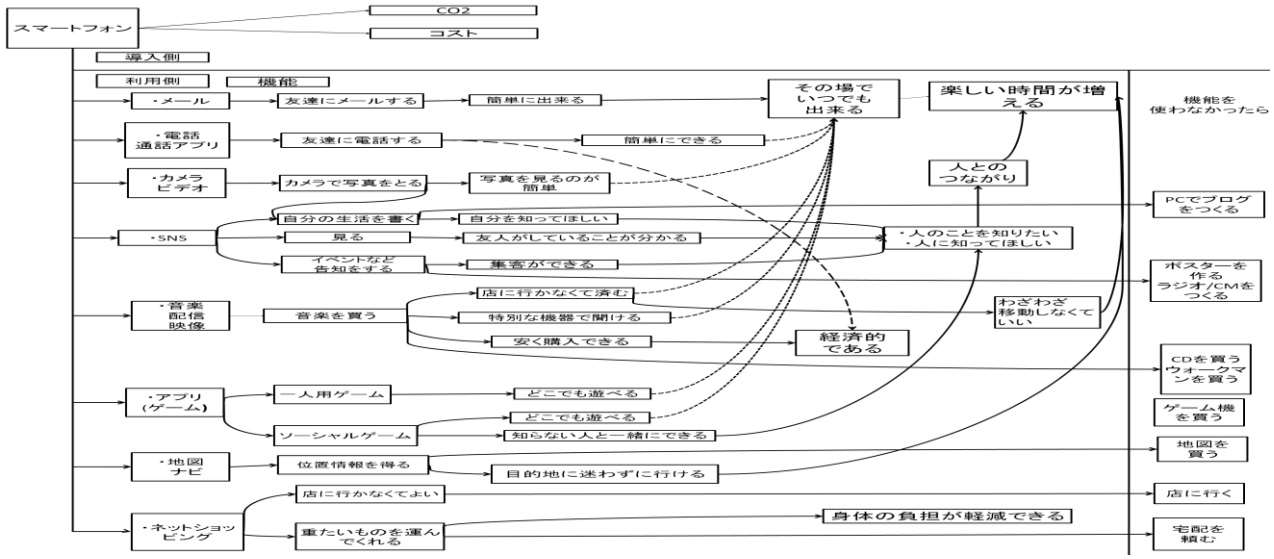


図1　評価の枠組み

図 2 よりスマートフォンを購入した値段は 50,001 円~60,000 円が 24%と全体の約 1/4 を占める結果となった。図 3 よりガラパゴス携帯からスマートフォンに変えることにより 1 か月の使用料が 2,000 円~3,000 円増加した人が全体の半分を占める結果となった。

4.2 機能の使用頻度

スマートフォンの使用頻度が多い機能を図 4 に示す。使用頻度が多い 1 位から 3 位の機能を聞いた結果である

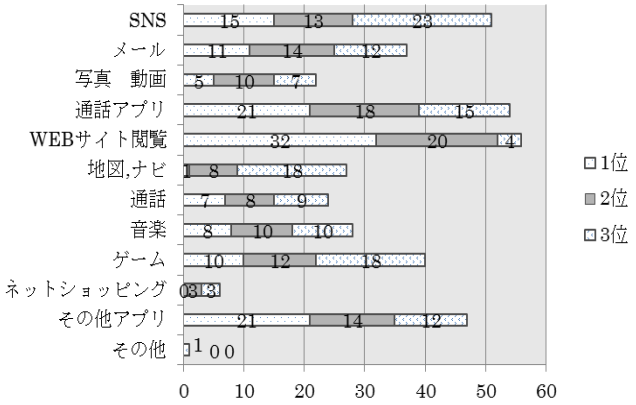


図４　スマートフォンの機能の使用頻度について

1 番使用頻度が多い機能は WEB サイトの閲覧、2 番目目は通話アプリ、3 番目に SNS という結果になった。どれもスマートフォンに買い替えたことにより使いやすくなる機能である。

4.3 機能を使用したことにより得られた価値

アンケートでは 12 の機能について、どのような価値が得られたか聞いたが、その中でも特徴的な SNS、地図・ナビ、音楽機能の結果を図 5,図 6,図 7 にそれぞれ示す。

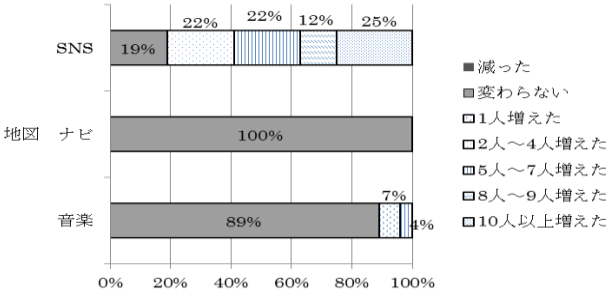


図５　友達が増えたか

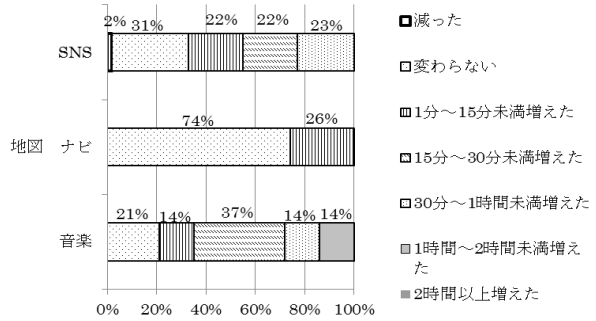


図６　１日の楽しい時間について

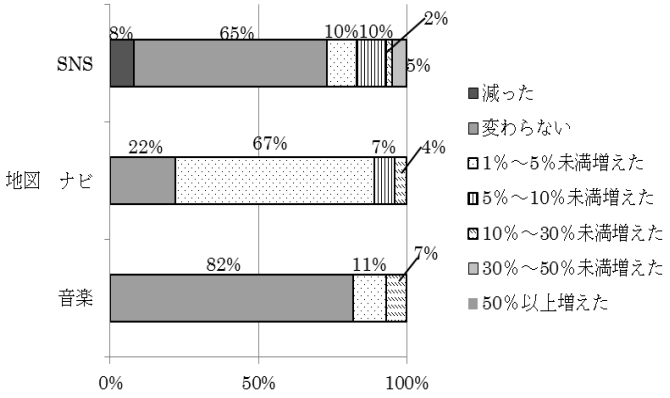


図７　１日の仕事の作業効率について

図 5 から地図・ナビと音楽に関しては友達については変化なしという回答が多かったのに対して、SNS は友達が増えたという回答が多い結果となった。図 6 では音楽配信により楽しい時間が増えたという回答が SNS と同程度あった。図 7 に示すように地図・ナビでは 1 日の仕事の作業効率が向上したという回答が多かった。

5. まとめ

本研究では、ICT の社会的価値の評価方法を検討するためにアンケート調査を行った。スマートフォンの購入コストは 50,001 円~60,000 円と高く、また 1 か月のスマートフォンの使用料もガラパゴス携帯時に比べ 2,000 円~3,000 円増加していることが分かった。大きなコストをかけてスマートフォンを買い友達の増加や楽しい時間、仕事の作業効率などの価値を得ていることがアンケート結果から読み取れた。今回のアンケート結果をさらに考察し、ICT の評価の枠組みを確立したい。

参考文献

1）総務省：平成 24 年度　情報通信白書　第 2 部　情報通信の現況と政策動向
http://www.soumu.go.jp/johotsusintokei/whitepaper/ja/h24/html/nc243110.html

2)　渡邉　敏行 : ICT の社会的価値の評価方法の検討，工学院大学卒業論文(2012)

3)　上村豪 : ICT の普及による CO_2 排出削減効果の推定方法の検討，工学院大学卒業論文(2011)

4) カーボンフットプリント登録情報
http://www.cfp-japan.jp/common/pdf_permission/000618/CR-DH01-12001.pdf

ストーンペーパーの環境影響評価

Environmental Impact assessment of stone paper

○篠崎信晴、稲葉敦
Nobuharu Shinozaki, Atsushi Inaba
工学院大学
a-inaba@cc.kogakuin.ac.jp

1. はじめに

木材パルプを使用した紙の製造には、森林資源や水資源が必要であるため、それらを必要としない「ストーンペーパー」が着目されている。

ストーンペーパーは石灰石の粉末と高密度ポリエチレンを原料として製造される。耐水性が高い特徴がある。

本研究では、既往の研究結果[1)]を踏まえストーンペーパーと上級印刷紙の環境への影響を比較する。

2. 分析方法

2.1.評価対象

厚さ 200μm のストーンペーパー（重量：240g/m²）、上級印刷紙（重量：155g/m²）それぞれ 1m² を評価対象とした。

2.2.調査範囲

原材料の調達、輸送、製造、印刷、廃棄を調査範囲とした。また使用については人によって、さまざまな使い方をするので、本研究では調査範囲外とした。

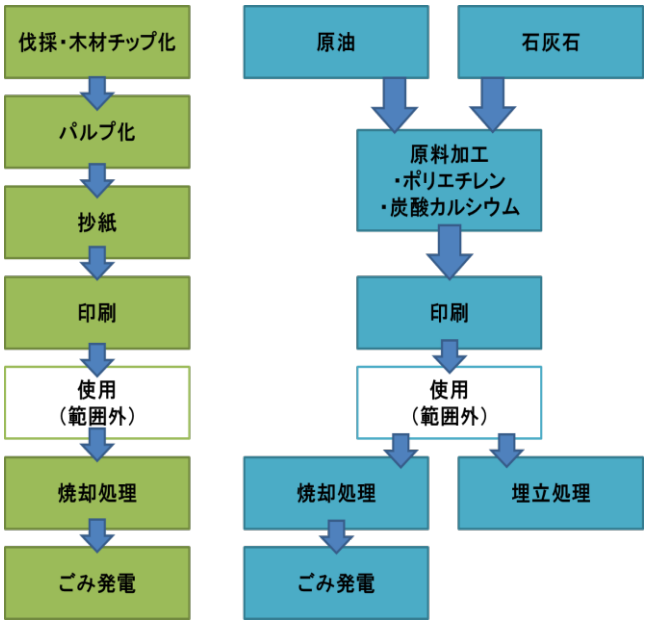


図 1.上級印刷紙とストーンペーパーの環境影響評価範囲

2.3.調査方法

ストーンペーパー1m² の製造には、石灰石 192g、ポリエチレン 48.0g、電力 0.121kwh を必要とする[2)]。輸送については石油連盟[3)]を参照した。上級印刷紙は原料、製造、輸送については日本製紙連合会の紙の LCI データ算定概要[4)]を利用した。印刷については、共に日本包装学会誌のグラビア印刷による包装材料の LCA 評価[5)]を利用した。廃棄については、ストーンペーパーでは焼却処理、埋立の 2 つの処理を仮定して、上級印刷紙では焼却処理を仮定した。また、インベントリ分析には MiLCA[6)]を使用し、燃料の燃焼と電力、並びに原料に由来する CO_2、SO_x、NO_x、N_2O、CH_4、PM10、ばいじん、石炭、原油、天然ガス、石灰石、木材を集計した。インパクト評価は LIME Sheet[7)]を使用して行った。

3. 結果

3.1.特性化

ライフサイクル全体での地球温暖化についての特性化結果を図 2 に示す。焼却の際のごみ発電による削減分を負の環境影響として示した。地球温暖化への影響はいずれのケースも CO_2 排出の寄与が最も大きい。ストーンペーパーの埋立と焼却の違いは、ストーンペーパーに含まれるポリエチレンの焼却による CO_2 の排出によるものである。

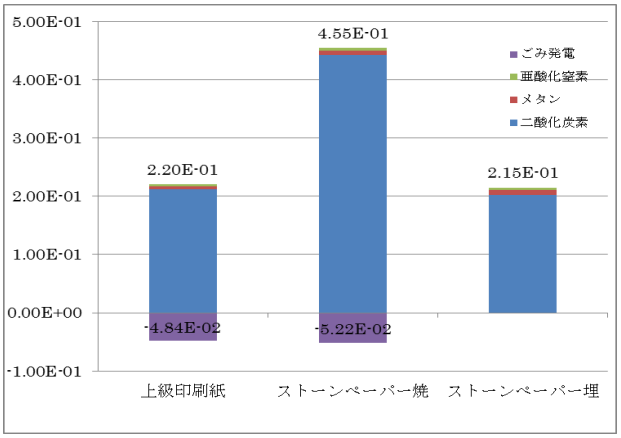


図 2.特性化-地球温暖化

3.2.被害評価

3.2.1.人間健康

人間健康への影響を図 3 に示す。どのケースでも SO_2、CO_2 排出による影響が大きい。ストーンペーパーの焼却処理ではポリエチレンの由来の CO_2 排出による影響が加算されている。

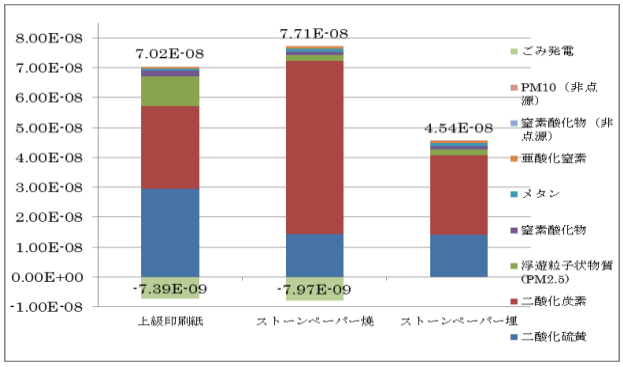


図 3. 被害評価-人間健康[DALY/m^2]

3.2.2.社会資産

社会資産への影響を図 4 に示す。上級印刷紙の焼却とストーンペーパーの焼却処理で発生する「焼却灰」の影響が大きい。またストーンペーパーの埋立では全量を「鉱さい」として計算した。

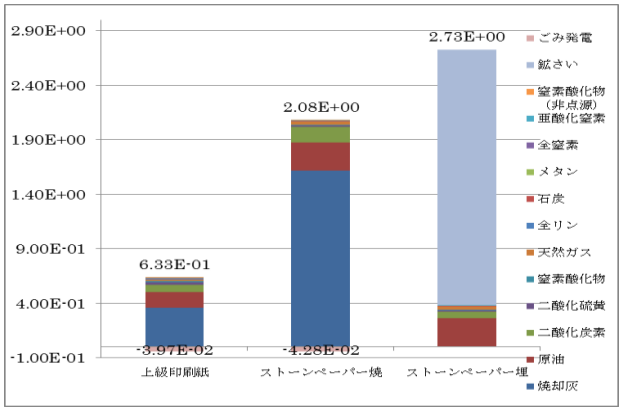


図 4. 被害評価:社会資産[YEN/m^2]

