

図 4-2 伐採面積の変化に伴う割引現在価値の変化

出所：筆者作成

4.2.6 森林保護の費用便益分析

費用便益分析とは事業にかかる費用と事業を実施することで得られる便益を金銭的に評価し、それらと比較することで事業の効率性を評価するものである。本研究では国立公園指定による伐採規制を実施した場合に発生する機会費用（林業による利益）と規制によって守られる生物多様性の価値（便益）の2つを比較した。費用のデータとして前節で計算した林業による利益の割引現在価値を利用した。便益のデータとして、環境省が平成24年度に実施した「生物多様性の経済的価値の評価に関する調査検討委託業務」の調査結果を利用した。この調査は、奄美群島を国立公園に指定することで保全される生物多様性の価値をCVMで評価したものである。調査方法はインターネットによるWebアンケートであり、調査対象は全国一律、最初の提示額は4パターンのダブルバウンド方式であり10年間の支払を想定しており、671の有効回答を得た。この方法で得られた1世帯当たりのWTPは1,728円/年（中央値）、3,227円/年（平均値）であり、これらに全国の世帯数51,950,504（平成22年国勢調査）を掛け合わせた評価額は898億円/年（中央値）、1,676億円/年（平均値）となった。中央値は統計的にYesとNoの回答が半々になる値であり、政策を実行する際に過半数の支持が得られるかどうかの境界値であり、住民投票を実施した場合の結果を知るといった政策上の必要を満たすことを目的にする場合に用いられる。一方費用便益分析を行う場合には、理論的には平均値を用いることが妥当である。（Johansson et. al. (1989)）この評価額は1年毎の値であり10年間足し合わせる必要があるため、林業による利益の計算で用いた割引率1%を使い計算すると1,676億円となる。これは奄美群島の森林全体に対する評価額であるため1ha当たりの評価額を計算する。森林面積として全森林面積と天然林面積の2つがあるが生物多様性に対する評価であり、想定されているのは天然林の保全であると考えられるため天然林面積6.5万haを利用する。ヘクタール当たりの生物多様性の価値は2,451万円となりha当たりの林業による利益の値70.8万円と比べてはるかに大きいことが分かる。以上より奄美群島において国立公園に指定し生物多様性を保全す

る政策は望ましい政策であるといえる。

表 4-6 奄美群島を国立公園に指定することで保全される生物多様性の価値

CVMにより推定されたWTP(1世帯当たり)	
中央値	1,728 円/年
平均値	3,227 円/年
WTPに全国世帯数を乗じた評価額	
中央値	89,800,000,000 円/年
平均値	167,600,000,000 円/年

出所：環境省（2013）を基に筆者作成

表 4-7 奄美群島の森林の価値

評価額の割引現在価値	
	1,602,912,789,104 円
天然林の価値	
天然林面積	65,398 ha
ha当たりの価値	24,510,119 円/ha
全森林の価値	
全森林面積	78,015 ha
ha当たりの価値	20,546,213 円/ha

出所：筆者作成

表 4-8 費用便益分析

費用便益分析	
生物多様性の価値	24,510,119 円/ha
林業による利益	707,964 円/ha

出所：筆者作成

4.2.7 統計分析による政策評価の結論

奄美大島における森林地域の保護を考える上でそこで行われている林業活動の実態を把握することは不可欠である。そこで本研究では、①奄美大島における林業の実態を明らかにすること②林業による利益の分析を行うこと③森林保全をした場合の費用便益分析を行うことの3つを行なった。①奄美大島における林業の実態を明らかにするために、奄美大島において林業関係者を対象に聞き取り調査を実施した。②林業による利益の分析を行うために聞き取り調査で得られたデータ、奄美大島における森林成長量のデータ、Faustmannモデルを用いた。③森林保全をした場合の費用便益分析を行うために、②で得られた林業による利益（費用）と環境省が実施した生物多様性の価値に関する調査（便益）を利用した。

①奄美大島における林業の実態については以下が明らかになった。本州以北におけるスギ・ヒノキを主体とした林業とは大きく異なり、皆伐後の更新に造林や育林を行わず天然更新に任せている。このため、再造林・育林費用というスギ・ヒノキの林業において多くのコストを要する作業が不要となってい

る。また集材方法は架線系であり、高性能林業機械は導入されていない。架線系は天然更新を助けるという意味において車両系よりも有利であるといえる。

②林業による利益の分析によって以下が明らかになった。林業から得られる利益が最大となるような伐期は 60.6 という結果が得られた。また伐出コスト (円/㎡) は 1,807 となり、生産性 (㎡/人・日) は 6.32 となった。国立公園の規制を想定し、伐採面積を変化させた場合、皆伐面積が 3.6ha を下回ると利益が得られないことが分かった。

③森林保全をした場合の費用便益分析を行ったところ、ヘクタール当たりの生物多様性の価値は 2,451 万円となり ha 当たりの林業による利益の値 70.8 万円と比べてはるかに大きいことが分かった。

③森林保全をした場合の費用便益分析の結果より奄美群島において国立公園に指定し生物多様性を保全する政策は望ましい政策であるといえる。現在木材生産を目的とした森林は宇検村有林と岩崎産業社有林である。宇検村有林では、森林生態系保護地域に隣接したエリアを禁伐区にするなど独自のゾーニングを行い持続可能な森林経営を行なっている。そのため、国立公園指定に伴い林業活動が制限されるとは考えにくい。一方岩崎産業社有林は国立公園指定の影響を受けられると思われる。岩崎産業社有林は神屋国有林の周辺に位置している。神屋は森林生態系保護地域に指定されるなど生物多様性の価値が高いエリアであり、国立公園指定の際のコアエリアとなることが想定される。その周辺に位置する岩崎産業社屋有林はコアエリアとして規制されることはないとしても、バッファゾーンとして特別地域に指定されることが想定される。その場合、今まで通りの林業活動を続けるのは困難となる。国立公園指定に伴う行政・森林所有者の想定される行動パターンは以下の 2 種類である。1) 森林所有者の行動を妨げないような形 (普通地域など) で国立公園の指定を行う。2) 国立公園による規制を嫌う森林所有者が当該エリアの買取りを要求する。1) の場合、生物多様性の価値が高く本来であれば保護の対象となるべき森林が特別地域等の規制を受けず利用の対象となり続けるおそれがある。2) の場合、仮に行政が買取りを行うとすると、土地の評価額は本章の分析で明らかにした林業が生み出す利益から算出され、その価格はヘクタール当たり 70.8 万円である。しかし、損失補償制度は国立公園指定の際に発生するものではなく、行為の不許可処分に対して支払われるものである。また、国立公園指定の際に私有地を買い上げる前例を作ってしまうと、その他の国立公園内の私有地にも飛び火することが想定され、国立公園行政が立ちゆかなくなるおそれがある。以上のような理由からシナリオ 2) は取り得ない。シナリオ 1) では、林班レベル又はそれ以上の細かいレベルでの希少動植物の分布を明らかにし、その上で林道の位置等も考慮して林業の存続が好ましいエリア (生物多様性が低く林業生産性が高いエリア) と森林保護が望ましいエリア (生物多様性の高いエリア) のゾーニングが必要である。現在は林業生産のコストが優先されて生物多様性の高いエリアでも皆伐が行われているが、今後は生物多様性を考慮した持続的な森林利用への転換も検討すべきであろう。このように細かい地理情報を反映させた形での林業生産性に関する研究や生態学的研究が今後の課題である。また、今回の分析ではデータの制約から国立公園指定の費用として森林所有者への損失補償のみを扱ったが、林業を規制することで地域経済が受ける影響なども考慮することが今後は必要であろう。なお、今回の分析では森林の生長量に関するデータが不足しており、限られたデータによる分析であることに留意されたい。今後は森林の成長量や野生動物の個体数などの生物多様性に関する生態学的データに関する研究も必要であろう。

4.3 経済実験による政策評価：効率的な私有地保全を促す制度設計

4.3.1 私有地保全における政策的課題

日本やアメリカを含む先進国では私有地の割合が高く、その私有地には豊富な生物多様性があり、希少な生物も多く生息している。例えば、フィンランドやノルウェーでは森林面積の約 8 割が、日本やアメリカでは約 6 割が私有林である。また、アメリカやフィンランドでは、多くの絶滅危惧種や生物多様性ホットスポットが私有林に存在している。生態系サービスを安定的に供給するには適切な私有地の保全管理が欠かせないが、私有地ではその権利の問題から、直接規制による保全管理は難しい。土地収用は所有者と行政間の深刻な争いを招くことが歴史的に証明されている。また、買収費用やモニタリング費用、さらには保全までに時間がかかるという意味での取引費用などが生じるため、保全にかかる費用は極めて高くなることが知られている。そこで近年、私有地所有者が自発的に参加を選択できるインセンティブ政策が世界的に注目を集めており、アメリカやヨーロッパでは政策の主流となっている（三谷，2013）。例えば、アメリカの CPR (conservation reserve program) や保全地役権 (conservation easement)、ヨーロッパの AES (agri-environmental schemes)、フィンランドやノルウェーの森林生物多様性保全プログラムなどが、この自発的参加型インセンティブスキームを採用している。

自発的参加型インセンティブ政策は、直接規制や環境税といった他の政策オプションと比較して、参加の自発性、政策費用、情報制約、内容の柔軟性などの観点から、私有地の適切な保全管理を実現する政策手段として望ましい性質を有している（三谷，2013）。しかし、自発的参加型インセンティブ政策の歴史はまだ浅く、私有地所有者の行動原理の理解や最適なインセンティブの制度設計は重要かつ最先端の研究課題となっている（三谷・伊藤，2013）。

多数の小規模所有者が自由に参加を選択できる自発的保全政策のインセンティブ設計における主要な課題は以下のとおりある。

（1）所有者の高い参加率

十分な保全地域の確保には、保全プログラムへの所有者の高い参加率が必要となる。例えば、ノルウェーの私有林保全の事例では、自発的保全プログラムが実行され、2002 年時点で生産林の約 1%であった保全地域が、2013 年までに約 2.7%まで上昇した。しかし、愛知ターゲットでは生産林の約 4.6%の保全が目標とされており、生物多様性の損失に歯止めをかけるためには、よりいっそうの保全地区の拡大が課題となっている（三谷，2013）。

（2）連続した参加

生物多様性の保全という生態学的な観点からは、連続した保全地域の確保が極めて重要となる。しかし、自発的参加型インセンティブ政策では、所有動機や機会費用が多様な小規模所有者が自由に意思決定をするため、保全や管理プログラムへの参加区域が地理的に分散してしまうという深刻な問題がある。そこで、希少種の生息環境を保全するには、地理的に連続した保全地域の設定が課題となる（三谷，2013）。

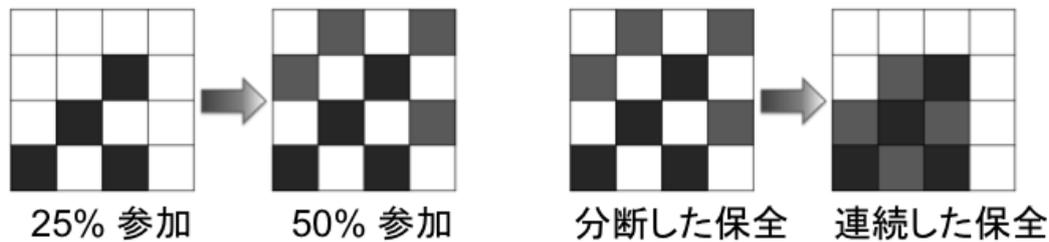


図 4-3 インセンティブ設計のゴール

この 2 点の他にも効率的な保全が課題となる。所有者の機会費用は多様である可能性が高く、土地の区画あたりの生物多様性の価値を一定とした場合、機会費用が低い土地区画から保全することが効率性の観点から望ましい。

4.3.2 階層的集積ボーナスの提言

上で述べたとおり、生物多様性保全などを目的とした土地や森林の保全では、生息域が分断されないように保全地域を指定することが重要となる。しかし、土地や森林の多くが私有地であるため、個々の所有者の自発的協力に頼らざるを得ない。各所有者が各々の目的に応じて保全への参加協力を決めるため、隣接した土地や森林をまとめて保全することは難しい。そこで、経済学の分野では、保全地区に面した土地や森林の保全や隣接した土地同士での保全に協力した場合、所有者に補助金など金銭的インセンティブを与えるという集積ボーナス (agglomeration bonus) というメカニズムが提案されている (三谷・伊藤, 2013)。

先行研究では、空間的な広がりや特定した実験室実験を用いて、保全に対する補償額が一定の場合と集積ボーナスがある場合とで比較を行い、各メカニズムの効率性を空間的に理想的な保全パターンの達成度という観点から評価している。これらの実験研究では、コミュニケーションや繰り返しが集積ボーナスの効率性を高めることが示された (三谷・伊藤, 2013)。

しかしながら、先行研究で用いられた空間構造は、土地区画の隣接に焦点をあてており、ランドスケープレベルでみた際の、保全区画の連続性を捉えることができなかった (Suzuki and Mitani, 2014)。そこで、本研究では図 2 に示すような階層的空間構造 (hierarchical spatial structure) を想定したモデルを開発した。この階層的空間構造は GIS やセンサス区画などと同じ現実的かつ一般的な空間構造で、実際の政策への適用やランドスケープレベルでの生態学的評価に適している。

本研究では、私有地保全のための自発的参加型インセンティブメカニズムとして階層的集積ボーナス (hierarchical agglomeration bonus: HAB) メカニズムを提案する。HAB では集積ボーナスを広域支払 (global-level HAB) と地域支払 (local-level HAB) に分配する (図 2 を参照)。広域支払は、広域レベルの協調成功に対する追加支払で、地域支払は、地域レベルの協調成功に対する追加支払である。本 HAB は、協調ゲーム (coordination games) として定式化される。ゲーム理論による理論分析からは、地域支払を重点配分する地域支払スキーム (local HAB weighted schemes) は、他のスキームがもつ利得支配ナッシュ均衡とリスク支配ナッシュ均衡に加え、パレートランクのナッシュ均衡をもつことで、地域レベルの協調成功を高め、広域レベルでの協調成功もファシリテイトすることが示された (Suzuki and

Mitani, 2014). この理論的結果は、HAB が保全地域の連続性と十分な保全地域の確保に貢献することを示唆している。

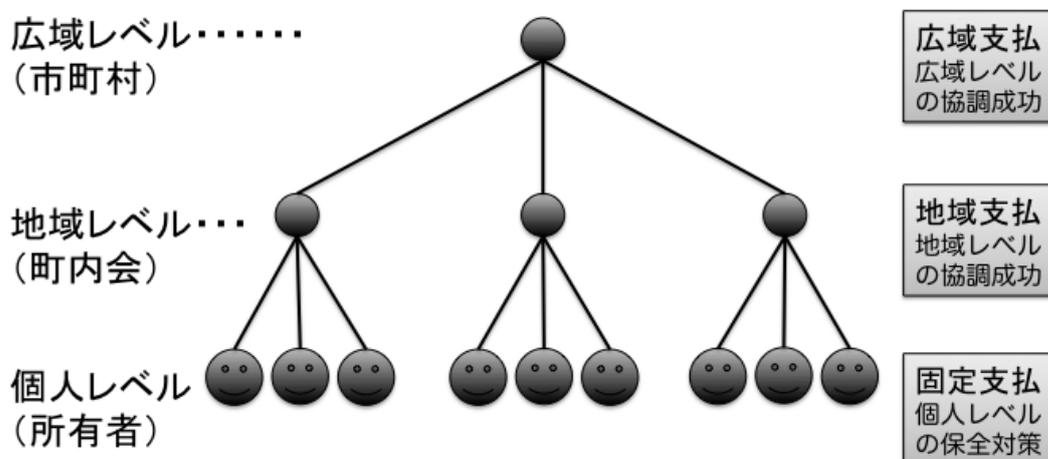


図 4-4 階層的空間構造と階層的集積ボーナス

4.3.3 経済実験

実験室実験による HAB メカニズムの検討を行った。2013 年 11 月 26 日から 12 月 6 日に京都大学経済実験室にて実験室実験を実施した。計 14 セッション、252 名の被験者が参加した (図 3)。実験では、理論分析に基づき、広域支払と地域支払の分配に応じたメカニズムの検討を行うため、主に 3 つの実験トリートメントが検証された。

- (1) 広域支払スキーム：広域支払に重点配分
- (2) 中間支払スキーム：半々に配分
- (3) 地域支払スキーム：地域支払に重点配分

実験結果からは、以下の 3 点が示され、地域支払スキームのパフォーマンスが最も高いことが証明された。(1) 個人レベルでみて、被験者が保全対策をとる尤度が最も高い。平均でみて地域支払スキームでは、約 90% の被験者が利得支配均衡戦略を選択したが、他のスキームでは、50% 以下であった (Suzuki and Mitani, 2014)。(2) 保全対策で全員一致する地域グループの数が多い。地域支払スキームでは過半数の地域グループが利得支配均衡戦略で全員一致が達成されたが、他のスキームでは、リスク支配均衡戦略での全員一致か全員一致が達成されない地域グループが過半数を占めた (Suzuki and Mitani, 2014)。この結果は、地域レベルで保全地域の密度を高めるため、保全地域の連続性に貢献する。(3) 結果的に広域レベルでの協調成功を促進する。地域支払スキームでは、ほぼ半数の広域グループで利得支配ナッシュ均衡が達成された (Suzuki and Mitani, 2014)。これは、グループサイズが 9 人のスタグハントゲーム (stag hunt games) としては協調成功率がとても高いといえる。



図 4-5 経済実験の様子

4.3.4 政策インプリケーション

政策インプリケーションは以下の2点に整理される。(1) 地域支払を重点配分する階層的集積ボーナスメカニズムは、「連続した保全地域の確保」と「十分な保全地域の確保」に貢献する。(2) 補助金支払などの制度を設計する際には、戦略的に政策のスケールを設定することが、「保全地域の連続性」及び「所有者間の協調を促す」という観点から、重要になりうる。

実際の政策への応用を検討する際には、実験研究の外的妥当性が問われる。つまり、実験室実験で得られた結果は実際の政策に使えるのかという問いである。そこで環境経済学を含む応用経済学の分野では、被験者や意思決定環境の内容といった観点から、より現実的な要素を実験研究に取り込むフィールド実験が注目を集めている(三谷・伊藤, 2013)。

4.3.5 フィールド実験による協調行動の検討

本研究では、実験室実験による政策評価の欠点といえる外的妥当性の問題を補完するため、愛媛県久万高原町の一般住民を被験者とした人工フィールド実験 (artificial field experiment: AFE) を実施した。HAB メカニズムを実際の政策に適用する際には、私有地所有者間の協調や協力の目標を設定する地域グループをどのように構成するかが課題となる (Suzuki and Mitani, 2014)。すなわち、最適な政策のスケールの選択が重要な制度設計上の課題となる (Mitani, 2013)。日本において、生物多様性の供給者となる私有地所有者の多くは、農山村の住民である。日本の農山村には、集落や自治会というつながりの強い社会的ネットワーク (social networks) が構成されており、そのような既存のネットワークを政策に利用できるかは効率上重要かつ経済学における最先端の課題である (Chetty, 2015; Mitani et al., 2015)。近年の行動実験経済学研究では、グループの構成が協力や協調の成功の鍵となりうるということが明らかになっている (Charness et al., 2007; Chen et al., 2014)。行動経済学的知見をいかにナッジ (nudge) として政策に取り入れることができるかが、まさに問われているのである (Chetty, 2015)。

本フィールド実験では、以下の2つを実験群と対照群として比較することで、自治会という社会的ネットワークが協力や協調の成功に与える影響を検証した。

- (1) 同じ自治会に属する住民から構成されるグループ (community matching: CM)
- (2) 異なる自治会に属する住民から構成されるグループ (random matching: RM)

