

芝 浦 工 業 大 学
博 士 学 位 論 文

廃棄物の処理・再利用における環境経済性評価に関する研究

令和2年3月

宍 戸 賢 一

要 旨

廃棄物の最適処理・再利用の推進は、我が国のみならず世界的に必要且つ喫緊の課題である。本論文では廃棄物に起因する様々な現状ならびに問題点をピックアップし、廃棄物の処理・再利用におけるシナリオを構築することで環境経済性を評価している。建設汚泥の再利用における環境経済性の評価では、リサイクルに大きな影響を与える要因が採掘コスト、再資源化処理コストおよび重金属含有量であることを明らかにしている。津波堆積物の処理における環境経済性評価では、複数県で津波堆積物を請け負った場合、被災地の環境影響度が大きく減少することを明らかにしている。また、被災地における焼却炉建設用地の確保や処理が安定するまでは広域処理を推進し、災害廃棄物の処理を進めることも提案している。バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価では、環境負荷ならびに環境コストの低減を図るため、提案した対策シナリオの導入が必要なことを提唱している。養豚業の廃棄物処理に関する環境経済性の評価では、糞尿の輸送方法および悪臭問題に着目することで、糞尿輸送における輸送機器である新装置を導入することが新装置導入前と比較すると直接コストのみならず臭気も低減することを明らかにしている。上記のとおり、本論文では廃棄物の処理・再利用における環境経済性の評価を行うことで最適な廃棄物の処理・再利用を明らかにしている。

目 次

第1章 序 論	1
1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的	5
1.3 本研究の構成	7
参考文献	8
第2章 環境経済性評価手法の構築	11
2.1 建設汚泥の再利用の環境経済性評価手法	11
2.1.1 環境経済性評価モデル	11
2.1.2 直接コスト	13
2.1.3 環境コスト	14
2.1.4 トータルコスト	16
2.1.5 不確実性の考慮	17
2.2 津波堆積物の環境経済性評価手法	18
2.2.1 環境経済性評価モデル	19
2.2.2 処理・処分の過程	21
2.2.3 仮置き過程	22
2.2.4 中間処理・最終処分の過程	26
2.3 バンコク首都圏の廃棄物処理の環境経済性評価手法	27
2.3.1 環境経済性評価モデル	28
2.3.2 処理シナリオ	28
2.3.3 収集運搬過程	29
2.3.4 中間処理過程	29
2.3.5 最終処分過程	31
2.4 養豚業廃棄物処理の環境経済性評価手法	32
2.4.1 環境経済性評価モデル	32
2.4.2 直接コスト	33
2.4.3 環境コスト	34
2.4.4 糞尿の処理・処分	35
参考文献	36

第3章 建設汚泥の再利用における環境経済性評価	39
3.1 はじめに	39
3.2 建設汚泥に関するリサイクルの現状	40
3.2.1 建設汚泥の位置付け	40
3.2.2 建設汚泥の排出とリサイクル	40
3.2.3 建設汚泥のリサイクルにおける障害	42
3.3 環境経済性評価手法の検討・試作	43
3.3.1 環境経済性評価モデル	43
3.3.2 直接コストの定量化	44
3.3.3 環境コストの定量化	45
3.3.4 建設系廃棄物のリサイクルにおける事業効果	50
3.3.5 トータルコスト	50
3.3.6 不確実性の考慮	50
3.4 建設汚泥のリサイクルにおける環境経済性評価	52
3.4.1 仮定条件	52
3.4.2 感度分析に基づく評価	54
3.4.3 モンテカルロシミュレーションに基づく評価	56
3.4.4 社会的費用便益に基づく評価	59
3.5 おわりに	61
参考文献	61
第4章 津波堆積物の処理における環境経済性評価	63
4.1 はじめに	63
4.2 災害廃棄物の広域処理	64
4.2.1 災害廃棄物（津波堆積物）の現状	64
4.2.2 広域処理の必要性	65
4.2.3 処理における問題点	66
4.3 津波堆積物の環境経済性評価	67
4.3.1 環境経済性評価モデル	67
4.4 環境経済性評価における広域処理の立ち位置	70
4.5 おわりに	73
参考文献	74
第5章 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価	77
5.1 はじめに	77
5.2 廃棄物処理システムに対する環境経済性評価モデルの設定・検討	78

5.2.1	環境経済性評価モデル	78
5.2.2	排出係数, 排出原単位および貨幣価値原単位	79
5.2.3	バンコク首都圏の廃棄物処理 (入力情報)	81
5.2.4	想定する廃棄物処理過程と処理システム	82
5.3	廃棄物処理システムに対する環境経済性評価と環境会計	88
5.3.1	シナリオの設定に基づく評価	88
5.3.2	環境コストに基づく評価	94
5.4	おわりに	97
	参考文献	98
第6章	養豚業廃棄物処理における環境経済性評価	101
6.1	はじめに	101
6.2	養豚業の現状と法規制	102
6.2.1	畜産業の現状	102
6.2.2	畜産環境問題	104
6.3	糞尿処理における環境経済性評価の検討	107
6.3.1	糞尿処理における直接コスト	108
6.3.2	環境コスト	109
6.3.3	糞尿の輸送・投入プロセスの検討	113
6.3.4	養豚業の糞尿輸送・投入プロセスのCO ₂ コスト	115
6.4	検討サイトにおける調査結果	117
6.4.1	検証サイトの現状把握	117
6.4.2	臭気の調査手法	118
6.5	臭気調査の結果	121
6.5.1	臭気測定結果	122
6.5.2	風速測定調査結果	127
6.5.3	近似式による考察	128
6.6	調査結果に基づく環境経済性評価および考察	130
6.6.1	仮定条件	131
6.6.2	直接コスト等の算出	131
6.6.3	悪臭防止のためのコストの算出	135
6.6.4	臭気対策へ呼びかけ	142
6.7	おわりに	143
	参考文献	144

第7章 結 論	147
7.1 研究の成果	147
7.1.1 建設汚泥の再利用における環境経済性評価	147
7.1.2 津波堆積物の処理における環境経済性評価	147
7.1.3 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価	148
7.1.4 養豚業廃棄物処理における環境経済性評価	148
7.2 研究の課題	149
7.2.1 建設汚泥の再利用における環境経済性評価	149
7.2.2 津波堆積物の処理における環境経済性評価	150
7.2.3 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価	150
7.2.4 養豚業廃棄物処理における環境経済性評価	150
 謝 辞	 151

1 序 論

1.1 研究の背景

我が国では廃棄物量が年々増加の一途を辿っている一方、新たな廃棄物処分施設の設置が困難であることから、最終処分場の残余容量がひっ迫している。環境省によれば、2016年の時点で、一般廃棄物最終処分場の残余容量は1億9,996万m³、残余年数は20.5年である。また、産業廃棄物最終処分場の残余容量は1億6,604万m³、残余年数は16.6年であり、一般廃棄物最終処分場に比べて一層危機的な状況となっている¹⁻¹⁾。今日、関連技術の発展に伴い、廃棄物の縮減・再利用が促進され最終処分量は減少しており、相対的に残余年数は増えてきている。しかしながら、新しい最終処分場の設置が難しいことから残余容量が減少しているため依然早い対応が望まれている。

上記の問題を解決するためには、これまでの「大量消費社会」から「循環型社会」への変遷が必要となってくる。「循環型社会」とは、2000年に「循環型社会形成推進基本法」によって、「製品等が廃棄物等となることが抑制され、ならびに製品等が循環資源となった場合においてはこれについて適正に循環的な利用が行われることが促進され、および循環的な利用が行われない循環資源については適正な処分が確保され、もって天然資源の消費を抑制し、環境への負荷ができる限り低減される社会」として定義されているものであり、「循環資源」とは「廃棄物等のうち有用なもの」を指す¹⁻²⁾。現在、「資源有効利用促進法」によって事業者による製品の回収・リサイクルの実施などのリサイクル対策を強化するとともに、10業種69品目を対象として、省資源化や長寿命化といった取り組みを通じて製品の製造、流通、使用などに係る資源利用効率を高め、廃棄物とならざる形での資源の利用を極力少なくする“リデュース (Reduce)”，一旦使用された製品を回収し必要に応じ適切な処理を施しつつ製品として再使用、もしくは再使用可能な部品を利用する“リユース (Reuse)”，一旦使用された製品や製品の製造に伴い発生した副産物を回収し、原材料としての利用または焼却熱のエネルギーとして利用する“リサイクル (Recycle)”という3Rを促進することで循環型社会システムの構築を図っている¹⁻³⁾。その中でも、建設業は特定再利用業種として、その業種に属する事業者は再生資源または再生部品の利用に取り組むことが求められている。実際に、建設業は2005年度の産業廃棄物の業種別排出量の約20%を占める上位3業種の1つとなっており、特に早い対策を講じるべき業種である。それに伴い、2002年に完全施行された「建設工事に関わる資材の再資源化などに関する法律」により、コンクリート塊、木材、アスファルト

は廃棄物であり、再生資源として位置付けられ特定建設資材廃棄物の分別解体、再資源化が義務づけられた。再生資源とは、建設副産物のうち原材料として利用することができるもの、あるいはその可能性のある有用なものを指す。結果として、2005年度の建設系廃棄物全体の再資源化等率は92%にまで上昇した。しかしながら、建設系廃棄物の中には再資源化率の低い品目が残っているだけでなく、「建設リサイクル推進計画 2002」で示された「リサイクルの質の向上」については未だ十分な成果が得られているとは決して言えない。加えて、不法投棄物の約7割と建設系廃棄物が占めている点からも適正処理の推進が問題となっている¹⁻⁴⁾。

上記のように、循環型社会の構築のためには建設業者が先導的にリサイクルを推進する必要がある。しかしながら、建設副産物を再資源化することが技術的に可能であっても、製品の最終需要、製品化施設、再資源化施設がなければ、結果的に建設副産物は廃棄物とみなされる。リサイクルを阻害する主な要因としては、バーゲン材よりもリサイクル材の単価が高価なため市場性が低くなることが挙げられる。しかしながら、これらは実コストの面でしかリサイクルを捉えていない。リサイクルを行う本質は持続的な発展を続けるための環境保全である。よって、評価の際には目に見えるコストのみでなく、環境への影響も考慮していく必要がある。換言すれば、様々な処理活動をライフサイクル全体で環境会計を用いて、環境への影響をも内部化して計上することでコストと環境への影響のバランスを含めた環境経済性によって評価を行わなければならない¹⁻⁵⁾。しかしながら、リサイクルを取り巻く状況は無数の要素が複雑に絡み合っていることから、リサイクル材が環境経済性に優れている、または劣っているという答えが1つに絞られることはないと考えられる。よって、リサイクルの環境経済性の評価の際には様々な不確定要素を考慮して幅を持たせた評価を行うことが求められる¹⁻⁶⁾。

我が国では2011年東北地方太平洋沖地震とそれに伴って発生した津波、およびその後の余震によって、経済・インフラは然り、あらゆる面で未曾有の被害を受けた（以降、東日本大震災と称する）。そのため、東日本大震災から復興するための課題は山積している。中でも、東日本大震災によって発生した災害廃棄物処理は重要課題の1つである。東日本大震災では、特に岩手、宮城、福島での津波による被害が大きく、環境省の推計によると、3県の沿岸市町村で発生した災害廃棄物量は約 $2,200 \times 10^4 \text{t}$ に上る。ここで、阪神淡路大震災における災害廃棄物発生量が約 $1,477 \times 10^4 \text{t}$ であったことより、東日本大震災で発生した災害廃棄物量の膨大さがわかる。また、宮城県の災害廃棄物発生量は同県の一般廃棄物処理量 $82.5 \times 10^4 \text{t}$ の約20年分に相当し、自県のみで処理・処分を行うのは数十年レベルで多大な時間を要すると考えられる^{1-7)、1-8)}。

上記のように甚大な量の災害廃棄物が突然発生したことから、仮置き場（一次仮置き場および二次仮置き場）の確保や環境面への配慮といった部分は十分に考慮されているとは言い難い。なお、災害廃棄物の一次仮置き場への搬入も2011年7月中旬の時点で約40%である。このような状況を考えた時、最も優先すべき事項は災害廃棄物の迅速な処

理と言えるが、同時に、中長期的な視点に即した、すなわち環境経済性を考慮した処理・処分を行うことも非常に重要である。これは現在、被災した地域の住民は別の地域に移住していると考えられるが、災害廃棄物の処理・処分が終了し、これから復旧・復興する時点において二次的に発生した環境問題によって復旧・復興が阻害されることにもなり得るためである。すなわち、迅速な処理と環境問題を総合的に考えることが、東北地域の復興に関して重要であると考えられる^{1-7)~1-9)}。

一方、平時の日本社会においては循環型社会が謳われている。循環型社会とは2000年に「循環型社会形成推進法」によって、「製品等が廃棄物等となることが抑制され、ならびに製品等が循環資源となった場合においてはこれについて適正に循環的な利用が行われることが促進され、および循環的な利用が行われない循環資源については適正な処分が確保され、もって天然資源の消費を抑制し、環境への負荷が可能な限り低減される社会」として定義されている。なお、「循環資源」とは「廃棄物のうち、有用なもの」を指す¹⁻²⁾。東日本大震災に関する災害廃棄物の処理に関しても、循環型社会への社会全体の変遷を踏まえ再利用できるものは行うべきである。環境省が発表した処理・処分に関するマスタープランにおいても災害廃棄物の再利用は重要視されている。特に木質系廃棄物、コンクリート屑が再利用の対象となっている。また、東北地域の最終処分場残余容量等を考えた時、他県の協力は必要不可欠であり、災害廃棄物を他県へ受入れることも考慮する必要がある。東京都や山形県は積極的な姿勢を見せているが、放射線物質を含む災害廃棄物に対してどう対処するかで住民との議論が起こっている。科学的技術はもちろん、対象物質の基準といった法整備も含めて考えていかねばならない。

今後、首都直下型地震、東南海地震が発生する確率は30年以内に70%、60%とも言われており、また両者が連動する確率も非常に高く、発生した時の被害は東日本大震災を超えるとも言われている¹⁻¹²⁾。また、環境はいまや全世界が考慮すべき事項であり、我々の生活に密接に関係している。このような状況で廃棄物処理マネジメントは重要性が高いと考えられ、本研究における処理・処分の環境経済性に着目した評価は災害廃棄物の処理マネジメント確立のための一助になると考えられる。

現在、日本では環境保全の概念および考えが定着しつつある。“環境に配慮した”、“環境負荷の小さい”など、環境とつく名の製品や広告が頻繁に目に付く。ところが、実際に世界全体に目を向けると環境保全に対する温度差を認識することになる。先進国と途上国において経済的および社会的理由から、環境対策レベルに大きな差が存在する。現在、開発途上国の多くでは社会資本整備の遅れ等によって、大気汚染や水質悪化等、様々な環境問題が深刻化しており、国土政策としての課題が顕在している。今後、途上国において開発を進めるにあたり、いかに環境に配慮した社会を形成するか、ということは大きなテーマと言える。そのテーマの1つとして、廃棄物処理に起因する環境問題が挙げられる。

現状、開発途上国の多くにおいて、廃棄物は無処理のまま、直接埋立処分されており、

これが廃棄物処理の主流を占めている。しかし、未処理で有機物を多量に含む廃棄物が埋め立てられることで、汚水や悪臭の発生により埋立処分地の衛生状態の悪化をもたらすとともに、嫌気分解によってメタンガス（CH₄）等の温室効果ガスが発生する。よって、開発途上国の多くにおいて主流の廃棄物処理は、地球温暖化の一因や自然発火の原因となり、さらに埋立処分地（廃棄物処分場）の環境悪化をもたらしている¹⁻¹³。また、未処理の廃棄物は容積が大きく、直接的な処分では埋立処分地が早期に飽和するため、継続的に新規埋立処分地を整備しなければならない。しかしながら、開発途上国においても埋立処分地の新規確保は近隣住民の反対等から容易でなく、結果的に埋立処分地空間の消失といった問題も生じている。なお、上記に伴う被害は、主として社会的弱者が被ることになる。特に、開発途上国においてバンコク首都圏のように人口が集中する都市部では、廃棄物の発生量も多く、当該廃棄物処理によって被害を受ける社会的弱者も多い。よって、環境に配慮した包括的な廃棄物処理を早急に検討する必要がある¹⁻¹⁴。

近年、日本をはじめとする先進諸国では、地球温暖化で代表される環境問題に対する関心の高まりに伴い、廃棄物処理等に対する各々自治体の活動を環境経済性評価ならびに環境会計を用いて評価する方針へ転換している¹⁻¹³、¹⁻¹⁵。すなわち、各々自治体の諸活動は私的費用だけでなく、社会環境に対する社会的費用をも計上されることで社会的な評価が下されることになる。さらに、地球環境問題の特性上、それらの活動が現時点で及ぼすと考えられる環境経済性だけでなく、将来的に発生する社会的費用も考慮する必要がある。将来的に、人口や生活様式、その他多くのファクターの変化によって廃棄物発生量やその質が変化する可能性があり、それが処理費用および環境汚染物質の発生量の変化へとつながると考えられる。そのため、環境への影響を正しく加味した評価を下すには、長期的な費用便益に基づいて評価していくことが要求される¹⁻¹⁶。

日本は多くの資源を海外から輸入し、製品を生産し輸出をしている。しかしながら、その資源は無尽蔵にあるわけではなく、必ず限りがある。限りある資源を活用し続けるには、資源を循環利用する社会を構築しなければならない。そこで、2000年に、循環型社会形成推進基本法が制定され、その法律では、循環型社会を「廃棄物の発生が抑制され、循環資源（廃棄物のうち有用なもの）となった場合、循環資源として利用が促進され、循環的利用が行われないものは適正な処分が行われることにより天然資源の消費を抑制し、環境負荷ができる限り低減される社会」として定義されている¹⁻²。日本が取り組むべき環境問題として資源の枯渇に関連する問題ならびに、地球温暖化に対する取り組みである。資源の枯渇は、資源を大切に使い再生可能エネルギーの利用促進、省エネルギー技術の開発とともに、ムダなエネルギーを使わないという省エネルギーの生活に努めることが必要である。また、地球温暖化は、化石燃料を使用し続けた結果であるものの、その原因を特定することは難しい。温暖化への取り組みは先進国と発展途上国との利害が対立する問題である。発展途上国は、「いまの温暖化の主原因は、先進国が温室効果ガスを排出した結果であり、途上国はこれからの発展・開発を進めるのであるから

排出を制限されては困る」という主張がある。そのような現状を踏まえて、発展・開発を進める日本の畜産の環境問題において養豚業の廃棄物処理、すなわち糞尿処理における処理費用および環境影響を考慮した環境経済性についての適用性を検討する。1990年代以前、畜産業者、特に養豚業者（小規模農場を含む）は、40,000戸を超える農場が存在していた。しかしながら、現在では養豚業者は10,000戸を下回っているのが現状である¹⁻¹⁷⁾。このような減少の原因として、近隣への悪臭や後継者育成難の問題、そして行政指導等が重なり、農場は郊外へ追いやられたことなどが挙げられる。また、諸外国からの廉価な豚肉の輸入量増加に伴い、国産豚肉の需要が減少していることも影響していると考えられる。このような背景のもと養豚業の現状、養豚業に関わる法規制などを把握したうえで、養豚経営が郊外へ追いやられた理由の1つである悪臭要因を中心に問題点をピックアップする。一般に、養豚業の臭気解決策として、糞の回収方法や処理方法の機械化がよくあげられる。いわゆる畜産業における「農場の近代化」という課題である。この農場の近代化を行うことで、悪臭や水質汚濁などの周辺環境への影響を抑えることができるため、養豚業に対する理解向上につながると考えられる¹⁻¹⁸⁾。しかしながら、実際には近代化はほとんど普及していない。普及しない原因として多額なイニシャルコストがかかってしまうことに加えて、環境への負荷を低減させるために要する経済的な側面が表現されなかったことが挙げられる。そのため、糞尿を堆肥にするために要するコストにのみ注目がなされることが多く、環境負荷の低減による対策が相対的に少ない。ならびに、リサイクルに要するコスト高などが挙げられる。また郊外へ追いやられた結果として、養豚業は郊外での経営が主であることから、悪臭防止法ならびに各自治体における条例による規制はあるものの住民による苦情が減少したことが挙げられる¹⁻¹⁹⁾。しかしながら、依然として畜産環境問題は、日本において解決をしなければならない1つとして考えられる。

今後、国土の狭い日本において畜産業における廃棄物処理、特に養豚業の持続可能な経営を構築するためには、廃棄物処理における環境経済性を評価することにより循環型モデルを確立する必要があると考える。

1.2 研究の目的

本研究では、様々な廃棄物に関わる適切な処理・再利用に対するマネジメントをケースバイケースに応じ迅速な対応を行うことで、最適な指針を提示する必要がある。現状では、処理・再利用に関わる直接コストのみに着目がなされ、間接コストすなわち、環境コストは度外視される傾向が相対的には多い。そこで、地盤環境工学の視点から環境経済学のスピリットを加え廃棄物に起因する環境経済性を定量化することで、最適な廃棄物処理のリサイクルについて提案する。また、本研究のフローを以下に示す。

廃棄物量の増加に伴い我が国において大量消費社会から循環型社会への変遷が必要と考える。資源の有効利用の気運も高まり事業者によるリサイクル活動も盛んになっている。しかしながら、建設業における産業廃棄物の排出量は業種別排出量の20%を占めているにも関わらず、リサイクルの普及率は低い¹⁻¹⁾ ¹⁻⁴⁾。そこで普及率の低い要因の1つに、リサイクル材とバージン材との経済的な比較が挙げられることに着目し、環境保全による側面を担保することが可能な環境経済性を評価する。具体的には、直接コストに加え、環境負荷を環境コストとして内部化することで、廃棄物リサイクルを経済的に評価する環境経済性評価手法を検討・試作する。廃棄物リサイクルには様々な不確実要素が絡み合っているため、実際に要するコストと環境に関わるコストを感度分析およびモンテカルロシミュレーションを用いることで不確実性をも考慮した環境経済性評価を実施する。

岩手県・宮城県・福島県を中心に、東日本大震災で発生した津波堆積物（災害廃棄物）は約 $2,200 \times 10^4$ tに上る¹⁻⁷⁾ ¹⁻⁸⁾。これは想定する一般・産業廃棄物量を大きく超過しており、自県のみで処理を行うことは、多大な時間、労力を要すると考えられる。そこで、災害廃棄物に起因する環境経済性に着目し、貨幣価値に換算することで定量化を行う。また、時間軸を評価方法に組み込むことで、処理方法を二面的にとらえることにより適切な処理におけるマネジメントを行う。災害廃棄物における処理に関し、不確実性が大きい処理過程における環境影響度を定量化することで、時間スケールと環境影響度の2つの軸から考察を行う。

開発途上国における廃棄物処理の大部分は、ポイントごとに収集したのち、直接埋立処分することが廃棄物処理の主流を占めている¹⁻¹³⁾ ¹⁻¹⁵⁾。しかしながら、未処理で有機物を多量に含む廃棄物は、汚水や悪臭の発生等の埋立処分地における環境悪化が懸念されるとともに、嫌気分解によって生じるメタンガス等の温室効果ガスが発生する。そこで、バンコク首都圏における廃棄物処理に着目し現状の廃棄物処理のシステムに対して、シナリオとして想定する廃棄物処理における環境経済性評価および環境会計を適用することにより、直接関わる処理コスト・環境負荷を環境コストとして定量的に評価することで、直接コストならびに環境コストを総合的に最適化する廃棄物処理システムを提唱する。

畜産農場経営において環境に関わる外部コストを含めた形により総コストを考慮した数値を実際に作成し、環境経営のスピリットを生かしつつ総合的に判断できる評価方法を提示する。評価対象として、養豚業における環境問題の1つである悪臭問題を取り上げている。悪臭問題は豚から排出される糞尿に起因しており、糞尿を適切に処理することが求められている¹⁻¹⁸⁾。しかしながら、現状として糞回収は人力で行われるため、糞が放置される時間が長くなるため臭気の低減が難しい。一方、輸送機器を導入することで糞回収の自動化が進められており、臭気の低減に成功した養豚場も存在する。そこで、糞回収の自動化が進められている北海道のA牧場、宮城県のB牧場を対象とするこ

とで、これまで人力で行ってきた糞回収方法と機械を用いた糞回収方法に関して環境経済性評価の観点から比較する。また、得られた結果から、総合的に最も優れた農場経営モデルを検討する。

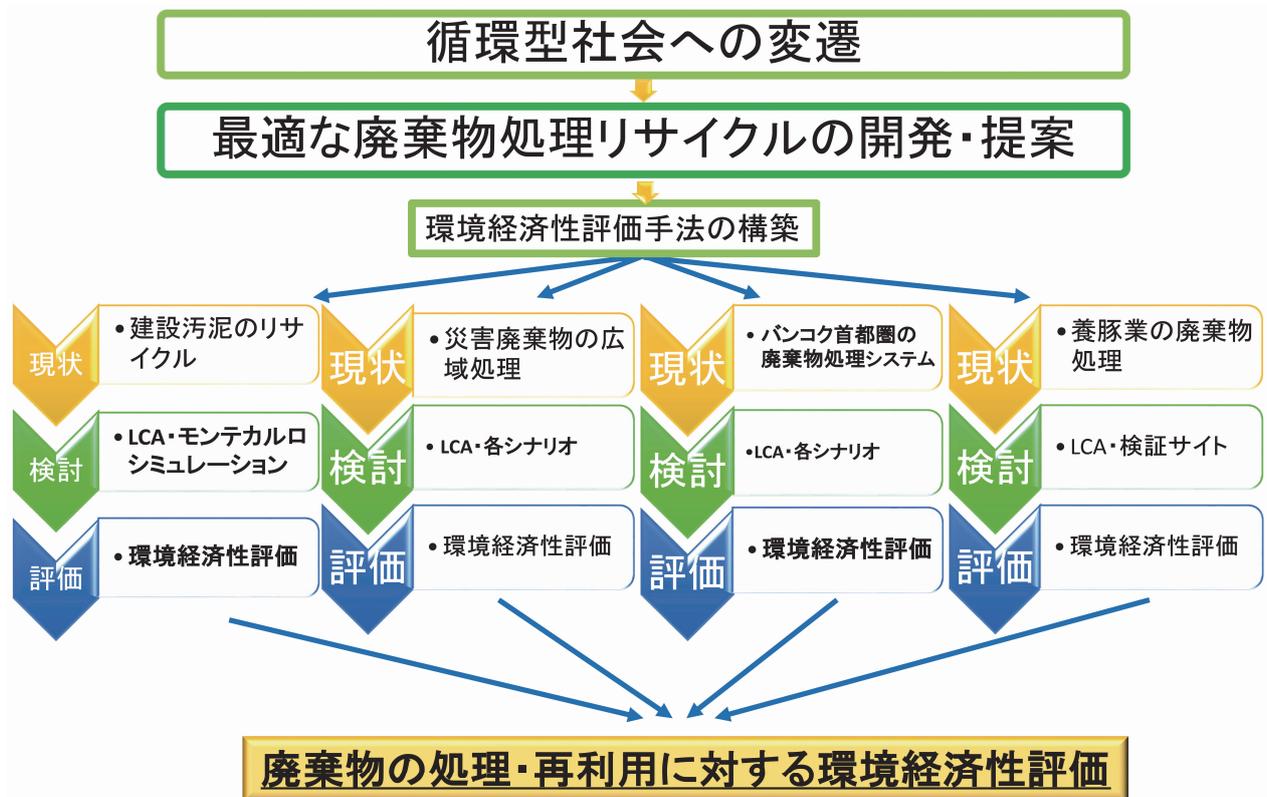


図-1.1 本研究のフロー

1.3 本研究の構成

本研究の構成は、全7章から構成される。

まず、第1章においては、序論として研究の背景、研究の目的、本研究の構成について述べた。

第2章では、直接コストならびに環境負荷を環境コストとして定義した環境経済性評価手法を構築する。

第3章では、直接コストに加え、環境負荷を環境コストとして換算することで、廃棄物リサイクルを社会的に評価する環境経済性評価手法を検討・試作する。さらに、循環資源として位置付けられる建設系廃棄物の中でも再資源化等率が比較的低い「建設汚泥」のリサイクルに着目する。なお、建設汚泥のリサイクルには様々な不確実性要素が絡み合っているため、検討・試作した環境経済性評価手法へ感度分析およびモンテカルロシミュレーションを組み込み、すなわち、建設汚泥のリサイクルに対する不確実性をも考

慮した環境経済性評価を実施している。

第4章では、災害廃棄物のうち、津波堆積物に着目し、処理を環境経済性評価によって、環境影響度と時間スケールの両面から考えることで、広域処理の必要性も含め、災害廃棄物処理に対する指針を検討している。

第5章では、タイ王国・バンコク首都圏における廃棄物処理に着目している。具体的には、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムならびにシナリオとして想定した廃棄物処理システムに対して、環境経済性評価を適用し、当該廃棄物処理システムに伴う処理コスト、環境負荷ならびに環境コストを定量的に評価する。さらに、処理コストならびに環境コストを総合的に最適化（最小化）し得るバンコク首都圏における廃棄物処理システムを議論している。

第6章では、養豚業における畜舎からコンポスト（強制発酵処理装置）への糞回収工程に着目し、糞回収・処理工程において環境に特に配慮しない場合と環境に配慮を行った場合のコスト比較を具体的な計測例をもとに数値で提示し、臭気などの環境対策の経済的な負担とその効果を明らかにする。限られた例ではあるが、このような「見える化」を通じて、環境配慮を行う際の経済的な定量化の1つの方法を提示する。また、得られた結果から、今後の畜産業経営における提言なども行う。

第7章では、結論として廃棄物処理における環境経済性評価の結論・課題について示す。

参考文献

- 1-1) 環境省：産業廃棄物の排出及び処理状況等について、報道発表資料，環境省，2016.
- 1-2) 環境省：循環型社会形成推進基本法，環境省，2005.
- 1-3) 経済産業省：資源有効利用促進法，経済産業省，2002.
- 1-4) 国土交通省：建設リサイクルに関するこれまでの取り組みに関する関係資料，国土交通省，2011.
- 1-5) 大嶺 聖，松雪清人：建設発生土および廃棄物の有効利用における環境経済評価モデル，土と基礎，地盤工学会，Vol.51，No.5，pp.10-12，2003.
- 1-6) 稲積真哉，大津宏康，磯田隆行，宍戸賢一：建設廃棄物の再資源化処理におけるプロセス遅延を考慮した環境経済性評価，地盤工学ジャーナル，地盤工学会，Vol.7，No.3，pp.479-489，2012.
- 1-7) 遠藤真弘：東日本大震災後の災害廃棄物処理，調査と情報，No.719，2011.
- 1-8) 環境省：東日本大震災に係る災害廃棄物の処理指針（マスタープラン），2011.
- 1-9) 環境省：沿岸市町村の災害廃棄物処理の進捗状況，2011，2012.
- 1-10) 環境省：東日本大震災津波堆積物処理指針，2011.

- 1-11) 稲積真哉, 大津宏康, 奥野直紀, 宍戸賢一: 津波堆積物の処理における時間を考慮した環境影響評価, 地盤工学ジャーナル, 地盤工学会, Vol.8, No.4, pp.533-542, 2013.
- 1-12) 内閣府: 首都直下型地震の発生時期, 内閣府 2012.
- 1-13) 國部克彦, 伊坪徳宏, 水口 剛: 環境経営・会計, 有斐閣, 2007.
- 1-14) Intergovernmental Panel on Climate Change: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, NGGIP Publications, 1997.
- 1-15) 環境省: 温室効果ガス総排出量算定方法ガイドライン, 環境省地球環境局, 2007.
- 1-16) 稲葉 敦: LCA の実務, 産業環境管理協会, 2005.
- 1-17) 農林水産省: 農林水産統計, 農林水産省, 2012.
- 1-18) 関哲夫: 畜産経営に導入した環境会計, 畜産環境情報, 畜産環境整備機構, Vol.29, pp.10-15, 2005.
- 1-19) 農林水産省: 畜産経営に起因する苦情発生状況, 農林水産省, 2011.

2 環境経済性評価手法の構築

2.1 建設汚泥の再利用の環境経済性評価手法

人類が日々の生活を行う中で廃棄物の排出は避けられないものである。また、現在の生活水準を維持し、発展させることでより多くの資源が消費され廃棄物が排出されることが予想される。人類が活動を続けていくためには、廃棄物のリデュース・リユース・リサイクルを促進し、「循環型社会」の形成が課題となる。これらを考慮すると、再資源化処理にかかる費用と環境負荷の両者をとともに低減させるような廃棄物のリサイクルを行うべきである。しかし、実際には環境負荷量を低減させるためには費用が伴うため、環境負荷量を抑えることができたとしても再資源化処理にかかる費用があまりに高くつければリサイクルは採用されない。換言すれば、環境経済性と環境負荷量は互いには両立しえない関係にある。そのため、社会的に最適な廃棄物のリサイクルを行うためには、両者の関係性を評価することが重要となってくる。しかしながら、費用と環境負荷量は次元が異なるために、単純には比較することはできない。よって、両者の関係性を評価する方法として、環境負荷量を処理における費用と同じ次元（コストベース）にして評価することが有効である。そこで、環境経済性評価手法を用いて一般的な建設系廃棄物のリサイクルに伴うコストと環境負荷量を定量的に評価し、環境経済性を評価するモデルを構築する。

2.1.1 環境経済性評価モデル

(1) ライフサイクルアセスメントの概要

バージン材と建設系廃棄物のリサイクル材の環境経済性評価による比較を行うには、材料の製造に関してのみ評価を行うべきではない。バージン材を製造するために新たな材料から製造・採掘を行う必要があり、特に採掘は環境に大きな負荷を与えると推測される。また、リサイクル材を製造するためには建設系廃棄物の排出地点から再資源化工場へ、そして再資源化工場から工事地点まで長距離輸送を行わなければならないため、環境に負荷を与えると推測される。そのため、環境経済性評価を行うには、バージン材とリサイクル材の資源の採掘から製造、廃棄にいたるまでのライフサイクルのすべての段階において資源消費量や排出物流など様々な環境への負荷を考慮する必要がある。ラ

ライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment：LCA）とはライフサイクル全体にわたって、科学的・定量的・客観的に評価する手法である。LCAのISO規格のうち、ISO14040「ライフサイクルアセスメントー原則および枠組み」を下記する。

(1) 目的および調査範囲の設定：

LCAの評価の目的と調査範囲の設定を行う。

(2) インベントリ分析：

評価対象が環境中に排出する、環境から投入される環境負荷量を求める。

(3) 影響評価：

インベントリ分析で得られた結果を、地球温暖化・大気汚染等といった環境影響項目に分類し当該項目に及ぼす影響量の評価（特性化）と環境影響項目のグループ分けや統合化による単一指標化を行う。

(4) 解釈：

得られた結果をもとにどのようなことがわかるか検討する。

影響評価のステップをライフサイクルインパクトアセスメント（Life Cycle Impact Assessment：LCIA）といい、主に物質比較型・問題比較型・被害算定型の3つがある。従来のLCIAの統合化手法には、特性化による結果から直接環境影響項目間の重み付けを行うことで単一指標を得る問題比較型の手法が主流であった。現在では、人間健康や生物多様性などのエンドポイントレベルでの被害量まで評価することにより、重み付けの対象項目数を最小化し、エンドポイント間の比較により統合化を行う被害算定型の評価手法が採用されている。LCIAの最新の方法として、諸国では、Eco-indicator 99、環境優先戦略、などの被害算定型評価手法を採用している。しかしながら、インベントリが同一でも日本と環境条件が異なると発生する被害も変化する。日本では、1998～2003年に産業技術総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センターが開発した被害算定型影響評価手法（Lifecycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling：LIME）が採用されている²⁻¹⁾。LIMEは、コンジョイント分析による統一指標として貨幣価値（円）を用いるため、環境負荷量をコストベースで計上することができる。本章では、LIMEを用いてライフサイクルアセスメントを行う。

(2) ライフサイクルアセスメントの実施

2.1.1では、日本の建設汚泥のリサイクルの現状を踏まえつつ、バージン材と建設汚泥のリサイクルのライフサイクルを考慮して直接コストと環境コストを分析し、評価を行う。LCAによる調査範囲としては、処理施設の建設は考慮せず材料の「製造」から運搬車を用いての「輸送」、土構造物の「施工」までとして、重機・運搬車両の製造、施設の建設に必要な材料の製造過程は考慮しない。よってイニシャルコストや施設建設に關する環境コストは含めない。各過程で発生しうる直接コスト・環境コストを以下に記す。

(1) バージン材における採掘過程

直接コストとしては、重機・運搬車両における運転費、燃料費、水光熱費等をすべて包括した「採掘コスト」が挙げられる。

環境コストとしては、重機・運搬車両の使用に伴う燃料消費・大気汚染物質の排出から施設稼働に関する環境コスト、新たな土壌を材料として使用するため天然資源の減少、採掘による土地の改変から一次生産の低下・生態系への影響・居住環境の悪化に伴う環境コストが挙げられる。

(2) リサイクル材における再資源化処理過程

直接コストとしては、機材・運搬車両における運転費、燃料費、水光熱費をすべて包括して「再資源化処理コスト」が挙げられる。2.1 では、再資源化処理方法として安定処理を採用する。

環境負荷としては、機材・運搬車両の使用に伴うエネルギー消費・大気汚染物質の排出による施設稼働に伴う環境コスト、居住環境の悪化、建設汚泥中に含まれる重金属による生態系への影響が挙げられる。

また、再資源化処理を行うことで事業効果を得ることができる。

(3) 輸送過程

直接コストとしては、運搬車両による材料の運搬における「輸送コスト」が挙げられる。

環境コストとしては、運搬車両の使用に伴う燃料消費・運搬に伴う大気汚染物質の排出が挙げられる。

(4) 施工過程

直接コストとしては、土構造物の建設における重機・運搬車両における運転費、燃料費、水光熱費、発生する建設系廃棄物の廃棄物処分費が挙げられる。

環境コストとしては、重機・運搬車両における燃料消費・大気汚染物質の排出、土地改変による一次生産の減少、生態系への影響が挙げられる。

2.1.2 直接コスト

建設系廃棄物のリサイクルを行うためには、輸送コスト・再資源化処理コスト等実際に要する費用が必要である。このようなコストを、直接コストと呼ぶ。直接コストは、「大量消費社会」における意思決定基準とされていたものである。

直接コストを大別すると、イニシャルコストおよびランニングコスト（処理コスト、輸送コスト、保管コスト）に分けられる。イニシャルコストとは、採掘や輸送に必要な機材・車両の購入費・再資源化処理施設の建設費等事業の開始に必要なコストを指す。イニシャルコストと異なり、事業を続ける限り支払い続けなければいけないコストとしてランニングコストを以下に示す。処理コストは、施設を稼働することで土材料を製造

するために必要なコストを指す。施設の稼動に関する主な直接コストは、重機・運搬車両等の運転費、材料費、燃料費、水光熱費、廃棄処分費がある。これらの処理コストは「バージン材購入単価」、「リサイクル材購入単価」、「土砂処分単価」として設定されているとして考えられるため、2.1.2 ではそれぞれを 1m^3 の土材料を処理するのに必要な「バージン材製造コスト」、「再資源化処理コスト」、「廃棄処分コスト」として扱う。また、各処理コストは掘削土や建設汚泥の性状に依存するとする。輸送コストは、材料の輸送にかかるコストである。重機・運搬車両等による運搬費、燃料費、水光熱費等が挙げられるが、処理コストと同様に考えて、 1t の土を 1km 運ぶためにかかるコストを輸送単価として輸送コストを算出する。保管コストは、工事期間のずれから利用されない材料を一時的に保管するためにかかるコストである²⁻²⁾。

以下に示す式 (2-1) を直接コストの算出式とする。式 (2-1) をバージン材製造、リサイクル材製造、廃棄処理について適用する。ただし、下記に示す要素は単位工事当たりの値である。

$$C = C_I + C_S + C_T + C_K$$

$$C_S = WS \quad C_T = WLT \quad C_K = WDK \quad (2-1)$$

ここで、 C : 直接コスト (円)、 C_I : イニシャルコスト (円)、 C_S : 処理コスト (円)、 C_T : 輸送コスト (円)、 C_K : 保管コスト (円)、 W : 材料の質量 (m^3)、 S : 各材料の処理に要する単価 (円/ m^3)、 L : 輸送距離 (km)、 T : 輸送に要する単価 (円/t)、 D : 保管日数 (day)、 K : 各材料の保管に要する単価 (円/t·day) である。

2.1.3 環境コスト

環境は、人間に幅広く価値のある機能とサービスを無償で提供してくれる資産である。例えば、天然資源の供給・汚染物質の分解・生命維持等様々である。しかしながら、我々の経済優先の社会では、環境は必ずしもその価値を正しく評価されているとは言えない。理由として、環境は無料で無限に利用できる財として考えられ、環境の価値が定量化されていないことが挙げられる。このため、環境を守ることが経済的な利益につながらず環境破壊が止まることなく続いている。リサイクルを行う目的はこのような社会構造からの脱却を目指すことであり、その意味では環境の価値を貨幣換算することで一般的に理解しやすくする必要がある。2.1.3 では、発生する環境負荷量を、環境経済性評価手法を用いて直接コストと同じコストベースに換算したものを環境コストと呼ぶ。近年、ライフサイクルコストという概念において、製品のライフサイクル（ゆりかごから墓場まで）にわたって環境負荷を最も抑える方法で製品を製造する風潮ができています。しかしながら、ほとんどのライフサイクルコストでは CO_2 排出量やエネルギー消費量のみで

しか環境負荷を考慮できておらず、生態系への影響や自然から得られる環境経済性が評価に含まれていない。

環境経済性評価手法には、環境負荷を与える物質の排出量に各種マニュアル等で位置づけられた貨幣価値原単位を用いることで評価する原単位法がある。また、生態系への影響や自然から得られる環境価値といった定量化の難しい環境価値への評価方法として、主に人々に直接尋ねることで得られる表明選好データに基づく直接法と経済活動から間接的に得られる顕示選好データに基づく間接法に大別できる。直接法にはCVM（仮想市場評価法）やコンジョイント分析等がある²⁻³⁾。また、間接法にはトラベルコスト法やヘドニック法等がある。これらの評価手法を簡単に説明する。CVMとは、現在の環境状態と変化した後の環境状態を示したうえで、この環境変化に対する支払意志額を人々にアンケートを行い環境の価値を評価する手法である²⁻³⁾。バックグラウンドとして、人間の意識は常に変化し我々の遭遇する状況が一回限りのことが多いため、意識調査でも存在しない市場で正しい価値を評価できるという考えがある。CVMの利点としては、現存する環境のみでなく仮想的な環境に関する経済的な評価が可能である。注意する点として、アンケートによる情報伝達ミスや不適切な標本の収集を行うことで発生するバイアスを未然に防がなければならない点が挙げられる。コンジョイント分析とはもともとマーケティング・リサーチの分野で発展した分析方法である。プロフィールと呼ばれるいくつかの要素を含んだ案を人々に提示し、アンケート結果から要素単位での評価が可能となる。1つの対象のみ評価できるCVMと異なり、評価対象の性質が異なる場合でも要素の水準を調整することで評価を行うことが可能であるとされる。トラベルコスト法には、訪問地までの旅行費用と訪問回数との関係に基づいて間接的に訪問地の価値を評価する手法と、想定される利用者の訪問の意向を考慮して推定される方法がある。景観等を含む環境条件や娯楽施設といった「訪問する」動機付けとなる価値を評価することができる。したがって、評価対象に訪問するだけの価値がない場合には適用が難しい。ヘドニック法とは、景観等の環境条件の違いがどのように地価の違いに反映しているかを観察し、それに基づいて環境の価値を評価する方法である²⁻⁴⁾。地価の差が便益に等しくなることは理論的に証明されているが、土地市場が競争的である等様々な条件が成立している必要があることや統計処理等調査の信頼性を確保することが重要となっている。

環境コストを算出する際においてまず重要な点は、環境に負荷を与える可能性のある要素を的確に抽出することである。つぎに、抽出した要素を的確な評価方法で環境コストとして算出することである。上記で述べたように、環境コストの評価方法は多く、方法によって適用範囲や計算方法が異なっているため、要素の特性や評価目的によって最も適切な評価方法を選択しなければならない。

建設系廃棄物のリサイクルの評価において特に注目すべき環境コストを後述する。以下に示す式(2-2)を環境コストの算出式とする。式(2-2)をバージン材製造、リサイクル材製造、廃棄処理について適用する。

各々の環境コストの定義と計算方法を以下に示す。ただし、下記に示す要素は単位工事当たりの値である。

$$E = E_o + E_T + E_{C1} + E_{C2} + E_{C3} + E_{C4} \quad (2-2)$$

ここで、 E ：環境コスト（円）、 E_o ：施設稼働に伴う環境コスト（円）、 E_T ：輸送に伴う環境コスト（円）、 E_{C1} ：森林等の公益的機能に関する環境コスト（円）、 E_{C2} ：生態系への影響に関する環境コスト（円）、 E_{C3} ：天然資源の採取に関する環境コスト（円）、 E_{C4} ：居住環境の悪化に関する環境コスト（円）である。

CO₂ 貨幣価値原単位に関しては様々な評価手法があり、既往の研究から国や企業によって様々な値が設定されている。貨幣価値原単位計測の考え方には以下の3つが示されている²⁻⁵⁾。

①被害費用に基づく計測

CO₂ により引き起こされる温暖化によって引き起こされる被害費用を推定することから貨幣価値原単位を算出する。計測モデルや被害想定によって数値の幅があるが、IPCC に概ね準じているものであれば妥当とされている。政策動向の影響を受けにくく外部要因に対して安定していること、近年になって多くの推定事例が蓄積されていることから国際的に広く認知されている計測である。

②対策費用に基づく計測

CO₂ の削減目標および削減手法を設定し、それを達成するためにかかる費用から貨幣価値原単位を算出する。国の将来の削減目標等に整合した形で推定ができるメリットがある。しかしながら、京都議定書以降の各国の目標設定によって原単位が大きく依存する点、技術革新によって対策費用が変化してしまう点から中長期的に外部要因の影響を受けやすく不安定であるとされる。

③排出権取引価格に基づく計測

排出権取引市場で用いられる排出権取引市場の価格を貨幣価値原単位として採用する。コストベースで評価する際には理解が得られやすいが、まだ排出権取引市場が成熟しておらず価格が不安定であり、また取引価格が限界費用を表現していない可能性が大きい。

2.2 では、国土交通省によって日本の CO₂ 貨幣価値原単位として設定されている 2,890 円/t-CO₂、既往の研究から対策費用に基づく 9,425 円/t-CO₂、貨幣価値原単位として最小の値である 700 円/t-CO₂ の3パターンで計算を行う。

2.1.4 トータルコスト

建設系廃棄物のリサイクルについて、2.1.4 で示すように直接コストのみでなく、環境

負荷を定量的に計算した環境コスト，建設系廃棄物のリサイクルに伴う効果の3つのコストの和を式(2-3)のようにトータルコストとして評価を行う。図-2.1に概念図を示す。トータルコストは環境影響を考慮した社会的なコストと言えるため，リサイクルの評価決定基準として使われるべきであり，2.1.4ではトータルコストを環境経済性評価モデルの指標として採用する。

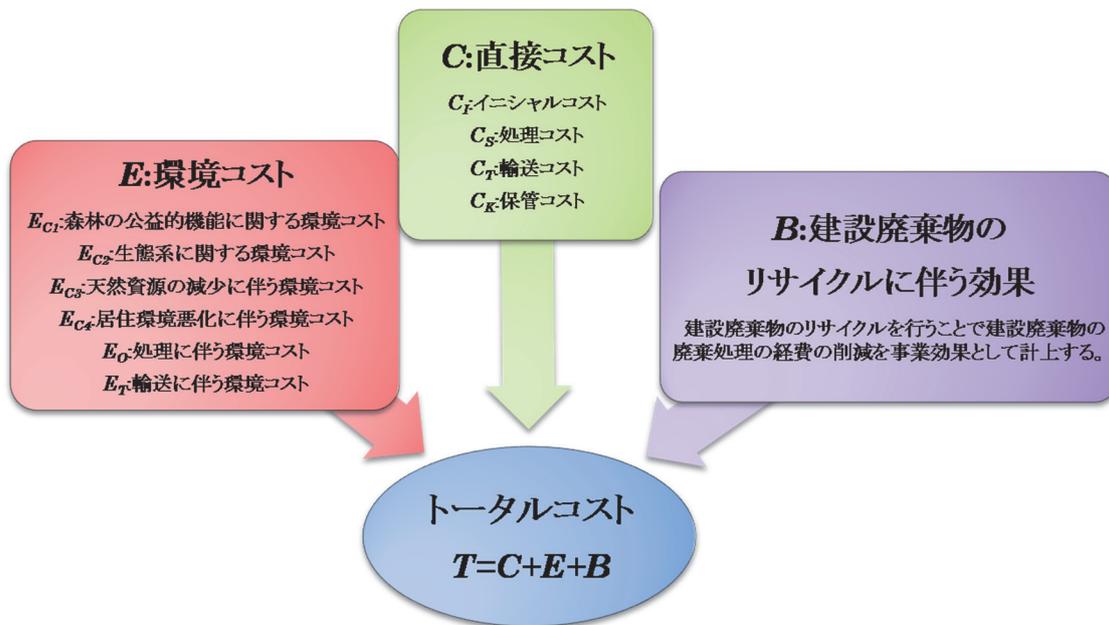


図-2.1 トータルコスト

$$T = C + E + B \quad (2-3)$$

ここで， T : トータルコスト (円)， C : 直接コスト (円)， E : 環境コスト (円)， B : 建設系廃棄物リサイクルによる事業効果 (円) である。

