

令和2年度 環境経済の政策研究

国・地方公共団体における生態系勘定の導入に向けた研究

研究報告書

令和3年3月

神戸大学
小樽商科大学
農林水産政策研究所

目次

サマリー	3
英訳 Summary	4
I 研究計画・成果の概要等	7
1. 研究の背景と目的	8
2. 3年間の研究計画及び実施方法	8
3. 3年間の研究実施体制	10
4. 本研究で目指す成果	11
5. 研究成果による環境政策への貢献	11
II 令和2年度の研究計画及び研究状況と成果	12
1. 令和2年度の研究計画	13
2-(1) 令和2度の進捗状況および成果（概要）	17
2-(2) 3年間の研究を通じて得られた成果（概要）	19
3. 対外発表等の実施状況	22
4. 令和2年度の進捗状況と成果（詳細）	24
第1章 生態系勘定フレームワークの構築	25
1.1 供給使用表構築のための物量データの整備（令和2年度の成果）	25
1.2 森林生態系勘定フロー勘定（供給使用表）の構築（令和2年度の成果）	31
1.3 生態系勘定に関する国際的議論及び研究の動向（3年間の成果）	45
1.4 生態系ストック勘定の精緻化（3年間の成果）	47
1.5 生態系サービス受益者の詳細分析（3年間の成果）	52
1.6 森林生態系から発揮される生態系サービスの特定（3年間の成果）	59
1.7 まとめ	62
第2章 日本における生態系サービス評価に関する研究	64
2.1 生態系サービスのシャドウ・プライス推定に関する整理（令和2年度の成果）	64
2.2 生態系サービスに対する時間割引率と空間割引率の推定（令和2年度の成果）	67
2.3 生態系サービスの時間割引率と空間割引率の規定要因（令和2年度の成果）	75
2.4 生態系サービスのシャドウ・プライスと空間割引（3年間の成果）	78

2.5 生態系勘定導入に向けた生態系サービスのシャドウ・プライスの実証研究（3年間の成果）	92
2.6 まとめ	103
第3章 生態系勘定に基づく公共政策評価	104
3.1 太陽光発電関連施設の設置による環境・経済・社会への影響の分析（令和2年度の成果）	104
3.2 ポジティブな効果/ネガティブな効果の定量評価（令和2年度の成果）	113
3.3 生態系評価の利用（令和2年度の成果）	122
3.4 再生可能エネルギーと自然生態系との関係性の整理（3年間の成果）	126
3.5 森林資源のエネルギー利用による環境・経済・社会への影響の分析（3年間の研究）	133
3.6 まとめ	141
第4章 まとめと環境政策への貢献	143
4.1 まとめ	143
4.2 環境政策への貢献	144
Ⅲ 添付資料・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	146

サマリー

ミレニアム生態系評価、TEEB 報告書、WAVES プロジェクト、およびダスグプタ・レビューなどに代表されるように、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進み、2010年にCOP10で合意された愛知目標で生態系の価値を経済勘定として可視化し、意思決定に利用することが目指されている。こうした研究および政策的背景を踏まえて、本研究では、日本における生態系勘定の開発と利用について研究を行うことを目的とする。本研究では、ストック勘定だけでなく、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフロー勘定も揃えることにより、環境経済統合勘定－実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のような世界的に標準とされている生態系勘定枠組みを踏まえつつ、日本における政策適用に利用しやすい勘定表を提示する。特に、プラネタリー・バウンダリーに関わる大規模で不可逆的な生態系劣化を評価対象とし代替不可能性を想定すべきときに利用できる物量データと、比較的小規模な変化を評価対象とし代替可能性が認められる際に利用できる貨幣評価データの双方を揃える。貨幣評価データには、国民経済計算に接続しやすい交換価値（市場価値）にもとづく評価と、社会的費用便益分析に利用できる厚生価値（社会的価値）による評価の二種を用意する。そのために、第一に、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行う。第二に、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析する。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析する。これらにより、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化に対応する。

本研究では、環境や生態系を経済勘定に取り入れる試みとして、(1)SEEA-EEAを踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価を行うサブテーマ3という構成で研究を行った。

今年度サブテーマ1では、SEEA-EEAなどの先行する生態系勘定体系を踏まえて、生態系及び生態系サービスの評価における課題点と検討状況をまとめ、厚生価値と交換価値の概念の違いとそれぞれに整合的な評価手法の検討、生態系からのサービスと便益の区分、生態系の評価における割引率の設定など、具体的な課題を明らかにした。その上で、北海道、岩手県、神戸市の3地域の森林生態系サービスを事例として、生態系勘定の主要構成要素の一つである供給使用表のフレームワークの検討及び実際の数値の計上を行った。

サブテーマ2では、生態系資源のシャドウ・プライス推定を精緻化させるため、近年注目され研究が増えつつある環境評価における時間軸での割引率に関する先行研究を取りまとめ、空間割引率と時間割引率を統一的な方法で定式化した。実証研究ではそれらの割引率の推定に取り組みつつ、空間割引率と時間割引率の相互作用に関する検証を行った。その結果、生態系サービスの性質が持つ利他性などの性質がそれぞれの割引率に影響することを示し、スピルオーバーを考慮するフロー勘定を時点間で比較する際に考慮する必要性を指摘した。また三年間のまとめとして、生態系サービスの車道プライスの推定における理論枠組みの整理と、実証的研究の方法的整理と成果の整理を行い、生態系勘

定との連動について取りまとめた。

サブテーマ3では、太陽光発電所と自然生態系の包括的評価に関する検討を行った。太陽光発電システムの設置に関する決定は、環境および経済の観点から国および地方の戦略をもとに実施されている。地域の自然生態系の保全は、住民にとって大きな関心事である。太陽光発電所の設置にかかる計画は、多くの場合、民間の事業会社によって開発および運営されているが、自然生態系の改変を伴う計画を許可する権限を持っているのは地方自治体である。地方自治体の意思決定者が、自然生態系の改変を伴う太陽光発電所の評価を可能な限り客観的かつ定量的に評価できる評価方法を提案した。ここでは、LCA等を用いてポジティブな効果とネガティブな効果の各評価項目を定量化するとともに、これらの評価項目を包括的に評価できるようにした。また、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかを判別できる指標を作成した。

以上のサブテーマの研究から、日本における生態系勘定、特にフロー勘定の枠組みの開発、生態系価値の推定のアプローチ、生態系勘定の政策応用が議論され、3年間の研究の成果と政策的含意がまとめられた。

英訳 Summary

Studies assessing the value of ecosystems from the viewpoint of ecosystem services have been progressing worldwide, as represented by the Millennium Ecosystem Assessment, the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) reports, the Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services (WAVES), and the Dasgupta Review. Meanwhile, Aichi Biodiversity Targets, which were adopted at the 10th meeting of the Conference of the Parties (COP10) in 2010, call for visualization of the value of ecosystems as part of economic accounting for use in decision-making. Based on these studies and policy backgrounds, this particular study aims to address the development and use of ecosystem accounting in Japan. The study deals with the flow of the provision and use of ecosystem services, as well as the stock, to propose an account table that can be applied to policymaking in Japan, in step with ecosystem accounting frameworks that are regarded as global benchmarks, such as the System of Environmental-Economic Accounting–Experimental Ecosystem Accounting (SEEA-EEA). In particular, the study provides physical quantity data that can be used in evaluating large-scale and irreversible ecosystem degradation involving planetary boundaries when the irreplaceability of the ecosystem should be assumed. The study also provides monetary value data that can be used in evaluating relatively small changes when substitutability is recognized. The monetary value data include evaluation based on exchange value (market value) that can be connected to the system of national accounts with relative ease, as well as evaluation based on welfare value (social value) that can be applied to social cost-benefit analysis. For this purpose, this study, in addition to quantifying ecosystems, first evaluates delivery aspects, such as each of the various ecosystem services, ecosystem conditions, and the distribution of the suppliers and the users. Second, the study analyzes ecosystem conservation policies at the national and local government levels based on ecosystem accounting by examining case examples. Specifically, prefectures/regions that possess abundant resources

for ecosystem services are spotlighted to quantitatively and empirically analyze the feasibility and the effectiveness of ecosystem conservation policies driven by environmental policies involving the coexistence of people and nature, such as the use of renewable resources and the conversion to renewable energy. Through these measures, the study establishes ecosystem accounting for the visualization and the mainstreaming of ecosystem services.

This study, which is an attempt to incorporate the environment and ecosystems into national accounts, comprises three parts: 1) Under Sub-theme 1, a necessary framework was developed for ecosystem accounting that is appropriate for Japan in step with the SEEA-EEA, in light of the nation's environment, ecosystems, and socio-economic conditions; 2) Under Sub-theme 2, theoretical and empirical studies necessary for determining appropriate shadow prices were conducted based on environmental economics principles regarding the economic value of ecosystems; and 3) Sub-theme 3 addressed the use and evaluation of policies on ecosystem accounting at the national and local government levels.

Sub-theme 1, the issues and discussions regarding the evaluation of ecosystems and ecosystem services were summarized in keeping with the existing ecosystem accounting mechanisms such as the SEEA-EEA. Specific issues were clarified, such as the difference between welfare value and economic value, the evaluation methods consistent with each value, classification of services and benefits provided by ecosystems, and the establishment of discount rates in the evaluation of ecosystems. Subsequently, the forest ecosystem services in Hokkaido, Iwate Prefecture, and Kobe City were cited as examples for the examination of the framework of the supply-use table, which is a major component of ecosystem accounting, while actual figures were tabulated.

Under Sub-theme 2, the goal was to refine the estimation of shadow prices for ecosystem resources. For this purpose, prior studies regarding the discount rates involving environmental evaluation along the time axis—an issue that has been attracting attention in recent years and on which research is increasing—were summarized, and the space discount rate and time discount rate were formulated in a unified manner. In the empirical study, the space discount rate and the time discount rate were estimated, and the interaction between the two was examined. The results demonstrated that the characteristics of ecosystem services, such as their altruistic nature, influence their respective discount rates. This influence should be considered when flows that include spillover effects are compared between different time points. In addition, as a capstone for three years of research, a theoretical framework for estimating shadow prices of ecosystem services was reviewed, and the methodology and the results of empirical research were reexamined, to explain their linkage with ecosystem accounting.

Under Sub-theme 3, an examination was conducted with respect to comprehensive evaluations of solar power plants and ecosystems. Decisions regarding the installation of solar power systems are based on the strategy of national and local governments from environmental and economic perspectives. The conservation of local ecosystems is of great concern to area residents. In many cases, power stations are developed and operated by private-sector power companies. However, it is the local government that has the authority to approve plans that would impact ecosystems. This study proposes a method that allows decision makers at local governments to evaluate solar power stations that would impact ecosystems objectively and quantitatively to the extent possible. Under this method, individual evaluation items

regarding the positive effects and the negative effects can be quantified and comprehensively evaluated through life-cycle assessment (LCA). In addition, an indicator was developed for determining whether positive effects outweigh negative effects, or vice versa.

Research under the sub-themes mentioned above led to discussions regarding the development of a framework for ecosystem accounting—particularly the framework for flow accounting—in Japan, which is an approach to estimate the value of ecosystems, and the policy application of ecosystem accounting. In this manner, the results of three years of research and its policy implications were compiled.

I 研究計画・成果の概要等

1. 研究の背景と目的

ミレニアム生態系評価、TEEB 報告書、WAVES プロジェクトなどに代表されるように、生態系を適切に保全していくために、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進んでいる。また、2010 年に COP10 で合意された愛知目標においては、生態系の価値を経済勘定として可視化し、政策的意思決定等において意思決定に利用する形で主流化する動きが進んでいる。こうした背景に基づき、日本においてこれまでの研究では生態系勘定枠組みのうちストック勘定が構築されてきたが、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフローに関する勘定についても構築しなければ勘定体系として不十分である。さらに、日本における生態系サービス評価を実施し、生態系勘定枠組みに物量データと価値データを完備させ、適切な生態系保全のための公共政策について、生態系勘定を用いた具体的な政策形成に関する研究が求められている。

本研究は、日本における生態系勘定枠組みを開発し、国や地方公共団体を単位とした生態系勘定を構築することを第一の目的とする。ここではストック勘定だけでなくフロー勘定も揃えて、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行う。そして第二の目的として、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析する。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析する。この2つの目的により、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化という世界的な共通課題に対応する。

2. 3年間の研究計画及び実施方法

研究全体の構成は以下のフローチャートに集約される。

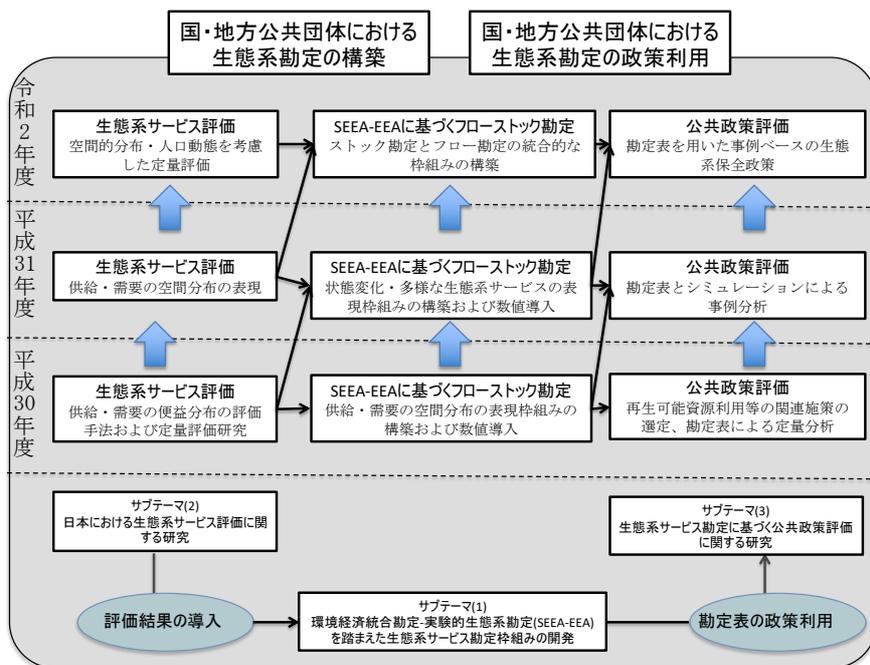


図1 研究の構成

(1) 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発
[研究体制：農林水産政策研究所、小樽商科大学]

これまでの生態系勘定の研究によって、生態系ストック勘定の構築が行われ、どの都道府県にどのくらいの生態系が賦存し、その価値がどのくらいになるのかについては明らかになった。しかしながら、どのような経済主体がどの生態系サービスをどれだけ供給または需要しているのかといった生態系フロー（生態系サービス）に関するデータを計上する生態系フロー勘定の構築までは未だ至っていない。そこで本研究では、これまでの生態系勘定の研究成果を踏まえ、日本における生態系勘定枠組み、特にフロー勘定を開発し、国全体とともに地方公共団体を単位とした生態系勘定を構築する。

平成 30 年度は、生態系フローとして、供給者と需要者を表現できる生態系フロー枠組みの構築を行い、統計データから数値を導入する。その際、サブテーマ(2)の成果を流用し、物量データと価値データの両方を、さらに価値データについては厚生価値と交換価値の双方を計上できる都道府県単位の生態系フロー勘定を構築する。さらに、一部の都道府県を対象に、これまでの都道府県単位の勘定表から、市町村単位の勘定表へと拡張し、供給者と需要者の空間分布をより細かく反映させられるフロー勘定とする。

平成 31 年度は、平成 30 年度で構築した勘定表をさらに拡張し、生態系の状態や多様な生態系サービスのうち、実際に供給ができる生態系サービスを抽出して評価するなど、より厳密・詳細な物量や価値を反映できる勘定表の枠組みを構築する。さらに、温室効果ガス等、生態系勘定から導かれる各種指標とその政策的な利用法についても言及し、サブテーマ(3)へと繋げる。

令和 2 年度は、これまでの研究で推計された生態系ストックおよび生態系サービスの評価額を平成 31 年度までに構築した生態系勘定の中に導入し、ストックとフロー両方を把握できる生態系勘定体系を構築し、政策利用への活用を図る。

本サブテーマは、林岳及び國井大輔（農林水産政策研究所）と山本充（小樽商科大学）が担当する。

(2) 日本における生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

生態系サービスの経済評価には、これまでは仮想評価法や選択型実験といった表明選好法と呼ばれる経済評価手法により非市場価値を計測することが重視されてきた。しかしながら、SEEA-EEA では、交換価値による計測が重視されてきた。これは、国民経済計算体系（SNA）に接続させる際の整合性を確保するためである。しかしながら生態系価値の本質は交換価値では評価しきれない非市場的価値に属する部分が多いことは多くの環境経済研究が明らかにしてきたところである。そこで本研究では、生態系勘定を導入する際の価値データについて、交換価値評価と厚生価値の双方による日利用価値の評価を行い、ストック勘定と同様にフロー勘定においても評価単位による差異を可視化する。

特にフロー勘定として、平成 30 年度において便益の空間分布に焦点を当てる。この際には、直接的に利用しない受益者についても検討する必要がある。このとき、交換価値による評価と厚生価値による評価の際は顕著に現れることが予想されるが、そうしたケースでの経済学的分析を行い、定量的な実証研究を通じてフロー勘定に導入される生態系の価値評価を行う。

平成 31 年度においては、こうした分析を生態系サービスの多様性について当てはめ、供給サービスのような物的消費を基本とする生態系サービスの評価だけでなく、調整サービスや文化的サービスのような交換価値として評価しにくいサービスについて、厚生価値によって評価し、既存の SEEA-EEA が提供する情報に加えて、独自の生態系サービス評価を行う。

令和 2 年においては、厚生価値による測定でクリティカルな要因である人口動態について研究する。

交換価値は基本的に市場における交換主体に便益が限定されるが、厚生価値は幅広く受益主体が存在する。その際に、受益者数が評価結果に大きな影響を与える。受益者数の変動が生態系勘定における評価値にどのように影響するかを明らかにする。また、時間の経過とともに生じる価値情報の自律的变化についての研究を行い、研究期間終了後の勘定表更新について検討する。

本サブテーマは、佐藤真行（神戸大学）と山口臨太郎（国立環境研究所）が担当する。栗山浩一（京都大学）が適宜協力する。

(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

本サブテーマでは、作成された勘定表を利用して政策事例の分析を行う。特に、固定価格買取制度(FIT 制度)などといった比較的新しい施策実施による再生可能エネルギー利用の拡大に着目し、次の2つの検討を通じて、森林資源に与える正負の社会・経済的影響を分析する。本サブテーマで対象とする地域は、兵庫県、岩手県、北海道など、これまでに生態系勘定に必要なデータ蓄積が進んでいる地域から選択する。

1つ目の検討では、森林資源をエネルギー利用することによる、環境的・経済的影響を分析する。まず、国土数値情報(土地利用、標高・傾斜角度など)、植生分布情報などのデータを用いて、木質バイオマス(間伐材・タケ等)の利活用ポテンシャルを推計し、GISを用いて空間情報として可視化する。これを発電・熱利用することによる環境負荷削減効果、経済効果を、ライフサイクルアセスメント(LCA)、ライフサイクルコスト(LCC)手法を用いて明らかにする。続いて、木質バイオマスから生産した電力・熱を利用する事業を想定し、住民を対象として事業に対する関心等をアンケートにより調査し、事業の社会的有用性を分析する。事例対象の都道府県内で計画および稼働している木質バイオマスを利用した発電所および熱利用施設での情報収集を通じて、木質バイオマスの利活用ポテンシャルと現状での利用量とのギャップを調査し、環境的・経済的側面からみた森林資源の持続的な利用方法を提案する。

2つ目の検討では、太陽光発電所の建設工事に伴う森林資源の減少が、地域の自然生態系や地域の魅力に与える影響を分析する。ここでは、衛星データ、国土数値情報(土地利用、標高・傾斜角度など)を使って、兵庫県における太陽光発電所の建設前後の森林面積の減少度合いを分析する。また、実地調査や兵庫県民を対象として太陽光発電所が建設されることによる景観や地域の魅力の変化などをアンケートにより調査し、社会的影響を分析する。LCA 手法を利用して、太陽光発電によるエネルギー生産量と生物多様性の減少に関する費用対効果分析を行うことで、自然生態系の保全に資する太陽光発電所の設置基準を提案する。本サブテーマは、田畑智博（神戸大学）と、研究協力者として國井大輔（農林水産政策研究所）が担当する。

以上の3つのサブテーマを通じて、国・地方公共団体における生態系勘定の構築と導入、および政策利用が達成される。

3. 3年間の研究実施体制

[研究代表者]

佐藤 真行 神戸大学大学院 人間発達環境学研究科 教授

[研究参画者]

山本 充 小樽商科大学 大学院商学研究科 教授
田畑 智博 神戸大学大学院 人間発達環境学研究科 准教授
林 岳 農林水産政策研究所 企画広報室企画科長

[研究協力者]

栗山 浩一 京都大学大学院 農学研究科 教授
國井 大輔 農林水産政策研究所 主任研究官
山口 臨太郎 国立環境研究所 主任研究員

4. 本研究で目指す成果

本研究によって、生態系勘定におけるストック表とフロー表が揃うことにより、実質的な世界的標準である国連 SEEA-EEA と同等の情報を有する生態系勘定が開発される。さらに生態系サービスの供給源と需要者の分布を測定する際に、受益者数を考慮することで、交換価値と厚生価値という異なる2つの測定単位における整合性の問題について分析を深め、既存の生態系勘定の経済学的妥当性を検証し、国や地方公共団体における政策立案や政策評価について有効な意思決定を促進することができる。具体的には、これまでに生態系勘定の開発に関連するデータ蓄積が進んでいる兵庫県、岩手県、北海道などを対象により詳細なデータを記載可能な生態系勘定表を構築し、それをを用いて再生可能資源利用に関する環境政策の影響をシミュレーションし、その政策がもつ生態系保全効果と政策の便益の帰着先を定量的に評価し、経済学的な観点からその政策の有効性を評価することができる。

5. 研究成果による環境政策への貢献

第一に、国際的な標準規格で要求される情報を含んだ生態系勘定が開発される。このことは、愛知目標に掲げられている生態系サービスの国家勘定へ組み込むという政策ニーズに応えるものである。特に、生態系勘定で森林や湿地など日本における重要な生態系がカバーされるため、国際規格に則りつつ、日本の特徴的な生態系の評価が可能な生態系勘定を国際的に提示することができる。第二に、こうした生態系勘定の開発により、国や地方公共団体の環境保全政策の生態系保全効果が定量的に示されることになるため、さまざまな政策シナリオのシミュレーションを通じて証拠に基づく政策立案 (EBPM) が可能になる。生態系勘定には生態系サービスの供給源と需要者の分布など詳細な情報も記載されるため、今後想定される各地域の人口変動を考慮して需要者を特定するなど、より適切な環境保全政策が検討できる。こうしたことは SDGs などの長期的な環境政策目標にも関連するため、持続可能な発展のような長期的かつ総合的な政策目標においても生態系勘定の利用方法を示すことができる。

Ⅱ 令和2年度の研究計画及び研究状況と成果

1. 令和2年度の研究計画

本研究では、環境や生態系を経済勘定に取り入れる試みとして、(1)国際的な標準となりつつある環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価について研究を行うサブテーマ3という構成で研究を行う。

本年度の各サブテーマは図1のようにまとめられ、担当者は表1のとおりである。

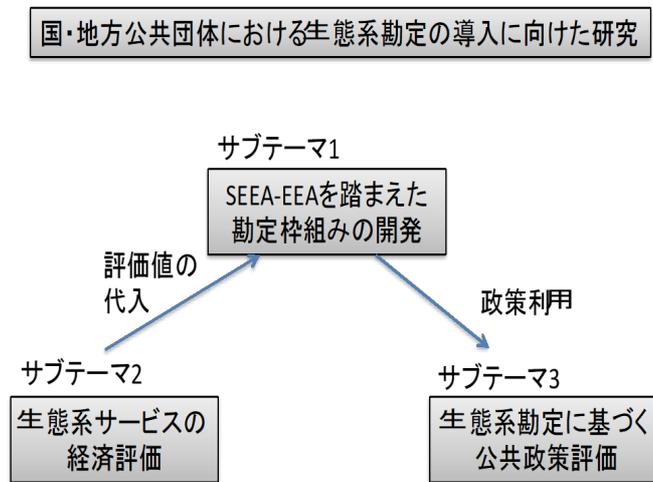


図1 研究サブテーマと相互関係

表1 各サブテーマの担当者

氏名	所属	主な担当
佐藤 真行	神戸大学 (研究代表者)	サブテーマ2
林 岳	農林水産政策研究所	サブテーマ1
田畑 智博	神戸大学	サブテーマ3
栗山 浩一	京都大学	研究協力者
山口 臨太郎	国立環境研究所	研究協力者
國井 大輔	農林水産政策研究所	研究協力者

サブテーマ(1) 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発

[研究実施機関：農林水産政策研究所・小樽商科大学]

令和2年度は、前年度までに得た研究成果や推計値を勘定表に計上し、理論的な評価に基づきつつ、より実情に近い評価へシフトさせ、最終的な生態系勘定の構築を目指す。まず、サブテーマ(2)で得た時間割引率と空間割引率を用いて、これまでに揃えた生態系ストック及び生態系サービスの価値を再評価し、生態系勘定に計上する。また、平成31年度に推計した北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域外移出額の推計結果と空間割引率を組み合わせ、空間割引を行った移出額を推計して生態系サービス勘定に計上する。事例ベースの詳細な勘定表については、岩手県の特定地区を対象に、森林生態系が位置する標高等によって生態系サービスの受益者数が異なることを示し、森林生態系からの洪水防止および水資源涵養サービスの受益者数を推計する。その上で、標高や位置などの空間情報と受益者数を反映させた生態系サービスの価値評価を行い、生態系サービス勘定に値を計上する。最後に、これらの生態系勘定に計上した評価額を、サブテーマ(3)で推計した太陽光パネル設置による森林喪失面積と組み合わせ、太陽光パネル設置による森林喪失によって失われる生態系サービスの価値評価を行い、生態系勘定の政策利用の一つの事例を提示する。そのために、兵庫県を対象とした政策評価のための事例調査を行う。

本サブテーマは林岳（農林水産政策研究所）が主に担当し、研究協力者として國井大輔（農林水産政策研究所）、山本充（小樽商科大学）と共同で進める。

サブテーマ(2) 日本における生態系サービス評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学・国立環境研究所]

令和2年度では、社会的厚生価値（総価値）の算出に重要となる要素を検討するとともに、こうした割引率を実際の勘定表に適用していく際のプロセスや注意点について検証する。まず、厚生価値の測定でクリティカルな要因である人口動態について研究する。交換価値は基本的に市場における交換主体に利益が限定されるが、余剰価値は幅広く受益主体が存在する。従来の評価手法では、受益者数が評価結果に大きな影響を与えるのは明らかであるが、今後の人口変動に鑑み受益者数の変動が生態系勘定における評価値にどのように影響するかを明らかにする必要がある。生態系サービス勘定では、自然資本と生態系サービスの総価値が対象とされるため、その評価の前提となる生態系サービスの裨益人口をどう設定するかという問題に取り組む。この点について、行政人口と経済人口とを比較した既存研究を踏まえたうえで、これまでに得られた空間割引率の理論と実証データを使い、様々なパラメータに基づいた空間割引率を使った割引価値がゼロとなるまでの人口を裨益人口として総価値を算出する。その他の人口の設定パターンも、適宜検討する。その際、サブテーマ1で生態系サービス別にアクセシビリティが考慮されたのと同様に、サービス別に割引率を適用する。これらを比較考量し、勘定表にまとめられた生態系サービス価値を検証する。

また、空間的要因を勘定表において考慮するために、混雑現象の発生による森林生態系資源評価の調整や、人口分布状況と森林までの距離の計測に基づく評価値の調整について検討する。これまで、レクリエーションサービスを念頭に施設の稼働状況から混雑状況を評価したが、他の生態系サービスにおける混雑現象について検証し、生態系サービスのシャドウ・プライスをストック勘定表およびフロー勘定表に適用する。さらに、空間的割引と時間的割引を独立して適用することの妥当性について検証する。時間割引と区間割引の実証的推定値に関連がないかを調査し、双方の要因を適切に勘定表へと反映させることを

目指す。令和2年度が研究最終年度にあたることを踏まえて、シャドウ・プライスの定式化と推定における生態系の負の価値（生態系ディスサービス）の取り扱いについても考察し、生態系勘定の役割と限界を明確にする。

本サブテーマは、佐藤真行（神戸大学）が主に担当し、研究協力者として栗山浩一（京都大学）と山口臨太郎（国立環境研究所）と共同で進める。

サブテーマ(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学]

令和2年度では、第一に、平成31年度に提案した太陽光発電の設置と自然生態系の保全との関係に係る評価手法に基づきつつ、兵庫県と北海道において森林を改変してメガソーラー発電所を設置した事例を取り上げ、太陽光発電所の設置によるCO₂削減の効果と森林伐採によるCO₂吸収源の減少の影響との関係性を評価する。これを実施するために、平成31年度の兵庫県に加えて、令和2年度では北海道のメガソーラー発電所のリストを作成するとともに、森林や荒地を改変して設置された事例を検索して、これらの喪失面積を算出する。本研究で作成された生態系勘定表をもちいた政策効果の評価を通じて、自然生態系の保全を優先しつつ、太陽光発電の推進も合わせて行うための課題や方策を考察する。

また、これまでにまとめた木質バイオマスの発電・熱利用に伴う環境・経済・社会の各側面での評価方法、および兵庫県の木質バイオマスのエネルギー利用ポテンシャルに関する推計結果を用いて、同県内で未利用の木質バイオマスをエネルギー利用することによる環境・経済・社会の各側面での効果を明らかにする。これにより、森林資源の利用効率を向上させることの効果とその必要性を論じるとともに、現状の利用量との乖離度合いを分析する。これを踏まえて、特に現在の国・地方公共団体の法制度や事業者の運営などの観点から、森林資源のエネルギーとしての利用効率を向上させるための課題や方策を考察する。

本サブテーマは、田畑智博（神戸大学）が主に担当し、生態系勘定の適用について林岳（農林水産政策研究所）、國井大輔（農林水産政策研究所）と共同で進める。

以上3つのサブテーマによって国・地方公共団体における生態系勘定の導入に向けた研究が達成できるよう、研究代表者と分担者の間で随時確認しあうとともに、環境省担当者と政策ニーズのすり合わせを行う。令和2年度の研究工程は、次のようにまとめられる。

令和2年度 工程表

達成される成果	平成32年(2020)				備考
	1Qt	2Qt	3Qt	4Qt	
(1)環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発					
(1)-1:SEEA-EEAにおけるフロー勘定の精査					
供給-需要分布の勘定表					
生態系サービスごとの勘定表					
具体的地域事例					
(1)-2: 日本における生態系フロー勘定の枠組みの開発					
(1)-3: 数値導入と可視化					
余剰価値と交換価値の勘定表					
都道府県単位の勘定表					
市町村単位の勘定表					
(1)-4: 勘定体系の開発					
ストック勘定とフロー勘定の接続					
関連する政策指標への接続					
(2)日本における生態系サービス評価に関する研究					
(2)-1:フロー勘定のための生態系サービスごとの経済評価手法の研究					
空間的分布についての研究					
余剰価値と交換価値の差異についての研究					
(2)-2: フロー勘定のための生態系サービス評価					
余剰価値による評価					
交換価値による評価					
(2)-3: 人口動態・社会動態の生態系サービス評価への反映					
空間的分布					
価値情報の更新についての研究					
(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究					
(3)-1: 生態系サービス産に関連する政策事例の精査					
再生可能エネルギー政策					
バイオマス利用政策					
(3)-2: 事例研究					
地理情報の収集					
政策効果の評価					
政策シミュレーション					
生態系保全効果の実証と生態系利用の提案					
※ →は結果のインプット(アウトプット)の流れを示す。					

2-(1). 令和2年度の研究状況および成果（概要）

令和2年度は各サブテーマにおいて以下のような研究を実施した。

2-(1).1 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発（サブテーマ1）

本サブテーマでは、欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行などによって開発が進んでいる環境経済統合勘定-生態系勘定（SEEA-EEA）などの先行する生態系勘定体系を踏まえて、環境経済の政策研究（第Ⅲ期）で構築した日本版の生態系勘定のフレームワークをもとに、さらなる精緻化とサブ勘定表の構築を行った。

これまでに、海外における SEEA-EEA の適用を目的とした研究を中心に、生態系及び生態系サービスの評価に関する最新の既存研究をまとめた。この中では、環境勘定の専門家グループにおける議論及び生態系及び生態系サービスの専門家の間での議論を紹介し、各国における生態系勘定を用いた生態系及び生態系サービスの評価事例を整理した。また、アクセス性や距離、居住地などの情報及びデータを活用し、生態系と受益者の位置関係を考慮しつつ生態系サービスの供給者・受益者を特定した。以上の国際的な議論動向やこれまでの研究成果を踏まえ、今年度は、生態系勘定表の主要構成物の1つであるフロー勘定（供給使用表）の作成に取り組んだ。

作成した供給使用表は全部で4つである。1つは、昨年度取り組んだ北海道の森林生態系レクリエーションサービスの受益者を特定した研究成果を活用し、北海道森林生態系レクリエーションサービスの供給使用表である。受益者（使用者）の特定は昨年度に終えていることから、今年度は供給使用表の供給者を特定することから行った。既存研究などを参考に供給者はその森林の所有者と仮定し、森林所有者（国、地方公共団体、民間部門）の割合を用いて、レクリエーションサービスの按分を行った。2つ目の供給使用表は岩手県における森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの供給使用表である。これについては、岩手県釜石市の甲子川を事例に昨年度行った事例分析の結果を利用し、今年度は、供給表を拡張して地目ごとにその利用目的を特定し、それぞれ該当する使用者として按分することで供給使用表を完成させた。そして3つ目の供給使用表は、同じく岩手県の一関市の砂鉄川流域の森林生態系供給使用表である。こちらも甲子川流域における分析と同様、洪水防止サービスと水資源涵養サービスを評価対象としている。最後の4つ目は、神戸市における森林生態系のレクリエーションサービスのものである。こちらについては、都市生態系を想定し、都市区域の森林および緑地の利用者の居住地域を特定することで、ある特定の森林・緑地がどのような地域の人に利用されているのかについて評価を行い、そのデータに基づいて供給使用表の作成を行った。これにより生態系サービスへの支払い制度の設計や人口構造の変化などに起因する生態系サービス評価への影響把握に応用される。

2.-(1)2 日本における生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ2）

令和2年度は、これまでのまとめとして、本研究で進めてきた生態系資源のシャドウ・プライス推定に関する厚生価値（経済余剰）の観点からの研究の精緻化とその意義について、近年注目され研究が増えつつある環境評価における時間軸での割引率に関する先行研究のサーベイを行い、本研究の位置づけをより明確にするとともに、具体的な方法論の比較を行った。また発生源からの距離と生態系サービス水準減衰の関係から空間割引率を社会的割引率として定式化した。1990年代後半から、生態系サービスや環境

の評価における割引率は、主に表明選好法を使って研究されてきた。先行研究をとりまとめると、最終的な割引率は 0 以上だが、範囲はまちまちと言わざるを得ない。中には数百パーセントになるという結果も複数ある。他にも、心理学の文献においても、環境の価値の時間割引を扱った先行研究がある。そうした研究を参考に、本研究においては利他性という観点に焦点を当てた実証研究を行った。また、時間軸と空間軸を意識した割引率について、理論的に同等の定式化を行った。

実証研究においては、空間割引率と時間割引率の同時推定を試みた。選択型実験を応用し、属性に時間選好パラメータと空間選好パラメータを導入することで、以下のような効用関数を推定した。

$$V_{in} = c + f(\beta_{time})X_{time} + g(\beta_{distance})X_{distance} + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i$$

ここで $f(\beta_{time})$ は確率変数 β_{time} の正規分布を表し、平均と分散で規定される。同様に、 $g(\beta_{distance})$ は確率変数 $\beta_{distance}$ の正規分布を表し、平均と分散で規定される。RPL を用いることでそれぞれの分布形を規定する平均と分散を推定し、すべての係数を有意に推定することに成功した。時間選好と空間選好の同時分布には相関が見られた。続いてベイズの反転公式を適用し、個人別に空間割引率と時間割引率を推定したのち、次の各生態系サービスとの関係を分析した。その結果、生態系サービスのうち便益の享受者が回答者自身であり、短期かつ直接に関わるものについては高い割引率が、公共性が高く利他的な便益であると考えられるサービスに対しては低い割引率が観察された。地球温暖化の文脈で、スターンレビュー (Stern, 2010) では世代間衡平に鑑みて低い割引率が適用されたが、生態系サービス評価の文脈でも公共性が高いサービス評価に対しては相対的に低い割引率が適用されることが、こうした主観的割引率の研究結果から示唆される。また、空間割引と時間割引の推定により、スピルオーバーを伴う異時点のフロー表を解釈する際の利用可能性について示唆された。

2-(1).3 生態系勘定に基づく公共政策評価 (サブテーマ 3)

令和 2 年度は太陽光発電所と自然生態系の政策を事例に包括的評価に関する検討を行った。太陽光発電システムの設置に関する決定は、環境および経済の観点から国および地方の戦略をもとに実施されている。地域の自然生態系の保全は、住民にとって大きな関心事である。太陽光発電所の設置にかかる計画は、多くの場合、民間の事業会社によって開発および運営されているが、自然生態系の改変を伴う計画を許可する権限を持っているのは地方自治体である。地方自治体の意思決定者が、自然生態系の改変を伴う太陽光発電所の評価を可能な限り客観的かつ定量的に評価できる評価方法を提案した。ここでは、LCA 等を用いてポジティブな効果とネガティブな効果の各評価項目を定量化するとともに、これらの評価項目を包括的に評価できるようにした。また、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかを判別できる指標を作成した。

気候変動の緩和と経済的利益をポジティブな効果の評価項目、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加をネガティブな効果の評価項目として取り扱う。これら評価項目は、森林生態系を改変して太陽光発電所を設置するという事例において、政府および地方自治体が考慮すべき要素である。これらの評価項目について、LCA 手法の環境影響評価手法を用いて、外部費用として貨幣単位で統合化する。また、LCA 手法において経済的利益と外部費用をフルコストとして合算することができることを踏まえ、ポジティブな効果として見積もられた金銭的価値を、ネガティブな効果として見積もられた金銭的価値で割ることで得られた比率(P/N 比)を定義する。P/N 比を用いることで、自然生態系の改変を伴うメガソーラー発電所の設置する場合に、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかどうかを判断することができる。

本手法を、岩手県のメガソーラー発電所の設置事例に適用する。岩手県の 93 施設のうち、自然生態系を改変して設置された施設数は 10 施設であった。自然生態系の減少面積は、衛星画像の情報から 3,874,800m² となった。これらの情報を用いて評価を行った結果、岩手県では、気候変動の緩和と経済的利益によるポジティブな効果は年間 8,920 百万円、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加によるネガティブな効果は 1,566 百万円と算出された。P/N 比は 5.70 となり、太陽光発電所の設置のポジティブな効果が自然生態系の損失というネガティブな効果を上回る結果となった。

以上の結果を踏まえ、サブテーマ 1 で作成した岩手県一関市砂鉄川流域における森林生態系サービスの供給使用表を用いた、太陽光発電所と森林生態系に関する政策評価を行う。政策評価は、(1)太陽光発電所と森林生態系の包括的評価と(2)受益者負担の観点から実施した。まず(1)について、供給使用表をもとに詳細な分析を行ったところ、砂鉄川流域に設置されているメガソーラー発電所は 4 施設、発電所設置に伴う森林等の減少面積は 142,000m² と計算された。これをもとに、ポジティブな効果とネガティブな効果を算出した結果、ポジティブな効果は 289 百万円、ネガティブな効果は 102 万円となり、P/N 比は 2.82 となった。このことから、森林減少によるネガティブな効果よりも、太陽光発電によるポジティブな効果のほうが上回るという結果が得られた。続いて(2)について、地理情報システム(GIS)を用いて、森林減少の影響を受ける世帯数と影響は 2 の森林面積を算出した。その結果、砂鉄川流域全体で 4 施設のメガソーラー発電所設置による調整サービス減少の影響を受けるのは、流域全体の面積 37,952ha の 10.8%、居住している 7,244 世帯の 21.1%に値することがわかった。

また、構築した生態系勘定の政策利用に際し、これまで行われてきた生態系サービス評価がどのように政策に活用されているのかを、国内外の文献レビューにより明らかにした。既存研究では、生態系サービスの経済評価事例について、海外でもこれまで多数行われてきたものの、その結果・成果を政策に活用したことが明記されている学術論文は多くないことが示されている。本分析では生態系勘定を含めた生態系サービスの経済評価事例を対象とし、政策への活用の経緯や政策への影響など明らかにした。

2-(2). 3年間の研究を通じて得られた成果成果（概要）

3年間の本研究を通じて、各サブテーマにおいて以下のような研究を実施した。

2-(2).1 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発（サブテーマ 1）

本サブテーマでは、海外における SEEA-EEA に関する議論を中心に、生態系及び生態系サービスの評価における課題点と検討状況をまとめた。この中では、厚生価値と交換価値の概念の違いとそれぞれに整合的な評価手法の検討、生態系からのサービスと便益の区分、生態系の評価における割引率の設定など、具体的な課題を明らかにした。以上の国際的な議論動向やこれまでの概念的な整理を踏まえ、SEEA との整合性や使い勝手なども考慮も考慮し、これまでに作成した生態系ストック勘定を改良し、平成 30 年度は、より小さな単位での生態系ストック勘定の構築を検討した。この課題では、生態系ストック勘定の地域適用として、岩手県を事例に市町村版の森林生態系ストック勘定を構築した。推計の結果、岩手県版で推計した生態ストック評価額と市町村版で推計した生態系ストック評価額を全市町村で集計した値には、大きな乖離が生じることが明らかになった。このような乖離が生じる原因の 1 つとして、県全体の森林生態系ストックを評価する岩手県版では、生態系量（ここでは森林面積）と受益者数双方が増加し、両者

を乗じることで算出されるストック評価額が漸増することが挙げられた。このことから、乖離を縮小させるためには、受益者をより厳密に定義する必要があることが示された。

このことから、平成31年度は、より現実に即しかつより厳密な生態系評価を行うため、生態系サービスの供給者・受益者の特定を行った。具体的には、以下の2つの評価を行い、受益者の特定をより厳密に行った上で、その結果を生態系勘定の供給使用表の作成に活用した。第一に岩手県釜石市の甲子川流域を事例に、河川流域により森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの受益範囲を設定し、洪水防止サービスと水資源涵養サービスの評価を行った。この評価では、両サービスを経済評価し、さらにそのサービスの供給者を特定して生態系勘定の供給使用表を構築した。第2に、北海道の森林生態系のレクリエーションサービスを事例に生態系から供給される生態系サービス種を考慮した地域版生態系勘定を構築した。インターネット調査により全国を対象として北海道の森林生態系の利用状況に関する情報を収集し、北海道の森林生態系サービスの域内消費額、北海道外への移出額を推計した。

そして、令和2年度は、生態系勘定表の主要構成物の1つであるフロー勘定（供給使用表）の作成に取り組んだ。作成した供給使用表は全部で4つである。1つ目は、岩手県における森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの供給使用表である。これについては、岩手県釜石市の甲子川を事例に昨年度行った事例分析の結果を利用し、今年度は、昨年度構築した供給表を拡張して地目ごとにその利用目的を特定し、それぞれ該当する使用者として按分することで供給使用表を完成させた。2つ目の供給使用表は昨年度取り組んだ北海道の森林生態系レクリエーションサービスの受益者を特定した研究成果を活用し、北海道森林生態系レクリエーションサービスの供給使用表である。受益者（使用者）の特定は昨年度に終えていることから、今年度は供給使用表の供給者を特定することから行った。既存研究などを参考に供給者はその森林の所有者と仮定し、森林所有者（国、地方公共団体、民間部門）の割合を用いて、レクリエーションサービスの按分を行った。そして3つ目と4つ目の供給使用表は、令和2年度に新たに組み合わせたもので、一つは岩手県一関市砂鉄川流域における洪水防止サービスと水資源涵養サービスの供給使用表、もう一つは神戸市における森林生態系のレクリエーションサービスのものである。前者は甲子川流域の供給使用表とほぼ同じ内容の供給使用表であるが、地域ごとの差異を明らかにするために2つの類似する供給使用表を構築した。また後者の神戸市のものについては、都市生態系を想定し、都市区域の森林および緑地の利用者の居住地域を特定することで、ある特定の森林・緑地がどのような地域の人に利用されているのかについて評価を行い、そのデータに基づいて供給使用表の作成を行った。

2-(2).2 日本における生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ2）

3年間を通じて、生態系サービス評価に関する空間的要因と時間的要因について、理論的ならびに実証的研究を行った。時間割引率と空間割引率について同様の理論的定式化を行い、時間割引率の推定、空間割引率の推定、およびそれらの相互依存関係と規定要因についての分析を取りまとめた。

第一に、空間的要因について、生態系サービスのもつ公共財的性質（非競争性および非排他性）に着目した。

表 生態系サービスの特徴

私的財的なもの	準公共財的なもの	純粹公共財的なもの
食料、木材、燃料などの供給	レクリエーション、アメニティなど	気候調整、生物多様性
排他性・競争性がある	←-----→	排他性・競争性がない

これを踏まえて、生態系サービスの空間分布について調査を行い便益の広がりや受益者数に注目した評価を行った。GIS を利用した分析により受益者の数と分布を特定し、サービス源までの距離や混雑現象の影響について定量的な分析を行った。そのうえで、空間割引を実施するにあたっての諸問題を整理した後に、シミュレーション分析および社会調査の実施による空間割引率推定を行い、アクセス距離の 1km 増加に対し 0.5%に相当する価値減価が観察された。

また、時間割引率についても、全国を対象とした社会調査を行い、選択型実験を応用して森林生態系を事例に割引率の推定を行い、1年間の生態系サービス受益の1年間の遅れに対する不効用を推定し、そこから森林生態系サービスに関する時間割引率はおよそ 0.6%と推定された。また長期的で間接的な便益であるほど時間割引率が低下する傾向があることが示唆され、最終年度にあたる令和 2 年度の時間割引率と空間割引率の同時推定に基づく規定要因の分析として完成した。

2-(2).3 生態系勘定に基づく公共政策評価（サブテーマ 3）

再生可能エネルギー(木質バイオマス、太陽光発電)を事例として、再生可能エネルギーと自然生態系との関係性を整理した。また、木質バイオマスと太陽光発電を利用した再生可能エネルギーに焦点を当て、これらに関する政策が経済や自然生態系に及ぼす影響を整理し、生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に係る方法を提案した。

まず、再生可能エネルギー(木質バイオマス、太陽光発電)が森林資源にどのような効果を与えるかを整理した。木質バイオマスについては、森林を再生可能エネルギーとして利用するための原料調達から流通までのサプライチェーンを構築することで、関連産業の経済活動が活発化する。間伐の実施に伴い森林が適切に維持管理されることで森林資源の利用効率が上昇するとともに、木質バイオマスが電力・熱として地域に還元され、結果として地域住民の地域への満足度や愛着の向上に繋がることといったポジティブな効果がある。一方、バイオマス燃料を輸入することで地域の森林の適切な維持管理が十分に行われなくなることで、皆伐や違法伐採等木の成長速度を超える過剰な供給が行われるといったネガティブな効果がある。太陽光発電についても同様に、メガソーラー発電所の稼働は地球温暖化の緩和および全球的な地球温暖化による自然生態系への被害の軽減に寄与するといったポジティブな効果がある。一方、設置場所が森林の場合、森林が切り崩されることで森林資源が減少する。これにより現場の生態系バランスが崩れ、森林資源の利用効率が低下するといったネガティブな効果がある。

次に、木質バイオマスの直接燃焼発電や熱利用が、本質的に地域活性化に繋がっているかを検討した。これを実施するため、木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用に伴う環境的・経済的・社会的評価を実施するための方法や原単位を整理した。特に、直接燃焼発電の場合は電力供給に限定されるが、熱利用の場合は供給用途が多岐にわたることを踏まえ、温浴施設を対象として熱利用に伴う環境的・経済的な側面を評価するためのモデルを構築した。ここでは木質バイオマスを利用する場合と従来の化石燃料のみを使用する場合とを想定し、環境面、経済面に係るデータを聞き取り調査やインターネット上での調査を通じて収集し、モデル化した。コンジョイント分析による WTP 推定に基づく LIME モデルなどを利用し、ライフサイクルアセスメント(LCA)手法等を用いて環境負荷やコストの定量化を行った。

3. 対外発表等の実施状況

令和2年度の研究ミーティングや対外発表の実施状況は次のとおりである。

<ミーティング>

- 令和2年4月30日(木) サブテーマ2 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年6月8日(月) サブテーマ2 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年7月1日(水) 全体(サブテーマ1~3) 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年7月7日(火) サブテーマ1 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年7月8日(水) 環境省との打ち合わせ オンライン
- 令和2年9月2日(水) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype)
- 令和2年9月9日(水) サブテーマ2 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年10月6日(火) サブテーマ1 打ち合わせ (Webex)
- 令和2年10月8日(木) サブテーマ2 打ち合わせ (Zoom) (調査票の作成)
- 令和2年10月19日(月) サブテーマ1、3 打ち合わせ於：兵庫(神戸大学)
- 令和2年10月20日(月) サブテーマ1 打ち合わせ於：兵庫(神戸大学)
- 令和2年11月27日(金) サブテーマ1 打ち合わせ (Webex)
- 令和2年12月17日(木) 全体(サブテーマ1~3) 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年12月23日(水) サブテーマ2 打ち合わせ (オンライン)
- 令和2年12月25日(金) 環境省との打ち合わせ オンライン

<論文発表>

- Sato, M., Aoshima, I. and Chang, Y. (2021) "Connectedness to Nature and the Conservation of the Urban Ecosystem: Perspectives from the Valuation of Urban Forests", *Forest Policy and Economics*, forthcoming
- 佐藤真行 (2021) 「自然資本の経済評価と持続可能な発展」, 環境情報科学特集号, 近刊
- 佐藤真行 (2021) 「社会的費用の考慮と持続可能な発展」, 日本繊維機械学会誌, 近刊
- Yamaguchi, R. (2020), "Available capital, utilized capital, and shadow prices in inclusive wealth accounting", *Ecological Economics*, 169.
- Yamaguchi, R., & Shah, P. (2020). Spatial discounting of ecosystem services. *Resource and Energy Economics*, 62.
- 田畑智博, 周 俊男, 大野朋子, 村山留美子, 井口克郎, 片桐恵子 「SDGs のローカライゼーションに関する考え方の提案：六甲山の森林管理と地域活性化を事例として」、日本森林学会誌, 採択.
- Mori, K. and Tabata, T. "Comprehensive evaluation of photovoltaic solar plants vs. natural ecosystems in green conflict situations", *Energies*, Vol.13, pp.6224, 2020.
- Tabata, T., Zhou, J., Hoshikawa, J. "Discussion on woody biomass energy systems and natural ecosystem impacts: Case study in Japan", *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2020.

<学会発表等>

- 山口臨太郎（国立環境研究所）「生態系サービスの時間割引と空間割引」，環境経済・政策学会、於オンライン、2020年9月26-27日
- 佐藤真行（神戸大学）「森林生態系サービスの時間割引率の推定」，環境経済・政策学会、於オンライン、2020年9月26-27日
- 林岳（農林水産政策研究所）「生態系サービス勘定の開発と政策利用」，環境経済・政策学会、於オンライン、2020年9月26-27日
- 國井大輔（農林水産政策研究所）「地域生態系資源と生態系サービス勘定」，環境経済・政策学会、於オンライン、2020年9月26-27日
- 田畑智博「生態系サービス勘定と太陽光発電の政策評価」、環境経済・政策学会、於オンライン、2020年9月26-27日
- 田畑智博「持続可能な都市の構築」、特定非営利活動法人太陽光発電所ネットワーク(PV-Net)兵庫地域交流会「自然エネルギーセミナー2020」、於神戸市、2020年9月13日
- 山口臨太郎「国立環境研究所におけるSDGs関連研究」、エコプロ2020国立研究開発法人協議会シンポジウム「国研協による科学技術の連携で目指すSDGs」オンライン、2020年11月27日
- Yamaguchi, R., & Shah, P. Spatial discounting of ecosystem services. EAERE online, June 2020.
- Yamaguchi, R. “Discounting, inclusive wealth and sustainability”, WEAI, online, March 2021.