フィールド実験は、2014年10月に愛媛県久万高原町にて23の自治会から101世帯の協力を得て、訪問型フィールド実験 (door-to-door field experiment) として実施された。調査員による実験説明の後、金銭的インセンティブが課された囚人のジレンマゲーム (prisoner's dilemma game: PDG) とスタグハントゲーム (SHG) を行った。実験群であるCMグループでは、被験者は実験ゲームの相手が同じ自治会の住民であることを理解している一方で、対照群であるRMグループでは、被験者は実験ゲームの相手が他の自治会に属する久万高原町の住民であることを理解している。



図 4-6 フィールド実験の様子

表 4-9 には、久万高原町にて実施されたフィールド実験、及び比較として京都大学生 72 名を被験者として実施した実験室実験の結果が整理されている。実験結果からは、以下の3点が示され、農山村における自治会のような既存の社会的ネットワークの利用が協力や協調を高めることが確認された。(1) 同じ自治会の住民からなるグループにおける協力率の方が、異なる自治会の住民からなるグループにおける協力率よりも高い。(2) 協調についても同様の結果が観察された。(3) 久万高原町における住民を対象としたフィールド実験では、全体で協力率と協調率が共に約 90%と極めて高かった。大学生を被験者とした実験室実験における協力率は約 25%、協調率は約 40%であり、フィールド実験と実験室実験とで大きな乖離が観察された。しかし、同じグループ (CM) の方が異なるグループ (RM) よりも、協力率と協調率が共に高いという社会的ネットワークが行動に与える重要な傾向は保持された。

表 4-9 フィールド実験の結果

	PDGにおける協力率	SHGにおける協調率
同じ自治会 (CM)	57/59 (96.6%)	54/59 (91.5%)
異なる自治会 (RM)	34/42 (80.9%)	36/42 (85.7%)
フィールド実験 (全体)	91/101 (90.1%)	90/101 (89.1%)
同じクラスの学生 (CM)	10/24 (41.7%)	13/24 (54.2%)
異なるクラスの学生 (RM)	9/48 (18.8%)	15/48 (31.2%)
実験室実験 (全体)	19/72 (26.4%)	28/72 (38.9%)

なお、今回のフィールド実験で確認された、農山村における既存の社会的ネットワークの利用が協力や協調を高めうるという結果は、生物多様性保全に関する他のフィールド調査実験 (field survey experiment) でも観察されている。Mitani (2013)は、久万高原町に在住の私有林所有者 1430 名を対象とした調査で、所有山林を森林生物多様性保全政策に登録する意志があるかをたずねた。政策実施の際のスケールを久万高原町全体とする場合と各自治会単位とする場合を実験的に比較した結果、自治会単位で目標を設定する実験群の方が、町全体で目標を設定する対照群よりも有意に参加率を高めることを観察した。

4.3.6 経済実験の結論

本研究では経済実験を用いて、生物多様性の供給者としての私有地所有者を対象に、効率的な生物多様性保全を促す制度設計を検討した。第一に、理論モデルを用いて「連続した保全地域の確保」と「十分な保全地域の確保」に寄与する階層的集積ボーナスメカニズムを提案した。第二に、実験室実験を用いて階層的集積ボーナスメカニズムの性能を検討した結果、補助金支払などの制度を設計する際には、戦略的に政策のスケールを設定することが、「保全地域の連続性」及び「所有者間の協調を促す」という観点から、重要になりうることを示した。第三に、フィールド実験を用いて具体的に協調を高めうる政策スケールを検討した結果、農山村における自治会という既存の社会的ネットワークの有用性が示唆された。

社会的ネットワークが行動に与える影響という処置効果 (treatment effect) に関しては実験室実験とフィールド実験にて整合的な結果を得たが、協力協調行動に関しては大きな乖離が観察された。実験室実験と比較してフィールド実験は、政策評価や制度設計に必要となるより具体的な項目や性能の検討が可能になる。つまり、フィールド実験は外的妥当性の検証が可能であると同時に、より実務的な政策立案上のナッジを突き止められる可能性を有している。しかし一方では、現実的な要素を実験に取り込むと実験研究自体の内的妥当性を犠牲にすることになる。つまり、実験室実験と比較して、様々な実験制御が難しくなり、観測したい行動を観測できていないという事態を招く危険がある。このように内的妥当性と外的妥当性のトレードオフという実験研究の限界を理解することが重要である。

今後の研究課題としては、実験室実験から得られる制度設計上の知見とフィールド実験から得られる行動経済学的知見を融合する実験政策研究が求められよう。

引用文献

- Gregory Amacher, Markku Ollikainen, Erkki A. Koskela, *Economics of Forest Resources*. The MIT Press, 2009
- Johansson, P. -O., Kristrom, B., and Maler, K. G., “Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Response Data: Comment”, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 71, No. 4, 1989, pp.1054-1056.
- 鹿児島県庁「平成 24 年度奄美群島の概況」2013 年
環境省ホームページ (2013/12/20)
<http://www.biodic.go.jp/biodiversity/activity/policy/valuation/download.html>
- 環境省「第 2 回 生物多様性の経済的価値の評価に関する検討会 評価結果報告書 ～本調査結果のとりまとめ～」2013 年
- 小祝慶紀「自然公園法の損失補償制度—損失補償制度の要否基準をめぐる法と経済学—」*国土館法学第 38 号*, 2006, 33-65
pp. 49-56, 2013.
- 林野庁「森林・林業白書 平成 22 年版」2010 年
林野庁「森林・林業白書 平成 25 年版」2013 年
- 西埜章, 田辺愛壺「損失補償法—理論と実務の架橋—」一粒社, 2000 年
- 辻稔「亜熱帯における天然林育成技術の開発 —森林の施業と公益的機能の解明—」『鹿児島林業試験場業務報告』1998 年, 第 45 号
- 三谷羊平・伊藤伸幸「環境経済学における実験研究の最新動向」『環境経済・政策研究』Vol. 6, No. 2. pp. 26-40, 2013.
- 三谷羊平「自発的参加を促す森林管理: インセンティブプログラムの提言」『農業と経済』Vol. 79, No. 12.
- Mitani, Y. (2013) “Designing a Voluntary Mechanism for Efficient Private Forest Conservation,” manuscript prepared for the International Workshop on Mechanism Design and the Environment, The Royal Society of Edinburgh.
- Mitani, Y., Suzuki, K., Moriyama, K., and Ito, N. (2015) “Describing Local Community Characteristics in Japanese Rural Villages: A community survey result and its application to explaining non-industrial private forest owners’ behavior,” forthcoming in the *Natural Resource Economics Review*, 20.
- Charness, G., Rigotti, L., and Rustichini, A. (2007) “Individual Behavior and Group Membership,” *American Economic Review*, 97(4), 1340-1352.
- Chen, Y., Li, S. X., Liu, T. X., and Shih, M. (2014) “Which hat to wear? Impact of natural identities on coordination and cooperation,” *Games and Economic Behavior*, 84, 58-86.
- Chetty, R. (2015) “Behavioral Economics and Public Policy: A Pragmatic Perspective,” manuscript prepared for the Richard Ely Lecture, American Economic Association.
- Suzuki, K. and Mitani, Y. “Hierarchical agglomeration bonus for private land conservation,”

Working paper, Division of Natural Resource Economics, Graduate School of Agriculture, Kyoto University, 2014.

6. 生態学を考慮した政策立案

5.1 先行研究

生態系の中でも、森林の価値を定量的に評価したものとして、日本学術会議(2001)がある。彼らは、代替法を用いて、日本全体の森林の価値を定量的に評価した。その結果、日本全体の森林がCO₂を定着させる機能は、1,239 billion 円、そして、洪水のリスクを軽減する機能の価値は6,468 billion 円であると試算された。また、Meyerhoff et al. (2009)は、ドイツにおける生物多様性の便益を選択実験によって評価した。絶滅危惧種と保護対象野生動物の生物多様性、森林の立木の構造、ならびに景観を評価した。Juutinen et al. (2011)は、同様に選択実験を用いて、生物多様性とレクリエーションのトレードオフに着目し、フィンランドのオクランカ国立公園の金銭的価値を算出した。Tyrväinen et al. (2014)は、民間所有の森林に関して、特定の景観やアメニティが持つ金銭的価値を選択実験によって明らかにした。Mogas et al. (2006)は、同じく選択実験を用いてスペインにおける植林の非市場価値を推計した。Chang et al. (2011)は、カナダの森林に関して、どのような利用方法（レクリエーション、生態系保全、木材等の生産）のための森林保全に対する支払意志額（WTP: willingness to pay）が高いかを推定した。Shoyama et al. (2013)は、選択実験を用いて、日本における自然林、湿地、人工林、農地のそれぞれを維持することに対する支払意志額を推計した。以上のように、選択実験は、世界各地で政策形成のために環境財を評価する際に多く用いられる手法である。

本研究では、選択実験の手法をまず、ナラ枯れ対策の政策評価に応用する。近年、日本各地の里山の森林で、ブナ科樹木萎凋病（通称ナラ枯れ）による樹木の枯死が拡大している（伊藤・山田，1998）。ナラ枯れで樹木が枯死した森林では、林分構造が変化することが指摘されている（伊東ら，2008；2009；2011）。森林は様々な生態系サービスをもたらしており、ナラ枯れによる生態系の変化が森林の生態系サービスを低下させる可能性がある。

ナラ枯れで主に枯死している森林は、薪炭材需要の低下によって管理放棄された薪炭林である。現代の薪炭林は薪炭材生産としての本来の役割が薄れて管理する目的が曖昧になっている。このことに加えて、現代において薪炭材生産に代わって期待されるその他の生態系サービス（生物多様性の存在価値）などは経済評価がしにくいものが主であるために、薪炭材生産以外の生態系サービスの重要性を考慮せず、ナラ枯れによる生態系サービス低下のリスクを過小評価している可能性がある。

そこで、薪炭林がもたらす多様な生態系サービスのうち、人々がどのような生態系サービスにどれだけ価値を感じているのかを明らかにすることで、ナラ枯れの問題の重要性を理解し、対策の方向性を考慮する上で重要な判断材料を得ることができる。

森林の生態系サービスの環境価値を評価した先行研究は数多くあるが（Tobias and Mendelsohn, 1991；Tyrväinen and Väänänen, 1998；Tyrväinen and Miettinen, 2000；Garrod and Willis, 1997；Czajkowski et al., 2009），それらは単一のサービスを評価した研究が大多数で、複数のサービスを評価した研究は数少ない。

日本学術会議（2001）は代替法による森林の多面的機能の評価価値を提示しているが、この評価は代替財が存在しない生物多様性保全機能などを評価できていない問題がある。

Horne et al. (2005) や Chang et al. (2011) は、レクリエーションや木材生産など役割が明確な森

林に関して、人々が重視する生態系サービスを評価している。これは薪炭林のような役割が不明確な森林においてどのような生態系サービスが重視されるかという問題とは異なっている。

そこで本研究の目的としては、1) 環境評価手法を用いて薪炭林の諸生態系サービスを価値評価することで、ナラ枯れ対策に対する市民の支払意思額を明らかにする。また、2) どのような生態系サービスが高く評価されるのかを明らかにすることで、3) 市民が価値を感じている生態系サービスを重視したナラ枯れ対策の方向性を考察することとした。

近年、東北地方以外の地域においても、防潮堤の建設・嵩上げが基本方針として地域防災計画に明記されているケースがみられる(愛知県, 2013 など)が、防潮堤の建設・嵩上げが沿岸地域の生態系に与える影響が危惧されている。防潮堤の建設・嵩上げが生態系に与える影響は、工事による直接的な生息地の破壊のみならず、海と陸のつながりを分断することで生態系の劣化をもたらすという間接的な影響も危惧されている。

沿岸地域の生態系は攪乱制御、栄養塩循環、生物防除、食料生産、レクリエーションなど様々な生態系サービスをもたらしており、それらの経済価値は非常に高い(Costanza et al., 1997)。防潮堤の建設・嵩上げによって生態系が失われると、これらの生態系サービスも失われてしまい、経済的損失が生じる。

東日本大震災の復興事業で、防潮堤建設が計画されている地域の中には、防潮堤の建設に住民が反対している地域もある。宮城県気仙沼市小泉地区は、震災後海拔 14.7m の防潮堤の建設が行政主導で計画されたが、住民はこれに反対し高台への移転を主張している。

人命・財産を災害から守るための対策を行うことは重要だが、住民との合意が十分に得られていない状態でそれを進め、しかも生態系への悪影響をほとんど考慮していないのは問題である。

防潮堤建設以外にも様々な沿岸防災対策が可能性として考えられる。防潮堤を造らずに高台に集団移転する策、防潮堤は造るが生態系の保全(動植物の別の場所への移植、避難場所となるレフュージアの整備など)も同時に行う策などが挙げられる。こうした対策のうち、どのような対策が人々に好まれるのかを評価することは、民意を考慮した防災対策を立案する上で重要である。

TEEB (2011) では生態系サービスの経済価値を利用価値と非利用価値に分類している。利用価値とは生態系を利用することによって発揮される価値で、食料生産、レクリエーション、水質浄化などが挙げられる。非利用価値とは生態系を利用しなくても発揮される価値で、生物が存在することによって得られる満足感などが挙げられる。利用価値は生態系保全の便益としてわかりやすいが、非利用価値は曖昧である。生態系の保全を考慮する上で、利用価値と非利用価値をそれぞれ評価することは重要なテーマである。本研究の場合は、沿岸生態系保全の便益を評価し、防潮堤の耐久年数と年あたりの維持費用、高潮・津波被害が発生した場合の被害額などと比較することで、沿岸生態系を保全することの重要性を定量的に示すことができる。

上記に加え、甚大な被害をもたらした東日本大震災の発生から一定期間が経過し、復興へ向けた議論が活発に行われている。なかでも福島第一原発事故による放射能汚染は極めて広範囲に及び、福島を中心とした12の都道府県にまたがる大きな被害となった。また今回の東日本大震災は、放射能汚染を受けた地域の他に沿岸地域の津波被害を受けた地域も存在する。これら被災地域の社会活動の再建・復興と人々の訪問行動は強く結びついており、被災前の状況と比較しつつ今後の復興計画を立てる必要がある。トラベルコスト法を用いた分析を行うことで、原子力発電所の事故によって被災地の自然環境の観光資

源としての金銭価値を評価することができる。

5.2 分析対象地域



図 5-1 ナラ枯れ発生地の様子

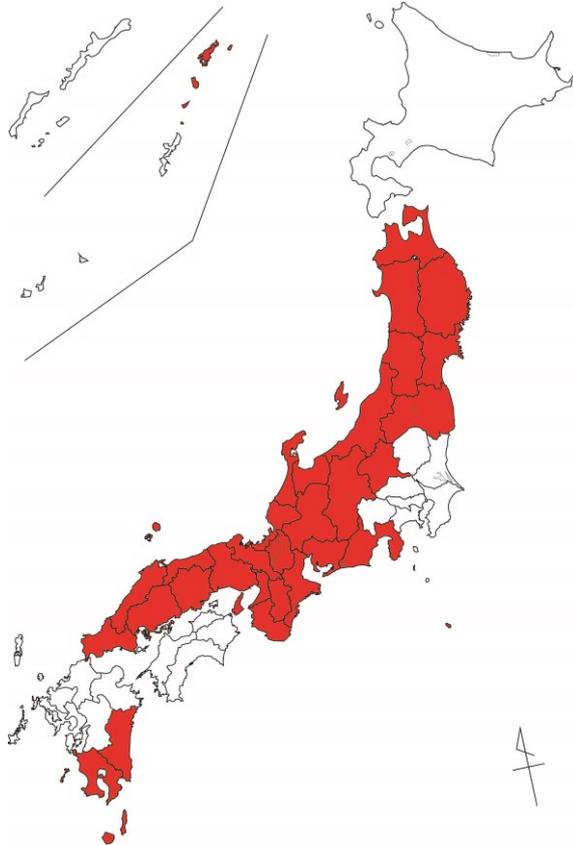


図 5-2 2011 年度にナラ枯れが発生した都道府県

ナラ枯れに関する分析の対象地域は図 5-1, 図 5-2 のとおりである。ナラ枯れは、関東地方の一部都道府県を除けば、本州のほとんどの地域と九州南部で発生している。

防潮堤に関する研究の対象地域は、北海道から沖縄県まで、太平洋または瀬戸内海に面した 375 の市区町村である。Yasuda et al. (2014) は、気候変動により今後 100 年の高潮の波の高さが上昇することを

推測している（図 5-3）.

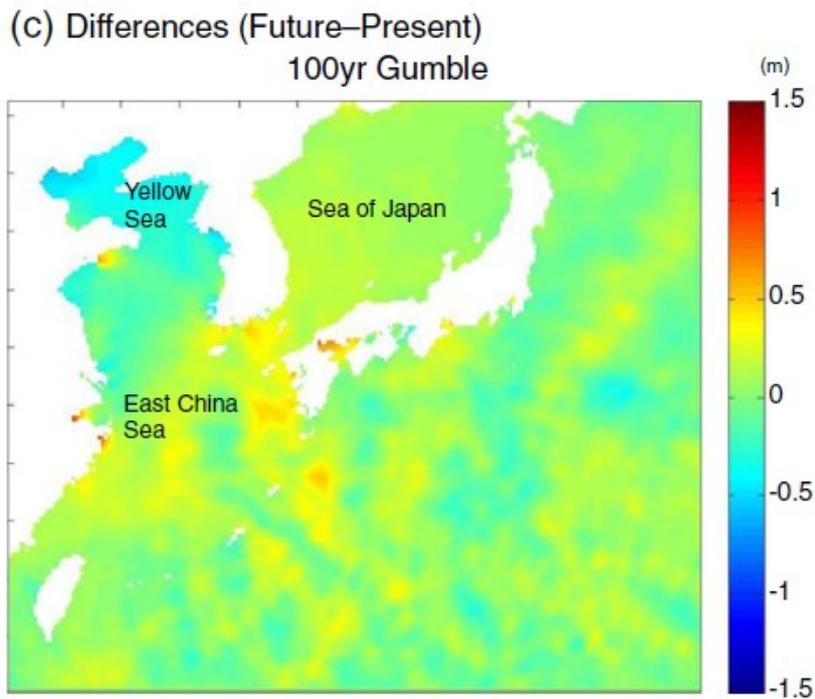


Fig. 9. Projected maximum storm surges in East Asia (D1) with a return period of 100years.