2.1.5 不確実性の考慮

(1) 不確実性の考慮の必要性

建設系廃棄物のリサイクルの環境経済性評価を行うには，前述したように多くのデータが必要となる。各々のデータの数値は，状況に応じて変化する。例えば，ある再資源化処理施設を拠点とした場合には各地に散らばる建設現場にリサイクル材を輸送しなければならず位置状況によって輸送距離が変わる。同じ建設系廃棄物でも性状が異なれば再資源化処理コストに差が出る。これをデータの変動性と言う。さらに，算出式においてそれぞれのデータは線形結合していない。また，環境会計は近年に発展してきた分野

であるため、多くの研究がなされていると言っても環境価値を定量的に正しく評価できているのか確証が得られないという不確実性も含んでいる。変動性と不確実性によって、ベースケースとして算出された評価と実際の評価で大きく乖離する可能性がある²⁻⁵⁾。その結果、環境経済性に見合わない行動を取ってしまい、さらなる環境負荷を与える危険性がある。このような事態を防ぐために不確実性の考慮が必要となってくる。

(2) 感度分析

不確実性を考慮するために使われる手法の1つに感度分析がある。感度分析とは、インプットとなる複数の不確実要素のうち1つの要素のみを最小値から最大値まで変化させ、他の値はベースケースに固定させた時に、アウトプットの値の変化を把握する方法である。感度分析をすべての不確実要素で行い、アウトプットの変化の振れ幅の大きさによって、その不確実要素のインプットとしての影響度の大小を知ることができる。不確実要素の影響度を知ることによって、建設系廃棄物のリサイクルにおいて阻害となっている要因の把握ができる。

(3) モンテカルロシミュレーション

モンテカルロシミュレーションとは、感度分析が1つの不確実要素のみの値を変化させる手法であるのに対し、すべての不確実要素を同時に変化させることで起こりうるすべての場合を把握する手法である。不確実要素に確率分布を定義し、乱数を発生させてランダムに値を抽出する実験を繰り返し、得られた結果から分布を推定することができる。同様に、すべての不確実要素を変化させる分析法に、ベストケース・ワーストケース分析がある。しかしながら、アウトプットの最大値（ベストケース）と最小値（ワーストケース）となる不確実要素の組み合わせのみを考慮するため、実際の値と乖離することが多いため、モンテカルロシミュレーションの方が実用的である。

2.2 津波堆積物の環境経済性評価手法

震災からの復旧・復興のためには津波堆積物の迅速な処理・処分は不可欠である。現在の日本では処理・処分に関して再利用が推進されており、循環型社会の形成が求められており、そうした取り組みが廃棄物に関する環境経済性評価を抑えている。震災で発生した津波堆積物の処理・処分において、一刻も早い処理を行う中でも環境負荷を可能な限り低減させることができる処理・処分を行う必要がある。しかしながら、実際に環境負荷量を低減させるには、そのための対策としての行動に伴うCO₂排出といったよう

に、別の環境負荷が生じ得る。また、緊急時の処理・処分においては津波堆積物の除去が優先され、環境への二次的な影響はないがしろにされがちである。環境経済性評価は中長期的なスパンで見た時に発現する問題も多く、短期的なスパン、迅速な処理・処分が要求される場合には評価し難い。そのため、環境の面から見て最適な津波堆積物の迅速な処理・処分を行うためには、時間スケールと環境影響の相互的な関係性を評価する必要がある。そこで 2.2 では、津波堆積物および処理・処分に起因する環境経済性を環境影響度として定義し、貨幣価値で一元化を行い定量的な評価・検討を行う。環境経済性評価を貨幣換算に換算して評価するイメージを図-2.2 に示す。環境影響度とは環境への度合いを示しており、モデルにおける指標である。

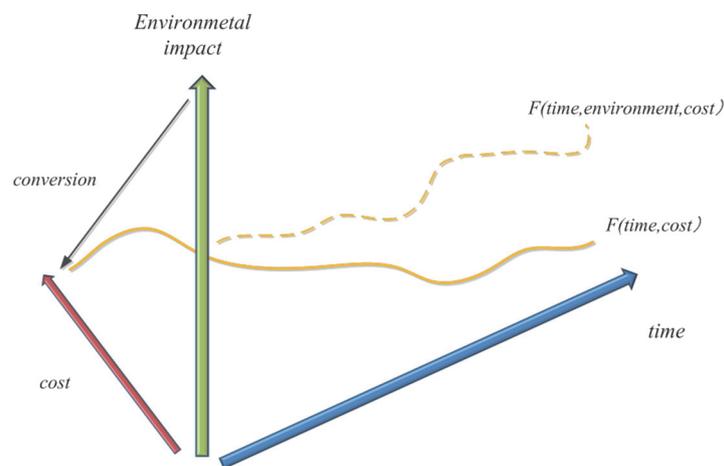


図-2.2 環境経済性評価のイメージ

2.2.1 環境経済性評価モデル

(1) ライフサイクルアセスメントの概要

LCA（ライフサイクルアセスメント）は、製品を構成する原料の採取から材料入手、製品製造、使用、廃棄、リサイクルに至る一連のライフサイクルをすべて網羅して、発生させる環境負荷を定量的に評価するためのツールである。LCAによって、環境的な優位性、環境経済性向上のための優先事項を客観的に分析することができる。LCAの実施手順は以下のステップに大別できる。

①目的と調査範囲の設定

LCA 実施の目的を明確にし、調査する対象範囲を定める。

②ライフサイクルインベントリ分析

対象範囲におけるインプットとアウトプットのデータを収集する。結果は環境負荷物質ごとに物理量で表現する。

③ライフサイクル影響評価

インベントリ分析で得られた結果をもとに環境負荷によって発生し得る潜在的な環境影響の大きさを分析し評価する。

④ライフサイクル解釈

これまでの分析・評価結果から、ライフサイクルにおいてどのプロセスや影響領域が重要であるかを考察する。

これらを実施する際に特に肝要なポイントとなるのがインベントリデータの収集と信頼性の高い LCIA (Life Cycle Impact Assessment) 手法の利用である。LCIA は LCA においてインベントリデータを環境影響としてアウトプットするための手法であり、LCA のステップ③にあたる。LCIA 手法は近年では企業活動や国レベルでの経済活動による環境影響にも利用されており、評価結果は専門家以外でも理解しやすい。

ところで、ISO14042 が国際規格化された 2000 年頃から、人間健康や生物多様性等のエンドポイントが受ける潜在的被害量を評価するための手法開発が注目され始めた。ISO14042 とは国際標準化機構が発行した環境マネジメントシステムに関する国際規格 ISO14000 における LCA に関するものでライフサイクル影響評価の規格である。環境影響をエンドポイントにレベルに集約し、エンドポイント間での比較を行った後に統合化するものである。エンドポイントの対象は 3~4 項目程度であり、結果がわかりやすい。日本では、産業技術総合研究所ライフサイクル研究センターが開発した被害算定型影響評価手法 (Lifecycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling : LIME) が採用されている²⁻¹⁾。LIME は、コンジョイント分析による統一指標として貨幣価値を用いるため、環境影響を貨幣価値で算出することができる。貨幣価値に換算することで、CO₂ 貨幣価値をもとに算出された環境コストや直接コストとの合算、比較が可能である。また、どのパラメータを考え評価したのか、なぜそのような結果になったのかが明確であり透明性が高い。

(2) ライフサイクルアセスメントの適用

2.2.1 では、LCA の枠組みを意識しつつ、津波堆積物の処理・処分に関する環境経済性を評価する。津波堆積物の処理・処分の LCA としては、図-2.3 のような過程が考えられる。LCA における調査範囲としては津波堆積物が仮置き場 (2.2 では断りがない限り、仮置き場が二次仮置き場を表すものとする) へ運搬され、処理・処分が完了するまでを考える。着目する処理・処分過程に沿って環境経済性を評価する。また、津波堆積物の中間処理場 (施設) から最終処分場への運搬といった処理・処分過程における CO₂ 排出による環境経済性は考慮しない。ただし、他県受入れのみ運搬時の環境経済性を考慮する。中間処理場 (施設) や最終処分場の建設、運搬車両の製造、仮置き場等の施設の建設に必要な資材、加工における環境経済性は考慮しない。

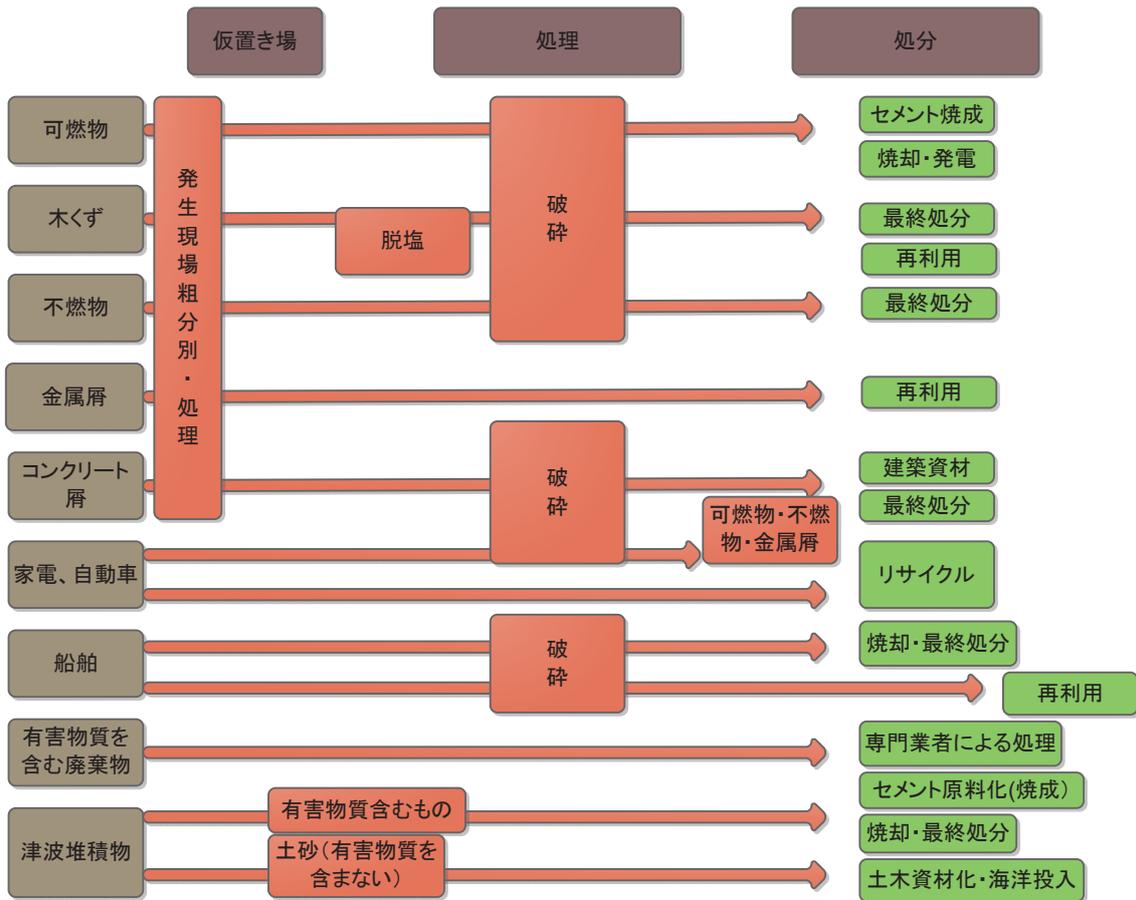


図-2.3 マスタープランによる災害廃棄物処理の概要

2.2.2 処理・処分の過程

モデルの構築にあたり、処理・処分の過程における環境経済性評価を定量化する。処理・処分の過程は仮置き場に運搬されてから、中間処理を経て最終処分が行われるまでを考える。また、モデルにおける環境経済性評価の算出においては、仮置き場、中間処理、最終処分、他県受入れに関する環境経済性評価に着目して算出を行う。式(2-4)に示す環境経済性評価を項目別に分けて算出する。2.2.2では主に項目別の環境経済性評価の総和²⁻⁶⁾に関する比較・検討を行う。環境経済性の総和の大きさについてはモデル全体の環境経済性評価を表しているものとし、値の大小によって処理・処分の妥当性を評価する。

$$E = E_t + E_i + E_f + E_r + E_a \quad (2-4)$$

ここで、 E ：一連の処理過程全体の環境経済性評価（円）， E_t ：仮置き場の環境影響度（円）， E_i ：中間処理に関する環境影響度（円）， E_f ：最終処分に関する環境影響度（円）， E_r ：再利用に関する環境影響度（円）， E_a ：他県受入れに関する環境影響度（円）を指す。

単位はすべて円で表す。

(1) 時間スケール

2.2.2 では時間軸を考慮して環境経済性を評価し、環境影響度の時間の経過による変動も考察する。時間スケールに関しては、津波堆積物が仮置き場に運搬・堆積された時点をも $t=0$ とする。津波堆積物の処理・処分は、 $t=0$ から始まるとし、中間処理・最終処分が始まるまでの時間のずれは考慮しない。また、津波堆積物の運搬に要する時間も考慮しない。他県受入れに関しても、要する時間は処分時間に比べて無視できるとする。津波堆積物は最終的に、最終処分もしくは再利用のいずれかに振り分けられるとし、最終処分が終了する時間を処理・処分の終了時間とする。

2.2.3 仮置き過程

津波堆積物に関する環境経済性評価の定量化においては、津波堆積物が仮置き場に堆積されている状況での環境負荷を考える。仮置き場における環境経済性評価としては、津波堆積物に含まれる有害物質による汚染、津波堆積物が仮置き場において土地を占有することによる一次生産の減少、塩分による土壌汚染、悪臭・粉塵・害虫の発生といった公衆衛生の悪化、居住環境の悪化等が考えられる（図-2.4）。2.2.3 ではこれらの環境経済性評価のうち、有害物質による汚染と堆積物が土地を占有することによる一次生産の減少に着目する。また、仮置き場の津波堆積物が除去されるに従い環境影響度は減少していくものとし、仮置き場からすべての津波堆積物が除去された時の環境影響度は 0 となる。

$$E_t = E_c + E_o \quad (2-5)$$

ここで、 E_c :有害物質による汚染に関する環境影響度（円）、 E_o :土地の占有に関する環境影響度（円）を指す。

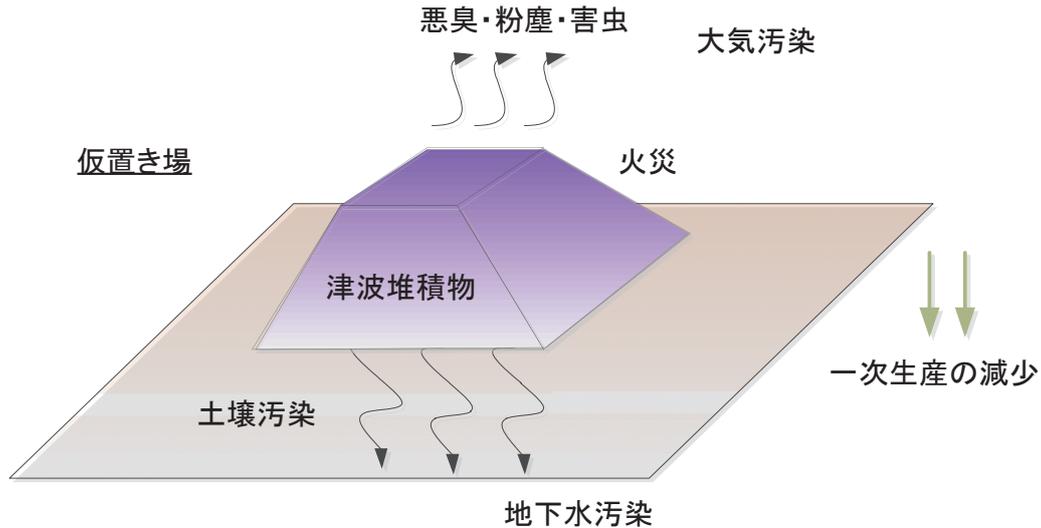


図-2.4 津波堆積物の仮置き場による堆積状況

(1) 有害物質による汚染

有害物質による汚染としてはダイオキシンによる土壌汚染，重金属による土壌・地下水汚染，塩分による土壌汚染等が考えられる。塩分の含有についてはすべての津波堆積物に含まれるとし，塩分による仮置き場での環境影響度は算出しない。中間処理に関する環境影響度においては塩分も含めて定量化することにする。そこで，2.2.3 では津波堆積物の仮置き場での環境経済性評価に関して特に重金属，ダイオキシン，PCB による汚染に着目する。処理・津波堆積物中の汚染物質含有量に，対応する環境負荷係数（表-2.1）²⁻⁷⁾を乗じることで環境影響度を算出する。多くの場合，環境経済性評価は中長期的なスパンで考えた時の算出値となるため，2.2.3 での有害物質による汚染に関する環境影響度は中長期的な環境経済性を含めたポテンシャルとして評価する。そのため，環境影響度の大きさが，ある時間における具体的な環境経済性，環境被害を表しているものではないことに注意したい。また，津波堆積物に起因する環境影響度はある時間での環境経済性のポテンシャルを考えるため，仮置き場での環境影響度は津波堆積物の除去が終了する時には0となる。また，有害物質含有量の独立性が保たれると仮定し以下の式 (2-6) (2-7) として算出する。

表-2.1 環境負荷係数 (円/kg)

物質	大気経由	水質経由	土壌経由
カドミウム	2.91E+05	8.53E+05	6.45E+05
鉛	2.24E+04	6.55E+04	4.95E+04
ダイオキシン	1.28E+09	1.09E+10	1.57E+07
PCB	7.25E+05	7.85E+06	1.15E+04
六価クロム	2.29E+04	6.72E+04	5.08E+04
砒素	5.03E+04	1.47E+05	1.11E+05
総水銀	9.07E+04	4.06E+06	3.07E+06

$$E_c = \sum_{i=1}^n y_i \cdot x_i(t) \quad (2-6)$$

$$x_i(t) = m \times (W - b \cdot t) \quad (2-7)$$

ここで、 y_i : 環境負荷係数 (円/kg) , $x_i(t)$: 津波堆積物中の有害物質含有量 (kg) , m : 1kg 当たりの物質含有量 (kg) , W : 初期質量 (kg) , b : 一日当たりに仮置き場から除去される量 (kg) を指し、 i は物質の種類を表す。

(2) 土地の占有に関する環境影響度

津波堆積物が土地を占有する際に生じる、植物の純一次生産 NPP (Net Primary Productivity) のダメージを考える。 NPP とは、植物が1年間に太陽エネルギーと水と二酸化炭素を用いて光合成を行った有機物量総生産から、植物自体の呼吸によって消費される有機物量を差し引いた値である。つまり、植物による一単位区間における見かけ上の光合成生産量、すなわち CO_2 の削減量と言い換えることができる。津波堆積物による土地の占有を行われることで、占有期間、改変された植生 NPP_a から本来の植生 NPP_p に回復するまでの期間の NPP の損失を ΔNPP として以下の式 (2-8) として算出する²⁻⁸⁾。なお、植生の回復は線形に行われるとして回復期間は30年とする。

$$\Delta NPP = (NPP_p - NPP_a) \times T_a + \frac{1}{2} \times (NPP_p - NPP_a) \times T_{a \rightarrow p} \quad (2-8)$$

ここで、 ΔNPP :一次生産 NPP の損失, NPP_p :本来の植生での一次生産 (t-CO₂/year·ha), NPP_a :土地改変後の一次生産 (t-CO₂/year·ha), T_a :土地占有の期間, $T_{a \rightarrow p}$:土地の克服にかかる期間 (year) である。

ΔNPP に改変された土地の面積と CO₂ 貨幣価値原単位を乗じることで、津波堆積物による土地の占有に関する環境影響度を以下の式 (2-9) にて算出する。

$$E_o = \text{CO}_2 \text{ 貨幣価値原単位 [円/t-CO}_2] \times \Delta NPP [\text{t-CO}_2 / \text{ha}] \times S [\text{ha}] \quad (2-9)$$

ところで、CO₂ 貨幣価値原単位に関しては多様な評価手法があり、既往の研究から国や企業によって様々な値が設定されており、評価対象によってバラつきがある。また、貨幣価値原単位算出の考え方には主に以下の3パターンが用いられている²⁻⁹⁾。

i. 被害費用に基づく計測

CO₂ により引き起こされる温暖化によって引き起こされる被害費用を推定することから貨幣価値原単位を算出する。メリットとして政策動向等の外部環境から影響を受けにくい点、および既存研究の蓄積が充実しているという点が挙げられ、国際的に広く認知されている計測である。

ii. 対策費用に基づく計測

CO₂ の削減目標および削減手法を設定し、それを達成するためにかかる費用から貨幣価値原単位を算出する。メリットとして国の将来の削減目標等に整合した形で推定ができる。しかしながら、諸外国の設定方法に原単位が大きく左右する点、技術革新によって対策費用が変化してしまう点から中長期的に外部要因の影響を受けやすく不安定であるとされ、高めの設定となる傾向がある。

iii. 排出権取引価格に基づく計測

排出権取引市場で用いられる排出権取引市場の価格を貨幣価値原単位として採用する。メリットとして市場価格としての理論的な妥当性が担保される点がある。しかし、まだ排出権取引市場が成熟しておらず価格が不安定であり、また取引価格が限界費用を表現していない可能性が大きい。

2.2 では、処理・処分が主に行政主導であるとして考え、国土交通省によって日本の CO₂ 貨幣価値原単位として設定されている 2,890 円/t-CO₂ を用いて計算を行う。

2.2.4 中間処理・最終処分の過程

(1) 中間処理の環境影響度の定量化

中間処理を行った際に環境負荷は発生する。中間処理の環境経済性評価の定量化において、2.2.4 では中間処理施設稼働に伴って排出される CO₂ 排出量をもとに算出を行う。CO₂ 排出係数には先ほどの NPP 算出の時と同様に国土交通省が発表している値を用い、それに CO₂ 排出量に乗じることで環境影響度を以下の式 (2-10) (2-11) として算出する²⁻⁹⁾。中間処理の環境影響度は一日当たりの中間処理量に比例すると考える。また、津波堆積物の最終処分を行うための処理は中間処理ですべて行われるとする。最終処分を行うための中間処理を行うための中間処理は異なると考えられるので、中間処理施設稼働に伴う環境影響度に不確実性を与え、幅を持たせる。

$$E_i = \text{CO}_2 \text{貨幣価値原単位} [\text{円}/\text{t} - \text{CO}_2] \times C \quad (2-10)$$

$$C = \text{CO}_2 \text{排出係数} \times \text{エネルギー使用量} \quad (2-11)$$

ここで、 C : CO₂ 排出量 (t-CO₂) である。

(2) 最終処分の環境影響度の定量化

最終処分に関する環境経済性評価の定量化においては、有害物質の汚染による環境経済性を考える。津波堆積物は中間処理を行うことで有害物質が減少するが完全に有害性を除去することは困難と考えられるので、除去しきれなかった有害性による環境影響度を定量化する。最終処分量は基本的に中間処理量に準ずるものとして考える。また、中間処理によって、津波堆積物中の有害物質が処理される度合いを処理度 a とおく。処理度は中間処理の処理レベルを表している。処理度が大きいほど、津波堆積物の有害性は除去される。また、処理度は中間処理コストに線形に比例するものとし、中間処理コストを高くすると処理度は大きく、低く設定すると小さくなるものとする。処理度の中央値と最大値・最小値の差は 0.25 とする。

$$E_f = \sum_{i=1}^n y_i \cdot z_i(t) \times (1 - a) \quad (2-12)$$

$$z_i(t) = m \times n \times t \quad (2-13)$$

ここで、 y_i ：環境負荷係数（円/kg）， $z_i(t)$ ： t 時点での最終処分堆積物中の有害物質含有量（kg）， a ：処理度， n ：一日当たりの中間処理量（t/日）を指し， i は物質の種類を表す。

(3) 他県受入れの環境経済性評価の定量化

他県受入れに関する環境経済性評価を定量化する場合においては、運搬時の環境経済性を考える。広域的な処理を行う際に、津波堆積物を仮置き場から離れた地域の中間処理場（施設）、最終処分場まで輸送するには運搬車両を用いる。運搬車両を利用した場合、様々な大気汚染物質が排出されるが、2.2.4ではCO₂に着目して、CO₂排出量を輸送に伴う環境影響度として以下の式（2-14）として算出する。国土交通省が発表する1tの荷物を1km輸送するのに排出されるCO₂排出量に関する輸送排出原単位を用いて環境影響度の算出を行う²⁻¹⁰。輸送手段ごとの輸送排出原単位を表-2.2に示す。また、他県受入れ量は津波堆積物の受入れ可能量によって変化する。

表-2.2 1tの荷物を1km運ぶために排出するCO₂排出量

輸送手段	CO ₂ 排出原単位
営業用普通トラック	178g-CO ₂ /t・km
営業用小型トラック	819g-CO ₂ /t・km
営業用軽トラック	1,933g-CO ₂ /t・km
鉄道	21g-CO ₂ /t・km
船舶	39g-CO ₂ /t・km

$$E_a = \text{CO}_2\text{貨幣価値原単位}[\text{円}/\text{t}-\text{CO}_2] \times \text{輸送排出原単位} \times W_a[\text{t}] \times L[\text{km}] \quad (2-14)$$

ここで、 W_a ：輸送される重量（t）， L ：輸送距離（km）を指す。

また、他県受入れを行う際には、現地での処理・処分における環境影響度と別々に算出する。変数は現地と他県で独立に与え、環境影響度と終了時間を算出する。

2.3 バンコク首都圏の廃棄物処理の環境経済性評価手法

豊かさや利便性を受け入れる代償として廃棄物は、少なからず排出される。また、人口が密集すれば廃棄物の発生密度も高まり、効率的に廃棄物を処理する必要が生まれる。すなわち、現代社会において廃棄物処理問題は避けることができない。また、廃棄物を処理処分していくうえで環境への影響をまったく無視して実施することはできない。

実際、廃棄物処理問題に対処するためには、次のようなことを考える必要がある。

- (1) 現状の廃棄物処理における、全体として処理コストの占める割合
- (2) 現状の廃棄物処理における、二酸化炭素やメタン等環境負荷物質の排出程度
- (3) 導入が検討されている処理対策を導入した際における、処理コストや環境負荷量の低減、抑制効果

環境経済性ならびに処理コストを考慮し得る廃棄物処理システムの評価モデルを構築することで、環境負荷ならびに処理コストを定量的に評価し、最終的には環境コストならびに処理コストを総合的に最適化する廃棄物処理システムを検討する。

2.3.1 環境経済性評価モデル

廃棄物を処理する際には、環境負荷を可能な限り抑制した処理方法を選択する必要がある。しかしながら、廃棄物処理の運営費用（処理コスト）は多くの場合、住民から徴収された税金が投入されている。すなわち、限りなく環境負荷の小さい処理方法であっても、莫大な処理コストが必要であれば、実現する可能性は限りなくゼロに近い。一般的に「環境負荷が小さい」且つ「処理コストが安い」が廃棄物処理システムの理想ではあるが、両者は別の次元であるため、単純に比較することができない。よって、廃棄物処理システムを評価する際には、環境負荷の削減に対して要した処理コストの妥当性を検討するため、環境負荷量を貨幣換算し、処理コストと同じ次元（コストベース）において両者を比較する必要がある。

2.3 においては、環境経済性を考慮した廃棄物処理システムを評価するために以下の評価モデルを構築する²⁻¹¹⁾。

- (1) 対象地域における廃棄物処理フローを設定する。
- (2) 廃棄物処理フローを、収集運搬過程、中間処理過程、および最終処分過程の3つの過程に区分する。
- (3) 各過程における収集車両の走行距離、中間処理施設の稼働状況、および最終処分される廃棄物量等、各作業状況を推計する。
- (4) 各過程において推計された作業状況から燃料消費量や処理施設規模を推計する。
- (5) 各過程において推計された作業状況から処理コストを算出する。
- (6) 各過程において推計された燃料消費量、処理施設規模、および最終処分量に対し、環境負荷物質の排出係数を乗じることで、各過程における環境負荷量を算出する。
- (7) 各過程において算出された環境負荷量および処理コストを加算することで廃棄物処理フロー全体の環境負荷量および処理コストとする。

2.3.2 処理シナリオ

評価モデルを用いて廃棄物処理システムを評価する際には、まずベースとなるシナリ

オを設定する必要がある（ベースラインシナリオと呼称する）。さらに、基本情報や処理処分方法の違いによる別のシナリオを定め、ベースラインシナリオと比較検討を行う（別のシナリオを対策シナリオと呼称する）。対策シナリオは基本情報の違いや処理処分方法の違いによって構成され、検討対象によって幾通りも設定することが可能である。

2.3.3 収集運搬過程

先進国と途上国では行政が行う廃棄物の収集サービスにも大きな差がある。例えば、廃棄物の収集率、収集の時間帯や頻度、および収集車の種類等である。2.3.3 においては、収集サービスが対象地域全域において行われ、且つ廃棄物の収集率が限りなく 100%に近い状態であるという前提のもと推計を行う。

収集運搬過程は、各地点に廃棄された廃棄物を収集し基地施設まで運搬する過程と、基地施設から埋立地まで運搬する過程であるとし、収集運搬車両の燃料消費等から環境負荷量および処理コストを推計する。そして主な推計手順は次のとおりである。

- (1) 収集運搬車両の作業状況の推計
- (2) 必要人員等の推計
- (3) 処理コストの推計
- (4) 環境負荷量の推計

(1) 廃棄物の収集

対象地域において、ある決められた収集日に各収集地点から廃棄物を収集し、基地施設まで運搬する過程で要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

(2) 基地施設から埋立地までの運搬

対象地域において収集された廃棄物や基地施設で中間処理を行った後の中間処理残渣を基地施設から埋立地まで運搬する過程で要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

2.3.4 中間処理過程

収集日に回収された廃棄物をそのまま埋立地で最終処分してしまうと瞬く間に埋立地が満杯になってしまうので、できるだけ埋立地で最終処分する量を減らす必要がある。そのためには、廃棄物をリサイクルしたり焼却したり何らかの中間処理を行う必要がある。また、量を減らすことだけでなく廃棄物自体を自然にゆだねやすいよう処理する

ことも必要となる。

中間処理過程では、廃棄物の減量化、安定化、および無害化を目的とし、廃棄物自身が自然に害や悪影響を及ぼさないよう何らかの処理を行うこととし、施設建設や施設運転に関わる燃料消費等から環境負荷量および処理コストを推計する。そして主な推計手順は次のとおりである。

- (1) 施設運転状況の推計
- (2) 必要人員等の推計
- (3) 処理コストの推計
- (4) 環境負荷量の推計

(1) リサイクル

最終処分量の削減や天然資源保全の観点から、廃棄物を再資源として如何に再利用するかは大変重要なことである。一般に廃棄物をリサイクルすることで得られる効果は次のように考えられる。1 つは、有償である場合に限られるが、リサイクルした廃棄物を売却することで得られる売却益であり、もう 1 つは、新しい資源を使わなかったことで削減が期待される効果である。

リサイクルした廃棄物が有償かどうかは国によって異なるが、売却可能な場合、売却益を中間処理における処理コストに含めて考える必要がある。また、リサイクルによって削減が期待される効果の 1 つとして二酸化炭素排出量の削減が考えられる。例えば、アルミ缶のリサイクルが典型例である。アルミ缶をリサイクルして再利用する方が、新たにボーキサイトからアルミ缶を作るよりも大幅に二酸化炭素排出量を削減できる。

リサイクルによる二酸化炭素排出削減量は、新しい資源を採掘し原料として使用することに伴い排出される二酸化炭素排出量と、リサイクルにより再び原料としての使用に伴い排出される二酸化炭素排出量との差によって求められるとする²⁻¹²⁾。

(2) 資源分別

中間処理過程における資源分別とは、施設内に搬入された廃棄物を手選別や磁選別によって、再び資源として使えるもの（有価物）とそうでないもの（選別残渣）に分ける処理のこととする。国や地域によって回収の対象となるものは異なるが、2.3.4 においては、選別し回収の対象となる有価物を、紙類、ガラス類、鉄類、およびプラスチック類とする。

(3) 堆肥処理

中間処理過程における堆肥処理とは、施設内に搬入された廃棄物を堆肥に適した廃棄

物とそうでない不適物に分け、堆肥に適した廃棄物を発酵槽において、適度な水分や温度を与えて有機物を素早く分解、発酵を行う処理のこととする。堆肥処理施設において、施設建設や施設運転において要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

(4) 焼却処理

中間処理過程における焼却処理とは、施設内に搬入された廃棄物を焼却し減量化・減容化を図るだけでなく、ボイラ等を用いて熱量を回収し発電電気を場内使用できる処理（サーマルリサイクル）のこととする。ただし、運転形態や炉の形式による違いは加味していない。焼却処理施設において、施設建設や施設運転において要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

2.3.5 最終処分過程

収集された廃棄物や中間処理をした後の廃棄物残渣は、どこかの埋立地で最終処分する必要がある。収集された廃棄物や中間処理残渣をそのまま埋立地に捨てると自然環境が著しく汚染されてしまうので、廃棄物が拡散したり流出したりしないようにある限られた場所を設け、一定の基準に従って処分する必要がある。また、埋立地の機能は廃棄物を貯留するだけでなく、効率的に自然に戻そうとする還元機能もある²⁻¹³⁾。

最終過程では、収集された廃棄物や中間処理をした後の廃棄物残渣を最終的に埋立地で処分を行う過程であるとし、埋立地建設や最終覆土工事に関わる燃料消費等から環境負荷量および処理コストを推計する。主な推計手順は次のとおりである。

- (1) 各埋立処分に必要な情報の推計
- (2) 必要人員等の推計
- (3) 処理コストの推計
- (4) 環境負荷量の推計

(1) 衛生理立処分

多くの途上国で見られる埋立地での最終処分方法を基準とする。最終処分過程における衛生理立処分とは、一定の運営管理上のもと、重機によるごみの移動や転圧、ごみの散逸や悪臭を避けるための覆土が行われる埋立処分のこととする²⁻¹⁴⁾。多くの場合問題になる浸出水の管理は含めない。衛生理立処分において、埋立地建設や最終覆土工事において要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

(2) 準好気性埋立処分

主に日本で取り入れられている最終処分方法を基準とする。最終処分過程における準好気性埋立処分とは、貯留構造物、しゃ水工、および浸出水処理施設を有し、水や空気に触れさせることで搬入廃棄物を好氣的に処分する埋立処分のこととする²⁻¹⁴⁾。準好気性埋立処分において、埋立地建設や最終覆土工事において要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

(3) 嫌気性埋立処分

主に欧米で取り入れられている最終処分方法を基準とする。最終処分過程における嫌気性埋立処分とは、貯留構造物、遮水工、および浸出水処理施設を有し、シートを用い封じ込めることで搬入廃棄物を嫌氣的に処分する埋立処分のことである²⁻¹⁴⁾。嫌気性埋立処分において、埋立地建設や最終覆土工事において要する処理コストや排出される温室効果ガスを推計する。

2.4 養豚業廃棄物処理の環境経済性評価手法

畜産業における環境問題として悪臭問題が挙げられる。悪臭問題は豚から排出される糞尿に起因しており、糞尿を適切に処理することが求められている。しかしながら、現状として、糞回収は人力で行われているため、糞が放置される時間が長くなることにより、臭気の低減が難しい。一方、新たに開発した輸送機器（以下、新装置 PQ とする）を導入することで糞回収の自動化が進んでおり、臭気の低減に成功した養豚場も存在する。そこで2.4では、糞回収の自動化が進められている北海道 A 牧場、宮城県の B 牧場を対象として、これまで人力で行ってきた糞回収方法と機械を用いた糞回収方法に関して新装置 PQ を導入することで、コストと環境負荷の両者を定量的に評価することが可能となる環境経済性評価モデルを構築する。すなわち、新装置 PQ の効果に対して総合的な評価を行っている。なお、環境経済性モデルの構築において、建設発生土のリサイクルにおける既往研究を参考にしている²⁻¹⁵⁾。

2.4.1 環境経済性評価モデル

糞尿処理に関して評価するためには、特定の糞尿回収プロセスだけで評価するのではなく、設備の設置から糞尿の最終処分に至る全工程、つまりライフサイクルで評価することが好ましい²⁻¹⁶⁾。環境経済性評価を行うためには糞尿が排出されてから処理、処分

にいたるまでのライフサイクルのすべての段階においてエネルギーなどを含む資源消費量や環境負荷を考慮する必要がある。

近年、企業にもよく採用されているライフサイクルアセスメント (Life-Cycle Assessment) という概念がある。ライフサイクルアセスメントとはライフサイクル全体にわたって、科学的・定量的・客観的に評価する手法である²⁻¹⁷⁾。LCA の ISO 規格のうち、ISO14040「ライフサイクルアセスメント。原則および枠組み」²⁻¹⁷⁾ pp.11-19 をつぎに引用する。

(1) 目的および調査範囲の設定：

LCA の評価の目的と調査範囲の設定を行う。

(2) インベントリ分析：

評価対象が環境中に排出する、環境から投入される環境負荷量を求める。

(3) 影響評価：

インベントリ分析で得られた結果を、地球温暖化・大気汚染等といった環境影響項目に分類し当該項目に及ぼす影響量の評価 (特性化) と環境影響項目のグループ分けや統合化による単一指標化を行う。

(4) 解釈：

得られた結果をもとにどのようなことがわかるか検討する。

影響評価のステップをライフサイクルインパクトアセスメント (Life-Cycle Impact Assessment : LCIA) といい、主に物質比較型・問題比較型・被害算定型の 3 つがある。従来の LCIA の統合化手法には、特性化による結果から直接環境影響項目間の重み付けを行うことで単一指標を得る問題比較型の手法が主流であった。現在では、人間健康や生物多様性などのエンドポイントレベルでの被害量まで評価することにより、重み付けの対象項目数を最小化し、エンドポイント間の比較により統合化を行う被害算定型の評価手法が採用されている。LCIA の最新の方法として、日本では、1998～2003 年に産業技術総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センターが開発した被害算定型影響評価手法 (Lifecycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling : LIME) が採用されている²⁻¹⁾。LIME は、コンジョイント分析による統一指標として貨幣価値 (円) を用いるため、環境負荷量をコストベースで計上することができる。

このように、ライフサイクルアセスメントは環境負荷に関しても統合的な手法を提供しているが、一方で悪臭の発生に関する環境負荷に関してはその方法論と計測方法が確立していないため、取り扱うことができない²⁻¹⁸⁾。したがって、現状ではライフサイクルアセスメントの手法は悪臭に関しては簡単に適用できないと考える²⁻¹⁹⁾。

2.4.2 直接コスト

畜産業における糞尿処理を行うためには、糞尿の輸送ならびに糞尿の減容化等のプロ

セスが必要となり、各プロセスにはコストを要する。2.4.2 では企業が負担するコストを糞尿処理に関わる直接コストを定義する²⁻¹⁵⁾。

直接コストは、イニシャルコスト（初期投資）とランニングコストに大別できる。糞尿処理に関わるイニシャルコストとは、糞尿処理に必要な機材等の購入費や建設費など初期に必要な投資額と言える。一方、糞尿処理に関わるランニングコストとは、糞尿処理を行っていくうえで支払い続けなければならないコストである。ランニングコストには複数のコストが存在しうると考えられる。まず、輸送コストとは糞尿の輸送に要するコストを指す。畜産業における糞尿は家畜が収容されている畜舎にて排出されるため、糞尿処理を行うための機材・施設に輸送するコストが必要となる。糞尿の処理コストは、糞尿を減容化、また周囲環境に放出する際に糞尿が有する環境負荷の低減や無害化するために必要なコストを指す。糞尿の処分コストとは、糞尿を堆肥化、または廃棄処分を行うために必要なコストである。糞尿処理に関わる直接コストは以下の算出式（2-15）で把握できる^{2-18), 2-19)}。

$$C = C_I + C_T + C_S + C_F \quad (2-15)$$

$$C_T = WLT$$

$$C_S = WS$$

$$C_F = WF$$

ここで、 C ：直接コスト（円）、 C_I ：イニシャルコスト（円）、 C_T ：輸送コスト（円）、 C_S ：糞尿の処理コスト（円）、 C_F ：糞尿の処分コスト（円）、 W ：糞尿の重量（t）、 L ：糞尿の輸送距離（km）、 T ：輸送にかかる単価（円/t-km）、 S ：糞尿の処理にかかる単価（円/t）、 F ：糞尿の処分にかかる単価（円/t）である。

2.4.3 環境コスト

畜産業が郊外に追いやられた理由として、周囲の環境を悪化させてしまうことが挙げられる。その原因として、糞尿による輸送方法ならびに臭気および不衛生によって、近隣住民の環境を悪化させたと考えられる。環境保全において莫大な直接コストをかけても相応なりターンがなければ意味がない。つまり、往々にしてトレードオフの関係とみなされるコスト負担と環境保全の両者を進めていくことが求められている。

そこで、畜産業での糞尿に関する環境コストには、糞尿に起因する環境コストと糞尿処理に起因する環境コストに大別できると考えられる。糞尿に起因する環境コストは、糞尿によって発生する畜産環境問題を環境コストとして換算する^{2-19), 2-20)}。畜産環境問題として、悪臭や水質汚濁など様々な問題が考えられるが、2.4.3 では悪臭に特に着目している²⁻²¹⁾。糞尿処理に起因する環境コストは、家畜から排出された糞尿を自然に放流

するために必要なプロセスにおいて発生しうる環境負荷をコスト換算したものである。

畜産業では、家畜の糞尿を処分する際には適切な処理が求められている。具体的な処理として、自然に放流しても環境に影響を与えないように凝集剤などを用いることで糞尿の BOD や SS などの調整が挙げられる。こういった高次処理を行うために、糞尿の処理機器を使用する必要がある。2.4.3 では、糞尿の処理に伴う環境コストは、処理機器に要するエネルギー量から CO₂ 排出係数を用いて CO₂ の定量化を行うことで算出式(2-16)とする²⁻²²⁾。

$$E_p = \text{CO}_2 \text{ 貨幣価値原単位} \times \text{CO}_2 \text{ 排出係数} \times \text{エネルギー使用量} \quad (2-16)$$

2.4.4 糞尿の処理・処分

家畜の糞尿は、最終的には牧場外に搬出される。搬出経路としては、高次処理を行った後に自然に放流する、廃棄物として最終処分を行う、またはバイオマス肥料として再利用されるといった複数のケースが考えられる。2.4.4 では、家畜の糞尿を自然に放流すると仮定したうえで、牧場外に出ていく糞尿に起因する環境コストを想定する。換言すれば、糞尿に含まれる有害物質が生態系に与える影響を定量化する。LIME によれば、生態系への影響とは生物種の絶滅リスクがどの程度増加するかを表している²⁻¹⁷⁾。LIME では、有害物質が各エンドポイントに与える影響の大きさを貨幣換算化する係数が設定されている。糞尿の処理に伴う環境コストは、式で示すように LIME で得られた生態系への影響に関する貨幣換算係数を有害物質質量に乗じて求める (2-17)。

$$E_D = \text{貨幣換算係数} \times \text{有害物質質量} \quad (2-17)$$

ここで、貨幣換算係数 (円/kg) , 有害物質質量 (kg) である。

すると、糞尿に関して以下の環境コスト式 (2-18) を考えることができる。

$$E = E_S + E_T + E_P + E_D \quad (2-18)$$

ここで、 E : 環境コスト, E_S : 糞尿から発生する環境コスト, E_T : 糞尿の輸送に伴う環境コスト, E_P : 糞尿の処理に伴う環境コスト, E_D : 糞尿の最終処分に伴う環境コストを指す。

そこで、直接コストおよび環境コストを足し合わせることで、コストと環境の両者を考慮した総合的な指標としてトータルコスト式 (2-19) が定義される。

$$T = C + E$$

(2-19)

ここで、 T ：トータルコスト， C ：直接コスト， E ：環境コストを指す。

参考文献

- 2-1) 伊坪徳宏，稲葉敦：ライフサイクル環境影響評価手法，丸善，2005.
- 2-2) 松尾 稔，本城勇介：地盤環境工学の新しい視点 建設発生土類の有効活用，技報堂出版，pp297-368，1999.
- 2-3) 阿部雅明：環境の経済的評価，2007.
- 2-4) 矢部浩規：仮想市場法（CVM）について，1999.
- 2-5) 環境省：温室効果ガス排出量算定方法検討会：廃棄物分科会報告書，2002.
- 2-6) 竹村和久，吉川肇子，藤井 聡：不確実性の分類とリスク評価.
- 2-7) 全国木材資源リサイクル協会連合会：災害廃&震災産廃の今後の処理の見通し社団法人地盤工学会九州支部：環境と経済を考慮した建設発生土と廃棄物の再利用，pp.1-86，2003.
- 2-8) 全国木材資源リサイクル協会連合会：災害廃&震災産廃の今後の処理の見通し社団法人地盤工学会九州支部：環境と経済を考慮した建設発生土と廃棄物の再利用，pp.192-235.
- 2-9) 環境省：温室効果ガス排出量算定方法検討会：廃棄物分科会報告書，2004.
- 2-10) 環境省：産業廃棄物処理分野における温暖化対策の手引き，2008.
- 2-11) 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 評価プログラム－，技法堂出版，2005.
- 2-12) 天野耕二，宮川征樹：産業廃棄物の再資源化・有効利用による環境負荷量削減ポテンシャルの評価，土木学会論文集 G，Vol.64，No.1，pp.26-45，2008.
- 2-13) 天野耕二，宮川征樹：産業廃棄物の再資源化・有効利用による環境負荷量削減ポテンシャルの評価，土木学会論文集 G，Vol.64，No.1，pp.26-45，2008.
- 2-14) 環境産業新聞社：日本の最終処分場，2004.
- 2-15) 稲積真哉，大津宏康，磯田隆行，宍戸賢一：建設廃棄物の再資源化処理におけるプロセス遅延を考慮した環境経済性評価，地盤工学ジャーナル，地盤工学会 Vol.7，No.3，pp.479-489，2012.
- 2-16) 甲斐穂高，石橋康弘，川口勲：電気分解を利用した有色養豚排水の脱色処理技術のライフサイクル評価，日本 LCA 学会誌 Vol.5，No.3，pp.403-412，2009.
- 2-17) 伊坪徳宏，田原聖隆，成田暢彦：LCA 概論，産業環境管理協会，2007.
- 2-18) 羽賀清典：畜産環境研究の最近の傾向，畜産環境情報，Vol.30，pp.3-7，2005.

- 2-19) 北農会：糞尿処理技術導入の経営：経済的効果，北農，Vol.66，No.2，pp.133-139，1999.
- 2-20) 羽賀清典：畜産環境研究の最近の傾向，畜産環境情報，Vol.30，pp.3-7，2005
- 2-21) 清水徹朗：畜産環境問題の現状と課題（資源循環と土づくりに向けて，調査と情報），農林中金総合研究所 Vol.157，pp.3-4，1999.
- 2-22) 国土交通省：公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針（共通編），国土交通省，2008.