<海外のプロジェクトへの発信>

- SEEA-EEA への発信（ロンドングループ会合）
- IPBES への関与
- ダスグプタ・レビューへの関与（エビデンス提供）

4. 令和2年度の研究状況と成果（詳細）

次ページより詳細を記す。

第1章 生態系勘定フレームワークの構築

1.1 供給使用表構築のための物量データの整備（令和2年度の成果）

1.1.1. はじめに

本節では、次節以降で作成する供給使用表を構成するための物量データの整備を行う。供給使用表に用いられる物量データは市町村などの統計データが利用されるが、本研究では河川流域や緑地等、一般的に統計データ等の整備が行われていない単位を対象としているため、地理情報システム（GIS）を利用してサービスの供給者と使用者を特定する。特に本研究では、第一に森林生態系の洪水防止サービスと水資源涵養サービス、第二に都市域の森林・緑地における森林生態系のレクリエーションサービスに注目し、面的なスケールの異なる以下の2つ分析を行う。第一の分析では、河川流域の森林全体を対象とし、サービスの供給者である森林の面積及び所有者、サービス使用者（受益者）として流域内在住世帯数や各種産業にかかる土地利用面積を算出する。第二の分析では、河川流域よりも小さなスケールである都市域の森林や公園などの緑地に注目し、サービス供給者である緑地の面積及び所有者、サービス使用者として緑地への来訪者数を算出する。

1.1.2 砂鉄川流域のデータ整備

1.1.2.1 利用データと分析方法

本節では、岩手県一関市を流れる砂鉄川流域を対象として、流域内在住の世帯数、森林面積、土地利用面積を算出する。利用データは表 1.1 に示すとおり、10m メッシュの標高データ（以下 DEM とする）、250m メッシュの世帯数データ、国有林及び私有林の森林簿、100m メッシュの土地利用データ、用途地域データとする。本研究において森林面積を求めるだけであれば、土地利用データのみで十分であるが、本研究ではサービスの供給元として、森林の所有者に関する情報を整理する必要があるため、国有林及び私有林の森林簿も併せて利用する。

分析フレームワークを図 1.1 示す。まず、DEM を利用して砂鉄川流域を特定し流域ポリゴンを作成する。次に、用途地域データの属性情報を土地利用データに結合することで、土地利用－用途結合データを作成する。その後、世帯数データ、森林簿、土地利用－用途結合データのそれぞれを、流域ポリゴンで切り抜き、各種データの属性ごとに集計を行う。なお、本分析では、流域分析には Arc GIS for Desktop10.6、その他の GIS 分析には QGIS 3.6 を利用する。

表 1.1 砂鉄川流域分析の利用データ

名称	データ種	年次	データ属性内容	入手元	備考
標高データ (DEM)	10m メッシュ	—	標高 (m)	基盤地図情報ダウンロードサービス	https://fgd.gsis.go.jp/download/menu.php
世帯数データ	250m メッシュ	2015年	世帯数 (世帯)	2015年国勢調査 (e-STAT)	https://www.e-stat.go.jp/
森林簿	ポリゴン	2012年	樹種、林種、林齢、面積	国有林：林野庁から貸与 私有林：岩手県から貸与	
土地利用データ	100m メッシュ	2016年	土地利用種別	国土数値情報ダウンロードサービス	https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/data/list/Ksjmplt-L03-b.html
用途地域データ	ポリゴン	2019年	用途地域分類	国土数値情報ダウンロードサービス	https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/data/list/Ksjmplt-A29-v2_1.html

1.1.2.2 分析結果

砂鉄川流域の森林及び土地利用の分析のマッピング結果を図 1.2 に、集計後の数値を表 1.2 に示す。砂鉄川流域在住の世帯数は、7,244 世帯となり、一関市の世帯数(43,046 世帯)の 17%が砂鉄川流域に居住している。砂鉄川流域の 66.5%が森林であり、そのうち針葉樹と広葉樹はそれぞれ 60%と 40%となった。一方、森林簿と土地利用図における森林の面積に違いが生じている。これは、森林簿が森林管理のための登記情報等を基にした施業区を取りまとめたポリゴン情報であるのに対して、土地利用図が地形図と人工衛星の画像をもとに 100m メッシュのデータとして取りまとめたものであり、2つのデータの出所や性質の違いから生じたものである。本研究では流域内の森林以外の農地や建物用地などの情報も必要となるため、基本的には土地利用データの森林面積を用いつつ、所有や樹種の割合について森林簿の数値を採用することが適切であると考えられる。

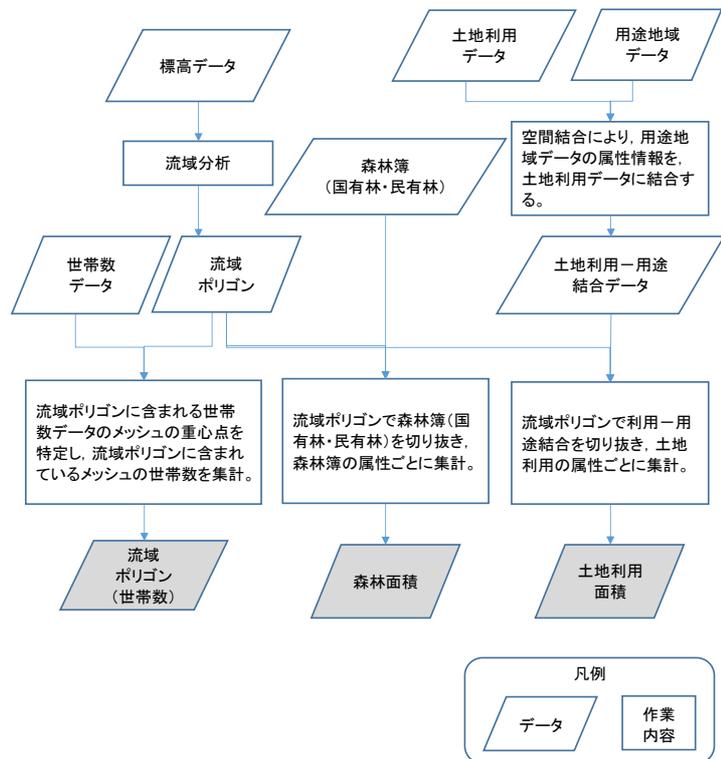
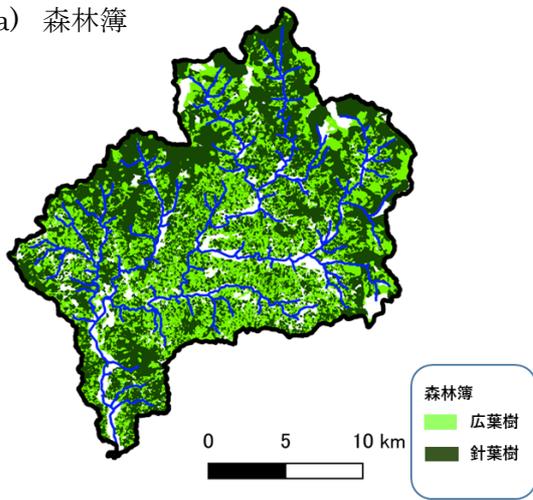


図 1.1 分析スキーム

a) 森林簿



b) 土地利用

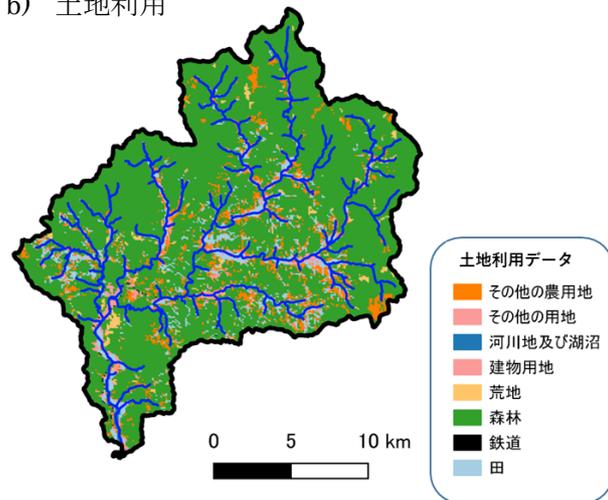


図 1.2 砂鉄川における分析結果

表 1.2 砂鉄川流域における供給使用表データ

	面積(ha)	世帯数	森林簿(ha)				土地利用データ(ha)							
			国有林		民有林		森林	田	その他の農用地	建物用地	鉄道	その他の用地	荒地	河川地及び湖沼
			針葉樹	広葉樹	針葉樹	広葉樹								
砂鉄川流域	37,952	7,244	437	122	14,761	9,919	29,850	3,076	3,197	717	56	158	535	363
			559		24,680									
			25,239											

1.1.3. 神戸市のデータ整備

1.1.3.1 利用データと分析方法

東京都（2020）では、都内在住者が新型コロナウイルス感染症の拡大に伴い身近な屋外の公園や緑地の重要性を実感し始めていることが示されており、コロナ禍を契機に、身近な緑地がレクリエーションサービス等の生態系サービス提供の場としての重要度が高まっていると予想される。このような緑地における生態系サービスの需給関係を把握するためには、当該緑地への訪問者数を把握する必要があるが、一般的な公園や緑地は、テーマパーク等のように特定の入り口で入場料を支払ったりするわけではないため、訪問者数の特定は困難である。一方、近年スマートフォンの位置情報を活用した人口動態に関する研究が急速に進んでおり、特に観光地や商業施設など、多くの来訪者が期待できる対象地についての研究が盛んにおこなわれている（例えば、澤田ら、2017、大佛・早坂、2019、新貝ら、2020、Jaung & Carrasco, 2020）。けれども、森林や緑地、公園など（以下それらをまとめて緑地とする。）の商業施設と比較すると来訪者が少ないと考えられる自然環境を対象とする研究事例は少ない（例えば、Kubo et al., 2020, Merrill et al., 2020）。そこで本研究では、神戸市内の緑地からのレクリエーションサービス受益者推定のため、神戸市およびその隣接市の住民に対するアンケート調査で対象とした9つの緑地（1.2.6 節表 1.12 参照）への訪問者数について、スマートフォンの位置情報を活用し分析を行った。利用データは、2018年9月から2020年8月における神戸市及び芦屋市のモバイル空間統計¹の月単位の時間当たりの平均人口データであり、空間解像度は500m、属性データは、日付（月）、メッシュコード、滞在者居住市町村、滞在者居住市町村ごとの滞在者数である。

分析フローを図 1.3 に示した。まず、モバイル空間統計データを、各メッシュの滞在者居住市町村の情報を利用して、神戸市内在住者と神戸市外在住者に分類した。そして、日中の滞在者のデータを抽出するために、9時から18時までのデータを抽出し²メッシュごとに足し上げることで、各メッシュにおける神戸市内在住者と市外在住者それぞれの滞在者数を算出した。そして、今回対象としている9つの緑地について、緑地のホームページや Google maps の情報を参考にし、緑地のエリアを示すポリゴンを作成し、サイトポリゴンとした。その後、各メッシュの滞在者数を算出した処理後のデータと

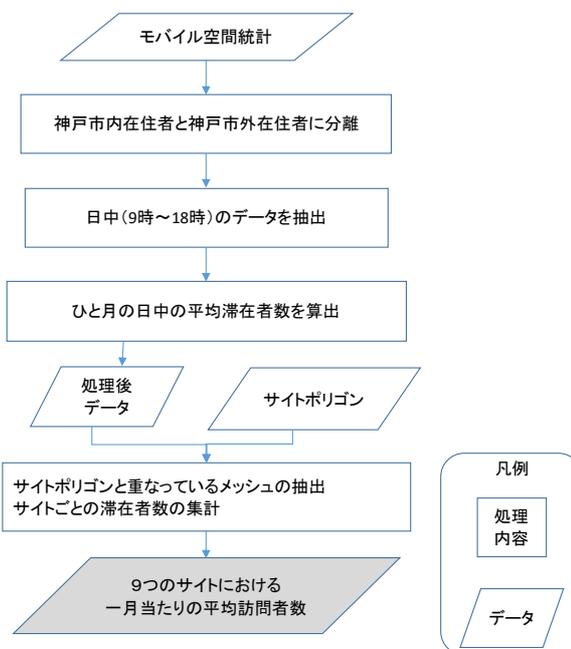


図 1.3 分析フロー

¹ モバイル空間統計とは、NTT docomo のスマートフォンや携帯電話の位置情報を利用して、全国の人口を推計したデータである。なお、モバイル空間統計について、斧田ら(2020)や NTT docomo のウェブサイト (<https://mobaku.jp>) に詳しく記載されている。

² 開園時間が決められている調査対象サイトの開園時間が9時から18時の範囲内にあるため、日中の訪問者数の分析を行うに当たっては、上記の時間帯を日中の時間帯として設定した。

イトポリゴンを重ね合わせ、サイトポリゴンと重なっているメッシュのみを抽出し、サイトポリゴンと重なるメッシュの滞在者数を緑地への訪問者数とした。

1.1.3.2 分析結果

まず、2019年9月から2020年8月における神戸市内滞在者数前年度比率を市内在住者と市外在住者に分けてマッピングした結果を図1.5(次頁)に示す。2019年9月から2020年2月までは、特定の傾向は表れていないものの、2020年3月から神戸市外からの訪問者数が減少し(図中の青色のメッシュが増加)、緊急事態宣言が発令された4月と5月では市外からの訪問者が減少する一方で市内在住者の訪問者数が増加している(図中のオレンジ色のメッシュが増加)。また、緊急事態宣言が解除された6月から8月にかけては徐々に訪問者数が前年度と同様の傾向に戻る傾向にあることが明らかとなった。

次に、調査対象としている9つの緑地について、サイトポリゴンと重なるメッシュの訪問者数を集計し前年度比を求めると、市内在住者については、3、4、5月に前年度よりも訪問者数が増加し、上に凸のグラフとなるサイト(森林植物園、あいな里山公園、垂水健康公園、須磨浦公園)と、変化の少ないサイト(大倉公園)及び、3、4、5月には前年度よりも訪問者が減少し下に凸のグラフになるサイト(神戸カンツリーハウス、六甲牧場、みなとのもり公園、東遊園地)の3種類に分類される(図1.4)。これは、身近な緑地においても緊急事態宣言下において、市民により好まれる緑地とそうでない緑地が存在することを示していると考えられる。また、市外からの訪問者については、きれいな傾向はみられないものの、どのサイトにおいても下に凸のグラフとなる傾向であり、緊急事態宣言下において居住市町村を越える移動が制限されているために、市外からの訪問者が減少したことが示されている。

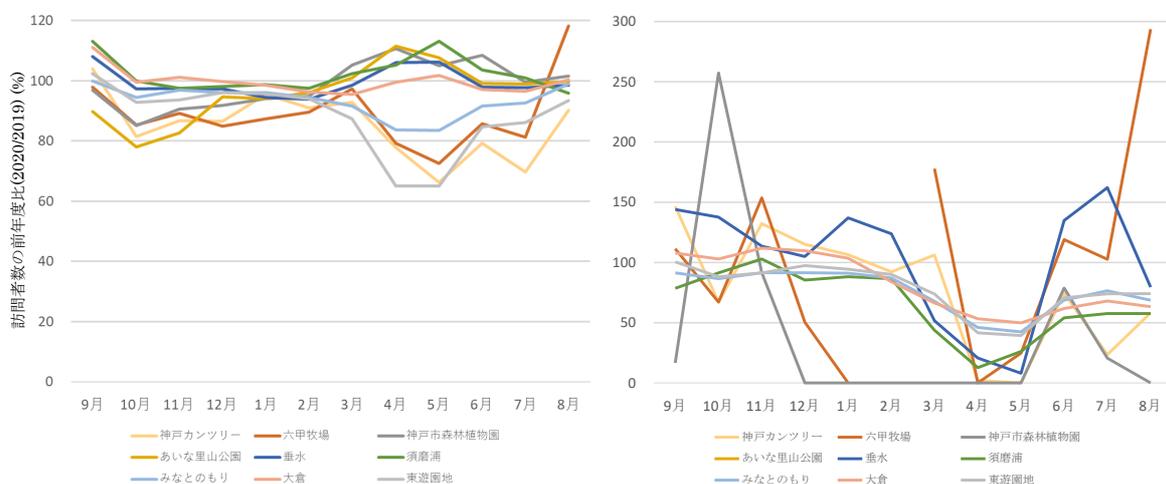


図 1.4 調査サイトにおける訪問者数前年度比 (%)

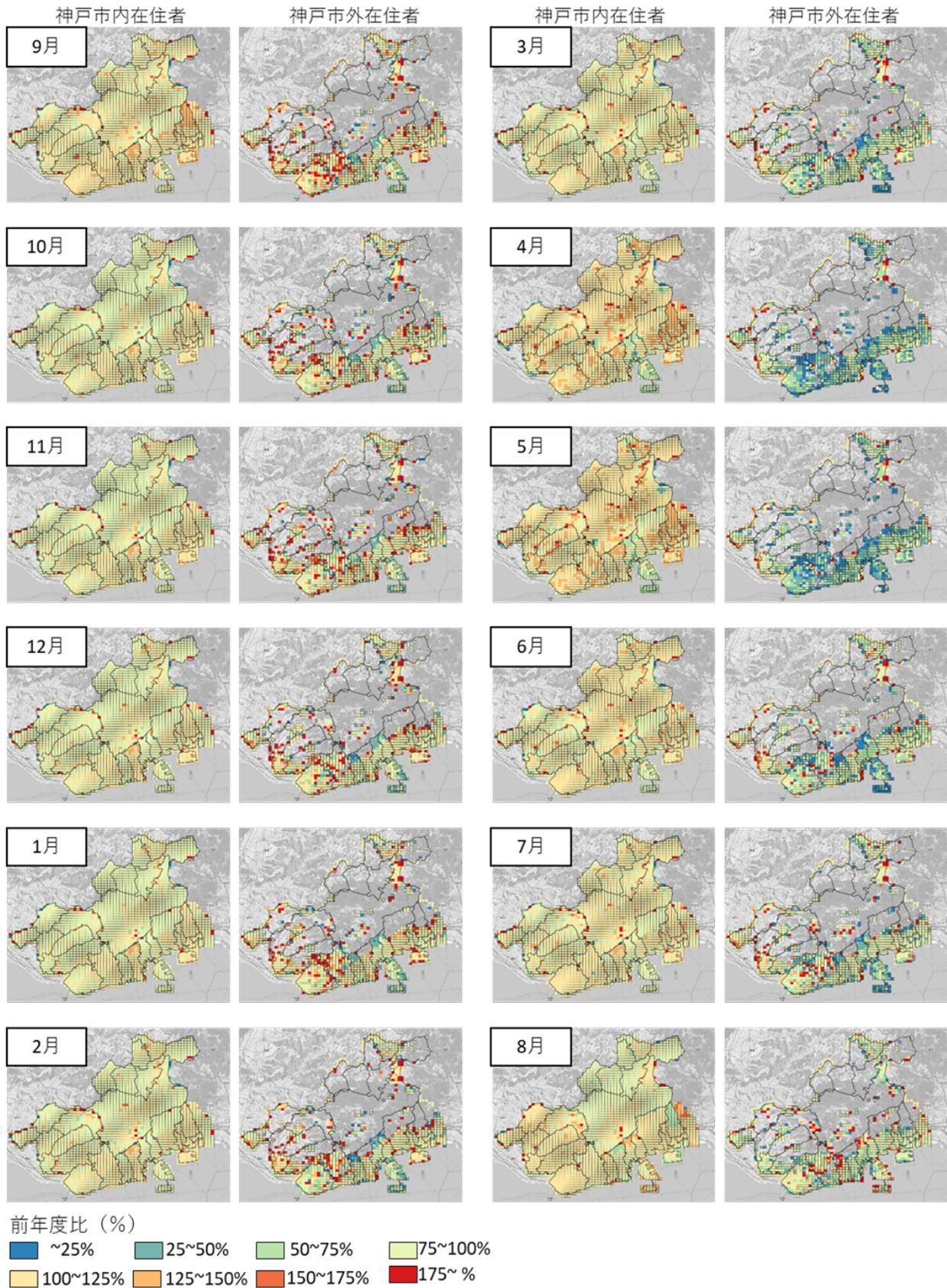


図 1.5 神戸市における 2019 年 9 月から 2020 年 8 月の訪問者の前年比

1.1.4 小括

本節では、供給使用表を構成するための物量データの整備することを目的として、一つは、河川流域の森林からの調整サービスの需給関係に注目し、岩手県一関市の砂鉄川流域における土地利用面積と居住世帯数を算出した。もう一つは、身近な緑地からのレクリエーションサービスに注目し、神戸市内における緑地への訪問者数を算出した。

これまで、生態系サービスの利用者（受益者）については、市町村等の単位における統計データが用いられることが多かったが、GIS を用いることで、サービス使用者をより厳密に特定することが可能となった。特に、これまで森林や公園等の緑地については、そこへの来訪者数の把握は困難であったが、今回使用したモバイル空間統計を利用することで、推計値の算出が可能であることが示された。モバイル空間統計のようなモバイル端末の位置情報に関するビッグデータは、近年活用が始まったばかりであり、清家ら（2015）などでデータに関する課題がまとめられている。けれども、これまで把握することができなかった、任意の緑地等における来訪者数の推計や、時系列での人口動態の分析が可能であり、大きな可能性を持ったデータである。今後更なる研究利用が期待される。

本節では、供給使用表に活用する物量データを算出するところまでにとどまっているが、算出した物量データの活用は 1.2 節で利用し、甲子川流域の分析については、サブテーマ 3 において応用的に利用する。

1.2 森林生態系勘定フロー勘定（供給使用表）の構築（令和 2 年度の成果）

1.2.1. はじめに

本研究で構築する供給使用表は具体的には 3 つある。1 つは岩手県における森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの供給使用表である。これについては、岩手県釜石市の甲子川を事例に昨年度行った事例分析の結果を利用し、今年度は、昨年度構築した供給表を拡張して地目ごとにその利用目的を特定し、それぞれ該当する利用者として按分することで供給使用表を完成させた。2 つ目の供給使用表は、昨年度取り組んだ北海道の森林生態系レクリエーションサービスの受益者を特定した研究成果を活用した北海道森林生態系レクリエーションサービスの供給使用表である。受益者（利用者）の特定は昨年度に終えていることから、今年度は供給使用表の供給者を特定することから行った。既存研究などを参考に供給者はその森林の所有者と仮定し、森林所有者（国、地方公共団体、民間部門）の割合を用いて、レクリエーションサービスの按分を行った。そして 3 つ目の供給使用表は、神戸市における森林生態系のレクリエーションサービスのものである。こちらについては、都市生態系を想定し、都市区域の森林および緑地の利用者の居住地域を特定することで、ある特定の森林・緑地がどのような地域の人に利用されているのかについて評価を行い、そのデータに基づいて供給使用表の作成を行った。

以下、それぞれの供給使用表について、その推計方法を解説する。

1.2.2. 岩手県における森林生態系洪水防止・水資源涵養サービス供給使用表

1.2.2.1. 供給者の特定と供給表の構築

本節で紹介する供給使用表は、岩手県釜石市甲子川流域における洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの供給使用表である。これは、昨年度に行った受益者特定の結果（1.3.1 節）を活用し、甲子川流域の森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスについて、その供給者と使用者を特定することで、供給使用表に計上する数値を推計するものである。

本研究では、森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの評価額を生態系サービス供給使用表に計上するため、まずは供給者の特定を行う。森林生態系サービスの供給者は、森林所有者とするという仮定を置いているため、ここでは、国有林からの生態系サービスは国が供給者であるとし、民有林からの生態系サービスについては地方自治体及び民間部門が生態系サービスの供給者とした。GIS の分析により算出された森林面積を基に、甲子川流域の森林による洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて供給者への経済評価を行った。洪水防止サービスについては、交換価値及び厚生価値双方で、水資源涵養サービスについては交換価値のみで評価額を推計した。交換価値については、三菱総合研究所（2001）の森林の公益的機能評価で適用された代替法と同一の手法を適用し、データを岩手県内で甲子川近隣のものに更新することで評価額を推計した。厚生価値については、著者らの第Ⅲ期研究の研究成果から単価を引用し推計した。

分析の結果であるが、国有林と民有林の面積によって、評価額を按分し供給表に評価額を計上したものが表 1.3 である。この供給表では統計上の森林区分の都合により、地方自治体と民間部門が統合された形になっているが、森林簿から所有者を特定することで、分割も可能である。さらには企業や団体の所有林なのか、個人の所有林なのかで区分することで、産業と家計の分割も可能である。本研究では一次的接近として、供給表を作成したため、今後このような詳細な区分を行うことも検討したい。さらに、供給表は供給者のみが特定された形の勘定表だが、今後洪水防止サービス、水資源涵養サービスの受益者を特定することで、供給使用表に拡張することができる。

表 1.3 甲子川流域の森林による洪水防止サービス・水資源涵養サービスの供給表

	(百万円)			
	交換価値		厚生価値	
	洪水防止サービス	水資源涵養サービス	洪水防止サービス	水資源涵養サービス
国	151.3	6,446.7	—	22,240.7
地方自治体及び民間部門	252.8	10,770.2	—	37,156.6
合計	404.1	17,216.8	—	59,397.3

注：—は未計測項目である。

1.2.2.2. 需要者の特定

続いて、需要者の特定に関して、需要者は甲子川流域の森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの受益区域にいる住民（世帯）、すなわち甲子川流域に居住するすべての世帯と仮定する。では、甲子川流域の世帯数は 10,645 世帯と推計されており（1.5.1 節参照）、この数は甲子川流域の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの受益世帯数と捉えることができる。生態系勘定の考え方に則ると、受益者

を世帯だけで考えると、世帯住民すなわち経済部門でいう家計部門のみが受益者という形になり、すべての便益は家計部門に計上され、産業部門に計上される数値はゼロとなる。しかしながら、生態系サービスの受益者は必ずしも世帯のみではなく、産業部門もそのサービスを享受していることに間違いはない。したがって、生態系サービスに関するより詳しい分析を行うためには、すべての価値を家計に計上するだけでは不十分と考えられ、産業部門に按分することが求められるだろう。そこで、上記のようなすべての便益が個人に帰属し、すべての生態系サービスの価値が家計に属するという供給使用表とともに、甲子川流域の土地利用用途別の面積から、第一次産業、第二次産業、第三次産業の3産業部門及び家計部門に生態系サービス価値を按分した供給使用表も構築する。この供給使用表に計上する数値の計上には、甲子川流域の土地面積を地目別に推計し、それぞれの用途ごとに産業分類別に割り振ることを行う。具体的には、国土交通省が公表している土地利用図データと用途地域別分類を利用し、土地利用分類を田、その他農用地、建物用地、鉄道用地、荒地、森林、河川地及び湖沼、その他の用地の8分類とし、さらに建物用地は工業地用地、商業用地、住宅用地、その他の4項目に分割し、合計11の土地利用に分類する。これらの土地利用分類のうち、田とその他農用地は第一次産業、工業用地は第二次産業、商業用地と鉄道用地、その他の用地は第三次産業、住宅地は家計に帰属すると仮定し、それぞれの地目の面積割合を算出して生態系サービスの評価額を按分する。その他用地を第三次産業に分類したのは、その内容が運動競技場、空港、競馬場・野球場など、主に第三次産業に関連する項目だからである。また、分類ができない建物用地のうちその他用地については分類不能の項目にまとめた。それぞれの地目の面積とその割合は表1.4にまとめた。これらの地目のうち、森林・荒地については、住民が日常的に利用している土地ではないと考え、森林生態系洪水防止・水資源涵養サービスの受益がない土地として、受益面積の推計からは除外した。

表 1.4 甲子川流域の地目別面積

甲子川流域の土地用途	産業分類	面積 (ha)	面積割合
田	第一次産業	28.9	0.2%
その他の農用地	第一次産業	55.9	0.4%
建物用地	-----	521.3	4.0%
工業用地	第二次産業	23.5	0.2%
商業用地	第三次産業	29.5	0.2%
住宅用地	家計	295.6	2.3%
その他用地	分類不能	63.2	0.5%
鉄道用地	第三次産業	41.9	0.3%
荒地	-----	92.6	0.7%
森林	-----	12,074.9	92.2%
河川地及び湖沼	-----	100.1	0.8%
その他の用地	第三次産業	178.4	1.4%
総計	合計	13,094.1	100.0%

注：その他の用地とは、運動競技場、空港、競馬場・野球場・学校港湾地区・人工造成地の空き地等であり、便宜上第三次産業に分類した。

1.2.2.3 供給使用表の構築と数値の計上

昨年度の研究で推計した甲子川流域の森林生態系サービス価値評価額（1.5.1節）を、上記で推計した

受益面積の地目別割合により按分して供給額・使用額を推計した。なお、洪水防止サービスについては、厚生価値評価は行っていないため、代替法で評価した交換価値のみを計上している。構築された供給使用表は表 1.5、表 1.6 のとおりである。表 1.5 は生態系サービス価値をすべて家計に帰属させた供給使用表、表 1.6 は土地利用用途別面積により、産業部門等にも按分した供給使用表である。供給使用表は評価額の推計方法の違いにより、交換価値評価と厚生価値評価に分けられ、両者の数値は背景となる概念が異なるため、合算することはできない。そのため、交換価値評価による供給使用表と厚生価値評価による供給使用表が併記される形になっている。

1.2.2.4 小括

本節では昨年度の研究成果（1.5.1 節）と合わせ、森林生態系の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて、河川流域及び流域内の人口（世帯数）の分布を考慮して、森林生態系サービスの供給者及び受益者を特定し、サービスの評価を行った。その結果、甲子川流域における森林面積は 11,787ha であり、サービス供給者である国が所有者となる国有林は 7,373ha で全森林の 37%、地方自治体及び民間部門が所有者となる民有林は 4,413ha、63%であり、甲子川流域の森林は釜石市全体の森林（39,459ha）の 30%を占めている。また、サービスの受益者は流域全体で 10,645 世帯となり、釜石市全世帯（16,860 世帯）の 63%の世帯が享受する森林の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスは、釜石市の 30%の森林から供給されていると推察される。このことから、釜石市の森林でも特に甲子川流域の森林は、市内他地域の森林より多くの受益者が存在していることがわかる。

これらの結果を基に生態系サービスの評価を行ったところ、交換価値による洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの価値は、それぞれ 4 億 400 万円/年、172 億 1700 万円/年であり、厚生価値による水資源涵養サービスは 593 億 9700 万円/年と推計され、これらの評価額を森林の面積で按分し生態系サービス供給表に計上した。本研究により、より詳細に受益者を特定した生態系勘定表の構築を行うことができるとともに、洪水防止サービス及び水資源涵養サービス等の調整サービスの供給者を特定することができ、生態系サービスの供給と使用（受益）の関係がより明確になり、例えば森林管理の費用負担を住民に求める際などの根拠資料としての活用も可能となる。また、本研究における受益者の特定分析からは、受益者の多い森林と少ない森林という濃淡をつけることができ、これを森林生態系ストックの単価設定に反映させることで、生態系サービスのより厳密な評価が可能となる。

なお、本研究では流域全体の森林面積と流域内に居住する全世帯を対象とした分析を行ったが、本来居住地の上流域に分布する森林からのみ洪水防止サービス及び水資源涵養サービスは享受すると考えられる。このようなさらに詳細な需給関係の分析については、今後の課題である。

表 1.5 甲子川流域森林生態系洪水防止・水資源涵養サービスの供給使用表
 (世帯帰属、上段：交換価値評価、下段：厚生価値評価)

甲子川流域 世帯帰属 交換価値評価 (百万円)		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	0	0	0	0	151.3	151.3
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	252.8	252.8
	合計	0	0	0	0	404.1	404.1
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	0	0	0	0	6,446.7	6,446.7
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	10,770.2	10,770.2
	合計	0	0	0	0	17,216.8	17,216.8

甲子川流域 世帯帰属 厚生価値評価 (百万円)		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	---	---	---	---	---	---
	地方自治体及び民間部門	---	---	---	---	---	---
	合計	---	---	---	---	---	---
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	0	0	0	0	22,240.7	22,240.7
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	37,156.6	37,156.6
	合計	0	0	0	0	59,397.3	59,397.3

注：―は未計測項目

表 1.6 甲子川流域森林生態系洪水防止・水資源涵養サービスの供給使用表
(土地利用用途按分、上段：交換価値評価、下段：厚生価値評価)

甲子川流域 土地面積按分 交換価値評価 (百万円)		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	17.9	5.0	52.7	62.4	13.3	151.3
	地方自治体及び民間部門	29.9	8.3	88.1	104.2	22.3	252.8
	合計	47.8	13.3	140.8	166.6	35.6	404.1
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	762.8	211.7	2,246.1	2,657.5	568.6	6,446.7
	地方自治体及び民間部門	1,274.5	353.6	3,752.4	4,439.8	949.9	10,770.2
合計	2,037.3	565.3	5,998.5	7,097.3	1,518.4	17,216.8	

甲子川流域 土地面積按分 厚生価値評価 (百万円)		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	---	---	---	---	---	---
	地方自治体及び民間部門	---	---	---	---	---	---
	合計	---	---	---	---	---	---
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	2,631.8	730.2	7,748.9	9,168.3	1,961.5	22,240.7
	地方自治体及び民間部門	4,396.8	1,219.9	12,945.7	15,317.1	3,277.0	37,156.6
合計	7,028.6	1,950.1	20,694.6	24,485.5	5,238.5	59,397.3	

注：--は未計測項目

1.2.3 岩手県一関市砂鉄川流域におけるにおける森林生態系サービスの供給使用表

本節では、前節で作成した岩手県一関市砂鉄川流域のデータを用いて、森林生態系サービスの供給使用表を構築する。これは、GISによる解析により、砂鉄川流域の総面積、森林面積、土地利用分類別面積、世帯数を推計したものである。本節では、これらのデータを用いて森林生態系の生態系サービスの評価を行う。1.2.2節の甲子川流域における評価との比較可能性を考慮して洪水防止サービスと水資源涵養サービスを対象とするほか、新たな試みとして、既存の環境評価手法との統合を目指し、ライフサイクルアセスメントにおける経済評価手法として活用されているLIMEによる評価額を価値単価に適用する。ただし、LIMEによる評価対象は、これまで本研究で取り上げてきた生態系サービス種とは整合しておらず、LIME単価による評価の対象とする生態系サービスは、炭素吸収サービス、生物多様性保全サービス、災害リスク軽減サービスの3つとする(表1.7)。LIMEによる評価の詳細については、3.2節を参照されたい。

表 1.7 砂鉄川流域の森林生態系サービス供給使用表の評価対象と評価方法

	交換価値評価 (代替法)	厚生価値評価 (WTP)	LIME評価
洪水防止サービス	○		
水資源涵養サービス	○	○	
炭素貯留サービス			○
生物多様性保全サービス			○
災害リスク軽減サービス			○

供給使用表の構築について、まず供給者の特定方法は、甲子川流域の供給使用表と同様に、森林の所有者による分類とし、国有林は国、民有林（都道府県林、市町村林、私有林）は地方自治体及び民間部門の項目に、それぞれの森林面積の割合により評価額を按分して計上する。一方、使用者の特定についても、供給使用表は、甲子川流域の供給使用表と同様に、全ての価値を家計に帰属させた供給使用表と土地利用分類により産業部門にも按分した供給使用表の 2 種類を用意する。土地利用分類による按分を行った供給使用表については、1.2.2 節で推計した表 1.6 と同様の分類方法で土地利用によって使用者の特定を行った。構築した供給使用表は表 1.8、表 1.9 に示すとおりである。

1.2.4. 甲子川流域と砂鉄川流域の供給使用表の比較

甲子川流域の供給使用表と砂鉄川流域の供給使用表について、土地利用面積で按分したもの（表 1.6 と表 1.9）と比較する。まず、交換価値による評価では両流域の洪水防止サービス、水資源涵養サービスどちらも評価額に大きな差はない。ところが、厚生価値による水資源涵養サービスの評価では、甲子川が砂鉄川の評価額を大きく下回る。これは、甲子川流域の森林面積が 11,787ha であるのに対し、砂鉄川流域では 25,239ha と 2 倍以上になっていることが大きい。代替法による評価では、流域貯留量に評価単価を乗じており、森林面積の影響は大きくない。このように、評価額の推計の際に利用するデータによって、評価額は大きく影響を受けるのである。また、生態系サービスの供給者を見ると、砂鉄川流域には国有林がほとんど存在しないことから、多くの生態系サービスは地方自治体及び民間部門により供給されていることがわかる。

これまで、生態系勘定を含む環境勘定においては、国単位、都道府県単位の評価を中心に行われてきたが、本研究における生態系勘定は、市町村単位、さらには流域単位といったより小さな単位での構築を行った。このことによって、より地域の実情を反映させた生態系サービスの評価を行うことができるようになり、地域のミクロレベルでの生態系保全の取組にも活用可能な生態系勘定となることが、本研究の大きな意義となる。

一方、砂鉄川流域の供給使用表にある LIME 単価による評価は、評価対象となる生態系サービス種が異なるため、交換価値評価、厚生価値評価との比較はできないが、災害リスク軽減サービスの額が炭素吸収サービス及び生態系保全サービスを大きく上回ることがわかる。LIME 単価の供給使用表は、第 3 章において、より具体的な政策利用の方策として、太陽光パネル設置による影響評価を行う。

表 1.8 砂鉄川流域森林生態系洪水防止・水資源涵養サービスの供給使用表
 (世帯帰属、上段：交換価値評価、中段：厚生価値評価、下段：LIME 評価)

砂鉄川流域 世帯帰属 交換価値評価		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
供給	国	0	0	0	0	7.9	7.9
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	350.5	350.5
	合計	0	0	0	0	358.4	358.4
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	0	0	0	0	348.2	348.2
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	15,376.9	15,376.9
合計	0	0	0	0	15,725.0	15,725.0	

砂鉄川流域 世帯帰属 厚生価値評価		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
供給	国	--	--	--	--	--	--
	地方自治体及び民間部門	--	--	--	--	--	--
	合計	--	--	--	--	--	--
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	0	0	0	0	2,158.9	2,158.9
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	95,344.2	95,344.2
合計	0	0	0	0	97,503.0	97,503.0	

注：--は未計測項目

砂鉄川流域 世帯帰属 LIME価値評価		使 用					
		炭素吸収サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
供給	国	0	0	0	0	3.4	3.4
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	148.1	148.1
	合計	0	0	0	0	151.4	151.4
	生物多様性保全サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	0	0	0	0	2,073.3	2,073.3
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	91,563.2	91,563.2
	合計	0	0	0	0	93,636.5	93,636.5
	災害リスク軽減サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	0	0	0	0	18,005.5	18,005.5
	地方自治体及び民間部門	0	0	0	0	795,193.3	795,193.3
合計	0	0	0	0	813,198.8	813,198.8	

表 1.9 砂鉄川流域森林生態系洪水防止・水資源涵養サービスの供給使用表
(土地利用用途按分、上段：交換価値評価、中段：厚生価値評価、下段：LIME 評価)

砂鉄川流域 土地面積按分 交換価値評価		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	6.9	0.0	0.2	0.1	0.7	7.9
	地方自治体及び民間部門	305.2	2.1	11.0	2.3	29.9	350.5
	合計	312.1	2.2	11.2	2.4	30.6	358.4
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	303.2	2.1	10.9	2.3	29.7	348.2
	地方自治体及び民間部門	13,389.2	93.5	480.8	102.1	1,311.4	15,376.9
合計	13,692.3	95.6	491.7	104.4	1,341.1	15,725.0	

砂鉄川流域 土地面積按分 厚生価値評価		使 用					
		洪水防止サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
供給	国	---	---	---	---	---	---
	地方自治体及び民間部門	---	---	---	---	---	---
	合計	---	---	---	---	---	---
	水資源涵養サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	家計	分類不能	合計
	国	1,879.8	13.1	67.5	14.3	184.1	2,158.9
	地方自治体及び民間部門	83,019.4	579.4	2,981.1	633.0	8,131.2	95,344.2
合計	84,899.2	592.6	3,048.6	647.4	8,315.3	97,503.0	

注：---は未計測項目

砂鉄川流域 土地面積按分 LIME価値評価		使 用					
		炭素吸収サービス					
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
供給	国	2.9	0.0	0.1	0.0	0.3	3.4
	地方自治体及び民間部門	128.9	0.9	4.6	1.0	12.6	148.1
	合計	131.9	0.9	4.7	1.0	12.9	151.4
	生物多様性保全サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	1,805.3	12.6	64.8	13.8	176.8	2,073.3
	地方自治体及び民間部門	79,727.2	556.5	2,862.8	607.9	7,808.8	91,563.2
	合計	81,532.5	569.1	2,927.7	621.7	7,985.6	93,636.5
	災害リスク軽減サービス						
		第一次産業	第二次産業	第三次産業	分類不能	家計	合計
	国	15,678.0	109.4	563.0	119.5	1,535.6	18,005.5
	地方自治体及び民間部門	692,401.8	4,832.7	24,862.8	5,279.7	67,816.3	795,193.3
合計	708,079.8	4,942.2	25,425.8	5,399.2	69,351.9	813,198.8	

1.2.5. 北海道における森林レクリエーションサービス供給使用表

昨年度に、北海道の森林生態系におけるレクリエーションサービスの域内消費額と移出額の推計を行った。本節では、これらの数値を利用して北海道の森林生態系サービスのレクリエーションサービスについて、供給使用表を構築する。北海道の森林生態系サービスレクリエーションサービスの域内消費額及び移出額の推計は、2000年、2007年、2012年を対象として行っており、これらの年次は第Ⅲ期研究で行った森林ストック勘定の推計年次と合わせている。今回の供給使用表はレクリエーションサービスを評価対象としているので、産業部門によるサービスの利用は想定されず、全て家計すなわち個人による最終消費に属するものと考えられる。そのため、産業部門への按分は行わず、どの地域の消費者が消費しているのかを示すことに重点を置くこととする。地域ごとのレクリエーションサービスの使用額は、昨年度に推計した域内消費額、移出額（1.5.2節）をそのまま流用することができる。一方供給者については、これまで紹介してきた他の供給使用表と同様に、森林所有者の情報により面積按分する。

ここで論点になるのは、北海道内すべての森林がレクリエーションサービスを供給しているのかということである。昨年度はこのような論点を踏まえ、岩手県内において、アクセス性の有無によって森林を分け、レクリエーションサービスはアクセス性のある森林のみから供給されるという仮定を置いて森林ストック価値の再評価を行った。しかし、アクセス性の有無による森林の区分はGISによる詳細な解析が必要であることから、昨年度はアクセス性の評価と並行して、より簡便な方法による供給される生態系サービスの特定方法として、保安林指定目的からの生態系サービス種の特定を行った。この方法はマクロ統計データから生態系サービス種の特定が可能であり、GISを用いた方法よりも手間をかけずに行うことができる。そのため、より広範囲を対象とする分析も可能となる。以上のことから、本節では、保安林指定目的から供給される生態系サービス種を特定する試み（1.6節）を利用し、北海道内すべての森林がレクリエーションサービスを供給するのではなく、保健保安林のみがレクリエーションサービスを供給すると仮定する。このような仮定はレクリエーションサービスを供給する森林を大きく限定することになり、現実的な対応とは言えないかもしれない。一方で、昨年度のアクセス性を考慮した森林生態系の評価結果からも、すべての森林がレクリエーションサービスを供給可能とするのも森林生態系の過大評価の可能性があることが示唆されていることから、その課題への対応として上記のような仮定を設定した上で森林生態系のレクリエーションサービスの評価を行う。具体的には、保健保安林に指定された森林の所有形態（国有林、道有林、市町村有林、私有林）からレクリエーションサービスの供給者を特定する。特に北海道においては、森林統計が他県よりも充実しており、森林面積については、指定目的別保安林の面積が所有形態別に国有林、道有林、市町村有林、私有林の区分で利用可能である。そこで、生態系サービスの供給者については、保健保安林の国有林、道有林、市町村有林、私有林の割合に応じて、それぞれ国、北海道、市町村と民間部門の4部門に分割する。保健保安林の所有者別の森林面積は表1.10にまとめたが、ここにある所有形態別森林面積割合を用いて、各供給者への按分を行う。なお、2007年、2012年についてはデータが得られなかったため、2012年については、前年の2011年の値をそのまま使用し、2007年については、2000年から2011年までの間、保安林面積が単調変化するものと仮定して2007年の値を推計する。

表 1.10 北海道内の森林所有形態別保健保安林面積

		2000. 4. 1		2007. 4. 1		2011. 4. 1	
		ha	%	ha	%	ha	%
公有林	国有林	33,408	83%	29,101	85%	26,640	86%
	道有林	5,590	14%	4,004	12%	3,098	10%
	市町村有林	681	2%	728	2%	755	2%
私有林		415	1%	472	1%	504	2%
合計		40,094	100%	34,305	100%	30,997	100%

注：2007年、2012年のデータは入手できなかった。このうち2012年については2011年のデータで代用し、2007年のデータについては、2000年から2007年の間、単調変化するものと仮定して推計した。

出所：北海道林業統計H11, H23, H29年度版

表 1.11 北海道の森林生態系レクリエーションサービスの供給使用表（厚生価値評価）

2000年

(兆円)

2000年	域内消費	移出							輸出	合計
		東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州沖縄		
公的部門	国	51	599	109	203	75	17	113	----	1,269
	北海道	9	100	18	34	13	3	19	----	212
	市町村	1	12	2	4	2	0	2	----	26
民間部門		1	7	1	3	1	0	1	----	16
合計		61	719	130	243	90	21	136	----	1,523

注) ----は推計していない項目を表す。

2007年

(兆円)

2007年	域内消費	移出							輸出	合計
		東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州沖縄		
公的部門	国	51	598	108	202	75	17	113	----	1,266
	北海道	7	82	15	28	10	2	16	----	174
	市町村	3	15	3	5	2	0	3	----	32
民間部門		2	10	2	3	1	0	2	----	21
合計		60	705	128	238	88	20	133	----	1,493

注) ----は推計していない項目を表す。

2012年

(兆円)

2012年	域内消費	移出							輸出	合計
		東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州沖縄		
公的部門	国	50	585	106	198	73	17	110	----	1,238
	北海道	6	68	12	23	9	2	13	----	145
	市町村	2	14	3	5	2	0	3	----	31
民間部門		2	11	2	4	1	0	2	----	24
合計		58	679	123	229	85	19	128	----	1,437

注) ----は推計していない項目を表す。

構築した供給使用表は表 1.11 に掲げた。ここで用いた評価単価は森林の厚生価値単価であるため、一般的に評価額は大きくなっており、北海道の森林生態系によるレクリエーションサービスは 1400 兆円から 1500 兆円にのぼることがわかる。また、北海道は国有林が全森林面積の 5 割以上を占める国有林が多い都道府県であることから、北海道の森林生態系からのレクリエーションサービスの半分以上は国が供給しているという結果になっている。さらに、道有林、市町村有林を加えると全森林面積のほとんどを占めており、私有民間部門からのレクリエーションサービスはごくわずかである。このことから、北海道の森林生態系のほとんどは公的な主体から供給されていることがわかる。経年での変化を見ると、2000 年から 2012 年にかけて、評価額が徐々に減少しているのは、保健保安林面積が減少していることが影響

しているものと思われる。

このような供給使用表を活用することで、森林生態系のレクリエーションサービスがどのように域外の人々によって使用されているかが明らかになる。このことは、北海道の森林保全のために、国の資金を活用することや、北海道外の人々にもその費用負担を求める際の根拠としても活用可能である。

1.2.6. 神戸市における森林緑地生態系からのレクリエーションサービス供給使用表

本節では、1.1.3 節で準備した神戸市のデータを用いて、神戸市内の緑地生態系のレクリエーションサービスの供給使用表を構築する。神戸市を対象としたのは、都市生態系の評価を行う上で、神戸市は市街地と森林などの緑地が非常に接近しており、市民に身近な緑地や森林が多いこと、国内の都市の中でも人口が多い大都市であることなどがその理由である。神戸市内にある緑地のうち、アンケート調査で回答者が訪問したことがあると回答した緑地 9 カ所を特定し、ここを対象とした供給使用表とする。供給使用表は 9 カ所の緑地について個別に作成するのではなく、9 カ所を集計する形で 1 つの供給使用表とする。

評価対象期間は、2019 年 3 月から 5 月までの 3 ヶ月間と、2020 年 3 月から 5 月までの 3 ヶ月間の 2 期間とし、それぞれ別の供給使用表とした。これは、後の分析のためにコロナウィルス感染症による緊急事態宣言が発出された時期に合わせており、その比較のため前年 2019 年の同期間も対象とした。そのため、以下では 2020 年 3 月から 5 月までをコロナ期間と呼ぶ。本研究ではこれまで経済評価を行った供給使用表を用いたが、今回は都市生態系のうち緑地を対象とした経済評価は本研究において行っておらず、単価の設定ができないため、評価単位は物量の訪問者数とした。これまで、物量勘定表には森林面積や炭素貯留量などの単位が用いられてきたが、本研究では訪問者数を物量評価の単位に設定した。これは、モバイル空間統計という新たなデータソースが活用可能になったことから設定できたものであり、今後の新たなデータの活用方策を示す意味でも意義があるものとする。

数値の計上について、供給使用表の構築のため、まずは使用者の特定を行った。使用者は神戸市内（芦屋市も含む）の住民かそれ以外の地域の住民かによって分類し、それぞれ市内住民と市外住民と定義し、供給使用表の使用者の項目に用いた。一方の供給者の特定は、それぞれの緑地の所有者によって分類を行う。表 1.12 には、今回の分析で対象とした 9 カ所の緑地について面積と運営主体が記載されている。このうち、あいな里山公園は国営公園なので、運営部門は国とし、六甲カンツリーハウスは民間企業による運営なので、民間部門とした。残りの 7 カ所については、すべて神戸市が所有・管理する緑地であることから、神戸市を緑地生態系サービスの供給者とした。なお、須磨浦公園については、運営主体に神戸市と民間企業の両方が含まれているが、これは神戸市が所有している公園内の施設や移動手段（ロープウェイ、リフト）を民間企業が運営していることから、土地所有者である神戸市が緑地生態系サービスを供給していると仮定した。これら各施設の来訪者数を 1.1.3 節の分析結果から引用し、運営部門ごとに集計して、供給者として国、県、市、民間部門の 4 部門へ計上した。

表 1.12 対象とした神戸市内の緑地一覧

緑地名	運営組織	運営部門	公表面積 (ha)
六甲カンツリーハウス	六甲山観光株式会社	民間	19
六甲山牧場	神戸市	市	125.8
神戸市立森林植物園	神戸市	市	142.6
あいな里山公園	国	国	330
垂水健康公園	神戸市公園緑化協会	市	10.9
須磨浦公園	神戸市公園緑化協会・山陽電気鉄道株式会社	市	103.8
大倉山公園	神戸市公園緑化協会	市	7.9
東遊園地	神戸市	市	2.7
みなとのもり公園	神戸市	市	5.6

注：六甲カンツリーハウスについては、公表面積が得られなかったため、GISで計測した値である。

作成した供給使用表は表 1.13 に示した。まず供給部門と市内外の利用者の関係を見ると、国が供給するあいな里山公園については、市内住民による使用のみで市外住民による利用はない。一方で神戸市が供給している緑地には市外住民の来訪も多く、必ずしも市内住民だけが利用しているわけではないことがわかる。また、コロナ期間の供給使用表を前年同期間のそれと比べてみると、コロナ期間は市内住民よりも市外住民の減少が大きいことがわかるが、これは移動制限などの措置が執られた影響が大きいと考えられる。また、両期間の比較で差が大きいのは民間部門の市外利用者の減少である。民間企業が提供する緑地は、公的機関が提供する緑地に比べてレジャー的要素が大きいことが考えられ、施設の休業や自粛要請に対してレジャーを楽しむことが憚られるといった利用者心理の影響があったものと思われる。一方で国が供給する緑地については、コロナ期間に逆に訪問者が増加している。国が共有する緑地は具体的にはあいな里山公園であり、もともと外部からの来訪者が少ないということ、住宅地の中にあり、比較的身近な緑地であり、自粛期間でも近所の緑地を散歩がてら訪問することが増えたものと考えられる。

以上のようなことをより詳細に分析することで、構築した供給使用表をより有効に活用することができる。

表 1.13 神戸市の緑地生態系からのレクリエーションサービス供給使用表

2019年3-5月 来訪者数（人）		緑地使用者		
		市内住民	市外住民	計
緑 部 地 門 供 給	国	1,988	0	1,988
	県	0	0	0
	市	189,895	56,766	246,661
	民間	2,716	607	3,323
	計	194,598	251,972	446,571

2020年3-5月 来訪者数（人）		緑地使用者		
		市内住民	市外住民	計
緑 部 地 門 供 給	国	2,120	0	2,120
	県	0	0	0
	市	168,808	29,180	197,988
	民間	2,112	82	2,194
	計	173,040	202,303	375,343

注：市内とは神戸市および芦屋市内のことである。

1.3 生態系勘定に関する国際的議論及び研究の動向（3年間の成果）

1.3.1. 生態系勘定とは

生態系勘定とは、生態系や生態系サービスの賦存量や使用量、またそれらの価値を体系的に整理し、表現する勘定系である。生態系サービスは生態系サービスの主流化に向け、政策や企業的意思決定に用いるためのツールとして使われる。欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行は2013年に『System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting』（『環境経済統合勘定（SEEA）2012－実験的生態系勘定』）を共同で作成し、これまでこれが生態系勘定の基本的な枠組みを示した唯一の報告書になっている。

SEEA-EEA においては、生態系勘定は生態系ストック勘定、生態系フロー勘定の2種類が含まれ、それぞれについて物量データと貨幣データの双方が計上される³。SEEA-EEA における評価フローは図 1.6 に示すとおりである。まず生態系ストックの量と価値をストック勘定において物量単位、貨幣単位双方評価し、続いて生態系が生態系サービスを提供する能力を表す「状態」を状態勘定で把握する。この状態勘定は基本的に物量による評価のみとなっている。続いて、生態系から発揮される生態系サービスの供給量を物量及び貨幣単位で評価し、さらにそこから可能ならば人々が実際に受ける便益を区別して評価する。生態系サービスの供給量と便益はフロー勘定で評価され、このフロー勘定は供給使用表とも言われる。このような SEEA-EEA の枠組みを用いて、ある国や地域にどれだけの生態系量があり、それがどのくらいの価値を持つのか、またはある国や地域でどれだけの生態系サービスが利用され、それはどのくらいの価値を持つのかを把握することができる。