3.3.統合化

3.3.1.非認証林 100%、植林無し

物質別に統合化した結果を図 5 に示す。上級印刷紙で使用する木材を全て非認証林とし植林を行わないと仮定すると一次生産と生物多様性の影響が大きい。

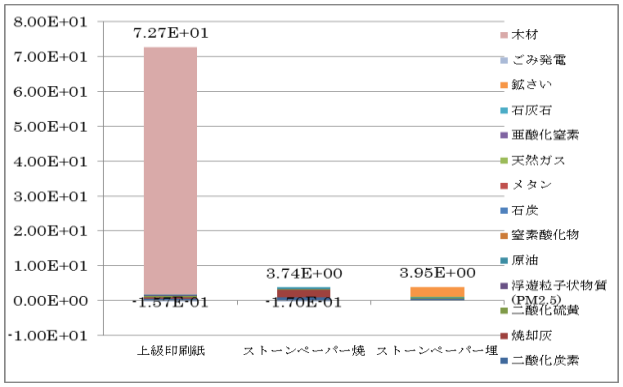


図 5.統合化-物質別(非認証林)[円/m^2]

3.3.2.認証林 100%、植林有り

物質別に統合化した結果を図 6 に示す。上級印刷紙で使用する木材を全て認証林から伐採し、その後植林まで行うと仮定すると一次生産と生物多様性には影響を及ぼさないと考えられる。この場合、ストーンペーパーの焼却処理では焼却灰、埋立処理では鉱さいの影響が大きい。

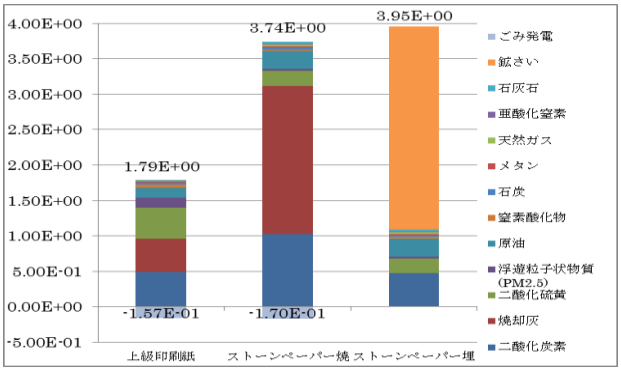


図 6. 統合化-物質別(認証林)[円/m^2]

3.3.3.生産国を中国にした場合(認証林 100%、植林有り)

物質別に統合化した結果を図 7 に示す。生産国を中国に変更した場合、日本の統合化と比較すると CO_2排出量の増大による影響が大きくなる。

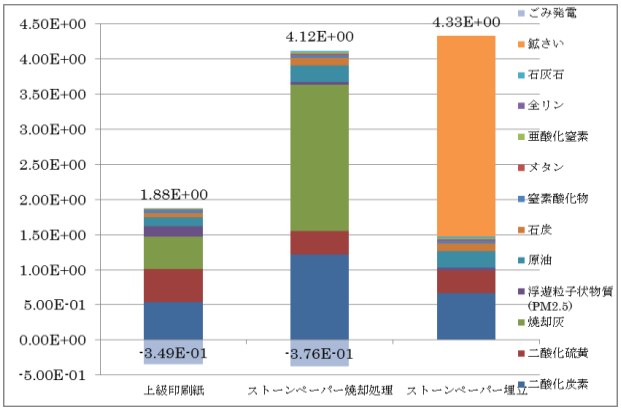


図 7. 統合化-物質別(中国)[円/m^2]

4. まとめ

既往の研究 [1)]から調査範囲を広げ森林資源の利用による環境影響まで含め評価を行った。今回の結果から上級印刷紙の木材チップに非認証林を 100%使用し植林を行わないとすると一次生産と生物多様性に大きな影響を与える事が示された。

また、中国で生産すると仮定すると日本よりも環境に与える影響が大きくなることが示された。

参考文献

1)川嶋琢幹：“ストーンペーパーの環境影響評価”, LCA フォーラム,(2012)

2) 株式会社 TBM(Times Bridge Management)：
http://www.tb-m.com/company/

3) 石油連盟 「今日の石油産業２０１１」：
http://www.paj.gr.jp/statis/index.html

4)日本製紙連合会：“紙の LCI データ算定概要”, LCA 日本フォーラム,<http://lcadb.jemai.or.jp/lca/servlet/Default>

5) 内田弘美：“グラビア印刷による包装材料の LCA 評価”,日本包装学会誌,16(2007)6,p.397-404

6)社団法人,産業環境管理協会,LCA 支援ソフトウェア「MiLCA」

7)独立行政法人,産業技術総合研究所「LIME Sheet(ver.1)」

ラウンドアバウト交差点のライフサイクル分析

Life cycle analysis of roundabouts

○野口淳史*[1)]、福留侑悟[1)]、吉川直樹[1)]、塩見康博[1)]、天野耕二[1)]
Atsushi Noguchi, Yugo Fukudome, Naoki Yoshikawa, Yasuhiro Shiomi, Koji Amano
1）立命館大学
* rv0005ek@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

ラウンドアバウトとは、一方通行の環道交通流に優先権のある円形の交差点である。信号交差点や通常の無信号交差点に代わる新たな平面交差部の制御方式として、近年海外で積極的に導入されている。日本においても安全性、遅れ時間の削減及び環境負荷量の低減の利点にラウンドアバウトが注目され、導入に向けた動きが高まっている[1)]。

吉岡らは[1)]ラウンドアバウトと信号交差点のCO_2排出量を実車走行実験に基づいて比較し、ラウンドアバウト型交差点の方が環境負荷量少ない結果となった。しかし、施工段階から廃棄段階までのライフサイクルを通してのラウンドアバウトと信号交差点の比較分析は行われていない。そこで今回は、ラウンドアバウトと信号交差点のライフサイクル環境負荷量の算出を行い比較し評価を行う。

2. 研究手法

本研究では、長野県飯田市東和町のラウンドアバウトを研究対象とする。長野県飯田市東和町の交差点は安全面の問題から、信号交差点の改良もしくはラウンドアバウトが検討され、ラウンドアバウトが選択された。評価範囲を調達段階・施工段階・維持管理段階・運用・廃棄段階の５つの段階に分類する。

運用期間は15年と設定する。

a)調達段階：ラウンドアバウト施工で要した建材の製造時､運搬時(10km)に生じた環境負荷量を算出した。

b)施工段階：積算書に基づき、重機施工歩掛より稼働時間を求め、その稼働時間に１時間当たりの燃料と軽油のCO_2原単位を乗じて環境負荷量を算出した。

c)維持管理段階：供用後、７年後に新材、再生材を用いたオーバーレイ工法(今回は表層の20%を修繕すると仮定した)､その８年後に新材､再生材を用いた打替え工法(下層路盤よりも上の層の取り換え)を行うと想定し、調達と運搬(10km)、施工時の環境負荷量を算出した。

d)運用段階：ラウンドアバウトを走行する車両の挙動を分析し、環境負荷量を算出した。

e)廃棄段階：ラウンドアバウト以前の交差点の撤去と周辺構造物の撤去、残土と取り壊し構造物の運搬時の環境負荷量を算出した。

3. 結果と考察

3.1 調達段階

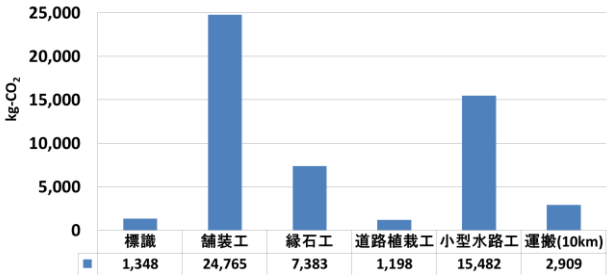


図 1:調達段階の環境負荷量

図１の結果より、施工面積、建材量が多い舗装工からの環境負荷量が多くなることが分かった。

3.2 施工段階

表１は、ラウンドアバウト施工時の際に稼働した重機から排出された環境負荷量の算出過程である。図２の結果より、施工面積の大きいアスファルト舗装工から排出される環境負荷量が大きいことが分かった。

表 1:施工重機内訳

重機名	1時間当たり消費燃料(L)	1時間当たりCO2排出量(kg-CO_2/h)	施工面積(m^2)	施工時間(h)	環境負荷量(kg-CO_2)
MG(3.1m)	9.20	23.74	5761.80	21.72	516
MR(10-12t)	6.00	15.48	7796.90	34.86	540
TR(8-20t)	7.10	18.32	7796.90	34.86	639
AF(1.4-3.5m)	10.60	27.35	2154.00	11.85	324
BH(0.45m^3)	10.5	27.09	31.13	1	27

(MG:モーターグレーダ,MR:マカダムローラ,TR:タイヤローラ, AF:アスファルトフィニッシャ,BH=バックホウ)

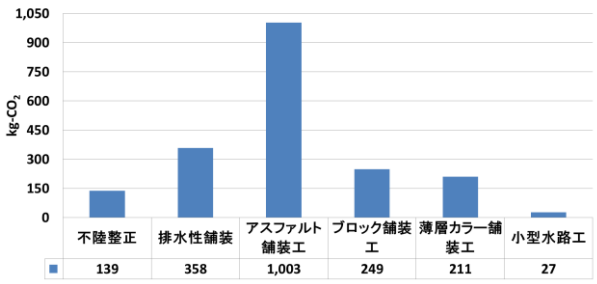


図２：施工段階の環境負荷量

3.3 運用段階

表 2、表 3 は、打替え、オーバーレイの際に稼働させた重機から排出された環境負荷量の算出過程である。

図 3, 図 4 の結果より、オーバーレイの方が、施工面積と使用建材も少なかったため、打替え時よりもきわめて環境負荷量が少なくなることが分かった。

表 2:修繕(打替え)重機内訳

重機	1時間当たり消費燃料 (L)	1時間当たりCO_2排出量 (kg-CO_2/h)	施工面積 (m^2)	施工時間(h)	環境負荷量 (kg-CO_2)
MG(3.1m)	9.20	23.74	3894.70	12.46	296
MR(10-12t)	6.00	15.48	5728.30	2.88	45
TR(8-20t)	7.10	18.32	5728.30	2.88	53
AF(1.4-3.5m)	10.60	27.35	3132.20	0.79	22

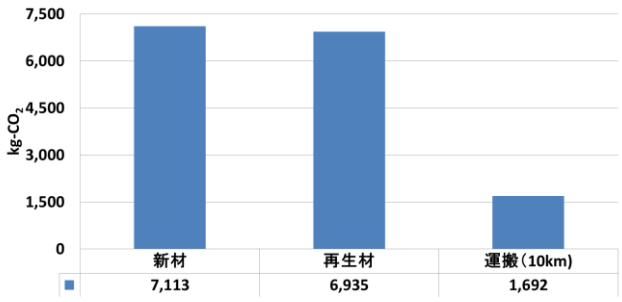


図 3:新材、再生材の調達、施工、建材運搬を行った際の環境負荷量

表 3:修繕（オーバーレイ）重機内訳

重機	1時間当たり消費燃料 (L)	1時間当たりCO_2排出量 (kg-CO_2/h)	施工面積 (m^2)	施工時間(h)	環境負荷量 (kg-CO_2)
MR(10-12t)	6.00	15.48	14.80	0.08	1
TR(8-20t)	7.10	18.32	14.80	0.08	1
AF(1.4-3.5m)	10.60	27.35	14.80	0.08	2

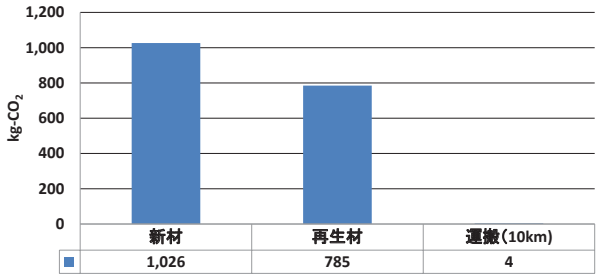


図 4:新材、再生材の調達、施工と建材運搬を行った際の環境負荷量

3.4 廃棄段階

図 5 の結果より、廃棄段階では、輸送距離の遠い構造物運搬時の CO_2 排出量の方が、交差点残土運搬時よりも少なくなった。運搬量は、土工残土の方が多いため、消費した軽油の量が増え CO_2 排出量が多くなったと考えられる。

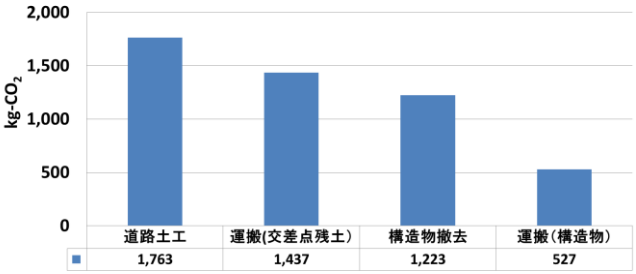


図 5:廃棄段階の環境負荷量

3.5 全段階(調達～廃棄)

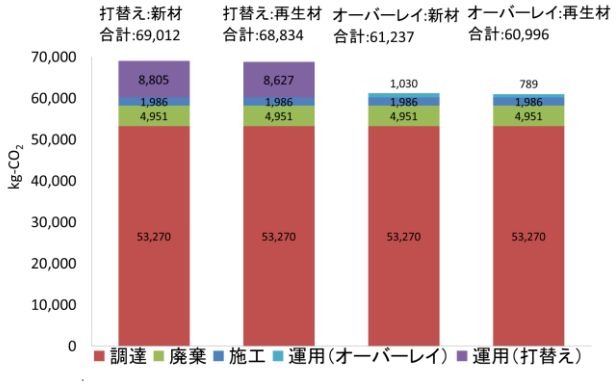


図 6:段階別環境負荷量

図 6 の結果より、調達段階が他の段階よりきわめて多くの CO_2 を排出していることが分かった。

4. おわりに

本研究では、ラウンドアバウト交差点の施工に伴う環境負荷量を算出した。今後は、信号交差点改良時の環境負荷量を算出しラウンドアバウトと環境負荷量と比較する。

5. 謝辞

本研究の遂行にあたり、飯田市建設部地域計画課より資料の提供を受けた。ここに記して謝意を表します。

6. 参考文献

1) 吉岡慶祐・米山喜之・宗平一徳・中村英樹・大口敬：実車走行実験に基づくラウンドアバウトと信号交差点の CO_2 排出量の比較分析，土木学会論文集 D3（土木計画学），Vol.68，No.5. I_1253-I_1259(2012)

2) 環境省：算定・報告・公表制度における算定方法・排出係数一覧，環境省，(オンライン)，<http://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/itiran.pdf>

原子力エネルギー利用を排除した温暖化対策の可能性

Feasibility of GHG reduction without nuclear power.