図 5-3 今後 100 年の高潮の波の高さの変化の予測図 (Yasuda et al., 2014)

トラベルコスト法を用いた分析に関する分析対象地域は、図 5-4 のとおりである。原子力発電所の事故による環境の変化が福島県内の 3 地区の価値評価にどのような影響を与えたのかを検討する。

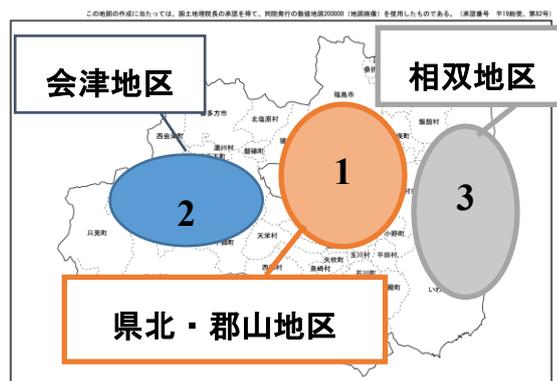


図 6-4 調査対象地の地図

5.3 予備調査の概要（分析方法）

表明選好法はアンケートを用いて人々に評価対象とする財の価値を尋ねることで環境価値を得る手法で、生物多様性の遺産価値や存在価値といった非市場価値を評価できる唯一の方法である。

選択型実験 (Choice Experiment: CE) は表明選好法の一つで、複数の属性で構成される評価対象(プロ

ファイル)をその属性ごとに価値評価できる。アンケートの回答者は複数のプロフィールを提示されて、その中から最も好ましいと思うものを一つ選択する(Louviere and Woodworth, 1983)。

CEは環境評価においてポピュラーな手法で、生態系管理と関連してCEで環境価値を評価した最近の研究例としては、Christie et al. (2006), Birol et al. (2006), Naidoo and Adamowicz (2005)などが挙げられる。

CEは薪炭林のような非市場価値を内包する複数の属性から構成される対象を評価するのに適した手法である。そこで本研究ではCEを用いた環境価値評価を行った。

本研究のCEでは、仮想的なナラ枯れ対策をプロフィールに用いた。プロフィールの属性は、生物多様性保全サービスへの影響、地球温暖化緩和サービスへの影響、水土保全サービスへの影響、物質生産サービスへの影響、負担額で構成される。生物多様性保全サービスへの影響とは、対策を行った場合に薪炭林の生物多様性保全サービスが受ける影響を表す。地球温暖化緩和、水土保全、物質生産もそれぞれ同様である。負担額とは、対策に賛成する場合に回答者が仮想的に支払うことになる金額を表す。各生態系サービスへの影響をそれぞれ価値評価することで、ナラ枯れで失われる薪炭林の各生態系サービスの環境価値を得た。

表5-1に本研究のCEで用いた質問例を示す。質問は生態系サービスへの影響と負担額が異なるプロフィールの4択で構成されている。表5-1において、「豊かな自然」「地球温暖化の緩和」「水害防止、土砂災害防止、水質浄化、土壌保全」「資源の生産」とは、回答者の各生態系サービスへの理解のしやすさを考慮して本調査で用いたサービスの名称である。「豊かな自然」が生物多様性保全サービスに、「地球温暖化の緩和」が地球温暖化緩和サービスに、「水害防止、土砂災害防止、水質浄化、土壌保全」が水土保全サービスに、「資源の生産」が物質生産サービスにそれぞれ対応している。また、表5-1において、森林に生息する動植物の種数(Sr)、森林の二酸化炭素貯蔵量(Cs)、洪水時の水量(Fq)、資源を利用して将来見込める収益(Rp)は生態系サービスへの影響を表す定量的指標として本研究で用いたものである。プロフィールの各属性の水準は、そのプロフィールにおいてどのようなナラ枯れ対策を行うか(施策の種類)によって決定される。表5-2に本研究で用いた施策の種類の一覧とその概要を示す。本調査では、施策の種類がP1であるプロフィールの各属性の水準は、Srが+15%、+25%、+35%のいずれか、Csが-10%、+0%、+10%のいずれか、Fqが-10%、+0%、+10%のいずれか、Rpが+10%、+20%、+40%のいずれかになり、負担額が0円、1000円、2000円、5000円、10000円のいずれかになる。これらの水準の値はP1を行った場合に予想される水準について専門家と議論した結果設定したものである。すなわち、本研究では施策の種類がP1であるプロフィールを $3 \times 3 \times 3 \times 3 \times 5 = 405$ 種類作成した。施策の種類がP2、P3であるプロフィールも(それぞれ水準の値は異なるが)同様に405種類作成した。施策の種類がP4であるプロフィールについては、激害(高木層の80%程度が枯死する場合)、中害(高木層の40%程度が枯死する場合)、未被害(高木層の枯死がない場合)の3種類の被害区分を想定し、水準1:激害(Sr-20%、Cs-90%、Fq+20%、Rp+0%、負担額0円)、水準2:中害(Sr-10%、Cs-45%、Fq+10%、Rp+0%、負担額0円)、水準3:未被害(Sr+0%、Cs+0%、Fq+0%、Rp+0%、負担額0円)の3種類のプロフィールを作成した。プロフィールの組み合わせは、施策の種類がP1~P3のいずれかであるプロフィール3つと、P4のプロフィール1つで構成される。プロフィールの組み合わせは、各属性の間で直交性を保ちながらランダムに行った。回答者1人につき、プロフィールの組み合わせを変えた質問を4回行った。

水害防止, 土砂災害防止, 水質浄化, 土壌保全 (洪水時の水量)	水害や土砂災害 などの規模がや や大きくなる (+10%)	水害や土砂災害 などの規模は現 状維持(+0%)	水害や土砂災害 などの規模はや や小さくなる (-10%)	水害や土砂災害 などの規模がや や大きくなる (+10%)
資源の生産 (資源を利用して将来見込 める収益)	収益が 10%増加	収益が 20%増加	収益が 40%増加	何の利用もしな い(+0%)
政策に賛成するときの負担 額	5000 円	2000 円	10000 円	0 円
	↓	↓	↓	↓
一つ選択	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

表 5-2 施策 (どういいうナラ枯れ対策を行ったか) の概要

施策の種類	施策の概要
P1	現在の薪炭林を, 昔の姿の薪炭林に戻し, ナラ枯れを防ぐ.
P2	薪炭林を, 様々な樹木が混交する生物多様性の高い, ナラ枯れに強い森林に転換し, ナラ枯れを防ぐ.
P3	薪炭林を, スギやヒノキが中心の森林に転換し, ナラ枯れを防ぐ.
P4	ナラ枯れに関する対策を行わず, ナラ枯れを防がない.

本調査では「日本の森林に関するアンケート」と題して, 日本全国の20代から60代の男女を対象としたWEBアンケート調査を行った. アンケートの総送信数は28562通で, 6440通の回答が得られた, 回答率は22.5%であった. 得られた回答のうち, 有効回答は5766通であった.

表5-3に本調査の回答者の概要を示す. 本調査の回答者集団は, 男性がやや多く, 年齢は40代前後が多く, 年収は300万円台~500万円台が多い. また, 比較的森林に関心が高い人が多い.

表 5-3 アンケートの回答者の概要

変数	変数の説明	平均	標準偏差
性別	男性=0, 女性=1	0.465	0.498
年齢	20代=2, 30代=3, 40代=4, 50代=5, 60代=6	4.100	1.407
年収	200万円台未満=1, 200万円台=2, 300万円台=3~1500万円台以上=15	5.725	3.428
森林への関心	とても関心がある=4, まあ関心がある=3, あまり関心がない=2, まったく関心がない=1	2.805	0.741

防潮堤に関する研究についても, 経済評価手法として選択型コンジョイント分析を用いた. 選択型コ

レンジョイント分析は、生態系サービスの経済価値を評価する一般的な手法の一つで、生態系の非利用価値を評価できる数少ない手法である。

選択型コンジョイント分析のアンケートでは、主に環境政策などを評価対象として扱い、回答者に複数の環境政策を提示して自分が最も望ましいと思う選択肢を選ばせる。その結果を統計解析することで、生態系サービス等に人々が感じている価値を評価する。

本研究では沿岸防災対策を扱う。回答者には、以下の図 5-5 を用いて説明を行った。

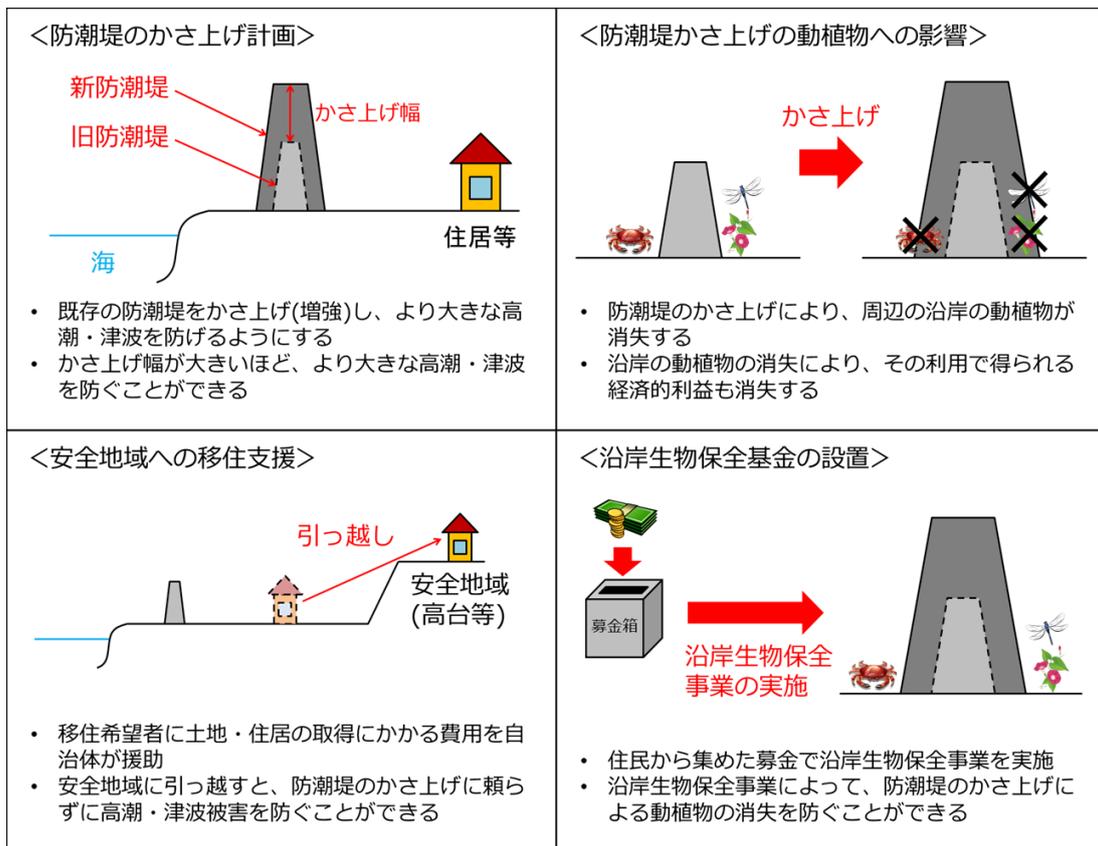


図 5-5 回答者に対して状況の説明に用いた図

回答者はまず、東日本大震災や地球温暖化、将来の地震による津波の発生可能性を背景として、自分の住む市区町村で既存の防潮堤の嵩上げ計画が立ち上げられたことを説明される(図 5-5 左上)。次に、防潮堤をかさ上げすると防潮堤周辺の生態系が悪影響を受け、利用価値・非利用価値ともに損なわれることを説明される(図 5-5 右上)。そこで、防潮堤の嵩上げ以外に考えられる策として、高台等の安全地域への移住支援及び沿岸生物保全基金の設置を説明される(図 5-5 下段)。

表 5-4 に本研究で扱う属性とその水準を示す。本研究では回答者は沿岸防災対策の 3 択を提示され、自分の住む市区町村の対策として最も好ましいものを一つ選ぶ。3 択のうちの一つは最大規模の防潮堤の嵩上げを行うだけで他は何も行わず、沿岸の動植物の種数、沿岸の動植物の利用で得られる利益が消失するという選択肢で固定される(図 5-5 「元々の計画」)。残りの 2 択が表 5-4 の水準をランダムに組み合わせられて作成される(図 5-5 「代替案 1, 代替案 2」)。

表 5-4 属性水準表

属性	水準
沿岸の動植物の種数	-0%, -20%, -40%, -60%, -80%, -100%
沿岸の動植物の利用で得られる利益	-0%, -20%, -40%, -60%, -80%, -100%
防潮堤のかさ上げ幅	0m, 1m, 2m, 3m
移住費用の何割が自治体から援助されるか	0%, 20%, 40%, 60%, 80%, 100%
沿岸生物保全基金にあな たが支払う金額	¥0, ¥100, ¥1000, ¥2000, ¥5000, ¥10000, ¥50000

表 5-5 選択肢の例

項目	代替案 1	代替案 2	元々の計画
沿岸の動植物の種数	60%減少する	変化しない	100%減少する
沿岸の動植物の利用で得られる利益	40%減少する	変化しない	100%減少する
防潮堤のかさ上げ幅	1m	2m	3m
移住費用の何割が自治体から援助されるか	100%	40%	0%
沿岸生物保全基金にあな たが支払う金額	1000 円	3000 円	0 円
	↓	↓	↓
好ましいと思うものを 1 つ選んでください	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

表 5-5 のような選択実験を数字の組み合わせを変えながら 1 つのアンケートにつき 4 回行う。

本アンケートでは、このような質問以外にも、回答者の性別や年齢といった基本的な情報を問う質問や、沿岸災害を受けた経験の有無などを問う質問も含まれている。

トラベルコストに関するデータも同様にアンケート調査により取得した。期間1（2010年4月1日から2011年3月10日）、期間2（2011年3月11日から2012年3月31日）、期間3（2012年4月1日から2013年3月31日）の3つの期間における人々の福島への訪問行動を尋ねている。マルチサイトモデルは複数のレクリエーションサイト間の選択に基づいて評価を行う手法である。本研究では、東日本大震災前後における訪問地の環境変化と人々の訪問確率の関係から環境変化の価値を評価することを目的とし、県北地区（福島市・郡山市周辺）、会津地区（会津若松市周辺）、相双地区（南相馬市周辺）の3つのサイトを設定した。（図 1）

本研究で用いたモデルはランダム効用理論に基づく条件付きロジットモデルである。回答者 i が訪問

地 j から得る効用は U_{ij} は式(1)のように表現することができる。

$$U_{ij} = x'_{ij}\beta_i + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

$$U_{ij} = \alpha_{ko}d_{i,ko} + \alpha_{ai}d_{i,ai} + \alpha_{so}d_{i,so} + \beta_c COST_{ij} + \beta_t TIME_{ij} + \gamma_{individual}d_{i,ko}INDIVIDUAL_i + \varepsilon_{ij} \quad (2)$$

(2)式 $d_{i,ko}$, $d_{i,ai}$, $d_{i,so}$ はそれぞれ郡山市, 会津若松市, 南相馬市を示す属性変数であり α, β, γ はそれぞれ推定されるパラメーターである。本研究では, 訪問地 j と個人との関係性を捉えるため訪問地 j と年齢, 性別ダミー, 収入に関する交差項を用いて推計を行った。

5.4 分析結果

森林に関するアンケート結果を統計解析して得られた, 本調査の回答者の各生態系サービスに対する限界支払意思額 (サービスを1単位増加させることに対する支払意思額) を表5-6に表す。

表 5-6 生態系サービスの MWTP

生態系サービス	MWTP
生物多様性保全 (森林に生息する動植物の種数)	212 円
地球温暖化緩和 (森林の二酸化炭素貯蔵量)	21 円
水土保全 (洪水時の水量)	-137 円
物質生産 (資源の利用で将来見込める収益)	87 円

「森林に生息する動植物の種数 (単位: 種数)」の割合を1単位増加させて生物多様性保全サービスを向上させることに対して, 一人当たり212円まで支払う意思がある。

「森林の二酸化炭素貯蔵量 (単位: 質量)」の割合を1単位増加させて地球温暖化緩和サービスを向上させることに対して, 一人当たり21円まで支払う意思がある。

「資源の利用で将来見込める収益 (単位: 金額)」の割合を1単位増加させて物質生産サービスを向上させることに対して, 一人当たり87円まで支払う意思がある。

「洪水時の水量 (単位: 体積)」の割合を1単位減少させて水土保全サービスを向上させることに対して, 一人当たり137円まで支払う意思がある。

本調査の回答者は, 生物多様性保全サービス, 地球温暖化緩和サービス, 水土保全サービス, 物質生産サービスいずれにも有意な正の価値を感じている。特に生物多様性保全 > 水土保全 > 物質生産 > 地球温暖化緩和の順に価値を感じている。

生物多様性保全サービスの恩恵をどの程度受けているかは, 生物多様性保全サービスの評価に有意に影響しなかった。地球温暖化緩和, 水土保全, 物質生産についても同様の結果が得られた。

生物多様性保全サービスをどの程度重要だと思っているかは, 生物多様性保全サービスの評価に有意な正の影響を与えた。生物多様性保全サービスを重要だと思っている人ほどそれを高く評価することが示された。地球温暖化緩和サービスと水土保全サービスについても同様の結果が得られた。しかし, 物質生産サービスについてはそれをどの程度重要だと思っているかは評価に有意に影響しなかった。

森林にどの程度関心があるかは, 生物多様性保全サービス, 地球温暖化緩和サービス, 物質生産サー

ビスの評価に有意な正の影響を与える。森林への関心が高い人ほど、これらの生態系サービスをより高く評価する。水土保全サービスは、森林への関心の程度によって評価が変化せず、森林に関心がない人にも評価される。

ナラ枯れをどの程度身近に感じるかは、生物多様性保全サービスの評価に有意な正の影響を与える。ナラ枯れを身近に感じている人ほど、生物多様性保全サービスをより高く評価する。

女性は男性に比べて、地球温暖化緩和サービスと物質生産サービスを低く評価する。

年齢は水土保全サービスの評価に有意な正の影響を与える。年配の人ほど、水土保全サービスを高く評価する。

収入は地球温暖化緩和サービスの評価に有意な正の影響を与える。収入が多い人ほど、地球温暖化緩和サービスを高く評価する。

表5-6の各生態系サービスの評価価値と、ナラ枯れを放置（施策の種類がP4であるナラ枯れ対策を行う）して本研究で想定した被害区分（激害、中害、未被害）に至った場合に予想される各生態系サービスの水準を掛け合わせてナラ枯れを放置する政策に対する被害区分ごとの市民の支払意思額を計算すると表5-7のようになる。

表 5-7 ナラ枯れを放置する政策に対する一人あたりの支払意思額

ナラ枯れ被害が激害の場合	ナラ枯れ被害が中害の場合	ナラ枯れ被害がない場合
-89 円	-44 円	0 円

激害の場合は森林に生息する動植物の種数が-20%、森林の二酸化炭素貯蔵量が-90%、洪水時の水量が+20%、資源の利用で将来見込める収益が+0%なので、支払意思額は $212 \times -0.20 + 21 \times 0.90 - 137 \times 0.20 + 87 \times 0 = -89$ （円）となる。中害の場合も同様である。

表5-5は、ナラ枯れで激害が予測される場合、ナラ枯れを防いで生態系サービスの水準を現状に保つために、一人当たり89円まで支払う意思があることを意味する（中害ならば44円）。

2011年度の林野庁の森林病虫害等被害対策（ナラ枯れ対策の他にマツ枯れ対策なども含む）の予算は8億7600万円であり、納税者人口を6000万人とすると一人当たりの負担額は約15円となる。本結果の支払意思額はこれよりも大きい。すなわち、現在のナラ枯れ対策で運用されている程度の費用で行われる対策ならば、費用が過剰であるとは言えない。

次に、防潮堤建設に関するアンケートでは、沿岸住民が許容できる沿岸生物種数の減少率は平均13.6%（95%CI:10.2-17.5%）（防潮堤のメリットが最大で、生態系サービス減少のデメリットがない場合）と推計された。また、沿岸住民が保全に寄付できる金額は平均559円（332-1019円）（防潮堤のメリットが最大で、種数と生態系サービスが維持される場合）で、縦軸が0未満のシナリオは何もしないシナリオよりも好まれないという結果になった（図5-6）。