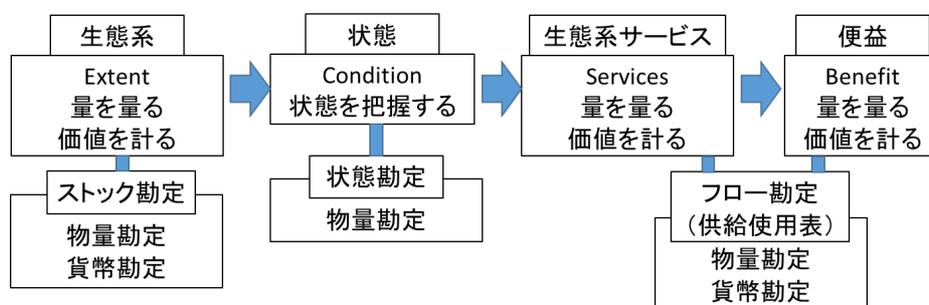


図 1.6 SEEA-EEA における評価フロー

1.3.2. 環境経済統合勘定－実験的生態系勘定（SEEA-EEA）の改訂

環境経済統合勘定（SEEA）とは、環境とマクロ経済活動の関係を記述する環境勘定の標準体系として、国連などが公表している基準的枠組である。環境経済統合勘定実験的生態系勘定（SEEA-EEA : SEEA-Experimental Ecosystem Accounting）は、SEEA の中で、生態系や生態系サービスと人間・経済活動の関係を記述するために特化された勘定体系の枠組であり、2012年に実験的勘定として、試行的要素も含

³生態系勘定における「フロー」の指す内容は、経済学における語法とやや異なり、ストックの変化分というよりも、どのようなサービスがどこで供給され、どこで需要されるかという流れを表す。経済学ではストックの価値は将来得られるであろう便益（フロー）の割引現在価値として定義される場合があるが、ストックと生態系サービスの間には生態系状態（質的な向上や劣化の評価）が関わるため、状態評価が必要となり、それぞれの生態系勘定表から生態系の経済的価値が評価される。

めた形で公表された。現在国連統計局からの SEEA-EEA に関する刊行物としては、SEEA-EEA そのものに関するレポートと、勘定表に計上する数値の推計方法や勘定フレームワークの構築方法を解説した技術的推奨レポート (EEA-TR) の 2 つが公表されている。SEEA-EEA は 2012 年の公表からすでに 7 年が経過し、2020 年のポスト愛知目標を見据え、SEEA-EEA の改訂作業が進められ、改定のあかつきには、「実験的”Experimental”」な生態系勘定から正規の国際的基準となり、名称からも”Experimental” が除かれ、SEEA-EA (SEEA-Ecosystem Accounting) となる予定である。

主な改訂事項は、生態系勘定の中での生態系サービスの再定義、状態・程度 (extent) の勘定の構築、空間的単位の設定、経済評価の 4 分野で、改訂作業にあたり、それぞれの分野の中で優先的に議論すべき事項を抽出するための議論がこれまで継続的に行われてきた。また、生態系及び生態系サービスに関する世界的な動きとして、ポスト愛知目標の他、持続可能な開発目標 (SDGs) などとの関連性を確保することも必要と認識されている。

1.3.3. 生態系・生態系サービスの経済評価に関する国際的議論及び研究動向

生態系勘定については、愛知目標における生態系サービスの可視化、主流化の目標のもと、WAVES プロジェクトなどにより、途上国を含め、世界各国で SEEA-EEA をベースとして開発作業が進んでいる。EU では生態系勘定の策定が各国に義務づけられているほか、カナダやオーストラリアでは政府の統計組織などが生態系勘定の構築作業を進めている。また途上国では、欧米の先進国の支援のもと、特に独特な生態系や保全すべき生態系について、地域的な生態系勘定を構築したり、国家全体での生態系勘定を構築したりする事例が散見される。2017 年に国連統計局が各国の統計担当部局に対して、SEEA の策定状況について 93 か国、22 地域に質問票を送り調査を行った。その結果、109 か国・地域から回答があり、このうち 69 か国・地域が SEEA を策定中、22 か国・地域が策定を計画していることが報告された。また、関心の高い分野として各国が注目しているのは、エネルギー、水が多かった。本節では、最近の研究動向として、平成 31 年度に本研究プロジェクトのメンバーが参加した環境勘定の専門家会合 (ロンドングループ会合) 及び生態系サービスパートナーシップ国際会議 (ESP10) において報告された生態系サービス評価の研究事例を紹介する。ここで取り上げるのは、生態系サービスの物量評価、経済評価、そして政策利用の 3 つの視点からの研究事例である。

まず、物量での評価事例については、近年の ICT を活用したモデル分析などが多くなっている。例えば、Vardon et al. (2019) は、生態系モデルに関して、人工知能を用いたデータと生態系モデルの選定機能 (ARIES)、生態系サービスの地図化・評価モデル (InVEST)、生態系サービスの空間分布評価モデル (ESTIMAP) などを紹介している他、Soulard et al. (2019) は、ビッグデータと SEEA の関連について、ビッグデータを活用した生態系勘定の構築とデータ質の確保についての研究成果を紹介している。

次に、生態系ストックおよび生態系サービスの経済評価に関しては、オランダとエストニアの研究事例がある。まずオランダの事例について、Horlings et al. (2019) が網羅的に生態系サービスを複数の評価手法で評価している。しかし、この研究で経済評価に適用された割引率 2% が妥当かという疑問が残されており、割引率設定の難しさが改めて浮き彫りになった。Oras (2019) では、エストニアにおける生態系の環境教育サービスについて経済評価している。この研究では、環境教育サービスを提供している森林の空間的単位を特定できないという範囲の問題、就学児童の機会費用を、成人男性の賃金で計測することの妥当性が指摘されていた。Matuszak (2019) は、米国における都市生態系勘定の評価を行っており、この評

価では、2011年に都市生態系によるエネルギー節約量が3856GWh、金額にして452万ドルになるという結果が示された。

最後に政策利用については、SEEA-EEAとSEEA-CF、SNA相互の関連づけに関する議論がある。SEEA-EEA、SEEA-CF、SNAというフレームワークはそれぞれ相互に重複する対象分野を持ちながら、独自の概念で取りまとめられており、それぞれが互いに関連性を持たせるには、新たなフレームワークが必要であるという主張がある一方、これ以上新たなフレームワークを追加することは、SEEA自体を複雑化し、使い勝手の悪いものにしかねないという反対意見もある。Milligan (2019)は、海洋生態系を持続可能な発展と関連付けて利用するための方法について紹介しており、その結果は国連アジア太平洋経済社会委員会 (UNESCAP) の議論にも貢献している。そして、英国のHarris (2019)は、英国における海洋生態系勘定の策定について紹介しており、政策利用のためには海洋生態系の状態を測る指標と海洋生態系サービスの指標についてどのような基準でどんな指標を選択すべきかという問題提起がなされている。

このように、生態系や生態系サービスの経済評価に関しても、これまで先行していた英国のほかにも、オランダやエストニア、米国といった国々で経済評価が行われるようになってきて、経済評価の研究も徐々に進展してきたことがうかがえる。この中で経済評価にどのような課題があるのかを明らかにすることで、生態系勘定を用いた経済評価に関する議論もさらに進展することが予想される。

1.4 生態系ストック勘定の精緻化 (3年間の成果)

1.4.1. 市町村版生態系ストック勘定の構築

第Ⅲ期研究では、生態系ストック勘定を全国及び都道府県レベルで構築したが、生態系は地域ごとに賦存量が大きく異なり、都道府県単位では、より詳細な分析や個別の政策立案には評価単位が大きすぎて使いにくいのが現状である。そのため、都道府県よりも小さな評価単位での生態系勘定の構築が求められる。そこで、本研究では、岩手県を事例に市町村版の森林ストック勘定を構築した。

市町村版の生態系ストック勘定のフレームワークは、第Ⅲ期研究で構築した全国版及び都道府県版のそれと同一のものを用いる。市町村版の森林ストック勘定に計上する具体的な数値の推計方法について、第Ⅲ期研究において都道府県単位で推定を行った森林生態系のWTPメタ関数を用い、地理情報システム (GIS) による森林データの解析を通じて収集したデータを、WTPメタ関数に当てはめ、岩手県内59あった合併前の旧市町村ごとに森林生態系ストックの価値評価を行った。

第Ⅲ期研究では、回帰分析を用いて森林1haに対する家計あたり年間WTPの規定要因を定量的に分析した。その際推定された回帰式は、次のように表される。

$$WTP_{Forest} = Constant + \beta_1 \cdot Income + \beta_2 \cdot Woman + \beta_3 \cdot Age + \beta_4 \cdot Natural Forest rate + \beta_5 \cdot Broadleaf Forest rate + \beta_6 \cdot Forest Age + \varepsilon$$

ここでConstantは定数項、Incomeは世帯あたり所得、Womanは女性の時に1をとるダミー変数、Ageは年齢、Natural Forest rateは居住している県の天然林率、Broadleaf Forest rateは居住している県の広葉樹林率、Forest Ageは居住している県の加重平均樹齢、 ε は誤差項を表す。本研究では、このWTPメタ関数に岩手県の市町村別のデータを内挿し、市町村別の森林ストック価値を算出する。

WTP メタ関数の変数のうち、森林のストックに関するものは県内の加重平均樹齢、天然林率及び広葉樹林率の3つである。本研究では国有林の森林調査簿及び民有林の森林簿を用いてこれらの値を市町村別に算出した。一方、社会属性に関するものは世帯あたり平均所得、女性比率、平均年齢の3つである。これらは既存統計から市町村別の値を引用または推計した。

これらの数値を森林ストック価値の WTP メタ関数に内挿することで、市町村ごとの森林 WTP (円/ha/世帯/年) を推計する。なお、この推定値は、WTP を被説明変数、森林面積、樹種、樹齢などの森林変数や所得などの社会経済変数を説明変数にした回帰分析結果に基づいており、こうして推定された森林 WTP を森林ストック価値の原単位として、2012 年の市町村ごとの森林面積及び世帯数を乗じることで、2005 年の合併前 59 市町村別に森林ストック額を推計した。推計した市町村別森林ストック額は、第Ⅲ期研究で推計した機能別ウェイトを用いて、さらに水資源涵養サービス、土砂災害防止サービス、温暖化防止サービス、生態系保全サービス、木材生産サービス、レクリエーションサービスの6つのサービスの評価額に按分した。以上は厚生価値による評価額となるが、交換価値による評価額も同時に推計した。ただし、交換価値による森林生態系ストックの単価は、第Ⅲ期研究で推計した全国共通のものを用いており、市町村別のものではない。また、交換価値による評価は資源レント法を用いているので、木材供給サービスの評価のみとなり、評価額の全額を木材供給サービスとして生態系ストック勘定へ計上し、水資源涵養サービスなどの他の機能の評価額はゼロとして計上した。

推計結果について、森林ストックの総価値を図 1.7 で見ると、県庁所在地の盛岡市が最も高い価値となっているほか、花巻市、北上市、一関市といった東北新幹線沿線の主要都市、宮古市、釜石市といった三陸沿岸の主要都市で軒並み総ストック価値が高くなっている。これは、主に森林生態系の受益者である住民の数（世帯数）に比例しているともみることができる。一方で、雫石町、岩泉町、遠野市といった比較的山間部の都市も単価は高い傾向にあり、これらの市町村では森林面積の多さが総ストック価値の高さに反映されていると考えられる。以上の数値を生態系ストック勘定表に計上する。現時点では、市町村別の森林データの推計に必要な森林簿データについて、2012 年版データしか入手できていないため、市町村別の森林生態系ストックの単価及び総価値については、2012 年時点での数値のみが推計されており、勘定表フレームワークの期首ストックもしくは期末ストックのいずれかにこれらの数値が計上されるのみである。勘定体系としての意味をもたせるためには、少なくとも期首ストックと期末ストックの双方に数値が計上されることが望ましい。前述のとおり、社会属性データについては、2012 年の他、2000 年、2007 年の2時点でもデータを取得済みで、これに 2000 年及び 2007 年の森林簿データを入手して森林データを組み込めば、2000 年、2007 年の森林生態系ストックの単価及びそこから得られる森林ストック総価値も計上できるようになっている。

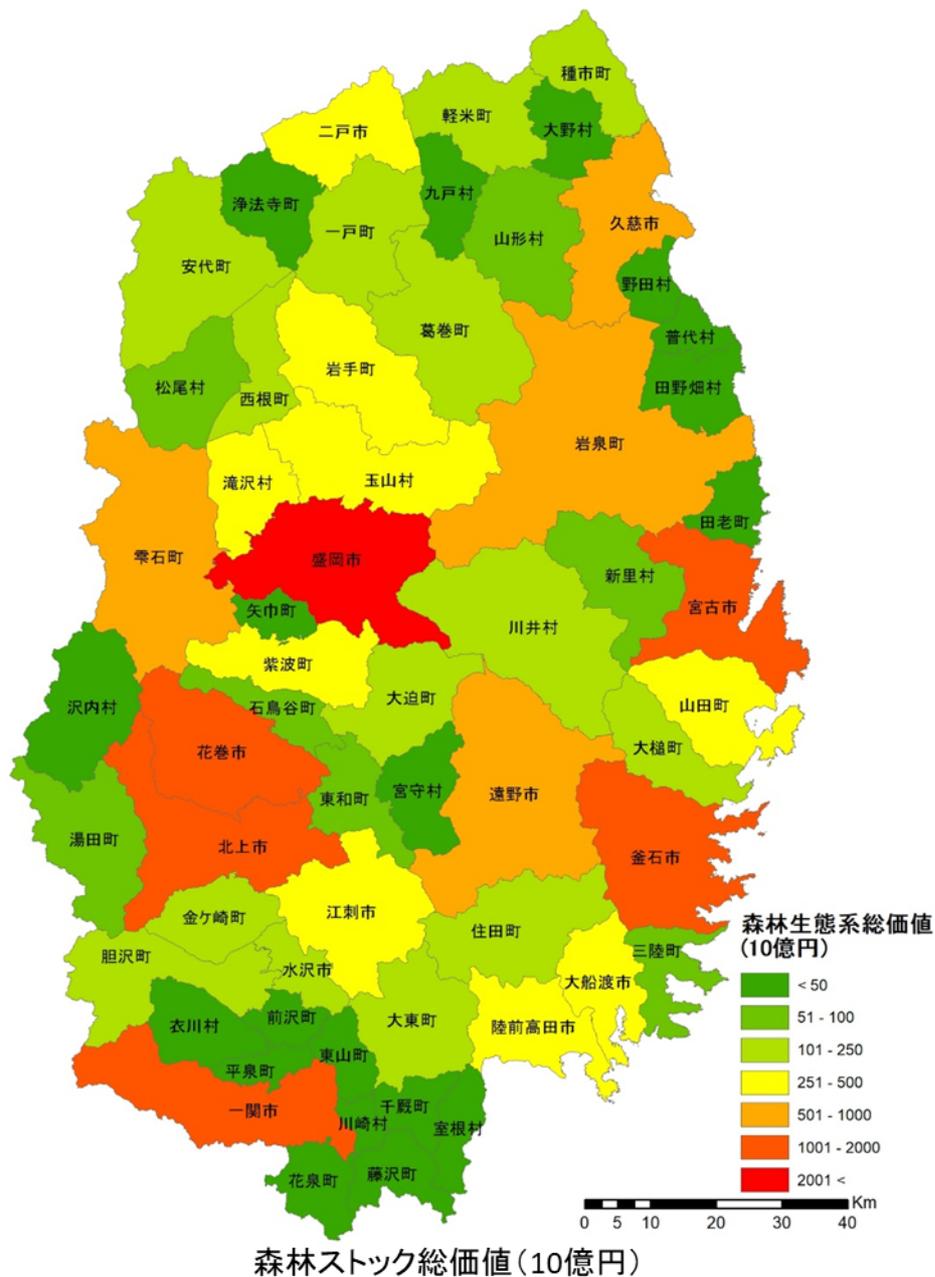


図 1.7 森林ストックの総価値額の推計結果

以上のような結果を第Ⅲ期研究で作成した岩手県版の森林ストック勘定に計上した数値と比較してみる。森林ストック総価値については、市町村合計値が 27 兆 4090 億円となっている一方、岩手県値は 1366 兆 7240 億円となっており、大きな差が生じている。市町村合計値の値は岩手県値のわずか 2%である。このような大きな差が生じた要因として考えられるのは、受益者数と受益面積の大きさである。つまり、「1000ha の森林から 1000 世帯が受益する地域が 2 地域ある」と、「2000ha の森林から 2000 世帯が受益する地域が 1 地域ある」とのでは、たとえ同じ森林面積と受益世帯数であっても、評価額は後者のほうが高くなるのである。

本研究の評価においては、各市町村の森林はその市町村に住む住民のみが受益するという仮定を置いている。また、第Ⅲ期研究の都道府県での推計においても、各都道府県の森林はその都道府県に住む住民のみが受益するという仮定を置いている。岩手県内の59の市町村を集計した都道府県版の場合、県内の住民（世帯）全体が県内のすべての森林から受益すると考えるので、上記の例と同じく受益世帯×森林面積双方が都道府県の集計値となり森林ストック総価値は漸増するのである。このような問題が生じているため、各市町村の森林ストック総価値を合計した値と最初から都道府県値として推計した値には大きな差が生じていると考えられる。このような問題のため、都道府県値（集計値）と市町村値の合計（個別値の合計）の間に数値の不整合が生じ、都道府県版の勘定表と市町村版の勘定表で数値の比較ができないという大きな問題が生じている。この問題への対応の1つとしては、より厳密に受益者を特定することがあることが示唆された。

1.4.2. 生態系ストック勘定の期中変化に関する数値の計上：都道府県単位での評価

第Ⅲ期研究において、森林生態系と湿地生態系に関して、そのストック量と価値の推計を行い、森林生態系に関しては、2000年、2007年、2012年の3時点での評価を行った。これらのデータから、生態系ストック勘定を作成し、森林ストック勘定は2000-2007年表、2007-2012年表、2000-2012年表の3つの勘定表を構築した。勘定表に計上した数値は、期首ストックと期末ストック及びその差分である純期中変化の3項目のみとなっており、勘定表ではストックの増減がどのような要因で生じたのかについても計上する項目については、数値を計上せず空欄のままとしていた。ストックがどのような要因で増加または減少したのかを明らかにすることで、生態系ストック勘定においても生態系保全のための情報をより詳細に提供することができるようになる。そこで、本研究では、第Ⅲ期研究において構築した森林生態系ストック勘定について、ストックの期中変化に関する各項目に数値を計上することを試みた。

まず、計上するための第一段階として、森林ストックの変化の概念整理と期中変化の定義づけを行った。森林ストック勘定で計上される物量データには蓄積量と森林面積があるので、森林ストックの変化は蓄積量の変化と森林面積の変化の2要素に分解できる。

そして、森林面積と蓄積量の関係は、

$$\text{蓄積量} = \text{森林面積} \times \text{密度}$$

という関係が成り立っている。この式からは、蓄積量は森林面積が変化せずとも密度が変化することで変わることがわかる。すなわち、蓄積量と森林面積は必ずしも連動して変化するものではない。

森林ストック勘定は森林ストックの期中変化を把握するのが目的であるため、勘定内の森林面積の変化とは、「木が生えている土地の面積が変化すること」と定義されるべきである。同様に蓄積量の変化とは、「森林の蓄積量が増加すること」と定義されるべきである。この定義に従うと、森林面積の変化をもたらす要因として、①植林（何も木が植えられていなかった土地に木を植えること）、②伐採（木が植えられていた土地の木を全て伐採すること）、③災害（自然災害で木が植えられていた土地の木が全て喪失すること）、④成長（植えられていた木が自然に成長して蓄積量が増加すること）の4つに分類される。蓄積量の変化についても①～④の要因で引き起こされるが、②伐採については森林面積に影響を与えない間

伐・択抜といった一部の木を伐採する行為（以下部分伐という）と、影響を与える主伐（皆伐）に分類されるだろう。さらに、これらを、人為的なものなのかどうかと、森林面積や蓄積量といった物量の増加を引き起こすものなのか、減少を引き起こすものなのかという2つの視点から分類すると、表 1.14 のようになる。

表 1.14 森林ストックをもたらす要因の整理

			蓄積量	森林面積	貨幣価値
植林	人為的要因	増加要因	△	○	▲△
伐採	主伐	人為的要因	減少要因	○	○
	間伐	人為的要因	減少要因	○	×
災害	自然的要因	減少要因	▲	○	○
成長	自然的要因	増加要因	○	×	▲

○：影響ありかつ統計データを取得可能
 ▲：影響はあるが、統計データが取れない
 △：影響はあるが、かなり軽微である
 ×：影響なし

これ以外の森林ストック変化の要因としては、地目変化による森林面積の変化がある。この場合、森林が他の用途に変更されるということは、森林の伐採（皆伐）を伴うため、上記表 1.14 の伐採に分類されるだろう。逆に、他の地目から森林への転換は上記表 1.14 の植林に分類されるべきである。

表 1.15 には、生態系ストック勘定の行項目を掲げている。これまでは調整項目を含まない 14 項目を行項目としていたが、実際の数値を計上する際に増加項目、減少項目の間に誤差が生じる。これは、それぞれの項目の数値の推計に異なる統計データを用いたことで、全体的な整合性、すなわち、

$$\text{期末ストック} - \text{期首ストック} = \text{増加項目合計} - \text{減少項目合計}$$

という等式が成り立たなくなるためである。そのために今回数値の計上にあたり、調整項目（行 12）を行項目追加して勘定としての整合性を確保できるようにした。

期首ストック（行 1）、期末ストック（行 13）と純ストック変化（行 12）については、既に第Ⅲ期研究で数値を計上しているため、本研究ではストックの増加（行 2～5）と減少（行 6～11）について、数値を計上することを目指す。表 1.3 には森林ストック勘定の全体フレームワークを載せている。本研究では、既存の統計データの数値を引用してこの森林ストック勘定に期中変化の項目に実際の数値を計上する。前述のとおり勘定表は都道府県別で作成されているため、それぞれの項目に計上するデータも都道府県ごとのものが必要となる。

表 1.15 生態系ストック勘定の列項目

期首ストック	1
ストックの増加	2
自然的要因による再生	3
人為的要因による再生	4
再分類	5
ストックの減少	6
採取伐採による減少	7
人間活動による減少	8
人為的要因による壊滅的喪失	9
自然的要因による壊滅的喪失	10
再分類	11
調整項目	12
再評価	13
純ストック変化	14
期末ストック	15

以上のような、森林整体家ストックの期中変化の概念整理とストック変化の定義を行った上で、北海道を事例に森林生態系ストック勘定の期中変化項目の具体的な数値計上を行った。北海道を事例としたのは、森林面積が国内で最も大きい都道府県であることと、数値計上に必要な森林関係の統計データが充実していることの2つの理由からである。平成31年度の報告書にはその具体滝方法や期中変化の項目に数値を計上した勘定表が記載されているので、参照願いたい。

なお、本研究では、森林生態系ストック勘定の期中変化項目の推計に際し、いくつかの課題を指摘した。第一に数値を計上するために利用できる統計データの不足から来る、計上した数値の整合性の問題である。第二に、経済価値による評価に関する価値単価の問題である。すなわち今回の推計では、厚生価値と交換価値双方を用いて経済評価を行ったが、交換価値は材積量単位、厚生価値評価は森林面積単位となっており、森林ストックの単価の単位が一致しておらず、蓄積量の変化と経済価値の変化が相関していないという課題がある。

1.5 生態系サービス受益者の詳細分析（3年間の成果）

1.5.1. 洪水防止サービス及び水資源涵養サービスにおける受益者の推計

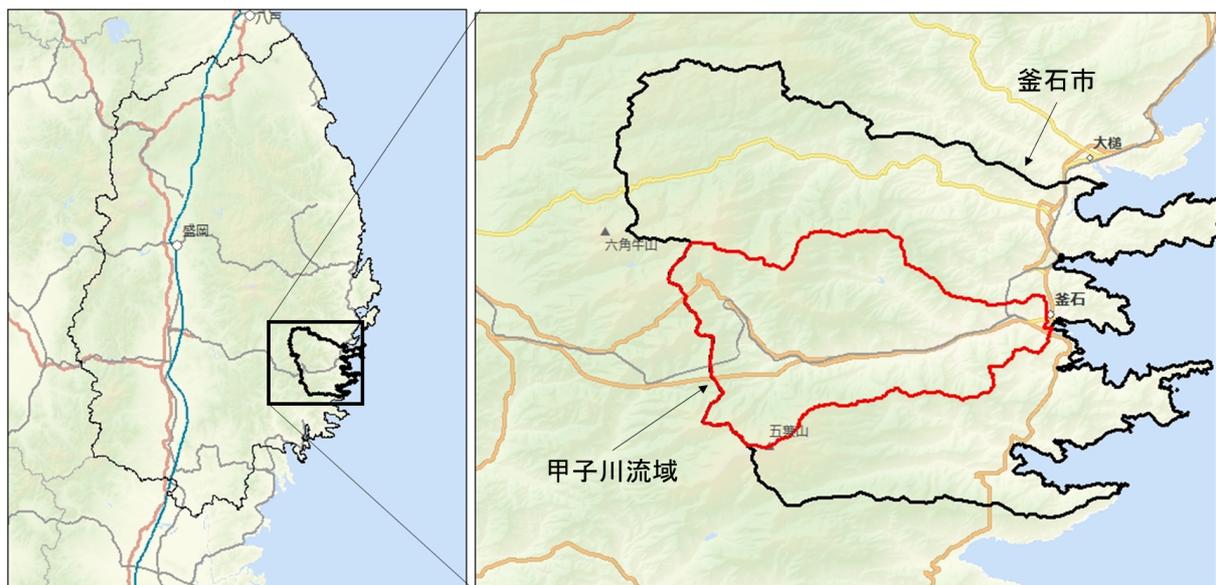
森林生態系のストック価値を以下の(1)式に基づいて評価する際、受益者数が評価額に大きな影響を与えるため、受益者数を現実の数値により近い形で推計することが求められる。

$$ESV = P \times A \times N \quad (1)$$

ここで、**ESV** は生態系ストック価値、**P** は生態系ストック単価、**A** は森林面積、**N** は受益者（世帯）数である。一方、生態系サービスによっては生態系が存在する地区の地理的条件によって受益者が限定されることがあるため、生態系サービスごとに受益範囲の設定が必要であると考えられる。そこで本研究では、岩手県内の河川流域を対象として、森林生態系の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについ

て、河川流域及び流域内の人口（世帯数）の分布を考慮して、森林生態系サービスの供給者及び受益者を特定し、生態系サービスの評価を行うことを目的とする。

本研究に当たっては、以下の2つの仮定を置いた。第一に、森林の洪水防止サービス・水資源涵養サービスの受益者は、森林のある流域内の居住者のみであるという仮定である。第二に、Remme et al. (2016)などの既存研究にならい、森林の所有者が森林生態系サービスの供給者であるという仮定である。また、本分析は、河川流域における森林や人口の分布に注目し試行的に行うものであり、できる限りシンプルな分析を行うために、分析対象の選定にはいくつかの条件を考慮し、岩手県釜石市の甲子川（かつしがわ）流域を対象とした（図 1.8）。甲子川は、釜石市の片羽山にその源を発し、釜石市の市街地を流下したのち、釜石湾に注ぐ流域面積 137.5km²、幹線流路延長 24.2km の二級河川である（岩手県 HP）。釜石市は三陸海岸沿いで太平洋に面する人口 36,802 人、世帯数 16,860 世帯の地方都市であり、市の面積は 440.34km²である（釜石市、2017）。



資料：ArcGISデータコレクションを背景に利用して著者作成。

図 1.8 釜石市及び甲子川の位置

分析方法としては、GISにより、傾斜角度や傾斜方位を算出し、標高データ上に一様に降雨があった場合を仮定して水の流路や流量を推計することで、河川の流域を推定する流域分析を行う。次に、この流域分析により作成した流域ポリゴンと、人口のメッシュデータを重ね合わせることで、甲子川流域の世帯総数を算出した。以上の方法で推計した世帯数と GIS の分析により算出された森林面積と 1.2.1 節で適用した森林ストック価値単価の推計結果を上記(1)式に挿入することで、甲子川流域の森林による洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて厚生価値による経済評価を行った。洪水防止サービスについては、厚生価値評価の他、三菱総合研究所（2001）の森林の公益的機能評価で適用された代替法と同一の手法を適用して交換価値による経済価値評価も行った。

分析結果について、甲子川流域の森林生態系からの洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの受益世帯数は 10,645 世帯であり、これは釜石市全世帯数 16,860 世帯（2015 年国勢調査）の 63.1%となった。また、甲子川流域における森林面積は 11,787ha であり、甲子川流域の国有林と民有林の面積の割合はそ

れぞれ 37%と 63%となった。そして、釜石市全体の森林面積は 39,459ha となった。これらの推計結果から、釜石市の全森林の約 30%が甲子川流域に分布しており、そこから供給される森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスを釜石市の全世帯の 63.1%が利用していると推察された。

以上のように推計された受益者（世帯）数と森林面積を基に、生態系サービスの価値を推計したところ、洪水防止サービスは交換価値による評価で 4 億 400 万円/年、水資源涵養サービスは交換価値評価で 172 億 1700 万円/年となり、厚生価値による評価で 593 億 9700 万円/年と推計された。水資源涵養サービスの交換価値と厚生価値を比較すると、厚生価値による評価額は交換価値による評価額の 3.4 倍となることが明らかとなった。

1.5.2. 森林レクリエーションサービスの受益者の特定：サービス移出の考慮

1.5.1 節では、生態系サービスによっては受益者が空間的に限定される場合があることを指摘し、それに対応した受益者の推計方法を示し、実際の生態系サービス（洪水防止サービス、水資源涵養サービス）の需要額を推計した。上記は限られた特定の空間に居住する者のみ受益者になるという特性を有する洪水防止サービスと水資源涵養サービスについての評価であったが、一方で生態系サービスには、生態系が存在する地域以外の者もその便益を享受することができるものがある。例えば、炭素貯留サービスは居住地域に関係なく世界中あらゆる場所の森林から炭素貯留サービスを受けることができる。文化サービスにも同様のことが言え、特にレクリエーションサービスについては、観光客やレジャー客など地域外からの来訪者が生態系のレクリエーションサービスを利用する機会が多く、必ずしも地域内に居住する者が生態系サービスの需要者となるわけではない。このように生態系サービスが域外の者に利用される場合には、勘定表の上では移出または輸出として計上される。そのため、生態系サービスの供給使用表を構築する場合には、生態系サービスの需要者を特定し移輸出の額を推計することが必要となる。

そこで本研究では、北海道の森林生態系から供給されるレクリエーションサービスを事例に、北海道外の日本国内他地域への移出額を推計する。なお、北海道には外国からも多くの観光客が来訪しており、これらの人々も北海道の森林生態系のレクリエーションサービスを利用しているはずで、これらは森林生態系レクリエーションサービスの輸出額に計上されることになる。しかしながら、現時点では外国からの来訪者による森林生態系レクリエーションサービスの利用量を推計するためのデータが不足しているため、本研究では国内他地域への移出のみを対象とし、輸出については対象化から除外する。

分析に利用する 2019 年 10 月から 11 月にかけて行ったウェブアンケート調査により得た。アンケート調査では、「過去 3 年間に観光目的で北海道を訪問したことがあるか」を尋ねた。この問いに「訪問したことがある」と回答した者に対しては、「登山・山歩き、森林浴、山菜・キノコ採り、昆虫採集、ホーストレッキング、森林のエコツアーへの参加・自然鑑賞をしたか」を尋ね、本研究では、この問いに「一つでもした」と回答した者を、森林生態系を利用した者と定義した。本研究では、この回答者群を対象として、回答者の居住地ごとに集計した。続いて、都道府県ごとに回答者数に占める北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用したと回答した人の割合を算出した。なお、回答者数は過去 3 年間の森林生態系サービス利用者なので、森林生態系レクリエーションサービス利用者の割合を 3 で除して年間の利用者割合に修正した。この回答者割合を各都道府県の世帯数に乗じることで、都道府県ごとの北海道の森林生態系のレクリエーションサービスを利用した世帯数を算出した。そして、以下の式に数値を入れることで、都道府県ごとの森林生態系レクリエーションサービス消費額を推計し、北海道の分を域内消

費、それ以外の地域の分を移出とした。なお、消費額の推計は2000年、2007年、2012年の3カ年について行った。

$$\begin{aligned} & \text{(都道府県ごとの北海道の森林生態系レクリエーションサービス利用額)} \\ & = \text{(森林レクリエーション単価)} \\ & \times \text{(各都道府県の北海道生態系サービス利用世帯数)} \\ & \quad \times \text{(森林面積)} \end{aligned}$$

レクリエーションサービスの単価は、第Ⅲ期研究で推計した森林生態系ストック価値推計に利用した厚生価値単価に、同じく第Ⅲ期研究で推計したレクリエーションサービスのウェイトを乗じた値をそのまま適用した。ストックの評価に適用した単価をフロー（サービス）にも適用することについて、Dasgupta(2014)には、包括的富（Inclusive Wealth : IW）及び包括的富指標（Inclusive Wealth Index : IWI）について、下記のような説明がある。

$$IW = P_k * K + P_h * H + P_n * N \quad (2)$$

（Inclusive Wealth = 人工資本の価値 + 人的資本の価値 + 自然資本の価値）

$$IWI = dW = P * dK + P * dH + P * dN \quad (3)$$

（包括的富指標 = Inclusive Wealth の変化 = 資本の物量変化をシャドウ・プライスで評価したもの）

P_k 、 P_h 、 P_n : 人工資本、人的資本、自然資本のシャドウ・プライス

K 、 H 、 N : 人工資本、人的資本、自然資本の物量

d : 時間微分

このうち(2)式の IW はストックであり、(3)式の IWI はフローに相当するが、両式で適用しているシャドウ・プライスには同じ値が適用されている。さらに Dasgupta(2004)では、いくつかの課題を挙げつつも、 P の推定方法として WTP も挙げられていることから、本研究でもストック評価と同じ WTP をサービス（フロー）評価にも適用できると考えられる。

表 1.16 には、アンケート調査の回答者のうち、過去3年間に北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用したことがあると回答した人の地域別人数及び地域別総世帯数とそれぞれの割合を示している。数値は3年間での利用経験なので、これを3で除して1年間に北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用した人に換算した。ただし、ここでは1人の回答者が1年間に複数利用することは想定せず、1人が1年間に1回のみ利用したと仮定している。また、アンケート調査は同一世帯から複数の回答者が出ることはないので、森林レクリエーションサービスの利用者数は利用世帯数と同じであると見なす。

これを見ると、北海道の森林生態系サービスの北海道内での利用者は8.8%のみであり、残りの90%以上は北海道以外の居住者に利用されていることがわかる。また総世帯数の割合との比較をすると、森林利用者割合が総世帯数割合よりも高い地域は北海道の他、関東と中部である。これらの地域は大都市圏であり、北海道への飛行機でのアクセスが比較的良好である地域である。このことから、レクリエーションサービスの移出には域外からのアクセス性が影響を与えることが示唆される。なお近畿については、森林利用者割合が総世帯数割合を下回っているが、兵庫県、大阪府では森林利用者の割合が総世帯数を上回っ

ており、やはり大都市圏では森林利用者の割合が総世帯数の割合を上回る傾向にあることがわかる。

表 1.16 などのデータから推計した森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額と移出額は、表 17 のとおりである。これを見ると、北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額は 2000 年で 122 兆円にとどまり、残りの 1400 兆円は北海道外に移出されていることがわかる。ただし前述のとおり、今回の分析では森林利用者は年間 1 回のみ利用と仮定している。そのため、北海道の居住者などは年間に複数回利用している可能性が高く、域内消費額が過小評価されている可能性が残されていることにも留意が必要である。

表 1.16 森林生態系レクリエーションサービスの利用者と総世帯数の地域別割合

項目	地域	森林生態系 利用者割合	総世帯数割合
域内消費	北海道	8.8%	4.9%
移出	東北	3.7%	6.5%
	関東	48.0%	41.1%
	中部	10.2%	9.9%
	近畿	15.1%	17.2%
	中国	5.4%	5.8%
	四国	1.1%	3.1%
	九州・沖縄	7.7%	11.5%
合計	全国	100.0%	100.0%

表 1.17 森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額と移出額（厚生価値評価）

地域名	(兆円)			地域別割合	
	2000	2007	2012		
域内消費 北海道	122	120	116	8.0%	
移出	東北	61	60	58	4.0%
	関東・甲信	672	659	635	44.2%
	北陸・東海	182	179	172	12.0%
	近畿	238	233	225	15.6%
	中国	90	88	85	5.9%
	四国	21	20	19	1.4%
	九州・沖縄	136	133	128	8.9%
合計 全国計(a)	1,523	1,493	1,437		
減少率	—	-2.0%	-3.7%		

1.5.3. 人々の行動による生態系サービス受益の特定

一般に、市場財の購入行動は、消費（使用）者に便益があるから財を購入すると考えられるため、市場における購入行動から便益の発生を確認できる。一方、私的財的、公共財的双方の性質を有する生態系サービスについては、市場財と同様に市場における購入行動から便益の発生を確認できる供給サービスのようなものとそうでない調整サービスなどのようなものがあると考えられる。特に後者については、人々が意図せずに便益を享受していることもあり、受益者の特定は市場財に比べても困難である。本研究では、GIS による解析やアンケート調査などによって、このような受益者の特定が困難な生態系サービスの受益者特定を行ってきた。このような中、一般的な市場経済における生産活動と同様に財・サービスの便

益に対する需要があるから生産（供給）が行われるという考え方を生態系サービスでも取り入れることで、生態系サービスの受益者特定をより簡便に行うことができる可能性がある。そこで、以下では北海道において活発に展開されている漁業関係者等による魚つき林植樹活動を取り上げ、生態系サービスとの関係について考察を行う。

「魚つき」とは魚が集まる場所を意味し、そのような効果を持つ森林を一般に魚つき林と呼んでいる。水際の森林は、水面に日陰を形成することで魚が鳥などの外敵から身を守る空間を提供することや、樹上から落下する昆虫などを捕食する摂餌機会を提供する機能を持つことから魚付き機能を有する。また、河川水系を通じた栄養塩類の循環に対して森林が重要な役割を果たしていることも魚つき林の機能として認識されており、漁業関係者が内陸での植樹活動を重視する背景となっている。これは漁業関係者が栄養塩循環という生態系サービスの基盤サービスを意識していることを示唆している。北海道では、2000年頃から「北の魚つきの森」という植樹活動が漁業関係者を中心に拡大した。北海道庁では、道内各地の魚つき林の植樹活動の拡大を受けて、その活動を支援するため2002年度から「北の魚つきの森」として森林を認定する制度を導入している。さらに、北海道における魚つき林の植樹活動は全国でも先駆けであり、その中心的役割を担っているのが漁業協同組合の女性部である。1988年に北海道漁協婦人部連絡協議会（現女性部連絡協議会）が始めた「お魚殖やす植樹運動」は、現在では全道に広がっている。こうした森林の生態系サービスに注目した人々の行動をどのように捉えて生態系勘定に反映するのかを検討する必要があると考えられる。

そこで、魚つき保安林の指定目的や吉武（2003）による森林の魚つき機能の整理から、魚つき林植樹活動と生態系サービスの受益の関係を明らかにした。その結果、魚つき林の植樹活動は、森林生態系の調整サービスと基盤サービスに対するニーズの現れであると考えられる（図1.9）。しかしながら、生態系サービスの基盤サービスは最も重要な生態系サービスであるが MEA において基盤サービスは人々によって直接利用されないサービスとして定義されている。この漁業関係者による魚つき林植樹活動において栄養塩循環という森林生態系の基盤サービスに対するニーズは、この基盤サービスが海洋生態系に投入されて食糧として水産資源が供給されるというニーズであり、この海洋生態系の供給サービスが漁業関係者の最終目的（最終需要）となる（図1.9）。つまり、森林生態系の基盤サービスは森林生態系から海洋生態系へのフローに過ぎない。現在の生態系勘定の勘定規則では、人間の直接的な便益享受となる生態系サービスが計上対象となっており、基盤サービスや他生態系へのフローを計上する仕組みにはなっていない。

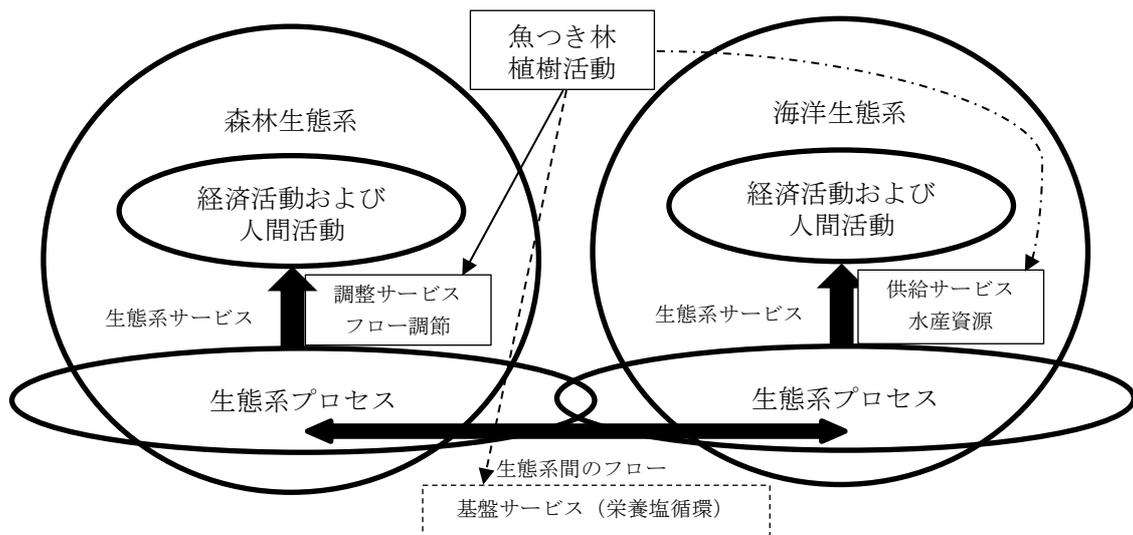


図 1.9 魚つき林植樹活動と生態系サービスのフロー

このため、魚つき林植樹活動では森林に対する環境保護支出は発生するが、栄養塩循環という基盤サービスの受益を最終目的とすると、森林生態系から人間へのリターンは一切発生しないものとなる。そのため、森林生態系勘定において、魚つき林植樹活動は森林生態系サービスのうち、供給・調整・文化的サービスに対する需要行動と見なすことが必要であり。前述したように、これらの行動は森林生態系の調整サービスに対するニーズの現れと見なすことができる。

それでは、具体的に調整サービスどの項目へのニーズなのだろうか。日本学術会議（2001）によると、森林の水源涵養機能には、洪水緩和・水資源貯留・水量調節・水質浄化という4つの機能があると指摘されているが、水源涵養機能、特に水量調節機能は土砂流出防止機能と密接に関係していると考えられる。よって、魚つき林植樹活動は水源涵養機能と土砂災害防止機能の便益を期待した行動と考えることができる。

次に、こうした生態系サービスの使用は、一般に機能の発現により災害被害が回避あるいは軽減される人工資産と下流域に居住地があることが便益発生（つまり生態系サービスの使用）を確実にする。しかしながら、そうした資産や人の居住が存在しない流域における魚つき林植樹活動は、森林生態系の調整サービスに対する需要の現れと見ることができるが、調整サービスによる便益の使用がなされていると単純に考えることが困難である。このため、一般的な森林生態系による調整サービス（水フロー調節、質量フロー調節）と何ら差が無いものとなる。

そこで、魚つき林植樹活動の参加者は調整サービスの使用者（受益者）であると考え、その特色を生態系サービス勘定に反映させるには、人工資産や人の居住が存在しない流域においても森林生態系による調整サービスの受益が生じていると仮定することが求められる。それには森林生態系による調整サービス（水フロー調節、質量フロー調節）が機能することで下流域の河川水系や沿岸海域における水産資源の減少（供給サービスの減少）というリスクの減少を便益とみなす、「みなし便益」が発生していると考えることが必要と思われる。すなわち、魚つき林植樹活動の参加者は河川生態系や海洋生態系における供給サービスの低下を回避するための「みなし便益」として森林生態系による調整サービスを使用していると考え、人工資産や人の居住が存在しない上流域の魚つき林による生態系サービスの供給がある

と考えれば、フロー勘定表に計上できる可能性があると考えられる。この場合の調整サービスは水域における水産資源の生育個体数・生息域の維持という生物環境の調節に関する「みなし便益」と考えられる。

ところで、北海道漁業協同組合連合会（略称、北海道ぎょれん）の「お魚殖やす植樹運動」のWEBサイト（<http://sakana-fuyasu.jp/operation/2017/index.shtml>）には、漁業関係者などの生産者以外に「小中学生等」の参加者や「消費者団体」の参加者が見られる。魚つき林植樹活動への参加は、森林生態系の調整サービスに対する需要として考えることが可能であると上述してきたが、「小中学生等」の参加者については、この活動が環境教育の役割を担っていることを示唆するものである。つまり、魚つき林植樹活動への子供たちの参加は、森林生態系の調整サービスの需要と考えるよりは、教育的価値を有する文化的サービスという便益を享受していると考えることが望ましいと思われる。つまり、魚つき林植樹活動に参加する子供たちは魚つき林を環境学習の場として利用することで森林生態系の文化的サービスの受益者として考えられる。

以上のことを整理すると、魚つき林植樹活動は次のような生態系サービスの使用に対する行動と考えられ、魚つき林植樹エリアの森林生態系からの生態系サービスの供給が考えられることが示された。

1. 森林生態系による調整サービス（水フロー調節、質量フロー調節）
ただし、魚つき林の下流域における人工資産と居住地が存在する場合に限る。
2. 森林生態系による調整サービス（生物環境の調節）
ただし、魚つき林の下流域における人工資産と居住地が存在しない場合に限る。
3. 森林生態系による文化的サービス（生態系の経験的利用）
ただし、生態系サービスの使用者は小中学生等の若年層に限定される。

1.6 森林生態系から発揮される生態系サービスの特定（3年間の成果）

一つの生態系からさまざまな生態系サービスが供給されていることは周知の通りである。また、前節までの分析で示したように、同一の生態系種でも、空間的分布や周辺の地理条件、受益者の特性などによっても、供給される生態系サービスは異なってくる。このような多様な生態系サービスを生態系評価のたびに逐一特定することは困難であり、ある生態系から供給される生態系サービスをいかに効率的に特定するかは大きな課題である。1.5.3節では北海道の魚つき林を事例とし、魚つき林の植樹活動がどのような目的によって行われているのかを明らかにすることで、供給される生態系サービス及び受益者の特定化方法を模索した。しかしながら、この方法も魚つき林の植樹活動を行っている現地において個別の情報を収集する必要があり、国全体での生態系サービス評価のために、この方法を全国的に展開することは困難である。そのため、既存の統計データを用いたより効率的な生態系サービスの特定化方法を検討する必要がある。そこで、以下では北海道の森林を事例として、保安林に指定されている森林を取り上げ、保安林の指定目的と生態系サービスとの関係について考察を行い、保安林の指定目的から当該森林生態系が供給する生態系サービスを特定することを試みる。

保安林の種類は17種類あり、魚つき林も魚つき保安林として指定されている。森林の機能は複合的であるため、防風や防雪、魚つきなどの機能は、土砂流出防備や土砂崩壊防備の機能と併用されている場合もあり、その場合は保安林としての種類が重複して指定（兼種指定）されている。北海道内の森林簿データから魚つき保安林として森林の種類コード指定されている林小班区画を抽出し、兼種指定されている保安林種を調べたところ、表1.18に示すように防霧保安林や暴風保安林、土砂崩壊防備保安林、土砂流

出防備保安林などとの兼種指定が多い。

表 1.18 道内で魚つき保安林と兼種指定されている保安林

保安林種	林小班数
水源涵養保安林	31
土砂流出防備保安林	280
土砂崩壊防備保安林	453
飛砂防備保安林	55
防風保安林	506
水害防備保安林	0
潮害防備保安林	5
干害防備保安林	70
防雪保安林	0
防霧保安林	571
なだれ防止保安林	0
落石防止保安林	0
防火保安林	0
航行目標保安林	0
保健保安林	120
風致保安林	0

2018年版の『森林・林業統計要覧』によると、2016年度の全国の保安林の実面積は、国有林が692万ha、民有林が526万haの計1,218万haとなっている。前年度と比べると国有林は微減(-770ha)、民有林は微増傾向(+15,010ha)にある。都道府県別では、北海道が圧倒的に多く全国の約3割の377万haである。特に国有林においては約4割強の2,86万ha、民有林では91万haの約17%を占めている。魚つき保安林は、前年度よりもわずかに減少し全国で59,927haで、国有林が8,406ha、民有林が51,522haである。魚つき保安林でも、都道府県別では北海道が圧倒的に多く35,731ha(国有林:3,890ha、民有林:31,842ha)と全国の約6割を占めている。

生態系サービス勘定の供給使用表においては、既存研究においても、森林生態系サービスの供給者は森林所有者とすることが原則となっているため、森林所有者情報が必要となる。統計によっては市町村有林と私有林を合わせて民有林と区分している場合があるが、勘定表の供給部門設定を公的部門と民間部門に区分するならば、公有林(国有林・市町村有林・都道府県有林)と私有林の識別が必要である。北海道林業統計では保安林について国有林、道有林、市町村有林および私有林等に区分された情報が整理されている。

表 1.19 は 2017 年度末における北海道の保安林種別実面積を示しており、ここには他の保安林種との兼種指定されている面積は含まれない。これを見ると、保安林面積は北海道全体の森林面積(554万ha)の68.1%を占めている。このことは、保安林の指定目的に基づいて保安林種類と供給可能な生態系サービスとの対応を関係づければ、北海道の森林生態系が供給可能な生態系サービスの約7割を保安林情報から推計できることになる。そこで、生態系サービスの国際共通分類(CICES)生態系サービス分類と保安林指定目的を照らし合わせて、各種保安林が供給可能な生態系サービスを検討した。検討結果は表 1.20 にまとめた。保安林の多くからは森林生態系による調整サービスの供給が期待できる。なお、防火保安林

と航行目標保安林については、相当する生態系サービスが見当たらなかったため該当無しとしている。

表 1.19 北海道の保安林実面積

単位：ha

森林法 第 25 条 第 1 項	保安林種別	国有林	民有林			合計
			道有林	市町村有林	私有林等	
1 号	水源涵養保安林	2,240,049	369,972	56,910	105,923	2,772,854
2 号	土砂流出防備保安林	521,740	184,672	39,635	55,302	801,349
3 号	土砂崩壊防備保安林	11,982	991	2,941	1,714	17,628
4 号	飛砂防備保安林	878	0	120	90	1,088
5 号	防風保安林	17,892	213	21,302	2,372	41,779
	水害防備保安林	0	1	0	47	48
	潮害防備保安林	1,568	39	123	22	1,752
	干害防備保安林	27,823	3,403	3,357	3,121	37,704
	防雪保安林	0	0	0	31	31
6 号	防霧保安林	8,740	18,123	8,477	26,165	61,505
	なだれ防止保安林	114	0	70	69	253
7 号	落石防止保安林	181	45	3	0	229
	防火保安林	0	0	37	31	68
8 号	魚つき保安林	977	2,108	590	203	3,878
9 号	航行目標保安林	16	0	4	0	20
10 号	保健保安林	26,655	3,113	660	515	30,943
11 号	風致保安林	1,731	21	183	691	2,626
合計		2,860,346	582,701	134,412	196,296	3,773,755

2018年3月31日現在

出所：『平成 29 年度北海道林業統計』より作成

なお、保安林は既に述べたように異なる保安林種と重複して指定されている場合がある。このように兼種指定されている保安林が供給する生態系サービスを特定するには、複数の生態系サービスの同時供給が可能であるのか、あるいは単独の生態系サービスしか供給されないのかを判断する基準を設けることが必要となる。

表 1.21 は、表 1.20 の対応関係に基づいて森林生態系サービスを提供する保安林面積を物的供給表の形式にまとめたものである。供給部門は私有林を民間部門に、国有林・道有林および市町村有林を公的部門に割り当てている。この物量情報は、各種保安林の実面積に基づくものであるため、兼種指定されている保安林面積は含まれていない。参考までに表 1.18 に示した魚つき保安林とともに兼種指定されている代表的な保安林面積を森林簿データから抽出すると、水源涵養保安林 305ha、土砂流出防備保安林 1100ha、土砂崩壊防備保安林 906ha、飛砂防備保安林 32.63ha、防風保安林 786ha、防霧保安林 2023ha となっている。ただし、実際には、こうした統計情報には含まれないが、土地所有者と植樹主体との間で分収林契約が交わされている場合がある。たとえば著者の調査では、北海道の佐呂間漁協が植樹を行っている土地は町有地であるが、植樹した木が木材として伐採できた場合、組合が 95%、町が 5%の割合で収入を分ける分収林契約が交わされていることが明らかとなった。こうしたケースでは、植樹主体や森林育成主体を生態系サービスの供給部門として割り当てる補正を行うことが適切であるように思われる。こうした