3 建設汚泥の再利用における環境経済性評価

3.1 はじめに

我が国では廃棄物量が年々増加の一途を辿っている。一方、現在では関連する技術の発展に伴う廃棄物の縮減およびリサイクルが促進され、相対的に最終処分場の残余年数が増えてきている。しかしながら、新規最終処分場の設置が難しいことから、廃棄物に対するさらなる対応は依然として望まれている。

上記を解決するためには、これまでの大量消費社会から循環型社会への変遷が必要となってくる。現在、資源有効利用促進法によって事業者による製品の回収やリサイクル実施等、リサイクル対策を強化するとともに、3Rを促進することで循環型社会システムの構築を図っている。その中でも、建設業は特定再利用業種として、当該業種に属する事業者は再生資源または再生部品の利用に積極的に取り組むことが求められている³⁻¹⁾。実際、建設業は産業廃棄物の業種別排出量（2005年度）の約20%を占めており、特段早期に対策を講じるべき業種である。しかしながら、建設副産物を再資源化することが技術的に可能であっても、当該再資源化製品の最終需要や再資源化施設等がなければ、結果的に建設副産物は廃棄物とみなされる。建設副産物のリサイクルを阻害する主な要因の1つには、バージン材と比較してリサイクル材の単価が高価なため、市場性の低下が挙げられる。しかしながら、これは単にコストの面においてのみリサイクルを捉えている結果として考えることができる。リサイクルを実施する本質は、持続的な発展を継続するための環境保全である。よって、廃棄物のリサイクルの事業性を評価する際には、実際に要するコスト面のみでなく、環境への影響も考慮する必要があると考えられる。換言すれば、廃棄物のリサイクルにおける様々な事業活動は、環境影響評価や環境会計的手法³⁻²⁾を用いてライフサイクルを通して環境影響をも内部化して評価・計上することで、実際に要するコストと環境影響の相互バランスを考慮した総合的な評価を行うことが重要である。そこで、本章では総合的な評価のため、経済効率性と環境負荷量の両者を考慮できる概念として環境経済性を新たに定義する。すなわち、費用対効果を通常の経済効率性として考えると、費用と環境負荷の総和に対する効果が環境経済性評価である。なお、環境経済性評価の具体的な指標としては、環境負荷を含めたトータルコスト等があり、本章ではこれらの指標の算定法を提案する。しかしながら、廃棄物のリサイクルを取り巻く状況には数多くの要素が複雑に絡み合っており、リサイクル材が環境経済性評価に優れている、または劣っているという解が1つに絞られることはな

い。

本章では直接コストに加え、環境負荷を環境コストとして換算することで、廃棄物リサイクルを社会的に評価する環境経済性評価手法を検討・試作する。さらに、循環資源として位置付けられる建設系廃棄物の中でも再資源化等率が比較的低い「建設汚泥」のリサイクルに着目する。なお、建設汚泥のリサイクルには様々な不確実性要素が絡み合っているため、検討・試作した環境経済性評価手法へ感度分析およびモンテカルロシミュレーションを組み込み、すなわち、建設汚泥のリサイクルに対する不確実性をも考慮した環境経済性評価を実施している。

3.2 建設汚泥に関するリサイクルの現状

3.2.1 建設汚泥の位置付け

建設副産物とは、建設工事に伴い副次的に得られたすべての物品を指し、大別して建設発生土と建設系廃棄物に分けられる。

建設発生土は建設工事現場から外部に搬出される土砂であり、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃棄物処理法）（2008年最終改正）」に規定する廃棄物には該当せず、再生資源と位置付けられている。一方、建設系廃棄物とは、廃棄物処理法に規定する廃棄物に該当するものを指し、一般廃棄物と産業廃棄物の両者を含む概念である。

本章では建設副産物のうち、建設汚泥に着目している。建設汚泥の定義は、「建設工事に関わる掘削工事から生じる泥状の掘削物および泥水のうち、廃棄物処理法に規定する産業廃棄物として取り扱われるもの」である。なお、現行法制度において建設汚泥は、自ら利用、有償売却、および再生利用制度の方法で再利用もしくはリサイクルすることができる。また、これをサポートするため、「建設汚泥リサイクル指針（1999年11月建設省監修）」³⁻³⁾が発刊されている。しかしながら、いずれの場合も基準が厳しく、建設汚泥は産業廃棄物として最終処分されることが多い現状である。

3.2.2 建設汚泥の排出とリサイクル

環境省の調査によると、2005年度における我が国の産業廃棄物は2004年度から500万t増え、4億2,200万tとなっている。また、2011年度時点において過去20年間の産業廃棄物の排出量は増減を繰り返しているものの、全体傾向として増加傾向にある³⁻⁴⁾。

環境省による産業廃棄物の業種別排出量（2005年度）では、建設業が7,700万tで18.1%となっており、産業廃棄物の排出量が多い上位3位に入っている³⁻⁴⁾。同様に、国土交通省の建設副産物実態調査によると、2005年度における品目別の建設系廃棄物

の排出量では、建設汚泥が750万tである（図-3.1参照）³⁻⁵⁾。ただし、全体の建設系廃棄物排出量のうち、建設汚泥の排出量は比較的少ない。しかしながら、建設系廃棄物の品目別最終処分量（2005年度）では、全体で600万tのうち、建設汚泥が190万tを占めており、建設汚泥が最終処分量に占める割合は3割と非常に高くなっている（図-3.2参照）³⁻⁵⁾。一方、2005年度の建設系廃棄物の再資源化等の状況は、建設系廃棄物全体の再資源化等率が92.2%であり、且つ建設汚泥の再生資源化等率が74.5%である（図-3.3参照）。よって、建設汚泥の再資源化等は、他の建設系廃棄物に比べて進んでいないことが考えられる。ただし、2008年度においても国土交通省による同様の調査が実施されており、建設汚泥のリサイクル状況は改善されているものの、依然として他の建設系廃棄物の水準に比べて低くなっている。ここで、再資源化等率とは、全体の廃棄物量に対する再資源化量および縮減量の割合を表している。また、建設発生土の有効利用率とは、工事で利用される土砂のうち建設発生土の割合を表している。

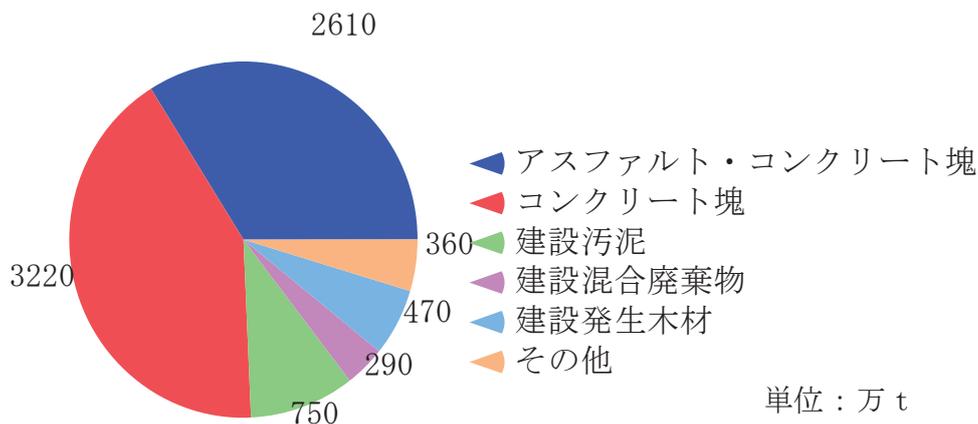


図-3.1 建設副産物の品目別排出量（2005年度）

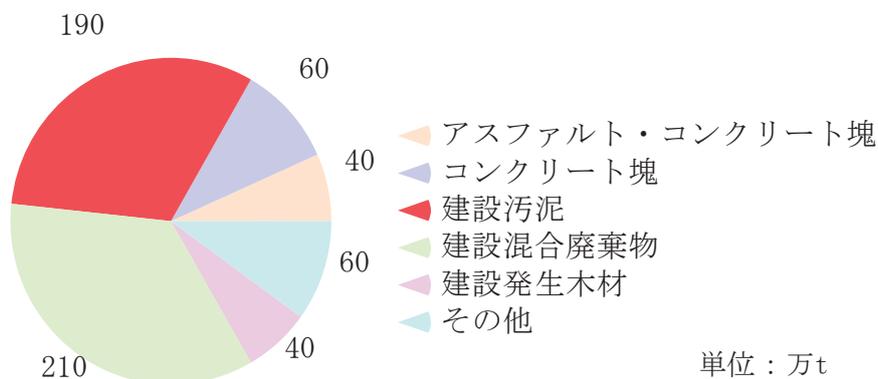


図-3.2 建設副産物の品目別最終処分量（2005年度）

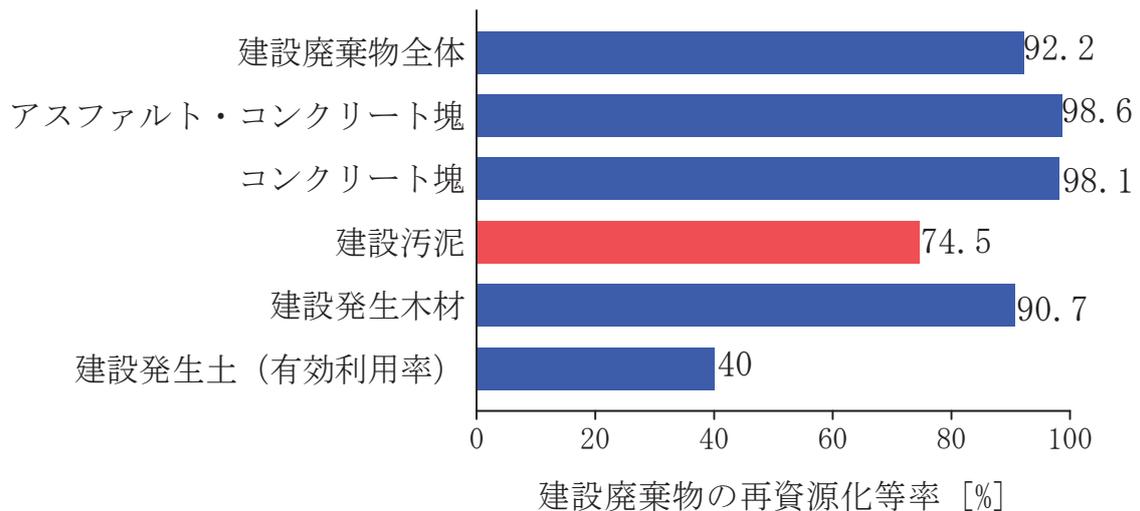


図-3.3 建設副産物の再資源化等率（2005年度）

3.2.3 建設汚泥のリサイクルにおける障害

建設汚泥の再資源化処理工法は多岐にわたっている。一般的に建設汚泥は、再資源化処理工法によって処理後の品質等も変わってくるため、用途に応じた処理工法の選定が必要となる。同時に、再資源化処理コストの点でも変動するため、再資源化処理工法の選定は建設汚泥のリサイクルにおける経済効率性にも影響を与える。ここで、建設汚泥のリサイクルにおける最も大きな障害の1つには、一般的な購入土や採取土等のバーজন材と比較して多額のコストを要することが挙げられる。特に、建設汚泥は名のとおり泥水状であるため、リサイクルのためには脱水処理等の処理コスト（直接コスト）が欠かせない。

排出した建設汚泥のリサイクル材は、工事間利用できることが望ましい。しかしながら、2005年度建設副産物実態調査³⁻⁵⁾によれば、工事間利用はわずか4%である。これは、再資源化処理施設の数が少なく、排出現場から再資源化処理施設、再資源化処理施設から工事現場へと長距離の輸送になる場合が多いためである。すなわち、輸送に要するコストは増大し、さらに大気汚染物質が多く排出される。また、リサイクル材が供給されないために生じる工期の遅れも問題となり、これらも建設汚泥のリサイクルの障害となっている。

建設汚泥のリサイクル材の用途は、主として盛土材や埋戻し材である。そのため、建設汚泥のリサイクルでは処理コスト（直接コスト）面のみでなく、盛土材や埋戻し材が環境へ悪影響を及ぼさないように対応しなければならない。なお、建設汚泥のリサイクルが環境への悪影響を及ぼす要因としては、建設汚泥自体に含まれ得る重金属や、固化処理を実施する際に混練する固化材による高アルカリが挙げられる³⁻³⁾。そのため、環境影響を与える物質が含まれ得る建設汚泥のリサイクル材を利用する際には、リサイク

ル材から有害物質の溶出がないこと、もしくは有害物質の溶出レベルが環境への影響を与えない程度であることを確認しなければならない³⁻⁶⁾。

3.3 環境経済性評価手法の検討・試作

人類が日々の生活を営む中、廃棄物の排出は避けられないものである。また、現在の社会生活水準を維持し、発展させることでより多くの資源が消費され、廃棄物が排出することが予想される。そこで、人類が活動を続けていくためには、循環型社会の形成が重要な課題となる。これを考慮する場合、再資源化処理に要するコストと環境負荷の両者とともに低減可能な廃棄物のリサイクルを実施するべきであると考えられる。しかしながら、経済的効率性と環境負荷量は互いには両立し得ない可能性がある。そのため、環境経済性評価に最適な廃棄物のリサイクルを実施するためには、両者の関係性を評価することが重要であると考えられる。ただし、コストと環境負荷量は次元が異なるために、単純に比較することができない。よって、両者の関係性を評価する方法としては、環境負荷量をコストと同じ次元（コストベース）に換算して評価することが有効であると考えられる。本章では環境経済性評価ならびに環境会計手法³⁻²⁾を用い、一般的な建設系廃棄物のリサイクルに伴うコストと環境負荷量を定量的に評価し、環境経済性を評価する手法を検討・試作する。

3.3.1 環境経済性評価モデル

バージン材と建設系廃棄物のリサイクル材の環境経済性評価による比較を実施するには、材料の製造に関してのみ評価を実施するべきではない。バージン材を製造するためには、新たな材料からの製造もしくは天然資源等の採掘を実施する必要がある、特に採掘は環境に大きな負荷を与えることが推測される。一方、リサイクル材を製造するためには建設系廃棄物の排出地点から再資源化処理施設へ、そして再資源化処理施設から工事地点まで長距離輸送を伴わなければならないため、環境に大きな負荷を与えることが推測される。そのため、環境経済性評価を実施するには、バージン材とリサイクル材の資源の採掘から製造、使用、廃棄に至るまで、ライフサイクルのすべての段階において資源消費量や排出物流等、様々な環境負荷を考慮する必要がある³⁻⁷⁾。

本章では我が国の建設汚泥リサイクルの現状を踏まえつつ、バージン材と建設汚泥リサイクルのライフサイクルを考慮した直接コストならびに環境コストを分析する。すなわち、環境経済性評価の範囲は、材料の製造から運搬車を用いての輸送、土構造物の施工までとしており、重機や運搬車両の製造、および各々施設建設に必要な材料の製造過程は考慮しない。具体的には、再資源化処理施設等の建設に伴う直接コストならびに環

境コストは考慮しない。図-3.4 および図-3.5 は、各過程で想定し得る直接コストおよび環境コストを示している。

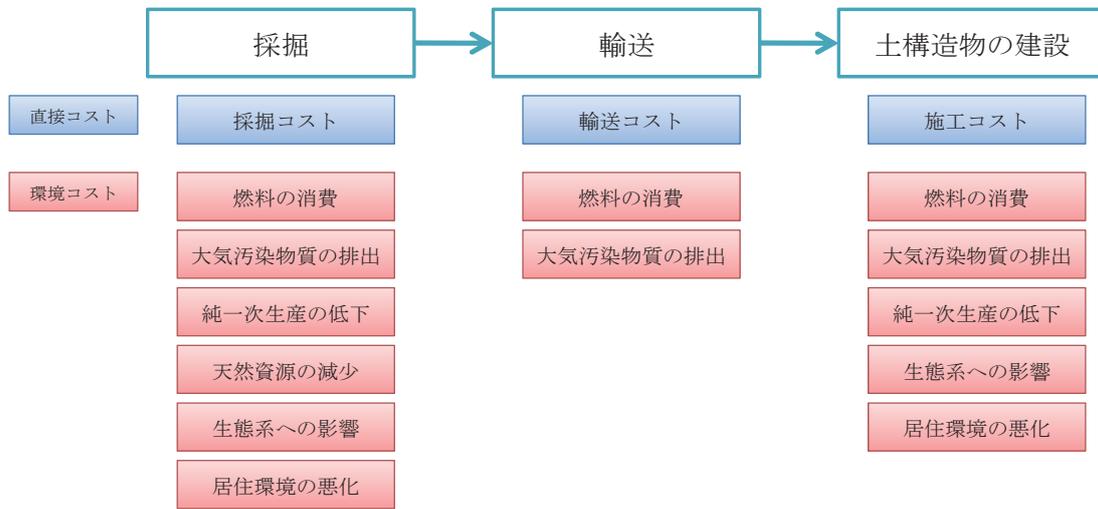


図-3.4 想定した LCA 過程ならびに各過程における直接および環境コスト要素 (バージン材)

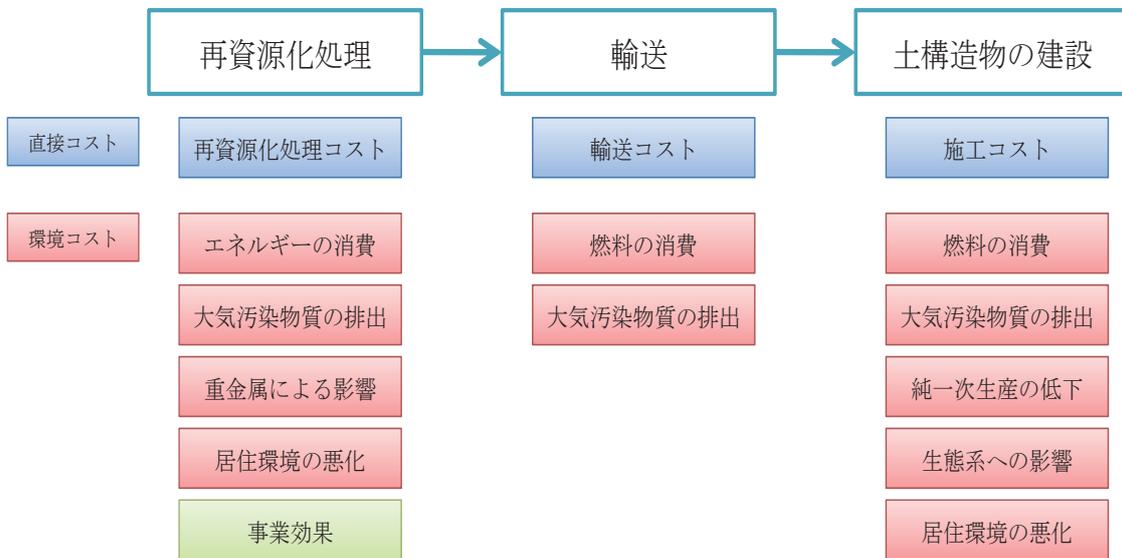


図-3.5 想定した LCA 過程ならびに各過程における直接および環境コスト要素 (リサイクル材)

3.3.2 直接コストの定量化

建設系廃棄物のリサイクルを実施するためには、輸送コストや再資源化处理コスト等、実際に要するコストが必要である。本章では、当該コストを直接コストと呼ぶ。なお、直接コストは、大量消費社会において意思決定の最も重要な指標とされていたものであ

る。さらに、直接コストを大別すると、イニシャルコストおよびランニングコスト（処理コスト、輸送コスト、および保管コスト）に区別できる³⁻⁸⁾。

直接コストは式(3-1)により算出する。すなわち、式(3-1)をバージン材製造、リサイクル材製造、および廃棄処理に適用する。なお、式(3-1)に示す要素は単位工事当たりの単価である。

$$C = C_I + C_S + C_T + C_K$$
$$C_S = WS \quad C_T = WLT \quad C_K = WDK \quad (3-1)$$

ここで、 C ：直接コスト（円）、 C_I ：イニシャルコスト（円）、 C_S ：処理コスト（円）、 C_T ：輸送コスト（円）、 C_K ：保管コスト（円）、 W ：材料の質量（ m^3 ）、 S ：各材料の処理に要する単価（円/ m^3 ）、 L ：輸送距離（km）、 T ：輸送に要する単価（円/ $t \cdot km$ ）、 D ：保管日数（day）、 K ：各材料の保管に要する単価（円/ $t \cdot day$ ）である。

3.3.3 環境コストの定量化

環境は、人間に幅広く価値のある機能とサービスを無償で提供してくれる資産である。しかしながら、経済優先の社会では、環境が必ずしもその価値を正しく評価されていると言い難い。理由として、環境は無料で無限に利用できる財として考えられ、環境の価値が定量化されていないことが挙げられる。このため、環境保全は経済的な利益に直結せず、環境破壊が止まることなく続いている。リサイクルを実施する目的は、上記した社会構造からの脱却を目指すことでもあり、その意味において環境の価値を貨幣換算することで一般的な理解を容易にする必要がある。本章では、発生する環境負荷量を直接コストと同様のコストベースに換算したものを環境コストと呼ぶ。

環境コストの定量化には、環境負荷を与える物質の排出量に各種マニュアル等で位置付けられた貨幣価値原単位を用いることで評価する原単位法がある³⁻⁹⁾。また、生態系への影響や自然から得られる環境価値といった定量化の難しい環境コストの評価には、主に人々に直接尋ねることで得られる表明選好データに基づく直接法と経済活動から間接的に得られる顕示選好データに基づく間接法に大別できる³⁻⁹⁾。環境コストを算出する際において重要な点は、環境に負荷を与える可能性のある要素を的確に抽出することである。続いて、抽出した要素を的確な評価方法で環境コストとして算出することである。上記で述べたように、環境コストの評価方法は数多く、方法によって適用範囲や計算方法が異なっている。そのため、要素特性や評価目的によって最も適切な評価方法を選択しなければならない。

本章で実施する建設系廃棄物リサイクルの環境経済性評価において、特に注目する環境コスト要素は式(3-2)のとおりである。式(3-2)をバージン材製造、リサイクル材

製造，および廃棄処理について適用する。なお，式（3-2）に示す各要素は単位工事当たりの値である。ここで，当該環境コスト要素の抽出には，大嶺らの成果³⁻¹⁰⁾、³⁻¹¹⁾を参照している。

$$E = E_0 + E_T + E_{C1} + E_{C2} + E_{C3} + E_{C4} \quad (3-2)$$

ここで， E ：環境コスト（円）， E_0 ：施設稼働に伴う環境コスト（円）， E_T ：輸送に伴う環境コスト（円）， E_{C1} ：森林等の公益的機能に関する環境コスト（円）， E_{C2} ：生態系への影響に関する環境コスト（円）， E_{C3} ：天然資源の採取に関する環境コスト（円）， E_{C4} ：居住環境の悪化に関する環境コスト（円）である。

(1) 施設稼働に伴う環境コスト

採掘，再資源化处理，および最終処分等の活動を実施することで環境負荷は発生する。本章では，当該活動から発生した環境負荷を，排出した二酸化炭素（CO₂）量として考える。CO₂の定量化には，各々活動の際に使用した資源・エネルギー量に対して，国土交通省等が発表しているCO₂排出係数（表-3.1参照）³⁻¹²⁾を乗じることで実施する。さらに，CO₂排出量にCO₂貨幣価値原単位を乗じることで，CO₂排出に関する環境コストとして式（3-3）を定義する。

表-3.1 エネルギー起源のCO₂排出係数

エネルギー	CO ₂ 排出係数
電力	0.555 kg-CO ₂ /kWh
ガソリン	2.322 kg-CO ₂ /L
軽油	2.619 kg-CO ₂ /L
灯油	2.489 kg-CO ₂ /L
A重油	2.710 kg-CO ₂ /L
B・C重油	2.982 kg-CO ₂ /L
LPG	3.000 kg-CO ₂ /kg
LNG	2.698 kg-CO ₂ /kg
都市ガス	2.080 kg-CO ₂ /Nm ³

$$E_0 = \text{CO}_2 \text{貨幣価値原単位} \times \text{CO}_2 \text{排出量}$$

$$\text{CO}_2 \text{排出量} = \text{CO}_2 \text{排出係数} \times \text{使用量} \quad (3-3)$$

CO₂貨幣価値原単位に関しては様々な評価手法があり，既往研究³⁻¹³⁾から国や企業によって様々な値が設定されている。本章では，国土交通省によって我が国のCO₂貨幣

価値原単位として設定されている 2,890 円/t-CO₂ を採用している³⁻¹²⁾。

(2) 輸送に伴う環境コスト

土構造物の建設において、土材料を再資源化処理施設から建設現場へ、建設現場から発生した建設系廃棄物を最終処分場まで輸送を実施する際には運搬車両を用いる。運搬車両を利用した場合に排出される大気汚染物質、主として CO₂ 排出を輸送に伴う環境負荷として考える。すなわち、国土交通省が発表する輸送排出原単位（1t の荷物を 1km 輸送する過程で排出される CO₂ 排出量）（表-3.2 参照）を用い、式（3-4）に示す輸送に伴う環境コストとして算出する³⁻¹²⁾。

表-3.2 貨物輸送の CO₂ 排出係数

輸送手段	CO ₂ 排出係数
営業用普通トラック	0.178 kg-CO ₂ /t·km
営業用小型トラック	0.819 kg-CO ₂ /t·km
営業用軽トラック	1.933 kg-CO ₂ /t·km
鉄道	0.021 kg-CO ₂ /t·km

$$E_T = \text{CO}_2 \text{ 貨幣価値原単位} \times \text{輸送排出原単位} \times W \times L \quad (3-4)$$

ここで、 W ：輸送される土量 (t) ， L ：輸送距離 (km) である。

(3) 森林等の公益的機能に関する環境コスト

採掘、施設の建設、および最終処分を実施する際に伐採される植物の純一次生産 NPP (Net Primary Productivity) のダメージについて考慮する。本来、森林等の公益的機能には貯水機能や防災機能等、様々なものが考えられるが、定量化が難しいという点から本章では純一次生産にのみ考慮する。NPP とは、植物が光合成により大気中の CO₂ を固定し、生産する有機物量である。有機物には、窒素等様々な化合物が含まれているが、本章では炭素化合物に限定する。すなわち、植物による一単位地区における CO₂ の削減量として換言できる³⁻¹³⁾。さらに、採掘や施設の建設ならびに最終処分を実施することで、土地の占有期間、改変された植生 NPPa から本来の植生 NPPp に回復するまでの期間の NPP 損失を ΔNPP として、式 (3-5) より算出する (図-3.6 参照)。なお、植生は線形に回復するとし、回復期間は 30 年とする。

$$\Delta NPP = (NPP_p - NPP_a) \times T_a + \frac{1}{2} \times (NPP_p - NPP_a) \times T_{a \rightarrow p} \quad (3-5)$$

ここで、 ΔNPP ：一次生産 NPP の損失、 NPP_p ：本来の植生での一次生産 (t-CO₂/year·ha)、 NPP_a ：土地改変後の一次生産 (t-CO₂/year·ha)、 T_a ：土地占有の期間 (year)、 $T_{a \rightarrow p}$ ：土地の回復に要する期間 (year) である。

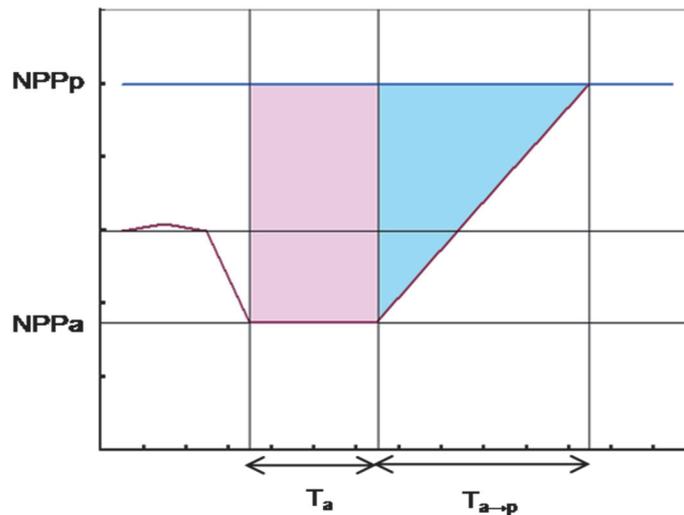


図-3.6 純一次生産 (NPP) 損失のイメージ

森林等の公益的機能に関する環境コストは式 (3-6) に定義し、 ΔNPP に改変された土地の面積 S と CO₂ 貨幣価値原単位を乗じる。

$$E_{C1} = \text{CO}_2 \text{貨幣価値原単位} \times \Delta NPP \times S \quad (3-6)$$

(4) 生態系への影響に関する環境コスト

採掘ならびに再資源化処理施設の建設および最終処分場の建設等によって土地を利用する場合、当該土地周辺の生態系に影響を与える。ここで、生態系への影響は生物種の絶滅リスクがどの程度増加するかを表す³⁻⁷⁾。しかしながら、土地利用による生態系への影響は主としてレッドリスト対象植物種に絞られているため現実的でない。よって、土地利用による生態系への影響は、本章において考慮しない。

リサイクル材に含まれ得る重金属による生態系への影響は絶滅危惧種のみでなく、健全種においても評価する必要がある。よって、リサイクル材に含まれ得る重金属による

生態系に関する環境コストは式 (3-7) で示され、重金属含有量に対して表-3.3 に示す貨幣換算係数を乗じる³⁻⁷⁾。

$$E_{C2} = \text{貨幣換算係数} \times \text{重金属含有量} \quad (3-7)$$

表-3.3 重金属に起因する生態系被害に関する貨幣換算係数

物質	水域排出時	土壌排出時
カドミウム	8.53E+05 円/kg	6.45E+05 円/kg
鉛	6.55E+05 円/kg	4.95E+04 円/kg
六価クロム	6.72E+04 円/kg	5.08E+04 円/kg
砒素	1.47E+05 円/kg	1.11E+05 円/kg
総水銀	4.06E+06 円/kg	3.07E+06 円/kg
セレン	1.03E+05 円/kg	7.76E+04 円/kg

(5) 天然資源の採取に関する環境コスト

本章における天然資源とは、鉱物資源ならびに土石資源の2つを指している。天然資源を採取することで発生し得る環境負荷は、人間健康への被害、生態系への影響、および土地利用への影響等が挙げられるが、本章では資源ストックの減少について着目する。資源ストックの減少によるエンドポイントは、資源の枯渇、および採掘コストや精錬コストの上昇に伴う将来世代への経済被害として考えることができる。鉱物資源の採取に関しては式 (3-8) に示す環境コストを定義する。

$$E_{C3} = \text{貨幣換算係数} \times \text{鉱物資源採取量} \quad (3-8)$$

一方、土石資源採取の場合は、自然保護等の法的規制等によって採取可能量が制限されるため社会的に無尽蔵とは言えないが、基本的に客土、埋戻しや土地造成に用いられるため、資源ストック減少の点では考慮が難しい。このため、建設汚泥のリサイクルにおいては考慮しない。

(6) 居住環境の悪化に関する環境コスト

採掘もしくは再資源化処理施設の設置が行われた場合の地価下落額を、居住環境の悪化に関する環境コストとして定義する。ここで、居住環境の悪化に関する環境コストは、

ヘドニック法³⁻¹⁴⁾を用いて算出した値を採用しており、式(3-9)で示される。

$$E_{c4} = \text{居住環境悪化に伴う原単位} \times \text{土石資源量} \quad (3-9)$$

ここで、居住環境悪化に伴う原単位(円/m³)、土石資源量はバージン材の採掘量やリサイクル材の再資源化量を表している。

3.3.4 建設系廃棄物のリサイクルにおける事業効果

建設系廃棄物のリサイクルを実施することで、本来廃棄処分に要するコストを削減することができる³⁻¹⁵⁾。よって、廃棄物処分に要するコストの削減量をリサイクルの事業効果として計上する必要がある。事業効果の評価額は、式(3-10)に示すとおり建設系廃棄物量に最終処分処理単価を乗じて算出する。ただし、事業効果はコスト削減を表しているため、値は負となる。

$$B = -(W \times S) \quad (3-10)$$

ここで、 B ：建設系廃棄物リサイクルによる事業効果(円)、 W ：建設系廃棄物量(m³)、 S ：最終処分処理単価(円/m³)である。

3.3.5 トータルコスト

環境経済性評価では、式(3-11)に示すトータルコストを環境経済性指標の1つとして定義する。なお、トータルコストは環境影響を考慮した社会的なコストと考えられる。

$$T = C + E + B \quad (3-11)$$

ここで、 T ：トータルコスト(円)、 C ：直接コスト(円)、 E ：環境コスト(円)、 B ：リサイクルによる事業効果(円)である。

3.3.6 不確実性の考慮

建設系廃棄物リサイクルの環境経済性を評価するためには、前述したように多くのデータが必要である。さらに、各々データは状況に応じて変化する。例えば、ある特定の再資源化処理施設を拠点とした場合には、各地に点在する建設現場へリサイクル材を輸送しなければならない、位置状況によって輸送距離が変動する。また、同一の建

設系廃棄物においても、性状が異なれば再資源化処理コストに差が生じる。これらをデータの変動性と呼ぶ。さらに、処理コスト（直接コスト）ならびに環境コストの算出において、各々のデータは線形結合していない。また、環境経済性評価・環境会計は近年に発展してきた分野であるため、環境価値を定量的に正確に評価できているのか確証が得られない不確実性も含んでいる。データの変動性と不確実性によっては、ベースケースとして算出された評価と実際の評価で大きく乖離する可能性がある³⁻¹⁶⁾。その結果、環境経済性に沿わない行動を取り、さらなる環境負荷を与える危険性がある。このような事態を防ぐためには、データの変動性と不確実性の考慮が必要であると考えられる。

(1) 感度分析

データの変動性と不確実性を考慮するために用いられる手法の1つには感度分析がある³⁻¹⁷⁾。感度分析とはインプットとなる複数の不確実要素のうち、1つの不確実要素のみを変化させ、他不確実要素の値はベースケースに固定した場合に、アウトプットの変化を把握する方法である。感度分析には、1つの不確実要素の値を一定割合で変化させる手法、および取り得る最大値から最小値まで変化させる手法がある。本章では実際の整合性を高めるため、後者を採用する。ここで、すべての不確実要素に対する感度分析の実施は、すべてのアウトプットの振れ幅のすることができる、すなわち、各々不確実要素に関するインプットとしての影響度の大小を把握することができる。得られた結果を用いることで、障害となる不確実要素に関して対策等を実施することが可能となる。

(2) モンテカルロシミュレーション

感度分析が1つの不確実要素のみの評価であるのに対し、モンテカルロシミュレーションはすべての不確実要素を同時に変化させて起こり得るすべての組み合わせを把握する手法である。モンテカルロシミュレーションを実施することで、アウトプットの頻度分布を得ることができ、事業におけるリスクを求めるために用いられる。同様の手法には、ベストケース・ワーストケース分析³⁻¹⁸⁾がある。この手法では、アウトプットの最大値および最小値のみからリスク分析を実施する。しかしながら、得られた結果は実際の結果と乖離している場合があり、現実的でないと考えられる。よって、本章ではモンテカルロシミュレーションを採用する。

3.4 建設汚泥のリサイクルにおける環境経済性評価

3.3 では、建設系廃棄物のリサイクルにおける環境経済性評価手法の検討・試作を実施した。本章では建設系廃棄物の1つである建設汚泥のリサイクルについて、バージン材（再生材ではない土材料）とリサイクル材（建設汚泥の再生材）の環境経済性評価を実施する。図-3.7 は、地盤材料としての建設汚泥リサイクルの簡便なイメージを示している。

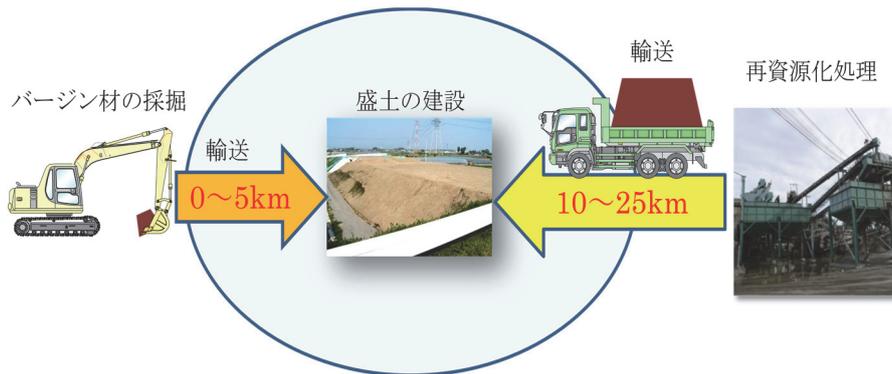


図-3.7 地盤材料としての建設汚泥リサイクルの概略

3.4.1 仮定条件

地盤材料としての建設汚泥リサイクルに関する環境経済性評価を実施する際の仮定条件は、以下のとおりである。

- (i) 建設する土構造物の設定土量は、 300m^3 とする。
- (ii) 各々不確実要素には、表-3.4 に示すように最小値、中央値（ベースケース）、および最大値を設定する。中央値は文献調査^{3-3), 3-8), 3-10)}によって得られた値の平均値、またはヒアリングで得られた値を採用する。
- (iii) 建設汚泥の再資源化処理は、安定処理とする。
- (iv) 採掘コストおよび再資源化処理コストの単価は消費される材料およびエネルギーに依存すると仮定し、図-3.8 に示すように処理コストが上昇すれば施設稼働に伴う環境コストも増大する。
- (v) 採掘においてはふけ率を考慮する。地山掘削に伴い間隙が入り込むことで、締固め後の土量より地山の土量・掘削後の土量は大きくなる。この土量体積の変化率をふけ率（土量換算係数）と呼ぶ。
- (vi) バージン材およびリサイクル材の質は同等とし、施工方法に差異はないとする。
- (vii) リサイクル材を使用する際の工期の遅れはないとする。換言すれば、保管コストは考慮しない。

- (viii) 土構造物の建設材料（バージン材およびリサイクル材）は廃棄処分されず、100%使用されるとする。
- (ix) 建設汚泥に含まれ得る重金属は鉛（Pb）とする。
- (x) 再資源化处理コストが上昇すれば、リサイクル材に含まれ得る重金属含有量が図-3.9 に示すように削減されるとする。本章では、再資源化处理において重金属の除去を行うと仮定する。

建設汚泥に含まれ得る重金属はリサイクルの障害となり得るが、実際にはリサイクル材に重金属が含まれていた事例が少ない³⁻¹⁾。同時に、建設省監修の「建設汚泥リサイクル指針」³⁻³⁾においても重金属含有に関する対策については特に述べられていない。このため、環境コストの算出には、重金属含有を考慮する場合と考慮しない場合の2パターンで実施する。なお、重金属含有を考慮しない場合では、生態系に関する環境コストを考慮しない。

表-3.4 不確実要素の最小値，中央値，および最大値

	最小値	中央値	最大値
締固め後の土の体積 (m ³)	-	300	-
輸送距離 (バージン材) (km)	0	2.5	5
輸送距離 (リサイクル材) (km)	10	20	25
採掘処理コスト (円/m ³)	1,000	3,000	5,000
再資源化处理コスト (円/m ³)	2,000	5,000	8,000
輸送コスト (円/km·t)	58	69	83
ふけ率	1.26	1.47	1.70
ΔNPP (t-C/year·ha)	0	2	9
重金属含有量 (鉛) (mg/kg)	0	23.1	150
面積 (ha)	-	0.1	-
CO ₂ 貨幣価値原単位 (円/t-CO ₂)	700	2,890	9,425

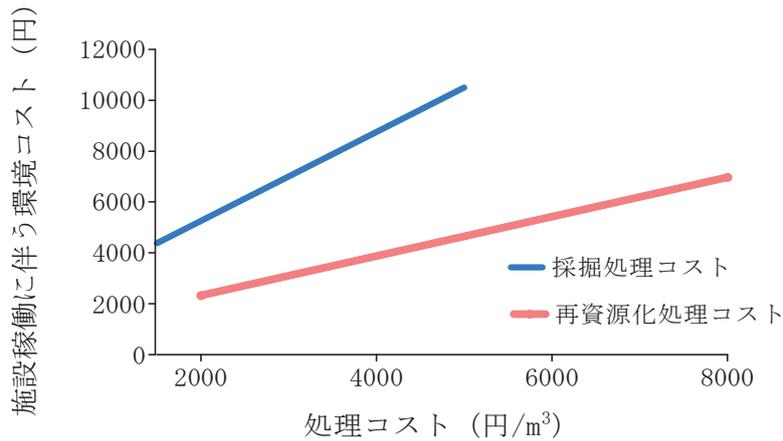


図-3.8 処理コストと施設稼働に伴う環境コストの関係

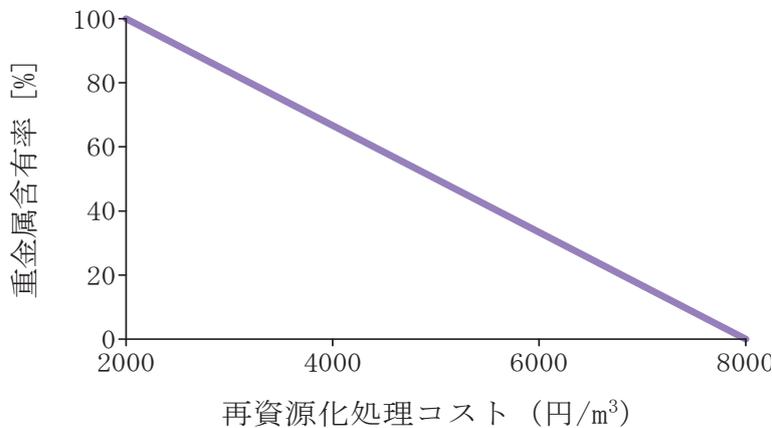


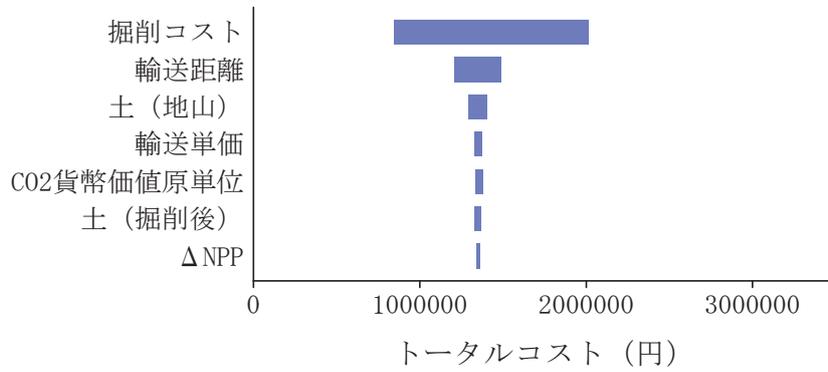
図-3.9 再資源化処理コストと重金属含有率の関係

3.4.2 感度分析に基づく評価

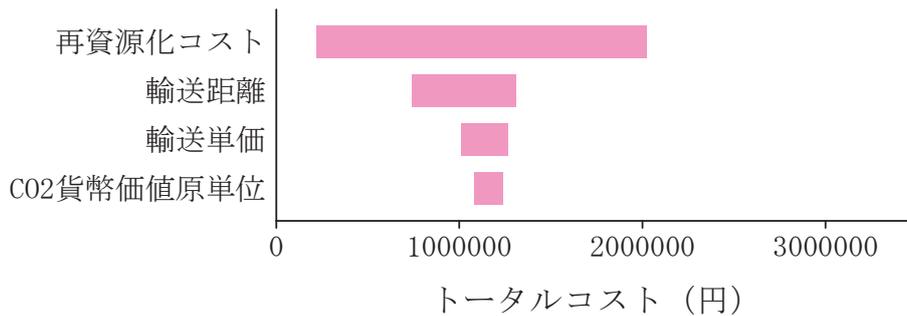
図-3.10 は、建設汚泥のリサイクルにおけるトータルコストに対する各不確実要素の感度分析結果である。これより、ベースケースにおいては、“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”，“バージン材”，および“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”の順にトータルコストが小さくなっている。ただし、リサイクル材におけるトータルコストは変動するリスクが高い。

“バージン材”では採掘コストが，“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では再資源化処理コストが、トータルコストへ比較的大きな影響を及ぼしている（図-3.10 参照）。これは、環境コストが直接コストに比べて低額であるため、トータルコストに対して直接コストが支配的な影響を及ぼすためである。よって、建設汚泥のリサイクル促進には直接コストの低下が必要不可欠であると考えられる。一方，“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、トータルコストに対して再資源化処理コスト（直接コスト）よりもリサイクル材に含まれ得る重金属による生態系に関する環境コス

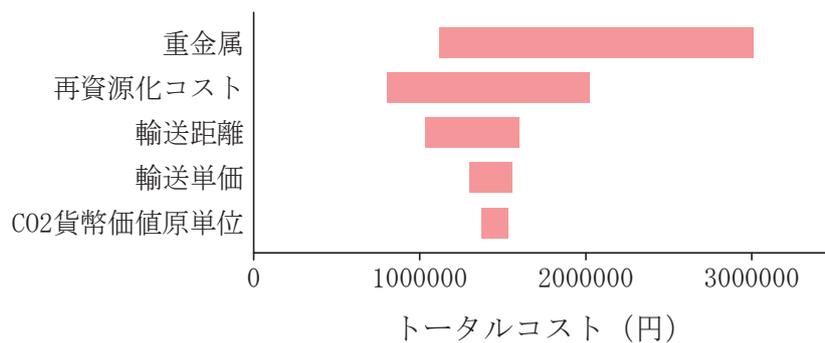
トの影響が大きくなっている（図-3.10 参照）。すなわち，“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では，直接コストよりも環境コストに注目すべきであり，リサイクル材の使用を許容する指標には，建設汚泥に含まれ得る重金属の含有量が重要であると考えられる。



(a) バージン材



(b) 重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材



(c) 重金属含有を考慮する場合のリサイクル材

図-3.10 トータルコストにおける各不確実要素の感度

感度分析では，1つの不確実要素によるアウトプットへの影響についての定量化を実施している。しかしながら，実際のリサイクルにおいてはすべての不確実要素の影響を受けると考えられる。そこで，モンテカルロシミュレーションを実施することで，すべ

ての不確実要素を考慮したリサイクル事業のリスク評価を実施する必要がある。

3.4.3 モンテカルロシミュレーションに基づく評価

モンテカルロシミュレーションによる評価では、各々の不確実要素に確率分布を与え、累積確率分布からランダムに値を抽出して不確実要素の値を決定する。さらに、この行為をすべての不確実要素に対して実施し、バージン材およびリサイクル材のトータルコストを算出する。また、バージン材のトータルコストからリサイクル材のトータルコストを引いたものを評価額とする。すなわち、評価額が 0 以上であれば、リサイクル材はバージン材と比較してトータルコストで優れている、0 未満であれば、バージン材はトータルコストで優れている結果を意味する。なお、モンテカルロシミュレーションでは、得られた結果を確率分布的に把握することができ、1つ1つの結果から対象とする状況によってバージン材とリサイクル材の優位性を区別することができる。

モンテカルロシミュレーションを実施する仮定には、各々不確実要素の確率分布を図-3.11 に示すように、最小値、中央値（ベースケース）、および最大値を設定し、三角分布を設定したうえ、一様乱数を与えて 1000 回試行する。なお、締固め後の土量は 300m³、および CO₂ 貨幣価値原単位は 2,890 円/t-CO₂ に固定している。

図-3.12 は、直接コストのみに着目したモンテカルロシミュレーションの結果を、頻度分布を表すヒストグラムとして示している。これより、直接コストによる評価ではリサイクル材が優位となる場合は僅かであり、直接コストを優先させる従来の考え方は、建設汚泥のリサイクル促進が困難であることが推察できる。

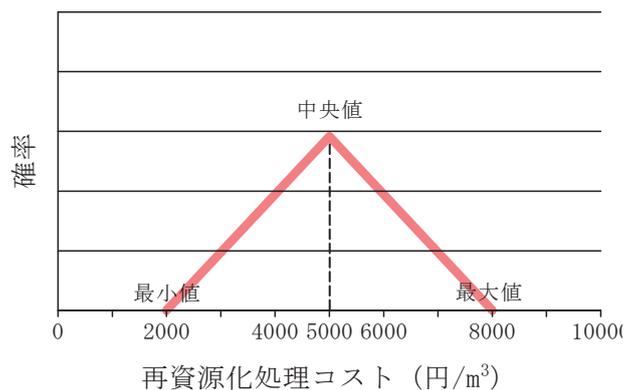


図-3.11 不確実要素に設定した確率分布の一例

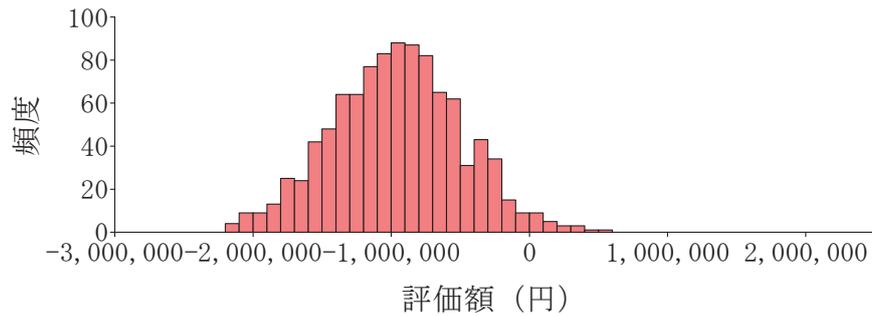


図-3.12 直接コストにおける評価額のモンテカルロシミュレーション結果

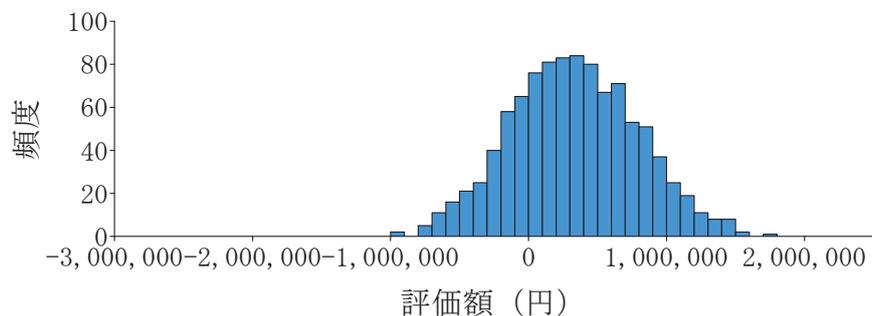


図-3.13 トータルコストにおける評価額のモンテカルロシミュレーション結果
(重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材)

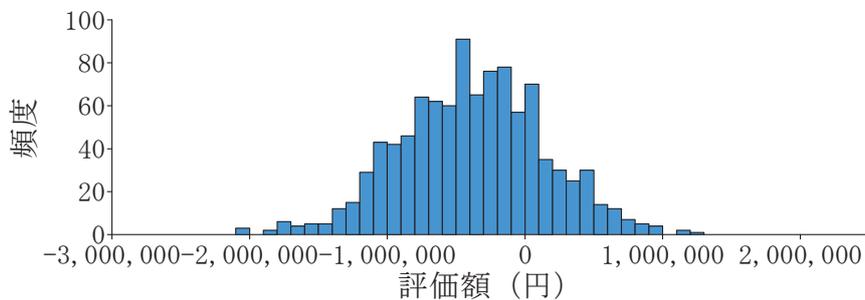


図-3.14 トータルコストにおける評価額のモンテカルロシミュレーション結果
(重金属含有を考慮する場合のリサイクル材)

図-3.13 および図-3.14 は、環境経済性評価手法を用いてトータルコストに着目したモンテカルロシミュレーションの結果（頻度分布を表すヒストグラム）であり，“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”および“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”の2パターンを示している。“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では、評価額が0以上になる場合、換言すれば“バージン材”より“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”がトータルコスト面で優れている場合が全試行に対して75%であり，“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”の“バージン材”と比較した環境経済性は概して良いと評価できる。一方，“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、評価額が0以上となる場合が全試行に対して23%であり，“重金

属含有を考慮する場合のリサイクル材”は“バージン材”と比較して環境経済性が劣ると評価できる。ただし、図-3.12と比較したところ、直接コストのみでなく、環境への負荷をも考慮したトータルコストによって評価することで、建設汚泥のリサイクルに関する優位性は増すことが示された。