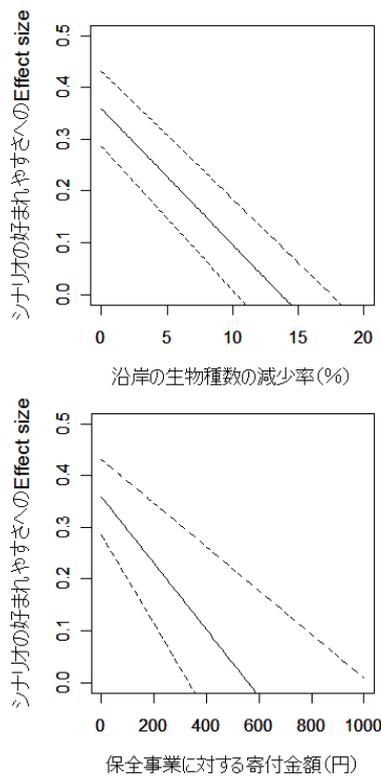


図5-6 シナリオの好まれやすさと沿岸の生物種数の減少率ならびに保全事業に対する寄付金額の関係

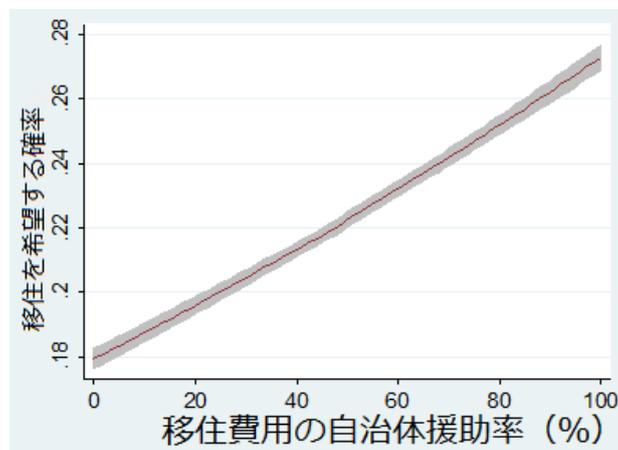


図5-7 移住費用の自治体援助率と住民が移住を希望する確率の関係

仮に、高台移住費用の援助率を0%から100%に引き上げても、沿岸住民が移住を希望する確率は9ポイントしか上昇しない。高台への移住を援助額とはほとんど関係なく決定している住民が多いと考えられる。沿岸住民は防潮堤と引き換えに許容できる沿岸の動植物の種数の減少量は多くない（平均13.6%）。

一方で、沿岸の動植物の保全のために支払える金額も多くない（平均559円）。自治体が高台移住の費用を援助しても高台移住を希望する人はあまり増えず、防災対策として高台移住を考慮する場合は移住費用の支援以外にも工夫が必要である。上記のように、支払意思額は低めに出たものの、防潮堤を建設

する場合は、生態系への影響をできる限り軽減することが望ましいという点では、住民の意見はほぼ一致していた。

最後に、人々の福島県への訪問行動に関する推計結果を表5-8に示す。示された係数が負でかつ有意であれば目的地の選択確率は低下し、係数が正でかつ有意であれば目的地への選択確率は増加する。推計結果から会津地域を基準とした場合、すべての期間において相双地区を訪れる選択確率は低くなることから明らかとなった。旅行費用（片道）に関する符号はすべての期間において負を示している。また目的地と訪問目的との交差項から人々の福島県への訪問にはビジネスと観光が大きく関わっていることが示された。旅行費用の係数をもとに求めた限界支払意思額から、東日本大震災の発生前後で金額に大きな差がみられることが明らかとなった。期間1における回答者の県北・郡山地区を訪れる限界支払意思額は3,344円であるのに対し、震災が発生した期間2では-431円と大きく変動している。期間3では1,010円と回復するものの、震災以前までの水準までには至らない。一方、相双地区では期間1の価格に比べ、期間2と期間3の限界支払意思額の方が高くなることが明らかとなった。

表 5-8 トラベルコスト法マルチサイトモデルによる推計結果

説明変数	期間1(2010年4月1日～2011年3月10日)			期間2(2011年3月11日～2012年3月31日)			期間3(2012年4月1日から2013年3月31日)		
	係数	標準誤差	限界支払意思額	係数	標準誤差	限界支払意思額	係数	標準誤差	限界支払意思額
県北・郡山地区	0.188	0.243	3343.7	-0.035	0.358	-430.8	0.080	0.420	1009.7
相双地区	-1.332	0.428 ***	-23695.2	-1.107	0.516 **	-13662.1	-1.490	0.801 ***	-18718.1
旅行費用(片道)	-5.6E-05	0.000 *		-8.1E-05	0.000		-8E-05	0.000	
県北・郡山*ビジネス	1.490	0.597 ***	26508.5	1.565	0.851 **	19324.7	0.842	0.937	10581.4
相双*ビジネス	1.510	0.825 *	26870.4	1.256	1.131	15504.2	-15.442	3762.174	-193999.7
県北・郡山*観光	-1.023	0.373 ***	-18203.2	-0.236	0.652	-2914.9	-0.488	0.773	-6133.6
相双*観光	-0.470	0.609	-8362.1	-0.625	1.201	-7710.3	-15.367	2060.239	-193053.1
県・郡*ボランティア	14.606	1171.779	259899.8	15.811	1598.881	195192.5	15.530	2531.479	195105.0
相双*ボランティア	16.364	1171.779	291179.4	16.499	1598.881	203687.8	16.853	2531.480	211718.8
pseudo R2	0.2149	(0.00)		0.182	(0.00)		0.2896	(0.00)	
Log likelihood	-151.8			-62.9			-35.1		
Number of obs	528			210			135		

注:***,**,*はそれぞれ1%,5%,10%有意水準で有意であることを示す。

5.5 結論

第一に、森林に関する研究では、里山旧薪炭林という、薪炭材需要の低下によって管理する目的が曖昧になった森林が、現代において薪炭材供給に代わってどのような価値を重要視されているのかを明らかにした。具体的には環境評価手法を用いて、旧薪炭林がもたらす様々な生態系サービスの中から、人々がどのようなサービスにどれだけお金を支払う意思があるかを明らかにした。このことによって、旧薪炭林を脅かすナラ枯れに対して、人々が重要視するサービスに合わせたナラ枯れ対策の方向性を示した。

本研究の結果から、生物多様性保全>水土保全>物質生産>地球温暖化緩和の順に市民は高く評価していることがわかった。そしてこれを考慮したナラ枯れ対策に対して、市民は高い支払意思額を示すことがわかった。各サービスの評価価値から生態系サービスの水準を現状に保つナラ枯れ対策の支払意思額を計算すると、現在運用されている費用よりも支払意思額の方が大きく、現状程度の費用ならば過剰であるとは言えないことがわかった。各サービスの評価に関しては、サービスの受益者であるかではなく、そのサービスを重要だと思っているか、すなわち実感よりも価値観を重視して回答者は各サービスを評価していることがわかった。これは、回答者が薪炭林の各生態系サービスに対して、オプション価

値などを感じている可能性を示唆した。

第二に、防潮堤建設に対する沿岸地域住民の評価についての研究では、生態系保全の必要性は広く認識されているものの、生態系を保全した形で防災対策を行うということへの支払意思額は実際に必要な費用と比較して低いことが明らかとなった。実際に生態系に配慮した形で防災対策を行うためには、行政の配慮に加えて、住民からの理解と協力を得ることがより重要であるといえる。

第三に、旅行先の選択行動に関する研究では2011年に発生した東日本大震災を起点にした3つの期間における人々の福島県への訪問行動を観察する取り組みを行った。推計結果より、他の目的地に比べ相双地区の選択確率が低くなることが明らかとなった。また東日本大震災を起因として推計結果に差が出ることが確認された。

引用文献

- Birol, E., Karousakis, K. and Koundouri, P. (2006), "Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application", *Science of the total environment*, Vol.365 No.1-3, pp.105-122.
- Chang, W.Y., Lantz, Van A., and MacLean, D.A. (2011), "Social Benefits of Controlling Forest Insect Outbreaks: A Contingent Valuation Analysis in Two Canadian Province", *Canadian Journal of Agricultural Economics*, Vol.59, pp.383-404.
- Christie M., Hanley N. and Warren J. (2006), "Valuing the diversity of biodiversity", *Ecological Economics*, Vol.58 No.2, pp.304-317.
- Costanza, R., D' Arge, R., De Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O' Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Suttonkk, P. and Van den Belt, M. (1997), "The value of world' s ecosystem services and natural capital", *Nature*, Vol.387, pp.253-260.
- Czajkowski, M., Buszko-Briggs, M. and Hanley N. (2009), "Valuing changes in forest biodiversity", *Ecological Economics*, Vol.68, pp.2910-2917.
- Garrod, G.D. and Willis K.G. (1997), "The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study", *Ecological Economics*, Vol.21, pp.45-61.
- Horne, P., Boxall, P.C. and Adamowicz, W. L. (2005), "Multiple-use of forest recreation sites: a spatially explicit choice experiment", *Forest Ecology and Management*, Vol. 207, pp.189-199.
- Juutinen, A., Mitani, Y., Mäntymaa, E., Shoji, Y., Siikamäki, P. and Svento, R. (2011), "Combining ecological and recreational aspects in national park management: a choice experiment application," *Ecological Economics*, Vol.70, pp.1231-1239.
- Louviere, J. and Woodworth, G. (1983), "Design and Analysis of Simulated Consumer Choice or Allocation Experiments: An Approach Based on Aggregate Data", *Journal of Marketing Research*, Vol.20, pp.350-367.
- Meyerhoff, J., Liebe, U. and Hartje, V. (2009). "Benefits of biodiversity enhancement of nature-oriented silviculture: evidence from two choice experiments in Germany," *Journal of Forest Economics*, Vol. 15, pp.37-58.

- Mogas, J., Riera, P. and Bennett, J. (2006), “A comparison of contingent valuation and choice modelling with second order interactions,” *Journal of Forest Economics*, Vol.12, pp.5-30.
- Naidoo R. and Adamowicz W.L. (2005) “Economic benefits of biodiversity exceed costs of conservation at an African rainforest reserve”, *Proceeding of the national academy of sciences of the United States of America*, Vol.102 No.46, pp.16712-16716.
- Shoyama K., Managi S. and Yamagata Y. (2013), “Public preferences for biodiversity conservation and climate change mitigation: A choice experiment using ecosystem services indicators,” *Land Use Policy*, Vol.34, pp.282-293.
- TEEB (2011), “The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity”, pp.194-196.
- Tobias, D. and Mendelsohn, R. (1991), “Valuing ecotourism in a tropical rain-forest reserve”, *AMBIO*, Vol.20 No.2, pp.91-93.
- Tyrväinen, L. and Miettinen, A. (2000), “Property Prices and Urban Forest Amenities” *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.39 pp.205-223.
- Tyrväinen, L. and Väänänen, H. (1998) “The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method”, *Landscape and Urban Planning*, Vol.43 pp.105-118.
- Tyrväinen, L., Mäntymaa, E. and Ovaskainen, V. (2014), “Demand for enhanced forest amenities in private lands: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland,” *Forest Policy and Economics*, Vol. 47, pp. 4-13.
- Yasuda, T. Nakajo, S., Kim, S.Y., Mase, H., Mori, N. and Horsburgh, K. (2014), “Evaluation of future storm surge risk in East Asia based on state-of-the-art climate change projection”, *Coastal Engineering*, vol.83, January, pp.65-71.
- 愛知県(2013)「第9章 津波予防対策」『愛知県地域防災計画』, pp.74-77.
- 伊藤進一郎・山田利博(1998)「ナラ類集団枯損被害の分布と拡大」『日本林学会誌』第80巻第3号, 229-232頁.
- 伊東宏樹・大住克博・衣浦晴生・高畑義啓・黒田慶子(2008)「滋賀県朽木のナラ類集団枯損被害林分の林分構造」『森林総研研報』第7巻第3号, 121-124頁.
- 伊東宏樹・五十嵐哲也・衣浦晴生(2009)「京都市京北地域におけるナラ類集団枯損による林分構造の変化」『日本森林学会誌』第91巻第1号, 15-20頁.
- 伊東宏樹・衣浦晴生・奥恵一(2011)「ササ型林床を有するナラ類集団枯損被害林分の林分構造」『日本森林学会誌』第93巻第2号, 84-87頁.
- 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機能の評価について』.

6. 結論

本研究の目的は、国内の主要な自然環境を対象に生物多様性保全の価値を評価することで自然環境政策の経済効果を分析するための手法を開発するとともに、生物多様性の価値を反映した新たな保全策のあり方を示すことにある。

平成 24 年度は、先行研究や基礎的なデータの収集を行うとともに、予備的分析を進めた。第一に、生物多様性の価値評価の手法について検討を行ったが、生物多様性の価値には利用価値だけではなく非利用価値も含まれる。利用価値についてはトラベルコスト法などの顕示選好アプローチが有効だが、非利用価値については CVM やコンジョイント分析などの表明選好アプローチが不可欠である。だが、表明選好アプローチではアンケートを用いるためバイアスが生じやすく、調査票設計を慎重に行う必要がある。

第二に、実証研究については、環境省の政策ニーズを踏まえ、本年度は主に外来種対策の経済評価を中心に研究を進めた。やんばる・奄美における外来種対策の現状と問題点について現地調査を行い、CVM 評価のための調査票設計に反映した。そして CVM の事前調査を実施し、基本的な分析を実施した。

第三に、政策分析については、ナラ枯れ対策を例に、生態系サービスに対する市民の価値を反映した政策のあり方について検討を行った。また経済実験を用いた政策分析の有効性を検討するために、環境経済学分野の実験経済研究の整理を行った。そして、生物多様性の経済評価や政策分析を行う上では、生態学の知見を反映させることが重要だが、そのための課題について検討を行った。

平成 25 年度は、前年度に収集した基礎的なデータおよび平成 25 年度に収集した追加データを対象に基礎的分析を進めた。第一に、生物多様性の価値評価の手法について検討を行ったが、生物多様性の価値には利用価値だけではなく非利用価値も含まれる。利用価値についてはトラベルコスト法などの顕示選好アプローチが有効だが、海外で開発された分析手法は、複数のサイトを同時に訪れる日本独自の訪問行動の実情に適さない可能性がある。そこで、最先端の分析手法である時間配分モデルを用いて日本独自の訪問行動に対して適用することを検討した。時間配分モデルを国立公園に適用した事例は世界的にも存在せず、本研究が世界初の事例である。

第二に、実証研究については、環境省の政策ニーズを踏まえ、本年度は奄美群島の国立公園指定の経済分析を中心に研究を進めた。国立公園指定により現地の林業活動が規制される場合に生じる損失額を推定し、国立公園指定によって得られる生物多様性保全の便益と比較することで、国立公園指定の費用便益分析を実施した。その結果、国立公園指定の便益は費用を大きく上回ることが示された。

第三に、政策分析については、防潮堤の嵩上げによって失われる沿岸生態系を対象に生態系サービスに対する市民の価値を反映した政策のあり方について検討を行った。また経済実験を用いた政策分析の有効性を検討するために、民有地における生物多様性保全の政策を対象に実験計画を検討した。そして、生物多様性の経済評価や政策分析を行う上では、生態学の知見を反映させることが重要だが、そのための課題について検討を行った。

平成 26 年度には、これまでの研究成果を踏まえて、生物多様性の価値評価に有効な手法をさらに洗練化するとともに、実証研究によってその有効性を検証した。そして、これまでの研究成果を統合し、生物多様性の価値を反映した政策のあり方について政策提言を行った。第一に、自然資産区域への入域料と生態系サービスへの支払いについて現地調査を実施し、自然の生態系や動植物を觀賞する際に、観光客が享受する文化的サービスへの対価を入域料として求めることは生態系サービスへの支払いの有効な

手法であることを示した。

第二に、実証研究については、最先端の評価手法である端点解モデルを用いて全国の国立公園への訪問行動を対象に実証分析を行った。これはどこの国立公園に年間何回訪問するのかを予算制約の下での効用最大化行動としてモデル化するものであるが、本研究ではこの最先端の評価手法が国内の国立公園政策の評価手法として適用可能であることを示した。

第三に、政策分析では、経済実験の妥当性について分析を行った。経済実験は政策評価の手法として有効と考えられているが、学生を対象とした実験室実験では現実の政策を評価することは難しい。そこで、実験室実験の欠点といえる外的妥当性の問題を補完するため、愛媛県久万高原町の一般住民を被験者としたフィールド実験を実施した。その結果、保全政策のために住民の協調を高めうる政策として農山村における自治会という既存の社会的ネットワークの有用性が示唆された。

Ⅲ 添付資料

資料 1. 表明選好法の調査票設計

表明選好法である CVM（あるいはコンジョイント分析）は、環境サービスの変化に対する支払意志額（最大支払っても構わない金額）や受入補償額（受け入れるために必要な最少の補償額）を直接人々にたずねる手法である。市場価格に反映されない非利用価値についても評価することができる。一方で、CVM は環境サービスの変化に対する説明内容（シナリオ）による影響を受けやすく、適切にシナリオを設計しなければ評価結果の歪み（バイアス）が発生する。この添付資料では、調査票設計とそこに大きく関係しているバイアスについて述べたい。調査票設計については、栗山他（2013）の内容の一部を取りまとめて整理したものである。詳しくは栗山他（2013）を参照されたい。

評価対象の情報収集

調査票を設計するには、まず評価対象の情報収集をしなければならない。シナリオでは「現在の状況」と「環境サービスが変化した後の状況」を回答者に正確に説明し、どのような制度・政策でそれを実行するかを記述する必要がある。CVM を適用する状況では、評価対象はある程度決まっていることが多いであろうが、それでも評価対象とその周辺情報について改めて情報収集することは有益である。例えば、過去に導入されて失敗した制度や論争の最中にある政策などによって環境改善が行われるシナリオを設定すると、制度・政策自体がバイアスを引き起こす可能性がある（環境改善が消費税の増税によって実施されるシナリオとするならば、消費税の増税に反対である回答者は、環境改善に対しては評価をしても、評価額を 0 円と表明するかもしれない）。

もちろん、評価対象自体については詳しい情報収集が必要である。例えば、森林の再生に対する評価であるとするならば、評価対象の自然科学的データ（森林面積、植生、土壌、希少種の有無）、再生前後の利用状況や施設整備（訪問者数、周辺地域の開発状況、遊歩道やキャンプ場などの有無）、関連する制度・政策（保安林や国立公園・国定公園などの指定状況）、対象地域の社会経済の状況（関係市町村の人口、年齢構成、産業構造など）が含まれるだろう。同時に、評価対象に関する最新の科学的な知見、また環境評価手法を適用した過去の評価事例なども調べておくことシナリオ作成の参考となる。評価対象の「現場」が存在する場合には現地調査を行うことも重要である。現地を訪問し、地元の地方自治体や住民、環境保護団体、開発業者などを対象に聞き取り調査などを実施する。この際、何らかの意見の対立が生じている場合は、どちらかの立場に偏らないように双方の意見を聞いておくことが重要である。このような評価対象の情報収集は、できる限りシナリオを作成する前に終えておくことが望ましい。プレテストの段階で新しい事実が明らかになると、シナリオの大幅な改定が必要になるからである。

情報収集を踏まえたうえで、シナリオを作成することになるが、この前に評価を実施する目的を再検討し、明確にすることが望ましい。情報収集の結果、評価対象を変更した方が望ましいと判断されることも少なからずあるからである。また評価目的を絞らざるをえない状況が生じることもある。例えば、複合した環境サービスを評価するような場合（森林の再生によって、希少な鳥類の生息地の再生、希少な鳥類を観察するレクリエーションサイトの再生、土砂災害の防止という 3 つの環境サービスが提供され

るような場合)、以下のような問題が発生するかもしれない。

- 個別の環境サービスに対する評価が求められる場合、3つの環境サービスの合計額を評価するだけでは、その内訳がわからないためほとんど意味がないかもしれない。例えば、希少な鳥類の生息地の価値は0かもしれないし、合計額のすべてかもしれない。
- 便益の集計範囲が異なるため、総便益を算出する場合に問題が生じる。例えば、希少な鳥類の生息地を再生したときの受益者は全国の人々に広がるかもしれないが、土砂災害の防止による受益者は流域内の範囲に限定されるかもしれない。その場合、便益の集計範囲が決定できない。