補正は、市町村単位のような比較的情報が集約しやすい規模で可能と考えられる。

表 1.20 保安林種と生態系サービス

森林法第 25 条第 1 項	保安林種別	CICES 生態系サービス分類		
		区分	部門	グループ
1 号	水源涵養保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
2 号	土砂流出防備保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
3 号	土砂崩壊防備保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
4 号	飛砂防備保安林	調整サービス	フロー調節	空気フロー調節
5 号	防風保安林	調整サービス	フロー調節	空気フロー調節
	水害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	潮害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	干害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	防雪保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
	防霧保安林	調整サービス	物理化学的環境の調節	大気調節
6 号	なだれ防止保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
	落石防止保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
7 号	防火保安林	-	-	-
8 号	魚つき保安林	調整サービス	生物環境の調節	生息域の保護
9 号	航行目標保安林	-	-	-
10 号	保健保安林	文化的サービス	生態系の物理的/経験的利用	非抽出レクリエーション
11 号	風致保安林	文化的サービス	生態系の知的表象	精神的・象徴的

表 1.21 保安林による生態系サービスの物的供給表

単位：ha

CICES 生態系サービス		公的部門	民間部門	
調整サービス	フロー調節	水フロー調節	2,703,245	109,113
		マスフロー調節	762,374	57,116
		空気フロー調節	40,405	2,462
	物理化学的環境の調節	大気調節	35,340	26,165
	生物環境の調節	生息域の保護	3,675	203
文化的サービス	生態系の物理的 または経験的利用	非抽出的レクリエーション	30,428	515
	生態系の知的表象	精神的・象徴的	1,935	691

1.7 まとめ

本サブテーマでは、欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行などによって開発が進んでいる環境経済統合勘定－生態系勘定（SEEA-EEA）などの先行する生態系勘定体系を踏まえて、環境経済の政策研究（第Ⅲ期）で構築した日本版の生態系勘定のフレームワークをもとに、さらなる精緻化とサブ勘定表の構築を行った。

これまでに、海外における SEEA-EEA の適用を目的とした研究を中心に、生態系及び生態系サービスの評価に関する最新の既存研究をまとめた。この中では、環境勘定の専門家グループにおける議論及び生

生態系及び生態系サービスの専門家の間での議論を紹介し、各国における生態系勘定を用いた生態系及び生態系サービスの評価事例を整理した。また、アクセス性や距離、居住地などの情報及びデータを活用し、生態系と受益者の位置関係を考慮しつつ生態系サービスの供給者・受益者を特定した。以上の国際的な議論動向やこれまでの研究成果を踏まえ、今年度は、生態系勘定表の主要構成物の1つであるフロー勘定（供給使用表）の作成に取り組んだ。

作成した供給使用表は全部で4つである。1つは、昨年度取り組んだ北海道の森林生態系レクリエーションサービスの受益者を特定した研究成果を活用し、北海道森林生態系レクリエーションサービスの供給使用表である。受益者（使用者）の特定は昨年度に終えていることから、今年度は供給使用表の供給者を特定することから行った。既存研究などを参考に供給者はその森林の所有者と仮定し、森林所有者（国、地方公共団体、民間部門）の割合を用いて、レクリエーションサービスの按分を行った。2つ目の供給使用表は岩手県における森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスの供給使用表である。これについては、岩手県釜石市の甲子川を事例に昨年度行った事例分析の結果を利用し、今年度は、供給表を拡張して地目ごとにその利用目的を特定し、それぞれ該当する使用者として按分することで供給使用表を完成させた。そして3つ目の供給使用表は、同じく岩手県の一関市の砂鉄川流域の森林生態系供給使用表である。こちらも甲子川流域における分析と同様、洪水防止サービスと水資源涵養サービスを評価対象としている。最後の4つ目は、神戸市における森林生態系のレクリエーションサービスのものである。こちらについては、都市生態系を想定し、都市区域の森林および緑地の利用者の居住地域を特定することで、ある特定の森林・緑地がどのような地域の人に利用されているのかについて評価を行い、そのデータに基づいて供給使用表の作成を行った。

第2章 日本における生態系サービス評価に関する研究

2.1 生態系サービスのシャドウ・プライス推定に関する整理（令和2年度の成果）

2.1.1 環境評価における時間軸での割引率研究

本節では、本研究で進めてきた生態系資源のシャドウ・プライス推定に関する研究の精緻化とその意義をまとめるため、近年注目され研究が増えつつある環境評価における時間軸での割引率に関する先行研究のサーベイを行い、本研究の位置づけをより明確にするとともに、具体的な方法論の比較を行う。

1990年代後半から、生態系サービスや環境の評価における時間割引は、主に表明選好法を使って研究されてきた。トラベルコスト法やヘドニック法では扱いにくいテーマと考えられる。表2.1に、主な論文の概要をまとめた。

まず「時間変化する対象」の列は、支払いスケジュール、生態系サービスの便益、のいずれかである。経済学的には、支払い（コスト）であっても、便益であっても、同じ時点で発生して同じ価値尺度で表されている限り、同じ割引率が使われるはずだが、心理学や行動経済学の文献では、コストと便益では異なる割引率が使われるという研究もある（Hardisty and Weber, 2009）。行動経済学でも、利得と損失が効用に与える影響は非対象であることが知られており、今後の研究では、主観的な割引率が費用と便益で異なることを考慮すべきかもしれない。なおEgan et al. (2015)は、支払いと便益との発生時点を同じにすることによって、こうした問題を避けられる可能性を示唆している。

表2.1第2列のSSは、スプリットサンプル、すなわち回答者をランダムにサブグループに振り分け、異なる支払いスケジュールを提示し、サブグループ間の比較により割引率を算出するという方法である。これにより、回答者が他の選択肢に引きずられるフレーミングやアンカリング効果を回避できる。一方で、同じ回答者が一括支払いと数年間支払いとを比較する方法では、回答者の中での時間的一貫性が得られる可能性もある。

いずれにしても、支払いスケジュールで多いのは数年間、最大でも15年間程度である。一方で、永久に毎年支払うという設定の調査もある。たとえば永久にP円を支払う場合、 r を割引率として、寿命を無視すれば割引現在価値は、コンソル債の価格と同じ P/r となるはずである。Brouwer et al. (2008)は、これが満たされなかったという結果になっている。

この一例を除けば、最終的な割引率は0以上だが、範囲はまちまちと言わざるを得ない。中には数百パーセントになるという結果も複数ある。

表 2.1 生態系サービスの評価における時間割引を扱った表明選好法の先行研究

文献（時系列）	時間変化する対象	モデル	割引率	方法論
Stevens et al. 1997	支払いスケジュール SS：一括 vs5年間		50–270%（一括 vs5年間支払い）	CV 二択、オープンエンド
Stumborg et al. 2001	支払いスケジュール SS：3年間 vs5年間	Tobit	40%（3年間 vs5年間支払い）	CV 支払いカード （0～300ドル）

Brouwer et al. 2008	支払いスケジュール 回答者選択：一括、永久 年間、年間		マイナス（毎年の支払い額が一括支払いより顕著に高い）	CV 支払いカード
Kovacs and Larson 2008	支払いスケジュール 回答者選択：1, 4, 7, 10 年間の年間	Probit	35%（1年間の年間支払い vs その他） 20-71%（1年間の年間支払い vs その他を個別）	CV 上限下限あり レファレンダム 式 DCE
Viscusi et al. (2008)	ベネフィット（水質改善）：0, 2, 4, or 6 年	CondLogit MixedLogit	60~70%程度 （双曲割引）	DCE
Kim and Haab 2009	プログラム完了 SS：5, 10 年 支払いスケジュール SS：一括、5 年間または 10 年間、永久年間（25% 割引）	Probit	98%（一括 vs 5 年間） 102-131%（一括 vs 5・ 10 年間） 20%（5 年間 vs 永久年 間）12-38%（5vs10 年 間）	CV レファレンダム 式 DCE
Bond et al. 2009	支払いスケジュール SS：一括、5 年間、15 年 間	Probit	一括と 5 年間で違いな し 23%（一括と 5・15 年 間）80%（一括と 15 年間）	CV レファレンダム 式 DCE
Alberini and Scasny, 2011	ベネフィット（死亡リスク減少）	CondLogit	0	DCE
Meyer (2013a)	ベネフィット（水質改善）	CondLogit	10%程度	DCE
Meyer (2013b)	ベネフィット（水質改善）	MixedLogit	11%程度	DCE
Egan et al. 2015	支払いスケジュール SS：一括、10 年間、永久 年間	Turnbull	104%（一括と 10 年 間）62%（一括と永久 年間）15%（10 年間 と永久年間）	CV レファレンダム 式 DCE
Myers et al., 2017	支払いスケジュール SS：一括、年間	Turnbull Probit	837% 351%	レファレンダム 式 DCE
Wang and He 2018	支払いスケジュール SS：一括、5 年間の年間 支払い	Probit	141-315%	CV 複数限度離散選 択

Lew 2018	支払いスケジュール SS：一括、5年間、10年間	MixedLogit 一般化 MNL	121-285%（指数割引と双曲割引で似た結果）	DCE
Vasquez-Lavin et al. 2019	支払いスケジュール SS：一括、5年間、10年間	Probit	69-372%	CVM オープンエンド
Grammatikopoulou et al. (2020)	支払いスケジュール SS：一括、10年間（0, 3, 6年遅れ）	MixedLogit	13%（指数割引） 9~56%（双曲割引）	DCE
Howard et al. (2021)	支払いスケジュール SS：一括、5年、10年	CondLogit MixedLogit 他	14.5-31%	レファレンダム式 DCE

出所：Grammatikopoulou et al. (2020)、Howard et al. (2021)、その他各論文から作成

注：SS：スプリットサンプル（サンプルをランダムに分けて別の質問をすること）

CV: Contingent Valuation 仮想評価法

DCE: Discrete Choice Experiment 離散選択型実験

CondLogit: 条件付きロジットモデル

MixedLogit：ミックスロジットモデル

表 2.1 で示した他にも、心理学の文献においても、環境の価値の時間割引を扱った先行研究がある。たとえば Hardisty and Weber (2009) は、お金、環境、健康に関して、今すぐ、1年後、10年後に利得と損失が発生するときの時間割引を調べた。その結果、すべての分野に関して、利得は損失よりも割引かれていた。お金、環境、健康という分野よりも、利得か損失かが割引率に影響しているのではないかという彼らの結論は、消費か環境かの違いを想定している（そして純便益のみを評価しがちな）環境経済研究に対して刺激的なものである。ただし、心理学や行動経済学の文献は人間行動の記述的な分析であることに注意が必要である。

2.1.2 先行研究を踏まえた本調査の位置づけ

気候変動政策の評価において割引が重要となるのは、対策を講じることの便益が数百年、数千年、人類が地球に存続する限り未来永劫にわたって発生すると考えられるのに対して、対策を講じることのコストは比較的すぐに発生するからである。このように気候変動政策評価における時間軸での割引と、環境評価における時間軸での割引には重要な共通点があるものの、異なる点も多い。以下、時間軸、空間軸、記述か規範か、価値の尺度、という観点から述べる。

第一に、時間軸のスケールがかなり異なる。気候変動では数十年から数百年、もしくはそれ以上であるのに対し、環境評価では高々数十年である。

第二に、気候変動の評価がマクロ経済モデルとの接合と、社会経済全体における炭素の社会的費用の算出を念頭に置いているのに対し、環境評価は個人や社会のミクロの評価である。これはとりもなおさず、ミクロとマクロの乖離、具体的には個々の生態系サービスの評価を社会経済全体にスケールアップするのが容易ではないことを示唆する。

第三に、気候変動の割引では、市場で観察される記述的な割引率と、倫理的にもっともらしいパラメータを使った規範的な割引率との緊張関係があり、論争が続いている (Nordhaus, 2008; Dasgupta, 2008)。また近年では、規範的な割引率の一種として、経済学者や哲学者など「専門家」とされる人々が推奨する割引率についての研究も盛んである (Weitzman, 2001; Drupp et al., 2018)。これに対して環境評価の割引では、表明選好法を用いた、調査対象人口の中で観察される記述的な割引率を扱っている。これは表明選好された支払い意思額 (WTP) を環境政策の費用便益分析のエビデンスとして使うという暗黙の了解があるためである。したがって環境評価の割引には、規範的な割引率は存在しないに等しい。

第四に、表 2.1 の先行研究レビューで明らかになったように、割引率の規模が全く異なる。気候変動の割引率についての論文を公表したことのある経済学者に対する調査を行った Drupp et al. (2018)によれば、限界効用の弾力性の中央値は 1、最終的な消費割引率の中央値は 4%である。

第五に、気候変動の被害は、GDP に占める割合として表現されるか、あるいは炭素の社会的費用として現在のドルで表示されることが多い。すなわち、被害は消費もしくはお金の単位で表現される。ここ 15 年ほどは、消費財と環境との相対的な希少性の変化を考慮した分析も増えているが、最終的な価値尺度はお金の単位である。これに対して環境評価においても、最終的な価値尺度は WTP を使ったお金の単位ではあるものの、時間軸や空間軸において、消費財と環境との相対的な希少性が変化することは考慮されていない。そしてこの点こそが、本研究の独自な点となる。

以上を踏まえて、本調査にて明らかになった時間割引率 (0.6%程度) は、表 2.1 に示された表明選好による生態系サービスの割引率のみならず、気候変動の割引率からしても極めて低い水準である。この背景は、個人属性への回帰によってある程度把握することはできたものの、類似の調査を国内外で積み重ねることによって、より頑健な結果を得ることが望まれる。

また、2.4 節でまとめているように、空間割引 (距離減衰) についても研究は蓄積しているものの、本調査が 3 年目に取り組んだ時間・空間の同時割引については、生態系サービスを対象にした研究がほとんどない状況であることも明らかになった。ただし心理学の文献では、これらを統一的に論じた研究があり (たとえば Sargisson and Schöner 2020)、経済学でも理論的には同様の分析が行われ始めている (Berger and Emmerling 2020)。こうした知見も取り込んで、時間と空間でより整合性のある理論・実証分析を進める必要がある。

2.2 生態系サービスに対する時間割引率と空間割引率の推定 (令和 2 年度の成果)

本年度は割引率推定のまとめとして、時間割引率と空間割引率の統合的な実証研究を行った。昨年度までの研究で、将来の生態系サービスに対する時間割引率は通常の公共事業で想定される率よりも低いこと、そしてその率は生態系サービスのタイプによって異なることが示唆された。Sato and Yamaguchi (2019) では、土砂災害防止などの直接的な便益に関するサービスに対しては相対的に高い割引率に、生物多様性の生息地としての機能といった間接的・長期的な便益に関するサービスに対しては相対的に低い割引率になる傾向が示された。一方で、これまでの研究では、距離に関する便益の低減、つまり生態系資源に対する空間的割引が観察された。このことは生態系資源の立地によって割引率が異なることを意味する。あわせて、次のような事実が示された。

- (1) 将来の森林生態系サービスは割引引かれる。
- (2) 遠方の森林生態系サービスは割引引かれる。

こうした事実を踏まえて、本年度は空間割引率と時間割引率の関係についての可能性を検証する(図 2.1)。より具体的には、空間的に高く割り引かれる場合には時間的にも高く割り引かれる可能性について考える。昨年度の研究から示唆されたように、利他性が割引率を規定するとすれば、遠方の森林でも高く評価されるケース(空間割引率が低い)では、利他的な価値が重視されており、その場合には時間的割引率も低くなると考えられるからである。

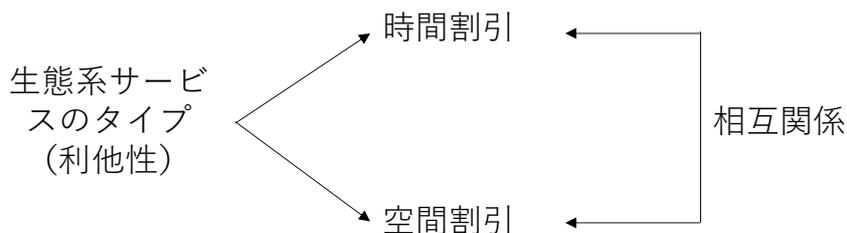


図 2.1 時間割引率と空間割引率

時間割引率と空間割引率を統合的に推定することは、第 1 章で作成したような空間的なスピルオーバーを考慮した供給使用表(表 1.11)の解釈や時点間比較に当てはめることができる。生態系サービスは、時間的および空間的に広がる性質をもつことを考えれば、それぞれの割引率を適切に推定することが望ましいが、2.1 節を通じて厚生価値に関する割引率を統一的に求めることが可能であることが示されたため、本研究は厚生価値の評価手法に基づいた、空間割引率と時間割引率の同時推定を試みる。

そのために、全国の住民を対象として 2019 年 12 月 11 日から 12 月 15 日にかけて、株式会社日経リサーチと共同でインターネットを用いた社会調査を実施した。各都道府県の性別と年齢の人口構成に沿うようにサンプル抽出を行い、調査票に対する回答を依頼した。その結果、5256 の回答が収集された。サンプルの内訳は表 2.2 のようにまとめられる。

表 2.2 社会調査データの集計状況

	回答者								
		男性	女性	20歳代	30歳代	40歳代	50歳代	60歳代	70歳代以上
北海道	296	131	165	37	38	62	77	66	16
青森県	38	24	14	9	8	4	9	6	2
岩手県	33	15	18	9	1	8	8	6	1
宮城県	99	47	52	14	17	27	22	12	7
秋田県	32	13	19	4	3	6	9	7	3
山形県	39	25	14	13	5	10	3	7	1
福島県	39	21	18	7	11	2	10	7	2
茨城県	57	36	21	11	14	16	9	5	2
栃木県	37	24	13	5	8	10	5	6	3
群馬県	35	23	12	8	7	7	7	3	3
埼玉県	255	145	110	44	62	53	49	34	13
千葉県	272	156	116	41	60	68	41	40	22
東京都	828	398	430	137	191	184	166	97	53
神奈川県	435	208	227	55	89	111	81	65	34
新潟県	69	34	35	11	14	24	8	9	3
富山県	40	29	11	5	7	11	9	7	1
石川県	40	22	18	6	10	6	7	7	4
福井県	23	14	9	7	3	6	3	2	2
山梨県	24	13	11	5	3	4	5	3	4
長野県	75	41	34	13	9	21	14	12	6
岐阜県	73	37	36	7	12	23	9	12	10
静岡県	140	70	70	14	23	39	32	19	13
愛知県	408	218	190	68	77	93	73	64	33
三重県	67	28	39	13	10	6	14	15	9
滋賀県	48	22	26	8	11	16	6	5	2
京都府	112	48	64	18	27	30	15	14	8
大阪府	353	164	189	65	63	80	57	55	33
兵庫県	226	113	113	30	43	62	47	31	13
奈良県	76	35	41	9	22	14	12	10	9
和歌山県	28	12	16	5	10	4	2	6	1
鳥取県	26	18	8	6	8	6	3	1	2
島根県	21	16	5	3	6	4	4	3	1
岡山県	98	48	50	8	13	32	20	16	9
広島県	129	69	60	19	24	40	20	17	9
山口県	40	19	21	3	6	12	5	11	3
徳島県	29	17	12	2	6	8	6	5	2
香川県	34	20	14	7	4	7	9	3	4
愛媛県	52	22	30	12	6	7	11	13	3
高知県	17	7	10	3	4	3	2	4	1
福岡県	267	112	155	56	35	55	55	43	23
佐賀県	29	14	15	2	4	6	8	7	2
長崎県	44	20	24	6	9	9	7	7	6
熊本県	47	21	26	5	8	13	8	10	3
大分県	31	17	14	5	6	7	8	3	2
宮崎県	25	18	7	3	3	4	11	3	1
鹿児島県	32	14	18	3	4	9	7	6	3
沖縄県	38	20	18	11	5	12	7	2	1
合計	5256	2638	2618	832	1009	1241	1000	786	388

森林生態系サービスの時間割引率と空間割引率を推定するために、表明選好法のひとつである選択型実験を利用する。選択型実験はランダム効用理論に基づいた定式化が可能であり、効用関数を規定するパラメータを推定できることから、効用関数の形状を求めて時間割引とリスク選好を同時計測することにも用いられている (Ida and Goto, 2009)。こうした特性は、効用関数を規定するパラメータの相互関係を見るためにも応用可能であり、本研究ではこれを時間および空間に対する選好分析に当てはめ、次のように定式化する。

時間要因として受益のタイミング、空間要因としてアクセス（距離）を想定し、評価者はそれぞれに対して選好を持ち、効用関数に反映されると考える。特に、時間要因については、生態系サービスの受益が遅れるに対して不効用を受けると予想（時間選好）し、1年間の遅れがどの程度の不効用をもたらすかを推定する。また空間要因についてはアクセスがしにくいことに対して不効用を受けると予想（空間選好）し、生態系サービスへのアクセスが1km離れることの不効用を推定する。それぞれの不効用の大きさから、時間割引率と空間的割引率を測定する。

ここでは次のような線形の効用関数を想定する。

$$V_{in} = c + \beta_{time}X_{time} + \beta_{distance}X_{distance} + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i \quad (2.1)$$

ここで、 X_{time} は将来の生態系サービスを受益するタイミングを表し、大きいほど受益が遅れることを表す。また $X_{distance}$ は生態系サービス源への距離を表し、大きいほどアクセスが遠くなることを表す。またその限界効果である β_{time} は生態系サービスの受益タイミングが1年間遅れることの不効用、 $\beta_{distance}$ は生態系サービス源へのアクセスが1km離れることの不効用を近似する。また X_i はそれ以外の森林生態系属性であり、 β はその係数、 c は定数項である。

β_{time} と $\beta_{distance}$ を実証的に推定するために、調査票においては森林生態系属性として、以下を想定した。

- (1)評価対象までの距離 ($X_{distance}$)、
- (2)受益のタイミング (X_{time})
- (3)整備エリアの広さ（面積）
- (4)整備方法としての森林公園
- (5)負担費用（世帯あたり年間）

それぞれの属性について想定した水準は、表 2.3 のようにまとめられる。

表 2.3 選択型実験において想定した属性および水準

属性	水準 1	水準 2	水準 3	水準 4	水準 5
サイズ	20ha	40ha	60ha	80ha	100ha
距離	自宅から1～5km圏内	自宅から5～10km圏内	自宅から10～20km圏内	自宅から20～30km圏内	自宅から30km以上
実施タイミング	1年後（2021年）から2050年まで（30年間）	6年後（2026年）から2055年まで（30年間）	11年後（2031年）から2060年まで（30年間）	16年後（2036年）から2065年まで（30年間）	21年後（2041年）から2070年まで（30年間）
森林公園の有無	ある	なし			
コスト負担（世帯あたり，年間）	4000円	6000円	8000円	10000円	12000円

表 2.3 の属性および水準を組み合わせるプロファイル（選択肢）を作成するに当たり、効率よく選択肢集合を作成する手法として直交計画法を採用した。実際の作成には統計ソフト R のパッケージの一つである **AlgDesign** を使用した。その結果、25 の直交プロファイルが生成された。このプロファイルが含む属性はそれぞれ直交しており、多重共線性の心配がないことにも注意されたい。

同様に 25 の直交プロファイルを 3 セット生成し、選択肢 3 つからなる選択質問を 25 問用意した。回答者の負担を考え、一人あたりに回答を求めるのは 5 問とした結果、5 つの質問バージョンを準備した。サンプルの回答者には、5 つのバージョンのうち一つがランダムに提示される。

調査票における選択型実験の質問にあたっては、図 2.2 のような導入文を用意した。

お住まいの都道府県で森林を整備するために、新たな事業を実施するとします。以下の説明文をよく読んで、質問にご回答ください。

森林整備事業とは、お住まいの都道府県内における森林整備によって特定の森林エリアの保全を行うとします。

(整備面積)

- 森林整備事業を行う面積を表します。参考までに、東京ドームの建物面積は4.7haです。

(整備場所)

- この森林整備事業が行われる場所までの距離を表します。

(事業効果が発現する期間)

- ・事業の効果が発現するのはある時期から30年間のみとし、事業効果が30年間発現したら事業は終了し、その後は事業効果もなくなるものとします。

(森林公園の有無)

- ・森林整備に伴って設置される森林公園の有無です。有れば、森林内だけのレクリエーションでなく、公園でのレクリエーションも可能となります。

(世帯あたり負担金)

- 負担金は、事業効果が発生し始める年度にかかわらず来年度から世帯ごとに集められ、集まったお金は、お住まいの都道府県内の森林整備事業のみに使われるとします。
- 負担金は来年度(2021年度)から事業が終わるまで毎年度同じ額が集められます
- ・負担金を支払うと、事業終了まで毎年その分だけ、あなたの世帯が自由に使えるお金が少なくなることにご注意ください。

図2.2 選択型実験における質問に関する説明文

加えて、受益タイミングに関する理解のために図2.3を付した。

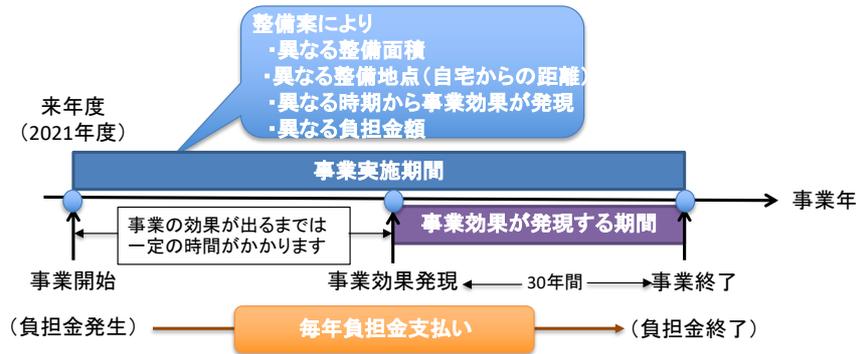


図2.3 生態系サービスの受益タイミング

回答者は提示された3つの整備案を比較して、もっとも望ましいものを回答することが求められる。その際に、No-Choiceオプションとして「どれも選ばない」という回答も可能である。図2.4は選択質問の一例を示している。

	事業案1	事業案2	事業案3	
整備面積	20ha	80ha	100ha	どれも選ばない
整備場所	自宅から30km以上	自宅から20~30km圏内	自宅から10~20km圏内	
事業効果が発現する期間	11年後(2031年)から2060年まで(30年間)	1年後(2021年)から2050年まで(30年間)	11年後(2031年)から2060年まで(30年間)	
森林公園	あり	なし	あり	
負担金額(世帯あたり, 年間)	10,000円	10,000円	10,000円	
	↓	↓	↓	

どれか一つを選択

図2.4 選択型実験の質問例

解析には(2.1)式の効用関数(確定項)に加えて観察できないランダム項 ε を加え、ランダム効用関数(2.2)式想定する。

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (2.2)$$

ここで、 U_{in} は個人 n が選択肢 i を選んだときの効用を表し、そのうち V_{in} は提示されたプロフィールの属

性から規定される部分となる。ε が独立で同一の第 1 種極値分布 (IIDEV1) に従うとすると、条件付きロジットモデルが得られるが、本研究では β_{time} と $\beta_{distance}$ の関係に関心を当てているため、ランダムパラメータロジットモデル (RPL) を応用する。

RPL は、係数に確率分布を想定し、その確率分布を規定するパラメータを推定するものである。さまざまな分布形を想定することができるが、ここでは β_{time} と $\beta_{distance}$ に正規分布を仮定すと、(2.1)式は次のようになる。

$$V_{in} = c + f(\beta_{time})X_{time} + g(\beta_{distance})X_{distance} + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i \quad (2.3)$$

$f(\beta_{time})$ は確率変数 β_{time} の正規分布を表し、平均と分散で規定される。同様に、 $g(\beta_{distance})$ は確率変数 $\beta_{distance}$ の正規分布を表し、平均と分散で規定される。RPL ではそれぞれの分布形を規定する平均と分散を推定することになる。なお、他の変数については固定係数を想定した。

まず、条件付きロジットモデルを用いて、属性プロファイルの係数を推定した結果、表 2.5 が得られた。

表 2.5 RPL 推定結果

Log likelihood function -28931.98600
 Restricted log likelihood -36319.52597
 McFadden Pseudo R-squared .2034041

	係数	標準誤差	t値	P値
ランダムパラメータ (平均値)				
距離 (X distance)	-.07102***	0.00246	-28.81	0.000
タイミング (X time)	-.07363***	0.00298	-24.74	0.000
固定パラメータ				
整備面積	.00528***	0.00038	13.92	0.000
緑地公園の有無	.50082***	0.02278	21.98	0.000
負担金額	-.00021***	.4016D-05	-51.74	0.000
No Choice	-1.69575***	0.05094	-33.29	0.000
分散				
距離 (X distance)	.10928***	0.00281	38.83	0.000
タイミング (X time)	.08105***	0.0035	23.15	0.000

すべての推定値が統計的に有意に推定され、符号条件も整合的であった。注目していた生態系サービス源までのアクセスは負の係数を取り、受益タイミングの遅れも負の係数を取っている。それぞれ正規分布はランダムパラメータの平均値と分散によって規定される。

本研究で注目しているのは、距離とタイミングの相互関係である。RPL モデルから同時分布を求め $f(\beta_{time})$ と $g(\beta_{distance})$ の同時分布を求めると、共分散は-.01370 と有意に推定された。また分布の相関は 0.84 と高い相関が観察された (図 2.5)。

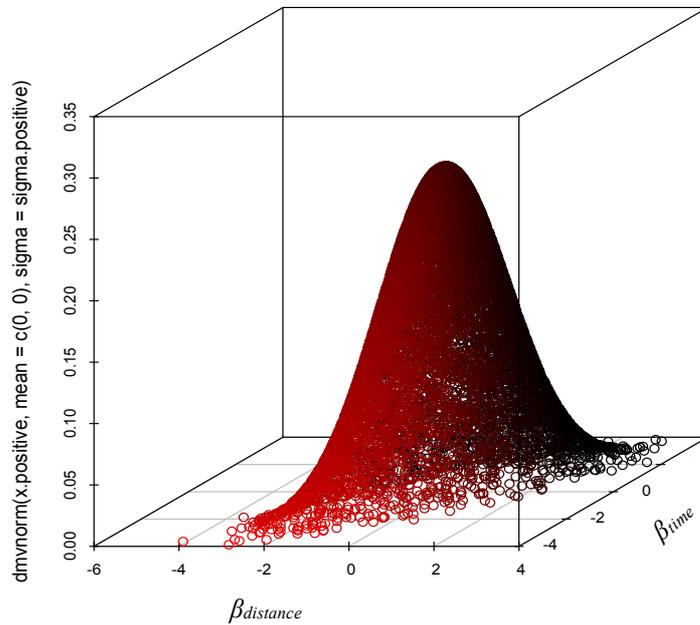


図 2.5 空間割引と時間割引の相関 (0.84)

この結果は、空間割引率の高い場合には時間割引も高くなることを意味する。空間割引率と時間割引率の関係性は、スピルオーバーなどを反映した生態系勘定を通時的に解釈するときには考慮される。評価対象である生態系の立地に応じて、適用される時間割引率、空間割引率が異なる。時間割引率の高低は生態系サービスの種類、あるいは利他性に影響されることが昨年度の研究で示唆されているが、次節で統合的な観点で再検討する。

2.3 生態系サービスの時間割引率と空間割引率の規定要因（令和 2 年度の成果）

RPL を用いた推定結果（表 2.5）と、原データから得られる各回答者の回答パターンからベイズの反転公式を利用して個人別に割引率を計算できる（Revelt and Train 1998）。

回答者の回答パターンを $y_n = \{y_{n1}, \dots, y_{nT}\}$ で表す。RPL においては、未知係数 β の分布を規定する母数をシミュレーション最尤法により推定する。その時の選択確率は、

$$P(y_n | x_n, \theta) = \int P(y_n | x_n, \beta) g(\beta | \theta) d\beta \quad (2.4)$$

と表される。ここで、 $P(y_n | x_n, \beta) = \prod_{t=1}^T \frac{\exp(\beta' x_{n_{it}})}{\sum_j \exp(\beta' x_{n_{jt}})}$ は条件付きロジットモデルである⁴。

⁴ 条件付きロジットモデルは選択型実験で非常に頻繁に使われるため、方法論の整理として 2.5.4 節に記す。

(2.4)式から、ベイズ・ルールを使ってパラメータ分布関数を求める。すなわち、

$$h(\beta|y_n, x_n, \theta) \cdot P(y_n|x_n, \theta) = P(y_n|x_n, \beta) \cdot g(\beta|\theta)$$

$$\Leftrightarrow h(\beta|y_n, x_n, \theta) = \frac{P(y_n|x_n, \beta) \cdot g(\beta|\theta)}{P(y_n|x_n, \theta)} \quad (5)$$

右辺はすべてデータから入手できるので、左辺が計算できる。ここから、選択列 y_n を選んだ人の平均係数パラメータ $\bar{\beta}_n$ は、

$$\bar{\beta}_n = \int \beta \cdot h(\beta|y_n, x_n, \theta) d\beta$$

$$= \frac{\int \beta \cdot P(y_n|x_n, \beta) \cdot g(\beta|\theta) d\beta}{P(y_n|x_n, \theta)}$$

$$= \frac{\int \beta \cdot P(y_n|x_n, \beta) \cdot g(\beta|\theta) d\beta}{\int P(y_n|x_n, \beta) \cdot g(\beta|\theta) d\beta} \quad (6)$$

となる。(2.6)式の積分はシミュレーション法を使って解く(Train 2003)。

こうして、 $f(\beta_{time})$ と $g(\beta_{distance})$ について、選択データをもとにした個人係数の特定ができる。(2.6)式の反転後の係数分布は図 2.6 (空間) と図 2.7 (時間) のように得られた。

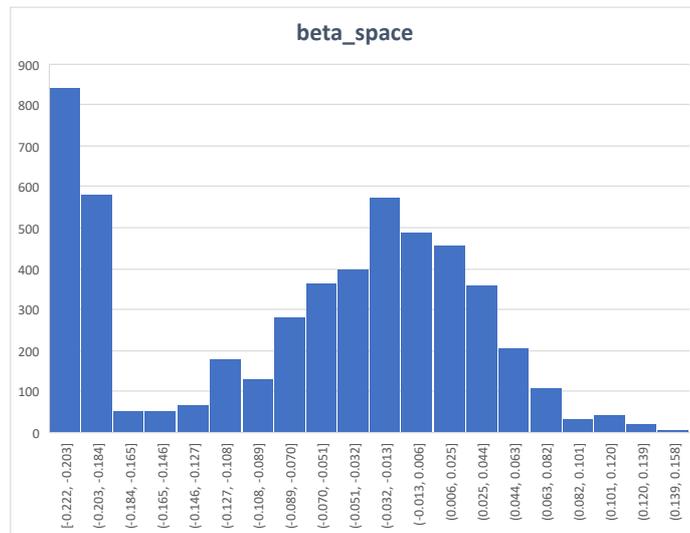


図 2.6 空間係数の個人識別後の分布

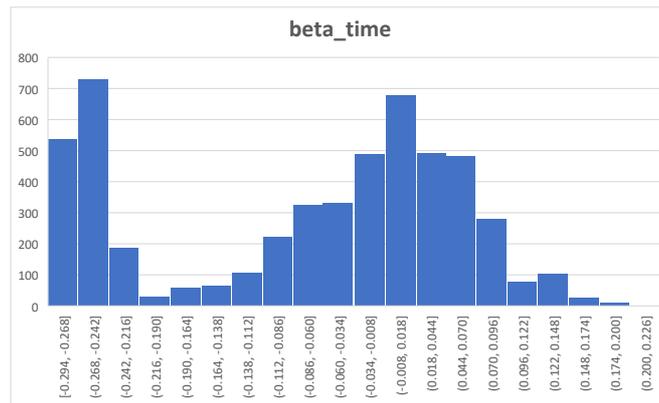


図 2.7 時間係数の個人識別後の分布

個人パラメータを特定できたら、回帰分析等を用いてどのような回答者が高い（低い）割引率を示しているかを調べる事ができる。ここでは表 2.6 に示すそれぞれの生態系サービスに対する評価の度合いに注目する。なお、それぞれの生態系サービスについては添付資料 2 のような説明を行い、回答者の理解を統一した上での評価としている。

1. 水源涵養機能
2. 土砂災害防止／土壌保全機能
3. 地球環境保全機能
4. 生物多様性保全機能
5. 物質生産機能
6. 保健・レクリエーション機能
7. 文化機能
8. 快適環境形成機能
9. エコ DRR
10. エコヘルス

それぞれの個人別の空間割引率および時間割引率を被説明変数とし、上記 10 種の生態系サービスに対する評価の度合いを説明変数とした回帰分析を行った結果が表 2.6 である。

表 2.6 空間割引率と時間割引率の規定要因

生態系サービス	空間割引率				時間割引率			
	係数	標準誤差	t値	P値	係数	標準誤差	t値	P値
水源涵養機能	0.0033	0.0021	-1.6	0.11	0.0043	0.0028	-1.54	0.124
土砂災害防止/土壌保全機能	0.0064	0.0022	-2.92	0.004	0.0096	0.0030	-3.19	0.001
地球環境保全機能	-0.0053	0.0023	2.26	0.024	-0.0058	0.0032	1.79	0.073
生物多様性保全機能	0.0014	0.0022	-0.64	0.523	0.0031	0.0030	-1.04	0.296
物質生産機能	0.0009	0.0019	-0.47	0.641	0.0012	0.0025	-0.45	0.65
保健・レクリエーション機能	0.0010	0.0021	0.45	0.656	-0.0018	0.0029	0.6	0.546
文化機能	0.0061	0.0022	-2.72	0.006	0.0073	0.0031	-2.4	0.016
快適環境形成機能	0.0028	0.0023	-1.26	0.209	0.0064	0.0031	-2.06	0.04
エコDRR	0.0009	0.0020	-0.47	0.638	-0.0001	0.0028	0.03	0.975
エコヘルス	0.0051	0.0020	-2.49	0.013	0.0047	0.0028	-1.66	0.097
定数項	-0.0126	0.0029	-4.37	0	-0.0079	0.0040	1.99	0.046
	R-squared = 0.0953				R-squared = 0.0996			
	Adj R-squared = 0.0936				Adj R-squared = 0.0979			
	Number of Obs = 5,256				Number of Obs = 5,256			

空間割引と時間割引の双方のモデルにおいて有意だった生態系サービスはおよそ共通している。土砂災害防止/土壌保全機能、文化機能、エコヘルスを高く評価する回答者ほど、空間割引率も時間割引率も有意に高くなることが示されている。また、地球環境保全機能を高く評価する回答者は、空間割引率も時間割引率も有意に低くなることが示されている。前者の生態系サービス群は便益の享受者が自身に短期かつ直接に関わるものであり、自己の便益が中心を占めることから、そのような利己的な便益をもたらす生態系サービスに対しては高い割引率が示される傾向が示唆される。つまりそうしたサービスについては、受益タイミングの早さ、立地の近隣さが求められる。

それに対して、地球環境保全機能というサービスは公共性が高く利他的な便益であると考えられる。こうしたサービスに対しては低い割引率が適用される。

地球温暖化の文脈で、スターンレビュー (Stern, 2010)では世代間衡平に鑑みて低い割引率が適用されたが、生態系サービス評価の文脈でも公共性が高いサービス評価に対しては相対的に低い割引率が適用されることが、こうした主観的割引率の研究結果から示唆される。

2.4 生態系サービスのシャドウ・プライスと空間割引 (3年間の成果)

2.4.1 生態系サービス評価と空間割引

生態系サービスは、空間によってその需要も供給も異なることが知られており、直感とも整合する。そのため応用研究においては、空間によって異なる環境評価を行っている文献もある。ところが空間割引率そのものを主題として扱っている論文はほとんどないため、本研究においては、それに近い先行研究を参照した。

まず、空間割引の経済学としてほぼ唯一と言ってよい研究が Perrings and Hannon (2001)である。彼らは生態系サービスではなく大気汚染を念頭に置いていたが、生態系サービスのような正の価値を持つ財にも応用可能である。具体的には、汚染物質が大気中に拡散して濃度が減少していく状況を考え、空間全体を集計した効用を最大化するという問題を設定した。このとき、汚染の発生源から遠くへ行くほど汚染の濃度は減衰するので、それを物理的に割引いて動学として表現する必要がある。すると、発生源近くにおける消費 1 単位と遠く離れた地点における消費 1 単位とでは、重みづけが異なることになる。両者を

等しくさせるような割引率を、彼らは「中立的割引率」と呼んだ。

具体的に定式化しよう。前節の動学的最適化と類似して、

$$\max \int_0^{\infty} U(C(z), S(z)) e^{-\psi z} dz \text{ s. t.}$$

$$\frac{dS}{dz} = f(C(z), S(z)), C(0), S(0) \text{ given.}$$

と定式化できる。ここで $S(z)$ は地点 z における汚染濃度（ストック）である。空間的な効用割引率 ψ は、動学的最適化のための必要条件から、

$$\psi = f_s - \frac{U_s}{U_c} f_c + \frac{dC}{dz} \left(\frac{U_{cc}}{U_c} - \frac{f_{cc}}{f_c} \right)$$

と導出される。これは時間の最適化問題における純粋時間選好率に対応し、上式全体はラムゼー公式に対応する。これを中立的割引率と呼べるのは、汚染が物理的に減衰するため、消費者の選好に基づけば、この率であれば遠くにいる消費者の効用を割り引いてよいという意味合いを持つためである。 f_s は汚染の限界拡散率、 $\frac{U_s}{U_c}$ は消費と汚染との限界代替率、 f_c は消費の限界汚染被害である。

生態系サービスについては、全般に経済評価の研究が非常に多くなされているものの、空間的な割引に関するものはごく一部である。たとえば Barbier (2009; 2012)は、生態系サービスの供給が距離とともに減少していくことを、指数割引によりモデル化している。また Ando and Shah (2010)は、生態系サービスの需要サイドに注目し、サービスの水準や支払い意思額が距離に応じて逡減する空間割引をモデル化したうえで、保全サイトをどこに立地すべきかという問題に適用した。

また時間割引において、行動経済学の分野では双曲割引が動物や人間の行動に観られることが指摘されモデル化されている (Ainslee, 1992; Dasgupta and Maskin, 2005; Hepburn et al. 2010)。これは行動を記述する割引であり、「～すべき」という規範的な議論には使いにくいことに注意が必要である。そのため気候変動への双曲割引の適用例も極めて限られている (Karp 2005)。Karp (2015)は、遠い空間が人の目にどう見えるかという遠近法とのアナロジーから、双曲的な空間割引が妥当であると論じている。

こうした時間割引と空間割引の先行研究に基づいて、本研究における空間割引率に関しては、純粋空間選好率、空間の不平等（不確実性）回避、空間的な消費分布、空間的な環境分布、一般的な財と環境との代替可能性、人口密度などの構成要素が重要であると予想される時間割引とのアナロジーにより、これらがどう空間割引に影響するか、気候変動や生態系サービスの政策にどう適用すべきか、もっともらしい率はどの程度かといった議論が可能になる。

将来的な研究課題として、時間割引と空間割引の両方を組み込んだ生態系サービスの経済評価や政策評価につなげることも考えられる。これにより、国内における生態系サービス分布や格差など世代内の問題と、将来世代への配慮という世代間の問題を同じ枠組みで議論できる。

2.4.2 空間割引理論の構築

本小節では、空間割引の理論モデルを構築しよう (Yamaguchi and Shah 2020 を参考にしている)。これは、Perrings and Hannon (2001)をベースとしつつ、気候変動の時間割引のモデルの知見を取り入れたものである。

まず社会的福祉

$$w(0) = \int_0^T u(c(x), s(x))g(x)e^{-\psi x} dx \quad (2.1)$$

を仮定する。ここで効用は、 $x \in [0, T]$ における一人当たり消費 $c(x)$ と一人当たり生態系サービス $s(x)$ の関数であり、それぞれについて二階微分可能とする。一人当たり生態系サービス $s(x)$ は、アメニティの「濃さ」を表しており、生態系サービスの発生源からの距離が増えるにつれて「薄く」なっていく。空間的人口分布について、密度関数 $g(x)$ 、は $\int_0^\infty g(u)du = 1$ を満たすものとする。効用割引率である純粋空間選好率を $\psi > 0$ とする⁵。各個人は完全に同質の存在とする。

次に、一人当たり生態系サービスの空間動学を

$$\frac{ds}{dx} = f(s(x), c(x), g(x)) \quad (2.2)$$

とする。Perrings and Hannon (2001)を拡張し、生態系サービス s 、一人当たり消費 c 、人口密度 g の関数となっている。ここで f の導関数の符号を一般化することはできないが、一般的に、 f は生態系サービスの増加関数 ($f_s > 0$)、ただし考えられている生態系が豊富な場合は、減少関数になることもあると考えられる ($f_s < 0$)。また、消費が環境に及ぼす外部性が無視できるときは、 $f_c = 0$ と仮定できるが、都市部における水供給サービスのように、消費が環境に及ぼす外部性がある場合は、 $f_c > 0$ もしくは $f_c < 0$ となると予想される。生態系サービスが公共財である場合、一人当たり生態系サービス便益は対象となるサービスの性質によって異なる。TEEB の分類による調整サービスや基盤サービスの場合、人口密度が生態系サービスに与える影響はないと仮定できる。これに対して供給サービスの場合、 f は人口密度の減少関数と考えられる ($f_g < 0$)。

2.4.3 空間割引率の分解

次に、空間割引率として、空間消費割引率、空間生態系サービス割引率、空間 WTP 割引率について考えたい。これらは、生態系サービスの文献においては、特に分け隔てなく使われがちであるため、異なる価値尺度財による割引率を議論しておくことが有益である。

(1) 空間消費割引率

消費を価値尺度財とした空間割引率を r_c とする。ある地点 0 における消費を追加的に 1 単位減らし、別の地点 x における消費を何単位増やせば社会的福祉が保たれるかを考える。効用単位で、地点 0 における消費が限界的に社会的福祉を増やす効果 $\partial w(0)/\partial c(0)$ は地点 x における限界効果 $\partial w(0)/\partial c(x)e^{r_c x}$ と等しくなるとすると、これを解いて

⁵ Perrings and Hannon (2001)では、純粋空間選好率を一人当たり消費の関数と仮定している。

$$r_c = \psi - \frac{1}{x} \ln \frac{u_c(c(x), s(x))g(x)}{u_c(c(0), s(0))g(0)}. \quad (2.3)$$

を得る。消費の限界効用と人口密度の変化率が一定とすると、空間消費割引率

$$r_c = \psi + \frac{-u_{cc}c'}{u_c c} + \frac{-u_{cs}s'}{u_c s} - \frac{g'}{g}, \quad (2.4)$$

を得る。ここで、消費、生態系サービス、人口密度それぞれのプライム（右上の添え字）は空間導関数を表す（すなわち $c' = dc/dx$ ）。

(2.3) および (2.4) 式の解釈は、時間消費割引率とほぼ同様だが、いくつか留意点がある。まず (2.4) 式右辺の第 1 項 ψ は純粋空間選好率と呼べる。この呼び方は一般的ではないが、純粋時間選好率のアナロジーであり、特定の地点の効用を割り引く率であるので、倫理的にはゼロが好ましいと考えられる。とは言え、 Ψ が正になるいくつかの理由が考えられる。第一に、もし地点 0 に社会的計画者がおり、自らの近隣の人の効用を気に掛け、遠隔地の人の効用をそれほど気に掛けないというケースでは、 Ψ がプラスになる。これは、Hannon (1994) がセンス・オブ・プレイスと呼ぶ、土地固有の価値が社会的にも存在するケースと言える。第二に、人類生存の可能性が土地によって異なり、ある土地ではとりわけリスクが高い場合、その土地における効用が割り引かれるケースも考えられる。具体的には、そもそも居住をはじめとする人間活動に適さない土地、将来的に気候変動の影響を受けて人間活動が困難になると予想される土地等である。この解釈の下では、 $e^{-\psi x}$ は地点 x における生存率と見なすことができる。第三に、Perrings and Hannon (2001) の定式化で考えられていたように、地点 0 が発生源である生態系サービスが負のケースである。彼らは、汚染物質が大気中に拡散して濃度が減少していく状況を考え、空間全体を集計した効用を最大化するという問題を設定した。このとき、汚染の発生源から遠くへ行くほど汚染の濃度は減衰するので、発生源近くにおける消費 1 単位と遠く離れた地点における消費 1 単位とでは、社会的福祉から見た重みづけが異なることになる。言い換えれば、地点 0 から遠くへ行くほど汚染濃度は薄まり、他の条件を一定とすれば効用水準は高くなるため、地点 0 の効用を割り引くことが正当化されるのである。このため Perrings and Hannon (2001) は Ψ を「正当化される空間割引率」と呼んだ。

(2.4) 式右辺第 2 項は、時間消費割引率でもおなじみの消費の限界効用の弾力性と、消費の変化率との積である。不平等や不確実性に対する懸念が大きい社会ほど、消費の限界効用の弾力性は大きい。消費の限界効用の弾力性は、気候変動の経済学では倫理的に決められるべきパラメータという考え方が根強い (Dasgupta 2008; Heal 2009)。この考え方によれば、たとえばもっとも有名な費用便益型統合評価モデル (Nordhaus 2008) では、対数効用関数すなわち消費の限界効用の弾力性が 1 となるため、不平等回避が過度に低いことになる。一方、このパラメータを実証的にとらえる文献も続いており、たとえば Weitzman (2001) のガンマ割引の流れを受けた Drupp et al. (2018) は、200 名以上の経済学者へのオンライン調査を行い、限界効用の弾力性の平均を 1.35、メディアンを 1 と報告している (表 2.7 参照)。また Groom and Maddison (2019) は、顕示選好により 4 つの方法論のメタ分析を行い、イギリスにおける消費の限界効用の弾力性の中央値を 1.35 とし、しかも信頼区間に 1 は含まれないとしている。また Layard et al. (2008) は所得の限界効用の弾力性をパネルデータで調べ、一貫性を見出しており、中央値は 1.26 と報告している。

表 2.7 Drupp et al. (2018) の調査における、割引率を構成するパラメータの記述統計量

	平均	標準偏差	メディア ン	モード	最小	最大	N
一人当たり 実質成長率	1.70	0.91	1.60	2.00	-2.00	5.00	181
社会的純 粋時間選 好率	1.10	1.47	0.50	0	0	8.00	180
限界効用 の弾力性	1.35	0.85	1.00	1.00	0	5.00	173
実質リス クフリー 利子率	2.38	1.32	2.00	2.00	0.00	6.00	176
社会的割 引率	2.27	1.62	2	2	0	10	181
下限	1.12	1.37	1	0	-3	8	182
上限	4.14	2.80	3.50	3	0	20	183

(2.4) 式右辺第 3 項は、消費と生態系サービスとの交叉弾力性と、生態系サービスの変化率との積になっている。生態系サービスが消費と補完性を持つか代替性を持つかは、想定するサービスによる。食料をはじめとする供給サービスであれば代替性を持ち、基盤サービス、調整サービス、アメニティのような文化サービスであれば補完性を持つであろう (Gerlagh and van der Zwaan 2002; Neumayer 2003; Traeger 2011)。第 3 項は、地点 x において消費と生態系サービスとが補完的であり、しかも生態系サービスが増えているのであれば、その地点における消費を割り引くという意味合いになる。なお Perrings and Hannon (2001) では、交叉弾力性はゼロとされているようである ($u_{cs} = 0$)。

(2.4) 式最終項は、人口密度が高いほど、一人当たり消費の割引率は低くなる。これは、当たり前のことではあるが、時間消費割引率の文献でもほとんど無視されている項である。

(2) 空間生態系サービス割引率

空間消費割引率の場合と同様に、生態系サービスを価値尺度財にして割引率を導出することができる。すなわち、

$$r_s = \psi + \frac{-u_{ss} s'}{u_s} \frac{s'}{s} + \frac{-u_{cs} c'}{u_s} \frac{c'}{c} - \frac{g'}{g} = \psi + \eta_{ss} \frac{s'}{s} + \eta_{cs} \frac{c'}{c} - \frac{g'}{g} \quad (2.5)$$

空間生態系サービス割引率は、純粋空間選好率、生態系サービスの変化、消費の変化、人口密度の変化で構成される。(2.5) 式第 2 項の生態系サービスの限界効用の弾力性×生態系サービスの変化率は、特筆に値する。ミレニアム生態系評価 MEA(2005)や TEEB(2010)の分類に基づくと、食料、水、繊維、商業用木材や薪などの供給サービスについては、代替財が存在する可能性が高いため、限界効用の弾力性は、消費の限界効用の弾力性に近い値をとるかもしれない。一方で、気候の調整サービスや栄養塩循環などの基盤サービスについては、代替することが難しいため、限界効用の弾力性は消費の限界効用の弾力性より高くなるであろう。また、レクリエーションや景観などの文化的サービスは、必需品というよりは奢侈品としての位置づけが適当かもしれない。

第 3 項は、交叉弾力性と消費の変化率の積 $\eta_{sc} \frac{c'}{c}$ であり、生態系サービス割引率においても一般的な消費水準を考慮に入れるべきことを示している。前節にて述べた通り、時間割引率の議論と同様、生態系サービスと消費とは補完財である可能性が高いため、 η_{sc} は非負と考えてよいだろう。たとえば、レクリエーション目的の釣り活動の産出は、一般的な消費材と生態系サービスとの共同生産物になっている(Boyd and Banzahf, 2007)。

最終項は、人口密度の高い地点において、一人当たり生態系サービス割引率は低くなることを示している。ただし、これは必ずしも自明ではない。第一に、特に奢侈財としての生態系サービスの場合、人口とそのサービスの消費人口とは一致しないであろう。第二に、調整サービスや基盤サービスなどの公共財の場合もやはり、人口密度の高さは割引率の低さに直結しない。第三に、そうした生態系サービスの性質とは関係なく、便益を受ける地域の人口を利用者と非利用者とに分けた場合、その比率は生態系サービスの発生源に近いほど高くなると考えられる。Bateman *et al.* (2006) はこの点を指摘したうえで、利用者は非利用者よりも高い価値を見出すと考えられるとしている。そのため、人口密度が一樣であるとしても、生態系サービスの発生源である地点 0 に近いほど、割引率は低く、離れるにつれて割引率は高くなるとも考えられる。