しかしながら、トータルコストにおいてもリサイクルを実施する必要がないと考えられる場合も多く、それらを判定するための分析が必要であるが、多くの不確実要素について分析をしては手間を要し、分析によるコストや工期の遅れもまたリサイクルの障害となり得る。そのため、影響度の大きい不確実要素に絞り分析を実施すべきである。そこで、不確実要素と評価額の相関を求めた。表-3.5 および表-3.6 は、得られた相関および相関度合いを示している。ここで、正の相関を有することは不確実要素の値が増加すれば評価額も増加することを意味し、負の相関を有することは不確実要素の値が増加すれば評価額は減少することを意味する。表-3.5 より、“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では採掘コストが中程度の正の相関を有し、再資源化処理コストが強い負の相関を有する。“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、同様に採掘コストが中程度の正の相関を持ち、重金属含有が強い負の相関を有することがわかった。また、リサイクル材製造における輸送距離も弱い負の相関を有している。当該結果から、リサイクル材の環境経済性評価を分析するためには、特に採掘コスト、再資源化処理コスト、および重金属含有量が重要となる。また、これは感度分析で得られた結果と同様である。なお、輸送距離に関しても建設汚泥のリサイクルにおける障害の1つとなることを示すことができた。

表-3.5 不確実要素と評価額の相関係数

	重金属含有を 考慮しない場合	重金属含有を 考慮する場合
土量 (地山)	-0.0005	0.0433
採掘コスト	0.5026	0.4465
土量 (掘削後)	0.0527	0.0084
輸送距離 (バージン材)	0.1496	0.1528
輸送距離 (リサイクル材)	-0.2781	0.2285
輸送コスト	-0.1134	-0.0674
ΔNPP	0.0317	-0.0109
再資源化コスト	-0.7805	-0.1433
重金属含有量	-	-0.7633

表-3.6 相関係数に対する相関性の程度

±0.7～±1	強い相関を持つ
±0.4～±0.7	中程度の相関を持つ
±0.2～±0.4	弱い相関を持つ
±0～±0.2	ほとんど相関がない

3.4.4 社会的費用便益に基づく評価

我が国では、環境への負荷を削減する取り組みを推進しており、年々環境に対する投資（費用）は増加してきている。環境省が実施した 2009 年度環境投資等実態調査³⁻¹⁹⁾によれば、事業者による環境保全のために 5 兆 5,223 億円もの額を投資している。しかしながら、環境保全への取り組みに対する莫大な投資は国内経済への大きな影響を与えると懸念されている。

建設汚泥に関するリサイクルの実施は、再資源化处理コストや輸送コスト等の直接コストが増加するものの、環境負荷の削減やリサイクルに伴う事業効果で代表できるリターン（便益）を得ることができる。しかしながら、莫大なコストを投じたものの、僅かなリターンしか得られないリサイクルであれば、現実的に実施することは困難である。上記の状況に対応するため、建設汚泥のリサイクルにおける直接コストの増加とリターンの相応性（社会的費用便益）に関する分析が必要になる³⁻²⁰⁾。そこで、社会的費用便益率を用いて評価する。社会的費用便益率は式（3-12）に表される。

$$\text{社会的費用便益率} = \frac{\text{環境負荷削減量} + \text{事業効果}}{\text{投資額}} \quad (3-12)$$

投資額とは、“バージン材”の使用に伴う直接コストから“リサイクル材”の使用に伴う直接コストの差分を指す。環境負荷削減量とは、“リサイクル材”を使用することで本来“バージン材”の使用に伴う環境負荷量から削減された環境負荷量を表す。なお、リサイクルによる事業効果は 3.3.4 で述べたとおりである。社会的費用便益率とは投資額を分母とし、リサイクルを実施することのリターンである環境負荷削減量とリサイクルによる事業効果を分子で表したものである。なお、本章では環境負荷を環境コストとして扱う。

社会的費用便益率は、ベースケースにおいて“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”で 1.21 であり、“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”は 0.94 と算出できる。社会的費用便益率は、単位当たりの投資額（費用）に対するリターン（便益）の程度を表す指標として換言することができる。よって、建設汚泥のリサイクルは投資額に対して比較的相応しいリターンを得ることができると考えられる。

図-3.15 および図-3.16 は、モンテカルロシミュレーションの結果について社会的費用便益率を用いて示している。ここで、社会的費用便益率がマイナスの場合は、リサイクルを実施したものの、環境負荷が増加したことを示している。“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では、投資額が低い領域で社会的費用便益率が大きくなっており、投資額の低減が社会的費用便益率の増大に寄与することを示している。ただし、これはリサイクルによる事業効果を一定として仮定していることに注意が必要である。また、社会的費用便益率は、投資額の増加に伴い 0.7 付近に収束している。一方、“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、投資額が比較的低い領域において社会的費用便益率のばらつきが大きいものの、投資額を増額すると社会的費用便益率は 0.6 付近に収束することが示されている。すなわち、“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、再資源化処理コスト等の増額に応じて一定の社会的費用便益率に収束する。なお、投資額が比較的低い領域における社会的費用便益率のばらつきは、重金属含有量に起因している。そのため、建設汚泥のリサイクル実施に際しては、事前に重金属含有量に関する精密な調査が必要であると考えられる。さらに、社会的費用便益率の基準設定については、社会経済状況を顧みつつ、今後さらなる議論が必要である。

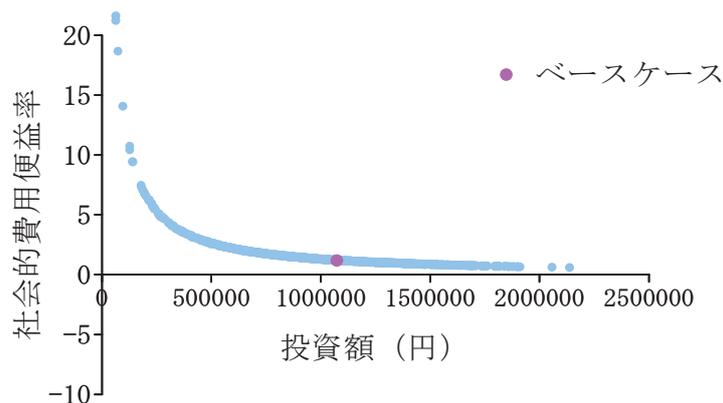


図-3.15 社会的費用便益率における評価額のモンテカルロシミュレーション結果 (重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材)

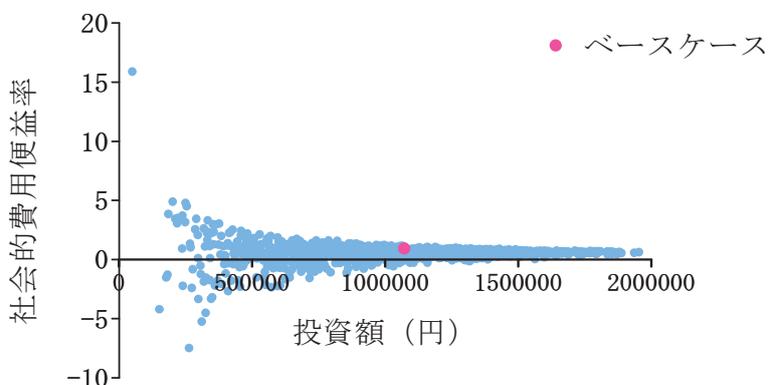


図-3.16 社会的費用便益率における評価額のモンテカルロシミュレーション結果 (重金属含有を考慮する場合のリサイクル材)

3.5 おわりに

本章では直接コストに加え、環境負荷を環境コストとして換算することで、廃棄物リサイクルを社会的に評価する環境経済性評価手法を検討・試作した。具体的に、廃棄物リサイクルには様々な不確実要素が絡み合っているため、感度分析およびモンテカルロシミュレーションを用いることで不確実性をも考慮した環境経済性評価を実施した。

得られた成果は以下のとおりである。

- (1) 建設系廃棄物のリサイクルに伴う環境経済性評価手法では、CO₂ 排出量のみ依存した環境コストから CO₂ 換算できない環境負荷量までをコストベースに換算することができた。これより、環境負荷量と直接コストという別次元要素を新たな指標であるトータルコストに組み合わせることが可能になった。
- (2) 感度分析による環境経済性評価を実施することで、建設汚泥のリサイクルに大きな影響を与える要因は採掘コスト、再資源化处理コスト、および重金属含有量であることを明らかにした。
- (3) モンテカルロシミュレーションによる環境経済性評価を実施することで、想定した要素の不確実性を同時に考慮したうえで、トータルコストによる評価は建設汚泥のリサイクルに対するバージン材との相対的な有意性を増すことを示した。
- (4) 社会的費用便益率を建設汚泥のリサイクルにおける環境経済性評価に用いた。“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では、処理コスト（直接コスト）の抑制に伴い社会的費用便益率が大きくなり、一方、“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、処理コスト（直接コスト）の増額に応じて一定の社会的費用便益率に収束することを明らかにした。

参考文献

- 3-1) 国土交通省：建設リサイクル推進計画 2008，国土交通省，2008.
- 3-2) 國部克彦，伊坪徳宏，水口 剛：環境経営・会計，有斐閣，2007.
- 3-3) 先端建設技術センター：建設汚泥リサイクル指針，大成出版社，1999.
- 3-4) 環境省：産業廃棄物の排出及び処理状況等（2005 年度）について，記者発表資料，環境省，2005.
- 3-5) 国土交通省：2005 年度建設副産物実態調査結果について，報道発表資料，国土交通省，2006.
- 3-6) 丸茂克美：自然由来の重金属に起因する土壤汚染問題への地球科学的アプローチ，地学雑誌，東京地学協会，Vol.116，No.6，pp.877-891，2007.
- 3-7) 伊坪徳宏，稲葉 敦：ライフサイクル環境影響評価手法，丸善出版，pp.258-285，

2005.

- 3-8) 松尾 稔, 本城勇介: 地盤環境工学の新しい視点 (建設発生土類の有効活用), 技報堂出版, pp.297-368, 1999.
- 3-9) 阿部雅明: 環境の経済的評価～CVM による風力発電施設の経済的評価を研究事例として～, 新潟産業大学経済学部紀要, Vol.33, pp.39-55, 2007.
- 3-10) 稲積真哉, 大津宏康, 磯田隆行, 宍戸賢一: 建設系廃棄物の再資源化処理におけるプロセス遅延を考慮した環境経済性評価, 地盤工学ジャーナル, 地盤工学会 Vol.7, No.3, pp.479-489, 2012.
- 3-11) 大嶺 聖: ライフサイクルアセスメント (技術手帳), 土と基礎, 地盤工学会, Vol.55, No.10, pp.40-41, 2007.
- 3-12) 国土交通省: 自動車輸送統計年報ー最新の統計資料ー, <<http://www.mlit.go.jp/k-toukei/06/annual/06a0excel.html>>, 2011.5.20 参照.
- 3-13) 環境省温室効果ガス排出量算定方法検討会: 温室効果ガス排出算定に関する検討結果 (第4部), 廃棄物分科会報告書, 環境省, 2006.
- 3-14) 国土交通省 (旧建設省): 環境等の便益評価に関する研究ーヘドニック法とCVMの適用可能性についてー, 建設政策研究センター, 1998.
- 3-15) 農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」: バイオマス活利用システムの設計と評価, 農村工学研究所, 2006.
- 3-16) 竹村和久, 吉川肇子, 藤井 聡: 不確実性の分類とリスク評価: ー理論枠組の提案ー, 社会技術研究論文集, 社会技術研究会, Vol.2, pp.12-20, 2004.
- 3-17) 国土交通省: 公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針, 国土交通省, 2004.
- 3-18) 澤田美樹子, 佐藤夕子: 不確実性下の意思決定のためのリスク分析手法, テクニカルレポート第8号, 日立東日本ソリューションズ, 2002.
- 3-19) 環境省: 2009年度環境投資等実態調査の結果について, 報道発表資料, 環境省, 2010.
- 3-20) 渡辺泰宏訳: 環境効率指標の標準化, 中央青山監査法人, 2001.

4 津波堆積物の処理における環境経済性評価

4.1 はじめに

岩手県，宮城県，ならびに福島県において，東日本大震災で発生した災害廃棄物量は約 $2,200 \times 10^4 \text{t}$ に上る（図-4.1 参照）⁴⁻¹⁾。これは通常考え得る一般・産業廃棄物量を大きく超過しており，自県のみで処理を行うのは多大な時間ならびに労力を要すると考えられる。そこで，環境省は災害廃棄物の広域処理を推進している⁴⁻²⁾。これは，岩手ならびに宮城両県の災害廃棄物を処理施設に余裕のある自治体で行うもので，青森県，山形県，ならびに東京都で実施されている。しかしながら，広域処理に対して放射能の拡散といった環境影響への不安に起因する住民の反発から，多くの自治体で受入れが躊躇われている。このような状況もあり，災害廃棄物全体に対する処理は2012年4月2日現在，約8%に止まっており，目標である2014年度3月末までの処理完了は難しい状況である⁴⁻³⁾。

本章では災害廃棄物の内，津波堆積物に着目し，処理を環境影響と時間スケールの両面から考えることで，広域処理の必要性も含め，災害廃棄物処理に対する指針を検討している。

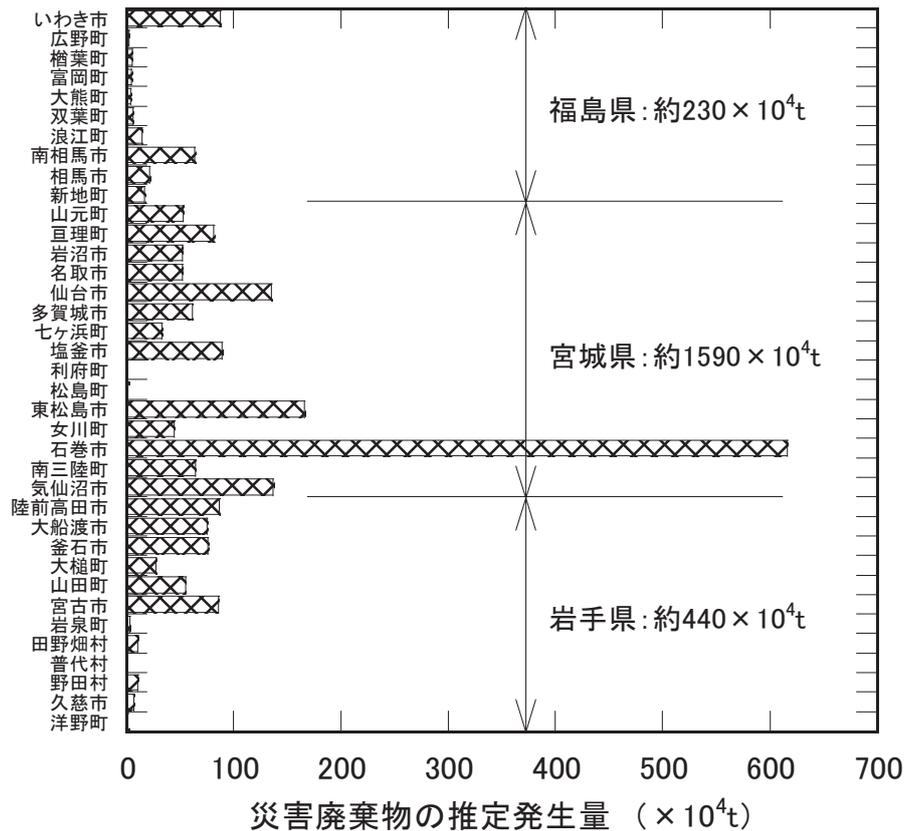


図-4.1 東北3県において発生した災害廃棄物量（環境省公表資料による搬入量または衛星画像からの推定量）

4.2 災害廃棄物の広域処理

4.2.1 災害廃棄物（津波堆積物）の現状

災害廃棄物の発生量は、例えば宮城県では1年当たりの一般廃棄物量の20年分以上に相当しており、被災した東日本各地域のみで処理を遂行すると非常に長期を要する。同様に津波堆積物も被災6県（青森県、岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県）で1,300～2,800×10⁴tと膨大である⁴⁻¹⁾。災害廃棄物の処理において、被災した東日本各地域での処理を優先すべきであるが、既設中間処理施設、一定規模の仮設中間処理施設の設置、および最終処分場の余力等を考慮すると、被災した東日本各地域内にて災害廃棄物の処理を完結することは困難な状況である。

ここで、災害廃棄物の1つである津波堆積物の堆積状況は、農地、森林、水路、市街地、ならびに水没地等様々である。津波堆積物には汚染物質や危険物が含まれるものがあり、その組成や性状は多様であるため、収集および運搬については津波堆積物の性状を事前に把握する必要がある。さらに、津波堆積物は他の災害廃棄物と同様、仮置き場

における保管が重要であり、仮置き場では悪臭や粉じんの飛散対策といった応急対策や、降雨や地下水による有害物質の流出の防止が必要となる。

本章では、環境省が提示している災害廃棄物の処理指針（図-4.2 参照）にのっとり津波堆積物の処理を検討する⁴⁻⁴⁾。

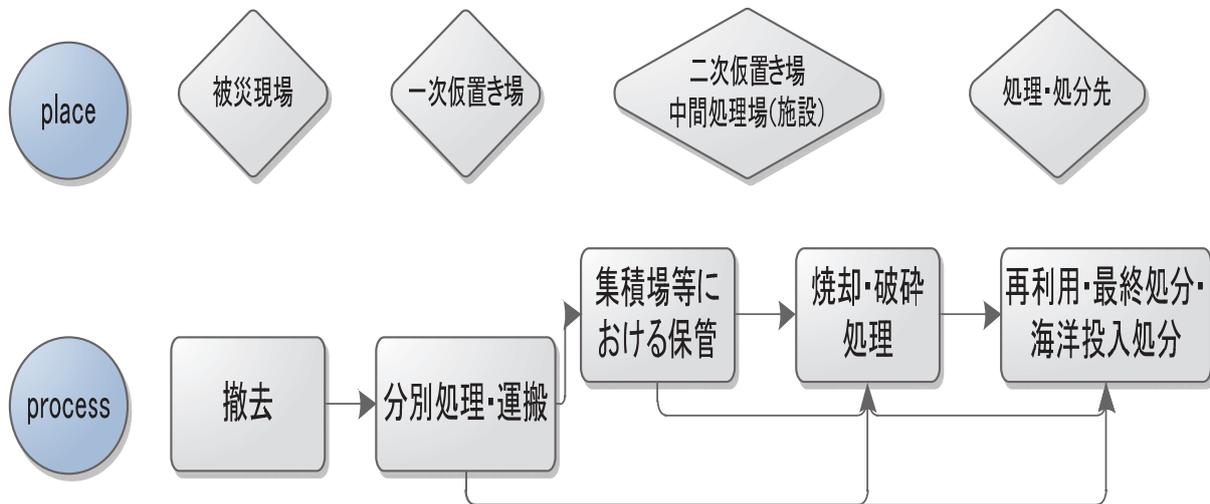


図-4.2 津波堆積物の処理フロー

4.2.2 広域処理の必要性

広域処理を行う目的は、被災地域の迅速な復旧・復興であると考えられ、処理スピードを向上させることができる。環境省は、災害廃棄物が膨大な量発生し、被災地では処理能力不足であること、また、処理が費用効率的となる場合があり、選択肢を多くする観点から広域処理を推進しており、岩手県の広域処理希望量は $57 \times 10^4 \text{t}$ 、宮城県では石巻ブロックで $294 \times 10^4 \text{t}$ 、亶理名取ブロックで $44 \times 10^4 \text{t}$ 、ならびに東部ブロックで $6 \times 10^4 \text{t}$ となっている⁴⁻⁵⁾。両者とも処理が2014年3月末までに完了することを目標としている。迅速な復旧・復興は、被災地域の人々の精神的な安寧、豊かな暮らしに対するだけでなく、国民全体の幸福に向けたものである。以下では広域処理の必要性に対する背景を考える。

日本経済に震災が与えた被害は甚大なものであり、直接的な被害額だけで約 17.8×10^{12} 円と推定される⁴⁻⁶⁾。これに対し、被災地域の健全な回復が重要であると考えられる。なぜなら、震災によって単純に東北の場所を失ったと考えるだけなら、海外を含めた他の場所に移転すれば良いことになる。しかしながら、東北に存在していた経済やインフラは、長期間様々な文化ならびに社会的影響を受けながら発展してきたもので、簡単に代替できるものではない有機的なものである。危機管理として一時的に他のエリアで活動することは十分必要であるが、最終的には東北が震災前の姿を取り戻し、そこで人々が以前のように営むことが理想である。災害廃棄物を東北のみで処理し、害悪を封じ込める考えはこれらの考えを無視するものである。各人が日本という共同体の一部であるこ

とを再認識し、東北の復興に向けて活動しなければならない。ここで、日本の地形的特性から考えても、広域処理のネットワークを構築することは重要である。今後30年以内の巨大地震の発生確率に関して、首都直下型地震および東南海地震ともに70%程度という数値が発表されている^{4-6), 4-8), 4-9)}。また、首都直下型地震が4年以内に発生する確率が70%と試算した例もある。具体的な期間や確率はさておき、将来的に東日本大震災レベルの地震が起り得ることは避けようのない事実である。さらに、首都圏で発生する可能性を考慮すると今回の被害とは比較できないほどの経済損失ならびに物理的被害をもたらす。当然、膨大な量の災害廃棄物が発生すると考えられる。こうした状況で災害廃棄物を計画的、且つ効率的に処理できるネットワークを構築することは非常に重要である。このような精神的、経済的、ならびに物理的背景を踏まえたうえ、より詳細な災害廃棄物の処理状況を検討する。

4.2.3 処理における問題点

災害廃棄物（津波堆積物）の処理で広域処理がなぜ必要なのか、段階的に検討を試みる。まず、発生した災害廃棄物は被災場所から一次仮置き場へ運搬される。図-4.3に示されるように、福島県を除いて一次仮置き場への搬入は進んでいる。つぎに、二次仮置き場、さらには中間処理場へと運搬される。しかしながら、現状として被災地に処理施設を建設する場所が不足しているのが問題となっている。災害廃棄物の処理が一次仮置き場ならびに二次仮置き場でストップしている状況である。災害廃棄物を長期間放置する際の問題点として、悪臭や飛散粉塵、有害物質による汚染、火災、ならびに倒壊等が挙げられる^{4-10)~4-12)}。これらの環境影響は処理が長期化するほど、悪化すると考えられる。また、仮置き場は集合住宅と競合して確保されているケースもあり、迅速な復興を妨げるものである。つぎに、中間処理（焼却処理や脱水処理等）が施された災害廃棄物は最終処分または再利用される。最終処分に関して、膨大な災害廃棄物量に対し被災地の最終処分場が足りているとは言えない。これらの処分場は平時の廃棄物量に対して設計されたもので、大量の廃棄物を投入するとリスクが発生する。廃棄物の安定化は時間をかけて行われるものであるから、十分に有害物質等を分解できない可能性がある。また、最終処分場の力学的な安定性を低下させる可能性もあり、二次的な環境影響を発生させてしまう恐れがある⁴⁻¹²⁾。例えば、急激な荷重の増加で遮水工や排水設備が損傷し、有害物質が流出し、地下水が汚染されるといったことが起り得る。これらのリスクを考慮すると、被災地において短いスパンで大量の災害廃棄物を最終処分することは、非常に危険性が高いと考えられる。再利用に関して、これは最終処分容量を低減させる意味でも非常に重要である。しかしながら、東日本大震災で発生した災害廃棄物は大半が津波を被っており、通常より遥かに再利用を行うのが難しい。このように、一連の処理過程において経験値が通用しない部分が多く、処理全体にリスクを含んでいると考えら

れる。

上記した様々な理由から広域処理の必要性が考えられるが、住民の反対もあり、思うように処理が進んでいないのが現状である。主な理由として挙げられるのは、災害廃棄物の受入れにおける安全性の問題である。すなわち、広域処理は処理のスピードを向上し得るが、他の都道府県に環境負荷を拡散させてしまう可能性を含んでいることが問題点として挙げられる。よって、広域処理を行う際の環境影響を適切に評価することが必要である。

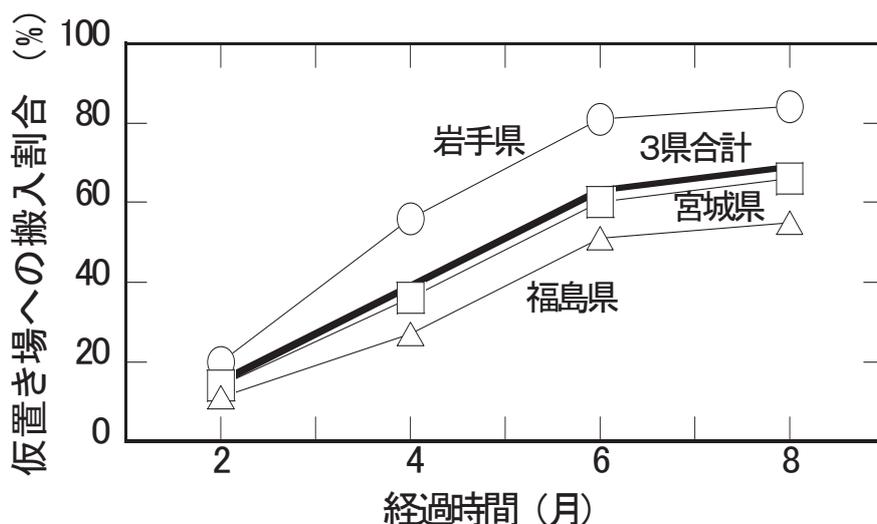


図-4.3 災害廃棄物の一次仮置き場への搬入割合

4.3 津波堆積物の環境経済性評価

災害で発生した津波堆積物の環境経済性評価に着目して、最適な処理方法ならびに広域処理の是非を検討する。津波堆積物には、被災地由来の重金属といった有害物質や津波による塩分が含まれているため様々な環境影響をもたらすと考えられる。本章では津波堆積物の処理過程を通じて発生する環境経済性を評価対象とし、処理方法の違いによって環境経済性がどのように変化するかを、時間軸を考慮して議論する。

4.3.1 環境経済性評価モデル

津波堆積物の処理における環境経済性評価を定量化する。具体的には、津波堆積物が一次仮置き場を経て二次仮置き場に集積された状態からの処理を考え（図-4.4 参照）、一連の処理過程を、仮置き場、中間処理、最終処分、再利用、および他県受入れに分類し、項目別に定量化を行い、これらの総和を処理過程全体の環境影響度として評価を行う。

環境影響度の算出式は、既往文献や既往研究により以下に示す式（4-1）～（4-8）のとおりにまとめることができる^{4-13)~4-23)}。

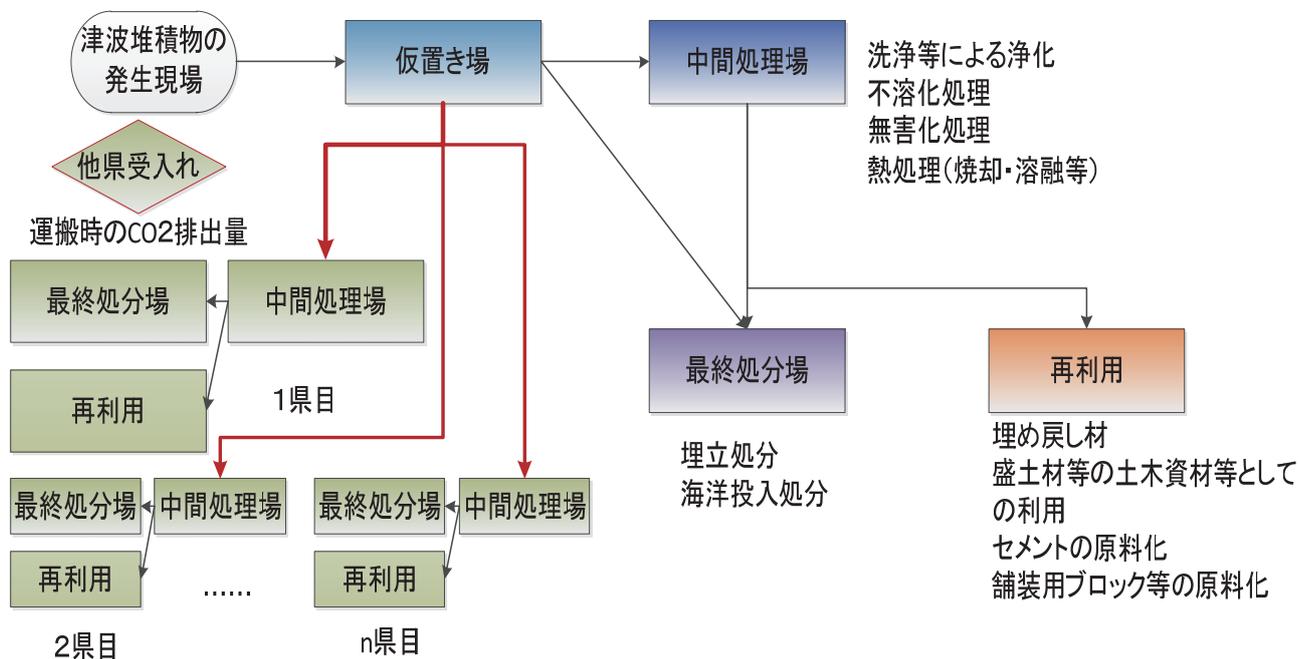


図-4.4 津波堆積物の処理サイクル

$$E = E_t + E_i + E_f + E_r + E_a \quad (4-1)$$

$$E_t = E_c + E_o \quad (4-2)$$

$$E_c = \sum_{i=1}^n y_i \cdot x_i(t) \quad (4-3)$$

$$E_o = \text{CO}_2\text{貨幣価値原単位} \times \Delta NPP \times t \times S \quad (4-4)$$

$$E_i = \text{CO}_2\text{貨幣価値原単位} \times C \quad (4-5)$$

$$E_f = \sum_{i=1}^n y_i \cdot z_i(t) \times (1-u) \times (1-r) \quad (4-6)$$

$$E_r = \sum_{i=1}^n y_i \cdot z_i(t) \times (1-u) \times r - p \times W \times r \quad (4-7)$$

$$E_a = \text{CO}_2\text{貨幣価値原単位} \times \text{輸送排出原単位} \times W_a \times L \quad (4-8)$$

ここで、 E ：一連の処理過程全体における環境影響度 (yen), E_i ：仮置き場の環境影響度 (yen)⁴⁻¹⁶⁾, E_i ：中間処理に関する環境影響度 (yen)^{4-17), 4-18)} (ここでの i は添字ではないことに注意する), E_f ：最終処分に関する環境影響度 (yen)^{4-16), 4-20)}, E_r ：再利用に関する環境影響度 (yen)^{4-16), 4-21)}, E_a ：他県受入れに関する環境影響度 (yen)⁴⁻²²⁾, E_c ：仮置き場における汚染物質による汚染に関する環境影響度, E_o ：仮置き場における土地の占有に関する環境影響度, y_i ：環境負荷係数 (yen/kg) (添字の i は汚染物質の種類), $x_i(t)$ ：津波堆積物中の汚染物質含有量 (kg) (添字の i は汚染物質の種類), ΔNPP ：津波堆積物が土地を占有することによる純一次生産 (NPP) の損失 (t-CO₂/ha), S ：仮置き場において津波堆積物が占有する土地の面積 (ha), C ：津波堆積物の中間処理過程における CO₂ 排出量 (t-CO₂), $z_i(t)$ ： t 期において最終処分または再利用された堆積物中に含有される汚染物質総量 (kg) (添字の i は汚染物質の種類), u ：処理度 (中間処理によって汚染物質量が減少するが, その程度を表している。中間処理コストに一次比例するものとし, 中間処理コストが大きいほど処理度は大きい。(1-u) は汚染物質の残留率を示している。), p ：最終処分単価 (yen/m³), W ：再利用される津波堆積物の量 (t), s ：再利用率, W_a ：輸送される重量 (t), L ：輸送距離 (km) である。なお, CO₂ 貨幣価値原単位は, 国土交通省が設定している 2,890yen/t-CO₂ を用いている。輸送排出原単位については, 軽トラック, 小型トラック, 普通トラック, 鉄道, 船舶を用いた際の CO₂ 排出原単位を基に考えている。 Σ における n は津波堆積物に含まれる汚染物質の種類であり, 本章では, Pb, Dioxin, PCB, As を汚染物質として考えているので, $n=4$ である。式 (4-3), (4-4), (4-6), (4-7) における t は処理開始時からの経過時間を表しており, 単位は日である。また, 最終処分と再利用は中間処理を経るものとしている。

本章では評価式に時間スケールを組み込んでいる。時間スケールを組み込むことで津波堆積物の処理を環境影響と時間軸の2つの視点から捉えることができ, 総合的な評価が可能になる。具体的には, それぞれの環境影響項目に時間 t を組み込み, 項目を結び付けて評価する。そこで, 処理が完了する時間について考える。処理の完了は最終処分または再利用が終了する時点とし, 現地において最終処分の完了までに要する時間を t_i , 再利用終了の時間を t'_i , 他県における最終処分終了の時間を t_i , 再利用終了の時間を t'_i とすると, 処理完了時間 t_a は式 (4-9) ~ (4-11) で与えられる。

$$t_a = \max(t_i, t'_i, t_i, t'_i) \quad (4-9)$$

$$t_i = w_i / D_i, t'_i = w'_i / D'_i, t_i = w_i / D_i, t'_i = w'_i / D'_i \quad (4-10)$$

$$i = 1, 2, \dots, n \quad (4-11)$$

ここで, i は他県受入れ先, w ：最終処分, 再利用が行われる重量, D ：最終処分, 再

利用の1日当たりの処理量を表している。

4.4 環境経済性評価における広域処理の立ち位置

前述の環境経済性評価式を用いて再利用ならびに他県受入れを行わない場合の処理シナリオ（これをベースシナリオとする）で環境経済性評価を定量化してみる。ここで、以下の仮定条件を設定する。

- (1) $t=0$ において仮置き場に存在する津波堆積物の重量は、 $100 \times 10^4 \text{t}$ とする。
- (2) 比重は汚泥の密度を参考し、 1.1t/m^3 を用いる。
- (3) 仮置き場の津波堆積物は、高さ 5m ・仰角 45° の正四角錐台の形に積まれているとする。
- (4) $t=0$ より仮置き場における津波堆積物の環境影響度を求め、すべての処理が始まるとする。
- (5) 処理過程における時間の遅滞（ずれ）は考慮しない。
- (6) 再利用もしくは最終処分する際は、原則として中間処理を経るものとする。
- (7) 表-4.1に示すように最小値、中央値、最大値を設定する。中央値は文献調査^{4-10)~4-23)}やヒアリングで得られた値を採用する。本章では中央値のみ用いている。
- (8) 被災地の1日当たりの処理量は $1,000 \text{t/day}$ とする。

パラメータをすべてベースケースとして計算すると、 $E_t(0)=6.37 \times 10^{10}$ 円、 $E_i(t_a)=7.54 \times 10^8$ 円、および $E_f(t_a)=3.18 \times 10^{10}$ 円となる。

つぎに他県受入れ（1日当たりの処理量 100t/day ）を行った場合を考えてみる。他県受入れ先が n 県であった場合、環境影響度はそれぞれ式（4-12）～（4-14）で示される。

表-4.1 不確実要素の最小値・中央値・最大値

	最小値	中央値	最大値
ΔNPP (CO ₂ /t-ha)	0	2	9
中間処理量 (t/day)	500	1000	1500
中間処理コスト (yen/m ³)	2,000	5,000	8,000
最終処分コスト (yen/m ³)	4,000	10,000	20,000
他県受入れ量 (t/day)	50	100	150
他県受入れの際の運搬距離 (km)	65	250	450
他県受入れの際の輸送排出原単位 (kg-CO ₂ /t-km)	0.2	1.0	2.0
汚染物質の含有量 $x_i(t)$, $z_i(t)$ (kg)			
Pb 含有量 (mg/kg)	0	150	180
Dioxin 含有量 (pg-TEQ/g)	0	1000	1200
PCB 含有量 (ng/g)	0	0.5	0.6
As 含有量 (mg/kg)	0	150	180
環境負荷係数 y_i (yen/kg)			
Pb 環境負荷係数 (yen/kg)	199,250	398,500	597,750
Dioxin 環境負荷係数 (yen/kg)	760,000	15,200,000	22,800,000
PCB 環境負荷係数 (yen/kg)	5,750	11,500	17,250
As 環境負荷係数 (yen/kg)	12,850	25,700	38,550

(注：本章では中央値を用いた。)

$$E_i = E_{il} + E_{ia1} + E_{ia2} + \dots + E_{ian} \quad (4-12)$$

$$E_f = E_{fl} + E_{fa1} + E_{fa2} + \dots + E_{fan} \quad (4-13)$$

$$E_a = E_{a1} + E_{a2} + \dots + E_{an} \quad (4-14)$$

ここで、 l は現地での処理を表し、 a は他県での処理を表している。本章では、東北・関東地方における広域処理を想定して、10都道府県までの他県受入れを想定した。数字は他県受入れ先の数を示している。さらに、他県受入れ先である n 県が同一距離、同一量を受入れるとすると、環境影響度は式(4-15)～(4-17)に示される。なお、表-4.2に示すように E_a は全体に対しての寄与が小さく、距離の大小を考慮する必要性は低い。

$$E_i = E_{il} + nE_{a1} \quad (4-15)$$

$$E_f = E_{fl} + nE_{fa1} \quad (4-16)$$

$$E_a = nE_{a1} \quad (4-17)$$

表-4.2 他県数と環境影響度の関係

他県数	E_{il} (yen)	E_{fl} (yen)	E_a (yen)	E_{ia} (yen)	E_{fa} (yen)	SUM (yen)	t_a (days)
0	7.54×10^8	3.18×10^{10}	0	0	0	3.25×10^{10}	1000
1	6.86×10^8	2.89×10^{10}	6.57×10^7	6.86×10^7	2.89×10^9	3.26×10^{10}	909
2	6.29×10^8	2.65×10^{10}	1.20×10^8	1.26×10^8	5.30×10^9	3.27×10^{10}	833
3	5.80×10^8	2.45×10^{10}	1.67×10^8	1.74×10^8	7.34×10^9	3.27×10^{10}	769
4	5.39×10^8	2.27×10^{10}	2.06×10^8	2.15×10^8	9.09×10^9	3.28×10^{10}	714
5	5.03×10^8	2.12×10^{10}	2.41×10^8	2.51×10^8	1.06×10^{10}	3.28×10^{10}	667
6	4.71×10^8	1.99×10^{10}	2.71×10^8	2.83×10^8	1.19×10^{10}	3.28×10^{10}	625
7	4.44×10^8	1.87×10^{10}	2.97×10^8	3.11×10^8	1.31×10^{10}	3.29×10^{10}	588
8	4.19×10^8	1.77×10^{10}	3.21×10^8	3.35×10^8	1.41×10^{10}	3.29×10^{10}	556
9	3.97×10^8	1.67×10^{10}	3.42×10^8	3.57×10^8	1.51×10^{10}	3.29×10^{10}	526
10	3.77×10^8	1.59×10^{10}	3.61×10^8	3.77×10^8	1.59×10^{10}	3.29×10^{10}	500

以下の議論では、 n 県が被災地から同一距離且つ受入れ量が等しい場合を考える。

ここで、処理過程は仮置き場に集積された津波堆積物の移動を中心に考えるが、 $t=0$ における仮置き場での環境影響度は $E_l(0)=6.37 \times 10^{10}$ 円であり、他県受入れを実施することは仮置き場における環境影響度を複数箇所に分散させることになる。他県受入れ先の数を変化させた時のアウトプット値を表-4.2 に示す。また、それぞれの値の他県数に対する推移は図-4.5 に示される。環境影響度の総和は他県受入れを実施すると上昇しており、上昇分は他県受入れに伴う運搬に関する環境影響度である。一方、大きく減少しているのが E_{fl} と t_a であり、現地での環境影響度が低減するとともに処理完了時間が大きく減少している。

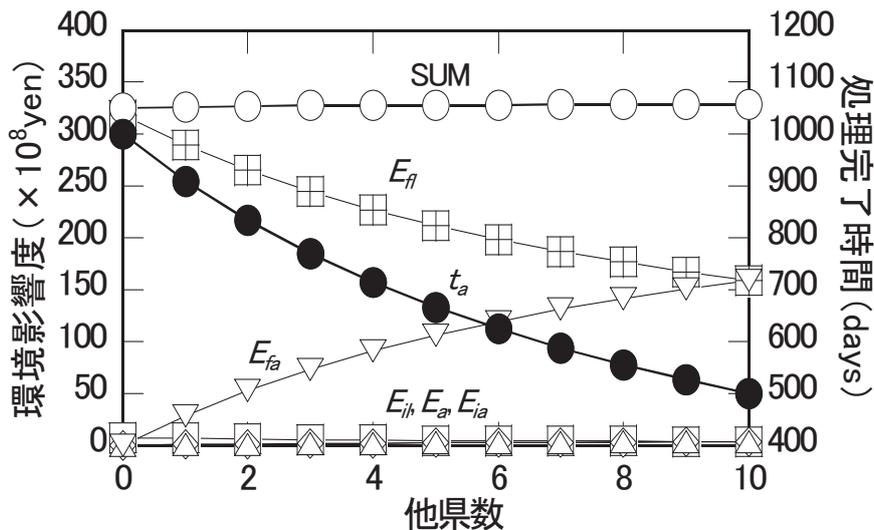


図-4.5 他県数に対する環境影響度の推移

E_{ia} , E_{fa} , および E_a を他県数で除すれば 1 県当たりの環境影響度が得られる。1 県にお

ける環境影響度は表-4.3 になる。他県数に対する推移は図-4.6 のようになる。 E_{a1} 、 E_{ia1} 、 および E_{fa1} のいずれも他県数が増えるにしたがって減少している。他県数が 1 と 10 の場合で比較すると、それぞれ 0.55 倍と環境影響度が減少する。

表-4.3 他県数と 1 県当たりの環境影響度の関係

他県数	E_{a1} (yen)	E_{ia1} (yen)	E_{fa1} (yen)
1	6.57×10^7	6.86×10^7	2.89×10^9
2	6.02×10^7	6.29×10^7	2.65×10^9
3	5.56×10^7	5.80×10^7	2.45×10^9
4	5.16×10^7	5.39×10^7	2.27×10^9
5	4.81×10^7	5.03×10^7	2.12×10^9
6	4.51×10^7	4.71×10^7	1.99×10^9
7	4.25×10^7	4.44×10^7	1.87×10^9
8	4.01×10^7	4.19×10^7	1.77×10^9
9	3.80×10^7	3.97×10^7	1.67×10^9
10	3.61×10^7	3.77×10^7	1.59×10^9

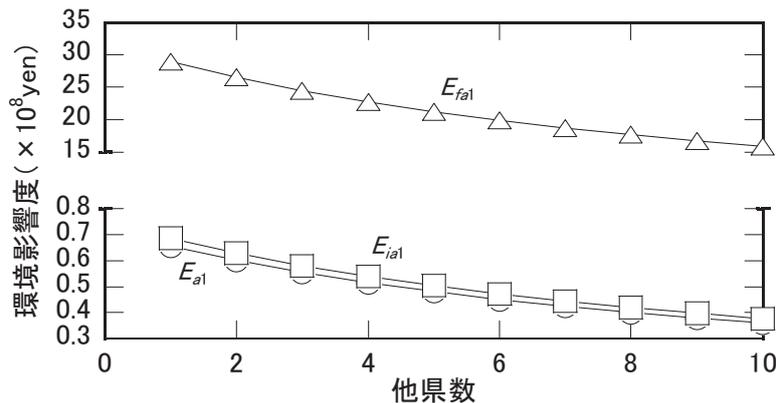


図-4.6 他県数に対する 1 県当たりの環境影響度の推移

以上の結果から、広域処理を推進した場合、(1) 処理完了時間が大幅に短縮される、(2) 他県において環境影響が発生する、(3) 他県数を増やすと 1 県当たりの環境影響が低減される、および (4) 現地の環境影響が低減する状況が想定できる。

4.5 おわりに

本章では津波堆積物の広域処理を実施することで発生する環境影響を定量化し、処理完了時間との比較を行った。10 県で津波堆積物を請け負った場合には 1 県当たりの環境影響度は 16.9×10^8 円となり、被災地の環境影響度は広域処理を実施しない場合と比較して環境影響度は 163×10^8 円減少する。これは、被災地の環境影響度を他県で負担した形

であるが、処理完了時間は半減しており、広域処理の必要性、迅速な復旧・復興を考えた時、効果は高いと考えられる。ここで、本章においては放射性物質に関する環境影響を考慮しなかった点には留意する必要がある。

上記の結果と現状を考慮したうえ、処理指針を提示すると以下が考えられる。

- (1) 上記の結果より考えられる提案：被災地における焼却炉建設用地の確保や処理が安定するまでは、広域処理を推進し災害廃棄物の処理を進める。岩手県、宮城県の災害廃棄物に関しては処理の安全性が検査されており、処理が可能な部分から行う。
- (2) 現状を考慮して考えられる提案：処理後の災害廃棄物の方向性を決定する（防波堤、高台の建設、再利用、安全な処分の実施）。また、透明性の高い処理を実施し、市民に公開する。継続して災害廃棄物処理のモニタリングを実施する。

災害廃棄物量は膨大であり、広域処理を予定されている量はその一部である。しかしながら、処理の初動において重要なファクターと考えられ、その後の処理の方向性に大きく係る部分である。国がリーダーシップを発揮し、毅然とした態度で災害廃棄物の処理に関する決定を行わねばならない。一刻も早く災害廃棄物に対する広域処理の実施が求められる。

参考文献

- 4-1) 遠藤真弘：東日本大震災後の災害廃棄物処理，調査と情報，No.719，2011.
- 4-2) 環境省：東日本大震災に係る災害廃棄物の処理指針（マスタープラン），2011.
- 4-3) 環境省：沿岸市町村の災害廃棄物処理の進捗状況，2011，2012.
- 4-4) 環境省：東日本大震災津波堆積物処理指針，2011.
- 4-5) 環境省：災害廃棄物の広域処理，2012.
- 4-6) 稲田義久，入江啓彰，島章弘，戸泉巧：東日本大震災による被害のマクロ経済に対する影響，関西社会経済研究所，2011.
- 4-7) 藤井 聡：列島強靱化論－日本復活5カ年計画，文春新書，2011.
- 4-8) 地震調査研究推進本部：活断層および海溝型地震の長期評価結果一覧，2012.
- 4-9) 東京大学地震研究所，防災科学技術研究所，京都大学防災研究所：首都直下地震に備えて，文部科学省委託研究「首都直下地震防災・減災特別プロジェクト」最終成果報告会資料，2012.
- 4-10) 環境省：津波堆積物の化学的性状について，2011.
- 4-11) 岡山大学廃棄物マネジメント研究センター：東日本大震災の災害廃棄物処理の現状と課題セミナー資料，2011.
- 4-12) 地盤工学会：災害廃棄物と放射性物質汚染土壌の処理・処分講演会資料，2012.

- 4-13) 稲積真哉，大津宏康，奥野直紀，宍戸賢一：津波堆積物の処理における時間を考慮した環境影響評価，地盤工学ジャーナル，地盤工学会，Vol.8, No.4, pp.533-542, 2013.
- 4-14) 稲積真哉，奥野直紀，大津宏康，磯田隆行：東日本大震災により発生した災害廃棄物の処理・処分・再利用における環境マネジメント，第47回地盤工学研究発表会発表論文集，2012.
- 4-15) 伊坪徳宏，稲葉 敦：ライフサイクル環境影響評価手法，丸善，2005.
- 4-16) 大嶺 聖，松雪清人：建設発生土および廃棄物の有効利用における環境経済評価モデル，土と基礎，地盤工学会，Vol.51, No.5, pp.10-12, 2003.
- 4-17) 環境省：温室効果ガス排出量算定方法検討会：廃棄物分科会報告書，2002.
- 4-18) 環境省：産業廃棄物処理分野における温暖化対策の手引き，2008.
- 4-19) 農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」：バイオマス活利用システムの設計と評価，農村工学研究所，2006.
- 4-20) 田中信壽：環境安全な廃棄物埋立処分場の建設と管理，技法堂出版，2000.
- 4-21) 土田大輔，中山裕文，島岡隆行：安定型最終処分場の分類による削減された最終処分費用と潜在的な環境修復費用の推定，廃棄物学会論文誌，Vol.19, No.2, pp.120-130, 2008.
- 4-22) 国土交通省：自動車輸送統計年報，2008.
- 4-23) 澤田美樹子，佐藤夕子：不確実化の意思決定のためのリスク分析手法，日立 TO 技報，第8号，pp.58-64, 2002.