上記のような理由から、あいまいさを排除したいのであれば、評価する環境サービスは1つに限定したシナリオとせざるをえない。

調査票の草案作成

目的を再確認した上で、次に調査票の草案作成に入る。例えば、森林の再生を行うことでシマフクロウの生息地を回復させることの価値を評価する例を考えてみたい。生息地の回復に対する支払意思額を聴取するためには、まず環境が現状からどのような環境改善が行われた状態に変化するのかを設定しなければならない。環境改善が行われた状況は、科学的な知見に基づいた合理的で現実的な状況設定であることが必要である。どのような森林が生息地に適しているのか、生息地として使われるまでにどれだけの年数がかかるのか、事業の実施主体は誰かなどを検討する必要がある。これらの問いに調査側はすべて答えられないため、専門家へのインタビューも必要になる。設定されたシナリオの一例が図1のようなものである。

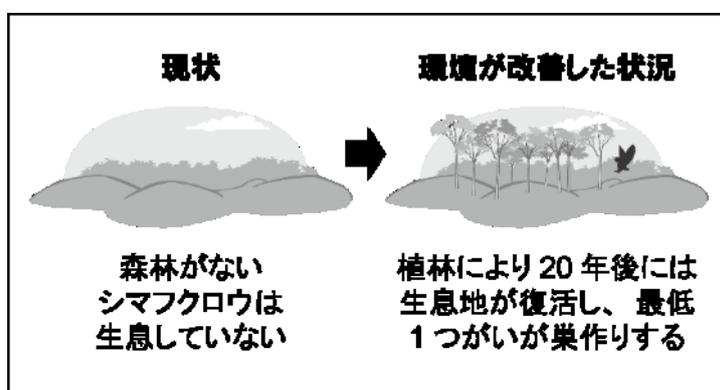


図1 シマフクロウの生息地を回復させるシナリオの一例

出典：栗山他（2013）より

次に適切な支払手段を選択することが重要である。適切な支払手段によって、シナリオがより現実的に感じられることもあれば、不適切な支払手段によってバイアスが生じることもある。これまでの研究では、税金と基金への募金が支払手段として多く用いられている。税金を支払手段に用いた場合は、支払いに強制力があること、「温情効果」が発生しにくいことなどの利点がある。「温情効果」とは、環境改善に対して支払いをすること自体から満足を得ることである。一方で、地域限定の環境改善を行うために税金を集めることなどは非現実的であることが多い（森林環境税など、法定外目的税として現実に行

われている場合もある)。また、税金という支払手段自体に反対である回答者も少なくないため、支払手段を理由として回答を拒否する「抵抗回答」が発生する欠点もある。ここでの抵抗回答とは「シマフクロウの生息地の回復には賛成だが、増税には反対である」といった意見のように、環境改善の内容ではなく支払手段に反対を表明してしまう問題である。

一方、基金への募金を支払手段に用いた場合は、支払いに強制力がないこと、温情効果が発生しやすいことなどの欠点がある。ただ、特定の環境改善を行うために基金を設立することなどは現実的に行われているため、回答者が理解しやすく、また税金と比較して抵抗回答が少ないという利点がある。

支払意志額を聴取した後はその回答理由を質問することも重要である。このような質問を行うのは、シナリオに対する理解や支払手段に対する抵抗回答などを識別するためである。回答理由をたずねた結果、支払意志額の推定に含めるべきでない回答者がいれば、分析から除外することになる。サンプル数は減少するが、より正確で信頼性の高い評価結果を得ることができる。

以上が CVM の中心的な質問内容であるが、調査票ではこれらの質問以外にも、評価対象と回答者の関連性に関する質問や、環境問題に対する関心についての質問、シナリオの内容に関する質問、回答者の個人属性（所得や年齢など）に関して聴取する。

プレテストの実施

調査票の草案ができた後は、調査票に問題がないかを確認するため、本調査に先立って、小規模な調査であるプレテストを実施する。この段階まで進むと、調査側は評価対象を知りすぎてしまっているがゆえに、調査票の内容を客観的に眺められなくなっていることも多い。例えば、シマフクロウは絶滅危惧種であるが、シナリオを検討しているうちに、シマフクロウが絶滅危惧種であることは自分の中で当然のこととなってしまふ。そうなると、シマフクロウが絶滅危惧種であることを前提として、文章を記述するようになってしまふ。しかし、シマフクロウが絶滅危惧種であることはもとより、世の中の多くの人は、シマフクロウや絶滅危惧種が何であるかも詳しくは知らないのである。

同じようなことは、専門家の意見を反映させる過程でも生じることがある。例えば、絶滅危惧というカテゴリーには、絶滅危惧 IA 類（絶滅寸前）、絶滅危惧 IB 類（絶滅危機）、絶滅危惧 II 類（危急）という細かい区分が存在する。これらの区分は専門家には重要であるが、そのまま調査票の文章に用いると、複雑すぎて回答者が理解できなくなるかもしれない。プレテストではこのような調査側の目の曇りを晴らすだけでなく、シナリオが妥当か、提示額が適当な金額か、あるいは支払手段が現実的かなど、これまで解説した内容が、本当に回答者にとっても妥当かどうかを確認する絶好の機会となる。具体的には表 1 のような項目を確認することになる。一般項目は、アンケート調査一般に当てはまる確認項目であり、CVM に関する項目は、CVM の調査に特有の確認事項である。

プレテストのサンプル数は、一般には 25 から 100 サンプル程度であるが、プレテストのサンプルを用いて支払意志額の推定（試算）を行いたい場合には、多めにとるに越したことはない。標準的な質問形式である二肢選択形式を適用して試算を行う場合には、サンプル数が少なすぎると支払意志額を推定できないことがあるので、サンプル数は 50 以上とすべきである。

本調査の実施

調査票が完成すれば、本調査の実施に移ることになる。CVM のアンケート調査では、サンプリング方法、つまりどのように回答者を選び出すのが重要である。CVM を適用するにはランダムサンプリングが適用されることが多い。ランダムサンプリングを行うには、適切な調査範囲（母集団）を選定しなければならない。対象者が明示的でない場合は、プレテストで母集団の範囲を調べるのが有用である。例えば、シマフクロウが生息している北海道東部に位置する釧路、北海道最大の都市札幌、東京、大阪でプレテストを実施するとしよう。このとき、釧路の支払意志額が 5,000 円、札幌の支払意志額が 1,000 円、東京と大阪の支払意志額がほとんど 0 円だとすると、シマフクロウの生息地を回

表 1 プレテストでの調査項目

アンケート調査一般に当てはまる確認項目
回答者は設問を誤解していないか？
回答者は設問を理解できるか？
選択肢は適切か？
無効回答が多い設問はないか？
すべての回答者が同一の回答をしていないか？
自由回答欄の大きさは十分か？
設問のスキップ方法に混乱はないか？
回答時間は長すぎないか？
CVM に関する項目
支払手段は妥当か？
抵抗回答はどのくらいか？
評価シナリオが非現実的ではないか？
評価シナリオを回答者は理解できるか？
賛成理由・反対理由の選択肢は適切か？
提示額は妥当か？

出典：栗山他（2013）より

復することの受益者は北海道内に限定されるので、本調査の調査範囲は北海道に限定してもかまわないことになる。もし、東京や大阪でも支払意志額が存在するのであれば、この生息地の回復の受益者は全国に広がっているため、本調査の調査範囲は全国とすべきと判断できる。

またこの場合、選定された母集団の範囲が、集計額を算出する際の対象世帯数となる。特定の地域（例えば、北海道）を対象に調査を行った場合には、集計する際もその地域の世帯数（北海道の世帯数）を用いることになる。特定の地域を対象に行った調査の結果に、全国の世帯数をかけて、全国の価値を求めることはできない。特定の地域が全国の意向を代表しているとは限らないからである。

調査範囲（母集団）を選定した後は、対象者リスト（名簿）を入手する。面接調査や郵送調査を行う場合には、住民基本台帳や電話帳を対象者リストとして用いる。住民基本台帳は市町村役場で閲覧でき、正確な母集団の名簿を作成することができる。ただ、個人情報保護の観点から簡単に利用できない場合

が多い。2006年には住民基本台帳法が改正され、住民基本台帳の写しを閲覧するには、公益性のある統計調査・世論調査・学術研究であることが求められている。電話帳は過去には有効な対象者リストであったが、携帯電話の普及により電話帳に電話番号を記載していない人が増えており、近年は母集団を正確に反映しているとは言えないかもしれない。

CVM のアンケート調査の実施形態には、聞き取り調査（面接調査）、郵送調査、電話調査、インターネット調査などがある。聞き取り調査は高い回収率を得られ、内容的にも精度の高い調査が可能である。ただし、費用は高額となる。郵送調査は比較的 low コストで実施できるが回収率は低くなることが多い。回収率は調査内容によって大きく異なるため、一概に妥当な回収率を示すことは難しいが、経験上、回収率が 30% を下回ることも多い。電話調査は低いコストで実施することが可能である。ただし、回収率はそれほど高くない（調査内容によっても大きく異なる）。平日の日中に調査を行うと、主婦や高齢者に回答が偏るなどの問題もある。また写真を使った説明ができないため、適切な情報伝達が難しい場合もある。近年はインターネット調査が用いられることも多い。回答者がインターネット利用者に限定される点が問題であるが、比較的 low コストで短期間に調査を実施できる。また分岐が続く複雑な設問でも質問できる利点がある。ただし不特定多数が回答し、かつ回答者は若年層に偏りがあることが指摘されてきた。このような問題点を回避するため、調査会社のモニターを対象としたインターネット調査が増えてきている。この場合、年齢や性別などの個人属性が偏らないように、調査会社にサンプリングを依頼することができる。近年は、個人情報の不適切な扱いが大きな社会問題となっており、聞き取り調査や郵送調査、電話調査の実施は年々難しくなっている（回答率も下がる傾向にある）。電話や訪問による詐欺事件なども増えているため、警察に通報されることまで想定した、しっかりとした対応が必要である。このようなこともあり、調査側が個人情報を直接入手するのではなく、サンプリングや個人情報の取り扱いについては、調査会社に依頼する例も増えてきている。

最終的に、CVM で支払意志額を算出するためには、一定数のサンプルが必要となる。質問形式にも依存するが、二肢選択形式の場合、200 サンプル程度が必要であり、統計的な信頼性の高い支払意志額を推定するためには 600 サンプルを目安にすべきであろう。

CVM のバイアス

ここまで CVM の調査票設計について一連の流れを紹介してきたが、CVM を実施する上で最も注意しなければならないのが評価結果の歪み（バイアス）である。バイアスをすべて紹介することはできないので、ここではシナリオの設計とバイアスの回避に焦点を当てながら、CVM が具体的にどのような説明内容を回答者に提示するのか、その概要を示したい。

まず、CVM で評価を試みる環境サービスの価値は、環境改善に対する支払意志額、環境悪化回避に対する支払意志額、環境悪化に対する受入補償額、環境改善中止に対する受入補償額の 4 通りの方法で評価することができる。例えば、森林の価値を評価する場合には、以下のような 4 通りの聴取の方法がある。

- 環境改善に対する支払意志額：森林を 20ha 再生するために、最大いくら支払ってもかまわないと思いますか？
- 環境悪化回避に対する支払意志額：森林を 20ha 伐採する計画を中止させるために、最大いくら支払ってもかまわないと思いますか？

- 環境悪化に対する受入補償額：森林を 20ha 伐採する計画が実施される場合、最低いくら補償が必要だと思いますか？
- 環境改善中止に対する受入補償額：森林を 20ha 再生する計画が中止されることになった場合、最低いくら補償が必要だと思いますか？

4通りの聞き方の中でどの設定を選択すべきかは、設定状況に関係しているが、支払意志額で評価した場合と受入補償額で評価した場合とは、しばしば評価額に大きな乖離が発生することが明らかとなっている。支払意志額と受入補償額を比較した実証研究によると、多くの研究で受入補償額は支払意志額の2倍から5倍に評価されている (List and Gallet, 2001)。そのため後述の NOAA ガイドラインでは、控えめな評価額を得るという方針のもとで、たとえ受入補償額を用いるべき権利の設定状況になっていたとしても、支払意志額を評価に用いることが推奨されている。

次に CVM では、このような支払意志額を聴取する設定のもとで環境変化に対する人々の支払意志額を聞き出すが、その聞き出し方を質問形式と呼んでいる。これまでにいくつかの質問形式が考えられてきている。

- 自由回答形式：回答者に自らの支払意志額を自由に記入してもらう質問形式
- 付け値ゲーム形式（競りゲーム形式）：回答者にある提示額を提示して支払う意志があるか質問を行い、支払うとした人にはより高い提示額を、支払わないとした人にはより低い提示額を提示し、再び質問を行う。これを繰り返すことで、回答者の支払意志額を明らかにする質問形式である（オークションをイメージするとわかりやすい）。
- 支払カード形式：回答者に金額のリストを提示し、その中から自らの支払意志額に一致するものを選んでもらう質問形式である。
- 二肢選択形式：回答者に負担額を提示して、それに賛成するかどうかをたずねる質問形式である。金額の部分には複数の異なる金額の中から、ランダムに選ばれた1つの金額が割り当てられる。

4つの質問形式のうち、自由回答形式、付け値ゲーム形式、支払カード形式の質問形式については、各回答者の評価額が直ちにわかるが、二肢選択形式については回答者の支払意志額が提示額より高いか低いかわからないため、支払意志額を推定するためには統計的な分析が必要となる。

これらの質問形式の中で、今日、標準的な質問形式として採用されているのが、二肢選択形式である。二肢選択形式が用いられるのにはいくつかの理由が存在している。アンケート調査のデータを用いることの問題点で真っ先に思いつくのは、回答者が意図的に偽りの回答を行うことをどのように回避するかということであろう。回答者が意図的に支払意志額を過大に表明したり、逆に過少に表明したりする影響は「戦略バイアス」と呼ばれている。例えば、森林を再生させることはすでに決まっているが、調査結果に基づいて費用負担が決まる状況であったとしよう。この場合、回答者は自らの費用負担を小さくするため、意図的に実際の支払意志額よりも低い金額を回答するであろう。一方、費用負担の額はすでに決定しているが、調査結果に基づいて森林の再生面積が決まる状況ではどうであろうか。この場合、回答者は再生面積を大きくするため、意図的に実際の支払意志額よりも高い金額を回答するであろう。このように、回答者が意図的に偽りの回答をして、自分に有利な状況を作り出そうとすることで生じるのが戦略バイアスである。この戦略バイアスの回避は、CVMにおける大きな課題であった。この課題を解決するために考案された質問形式が、上記で紹介した二肢選択形式である。これまでの研究から、二肢

選択形式を用いると一定の条件のもとで戦略バイアスが発生しないことが明らかにされている (Hoehn and Randall, 1987). したがって戦略バイアスを回避するためには、二肢選択形式を適用することが望ましいということになる。

また、われわれは商品やサービスに価格付けを行う際に、意識的にも無意識的にも価格付けの手掛かりを探している。例えば、似たような商品やサービスの市場価格、他人が行った価格付けなどがその例である。しかし、環境の価値を評価する場合は、もともと市場で取引されていない財であるため、価値付けの手掛かりはほとんど存在しない。そうであるがゆえに、回答者はわずかな手掛かりから価格付けを決定しようとする。付け値ゲーム形式には、最初の提示額が回答に影響する「開始点バイアス」が発生することが知られている。最初の提示額が評価対象の相場を暗示してしまうのである。回答者は「数万円の価値が想定されるサービスに対して、調査員が 100 円から価格付けを始めることはないだろう」、「調査員が 1,000 円から価格付けを始めたのは、一般の人々が少なくとも 1,000 円の価値は認識しているからだろう」などと考えてしまうわけである。同様に支払カード形式では、提示された金額の範囲が回答者に影響を与える「範囲バイアス」が発生することが知られている。このように調査票に回答者の手掛かりとなりそうな情報、とりわけ金額に関する情報が記載されているとバイアスが生じる可能性が高まることになる。二肢選択形式は実はこの点でも有利な質問形式であることが知られている。二肢選択形式では金額の提示を 1 回しか行わないからである。付け値ゲーム形式にしても支払カード形式にしても、提示額を複数示すことで回答者に価格付けの手掛かりを与えてしまっている。しかし、金額の提示を 1 回しか行わなければ、回答者はその金額が自分の支払意志額よりも高いか低いかに基づいて回答せざるをえないからである。

このように、質問形式一つにしても、バイアスをいかに減らすか、様々努力がなされている。そもそもアンケート調査を用いる以上、バイアスの影響を完全になくすことは不可能である。一方で、シナリオの設計や調査方法を工夫することで、バイアスを大幅に回避できることも明らかとなっている。その他のバイアスについては Mitchell and Carson (1989) や栗山 (1997) を参照されたい。

バイアスの種類にかかわらず、最も有効なバイアスの回避策は前述のプレテストの実施である。プレテストの適切な実施によって、多くのバイアスは修正することができる。また、バイアスを回避するための全般的なガイドラインも示されている。1990 年代前半、CVM に対する批判が高まる中、タンカー事故などを管轄している商務省国家海洋大気管理局 (NOAA) は、油濁法のもとで環境破壊の損害額の算定に CVM が適用できるか否かを検討するため、専門家による委員会を設置した (NOAA パネル)。そして約 1 年間にわたる検討の結果が 1993 年 1 月に報告された。NOAA パネルの結論は「CVM は環境破壊の損害賠償に関する訴訟において議論を開始するための材料として十分な信頼性を提供できる」というものであった。一方で、裁判で使えるだけの信頼性を確保するため、さまざまな条件を満たすことも求められることとなった。NOAA パネルは、満たすべき条件を**エラー! 参照元が見つかりません**。のようにガイドラインの形で具体的に示した。このガイドラインは「NOAA ガイドライン」として知られている。NOAA ガイドラインは、いわば CVM の理想的な姿を示したものである。

表 2 NOAA ガイドライン

一般項目

サンプルサイズ	統計的に十分なサイズが必要となる。
回収率	回収率が低いと信頼性も低くなる。
個人面接	郵送方式は信頼性が低いので個人面接方式が望ましい。電話方式も可能である。
質問者による 影響のチェック 報告	質問者がいる時といない時とを比較すべきである。 サンプルの定義、サンプルサイズ、回収率、未回答項目などすべてを報告しなければならない。
質問項目の事前テスト	事前に小規模なアンケートを行って質問項目をチェックすることが必要である。

調査項目（これまでの優れた CVM では満たされていたもの）

控えめなアンケート設計	異常に高い金額が出ないように控えめな設計を心がける。
支払意志額	受入補償額よりも支払意志額を用いる。
住民投票方式	質問形式は住民投票方式（二肢選択形式）にすべきである。
環境政策の説明	評価しようとする環境政策を適切に説明しなければならない。
写真の事前テスト	写真による影響を調べなければならない。
他の対象についての言及	破壊されないその他の環境資源が存在することや、将来の環境資源の状態について触れることが必要である。
評価時期	環境破壊の事故から十分な時間が経過してから評価すること。
通時的平均	異なる時点で評価して平均をとることが必要である。
答えたくないオプション	賛成/反対だけでなく、「答えたくない」も選べるようにすること。
賛成/反対の フォローアップ	なぜ賛成/反対したかをたずねること（それほど価値がない、わからない、企業が払うべきなど）
クロス表の作成	所得、対象についての知識の有無、対象地までの距離などで分類してクロス表を作成すること。
回答者の理解	回答者が理解できないほど複雑な質問にならないようにすること。