(3) 限界 WTP 割引率

上記において消費と生態系サービスそれぞれを価値尺度財として割引率がどうなるかを概観した。実際に生態系サービスの評価に活用するためには、生態系サービスへの限界支払い意思額 (MWTP) がどのように変化するかを考える必要がある。MWTP は消費と生態系サービスとの限界代替率であることから、

$$MWTP \equiv -\frac{dc}{ds} \Big|_{du=0} = \frac{\partial u / \partial s}{\partial u / \partial c}$$

と定義できる。上記を空間に関して微分することで、MWTP の変化率を

$$\begin{aligned} -\frac{d}{dx} \ln MWTP &= -\frac{d}{dx} \ln \frac{u_s}{u_c} = -\frac{\dot{u}_s}{u_s} + \frac{\dot{u}_c}{u_c} \\ &= \frac{-u_{ss} s s'}{u_s s} + \frac{-u_{sc} c c'}{u_s c} - \frac{-u_{cc} c c'}{u_c c} - \frac{-u_{cs} s s'}{u_c s} = (\eta_{ss} - \eta_{cs}) \frac{s'}{s} + (\eta_{sc} - \eta_{cc}) \frac{c'}{c}, \end{aligned}$$

と求めることができる。これにより、

$$-\frac{d}{dx} \ln MWTP = r_s - r_c \quad (2.6)$$

であることがわかる。すなわち、もっとも単純なケースでは、MWTP の空間割引率は、生態系サービス割引率から消費割引率を引いたものに等しい。

たとえば Ando and Shah (2010) は、家計の保全に対する MWTP が距離減衰することを $m = e^{-\beta c}$ とモデル化している（ここで c は家計が最も近い保護区との距離）。ここで β が上記の $r_s - r_c$ に相当すると考えられる。MWTP は消費と生態系サービスとの限界代替率なので、この結果は驚くべきものではないが、もっとも単純なケースでは純粋空間選好率も人口密度も上式から消えることは特筆に値する。

もう一点 (2.6) 式において重要なこととして（そして実証文献では無視されていることとして）、MWTP は単調減少とは限らない点が挙げられる。MWTP 割引率 $(\eta_{ss} - \eta_{cs}) \frac{s'}{s} + (\eta_{sc} - \eta_{cc}) \frac{c'}{c}$ は、消費変化、生態系サービス変化、限界効用の弾力性、交叉弾力性の相互作用によって決まる。

2.4.4 関数の特定

時間割引率の文献に従って、前節でみた三つの割引率を具体化しよう。Ebert (2003), Hoel and Sterner (2007), Gollier (2010) に従って、消費と生態系サービスとの代替の弾力性が一定 (CES) で、相対的リスク回避度が一定 (CRRA) の効用関数

$$u(c(x), s(x)) = \frac{1}{1-\eta} \left[(1-\gamma)c^{1-\frac{1}{\sigma}} + \gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}} \right]^{\frac{\sigma}{\sigma-1}(1-\eta)}, \quad (2.7)$$

を仮定する。ここで、 σ は代替の弾力性、 $\eta > 1$ は限界効用の弾力性、 $0 < \gamma < 1$ は生態系サービスの効用におけるウェイトである。これにより、限界効用の弾力性と交叉弾力性はそれぞれ

$$\begin{aligned} \eta_{cc} &= \frac{-u_{cc}c}{u_c} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) + \frac{1}{\sigma}, \\ \eta_{ss} &= \frac{-u_{ss}s}{u_s} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma}, \\ \eta_{sc} &= \frac{-u_{cs}c}{u_s} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s), \\ \eta_{cs} &= \frac{-u_{cs}s}{u_c} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s. \end{aligned}$$

と計算される。ここで

$$\varphi_s = \frac{\gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}}}{(1-\gamma)c^{1-\frac{1}{\sigma}} + \gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}}} = \frac{u_s s}{u_c c + u_s s}$$

は、効用レベルで見た生態系サービスの価値シェアである。

これらを(2.4)-(2.6)の各式に代入すると、消費割引率、生態系サービス割引率、MWTP 割引率はそれぞれ

$$r_c = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} + \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s \frac{s'}{s} - \frac{g'}{g}, \quad (2.8)$$

$$r_s = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{s'}{s} + \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) \frac{c'}{c} - \frac{g'}{g}, \quad (2.9)$$

$$r_s - r_c = \frac{1}{\sigma} \left(\frac{s'}{s} - \frac{c'}{c} \right), \quad (2.10)$$

と表される。三つの割引率ともに、消費の変化、生態系サービスの変化に依存している。Hoel and Sterner (2007)が指摘したとおり、限界効用の弾力性と代替の弾力性との積がたまたま1だとすると($\eta\sigma = 1$)、(2.8)式の消費割引率は通常の割引率

$$r_c = \psi + \frac{\eta c'}{c} - \frac{g'}{g}$$

となる。同様にして、(2.9)式の生態系割引率も

$$r_s = \psi + \frac{\eta s'}{s} - \frac{g'}{g}$$

と単純化される。(2.10)式に示される通り、MWTP 割引率は、生態系サービスの変化と消費の変化の差に、代替の弾力性の逆数が掛けられた形をしている。これは、生態系サービスの減少(増加)が消費の増加(減少)によって相殺される場合、MWTP は空間的に変化しないことを示している。

各パラメータの具体的な値を決めるにあたっては、気候変動の経済学や生態系サービスの評価などの文献を参考にすることができる。先述の通り、気候変動の経済学においては、限界効用の弾力性 $\eta_{cc} = \frac{-u_{cc}c}{u_c}$ は実証的というよりも規範的なパラメータであるという見方が有力であり、[1,4]の範囲に収まると考えられる(Dasgupta 2008; Nordhaus 2008; Heal 2009; Drupp et al. 2018)。もちろん解釈としては、リスク回避的、不平等回避的であるほどこの値が大きくなる⁶。ただし、気候変動の文脈では世代間の不平等回避として解釈されているので、これを世代内の不平等回避に使うべきという必然的な理由はない⁷。

⁶ 先述の通り、Groom and Maddison (2019) は限界効用の弾力性について、顕示選好による実証的なアプローチをとっているが、やはり同じような値を示唆している。

⁷ なお世代内の不平等が世代間の割引率に与える影響については、Gollier (2015)、Emmerling (2018)、Yamaguchi (2019)が分析しているように、世代内の不平等が高まるほど世代間の割引率も高くなると考えられる。

消費と生態系サービスとの代替の弾力性については、やはり気候変動の経済学である Heal (2009) のまとめが参考になる。彼は、気候というグローバル公共財に関しては、熱力学の第二法則と環境の必要不可欠性から、消費と環境とは補完的であり、 σ は 1 未満、場合によってはゼロに近いと考えられるとしている。Drupp *et al.* (2018) も、表 2.7 の通り、気候変動の割引率についてアンケート調査をまとめており、 σ の値を 0.86 から 7.14 としている。

生態系サービスの文献においては、Jacobsen and Hanley (2009) が WTP の所得弾力性を $\frac{1}{\sigma} \approx 0.38 \pm 0.14$ としている。ただし、MWTP の所得弾力性が代替の弾力性として使えるという考え方は強い仮定であり、しかもグローバルな公共財が前提とされており、さらに検討の余地があるだろう (Kovenock and Sadka 1981, Ebert 2003, Baumgaertner *et al.* 2017)。たとえば近年の分析である Meya (2018) は、ローカル公共財としての自然資本を念頭に置いた分析を行っている。

(1) 数値例

以下では、具体的なスケジュールの例を示す。CES-CRRA 効用関数において $\frac{s'}{s} = \frac{c'}{c}$ の場合、WTP 割引率はゼロになるが、これはあまりにも特殊なケースであろう。実際、ほとんどの理論・実証論文において、MWTP 割引率は非ゼロとされている (Ando and Shah 2010; Bateman *et al.* 2006; Loomis 2000)。しかも、消費と生態系サービスの空間的变化には、需要と供給の双方を考慮する必要がある。以下では表 2.8 の仮定を置くこととする。

表 2.8: シミュレーションの仮定

パラメータ	仮定
$c(x)$ (地点 x における一人当たり消費)	$\sqrt{x}; 1/\sqrt{x}$
c'/c (一人当たり消費の変化率)	$1/2x; -1/2x$
φ_s (効用における生態系サービスの価値比率)	0.1
η (限界効用の弾力性)	1.5
σ (代替の弾力性)	2
ψ (純粋空間選好率)	0.01
g'/g (人口密度の変化率)	0
s'/s (生態系サービスの変化率)	$-\phi - \frac{\theta(c)c'}{c}$
ϕ (生態系サービスの減衰率)	0.01
$\theta(c)$ (消費が生態系サービスにもたらす外部性)	$\sqrt{c}; 1/\sqrt{c}; c(1 - c/k)$
k (環境容量)	1

以下、表 2.8 の仮定では、生態系サービスの変化率を消費の変化率の関数として表現している。これを (2.8)-(2.10) 式に代入すると

$$r_c = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - (1 + \theta)\varphi_s) + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} - \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s \phi - \frac{g'}{g}, \quad (2.12)$$

$$r_s = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - (1 + \theta)\varphi_s) - \frac{\theta}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} - \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma} \right) \phi - \frac{g'}{g}, \quad (2.13)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + (1 + \theta) \frac{c'}{c} \right), \quad (2.14)$$

となる。(2.12)-(2.14) 式は、今や消費の変化率のみの関数となっている。特に(2.14) 式は、生態系サービスの発生源から遠ざかるにつれて消費が増えるような分布になっており、しかも消費が生態系サービスに与える外部性(θ)がプラスである場合、MWTP 割引率は常に負であることを示している。これは、生態系サービスの増加率が消費の増加率に追いついていない状況を示している。これに対して外部性がさほど大きくない場合は、MWTP 割引率はプラスになる可能性もある。なお、マイナスの割引率を論じている文献は少なく、Dasgupta (2008)と Fleurbaey and Zuber (2012) は、将来世代が現在世代よりも（気候変動の影響等により）消費水準が下がる時に割引率がマイナスになることは非現実的ではない、としている。ただし彼らが論じているのは時間消費割引率であり、我々が考えている空間 WTP 割引率ではない。

図 2.8 および 2.9 から明らかなおと、想定している消費水準や生態系サービス水準、消費が生態系サービスにもたらす外部性 θ によって、MWTP 割引率は様々なスケジュールを描くことがわかる。実証研究がほぼ自明としているプラスの割引率が自明ではないことは特筆すべきであろう。

図 2.8 では、生態系サービスの発生源から離れるにつれて一人当たり消費が単調に増加するケースを考え、 $c(x) = \sqrt{x}$ を仮定している。一人当たり消費の変化率は $\frac{c'}{c} = \frac{1}{2x}$ となり、増加率は通減する。この状況は、豊かな自然を擁する農村部と都市部を考えるとわかりやすい。(2.14) 式にある通り、消費から生態系サービスへの外部性を表すパラメータ θ が十分にマイナスでない限り、MWTP 割引率はマイナスである。図 2.8 の三つのパネルは、外部性 θ について異なる仮定を置いている ($\sqrt{c}; \frac{1}{\sqrt{c}}; c \left(1 - \frac{c}{k}\right)$)。これらはアドホックではあるものの、十分に現実的と思われる。表 2.8 に要約された仮定を(2.14)式に代入して、図 2.8 の三つのパネルに示した MWTP 割引率を得る。パネル a,b,c における具体的な MWTP 割引率はそれぞれ

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \frac{1 + \sqrt{x}}{2x} \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \frac{1 + \frac{1}{\sqrt{x}}}{2x} \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \left(1 + \frac{\sqrt{x} \left(1 - \frac{\sqrt{x}}{k} \right)}{2x} \right) \right)$$

となる。いずれの場合も、MWTP 割引率はマイナスであり、生態系サービスの発生源から遠ざかるにつれて MWTP 割引率が減少することがわかる。したがって、一人当たり消費が増加するようなケースでは、生態系サービスの発生源から遠ざかっているにもかかわらず MWTP は増加することになる。

逆に図 2.9 では、生態系サービスの発生源から遠ざかるとともに一人当たり消費が下がっていくケース、 $c(x) = 1/\sqrt{x}$ を想定している。この分布の下で消費の変化率は $c'/c = -1/2x$ となる。イメージとしては、富裕層が郊外の緑豊かな田園に、低所得者層が都市部に住むようなケースや、それとは逆に、最近の都市の生態系への需要増加(Bolund and Hunhammar 1999; Gómez-Baggethun and Barton 2013)に対応して高所得者層が緑豊かな都市に住み、低所得者層が郊外に住むケースが考えられる。(2.14) 式に示した通り、消費が生態系サービスに与える外部性が十分にマイナスでない限り、WTP 割引率はプラスとなる。具体的な MWTP 割引率は、

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi - \left(1 + \sqrt{1/\sqrt{x}} \right) / 2x \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi - \left(1 + 1/\sqrt{1/\sqrt{x}} \right) / 2x \right)$$

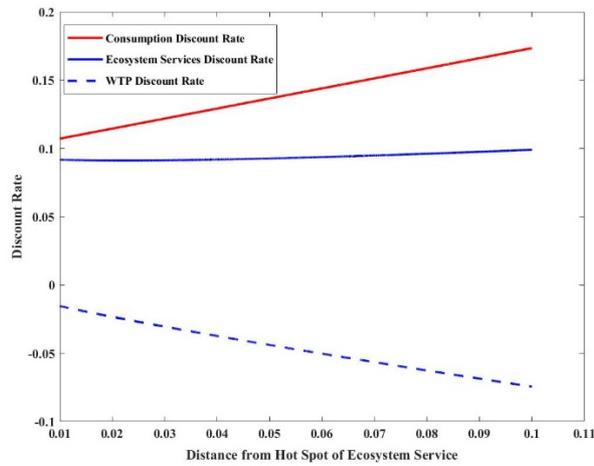
$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \left(1 + \frac{\sqrt{x} \left(1 - \frac{\sqrt{x}}{k} \right)}{2x} \right) \right)$$

である。

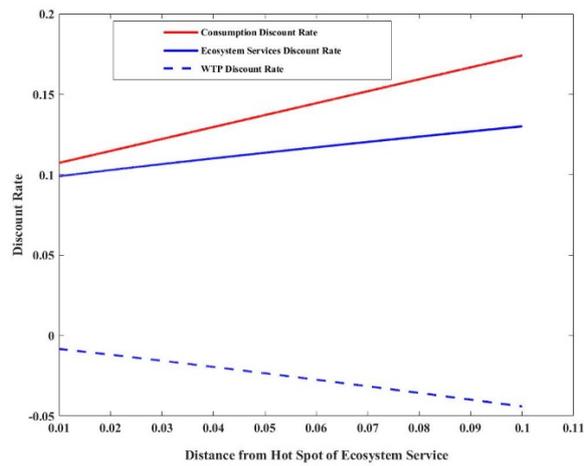
以上の結果より、MWTP 割引率は、一人当たり消費と生態系サービスとの関係に大きく依存し、特に消費が生態系サービスに与える外部性が重要である。一人当たり消費とその外部性がマイナスの関係にある時、MWTP 割引率の減少率は緩やかになる。

図 2.8 消費、生態系サービス、MWTP それぞれの割引率：一人当たり消費が単調増加のケース

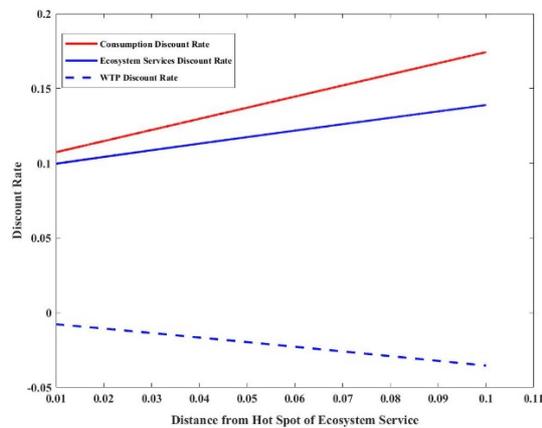
Panel a ($\theta(c) = \sqrt{c}$):



Panel b ($\theta(c) = 1/\sqrt{c}$):



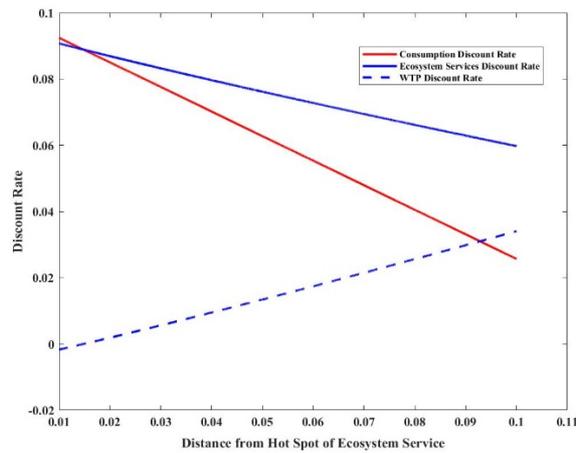
Panel c ($\theta(c) = c(1 - c/k)$):



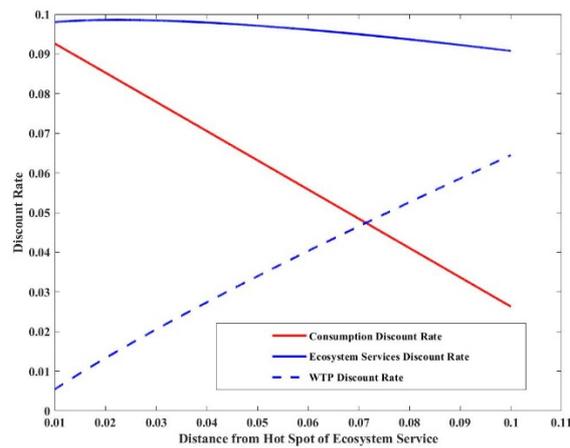
注：地点 x における一人当たり消費は $c(x) = \sqrt{x}$ したがって $dc/dx/c = 1/2x$ と仮定している。その他の仮定は表 2.8 を参照。

図 2.9: 消費、生態系サービス、MWTP それぞれの割引率：一人当たり消費が単調減少のケース

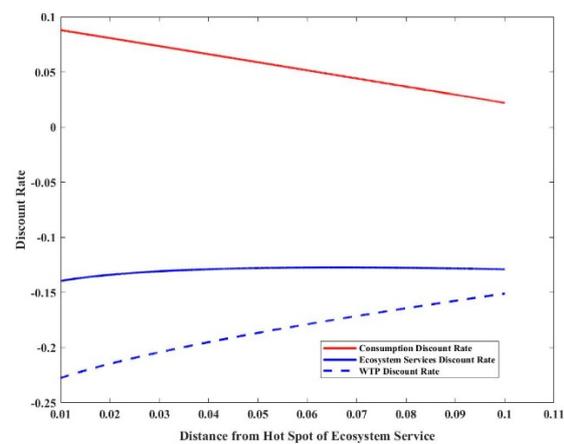
Panel a ($\theta(c) = \sqrt{c}$):



Panel b ($\theta(c) = 1/\sqrt{c}$):



Panel c ($\theta(c) = c(1 - c/k)$):



注：地点 x における一人当たり消費は $c(x) = 1/\sqrt{x}$ したがって $\frac{dc}{dx} = -1/2x$ と仮定している。その他の

仮定は表 2.8 を参照。

2.4.5 理論の適用と実証研究

既存の実証研究によれば、生態系サービスに対する評価は時間と空間それぞれについて割引が行われている。特に、空間割引や距離減衰については、多くの実証研究がある(Bockstael, 1996; O'Neill, 2001; Perry, 2002; Pickett and Cadenasso, 2002; Turner, 2005)。また、本稿と同じようにこれが厚生や保全政策に与える影響を議論した研究もある(Perrings and Hannon, 2001; Barbier 2009)。

そこで本節では、前節までに概要を示した理論モデルにどのようなパラメータを使うのが良いのかをさらに検討するため、実証研究の状況を概観する。まずトラベルコスト法による評価としては、アメニティや負のアメニティに関する研究がある(Bateman et al. 1996; Mendelsohn and Markstrom 1998)。

また Bateman et al. (2006)は、母集団ではなくサンプルに伴う距離減衰の問題を指摘している。生態系サービスの発生源近くのサンプルで得られた評価額を、政治経済社会の管轄全体に適用すると過大評価となるため、距離減衰を考慮に入れる必要がある (Loomis 2000)。また、そもそも調査への回答率が生態系サービスの発生源近くで高い場合、Heckman (1974)のセルフ・セレクトションバイアスが距離に応じて拡大することも考えられる。さらには、対象となる生態系サービスのユーザ・非ユーザ比率も、距離に応じて小さくなっていくと考えられる。

最近のサーベイとしては Glenk et al. (2019); Johnston et al. (2019)、Norton and Hynes (2018)などにあるように、距離減衰の実証研究は増えている。Pate and Loomis (1997) は、非利用価値についても距離減衰を認めているし、Hanley et al. (2003) は非利用価値よりも利用価値の方が距離減衰が急速に進むことを示している。これは、たとえばアメリカ人にとってのアマゾンの森林の非利用価値が、ヨーロッパ人にとってのそれよりも高いとは限らないことから容易に想像できる。

最近のベルギーにおける離散選択型実験において、De Valck et al. (2017) は代替効果が空間によってどう変わるかを調べるため、いくつかの空間割引率を試すという方法を取っている。選択型実験を使って距離減衰を使った研究は最近も良く見られる(Dissanayake and Ando 2014; Czajkowski et al. 2017; Badura et al. 2019)。本稿における消費(所得)と距離だけでなく、環境意識なども説明変数に入れられることが多い。また、保全プログラムの影響を調べた研究もある(Ferraro and Hanauer, 2014; Turner et al. 2010; Luisetti et al. 2011; Kozak et al. 2011)。サービス供給と需要者とのミスマッチも指摘されている(Ruhl et al. 2007; Costanza 2009; Fisher et al. 2009)。さらに、Koch et al. (2009) は、生態系サービスの非線形性と距離減衰に注目している。

以上の理論分析と数値例から、もっとも単純なケースでは、空間 MWTP 割引率は空間消費割引率と空間生態系サービス割引率との差になること、したがって生態系サービスの発生源から遠ざかるからと言って必ず割引率がプラスになるとは限らないことなどが示された。ただし、本研究での選択型実験(コンジョイント分析)では、空間的に消費水準が大きく変化するとは考えにくいいため、実際には MWTP 割引率はプラスになるであろう。いずれにしても、これまでアドホックな空間割引率(距離減衰)が想定されることが多かった生態系サービス評価において、WTP 変化に一定の理論的根拠を与えたという意義があると考えられる。また、実証研究として Koch et al. (2009), Cambell et al. (2009), Johnston and Ramachandran (2014)などを参考にしながら、いつどのような場合に MWTP 割引率がどのようなスケジュールを描くかをさらに検討することが必要となる。

2.5 生態系勘定導入に向けた生態系サービスのシャドウ・プライスの実証研究（3年間の成果）

2.5.1 生態系サービスの空間分布

生態系勘定のフロー表においては、生態系サービスの供給源（発生源）で生まれた価値がどの場所で受益されているかを記述することが目指されている。そうした受益の分布は生態系サービスによって異なることが予想される。例えば森林生態系サービスについて、洪水防止機能は河川流域（特に下流）で受益されていると考えられるのに対して、土砂災害防止機能は中上流域で受益されていると考えられる。あるいは、二酸化炭素の吸収や生物多様性保全といった生態系サービスは、その純粋公共財的性質もあり空間的に広がりつつ分布することを留意する必要がある。受益の分布についての情報は、生態系サービスの需要についての社会調査を行うことにより得られる。

岩手県を対象としたフロー勘定の作成のために、岩手県の性別と年齢の人口構成にそって抽出した1063世帯に対し、森林の生態系サービスとしてどのような機能を享受しているかについての設問を行った。ここでは日本学術会議（2001）を参考に、以下の森林生態系サービスについて調査した。

1. 心身の癒しや安らぎの場を提供する働き
2. レクリエーションや遊びの場を提供する働き
3. 自然に親しみ、自然と人とのかかわりを学ぶなど教育の場としての働き
4. 住宅用建材や家具、紙などの原材料となる木材を生産する働き
5. きのこと山菜などの林産物を生産する働き
6. 貴重な野生動植物の生息の場としての働き
7. 山崩れ防止する働き
8. 洪水を防止する働き
9. 二酸化炭素を吸収することにより、地球温暖化防止に貢献する働き
10. 水資源を蓄える働き
11. 空気をきれいにしたり、騒音をやわらげる働き

これらに対して、自身がどの程度受益しているかについて5段階評価（1が最高、5が最低、およびわからない）で回答を求めた。また、自身の受益が受益しているかどうかにかかわらず、それぞれの機能の重要性に関する認識についても、同様のスケールで回答を求めた。プライバシー保護の観点から回答者の居住地は郵便番号レベルでの識別にとどまるが、おおよその受益地は測定可能である。そこから、生態系サービスの受益者が空間的にどのように偏在しているかについて、マッピングにより検討することができる。マッピングには ArcGIS 10.4.1 for Desktop のジオコーディング機能を利用し、ジオコーディングのための郵便番号の参照データは ArcGIS スターターパックを利用した。ここで、2013年度以降に郵便番号の変更があった地域は参照データが2012年のデータを利用したためジオコーディングを行うことができなかったため、本分析については郵便番号からのジオコーディングが可能であった903件について行った。ここでは、生態系サービスのうち、心身の癒しや安らぎの場を提供する働きおよび洪水を防止する働きについてみると、上述のように県南西部において分布に違いが見られた（図2.10）。生態系サービスのタイプの違いによって受益分布が異なることが予想される。生態系サービスの利他性、アクセス、混雑減少の有無などの要因に焦点をあて、生態系サービス源の立地を考慮した評価を行う。

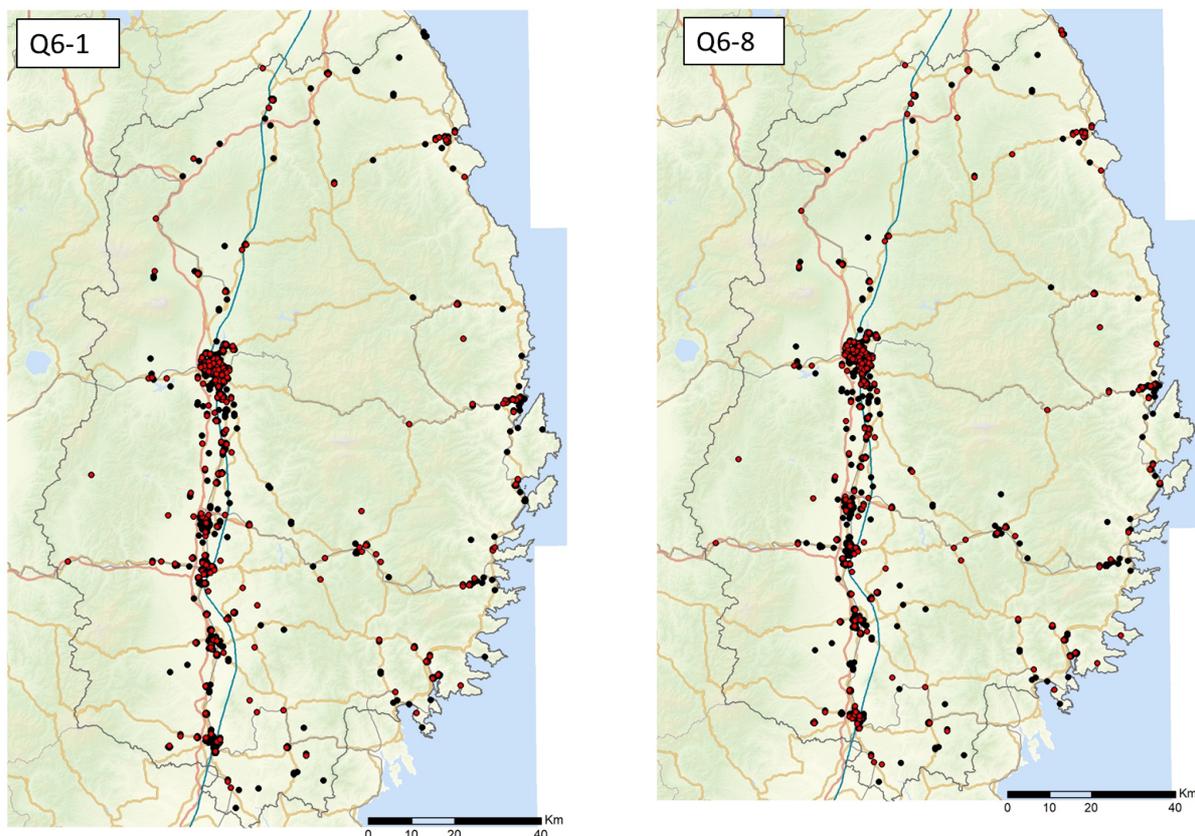


図 2.10 心身の癒しや安らぎの場（左）および洪水を防止（右）に対するサービス評価分布

2.5.2 空間的評価—生態系サービスの空間割引率と混雑現象

生態系サービスへのアクセス性と混雑現象が生態系サービスの評価にどの程度影響するかを検証するために社会調査を行った。本調査は全国の住民を対象として各都道府県の性別と年齢の人口構成に沿うようにサンプル抽出を行い、調査票に対する回答を依頼した。その結果、5330 の回答が収集された。サンプルの内訳は表 2.9 のようにまとめられる。

表 2.9 アクセスおよび混雑現象に関する社会調査データの集計状況

	回答者								
		男性	女性	20歳代	30歳代	40歳代	50歳代	60歳代	70歳代以上
北海道	295	128	167	39	44	76	49	66	21
青森県	43	23	20	8	9	8	6	12	0
岩手県	23	9	14	8	2	5	3	4	1
宮城県	103	49	54	18	19	26	19	17	4
秋田県	32	12	20	5	2	10	5	9	1
山形県	40	23	17	9	6	7	9	5	4
福島県	49	30	19	11	8	10	5	13	2
茨城県	58	32	26	16	13	11	14	4	0
栃木県	44	24	20	5	13	10	7	8	1
群馬県	38	25	13	6	9	6	11	5	1
埼玉県	285	155	130	49	60	66	49	42	19
千葉県	255	141	114	44	53	55	43	35	25
東京都	814	409	405	134	191	189	159	92	49
神奈川県	442	218	224	52	84	107	95	60	44
新潟県	81	36	45	18	17	21	13	11	1
富山県	31	21	10	8	6	3	7	5	2
石川県	35	17	18	5	8	10	5	4	3
福井県	24	15	9	6	2	7	1	6	2
山梨県	23	11	12	5	2	7	4	4	1
長野県	76	44	32	11	13	23	12	13	4
岐阜県	81	40	41	13	15	15	20	12	6
静岡県	137	72	65	21	26	36	23	20	11
愛知県	414	213	201	76	79	75	83	62	39
三重県	61	25	36	9	6	11	14	14	7
滋賀県	45	20	25	8	11	12	9	3	2
京都府	126	66	60	16	24	30	27	21	8
大阪府	382	183	199	75	67	88	69	62	21
兵庫県	228	115	113	31	43	63	46	28	17
奈良県	56	18	38	9	14	13	7	10	3
和歌山県	33	17	16	5	8	10	5	4	1
鳥取県	30	19	11	5	11	5	5	3	1
島根県	19	14	5	1	4	4	5	5	0
岡山県	88	38	50	7	15	29	16	12	9
広島県	119	63	56	21	21	30	19	19	9
山口県	51	24	27	7	4	14	10	16	0
徳島県	22	13	9	3	6	2	5	5	1
香川県	38	20	18	8	5	13	5	5	2
愛媛県	66	32	34	14	6	17	10	15	4
高知県	26	12	14	3	6	5	6	4	2
福岡県	250	115	135	24	43	55	56	55	17
佐賀県	29	12	17	3	4	7	8	6	1
長崎県	52	21	31	7	9	10	9	14	3
熊本県	57	29	28	5	14	13	12	11	2
大分県	33	20	13	3	6	8	7	8	1
宮崎県	23	15	8	0	4	11	6	1	1
鹿児島県	41	22	19	3	4	11	10	9	4
沖縄県	32	19	13	4	7	14	7	0	0
合計	5330	2679	2651	838	1023	1258	1015	839	357

多属性分析における注目すべき属性として、(1)評価対象までの距離、を導入する。その他の属性として、(2)整備エリアの広さ（面積）、(3)整備エリアの混雑率（利用率）、(4)負担費用（世帯あたり年間）を想定した。整備エリアの混雑率については、レクリエーションなどの文化的サービスにおいて発生することが考えられる混雑現象について、どの程度の不効用がもたらされるかを調査するためである。想定した属性および水準は、表 2.10 のようにまとめられる。

表 2.10 選択型実験において想定した属性および水準

属性	水準 1	水準 2	水準 3	水準 4	水準 5
整備エリアまでの距離	自宅から1~5km 圏内	自宅から5~10km 圏内	自宅から 10~20km圏内	自宅から20~30km 圏内	自宅から30km 以上
整備面積	20ha	40ha	60ha	80ha	100ha
平均の利用率	20%程度（全く 混雑していない 状態）	50%程度（ほぼ混 雑しておらず、活 動がスムーズにで きる状態）	80%程度（やや混 雑しているが、活 動に大きな問題は ない状態）	100%程度（混雑 しており、森林で の活動に支障が出 はじめる状態）	120%程度（非常に混 雑しており、森林で の活動に支障が出て しまっている状態）
世帯あたり負担金（世 帯あたり年間）	1,000円	2,000円	3,000円	4,000円	5,000円

表 2.10 の属性および水準を組み合わせプロファイル（選択肢）を作成する際には、効率よく選択肢集合を作成する手法として直交計画法を採用した。実際の作成には統計ソフト R のパッケージの一つである AlgDesign を使用した。その結果、25 の直交プロファイルが生成された。このプロファイルが含む属性はそれぞれ直交しており、多重共線性の心配がないことにも注意されたい。同じ手順で 25 の直交プロファイルを 3 セット生成し、選択肢 3 つからなる選択質問を 25 問用意した。回答者の負担を考え、一人あたりに回答を求めるのは 5 問とした結果、5 つの質問バージョンを準備した。サンプルの回答者には、5 つのバージョンのうち一つがランダムに提示される。

調査票における選択型実験の質問にあたっては、図 2.11 のような導入文を用意した。

お住まいの都道府県で森林を整備するために、新たな事業を実施するとします。下表の3種類の整備案を見て、質問にご回答ください。

- 整備面積は、その事業によって維持される、良質な森林の面積を表します。
- 平均の利用率は、その森林における混雑の度合いを表しています。
- 負担金は、毎年集められ、集まったお金は、お住まいの都道府県内の森林整備事業のみに使われるとします。負担金を支払うと、その分だけ、あなたの世帯が自由に使えるお金が少なくなることにご注意ください。

図 2.11 選択型実験の導入文

回答者は提示された3つの整備案を比較して、もっとも望ましいものを回答することが求められる。その際に、No-Choiceオプションとして「どれも選ばない」という回答も可能である。図2.12は選択質問の一例を示している。

	選択肢 1	選択肢 2	選択肢 3	
整備エリアまでの距離	自宅から1~5km圏内	自宅から1~5km圏内	自宅から5~10km圏内	どれも選ばない
整備面積	40ha	40ha	100ha	
平均の利用率	50%程度 (ほぼ混雑しておらず、活動がスムーズにできる状態)	50%程度 (ほぼ混雑しておらず、活動がスムーズにできる状態)	50%程度 (ほぼ混雑しておらず、活動がスムーズにできる状態)	
世帯あたり負担金 (世帯あたり年間)	4,000円	4,000円	5,000円	
	↓	↓	↓	↓
どれか一つを選択	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

図2.12 選択型実験の質問例

社会調査の実施により、図 2.12 のような質問に対する回答を収集し、それを解析することにより生態系サービスに対する選好を分析する。分析モデルは時間割引の研究と同様であるため、2.5.4 節にまとめるが、ここでは整備エリアまでの距離に関する推定係数は負（アクセス性が悪化するほど便益が低下）、利用率に関する推定係数は負（混雑現象が発生するほど便益が低下）であることを予想している。整備エリアまでの距離の係数の大きさから、空間的に離れることがどれだけ不効用をもたらすかを計測することができ、そこから空間割引率を求めることができる。

2.5.3 時間的評価—将来の生態系サービスの時間割引率

自然資本は、その性質から言って一時点だけでなく、サービスと便益を提供し続ける限りにおいて長期的な評価視点を必要とする。自然資本のシャドウ・プライスを評価するに当たり、Arrow et al. (2003)や Fenichel and Abbott (2014)は自然資本から生じる便益の将来流列を割り引いて現在価値を求めるという操作を明示した。生態系勘定においても、生態系資産の原単位価値を推定することが求められるが、Arrow(2003)や Fenichel and Abbott(2014)の議論によれば、本来はその生態系資産（例えば森林や湿地）が将来に渡って提供する生態系サービスの価値を割り引いたものとして考えられる。

その際に、いかなる割引率が生態系サービスに適用されるのかという論点が生じる。環境問題について議論する際に適用される割引率は、社会的割引率としてしばしば市場利子率より低い率が採用される傾向にあるが、生態系サービス評価における割引率はいかほどかはよく解明されていない問題である。例えば、森林資源では、成長途中の若い森林は、成長を終えた森林よりも高く評価されることなどが指摘されており、生態系サービス評価の現在価値評価に影響を与える。

そこで、本研究では森林の保全プロジェクトを念頭に置いて、森林資源のシャドウ・プライスに対する評価研究を行う。利用する評価手法は、多属性評価が可能であるコンジョイント分析とし、属性については森林プロジェクトを記述する形で、(1)整備面積、(2)整備される森林の樹齢、(3)政策効果期間、(4)実施費用を想定し、それぞれの評価ウェイトを推定する。特に、(3)政策効果期間は、享受できる生態系サービスに関する時間選好率に関連し、時間的要因を含めたシャドウ・プライス推定として注目される属性である。表 2.11 は森林資源のシャドウ・プライス推定の属性と水準をまとめたものである。

表 2.11 コンジョイント分析における属性と水準

属性名	水準1	水準2	水準3	水準4	水準5
整備面積	20ha	40ha	60ha	80ha	100ha
平均樹齢	1年生(苗木)	10年生	20年生	40年生	60年生
政策効果年度	2019年から10年間	2023年から10年間	2028年から10年間	2033年から10年間	2038年から10年間
負担金(世帯あたり今年度のみ)	4000円	6000円	8000円	10000円	12000円

空間割引率推定の実証研究と同様に、この属性水準を組み合わせ、回答者に仮想的な政策を複数提示し、その中からもっとも望ましい政策を回答することを求める。その回答データを分析することにより、各属性のウェイトを推定する。そこから支払意思額(WTP)を推定するを通じて、各属性が森林の価値(シャドウ・プライス)に与える影響を観察する。

以上を踏まえた選択質問の例は図 2.13 のように示される。

3つの整備案を比較して、望ましいものを選んでください。

(ひとつだけ)

これは質問の例です。
このまま次へお進みください。

	整備案1	整備案2	整備案3	
整備面積	10ha	30ha	20ha	この中からは 選ばない
整備エリアで整備される樹木の平均樹齢	10年生	1年生(苗木)	60年生	
政策効果期間	2038年から30年間	2023年から30年間	2038年から30年間	
世帯あたり負担金(世帯あたり年間)	12,000円	10,000円	12,000円	



図 2.13 時間割引率推定のための選択型実験質問例

社会調査の実施により、図 2.13 のような質問に対する回答を収集し、それを解析することにより生態系サービスに対する選好を分析する。ここでは政策効果期間の係数が負であることを想定している。それは、便益享受が遅れるほど現在価値が低下することを意味しており、そこから時間割引率を求めることができる。時間割引率の計測は、空間割引率と合わせて推定モデルによる結果を参照し 2.5.5 で記述する。

2.5.4. 選択型実験の解析モデル

選択型実験で用意されたそれぞれの選択質問は、各属性の重要性を考慮しつつ最も望ましい選択肢(政策案)を回答することが想定されている。これは、与えられた選択肢集合の中からもっとも効用が高くなる選択肢を選ぶという効用最大化モデルが想定できる。ただし、選択肢プロファイルとして記述できない効果(観察不可能な影響)も考慮した、ランダム効用の最大化を想定し、McFadden(1974)によって開発されたロジットモデルなど、効用理論と整合的な推定モデルを適用する。

ランダム効用モデルは、各プロファイルから得られる効用 U を、プロファイル属性から観察される部分 V と、観察できないランダム項 ε に分解できると仮定する。

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (2.15)$$

U_{in} は個人 n が選択肢 i を選んだときの効用を表し、そのうち V_{in} は提示されたプロファイルの属性から規定される部分となる。通常は、各属性について線形であることを想定し、

$$V_{in} = c + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i \quad (2.16)$$

とする。ただし X_i は属性、 β_i は推定すべき属性の係数(ウェイト)、 m は属性の数を表す。

ここで ε が独立で同一の第 1 種極値分布 (IIDEV1) に従うとすると、条件付きロジットモデルが得られる。すなわち、回答者に提示された選択肢の集合を C_n とすると、個人 n が C_n の中から選択肢 i を選ぶ確率 P_{in} は、(2.17)式で表される。

$$P_{in} = \text{prob}(U_{in} > U_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \quad (2.17)$$

(2.15)式を代入して変形すれば、次のようになる。

$$\begin{aligned} P_{in} &= \text{prob}(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \\ &= \text{prob}(V_{jn} - V_{in} < \varepsilon_{in} - \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \end{aligned} \quad (2.18)$$

IIDEV1 の差はロジスティック分布に従うことから、条件付きロジットモデルは次のように定式化される (McFadden (1974))。

$$P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_j \exp(V_{jn})} \quad (2.19)$$

この式を利用して、ランダムに与える部分プロフィールから、効用関数のパラメータ、すなわち各属性のウェイトを求めることができる。

条件付きロジットモデルを発展させたモデルに、ランダムパラメータロジットモデル (RPL) があり、2.3 節はこれを適用している。2.3 節で述べたとおり RPL は推定係数に分布型を想定するものであるが、ベイズの反転公式を適用することで個人別に係数、ひいては割引率を推定することが可能となる。

2.5.5 推定結果

(1) 空間割引率

条件付きロジットモデル(2.19)式を用いて、属性プロフィールの係数を推定した結果、表 2.12 が得られた。想定していたすべての属性係数について、統計的に有意に推定された。符号条件も整合的であり、整備エリアまでの距離についての符号が負であることは、生態系サービスの発生源までの距離の増加は価値減価をもたらすことが示された。また、整備エリアの広さがの符号が正であること、負担金の増加が負であることは直感的に合致し、理論的仮定にも矛盾しない。また、利用率の増加の係数が負であることは混雑現象の発生による価値減価が示唆される。

表 2.12 空間的要因のパラメータ推定結果

Number of obs = 106,600						
Wald chi2(5) = 3284.85						
Log likelihood = -32902.686						
Pseudo R2 = 0.1094						
	係数	標準誤差	t 値	P 値	95%信頼区間	
整備エリアまでの距離 (km)	-0.007161	0.0007581	-9.45	0.000	-0.0086468	-0.0056751
整備エリアの広さ (ha)	0.002759	0.0003305	8.35	0.000	0.0021112	0.0034068
平均の利用率 (%)	-0.0033754	0.0003252	-10.38	0.000	-0.0040128	-0.002738
世帯あたり負担金 (円/世帯/年間)	-0.0004878	9.50E-06	-51.36	0.000	-0.0005064	-0.0004691
No-choice ASC	-0.9783861	0.0468959	-20.86	0.000	-1.0703	-0.8864719

この結果から、距離についての価値の減価（空間割引）がどの程度生じるのかを推定する。そのために、効用の確定部分 V について全微分し、無差別（等効用）の状態を想定するために 0 とおく。

$$dV = \frac{\partial V}{\partial X_1} dX_1 + \frac{\partial V}{\partial X_2} dX_2 + \frac{\partial V}{\partial X_3} dX_3 + \frac{\partial V}{\partial X_4} dX_4 = 0 \quad (2.20)$$

ここで、 X_1 は整備エリアまでの距離、 X_2 は整備エリアの広さ、 X_3 は平均利用率、 X_4 は負担金の各属性を表す。いま、 X_1 と X_4 の代替関係を見るために $dX_2 = dX_3 = 0$ とおくと、

$$\frac{dX_4}{dX_1} = -\frac{\partial X_1}{\partial X_4} \quad (2.21)$$

が得られる。(2.21)式は、距離が 1km 近づく（離れる）ことに対する効用の増加分（減少分）を、ちょうど相殺する負担金額の変化分を表し、距離に対する限界 WTP (MWTP) と解釈できる。右辺は係数比であることに注意すれば、森林生態系資源の改善に対する MWTP が、評価者から生態系資源までの距離に応じてどの程度の割合で低下していくかについて、1km あたり 14.6 円の評価減価であることが推測される。この値は、選択型実験のプロファイル・シナリオとして提示した負担額ベース (3,000 円) に対して 0.05% に相当する。線形関係を想定すれば、10Km 離れた評価者にとっては直近の評価者と比べて約 0.5%、20km 離れると 1%、30km で 1.5%、という価値減衰（割引率）が観察された。線形の仮定の妥当性は今後検証する必要があるが、理論分析で議論された割引率の実際の規模が示唆された。

この結果は、各都道府県別に構築する生態系勘定において、森林の空間的配置に応じた調整を可能にするものである。鹿又他（2003）によれば、各都道府県の森林から人までの距離は図 2.14 のように推定されている。

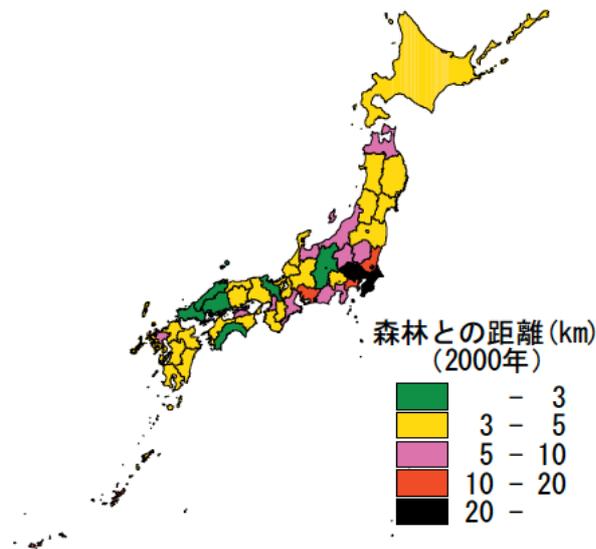


図 2.14 森林から人までの距離

出典 鹿又他(2003) 「人と森林の距離」 森林総合研究所 平成 15 年度 研究成果選集

図 2.13 と本推定結果に基づけば、東京および千葉は 1%以上、茨城、神奈川および愛知はおよそ 0.75%、青森、新潟、富山、群馬、栃木、静岡、三重、大阪、香川および佐賀はおよそ 0.375%の割引に相当する。本研究の原単位評価には距離が想定されていないため、空間的要因を考慮していく際には勘定表においても空間割引を反映させることになる。

また、分析結果表 2.12 は、混雑現象がもたらす不効用の度合いも示唆している。時間割引率の推定と同様に効用の無差別曲線を想定した代替関係から、混雑は、1%の混雑増加に対して 7 円の不効用が観察された。この推定値に基づけば、たとえば 60%程度の稼働率では 420 円、つまり 14%程度の過大評価になっており、100%の稼働率では 23%の価値減価が生じることが示唆される。しかしながら一般には森林エリアの混雑率は低いため、混雑現象による価値減価を考慮しなければ行けない対象は非常に限られると考えられる。

(2) 時間割引率

図 2.13 のような選択質問に対する回答データを収集して、同じく条件付きロジットモデルにより各パラメータを推定する。その推定結果は表 2.13 のようにまとめられる。

表 2.13 コンジョイント分析における各属性係数の推定結果

変数名	係数	標準誤差	t値
整備面積	0.00904***	0.00037	24.23
平均樹齢	0.00018	0.00053	0.34
植樹(樹齢0)	.09740***	0.02897	3.36
政策効果年度	-0.01156***	0.00137	-8.45
負担金(世帯あたり, 今年度のみ)	-0.00026***	0.000003	-64.6
No-choice dummy	-2.58391***	0.05666	-45.6
観察数	20605		
尤度	-24202.55		
疑似決定係数	0.1077		

政策効果が現れる年度については、負の符号を示しており、生態系サービスの享受は早いほど望ましいことを示しており、割引率が正であることを示唆する。その貨幣評価として、負担金属性との比をとれば、

$$\text{政策効果タイミング} / \text{負担金} = -0.01156 / -0.00026 = 44.6$$

となる。つまり、1年間の政策効果の前倒し（先送り）のためには、政策実施のための負担金を毎年44.6円追加（削減）することで許容されるということを示唆する。推定値から、増加プロフィールで支払い金額が取りうる8,000円を参照値とすると、およそ0.6%という割引率が示唆される。

0.6%という割引率は、公共事業で利用される割引率や、民間企業のプロジェクトなどで利用される私的割引率よりはかなり低い値であるが、近年で検討されている二酸化炭素排出のダメージを評価する際に利用された社会的割引率0.1%には近い値である。こうした回答者の将来の生態系サービスに対する評価に、回答者の世代間衡平に対する意識が現れていると考えられる。

2.5.7 生態系サービス評価における留意点

ストック評価にはCVMを適用し厚生価値に基づく原単位評価を行った。それに対してフロー評価には空間的考慮、時間的考慮が必要であり、そうした多要因を定量的に考慮するためには選択型実験の適用が有効である。

CVMや選択型実験については、栗山ほか(2013)など優れた解説書が存在するが、生態系勘定のための生態系サービス評価に適用する際に重要な点は次のような点である。第一に、評価主体の単位であり、世帯・家計単位で計測するか、一人あたりで計測するかの違いである。生態系サービスの多くは公共財的性質をもち、非排除性、非競合性として特徴づけられる。その際に、求められた支払意志額に世帯数を乗じる場合と、人口を乗じる場合では、かなり大きな差異が発生する。ただし、実際には生態系サービスの受益分布は一様でないため、第1章で行ったような便益波及の特定が求められる。第二に、生態学的地理単位と、行政的地理単位の不一致である。一般に、生態系サービスを評価するさいには流域や集水域など自然的条件を考慮した境界を想定することが望ましいが、勘定表は行政的単位で集計される。必ずしも両者は一致しないため評価主体・評価範囲の

定義は困難が伴う。これについても、フロー勘定を参照して受益者の分布を確認することが望ましく、これについても原単位評価に基づくストック勘定だけでなく、供給・使用状況を示すフロー勘定と合わせた評価が必要である。

2.6 まとめ

本章では生態系サービスのシャドウ・プライスに関する時間割引と空間割引という新しい問題に対し、第一に、生態系サービスをもたらすストックの公共財的性質を考慮した空間割引（距離減衰）理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究から実際の割引の規模について分析を行った。まず、空間割引を実施するにあたって、経済評価を行う際の価値尺度財の違い、特に消費財、生態系サービス、WTPを価値尺度財にした場合の割引率の相違について整理し、定式化を行ったうえで、シミュレーションによる比較分析を行った。その結果、もっとも単純なケースでは、空間 WTP 割引率は空間消費割引率と空間生態系サービス割引率との差になること、したがって生態系サービスの発生源から遠ざかるからと言って必ず割引率がプラスになるとは限らないことなどが示される一方、通常考えられるケースに置いては生態系の価値評価の際に WTP を採用した際の割引率はプラスであることが示唆された。

また先行研究のレビューにおいて、時間割引、空間割引ともに、環境や生態系サービスの経済評価においてはかなり研究が蓄積しつつあることが判明した。これらに比して、本調査の結果は、かなり低い時間割引率、そして空間割引率については既往研究と同じような水準であった一方、両者を同時に推定する研究はほぼない。

こうした研究背景において、実証研究では時間割引と空間割引の同時推定に成功した。RPL を適用することで同時分布をもとめ、両者の高い相関を観察できた。さらにそうした割引率を規定する要因として、生態系サービスが公共的な便益をもたらす時に率が低くなることから、利他性が影響していることを見出した。こうした発見は、生態系サービスを評価する際に、その立地や特性によって割引率が変化しうるということが示唆される。

本研究からの環境政策への貢献として、次の点が指摘できる。第一に、時間・空間割引の研究成果は環境経済統合勘定の議論には全く反映されていないため、本研究結果における発見は今後の生態系サービス評価を理論的・実証的に発展させることになり、より精緻な情報に基づく政策評価がかのうになる。第二に、サブテーマ 1 で整備されたような国内の生態系勘定を、世代間・世代内の衡平性を配慮したものにするができる。第三に、サブテーマ 3 で対象となった環境政策の費用便益分析において、時間や空間のスコープを決めたうえで、世代間・世代内の衡平性を配慮した分析と意思決定ができるようになる。こうした研究の進展は衡平性と効率性の双方に配慮した PES 設計などに有効性を発揮する。