○芳賀真史*1)、柴田清 1)
Masashi Haga, Kiyoshi Shibata
1) 千葉工業大学
＊ sutyi-bu@hotmail.co.jp

1.　はじめに

地球温暖化による影響が徐々に現出し始めている昨今、世界中で低炭素社会に向けたアプローチが模索されている。日本においても、エネルギー計画を含めた中長期的な低炭素化計画が検討されていた。

しかし、2011年3月の東日本大震災による福島第一原子力発電所事故以降、日本のエネルギー環境は一変した。2013年12月時点で、国内で稼働している原子炉は一基もなく、停止していた火力発電所をその穴埋めの為に再稼働させている状況が続いている。従来のエネルギー計画と低炭素化計画が破綻した今、原子力発電に依存しない低炭素化計画を改めて立てる必要がある。

本研究は、現在のエネルギー事情を考慮しつつ、温暖化対策を進める上で必要となる原子力エネルギー利用を排除した低炭素化計画の可能性を提示することを目的とする。

2.　研究方法

西岡らによる「脱温暖化2050プロジェクト」[1)]による低炭素化計画と現在の達成状況を比較分析し、新たに発生した可能性を反映した修正をモデルに加え、新たな低炭素化計画とする。

西岡らの検討は現状の生活水準を維持しながら実現可能な新技術の積極的導入を前提としたバックキャスティング法で、2050年には1990年比で温室効果ガスの70%削減を目標と設定し、それが可能だとしている。西岡らの研究当時の予測と、現在の技術開発及び二酸化炭素排出量の実態を比較し、必要ならばモデルに修正を加え、改めて二酸化炭素の削減可能量を算出する。

具体的には、福島原発事故以降の再生可能エネルギーの普及状況やエネルギーポテンシャルを考慮し、再生可能エネルギーによって西岡らが予想する2050年度の原子力発電量をどの程度賄えるかを算出する。また、賄いきれない場合は石炭火力によって代替し、それによって増加する二酸化炭素の量を計算することで削減可能量を算出する。

3.　結果

3.1　二酸化炭素排出量の現状

環境省が発表したデータ[2)]によれば、2010年度時点の二酸化炭素排出量は1990年比で0.3%減少しているが、原発事故があった2011年度時点では1990年比で3.7%増加している。2010年度から2011年度にかけて急激に増加しており、福島原発事故以降の原発停止と、それに伴う火力発電の再稼働が影響していると考えられる。

3.2　新技術の導入状況

原発事故後の太陽光発電設備の導入状況を図1に示す。

注:データは平成25年5月に経産省が発表[3)]したものを引用している。

図1：太陽光発電設備導入状況

固定価格買取制度開始の影響もあり、2012年度の太陽光発電設備の認定設備容量は、計画の20倍以上にも上っている。しかし、実際に導入されたのは認定されたうちの約1割に留まっており、今後どのように推移するかは注視する必要がある。

3.3　再生可能エネルギーのポテンシャル

表1に主要な再生可能エネルギーとして、経産省が発表した陸上風力、地熱、太陽光の導入ポテンシャルを示す。

表１：再生可能エネルギーの導入ポテンシャル

	年間発電可能量	
	シナリオ1	シナリオ2
陸上風力	約2700億kWh	約5050億kWh
地熱	約260億kWh	約930億kWh
太陽光	約930億kWh	約2270億kWh

（参考）西岡らが想定する2050年度原子力発電量：
3220億～4830億kWh

※データは経産省コスト等検証委員会報告書[4]より引用している。

シナリオ１は国有林等の地形的あるいはは制度的な制約を厳格に適用した場合の発電可能量で、シナリオ２はそれらの制約を一部緩和した場合の発電可能量である。

次に再生可能エネルギー供給量の月毎の変動を考慮した導入ポテンシャルを図２、３に示す。

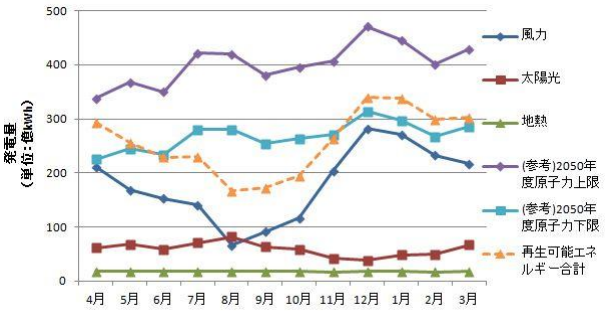


図２：月毎の導入ポテンシャル推計（シナリオ１）

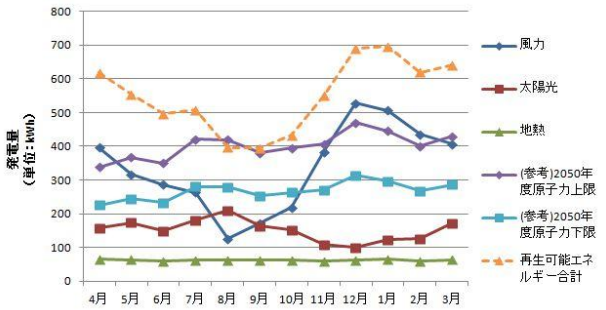


図３：月毎の導入ポテンシャル推計（シナリオ２）

再生可能エネルギーによる発電量の月毎の変動パターンは、総発電量が増大しても変化しないと仮定し、2012年[5]を基準とし、年間発電量が表１のシナリオの値となるように月毎の発電量を割り振った。2012年を基準としたのは、再生可能エネルギーがある程度普及し、かつ制度変更等による急激な発電量の変化が少なかったためである。原子力エネルギーは、西岡らが想定する2050年度原子力発電量を、原発事故前の2009年度の月毎の発電割合[6]に比例させて割り振っている。なお、西岡らの研究では2050年の原子力発電量は2000年の約１倍～1.5倍だとしており、それぞれを下限、上限として図示した。また、再生可能エネルギーの日内変動を吸収する為に蓄電池を利用するとして、蓄電時に発電量の 20%をロスするものとして計算している。

これまでに挙げた再生可能エネルギー以外では、洋上風力が陸上風力のおよそ５倍の導入ポテンシャルを持つ。ただし、台風による影響や生態系への影響といった諸問題を解決する必要があるため、本研究では扱わなかった。

3.4　実現可能な削減幅

シナリオ１では、2050年の原子力発電量上限値に対して、再生可能エネルギーでは年間を通して原発分の電力を賄う事が出来ない。その分を石炭火力によって代替した場合、二酸化炭素は約285（Mt-CO_2/年）増加し、2000年度に対して約４割～５割の削減に留まる。

シナリオ２では、2050年の原子力発電量上限値に対して、８月以外は再生可能エネルギーによって原発分の電力を賄う事が出来る。よって蓄電技術を用いることで、年間を通して生活水準を維持しつつ、西岡らが目標としている70%削減を達成できると考えられる。

4.　結論

再生可能エネルギーのポテンシャルを完全に発揮することで、原子力発電を全て停止させても、生活水準を維持しつつ2050年までに二酸化炭素を1990年比で70%削減出来ることが分かった。ただし、エネルギーポテンシャルを完全に発揮するには地形的又は制度的な制約がある。よって、再生可能エネルギーの普及と同時に、省エネ製品の開発や消費電力の抑制といった広義での省エネが社会全体で行われる事が望ましい。

また、本研究では経済的な制約等を考慮に入れていない。低炭素化計画及びエネルギー計画において、今後いかに経済的に無理なく再生可能エネルギーを普及拡大していくかが課題となる。

参考文献

1）西岡秀三編著，“日本低炭素社会のシナリオ二酸化炭素70%削減の道筋”，日刊工業，東京，(2008)
2）環境省：”日本の温室効果ガス排出量の算定結果”，(2013)
3）経産省：”再生可能エネルギー発電設備の導入状況”，(2013)
4）経産省：”コスト等検証委員会報告書”，(2011)
5）経産省：”平成24年度発電実績”，(2013)
6）経産省：”平成21年度発電実績”，(2010)

国民生活基盤の整備度に基づいた国別温室効果ガス排出権の研究

Proposal of social infrastructure development index as GHG emission right of nations

○玉井匠*[1)]、柴田清[1)]、
Takumi Tamai, Kiyoshi Shibata,
1) 千葉工業大学
* s1291011DU@s.chibakoudai.jp

1. はじめに

気候変動枠組み条約では温室効果ガスの管理・削減が求められている。しかし、途上国を中心に経済発展のためには、ある程度の温室効果ガスの排出増が認められるべきだとの主張が根強く、国別排出枠の設定の合意が困難な状態が続いている。

必要とされる経済発展とは国民生活を豊かにするためのものであるはずである。ある一定の豊かさを実現するためにはやむを得ない温室効果ガスの排出量があり、それが国別排出枠検討の一つの指針となると考える。排出枠を定量的に設定するためには、「豊かさ」をも定量的に評価する必要がある。豊かさの指標として代表的なのは国民1人あたりのGNIであるが、経済的価値以外の要素も考慮に入れる必要があると指摘されている。[1)]一方で様々な幸福度や生活満足度の指標も提案されているが、主観的な判断が避けられず、普遍的な指標とはなりづらい。そこで本研究では、「豊かさ」を実現するための基盤となる社会資本整備の度合いを指標化することを試みる。

一方、国ごとの温室効果ガス排出量については、自然条件などによって平等の条件にはなっていない。この点についても補正を試みる、そして、「社会基盤整備度」を補正した排出量実績と対比検討し、排出枠設定の根拠とすることを検討する。

2. 研究結果

2.1 社会基盤整備度指標の提案

その国がどれだけ発展しているかは、その国の国民がどれだけ幸福かによる。幸福の程度を測定するのは困難だが、比較的客観的に社会の発展度合を計測しているものに、国連の人間開発指標[2)]がある。これは、出生時平均余命、成人識字率、複合初等・中等・高等教育総就学率、購買力平均で計算した一人当たりGDPの各側面指数の和で表され、各国の現状を表すには適切な指標と言える。しかし、人間開発指標はすべて施策の結果を基にした指標であり、社会基盤の整備する側から見れば、このような社会基盤が整備されればある程度の幸福が実現されるはずという指標が望ましい。そこで、基本的人権の要素である社会権に着目すれば、①健康や生命の安全が保障されていること、②教育の機会均等が実現されていること、③雇用確保のための産業基盤が整備されていることなどが必要となると考え、以下のような項目を選び指標化を試みた。なお、ここでは世界銀行の「世界経済・社会統計2010」[3)]のデータを用いた。

①生存権の保証；公衆衛生、医療の設備制度の充実度を計る指標として、処理済水源へのアクセス、人口当たりの医師数、人口当たりの病床数のデータを用い、それぞれを側面係数で表し、3つの平均をとった。ただし、人口当たりの医師数には1000人当たり1人、病床数は4を超えると平均余命に関係なくなるため、それらの値を満点とし、それ以下では比例、以上では満点一定とした。処理済水源へのアクセスは、%表記のそのままのデータを利用した。

②教育を受ける権利の保証；人口当たりのインターネット使用者数、初等教育における生徒・教員数比率を最小最大値の間で比例分配し、それらの平均を用いて指標化を行う。

③労働権；ここでは本来の労働権ではなく、就労の機会を確保するためには産業基盤が必要であり、その基になるのは交通網の整備状況であると考え、道路密度、鉄道密度を用いて指標化を行った。これらの値と出生時平均余命の関係から、出生時余命80年に相当する道路および鉄道普及率を100として線形指標化した。

以上、生存、教育、雇用に関わる指数を平均し、総合的な「社会基盤整備度」にまとめた。

2.2 温室効果ガス排出量の補正

技術レベルや社会制度などが同じであっても、気象条件や自然災害の程度によって温室効果ガスの排出量は変わってくる。また、自然エネルギーや原子力の利用状況、あるいはGHGの多量排出産業を海外に依存するか、逆にその製品を輸出する側かによっても国内排出量は変わる。そこで、水力・原子力発電と輸出入によるGHG排出量の補正を行い、国ごとの条件の違いに平等性を持たせる試みを行った。

水力・原子力発電による補正では、これらによる発電量を火力で発電したとみなし、以下のように1人当

たり GHG 排出量追加分を求めた。

電力生産量(10 億 kw 時)×(水力割合＋原子力割合)／100×火力 GHG 原単位÷人口

そして、GHG 排出量追加分を GHG 排出量に加える。

輸出入による補正には、世界銀行の「世界経済・社会統計 2010」に記載されている「食料品」「農業原料」「燃料」「鉱物・金属」「製造業製品」の輸出入金額のデータを用いた。輸出分に関してはこれらの金額にその品目の製造に伴って発生する GHG 原単位を乗じ、その和をその国の GHG 排出量から減じる。輸入分に関しては、同様に輸入金額に GHG 原単位を乗じ、その和を GHG 排出量に加える。以上のように国ごとの温室効果ガス排出量の補正を行った。なお、GHG 原単位は我が国の産業連関表ベースの排出原単位[4]から求めた。

2.3　温室効果ガス排出量と社会基盤制度の関係

以上のように算出した社会基盤整備度と 1 人当たり温室効果ガス排出量との関係を図 1 に示す。

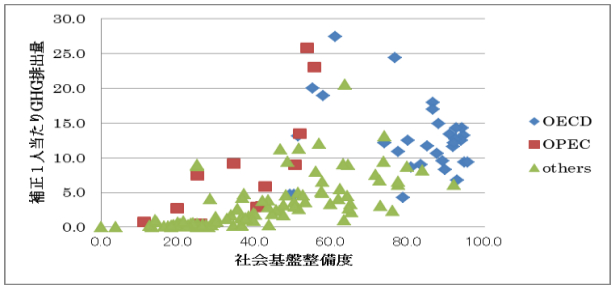


図 1　社会基盤整備度と補正 GHG 排出量の関係

また、温室効果ガス排出量の補正をする前のデータによる関係を図２に示す。

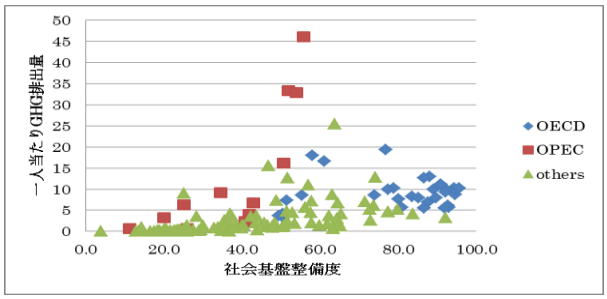


図 2　社会基盤整備度と GHG 排出量の関係

輸出入と水力・原子力発電による補正を行うことによって、全体的な傾向は変わらないものの、排出量のばらつきの幅は縮小している。(図 1 と 2 では縦軸の値が異なることに注意されたい。)