目標項目（これまでの CVM では満たされていなかったもの）

代替的支出の可能性	お金を支払うと回答すると、その他の財の購入に使えるお金が減ることを認識させなければならない。
取引価値	環境保護にお金を支払う行為そのものに満足する「倫理的満足」の影響を取り除くこと。
定常状態と一時的損失	自然環境は常に状態が変動しているので、変動の範囲と定常状態を認識させなければならない。

一時的損失の現在価値	一時的に自然が破壊された後、自然回復の状態を踏まえて現在価値で評価することが必要である。
事前の承認	仮想的シナリオについて事前に承認を得ること。
信頼できる参照アンケート	いくつかのアンケート結果を比較検討して信頼性を確認する。
立証責任	回収率が低い、環境破壊の範囲を示していない、回答者が理解不能、「賛成/反対」の理由が不明などの場合、評価結果の信頼性は低いと判断される。

出典：栗山他（2013）および NOAA（1993）、栗山（1997）より作成

以下では奄美大島の調査票を例に、それぞれの質問がどのような意図の下に設定されているのかを簡潔に整理したい（表 3）。

表 3 奄美の調査票の質問項目

回答者の基本的な知識や考え方を聴取する質問	
問 1.	あなたは、これまでに鹿児島県の奄美群島を訪れたことがありますか？
問 2.	あなたは、奄美群島にしか生息していない、以下の固有種をこれまでにご存知でしたか？
問 3.	あなたは、希少な地域固有の野生動植物（固有種）が数多く生息する奄美群島地域の自然環境を保全することに興味はありますか？
問 4.	あなたは、アマミノクロウサギが絶滅の危機に瀕していることをご存じでしたか？
問 5.	あなたは、アマミノクロウサギを保全することは重要だと思いますか？
問 6.	あなたは、アマミノクロウサギが絶滅の危機に瀕している理由の一つがマングースによる捕食であることをご存じでしたか？
問 7.	あなたは、ネズミや毒蛇ハブを退治するために奄美大島に島外からマングースが導入されたことをご存知でしたか？
問 8.	あなたは、マングースを駆除することは重要だと思いますか？
問 9.	あなたは、外国から持ち込まれた動植物（外来生物）が、日本固有の生態系や人々の生活に影響を与えることをご存じでしたか？
問 10.	あなたは、マングースなど以下の動植物が外国から持ち込まれた外来生物であることをご存じでしたか？
問 11.	あなたは、「外来生物法」があることをご存知でしたか？
問 12.	あなたは、「外来生物法」に基づく外来生物の輸入や飼育、野外へ放つことの規制、防除について賛成ですか？反対ですか？
問 13.	あなたは、奄美大島からマングースを（根絶/完全駆除/生息していない元の環境）することについて賛成ですか？反対ですか？

- 問 14. 上記のようにマンガースは、人為的に持ち込まれたごく少数の個体から増加し、アマミノクロウサギなどを捕食しています。そのため、環境省はワナや探索犬などを使って奄美大島からマンガースを徹底的に駆除しています。あなたは、マンガースの駆除についてどのようにお考えになりますか？

CVM の質問

- 問 15. 奄美大島からマンガースを 10 年間で完全駆除するためには、あなたに毎年〇〇円募金してもらう必要があるとします。募金を集めるのは 10 年間継続し、毎年同じ金額をお支払いしていただくものとします。あなたは、マンガース完全駆除のために 10 年間、毎年〇〇円を募金してもかまいませんか？
- 問 16. (「はい」 / 「いいえ」) とお答えになった理由を教えてください。
- 問 17. (2 段階 2 項選択法に続く)

個人属性に関する質問

- 問 18. あなたのお住まいの都道府県をお聞かせ下さい。
- 問 19. あなたの性別について、お聞かせ下さい。
- 問 20. あなたの年齢について、お聞かせ下さい。
- 問 21. あなたのご家庭の世帯人数について、お聞かせ下さい。(あなたを含めた人数でお答えください)
- 問 22. あなたは山岳会や野鳥の会、自然保護団体など、自然環境に関わる団体に所属していますか？当てはまるものをお聞かせ下さい。(いくつでも)
- 問 23. あなたは昨年一年間(2012 年)に日本の国立公園を何回訪れましたか？当てはまるものをお聞かせ下さい。
- 問 24. 自然に関する行動について、あなたは、以下に当てはまるものがありますか？当てはまるものをお聞かせ下さい。(いくつでも)
- 問 25. あなたのご職業について、当てはまるものをひとつだけお聞かせ下さい。
- 問 26. 差し支えなければ、あなたのご家庭のおおよその年収を税込みでお聞かせ下さい(社会経済学的な分析をする際に用います)。
-

「回答者の基本的な知識や考え方を聴取する質問」では、回答者の評価対象に対する知識や認識などを明らかにする。それぞれの質問項目の集計結果も重要であるが、CVM の調査票では、どのような回答者の評価額が高いのかを明らかにしたり、信頼性を検証したりするためにもこれらの質問を利用する。一般的に、評価対象を実際に見たり、生息する現地に訪れたりした回答者、あるいは評価対象に認識が深い、保全に対する意識が高い回答者の方が、支払意志額が高いと言われている。これらの質問と評価額がどのような関係にあるのか、例えば、奄美群島を訪れたことのある回答者の方が支払意志額は高いのか、また信頼性を検証する観点で、例えば、マンガースの駆除に反対している回答者の支払意志額が高いような場合は、何らかのバイアスが生じている可能性がある、などの形でこれらの質問項目は利用できる。

「CVM の質問」については、質問形式は二肢選択形式のダブルバウンドである(詳細は統計分析のセクションを参照されたい)。支払手段は税金を利用することの問題点を回避するために基金を採用した。調査

票設計の際に述べたように、問 16 では回答理由を聴取している。また、問 15 もしくは問 17 の提示額の設計はプレテストによって設計を行う予定である。ここで一点述べておかなければならないことは、前述した評価目的を絞らざるをえない状況が本調査でも生じたことである。事前の聞き取り調査の結果、本調査の評価で求められていることは、単に「マングースの駆除」というよりは、やんばるあるいは奄美群島の生態系の価値の評価であった。しかしながら、やんばるあるいは奄美群島の生態系の価値は複合した環境サービスであり、そのまま評価することには、前述で述べたような技術的な問題が考えられた。そのため、本調査は「マングースの駆除」を通じ、「ヤンバルクイナが生息する環境」あるいは「アマミノクロウサギが生息する環境」を保全するという価値の評価、つまり、やんばるあるいは奄美群島の生態系の価値の一部分を評価していることになる。

「個人属性に関する質問」は、回答者の人物像を理解するために重要であるが、「回答者の基本的な知識や考え方を聴取する質問」と同様に、どのような回答者の評価額が高いのかを明らかにしたり、信頼性を検証したりするためにもこれらの質問を利用する。

例えば年収は CVM の調査では重要な質問項目である。年収の高い回答者ほど支払意志額が高いかどうかは、評価結果の信頼性を確認するための主要なチェック項目であり（年収と支払意志額には関係がないことも多いが、年収が低いほど支払意志額が高い場合は、明らかに何らかのバイアスが生じている可能性がある）、また、支払意志額が年収に強く影響されているようであると、その政策・制度が年収に関して公平性を欠いている可能性を示唆している。

参考文献

栗山浩一・柘植隆宏・庄子康（2013）『初心者のための環境評価入門』勁草書房。

List, J. A. and Gallet, C. (2001), “What experimental protocols influence disparities between actual and hypothetical stated values?” *Environmental and Resource Economics* Vol. 20, pp. 241-254

Hoehn, J. P. and Randall, A. (1987), “A satisfactory benefit cost indicator from contingent valuation” *Journal of Environmental Economics and Management* Vol. 14, pp. 226-247

Mitchell, R. C. and Carson, R. T. (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future. Mitchell, R. C. and Carson, R. T. 環境経済評価研究会訳（2001）『CVMによる環境質の経済評価—非市場財の価値計測』山海堂。

栗山浩一（1997）『公共事業と環境の価値—CVMガイドブック』築地書館。

NOAA (1993), “Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation” *Federal Register, US*, Vol. 58, pp. 4601-4614

資料 2 : 統計分析

本添付資料では、本研究で使用する仮想評価法 (CVM)、トラベルコスト法、選択実験の統計分析手法について解説を行う。はじめに図や具体例を用いた直感的な解説を行ったうえで、数式を使用した詳細な解説を行う。

CVM の統計分析

自由回答形式、付け値ゲーム形式、支払いカード形式

回答者に自らの支払意志額を自由に回答してもらう自由回答形式、回答者に提示額を提示して支払う意志があるか質問を行い、支払うとした人にはより高い提示額を、支払わないとした人にはより低い提示額を提示し、再び質問を行うことを繰り返すことで、回答者の支払意志額を明らかにする付け値ゲーム形式、金額のリストの中から自らの支払意志額に一致するものを選んでもらう支払カード形式は、得られた回答の平均を計算することで支払意志額の平均値を求めることができる。例えば、それぞれの質問形式により、以下の表 1 のような回答が得られたとしよう。表 1 において、金額が 0 円、回答人数が 40 人とは、CVM の質問に対して 0 円と回答した回答者が 40 人いることを示している。

表 1 聴取した回答データの例

金額	回答人数
0 円	40 人
500 円	50 人
1,000 円	40 人
2,000 円	30 人
3,000 円	20 人
5,000 円	10 人
8,000 円	5 人
10,000 円	3 人
15,000 円	2 人
20,000 円	0 人

出典：筆者らによる仮想データ

このとき支払意志額の平均値は、「 $(0 \text{ 円} \times 40 \text{ 人} + 500 \text{ 円} \times 50 \text{ 人} + 1,000 \text{ 円} \times 40 \text{ 人} + 2,000 \text{ 円} \times 30 \text{ 人} + 3,000 \text{ 円} \times 20 \text{ 人} + 5,000 \text{ 円} \times 10 \text{ 人} + 8,000 \text{ 円} \times 5 \text{ 人} + 10,000 \text{ 円} \times 3 \text{ 人} + 15,000 \text{ 円} \times 2 \text{ 人} + 20,000 \text{ 円} \times 0 \text{ 人}) / 200 \text{ 人} = 1,675 \text{ 円}$ 」ということになる。このように、自由回答形式、付け値ゲーム形式、支払カード形式は、簡単な計算で支払意志額の平均値を求めることができる。

また平均値とともに報告される値が中央値である。中央値は回答者を支払意志額が小さな回答者から大きな回答者の順に並べ替えたときの、真ん中の回答者の支払意志額である。上記の場合回答者は 200 名いるため、ちょうど真ん中の回答者は存在しない。そこで 100 番目の回答者と 101 番目の回答者の平均値を用いることになる。この場合の中央値は 1,000 円である。

二肢選択形式

・シングルバウンド

二肢選択形式は、環境変化とそれを実現するために必要な負担額を提示して、それに賛成するかどうかをたずねる質問形式である。一般的には4から6種類ほどの異なる金額が用意され、1人の回答者にはそのうちの1つの金額がランダムに提示される。低い金額設定に対しては賛成する回答が多くなり、高い金額設定に対しては反対する回答が多くなると予想される。このような回答に基づいて、提示額とそれに賛成する確率の関係から支払意志額を推定するのが、二肢選択形式で得られた回答の分析方法である。

二肢選択形式で得られたデータは、ランダム効用モデル、支払意志額関数モデル、生存分析などにより分析が行われる。また、分布を仮定しないノンパラメトリックな分析も可能である¹。ここでは、最も一般的に用いられるランダム効用モデルによる分析について解説を行う。

ランダム効用モデルは効用関数に基づくモデルであり、「環境改善が行われる代わりに提示額を支払う状況」と「環境改善が行われない代わりに提示額も支払わない状況」の2つの状況設定から、どちらか1つの設定を選択するという選択行動をモデル化する。もし前者の効用の方が大きければ、シナリオに対して賛成と回答することになる。

図4.1の縦軸は提示額に賛成する確率、横軸は提示額を示している。プロットは、提示額ごとに賛成するとした回答者の比率を示している。われわれの目的は、このプロットに最も当てはまりのよい右下がりの減衰曲線を描くことである。

ここで賛成を選んだときの効用から反対を選んだときの効用を差し引いたものを効用差と呼ぶ。CVMの分析でよく用いられる対数線形ロジットモデルでは、「効用差=定数項(環境変化がもたらす効用変化)+係数 $\times \ln(\text{提示額})$ +誤差(ϵ)」と示すことができると想定する。定数項(環境変化がもたらす効用変化)は効用差にプラスの影響を与えると予想されるが、提示額はマイナスの影響を与えると予想される。ここで、効用差から誤差を取り除いた確定部分を ΔV とすると、賛成を選択する確率は「 $1/[1+\exp(-\Delta V)]$ 」によって示すことができる。この賛成を選択する確率が、図1で示した減衰曲線に相当する。

引かれた減衰曲線からは、支払意志額の推計値として中央値と平均値の2種類の値を得ることができる。支払意志額の中央値は、賛成すると回答したときの効用と、賛成しないと回答したときの効用が等しくなる金額である。つまり、提示額に賛成する確率を0.5とする提示額が支払意志額の中央値となる(図2)。一方、支払意志額の平均値は、減衰曲線の下側の面積に相当する(すなわち、減衰曲線の下側の面積を積分することで求めることができる)。なお、減衰曲線の下側の面積を計算する際には、最大提示額までの範囲を計算することが多い。この操作は据切りと呼ばれている。

・ダブルバウンド

ダブルバウンドの二肢選択形式は、環境変化とそれを実現するために必要な負担額を提示して、それに賛成するか否かを2度たずねる質問形式である。例えば、1,000円を支払うことに賛成と回答した回答者には、3,000円でも賛成するかどうかを聴取され、逆に反対と回答した回答者には、500円では賛成する

¹ 支払意志額関数モデルについては栗山(1998)やHaab and McConnel(2002)を、生存分析については栗山(1998)や栗山他(2000)を、ノンパラメトリックな推定については柘植他(2011)、栗山他(2000)、Haab and McConnel(2002)をそれぞれ参照されたい。

かどうか聴取される。1,000円では賛成、3,000円では反対と回答した場合、支払意志額

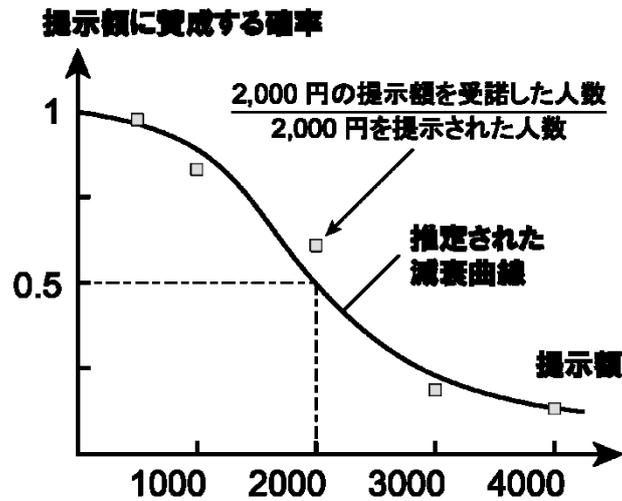


図1 提示額と提示額に賛成する確率との関係

は1,000円から3,000円の範囲にあることになる。このようにダブルバウンド形式では、支払意志額の上限と下限を示すことができることからダブルバウンド(2つの境界)と呼ばれる。

少々複雑なダブルバウンドであるが、適用するメリットは大きなものがある。ダブルバウンドはシングルバウンドよりも統計的な効率性が高く、推定に必要なサンプル数が少ないという利点がある。CVMの調査において最も経費のかかる部分は、アンケート調査の実施である。二肢選択形式は、他の質問形式と比較して多くのサンプル数を集めなければならない。その意味で、少ないサンプルでも信頼性の高い評価結果を得ることができるダブルバウンドには大きな利点がある。

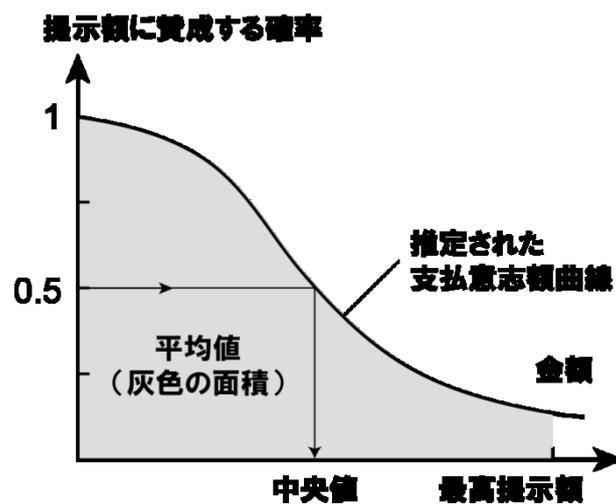


図2 ランダム効用モデルの平均値と中央値

フルモデル

CVMでは支払意志額を推定することが主要な目的であるが、多くの場合、どのような回答者が高い(低い)

支払意志額を有しているのか、つまり支払意志額にどのような要因が影響しているかを分析することにも興味がある。これらの知見を得ることで、評価の信頼性を確認できたり、評価結果を実際の政策に反映させる際に役立てたりできる。例えば、所得が高い人ほど支払意志額が高いかどうかを確認することで、評価結果が経済理論と整合的かを確認することができる。一方で、所得が支払意志額に与える影響は、シナリオが所得の低い社会的弱者に対して不利な影響を与えていないかを確認するためにも使うことができる。このような分析を行うために、アンケート調査で聴取される情報には以下のようなものがある。

1. 個人や世帯の社会経済的属性（例えば、性別、年齢、職業、所得、同居する家族の人数、居住地など）
2. 評価対象とのかかわり（例えば、評価対象に関する知識や印象、訪問経験など）
3. 環境への関心（例えば、環境問題に関心があるか、環境問題に関するテレビ番組をよく観るか、アウトドアレクリエーションに参加するか、環境NPOに所属しているかなど）

支払意志額に影響する要因を分析する方法には2つの方法がある。1つはサブサンプルを作成する方法である。例えば、男性と女性で支払意志額に差があるかを確認したい場合には、サンプルを男性サンプルと女性サンプルに分割し、それぞれの支払意志額を推定すればよい。この方法は簡単であるが、要因ごとに分析を行う必要がある。またサブサンプルの回答数が十分に確保できない場合には、信頼できる分析結果は得られないかもしれない。

もう1つの方法は、ランダム効用モデルにこれらの変数を組み込んでしまうフルモデルと呼ばれる方法である。これは減衰曲線を推定する際に、これらの変数も説明変数に加えてしまう方法である。この方法を用いれば、複数の要因の影響を一度に分析することができる。

便益の集計

CVMにより得られた支払意志額は、1世帯あたり（または1人あたり）のものである。したがって、総便益を算出するためには支払意志額に対象となる世帯数（または人数）を掛けることになる。

問題となるのは、中央値と平均値のどちらを採用すべきかである。中央値は、半数の人が政策の実施に賛成する金額であるため、多数決的な観点から意志決定を行いたい場合には中央値が適当である。一方の平均値は、人々の平均的な支払意志額であるため、この金額に母集団の人数をかければ、母集団の集計された総便益を得ることができる。費用便益分析を実施することが目的であるならば、平均値を用いる方がより理論に忠実である。それぞれにメリット・デメリットはあるが、平均値は分析者が想定する減衰曲線の分布形の影響を受けやすいこと（特に最高提示額で賛成とする確率が高い場合、平均値は予想以上に高額になることがある）、一般に平均値よりも中央値の方が控えめな金額が得られることから、代表値として中央値を採用することが多い。