第3章 生態系勘定に基づく公共政策評価

3.1 太陽光発電関連施設の設置による環境・経済・社会への影響の分析（令和2年度の成果）

3.1.1 太陽光発電所と自然生態系の包括的評価

太陽光発電システムの設置に関する決定は、環境および経済の観点から国および地方の戦略をもとに実施されている。太陽光発電システムの設置に際して森林や荒地などの自然生態系を伐採する必要がある場合、設置に伴うポジティブな効果とネガティブな効果について議論する必要がある。太陽光発電システム運用のポジティブな効果には、政府の地球温暖化対策への貢献、再生可能エネルギー目標の達成、政府および地方自治体の経済活性化、技術革新などがある。一方、森林地帯や荒地に太陽光発電システムを設置する場合、生息地や景観が破壊され、自然の生態系に悪影響を及ぼす。また、斜面が森林伐採されると保水能力の喪失を引き起こし、大雨の際の地滑りの可能性を高める。このような事象の発生時には、地すべりに伴って太陽光発電所が二次被害を受ける可能性がある。これらのネガティブな効果は、太陽光発電システムが設置されている地域に、住民によるその地域への愛着の減少や地域の災害リスクの増大など、さらなる悪影響を引き起こす可能性がある。ポジティブな効果とネガティブな効果はそれぞれ種類が異なるが、相互に関連している。

地域の自然生態系の保全は、住民にとって大きな関心事である。太陽光発電所の設置にかかる計画は、多くの場合、民間の事業会社によって開発および運営されているが、自然生態系の改変を伴う計画を許可する権限を持っているのは地方自治体である。地方自治体の意思決定者が、開発を促進するか自然生態系を保護するかという判断を決定するのは困難を要する。この際、今回提案した方法論を用いることで、自然生態系の改変を伴う太陽光発電所の評価を可能な限り客観的かつ定量的に評価できる。これにより、地方自治体の政策決定者の意思決定に役立つことができ、利害関係者間の合意形成に役立てられると考える。

森林等を伐採して太陽光発電所を設置する場合、森林が失われることによる影響は無視できない。しかし、太陽光発電は地球温暖化対策などの観点から推進されており、森林等を伐採して太陽光発電所を設置しないということが最良の選択肢とは限らない。そのため、森林等を伐採して太陽光発電を設置することが、許されるかどうか検討すべきである。しかし、ポジティブな効果とネガティブな効果の各評価項目はそれぞれ対象が異なるため、評価項目間の比較が考慮できない。そこで、LCAの環境影響評価手法であるLIMEを用いることで、各評価項目を統合化して比較評価を行うことができると考えた。環境効率とは、製品・サービスの価値を環境負荷で割ることで算出する。ここでは、環境効率の一種として、P/N比の考え方を太陽光発電所に当てはめる。P/N比とは、太陽光発電の実施によるポジティブな効果として表される便益を、森林等の減少によるネガティブな効果として表される損失で割ることで算出する。P/N比は数値が1を超える場合、太陽光発電所の設置によるポジティブな効果が、森林等の減少に伴うネガティブな効果を上回る。この場合、森林等を伐採して太陽光発電所を設置しても差し支えないと判断できる。

ここでは、ポジティブな効果とネガティブな効果をそれぞれ定量化するとともに、LCAの環境影響評価手法を用いて包括的に評価した。また、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかを判別できる指標を作成した。気候変動の緩和と経済的利益をポジティブな効果の評価項目、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加をネガティブな効果の評価項目として取り扱う。

これら評価項目は、森林生態系を改変して太陽光発電所を設置するという事例において、政府および地方自治体が考慮すべき要素である。それぞれの評価項目について、以下に説明する。

(1) 地球温暖化の緩和

上述したように、多くの政府は気候変動を世界的な懸念として認識している。太陽光発電は、石炭や天然ガスなどの化石燃料を使用した火力発電よりも使用時の GHG 排出量は極めて少ない (Bauer et al, 2017)。したがって、太陽光発電の展開は、GHG 削減目標の達成に重要な貢献をすることができる。

(2) 経済的利益

みずほ情報総研(2018)は再生可能エネルギーに対する日本政府の見通しに基づいて分析を行った結果、太陽光発電が 26 兆円の経済効果をもたらし、日本の多くの産業に影響を与えると予測している。太陽光発電の製造には、材料の製造からパネルの組み立てまで、さまざまなプロセスも含まれる。これまで主要産業がなかった地域での太陽光発電製造工場の建設や太陽光発電所の運用は、経済発展と新しい雇用の両方を生み出すことが期待できる。日本は 2008 年から、環境的、社会的、経済的に持続可能なモデル都市の構築を目的として「環境未来都市イニシアチブ」を実施している(内閣府地方創生推進事務局、2020)。このイニシアチブの下で 30 の都市と地域が候補地として選ばれているが、多くの候補地において、環境目標を達成するために再生可能エネルギーに係るプログラムが実施している。このような戦略は、GHG 排出量の削減だけでなく、地域の活性化も達成することも意図している。

日本における FIT の存在が、多くの民間企業にとって太陽エネルギー産業に参入する動機となっている。このスキームでは、再生可能エネルギーの生産者が電力会社に固定価格で政府が保証する長期の電力購入契約に関与するよう要求した場合、電力会社はこの要求を受け入れる義務がある。日本では、太陽光、風力、地熱、バイオマス、小水力などの産業を対象に、2012 年度から本格的な FIT スキームが開始された。FIT スキームに基づく調達価格は、さまざまな電源の導入を考慮して毎年見直される。表 3.1 は、メガソーラー発電所で発電された電力の調達価格を示している。FIT では、太陽光発電会社が国に使用計画の承認を申請し、計画が認証された場合、その年の調達価格が 20 年間適用され続ける。たとえば、2012 年度に認定された太陽エネルギー会社は、20 年間で 42 円/kWh の調達価格になる(資源エネルギー庁、2020a)。

表 3.1 メガソーラー発電所を対象とした FIT の調達価格 (資源エネルギー庁、2020a)

	調達価格 ¹ [円/kWh]		調達価格 ¹ [円/kWh]
2012 年度	42.00	2016 年度	25.92
2013 年度	37.80	2017 年度	22.68
2014 年度	34.56	2018 年度	19.44
2015 年度(4 月 1 日～)	31.32	2019 年度以降	入札により決定

6月30日)		
2015年度(7月1日～)	29.16	

¹ 消費税が含まれている。

これにより、再生可能エネルギーの中でも太陽光発電が爆発的に増加した。経済的便益が民間企業の再生可能エネルギーへの関与の主な動機付けとなっていることは明らかである。2012年度以降、太陽光発電の進捗状況を見ながら調達価格は毎年引き下げられ、2019年度以降は入札により決定されることとなった。これは、太陽光発電の導入だけでなく、他の再生可能エネルギー源の導入を後押しするのが理由の一つである。

(3) 炭素吸収源の喪失

自然生態系は、炭素吸収源のサービスを含む、さまざまなサービスを提供してくれる(Costanza et al, 1997)。太陽光発電所を設置するために森林が伐採されると、設置場所における炭素吸収源が失われる。図 3.1 は、メガソーラー発電所の設置前後の土地形状を、Google Earth の衛星画像で示したものである。この例では、発電容量 21.3 MW の PV 太陽光発電所を設置するために、401,800m²の森林と農地が整地された。

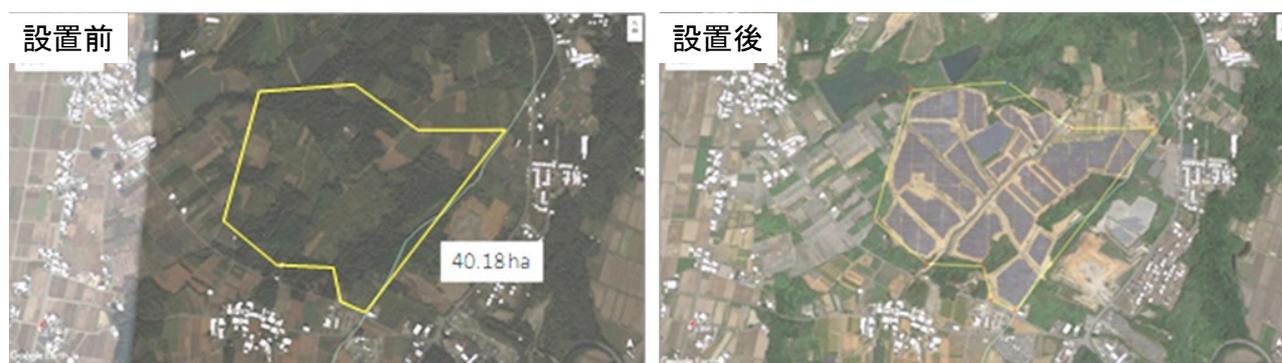


図 3.1 メガソーラー発電所の設置に伴う土地の改変(左：設置前、右：設置後)

(4) 生物多様性の喪失

生物多様性は、地球上における生命の多様性を意味している。ここでは、生物多様性の喪失として、森林の減少に焦点を当てた。図 3.2 は、山の斜面に太陽光発電所を設置した場合の森林減少のイメージである。太陽光発電所を設置するために森林が伐採されると、その地域の植生は失われ、その植生に依存していた動物は別の地域に移動する必要がある。図 3.3 に、兵庫県を事例として、メガソーラー発電所が設置される前の土地利用状況を示す。設置前の土地利用がわかっている 177 施設について、工場の屋上と建物の側面、空地・遊休地・造成地、跡地・処分場がそれぞれ総土地利用の約 20%を占めていた。これらのメガソーラー発電所は、一般的に使用されていなかったスペースに設置されていたことがわかる。その一方で、草地・原野と森林を改変して設置している発電所も約 20%存在しており、伐採された森林と荒れ地の量は無視できないことを示している。



図 3.2 山の斜面に設置された太陽光発電所

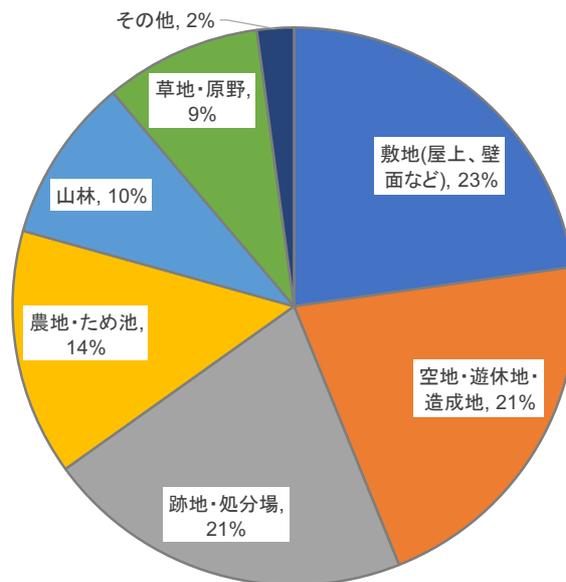


図 3.3 メガソーラー発電所が設置される前の土地利用状況(兵庫県での事例)

(5) 災害リスク

図 3.2 に示すように、太陽光発電所が山の斜面に設置されると、森林面積減少に伴う負の影響として大雨の際の地滑りリスクの増加につながる。このような場合、太陽光パネルや架台の崩壊といった二次被害も発生する可能性がある。図 3.4 は、2018 年の西日本豪雨で発生した実際の崩落事故である。経済産業省(2018)は、2018 年にそのような事故が 48 件発生したと報告している。



図 3.4 豪雨に伴う地すべりで崩落した太陽光発電所

3.1.2 ポジティブな効果/ネガティブな効果の定量評価

前述した5つの評価項目について、評価方法を説明する。ここでは、経済的利益を除いて、後述する統合化を容易にするために各評価項目の分母を m^2 に統一する。

(1) 地球温暖化の緩和

LCA の観点から考えると、太陽光発電は、太陽光発電設備の材料採掘、要素製造、輸送、建設などのプロセスがあり、それぞれで GHG が排出される。一方、発電時は GHG を排出せず、電力を生産した分だけ化石燃料由来の電力生産量を抑制することができると考えられることから、GHG 削減に貢献する。ここでは、GHG として CO_2 、 CH_4 、および N_2O を対象とし、LCA を用いてライフサイクル全体での GHG 排出量を算出する。対象とする太陽光発電設備は、ソーラーパネル、架台、コンクリート製の基礎(図 3.5)とする。今村ら(2015)は、これら3種類の設備が、太陽光発電アレイの開発と設置から排出されるライフサイクル GHG 排出量の76%を占めていると報告している。一方、パワーコンディショナーや電気ケーブルなどの他の設備、輸送や建設などの他のプロセスからの寄与は、GHG 排出への寄与が小さいと考えて無視した。太陽光発電システムの動作寿命は20年と想定されていることを考慮して、(3-1)式を用いて年間 GHG 排出量を計算する。

$$GHG = \frac{\sum_x(m_x \times \alpha_x) + \sum_x \beta_x}{y} - P \times \alpha_p, \quad (3-1)$$

但し、 GHG : 年間 GHG 排出量[kg-CO₂eq/m²]、 m_x : 材料 x の重量または面積[kg/m²または m²]、 α_x : 材料 x の単位体積あたりの GHG 排出係数[kg-CO₂/kg]、 β_x : 材料の単位面積あたりの GHG 排出係数[kg-CO₂/m²]、 y : 使用期間(=20年)、 P : 系統電力会社の推定年間発電量[kWh/m²]、 α_p : 系統電力会社の CO₂排出係数[kg-CO₂/kWh]。

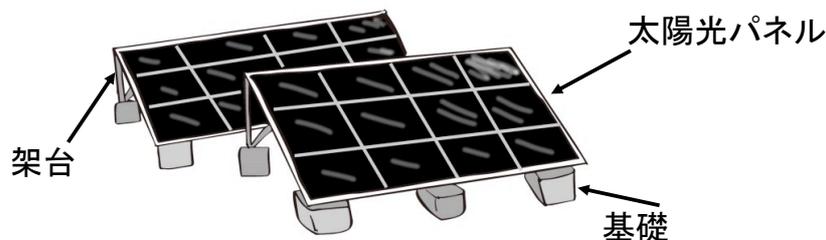


図 3.5 太陽光システムの構成要素

GHG 排出量は、ソーラーパネル、マウント、および基礎に使用される材料の重量または面積に各材料の GHG 排出係数(表 3.2)を乗じて計算する。重量と面積に関するデータは、オンライン調査を通じて、企業、各国協会、および各国政府によって発行されている報告書や統計などから収集した。GHG 排出係数は、日本のライフサイクルインベントリデータベース「環境分析インベントリデータベース(IDEA)バージョン 2.2」(新エネルギー・産業技術総合研究機構、2015)を用いた。太陽光発電による GHG 排出量の代替効果は、系統電力会社の年間発電量と CO₂排出原単位をもとに計算した。なお、代替効果とは、系統電力会社による化石燃料ベースの発電を、太陽光発電で置き換えることを指す。

表 3.2 太陽光発電の LCA に係る基礎データ

	材料	単位面積あたり重量、 面積	GHG 排出係数
架台	鉄	16.2 [kg/m ²]	2.16 [kg-CO ₂ eq/kg]
	アルミニウム	0.5 [kg/m ²]	12.6 [kg-CO ₂ eq/kg]
基礎	コンクリート	107.7 [kg/m ²]	0.212 [kg-CO ₂ eq/kg]
太陽光パネル	ガラス	1 [m ²]	26.7 [kg-CO ₂ eq/m ²]
	アルミニウム	2.16 [kg/m ²]	11 [kg-CO ₂ eq/kg]
	プラスチック	2.44 [kg/m ²]	4.55 [kg-CO ₂ eq/kg]
	太陽光セル(結晶シリコン)	1 [m ²]	767 [kg-CO ₂ eq/m ²]

系統電力会社の推定年間発電量は、(3-2) 式を用いて計算する。ここでは、新エネルギー・産業技術総合開発機構(2015)が公表している地域ごとのデータを用いて、年間平均日射量を計算した。たとえば、後述する兵庫県と岩手県でのケーススタディを踏まえ、兵庫県の平均日射量は 3.38kWh/m²、岩手県の平均日射量は 3.59kWh/m²を採用した。損失係数は 73%(関西電力、2019)に設定し、日本工業規格(資源エネルギー庁、2020b)で指定された標準日射強度(1.0kW/m²)を使用して太陽光セルの特性値を設定した。後述する兵庫県と岩手県でのケーススタディを踏まえ、兵庫県は関西電力の CO₂排出係数(0.35-kgCO₂/kWh、2018 年度)、岩手県は東北電力の CO₂排出係数(0.53-kgCO₂/kWh、2018 年度)をそれぞれ採用した(関西電力、2019; 東北電力、2020)。

$$P = \frac{r \times d \times o \times l}{s}, \quad (3-2)$$

但し、 r : 年間平均日射量[kWh/m²]、 d : 年間稼働日数(=365)、 o : 発電容量[kW]、 l : 損失係数、 s : 標準日射強度[kW/m²]。

(2) 経済的利益

FIT から得られる利益は太陽光発電会社に帰属するが、太陽光発電所の設置や運用に伴って地元の雇用を創出したり、地域に利益が還元されたりする。この観点から勘案すると、FIT から得られる利益は社会的利益に還元されるとみなされる可能性があると考えた。太陽光発電所を運営することによって得られる経済的利益は、(3-3) 式に示すように、年間 PV 発電量を推定し、これを FIT の調達価格を乗じることによって算出する。

$$B = P \times r_f, \quad (3-3)$$

但し、 B : 年間の経済的利益[円]、 r_f : 承認年月 f を考慮した FIT の調達価格[円/kWh]。

メガソーラー発電所の承認年月は、資源エネルギー庁(2020b)からデータを取得した。メガソーラ

一発電所の発電容量は、エレクトリカル・ジャパン(2020)のデータベースから取得した。承認年月別の調達価格は、表 3.1 に示すとおりである。

(3) 炭素吸収源の喪失

森林は、光合成の際に大気から CO₂ を吸収し、酸素を生成しながら炭素を貯蔵することで成長する。気候変動に関する政府間パネル(2020)は、農業、林業、およびその他の土地利用が GHG 排出の重要な正味の発生源であり、CO₂ 換算(CO₂eq)で、2007～2016 年における人為起源の CO₂、CH₄、および N₂O の総排出量の約 23% を占めていると報告している。森林が CO₂ 吸収源として機能する能力は、種、場所、年齢によって異なり(Anwer, 2001)、気候や植生の変化は国や地域によって異なる。地域の CO₂ 吸収量を詳細に推計するには各地域の植生調査が必要であるため、この研究では、日本の平均 CO₂ 吸収量((3-4) 式)を用いて算出した。

$$GHG^a = \frac{CO_2^a}{A} \times GWP_{CO_2}, \quad (3-4)$$

但し、 GHG^a : 森林による年間 GHG 吸収量[kg-CO₂eq/m²]、 CO_2^a : 日本の森林による年間 CO₂ 吸収量[kg-CO₂]、 A : 日本の総森林面積[m²]、 GWP_{CO_2} : CO₂ の地球温暖化ポテンシャル(=1.0)。

(4) 生物多様性の喪失

生物多様性は、炭素吸収源の損失の場合と同様に、地域や地域の気候と密接に関連している。したがって、太陽光発電所の設置に伴う生物多様性の損失を正確に推計することは困難である。ここでは、太陽光発電所の設置による森林面積の減少を生物多様性の喪失として代用とした。

(5) 災害リスク

● 地すべりハザードマップ

地すべりの危険地域に太陽光発電所を設置すると、地震や台風などに伴う地すべりによる被害発生のリスクがある。ここでは、地理情報システムを使用して太陽光発電所の位置を地すべりハザードマップに重ね合わせることで、地すべりのリスクが高い地域にある太陽光発電所を特定する(図 3.6)。太陽光発電所の場所は、FIT で承認されたメガソーラー発電所の住所データ(エレクトリカル・ジャパン、2020)を用いて特定した。また、地滑りの危険場所は、国土交通省(2020)の土砂災害警戒区域、土砂災害危険箇所の地図データを用いた。

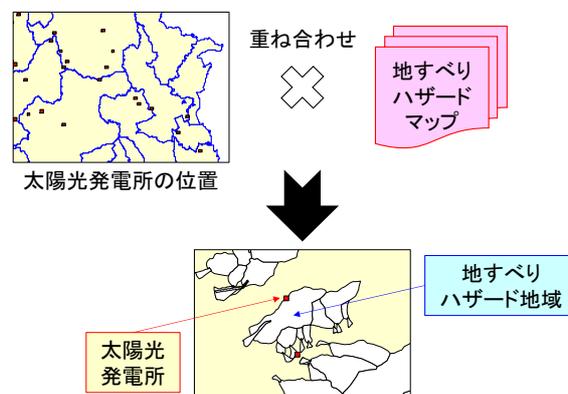


図 3.6 メガソーラー発電所と地すべりハザードマップとの重ね合わせ

● 太陽光発電所の損傷

地滑りによって太陽光発電所が被害を受けた場合、発電所内のすべての太陽光発電設備が被害を受けたと考える。ここでは、被害を受けた設備は、災害廃棄物となると想定した。ここでは、災害リスクは災害廃棄物発生量の観点から表現する。災害廃棄物発生量は、太陽光パネル、架台、基礎といった設備を対象とする。設置面積あたりの各設備の重量に、設置面積と損傷した太陽光パネルの数を掛けて算出する。

$$W = \sum_y e_y, \quad (3-5)$$

但し、 W : 太陽光発電所由来の災害廃棄物発生量[kg/m^2]、 e_y : 設置面積あたりの設備 y の重量[kg/m^2]、 y : 太陽光発電機器(太陽光パネル、架台、基礎)。

ソーラーパネルの重量と面積に関するデータは、2019年1月の時点で販売可能な製品(合計94製品)を対象として、国内の主要な産業用太陽光発電パネルの製造メーカー12社のカタログから取得した。架台と基礎の重量は、太陽光発電協会(2017)が公開している地上設置型太陽光発電システムのガイドラインに掲載されている重量と設置面積のデータを用いた。アレイの傾斜角(ソーラーパネルの位置合わせ角度)は 20° とし、太陽光発電システムの設置場所に関係なく、同じ単位重量と面積強度のデータを用いると想定した。

3.1.3 ケーススタディ

図 3.7(a)に、兵庫県のメガソーラー発電所の位置を示す。2019年9月の時点で、361施設が県内で設置されている(エレクトリカル・ジャパン, 2020)。発電所全体の総発電容量は約1,040MWで、1施設あたりでは平均で約2.88MWであった。92施設(全体の25.5%)は、設置前に、森林、荒れ地、農地などの自然生態系の改変を行っている。これらの自然生態系の減少面積は、衛星画像を使用して推計した結果、3,226,100 m^2 となった。

図 3.7(b)に、岩手県のメガソーラー発電所の位置を示す。2019年9月の時点で、93施設が県内で設置されている(エレクトリカル・ジャパン, 2020)。発電所全体の総発電容量は約309MWで、1施設あたりでは平均で約3.32MWであった。兵庫県に設置されているメガソーラー発電所に比べて、1施設あたりの発電容量は1.15倍大きい。10施設(全体の10.8%)は、設置前に、森林、荒れ地、農地などの自然生態系の改変を行っている。これらの自然生態系の減少面積は、衛星画像を使用して推計した結果、3,874,800 m^2 となった。

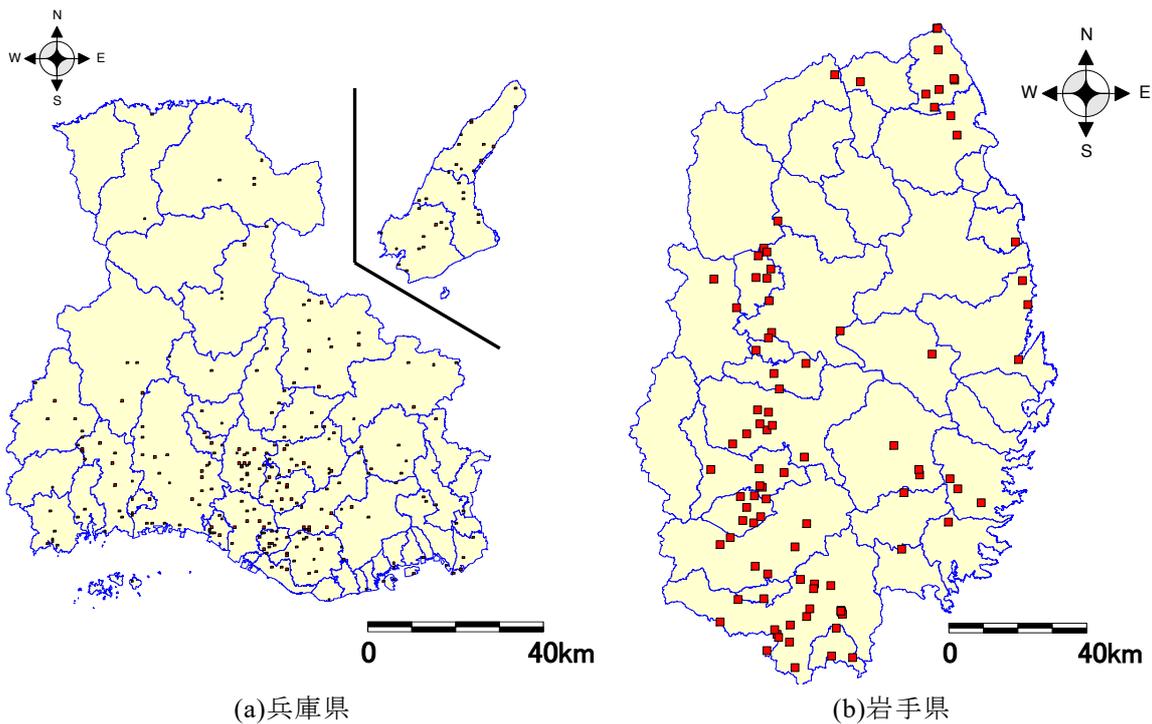


図 3.7 メガソーラー発電所の位置(赤い点は発電所を示す)

ポジティブな効果とネガティブな効果は、次のように算出する。

(1) 地球温暖化の緩和

自然生態系の減少面積に式(3-1)の年間 GHG 排出量を乗じることで算出する。ここでは、計算の単純化のため、自然生態系の減少面積とメガソーラー発電所の面積は同じであると仮定した。

(2) 経済的利益

自然生態系の減少面積に式(3-3)の経済的利益を乗じることで算出する。各メガソーラー発電所の調達価格は、各発電所の承認年月から算出する。

(3) 炭素吸収源の喪失

自然生態系の減少面積に式(3-4)の森林による年間 GHG 吸収量を乗じることで算出する。

(4) 生物多様性の喪失

自然生態系の減少面積を用いる。

(5) 災害リスク

まず、地すべりリスクが高い場所に設置されているメガソーラー発電所の施設数を、上述の重ね合わせによる方法を用いて自然生態系の減少面積と重複する場所の被災面積を特定する。次に、被災面積に単位面積あたりの太陽光発電設備(太陽光パネル、架台、基礎)の重量を乗じることで災害廃棄物発生量を算出する。

上述の方法で算出された(1)、(3)~(5)の結果を、LCA の環境影響評価の手法を用いて、外部費用として統合した。ここでは、日本で最も利用されている環境影響評価手法である、日本版被害算定型影響評価手法(LIME)の Ver.2 モデル(LIME2)を用いた。LIME は、環境影響の発生に伴って、人間や生態系がどの程度被害を受けているかを金銭的に評価する手法である(Itsuno et al, 2004)。ここで用いた LIME2 統合化係数を表 3.3 に示す(産業技術総合科学研究研究研究&産業管理協会, 2020)。ここでは、上述で算出されたポジティブな効果およびネガティブな効果に該当する LIME2 統合化係数を乗じることで算出する。

表 3.3 LIME2 統合化係数(産業技術総合科学研究研究研究&産業管理協会, 2020)

		LIME2 統合化 係数	単位
ポジティブな効果	地球温暖化の緩和	2.33	[円/kg-CO _{2eq}]
	和	0.022	
ネガティブな効果	炭素吸収源の喪失	2.33	[円/kg-CO _{2eq}]
	生物多様性の喪失	7,420	
	災害リスク	23.80	[円/m ²]
		0.23	[円/kg]

外部費用は金額単位で表されており、LCA 手法においては、経済的利益と外部費用をフルコストとして合算することができる。ここでは、ポジティブな効果として見積もられた金銭的価値を、ネガティブな効果として見積もられた金銭的価値で割ることで得られた比率を、ポジティブな効果とネガティブな効果の比率(P/N 比)として定義する。たとえば、ポジティブな効果がネガティブな効果を上回った場合、P/N 比は 1 より大きくなる。逆の場合、P/N 比は 1 より小さくなる。P/N 比を用いることで、自然生態系の改変を伴うメガソーラー発電所の設置について、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかどうかを判断することができる。

3.2 ポジティブな効果/ネガティブな効果の定量評価（令和 2 年度の成果）

(1) 地球温暖化の緩和

兵庫県でメガソーラー発電所を設置した場合、太陽光発電システムの製造で放出される GHG 排出量は 611kg-CO_{2eq}/m²と計算された。メガソーラー発電所の稼働年数を考慮すると、年間では 30.55kg-CO_{2eq}/m²となる。一方、年間代替効果は 65.25kg-CO_{2eq}/m²と計算された。このことから、年間での GHG 排出量は-34.70kg-CO_{2eq}/m²となった。この結果は、代替効果が製造プロセスでの GHG 排出量よりも大きいことを示している。

続いて、岩手県でメガソーラー発電所を設置した場合、太陽光発電システムの製造で放出される GHG 排出量は兵庫県の場合と同じであるが、年間代替効果は 109.24kg-CO_{2eq}/m²と計算された。このことから、年間での GHG 排出量は-78.69kg-CO_{2eq}/m²となった。兵庫県の結果との違いは、日射量が

異なることに加え、東北電力は関西電力と比べてCO₂排出係数が1.5倍大きいということである。そのため、太陽光発電による代替効果は兵庫県の場合に比べて大きくなったと推測される。

(2) 炭素吸収源の喪失

日本の森林のCO₂吸収量は、2017年度で60,854kt-CO₂と推定されている(温室効果ガスインベントリオフィス, 2020)。2017年度の日本の総森林面積は250,480km²と推定されている(林野庁, 2019)。これをもとに、単位面積あたりのCO₂吸収量は、0.25kg-CO₂eq/m²と算出された。

(3) 災害リスク

表 3.4 に太陽光発電設備の重量を示す。多くのメーカーが複数のタイプのセルとモジュールを製造していることを勘案し、太陽光パネルの重量の中央値、25パーセンタイル値、75パーセンタイル値を計算結果として採用した。表 3.5 は、実際の自然災害のデータに基づいて算出された、太陽光発電設備由来の災害廃棄物発生量の推計結果を示す。太陽光パネルに由来する災害廃棄物発生量は全体の8.57%に過ぎず、基礎が主要な災害廃棄物の構成要素となっている。太陽光発電設備由来の災害廃棄物発生量の規模感について考察する。2014年に、兵庫県丹波市(面積：493.2km²、人口：66,000人)で約2,910tの災害廃棄物が発生した(国立環境研究所, 2014)。この量は、ケース2における災害廃棄物発生量と同様の規模である。このことから、太陽光発電所の被害に伴う影響は、極めて大きいことが伺える。

表 3.4 太陽光発電設備の重量

太陽光パネル	架台	基礎(コンクリート製)	合計
11.60 (11.34–13.49) ¹	16.70	107.07	135.37 (135.11–137.26) ¹

単位: kg/m²

¹ カッコ内の数字は、25%パーセンタイル値および75%パーセンタイル値である

表 3.5 太陽光発電設備由来の災害廃棄物発生量の推計結果

	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
総発電量 [kW]	750	6,500	9,990	1,990
土地利用面積 [m ²]	217,000	270,000	150,000	N.A.
場所	山の斜面	工場の屋根	処分場閉鎖跡地	ため池
太陽光パネルの枚数	3,534	28,160	36,480	9,268
自然災害の種類	豪雨	台風	台風	台風
被害を受けた太陽光パネルの枚数	1,344	13,780	13,413	733

災害廃棄物発生量(推計値) [t]	299 (268–343) ¹	3,067 (2,745–3.512) 1	2,985 (2,672–3,419) 1	34 (31–40) ¹
-------------------	-------------------------------	-----------------------------	-----------------------------	----------------------------

出典: 災害廃棄物発生量(推計値)を除いて経済産業省(2018)。

¹ カッコ内の数字は、25%パーセンタイル値および75%パーセンタイル値である

3.2.1 ケーススタディ

(1) 兵庫県

図 3.8 に、地すべりリスクの高い地域に設置されたメガソーラー発電所の場所を示す。結果として、182 施設、つまり全メガソーラー発電所 361 施設の約半分が地すべりリスクの高い地域に設置されていることがわかった。また、自然生態系を改変して設置された 92 施設の 45.2%に相当する、42 施設が地すべりリスクの高い地域に設置されていた。これら 42 施設の設置場所の被災面積は、2,041,600m²と算出された。

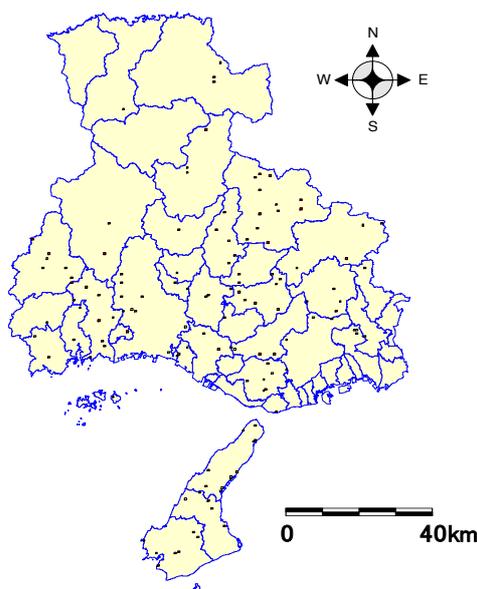


図 3.8 地すべりリスクの高い地域に設置されたメガソーラー発電所の場所

メガソーラー発電所全体の経済的利益は、年間 34,755 百万円と算出された。このうち、自然生態系を改変して設置された 92 施設の経済的利益は年間 10,387 百万円であった。

表 3.6 は、LIME2 を使用して算出されたポジティブな効果とネガティブな効果の統合化結果と P/N 比の結果を示す。生物多様性の喪失は、メガソーラー発電所の稼働年数を考慮して、20 で割って年間値に換算した。災害リスクについては、メガソーラー発電所の稼働年数中のどの期間に災害が発生するか予測することが困難であるため、計算結果をそのまま適用した。災害リスクとして、災害廃棄物発生量の結果は中央値を採用した。

表 3.6 統合化結果と P/N 比

		定量化結果 [kg/m ²]	LIME2 の 統合化結果 [円 /m ²]	自然生態 系の減少 面積/被 災面積 [m ²]	(a) 経済 的利益 [百万円]	(b) 統合 化結果 [百万円]	(a)+(b)
ポジテ ィブな 効果	地球温暖 化の緩和	34.70	80.85	3,226,100	-	261	261
	経済的利 益	-	-	-	10,387	-	10,387
	(1) 合計	-	-	-	-	-	10,648
ネガテ ィブな 効果	炭素吸収 源の喪失	0.25	0.58	3,226,100	-	1.88	1.88
	生物多様 性の喪失	-	371.00	3,226,100	-	1,197	1,197
	災害リス ク	135.37	3,221.81	2,041,600	-	6,578	6,578
	(2) 合計	-	-	-	-	-	7,776
P/N 比							1.37

その結果、自然生態系の伐採により設置されたメガソーラー発電所は、年間 10,648 百万円のポジティブな効果、7,776 百万円のネガティブな効果を示した。P/N 比は 1.37 となった。この結果は、太陽光発電所の設置のポジティブな効果が、自然の生態系の損失という点でネガティブな効果を上回っていることを示している。P/N 比に最も影響を与えたパラメータは、経済的利益、災害リスク、生物多様性の喪失であり、他のパラメータはほとんど影響を及ぼさなかった。災害リスクについて、災害廃棄物発生量を中央値ではなく、25 パーセンタイル値または 75 パーセンタイル値で代入した場合でも、結果に大きな違いは発生しなかった。

(2) 岩手県

図 3.9 に、地すべりリスクの高い地域に設置されたメガソーラー発電所の場所を示す。結果として、10 施設、つまり全メガソーラー発電所 93 施設の約半分が地すべりリスクの高い地域に設置されていることがわかった。また、自然生態系を改変して設置された 41 施設のたった 7.3% の 3 施設のみが地すべりリスクの高い地域に設置されている結果となった。これは、兵庫県の結果と大きく異なる。これら 3 施設の設置場所の被災面積は、39,200m²と算出された。

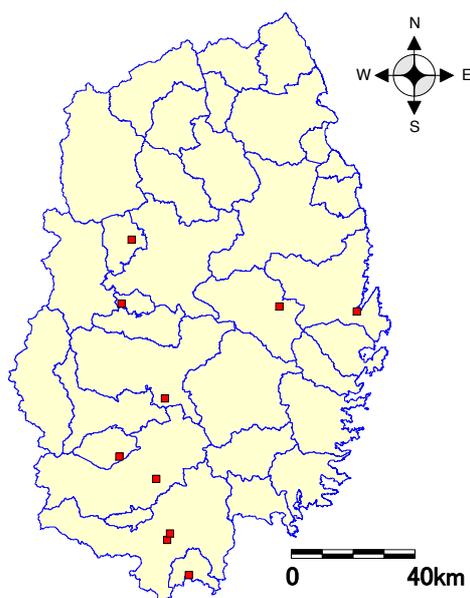


図 3.9 地すべりリスクの高い地域に設置されたメガソーラー発電所の場所

メガソーラー発電所全体の経済的利益は、年間 15,421 百万円と算出された。このうち、自然生態系を改変して設置された 92 施設の経済的利益は年間 8,210 百万円であった。

表 3.7 は、LIME2 を使用して算出されたポジティブな効果とネガティブな効果の統合化結果と P/N 比の結果を示す。結果として、P/N 比は 5.70 となり、ポジティブな効果がネガティブな効果より圧倒的に大きくなるのがわかった。これは、兵庫県の場合と比べて自然生態系の減少面積は大きいものの、災害リスクが極端に小さいことが影響していると考えられる。

表 3.7 統合化結果と P/N 比

		定量化結果 [kg/m ²]	LIME2 の 統合化結果 [円 /m ²]	自然生態 系の減少 面積/被 災面積 [m ²]	(a) 経済 的利益 [百万円]	(b) 統合 化結果 [百万円]	(a)+(b)
ポジ ティブな 効果	地球温暖 化の緩和	78.7	183.34	3,874,800	—	710	710
	経済的利 益	—	—	—	8,210	—	8,210
	(1) 合計	—	—	—	—	—	8,920
ネガ ティブな 効果	炭素吸収 源の喪失	0.25	0.58	3,874,800	—	2.26	2.26
	生物多様 性の喪失	—	371.00	3,874,800	—	1,438	1,438

災害リスク	135.37	3,221.81	39,200	-	126	126
(2) 合計	-	-	-	-	-	1,566
P/N 比						5.70

3.2.2 岩手県一関市砂鉄川流域における政策評価

最後に、1.2.3 で作成した岩手県一関市砂鉄川流域における森林生態系サービスの供給使用表を用いた、太陽光発電所と森林生態系に関する政策評価を行う。政策評価は、(1)太陽光発電所と森林生態系の包括的評価と(2)受益者負担の観点から実施した。

(1) 太陽光発電所と森林生態系の包括的評価

上述の供給使用表をもとに詳細な分析を行ったところ、砂鉄川流域に設置されているメガソーラー発電所は4施設であった。これら発電所の設置に伴う森林等の減少面積は142,000m²と計算された。また、地すべりリスクの高い地域に設置された発電所は1施設であり、地すべりが発生した場合の被災面積は15,400m²と算出された。4施設の売電による経済的利益は、年間263百万円と算出された。以上の結果をもとに、LIME2を使用して算出されたポジティブな効果とネガティブな効果の統合化結果とP/N比を算出した結果を表3.8に示す。結果として、上述の岩手県全域の結果よりはP/N比は減少しているものの、1を超える結果が得られている。そのため、森林減少によるネガティブな効果よりも、太陽光発電によるポジティブな効果のほうが上回るという結果が得られた。

表 3.8 岩手県一関市砂鉄川流域における統合化結果と P/N 比

		定量化結果 [kg/m ²]	LIME2 の 統合化結果 [円 /m ²]	自然生態 系の減少 面積/被災面積 [m ²]	(a) 経済 的利益 [百万円]	(b) 統合 化結果 [百万円]	(a)+(b)
ポジティブな 効果	地球温暖 化の緩和	78.7	183.34	142,000	-	26	26
	経済的利 益	-	-	-	263	-	263
	(1) 合計	-	-	-	-	-	289
ネガティブな 効果	炭素吸収 源の喪失	0.25	0.58	142,000	-	0.08	0.08
	生物多様 性の喪失	-	371.00	142,000	-	53	53
	災害リス ク	135.37	3,221.81	15,400	-	50	50
	(2) 合計	-	-	-	-	-	102

(2) 調整サービスの受益範囲及び受益者の把握

ここでは、(1)で対象とした砂鉄川流域における4つのメガソーラーA～Dに注目し、メガソーラー発電所建設に伴い減少した森林による、調整サービスの受益範囲及び受益者(受益世帯)を把握する。

① 分析手法

分析フローを図3.10に示す。まず、1.2.2節の分析過程で作成した砂鉄川流域の「流域ポリゴン」と流域ポリゴン作成過程で作成する「流路データ」を利用して、メガソーラー発電所の下流域を特定する。例えば図3.11に示すように、メガソーラーA最寄りの流路データ上の地点から砂鉄川の最下流地点である北上川との合流地点までの流路をQGISのネットワーク解析により特定し、当該流路と重なり合う小流域を選定する。選定された小流域を、メガソーラー発電所設置に伴う森林減少により、調整サービス減少の影響を受ける範囲と仮定して、影響範囲ポリゴンを作成した。なお本研究における小流域とは、1.2.2節の流域分析において流路を決定する際に計算される、砂鉄川の支流等のような小さな単位の流域ポリゴンである。その後、1.2.2節で利用した世帯数データ及び森林簿データを影響範囲ポリゴンと重ね合わせることで、森林減少の影響を受ける世帯数と影響範囲の森林面積を求めた。

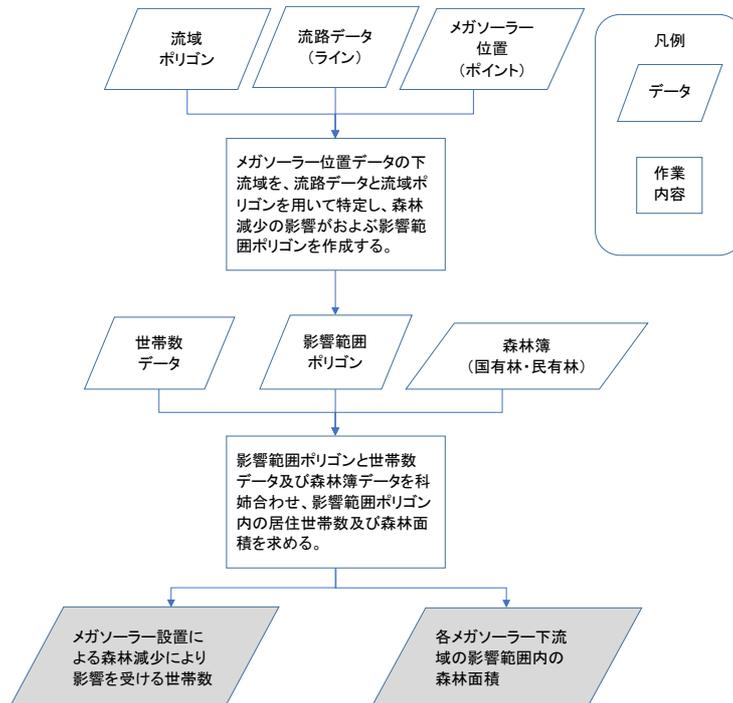


図 3.10 分析フロー

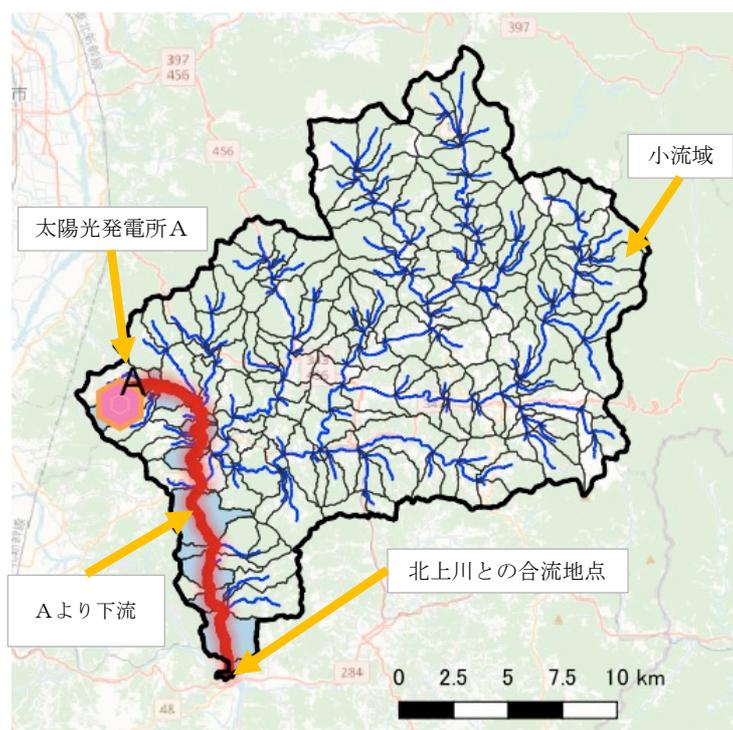


図 3.11 メガソーラーA の下流域特定例

② 結果

分析の結果、メガソーラー発電所 A～D 下流域の面積及び居住世帯数はそれぞれ、985～3,021ha と 328～1,147 世帯となり、砂鉄川流域全体で 4 施設のメガソーラー発電所設置による調整サービス減少の影響を受けるのは、4,109ha と 1,529 世帯であると推定された(表 3.9)。これは、流域全体の面積 37,952ha の 10.8%、居住している 7,244 世帯の 21.1%に値する。一方、メガソーラー発電所による森林の減少面積は、メガソーラー発電所下流域の森林面積（影響範囲の森林面積）と比較して A～D それぞれ 1.5～8.2%とごくわずかな面積である。

表 3.9 砂鉄川流域のメガソーラー発電所設置による影響を受ける世帯数と森林面積

	影響範囲の 流域面積 (ha)	世帯数	国有林(ha)		民有林(ha)		影響範囲の 森林面積 (ha)	メガソーラーによる 森林減少面積(ha)
			針葉樹	広葉樹	針葉樹	広葉樹		
メガソーラーA	2,528	767	0	0	910	523	1,433	8.2
メガソーラーB	2,202	938	0	0	711	405	1,116	2.7
メガソーラーC	3,021	1,147	0	0	838	758	1,596	1.8
メガソーラーD	985	328	0	0	312	161	473	1.5
メガソーラー合計	4,109	1,529	0	0	1,229	1,013	2,242	14.2
砂鉄川流域全体	37,952	7,244	437	122	14,761	9,919	25,239	14.2
			559		24,680			

3.2.3 まとめ

自然生態系を改変して太陽光発電所を設置する事例を想定し、太陽光発電所設置に伴う影響を包括的に評価するための方法論を提案した。また、兵庫県、岩手県のメガソーラー発電所を事例とした評価を実施した。加えて、岩手県一関市砂鉄川流域における森林生態系サービスの供給使用表を用い、太陽光発電所と森林生態系の包括的評価および調整サービスの受益範囲及び受益者の把握を試みた。結果を通じて、メガソーラー発電所の設置による森林減少の影響は少ないことが示された。

包括的評価において、P/N 比が 1 を超えているからといって、太陽光発電所の設置が優先されると判断されるわけではない。P/N 比はあくまでも評価基準である。一方で、P/N 比が 1 を切る事業は見込みがないものとして、足切りの判断に利用することも差し支えないと考えられる。また、同様に、調整サービスの受益範囲及び受益者への影響が少ないからといって、太陽光発電所の設置が優先されると判断されるわけではない。自然生態系を改変して太陽光発電所を設置する場合、設置事業者は多くの場合は民間企業であるが、その際の利害関係者は地方自治体や地域住民となる。このとき、地方自治体は設置の許可を出す意思決定者となる。意思決定者が設置判断を検討する際に、これらの科学的な知見は有用であると考えられる。また、意思決定者が民間事業者や地域住民等の利害関係者を交えて説明会を開催する際にも、これらの科学的な知見は合意形成を行うための材料になると考える。その際に、本研究で提案した評価法や評価結果は、地方自治体の意思決定を支援するものとなると期待できる。

3.3 生態系評価の利用（令和 2 年度の成果）

3.3.1. はじめに

本報告書では、これまでに構築した供給使用表をいくつか紹介し、その活用方法として、太陽光パネル設置による森林生態系の喪失による損失額等を推計した事例を取り上げてきた。これらの事例が実際に政策の中に活用されるためには、どのような点に留意すべきなのだろうか。この点を検討しなければ、これらの生態系サービス評価の事例また構築した供給使用表も活用されないままで終わる可能性もある。

国際的な動向を見ると、近年は生物多様性及び生態系サービスに関する政府間科学・政策プラットフォーム（IPBES）や生態系サービス・パートナーシップ（ESP）などが生態系サービスの評価を活用するための様々な取組を行っている。また、Laurans et al.(2013)は、これまでの生態系サービスの評価事例から、その活用方法まで言及している研究論文がほとんど見られないことを指摘し、その要因を仮説をいくつか挙げている。また、Laurans et al.(2013)では、生態系評価の利用方法を決定・判断的利用（decisive）、技術的利用（technical）、情報提供利用（informative）に 3 分類している。本節では、Laurans et al.(2013)等の既存研究を引用しつつ、国内において公的機関が主導となって行われ、かつその活用状況が把握できた生態系サービス評価 3 事例を取り上げ、生態系サービス評価の活用が行われるための要因について考察する。ここで取り上げる 3 事例とは、一つは農林水産省が主体となって行い、2001 年に日本学術会議の答申としてまとめられた農業の多面的機能の評価である。二つ目は神奈川県における水資源保全税制定の際に行われた森林の評価である。そして、三つ目は環境省が行った複数の生態系サービス評価事例である。前述のとおり、これらの事例を取り上げるのは、生態系サービス評価の活用に至る過程が明らかになっていることが理由である。

3.3.2. 日本における生態系評価活用事例

3.3.2.1. 農業の多面的機能評価

日本において政府機関が行った主要な生態系評価の一つとして、2001 年に日本学術会議から公表された農業の多面的機能評価であろう。1990 年代、政府は農業の多面的機能を将来の農業政策の主要な柱として置くことを決定した。しかし、農業の多面的機能の概念は国民の間で十分に認識されておらず、国内の農業の多面的機能に関する合意形成には定量的評価を行い、その価値を国民に周知することが必要であることが指摘されていた（日本学術会議、2001）。これを受け、日本学術会議は 2001 年に農林水産省からの諮問への答申として、農業の多面的機能の定量的評価に関する報告書を公表した。（日本学術会議、2001）。報告書では、日本における農業の多面的機能の総額は 8 兆 2,000 億円/年であり、これは当時の農業 GDP の約 1.3 倍、国内総生産の約 2%という結果を示している。

日本学術会議の報告書の評価は、全国レベルでの農業の多面的機能の評価した 1 つであり、評価結果は、農業白書や学術雑誌の記事、さらには一般新聞や雑誌を通じて幅広くに広報された、そして、その評価はさまざまな側面で活用され、日本の農業政策に大きな影響を与えた。それは、単に国民の農業の多面的機能に対する認識を高めるためだけでなく、政府内でも幅広く活用された。例

えば、2005年の「食料・農業・農村基本計画」の改訂のための、食料・農業・農村政策評議会の計画小委員会で議論するための基本データとして使用されている（農林水産省、2004a、2004b、2004c）ほか、農業の多面的機能直接支払い制度設計に関する議論にも使われた。著者が調べたところ、日本学術会議の報告書が公表された2001年11月以降、国会での議論において、農業の多面的機能の評価結果を引用または言及する機会は、参議院と衆議院の両方で、これまでに20回に上っている。ほとんどの場合、日本学術会議による評価結果が引用されており、日本学術会議の評価が農業政策の意思決定に大きく影響したことを示している。特に、日本学術会議の評価結果は、農業の多面的機能の促進に関する法案が議論されていた2014年に最も頻繁に国会での討論で引用されている。

このような農業の多面的機能評価の政策利用は、Laurans et al. (2013)による分類に従うと、「情報提供利用」と「技術的利用」利用に分類されるだろう。