3.　考察

社会基盤整備度と温室効果ガス排出量の間には社会基盤の進展に伴う明確なクズネッツ曲線は観察されず、社会基盤整備を進めると GHG 排出量が依然として増大する傾向が現れている。また、同じ社会基盤整備度であっても GHG 排出量は大きなばらつきを持つ。

図 1 によれば、80%の社会基盤整備度を実現しようとすれば、1 人当たり 5 トン程度の GHG 排出が現実的な目標となると思われる。プロットされたデータ群の右下方に存在するのは、東欧から旧ソ連の国々であり、過去の社会基盤整備度の蓄積が効果的に働いている可能性がある。ただし、1 人当たり 5 トンの排出を認めれば 70 億の人口では年間 350 億トンの排出となり、現状の排出量を上回ることになり、温暖化防止に役立たない。社会の低炭素化のための技術の普及が必須である。なお、GHG 排出量補正に関しては、ノルウェイ、スウェーデン、フィンランドのような寒冷な気候の国、あるいはカナダ、USA、オーストラリアのような広大な国には、さらにそれらの要素の補正が必要であろう。OPEC 諸国も高めの温室効果ガス排出量となっている。輸出補正である程度は低く見積もられているが、補正が適切でない可能性はある一方で、エネルギー効率の低さは否定できないと考えられる。また社会基盤整備度の算出に関しても、さらに適切な指標の選び方を探ることが必要と思われる。

4.　結論

本研究では社会基盤整備度の指標化と、温室効果ガス排出量の補正を行った。そして、温室効果ガス排出量と社会基盤整備度の関係から、目標とすべき排出量を導くことができる可能性が示された。温室効果ガス排出量の補正について、気候の補正や国土面積の補正を行うことでより適格な高い結果を導くことができると考えられる。同様に社会基盤整備度の算出についても更なる改善が必要になる。

参考文献

1）　J.E.スティグリッツ，“暮らしの質を測る”，金融財政事情研究会(2012)

2）　国連開発計画(UNDP)〈http://www.undp.or.jp/hdr/global/〉，(2013-1-8)

3）　世界銀行，“世界経済・社会統計 2010”，柊風舎，東京，(2013)

4）　国立環境研究所，〈http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/page/global.html〉（2013-1-8）

エコアクション21の取り組みによる環境負荷削減効果の評価

Evaluation of Environmental Impact Reduction Effect by Eco-Action 21

○中谷昌嗣*、佐伯孝
Masashi Nakatani, Takashi Saeki
富山県立大学
* tsaeki@pu-toyama.ac.jp

1. はじめに

持続可能な社会を構築していくために、事業者は事業活動において環境に配慮した事業活動をすることが求められている。環境に配慮した取組を進めるにあたり、取組の方針や目標を設定し、それらの目標に向かって取組みを行っていくことを環境マネジメントと言い、これを事業所内で行う体制や手続き等を環境マネジメントシステムと言う。代表的なものとして、国際規格のISO14001やISO14001を中小企業向けに低コスト化させたエコアクション21などがある。

ISO14001 の認証登録費用は審査機関や事業規模によって多少異なるが数十万から数百万円するのに対して、エコアクション21の認証登録費用は約5万円～約50 万円と安価での登録が可能である。このことから、エコアクション 21 認証登録事業者のほとんどが中小企業である。富山県において認証登録事業者は約 100 社となっている。富山県において、近年事業者数が増加しておらず、認証登録を継続しない事業者と新規認証登録事業者の数が同じ状況が続いている。安価なエコアクション21であるが、認証登録を維持していくためには2年毎に約5万円～約30万円の費用が必要になることから、認証を受け、維持していく費用に見合った効果が得られることを事業者に説明する資料がないことが、認証登録数が増加しない原因の一つであると考えられる。しかし、エコアクション21の認証登録・維持における経済的な負担とエコアクション 21 によって得られる経済的効果についての評価は行われていないのが現状である。

2. 目的

エコアクション 21 の認証登録の取得と維持による経済的な負担とエコアクション 21 から得られる経済的効果についての調査を行うことで、エコアクション21の費用対効果を把握することを目的とした。さらに、得られた結果を基にエコアクション21の普及に向け、必要な対策についても検討することを目的とした。

表１　富山県における認証登録者の業種

業種	事業者数(件)
建設業(設備工事業を含む)	39
廃棄物処理業・リサイクル業	15
自動車整備業	13
卸売業・小売業	12
金属・加工金属製品等製造業	7
その他製造業	2
金融業・保険業	2
機械・装置等製造業	1
食品・飲料・たばこ等製造業	1
パイプ・紙・紙製品等製造業	1
木材・木製品等加工製造業	1
化学薬品・化学製品・繊維等製造業	1
運輸業・倉庫業	1
学校	1
生活関連サービス業	1
印刷業	1
自治体・行政機関等	1
その他	2
合計	102

（2013年12月での認証登録数）

3. 研究方法

認証登録事業者は毎年、環境活動レポートを作成し、インターネット上において公開している。富山県内におけるエコアクション 21 の認証登録事業者を対象とし、公開されている環境活動レポートに記載されている環境活動の種類や前年度と当年度におけるエネルギー消費量、廃棄物排出量、水使用量等の情報を用いた。

さらに、全国のエコアクション21認証登録事業者を対象にアンケート調査を行い、エコアクション21の認証登録のきっかけや認証登録時の手間、認証登録前後において行っていた環境活動、認証登録によって得られた効果等について調査を行った。

4. 結果

富山県のエコアクション 21 認証登録企業の業種数を多い順に表1に表す。富山県における認証登録事業者の業種は建設業が最も多く、次に廃棄物処理業・リサイクル業、自動車整備業となっている。

建設業A社の環境活動レポートに記載されている各種エネルギー使用量の年度毎の推移を図1に示す。電力の消費量は減少しているが、ガソリンは増加してお

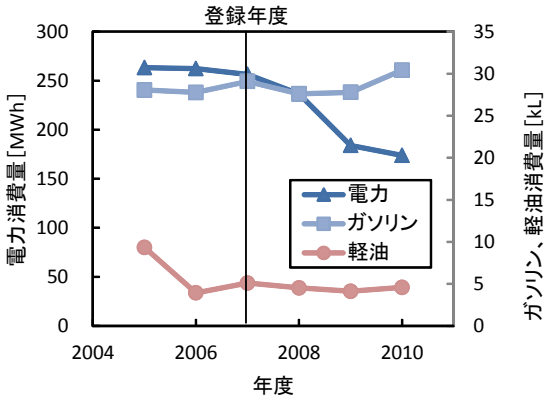


図 1　各種エネルギー消費量の推移
（建設業、A 社）

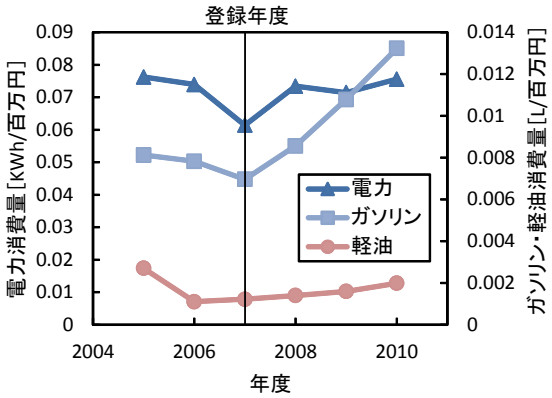


図 2　単位売上当たりのエネルギー消費量の推移
（建設業、A 社）

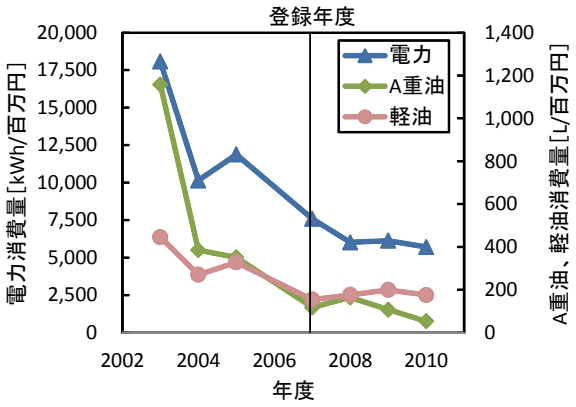


図 3　単位売上当たりのエネルギー消費量の推移
（廃棄物処理・リサイクル業、B 社）

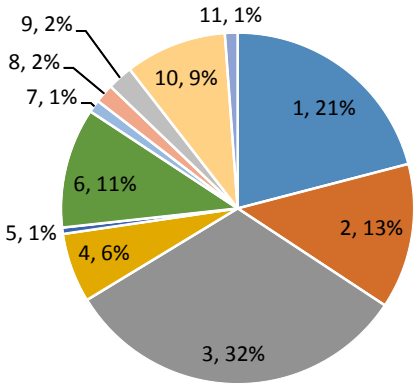
り、軽油は変化していないことがわかる。エネルギー消費量は事業者の事業活動量に影響されるため、単位売上当たりのエネルギー消費量を図 2 に示す。A 社の売上高は環境活動レポートに記載されている数値を用いた。電力は認証登録年度において減少していることが分かるが、次年度以降は認証登録前の水準に戻っていることが分かる。軽油はほとんど変化していないことが分かる。ガソリンの消費量は認証登録年度を境に上昇している。ガソリンは社内の車使用状況に影響を受けるため、評価することが難しいことがわかる。

次に、認証登録事業者数が 2 番目に多い廃棄物処理業・リサイクル業の B 社について単位売上げあたりのエネルギー消費量の推移を図 3 に示す。ほとんどの項目で消費量が減少していることが分かるが、エコアクション 21 の認証登録以前から減少しており、特に 2004 年度において大幅な減少が確認できる。これらの影響についてより詳細な評価が必要であることが分かる。

全国のエコアクション 21 認証登録事業者を対象に調査を行った結果を示す。エコアクション 21 の認証登録したことによる効果についての設問の回答を図 4 に示す。環境負荷や光熱水費が削減できたと回答した割合が 34%、従業員の環境意識が向上したとの回答が 32%であった。建設業の事業者からは自治体等の入札や調達先選定の際に加点評価されたとの回答も多くあった。特に効果はなかったとの回答は非常に少ないことも分かる。本結果から、多くの事業者においてエコアクション 21 の認証登録によって何らかのプラスの効果が得られていることが分かる。

5. 今後の予定

環境活動レポートの記載情報を基に、エネルギー消費量の推移と環境への取組との関係性の解析を進める。アンケート調査の結果を整理・解析し、エコアクション 21 の費用対効果について評価を行う。



	項目	回答数	回答割合
1	環境負荷が低減できた。	36	21%
2	燃料・光熱水費等の経費が削減できた。	23	13%
3	従業員の環境意識が向上した。	55	32%
4	取引先、親会社等からの評価が上がった。	11	6%
5	取引先が拡大した。	1	1%
6	自治体等の入札や調達先選定の際に、加点評価された。	19	11%
7	産廃優良事業者制度の認定を受けた。	2	1%
8	業務効率が向上した。	3	2%
9	組織、会社のブランド価値が向上した。	4	2%
10	企業の社会的責任を果たすのに役立った。	16	9%
11	特に効果はなかった。	2	1%

図 4　エコアクション 21 の登録による効果に関するアンケート調査結果

全上場企業を対象にした株式所有比率に基づく温室効果ガス排出量の算出方法の開発及び分析

Development of the methodology to allocate CO2 emissions of companies based on stockholding ratio and its application to all companies listed in Tokyo stock market

○竹内孝曜 1)、本田智則*2)、稲葉敦 1)

Takaaki Takeuchi, Tomonori Honda, Atsushi Inaba

1）工学院大学, 2）産業技術総合研究所

*tomonori-honda@aist.go.jp

1．　はじめに

近年、SRI（Socially Responsible Investment）ファンドが注目されている。SRI ファンドは上場企業の環境面・社会面を考慮に入れて行う投資である。そのため、投資先選定を行う際に環境面について企業間比較を行う必要がある。そのような中で温室効果ガスの排出量は重要な環境情報の一つであり、温室効果ガスの排出量を企業間で比較可能とすることはSRI ファンド普及に向けて不可欠な要素である。

温室効果ガス排出量を知るための手段としては環境報告書記載データの使用が考えられる。2010 年度時点で上場企業の内、約 800 社 [1]が環境報告書を作成している。しかし、環境報告書で算定されている温室効果ガス排出量は、その報告バウンダリが異なっていることが多く、企業間比較には使用できなかった。

2006 年度より地球温暖化対策の推進に関する法律（温対法）が施行され、一定量以上の温室効果ガス排出する企業の排出量が、企業単位で公表されるようになった。しかし、ここで公表されるデータは単独企業の温室効果ガス排出量となっており、一般的な連結バウンダリのような温室効果ガス排出量を知ることは困難となっている。

企業間比較を行うためには、子会社、関係会社の温室効果ガス排出量を考慮に入れた温室効果ガス排出量の算定が不可欠である。単独会社の温室効果ガス排出量を子会社、関係会社も含めた形に算定し直す手法としては、VOICU（2012）[2]らによって示された出資比率に基づいた算定や、本田ら（2012）[3]による株式所有比率に基づいた算定手法がある。

2.　研究目的

そこで、本研究では全上場企業を対象として、温対法で開示された各社の温室効果ガス排出量を用いて、一般的に多く用いられる連結会社、関係会社を含む形での温室効果ガス排出量の算定を行う事を目的とした。さらに、温対法データから算定された温室効果ガス排出量と環境報告書の記載データの比較を行い、株式の所有比率の違いが温室効果ガス排出量の算定に与える影響について分析を行った。

3.　研究手法

3.1.　バウンダリの設定

株式会社の株主は一般に株式の所有比率によって権利や権限が異なる。本研究では温室効果ガス排出量のバウンダリを権限の違いを元に、図 1 のように 9 つのシナリオを設定して算定することとした。シナリオ 1 は株式所有比率 66%以上、シナリオ 2 は 50%以上、シナリオ 3 は 33%以上、シナリオ 4 は 25%以上、シナリオ 5 は 20%以上、シナリオ 6 は 10%以上、シナリオ 7 は 3%以上、シナリオ 8 は 1%以上とした。また、シナリオ 9 として、株式所有比率の下限値を定めずに算定を行った。