5 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境 経済性評価

5.1 はじめに

現在、開発途上国の多くは社会資本整備の遅れ等によって、大気汚染や水質悪化等、様々な環境問題が深刻化しており、国土政策としての課題が顕在している。ここで、本章は開発途上国のうち、タイ王国を対象としており、バンコク首都圏における環境問題の中でも自然環境と密な関係にある廃棄物処理に着目している。なお、バンコク首都圏とは、バンコク都にサムートプラカン、パトンタニ、サムートサコン、ナコンパトムおよびノンタブリの周辺5県を加えた地域の総称である。

現状、開発途上国の多くにおいて、各々地域内で収集された廃棄物は無処理のまま、直接埋立処分されており、これが廃棄物処理の主流を占めている。ただし、当該廃棄物処理において未処理で有機物を多量に含む廃棄物が埋め立てられると、汚水や悪臭の発生で埋立処分地の環境悪化をもたらすとともに、嫌気分解によってメタンガス（CH₄）等の温室効果ガスが発生する。よって、開発途上国の多くにおいて主流の廃棄物処理は、地球温暖化の一因や自然発火の原因となり、さらに埋立処分地（廃棄物処分場）の環境悪化をもたらしている。

近年、日本をはじめとする先進諸国では、地球温暖化で代表される環境問題に対する関心の高まりに伴い、廃棄物処理等に対する各々自治体の活動を環境影響評価ならびに環境会計を用いて評価する方針へ転換している^{5-1) 5-2)}。すなわち、各々自治体の諸活動は財務的な費用便益に加え、社会環境に対する見かけの費用便益をも計上されることで社会的な評価が下されることになる。ここで、評価主体によって環境負荷や評価手法が異なるため、その社会的信頼性の程度を示すこと自体は困難であるものの、財務的な費用便益ならびに社会経済的な費用便益も計上することで、より良い社会経済活動を選択することができると思われる。

本章は、タイ王国・バンコク首都圏における廃棄物処理に着目している。具体的には、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムならびにシナリオとして想定した廃棄物処理システムに対して、環境影響評価および環境会計を適用し、当該廃棄物処理システムに伴う処理コスト、環境負荷ならびに環境コストを定量的に評価する。さらに、処理コストならびに環境コストを総合的に最適化（最小化）し得るバンコク首都圏にお

ける廃棄物処理システムを議論している。

5.2 廃棄物処理システムに対する環境経済性評価モデルの設定・検討

5.2.1 環境経済性評価モデル

廃棄物を処理する際には、環境負荷を可能な限り抑制した処理システムを選択する必要がある。しかしながら、廃棄物処理の運営コスト（処理コスト）は多くの場合、住民から徴収された税金が投入されている。すなわち、限りなく環境負荷の抑制された廃棄物処理システムであっても、莫大な処理コストが必要な場合、その実現は極めて困難である。一般的に“環境負荷が小さい”且つ“処理コストが安い”が廃棄物処理システムの理想ではあるものの、両者は別の次元であるため、単純に比較することができない。よって、廃棄物処理システムを評価する際には、環境負荷の削減に対して要した処理コストの妥当性を検討するため、環境負荷量を貨幣換算し、処理コストと同じ次元（貨幣単位）において両者を比較する必要があると考えられる。

本章において設定・検討する環境経済性評価モデルは、環境影響ならびに処理コストを考慮し得る廃棄物処理システムの評価モデルであり、環境負荷ならびに処理コストを定量的に評価し、最終的には環境コストならびに処理コストを総合的に最適化する廃棄物処理システムを検討することができる。なお、当該モデルでは環境負荷量として、廃棄物処理過程における温室効果ガス排出量および廃棄物の最終処分量に着目している。さらに、温室効果ガスは二酸化炭素（CO₂）、メタンガス（CH₄）および亜酸化窒素（N₂O）を対象としている。

環境経済性評価モデルの評価フローは以下に示す。

- ①対象地域における廃棄物処理フローを設定する。
- ②廃棄物処理フローを、収集運搬過程、中間処理過程および最終処分過程に区分する。
- ③各過程において、年単位の収集運搬車両の稼働状況、中間処理施設の稼働状況および埋立処分地の廃棄物処分状況等を推計する。
- ④各過程において推計された稼働状況、施設規模および廃棄物処分量等を基本に、年単位の処理コストを算出する。
- ⑤各過程において推計された稼働状況、施設規模および廃棄物処分量等に対して CO₂、CH₄ および N₂O の排出係数もしくは排出原単位、および貨幣価値原単位を乗じ、年単位の環境負荷量と環境コストを算出する。
- ⑥各過程において算出された環境コストおよび処理コストを加算することで廃棄物処理フロー全体における年単位の環境コストおよび処理コストを検討する。

5.2.2 排出係数，排出原単位および貨幣価値原単位

(1) 排出係数ならびに排出原単位

環境経済性評価モデルを用いて廃棄物処理システムから排出される環境負荷物質を推定するためには、構成するエネルギー原料，材料，製品ならびに土木・建築工事等に関する環境負荷物質（本章では CO₂，CH₄ および N₂O）の排出係数もしくは排出原単位を用いる必要がある。ここで，排出係数とは主としてエネルギー原料（単位量当たり）に対して用いられ，一方，排出原単位とは材料，製品ならびに土木工事等，複合的な対象（単位量当たり）に対して用いられる。

元来，材料，製品ならびに土木・建築工事等における環境負荷物質の排出原単位は，各々の製造および資源採取まで遡って設定しなければならない。すなわち，ある材料，製品および土木・建築工事等に対するプロセスフローを作成し，順次上流側へ遡って環境負荷物質の収支表を作成する必要がある。このような排出原単位の設定方法は積上げ法として呼ばれている⁵⁻³⁾。ただし，積上げ法による排出原単位の設定は理想的であるものの，作業量が膨大になる。そこで，「温室効果ガスの排出・吸収に関する国家目録作成のための IPCC ガイドライン（IPCC：Intergovernmental Panel on Climate Change，1996 年改定）」⁵⁻⁴⁾ならびに「温室効果ガス総排出量算定方法ガイドライン（環境省，2007 年）」⁵⁻⁵⁾の中では，最も上流側に位置するエネルギー原料に対して，その使用用途に基づく排出係数のデフォルト値を定めている。さらに，当該ガイドライン⁵⁻⁴⁾・⁵⁻⁵⁾で示されたエネルギー原料の排出係数のデフォルト値を基に，日本をはじめとする先進諸国では産業界（日本では 400～500 部門）の生産活動に伴う取引金額をまとめた産業連関表を分析し，単位量当たりの材料，製品ならびに土木・建築工事等における環境負荷物質の排出原単位を求める方法が広く用いられている。このような排出原単位の設定方法は産業連関分析法として呼ばれている⁵⁻³⁾。

本章の対象であるタイ王国においても，IPCC ガイドラインに示されたエネルギー原料の排出係数に関するデフォルト値を基にした産業連関分析法によって，材料ならびに製品における CO₂ 排出量の推計が試みられている⁵⁻⁶⁾。表-5.1 はタイ王国と日本におけるエネルギー原料の CO₂ 排出係数⁵⁻⁴⁾・⁵⁻⁶⁾，ならびに製品や土木・建築工事等に関する CO₂ 排出原単位⁵⁻⁶⁾・⁵⁻⁷⁾の一例を示している。これより，エネルギー原料の排出係数に関しては，日本ならびにタイ王国とも IPCC ガイドラインを基準にしているため，両国間に大きな相違が認められないと判断できる。一方，材料や製品における排出原単位の推計には，両国間における生産構造ならびに販売構造等，経済構造の相違が産業連関分析法に反映される結果，CO₂ 排出原単位として差が生じることになる。

表-5.1 日本とタイ王国における CO₂ 排出係数および CO₂ 排出原単位の一例

種類	日本	タイ
エネルギー原料		
電力 (kg-CO ₂ /kWh)	0.473	0.688
重油 (kg-CO ₂ /L)	2.585	3.080
軽油 (kg-CO ₂ /L)	2.713	2.700
土木工事 (kg-CO ₂ /円)	5.647	1.906
建築工事 (kg-CO ₂ /円)	4.400	0.957
自動車製造 (kg-CO ₂ /円)	3.150	0.973

本章はタイ王国を対象としているため、エネルギー原料、材料、製品および土木・建築工事等に関する CO₂、CH₄ および N₂O 排出係数および排出原単位の設定には、IPCC ガイドラインに示された排出係数のデフォルト値⁵⁻⁴⁾およびタイ王国を対象とした産業連関分析法によって推定された各々排出原単位⁵⁻⁶⁾を引用ならびに設定している（後出の表-5.4 参照）。ただし、当該排出原単位を用いて推計される CO₂、CH₄ および N₂O 排出量の絶対値は、精度において未だ課題が残るものの、排出量の絶対値に関する比較評価は可能であると考えられる。

(2) 貨幣価値原単位

環境負荷物質、特に CO₂ の排出量を貨幣換算するためには、「公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針」（国土交通省，2004 年）⁵⁻⁸⁾において以下に示す貨幣価値原単位計測の考え方が示されている。

- ①被害費用に基づく計測
- ②対策費用に基づく計測
- ③排出権取引価格に基づく計測

上記①～③において、①被害費用に基づく計測は政策動向の影響を受け難く、外部要因に対して比較的安定であり、且つ国際的な公平性にも配慮できる計測である。また、①被害費用に基づく計測は、気候変動の経済的影響を分析した世界的に著名な報告においても引用されている⁵⁻⁹⁾。当該文献⁵⁻⁹⁾は 103 個の計測事例を基に、CO₂ 排出の限界被害費用をとりまとめており、現時点で最も信頼できる文献の 1 つとして考えられる。より具体的には、CO₂ 排出の限界被害費用（CO₂ が 1 単位増加した場合の海面上昇等による被害を貨幣換算したもの）について、既往の計測事例（103 個）を収集し、計測値の平均や分散を分析しており、全計測値の平均値は 3.03 円/kg-CO₂ であった。

本章では上記を踏まえ、CO₂ の貨幣価値原単位の設定に対して①被害費用に基づく計測の方法を採用し、文献⁵⁻⁹⁾で報告された 3.03 円/kg-CO₂ を設定する。さらに、CH₄ および N₂O に関する貨幣価値原単位の設定には、各々の温暖化係数が 21 および 310 であ

ることを考慮し、63.63 円/kg-CH₄および939.3 円/kg-N₂Oとしている。

一方、廃棄物等が不法に投棄された現場、土壌汚染が確認された現場、および廃棄物が直接埋め立てられた衛生埋立処分地において、当該土地を再び利用するためには何らかの対策を講じる必要がある。その対策コストについて、本章では貨幣価値原単位を設定することで表す。具体的にはバンコク首都圏と日本の物価の相違（1baht=3 円）を考慮したうえ、衛生埋立された最終処分量に対して、貨幣価値原単位を 1,000 円/m³として設定する。ここで、当該設定は文献⁵⁻¹⁰⁾に記載された土壌汚染対策に関する貨幣価値原単位 3,000 円/m³に基づいている。なお、準好気性埋立および嫌気性埋立については、最終処分量に関する適正な管理が施されていると仮定したうえ、最終処分量に対する貨幣価値原単位を設定しない。

5.2.3 バンコク首都圏の廃棄物処理（入力情報）

表-5.2 および表-5.3 は、LCA-EA モデルの入力情報として用いたバンコク首都圏における廃棄物の発生量および組成割合を示している⁵⁻¹¹⁾。

表-5.2 バンコク首都圏における地域別の廃棄物発生量

対象地域	地域人口 (人)	一般廃棄物発生量 (ton/year)
OnNut	1,917,773	985,500
Nongkhaem	2,583,824	1,314,000
Tharaeng	1,151,902	985,500
計	5,653,499	3285000

表-5.3 廃棄物発生量に対する組成割合

組成	割合 (%)
Food scraps (生ごみ類)	35.89
Paper (紙類)	13.58
Cloth (布類)	4.58
Plastic and foam (プラスチック類・発砲体類)	20.76
Leather and rubber (皮類およびゴム類)	2.19
Wood and leaves (木類および葉類)	6.59
Metal (鉄類)	2.19
Glass (ガラス類)	5.07
Stones and ceramics (石類およびセラミック類)	0.58
Unclassifiable (未分類)	8.57

バンコク首都圏では地域内の廃棄物の大部分が毎日収集され、図-5.1 に示す各地域における3つの中継基地施設（OnNut, Nongkhaem および Tharaeng）に収集管理される。中継基地施設では中間処理が実施されることなく、収集された廃棄物はコンテナに詰め替えられ、中継基地施設毎に埋立処分地（Phanomsarakam および Kamphaengsaen）へ運搬・処分される⁵⁻¹²⁾。ただし、埋立処分地は簡易な覆土が設置されるのみであり、衛生埋立処分場として考えられる⁵⁻¹³⁾。よって、バンコク首都圏において収集された廃棄物は、郊外の衛生埋立処分場において単に捨てられる簡易な処理・処分であり、収集された廃棄物が適切に管理されているとは言い難い。

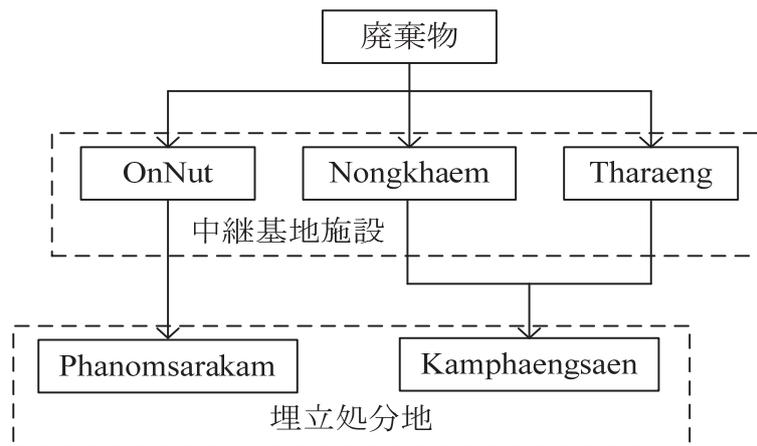


図-5.1 バンコク首都圏における廃棄物処理流れ（中継基地施設→埋立処分地）

5.2.4 想定する廃棄物処理過程と処理システム

図-5.2 はバンコク首都圏における廃棄物処理システムに対して LCA-EA モデルを適用するため、想定する各々の廃棄物処理過程を示している。なお、廃棄物処理システム全体としての処理コスト、環境負荷量および環境コストは、各過程において推定された処理コスト、環境負荷量および環境コストを全過程として加算することで求められる。

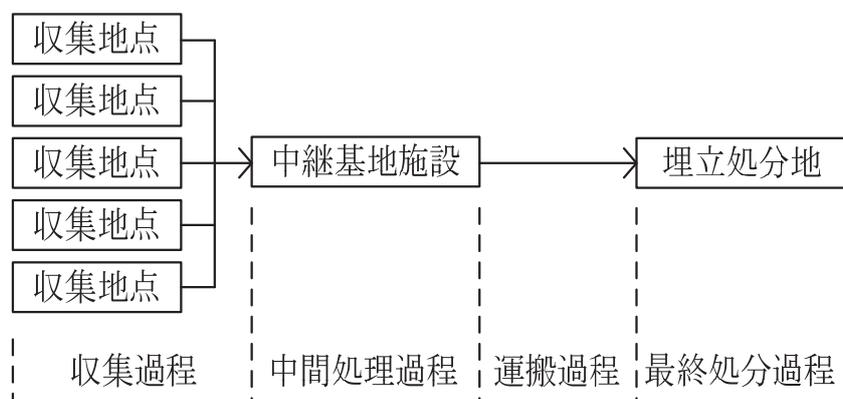


図-5.2 想定する廃棄物処理フロー

(1) 収集過程

収集過程では、対象地域内の廃棄物を各収集地点から中継基地まで収集および運搬するフローを検討する。

収集過程における主な作業として、廃棄物の収集車両は各々対象地域ならびに特定収集日において各収集地点に廃棄された廃棄物を収集して回る。また、収集車両は満杯になった時点で一旦、中継基地まで廃棄物を運搬する。廃棄物収集車両の収集地点と中継基地の往復回数は、各々地域において廃棄物の体積と収集車両の体積から求め、さらに、収集地点と中継基地の距離から収集車両の走行距離を推計する。

(2) 中間処理過程

中間処理過程では、中継基地に集められた廃棄物を中間処理施設において減量化、減容化および安定化を目的とした処理を実施するフローを検討する。なお、中間処理過程においては、資源分別施設、堆肥処理施設および焼却処理施設を対象とする。

資源分別施設では、廃棄物中の各々組成においてリサイクル可能な組成分に各々リサイクル率を設けることで、廃棄物搬入量からリサイクル量と処理残渣量を推計する。さらに、廃棄物搬入量から施設建設コスト、使用燃料量および使用人員等を推計する。なお、リサイクル可能な廃棄物が有償である場合には、売却益を処理コストに含める。

堆肥処理施設では、堆肥処理可能な廃棄物の分別率を設け、廃棄物搬入量から堆肥量と処理残渣量を推計する。さらに、廃棄物搬入量から施設建設コスト、使用燃料量および使用人員等を推計し、処理コストならびに CO_2 、 CH_4 および N_2O 排出量を推計する。

焼却処理施設では、廃棄物中の各々組成物において灰分率を設けることで、廃棄物搬入量から焼却灰量を推計する。さらに、廃棄物搬入量から施設建設コストおよび使用人員等を推計し、処理コストおよび CO_2 排出量を推計する。

(3) 運搬過程

運搬過程では、中間処理後の処理残渣を中継基地から埋立処分場へ運搬するフローを検討する。選択した中間処理方法によって処理残渣の容積が異なるため、中間処理過程と連動して推計を行う。

収集過程と同様に、処理残渣の体積と運搬車両の体積から中継基地と埋立処分場の往復回数を推計し、中継基地と埋立処分場の距離から運搬車両の走行距離を推計する。

(4) 最終処分過程

最終処分過程では、埋立処分場に搬入された廃棄物を自然や生物に害をなさないように最終的な処分をするフローを検討する。本章では、主に衛生埋立処分、準好気性埋立処分および嫌気性埋立処分を最終処分方法として検討する。また、埋立処分場への搬入廃棄物の容積を最終処分量とする。

衛生埋立処分では、埋立処分場への廃棄物搬入量から施設建設コスト、使用燃料量および使用人員等を推計し、加えて、埋立処分場運転の推計値をもとに処理コストおよび温室効果ガス排出量を推計する。

準好気性および嫌気性埋立処分では、埋立処分場への廃棄物搬入量から埋立容積を推計し、浸出水処理施設規模を推計する。加えて、廃棄物搬入量から施設建設コスト、使用燃料量および使用人員等を推計し、また、埋立処分場運転の推計値をもとに処理コストおよび温室効果ガス排出量を推計する。埋立終了後も数年間管理を行うとし、処理コストおよび温室効果ガス排出量を推計し加える。

一方、準好気性もしくは嫌気性埋立処分では CO_2 および CH_4 が排出されると仮定する。

表-5.4 は本章で用いた CO_2 、 CH_4 および N_2O に関する排出係数および排出原単位を示している⁵⁻⁴⁾ ⁵⁻⁶⁾ ⁵⁻⁷⁾。また、各々の価格原単位および売却価格原単位は、バンコク首都圏と日本の物価の相違 (1baht=3 円) を考慮したうえ、文献⁵⁻⁷⁾に記載された諸値を引用、ならびにバンコク首都圏を対象とした換算を行っている (表-5.5 参照)。なお、LCA-EA モデルの適用において必要となる原単位以外の設定諸量は莫大に及ぶため、記述を省略している。ただし、それら設定諸量は、文献⁵⁻⁷⁾に記載された種々の現場調査ならびに施設担当者へのヒアリングから得られた推奨値を採用している。

表-5.4 設定した排出係数および排出原単位

(a) CO₂

項目	単位	排出係数・ 排出原単位
電力	(kg-CO ₂ /kWh)	0.69
重油	(kg-CO ₂ /L)	3.08
軽油	(kg-CO ₂ /L)	2.70
土木工事	(kg-CO ₂ /1,000円)	1.91
建築工事	(kg-CO ₂ /1,000円)	0.96
整備補修	(kg-CO ₂ /1,000円)	1.16
重機	(kg-CO ₂ /1,000円)	0.97
収集車	(kg-CO ₂ /1,000円)	0.97
運搬車	(kg-CO ₂ /1,000円)	0.97
消石灰	(kg-CO ₂ /ton)	1,096
浸出水処理薬品	(kg-CO ₂ /m ³)	0.11

(b) CH₄

項目	単位	排出係数
Food (食物類)	(kg-CH ₄ /ton)	4
Paper (紙類)	(kg-CH ₄ /ton)	10
Cloth (布類)	(kg-CH ₄ /ton)	10
Wood (木類)	(kg-CH ₄ /ton)	10
Food (食物類)	(kg-CH ₄ /ton)	0.223
Paper (紙類)	(kg-CH ₄ /ton)	0.210
Cloth (布類)	(kg-CH ₄ /ton)	0.232
Wood (木類)	(kg-CH ₄ /ton)	0.231

(c) N₂O

項目	単位	排出係数
Food (食物類)	(kg-N ₂ O/ton)	0.3
Paper (紙類)	(kg-N ₂ O/ton)	0.6
Cloth (布類)	(kg-N ₂ O/ton)	0.6
Wood (木類)	(kg-N ₂ O/ton)	0.6

表-5.5 設定した価格原単位

(a) 価格原単位

項目	単位	価格原単位
人件費	(円/人)	720,000
電力	(円/kWh)	9
重油	(円/L)	18
軽油	(円/L)	30
重機	(円/台)	10,666,667
収集車	(円/台)	1,666,667
運搬車	(円/台)	3,333,333
消石灰	(円/ton)	6,667
浸出水処理薬品	(円/m ³)	6

(b) 売却価格原単位

項目	単位	売却価格原単位
紙類	(円/ton)	-28
プラスチック類	(円/ton)	1,019
ガラス類	(円/ton)	155
鉄類	(円/ton)	1,125

(5) シナリオ設定

本章では、前項で説明した中間処理過程および最終処分過程の組み合わせにより、バンコク首都圏における廃棄物処理システムのシナリオを数通り設定し、各々シナリオに伴う処理コスト、環境負荷および環境コストを LCA-EA モデルを用いて評価する。具体的に、中間処理過程では、“処理なし”、“資源分別施設”、“堆肥処理施設”、“焼却処理施設”、“資源分別施設+堆肥処理施設”および“資源分別施設+焼却処理施設”の 6 通りを設定し、さらに、最終処分過程では、“衛生埋立処分”、“準好気性埋立処分”および“嫌気性埋立処分”の 3 通りを仮定する。また、設定した全シナリオを示した表-5.6 のとおり、シナリオは各々の組み合わせにより全 18 通り設定している。なお、中間処理過程において“処理なし”および最終処分過程において“衛生埋立処分”の組み合わせは、バンコク首都圏における廃棄物処理システムの現状を最も反映していると考えられるため、表-5.6 におけるシナリオ 1 をベースラインシナリオとする。ベースラインシナリオ（シナリオ 1）以外のシナリオは、対策シナリオと呼称する。

バンコク首都圏における廃棄物処理システムの対策シナリオにおいて、中間処理過程および最終処分過程を設定することの妥当性はつぎのように考えられる。中間処理過程において、“資源分別施設”はリサイクルを促進するため、タイ王国のマスタープラン（表-5.7 参照）⁵⁻¹⁴と合致する。さらに、“堆肥処理施設”は、バンコク首都圏において発生する廃棄物に占める有機系廃棄物の割合が高いため、CH₄削減が見込まれると考えられる。また、“焼却処理施設”は廃棄物の減量効果が高いため、埋立処分地の延命化が見込まれる。一方、最終処分過程において、簡易な覆土が施された“衛生埋立処分”はバンコク首都圏の現状を反映している。さらに、“準好気性埋立処分”は廃棄物の安定化を促進し、日本でも導入されている⁵⁻¹⁵。また、“嫌気性埋立処分”は廃棄物を封じ込めるため、汚染物質の漏洩を防ぎ、CH₄エネルギーの回収・有効利用が望める。

表-5.6 シナリオの設定

	収集	中間処理	運搬	最終処分
1	同一	なし	同一	衛生理立処分
2		資源分別		
3		堆肥処理		
4		焼却処理		
5		資源分別+堆肥処理		
6		資源分別+焼却処理		
7		なし		準好気性 埋立処分
8		資源分別		
9		堆肥処理		
10		焼却処理		
11		資源分別+堆肥処理		
12		資源分別+焼却処理		
13		なし		嫌気性 埋立処分
14		資源分別		
15		堆肥処理		
16		焼却処理		
17		資源分別+堆肥処理		
18		資源分別+焼却処理		

(備考) シナリオ1：ベースラインシナリオ
シナリオ2～18：対策シナリオ

表-5.7 タイ王国における廃棄物処理に関する国家政策・指針（マスタープラン）

目 標	指 針
バンコク首都圏における一般廃棄物の発生量を、1.0kg/day/人以下にする。	収集、運搬、処理および処分を含む効率的な一般廃棄物の管理体制を確立する。
バンコク首都圏における一般廃棄物のリサイクル率を、15%以上にする。	一般廃棄物発生量を管理し、リサイクル・再利用を促進する。
バンコク首都圏における一般廃棄物を全て管理し、未処理廃棄物を10%以下にする。	一般廃棄物を処理するための施設建設・運営において、民営活力の導入を促進する。
各地域において衛生的な一般廃棄物管理のマスタープランの確実に策定し、適切な処理を実施する。	一般廃棄物の監視において、民間や市民の参加を促す。

5.3 廃棄物処理システムに対する環境経済性評価と環境会計

5.3.1 シナリオの設定に基づく評価

(1) 処理コスト

図-5.3 は、各シナリオにおける処理コストを示している。これより、ベースラインシナリオにおける処理コストの内訳は、収集過程約 53%、運搬過程約 37%および最終処分過程約 10%である。すなわち、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムでは、廃棄物の収集に多くのコストが費やされている結果である。そこで、収集過程における処理コストは、廃棄物の収集効率を増大することで抑制できる余地があり、LCA-EA モデルにおいては収集作業効率をもパラメーターとして組み込むことが重要であると考えられる。

中間処理過程において堆肥処理施設や焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 3～6、9～12 および 15～18）では、他の対策シナリオと比較して、当該施設の建設コストに多額を要するため、全体として処理コストが高くなる結果である（図-5.3 参照）。ただし、本章において中間処理施設の建設コストとして設定した諸値は、バンコク首都圏と日本の物価の相違（1baht=3 円）は考慮しているものの、日本における当該処理施設のヒアリング調査を基本にしている。そのため、バンコク首都圏において中間処理施設を実際に建設する場合は、建設コスト等が大幅に異なる可能性があると考えられる。ただし、開発途上国における中間処理施設の建設は、他国から導入する建設技術の選択ならびに経済的支援によってコストを削減することが可能である。そのため、LCA-EA モデルでは、建設コストの設定に導入技術の考慮や、他国の資金援助を考慮する必要がある。

図-5.3 において最終処分過程の種類に応じて処理コストが異なる要因は、埋立処分地を一定容量に設定しているため、最終処分量に応じて埋立処分地の使用年数が異なるためである。

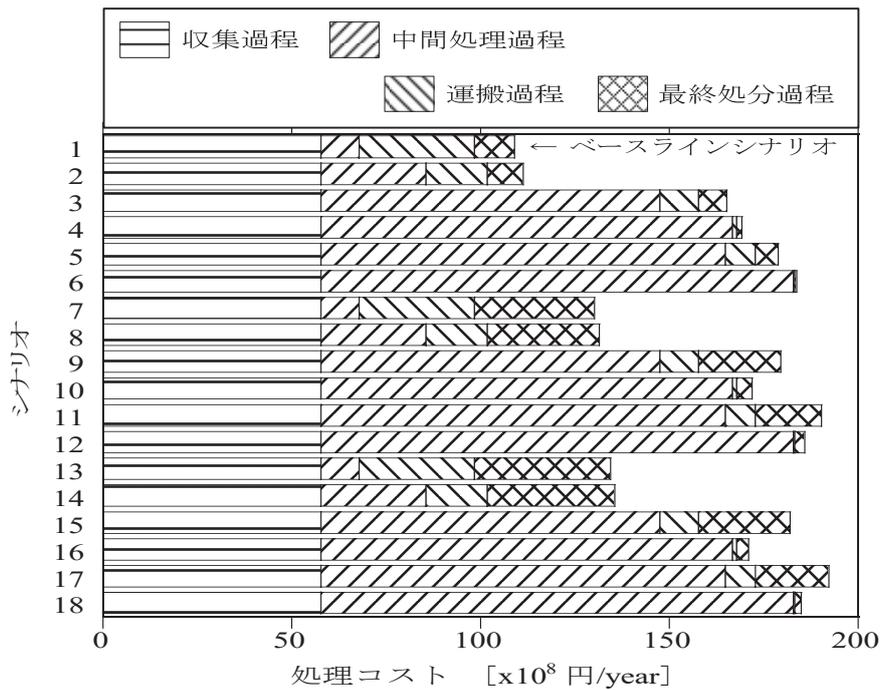


図-5.3 各シナリオにおける処理コスト

(2) CO₂ 排出量

図-5.4 は各シナリオにおける CO₂ 排出量を示している。これより、中間処理過程として堆肥処理施設や焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 3～6，9～12 および 15～18）は、ベースラインシナリオならびに他の対策シナリオと比較して格段に多くの CO₂ を排出する。これは、堆肥処理施設の運転に伴う電力消費量が多いこと、ならびに焼却処理施設におけるバイオマス由来を除いた廃棄物自体の燃焼による CO₂ 排出量が原因と考えられる。すなわち、各過程における CO₂ 排出量を比較した場合、収集・運搬過程に比べて、中間処理過程である中間処理施設の建設や運転によって排出される CO₂ 排出量が多い。

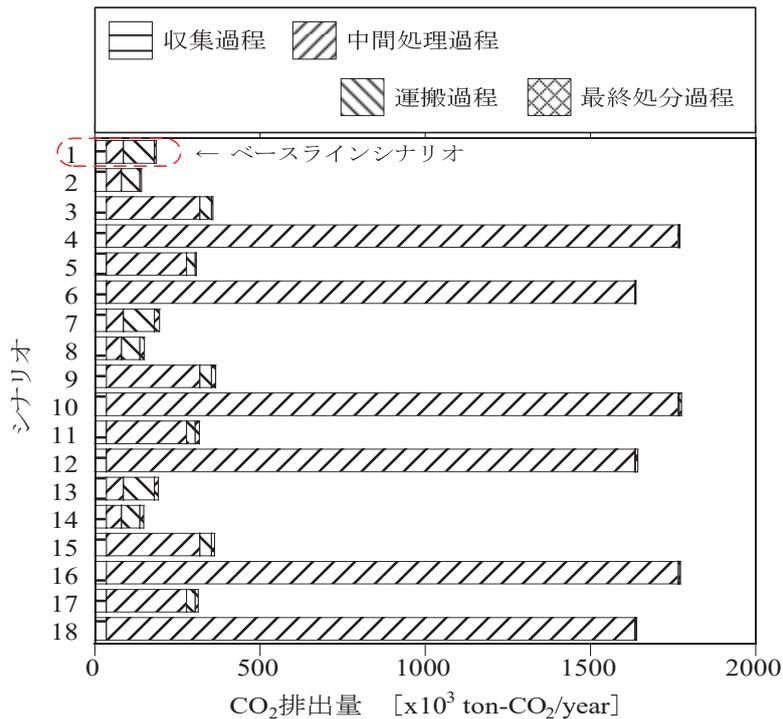


図-5.4 各シナリオにおける CO₂ 排出量

(3) CH₄ 排出量

図-5.5 は各シナリオにおける CH₄ 排出量を示している。これより、ベースラインシナリオでは、CH₄ が約 120,000ton/year 排出される結果である。ここで、文献⁵⁻¹⁶⁾によると、1994 年度のバンコク首都圏における廃棄物関連から排出される CH₄ 量も同じく約 120,000ton/year であった。本章においては、時間的考慮を含めず最終処分された廃棄物量から発生する全 CH₄ 排出量を推計しているため、一概に両者を比較することはできないものの、LCA-EA モデルによる推計は、概ね確からしい値であることが考えられる。

中間処理過程において焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 4, 6, 10, 12, 16 および 18）は、CH₄ 排出削減量が大きく、廃棄物を無害化する効果がある（図-5.5 参照）。さらに、最終処分過程においては準好気性埋立（シナリオ 7~12）の CH₄ 排出削減効果が顕著である。一方、嫌気性埋立（シナリオ 13~18）では CH₄ 排出量が大きく推計されているが、CH₄ はエネルギーとして回収利用できる可能性も有しているため、今後は LCA-EA モデルに CH₄ をエネルギーとして利用することも考慮する必要がある。

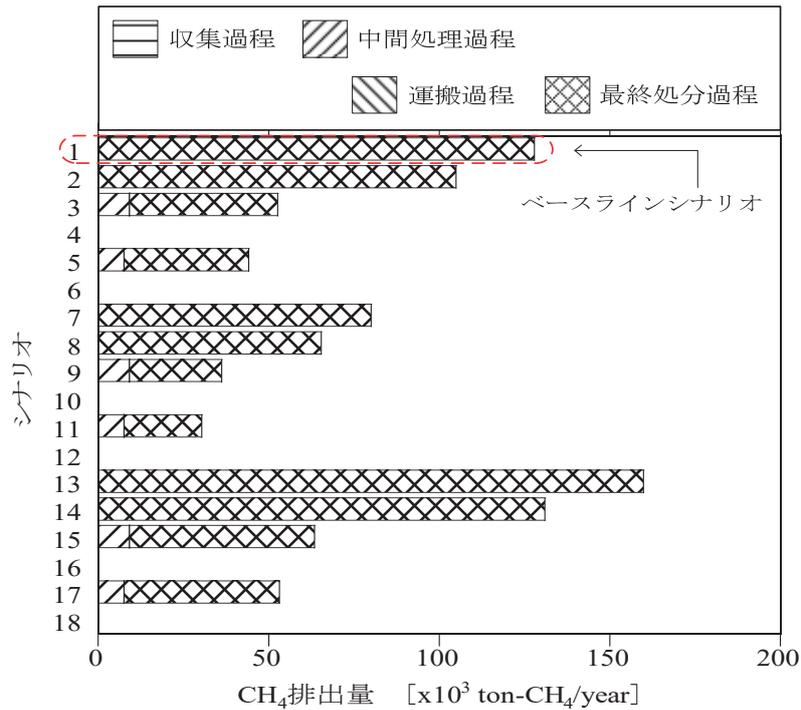


図-5.5 各シナリオにおける CH₄ 排出量

(4) 温室効果ガス排出量

図-5.6 は各シナリオにおける温室効果ガス排出量を示している。ここで、温室効果ガス排出量とは、各シナリオにおいて排出される CO₂、CH₄ および N₂O 量に関する CO₂ 換算での総和である。なお、CH₄ および N₂O に対する CO₂ 換算には、各々の温暖化係数が 21 および 310 であることを用いている。図-5.6 より、ベースラインシナリオは他の対策シナリオと比較して、多量の温室効果ガスを排出している。なお、CO₂ のみの排出では、焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 4、6、10、12、16 および 18）が最も CO₂ 排出量が多い結果であったが、温室効果ガス排出量としてはベースラインシナリオが他の対策シナリオと比べ多い結果である。これは、ベースラインシナリオにおいて排出される CH₄ に関する CO₂ 換算排出量が、例えば焼却処理施設を選択した対策シナリオにおいて排出される CO₂ 排出量よりも多いためである。よって、地球温暖化に対する影響の観点で各シナリオを評価した場合、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システム（ベースラインシナリオ）では温暖化に対する影響が大きく、何らかの処理処分を採用した対策シナリオの方が、温暖化に対する影響を比較的減らすことができるかと推測される。

なお、ベースラインシナリオでは約 3,000,000ton/year の温室効果ガスが排出されている（図-5.6 参照）。ここで、バンコク首都圏の人口を 6,000,000 人と仮定した場合、1 人当たり約 500kg/year の温室効果ガスを排出していることに相当する。一方、一般廃棄物処理に関連して排出された温室効果ガス排出量（2007 年度調査）⁵⁻¹⁷⁾を用い、日本

における 1 人当たりの温室効果ガス排出量を推計すると、約 77kg/year である。すなわち、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムは、日本と比べて環境負荷が大きい。

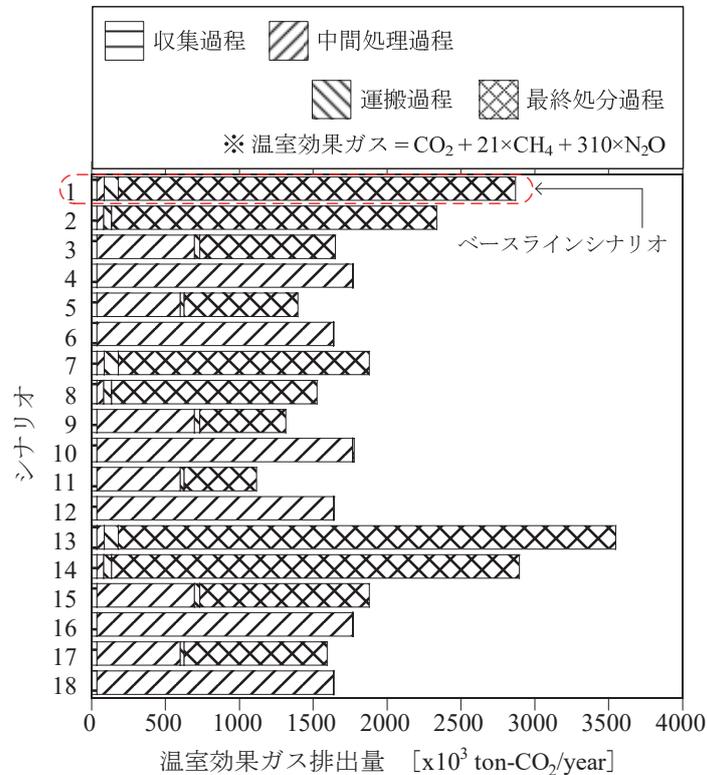


図-5.6 各シナリオにおける温室効果ガス排出量

(5) 最終処分量

図-5.7 は各シナリオにおける廃棄物の最終処分量を示している。これより、最終処分量は中間処理の選択によって対策シナリオ間で大きく異なる。中間処理過程において焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 4, 6, 10, 12, 16 および 18）では、廃棄物の減量効果が特に大きいため、ベースラインシナリオと比較した場合、最終処分量に関して約 87%の削減効果を有する。また、他の中間処理過程を選択した対策シナリオにおいても、ベースラインシナリオに対して最終処分量の削減効果を有する。

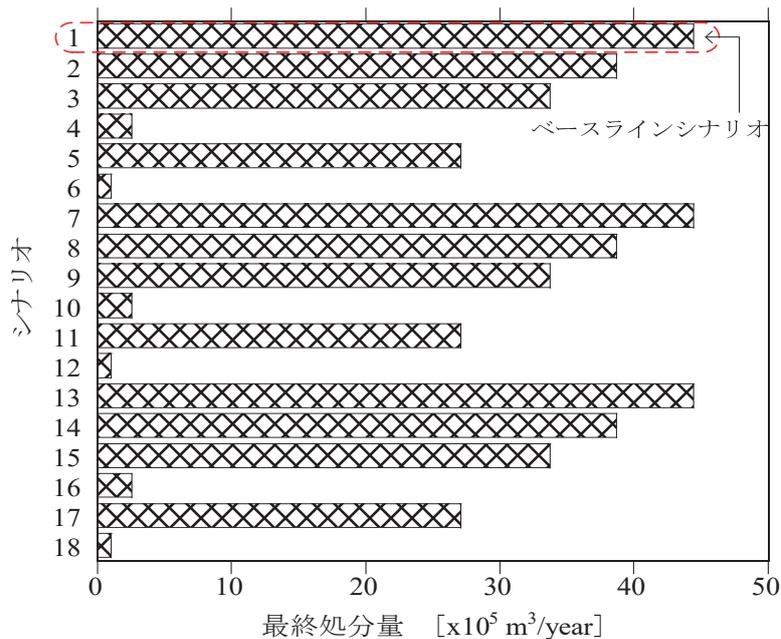


図-5.7 各シナリオにおける最終処分量

(6) 環境負荷量

各シナリオにおける温室効果ガス排出量と最終処分量との相関を環境負荷量として定義し、図-5.8 は各シナリオにおける温室効果ガス排出量と最終処分量を示している。なお、環境負荷量は、図-5.8 において各プロットの原点からの距離として表現される。これより、何らかの対策シナリオを講じることで、環境負荷量はベースラインシナリオと比較して削減される。特に、中間処理過程として焼却処理施設を選択した対策シナリオは、温室効果ガスならびに最終処分量ともに高い削減効果を示す。また、焼却処理施設を選択した対策シナリオでは、焼却処理後の残渣から CH₄ が発生しないと仮定しているため、最終処分過程の違いに伴う対策シナリオ間のばらつきも少ない。

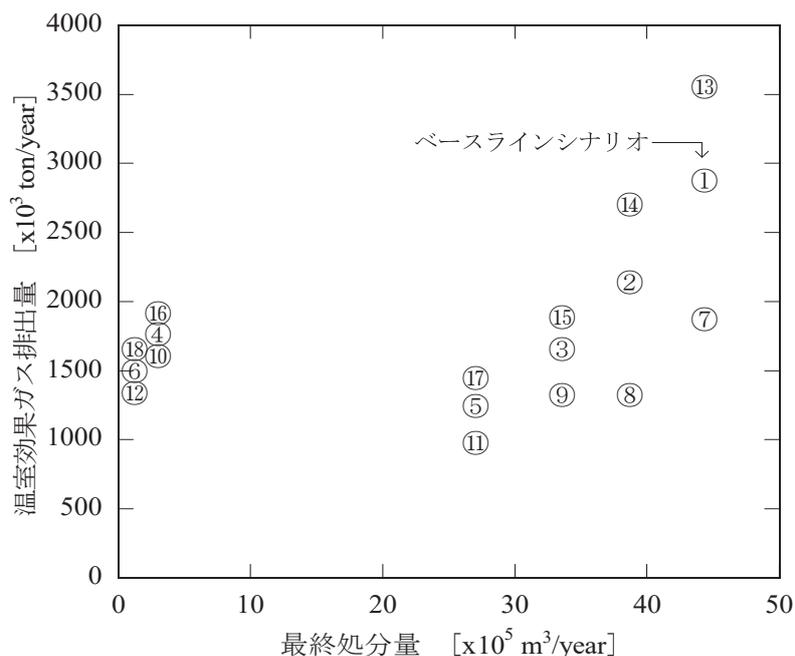


図-5.8 各シナリオにおける最終処分量と温室効果ガス排出量の関係

5.3.2 環境コストに基づく評価

(1) トータルコストによる評価

各シナリオにおけるトータルコストとは、処理コストと環境負荷量を貨幣換算した環境コストの総和として定義している。図-5.9 は各シナリオにおけるトータルコストを示している。これより、中間処理過程として堆肥処理施設、ならびに最終処分過程として衛生埋立処分を選択したシナリオ（シナリオ 3 および 5）を除き、すべての対策シナリオはベースラインシナリオと比較してトータルコストを削減することができる。ここで、各シナリオを処理コストのみで評価する場合には、図-5.3 で示されたとおり、ベースラインシナリオにおける処理コストが最も安価であった。しかしながら、処理コストと環境コストの総和であるトータルコストに基づく評価では、対策シナリオの選択がトータルコストの低減に効果的である。よって、廃棄物処理システムにおける中間処理過程ならびに最終処分過程等、対策シナリオの導入は処理コストを要するものの、環境コストを削減することができる。換言すれば、トータルコストにおける環境コストの占める割合が大きいため、対策シナリオの導入はトータルコストの低減に有効である。

図-5.9 において、中間処理過程として資源分別施設、ならびに最終処分過程として準好気性埋立を選択した対策シナリオ（シナリオ 8）は、トータルコストを最も削減できる。また、中間処理過程において焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 4, 6, 10, 12, 16 および 18）は、比較的多額な処理コストを要するものの環境コストの大

幅削減に効果的であり、トータルコストにおいても環境コスト削減の効果が現れる。さらに、最終処分過程においては埋立処分方法に伴う処理コストと比較して、衛生埋立処分地における未処理の廃棄物に起因する環境コストが高い。

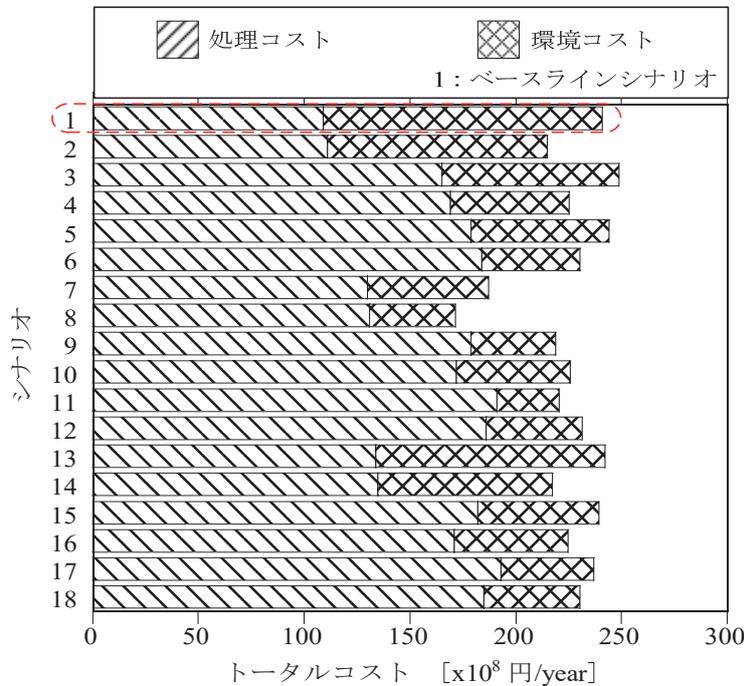


図-5.9 各シナリオにおけるトータルコスト

(2) タイ王国におけるマスタープランとの比較

タイ王国における「第9期国家経済社会発展計画」(2002年)では、廃棄物発生量の抑制を最優先事項の1つとして掲げている(表-5.7参照)⁵⁻¹⁴。そこで、バンコクの廃棄物発生量が、現状の9,000ton/dayから8,000ton/day, 7,000ton/dayおよび6,000ton/dayに抑制される場合を想定し、廃棄物発生量が廃棄物処理システムのトータルコストに及ぼす影響を評価する。

図-5.10は、ベースラインシナリオにおいて廃棄物発生量が抑制した際のトータルコストを示しており、対策シナリオにおけるトータルコストも付記している。これより、マスタープランに従った廃棄物発生量の抑制は、トータルコストの削減に効果的である。一方、現状の廃棄物発生量(9,000ton/day)において中間処理過程ならびに最終処分過程の導入を想定する対策シナリオは、マスタープランに掲げられた廃棄物発生量が抑制されたベースラインシナリオ(例えば、廃棄物発生量8,000ton/day)と比較して、トータルコストを同程度まで抑えられる結果である。すなわち、廃棄物処理システムに対する処理コストからの評価では、廃棄物発生量の抑制を掲げるマスタープランが有効な手段の1つであるものの、未処理の廃棄物に起因する環境負荷が大きい。よって、廃棄物

発生量を抑制することは重要な政策の1つであることに違いないが、廃棄物処理の最終目標である処理コスト、環境負荷ならびに環境コストの低減の観点においては、現状の廃棄物処理システムに対して何れかの対策シナリオを導入することが望ましい。

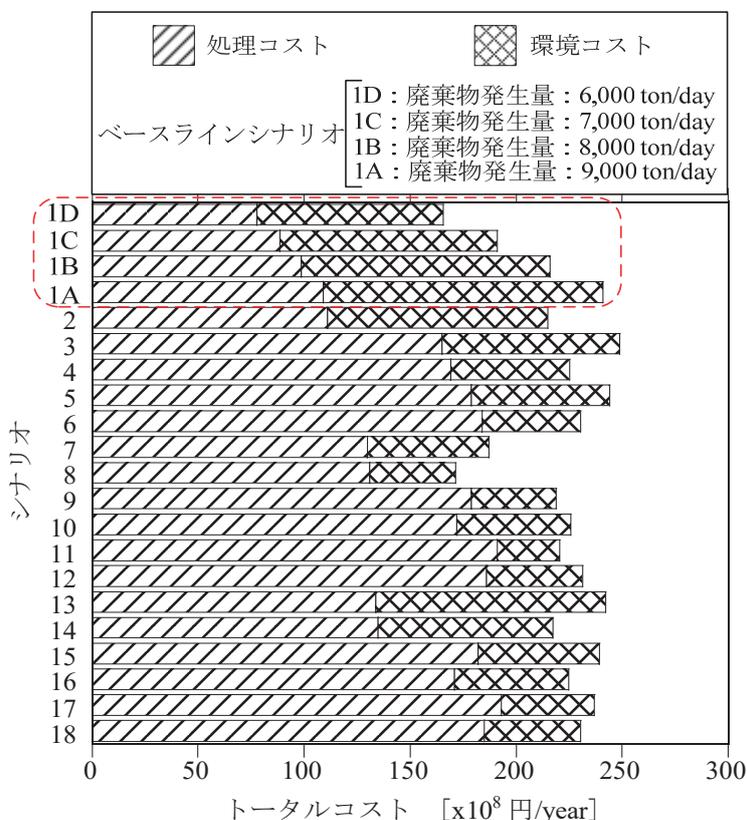


図-5.10 廃棄物発生量が抑制されたベースラインシナリオおよび各対策シナリオにおけるトータルコスト

(3) 環境効率による評価

一般的に環境効率は社会的便益／環境負荷で表され、環境負荷を最小化しつつ価値を最大化する考え方を意図したものである。なお、環境効率に関する統一的な基準は確立されていないものの、企業活動を決定する指標の1つとして環境効率の概念は注目されている⁵⁻¹⁸⁾。

本章では社会的便益を対策シナリオとベースラインシナリオとのトータルコストの差、および環境負荷を対策シナリオにおける環境コストとして設定し、ベースラインシナリオに対する各々対策シナリオの環境効率（＝社会的便益／環境負荷）を求めている。図-5.11 は各シナリオにおけるベースラインシナリオに対する環境効率を示している。これより、バンコク首都圏における廃棄物処理システムへの対策シナリオの導入は、現状のベースラインシナリオに対して環境効率を有することが確認できる。特に、最終処分過程において準好気性埋立処分を選択した対策シナリオ（シナリオ 7～12）の環境効

率が高い。さらに、中間処理過程として資源分別を選択したシナリオ（シナリオ 8）の環境効率は、想定した全対策シナリオの中で最も高い環境効率を示している。すなわち、中間処理過程として資源分別、ならびに最終処分過程として準好気性埋立処分を選択した対策シナリオは、処理コストおよび環境コスト削減の両観点においてバランスが良いことを示している。一方、最終処分過程として衛生理立処分や嫌気性埋立処分を選択した対策シナリオでは、中間処理過程において焼却処理施設を選択した対策シナリオ（シナリオ 4, 6, 16 および 18）の環境効率が比較的高い。以上より、廃棄物処理システムに対する環境効率は、収集過程、中間処理過程および最終処分過程の各々過程において独立的に決定される指標でなく、各々過程の組み合わせによる廃棄物処理システム全体の包括的な環境経済性として表される。

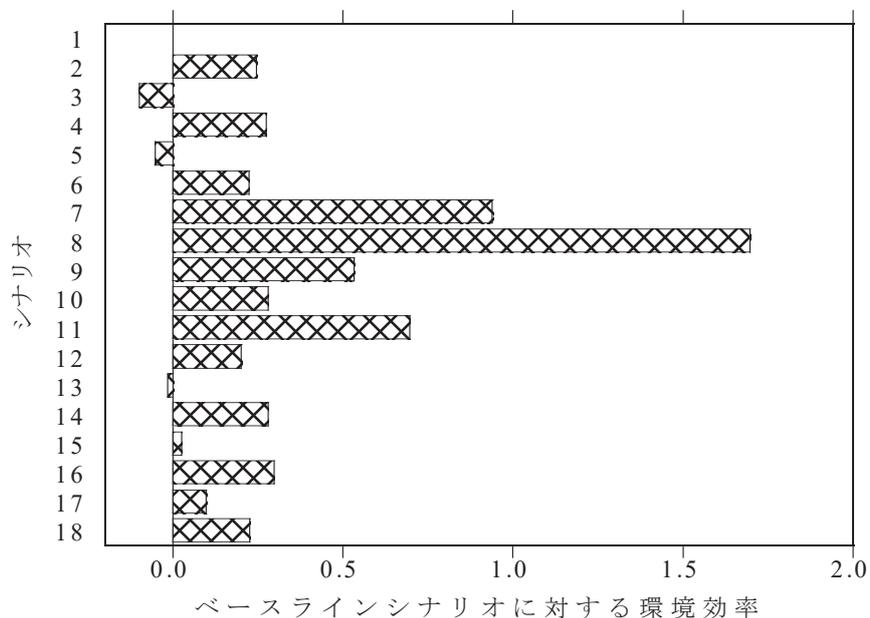


図-5.11 ベースラインシナリオに対する各シナリオの環境効率

5.4 おわりに

本章では、バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムならびにシナリオとして想定した廃棄物処理システムに対して、環境経済性評価モデルを適用し、処理コスト、環境負荷ならびに環境コストを定量的に評価した。得られた成果は以下のとおりである。

- (1) バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムでは、廃棄物の収集に多くの処理コストが費やされている。
- (2) CO₂ 排出は焼却処理施設を選択した対策シナリオが最も多いが、温室効果ガス排出量（CO₂, CH₄ および N₂O の総排出量）としてはベースラインシナリオが対策

シナリオと比較して多い。

- (3) 廃棄物処理システムにおける中間処理過程ならびに最終処分過程等，対策シナリオの導入は処理コストを要するものの，環境コストを削減することができる。さらに，トータルコストにおいて環境コストの占める割合が大きいため，対策シナリオの導入はトータルコストの低減に有効である。
- (4) バンコク首都圏において廃棄物発生量を抑制することは重要な政策の 1 つであることに違いないが，廃棄物処理の最終目標である処理コスト，環境負荷ならびに環境コストの低減の観点においては，現状の廃棄物処理システムに対して何れかの対策シナリオを導入することが望ましい。
- (5) バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システム（ベースラインシナリオ）に対して，対策シナリオの導入は環境効率を向上する。

参考文献

- 5-1) 國部克彦，伊坪徳宏，水口 剛：環境経営・会計，有斐閣，2007.
- 5-2) 鷺田豊明：環境評価入門，頸草書房，2005.
- 5-3) 稲葉 敦：LCA の実務，産業環境管理協会，2005.
- 5-4) Intergovernmental Panel on Climate Change: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, NGGIP Publications, 1997.
- 5-5) 環境省：温室効果ガス総排出量算定方法ガイドライン，環境省地球環境局，2007.
- 5-6) 森泉由恵，本藤祐樹：タイの産業連関表を用いた CO₂ 原単位の推計，エネルギー・資源学会論文誌，Vol.29, No.4, pp.1-7, 2008.
- 5-7) 松藤敏彦：都市ごみ処理システムの分析・計画・評価，技報堂出版，2005.
- 5-8) 国土交通省：公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針，2004.
- 5-9) Tol, R.S.J.: The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties, Energy Policy, Vol.33, pp.2064-2074, 2005.
- 5-10) 環境省：「低コスト・低負荷型土壤汚染調査対策技術検討調査及びダイオキシン類汚染土壤浄化技術等確立調査」対象技術の評価結果等について，環境省報道発表資料，2008.
- 5-11) Muttamara, S. and Leong, S.T.: The evolution of solid waste management in Bangkok, Thammasat Int. J. Sc. Tech., Vol.9, No.1, 2004.
- 5-12) Pollution Control Department (PCD), Ministry of Natural Resources and Environment: Thailand State of Pollution Report 2005, Ministry of Natural Resources and Environment, 2005.
- 5-13) (独) 国際協力機構：タイ国バンコク首都圏及び周辺における産業廃棄物管理マ

スタープラン調査，国際協力機構，2002.