3.3.2.2. 神奈川県税設計のための生態系評価

次に、神奈川県における生態系評価の活用事例を紹介する。神奈川県では工業地域と住宅地の拡大により、1965年から2015年の間に森林面積が10%減少した。森林保全については、公的機関が主導し、神奈川県は1997年から2003年にかけて114億円を森林保全に費やした（吉田、2004）。しかし、当時の厳しい財政状況により、森林の継続的な維持管理が困難になり、県は2001年に専門家ワーキンググループを設置し、森林保全のための新税の検討を開始するとともに、相模川流域の森林ESの価値を推定するために経済評価調査を委託した。この調査では、仮想評価法（CV）と選択モデリング（CM）の両方を適用して、森林維持のための住民のWTPを推計した（吉田、2004、2003）。推計されたWTPの結果は、以下の2つの目的に使われた。一つは住民との話し合いの基礎資料としての活用である。行政と住民とが税などの課税額を議論する場では、参加者のWTPに基づいて議論されることが多いが、行政と住民との間で大きな乖離を伴う金額に基づいて議論することは非効率的である。したがって、話し合いを行う前に、住民のWTPを把握することによって議論の基礎を築くことに使用された。もう一つは、税制度の設計への活用である。この活用法は細かくはさらに2つに分けられる。一つは、県内の流域ごとでWTPに差がないことを示したことである。神奈川県には大きくは相模川と酒匂川流域に分けられ、水資源環境税は相模川流域を中心に課税する予定だった。したがって、相模川流域では森林保全のための負担を高く、その他の地域では低くするべきであるが、県は県内一律の税率を設定したかった。しかし受益者と負担者の関係においては、県内一律の税率では不公平感が生じることとなり、議会での論争に発展する可能性がある。今回の評価結果では、県全体の均一課税の基準となった流域ごとのWTPに差はなかったことが示され、県内全地域に一律負担を求める根拠として活用された。税設計の活用の2つ目は、政策立案者は、所得比例課税導入のための根拠の提供である。比例課税を導入するために、住民の受け入れ税額が彼らの収入に比例するかどうかを把握したかった。評価の結果、WTPは所得と正の相関関係があることが示され、この結果は水資源環境税に比例課税を導入するための基礎の一部として使用された。これらは技術的利用に該当する。

3.3.2.3. 環境省による生態系評価

環境省も2013年移行、積極的に生態系サービス評価を実施している。生態系サービス評価は、特定の地域を対象とするものから全国を対象とするものまでさまざまであるが、評価に適用される

評価方法は、ほとんどが CVM となっている。これは、環境省が主に生態系サービスの非利用価値の測定を目的としたためである。これらの評価結果は、環境省の研究会の資料として利用され、国家生物多様性戦略や研究会を通じた国際交渉などの生態系保全政策の検討に間接的に利用されている。2012 年以來、環境省は生態系サービスを測定するために 4 つの研究グループを設立した。グループの目的は、評価開始当初は、可視化、生態系サービスの認識が中心だったが、その後、政策の検討、評価マニュアルの作成などの多くの実用的な目的にシフトしているのがわかる。想定される生態系サービス評価の用途のほとんどは、意識の向上（情報提供利用）、費用便益分析（決定・判断的利用）であるが、生態系サービス評価に基づく費用便益分析はこれまで実施されておらず、ほとんどの用途は情報提供利用のままである。2015 年の研究会では、生態系サービス評価の活用の方角性、適用例、環境省の様々な政策との連携の仕方についても検討し、自然資本管理の分野で生態系サービス評価を活用する可能性を探った。その結果、生態系サービス評価の課題と取り込みの方角性が特定されている。

2017 年に実施された生態系サービス評価は、これまでのものと少し性格が異なり、企業の生態系保全活動の評価・計算シートの作成のために実施された。2017 年の評価では、過去の研究会の結果に基づいて議論が行われ、新たな生態系サービス評価は実施されていないものの、2013 年以降のすべての評価が、このシートにまとめられている。このシートには、これまで行われてきた生態系評価の結果が取り込まれており、企業の生態系サービスの支援ツールであり、企業の生態系保全活動を視覚化するためのものである。この意味で、それは情報提供利用と見なすことができるが、企業がそれをどのように使用するかによって、判断・決定的または技術的利用と見なすこともできるだろう。

3.3.2.4. 生態系評価の政策利用に関する考察

本研究で得た森林レクリエーションサービスの消費額は、生態系勘定へ計上する数値として利用する予定である。生態系勘定は欧米諸国を中心に、生態系サービスの可視化、主流化のために作成が急がれている。国際的には、2021 年中にも国連により生態系勘定が環境勘定の国際的基準として位置づけられる見込みである。では、このような生態系サービスの評価や生態系勘定に組み込まれた評価額がどのように政策に利用されているのだろうか。本研究では、既存研究のレビューをもとに生態系サービス評価の政策利用に関して考察する。

生態系サービスの評価は、世界的に行われているが、それらが実際の政策に活用された事例は世界的に見ても少ないことが指摘されている (Laurans et al., 2013)。Laurans et al., (2013)は、その予想される理由として以下の仮説を設定し、今後の研究でこれらの仮説を検証すべきとしている。これを受け、現在 IPBES の Value Assessment の取組において、その作業を行っているところである。

- a. 評価の利用は学術論文では観察しにくい
- b. 評価の利用が研究目的ではない
- c. 評価の利用は経済学者の課題ではない
- d. 評価の利用は科学的興味から外れている
- e. 評価があまりに不適切すぎる

- f. 評価が根本的に不十分である
- g. 評価のコストが高い
- h. 政策利用者が経済学の知識を十分有していない
- i. 制度上、評価が求められていない
- j. 評価が不透明性や曖昧性が求められる政治戦略を妨げる

また、前述のとおり、Laurans et al.(2013)では、生態系評価の利用方法を決定・判断的利用 (decisive)、技術的利用 (technical)、情報提供利用 (informative) に3分類している。決定・判断的利用とは、特定の意思決定のために利用されることであり、政策のトレードオフの特定、議論の材料としての利用、保護区域の特定など環境管理の基準設定のための利用が挙げられる。次の技術的利用とは、具体的な制度設計のための利用であり、例えば、税率や補助金額の設定、被害補償のための利用などが挙げられる。最後の情報提供利用とは、意識醸成、政策の正当化、指標作成など、より幅広く間接的に政策を形成するために利用されることである。そして Laurans et al.(2013)では、多くの生態系サービス評価は、その結果の利用について、情報提供利用での利用に大まかに触れる (cursory reference) 程度に留まっていることを指摘している。さらに、具体的な政策利用があったと明記している事例として取り上げられているのは、いずれも個別の事例を対象とした生態系サービス評価であった。このことから、具体的な政策利用のためには、地域を特定したマイクロ評価の方が望ましく、本研究の生態系サービスの評価は北海道全体を対象としたマクロ評価は、政策利用には向いていないことが示唆される。

一方、Marre and Billé (2019)では、太平洋の島嶼地域を対象に生態系サービス評価に Demand-driven approach を適用した事例を紹介しており、利害関係者への経済学の知識に関する能力開発が必要で、利害関係者の意思決定に経済評価が有効であるという前提は捨てるべきと主張している。そして、Demand-driven approach には、評価のエンドユーザーの関与が不可欠で、まずはニュートラルに経済評価以外の手法も含め、ある課題に対して、その解決に有効なあらゆる手段を検討し、その解として経済評価が良いと言うことになれば、それを適用すべきと結論づけている。このように、生態系サービス評価が実際の政策に活用されるためには、利害関係者のニーズに基づいた評価が必要と指摘している。

これらの2つの既存研究に当てはめて、本研究の生態系勘定表の推計結果が政策に役立てられるためには何が必要かを考察する。Laurans, et al. (2013)での分析結果を見ると、勘定指標 (Accounting indicator) は情報提供利用に該当するとしている。また、本研究は環境省の担当者として十分に議論を重ねながら研究を進めてきたものの、生態系勘定の提供を目的としたので、生態系勘定の最終的なユーザーのニーズを十分に反映して評価手法を検討した上で実施したものとは言えない。いわゆる Demand-driven の評価ではなく、研究者の発意に基づいた Supply-driven の評価である。

では、どうすればより高度な決定・判断的利用、技術的利用での利用へと進むのだろうか。既存研究から得られる知見としては、以下の2つがある。第一に地域を包括的に評価したマクロ評価から個別地域や現場サイトレベルのマイクロ評価へブレイクダウンすることが考えられる。生態系サービスのユーザーとしては、俯瞰的なマクロ評価より個別具体の評価対象を有するマイクロ評価の方が使いやすい。本研究成果も、生態系勘定の利用価値を高めようと、都道府県版から市町村版へブレ

イクダウンし、さらに岩手県釜石市甲子川流域、一関市砂鉄川流域そして神戸市内の緑地など、個別具体的な事例を対象としてきた。このようなミクロ的な事例を対象とすることで、生態系勘定の利用価値が高まるのではないかと考えている。そして、その上で、森林生態系を個別事例として網羅し、集計することでマクロ指標化することが望ましい。ただし、個別事例を積み上げて地域全体へ集計するのは、大変な労力とコストがかかることにも留意が必要である。第二に、Supply-driven から Demand-driven への転換である。評価に先立って、まずは評価の政策ニーズを十分把握し、どのような目的に評価が活用され、そのために経済評価が適切な手法であるのかなどを検討した上で、経済評価を実施することがその活用につながると考えられる。

3.4 再生可能エネルギーと自然生態系との関係性の整理（3年間の成果）

2014年より始まった地方創生とは、少子高齢化や首都圏への一極集中による地域の衰退を防ぐため、「まち・ひと・仕事」の創生を通じて、自律的・持続的・魅力的な地域社会を創ることを意図している(内閣官房, 2019)。近年、地方創生の一環として再生可能エネルギーの利用が全国的に進んでいる。間伐材や林地残材などの木質バイオマス、太陽光発電に代表される再生可能エネルギーは、地域資源の一種である。地域資源とは、地域やコミュニティに存在する環境的資源(森林、植物、景観など)、経済的資源(ツーリズム、地域ブランドなど)、社会的資源(地域への愛着、教育、文化など)に分類される(環境省, 2018)。再生可能エネルギーは、発電による電力生産、給湯や暖房などへの熱供給を行うことができる。地域に存在する再生可能エネルギーを地域内で消費することは、地産地消の一環であり、化石燃料にない再生可能エネルギーの大きなメリットである。2009年11月より開始され、2012年7月より拡充された固定価格買取制度(FIT制度)などの経済政策と相まって、全国各地で木質バイオマスの発電所や大規模太陽光発電所(メガソーラー発電所)が建設され、稼働している。

Šahovića and Silva (2016)は、コミュニティにおける再生可能エネルギー生産は、地域の雇用創出、インフラ構築、教育や人口減少を食い止めるために実施される代表的な事業であると指摘している。我が国における上述した動きは、地域に賦存する再生可能エネルギーを利用して、地域活性化を狙ったものであるといえる。再生可能エネルギーを事業として進めることで、地域の林業、輸送業の生産活動が増加するとともに、発電業や燃料製造業などの新規産業を創出することができる。また、この動きは、地域内外の他産業にも経済波及することが期待される。例えば、Nishiguchi and Tabata (2016)は、我が国の未利用となっている木質バイオマス約860万tを電力あるいは熱利用することで、経済波及効果も含めて、最大で約9.8億ドルの生産額の増加、約25000人の雇用創出、約1,370万tのCO₂排出量削減が期待できると試算している。

他方、木質バイオマス発電所やメガソーラー発電所が建設されることで、その地域の環境、自然生態系、景観に思わぬ悪影響が出ている事例が増えつつある。一例をあげると、木質バイオマスの需要増に伴う森林の皆伐や違法伐採、太陽光パネル設置に伴う森林の伐採やパネルの崩落事故がある。再生可能エネルギーの利用は、地球温暖化対策や化石燃料の使用量削減の観点からは望ましい。しかし、これに伴い地域の環境や自然生態系が破壊されることは、地域の魅力が減ること、すなわち地域資源の減耗に繋がるために避けなければならない。理想的には、地域の再生可能エネルギーを積極的に利用することで地球温暖化対策が推進されるとともに、森林や景観(環境的資源)の保全が進むこと、住民の地域やみどりへの満足度や愛着(社会的資源)も同時に高まることが望ましい。生態系勘定には、木質バイオマスの再生可能エネルギー利

用など、生態系サービスの提供が地域資源にどのようなポジティブな効果を与えるか、あるいはどのようなネガティブな効果を与えるかを適切に測定し、ポジティブな効果を最大化する公共政策を提案できるフレームワークの構築が求められる。

ここでは、再生可能エネルギー(木質バイオマス、太陽光発電)を事例として、生態系勘定を用いた公共政策評価の方法を論じるため、再生可能エネルギーと自然生態系との関係性を整理する。

3.4.1 木質バイオマスと自然生態系との関係性

木質バイオマスエネルギー利用技術として、主に直接燃焼、ガス化、液体燃料製造、固体燃料製造がある。それぞれのエネルギー技術の方法、用途を表 3.10 にまとめる。我が国では、ガス化、液体燃料製造、ペレット以外の固体燃料製造は施設自体が少なく、また採算が合わないなどの理由で稼働していない施設も多い(Nishiguchi and Tabata, 2016)。これをふまえると、我が国で産業としての利用が有望な技術は、直接燃焼と固体燃料のペレット製造であるといえる。これらの技術の用途は、主として発電や熱生産である。前述のように、木質バイオマスの直接燃焼による発電施設は全国各地に存在し、建設中なども含めると 100ヶ所以上の施設が存在する(Tabata, 2018)。また、熱生産の場合は、温水として、主として給湯や暖房に利用されている。

表 3.10 エネルギー利用技術の方法・用途

直接燃焼	木質バイオマスを直接燃焼させることで、熱を回収したり、発生した蒸気によりタービンやエンジンを回して発電する方法。
ガス化	木質バイオマスを高温で燃料などの基礎的原料となる水素や一酸化炭素に変換し、タービンやガスエンジンを駆動させて発電する方法。
液体燃料製造	木質バイオマスを熱処理して成分を分解し、エタノールやメタノールといった液体を得る方法。自動車の燃料などに活用できる。
固体燃料製造	木質バイオマスを圧縮してペレットにしたり、砕いてチップにしたり、炭にしたりする方法。固体のまま燃料として使える形に変換する。ペレットは熱利用としてペレットストーブ・ボイラの燃料となる。

木質バイオマスは間伐材、木質系廃棄物、林地残材のような未利用材などが該当する。例えば、山地に存在する森林を再生可能エネルギーとして利用するためには、森林の間伐や伐採、木材の運搬、燃料化、流通などの工程が必要となる。燃料化の工程では、発電・熱利用のための燃料に加工するための施設の建設が必要になる。原料調達から流通までのサプライチェーンを構築することで、各工程に関する産業の経済活動が活発化し、森林資源の木質バイオマスとしての利用効率が向上することになる。これが、木質バイオマス地産地消のポジティブな効果である。このポジティブな効果には、間伐の実施に伴い森林が適切に維持管理されること、木質バイオマスが電力・熱として地域に還元され、結果として地域住民の地域への満足度や愛着の向上に繋がることといった、正の波及効果が含まれている。

一方、バイオマス燃料を海外から輸入してエネルギー生産する場合、地域に賦存する森林資源は有効に利用されなくなり、森林の適切な維持管理が十分に行われなくなる可能性がある。また、森林を皆伐するなど、木の成長速度を超える過剰な供給を行った場合、地域の森林資源は壊滅的な被害をうける。このような事態

は、森林資源の利用効率を低減させるネガティブな効果になる。これらは結果として、地域の景観悪化に繋がるとともに、住民にとっても地域への愛着を低下させる結果となる。また、森林の維持管理が進まないことで、自然災害発生時の地すべりなどの二次災害リスクの増加にも繋がる。これがさらなる地域の衰退に繋がるといふ負のフィードバックとなるおそれがある。

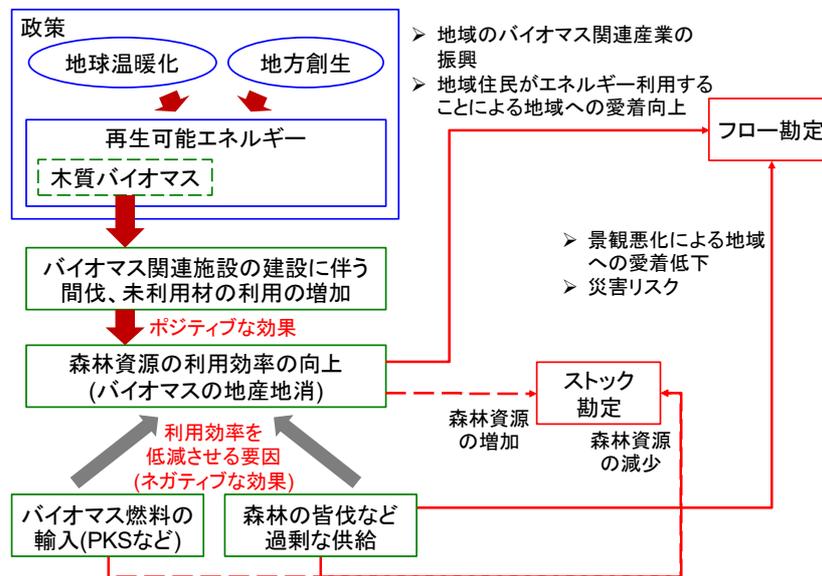


図 3.12 再生可能エネルギーと自然生態系との関係性(木質バイオマス)

3.4.2 木質バイオマス利用による経済効果、生態系への影響等に関する事例

政府は、国連が 2015 年に提唱した持続可能な開発目標(SDGs)を、経済・社会・環境の三側面における持続可能な開発を統合的取組として推進するものとして位置づけ、SDGsの達成に向けた取り組みの先行事例となる持続可能な経済社会づくりを推進するため、SDGs 未来都市の構想を進めている(内閣府地方創生推進事務局, 2018)。その一環として、全国の自治体への公募のもと、SDGs 未来都市としてふさわしい自治体の選定を行っている。公募は 2018 年 2~3 月に行われた。同年 6 月に公表された選定結果では、全国 29 都市が SDGs 未来都市として選定された。いずれの自治体も、その地域に存在している地域資源を最大限に活かし、地方創生の観点で踏まえて SDGs の達成を目指すことを計画として掲げている。このうち、地域に存在する木質バイオマスをエネルギー利用することを計画に入れている都市は、北海道下川町、奈良県十津川村、岡山県真庭市、福岡県北九州市の 4 都市である。

このうち、岡山県真庭市の事例を紹介する。真庭市は山間部に位置しており、人口は約 48,000 人(2016 年 5 月時点)と小さい都市である。しかし、国土面積に占める森林の割合は 79.2%(65,641ha)、森林に占める人工林の割合は 57.7%と、いずれも日本平均よりも高い(真庭市, 2014)。このような特徴から、同市では昔から林業が盛んであった。同市も他の地方都市と同様に過疎化および少子高齢化の問題が存在している。都市の衰退を食い止めるため、産官民が連携して、木質バイオマスを利用した産業の育成やエネルギー利用を積極的に実施し、バイオマスタウン真庭として知られるようになっていく。同市の木質バイオマスのエネルギー利用に関する主な取り組みとして、製材所において発生する製材廃材からペレットを製造し、市役所や温水プールなどの施設での熱源にしている。また、FIT 制度を利用して、2015 年より間伐材を直接燃焼し発電を行っている。発電能力は 10,000kW であり、22,000 世帯分の家庭に電力供給が可能である。SDGs 未来都

市の計画書には、森林資源をはじめとした再生可能エネルギーを使った地域内の資源循環をつくるということが謳われており、地域のエネルギー自給率を現在の 32%から 100%を目指すことを目標として掲げている。これを実現するために「木を使い切る真庭」事業を提案している。これは、山林所有者、原木市場、製材所、発電所、集積基地といった森林に関わる産業が連携することで、木材利用に伴う雇用創出、地域産業の発展、地域力の向上、環境の保全を目指すとともに、得られた利益を山林に還元することで、持続可能な森林資源の利用を行うものである(内閣府地方創生推進事務局, 2018)。

一方で、林野庁の 2017 年調査において、発電燃料向けの国産間伐材・林地残材などの利用量が 263 万 t となったことが明らかになっている⁸。2013 年は 50 万 t 程度であり、約 5 倍の増加になっている。国産の木質バイオマスの使用量は今後も増加すると予測されているが、その一方で、国産材の需要増加に従い、森林の違法伐採の事例が報告されるようになってきている。林野庁によると、2017 年 4 月～2018 年 1 月までに、森林所有者に無断で樹木を伐採する事案が全国で 62 件あったことが明らかとなっている⁹。

加えて、国産材の需要増加と同様に PKS など海外からの燃料の輸入も増加していくものと予想される。輸入材は国産の未利用材に比べて一定の生産量が確保できる可能性があり、燃料価格も国産に比べて安い。燃料の安定供給という観点では、輸入材は望ましいといえる。しかし、PKS はもとを辿れば東南アジアのプランテーションで発生した残渣であり、プランテーションは熱帯雨林を伐採して作られている。PKS を利用することは、回り回って東南アジアの熱帯雨林に関わる自然生態系の破壊に貢献しているといっても過言ではない。環境の観点からみても、輸入材は海外で調達して船で我が国まで輸送する必要があり、輸送の段階で余計なエネルギー消費に係るため、正味のエネルギー獲得量は少なくなることが指摘されている(井内, 2011; Magelli, 2009)。

3.4.3 太陽光発電と自然生態系との関係性

太陽光発電は、2009 年 11 月の FIT 制度開始後から急速に伸びている。IRENA (International Renewable Energy Agency, 2019)によると、我が国の 2010 年における太陽光発電の設備容量は 3,618MW であったのが、2017 年には 49,040MW と約 14 倍まで増加している。世界的にみても、一位の中国に次いで二位となるほどの設備容量の多さを誇っている。ここまで設備容量が急拡大した主要因は、2011 年 3 月に発生した東日本大震災と福島第一原発の事故以降、再生可能エネルギーへの意識が国全体で高まったことに加え、2012 年 7 月の FIT 制度が拡充されたこと背景となっている。エレクトリカル・ジャパン(2020)によると、全国各地で合計 5,536 施設のメガソーラー発電所が建設され、稼働している(2018 年 9 月 6 日時点)。このうち、本研究課題で対象としている都道府県である北海道では 263 施設、岩手県では 78 施設、兵庫県では 307 施設が稼働している。兵庫県で稼働しているメガソーラー発電所の設置数は全国第 3 位、北海道で全国第 5 位となっており、これら道県で多くのメガソーラー発電所が稼働していることがわかる。なお、岩手県は全国第 26 位である。

メガソーラー発電所は、総発電出力が 1 メガワット以上となるように太陽光パネルを敷き詰めた発電所のことをいう。例えば、大阪府堺市にある堺太陽光発電所は、発電出力が 10 メガワットの国内最大級のメガソー

⁸ 日本農業新聞: 国産間伐材 発電利用 200 万トン突破 17 年調査 バイオマス拡大 林野庁 (2018 年 9 月 23 日号), <https://www.agrinews.co.jp/p45289.html>

⁹ SankeiBiz: 林野庁 無断伐採、初調査で 62 件判明 全国の 17 年 4 月～18 年 1 月(2018 年 3 月 13 日号), <https://www.sankeibiz.jp/macro/news/180313/mca1803130500003-n1.htm>

ラー発電所である¹⁰。この発電所は埋立地の跡地に建設されており、敷地面積は約 21 ヘクタール (210,000m²)である。単純な計算ではあるが、1 メガワット分の太陽光パネルを敷き詰めるために、約 2.1 ヘクタールの土地が必要となる。これはサッカーのフィールドで換算すると約 3 面に相当する。メガソーラー発電所を建設することは、相応の土地面積が必要になるということが容易に想像できる。

メガソーラー発電所を稼働させることは、地球温暖化の緩和に繋がり、地球温暖化による自然生態系への被害の軽減に寄与することができる。これは、ポジティブな効果である。一方、設置場所が森林の場合、森林が切り崩されることで森林資源が減少する。これにより現場の生態系バランスが崩れ、森林資源の利用効率が低下するおそれがある。これは、ネガティブな効果である。このようなネガティブな効果は、森林減少によりその場所にいた生物が住めなくなったり、景観を破壊するなど、自然生態系に悪影響を与える。また、太陽光パネルが斜面に設置されることで土地の保水力が弱くなり、大雨の際に地すべりによる崩落事故が発生する可能性がある。これらは森林資源減少による負の波及効果であるといえる。これらが結果として、住民の地域への愛着低下、地域の災害リスクの向上やこれに伴う地価の低下などに繋がり、さらなる地域の衰退に繋がるという負のフィードバックとなるおそれがある。

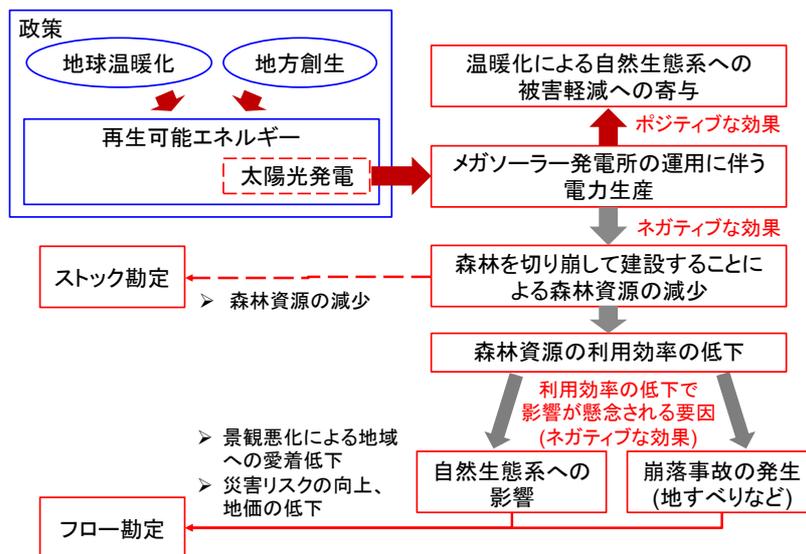


図 3.13 再生可能エネルギーと自然生態系との関係性(太陽光発電)

3.4.4 太陽光発電利用による経済効果、生態系への影響等に関する事例

資源エネルギー庁(2018)によると、太陽光発電の国内導入量は 2016 年度において 4,229 万 kW であり、FIT 制度開始を契機として急拡大した。みずほ情報総研(2018)が、「長期エネルギー需給見通し(経済産業省、2015 年)」による 2030 年度の再生可能エネルギーの導入見通しを踏まえて太陽光発電の経済波及効果を分析したところ、波及効果は約 26 兆円にのぼるとの結果を公表していることから、関連産業を含む多くの産業において大きな経済効果が期待されている。但し、国内生産された太陽電池パネルの国内出荷量は年々減少している。2008 年はほぼ 100%を国内生産で賄っていたものが、2016 年度には 32%まで減少し

¹⁰ 堺市 HP より, <http://www.city.sakai.lg.jp/kurashi/gomi/ondanka/machinakasolar/megasolar/index.html>

ており、残り68%は海外生産されたパネルが出荷されている(資源エネルギー庁, 2018)。これは、太陽電池パネル出荷に伴う利益が、国外に流出することを意味している。太陽光発電の買い取り価格は導入量の急激な伸びに応じて下落しており、今後の導入量もFIT制度開始時に比べて鈍化していくものと考えられることから、経済効果が将来にわたり維持されるか疑問である。

一方、メガソーラー発電所の設置が地域活性化に繋がっているかどうかについても疑問がある。例えば、櫻井(2018)の調査では、メガソーラー事業者が設備と同一県内に本社を置く数は4分の1以下であり、メガソーラー発電所の収益の多くが東京都などの都市部に流れることから、メガソーラー発電所の設置が地域活性化に繋がっていないと指摘している。むしろ、山林などを切り崩してメガソーラー発電所が設置されることにより、その地域の自然生態系を破壊するとともに、景観も悪くなることで、地域の魅力を削ぐことに繋がりがかねない。

また、自然災害の発生により太陽光発電設備が被災する事例も発生しており、これに伴う廃棄物の発生、崩落事故などの二次被害の発生も問題視されている。太陽光発電設備の被災に伴う廃棄物の発生には、量と質の2面性で問題がある。量は、前述の通り、太陽光パネル、架台、基礎を合わせると廃棄物量が多量となることである。特に災害時においては住宅やインフラ由来の災害廃棄物が多量に発生する。太陽光発電設備が被災するという事は、ただでさえ多い災害廃棄物が、もっと多くなることを意味している。質は、太陽光パネルに含まれる重金属などの有害物質の漏出に伴う人体や生態系への被害の発生が懸念されることである。これら量と質の問題に対応するため、メーカーや施工者による太陽光発電設備の防災への備えはもろんのこと、廃棄物の速やかな回収・リサイクル、適正処理を実施できるルートづくりが急務である。

3.4.5 まとめ

以上の事例を踏まえて、生態系勘定を用いて森林資源のバイオマス燃料としての利用する際の影響を定量評価するため、発電と熱利用で分類し、それぞれの正負の影響を表3-11にまとめる。

表 3.11 発電、熱利用での森林資源のエネルギー利用の影響まとめ

	正の影響
発電(直接燃焼発電)	<p>(正の影響)</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ 全国各地で木質バイオマス専焼の発電所が稼働、建設されており、原料調達から発電までのサプライチェーンにおいて、地域産業の活性化や雇用創出が期待できる ➤ 化石燃料の使用量削減に伴うCO₂排出量の削減が期待できる <p>(負の影響)</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ 生産した電力は地域内で使用されるわけではないため、地域住民が再生可能エネルギーの恩恵を感じる機会が少ない ➤ 全国各地で発電所が稼働している影響により、地域の木質バイオマスの供給量では発電所の需要を満たせない可能性がある ➤ PKSなど海外からの輸入材を用いて発電を行っている事例があり、地産地消を理念とする再生可能エネルギー利用の観点からいえば本末転倒の状態となっている

	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 木質バイオマスの需要量の増加に伴い、森林の違法伐採や皆伐が問題視されている
熱利用(ペレットなど)	<p>(正の影響)</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ 発電所ほどの規模ではないが、原料調達から燃料流通までのサプライチェーンにおいて、地域産業の活性化や雇用創出が期待できる ➤ 生産した熱は地域内で利用されるため、地域住民が再生可能エネルギーの恩恵を感じる機会が多い <p>(負の影響)</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ 木質バイオマスの需要量の増加に伴い、森林の違法伐採や皆伐が問題視されている

直接燃焼発電所については、整理した発電所については大部分が国産の未利用材を燃料として使用していたが、一部は PKS など海外からの輸入材を用いて発電を行っている施設があった。輸入材を用いている発電所は、地元の未利用材では需要が足らず、発電所メーカーの推薦のもと、発電所建設の時点で輸入材の利用を決定していると考えられる。輸入材は燃料の安定供給という観点では望ましいが、東南アジアの熱帯雨林に関わる自然生態系の破壊に貢献してしまうことは極力避けるべきである。可能な限り、国産の未利用材の供給で賄えるような需要を考えた発電所の建設が求められる。

熱利用については、その用途はプールや温浴施設が大半である。これは重要なことであるが、利用される範囲が小さいのは否めない。欧州では、バイオマスから生産した熱を住宅に供給するという地域熱供給を積極的に実施している。これに対し、日本では地域熱供給の事例は寒冷地域を除いて殆ど見受けられない。欧州は高緯度の寒冷地域であるために地域熱供給が発展しているともいえるが、我が国においても温暖地域における地域熱供給の可能性を探る必要があると考える。

続いて、メガソーラー発電所に着目して、インターネットから設置場所や接地面積などに関するデータを収集し整理した。生態系勘定を用いてメガソーラー発電所の自然生態系への影響を定量評価するため、正負の影響を表 3.12 にまとめる。

表 3.12 メガソーラー発電所の影響まとめ

設置場所	敷地(屋上、壁面など)、空地・遊休地・造成地、跡地・処分場、農地・ため池、山林、草地・原野、その他
正の影響	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 関連産業を含む大きな経済効果がある ➤ 化石燃料の使用量削減に伴う CO₂ 削減に効果がある ➤ 政府の再生可能エネルギー導入目標の達成に貢献できる
負の影響	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 農地、草地・原野、山林は自然改変による自然生態系の破壊、景観の悪化などの影響が大きい ➤ 地域外の都市部の事業者が事業主になっていることが多く、利益が地域内に回りにくい ➤ 自然災害で太陽光発電設備が被災すると、大量の廃棄物が発生するおそれがある

メガソーラー発電所の設置場所として、敷地内や空地などの未利用地はすでに自然が改変されているため、生態系への新たな影響は少ないものと考えられる。一方で、山林、草地・原野は森林を切り崩すなどの建設行為を伴うことになるため、生態系への影響は大きいものと考えられる。特に地方では、メガソーラー発電所に関するトラブル事例が多くメディアで報告されるようになったこともあり、地元住民による反対運動が活発に行われている。事業者としては、地元住民との十分なリスクコミュニケーションのもとで合意形成を行うことが求められている。メガソーラー発電所は地球温暖化対策として積極的に導入が進められているが、一方で自然生態系の破壊に繋がる。地球温暖化対策と自然生態系の保全のどちらかを優先すべきかを、地域住民の意識や費用対効果の観点を踏まえながら検討すべきである。加えて、自然災害発生時に太陽光発電設備由来の廃棄物が膨大に発生するおそれがあるため、防災対策を含めた廃棄物対策を検討すべきである。

3.5 森林資源のエネルギー利用による環境・経済・社会への影響の分析（3年間の研究）

3.5.1 研究の方法

木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用に伴う環境的・経済的・社会的評価を実施するための方法や原単位を整理する。なお、直接燃焼発電の場合は電力が供給されるが、熱利用の場合は温浴施設や介護福祉施設での利用、工場や温室への供給など、供給用途が多岐にわたる。ここでは温浴施設を対象とし、LCA手法やLCC手法を用いてCO₂排出量、コストを算出するための方法や原単位を整理する。

加えて、兵庫県を対象として、民有林を木質バイオマスとしてエネルギー利用することを想定した場合の利用可能ポテンシャルを推計する。現在兵庫県内でエネルギーとして利用されている木質バイオマス量とポテンシャルとの比較を行い、県内産の木質バイオマスがどの程度地産地消されているのかを把握するとともに、課題を考察する。

3.5.2 森林資源のエネルギー利用に係る環境的・経済的・社会的評価方法の整理

木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用について、筆者らの研究成果を中心に環境・経済・社会の各側面での評価に係る原単位を整理したものを表3.13に示す。このうち、社会面に係る指標は施設の雇用者数とした。それぞれは原単位を作成した地域や対象とする燃料種などが異なるものの、森林資源のエネルギー利用に係る各側面を評価するための基礎データとなる。また、昨年度の研究を通じて、直接燃焼発電の発電規模を説明変数、燃料利用量と総事業費を被説明変数とする単回帰式を次式のように作成している。これらも、想定する発電規模をもとに、各種変数の算出が可能である。

$$\text{燃料利用量[万 t/年]} = 0.001 \text{ 発電規模[kW]} \quad (3-6)$$

$$\text{総事業費[億円]} = 0.0037 \text{ 発電規模[kW]} \quad (3-7)$$

表 3.13 木質バイオマスのエネルギー利用に係る環境・経済・社会に関する原単位

分類	種類	燃料種	数値	単位	備考	出典	
直接燃焼発電	環境負荷	温室効果ガス(GHG)	チップ	-1,426	kg-CO ₂ eq/t	和歌山県を事例地域とし、間伐～燃料製造～石炭混焼を想定	田畑ら(2010)
			ペレット	-1,412		同上	田畑ら(2010)
	NO _x	チップ	97	g-NO _x /t	同上	田畑ら(2010)	
		ペレット	97		同上	田畑ら(2010)	
	SO _x	チップ	160	g-SO _x /t	同上	田畑ら(2010)	
		ペレット	164		同上	田畑ら(2010)	
	コスト	-	6,870	千円/施設・年	ランニングコスト。直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)	
	雇用者数	-	7.5	人/施設	直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)	
	木質バイオマス使用量	-	17,637	t/施設・年	同上	Nishibuchi and Tabata (2016)	
	熱利用	環境負荷	温室効果ガス(GHG)	ペレット	-1,393	kg-CO ₂ eq/t	岐阜県を事例地域とし、間伐～ペレット製造～家庭での熱利用を想定
NO _x				-0.63	g-NO _x /t	同上	Tabata and Okuda (2012)
SO _x				-0.45	g-SO _x /t	同上	Tabata and Okuda (2012)
残渣				80	g-residue/t	同上	Tabata and Okuda (2012)
コスト		-	7,297	円/t	岐阜県を事例地域とし、間伐～ペレット製造～家庭での熱利用を想定	Tabata and Okuda (2012)	
コスト		-	12,050	千円/施設・年	ランニングコスト。直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)	
雇用者数		-	3.3	人/施設	ペレット製造施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)	
木質バイオマス使用量		-	1,904	t/施設・年	同上	Nishibuchi and Tabata (2016)	

但し、昨年度の研究では、温浴施設の熱利用を中心にデータ収集を行ったものの、上式のような回帰式を導出することができなかった。そこで、温浴施設における環境面と経済面についての評価を実施するためのモデル式を作成した。これを実施するため、2019年8月2日にこうべ市民福祉振興協会への聞き取り調査を行った。ここでは同協会が管理運営しているしあわせの村に併設されている温浴施設について、施設の稼働に必要なデータ(燃料使用量、年間維持費、設備使用日数など)を収集した。また、林野庁(2017)などをもとに、木質バイオマスの熱利用に必要な基礎データを検討した。図 3.14 に、今回対象とする温浴施設のシステムを示す。ここでは比較評価のため、木質バイオマスをチップ化して温浴施設のボイラーの熱源とするシステム(木質バイオマスを利用する場合)と化石燃料を熱源とするボイラーのみを使用するシステム(木質バイオマスを利用しない場合)についてデータ収集およびモデル作成を行う。これらのシステムは固定費に関する費目と変動費に関する費目がある。なお、木質バイオマスを利用する場合でも化石燃料ボイラーが考慮されているが、これは、チップボイラーは固定費が高額であり速やかな出力制御が困難であることから、バックアップのために化石燃料ボイラーを用意しておくことで、この欠点が相殺されるためである(森のエネルギー研究所, 2016)。

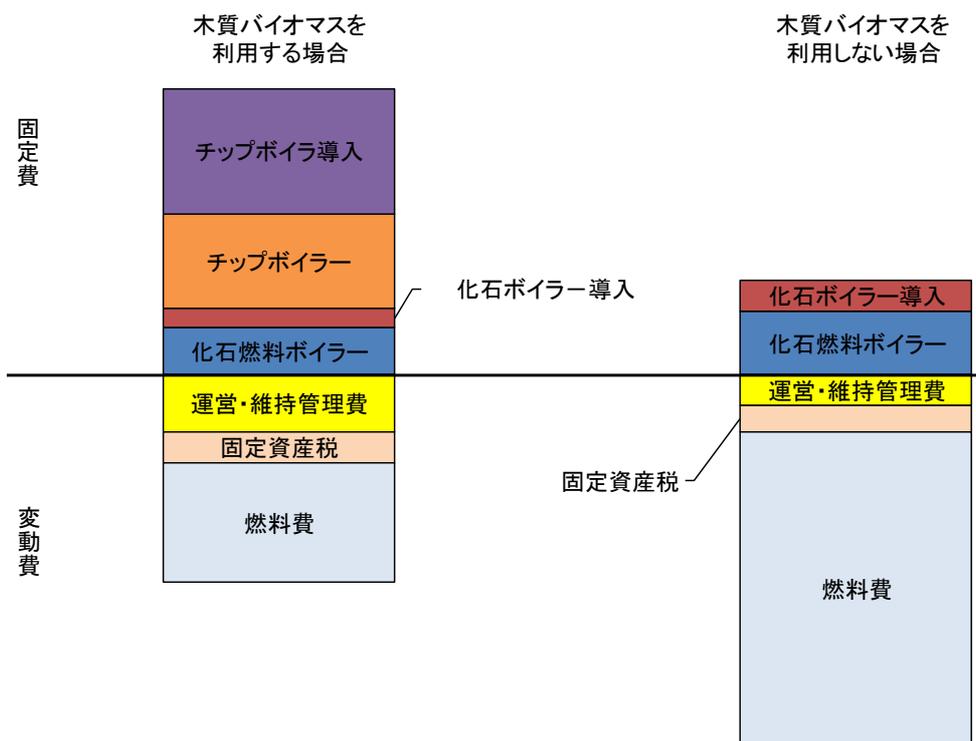


図 3.14 対象とする温浴施設のシステム

経済性に関する基本データを表 3.14 に示す。木質バイオマスを利用しないシステムでは化石燃料のみを使用するので、化石ボイラーの熱供給量は施設の年間熱需要量と同じである。一方、木質バイオマスを利用するシステムは、聞き取り調査の結果より導出したチップボイラーの熱供給量とボイラー定格出力の関係式を用いる。化石ボイラーの熱供給量は、施設の年間熱需要量からチップボイラーの熱供給量を引いて求める。ボイラーの本体価格について、化石燃料ボイラーはインターネットで収集したボイラー製造会社の情報をもとに作成した、ボイラーの定格出力と本体価格の関係式から導出した。チップボイラーは、林野庁(2017)に掲載されているボイラーの定格出力と本体価格の関係式を利用した。なお、ボイラー効率は 90%、耐用年数は 15 年、残存価格 1 円と設定した。化石ボイラーの導入費用において、ボイラー本体以外の費用は非常に安い。そのため、化石ボイラーは本体コストのみ対象とした。固定資産税は、「木質バイオマスボイラー導入診断」により、初期費用の残存価格の 1.4%とし、15 年の平均値を算出する。燃料費は森のエネルギー研究所(2016)を参考にして、年間熱需要量に化石燃料価格を乗じて算出する。チップボイラーの導入に伴う運営・維持管理費は、森のエネルギー研究所(2013)を参考にして初期費用の 2.5%とした。燃料費は、各ボイラーの熱供給量に燃料価格を乗じて算出する。木質バイオマスボイラーの導入に伴う補助金は、導入費の 50%と設定した。化石燃料(都市ガス、重油、灯油)がそれぞれチップに置き換えられることを想定したコスト差額を推計するための基本データを表 3.15 に示す。化石燃料価格の変動が経済性に与える影響を把握するため、2018 年時点の燃料価格と 2014 年以降の最低価格となった 2016 年の燃料価格を採用した。なお、都市ガスは、聞き取り調査で収集したデータを現在の燃料価格とした。

表 3.14 経済性に関する基本データ

項目	単位	設定条件	
温浴施設			
O_t	仮想温浴施設のボイラー総規模	kW	
H_t	仮想温浴施設の年間熱需要量	MJ/年	
燃料価格			
P_w	チップ価格	円/MJ	
P_f	化石燃料価格	円/MJ	
木質バイオマスを利用しない場合			
O_{f1}	化石燃料ボイラー定格出力	kW	$O_{f1} = O_t$
C_{fb1}	化石燃料ボイラー本体価格	円	$C_{fb} = 8090.6 O_{f1} \quad R_2 = 0.87$
H_{f1}	化石燃料ボイラーの熱供給量	MJ	$H_{f1} = H_t$
固定費			
C_{tf1}	化石燃料ボイラー導入費用	円	$C_{tf1} = 8090.6 O_{f1}$
C_{i1}	固定費合計	円	$C_{i1} = C_{tf1}$
C_{d1}	固定費の減価償却費	円/年	$C_{d1} = (C_{i1} - 1) / 15$
変動費			
C_{o1}	運営・維持管理費	円/年	
C_{p1}	固定資産税(平均)	円/年	
C_{f1}	燃料費	円/年	$C_{f1} = H_{f1} \cdot P_f$
C_{r1}	変動費合計	円/年	$C_{r1} = C_{o1} + C_{p1} + C_{f1}$
C_{a1}	年間コスト	円/年	$C_{a1} = C_{d1} + C_{r1}$
木質バイオマスを利用する場合			
O_w	チップボイラー定格出力	kW	
C_{wb}	チップボイラー本体価格	円	$C_{wb} = 63047 O_w + 107$
H_w	チップボイラーの熱供給量	MJ	
O_{f2}	化石燃料ボイラー定格出力	kW	$O_{f2} = O_t - O_w$
C_{fb2}	化石燃料ボイラー本体価格	円	$C_{fb} = 8090.6 O_{f2}$
H_{f2}	化石燃料ボイラーの熱供給量	MJ	$H_{f2} = H_t - H_w$
固定費			
C_{tw}	チップボイラー導入費用	円	$C_{tw} = 2.5 C_{wb}$
C_{tf2}	化石燃料ボイラー導入費用	円	$C_{tf} = 8090.6 O_{f2}$
C_{i2}	固定費合計	円	$C_{i2} = C_{tw} + C_{fb}$
C_{d2}	固定費の減価償却費	円/年	$C_{d2} = (C_{i2} - 1) / 15$
変動費			
C_{o2}	運営・維持管理費	円/年	$C_{o1} - C_{o2} = 2.5\% C_{i2}$
C_{p2}	固定資産税(平均)	円/年	
C_{f2}	燃料費	円/年	$C_{f2} = H_w \cdot P_c + H_{f2} \cdot P_f$
C_{r2}	変動費合計	円/年	$C_{r2} = C_{o2} + C_{p2} + C_{f2}$
C_{a2}	年間コスト	円/年	$C_{a2} = 0.5 C_{d2} + C_{r2}$

表 3.15 燃料に関する基本データ

項目	単位	設定条件	
MC	チップの湿量基準含水率	%	$MC = 40$
LHV_w	チップ低位発熱量	MJ/kg	$LHV_w = 10.6$
HHV_c	13A都市ガスの高位発熱量	MJ/m ³	$HHV_c = 45.0$
HHV_h	A重油の高位発熱量	MJ/L	$HHV_h = 38.9$
HHV_k	灯油の高位発熱量	MJ/L	$HHV_k = 36.5$
LHV_c	都市ガスの低位発熱量	MJ/m ³	$LHV_c = 0.90 HHV_c$
LHV_h	A重油の低位発熱量	MJ/L	$LHV_h = 0.95 HHV_h$
LHV_k	灯油の低位発熱量	MJ/L	$LHV_k = 0.95 HHV_k$

コスト差額をモデル化すると、次式となる。

$$C = -14.033 \cdot (P_w - P_f) \cdot Ow^2 + [24724 \cdot (P_w - P_f) + 9838.87] \cdot Ow + 1456893.5292 \quad (3-8)$$

ただし、 C : コスト差額、 P_w : チップの単価、 P_f : 化石燃料の単価、 Ow : チップボイラーの定格出力。

ここで $P_w - P_f = P$ とすると、コスト差額は次式となる。

$$C = -14.033 \cdot P \cdot Ow^2 + (24724 \cdot P + 9838.87) \cdot Ow + 1456893.5292 \quad (3-9)$$

ただし、 P : 燃料の価格差。

ここで P を常数とすると、 Ow は C の二次関数となる。 $P < 0$ の際に、チップの単価は化石燃料より低くなる C の最小値が存在する。

$$C_{min} = \frac{4 \cdot (-14.033 \cdot P) \cdot 1456893.5292 - (24724 \cdot P + 9838.87)^2}{4 \cdot (-14.033 \cdot P)} \quad (3-10)$$

C が最小値になる際に対応する Ow は、次式となる。

$$Ow = \frac{-(24724 \cdot P + 9838.87)}{2 \cdot (-14.033 \cdot P)} \quad (3-11)$$

燃料の価格差とコスト差額の最小値、対応するチップボイラーの定格出力の関係を図 3.15 に示す。燃料の価格差が小さくなるほど、コスト差額が小さくなり、対応するボイラーの出力が大きくなることがわかる。また、 $C_{min} = 0$ をすると、 $Ow \in [0, 833]$ の際に、 $P \approx -0.705$ となる。つまり、燃料の価格差が -0.705 より大きい時、木質バイオマス利用の経済性は失われることを意味している。

一方、 Ow を常数とすると、 C は次式となる。

$$C = (24724Ow - 14.033Ow^2)P + 9838.87Ow + 1456893.5292 \quad (3-12)$$

$Ow \in [0, 833]$ で $(24724Ow - 14.033Ow^2) > 0$ となり、 P が大きくなるほど、 C が大きくなることがわかる。つまり、チップボイラーの出力が確認された際に、燃料の価格差が大きくなると、事業の経済性が悪くなる。都市ガスが置き換えられる場合、最適なチップボイラーの導入規模は 348kW、化石燃料代替率は 67.2%、コスト差額は -123.7～52.9 万円であった。A 重油と灯油の場合、最適なチップボイラーの導入規模はそれぞれ 598kW、746kW、化石燃料代替率はそれぞれ 88.3%、95.9%、コスト差額はそれぞれ -560.2～-303.1 万円、-1257.4～-971.1 万円であった。

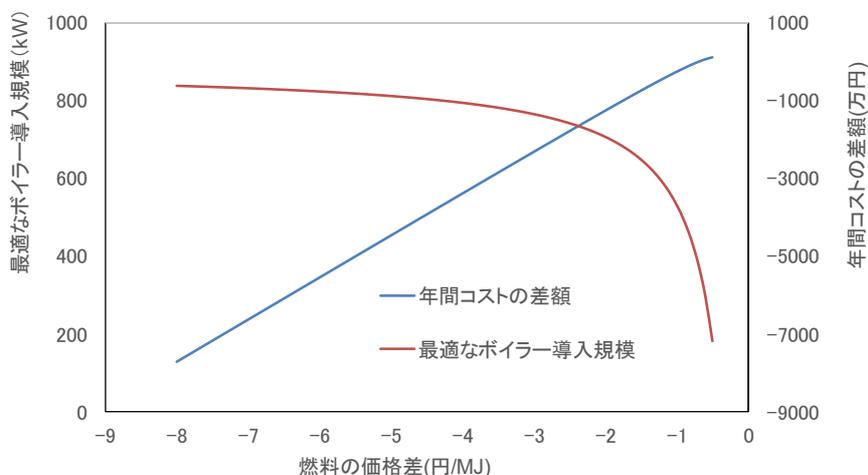


図 3.15 燃料の価格差とコスト差額の最小値、対応するチップボイラーの定格出力の関係

環境面では、経済面での評価モデルを参考にして評価の範囲と指標を確定した。対象とする指標は、温室効果ガス(GHG)排出量である。評価範囲を図 3.16 に示す。木質バイオマスを利用しない場合は、化石燃料の調達、熱利用、ボイラー導入の各プロセスを評価対象とした。木質バイオマスを利用する場合は、チップと化石燃料の調達、熱利用、燃焼灰の処分、ボイラー導入の各プロセスを評価対象とした。熱利用システムに使用される設備や機器の輸送・補修・廃棄等の各プロセスは、評価対象に含めなかった。GHG は CO₂, CH₄, N₂O を対象とし、それぞれ地球温暖化係数(CO₂:1、CH₄:25、N₂O:298)を用いて、単一指標に変換された。GHG 排出量の算出において、燃料調達、熱利用、燃焼灰の処分は IDEA Ver.2.2(産業技術総合研究所安全科学研究部門&産業環境管理協会)、ボイラー導入は 3EID(国立環境研究所, 2020)に掲載されている原単位を利用した。

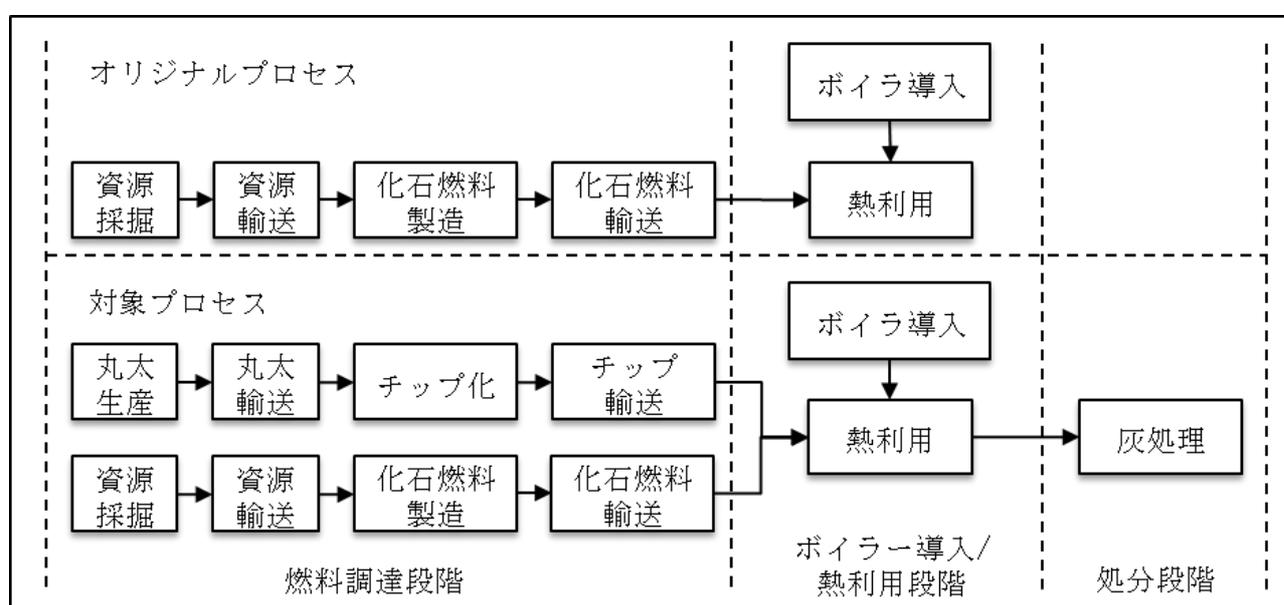


図 3.16 評価範囲

化石燃料別で、木質バイオマスを利用する場合と利用しない場合での GHG 排出量の算出結果を図 3.17 に示す。木質バイオマスを利用しない場合、GHG は主に燃料調達段階と使用段階で発生し、ボイラー導入段階では非常に少ない。化石燃料別は、A 重油の GHG が最も多かった。木質バイオマスを利用する場合、GHG は主に調達段階、使用段階とボイラー導入段階で発生し、処分段階では少なかった。チップと灯油併用の際の化石燃料の代替率は最も高かった。次いでチップと灯油ガス併用、チップと A 重油併用の順番となった。GHG の削減量は、灯油からの代替が最も大きく(749.7t-CO₂/年)、次いで A 重油(748.2t-CO₂/年)、都市ガス(448.7t-CO₂/年) の順番となった。