トラベルコスト法の統計分析

シングルサイトモデル

- ・ゾーントラベルコスト法

トラベルコスト法はシングルサイトモデルとサイト選択モデルに大別される。シングルサイトモデルとは、ある特定のサイトへの訪問行動をモデル化するものであり、ゾーントラベルコスト法や個人トラベルコスト法が含まれる。一方、サイト選択モデルとは、複数のサイトの中から訪問地を選択する選択行動をモデル化するものである。さらに近年は、両者を融合させたモデルが登場し、注目を集めている。以下ではそれぞれの統計分析について解説を行う。

ハロルド・ホテルのアイデアに基づいて、最初の実証研究が行われたのがゾーントラベルコスト法である。国立公園への訪問の文脈に沿う形で、この手法について説明していきたい。まず、すべての利用者が自家用車で訪れていると仮定し、レクリエーションを提供する国立公園を中心として、玉ねぎの輪切りのように、同心円状に旅行費用が等しいゾーンを設ける。ここでは旅行費用 200 円ごとにゾーンを設け、内側から 1、2、3、…とゾーン番号を振ることとする。旅行費用は自家用車のガソリン代だけとし、ガソリンの価格は 10 あたり 100 円、自家用車の燃費は 10 あたり 10km と仮定している。つまり、国立公園から 30km 離れた居住地から訪れた利用者の旅行費用は、「100 円×30×2（往復）=600 円」ということになる。利用者の居住地の情報は、利用者に対する聞き取り調査あるいはアンケート調査から明らかにすることができる。

各ゾーンの利用者数を計算し、またそれぞれのゾーンの人口を統計資料から調べることで、各ゾーンの国立公園への訪問率（人口に占める利用者の割合）を計算することができる（表 2）。さらに各ゾーンの訪問率と旅行費用との関係をグラフにすると、図 3 に示すような関係となる。旅行費用が上昇すれば訪問率は下がることから、訪問率は右に行くほど値が小さくなっている。この観測値に、回帰分析を用いて最も当てはまりのよい直線を引くと、図 3 の右下がりの曲線となる。ここでは、訪問率の対数値を旅行費用で説明することを試みている。回帰分析を適用すると、「訪問率の対数値 = -4.731 - 0.0009237 × 旅行費用」と推定される。

表 2 各ゾーンの訪問率

旅費（円）	各ゾーンの 利用者数（人）	各ゾーンの 人口（人）	各ゾーンの 訪問率
0-200	17	2,032	0.008366
201-400	15	3,360	0.004464
401-600	39	9,452	0.004126
601-800	72	13,256	0.005432
801-1,000	55	16,742	0.003285
1,001-1,200	62	20,145	0.003078
1,201-1,400	72	23,695	0.003039
1,401-1,600	71	28,556	0.002486
1,601-1,800	66	32,659	0.002021
1,801-2,000	31	36,521	0.000849

出典：筆者らによる仮想データ

レクリエーション需要曲線が上記のような形（片対数型）である場合、訪問あたりの消費者余剰は、「 $-1/(\text{レクリエーション需要曲線の傾き})$ 」として求めることができる。さらにこの訪問あたりの消費者余剰の値に、国立公園の年間訪問者数をかければ、この国立公園の年間レクリエーション価値を算出することができる。例えば、年間 4 万人ののべ利用者が訪問する国立公園であれば、その年間レクリエーション価値は「 $-1/(-0.0009237) \times 40,000 = 43,305,452$ 円」ということになる。

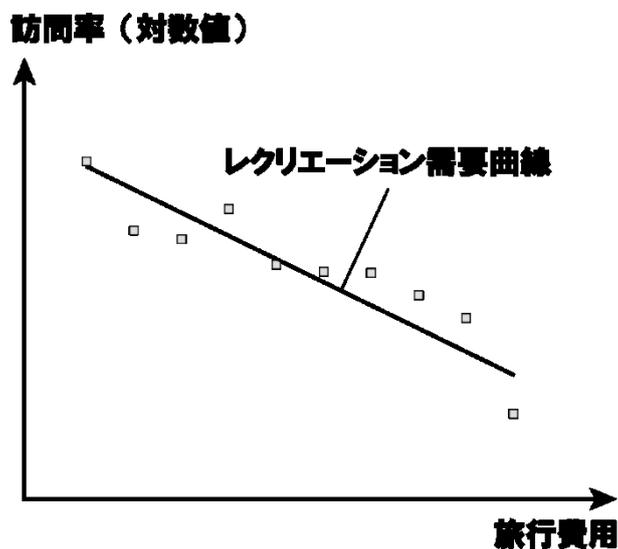


図 3 訪問率と旅行費用との関係

この価値が意味するところをわかりやすく表現すれば、仮に何らかの理由によって国立公園の利用ができなくなった場合に、レクリエーション利用の喪失を通じて社会が被る年間の損害ということになる。もちろんこの損害の中には、国立公園の生物多様性の価値が損なわれることに対する損害などは含まれていない。あくまでもレクリエーション利用にかかわる損害である。

・個人トラベルコスト法

ゾーントラベルコスト法は利用者の訪問回数の情報ではなく、調査対象となった利用者の居住地の情報に基づき、レクリエーション需要曲線を推定している。一方、個人トラベルコスト法は、利用者の訪問回数と旅行費用との関係からレクリエーション需要曲線を推定する方法である。いま、500 人の利用者に対する聞き取り調査あるいはアンケート調査から、表 3 に示すように、訪問回数と旅行費用が把握できているとしよう。まず、表 3 に基づき、利用者の国立公園への訪問回数の対数値と旅行費用について、図 4 のような散布図を作成することができる。

表 3 国立公園への訪問回数と旅行費用

番号	訪問回数 (回/年)	旅行費用 (円)
1	4	776
2	2	1,120
3	3	1,420
4	2	1,480

5	2	1,676
...
500	3	1,586

出典：筆者らによる仮想データ

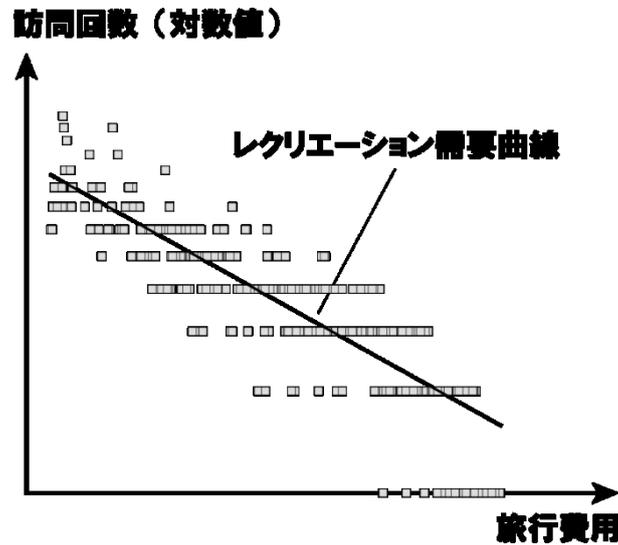


図4 訪問回数と旅行費用との関係

個人トラベルコスト法は、この散布図に対し回帰分析を適用して最も当てはまりのよい直線を引くことによって、レクリエーション需要曲線を求める方法である。回帰分析の結果、「訪問回数の対数値 $=2.246 - 0.0008808 \times$ 旅行費用」と推定されたとしよう。

レクリエーション需要曲線が上記のような片対数型である場合は、訪問者1人あたりの消費者余剰は、「 $-\lambda / (\text{レクリエーション需要曲線の傾き})$ 」として求めることができる。ここで λ は、利用者の訪問回数の平均値（このデータでは3.886）である。この訪問回数の情報も、利用者に対する聞き取り調査あるいはアンケート調査から明らかにすることができる。例えば、年間1万人の利用者が訪問する国立公園であれば（利用者の平均訪問回数が3.886であるから、年間約4万人のべ利用者が訪問している）、年間レクリエーション価値は「 $-3.886 / (-0.0008808) \times 10,000 = 44,118,983$ 円」ということになる。

初期の研究では、レクリエーション需要関数を最小二乗法で推定していた。しかしShaw (1988)が示すように、現地調査で得られる訪問回数のデータは必ず非負の整数となり、最小二乗法による分析ではバイアスが生じることが明らかとなった。そのため近年では、カウントモデルと呼ばれる分析手法が用いられている。

ゾーントラベルコスト法は、ゾーンの訪問率を旅行費用だけで説明しようとする。そのため、国立公園から旅行費用200円以内に居住している回答者は17人いるが、17人の個性はレクリエーション需要にはまったく反映されていない。例えば、バードウォッチングを趣味にする回答者は、足しげく国立公園に通っているかもしれない。また所得の高い回答者は、遠くに居住していても頻繁に国立公園を訪問しているかもしれない。所得が大きければ、可処分所得が大きいので、実際の旅行費用が家計に与える影響

は比較的小さいからである。ゾーントラベルコスト法では、これらの影響を分析に反映させることは基本的にできないのである。一方、個人トラベルコスト法は、個人の訪問回数を旅行費用で説明しようとしている。図 4 では訪問回数を旅行費用だけで説明しようとしているが、旅行費用だけでなく、バードウォッチングを趣味にしているかどうかや個人の所得といった項目も変数化して、訪問回数の説明変数として用いることができる。このような理由から、シングルサイトモデルを適用する場面においては、近年は個人トラベルコスト法が使われることが多い。ただし、利用者の訪問回数が 1 回ばかりで、複数回訪問する利用者が極端に少ないレクリエーションサイトの評価には、個人トラベルコストは適用できないので、依然としてゾーントラベルコスト法が使われることになる。

サイト選択モデル (マルチサイトモデル)

サイト選択モデル (マルチサイトモデル) では、複数のサイトの中から訪問地を選択する選択行動をモデル化する。以下では、データを使いながら、サイト選択モデルの分析について紹介していきたい。ここで使用するデータはある都市に存在する、A~E の合計 5 つの森林公園の仮想的な訪問データである。それぞれの場所では野鳥が観察できるとする。これまでの調査に基づき、それぞれのサイトで観察できる野鳥の種類は、表 4.4 に示すように 15 種から 25 種であるとする。バードウォッチングを趣味とする利用者は、見られる野鳥の種類が多いレクリエーションサイトをより訪問したいと考えているが、一方でレクリエーションサイトまでの旅行費用も考慮して訪問するレクリエーションサイトを選択しているとする。ここでは、そのトレードオフ関係から、野鳥観察に対するレクリエーション価値を評価する。表 4.5 に利用者の居住地とサイト A~E までの旅行費用を示す。

表 4 各サイトの環境属性

レクリエーション サイト	観察できる 野鳥の種	総選択数	選択確率
A	20	54	18.0%
B	15	6	2.0%
C	22	117	39.0%
D	16	4	1.3%
E	25	119	39.7%

出典：筆者らによる仮想データ

表 5 各レクリエーションサイトと回答者の居住地間の旅行費用

回答者	居住地からの旅行費用 (円)					実際に選択 されたサイト
	A	B	C	D	E	
1	1,414	4,472	3,606	4,000	5,831	C
2	1,000	3,606	3,162	4,123	5,385	A

3	1,414	2,828	3,000	4,472	5,099	A
4	2,236	2,236	3,162	5,000	5,000	C
5	3,162	2,000	3,606	5,657	5,099	A
...
300	5,000	3,000	3,606	4,123	1,000	E

出典：筆者らによる仮想データ

サイト選択モデルはランダム効用モデルから導出される条件付きロジットモデルを用いて推定を行う。ランダム効用モデルでは、各サイトの効用 (U) が観察可能な確定効用 (V) と誤差項 (ε) の合計で示されると仮定する ($U=V+\varepsilon$)。観察可能な確定効用は「 $V=\beta_{\text{種数}}\times$ 各サイトで観察できる野鳥の種数 $+\beta_{\text{旅行費用}}\times$ 各サイトまでの旅行費用」によって表現されるとしよう。ただし、 β は推定される係数であり、それぞれの属性変数が 1 単位増加したときの効用の変化分を意味する。誤差項に第一種極値分布 (ガンベル分布) を仮定すると、サイト A~E の選択確率は、各サイトの効用を用いて記述することができる (McFadden, 1974)。例えばサイト A の選択確率は、「 $\text{サイト A の選択確率}=\exp(\text{サイト A の確定効用 } V_A) / \{\exp(\text{サイト A の確定効用 } V_A) + \dots + \exp(\text{サイト E の確定効用 } V_E)\}$ 」として計算することができる。選択結果 (どのレクリエーションサイトが選択されたか) と、各サイトまでの旅行費用、レクリエーションサイトの属性は観測されたデータが存在するので、モデルが最も当てはまりが良くなるように係数を推定することになる。

推定を行うと、観察できる野鳥の種の係数は 0.538、旅行費用の係数が -0.00137 と計算される。このことは、観察できる野鳥の種が 1 種増えると、0.538 だけ効用が増大し、逆に 1 円旅行費用が増加すると、0.00137 だけ効用が減少することを意味している。野鳥の種が 1 種増えるものの、旅行費用が増加することで効用が相殺する値を求めると、「 $-0.538 / (-0.00137) = 392.7$ 」となる。つまり、観察できる野鳥の種が 1 種増えることに対して、訪問者は最大 392.7 円の旅行費用を追加的に支払ってもかまわないと考えていることになる。

クーンタッカーモデル (端点解モデル)

シングルサイトモデルでは訪問回数を分析することはできるが、特定のサイトのみを分析対象とするため、代替地の影響を分析できないという問題がある。一方、サイト選択モデルでは、訪問地選択を分析することはできるが、訪問回数を分析できないという問題がある。そこで、これまでは、訪問回数の分析にはシングルサイトモデル、訪問地選択の分析にはサイト選択モデルという使い分けが行われてきた。しかし、現実には「今年の夏休み中に、どの海水浴場に何回ずつ訪問するか」といったように「一定期間中に、どのサイトに何回ずつ訪問するか」といった意思決定を行うことも多い。このような行動を分析するためには、訪問地選択と訪問回数選択の双方を分析できるモデルが必要となる。そこで、近年、訪問地選択と訪問回数選択の双方を分析できるモデルとして、クーンタッカーモデル (端点解モデル) が注目を集めている。

表6 シングルサイトモデル、サイト選択モデルとクーンタッカーモデルの比較

	訪問回数選択	訪問地選択	理論との整合性
シングルサイトモデル	Yes	No	No
サイト選択モデル	No	Yes	Yes
クーンタッカーモデル	Yes	Yes	Yes

クーンタッカーモデルでは、訪問するサイトについては内点解、訪問しないサイトについては端点解として扱うことで、訪問地選択と訪問回数選択の双方を1つの効用最大化問題としてモデル化する。このようなモデル化を行うことで、「ほとんどのサイトには訪問しない（端点解の存在）が、複数回訪問するサイトもある」といったシーズン単位のレクリエーションデータの特徴を考慮した分析が可能となる。また、効用最大化の一階の条件を用いて推定を行うため、経済理論との整合性が高い。クーンタッカーモデルの特徴をまとめたものが表6である。

クーンタッカーモデルの分析には、代替案である各レクリエーションサイトの属性データ、回答者の属性データ、そして「どのサイトに何回ずつ訪問したか」を表す訪問データを用いる。レクリエーションサイトの属性データとしては、水質の程度、生息する生物の種数、保護地区の面積など、環境質の状況を表すデータや、宿泊施設やレストランの数など、施設の整備状況を表すデータなどが用いられる。回答者の属性データとしては、分析上必須のデータである所得と居住地の他に、年齢、性別などの個人属性や、レクリエーション経験の豊富さを表す経験年数などのデータが用いられる。これらのデータのうち、レクリエーションサイトの属性データに関しては、公表された統計資料等から把握することが可能であるが、回答者の属性データと訪問データに関しては、独自のアンケート調査により収集することが一般的である。分析上最も重要な変数である旅行費用は、回答者の居住地のデータをもとに作成する。具体的には、各回答者の居住地から各サイトへの距離を計算し、一定の交通手段を利用することを仮定したうえで、訪問に要する交通費や時間を算定する。旅行費用には機会費用も含めなければならないため、訪問に要する時間も貨幣換算し加算する。

推定を行うためには、効用関数の形状を特定する必要がある。効用関数を特定化したら、収集・加工されたデータを使用して、選好パラメータの推定を行う。推定には、効用最大化の一階の条件を用いる。

選好パラメータが推定されたら、それを用いて補償変分を計算する。環境変化や政策実施に関するシナリオを想定し、それが実現した場合の厚生変化を補償変分により評価する。しかし、効用関数に仮定することが多いCES型やLES型などの効用関数では、効用関数が所得に関して非線形であるため、補償変分を代数的に解いて求めることができない。そこで、二分法 (numerical bisection) などの数値計算により探索的に求める方法が用いられる (柘植他, 2011)。

選択実験の統計分析

選択実験は、図5のように、回答者に複数の代替案からなる選択セットを提示して、その中から最も望ましいものを選択してもらう質問形式である。以下では、環境に影響を与えないよう、適切に管理された森林から切り出された木材にラベルをつけて販売する「森林認証」に対する人々の評価を明らかにすることを目的として実施した調査を事例として、選択実験の分析手法を紹介しよう。

回答者には自宅の1室(6~8畳)の内装を変更することになったと想定してもらい、1) 森林認証の有無、2) 地産地消への配慮、3) 外観、4) くるい(性能に影響ないそり・ねじれ)の4項目と工事費などすべてを含んだ総費用を組み合わせた代替案の中から、最も望ましいものを選択してもらった。

選択実験で得られた回答データは、サイト選択モデルと同様に、条件付きロジットモデルを用いて分析することができる。サイト選択モデルの節でも紹介したように、条件付きロジットモデルでは、各商品(内装変更の案)の効用(U)が観察可能な確定効用(V)と誤差項(ϵ)の合計で示されると仮定する($U=V+\epsilon$)。観察可能な確定効用は「 $V=\beta_{\text{森林認証}}\times\text{森林認証の有無}+\beta_{\text{地産地消}}\times\text{地産地消の状況}+\beta_{\text{外観}}\times\text{外観の状況}+\beta_{\text{くるい}}\times\text{くるいの状況}+\beta_{\text{費用}}\times\text{総施工費用}$ 」によって表現されるとする。ただし、 β は推定される係数であり、それぞれの属性変数が1単位増加したときの効用の変化分を意味する。森林認証の有無のような名義で定義される変数は、ここではダミー変数として取り扱われている。ダミー変数とは0か1かで定義される変数であり、ここでは森林認証を受けていれば1、そうでなければ

例	木材使用	木材使用	木材使用	木材不使用	選べない
森林認証	認証なし	認証有り	認証有り		
地産地消	北海道産	国産	外国産	壁紙など 他の素材を 選ぶ	この 組み合わせ からは 選べない
外観					
くるい	まったくなし	わずか	多少あり		
総施工費用	150,000円	100,000円	75,000円	50,000円	
最も望ましい 商品の一つ→	↓	↓	↓	↓	↓
	1.	2.	3.	4.	5.