各企業の株主所有比率については東洋経済新報社の大株主データを用いた。

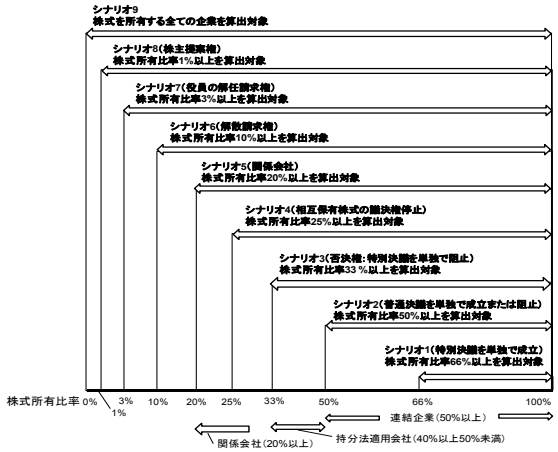


図 1　株式議決権によるバウンダリ定義図

3.2.　環境報告書と温対法データの比較

環境報告書に記載されている温室効果ガス排出量と温対法の積算値の差異について上場企業 3 社を例に検証を行った。温対法の積算値は 3 社の有価証券報告書から連結子会社・持分法適用会社を調査し、温対法の開示データより温室効果ガス排出量の算出を行った。図 2 は環境報告書と積算値の比較図である。表 1 にはそのデータを示した。

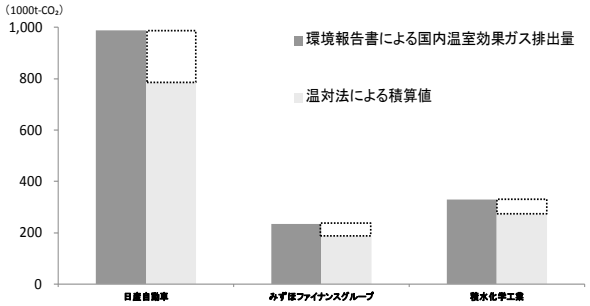


図２　上場企業における温室効果ガス排出量の比較図

表１　環境報告書の温室効果ガス排出量における温対法を用いた積算値の割合

企業名	割合	環境報告書の数値(t-CO_2)	温対法を用いた積算値(t-CO_2)
日産自動車	79%	988,000	784,469
みずほFG	80%	234,084	186,857
積水化学工業	82%	330,000	270,086

表１より、温対法を用いた積算値により企業の国内温室効果ガス排出量の約 80%は把握することができることがわかった。また、有価証券報告書では一部の関連会社しか把握できないため、積算されていない関連会社が存在する可能性が示唆された。この問題は大株主データを用いることで解決できると考えられる。

3.3.　温室効果ガス排出量の算出方法

温室効果ガス排出量の算出について、温対法の開示データを用いて全上場企業3,920社の温室効果ガス排出量の算出を２通り行った。１つ目は株式所有比率に基づき温室効果ガス排出量を分配した場合、２つ目は株式を所有している、その関係会社の温室効果ガス排出量を 100%計上した場合、これらの算出データを比較し、差異がどの程度存在するか、検討を行った。

3.4.　株式所有比率に基づく GHG 排出量の分配

トヨタ自動車を例に有価証券報告書から得られた関係会社の株式所有関係について２階層（孫会社）までの関係図を図３に示した。図には関係会社のうち、温対法データの報告義務のある企業のみを示した。

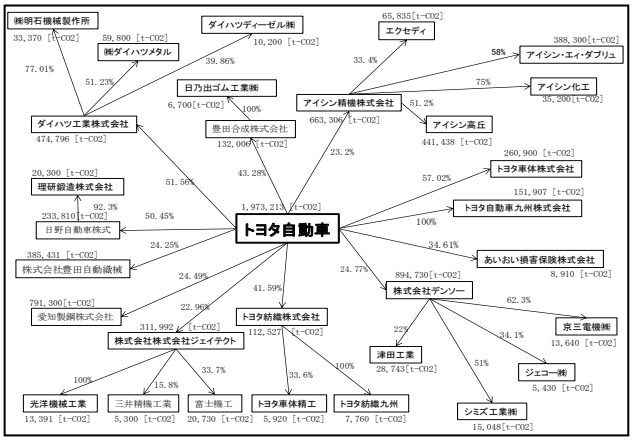


図３　トヨタ自動車の株式所有関係図

4.　結果

表２には2008年度における東証 TOPIX Core30 構成銘柄より温対法データ報告義務を有する23社の温室効果ガス排出量を示した。シナリオ２とシナリオ５では関係会社の温室効果ガス排出量を 100%計上した場合、シナリオ９では株式所有比率に基づき温室効果ガス排出量を分配した場合について算出を行った。

その結果、主に製造業ではバウンダリの違いによる温室効果ガス排出量の差異は 10%未満であった。一方、金融業や商業ではバウンダリの違いにより、シナリオ２の温室効果ガス排出量がシナリオ９では約４倍に変化した。金融業、商業と言った企業形態では、完全子会社を有する株式所有関係ではなく、50%未満、20%未満の株式所有によって関係を有する企業が多いためである。

表２　2008年度 Core30 における GHG 排出量の一覧

	シナリオ2(t-CO2)	シナリオ5(t-CO2)	シナリオ9(t-CO2)
日本たばこ産業(JT)	63,988	63,988	56,529
セブン&アイ・ホールディングス	103,411	103,411	102,429
信越化学工業	1,053,190	1,053,190	1,064,417
武田薬品工業	212,082	212,082	229,241
アステラス製薬	77,178	77,178	77,620
富士フイルムホールディングス	133,577	114,065	114,065
日立製作所	813,473	964,029	852,258
松下電器産業	1,151,061	1,190,431	1,353,808
ソニー	415,998	415,998	417,546
日産自動車	819,367	850,437	831,730
トヨタ自動車	2,133,021	2,267,649	2,119,100
本田技研工業	245,051	274,531	250,507
キヤノン	545,803	545,803	565,551
任天堂	2,820	2,820	2,821
三井物産	167,031	174,701	225,828
三菱商事	207,243	1,657,863	789,553
三菱UFJフィナンシャルグループ	3,560	3,560	3,380
野村ホールディングス	9,608	9,608	25,974
三菱地所	261,188	261,188	281,181
東日本旅客鉄道	2,305,510	2,305,510	2,374,743
日本電信電話	90,030	93,270	90,272
KDDI	288,410	288,410	290,122
東京電力	3,933,469	4,000,409	4,016,128

5.　結論

製造業における温室効果ガス排出量はバウンダリによらず、温室効果ガス排出量の算定結果に大きな差は見られなかった。一方、金融業などの企業では差異が見られた。今後は、業種別のデータ分析を進め、温室効果ガス排出におけるバウンダリのあり方に関する検討が必要である。

6.　引用文献

1)環境省:環境にやさしい企業行動調査結果,(2013), pp. 79

2) Voicu D. Dragomir , Journal of Cleaner Production Volumes 29-30, July 2012, pp. 222-237

3)本田 智則･稲葉 敦, 第8回LCA学会,(滋賀)(2012), pp. 312-313

中国市場における CSR 情報開示に関する研究
A study on CSR disclosure in Chinese markets

陳**婷婷**[1)]、本田智則[2)]
Tingting CHEN , Tomonori HONDA
1) 広島大学大学院総合科学研究科 2)独立行政法人 産業技術総合研究所

１．はじめに

企業活動における CSR に関する研究、および実践は主に欧米先進国に主導される形で進められてきた。グローバル展開する日本企業は当初、欧米における CSR 評価機関から低い格付けを与えられることが頻発した。これは主に言語、文化的背景から欧米系評価機関が日本企業を正しく評価できなかったこと、日本企業が欧米評価機関の求める水準の情報開示ができなかったことなど、双方に起因するコミュニケーションの齟齬によって生じたものであった。その後の研究の結果、現在は欧米による CSR 評価でも日本企業は高い評価を受けるに至った。

現在は、日米欧における CSR の理解は均質化し、相互の文化的背景を理解した上で CSR 活動の推進と評価が実施されるようになった。一方で、日米欧をはじめとする先進諸国の経済成長が頭打ち状態にある中で、この 10 年でアジア新興国ではめざましい経済発展が成された。同時に、グローバル展開を行う日本企業の多くがこれらアジア新興国で事業を展開するようになった。本来、CSR は先進国内で生じる小さな問題解決の手段では無く、途上国、新興国におけるグローバル企業においてこそ重要であると考える。中国をはじめとする急速な経済成長を遂げた新興国においても、企業経営における CSR の重要性が認知されつつある。しかしながら、途上国、新興国における CSR のあり方は十分に研究が行われていないのが現状である。

２．目的

本研究は中国市場で展開する日本企業が中国国内で行っている CSR 情報開示のあり方を示すことを目的とする。

３．調査結果

2008 年には、中国国家研究機構の 1 つである社会科学院が企業社会責任研究センターを設立し、2009 年から毎年中国国内で事業を行う国有・民間・外資企業各 100 社、計 300 社について、企業の自主的な公開情報に基づいた CSR 評価を開始した。2012 年の報告書によれば、300 社のうち、18 社の日本企業が評価対象となっている。これらの 18 社について、日本国内と中国国内において開示された各社 CSR 報告書を収集し情報開示状況を調査した結果、日本国内と中国で同様な CSR 評価を行っている企業と、日本国内と比べ中国国内においてあまり情報開示に取り組んでいない企業があることを判明した。

例として、温室効果ガス排出量の開示状況を調査した結果、中国企業のうち評価順位の高かった企業では定量的な開示が行われていた。一方、日本企業については日本国内では定量的な情報開示が行われているにもかかわらず、中国国内では定量情報が報告されていない企業が複数存在した。

4.終わりに

日本国内で CSR 活動が高くされている企業が、中国では低評価となっているところを注目すべきである。このような評価結果の違いを単に中国の評価が不十分であると一蹴することは容易である。しかし、日本に本社を置くグローバル企業にとって中国は重要な経営拠点の一つであり、このような低評価を受けたまま経営を継続することは将来において重大な問題を引き起こす可能性を否定できない。低評価の原因が評価手法に起因するならば、評価手法の問題点を具体的に指摘することが必要である。逆に、日本企業が中国国内のような新興市場において十分な情報開示が行えていない可能性も否定することはできず、そのようなケースではグローバル企業における CSR 情報開示のあり方を見直すことが必要である。

参考文献

中国社会科学院経済学部　企業社会責任研究センター「中国企業責任研究報告」（2011）、（2012）中国社会科学院出版。

藤井敏彦・新谷大輔（2008）「アジアの CSR と日本の CSR　持続可能な成長のために何をすべきか」日科技連出版社。

容器包装のシナリオ分析による素材選択支援

Support for selecting material of container and packaging by scenario analysis

○永井孝敏*[1)]、上原恵美 [1)]、平尾雅彦 [1)]
Takatoshi Nagai, Emi Kikuchi-Uehara, Masahiko Hirao
1) 東京大学
* nagai@pse.t.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

食品容器包装の多くは内容物の保護、意匠性の向上などの目的から複数のフィルムが貼合されている。**図 1** に包装材の構成と各層の主要な機能を示す。

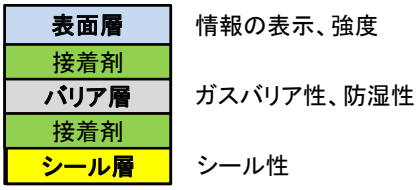


図 1　包装材の構成と各層の主要な機能

現状の製品製造事業者による容器包装設計においては製品の要求機能を満足できるよう各層の素材が選択されており、製品の廃棄後の環境影響については製品設計段階で考慮されない場合が多い。プラスチック製品のライフサイクルは廃棄後の消費者の分別、リサイクル方法などにより様々なルートをとる。製品の環境影響を把握するためにはこれら一つ一つのルートの環境負荷を考えることが必要である。

本研究では以上のような素材、機能、環境影響の関係を分析し、容器包装としての機能を満たしつつ環境負荷が少なくなるような素材選択支援を行うことを目的とする。各層に用いられている素材に対して機能の観点から代替可能な素材を抽出し、LCA により環境負荷を比較、環境配慮型素材選択を行う。

2.ケーススタディ

包装フィルムのケーススタディとして、鰹節パック製品に用いられている素材について検討を行った。実際に流通している表面層/バリア層/シール層が OPP/EVOH/LLDPE という構成 [1)]の包装に対し、素材の代替候補を抽出する。各素材の略号については **表 S1** に示した。

2.1 素材候補の抽出

表 1 に製品の要求機能のレベルと各素材の物性値の関係を示す。左側に、製品に要求される機能と、それぞれの機能について要求される物性値のレベルとの関係を示している。右側は各層の素材の候補とその物性値を示している [2)]。本表を用いて、各層で使用可能な素材の候補を抽出する。物性値として表せない機能については○や条件等の評価を行っている。今回のケーススタディでは表面層に OPP、ONY、PET、シリカ蒸着 PET（バリア層も兼ねる）が、バリア層には EVOH が、シール層には LLDPE、CPP、EVA が候補として挙げられる。ただしシール強度の制約から OPP と CPP を組み合わせて用いることはできない。また EVOH は防湿性が低いことから、製品全体として防湿性を持つような組合せである必要がある。このように各層を組み合わせることによる制約から組合せの候補を絞っていく。

表 1　要求機能のレベルと各素材の物性値の関係

		剛性	耐ピンホール性	印刷適正	酸素バリア性	防湿性	透明性	耐熱性	シール性	OPP	ONY	PET	シリカ蒸着PET	Al箔	VM-PET	EVOH	LLDPE	CPP	EVA	VM-CPP
表面層	引張強度[MPa]	160								160	170	176	176							
	引張弾性率[GPa]	2.158								2.16	2.7	4.3	4.3							
	突き刺し強度		○							○	◎	△	○							
	寸法安定性			○						○	○	○	○	×	×		×	×	×	×
	酸素透過度				2200					2200	75	120	0.1～0.6							
	水蒸気透過度					100				100	134	25	0.2							
	透明度						○			○	○	○	○							
	融点							シール温度より十分高い		160	200	240	240							
バリア層	引張強度[MPa]	58														58.8				
	引張弾性率[GPa]																			
	突き刺し強度		○											×	○	○				
	酸素透過度[ml/cm^2]				2									0	1～5	1～2				
	水蒸気透過度[g/m^2]					30								0	1	30				
	透明度						○							×	×	○				
シール層	シール強度								○	×	×	×	×	×	×	×	◎	△	○	△
	シール開始温度[℃]								85-110								85-110	130-145	80-90	130-145
	引張強さ[MPa]	25															25	39	98	39
	引張弾性率[GPa]																	0.686		0.686
	突き刺し強度																○	×	○	×
	酸素透過度				6000												6000	4000	10000	1～5
	水蒸気透過度					18											18	8	300	1
	透明度						○										○	○	○	×