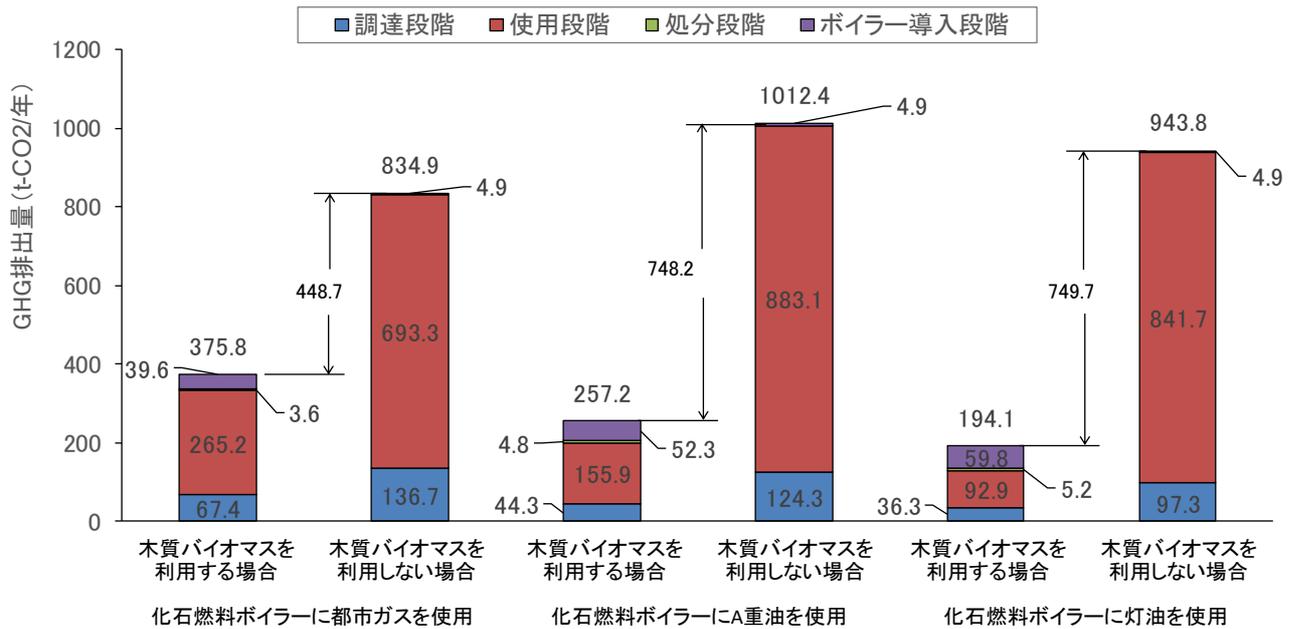


図 3.17 化石燃料別での GHG 排出量の結果

3.5.3 直接燃焼発電の自然生態系への影響と実態の把握

先ず、兵庫県における民有林で且つ人工林の分布を把握するため、兵庫県農政環境部農林水産局林務課への依頼のもと、森林簿を入手した。国有林を除外した理由は、兵庫県では、県内の森林面積の約95%が民有林であり、国有林は5%程度に過ぎないためである(兵庫県農政環境部, 2018)。ここでは、森林簿を出発点とし、兵庫県農林水産部林務課(1986a, 1986b, 1986c)のデータ、小林・客野(2015)の計算方法をもとに、人工林の林齢別の材積量を算出した(図 3.18)。なお、木質バイオマスのエネルギー利用が困難であると思われる制限林は、材積量の算出から除外した。結果より、55～61歳の林齢を頂点とした、正規分布が描けることがわかる。材積量は49歳辺りから急激に増加しており、増減を繰り返しながら91歳あたりで収束している。兵庫森林組合連合会バイオマスエネルギー材料供給センターでの聞き取り調査によると、林齢45歳以下は間伐作業を行い、46歳以上は主伐するのが望ましいとのことであった。しかし図では主伐の適齢期を超えて森林が多く存在していること、49歳以下の森林が極めて少ないことがわかる。

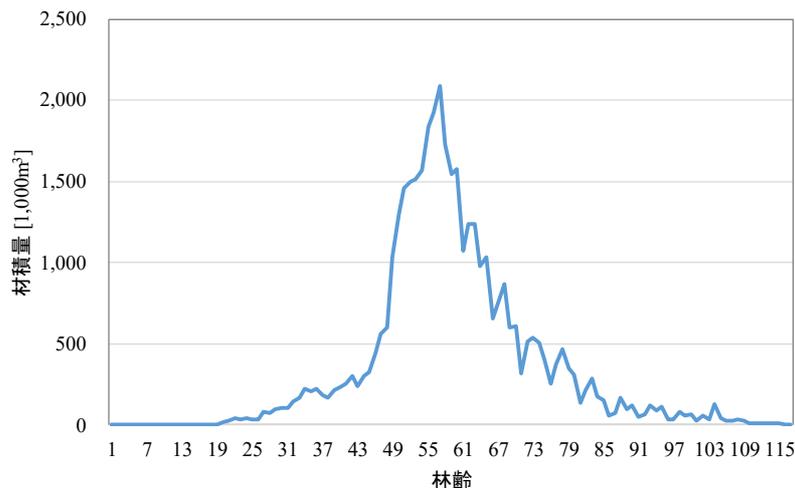


図 3.18 スギの林齢別材積量

続いて、森林簿の林齢別・樹種別の材積量、田畑ら(2009)のデータをもとに、兵庫県各市町別でのエネルギー利用可能な木質バイオマス賦存量を推計した。結果として、兵庫県全体でエネルギー利用可能なバイオマス賦存量は、約 74.2 万 t と推計された。ここでは、人工林を 20 年かけて間伐すると仮定して、県内の木質バイオマス賦存量を 20 で割った。加えて、兵庫森林組合連合会バイオマスエネルギー材供給センターでの聞き取り調査をもとに、伐採された木材の 30%が燃料として利用されると想定した。図中で、緑色が濃い市町ほど、バイオマス賦存量が多いことを示している。

兵庫県は森林組合、民間企業等と共同して、兵庫県内で未利用となっている木質バイオマスを発電用に利用する取り組みを行っている。このため、木質バイオマス発電用木材(木質バイオマス材)の集荷やチップ製造等を行い、県内 3ヶ所の民間企業が経営母体である木質バイオマス発電所に搬入している。表 3.16 に、兵庫県内で稼働している木質バイオマス発電所の状況を示す。このうち、発電所 B と C は、企業秘密のため燃料種別の使用量を知ることができなかった。発電所 C(第 1)は燃料使用量が不明であったため、(3-6)式を用いて推計した。このうち発電所 A の発電出力は 5,600kW であり、一般家庭の約 12,000 世帯に供給できる電力生産できる能力を有している。この発電所は、近隣の山地から収穫された未利用の間伐材のみを燃料として調達している。その理由を聞き取り調査したところ、元々発電所を建設する際に間伐材のみを燃料として利用することを契約しており、変更することができないためであるとのことであった。燃料は丸太やチップの形で集材しており、丸太は林業家が発電所に併設された集材基地に搬入している。丸太の価格は 1t あたり 6,700 円である。また、チップはチップ工場などから 1t あたり 9,000~10,000 円で買い取っている。一方発電所 B と C は、未利用の間伐材以外にも一般材(端材等)、リサイクル材(廃材等)を利用している。また、PKS を輸入する計画もある。未利用の間伐材以外の木質バイオマスを燃料として利用する理由は、コスト削減や安定供給、燃料燃焼時の水分調整もある。

表 3.16 兵庫県内で稼働している木質バイオマス発電所の状況

	発電出力 [kW]	燃料使用量 [t/年]	備考
発電所A	5,600	70,000	2016年に稼働開始。発電所から50kmの範囲で収集した未利用の間伐材のみ使用
発電所B	22,100	210,000	2017年に稼働開始。未利用の間伐材、一般材、リサイクル材などを燃料として利用
発電所C(第1)	16,500	165,000	2015年に稼働開始。未利用の間伐材、一般材、リサイクル材などを燃料として利用
発電所C(第2)	30,000	235,000	2020年に稼働予定。未利用の間伐材のほか、PKSなどを利用予定

一方で、上述したエネルギーとして利用可能な賦存量に対し、エネルギー利用されている木質バイオマスの量が明らかに少ないという現実が垣間みえる。理由はあるとはいえ、発電所 B や C は全量を未利用の間伐材のみで賅っていない。また、PKS を利用するという事は、そもそも国内材を利用することを放棄しているとも考えることができる。これらを可能な限り未利用の間伐材で賅うことにより、兵庫県内での森林資源の利用率が向上し、森林資源のより良い消費が可能になると考えられる。

3.6 まとめ

本章では、木質バイオマスの直接燃焼発電や熱利用が、本質的に地域活性化に繋がっているかを検討するため、発電と熱利用の環境・経済・社会の各側面を評価するための原単位を整理した。また、温浴施設での熱利用という具体的な事例を想定して、事業に伴う環境面、経済面の評価を行うためのモデルを作成した。続いて兵庫県において、森林資源のエネルギーとしての利用可能賦存量を推計するとともに、実際の利用量との乖離について考察した。これにより、兵庫県ではエネルギー利用可能な森林資源は、現状では十分に利活用されておらず、これが兵庫県の森林資源の利用効率の向上を妨げている要因の一つであることを示した。

また、太陽光発電所と自然生態系の政策を事例に包括的評価に関する検討を行った。太陽光発電システムの設置に関する決定は、環境および経済の観点から国および地方の戦略をもとに実施されている。地域の自然生態系の保全は、住民にとって大きな関心事である。太陽光発電所の設置にかかる計画は、多くの場合、民間の事業会社によって開発および運営されているが、自然生態系の改変を伴う計画を許可する権限を持っているのは地方自治体である。地方自治体の意思決定者が、自然生態系の改変を伴う太陽光発電所の評価を可能な限り客観的かつ定量的に評価できる評価方法を提案した。ここでは、LCA 等を用いてポジティブな効果とネガティブな効果の各評価項目を定量化するとともに、これらの評価項目を包括的に評価できるようにした。また、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかを判別できる指標を作成した。

気候変動の緩和と経済的利益をポジティブな効果の評価項目、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加をネガティブな効果の評価項目として取り扱う。これら評価項目は、森林生態系を改変して太陽光発電所を設置するという事例において、政府および地方自治体が考慮すべき要素である。これらの評価項目について、LCA 手法の環境影響評価手法を用いて、外部費用として貨幣単

位で統合化する。また、LCA手法において経済的利益と外部費用をフルコストとして合算することができることを踏まえ、ポジティブな効果として見積もられた金銭的価値を、ネガティブな効果として見積もられた金銭的価値で割ることで得られた比率(P/N比)を定義する。P/N比を用いることで、自然生態系の改変を伴うメガソーラー発電所の設置する場合に、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかどうかを判断することができる。

本手法を、岩手県のメガソーラー発電所の設置事例に適用する。岩手県の93施設のうち、自然生態系を改変して設置された施設数は10施設であった。自然生態系の減少面積は、衛星画像の情報から3,874,800m²となった。これらの情報を用いて評価を行った結果、岩手県では、気候変動の緩和と経済的利益によるポジティブな効果は年間8,920百万円、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加によるネガティブな効果は1,566百万円と算出された。P/N比は5.70となり、太陽光発電所の設置のポジティブな効果が自然生態系の損失というネガティブな効果を上回る結果となった。

以上の結果を踏まえ、サブテーマ1で作成した岩手県一関市砂鉄川流域における森林生態系サービスの供給使用表を用いた、太陽光発電所と森林生態系に関する政策評価を行う。政策評価は、(1)太陽光発電所と森林生態系の包括的評価と(2)受益者負担の観点から実施した。まず(1)について、供給使用表をもとに詳細な分析を行ったところ、砂鉄川流域に設置されているメガソーラー発電所は4施設、発電所設置に伴う森林等の減少面積は142,000m²と計算された。これをもとに、ポジティブな効果とネガティブな効果を算出した結果、ポジティブな効果は289百万円、ネガティブな効果は102万円となり、P/N比は2.82となった。このことから、森林減少によるネガティブな効果よりも、太陽光発電によるポジティブな効果のほうが上回るという結果が得られた。続いて(2)について、地理情報システム(GIS)を用いて、森林減少の影響を受ける世帯数と影響は2の森林面積を算出した。その結果、砂鉄川流域全体で4施設のメガソーラー発電所設置による調整サービス減少の影響を受けるのは、流域全体の面積37,952haの10.8%、居住している7,244世帯の21.1%に値することがわかった。

また、構築した生態系勘定の政策利用に際し、これまで行われてきた生態系サービス評価がどのように政策に活用されているのかを、国内外の文献レビューにより明らかにした。既存研究では、生態系サービスの経済評価事例について、海外でもこれまで多数行われてきたものの、その結果・成果を政策に活用したことが明記されている学術論文は多くないことが示されている。本分析では生態系勘定を含めた生態系サービスの経済評価事例を対象とし、政策への活用の経緯や政策への影響など明らかになった。

第4章 まとめと環境政策への貢献

4.1 まとめ

ミレニアム生態系評価、TEEB 報告書、WAVES プロジェクト、およびダスグプタ・レビューなどに代表されるように、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進み、2010年にCOP10で合意された愛知目標で生態系の価値を経済勘定として可視化し、意思決定に利用することが目指されていることを踏まえて、本研究では、日本においても生態系勘定の開発と利用について研究を行った。具体的には、ストック勘定だけでなく、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフロー勘定も揃えて、環境経済統合勘定－実験的生態系勘定(SEEA-EEA)のような世界的に標準とされている生態系勘定枠組みを踏まえつつ、日本における政策適用に利用しやすい勘定表を構築に取り組んだ。特に、プラネタリー・バウンダリーに関わる大規模で不可逆的な生態系劣化を評価対象とし代替不可能性を想定すべきときに利用できる物量データと、比較的小規模な変化を評価対象とし代替可能性が認められる際に利用できる貨幣評価データの双方を揃えることを目指している。貨幣評価データには、国民経済計算に接続しやすい交換価値(市場価値)にもとづく評価と、社会的費用便益分析に利用できる厚生価値(社会的価値)による評価の二種を用意することで、政策目的に合わせた利用を可能とする。そのために、第一に、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行った。第二に、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析した。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析した。これらにより、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化に対応できる。

本研究では、3年間の研究計画として、環境や生態系を国民経済計算体系に取り入れる試みとして、(1)国際的な標準となりつつあるSEEA-EEAを踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価を行うサブテーマ3という構成で研究を行った。

本報告書において、サブテーマ1では、日本版の生態系勘定のフレームワークをもとに、さらなる精緻化とサブ勘定表の構築を行いつつ、海外におけるSEEA-EEAの適用を目的とした研究を中心に、生態系及び生態系サービスの評価に関する最新の既存研究をまとめた。この中では、環境勘定の専門家グループにおける議論及び生態系及び生態系サービスの専門家の間での議論を紹介し、各国における生態系勘定を用いた生態系及び生態系サービスの評価事例を整理した。

そのうえでアクセス性や距離、居住地などの情報及びデータを活用し、生態系と受益者の位置関係を考慮しつつ生態系サービスの供給者・受益者を特定した。以上の国際的な議論動向やこれまでの研究成果を踏まえ、4つの供給使用表(フロー勘定表)を作成した。

サブテーマ2では、本研究で進めてきた生態系資源のシャドウ・プライス推定に関する研究の精緻化とその意義について、世界的に進む研究蓄積のなかで位置付けを行い、方法論的な比較研究を

行った。本研究によって、時間軸と空間軸を意識した割引率について、理論的に同等の定式化を行った。実証研究においては、空間割引率と時間割引率の同時推定を試みた。選択型実験を応用し、属性に時間選好パラメータと空間選好パラメータを導入することで、2つの割引率の相関や規定要因を定量的に分析することに成功した。ここから、生態系サービスのうち便益の享受者が回答者自身であり、短期かつ直接に関わるものについては高い割引率が、公共性が高く利他的な便益であると考えられるサービスに対しては低い割引率が観察された。地球温暖化の文脈で、スターンレビュー（Stern, 2010）では世代間衡平に鑑みて低い割引率が適用されたが、生態系サービス評価の文脈でも公共性が高いサービス評価に対しては相対的に低い割引率が適用されることが、こうした主観的割引率の研究結果から示唆される。また、空間割引と時間割引の推定により、スピルオーバを伴う異時点のフロー表を解釈する際の利用可能性について示唆された。

サブテーマ3では、太陽光発電所と自然生態系の政策を事例に包括的評価に関する検討を行った。ここでは、LCA等を用いてポジティブな効果とネガティブな効果の各評価項目を定量化するとともに、これらの評価項目を包括的に評価できるようにした。また、ポジティブな効果とネガティブな効果のどちらが大きいかを判別できる指標を作成し、LCA手法の環境影響評価手法を用いて、外部費用として貨幣単位で統合化した。

本手法を、岩手県のメガソーラー発電所の設置事例に適用した。岩手県では、気候変動の緩和と経済的利益によるポジティブな効果は年間8,920百万円、炭素吸収源と生物多様性の喪失、災害リスク増加によるネガティブな効果は1,566百万円と算出され、P/N比は5.70となり、太陽光発電所の設置のポジティブな効果が自然生態系の損失というネガティブな効果を上回る結果となった。

この結果を踏まえ、岩手県一関市砂鉄川流域における森林生態系サービスの供給使用表を用いた、太陽光発電所と森林生態系に関する政策評価を行い、森林減少によるネガティブな効果よりも、太陽光発電によるポジティブな効果のほうが上回ること、砂鉄川流域全体で4施設のメガソーラー発電所設置による調整サービス減少の影響を受けるのは、流域全体の面積37,952haの10.8%、居住している7,244世帯の21.1%に値することがわかった。

以上のサブテーマの研究から、日本における生態系勘定、特にストック勘定表とフロー勘定表を構築し、実際のケーススタディを通じて、政策評価へ適用を行った。また、構築した生態系勘定の政策利用に際し、これまで行われてきた生態系サービス評価がどのように政策に活用されているのかを、国内外の文献レビューにより明らかにすることで、政策への活用の経緯やさらなる政策利用の可能性が議論された。

4.2 環境政策への貢献

生態系勘定の構築は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの可視化・主流化の一環としての国家勘定へ組み込みに関連し、生態系保全ならびに生態系サービスの管理に関する環境政策の基礎資料を提供するものである。本研究課題は生態系サービスのフロー勘定の開発を行い、第Ⅲ期環境経済の政策研究で開発したストック勘定と合わせることで国際的な標準として議論されている勘定表を揃えたことになる。ストック勘定は生態系の資産としての経済的価値を測定するものであるが、フロー勘定はそうして供給されるサービスの需要状況を測定するものである。こうした生態系サービスの供給元と需要先の情報は、近年検討が進んでいる生態系サービスに対する支払

い（Payment for Ecosystem Services）の制度設計に有用である。PES は生態系保全の現実的な政策対応として注目を集めており、日本においても 2024 年からの森林環境税の一斉導入に向けて政策議論が求められるなかで、税率の妥当性などについての検証に役立てることができる。また、今後予想される大きな人口変化に向けて、生態系保全政策の包括的なデザインも必要とされており、人口減少地域および人口増加地域における生態系サービスの可視化として、本研究で準備している生態系勘定は生態系保全政策の受容可能性や政策評価などにも当てはめることができる。

また、2010 年の COP10 から 10 年が経過し、世界的にも次のステップの政策が検討される。愛知目標においても生態系サービスの可視化は重要課題であったが、現時点においてもそのための理論的および実証的研究は不十分な段階に留まっている。本研究では、生態系サービスの可視化における諸課題を精査し、いくつかの改善を提案した。また実証的に当てはめる際の留意事項を整理し、継続的な実証研究の導入となる。本研究では、岩手県を事例にした森林生態系サービスの受益分布、北海道を事例にした生態系サービスの移出の把握、兵庫県を事例にした都市型生態系サービス評価といったタイプの異なる対象についてフロー勘定を作成した。また、事例研究においては、生態系勘定を利用して地球温暖化問題に関わる自然エネルギー利用（ソーラーパネルの設置）と、生態系保全（森林伐採）のトレードオフといった政策評価上の問題を取り上げ、公共的意思決定を検討する際の論点を明確にした。

本研究で作成した生態系勘定表は物量データと貨幣データとともに記載することで、用途によった使い分けが可能である。また、こうした評価を自然資本の測定として利用することにより、持続可能性指標などに導入することもできる。プラネタリー・バウンダリーやエコロジカル・フットプリントなど、物理的な観点からの自然資本の状況を注視する強い持続可能性指標には物量データ、包括的富指標など経済的な観点から自然資本を計測する弱い持続可能性指標には貨幣データが、それぞれ用いられる。そうした指標を使った政策や社会動向の将来シミュレーションを行う際に必要となる。

以上のように、本研究は生態系サービスの可視化と主流化といった政策課題に対応するものであると同時に、地域の保全政策の評価や、よりマクロな持続可能な発展の政策課題に貢献が見いだされるものである。

III 添付資料

添付資料 1 参考文献

第 1 章生態系勘定フレームワークの構築

- Dasgupta, P. (2014) Human well-being and the natural environment, Cambridge University Press.
- Harris, R. (2019) Natural capital accounts for marine areas – UK experience. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>
- Horlings, E., Schenau, S., Hein, L., Lof, M., de Jongh, L., Polder, M., (2019) Experimental monetary valuation of ecosystem services and assets in the Netherland. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>
- Jaung, W. and Carrasco, L. R. (2020) Travel cost analysis of an urban protected area and park in Singapore: a mobile phone data application, *Journal of Environmental Management* 261, 110238.
- Kubo, T., Uryu, S., Yamano, H., Tuge, T., Yamakita, T., Shirayama, Y. (2020) Mobile Phone network data reveal nationwide economic value of coastal tourism under climate change, *Tourism Management* 77, 104010.
- Matuszak, J. (2019) Urban Ecosystem accounts for The U.S. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019 (for participants only).
- Merrill N. H., Atkinson, S. F., Mulvaney, K. K., Mazzotta, M. J., Bousquin, J. (2020) Using data trived from cellular phone locations to estimate visitation ot natural areas: An application to water recreation in New England, USA, *PLOS ONE* 15(4), e0231863.
- Milligan, B. (2019) Technical Guidance for Ocean Accounting for Sustainable Development. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019 (for participants only).
- Oras, K., Iilas Ehrlich, Ü., Aun, K., Ronk, A. Luukas, G., Lotman, K., Adermann, V., Kosk, A., Vaher K. (2019) Valuation of the ecosystems nature education service, valuation methods, present state and way forward, Estonia’s case study. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>
- Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Soulard, F, Vardon, M., May, S. (2019) Ensuring data quality in the world of “Big Data” and

- rapidly expanding community of ecosystem accounting. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>
- Vardon, M., Harris, R., Jones L., Keith H., La Notte, A., Bagstad, K. (2019) Biophysical modelling of ecosystem services and ecosystem accounting: making the marriage happier. Paper for the 25th Meeting of the London Group on Environmental Accounting, Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>
- 釜石市 (2017) 『釜石市統計書 平成 29 年版』
- 三菱総合研究所 (2001) 『地球環境・人間の生活にかかわる農業及び森林の多面的機能の評価に関する調査研究報告書』
- 日本学術会議 (2001) 『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について (答申)』
- 斧田佳純・浅野礼子・鈴木俊博 (2020) 「ウィズ・アフターコロナ時代におけるモバイルビッグデータの活用可能性」 第 11 回横幹連合コンファレンス報告資料。
https://www.jstage.jst.go.jp/article/oukan/2020/0/2020_C-4-3/_pdf/-char/ja
- 大佛俊泰・早坂遼 (2019) 「携帯電話人口統計を用いた都市内移動者の時空間分布推定」 日本建築学会計画系論文集, 84(762), pp.1853-1862.
- 新貝航平・三瀬遼太郎・渋川剛志・森本章倫 (2020) 「携帯電話基地局データからみた商業施設の来客数減単位に関する研究」 公益社団法人日本都市計画学会都市計画論文集, 55(3), pp.1041-1046.
- 澤田茜・小原拓也・佐々木邦明 (2020) 「アクティビティモデルとモバイル空間統計を用いた都市圏 OD 推計の可能性」 第 55 回土木計画研究発表会・講演集
http://library.jsce.or.jp/jsce/open/00039/201706_no55/55-43-03.pdf
- 清家剛・三牧浩也・森田祥子 (2015) 「モバイル空間統計を活用した都市拠点地区の人口特性の分析に係る研究-昼夜間を通じて都市の実態人口分布を捉える新たな統計手法-」 日本建築学会計画系論文集 80(713), pp.1625-1633.
- 東京都 (2020) 『令和 2 年度第 4 回インターネット都政モニターアンケート「生物多様性について」調査結果』
<https://www.metro.tokyo.lg.jp/tosei/hodohappyo/press/2020/11/19/documents/19.pdf>
- 吉武孝 (2003) 「第 5 回沿岸生態系：森林の魚つき機能」 森林総合研究所所報, 462.

第 2 章 日本における生態系サービス評価に関する研究

- Ainslie, G. (1992) *Picoeconomics: The strategic interaction of successive motivational states within the person*. Cambridge University Press.
- Albers, H. J., Ando, A. W., & Chen, X. (2008). Spatial-econometric analysis of attraction and repulsion of

- private conservation by public reserves. *Journal of Environmental Economics and Management*, 56(1), 33-49.
- Alberini, A., & Ščasný, M. (2011). Context and the VSL: evidence from a stated preference study in Italy and the Czech Republic. *Environmental and Resource Economics*, 49(4), 511-538.
- Ando, A. W., and Shah, P. (2010). Demand-side factors in optimal land conservation choice. *Resource and Energy Economics*, 32(2), 203-221.
- Anthoff, D., & Emmerling, J. (2019). Inequality and the social cost of carbon. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 6(2), 243-273.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P., Mäler, K. G. (2003) Evaluating projects and assessing sustainable development in imperfect economies. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 647-685.
- Arrow, K. J., Cropper, M. L., Gollier, C., Groom, B., Heal, G. M., Newell, R. G., ... & Sterner, T. (2014). Should governments use a declining discount rate in project analysis?. *Review of Environmental Economics and Policy*, 8(2), 145-163.
- Barbier, E. B. (2012). A spatial model of coastal ecosystem services. *Ecological Economics*, 78, 70-79.
- Barbier, E. B. (2009). Ecosystems as Natural Assets. *Foundations and Trends in Microeconomics*, 4(8), 611-681.
- Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., & Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), 450-460.
- Baum, S. D., and Easterling, W. E. (2010). Space-time discounting in climate change adaptation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15(6), 591-609.
- Baumgärtner, S., Drupp, M. A., Meya, J. N., Munz, J. M., & Quaas, M. F. (2017). Income inequality and willingness to pay for environmental public goods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 85, 35-61.
- Baumgärtner, S., Klein, A. M., Thiel, D., & Winkler, K. (2015). Ramsey discounting of ecosystem services. *Environmental and Resource Economics*, 61(2), 273-296.
- Berger, L., & Emmerling, J. (2020). Welfare as Equity Equivalents. *Journal of Economic Surveys*, 34(4), 727-752.
- Bockstael, N. E. (1996). Modeling economics and ecology: the importance of a spatial perspective. *American Journal of Agricultural Economics*, 78(5), 1168-1180.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301.
- Bond, C. A., Cullen, K. G., & Larson, D. M. (2009). Joint estimation of discount rates and willingness to pay for public goods. *Ecological Economics*, 68(11), 2751-2759.
- Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63, 616-626.
- Campbell, D., Hutchinson, W. G., & Scarpa, R. (2009). Using choice experiments to explore the spatial distribution of willingness to pay for rural landscape improvements. *Environment and Planning A*, 41(1), 97-111.
- Cline, W.R. (1992). *The economics of global warming*. Washington, D.C.: Institute for International

Economics.

- Costanza, R. (2009). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological conservation*.
- Czajkowski, M., Hanley, N., & Nyborg, K. (2017). Social norms, morals and self-interest as determinants of pro-environment behaviours: the case of household recycling. *Environmental and Resource Economics*, 66(4), 647-670.
- Dissanayake, S. T., & Ando, A. W. (2014). Valuing grassland restoration: proximity to substitutes and trade-offs among conservation attributes. *Land Economics*, 90(2), 237-259.
- Dasgupta, P. (2008). Discounting climate change. *Journal of Risk and Uncertainty*, 37(2-3), 141-169.
- Dasgupta, P., Maskin, E. (2005) Uncertainty and hyperbolic discounting. *American Economic Review*, 95(4), 1290-1299.
- Dasgupta, P., Raven, P. H., and McIvor, A. L. (2019) *Biological Extinction: New Perspectives*, Cambridge University Press.
- De Valck, J., Broekx, S., Liekens, I., Aertsens, J., & Vranken, L. (2017). Testing the influence of substitute sites in nature valuation by using spatial discounting factors. *Environmental and Resource Economics*, 66(1), 17-43.
- Drupp, M. A. (2018). Limits to substitution between ecosystem services and manufactured goods and implications for social discounting. *Environmental and resource economics*, 69(1), 135-158.
- Drupp, M. A., Freeman, M. C., Groom, B., & Nesje, F. (2018). Discounting disentangled. *American Economic Journal: Economic Policy*, 10(4), 109-34.
- Ebert, U. (2003). Environmental goods and the distribution of income. *Environmental and Resource Economics*, 25(4), 435-459.
- Egan, K. J., Corrigan, J. R., & Dwyer, D. F. (2015). Three reasons to use annual payments in contingent valuation surveys: Convergent validity, discount rates, and mental accounting. *Journal of Environmental Economics and Management*, 72, 123-136.
- Emmerling, J. (2018). Discounting and intragenerational equity. *Environment and Development Economics*, 23(1), 19-36.
- Ferraro, P. J., Hanauer, M. M., & Sims, K. R. (2011). Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(34), 13913-13918.
- Ferraro, P. J., & Hanauer, M. M. (2014). Quantifying causal mechanisms to determine how protected areas affect poverty through changes in ecosystem services and infrastructure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(11), 4332-4337.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Fleurbaey, M., & Zuber, S. (2012). Climate policies deserve a negative discount rate. *Chi. J. Int'l L.*, 13, 565.
- Gerlagh, R., & Van der Zwaan, B. C. C. (2002). Long-term substitutability between environmental and man-made goods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(2), 329-345.

- Glenk, K., Johnston, R. J., Meyerhoff, J., & Sagebiel, J. (2019). Spatial Dimensions of Stated Preference Valuation in Environmental and Resource Economics: Methods, Trends and Challenges. *Environmental and Resource Economics*, 1-28.
- Gollier, C. (2002). Discounting an uncertain future. *Journal of public economics*, 85(2), 149-166.
- Gollier, C. (2010). Ecological discounting. *Journal of Economic Theory*, 145(2), 812-829.
- Gollier, C. (2015). Discounting, inequality and economic convergence. *Journal of Environmental Economics and Management*, 69, 53-61.
- Gollier, C., & Weitzman, M. L. (2010). How should the distant future be discounted when discount rates are uncertain? *Economics Letters*, 107(3), 350-353.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.
- Grammatikopoulou, I., Artell, J., Hjerpe, T., & Pouta, E. (2020). A Mire of Discount Rates: Delaying Conservation Payment Schedules in a Choice Experiment. *Environmental and Resource Economics*, 77(3), 615-639.
- Groom, B., Hepburn, C., Koundouri, P., & Pearce, D. (2005). Declining discount rates: the long and the short of it. *Environmental and resource economics*, 32(4), 445-493.
- Groom, B., Koundouri, P., Panopoulou, E., & Pantelidis, T. (2007). Discounting the distant future: how much does model selection affect the certainty equivalent rate?. *Journal of Applied Econometrics*, 22(3), 641-656.
- Groom, B., & Maddison, D. (2019). New Estimates of the Elasticity of Marginal Utility for the UK. *Environmental and Resource Economics*, 72, 1155-1182.
- Hanley, N., Schläpfer, F., & Spurgeon, J. (2003). Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values. *Journal of Environmental Management*, 68(3), 297-304.
- Hannon, B. (1994). Sense of place: geographic discounting by people, animals and plants. *Ecological Economics*, 10(2), 157-174.
- Hannon, B. (2005). Spatial discounting.
- Hardisty, D. J., & Weber, E. U. (2009). Discounting future green: Money versus the environment. *Journal of Experimental Psychology: General*, 138(3), 329-340.
- Heal, G. (2009). Climate economics: a meta-review and some suggestions for future research. *Review of Environmental Economics and Policy*, 3(1), 4-21.
- Hepburn, C., Duncan, S., Papachristodoulou, A. (2010) Behavioural economics, hyperbolic discounting and environmental policy. *Environmental and Resource Economics*, 46(2), 189-206.
- Hoel, M., Sterner, T. (2007) Discounting and relative prices. *Climatic Change*, 84(3-4), 265-280.
- Howard, G., Whitehead, J. C., & Hochard, J. (2021). Estimating discount rates using referendum-style choice experiments: An analysis of multiple methodologies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 105, 102399.
- Ida, T. and R. Goto (2009) "Simultaneous Measurement of Time and Risk Preferences: Stated Preference Discrete Choice Modeling Analysis Depending on Smoking Behavior," *International Economic Review*

vol. 50.4: 1169-1182.

- Jacobsen, J. B., & Hanley, N. (2009). Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation? *Environmental and Resource Economics*, 43(2), 137-160.
- Johnston, R. J., Besedin, E. Y., & Holland, B. M. (2019). Modeling distance decay within valuation meta-analysis. *Environmental and Resource Economics*, 72(3), 657-690.
- Johnston, R. J., & Ramachandran, M. (2014). Modeling spatial patchiness and hot spots in stated preference willingness to pay. *Environmental and Resource Economics*, 59(3), 363-387.
- Karp, L. (2005). Global warming and hyperbolic discounting. *Journal of Public Economics*, 89(2-3), 261-282.
- Karp, L. (2015) Railroad discounting. *Economics Letters*, 126, 87-90.
- Karp, L., & Tsur, Y. (2011). Time perspective and climate change policy. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62(1), 1-14.
- Kim, S. I., & Haab, T. C. (2009). Temporal insensitivity of willingness to pay and implied discount rates. *Resource and Energy Economics*, 31(2), 89-102.
- Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., ... & Halpern, B. S. (2009). Non - linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29-37.
- Kovacs, K. F., & Larson, D. M. (2008). Identifying individual discount rates and valuing public open space with stated-preference models. *Land Economics*, 84(2), 209-224.
- Kovenock, D., & Sadka, E. (1981). Progression under the benefit approach to the theory of taxation. *Economics Letters*, 8(1), 95-99.
- Kozak, J., Lant, C., Shaikh, S., & Wang, G. (2011). The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. *Applied Geography*, 31(1), 303-311.
- Layard R, Mayraz G, Nickell S (2008) The marginal utility of income. *Journal of Public Economics*, 92:1846–1857
- Lew, D. K. (2018). Discounting future payments in stated preference choice experiments. *Resource and Energy Economics*, 54, 150-164.
- Loomis, J. B. (2000). Vertically summing public good demand curves: an empirical comparison of economic versus political jurisdictions. *Land Economics* 76: 312–321.
- Luisetti, T., Turner, R. K., Bateman, I. J., Morse-Jones, S., Adams, C., & Fonseca, L. (2011). Coastal and marine ecosystem services valuation for policy and management: Managed realignment case studies in England. *Ocean & Coastal Management*, 54(3), 212-224.
- Mankiw, N. G. (1982). Hall's consumption hypothesis and durable goods. *Journal of Monetary Economics*, 10(3), 417-425.
- Mendelsohn, R., & Markstrom, D. (1988). The use of travel cost and hedonic methods in assessing environmental benefits. *Amenity resource valuation: integrating economics with other disciplines*. State College, PA: Venture Publishing, 159-166.
- Meya, J. N. (2018). Environmental inequality and economic valuation (Vol. 416, No. 18). Oldenburg Discussion Papers in Economics.

- Meyer, A. (2013a). Estimating discount factors for public and private goods and testing competing discounting hypotheses. *Journal of Risk and Uncertainty*, 46(2), 133-173.
- Meyer, A. (2013b). Intertemporal valuation of river restoration. *Environmental and Resource Economics*, 54(1), 41-61.
- Myers K, Parsons G, Train K (2017) Inadequate response to frequency of payments in contingent valuation of environmental goods. In: McFadden D, Train K (eds) Chapter 3 in *Contingent Valuation of Environmental Goods: A Comprehensive Critique*. Edward Elgar, Northampton, pp 43–57
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press.
- Neumayer, E. (2003). Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms. Edward Elgar Publishing.
- Newell, R. G., & Pizer, W. A. (2003). Discounting the distant future: how much do uncertain rates increase valuations?. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(1), 52-71.
- Nordhaus, W.D., 2007. A review of the Stern review on the economics of climate change. *Journal of economic literature*, 45(3), pp.686-702.
- Nordhaus, W. D. (2008). A question of balance: economic modeling of global warming. Yale University Press: New Haven.
- Norton, D., & Hynes, S. (2018). Estimating the Benefits of the Marine Strategy Framework Directive in Atlantic Member States: A Spatial Value Transfer Approach. *Ecological Economics*, 151, 82-94.
- O'Neill, R. V. (2001). Is It Time to Bury the Ecosystem Concept? (with Full Military Honors, of Course!) 1. *Ecology*, 82(12), 3275-3284.
- Padilla, E., 2002. Intergenerational equity and sustainability. *Ecological Economics*, 41(1), pp.69-83.
- Pate, J. and Loomis, J., 1997. The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological economics*, 20(3), pp.199-207.
- Perrings, C., and Hannon, B. (2001). An introduction to spatial discounting. *Journal of Regional Science*, 41(1), 23-38.
- Perry, G. L. W. (2002). Landscapes, space and equilibrium: Shifting viewpoints. *Progress in Physical Geography* 26, 339–359.
- Pickett, S. T. A. and M. L. Cadenasso (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: Meaning, model, and metaphor. *Ecosystems* 5, 1–10.
- Portney, P. R., & Weyant, J. P. (2013). *Discounting and intergenerational equity*. Routledge.
- Revelt, D. and K. Train (1998) Mixed Logit with Repeated Choices: Households' Choices of Appliance Efficiency Level, *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 80, No. 4., pp. 647-657.
- Ruhl, JB, Kraft, SE, and Lant, CL (2007). *The law and policy of ecosystem services*. Washington, DC Island Press.
- Sargisson, R. J., & Schöner, B. V. (2020). Hyperbolic Discounting with Environmental Outcomes across Time, Space, and Probability. *The Psychological Record*, 70, 515–527
- Shwom, R., Dan, A., & Dietz, T. (2008). The effects of information and state of residence on climate change policy preferences. *Climatic Change*, 90(4), 343-358.

- Stern, N. H. (2006) *The Stern Review of the economics of climate change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sterner, T., and Kyriakopoulou, E. (2012). (The Economics of) Discounting: Unbalanced Growth, Uncertainty, and Spatial Considerations. *Annual Review of Resource Economics*, 4(1), 285-301.
- Sterner, T., & Persson, U. M. (2008). An even sterner review: Introducing relative prices into the discounting debate. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(1), 61-76.
- Stevens, J. R., Rosati, A. G., Ross, K. R., & Hauser, M. D. (2005). Will travel for food: spatial discounting in two new world monkeys. *Current Biology*, 15(20), 1855-1860.
- Stumborg, B. E., Baerenklau, K. A., & Bishop, R. C. (2001). Nonpoint source pollution and present values: A contingent valuation study of Lake Mendota. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 23(1), 120-132.
- Sumaila, U.R., 2004. Intergenerational cost–benefit analysis and marine ecosystem restoration. *Fish and Fisheries*, 5(4), pp.329-343.
- Sutherland, R. J., and Walsh, R. G. (1985). Effect of distance on the preservation value of water quality. *Land Economics*, 61(3), 281-291.
- Traeger, C. P. (2011). Sustainability, limited substitutability, and non-constant social discount rates. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62(2), 215-228.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: What is the state of the science?. *Annual Reviews of Ecological and Evolutionary Systems* 36, 319–344.
- Turner, R. K., Morse - Jones, S., & Fisher, B. (2010). Ecosystem valuation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1), 79-101.
- van der Horst, D. (2006). Spatial cost–benefit thinking in multi-functional forestry; towards a framework for spatial targeting of policy interventions. *Ecological Economics*, 59(1), 171-180.
- Vasquez-Lavín, F., Oliva, R. D. P., Hernández, J. I., Gelcich, S., Carrasco, M., & Quiroga, M. (2019). Exploring dual discount rates for ecosystem services: Evidence from a marine protected area network. *Resource and Energy Economics*, 55, 63-80.
- Viscusi, W. K., Huber, J., & Bell, J. (2008). Estimating discount rates for environmental quality from utility-based choice experiments. *Journal of Risk and Uncertainty*, 37(2-3), 199-220.
- Wang, H., & He, J. (2018). Implicit individual discount rate in China: A contingent valuation study. *Journal of Environmental Management*, 210, 51-70.
- Wegner, G. and Pascual, U., 2011. Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. *Global Environmental Change*, 21(2), 492-504.
- Weitzman, M. L. (1998). Why should the distant future be discounted at the lowest possible rate. *The Quarterly Journal of Economics*, 113(2), 331-360.
- Weitzman, M. L. (2001). Gamma discounting. *American Economic Review*, 91(1), 260-271.
- Yamaguchi, R., (2013). Discounting, distribution and disaggregation: discount rates for the rich and the poor with climate as a source of utility. *Scottish Journal of Political Economy*, 60(4), 440-459.
- Yamaguchi, R. (2018). Wealth and population growth under dynamic average utilitarianism. *Environment and Development Economics*, 23(1), 1-18.

- Yamaguchi, R. (2019). Intergenerational discounting with intragenerational inequality in consumption and the environment. *Environmental and Resource Economics*, 73(4), 957-972.
- Yamaguchi, R. (2020). Available capital, utilized capital, and shadow prices in inclusive wealth accounting. *Ecological Economics*, 169.
- Yamaguchi, R., & Shah, P. (2020). Spatial discounting of ecosystem services. *Resource and Energy Economics*, 62.
- 栗山浩一・柘植隆弘, 庄子康 (2013) 『初心者のための環境評価入門』, 勁草書房。

第3章 生態系勘定に基づく公共政策評価

- Anwar, A: Does the age of a tree affect carbon storage? 2001. <https://icp.giss.nasa.gov/research/ppa/2001/anwar/>
- Bauer, C., Hirschberg, S., Bäuerle, Y., Biollaz, S., CalbryMuzyka, A., Cox, B., Heck, T., Lehner, M., Meier, A., Prasser, H-M., Schenler, W., Treyer, K., Vogel, F., Wieckert, H.C., Zhang, X., Zimmermann M., Burg, V., Bowman, G., Erni, M., Saar, M., Tran, M. Q.: Potentials, costs, and environmental assessment of electricity generation technologies, 2017, <https://www.psi.ch/sites/default/files/import/lea/HomeEN/Final-Report-BFE-Project.pdf>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farberll, S., Grassot, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.R., Sutton, P., Van den Belt, M.: The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, Vol.387, pp.253–260, 1997.
- Magelli, F., Boucher, K., Bi, H.T., Melin, S., Bonoli, A.: An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe, *Biomass and Bioenergy*, Vol.33, pp.434–441, 2009.
- International Renewable Energy Agency: Data & Statistics, 2019, <https://www.irena.org/en/ourwork/Knowledge-Data-Statistics/Data-Statistics>
- Itsubo, N.; Sakagami, M.; Washida, T.; Kokubu, K.; Inaba, A. Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.9, pp.196–205, 2004.
- Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., Mermet, L., Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*. 119, 208-219, 2013.
- Marre, J.-B., Billé, R, A demand-driven approach to ecosystem services economic valuation: Lessons from Pacific island countries and territories. *Ecosystem Services* 39, 100925. 2019.
- Nishiguchi, S. and Tabata, T.: Assessment of social, economic, and environmental aspects of woody biomass energy utilization: Direct burning and wood pellets, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol.57, pp.1279-1286, 2016.
- Pandey, A., Bhaskar, T., Mohan, S.V., Lee, D-J, Khanal, S.K. (ed.): Waste Biorefinery 1st Edition: Potential and Perspectives, “Chapter 26 Environmental Impacts of Utilizing Woody Biomass for Energy (written by Tabata, T., pp.751-778)”, Elsevier, 816pp, 2018.

Šahović, N. and Silva, da. P.P.: Community renewable energy – Research perspectives –, *Energy Procedia*, Vol.106, pp.46-58, 2016.

井内正直: 国内・外産石炭火力混焼用バイオマス燃料の製造・輸送に係わる CO₂ 排出量の評価, 電力中央研究所研究報告書, 2011, <https://criepi.denken.or.jp/jp/kenkikaku/report/detail/Y10010.html>

今村栄一; 井内正直; 坂東 茂. 日本における発電技術のライフサイクル CO₂ 排出量総合評価. 2015. <https://criepi.denken.or.jp/jp/kenkikaku/report/detail/Y06.html>

エレクトリカル・ジャパン, 発電所マップと夜景マップから考える日本の電力問題 | 東日本大震災アーカイブ. 2020. <http://agora.ex.nii.ac.jp/earthquake/201103-eastjapan/energy/electrical-japan/>

温室効果ガスインベントリオフィス, 日本の温室効果ガス排出量データ, 2020, <http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>

環境省: 第五次環境基本計画, 2018, <https://www.env.go.jp/press/files/jp/108982.pdf>

関西電力: 環境データ集 2019, 2019, https://www.kepcoco.jp/sustainability/kankyoku/report/pdf/k_report2019.pdf

経済産業省: 今夏の太陽電池発電設備の事故の特徴について(平成 30 年 11 月 26 日), 2018, https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/hoan_shohi/denryoku_anzen/newenergy_hatsuden_wg/pdf/014_01_00.pdf

国土交通省: 国土数値情報ダウンロード, 2020, <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>

国立環境研究所: 産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID), 2020, https://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jP/N/index_j.htm

小林真洋, 客野尚志: 兵庫県丹波市における木質バイオマスエネルギー事業による雇用創出規模の定量的推定, 日本都市計画学会関西支部研究発表会講演概要集, Vol.13, pp.105-108, 2015.

櫻井あかね: 固定価格買取制度導入後のメガソーラー事業者の地域性, 日本エネルギー学会誌, Vol. 97, pp. 379-385, 2018.

産業技術総合研究所安全科学研究部門&産業環境管理協会: LCIデータベース “IDEA Version 2.2”, 2020, <http://idea-lca.com/features/>

資源エネルギー庁: エネルギー白書 2018, 2018, <http://www.enecho.meti.go.jp/about/whitepaper/2018pdf/>

資源エネルギー庁: なつとく! 再生可能エネルギー, 2020a, https://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/fit_kakaku.html

資源エネルギー庁: 固定価格買取制度 再生可能エネルギー電子申請, 2020b, <https://www.fit-portal.go.jp/>

新エネルギー・産業技術総合研究機構: 日射に関するデータベース, 2015, <https://www.nedo.go.jp/library/nissharyou.html>

太陽光発電協会: 地上設置型太陽光発電システムの設計ガイドライン及び構造設計例について, 2017, <http://www.jpaea.gr.jp/topics/guideline.html>

田畑智博, 玄地 裕, 奥田隆明: 木質バイオマスのエネルギーシステム導入による環境負荷削減効果の評価, 環境システム研究論文集, Vol.37, pp.447-453, 2009.

内閣官房: みんなで育てる地域のチカラ 地方創生, 2019, <https://www.kantei.go.jp/jp/singi/sousei/>

内閣府地方創生推進事務局: 環境モデル都市・環境未来都市・SDGs 未来都市, 2018, <https://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/kankyo/>

内閣府地方創生推進事務局: 地方創生 SDGs・地方創生 SDGs 官民連携プラットフォーム・「環境未来都市」構想(内閣府), 2020, <http://future-city.jp/>

日本学術会議, 2001, 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について, http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukan/nougyo_kinou/pdf/toushin_1.pdf

農林水産省, 2004a, 第10回食料・農業・農村政策審議会企画部会資料(平成16年5月16日) https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/bukai/10/pdf/h160514_01_siryoyo.pdf

農林水産省, 2004b, 第5回食料・農業・農村政策審議会企画部会資料(平成16年3月5日) https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/bukai/05/pdf/h160305_05_02_siryoyo.pdf

農林水産省, 2004c, 第3回食料・農業・農村政策審議会企画部会資料(平成16年1月30日) https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/bukai/03/pdf/h160130_03_07_siryoyo.pdf

兵庫県農政環境部: 兵庫県林業統計書, 2018, https://web.pref.hyogo.lg.jp/Nk14/af13_000000069.html

兵庫県農林水産部林務課: アカマツ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986a.

兵庫県農林水産部林務課: スギ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986b.

兵庫県農林水産部林務課: ヒノキ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986c.

真庭市: 真庭市森林整備計画, 2014, http://www.city.maniwa.lg.jp/webapps/www/info/detail_2.jsp?id=4556

みずほ情報総研: 再生可能エネルギーの現状と将来, 2018, https://www.mizuho-ir.co.jp/publication/report/2018/mhir15_saiene_01.html

森のエネルギー研究所: 平成24年度「栄村北野天満温泉」木質バイオマスボイラー導入診断業務報告書, 2013, http://www.vill.sakae.nagano.jp/fs/1/5/2/2/1/_/h24report_woody-biomass.pdf

森のエネルギー研究所: 木質バイオマスボイラー導入診断調査内容説明書, 2016, <http://www.mori-energy.jp/img/biomass-sindan.pdf>

林野庁: 木質バイオマスボイラー導入・運用にかかわる実務テキスト, 2017, <https://www.rinya.maff.go.jp/j/riyou/biomass/pdf/250610biomass1.pdf>

林野庁: 森林・林業統計要覧2019, 2019, https://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/toukei/youran_mokuzi2019.html

吉田謙太郎: 2003, 表明選好法を活用した模擬住民投票による水源環境税の需要分析, 農村計画学会誌, Vol.22, No.3, pp.188-195.

吉田謙太郎, 2004, 環境政策立案のための環境経済分析の役割—地方環境税と湖沼水質保全, 季刊家計経済研究, Vol.63, pp.22-31.

添付資料 2

森林を評価するにあたり、調査票において回答者に対し、森林生態系サービスについて以下のよう
な説明を行った。

(1) 水源涵養機能

森林に雨が降ると、土の中に雨水が染みこみ、染みこんだ雨水はゆっくりと森林から流出していきます。このため、大雨が降った時にも洪水が緩和され、また雨が降っていないときでも森林から川に水が流出していきます。さらに、土の中を水が通る際にろ過され、適度にミネラルを含むことから、おいしい水ができていきます。森林のこのような働きは水源かん養機能と呼ばれています。

(2) 土砂災害防止／土壌保全機能

森林の土壌は、樹木や下草、落ち葉に覆われており、これらが雨のしずくの衝撃を吸収し、土砂の流出を防いでいます。また、樹木の根は地中深く伸び、岩の亀裂にまで入り込み、土壌と基岩層との境界を根がしっかりと固定するので土砂崩れが起こりにくくなります。森林のこのような働きは土砂災害防止機能と呼ばれています。

(3) 地球環境保全機能

森林は光合成により二酸化炭素を吸収し、炭素を固定して、地球温暖化防止に重要な役割を果たしています。森林のこのような働きは地球温暖化防止機能と呼ばれています。

(4) 生物多様性保全機能

森林は、多様な植物、動物、昆虫、菌類、微生物などが生息・生育しており、一つの森林生態系ができています。生物が多数いることも重要ですが、いろいろな種類の生物がいることも重要であり、いろいろな種類の生物がいることで森林生態系が安定し、人間の生活や経済活動にも良い影響がもたらされます。森林のこのような働きは生態系保全機能と呼ばれています。

(5) 物質生産機能

森林からは住宅資材や家具などの原材料となる木材が生産されています。木材を生産するために森林を伐採しても、再度植林を行い、適切に管理を行えば、再び木材を生産することができます。森林のこのような働きは木材生産機能と呼ばれています。

(6) 保健・レクリエーション機能

精神的あるいは肉体的ストレスをもっている人にとって、森林の樹木が発散する揮発性物質が、安らぎや癒しなど健康増進に効果を持つことが科学的に示されています。また、森林は行楽やスポーツの場を提供しています。森林のこのような働きは保健・レクリエーション機能と呼ばれています。

(7) 文化機能

森林の景観は、行楽や芸術の対象として人々に感動を与えるほか、伝統文化伝承の基盤となったり、史跡や名勝等の景観の一部となることで日本人の自然観の形成に大きく関わっています。また、森林環境教育や体験学習の場としての役割を果たしています。森林のこのような働きは文化機能と呼ばれています。

(8) 快適環境形成機能

森林は蒸発散作用により夏の気温を下げ、冬の気温を上昇させるなど気候を緩和・調節するとともに、また防風や防音、ヒートアイランド現象の緩和などにより快適な生活環境を形成します。森林のこのような働きは快適環境形成機能と呼ばれています。

(9) エコ DRR

とくに都市域では、地球温暖化やヒートアイランド現象にともなって発生する極端気象（ゲリラ豪雨や非常な高温）が原因で、洪水などの水災害や熱中症の発生が多発するようになっています。これに対して都市の森林はそうした影響を緩和する機能があります。これをエコ DRR（災害リスク削減）といいます。

(10) エコヘルス

都市の森林・緑地があることによって人々の健康やメンタルヘルスの改善に役立つことを、エコヘルスといいます。たとえばコロナウィルス感染症拡大時において、都市の人々に対して外出制限が課せられました。そうしたときに、散歩や気分転換などの場として都市内の森林・緑地が使われると、身体的・精神的健康の維持に役立ちます。