- 5-14) 佐々木創：バンコクにおける一般廃棄物管理の現状と課題－レジーム・アクター分析を応用して－，タイ研究，第4号，pp.21-39，2004.
- 5-15) 花嶋正孝，古市 徹：日本の最終処分場，環境産業新聞社，2004.
- 5-16) Ministry of Science, Technology and Environment, Bangkok: Thailand's Initial National Communication under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 2000.
- 5-17) 環境省：地球温暖化対策地域推進計画策定ガイドライン（第3版），環境省地球環境局，2007.
- 5-18) 伊坪徳宏，稲葉 敦：ライフサイクル環境影響評価手法，産業環境管理協会，2005.

6 養豚業廃棄物処理における環境経済性評価

6.1 はじめに

1990年代以前、畜産業者、特に養豚業者（小規模農場を含む）は、40,000戸を超える農場が存在していた⁶⁻¹⁾。しかしながら、現在では養豚業者は10,000戸を下回っているのが現状である。このような減少の原因として、近隣への悪臭や後継者育成難の問題、そして行政指導等が重なり、農場は郊外へ追いやられたことなどが挙げられる。また、諸外国からの廉価な豚肉の輸入量増加に伴い、国産豚肉の需要が減少していることも影響していると考えられる。

このような背景のもと本章では、養豚業の現状、養豚業に関わる法規制などを把握したうえで、養豚経営が郊外へ追いやられた理由の1つである悪臭要因を中心に問題点をピックアップする。一般に、養豚業の臭気解決策として、糞の回収方法や処理方法の機械化がよく挙げられる。いわゆる畜産業における「農場の近代化」という課題である。この農場の近代化を行うことで、悪臭や水質汚濁などの周辺環境への影響を抑えることができるため、養豚業に対する理解向上につながると考えられる。

しかしながら、実際には近代化はほとんど普及していない。普及しない原因として、多額のイニシャルコストがかかってしまう点や環境への負荷が低減される側面が経済的に目に見えるかたちで表現されてこなかったことなどが挙げられる。そこで、本章では特に畜舎からコンポスト（強制発酵処理装置）への糞回収工程に着目し、糞回収・処理工程において環境に特に配慮しない場合と環境に配慮を行った場合のコスト比較を具体的な計測例をもとに数値で提示し、臭気などの環境対策の経済的な負担とその効果を明らかにする。限られた例ではあるが、このような「見える化」を通じて、環境配慮を行う際の経済的な定量化の1つの方法を提示する。また、得られた結果から、今後の畜産業経営における提言なども行う。

国内情勢においては、TPP（環太平洋戦略的経済連携協定）が問題視され協議がなされているが国内畜産産業の体質強化も含め貢献できるよう検討していきたいと考える。

第6章では、部分的ではあるが、畜産農場経営において環境に関わる外部コストを含めた形で総コストを考慮した数値を実際に作成し、環境経営のスピリットを生かしつつ総合的に判断できる評価方法を提示する。

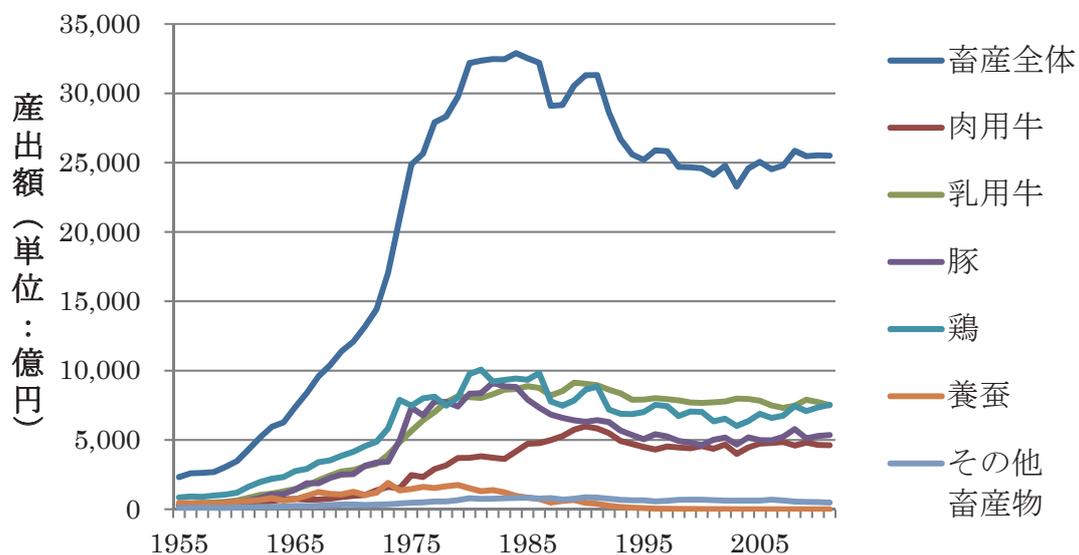
評価対象として、養豚業における環境問題の1つである悪臭問題を取り上げている。悪臭問題は豚から排出される糞尿に起因しており、糞尿を適切に処理することが求めら

れている。しかしながら、現状として糞回収は人力で行われるため、糞が放置される時間が長くなるため臭気の低減が難しい。一方、輸送機器を導入することで糞回収の自動化が進められており、臭気の低減に成功した養豚場も存在する。そこで、本章では糞回収の自動化が進められている北海道のA牧場、宮城県のB牧場を対象として、これまで人力で行ってきた糞回収方法と機械を用いた糞回収方法に関して環境経済の観点から比較する。また、得られた結果から、総合的に最も優れた農場経営モデルを検討する。

6.2 養豚業の現状と法規制

6.2.1 畜産業の現状

畜産業とは、家畜の繁殖や肥育、畜産物の生産を目的とした事業である。畜産業の主なものには、肉牛、豚、鶏の肥育による肉の生産、乳牛の生乳の搾乳や鶏卵の採取などが挙げられる。畜産は我が国の農業の基幹を支える重要な業種であり、畜産の産出額は2009年度では農業産出額の31.2%を占めている⁶⁻¹⁾。近年は、図-6.1が示すように畜産の産出額は例年ほぼ横ばいになっているものの、自給率は全品目において低下傾向にある。



(資料) 農林水産省 (2012)

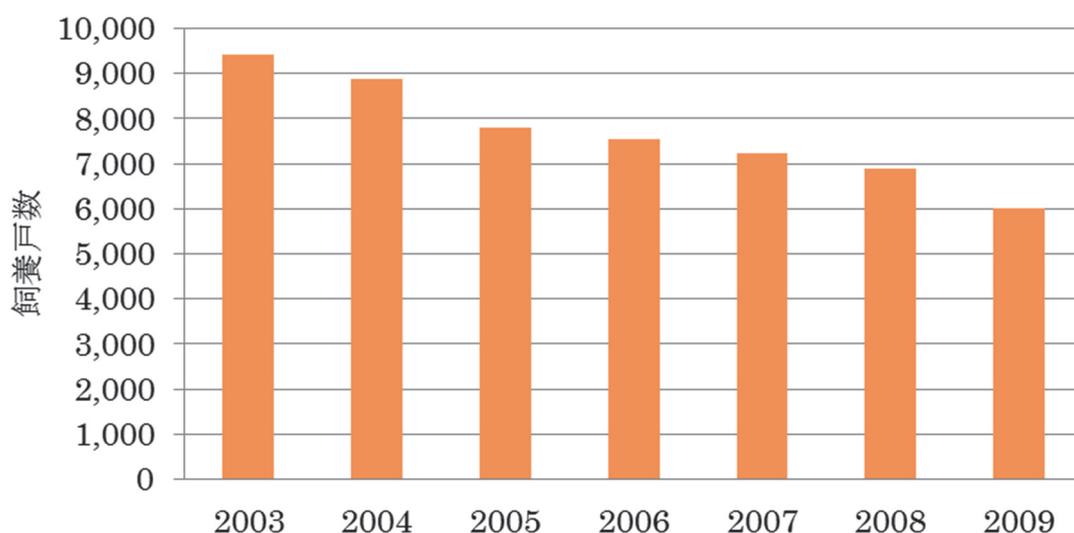
図-6.1 畜産業の算出額および品目別算出額

(1) 国内の養豚業の現状

(1)では、畜産業の中でも養豚業に着目している。養豚業は、畜産業の中でも20%を

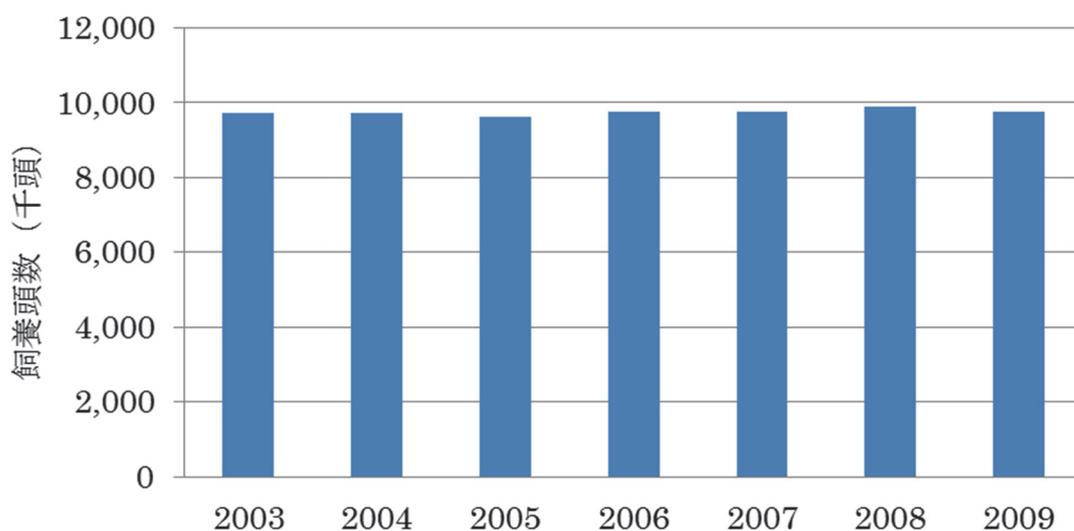
占めており、牛肉、鶏肉よりも割合が高く、日本人の食卓にとって重要な役割を占めている。また、豚肉生産は、食肉の中では比較的安価でありビタミンなどの栄養価にも優れた食材である。養豚業は、豚の繁殖力が旺盛のため養牛、養鶏などの畜産業と比較して生産性の高い業種である⁶⁻²⁾。

農林水産省のデータによれば、2011年における飼育戸数は6,010戸となっており、1990年の43,400戸に比べて大きく減少している⁶⁻¹⁾（図-6.2参照）。また、前年比も87%となっており、年々減少傾向にある。一方、図-6.3が示すように飼育頭数は976万8,000頭余となり、ほぼ横ばい状態となっている⁶⁻¹⁾。すなわち生産者数は減っているが、生産頭数は既存生産者が確保している格好である。



(資料) 農林水産省 (2012)

図-6.2 養豚場戸数の推移



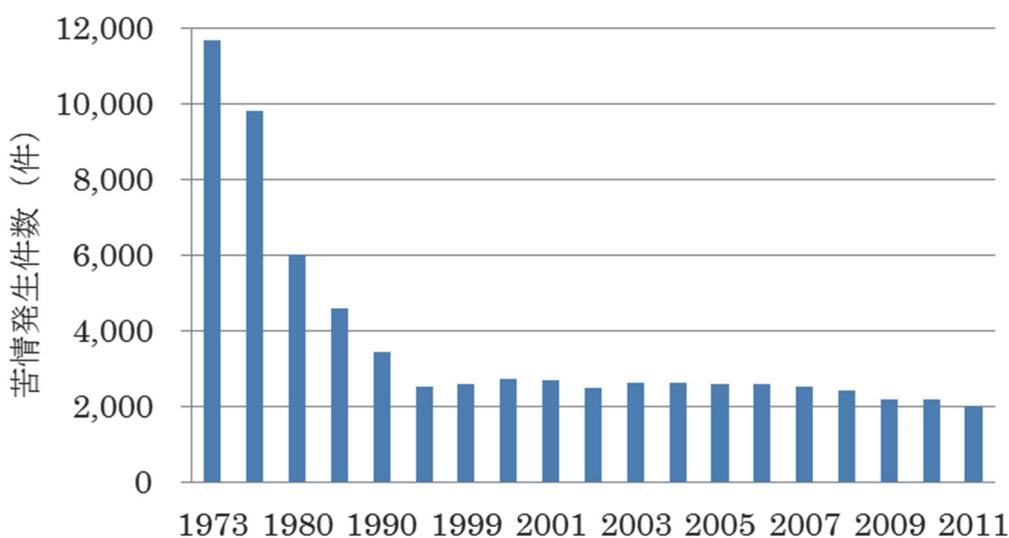
(資料) 農林水産省 (2012)

図-6.3 養豚業における飼育頭数の推移

6.2.2 畜産環境問題

畜産環境問題とは、畜産経営に伴って生ずる環境問題として定義されている⁶⁻³⁾。具体的には、家畜の飼育に伴った大気、土壌の汚染の深刻化や、周囲に居住する人間にとって悪臭や騒音など不快な問題を引き起こすことである。畜産環境問題のうち、特に深刻な問題となっているのが悪臭と水質汚濁と言われているが、どちらも家畜の糞尿が原因となっている。あらゆる生物は、他の動植物や水を摂取することで生命の維持や成長に必要なエネルギーなどを得ている。そして、摂取した食料の中で消化されなかったものは糞尿という形で排出される。畜産業は牛や豚などの動物を繁殖・肥育を行っているため、大量に排出される家畜の糞尿をいかに処理するかは避けられない問題である。しかしながら、畜産業の経営規模が拡大した近年では、家畜の糞尿を適切に処理しきれなくなり周囲環境へ悪影響を与えているというのが現状である。

畜産業による苦情発生戸数は2011年度では2,004件となっている⁶⁻¹⁾（図-6.4 参照）。また、苦情発生率は2.0%となっている。なお、苦情発生率は、苦情発生戸数を畜産農家戸数で除して算出している。苦情発生件数は、1963年では11,676件であったが1995年までは急激に減少している。

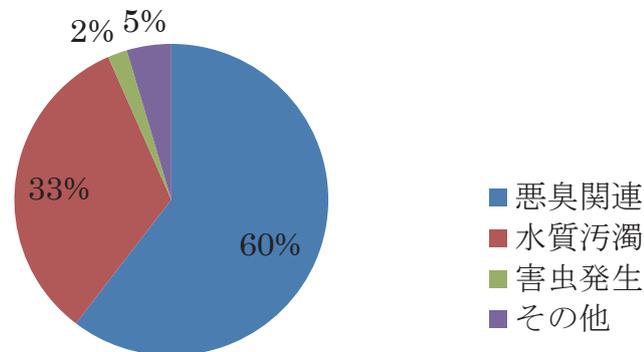


(資料) 農林水産省 (2012)

図-6.4 畜産業における苦情発生件数

1999年以降は、ほぼ横ばい状態であるが徐々に減少傾向にある。2011年の畜産業による苦情発生戸数において、養豚業の割合は28.4%となっており、乳用牛(29.6%)についで多くなっている。また、養豚業に起因する苦情569件の内容別として、図-6.5のように悪臭関連が395件、水質汚濁関連が216件、害虫発生が13件となっており、糞尿が要因となる畜産環境問題が大部分を占めているということがわかる⁶⁻⁴⁾。他の畜産業と比

較して、養豚業は悪臭関連、水質汚濁関連による苦情の割合が高くなっており、糞尿の適切な処理が求められていると言える⁶⁻⁵⁾。



(資料) 農林水産省 (2011)

図-6.5 養豚業に起因する苦情の内容別

(1) 悪臭防止法

悪臭防止法とは、様々な事業活動に伴って悪臭を発生している事業場に対して必要な規制を行うとともに悪臭への対策を推進させ、住民の生活環境を保全することを目的として制定された法律である。悪臭防止法の規制対象としては、規制値域内のすべての工場と事業場が対象となる。規制地域とは、都道府県知事、政令指定都市などの各地区の長が指定して決められている。悪臭防止法に関しては、ハンドブック悪臭防止法を参考にしている⁶⁻⁶⁾。

悪臭に対する規制方法としては、特定悪臭物質の濃度、または臭気指数という2種類の基準のうちどちらかを各地区の長が規制手法として採用している。また、規制基準として6段階臭気強度表示方法における臭気強度2.5~3.5の間となるような悪臭物質の濃度および臭気指数で定められている。特定悪臭物質の濃度を規制手法として採用する場合には、特定悪臭物質として指定されている現在22物質の濃度が敷地境界線上で規制基準を満足するようにしなければならない(表-6.1参照)。しかしながら、悪臭とは1つの悪臭物質によって発生するものではなく、多数の悪臭物質の混合によって発生するものだと考えられる⁶⁻⁷⁾。また、実際に悪臭物質濃度を測定するためには、物質ごとによる測定方法が必要となり非常に手間がかかるという問題点が挙げられる⁶⁻⁸⁾ ⁶⁻⁹⁾。そこで、近年では人間の嗅覚によって測定する臭気指数を導入して規制しようという動きが活発になっている⁶⁻¹⁰⁾ ⁶⁻¹¹⁾。においがある物質は40万種類以上あると言われており、臭気指数によってすべてのにおいを総合的に評価できると考えられている。この手法のメリットとして、測定時に濃度測定に必要であった機器を必要としない点、そして人間の嗅覚

を用いているため住民の被害感覚と一致しやすい点がある⁶⁻¹¹⁾。近年では、臭気指数の測定における精度管理・安全管理マニュアルも策定されているため、信頼性も向上している。

表-6.1 悪臭防止法に定められる特定悪臭物質

特定悪臭物質名	臭気強度			主な発生源
	2.5	3	3.5	
アンモニア	1	2	5	畜産事業所、化製場、し尿処理場
メチルメルカプタン	0.002	0.004	0.01	パルプ製造工場、化製場、し尿処理場
硫化水素	0.02	0.06	0.2	畜産事業場、パルプ製造工場、し尿処理場
硫化メチル	0.01	0.05	0.2	パルプ整合工場、化製場、し尿処理場
二硫化メチル	0.009	0.03	0.1	
トリメチルアミン	0.005	0.02	0.07	畜産事業場、化製場、水産缶詰製造工場
アセトアルデヒド	0.05	0.1	0.5	化学工場、魚腸骨処理場、タバコ製造工場
プロピオンアルデヒド	0.05	0.1	0.5	焼付け塗装工程を有する事業場
ノルマルブチルアルデヒド	0.009	0.03	0.08	
イソブチルアルデヒド	0.02	0.07	0.2	
ノルマルバレールアルデヒド	0.009	0.02	0.05	
イソバレールアルデヒド	0.003	0.006	0.01	
イソブタノール	0.9	4	20	塗装工程を有する事業場
酢酸エチル	3	7	20	塗装工程又は意暗殺工程を有する事業場
メチルイソブチルケトン	1	3	6	
トルエン	10	30	60	
スチレン	0.4	0.8	2	化学工場、FRP製品製造工場
キシレン	1	2	5	塗装工程または印刷工程を有する事業場
プロピオン酸	0.03	0.07	0.2	脂肪酸製造工場、染織工場
ノルマル酪酸	0.001	0.002	0.006	畜産事業場、化製場、でんぶん工場
ノルマル吉草酸	0.0009	0.002	0.004	
イソ吉草酸	0.001	0.004	0.01	

(資料) におい・かおり環境協会 (2012)

臭気指数による規制の問題の1つは、臭気指数規制基準値は各地区の長が各々設定しているため、規制地域によって異なっている点が挙げられる⁶⁻¹²⁾。また、規制地域は「自然的社会条件を考慮して指定地域を区分し規制基準を定める」とされており、指定地域の区分数によって悪臭に対する規制の強さも異なる。図-6.6 に臭気指数規制における規制地域区分数を示す。具体的には、指定地域が1区分のみであるならば、住宅地域と工場地域は同じ規制基準が適用される。一方、指定地域が複数区分される場合では、住宅系地域、商業系地域、工業系地域によって異なる規制基準が適用される。ただし、その場合においては各区分において規制基準を設定するため調整に時間がかかってしまう。また、環境省が定めた臭気指数ガイドラインによると、様々な事業に対してどの値を規制値として設定するかは今後の課題とされており、事業所が置かれている周辺環境等も考慮に入れる必要があると考えられる。

■1区分 ■2区分 ■3区分 ■4区分

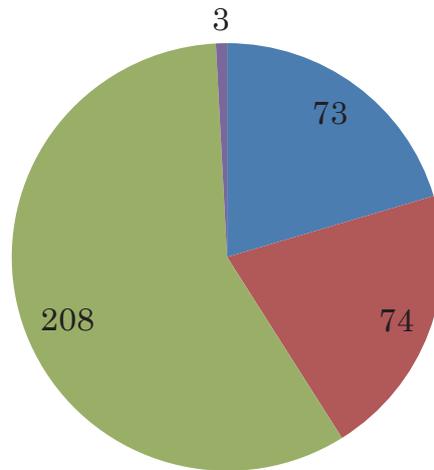


図-6.6 臭気指数規制における規制地域区分数

(2) 家畜排せつ物法

家畜排せつ物法とは、家畜排せつ物の処理・管理の基準を定めており、畜産農家によるこれらの遵守を義務付けたものである⁶⁻⁴⁾。これによって家畜糞尿の素掘り投棄や野積が禁止され、各自治体や、組合は家畜糞尿の適正処理や堆肥化設備、技術を積極的に進めている。

家畜排せつ物法における管理基準は、家畜の排せつ物は管理施設において管理することが求められている⁶⁻¹³⁾。管理施設の構造として、固形状の排せつ物では床を不浸透水性材料で築造し、適当な覆いおよび側壁を設けることとされており、液体状の排せつ物は不浸透水性材料で築造した貯留槽であることが必要である。畜産農家はこれらの管理施設に加えて、畜産環境問題を可能な限り抑えられるように様々な機器を導入している⁶⁻¹⁴⁾。

6.3 糞尿処理における環境経済性評価の検討

畜産業において、家畜から排出される糞尿の処理は避けることができない。

1999年以前では、家畜から排出される糞尿は野積みされ、土地に直接埋める素掘りによって処分されていた。しかし、家畜排せつ物法によって上記の処理方式は禁止されており、6.2.2(2)で示した処理方式がすべての畜産業者によって行われている。2000年以降の一般農場（小規模農場、ブランド豚育成農場除く）、養豚場における畜舎は、ウインドレス豚舎と開放豚舎に分別される。前者、後者ともに糞の回収は、糞尿混合方式ま

たは糞尿分離方式に分かれ最終的に発酵槽にて発酵処理し、堆肥化される。尿は各自治体の放流基準以下まで適正処理し放流、または養豚場内にて再利用されるのが一般である。糞尿混合処理方式とは、畜舎内から発生する糞と尿をピットと呼ばれる貯留槽に一次的保管され、発酵槽へ輸送される。糞尿の水分が多いと発酵の促進が遅くなり電力消費が嵩むため、糞尿混合処理方式が採用されるケースは減少傾向にある。一方、糞尿分離方式とは、畜舎内から発生する糞尿を、傾斜を利用することで糞と尿に分離する方式である。

以上のように、畜舎で発生した糞尿は養豚場内の処理施設に運搬し、堆肥化を行うとともに汚水は曝気槽を使って浄化するなどの処理が行われるが、その間のいろいろな過程で臭気が発生し、糞尿の処理方法によって周囲環境に与える影響度も変化する。このため、今後、畜産業が生き残っていくために商品としての品質等は求められることはもちろんであるが、それらに加えて周囲環境に摩擦の生じないような畜産経営が求められている。

そこで、6.3 では養豚業全般について臭気などの問題を含めてどのように総合的にとらえるべきかをライフサイクルアセスメントや社会的費用などの考え方に準じて明らかにしている。

6.3.1 糞尿処理における直接コスト

畜産における糞尿処理を行うためには、糞尿の輸送および糞尿の減容化、無害化処理など様々なプロセスが必要となり、各プロセスにはコストを要する。本章では、実際に企業が負担するコストを糞尿処理に関わる直接コストと定義する^{6-18) 6-19)}。

直接コストは、イニシャルコスト（初期投資）とランニングコストに大別できる。糞尿処理に関わるイニシャルコストとは、糞尿処理に必要な機材等の購入費や建設費など初期に必要な投資額と言える。一方、糞尿処理に関わるランニングコストとは、糞尿処理を行っていくうえで支払い続けなければならないコストである。ランニングコストには複数のコストが存在しうると考えられる。まず、輸送コストとは糞尿の輸送に要するコストを指す。畜産における糞尿は家畜が収容されている畜舎にて排出されるため、糞尿処理を行うための機材・施設に輸送するコストが必要となる。糞尿の処理コストは、糞尿を減容化、また周囲環境に放出する際に糞尿が有する環境負荷の低減や無害化するために必要なコストを指す。糞尿の処分コストとは、糞尿を堆肥化、または廃棄処分を行うために必要なコストである。

糞尿処理に関わる直接コストは以下の算出式（6-1）で把握できる^{6-18) 6-19)}。

$$C = C_I + C_T + C_S + C_F \quad (6-1)$$

$$C_T = WLT$$

$$C_S = WS$$

$$C_F = WF$$

ここで、 C : 直接コスト (円) , C_I : イニシャルコスト (円) , C_T : 輸送コスト (円) , C_S : 糞尿の処理コスト (円) , C_F : 糞尿の処分コスト (円) , W : 糞尿の重量 (t) , L : 糞尿の輸送距離 (km) , T : 輸送にかかる単価 (円/t-km) , S : 糞尿の処理にかかる単価 (円/t) , F : 糞尿の処分ににかかる単価 (円/t) である。

6.3.2 環境コスト

これまで畜産が郊外に追いやられた理由として、周囲の環境を悪化させてしまうことが挙げられる。具体的には、糞尿による臭気や不衛生によって近隣住民の居住環境を悪化させたと考えられる。今後、日本経済が世界経済の中で相対的に縮小していく中、畜産業が生き残るためにはよりクリーンなシステム構築を進めていくことが必要になると考えられる。しかしながら、環境保全のために莫大な直接コストをかけても割に合わなければ意味がない。つまり、往々にしてトレードオフの関係とみなされるコスト負担と環境保全の両者を進めていくことが求められる。そのためにも、環境負荷をコストに換算することで、比較評価が容易となり、一般にも理解されやすくなる。環境負荷をコストベースにするために環境影響評価手法が用いられるが、それを環境コストと定義する (6-18) (6-19)。

ここで、環境コストの定義を簡単に説明する。図-6.7 は財において完全競争市場に任せた場合の均衡点 (X, P) を示している。均衡点 (X, P) は私的限界費用曲線と需要曲線の交点である。これによって、財は市場における価格および生産量が求められる。しかしながら、財を生産する際に環境に様々な影響を与えている。例えば、資源を投入して製品が作られるが、その際に有害物質を排出するなどがあげられる。では、こういった環境への負荷が考えられておらず、社会全体に損失を与えていることが記されていない。この環境への負荷を限界費用と名付けると社会的限界費用は私的限界費用に限界外部費用を足し合わせたものと定義される (図-6.8 の社会的限界費用曲線に相当する)。この時、社会において適切な均衡点 (X*, P*) は社会的限界費用曲線と需要曲線との交点で表される (6-20)。

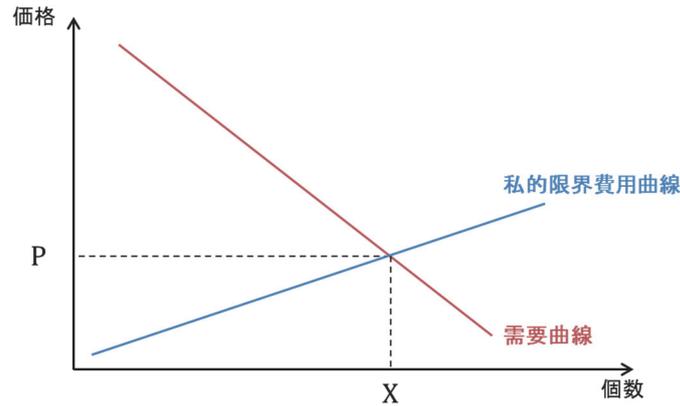


図-6.7 市場における均衡点のイメージ図

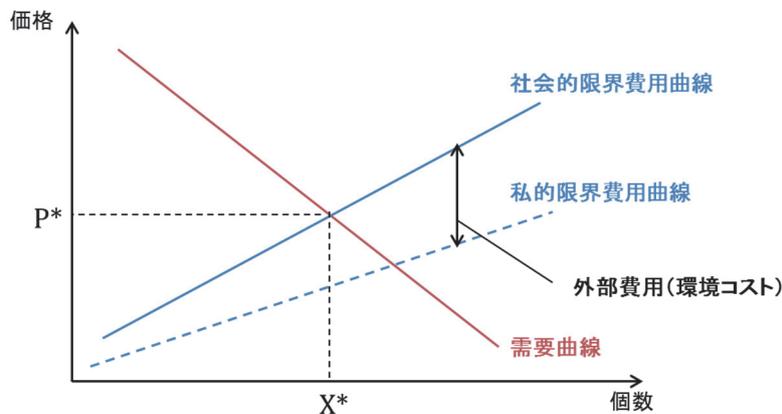


図-6.8 社会における均衡点のイメージ図

環境コストを算出する際には、各処理において環境に負荷を与える要因は異なると考えられるため、環境負荷の要素の特性や評価目的によって最も適した評価手法を決定しなければならない。

環境負荷を環境コストに換算する環境影響評価手法は、数多く存在するが最もポピュラーな手法として原単位法が挙げられる。原単位法とは、有害物質の排出量にマニュアルなどで位置づけられた貨幣価値原単位を用いることで環境コストを算出する手法である。この方法は、いろいろな手法で環境影響評価を実施した後に得られた原単位を同様な状況に適応する際に利用するもので、原単位が確立されたものに関しては有効な手法である。原単位法の最も有名な例としてCO₂貨幣価値原単位が挙げられる。しかし、この方法もその前提条件によって異なる原単位が採用されるべきであり、人間や生態系に与える環境影響といった定量化が非常に難しい課題に対しては原単位法の適用に適否も含めて研究の蓄積を待たなければならない。

これまでの研究での定量結果を直接適用できない場合には、新たに環境価値の評価を行う必要がある。これらの定量化が難しい環境価値への評価方法には、経済活動から得

られる顕示選好データに基づく手法と人々にアンケート等で直接尋ねることで得られる表明選好データに基づく手法との2種類がある⁶⁻²¹⁾。顕示選好データに基づく手法にはトラベルコスト法⁶⁻²²⁾やヘドニックアプローチ⁶⁻²³⁾などが挙げられる。表明選好データに基づく手法にはCVM(仮想市場法)やコンジョイント分析等がある。環境コストを算出する際には、評価対象において環境負荷を与える要素を的確に抽出することが重要である。そして、これらの要素に対して最も適切な環境影響評価手法を選択しなければならない。環境影響評価とは近年普及した評価手法であり、慎重に評価を行う必要があると言える。

畜産業での糞尿に関する環境コストには、糞尿に起因する環境コストと糞尿処理に起因する環境コストに大別できると考えられる。前者は、糞尿によって発生する畜産環境問題を環境コストとして換算する^{6-24)・6-25)}。畜産環境問題として、悪臭や水質汚濁など様々な問題が考えられるが、本章では悪臭に特に着目している⁶⁻²⁶⁾。後者は、家畜から排出された糞尿を自然に放流するために必要なプロセスにおいて発生する環境負荷をコスト換算したものである。

畜産業では、家畜の糞尿を処分する際には適切な処理が求められている。具体的な処理として、自然に放流しても環境に影響を与えないように凝集剤などを用いることで糞尿のBODやSSなどの調整が挙げられる。こういった高次処理を行うために、糞尿の処理機器を使用する必要がある。本章では、糞尿の処理に伴う環境コストは、処理機器に要するエネルギー量からCO₂排出係数を用いてCO₂の定量化を行うことで算出式(6-2)する⁶⁻²⁷⁾。

$$E_p = CO_2 \text{貨幣価値原単位} \times CO_2 \text{排出係数} \times \text{エネルギー使用量} \quad (6-2)$$

(1) 糞尿の処分に伴う環境コスト

家畜の糞尿は、最終的には牧場外に搬出される。搬出経路としては、高次処理を行った後に自然に放流する、廃棄物として最終処分を行う、またはバイオマス肥料として再利用されるといった複数のケースが考えられる。本章では、家畜の糞尿を自然に放流すると仮定したうえで、牧場外に出ていく糞尿に起因する環境コストを想定する。換言すれば、糞尿に含まれる有害物質が生態系に与える影響を定量化する。LIMEによれば、生態系への影響とは生物種の絶滅リスクがどの程度増加するかを表している⁶⁻¹⁷⁾。LIMEでは、有害物質が各エンドポイントに与える影響の大きさを貨幣換算化する係数が設定されている。糞尿の処理に伴う環境コストは、式で示すようにLIMEで得られた生態系への影響に関する貨幣換算係数を有害物質質量に乗じて下記式にて求める(6-3)。

$$E_D = \text{貨幣換算係数} \times \text{有害物質質量} \quad (6-3)$$

ここで、貨幣換算係数（円/kg）、有害物質質量（kg）である。

すると、糞尿に関して以下の環境コスト式（6-4）を考えることができる。

$$E = E_S + E_T + E_P + E_D \quad (6-4)$$

ここで、 E ：環境コスト、 E_S ：糞尿から発生する環境コスト、 E_T ：糞尿の輸送に伴う環境コスト、 E_P ：糞尿の処理に伴う環境コスト、 E_D ：糞尿の最終処分に伴う環境コストを指す。

そこで、直接コストおよび環境コストを足し合わせることで、コストと環境の両者を考慮した総合的な指標としてトータルコスト式（6-5）が定義される。

$$T = C + E \quad (6-5)$$

ここで、 T ：トータルコスト、 C ：直接コスト、 E ：環境コストを指す。

(2) 糞尿から発生する環境コストへのアプローチ

しかしながら、臭気を定量化する環境影響評価手法は依然開発されていない。そこで、ここではいくつかの環境影響評価手法から糞尿による悪臭に関する環境コストに関わる議論をまとめてみる。

第1に、顕示選好データに基づくヘドニックアプローチを用いることも考えられる。ヘドニックアプローチとは、たとえば、ある建設物が存在することで景観などの環境条件の違いがどのように地価など資産価格の違いに反映しているかを把握し、建設物が与える環境影響を評価する手法である。地価の差が便益に等しくなることは理論的に証明されているが、土地市場が競争的であるなどの様々な条件が成立している必要があることや統計処理など調査の信頼性が求められる。North Carolina 州南東地区の9郡における既往の研究によれば、養豚場によって住宅価値が約9%下落し、住宅価値の下落幅には豚の肥育数と養豚場までの距離に依存している⁶⁻²⁸⁾。North Carolina 州南東での Craven 郡の例では住宅と養豚場までの距離が0.75マイルでは0.47~0.51\$/頭、1マイルでは0.58~0.68\$/頭、1.25マイルでは0.42~0.53\$/頭だけ住宅価値が下落するという結果もある⁶⁻²⁹⁾。これらの結果もある地区における養豚場の存在などが住宅価格にどのような影響を与えるのかを平均的にみるのには適しているが、臭気レベルの影響

などについては知ることができない。本章では、調査のためのデータ必要量が膨大で且つ客観的なデータを容易に得ることができないため、ヘドニックアプローチによる臭気による環境コストの算出は困難である。しかしながら、臭気を貨幣に換算するうえで重要な手法の1つである。

第2の方法として仮想的市場評価法（CVM）などの表明選好に基づく方法がある。仮想的市場評価法とは、アンケート調査結果を用いて人々に支払意志額等を尋ねることで、市場で取引されていない財の価値を評価する手法である⁶⁻³⁰⁾。CVMの適用例としては、行政サービスや景観、生態系の保全など幅広く挙げられる。しかしながら、CVMにはシナリオ伝達の実ミスや標本収集など多くのバイアスが含まれる可能性があるため適切に調査を行う必要がある⁶⁻³¹⁾。また、CVMにおいて、金額を尋ねる方法には、支払意志額と受入保証額の2種類がある。しかしながら、受入保証額は支払意志額に比べて過大評価になりがちなため、支払意志額が推奨されている。CVMを適用するには、いくつかの支払形態が考えられる。例として、臭気によって周囲環境に悪影響を与えると考え、畜産業者にいくらの「追加税」を支払うか、また臭気を低減するためにいくらの「負担金」を支払うかを尋ねることが挙げられる。一方、近隣住民に地域の施策として養豚場の臭気を低減するためにいくらの「負担金」を支払うかを尋ねるなど、アンケート対象者もアンケート設定手法も多様に考えられるためプレテストの実施などによって妥当性を確保しなければならない。この方法もアンケートデータとしては調査に多くの負担と且つ具体的な地点を想定してアンケートを実施する種々の実施上の困難が予想されるため、実施された例は存在したとしてもきわめて少ないものとみられる。

そこで、6.3.2(2)では、代替の方法として悪臭の発生を抑制あるいは防止するためにとられる事業者側の防止対策費用に注目し、悪臭の抑制と防止費用との関係を観察することとした。このアプローチは、予防アプローチ（prevention approach）と呼ばれ、直接の外部費用を観察することができないあるいは困難な場合にとられる手法である⁶⁻³²⁾。近年、畜産業において畜産環境問題に関して家畜排せつ物法にのっとり、様々な対策が取られている⁶⁻¹⁾。管理施設や機器導入およびその運営には多くの費用がかかっているものの、一方では実際に畜産環境問題は低減してきている。ここで、本章ではこれらの機器導入に要した費用を悪臭に低減するために必要な経済活動とみなし、機器を導入することで減少した糞尿の臭気と機器の導入費用を対応させて悪臭軽減の効果を観察することにする。具体的な算出方法および算出結果は、6.4で議論する。

6.3.3 糞尿の輸送・投入プロセスの検討

これまでは、養豚場全体を対象とする糞尿処理について議論してきた。糞尿処理に関わる臭気の問題も多岐にわたる。しかし、その中で、6.3.3では臭気の問題が最も大きいとみられる問題、すなわち、豚舎で排出された糞尿が養豚場内の処理施設まで輸送され、

処理施設に投入される段階までのプロセスに注目し、実証分析を行うこととする。

そこでは従来の方式と新しい方式の比較が行われる。まず、従来の糞尿処理方式では、豚から排出され、豚舎で放置された糞尿は人力および重機（ダンプトラック）によって養豚場内の処理施設まで輸送・投入されていた。そのため、これまでの方式が続けられる限り、養豚場では放置された糞尿は発酵の進行に伴い高強度の臭気を発生させており、悪臭問題につながることになる。

一方、新しい方式では持続可能な養豚業を支えるために糞尿が地下パイプを使って処理施設に輸送・投入が行われるために、糞尿は放置されることなく処理施設に投入され、且つ移動の途中でも悪臭が抑えられるため、養豚場内において糞尿に起因する臭気の発生を低減することが可能になると考えられる。従来の糞尿の輸送・投入方法と新しい輸送機器を導入することによる新方式の比較を行うことで、新方式による周囲環境への優位性を定量的に示すことを目的としている。しかし、新方式による周囲環境への優位性が認められたとしても、輸送機器を導入または維持していくために莫大なコストを要するようであれば新方式の採用される機会は小さくなる。したがって、新旧の方式の経済性の比較や臭気問題の比較が課題として挙げられる。

(1) 新しい輸送機械の概要

6.3.3(1)で着目する糞尿の輸送機械とは、極東開発工業株式会社製の定置型スクリーズクリート（PQと略称される）と呼ばれる輸送機械である（図-6.9参照）。図-6.1に示すように密閉されたポンプドラム内部に埋設されたポンピングチューブを2個のローラーが交互に押圧しながら回転することにより、吸い込まれた圧送物を圧送し、吸入と吐出を繰り返す。これを各家畜舎に設置し、そこから糞尿処理施設まで敷設されたパイプを使って糞尿を輸送することによって、これまで放置され、ダンプトラックを使って地上でバッチ輸送されていた糞尿を逐一管理施設に輸送することが可能となる。このため、新しい方式では糞尿を逐一管理施設に輸送することで養豚場内での糞尿の発酵を抑制することが可能となり、臭気の低減につながると思われる。

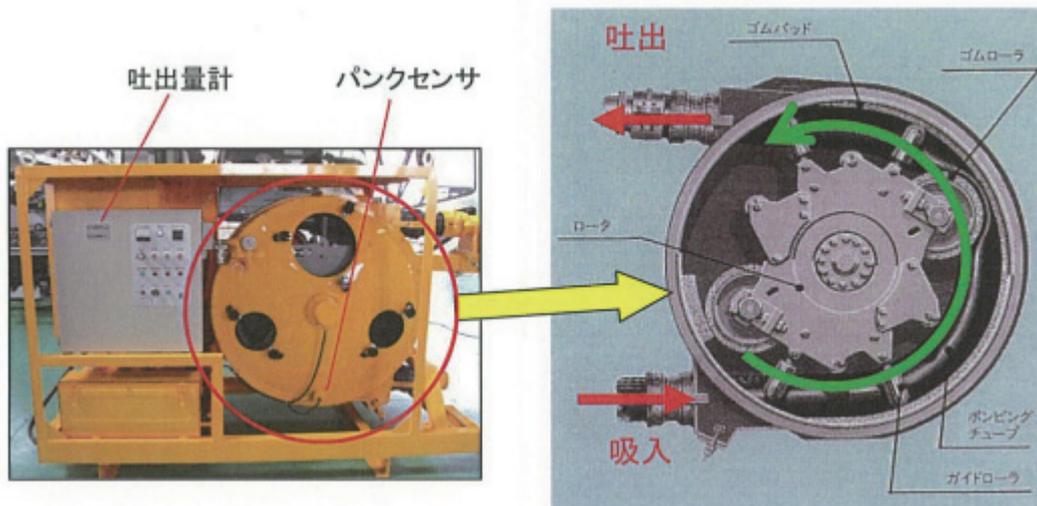


図-6.9 PQの概要

以上をまとめると、PQ導入前における糞尿処理とは、家畜舎から排出される糞尿を養豚場の各地点で放置し、ダンプトラックなどを用いて管理施設まで輸送を行った後に環境に影響を与えないレベルまで高次処理を行った後に処分を行うプロセスである。一方、PQ導入後における糞尿処理とは、家畜舎から排出される糞尿をPQと埋設パイプによって適切な管理施設に逐一輸送を行い管理・保管した後に、環境に影響を与えないレベルまで高次処理を行った後に処分を行うプロセスである。PQを採用するためには、PQ機器の購入、設置のための工事が必要となりコストがかかるものの、環境への影響を低減するというリターンを得ることができる。しかしながら、PQ導入による糞尿の適切な管理および処理プロセスにおいてエネルギーを要するため、環境にも別の形で一部負荷を与えると推測される。そのため、上記のPQを導入しないプロセスとPQを導入する2つのプロセスにおけるコスト面および環境負荷を定量的に評価することで、どちらのプロセスが優位か把握する必要がある。

6.3.4 養豚業の糞尿輸送・投入プロセスのCO₂コスト

6.3.4では、養豚業における悪臭問題を解決するためにPQの導入を提案している。しかしながら、PQ導入において臭気低減効果が定量的に示されていないため、養豚業者において普及は難しい。また、前節でも述べたが、PQ導入のコストと比較して、臭気低減効果があまりにも低い場合、PQを導入する意味はない。そこで、コストと環境負荷の両者を定量的に評価することが可能となる考え方を提示することで、PQの効果に対して総合的に評価を行う。その際、輸送に伴う新旧プロセスの環境コストであるCO₂コストは無視することはできない。

(1) 輸送に伴う CO₂ コスト

家畜の糞尿を管理、処理するためには、糞尿が排出される家畜舎から管理施設および処理施設に輸送しなければならない。この糞尿の輸送手段として、運搬車輛または PQ などの輸送機器が用いられるのが主流である。輸送に伴う環境コストとして、運搬車輛および輸送機器を利用した際に排出される CO₂ の排出量に着目して原単位法にて算出を行う。