2.2 組合わせ、仕様の決定

表 1 より抽出された各層の候補について、組合せや厚み等の仕様を決定した。まず表面層について重要な物性値の一つである引張強度に厚みを乗じた単位幅あたりの力が現状の製品と同等となるよう厚みを決める。次にバリア層、シール層については現状と同じ厚みと仮定した際の製品全体の水蒸気透過度を以下の式により推算する。

$$\frac{1}{x}=\frac{1}{A}+\frac{1}{B}+\frac{1}{C}\rightarrow x=\frac{ABC}{AB+BC+CA}$$

x は製品全体の水蒸気透過度を、A,B,C は各層の水蒸気透過度を表している。水蒸気透過度が現状の包装素材よりも明らかに大きい組合せについては候補から除外し、現状よりわずかに大きい組合せについては、同等となるように防湿性の最も高い層の厚みを変更した。

以上の作業を行うことで得られた素材の代替候補の組合せと仕様を**表 2** に示した。

表 2　素材代替候補の仕様

		厚み[μ m]			厚み[μ m]
現状	表面 OPP	20	代替3	表面 PET	18.18
	バリア EVOH	12		バリア EVOH	12
	シール LLDPE	50		シール CPP	55.68
代替1	表面 OPP	27.18	代替4	表面・バリア シリカ蒸着PET	18.18
	バリア EVOH	12		シール LLDPE	50
	シール EVA	50	代替5	表面・バリア シリカ蒸着PET	18.18
代替2	表面 ONY	18.82		シール CPP	50
	バリア EVOH	12	代替6	表面・バリア シリカ蒸着PET	18.18
	シール CPP	65.78		シール EVA	50

2.3 環境影響評価

現状と代替候補の包装素材がマテリアルリサイクル（MR）のルートに回ったときの CO_2 排出量の評価結果を図 2 に、ケミカルリサイクル（CR、ここではガス化を想定）に回ったときの評価結果を図 3 に示す。MR は主にポリオレフィン類が原料となるため、PET や ONY の含まれる製品は残渣としてサーマルリサイクル(TR)に回ることとなる。TR においては、プラスチック製品は固形燃料として用いることができるが、シリカ蒸着された製品は燃料としては適さない。本評価ではポリオレフィンの重量が 8 割以上を占める現状の製品のみが新規樹脂代替率 2 割程度の MR を行うことができるとし、残渣となる代替 1～3 の製品については固形燃料化、代替 4～6 の製品については発電効率 10%で焼却発電を行うものとして評価を行った。

図 2 から、現状製品について MR を行うよりも残渣として TR に回る代替 1～3 の製品の方が、CO_2 削減効果が大きい結果となった。これは、複合素材は MR により得られるペレットに不純物（EVOH やインキ、接着剤など）が多く入ってしまい、新規樹脂

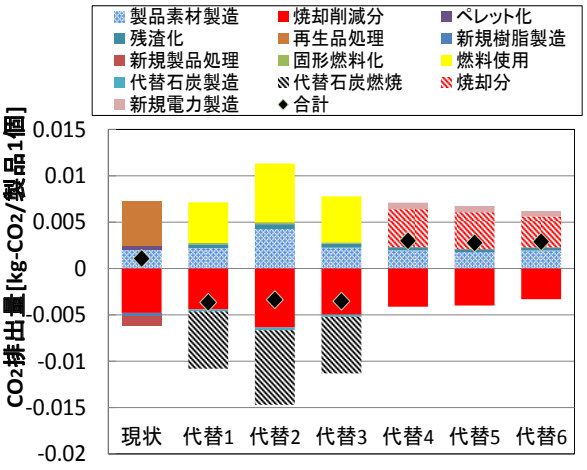


図 2　MR ルートに回った際の評価結果

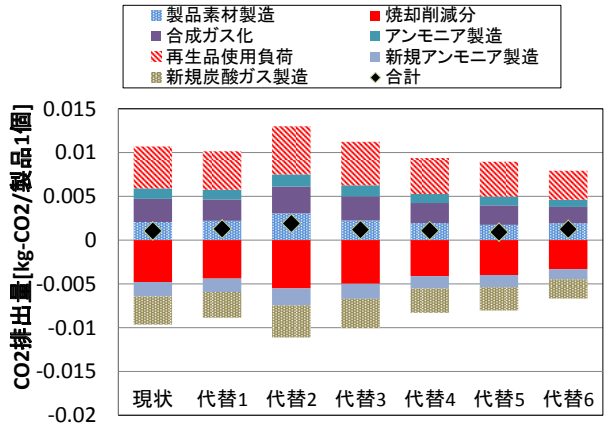


図 3　CR（ガス化）に回った際の評価結果

の代替率が低いことによる。複合素材の場合、MR が行えるような組合せにすることは環境負荷の観点からは好ましくないことが分かる。バリア層が同じである代替 1～3 と、代替 4～6 の各 3 製品間の CO_2 排出量の差は小さく、表面層、シール層については、機能性を重視した素材選択を行っても環境負荷への影響は比較的小さいと言える。一方、バリア素材の異なる代替 1～3 と代替 4～6 の間は、CR に回った際にはあまり差は出ないが、シリカ蒸着を用いると固形燃料に適さないために TR に回った際に差が生じる。廃プラスチックの約半分が MR に回る現状を考慮すると、バリア素材には EVOH を用いた方がよいと言える。

3.　まとめ

本研究では、包装フィルムに用いられる素材を機能と環境影響の面から評価を行い、適切な素材選択の提言を行った。

参考文献

1）日本包装技術協会，“包装…知っとく知識”，東京，(2012)，p52

2) 旭化成アミダス株式会社「プラスチック編集部」，“プラスチック・データブック”，工業調査会，東京,(1999)

表 S1　包装材の略語一覧表

略語	内容
PET	ポリエチレンテレフタラート
ONY	二軸延伸ナイロン
PP	ポリプロピレン
CPP	無延伸ポリプロピレン
OPP	延伸ポリプロピレン
EVA	エチレン・酢酸ビニル共重合体
EVOH	エチレン・ビニルアルコール共重合体
PE	ポリエチレン
LLDPE	直鎖状低密度ポリエチレン
Al	アルミニウム
VM	アルミニウム真空蒸着

世界における二次銅埋蔵量の推計

Estimate of secondary copper reserve in the world.

○両角昌高*[1)]、橋本征二[1)]
Masataka Morozumi, Seiji Hashimoto
1) 立命館大学
*rv0016xv@ed.ritsumei.ac.jp

1. はじめに

近年，レアメタルなどの資源枯渇の問題が取り沙汰される中で，『都市鉱山』という概念が注目されている。都市鉱山は，都市の中に様々な製品として存在している資源を鉱山に見たて，これを二次資源として積極的に取り出すことを主張する概念である。『資源問題』『都市鉱山』というと，レアメタルを考えがちではあるが，ベースメタルである銅も枯渇が指摘されている資源の1つである。

銅は電気伝導性や熱伝導性に優れており，ケーブルや電線，電気機械，熱交換器など，様々な製品に使用されている。その優れた有用性と価格の安さから鉄，アルミニウムに次いで世界で3番目に消費されている金属でもある。産業社会においての基盤である銅は，2050 年までに現有埋蔵量の数倍の使用量が予想されていることから[1)]，一次資源の供給が不足する可能性がある状況下で，二次資源の活用を進めていくことが重要である。

このような検討を進めるにあたっては，各国における二次銅の「埋蔵量」を把握することも重要である。橋本らは，経済社会における二次資源の類型を行って，その存在に関する知識が多く，収益性のある二次物質を「二次埋蔵量（二次リザーブ）」と呼んでいる[2)]。銅素材の蓄積量については，巽ら[3)]，寺角ら[4)]が，トップダウン手法を用いて日本・中国・台湾・韓国における銅素材蓄積量を明らかにしているほか，Rauch[5)]，Gloser ら[6)]がグローバルな銅素材蓄積量を推計している。しかしながら，社会に蓄積された銅素材のうち，どれだけが都市鉱石として採掘可能なのか，二次銅資源の「埋蔵量」は明らかにされていない。

そこで本研究では，世界における二次銅埋蔵量の推計を目的とした。

2. 方法

2.1 対象国の選定

本研究では，銅の消費量が確認できる48 ヵ国を対象とした。

2.2 二次銅埋蔵量の算出方法

二次銅埋蔵量は以下の方法で算出した。

$$SR(t)=\Sigma\{C(i)\cdot R(t-i)\cdot r(t)\}$$

$$SRpc(t)=SR(t)/P(t)$$

$$R(y)=\exp[-\{y/Y\}^b\cdot\{\Gamma(1+1/b)\}^b]$$

ここで，SR(t)は t 年における二次銅埋蔵量(t)，SRpc(t)は t 年における 1 人あたりの二次銅埋蔵量(t)，C(i)は i 年における銅消費量(t/y)，R(y)は y 年後の残存率(–)でワイブル関数，r(t)は t 年における二次銅埋蔵率(–)，P(t)は t 年における人口(人)，Y は平均使用年数(年)，Γはガンマ関数，b は分布の幅を示すパラメータである。

2.3 二次銅埋蔵率の算出方法

二次銅埋蔵率 r(t)は，経済社会に蓄積された銅のうち，経済的に回収可能な二次資源の比率であり，二次銅埋蔵量を推計するための係数である。二次埋蔵率は，二次資源として回収される老廃スクラップの量を推計される老廃スクラップの発生量で除すことで算出した。すなわち，これは使用済み銅のリサイクル率を表している。

$$r(t)=R(t)/G(t)$$

$$G(t)=\Sigma\{C(i)\cdot f(t-i)\}$$

$$f(y)=R(y-1)-R(y)$$

ここで，R(t)は t 年における老廃スクラップの回収量(t/y)，G(t)は t 年における老廃スクラップの発生量(t/y)，f(y)は廃棄率(–)である。現状では r(t)を国別に推計することは容易ではなく，様々なデータの不確実性のもとでの推計となる。なお，グローバルな使用済み銅のリサイクル率は 50%以上と考えられている[7)]。

2.4 用いたデータ

各国の銅の消費量 C(i)については，製品に含まれて貿易される銅素材量なども考慮して，各種のデータから独自に推計した値を用いた。C(i)を推計する際の歩留まり，R(y)の変数である平均使用年数 Y やパラメータ b については，銅のフローやストックに関する既存の推計値と整合が取れるように設定した。しかしながら，全ての国において推計値があるわけではない。また，複数の推計がある場合に，その結果が一致しているわけでもない。本来，平均使用年数は各国の製品の使用状況や，銅の使用用途の構成により異なるものであり，本来は各国で異なるものと考えられるが，ここでは二次銅埋蔵量の一次推計を行うことを目的として，上記のように設定した日本等のデータを適時他国にも適用することとした。また，各国の使用済み銅の回収量 R(t)については，銅スクラップの総使用量から加工スクラップの発生量を差し引いて算出した。

3. 結果と考察

3.1 日本の二次銅埋蔵量

図 1 は日本における銅の消費量，老廃スクラップの発生量および回収量の推計結果である。1990 年代半ばに老廃スクラップの回収量が大幅に増加するのは，国際統計において，スクラップの利用量がこの時期に大幅に増加するためである。このデータは日本国内の統計データと必ずしも一致しないが，本研究では世界の推計を行うため各国共通のデータを用いることとした。この推計から近年の二次銅埋蔵率 r(t)を算出すると，約 90%という結果を得た。これはかなり高めの推計結果であるが，これをもとに近年の二次銅埋蔵量を推計した結果が図 2 である。日本の二次銅埋蔵量は 20,000 kt 程度であり，この量は，近年の世界の採掘量(16,000 kt)をやや上回る量である。1 人あたりでは 180kg 程度となる。ただし，この推計では二次銅埋蔵率 r(t)がかなり高めの値となっており，今後各種データの精査を行う必要がある。

3.2 米国との比較

図 3，図 4 は，日本と同様に米国について推計した結果である。米国の場合，推計された老廃スクラップの発生量と回収量が近年になるほど乖離し，二次銅埋蔵率 r(t)が 30%程度とかなり低い値となった。本推計についても改良の余地があるが，現時点での推計として，米国の蓄積量は日本の 2 倍以上，二次銅埋蔵量は日本と同程度となった。両国とも 1 人あたりの蓄積量は既存研究の 200 kg/人程度となっているが(研究によりばらつきがある)，ストック・フロー全体の整合性を考慮しつつ，今後埋蔵率を再検討する必要がある。

謝辞：本研究は、JSPS 科研費 25281065 の助成を受けたものである。

参考文献

1) 原田幸明：2050 年の金属使用量予測，日本金属学会誌，71(10)，831-839，2007
2) 橋本征二：経済社会に蓄積する二次資源の類型，金属，82(7)，572-576，2012
3) 巽研二朗ら：日本における銅の循環利用ポテンシャルの解析，日本金属学会誌，72(8)，617-624，2008
4) 寺角隆太郎ら：中国・台湾・韓国における用途別銅素材蓄積量算出，日本金属学会誌，73(11)，833-838，2009
5) Rauch J.N.: Global mapping of Al, Cu, Fe, and Zn in-use stocks and in-ground resources, PNAS, 106(45), 18920–18925, 2009
6) Gloser S. et al.: Dynamic analysis of global copper Flows, 47, 6564–6572, 2013
7) Graedel, T.E. et al: What do we know about metal recycling rates?, Journal of Industrial Ecology, 15(3), 355-366, 2011