原単位法を行うには、CO₂ 貨幣価値原単位を設定しなければならない。CO₂ 貨幣価値原単位には様々な手法で算出されており、国や企業によって値が変わっている。貨幣価値原単位計測の考え方にはつぎの3つがある⁶⁻³³⁾。1つは、被害費用に基づく計測である。CO₂ によって引き起こされる温暖化によって発生すると考えられる被害費用から貨幣価値原単位の算出を行っている。貨幣価値原単位の平均値として、2,700~3,400 円/t-CO₂ が示されている。2つは、CO₂ の削減目標および削減手法を設定し、それらを達成するために要する費用から貨幣価値原単位を算出する。国立環境研究所(2007)の計算結果によると、2050年までに二酸化炭素70%削減(1990年比)シナリオの貨幣価値原単位を6,709~9,109 円/t-CO₂ と想定している。3つは、排出権取引価格に基づく計測である。近年、先進国が他国と CO₂ 排出権を取引している。この排出権取引市場で用いられる価格を貨幣価値原単位として採用しており、デンマークでは排出権取引価格 2,400 円/t-CO₂ を適用している。各々の計測手法には、メリットとデメリットが存在しているため、最も優れている計測手法を選ぶことはできない。また、算定手法によって貨幣価値原単位の値における差が大きい。本章では、国土交通省によって日本の CO₂ 貨幣価値原単位として設定されている 2,890 円/t-CO₂ を採用した⁶⁻²⁷⁾。

糞尿の輸送に伴う CO₂ コストを算出する際には、運搬車輛を用いる場合と輸送機器を用いる場合で算出方法が変わる。前者は、国土交通省が発表する輸送排出原単位(1tの荷物を1km輸送するのに排出される CO₂ 量)を用いて CO₂ 量を定量化する⁶⁻²⁷⁾。よって、運搬車輛を用いた糞尿の輸送に伴う環境コストは以下の式(6-6)で算出される。

$$E_T = \text{CO}_2 \text{ 貨幣価値原単位} \times \text{輸送排出原単位} \times W \times L \quad (6-6)$$

ここで、 E_T : 糞尿の輸送における CO₂ コスト (円) , CO₂ 貨幣価値原単位 (円/t-CO₂) , 輸送排出原単位 (CO₂/t-km) , W : 糞尿の重量 (t) , L : 糞尿が輸送される距離[km]を指す。

一方、輸送機器を用いる場合では、輸送機器を使用する際に要するエネルギー量から CO₂ 量の算出を行う。その際に、国土交通省または各エネルギー供給を行っている企業が発表している CO₂ 排出係数を用いる⁶⁻²⁷⁾。よって、輸送機器を用いた糞尿の輸送に伴う環境コストは以下の式で算出される。これらの式を適宜採用して輸送における環境コ

ストの算出式 (6-7) を行う。

$$E_T = \text{CO}_2 \text{ 貨幣価値原単位} \times \text{CO}_2 \text{ 排出係数} \times \text{エネルギー使用量} \quad (6-7)$$

6.4 検証サイトにおける調査結果

これまでの畜産業は良質の生産物を得て、高価販売による利益の確保が前提であった。しかし、近年畜産環境問題は注目されているものの、これらに対する解決・対策に抜本的なものがなく、立地環境を替えて問題を先送りしてきた。実際に、6.2 にて養豚業における苦情として、悪臭関連や水質汚濁関連など糞尿が起因する畜産環境問題が大多数を占めることが判明した。今後、養豚業が持続的に生産を行うためには牧場内において糞尿の適切な回収および処理を行うことが重要であると言える。

6.3 では養豚業の糞尿処理における環境経済評価の検討を行った。しかしながら、糞尿の臭気に着目した研究および調査報告はきわめて少なく、そのままでは環境経済評価が非常に困難である。そこで、PQ を導入している 2 つの養豚場に協力をお願いし、養豚場の各地点において臭気および害虫の測定実験を行った。本章では、糞尿に起因する臭気および害虫を調査した検証サイトの現状把握、調査方法の概要および結果を示す。

6.4.1 検証サイトの現状把握

6.4.1 では、近代化農場モデルの一例として北海道の A 牧場、宮城県の B 牧場を採用する。以下に、各牧場に関する詳細情報を記す。

①A 牧場

A 牧場は、北海道苫小牧市に位置している。苫小牧市は、北海道の中でも冬期間の積雪量は少なく、最低気温も氷点下 10 度以下になることはまれな比較的温暖な気候で、夏期間は 25 度を超えることは珍しい。風は年間を通して約 2m/sec 程度であり、降水量は年間 1,500mm 前後、日照時間は 1,700 時間程度となっている。なお、各気象データは気象庁の白老観測所で得られたデータ (1976 年～2011 年) を参考にしている。

規模としては、敷地面積約 55,000m²、肥育数は約 17,000 頭であり、比較的大規模である。牧場内では、第 1 農場に離乳舎 1 棟と肥育舎 2 棟、第 2 農場に離乳舎 3 棟と肥育舎 6 棟が設置されている。また、A 牧場は周囲に住宅地がない。

糞尿の回収システムとして、PQ を用いて随時糞尿をコンポストおよび曝気槽に送るシステムを採用している。糞尿の固形分においては、強制発酵処理装置を用い上部から投入発酵させて下部へ落とす。一方、糞尿の液分においては、BOD や SS など環境基準値を下回るまで高次処理を行い、牧場外に排出している。また、糞尿発酵過程での発酵

熱を活用，堆肥は近隣農地で活用させるなど循環型牧場であると言える。

②B 牧場

B 牧場は，宮城県白石市に位置している。白石市は，蔵王連峰のふもとに位置し，仙台市の気候の延長線上にあるが，より寒冷であり積雪も多く豪雪地帯に指定されている。気象庁のデータ（蔵王観測所）によれば，降水量は年間 1,400mm，日照時間は 1,600 時間程度となっている（2006 年～2011 年のデータを参照）。月別平均気温でみると，夏季では最高平均気温 24℃，冬季でも最低平均気温 0℃程度に留まっている。また，風に関して言えば，1 年を通して 1m/sec の風が吹いている。

養豚場規模は，敷地面積約 27,000m²，肥育数は約 7,000 頭であり，中規模程度である。

また，B 牧場周辺に住宅地はない。糞尿の回収システムとしては，A 牧場と同様の回収システムを採用している。

6.4.2 臭気の調査手法

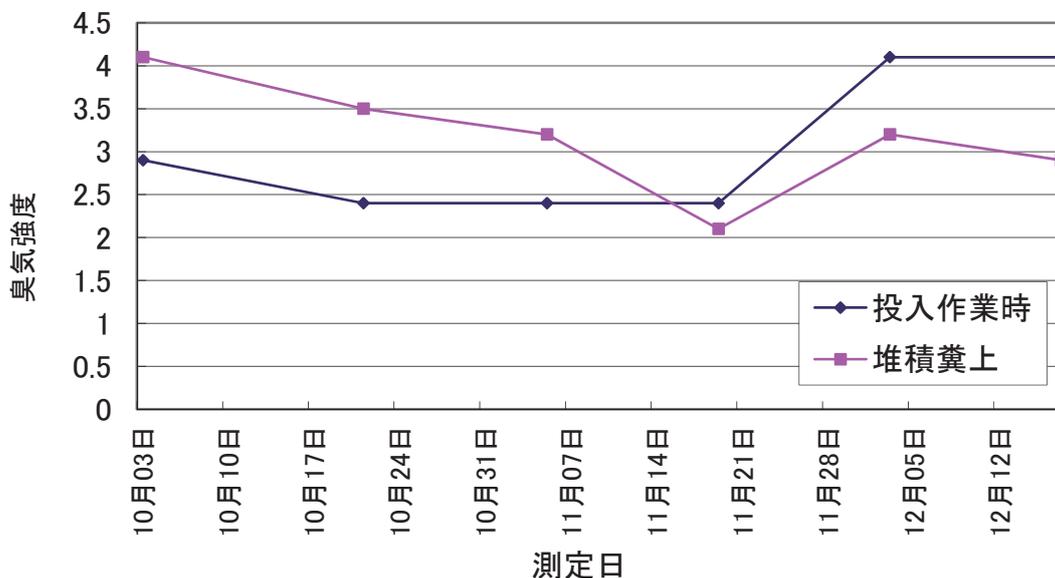
養豚業における糞尿に起因する悪臭および害虫に関する調査を検証サイトである牧場 A および牧場 B にて行った。6.4.2 では，悪臭問題に関する背景と各調査手法について述べる。

(1) 悪臭問題

畜産が郊外に追いやられた理由として，周囲に悪臭を放ってしまうことが挙げられる。悪臭には，家畜自体に起因する悪臭と糞尿に起因する悪臭に大別できると考えられるが，本章では家畜の糞尿の臭気に焦点を当てた。

糞尿による臭気（悪臭）の原因は，糞尿に含まれる可分解性有機物が腐敗微生物（嫌気性菌）によって分解する時に発生する。さらに糞と尿とが混ざり合うことで悪臭になっている。また，尿に含まれる尿素は本来無臭であり，アンモニアに分解されることによって悪臭化している。好気性微生物による場合で十分に酸化分解が行われると臭気は少なくなるが，嫌気性微生物の場合は酸素を伴わないで発酵するため（腐敗）硫化水素や低級脂肪酸などの悪臭物質が大量に発生することになる。これらは，実際に臭気を計測することで明確になるが，各自治体や国，県などの研究所，組合などで計測データを公表しているのを参考にすると（栃木県畜産協会 2008 年調査から）糞尿は豚舎から出される時強度は堆積糞より低く推移するが 12 月データでは逆転が見られる（図-6.10 参照）。これは外気温が低下し，堆積糞表面での微生物活性が低下，投入作業時では同じく低温による好気性微生物の活性が低下したためと思われる。換言すれば，季節や気温などの条件によって，どの時点での糞尿が最も悪臭を放つ程度は変動する。

ここで、糞尿とは与えられた餌が体外に排出されるわけであるが、糞尿の臭気を問題にしているので臭気を感じさせる物質を表-6.2 に列記する。



(資料) 栃木県畜産協会 (2008)

図-6.10 養豚場内におけるアンモニア臭気強度の推移

表-6.2 糞尿中の臭気を発生させる悪臭物質

硫黄化合物	硫化水素, メチルメルカブタン, 硫酸塩
窒素化合物	アンモニア, 二酸化窒素
炭素化合物	揮発性脂肪酸, メタン, 二酸化炭素

(資料) におい・かおり環境協会 (2012)

このように臭気を発する物質は複数あり、これまでは悪臭物質の濃度で規制を行っていた⁶⁻⁶⁾。しかしながら、悪臭物質によっては少量でも臭気が強いものもあり、また悪臭物質が混合することで臭気がどのように変化するのかがわからない。また、悪臭物質の調査に時間がかかってしまうことも問題の1つである。そのため、前述したように現在ではすべての悪臭物質を含んだにおい全体の程度で規制する臭気指数規制がとられている⁶⁻¹⁰⁾。臭気指数規制とは、人間の嗅覚を用いて悪臭の程度を判定する規制法である。悪臭源となっている空気や水を無臭空気または水で希釈して、嗅覚検査に合格した6名がにおいをかぎ、においのしなくなった時の希釈倍率から臭気指数を調査する。この方法は、においそのものを人の嗅覚で調査するため周辺住民の被害感と一致しやすい面で優れている。臭気指数の調査式(6-8)は以下のとおりである⁶⁻¹²⁾。

$$\text{臭気指数} = 10 \times \log(\text{臭気濃度})$$

(6-8)

また、においの強さを表-6.3 のように、6 段階に分けたものを 6 段階臭気強度表示法と言う。基本的に、規制基準は 2.5~3.5 に相当する特定悪臭物質の濃度や臭気指数を定めている。また、規制基準は業種によって異なり、畜産業における臭気強度と臭気指数の関係は表-6.4 のようになっている。養豚業の規制基準は、臭気指数 12, 15, 18 のうちの値を採用するかは今後の課題とされている。本章では、それらの中央値である臭気指数 15 をもとに計算や評価等を行う⁶⁻¹²⁾。

表-6.3 6 段階臭気強度表示法

臭気強度	内容
0	無臭
1	やっと感知できるにおい（検知閾値濃度）
2	弱いにおい（認知閾値濃度）
(2.5)	(2 と 3 の中間)
3	楽に感知できるにおい
(3.5)	(3 と 4 の中間)
4	強いにおい
5	強烈なにおい

(資料) 環境省 (2012)

表-6.4 畜産業における臭気強度と臭気指数の関係

臭気強度	臭気強度と臭気指数の関係			においの強さの程度
	養豚業	養牛業	養鶏業	
0				無臭
1				やっと感知できるにおい
2				何のにおいであるかわかる弱い匂い
(2.5)	12	11	11	
3	15	16	14	楽に感知できるにおい
(3.5)	18	20	17	
4				強いにおい
5				強烈なにおい

(資料) 環境省 (2012)

(2) 臭気調査手法

臭気を最も確実に調査する手法として、上記に挙げた人間の嗅覚を用いた手法が挙げられる。しかしながら、この手法は非常に手間がかかるために現実的ではない。そこで、本章では臭気調査機器を用いて調査を行った（写真-6.1 参照）。写真上部に示すように筒部分から空気を取り込み、臭気濃度を調査している。臭気を調査する際には、地面から約 1m の高さにて機器を固定している（写真-6.2 参照）。そして、調査値が一定となる値、一定にならない場合は約 1 分程度調査を行って得られた平均値を調査地点の臭気濃度として確定した。ここで、高強度の臭気濃度を調査した場合が写真上部の筒内部の空間に高強度の臭気を有した空気が溜まってしまい、本来ならば低強度の臭気濃度である地点が高強度の臭気濃度と調査される可能性がある。このため、高強度の臭気濃度である地点を測定後はしばらく臭気濃度の調査を控えた。



(注) 2011年9月9日撮影
写真-6.1 臭気測定器



(注) 同左
写真-6.2 臭気測定器 1m 高さにて固定

6.5 臭気調査の結果

ここでは、上記の調査手法にのっとり、臭気の調査結果を記す。各検証サイトの調査時期、調査内容、気温等は表-6.5 のとおりである。A 牧場にて 3 回、B 牧場にて 3 回の計 6 回調査を行った。

表-6.5 各検証サイトの調査時期および外的条件に関して

検証サイト	測定時期	天候	気温	測定内容		
				臭気	害虫	風速
A 牧場	2011年9月9日	晴れ	26℃	○	○	×
	2011年9月10日	曇り	31℃	○	○	×
	2012年6月15日	晴れ	17℃	○	○	×
B 牧場	2012年5月17日	雨後曇り	16℃	○	×	×
	2012年9月25日	雨後曇り	20℃	○	×	×
	2012年9月26日	晴れ	21℃	○	×	○

6.5.1 臭気測定結果

A 牧場では、図-6.11 に示す箇所で臭気の測定を行った。



測定地点 1	コンポスト (0m 地点)
測定地点 2	PQ 設置地点 (30m 地点)
測定地点 3	PQ 設置地点 (50m 地点)
測定地点 4	PQ 設置地点 (100m 地点)
測定地点 5	PQ 設置地点 (160m 地点)
測定地点 6	堆肥置場
測定地点 7	しき置場
測定地点 8	曝気槽 1
測定地点 9	曝気槽 2
測定地点 10	脱臭槽

図-6.11 A 牧場における各測定地点

家畜の糞尿が存在するため臭気源となりうる地点を測定地点として採用している。コンポストから測って 30m, 50m, 100m, 160m 地点では、各豚舎から排出された糞尿が PQ によって集積され、PQ によってコンポスト (0m 地点) に送られている。換言すれば、PQ によってコンポストに送られるまで糞尿が処理前の状態で放置される地点であると言える。残りの各地点は、糞尿が堆肥化されているなど処理された状態で管理されている地点である。

臭気測定機器によって、各測定地点の臭気濃度を測定した結果を表-6.6 に示す。

表-6.6 A 牧場における各測定地点での臭気濃度

測定地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2011/9/9 14:40①	308	86	67	42	30					
2011/9/9 14:40②	308	44	80	42	105					
2011/9/9 16:00	657	64	57	84	77					
2011/9/10 9:00①	640	87	72	43	72					
2011/9/10 9:00②	640	108	51	33	25					
2011/9/10 11:00	195	66	73	31	18	31	77			
2011/9/10 14:30	181	79	56	36	34	60	21			
2012/6/15 9:30①	300	42	36	57	24	145	90	19	24	126
2012/6/15 9:30②	300	42	36	57	16	55				
2012/6/15 13:00①	292	46	46	62	37	145	140	18	21	178
2012/6/15 13:00②	292	65	53	39	12	70				

また、得られた臭気濃度を臭気指数に換算した結果を表-6.7 に示す。表-6.7 の測定地点 1~5 のみの結果を距離と臭気指数の関係を示したグラフを図-6.12 に示す。この結果、コンポスト地点が最も臭気が強く、コンポストから距離が離れるほど臭気が低下していく傾向を把握できる。つまり、コンポストが A 牧場全体の臭気源として考えることができる。PQ を設置している 4 地点では、糞尿に起因する臭気を特に感じることはなく、施設内外の臭気に差はなかった。一方、堆肥置場は、堆肥化された糞尿の状況によって臭気が大きく幅を持った結果が得られた。

また、しき置場は常時強い臭気を感じることはできたが、曝気槽ではほとんど臭気を感じることはなかった。これは、尿から一次処理によって分離されたしきに悪臭物質が多く含有してしまい、曝気槽に貯留される尿にはほとんど悪臭物質が残らないためと考えられる。

脱臭槽では、糞を発酵させ脱臭炭によって臭気を低減させている。その際には、脱臭槽外にメタンが排出されるため、糞尿とは異なる臭気が発生している。A 牧場における臭気を大別すると、家畜自体に起因する臭気、糞尿に起因する臭気に加えて、脱臭槽に起因する臭気が挙げられると言える。測定時期別に結果を比較すると、2012 年 6 月よりも 2011 年 9 月に測定した臭気指数が高くなっていることがわかる (表-6.7 参照)。この理由として、後者の気温が高く、糞尿からより高強度の臭気が発生したためと考えられる。特に、2011 年 9 月 9 日、10 日の気温は苫小牧市でも年間最高気温に近く、気温に着目して言えばワーストケースに近い結果が得られたと言える。また、実際に A 牧場からヒアリングを行った結果、冬季に比べて夏季は非常に臭気が強いということである。A

牧場における敷地境界線上に沿って、簡易的にはあるが臭気測定も同様に行った。臭気指数は11～13という結果が得られており、養豚場の規制基準である臭気指数15を十分満足しているという結果が得られた。

表-6.7 A 牧場における各測定地点での臭気指数

測定地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2011/9/9 14:40①	24.89	19.34	18.26	16.23	14.77					
2011/9/9 14:40②	24.89	16.43	19.03	16.23	20.21					
2011/9/9 16:00	28.18	18.06	17.56	19.24	18.86					
2011/9/10 9:00①	28.06	19.40	18.57	16.33	18.57					
2011/9/10 9:00②	28.06	20.33	17.08	15.19	13.98					
2011/9/10 11:00	22.90	18.20	18.63	14.91	12.55	14.91	18.86			
2011/9/10 14:30	22.58	18.98	17.48	15.56	15.31	17.78	13.22			
2012/6/15 9:30①	24.77	16.23	15.56	17.56	13.80	21.61	19.54	12.79	13.80	21.00
2012/6/15 9:30②	24.77	16.23	15.56	17.56	12.04	17.40				
2012/6/15 13:00①	24.65	16.63	16.63	17.92	15.68	21.61	21.46	12.55	13.22	22.50
2012/6/15 13:00②	24.65	18.13	17.24	15.91	10.79	18.45				

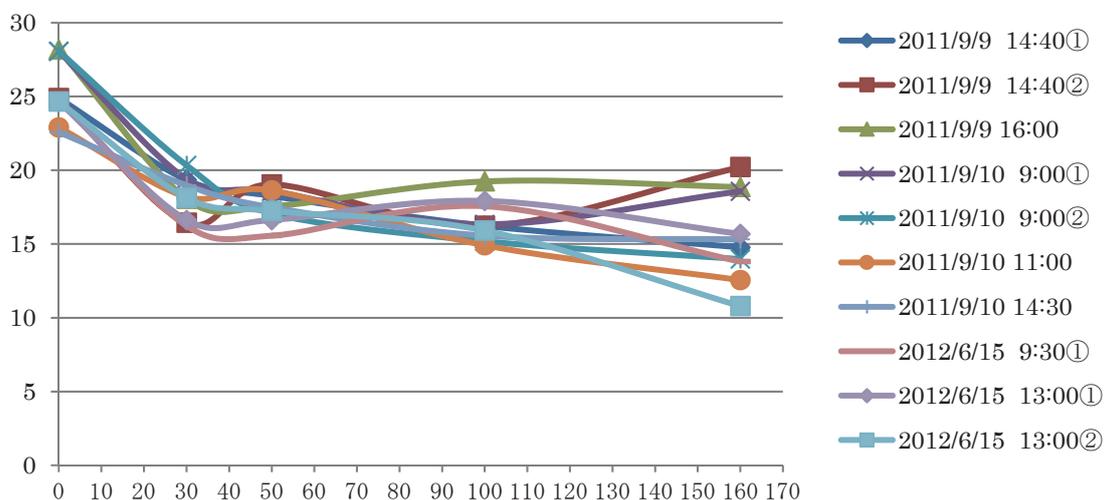
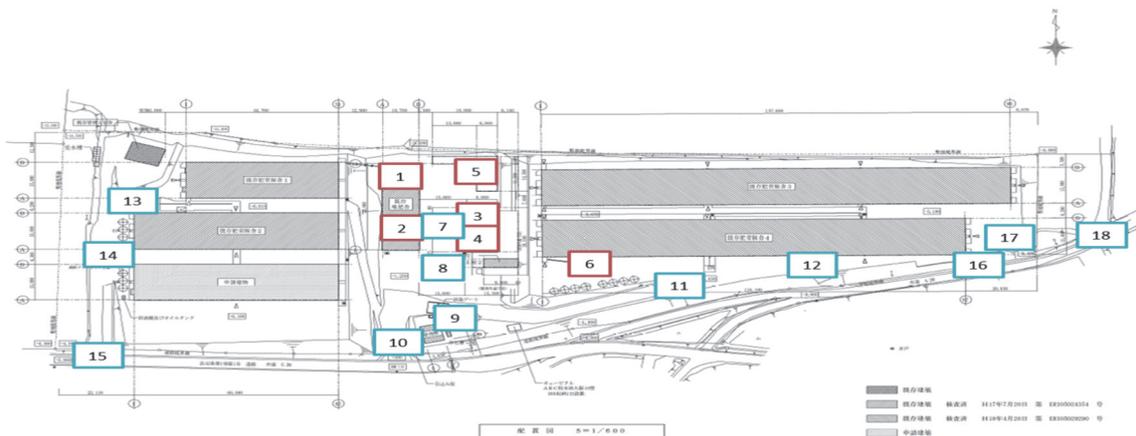


図-6.12 臭気指数と距離の関係（測定地点1～5）

B 牧場では、臭気源として PQ 付近，堆肥舎，浄化槽および脱臭槽にて，また図-6.13のように臭気源ではない各地点で臭気の測定を行った。



測定地点 1	堆肥置場
測定地点 2	堆肥置場
測定地点 3	しき置場
測定地点 4	しき置場
測定地点 5	脱臭槽
測定地点 6	PQ 設置地点
測定地点 7~18	

図-6.13 B 牧場における測定地点

各測定地点の臭気濃度を測定した結果を表-6.8 に示す。また、得られた臭気濃度を臭気指数に換算した結果を表-6.9 に示す。堆肥舎および浄化槽が最も臭気濃度が大きくなり、B 牧場全体の臭気源であると言える。浄化槽を 0m として、距離と臭気指数の関係を図-6.14 に示す。図-6.14 にて、臭気指数が上昇している地点は堆肥置場や浄化槽、PQ 等の臭気源である。距離が約 105m (測定地点 No.12) にて臭気指数が上昇している原因として、豚舎が近く豚自体に起因する臭気が考えられる。浄化槽では、糞尿から分離されたしきが放置されており非常に高強度の臭気を発していた。PQ 付近では、A 牧場同様に糞尿に起因する臭気はほとんどしなかった。脱臭槽では、やはり A 牧場と同様に糞尿とは異なる臭気を感じる事ができた。しかしながら、規模が小さいためか脱臭槽に起因する臭気はそれほど強くなかった。一方、臭気源ではない各地点では、臭気源に近いほど臭気濃度は高くなり、臭気源から遠いほど臭気濃度は低くなる傾向がみられた。また、敷地境界線上では臭気指数を 15 より低い値となっており、規制基準を満足していた。A 牧場の結果と比較すると、比較的臭気は抑えられているという結果が得られた。これは、測定時期による気温の低さも考えられるが、最も大きいのは養豚場の規模の違いであると考えられる。養豚場で肥育している豚数から見ても、排出される糞尿の量は大きく差があることが推測される。また、2012 年 9 月 25 日の測定の前には、雨が長時間降っており臭気が抑制されているという情報もヒアリングから得られた。

また、実際に臭気の測定を行うと、非常に臭気濃度の値がばらつくということがわかっ

た。臭気は、糞尿の状態はもちろんのことだが、風の影響を強く受ける。例えば、臭気測定中に風が吹けば臭気源に近くとも臭気濃度が低下することがあった。また、臭気源から離れている場合でも風向によって臭気が運ばれることにより臭気濃度が高くなることもあった。今回の臭気測定では、体感ではあるが無風状態での測定を行っている。

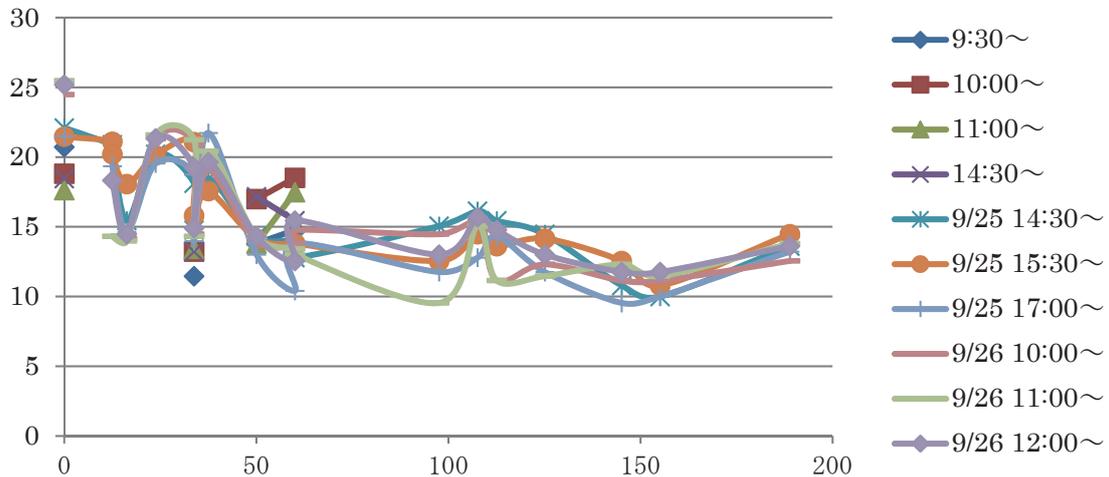


図-6.14 B 牧場における距離と臭気指数の関係

これらの結果を総括すると、牧場の敷地境界線上では養豚場での規制基準を満足しているため、PQ を導入することで近隣環境に影響を与えないという成果が出ている。しかしながら、風によって養豚場から離れた地域に臭気が運ばれる可能性がある。養豚場の悪臭問題に対応するためには、風向や季節、天気など様々な外的条件を考慮する必要があると言える。

表-6.8 B 牧場における臭気濃度

	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8	No.9
9:30~	118					30			14
10:00~	76					71			21
11:00~	58					56			22
14:30~	70					35			21
9/25 14:30~	162	123	70	105	65	25	117	35	30
9/25 15:30~	140	129	57	103	128	24	105	64	38
9/25 17:00~	141		149	90	75	11	86	29	25
9/26 10:00~	280		81	135	123	24	27	26	28
9/26 11:00~	353		110	144	133	22	27	25	27
9/26 12:00~	331		92	136	84	18	68	28	31
	No.10	No.11	No.12	No.13	No.14	No.15	No.16	No.17	No.18
9:30~	24								
10:00~	50								
11:00~	24								
14:30~	52								
9/25 14:30~	27	19	32	41	35	28	12	10	23
9/25 15:30~	26	24	18	28	23	26	18	12	28
9/25 17:00~	20	24	15	19	27	15	9	10	21
9/26 10:00~	25	30	28	34	13	17	13	13	18
9/26 11:00~	27	20	9	32	13	14	17	14	24
9/26 12:00~	27	35	20	37	30	20	15	15	23

表-6.9 B 牧場における臭気指数

	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8	No.9
9:30~	20.7188201					14.7712125			11.4612804
10:00~	18.8081359					18.5125835			13.2221929
11:00~	17.6342799					17.4818803			13.4242268
14:30~	18.4509804					15.4406804			13.2221929
9/25 14:30~	22.0951501	20.8990511	18.4509804	20.211893	18.1291336	13.9794001	20.6818586	15.4406804	14.7712125
9/25 15:30~	21.4612804	21.1058971	17.5587486	20.1283722	21.0720997	13.8021124	20.211893	18.0617997	15.797836
9/25 17:00~	21.4921911		21.7318627	19.5424251	18.7506126	10.4139269	19.3449845	14.62398	13.9794001
9/26 10:00~	24.4715803		19.0848502	21.3033377	20.8990511	13.8021124	14.3136376	14.1497335	14.4715803
9/26 11:00~	25.4777471		20.4139269	21.5836249	21.2385164	13.4242268	14.3136376	13.9794001	14.3136376
9/26 12:00~	25.1982799		19.6378783	21.3353891	19.2427929	12.5527251	18.3250891	14.4715803	14.9136169
	No.10	No.11	No.12	No.13	No.14	No.15	No.16	No.17	No.18
9:30~	13.8021124								
10:00~	16.9897								
11:00~	13.8021124								
14:30~	17.1600334								
9/25 14:30~	14.3136376	12.787536	15.0514998	16.1278386	15.4406804	14.4715803	10.7918125	10	13.6172784
9/25 15:30~	14.1497335	13.8021124	12.5527251	14.4715803	13.6172784	14.1497335	12.5527251	10.7918125	14.4715803
9/25 17:00~	13.0103	13.8021124	11.7609126	12.787536	14.3136376	11.7609126	9.54242509	10	13.2221929
9/26 10:00~	13.9794001	14.7712125	14.4715803	15.3147892	11.1394335	12.3044892	11.1394335	11.1394335	12.5527251
9/26 11:00~	14.3136376	13.0103	9.54242509	15.0514998	11.1394335	11.4612804	12.3044892	11.4612804	13.8021124
9/26 12:00~	14.3136376	15.4406804	13.0103	15.6820172	14.7712125	13.0103	11.7609126	11.7609126	13.6172784

6.5.2 風速測定調査結果

2012年9月以前の調査において、風は臭気に大きく影響を与えることがわかった。そこで、最後の調査であるB牧場の2012年9月25日～26日の調査において、風向および風速の測定を行った。風向および風速の測定には、写真-6.3、6.4のようなアネモスタ風速計を採用した。アネモスタ風速計によって測定を行う際には、ピットの空洞部分に風を通ることで機器に風速の値が表示される。つぎに、風が吹いている中、ピットを回転させると風速が最大となる方向を風向として求める。この理由として、風が吹く方向とピットの向きが一致すれば風速は最大になると考えられるためである。しかしながら、風は安定していないこと、また風向を求めるためにある程度の時間を要することから風向の測定における精度の問題が挙げられる。

B牧場の風速および風向の測定結果を表-6.10に示す。また、B牧場の中で卓越した風を図-6.15に示す。結果として、風速2.0m/secを超える風は吹くことはなく、微風状態であった。また、風向は測定時間、また高低差や建物等の立地条件によって大きく変化することがわかった。実際に測定地点No.7からNo.9に着目すると、臭気源付近の臭気の測定結果と風速および風向の測定結果が非常に大きな相関を持っていることがわかる。9月25日の風向は、臭気源からNo.7からNo.9に向かって風が吹いているため110～60と非常に高い臭気濃度の結果が得られた。一方、9月26日では風向がNo.9からNo.7へ臭気源に向かって風が吹いているため、No.7からNo.9の臭気濃度は20～30と低くなっている。



(注) 2012年9月25日撮影

写真-6.3 アネモスタ風速計 I



(注) 同左

写真-6.4 アネモスタ風速計 II

表-6.10 B牧場における風向および風速測定結果

	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8	No.9	No.10	No.11	No.12
9/25 17:00~	0.57	0.57	0.13	0.8	0.35	0.34	0.42	0.04	0.23	0.4	0.3	0.29
	南	南	南西	南	北	西	南	南西	南	北東	北東	西
9/26 10:00~	0.75	0.75	0.43	0.34	0.3	0.16	0.36	0.23	0.19	0.91	0.41	0.45
	北	西	西	西	南西	北	南	南	南	南西	南西	南
9/26 11:00~	0.75	0.78	0.33	0.28	0.55	0.22	0.19	0.6	1.21	0.32	0.24	0.12
	北	北	西	北	北	北	南	南	南西	南西	南西	西
9/26 12:00~	0.36	0.75	0.1	0.24	0.63	0.55	0.23	0.76	0.82	0.46	1.57	0.83
	北	西	西	南西	南西	北	南西	南西	南	南西	南西	南

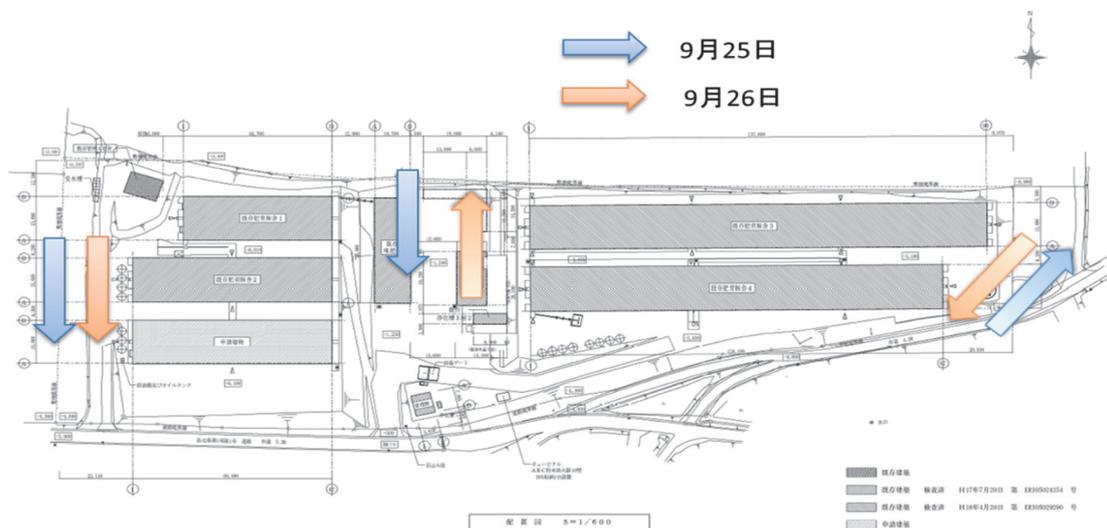


図-6.15 B牧場における卓越した風向

6.5.3 近似式による考察

臭気測定結果から、臭気は臭気源からの距離が大きくなるほど低減していく傾向を持っていることがわかった。そこで、臭気指数と臭気源からの距離との関係を線形近似式、および指数近似式にて表現した。各近似式は最小2乗法によって算出している。

得られた近似式をもとに、養豚業の規制基準となる臭気指数 15、養豚業の規制基準の中で最も厳しい基準となる 12、住宅地における規制基準 10 となる距離を求めた。表-6.11 および表-6.12 に A 牧場と B 牧場における近似式、および各規制基準を満足する距離を示した。ただし、近似式において x : 臭気源からの距離、 y : 臭気指数を表している。

その結果、線形近似式と比較して指数近似式の R^2 値はわずかに向上しており、臭気と距離の関係に関しては指数近似式がより当てはまりが良いと言える。線形近似式を採用した場合、A 牧場において臭気指数 15 となる距離は 50m~140m、臭気指数 10 となる距離は 110m~330m となった。同様に、B 牧場においては臭気指数 15 となる距離は 60m~90m、臭気指数 10 となる距離は 170m~220m となった。また、指数近似式を採用した場合、A 牧場において臭気指数 15 となる距離は 80m~390m、臭気指数 10 となる距離は 160m~870m となっており非常に幅を持った結果が得られた。同様に、B 牧場においては臭気指数 15 となる距離は 60m~80m、臭気指数 10 となる距離は約 200m となった。B 牧場と比較して、A 牧場において規制基準を満足する距離が大きくなっている理由として、A 牧場の臭気源の臭気指数が大きくなっていることが挙げられる。これは、臭気源の臭気指数は 0m 地点の臭気指数、つまり線形近似式の切片に相当することからも推測できる。臭気源の臭気指数が大きくなった原因として、臭気源に存在する糞尿量の差が考えられる。一方、距離による低減率は直線近似式の傾き、指数近似式の指数に相当するが、A 牧場と B 牧場にて比較的類似した値をとることがわかった。この結果から、糞尿に起因する臭気は、臭気源からの距離に応じて低減することがわかった。また、検証サイトに関係なく、ある一定の低減率があると言える。しかしながら、低減率に関しては外的条件などを考慮するために今後さらなる調査を要する。

表-6.11 A 牧場における近似式および各規制基準を満足する距離

測定日時		種類	近似式	R2	臭気指数			
					15	12	10	
2011年9月9日	14:40 ①	線形近似式	$y=-0.0553x+22.457$	0.8031	75.882	112.559	138.983	
	14:40 ②		$y=-0.0177x+20.56$	0.0996	129.901	244.492	327.050	
	16:00		$y=-0.0357x+22.809$	0.2606	127.402	184.216	225.148	
2012年9月26日	9:00 ①		$y=-0.0471x+23.391$	0.4262	108.923	151.985	183.010	
	9:00 ②		$y=-0.0766x+24.135$	0.7316	76.687	103.166	122.243	
	11:00		$y=-0.0599x+21.545$	0.9193	54.829	88.690	113.085	
	14:30		$y=-0.0418x+20.826$	0.7862	61.370	109.893	144.851	
2012年6月15日	9:30		$y=-0.0472x+20.796$	0.4925	122.797	186.356	228.729	
	13:00 ①		$y=-0.0386x+20.495$	0.7138	142.358	220.078	271.891	
	13:00 ②		$y=-0.0425x+20.54$	0.7597	130.353	200.941	248.000	
2011年9月9日	14:40 ①		指数近似式	$y=22.453e^{-0.003x}$	0.8641	134.458	208.839	269.613
	14:40 ②			$y=20.144e^{-0.0008x}$	0.0769	368.570	647.500	875.402
	16:00	$y=22.196e^{-0.001x}$		0.2363	391.862	615.005	797.327	
2011年9月10日	9:00 ①	$y=22.921e^{-0.002x}$		0.4307	212.002	323.573	414.734	
	9:00 ②	$y=23.961e^{-0.004x}$		0.8059	117.094	172.880	218.461	
	11:00	$y=21.763e^{-0.004x}$		0.9564	93.040	148.826	194.407	
	14:30	$y=20.799e^{-0.002x}$		0.8216	163.427	274.999	366.160	
2012年6月15日	9:30	$y=20.478e^{-0.003x}$		0.5261	103.767	178.148	238.922	
	13:00 ①	$y=20.504e^{-0.002x}$		0.4275	156.285	267.857	359.017	
	13:00 ②	$y=22.806e^{-0.005x}$		0.9238	83.795	128.423	164.888	

表-6.12 B 牧場における近似式および各規制基準を満足する距離

測定日時		種類	近似式	R2	臭気指数		
					15	12	10
2012年9月25日	14:30	線形近似式	$y=-0.0453x+19.158$	0.5542	91.788	158.013	202.163
	15:30		$y=-0.0475x+19.457$	0.6174	93.832	156.989	199.095
	17:00		$y=-0.0492x+18.355$	0.4929	68.191	129.167	169.817
2012年9月26日	10:00		$y=-0.0469x+18.729$	0.4658	79.510	143.475	186.119
	11:00		$y=-0.0475x+18.624$	0.3742	76.295	139.453	181.558
	12:00		$y=-0.0454x+19.189$	0.477	92.269	158.348	202.401
2012年9月25日	14:30	指数近似式	$y=19.149e^{-0.003x}$	0.5575	81.400	155.781	216.555
	15:30		$y=19.413e^{-0.003x}$	0.6292	85.964	160.345	221.119
	17:00		$y=18.17e^{-0.003x}$	0.505	63.907	138.288	199.062
2012年9月26日	10:00		$y=18.506e^{-0.003x}$	0.5134	70.015	144.396	205.170
	11:00		$y=18.124e^{-0.003x}$	0.386	63.062	137.443	198.217
	12:00		$y=18.945e^{-0.003x}$	0.5085	77.830	152.211	212.985

6.6 調査結果に基づく環境経済性評価および考察

6.3 では、養豚業での糞尿回収における環境経済性評価方法の検討を行った。本章では、糞尿の輸送・投入プロセスに限定して、PQ を導入以前のプロセスと PQ 導入プロセスを比較することでの導入のメリットを定量的に評価することとする。しかしながら、臭気による環境コストの算出方法はいまだ確立した方法が見当たらないのが現状であることから、両者の経済性の比較では直接コストを中心に CO₂ コストを加えたコスト（以下ではこれを直接コスト等と呼ぶ）で比較を行った。したがって、この比較は糞尿の輸送・投入に関する経済的コスト比較であると言える。つぎに、PQ 導入プロセスは、後述のように悪臭の低減もあわせもつ効果があることから、PQ 導入を悪臭抑制のための防止

アプローチ（prevention approach）と読み替えることによって、悪臭低減と PQ 導入費用の関係を定量的に明らかにした。

6.6.1 仮定条件

養豚業での糞尿回収における環境経済評価を行う際の仮定条件を以下に示す。

- ①牧場 A および B において豚から排出される糞尿量は、以下の表-6.13 から算出される⁶⁻³⁸⁾。
- ②6.3 にて示したライフサイクルをもとに、直接コストと CO₂ の環境コストを算出する。
- ③各コストの算出期間は、10 年間とする。
- ④糞尿の計算において肉豚（大）の値のみ用いる。
- ⑤本章では、PQ 導入前および PQ 導入後の比較を行うことを目的としている（2 つのプロセスにおいて糞尿の処理、処分は同一であるため、処理、処分に關する直接コストおよび環境コストの計算は行わない）。

表-6.13 豚から排出される糞尿量

区分	体重 (kg)	1 日 1 頭当たり		
		糞量 (kg)	尿量 (kg)	糞尿合計 (kg)
肉豚 (大)	90	2.3~3.2	3.0~7.0	5.3~10.2
肉豚 (中)	60	1.9~2.7	2.0~5.0	3.9~7.7
肉豚 (小)	30	1.1~1.6	1.0~3.0	2.1~4.6
繁殖豚 (雌)	160~300	2.1~2.8	4.0~7.0	6.1~9.8
繁殖豚 (授乳期)	-	2.5~4.2	4.0~7.0	6.5~11.2
繁殖豚 (雄)	200~300	2.0~3.0	4.0~7.0	6.0~10.0

(資料) 中央畜産会 (2002)

6.6.2 直接コスト等の算出

(1) A 牧場における直接コスト等の算出

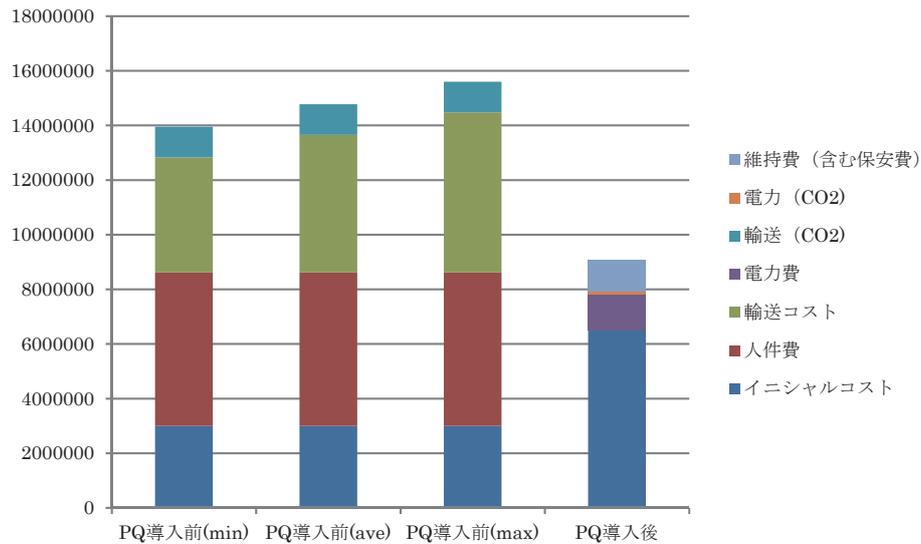
PQ 導入前における直接コスト等を算出するために用いる数値を表-6.14 に示す。ここで、糞尿を清掃するために必要な時間を 2 時間と仮定し、総労働時間を 8 時間とすると糞尿を清掃するための労働率は 1 日のうち 0.25 となる。よって、糞尿の清掃等に要する人件費は、1 日当たり 7,000 円に労働率 0.25 を乗じた値となる。PQ 導入前では、糞尿はトラックを用いて運搬するため、輸送コストは輸送単価に糞尿量および輸送距離を乗じて算出する。ただし、糞尿量は表-6.14 のように最小値から最大値が設定されるため、PQ 導入以前の輸送コストは幅を持った値が得られる。またイニシャルコストは導入前、導

入後とも最初の年に投資が行われるとして計算されている。

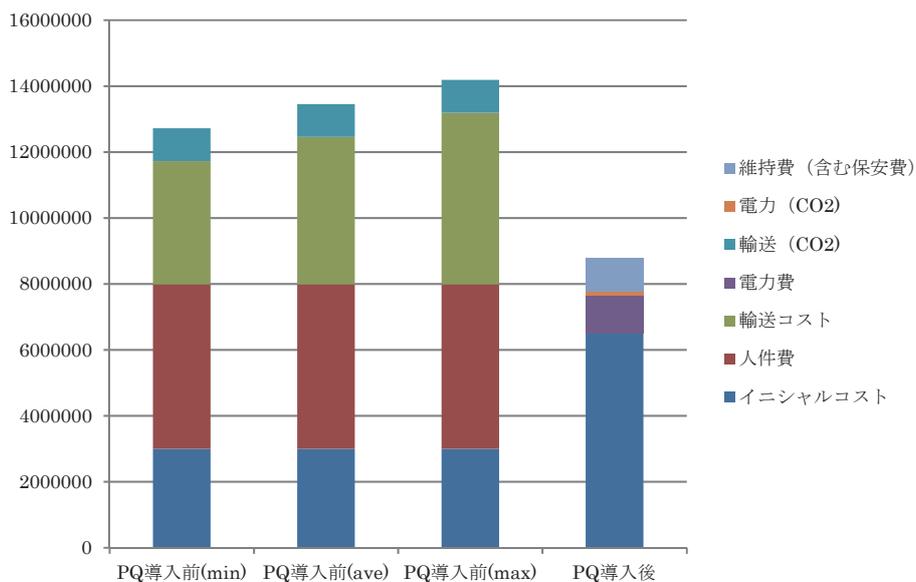
なお、PQ 導入前後における直接コスト等の内訳を図-6.16 で示す。算出においては、割引率 3%および 6%を用いて現在割引価値を求めている。

表-6.14 A 養豚場における直接コスト等の算出に必要な要素

	単位	PQ 導入前	PQ 導入後	備考
肥育頭数	頭	12,000	12,000	
イニシャルコスト	千円	3,000	6,500	(PQ 導入前) スクリュー コンベヤ+ダンプ+ホイール ローダ (PQ 導入後) PQ 本体+ 配管
人件費	千円	7	7	ヒアリング結果
労働時間	時間	2	-	8 時間×0.25
輸送単価	円/t/km	70	-	ヒアリング (運搬会社)
輸送距離	km	0.68	0.68	A 牧場実施設計図面
維持費	千円/年	-	130	(PQ 導入後) ポンピング チューブ+ブーツ
電力費	円/kWh	-	14	北海道電力
電力	kWh/日	-	36.4 (輸送のみ)	A 牧場実施設計書
CO ₂ 単価	円/t-CO ₂	2,890	2,890	国土交通省
CO ₂ 排出係数	t-CO ₂ /kWh	0	0.000423	国土交通省
輸送排出係数	t-CO ₂ /tkm	0.000178	0	国土交通省



(a) 割引率 3%



(b) 割引率 6%

図-6.16 A 養豚場における直接コスト等の内訳 (1)

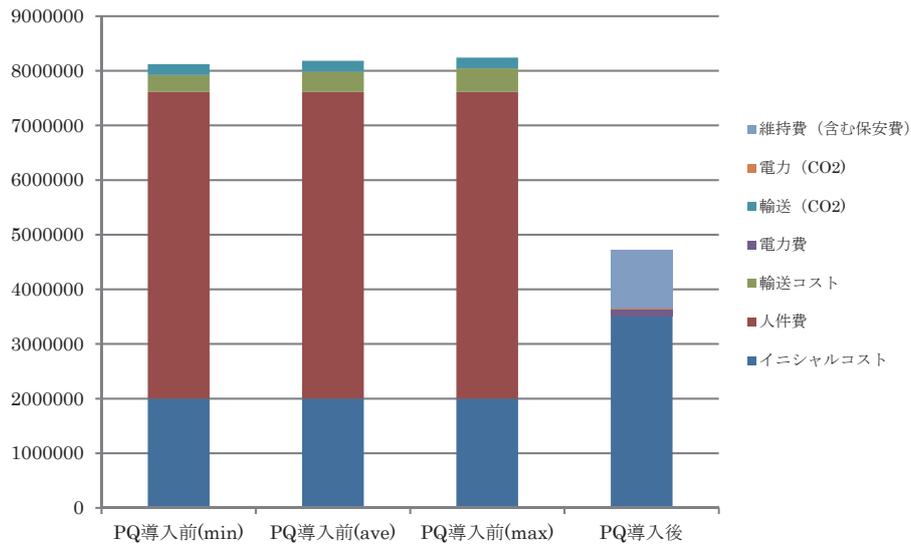
(2) B 牧場における直接等コストの算出

B 牧場において、直接コスト等を算出するために必要な値を表-6.15 に示す。直接コスト等の計算方法は、A 牧場の直接コストの計算方法と同様である。PQ 導入前後における直接コスト等の内訳を図-6.17 に示す。B 牧場での通常の肥育頭数は 7,000 頭であるが、測定時は 5,000 頭であったため計算においては後者を採用した。また、人件費や維持費はデータが得られなかった。そこで、A 牧場と比較すると発生する糞量は異なるものの、