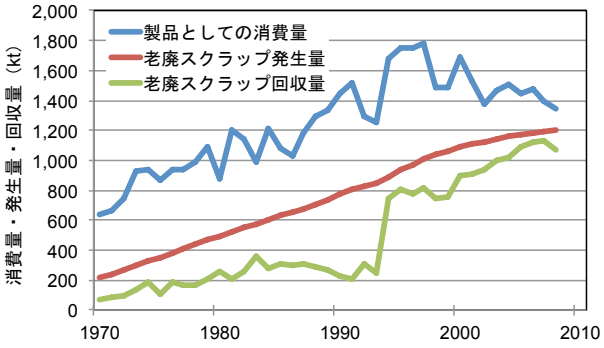


図１　日本における銅の消費量，老廃スクラップの発生量および回収量

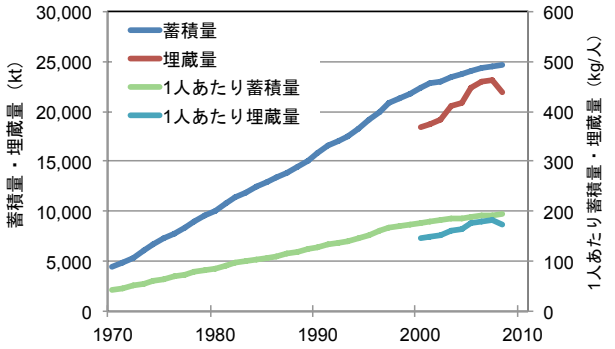


図２　日本における銅の蓄積量および二次銅の埋蔵量

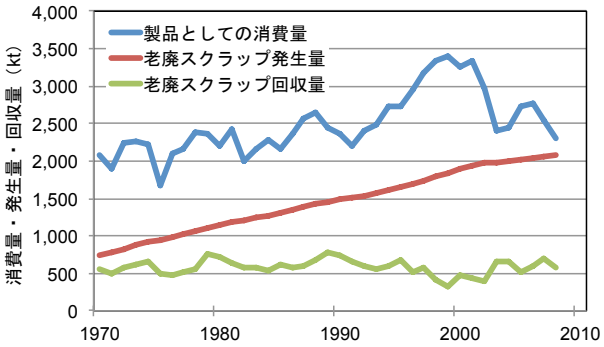


図３　米国における銅の消費量，老廃スクラップの発生量および回収量

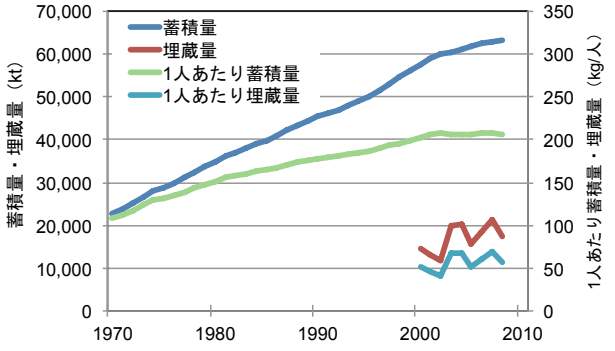


図４　米国における銅の蓄積量および二次銅の埋蔵量

日本におけるイットリウムの物質フロー解析

Domestic Yttrium flow in Japan, 2011

徐 維 那 *1)、 森 本 慎 一 郎
Yuna SEO, Shinichirou MORIMOTO
1) 独立行政法人産業技術総合研究所
*y-seo@aist.go.jp

１．はじめに

近年，エレクトロニクス製品やハイテク製品を含むIT機器や自動車など工業製品の高性能化に伴い，それら製品におけるレアメタル（希少金属）の使用量は世界的に増大している．レアメタル資源は地域偏在性が極めて高く，生産国の政治的・経済的要因により供給メカニズムや価格は大きく変動する．また，レアメタルの中でも特にレアアースと呼ばれる鉱種についてはその世界生産量のうち約 97%を中国が占めており，上述した価格変動や近年の中国による輸出規制により，我が国のみならず世界的な産業発展やイノベーション推進に大きな影響を与えることが懸念されている．

レアアースの中でも本研究で注目したのは、イットリウムである．イットリウムは主に蛍光体，セラミックス，光学ガラス等に使用され，材料の強度・耐久性向上，触媒・電解質としての化学的特徴向上等の役割がある．その用途は，蛍光体として蛍光ランプ，LED，プラズマテレビ (PDP)，CCFL（バックライト）等に，セラミックにおいては安定化ジルコニア（YSZ）を始め中間材料に使用され，最終製品としては自動車の酸素センサー，鋳造製品，研磨材，粉砕媒体，固体酸化物燃料電池（SOFC），歯科補綴材料、セラミックナイフ等に産業全般において幅広く使用されている．しかし，使用製品の種類が多岐にわたる上に，各製品に含まれている使用量が微量であるため，その流れの実態を追うことが非常に困難であった．

そこで本研究では，2011 年日本国内のイットリウムの需要動向の詳細を把握するため，ボトムアップアプローチを用いマテリアルフロー解析を行った．

２．研究手法

2.1 最終製品におけるイットリウム需要量の推計方法

(1)イットリウム需要量の推計に関する前提条件

本研究では2011年日本が生産するイットリウム含有製品に必要なイットリウム重量を日本のイットリウム需要量と想定し，その需要量をベースとした物質フロー解析を行う．また、最終製品は、イットリウム用途により，セラミックス製品（酸素センサー，歯科材料，セラミックナイフ，光ファイバーコネクター），光学ガラス，ニッケル水素電池，蛍光体使用製品（蛍光ランプ，LED，プラズマテレビ，CCFL）に分類した．以下にセラミックス製品、光学ガラス、ニッケル水素電池（NiMH）、蛍光体使用製品別イットリウム需要量推計手法を記す．

(2) 酸素センサー，歯科材料，セラミックナイフ，光ファイバーコネクターにおけるイットリウム含有率と生産量に基づく推計

2011年のセラミックス最終製品別イットリウム需要量は式(1)によって推計する．セラミックス製品におけるイットリウム需要量は，中間原料であるイットリウム安定化ジルコニア（YSZ）に含まれるイットリウム含有率から推計する．具体的には各最終製品のイットリウム需要量 D(t/年)は最終製品の生産台数 P(台/年)，最終製品のイットリウム使用製品比率 θ，単位最終製品当たりのYSZ 使用量 Z(t/台)，及び YSZ におけるイットリウム含有率∂として式(1)により求める．

$$D = P \cdot \theta \cdot Z \cdot \partial \qquad (1)$$

(3) 蛍光ランプ，LED，プラズマテレビ，CCFL におけるイットリウム含有率と生産量に基づく推計

2011 年の蛍光ランプ，LED，プラズマテレビ，CCFL 別イットリウム需要量は式(2)によって推計する．具体的には各最終製品のイットリウム需要量 D(t/年)は最終製品の生産台数 P(台/年)，最終製品のイットリウム使用製品比率 θ，単位最終製品当たりの蛍光体使用量 H(t/台)，及び蛍光体におけるイットリウム含有率 f として式(1)により求める．

$$D = P \cdot \theta \cdot H \cdot f \qquad (2)$$

(4)光学ガラス，ニッケル水素電池におけるイットリウム含有率と生産量に基づく推計

2011年の光学ガラスのイットリウム需要量は式(3)によって推計する．具体的には光学ガラスの生産量 P(t/年)，最終製品のイットリウム使用製品比率 θ，単位最終製品当たりのイットリウム使用量 ϕ(t/台)により求める．

$$D = P \cdot \theta \cdot \phi \qquad (3)$$

上記式に用いられたパラメータを表１にまとめた。表１に示す値は有識者に独自にヒアリングを実施した結果により2011年基準の値を調査した結果である。

表１　イットリウム需要量推計パラメータ

製品	θ (%)	Z (g)	∂ (%)	φ (%)	f (%)
酸素センサー	100	車 コップ型: 6 積層型: 1	7.5	–	–
		その他 4.5			
歯科補綴	100	55	5	–	–
セラミックナイフ	100	85	4.5	–	–
光ファイバコネクター	100	1	5.5	–	–
光学ガラス	10	–	–	6.5	
NiMH	100	–	–	0.5	
蛍光ランプ	100	–	–		1.55
LED	100	–	–		9.5×10^{-5}
PDP	100	–	–		21.75
CRT	100	–	–		0.25
CCFL	100	–	–		0.06

３．結果

セラミック用途のイットリウムの需要は、安定化ジルコニアの具体的用途として、各需要量は安定化ジルコニア 39%，光学ガラス 19%，NiMH 電池 27%，その他 15%となった．今後は特に安定化ジルコニアの中で電子材料用途のイットリウム需要量が増加すると予想される．また、蛍光体用途の需要としては、蛍光ランプが最も多く 87%を占め、その次に、PDP（32%）、LED（22%）、CCFL（21%）が続く。今後は、蛍光ランプが LED に代替されることにより，短期的には需要が軽減できるものの，中長期的には全体の需要量は増えると予測される．

４．結論

本研究ではレアアース鉱種としてイットリウムを対象とし，イットリウムを含むセラミックス製品（酸素センサー，歯科材料，セラミックナイフ，光ファイバーコネクター），光学ガラス，ニッケル水素電池，蛍光体使用製品（蛍光ランプ，LED，プラズマテレビ，CCFL）など詳細な各最終製品に対して最終製品のイットリウム使用製品比率，イットリウム含有率，生産量に基づく各製品別の 2011 年需要量を推計した．それによって詳細製品別のイットリウム需要が把握でき、現状日本におけるイットリウムの需要をより詳細に知ることができた。

これまで，レアメタルやレアアースのような希少金属については使用される最終製品が一定していないこと，世界市場が存在していなこと，データの不確実性が高いこと，及び政治的な影響が大きいことなどから，中長期的な需要予測に関する研究例は極めて数が少なかった．しかしこれら希少金属は我が国を始めとする世界のイノベーションにおいて重要な役割を果たしている金蔵資源であり，世界の持続的な発展においてはこれら金属資源の安定供給に向けた対策構築は極めて重要な課題となる．

本研究ではイットリウムに関する詳細なデータを可能な限り文献や専門家ヒアリングにより収集することにより，対策の有効性評価に資するイットリウム需要量推計を可能にした．本研究より得られる結果が今後，イットリウムだけでなくレアメタルやレアアースのような希少金属の安定確保に向けた対策検討において，その一助となれば幸いである．

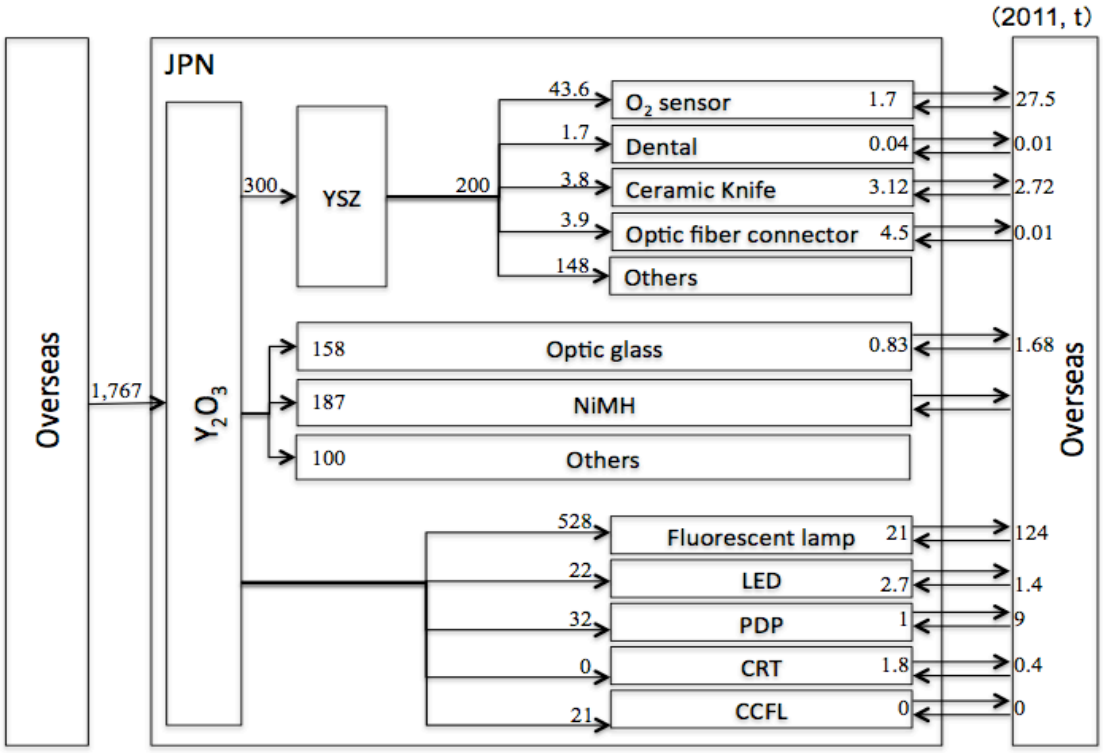


図１　2011 年日本のイットリウムフロー

希少金属に注目した多機能型携帯電話の環境影響評価

Environmental impact assessment which focuses on rare metal of multi-function mobile phone

○八坂慶仁*[1)]、伊坪徳宏[1)]、
Yoshihito Yasaka, Norihiro Itsubo,
1) 東京都市大学
* g1031220@tcu.ac.jp

1. 研究目的

現在私たちの生活には欠かせないものとなっている携帯電話は、次々と新技術が投入され、発売されている。携帯電話がより多機能型になったiPhoneやAndroid搭載の携帯電話、スマートフォンと呼ばれるものに変化した。携帯電話は小さな筐体に機能を多く持たせるために、希少金属の使用割合がほかの電化製品と比べ多く、新技術を積極的に導入されることから生産時期に応じた環境影響の変化を受けやすい製品であるといえる。携帯電話の評価は CO_2 や資源枯渇の側面から評価したものがすでに行われている。しかし、生産時期により大きく環境影響が変動しうるなか、既存の評価では現在主流である多機能型携帯電話を対象とした評価としては不十分である。

そこで本研究では現在の多機能型携帯電話について、地球温暖化と資源枯渇の観点から分析し、その結果を以前から研究が行われている携帯電話と比較することで環境影響の変化について考察することを目的とした。

2. 方法

2.1 調査対象

同生産時期の携帯電話と多機能型携帯電話の比較を行うため、2010年度に発売された多機能型携帯電話iPhone4を今回の調査対象とした。

評価対象物質はCO2と希少金属とし、機能単位は携帯電話1台、3年間使用するものとした。システム境界は資源調達、素材製造、部品製造、製品組み立て、使用までとし、保守と廃棄に関しては今回の評価の対象外とした。

評価を行うために実際にiPhone4を分解し、部品ごとの重量の測定を行い、同時に部品点数に関しても計測を行った。

使用する原単位はCFPプログラムの2次データベース、既存文献(渡辺)を利用した。

使用段階のシナリオに関しては既存文献の値を利用し、多機能型携帯電話の機能使用の時間等は認定CFP-PCRシナリオから得た。

素材製造はJLCAに記載されたインベントリデータと既存文献から得た。

2.2 計算方法

得られたインベントリデータに対して、重量比を用いて部品の CO2 算定を行った。使用ソフトウェアはMicrosoft Excelを用いた。

また部品の一部では部品1単位あたりの単価から金額ベースにて計算を行った。

希少金属の含有量に関しては実際に測定をしたものを利用した。多機能型携帯電話を分解し、固形分は蛍光X線（EDX)、液はICP発光分光分析を用いて測定した。

測定調査は固形分に関しては東京都市大学世田谷キャンパスで行い、ICP 発光分光分析は東レリサーチセンターに依頼した。

この結果を TMR(原田ら)、LIME 被害評価、LIME 特性化、資源枯渇加速度係数(原田ら)を用いて、資源枯渇の評価を行う。

3. 結果

3.1 LC-CO_2 結果

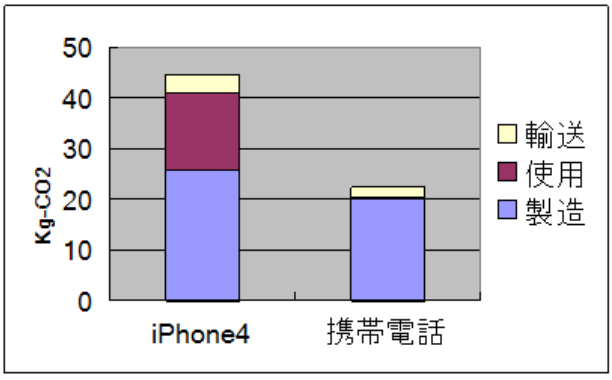


図1 iPhone4と携帯電話のLC-CO_2排出量

図1にLCCO2の結果を示した。iPhone4の排出量が大きかった。今回評価に含めたいずれの段階においてもiPhoneの方が環境負荷は大きかった。

製造段階ではディスプレイが広がったことで、落下時の画面部の破損を防ぐためにガラスを割れにくい材

質を使用した。これにより筐体の製造工程における環境負荷が増えた。

使用段階が携帯電話に比べて増大した理由はディスプレイ面の拡大と多機能型により演算処理が増え、消費電力が携帯電話より増えたことと考える。

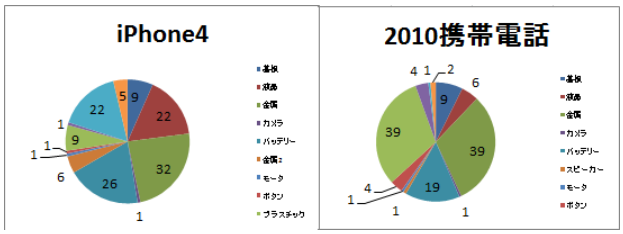


図 2 iPhone4 と携帯電話の重量ベースでの構成比(%)

図 2 に部品構成比で内訳を表す。部品の詳細な内訳では実装基板の負荷が割合の多くを占めた。

多機能型携帯電話は携帯電話に比べて求められる機能が増えたことにより、搭載される集積回路、コンデンサの数が増加したと考える。

ディスプレイに関しては重量の増加はあったが、基板にディスプレイコントロールユニットが組み込まれたため、ディスプレイ部の負荷が増えることとはならなかった。

3.2 資源枯渇評価及び TMR

iPhone の結果を、TMR(原田ら)、LIME 被害評価、LIME 特性化、資源枯渇加速度係数(原田ら)を用いて資源枯渇の評価を行った結果を図 X,Y に示す。

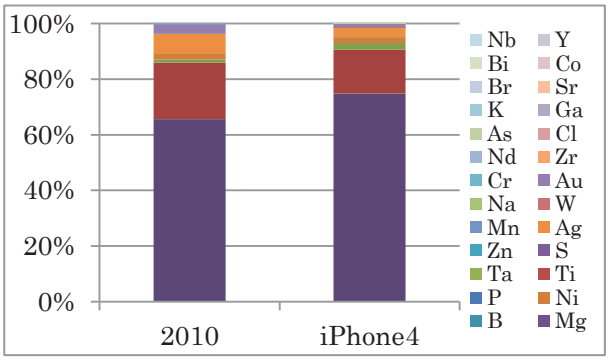


図 X :携帯電話と iPhone4 の資源枯渇性評価の結果

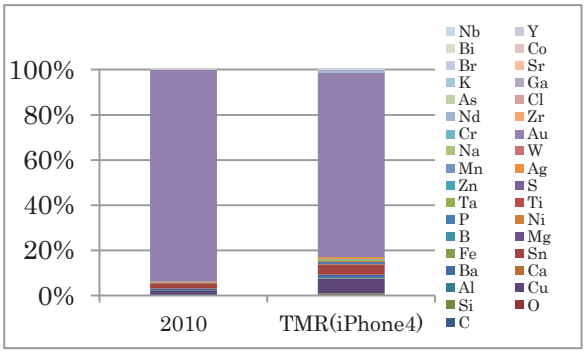


図 Y iPhone の TMR 結果

多機能型携帯電話、携帯電話のどちらにも Au や Ag の量は微量なのにもかかわらず、TMR、資源枯渇性係数の資源消費の評価の中では大きな割合を示している。

このことから使用する評価係数によって、結果が大きく異なることがわかる。2 つの評価で Au、Ag が大きく出ている事は共通するが、資源枯渇性評価では Ti が大きく現れた理由として、対応する係数が少ないために出たと考えられる。

Ti は TMR の評価を用いた中ではごく微量にしか現れていないが、資源枯渇の評価では大きく現れた。使用されている Au、Ag は基板と基板の接点として主に利用されることが多い。Ti は合金製造の際に使用されることが多い。

4 まとめ

多機能型携帯電話の負荷は同生産時期のものに比べると CO2 排出量は大きくなった。しかしながら技術の向上により金属の種類は増えたが、基板に多く使用される Cu の量は少なくなった。しかし、基板の製造時の負荷は多くの割合を占めた。これは小さな基板に多くの LSI を取り付け、本体体積の小型化を図ったためであると考えられる。

資源消費の評価に関して評価結果が大きく異なったことから、統合的に評価を行える手法の開発が早急である。

5 参考文献

竹嶋厚美：廃棄・リサイクル段階を含めた携帯電話の LCA 分析

渡辺麻貴:希少金属に注目した携帯電話の環境影響評価

中野加都子、中島謙一、宮部徹也、和田安彦、長坂徹也(2006)：環境管理 Vol.42, No.11

中島謙一、原田孝明、井島清、長坂徹也（2006）：日本 LCA 学会誌, 2(2), 152-157

山末英嗣、南埜良太、奥村英之、石原慶一(2010)：日本 LCA 学会誌、(6)2, 110-117

伊坪徳宏、稲葉敦：LIME2 意志決定を支援する環境影響手法

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

原田幸明：まてりあ 46(2007)8, p546

日本 LCA 学会学生交流ネットワーク 2013 年度活動報告

ILCAJ-Student Communication Network Activity Report 2013

稗貫峻一*[1)]、大野肇[2)]、○岡本隼輔[3)]、田髙初奈[1)]、伊藤新[4)]
Shunichi Hienuki, Hajime Ohno, Shunsuke Okamoto, Hatsuna Tadaka, and Arata Ito
1) 横浜国立大学, 2) 東北大学, 3) 九州大学, 4) 立命館大学
* hienuki-shunichi-sh@ynu. jp

1.　学生交流ネットワーク 設立の背景と経緯

環境問題が着目されている現代において、ライフサイクルアセスメント（LCA-Life Cycle Assessment）を基盤とした、科学的かつ定量的な評価方法とそれに基づく意思決定方法を検討する日本LCA学会が果たすべき役割は拡大している。また、学会で取り扱っている問題の多くは学際的に取り組むべき問題であり、様々な分野の交流や意見交換が必要である。そこで、学生会員の間で研究活動をはじめとする様々な問題に対処するための知識や人脈のネットワークを形成することを目的として、2008 年 12 月、日本 LCA 学会の研究会の一つとして学生交流ネットワーク（SCN：Student Communication Network）が設立された。これまでに SCN では、毎年春の学会開催時期に、セミナーを開催し、秋に工場見学とワークショップを開催している（**図 1**）。また、2014 年 1 月現在では 7 大学 11 研究グループが参加している。

本稿では、2013 年度に行った活動実績を中心に報告する。

2.　2013 年度活動報告

2.1.　第５回学生総会（2013 年３月６日）

第 8 回日本 LCA 学会研究発表会の会期中に、第 5 回学生総会が開催され、約 40 名の学生が参加した。学生総会では、設立の経緯に加え、2012 年度の活動報告、予算の執行状況、2013 年度の運営体制と活動予定が報告された。

2.2.　第４回セミナー（2013 年３月６日）

第 8 回日本 LCA 学会研究発表会の初日に、第 4 回セミナーが開催され、学部生、大学院生含め約 40 名の学生が参加した。本セミナーでは、滋賀県立大学より松本健一氏（助教）を講師として招き、「環境を総合的な視点から考える、そして応用一般均衡モデル」というタイトルでご講演を頂いた。その後、環境問題を対象とした研究で考えるべき点として、「国際性」「学際性」といった視点から活発な議論が行われた。社会・経済に対して動学的な分析を行う CGE モデル等をどのように環境問題に適用するか、などに関して、実際に取り組まれている研究に触れることは研究の視野を広める点でも非常に有意義であり、今後の研究に対するモチベーションを上げる機会となった。

2008 年　夏　　学生組織設立に向けて始動
2008 年　10 月　学生部会設立趣意書を理事会に提出
（提案者２名、賛同者９名）
2008 年　12 月　学生部会（仮称）設立が理事会に承認される
設立集会（第 8 回エコバランス国際会議会期中）
約 20 名参加
2009 年　3 月　第 1 回学生総会（第 4 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 50 名が参加
2009 年　9 月　第 1 回工場見学会及びワークショップ 2009 開催
約 25 名が参加
2010 年　1 月　第 1 回工場見学会及びワークショップ 2009 の様子を学会誌で報告
2010 年　3 月　第 2 回学生総会（第 5 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 20 名が参加
2009 年度の活動を第 5 回日本 LCA 学会研究発表会にてポスター発表
第 1 回セミナー開催（第 5 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 15 名が参加
2010 年　8 月　第 2 回工場見学会及びワークショップ 2010 開催
約 15 名が参加
2011 年　3 月　第 3 回学生総会（第 6 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 40 名が参加
2010 年度の活動を第 6 回日本 LCA 学会研究発表会にてポスター発表
第 2 回セミナー開催（第 6 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 40 名が参加
2011 年　4 月　第 2 回工場見学会及びワークショップ 2010 の様子を学会誌で報告
2011 年　9 月　第 3 回工場見学会及びワークショップ 2011 開催
約 25 名が参加
2012 年　3 月　第 4 回学生総会（第 7 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 40 名が参加
2011 年度の活動を第 7 回日本 LCA 学会研究発表会にてポスター発表
第 3 回セミナー開催（第 7 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 40 名が参加
2012 年　9 月　第 4 回工場見学会及びワークショップ 2012 開催
約 20 名が参加
2013 年　3 月　第 5 回学生総会（第 8 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
約 40 名が参加
2012 年度の活動を第 8 回日本 LCA 学会研究発表会にてポスター発表
第 4 回セミナー開催（第 8 回日本 LCA 学会研究発表会会期中）
30 名が参加
2013 年　9 月　第 5 回工場見学会及びワークショップ 2012 開催
約 30 名が参加

SCNへの参加状況（2014年1月現在）7大学11研究グループ

図 1 SCN 設立から現在までの流れ

2.3.　第５回工場見学会（2013 年９月 24 日）

ワークショップ 2013 の会期中に、第 5 回工場見学会をライオン株式会社 研究開発本部（東京都江戸川区）にて開催した（**図 2**）。見学会は、開発現場の見学及び体験学習、ディスカッションから構成されている。

開発現場の見学では、環境を意識したパッケージングの話や各家庭を想定した製品制作の様子に触れた。ディスカッションでは、ライオン株式会社 CSR 推進部の加藤久仁子氏から「ライオンの環境への取り組み」と題し、環境を意識した経営、カーボンオフセットを意識した植物原料（パーム）の活用、環境リスク評価の実施例などについて伺った。学生は身の回りで使用している製品に取り入れられている環境配慮事業に感心するとともに、実際の効率や企業努力・競争の現状に関する活発な質問や議論を行った。

図２　工場見学会ライオン株式会社研究開発本部にて

図３ ワークショップ 2013 の様子

2.4.　ワークショップ 2013（2013 年 9 月 23～25 日）

・研究室紹介

東京都渋谷区の国立オリンピック記念青少年総合センターにてワークショップ 2013 が 2 泊 3 日で開催され、7 大学 11 研究グループから 25 名が参加した（**図 3**）。初日は研究室紹介及び研究発表会が開催された。研究室紹介は、各研究グループが研究で用いる手法や研究事例についてそれぞれ発表し、互いに基礎的な知識を共有することを目的としており、発表 10 分に対して質疑 5 分の時間が設けられた。9 つの研究グループより、各グループが専門とする産業連関分析、LCA、環境影響評価、環境教育などのテーマについて解説が行われた。質疑には学部 3 年から博士 3 年までの学生が参加し、初歩的なものから自らの研究と関連付けたものまで様々な質問が出され、時間が足りなくなるほど活発なものとなった。

・研究発表会

初日から最終日にかけて研究発表会が行われた。研究発表では個人の研究について 18 件の口頭発表が行われ、各自 15 分の発表時間に対し 5 分の質疑の時間が設けられた。研究の対象は、フットプリント（炭素、土地、水資源等）、金属や化学物質のマテリアルフロー、環境クラスター分析、環境教育、人口構成比変化を受けての環境影響評価、再生可能エネルギー、産業連関分析、震災の経済及び環境への影響分析、二酸化炭素、食料など多岐にわたるものであった。質疑では、発表で得た理解を基に、自分の専門でない分野にも積極的に質問する学生が多く、的確な指摘に発表者が驚く場面もあった。研究で用いた手法やデータに関する質問の他、研究成果の製品やプロセス、社会システムの設計への利用方法、また自身の研究との関連などの議論が交わされた。2 日目は工場見学の反省会を行い、見学で得た知見などが議論された。また、2 日目の夜には懇親会が開催され、研究以外にも普段の研究室生活や就職活動、各地域の話題などの情報を交換しつつ親睦を深めた。

2.5.　ワークショップ後の感想

ワークショップの参加者に対し行った事後アンケートでは、次のような回答が得られた。

・LCA に携わる研究者の発表を聴き刺激を受けた

・自分の研究の意義や方法などを改めて考える機会を得た

・工場見学においても現在学んでいる LCA という分野の利用方法や現状に気づくことが出来た

3.　今後の活動予定

2009 年春より活動を開始した SCN であったが、この 5 年間の活動で、北海道から九州まで多くの学生の参加を得て、SCN の目指す「知識や人脈のネットワークを形成する」ための地盤を固めつつある。SCN では、これまでの経験と反省を活かしつつ、今後も学生会員同士、また学生と企業、大学間のネットワークを広げる活動を続けていく予定である。これまで行った活動以外にも、学生が LCA を理解しそれに貢献するためのイベントを常時検討している。また、2014 年も例年通り学生総会、セミナー、工場見学、ワークショップを行っていく予定である。

詳しい内容は、日本 LCA 学会学生交流ネットワークのホームページ[1]にて随時更新していく予定である。

4.　おわりに

正会員や賛助会員の皆様には、SCN の活動をご理解頂くとともに、工場見学会や招待講演などでのご協力を頂ければ幸いである。また学生会員の皆様には、是非 SCN の活動に積極的に参加して頂きたい。

最後に、これまでに SCN の活動に対して協力して頂いた、大学、企業、研究所、LCA 学会事務局の方々をはじめとする皆様に感謝申し上げます。

参考文献

1) 日本 LCA 学会学生交流ネットワーク　ホームページ: http://www.sntt.or.jp/~lca-stg/