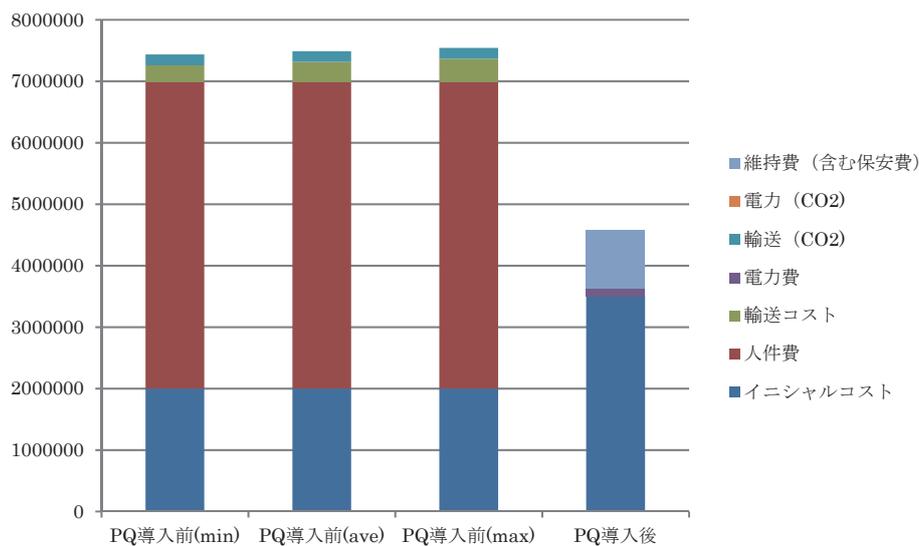
B 牧場は糞尿が発生するエンドポイント数は A 牧場と同等であることから、人件費および維持費は A 牧場と同等の水準がかかるものとした。

表-6.15 B 養豚場における直接コストの算出に必要な要素

	単位	PQ 導入前	PQ 導入後	備考
肥育頭数	頭	5,000	5,000	
イニシャルコスト	千円	2,000	3,500	(PQ 導入前) スクリュー コンベヤ+ダンプ+ホイール ローダ (PQ 導入後) PQ 本体+ 配管
人件費	千円	7	7	ヒアリング結果
労働時間	時間	2	0	8 時間×0.25
輸送単価	円/t/km	70	0	ヒアリング (運搬会社)
輸送距離	km	0.12	0.12	B 牧場実施設計図面
維持費	千円/年	0	120	ポンピングチューブ+ ブーツ
電力費	円/kWh	14	14	東北電力
電力	kWh/日	0	3.8 (輸送のみ)	B 牧場実施設計書
CO ₂ 単価	円/t-CO ₂	2,890	2,890	国土交通省
CO ₂ 排出係数	t-CO ₂ /kWh	0	0.000423	国土交通省
輸送排出係数	t-CO ₂ /tkm	0.000178	0	国土交通省



(a) 割引率 3%



(b) 割引率 6%

図-6.17 B 牧場における直接コスト等の内訳 (1)

6.6.3 悪臭防止のためのコストの算出

(1) 臭気防止コストの定量化

養豚業において糞尿に起因する臭気に関して簡便に利用できる環境影響評価手法はいまだ確立したものはないとみられる。悪臭問題を定量的に評価する難しさは、その発生ポイントの多様さもあり、発生および伝播のプロセスを簡便な形で明確化する難しさと

臭気によって明確な被害が得られないなど複数の要因が絡まっているものと考えられる。

近年、研究が進んでいる二酸化炭素の貨幣価値原単位は、二酸化炭素の増加に伴い進行する温暖化によって生じると予測される被害額から算出を行っている。また、LIMEにおいて貨幣価値換算原単位を算出する際には、有害物質によるエンドポイントを人間の健康、社会資産、生物多様性、一次生産として定めることで、各エンドポイントにおける被害を算出、統合化を行っている⁶⁻¹⁷⁾。一方、臭気が発生することで人間は不快を感じることはあるが、病気に進展する、また死亡するということは考えにくい。また、臭気によって現存する資源が失われることもあり得ない。しかしながら、臭気は周囲環境に影響を与えているのは間違いないとみられる。

そこで、本章では、糞尿に起因する臭気に関するコストの計算方法の1つとして、臭気低減を目的にPQを導入することを想定し、臭気低減のために事業者が支払うコストと臭気低減の関係を調べることにした。そこで、PQ導入前および導入後の臭気減少幅とそれを達成するために要した直接コスト等の数値の関係をみることにする。

具体的には、臭気を減少させることを目的にPQを導入すると仮定し、その効果を数値的に観察することを考える。6.3で議論した防止アプローチを適用する訳である。この時、以下式(6-9)によって、 α_S を求める。

$$\alpha_S = \frac{\text{PQ導入によって発生した直接コスト等}}{\text{PQ導入によって低減した臭気濃度 (あるいは臭気指数)}} \quad (6-9)$$

すると、 α_S は単位当たり臭気濃度(あるいは臭気指数)を抑制するために必要な直接コスト等となる。分子の数値は何らかの事由で分母の数値を目標に臭気を減少しなければならないとして事業者が負担する費用である。

分母のPQ導入によって低減した臭気濃度(臭気指数も同様である。以下、省略)を計算する際には、PQ導入前および導入後の臭気濃度が必要となる。しかしながら、PQ導入前の臭気濃度は測定されていないこと、また臭気濃度は同じ地点でも測定時期や測定時間によって変動幅が大きいため確実性が低い。そこで、PQ導入後の時点では糞尿が放置されている地点はコンポストのみであるため、PQ導入後のコンポスト地点の臭気濃度をPQ導入前の臭気濃度と仮定する。6.5の結果から、A牧場におけるコンポスト地点の臭気濃度は181~657となっており、平均値は373.9である。つぎに、PQ導入後による臭気濃度をPQ導入地点の臭気濃度と仮定する。PQを導入している4地点における臭気濃度は12~108となっており、平均値は53である。

一方、B牧場のPQ導入前の臭気濃度はPQ導入後に測定した既存浄化槽の値であると仮定する。また、PQ導入後の臭気濃度はPQ設置地点の臭気濃度と仮定する。既存浄化槽の臭気濃度は58~353となっており、平均値は172.9である。PQ設置地点の臭気濃度は11~71となっており、平均値は31.6となっている。ここで、A牧場およびB牧場に

における PQ 導入前および導入後とみなす臭気濃度を表-6.16 に示す。

表-6.16 に示された PQ 導入によって低減される臭気濃度の最小値，平均値，最大値を用いて，臭気による貨幣換算係数 α_S は表-6.17 のように算出される。

表-6.16 PQ 導入前および導入後の臭気濃度

		最小値	平均値	最大値
A 牧場	PQ 導入前の臭気濃度	181	373.9	657
	PQ 導入後の臭気濃度	12	53	108
B 牧場	PQ 導入前の臭気濃度	58	172.9	353
	PQ 導入後の臭気濃度	11	31.6	71

このようにして得られた α_S はいわゆる原単位にはいくつかの大きな問題が指摘され，適用にはきわめて慎重でなければならない。

第 1 に，分子の直接コスト等であるが，これは臭気防止のためのコストである。しかし，PQ 装置は単に臭気を防止するという効果に使われる訳ではなく，糞尿を運搬するという効果も同時に生まれている。実際，A 牧場および B 牧場は，6.6.3 でみたように，臭気を抑制するために導入したのではなく，運搬・投入効率を上げるために導入したのであって，副次的な効果として臭気も減少していると計測されるということである。すなわち，PQ 導入は運搬・投入プロセスの合理化を含んだ複数の効果があり，この中から臭気防止のためのコストを分離することは一般には困難である。理論的にも固定費を含んだコストを 2 つの効果に分けるには困難な問題がある。このように考えると，ここでの計算は PQ 装置を臭気防止のみを目的に導入したという解釈を行うこととなる。したがって，直接コストに PQ 導入のすべてを入れる場合の α_S を比較すると，実際 α_S の値はより小さい可能性がある。

第 2 に分子の臭気濃度の値に関するもので，1 つにはどの時点の臭気を用いるのかという選択の問題がある。コストとの関連から言えばある特定時点の臭気ではなく，その積分値が望ましいかもしれない。2 つには PQ 導入によってどの程度臭気が低減したのかだけでなく，予防アプローチの観点からは目標とされた臭気濃度のレベルが問題となる。厳密に言えば，得られた α_S は仮に意味のあるものとしても，計測された臭気範囲でのみ有効であり，たとえばそれ以上の低い臭気濃度の範囲に対して機械的にこの原単位をかけて環境コストを求めるといったことは慎まなければならない。それはこの技術による低減幅を超えているからである。実際，両牧場でこれ以上，臭気を低減しようとするならば，ほかの技術との組み合わせを考えなければならない。

第 3 に， α_S の原単位としての問題である。1 つめは，本件で明らかになったように同一牧場内でも複数の α_S からどの α_S を選択するかという選択の問題である。2 つめは牧場間の生産規模や施設配置・建物種類などの影響が α_S にどの程度影響しているかという問

題である。この点は、計測値をほかの地点で利用する際に顕著に問題となる。3つめは、 α_S の一定性の問題である。計測上は、PQ導入前後の2時点の臭気濃度の比較から α_S は得られたが、臭気削減に関して対策コストは非線形であることが一般的である。しかし、現状ではどの程度、非線形であるのかといった情報も乏しいと言わなければならない。

このように α_S は一定の原単位として使用できるかどうかは今後の同様な研究を待たなければならない。しかし、現状でどの程度のオーダーか、一応の目安を与えるものとしてとらえることができる可能性がある。筆者としても今後、同一地点での計測を増やすほか、ほかの牧場においてもPQ導入の効果検証の一環として計測と費用の比較を行いつつ、どのような α_S あるいはほかの方法がよいのかを考えていきたい。

以上のように、きわめて課題の多い臭気の貨幣換算係数 α_S であるが、適切な指標が得られた場合にはどのようにして使用できるかをみるために、平均値でみて、A牧場で10,198円、B牧場で、15,798円という仮説値を採用して議論してみることにする。

表-6.17 臭気による貨幣換算係数

	最小値	平均値	最大値
A 牧場	5,960	10,198	19,364
B 牧場	7,916	15,798	47,495

(2) A 牧場における環境コストの算出

前節でみたように、 α_S の適用にはきわめて問題点・課題点が多いが、もし、適切な α_S を得られた場合にはどのようにして使用するかといった観点で、実際の応用例を示してみることにする。

ここでA牧場におけるPQ導入前における環境コストの内訳を図-6.18に示す。臭気に関する貨幣換算係数は約3倍の差、またPQ導入前の臭気濃度がわからないため非常に大きな幅を持たせているため、臭気に関する環境コストは6倍以上の差がある。すでに述べたように、糞尿の臭気に関してはまだまだ適用可能性を含めて不確実な面が大きく、今後も研究を進める必要がある。今回は、 α_S に平均値を与えた環境コストをベースケースとして考える。

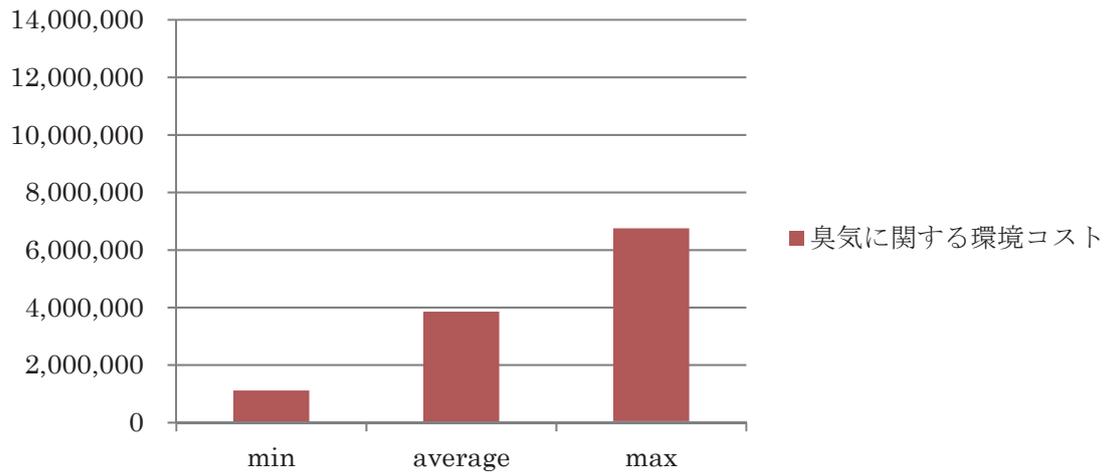


図-6.18 PQ 導入前における環境コスト

PQ 導入後における環境コストの内訳を図-6.19 に示す。また、臭気における貨幣換算係数 α_s の平均値を採用して得られた PQ 導入前および導入後の比較結果を図-6.20 に示す。PQ 導入前後の結果を比較することで、臭気に関する環境コストは著しく低減できることが示された。環境コストの総和で見ると、PQ 導入前に比べて 80%程度低減されたことになる。また、PQ 導入後における環境コストの内訳として、臭気に関する環境コストの割合が低くなった。

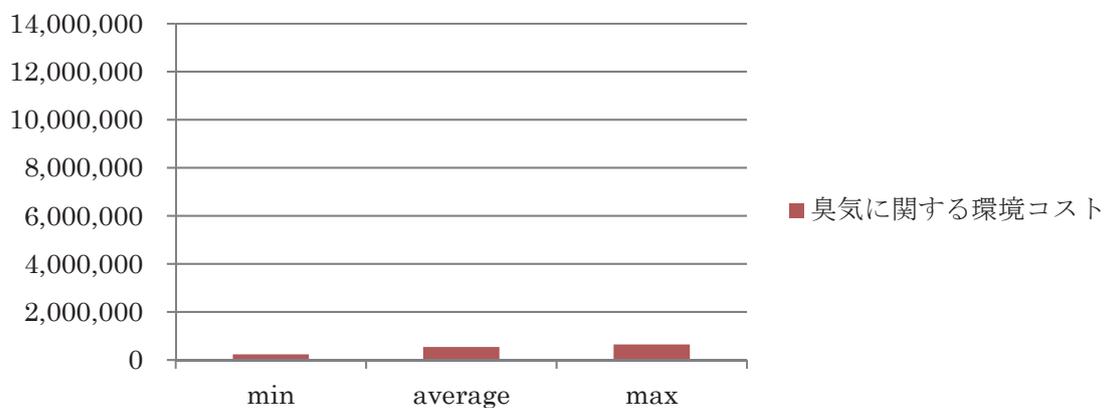


図-6.19 PQ 導入後における環境コスト

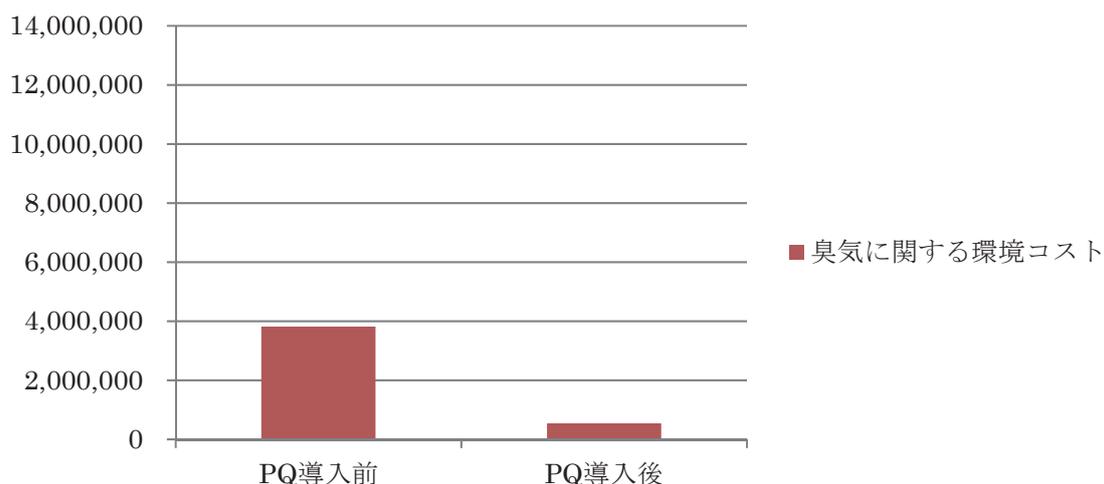


図-6.20 PQ 導入前および導入後の環境コスト比較結果 (α_5 は平均値を使用)

つぎに得られた環境コストの算出結果から、豚一頭当たりの臭気に関する環境コストを表-6.18に示す。この指標は、豚1頭当たりの臭気による被害額と言い換えることができる。PQを導入することで、豚一頭当たりの臭気に関する環境コストは317円/頭から45円/頭に削減されたことが示された。

表-6.18 豚一頭当たりの臭気に関する環境コスト

	最小値	平均値	最大値
PQ 導入前	89.9 円/頭	317.7 円/頭	1,060.2 円/頭
PQ 導入後	5.9 円/頭	45.0 円/頭	174.3 円/頭

(3) B 牧場における環境コストの算出

α_5 は牧場毎に異なると仮定しつつ、B 牧場における二酸化炭素に起因する環境コストの算出においても表-6.18の数値を用いている。また、B 牧場の臭気による貨幣換算係数は、A 牧場と比較して大きい値が得られた。その理由として、A 牧場と比較して糞尿に起因する臭気の削減幅に対してイニシャルコストの割合が低くなっていることが考えられる。B 牧場は豚の肥育頭数が少なくなっており、A 牧場と比較して臭気濃度が低く抑えられている。そのため、PQを導入することによる費用対効果が小さくなってしまう。換言すれば、大規模な養豚場にPQを導入することでより効率的に臭気を削減することが可能であると言える。

PQ 導入前の図-6.21、および導入後における環境コストの内訳を図-6.22に示す。環境コストの全体のうち、臭気に関する環境コストが大部分を占めることがわかる。また、A 牧場の環境コストの算出結果と同様に、臭気による環境コストの変動幅が大きくなっている。PQ 導入前および導入後の比較結果を図-6.23に示す。結果として、環境コスト

の総和を著しく低減させている。よって、小規模な養豚場においても PQ によって臭気を削減することで環境コストの観点からメリットを得られると言える。

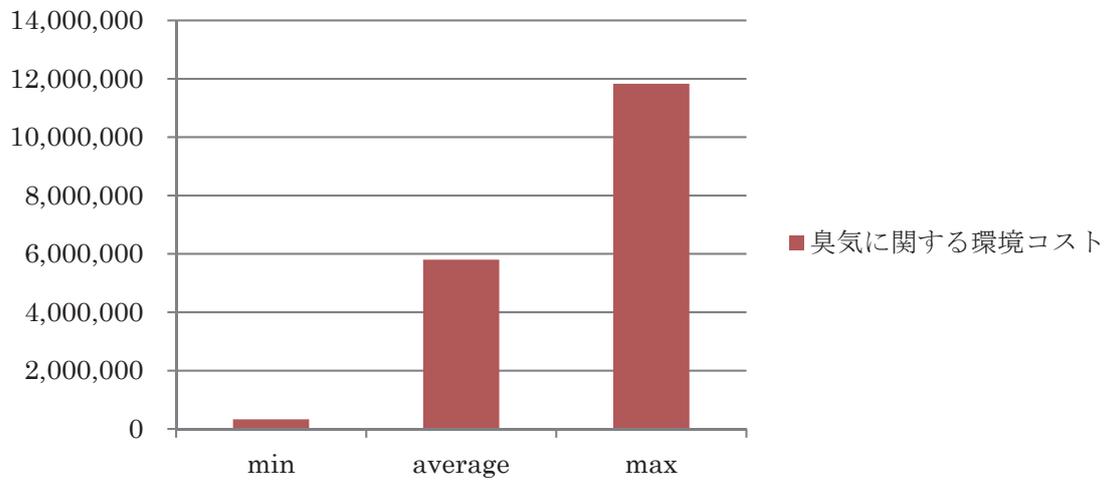


図-6.21 B 養豚場における PQ 導入前の環境コスト

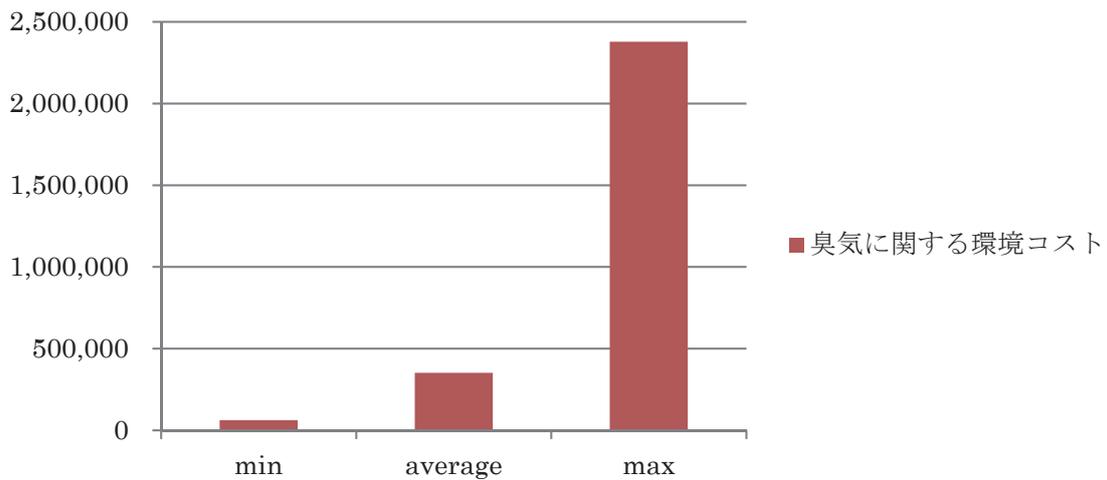


図-6.22 B 養豚場における PQ 導入後の環境コスト

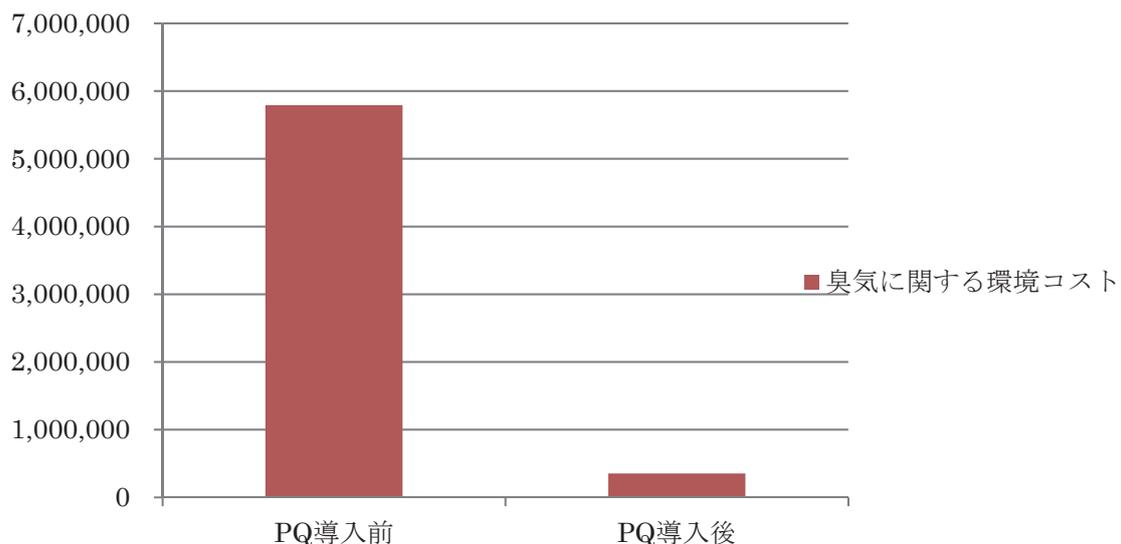


図-6.23 PQ 導入前および導入後の比較結果 (α_S : 平均値)

A 牧場と同様に得られた環境コストの算出結果から、豚一頭当たりの臭気に関する環境コストを表-6.19 に示す。PQ を導入することで、豚一頭当たりの臭気に関する環境コストは 1773 円/頭から 108 円/頭に削減されたことが示された。A 牧場と比較して、豚一頭当たりの環境コストは大きくなってしまっている。

表-6.19 豚一頭当たりの臭気に関する環境コスト

	最小値	平均値	最大値
PQ 導入前	99.2 円/頭	1773.5 円/頭	3620.9 円/頭
PQ 導入後	18.8 円/頭	107.8 円/頭	728.3 円/頭

6.6.4 臭気対策へ呼びかけ

6.6 で明らかになったことは、PQ 機器の導入は A および B 農場で導入以前に比べて輸送・投入効率および臭気低減の 2 つの項目において際だった改善をもたらしたということである。また、害虫減少という効果も期待できる。直接コスト等でみて PQ 導入前後とも販売豚肉 kg 当たりで 1 円にも満たないということは農場におけるコストとしては小さな負担であるとみられる。すなわち、糞尿の輸送プロセスという限られた部分ではあるが、PQ 機器の導入によって、輸送効率および臭気低減という win-win の状態が得られ、PQ 機器導入は魅力的な投資の 1 つと位置づけすることができると考える。

しかしながら、現状では PQ 機器の市場での認知度はきわめて低いと言わざるを得ない。また、PQ 機器導入の臭気面での効果も事業者をはじめ、畜舎建設業者、コンサルタントなど関連業界に伝播しているとは言い難い状況にある。しかし、本章で明らかになったように、比較的小規模の投資で、一定範囲の臭気を減少させることができるとい

うことは、部分的ではあるが、効果的な臭気対策の1つとして取り上げることができるのではないと思われる。

政策面でも効果的な臭気対策が望まれている現在、6.6によって一部ではあるが、その経済的な負担等の議論があきらかになったことは、臭気対策推進の一環として望ましいことであると思われる。特に養豚場の境界線上での臭気規制の対応を求められている事業者にとっては望ましい投資の選択肢の1つとして挙げる可以考虑。

さらに、PQ 導入に関してはその両端のエンドポイントの臭気対策を含む養豚場全体の経済効率性と臭気対策や糞尿処理対策の一端として組み入れることが可能であり、様々な環境負荷を含め養豚場全体の最適化を考える必要がある。その意味で、本章で示した方法論はきわめて簡略なものであるが、養豚場全体のコストマネジメントに結びつける考え方につながるものがあり、さらに改良された形で実施が求められている。また、本章で明らかになったように、養豚業の環境側面改善の可能性とそのフィージビリティは大きいものがあり、政策的なバックアップなども行ってゆく必要が認められるのではないと思われる。

6.7 おわりに

第6章では、養豚業の糞尿輸送において輸送機器であるPQ導入という新手法を提案した。また、PQ導入によるメリット、デメリットを定量的に把握するために、養豚業の糞尿処理における環境経済性評価モデルの検討および定量化を行った。本章で得られた成果を列記する。

- ①養豚業の糞尿輸送において、実際に要する直接コスト等だけでなく、環境負荷をも考慮した環境経済性評価モデルの検討を行った。そして、環境負荷をコストベースに換算するために、各要素において適切な環境経済性評価手法を検討した。
- ②2つの養豚場において、糞尿に起因する臭気濃度（あるいは臭気指数）および害虫測定を行った。この結果から、臭気源（糞尿が集積される地点）から距離が離れるほどに臭気が低減していく傾向が得られた。また、PQを導入することで臭気および害虫が低減した。
- ③大気中における臭気の挙動を示すために、移流拡散方程式を用いて計算を試みた。その結果、不十分ながらも、臭気の挙動を一部表現できた。またそこでは臭気の挙動は風に移流が支配的であった。
- ④PQ導入前後における直接コストおよび環境コストの算出を行った。PQ導入に伴いインシヤルコストはかかるものの、糞尿輸送に伴う直接コストは低減された。これは、養豚場において糞尿輸送の効率が向上したことを表している。
- ⑤企業側が悪臭を低減するための負担感をみるために、PQ導入に要するコストを糞量

および販売肉量にて除して糞量トンおよび販売肉量トン当たりの直接コストを算出した。これらの指標は非常に小さい値となり、企業の負担は小さいと言える。

- ⑥糞尿に起因する臭気に関する貨幣換算係数の算出式を提案した。具体的には、臭気削減に要する直接コストと削減された臭気濃度の価値を同等と仮定し、臭気濃度1当たりの価格を算出した。大きな乗り越えなければならない問題・課題はあるものの、現状において臭気を定量的に評価できる1つの手法であると考えたい。
- ⑦養豚場にPQを導入することで、臭気に起因する環境コストは明らかに低減することが示せた。
- ⑧上記の結果をまとめると、養豚業において糞尿輸送手段としてPQを導入することで、直接コストおよび臭気を低減させることが可能であると言える。換言すれば、糞尿輸送手段としてPQの優位性が確認された。

畜産業、特に養豚場が郊外へ追いやられた最大の理由として糞尿に起因する悪臭が挙げられる。従来採用していた集糞システムは、エンドポイントごとに貯留し、人力に頼る要素が多く、悪臭を抑制することが困難であった。一方、糞尿を輸送する機器であるPQを導入することで、イニシャルコストは要するものの人件費の削減だけでなく悪臭を抑えることが可能であることを定量的に把握した。

事業者側の観点からすると環境コストは理解しがたい概念であると言われる。特に、臭気に関しては被害の定量化が難しく、その傾向は顕著であると考えられるため、PQの導入は促進されにくい。しかしながら、臭気による周囲環境への影響は明らかであり、持続可能な養豚業の発展を望むためには新たな転換は必要である。

そこで、PQ導入などのwin-winの投資を含む新規農場、あるいは依存農場における糞回収方法を提案することによって従来と比較すると、より都市型の畜産業経営も可能ではないかと考えている。現状として、郊外に追いやられた養豚場は出荷などの際に必要以上のエネルギーを要する。近年の燃料価格の高騰や海外からの輸入の増加など様々な問題が存在する中、わが国の養豚業の保護するためには環境負荷を低減した養豚場も提案できると考える。より都市型の養豚場も可能となることで、輸送に関するコストや環境負荷を低減することができ、養豚業のバックアップとなる可能性も考えられる。

参考文献

- 6-1) 農林水産省：農林水産統計，農林水産省，2012.
- 6-2) 吉岡功：養豚業の現状と方向，農業と経済，富民協会，Vol.45，No.9，pp.22-31，1979.
- 6-3) 関哲夫：畜産経営に導入した環境会計，畜産環境情報，畜産環境整備機構，Vol.29，

pp.10-15, 2005.

- 6-4) 農林水産省：畜産経営に起因する苦情発生状況，農林水産省，2011.
- 6-5) 園田亮一，赤木功，浅野陽樹，山本昭洋，佐伯雄一：豚糞尿を原料としたメタン発酵消化液の液肥としての安全性に関する微生物的評価，宮崎大学農学部研究報告，Vol.56, pp.93-101, 2010.
- 6-6) におい・かおり環境協会：ハンドブック悪臭防止法，ぎょうせい，2012.
- 6-7) 坂井隆宏，花島大，羽賀清典，鈴木直人：豚糞と尿の混合が24時間以内の悪臭物質揮散に与える影響，日本養豚学会誌，Vol.40, No.2, pp.39-47, 2003.
- 6-8) 住田裕：悪臭物質の規制基準と測定方法，下水道協会誌，Vol.36, pp.42-46, 1999.
- 6-9) 公害研究対策センター：悪臭防止法施行令・施行規則および悪臭物質測定方法，官公庁公害専門資料，Vol.7, No.4, 1972.
- 6-10) 環境省：臭気指数ガイドライン，環境省環境管理局，2001.
- 6-11) 多田薫，岩下陽子：臭気指数による規制基準の導入に向けての研究(3)，香川県環境保健研究センター所報，Vol.10, pp.47-50, 2011.
- 6-12) 環境省：臭気指数規制導入参考事例集，水・大気環境局大気環境課大気生活環境室，環境省，2012.
- 6-13) 羽賀清典：家畜糞尿処理の今後の方向性，日本畜産學會報，Vol.81, No.2, pp.207-211, 2010.
- 6-14) 高橋通正：畜産及び畜ふんコンポスト施設の悪臭発生と脱臭対策，環境技術，Vol.35, No.12, pp.893-896, 2006.
- 6-15) 甲斐穂高，石橋康弘，川口勲：電気分解を利用した有色養豚排水の脱色処理技術のライフサイクル評価，日本LCA学会誌Vol.5, No.3, pp.403-412, 2009.
- 6-16) 伊坪徳宏，田原聖隆，成田暢彦：LCA概論，産業環境管理協会，2007.
- 6-17) 伊坪徳宏，稲葉敦：ライフサイクル環境影響評価手法，丸善，2005.
- 6-18) 羽賀清典：畜産環境研究の最近の傾向，畜産環境情報，Vol.30, pp.3-7, 2005.
- 6-19) 稲積真哉，大津宏康，磯田隆行，宍戸賢一：建設廃棄物の再資源化処理におけるプロセス遅延を考慮した環境経済性評価，地盤工学ジャーナル，地盤工学会，Vol.7, No.3, pp.479-489, 2012.
- 6-20) 宇沢弘文，國則守生：地球温暖化の経済分析，東京大学出版会，1993.
- 6-21) 阿部雅明：環境の経済的評価(CVMによる風力発電施設評価を研究事例として)，『新潟産業大学経済学部紀要』，Vol.33, pp.39-55, 2007.
- 6-22) 柘植隆宏，庄子康，栗山浩一：トラベルコスト法の研究動向，環境経済・政策研究，Vol.4, No.2, pp.46-68, 2011.
- 6-23) 河合伸治：環境と公共サービスの経済評価に関する一考察(ヘドニック・アプローチの基礎理論)，経済論集Vol.10, pp.39-50, 2012.
- 6-24) 北農会：糞尿処理技術導入の経営(経済的効果)，北農，Vol.66, No.2, pp.133-139,

1999.

- 6-25) 羽賀清典：畜産環境研究の最近の傾向，畜産環境情報，Vol.30，pp.3-7，2005.
- 6-26) 清水徹朗：畜産環境問題の現状と課題（資源循環と土づくりに向けて，調査と情報），農林中金総合研究所 Vol.157，pp.3-4，1999.
- 6-27) 国土交通省：公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針（共通編），国土交通省，2008.
- 6-28) Palmquist, R. B., Roka, F. M. and T. Vukina “Hog Operations, Environmental Effects, and Residential Property Values,” *Land Econ*, 73:114-124, 1997.
- 6-29) Kim, J., and P. Goldsmith “A Spatial Hedonic Approach to Assess the Impact of Swine Production on Residential Property Values,” *Environ Resource Econ*, 42:509-534, 2009.
- 6-30) 国土交通省：仮想的市場評価手法（CVM）適用の指針（案），国土交通省，2009.
- 6-31) 国土交通省：環境等の便益評価に関する研究（ヘドニック法とCVMの適用可能性について），建設政策研究センター，1998.
- 6-32) Rothengatter, W. “Externalities of Transport,” in Polak, J.B. and A. Heertje, (eds.) *European Transport Economics*, Oxford: Basil Blackwell, 81-129, 1993.
- 6-33) 環境省：温室効果ガス排出算定に関する検討結果，温室効果ガス排出量算定方法検討会，2006.
- 6-34) 大嶺 聖，松雪清人：建設発生土および廃棄物の有効利用における環境経済評価モデル，*土と基礎* Vol.51, No.5, pp.10-12, 2003.
- 6-35) 福井和夫：ハエの防除対策について，京都府畜産振興協会，2002
- 6-36) 矢野雄幸，佐藤弘三：拡散方程式入門，公害研究対策センター，1978.
- 6-37) 横山長之：大気環境シミュレーション，白亜書房，1992.
- 6-38) 中央畜産会：畜産環境保全指導マニュアル改訂版，中央畜産会，2002.

7 結 論

本研究による廃棄物の処理・再利用における環境経済性評価に関して、得られた成果ならびに課題は以下のとおりである。

7.1 研究の成果

7.1.1 建設汚泥の再利用における環境経済性評価

建設系廃棄物のリサイクルに伴う環境経済性評価手法では、CO₂排出量のみ依存した環境コストからCO₂換算できない環境負荷量までをコストベースに換算することができた。これより、環境負荷量と直接コストという別次元要素を新たな指標であるトータルコストに組み合わせることが可能になった。

感度分析による環境経済性評価を実施することで、建設汚泥のリサイクルに大きな影響を与える要因は採掘コスト、再資源化処理コスト、および重金属含有量であることを明らかにした。

モンテカルロシミュレーションによる環境経済性評価を実施することで、想定した要素の不確実性を同時に考慮したうえで、トータルコストによる評価は建設汚泥のリサイクルに対するバージン材との相対的な優位性を増すことを示した。

社会的費用便益率を建設汚泥のリサイクルにおける環境経済性評価に用いた。“重金属含有を考慮しない場合のリサイクル材”では、処理コスト（直接コスト）の抑制に伴い社会的費用便益率が大きくなり、一方、“重金属含有を考慮する場合のリサイクル材”では、処理コスト（直接コスト）の増額に応じて一定の社会的費用便益率に収束することを明らかにした。

7.1.2 津波堆積物の処理における環境経済性評価

津波堆積物の広域処理を実施することで発生する環境影響度を定量化し、処理完了時間との比較を行った。10県で津波堆積物を請け負った場合には1県当たりの環境影響度は 16.9×10^8 円となり、被災地の環境影響度は広域処理を実施しない場合と比較して環境影響度は 163×10^8 円減少する。これは、被災地の環境影響度を他県で負担した形である

が、処理完了時間は半減しており、広域処理の必要性、迅速な復旧・復興を考えた時、効果は高いと考えられる。ここで、放射性物質に関する環境影響度を考慮しなかった点には留意する必要がある。

上記の結果と現状を考慮したうえ、処理指針を提示すると以下が考えられる。

上記の結果より考えられる提案：被災地における焼却炉建設用地の確保や処理が安定するまでは、広域処理を推進し災害廃棄物の処理を進める。岩手県、宮城県の災害廃棄物に関しては処理の安全性が検査されており、処理が可能な部分から行う。

現状を考慮して考えられる提案：処理後の災害廃棄物の方向性を決定する（防波堤、高台の建設、再利用、安全な処分の実施）。また、透明性の高い処理を実施し、市民に公開する。継続して災害廃棄物処理のモニタリングを実施する。

災害廃棄物量は膨大であり、広域処理を予定されている量はその一部である。しかしながら、処理の初動において重要なファクターと考えられ、その後の処理の方向性に大きく関わる部分である。国がリーダーシップを発揮し、毅然とした態度で災害廃棄物の処理に関する決定を行わねばならない。一刻も早い災害廃棄物に対する広域処理の実施が求められる。

7.1.3 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価

バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システムでは、廃棄物の収集に多くの処理コストが費やされている。CO₂ 排出は焼却処理施設を選択した対策シナリオが最も多いが、温室効果ガス排出量（CO₂、CH₄ および N₂O の総排出量）としてはベースラインシナリオが対策シナリオと比較して多い。

廃棄物処理システムにおける中間処理過程ならびに最終処分過程等、対策シナリオの導入は処理コストを要するものの、環境コストを削減することができる。さらに、トータルコストにおいて環境コストの占める割合が大きいため、対策シナリオの導入はトータルコストの低減に有効である。

バンコク首都圏において廃棄物発生量を抑制することは重要な政策の1つであることに違いないが、廃棄物処理の最終目標である処理コスト、環境負荷ならびに環境コストの低減の観点においては、現状の廃棄物処理システムに対して何れかの対策シナリオを導入することが望ましい。

バンコク首都圏における現状の廃棄物処理システム（ベースラインシナリオ）に対して、対策シナリオの導入は環境効率の向上が期待できる。

7.1.4 養豚業廃棄物処理における環境経済性評価

臭気に起因する環境負荷を悪臭防止のためのコストの観点から考えることで、臭気の

貨幣換算化を試みた。換言すれば、新装置（以下、PQ という）導入に要するコストと低減された臭気濃度を基に臭気に関する環境経済性評価を提案している。この手法を採用することで、PQ 導入の費用対効果を検討することができる。上記の評価を行うために、PQ を導入している 2 つの養豚場において現地調査を行い、糞尿に起因する悪臭および害虫に関して測定調査を行った。2 つの養豚場におけるヒアリングでは、PQ 導入によって臭気および害虫が低減するという印象が報告された。そこで、臭気測定装置を用いることで臭気に関して定量的な調査を行った。その結果、糞尿が集積されるコンポストが最も臭気が強く測定され、PQ を導入した地点では臭気は養豚場から離れた環境とほとんど変化はなかった。すなわち、かつて糞尿が放置されていた地点に PQ を導入することで臭気明らかに低減するという結果が得られた。測定結果とともに糞尿の輸送方式における直接コストの算出を行った。PQ を導入することで、イニシャルコストは必要になるものの、糞の輸送に伴う直接コストおよび人件費を削減できるという便益が確認された。その結果、PQ を導入することで糞尿輸送に要する直接コストは大幅に低減することが確認された。すなわち、PQ を導入した輸送方式は直接コストの観点から見ても優位であると言える。

つぎに、臭気に関して被害額を明確化するために臭気に関する貨幣換算係数を算出した。算出した貨幣換算係数を用いて臭気による被害レベルを評価したところ、PQ を導入することで、PQ 導入前と比較すると臭気低減という項目において際立った改善が見られた。上記の結果をまとめると、糞尿の輸送手段として PQ を導入することは、直接コストだけでなく臭気をも低減することが可能である魅力的な投資の 1 つと言える。

養豚業を取り巻く環境が厳しくなり、養豚場は経済効率性ならびに環境負荷等様々な点において最適化が求められる。そういった中で示した環境経済性評価モデルはコストマネジメントに結び付けることが可能であると考えられる。今後、こういった評価モデルを用いることで、養豚業の持続的な発展に寄与していく必要がある。

7.2 研究の課題

7.2.1 建設汚泥の再利用における環境経済性評価

建設汚泥の再利用の障害となり得る工期の遅延について考慮に至っていない。今後、これらを考慮するためには時間ファクターを当該評価手法に組み込むべきである。また、廃棄プロセスにおいて廃棄処理コストのみを計算したものの、最終処分場は今後減少していくため、新たな環境コストを考慮しなければならない。環境コストの算出方法は、より詳細に検討すべきであり、将来における環境価値の変動によって原単位や環境経済性評価に関する貨幣換算係数も変動する可能性がある。

7.2.2 津波堆積物の処理における環境経済性評価

津波堆積物の処理は、環境経済性評価モデルの構築において、文献調査等によって得た値は、技術革新や環境経済性の変動によって変化する可能性がある。文献調査等を継続して行い、パラメータ設定の精度を向上させる必要がある。また、時間スケールを考慮して環境経済性の評価を行ったが、処理・処分の開始時間の遅延（ずれ）や運搬に生じる時間は省略している。今後、時間軸から見たモデルの改善を行う必要がある。

7.2.3 バンコク首都圏の廃棄物処理における環境経済性評価

被害費用や対策費用を用いて廃棄物処理システムの評価を行ったが、環境負荷物質の貨幣換算化には、様々な手法が考えられ、採用される値によって推計結果は大きく異なるであろう。具体的には、環境負荷物質の時間経過による環境経済性をすべて加味する方法ならびに環境負荷物質が影響を及ぼす境界について加味する方法などである。廃棄物処理システムに関わる環境負荷物質が及ぼす影響のとらえ方、評価の手法によって、コストベースでの評価にも影響を及ぼすはずである。加えて、単年に排出された廃棄物の環境経済性を評価したが、本来、廃棄物処理は長年行われるものであるため、より長い期間において評価を行うこと、ならびに環境への影響をある期間の中で逐次的に環境経済性を評価して行うことが必要である。

7.2.4 養豚業廃棄物処理における環境経済性評価

事業者側の観点からすると環境コストは理解しがたい概念であると考えられる。特に臭気に関しては被害の定量化が難しく、その傾向は顕著であることが考えられるため、新装置 PQ の導入は、促進されにくい。また、設置する場所によって、臭気による周囲環境への影響は明らかではあるものの、臭気が及ぼす人体の影響などを定量化することは困難である。今回、2つの農場をモデルに臭気による環境経済性を評価して検証を行ったが、より多くの農場をモデルに組み込むことで、さらに、政策面において効率的な臭気対策の1つとして取り上げてもらうためにより多くの農場モデルの検証が必要である。

謝 辞

どこからお話をさせて頂ければよいのでしょうか。今を遡った 2008 年に地盤調査用サウンディングの取扱いを通じ、先生と出会いました。当時、先生は京都大学にて教鞭とられており公的・私的場面においてアグレッシブな先生である印象がありました。あるとき私的場面において、私から先生に対して「劣等感・学歴コンプレックスがあります」と吐露したところ、「なら学歴を取得したら如何でしょうか」と簡単に私に返答致しました。私も返答に窮して「そんなことできませんよ。もうすぐ 40 歳ですし勉強だってほとんどしたことがない本当にできるのでしょうか？」そんな発言を私がすると、「学びに、学歴を取得するのに遅いも早いもない。それにコンプレックスあるのであれば払拭すべきです。やればできます」その時、私の背中に電流が走り衝撃的なそして、すぐに大学院への進学を決意しました。

2010 年 10 月に社会人の修士課程における入学試験に向けた対策を先生にお願いし、そして推薦状まで頂きまして晴れて 2011 年 4 月、法政大学大学院環境マネジメント研究科に入学を果たすことができました。仕事と学業の両立は私にとって、全て新鮮であることと同時に、過酷極まりない現状と対峙しましたが、あっという間の 2 年間で修了しました。その 2 年間に先生は、京都大学にて教鞭をとられている傍ら親切丁寧に私にアドバイスなど地盤環境工学についてご教授頂きました。その効果があって 2013 年 3 月無事修士課程が修了いたしました。仕事と学業の両立の中で、私も大変苦労しましたが、特に遠方の先生は、学会活動・学生の対応などご多忙を極める中、ご指導頂きました。そしてその当時から次は博士も見えてきましたね。次は博士です。との一言が今も心に残っております。

2017 年 4 月に芝浦工業大学に着任された先生は、私に社会人博士課程をご紹介頂きました。そこでも私のネガティブな精神が先行し「私にはできないよな」そこでも先生は「大丈夫です。やればできます。」一念発起した私は、先生にお願いし 2018 年 10 月に、芝浦工業大学博士課程の入学を無事果たすことができました。仕事と学業の両立を再開した私は、定期的に研究室にて執筆活動を行い、先生に論文の指導を親切丁寧に頂きました。話は前後しますが、私の入学した博士課程は 1 年間の社会人特別コースに入学した都合上、最短年数は 1 年間で取得可能なコースです。学会発表などの論文をベースにブラッシュアップした内容にてある程度仕上がった段階において先生にご指導を頂き、2019 年 1 月に中間発表の論文を提出しました。その時のエピソードになります。こともあろうに 4 月の中間発表数日前、私の我が儘から発表の中止をお願いしました。多大なるご迷惑をお掛けいたしました。それにもかかわらず、先生は私に叱らず「たかが半年が過ぎたにすぎません。最長で 3 年間ありますので」と私の意思を尊重頂きました。その後、先生はご多忙の中、午前・午後・夜を問わず中間発表内容・論文内容の確認を頂

きました。緊張の中、2019年10月30日中間検討会が無事終了し、公聴会までの約3か月間毎週、先生に論文内容・スライドなどの確認を頂き2020年1月28日最終審査会が行われました。

公私に渡りご指導頂いている先生の名前は、芝浦工業大学大学院理工学研究科教授稲積真哉先生です。先生との出会いと歩みはこの場では書ききれない内容になりますが、当該謝辞の中で改めまして御礼を申し上げます。本当に有難うございます。先生は私に、博士とは博士の取得からが大切だと仰いました。すなわち、博士とはその立ち振るまいが人生にとって重要だと教えて頂きました。本論文が完成したことはこれからのそして、今までの社会人人生の中で、輝かしい1ページとなり今までの劣等感が誇りと自信にかわりました。先生の教え通り、これからの人生の立ち振る舞いを常に意識し、今まで以上に精進する所存です。

また、学位論文の中間検討会、最終審査会におきまして、ご指導を頂きました副主査の並河努先生、そして、紺野克昭先生、伊代田岳史先生、杉山太宏先生（東海大学）に感謝申し上げます。

研究室そして人生の大先輩であります久保博様、論文執筆にあたりアドバイスを頂き本当に有難うございます。公聴会における貴重なご助言忘れることありません。感謝申し上げます。

会社取引先先輩の橋田弘之様、公私ともに本当にお世話になりました。論文執筆に迷った際いつもご相談をさせて頂きました。感謝申し上げます。

会社取引先の桑原秀一様、公私ともに本当にお世話になりました。論文執筆時にアドバイスを頂きました。感謝申し上げます。

株式会社トーメック宮忠男様（会長）、公私ともに本当にお世話になりました。また、植野進一様（社長）、私が新卒として入社以来、上司として公私ともに本当にお世話になりました。御礼を申し上げます。社員の皆様、会社業務においてご迷惑をお掛けしたことがあるかもしれませんが本当に有難うございます。感謝申し上げます。そして、諸先輩、後輩、大勢の方々にご指導、ご協力を頂きました。心より感謝申し上げます。

最後になりましたが、博士論文の執筆に際し、いつも健康面に気を遣って温かく見守ってくれた家族に対して感謝申し上げます。