図5 提示される選択セットの一例

ば0と定義されている。推定される係数は、森林認証を受けていない木材を基準として、森林認証を受けた木材を選ぶことによる効用の変化分を意味している。総施工費用の係数は、低い方が望ましいので符号はマイナス、森林認証の係数は、森林認証を受けた木材を選ぶことによる環境改善が効用を増大させると考えられるので、符号はプラスであると想定される。

ある代替案の選択確率は、各代替案の効用を用いて記述することができ、例えば図5の左から1番目の代替案の選択確率は、「1番目の代替案の選択確率 $=\exp(1\text{番目の代替案の確定効用 } V_1) / \{\exp(1\text{番目の代替案の確定効用 } V_1) + \dots + \exp(4\text{番目の代替案の確定効用 } V_4)\}$ 」として計算することができる。なおこの例では、「選べない」が選択された選択セットは分析から除外されている。選択結果(どの代替案が選択されたか)と、代替案の属性についてはデータが存在するので、モデルが最も当てはまりが良くなるように係数を推定することになる。

推定を行うと、森林認証の係数は0.8172、総施工費用の係数が-2.0708と計算される。このことは、森林認証を受けた木材を選択すると、0.8172だけ効用が増大し、逆に10万円総施工費用が増加すると、2.0708だけ効用が減少することを意味している。森林認証を受けた木材を選択することで得られる効用の増大を相殺する総施工費用の増加額を求めると、「 $0.8172/2.0708 \times 100,000 = 39,463$ 」となる。つまり、森林認証を受けた木材に対して、回答者は最大39,463円の総施工費用を追加的に支払ってもかまわないと考えていることになる。

同様に、他の属性に対する評価額を求めると、外国産と比較して北海道産の木材に対する支払意志額は

65,096 円、国内産（北海道産以外）に対する支払意志額は 56,225 円、外観に関しては、図 4.5 の左から 3 番目の写真の外観を基準として、左から 1 番目の写真の外観に対する支払意志額が 20,702 円、左から 2 番目の写真の外観に対する支払意志額が 10,093 円であった。一方、木材のくるいに関しては、くるいがまったくないことを基準として、性能に影響はない多少のくるいが -33,040 円、気づかない程度のわずかなくるいが -9,856 円であった。この負の支払意志額は、この金額分だけわれわれの効用が低下することを意味している。このように、選択実験を適用すると、森林認証を受けた木材に対する支払意志額が評価できるだけなく、森林認証という属性が、木材の他の属性と比較してどれだけ重要であるかを定量的に示すことができる。

CVM の統計分析の詳細

シングルバウンド

ランダム効用モデルでは、回答者 n が賛成と回答したときの効用 U_n^Y と反対と回答したときの効用 U_n^N が、それぞれ観察可能な確定項 V と、観察不可能な誤差項 ε からなるとする²。

$$U_n^Y = V(q^Y, M_n - p_n) + \varepsilon_{nY} \quad (1)$$

$$U_n^N = V(q^N, M_n) + \varepsilon_{nN} \quad (2)$$

ただし、 M_n は所得、 p_n は賛成と回答した場合の負担額、 q^Y は環境改善がなされる場合の環境の状況、 q^N は環境改善がなされない場合の環境の状況を示している。

このとき、回答者 n が賛成と回答する確率 P_{nY} は、賛成と回答したときの効用 U_n^Y が反対と回答したときの効用 U_n^N よりも高くなる確率であるから、以下のように表すことができる。

$$\begin{aligned} P_{nY} &= \Pr[U_n^Y > U_n^N] \\ &= \Pr[V(q^Y, M_n - p_n) + \varepsilon_{nY} > V(q^N, M_n) + \varepsilon_{nN}] \\ &= \Pr[V(q^Y, M_n - p_n) - V(q^N, M_n) > \varepsilon_{nN} - \varepsilon_{nY}] \\ &= \Pr[\varepsilon_{nY} - \varepsilon_{nN} > -\Delta V_n] \end{aligned} \quad (3)$$

² 二肢選択形式の統計分析については、Hanemann and Kanninen(1999)が詳しい。

ただし、 ΔV_n は賛成と回答した場合と反対と回答した場合の確定項の差であり、効用差関数と呼ばれる。

ここで、誤差項 ε_{nY} と ε_{nN} が第一種極値分布 (type I extreme value distribution) にしたがうと仮定す

ると、回答者が賛成と回答する確率 P_{nY} は、以下の二項ロジットモデルによって表すことができる

(McFadden, 1974)。

$$P_{nY} = \frac{1}{1+e^{-\Delta V_n}} \quad (4)$$

また、誤差項 ε_{nY} と ε_{nN} が標準正規分布にしたがうと仮定すると、確率 P_{nY} は、以下の二項プロビットモデルによって表すことができる。

$$P_{nY} = \Phi(\Delta V_n) \quad (5)$$

ただし、 Φ は標準正規分布の累積密度関数を示している。

効用差関数 ΔV_n には、以下のような線形関数や対数線形関数が用いられることが多い。

$$\Delta V = \alpha + \beta p_n \quad (6)$$

$$\Delta V = \alpha + \beta \ln p_n \quad (7)$$

ただし、 α と β は推定されるパラメータである。いずれのモデルも、以下に示す対数尤度関数の値を最大化することによって推定値を求めることができる。

$$\ln L = \sum_{n=1}^N (\delta_n^Y \ln P_{nY} + \delta_n^N \ln(1 - P_{nY})) \quad (8)$$

ただし、 δ_n^Y は回答者nが賛成を選択したときに1、それ以外の場合は0となるダミー変数であり、 δ_n^N は回答者nが反対を選択したときに1、それ以外の場合は0となるダミー変数である。

ダブルバウンド

ダブルバウンドの場合も、シングルバウンドと同様の方法で推定を行うが、1回目の提示額 p_n^1 、2回目のより高額な提示額 p_n^U 、2回目のより低額な提示額 p_n^L と3種類の提示額があり、1回目と2回目の質問に対する回答の組み合わせが、1) p_n^1 と p_n^U の双方に対して賛成 (YY)、2) p_n^1 に対して賛成、 p_n^U に対して反対 (YN)、3) p_n^1 に対して反対、 p_n^L に対して賛成 (NY)、4) p_n^1 と p_n^L の双方に対して反対 (NN) の4パターンになる。したがって、それぞれの回答パターンの確率 P_{nYY} 、 P_{nYN} 、 P_{nNY} 、 P_{nNN} は以下のように表される。

$$P_{nYY} = 1 - G(p_n^U) \quad (9)$$

$$P_{nYN} = G(p_n^U) - G(p_n^1) \quad (10)$$

$$P_{nNY} = G(p_n^1) - G(p_n^L) \quad (11)$$

$$P_{nNN} = G(p_n^L) \quad (12)$$

ここで $G(p_n^1)$ 、 $G(p_n^U)$ 、 $G(p_n^L)$ は分布関数であり、例えば、効用差関数に対数線形関数を仮定した対数ロジットモデルの場合には以下のように表される。

$$G(p_n^1) = 1 / (1 + \exp(\alpha + \beta \ln p_n^1)) \quad (13)$$

$$G(p_n^U) = 1 / (1 + \exp(\alpha + \beta \ln p_n^U)) \quad (14)$$

$$G(p_n^L) = 1 / (1 + \exp(\alpha + \beta \ln p_n^L)) \quad (15)$$

尤度関数は以下のように表される。

$$\ln L = \sum_{n=1}^N (\delta_n^{YY} \ln P_{nYY} + \delta_n^{YN} \ln P_{nYN} + \delta_n^{NY} \ln P_{nNY} + \delta_n^{NN} \ln P_{nNN}) \quad (16)$$

ただし、 δ_n^{YY} は回答者nが p_n^1 と p_n^U の双方に対して賛成と回答したときに1 それ以外のときは0となるダミー変数であり、 δ_n^{YN} 、 δ_n^{NY} 、 δ_n^{NN} はそれぞれ同様に、 p_n^1 に対して賛成、 p_n^U に対して反対と回答したときに1をとるダミー、 p_n^1 に対して反対、 p_n^L に対して賛成したときに1をとるダミー、 p_n^1 と p_n^L の双方に対して反対を選択したときに1をとるダミーである。

支払意志額の算出

中央値は、提示額に賛成する確率が0.5となる金額と定義される。線形と対数線形の効用差関数を仮定した場合の中央値 WTP_{linear}^* と $WTP_{log-linear}^*$ は、それぞれ以下のように表される (Hanemann, 1984)。

$$WTP_{linear}^* = -\frac{\alpha}{\beta} \quad (17)$$

$$WTP_{log-linear}^* = \exp\left(-\frac{\alpha}{\beta}\right) \quad (18)$$

一方、平均値は、減衰曲線の下側の面積に相当する。一般に、平均値は減衰曲線を積分することで求められるが、あまりに高額な提示額まで積分を行うことは現実的ではないため、回答者の所得まで打ち切ったり、最大提示額まで打ち切ったりすることが多い。線形と対数線形の効用差関数を仮定した場合に、最大提示額 p_{max} まで積分を行った場合の平均値 WTP_{linear}^+ と $WTP_{log-linear}^+$ は、それぞれ以下のように表される。

$$WTP_{linear}^+ = \int_0^{p_{max}} \frac{1}{1+\exp\{-(\alpha+\beta p)\}} dp \quad (19)$$

$$WTP_{log-linear}^+ = \int_0^{p_{max}} \frac{1}{1+\exp\{-(\alpha+\beta \ln p)\}} dp \quad (20)$$

個人トラベルコスト法の統計分析の詳細

基本モデル

個人トラベルコスト法におけるレクリエーション需要曲線は、以下のように表わされる。

$$r = f(p_i) \quad (21)$$

ただし、 r はある期間中のサイト*i*への訪問回数、 p_i はサイト*i*への旅行費用を表す。ここでの旅行費用には、交通費だけでなく、レクリエーションに費やす時間の機会費用も含めた、レクリエーションを楽しむために費やすすべての費用が含まれる。

訪問回数を説明する変数として、サイト*i*への旅行費用以外にも、代替的なサイト*j*への旅行費用や、年齢、性別、所得などの個人属性も含めることができる。これらを含めると、レクリエーション需要曲線は以下のように表される。

$$r = f(p_i, p_j, M, z) \quad (22)$$

ただし、 p_j は代替的なサイト*j*までの旅行費用、 M は個人の所得、 z は個人の年齢や性別などの個人属性のベクトルを表す。

消費者余剰は、レクリエーション需要曲線と旅行費用とに囲まれた面積として、以下のように表される。

ただし、 CS は消費者余剰、 p_c はチョークプライス、 p_A は実際の旅行費用である。

$$CS = \int_{p_A}^{p_c} f(p_i, p_j, M, z) dp_i \quad (23)$$

推定方法の発展

初期の研究では、レクリエーション需要曲線を最小二乗法で推定していた。しかしながら、最小二乗法による推定にはいくつかの問題点が存在する。Shaw (1988)は、訪問回数のデータは必ず非負の整数となり、連続データとして扱う最小二乗法による推定はバイアスを発生させることを示した。そのため近年では、カウントモデルと呼ばれる分析手法が用いられている³。

カウントモデルの最も基本的なものは、ポアソン回帰 (poisson regression) である。ポアソン回帰では、ある期間中に個人 n がサイト i を r 回訪問する確率 $\Pr(r_n)$ を、以下のように表す (Shaw, 1988 ; Haab and McConnell, 2002)。

$$\Pr(r_n) = \frac{\exp(-\lambda_n) \cdot \lambda_n^{r_n}}{r_n!} \quad (24)$$

ここで、 λ_n は個人 n の訪問回数の期待値であり、分散でもある。 λ_n は、サイト i への旅行費用 p_{ni} や所得 M_n 、個人属性ベクトル z_n 、代替的なサイト j への旅行費用 p_{nj} などの関数として、

$\ln(\lambda_n) = \beta_{p_i} p_{ni} + \beta_{p_j} p_{nj} + \beta_M M_n + \beta_z' z_n$ のように表される。確率が非負となるよう、左辺を $\ln(\lambda_n)$ とすることが多い。パラメータの推定は最尤法によって行われる。

個人 n の消費者余剰 CS_n は、以下のように求められる。

$$CS_n = -\frac{\lambda_n}{\beta_{p_i}} \quad (25)$$

ポアソン回帰では、訪問回数の期待値と分散が等しいという制約的な仮定が置かれる。この仮定を必要としない、より一般的なモデルに、以下の負の二項分布モデル (negative binomial model) がある (Haab and McConnell, 2002)。

$$\Pr(r_n) = \frac{\Gamma(\frac{1}{\alpha} + r_n)}{\Gamma(\frac{1}{\alpha}) \Gamma(r_n + 1)} \left(\frac{\frac{1}{\alpha}}{\frac{1}{\alpha} + \lambda_n} \right)^{\frac{1}{\alpha}} \left(\frac{\lambda_n}{\lambda_n + \frac{1}{\alpha}} \right)^{r_n} \quad (26)$$

³ カウントモデルについては、Cameron and Trivedi (1998) が詳しい。

ここで、 Γ はガンマ関数を表す。また、 α は過分散 (overdispersion) パラメータであり、 $\alpha = 0$ であれば、このモデルはポアソン回帰と一致する。パラメータは最尤法によって推定される。個人 n の消費者余剰 CS_n は、ポアソン回帰と同様に式 (25) で求められる。

オンサイトサンプリングの問題点と対処法

分析には一定のサンプル数が必要であるが、一般市民を対象とした無作為抽出などによる調査（以下、オフサイトサンプリング）で、訪問者に関する十分なサンプル数を確保するためには大規模な調査が必要となる。そこで、データを効率的に収集するため、現地で訪問者を対象とした調査（以下、オンサイトサンプリング）を行うことが多い。

Shaw (1988) が示したように、現地でデータを収集するオンサイトサンプリングを行った場合には、実際に訪問した個人からしか回答が得られないため、訪問回数は必ず 1 以上となる。これを切断 (truncation) という。また、オンサイトサンプリングでは、訪問回数が多い人ほどサンプルに含まれやすい。これを内生的層化 (endogenous stratification) という。これらはパラメータの推定値に影響を及ぼすため、対策が必要である。

前者に関しては、式 (24) や式 (26) を、以下の式 (27) や式 (28) のように修正することで、正しい推定値を求めることが可能である (Shaw, 1988 ; Englin and Shonkwiler, 1995 ; Haab and McConnell, 2002 ; Martínez-Espiñeira and Amoako-Tuffour, 2008)。

$$\Pr(r_n) = \frac{\exp(-\lambda_n) \lambda_n^{r_n}}{r_n! (1 - \exp(-\lambda_n))} \quad (27)$$

$$\Pr(r_n) = \frac{\Gamma\left(\frac{1}{\alpha} + r_n\right)}{\Gamma\left(\frac{1}{\alpha}\right) \Gamma(r_n + 1)} (\alpha \lambda_n)^{r_n} (1 + \alpha \lambda_n)^{-\left(r_n + \frac{1}{\alpha}\right)} \left(\frac{1}{1 - (1 + \alpha \lambda_n)^{-\frac{1}{\alpha}}}\right) \quad (28)$$

後者に関しては、式 (24) や式 (26) を、以下の式 (29) や式 (30) のように修正することで、正しい推定値を求めることが可能である (Shaw, 1988 ; Englin and Shonkwiler, 1995 ; Haab and McConnell, 2002 ; Martínez-Espiñeira and Amoako-Tuffour, 2008)。なお、式 (29) や式 (30) は、切断の問題も解決している。

$$\Pr(r_n) = \frac{\exp(-\lambda_n) \cdot \lambda_n^{r_n - 1}}{(r_n - 1)!} \quad (29)$$

$$\Pr(r_n) = \frac{r_n \Gamma\left(\frac{1}{\alpha} + r_n\right)}{\Gamma\left(\frac{1}{\alpha}\right) \Gamma(r_n + 1)} \left(\frac{1}{\alpha}\right)^{\frac{1}{\alpha}} \left(\frac{1}{\alpha + \lambda_n}\right)^{r_n} \lambda_n^{r_n - 1} \quad (30)$$

サイト選択モデルと選択実験の統計分析の詳細

基本モデル

サイト選択モデルと選択実験は、いずれも代替案の中から最も望ましいものを選択する行動をモデル化するため、統計分析の手法は共通である。以下では、サイト選択モデルを想定して解説を行うが、選択実験についても同様である。

複数の代替的なサイトの中から訪問するサイトを 1 つ選択する状況を考えよう。ここで、個人 n がサイト i から得る効用が、観察可能な確定項と観察不可能な誤差項からなるとする。ランダム効用モデルを用いると、前者を確定項 V_{ni} 、後者を誤差項 ε_{ni} として、サイト i を訪問することから得られる効用を以下のように表すことができる。

$$U_{ni} = V_{ni} + \varepsilon_{ni} \quad (31)$$

ここで、確定項 V_{ni} には、以下のような線形の関数を仮定することが多い。

$$V_{ni} = \beta'_q q_i + \beta_p p_i \quad (32)$$

ただし、 q_i はサイト i のサイト属性ベクトル、 β_q はそのパラメータのベクトル、 p_i はサイト i までの旅行費用、 β_p はそのパラメータである。

個人は代替的なサイトの中から、旅行費用やサイト属性を考慮し、総合的に見て最大の効用が得られるサイトを選択すると考えられる。個人 n が、代替的なサイトの集合である選択セット $C = \{1, 2, \dots\}$ の中からサイト i を選択する確率 P_{ni} は、サイト i を選択したときの効用 U_{ni} が、その他のサイト j ($j \neq i$) を選択したときの効用 U_{nj} よりも高くなる確率であるから、以下のように表すことができる。

$$\begin{aligned}
P_{ni} &= \Pr(U_{ni} > U_{nj} \quad \forall j \in C, j \neq i) \\
&= \Pr(V_{ni} - V_{nj} > \varepsilon_{nj} - \varepsilon_{ni} \quad \forall j \in C, j \neq i) \quad (33)
\end{aligned}$$

ここで、誤差項が第一種極値分布 (type I extreme value distribution) にしたと仮定すると、個人 n がサイト i を選択する確率 P_{ni} は、以下の条件付きロジットモデル (conditional logit model) により表される (McFadden, 1974)。

$$P_{ni} = \frac{\exp(\mu V_{ni})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu V_{nj})} = \frac{\exp\{\mu(\beta_q q_i + \beta_p p_i)\}}{\sum_{j \in C} \exp\{\mu(\beta_q q_j + \beta_p p_j)\}} \quad (34)$$

アンケート調査などにより、人々がどのようなサイトの中から、どのサイトを選択したかを把握できれば、それらのデータに基づいて、最尤法により確定項のパラメータ β_q や β_p を推定することができる。なお、 μ はスケールパラメータを表し、通常は1に基準化される。

ここで、推定された β_q はサイト属性の限界効用のベクトルを表す。また、 β_p は旅行費用の限界効用を表し、その絶対値は所得の限界効用を表す。これらのパラメータを用いることで、サイトの環境質の変化、あるいは、サイトの新設や閉鎖がどれだけの便益や費用を発生させるかを評価することができる。例えば、環境質が q^0 から q^1 に改善した場合の便益は、補償変分 CV として以下のように表すことができる (Small and Rosen, 1981 ; Hanemann, 1985 ; Haab and McConnel, 2002)。

$$CV = -\frac{1}{\beta_p} \left[\ln \left[\sum_{j \in C} \exp[V(q^1)] \right] - \ln \left[\sum_{j \in C} \exp[V(q^0)] \right] \right] \quad (35)$$

ここで、ある1つのサイト属性 q_1 の限界的な変化の便益は、サイト属性 q_1 の限界効用 β_{q_1} と所得の限界効用 $-\beta_p$ の比として、以下のように求めることができる。

$$CV = -\frac{\beta_{q1}}{\beta_p} \quad (36)$$

また、サイトが新設された場合の便益は以下のように表すことができる。ただし、 C は新設されたサイトを含まないサイトの集合、 C' は新設されたサイトを含むサイトの集合を表す。

$$CV = -\frac{1}{\beta_p} \left[\ln \left[\sum_{j \in C'} \exp[V(q)] \right] - \ln \left[\sum_{j \in C} \exp[V(q)] \right] \right] \quad (37)$$

ランダムパラメータロジットモデル

条件付きロジットモデルでは、すべての個人が同一の効用パラメータを持つこと、すなわち個人間の選好の同質性が仮定されていた。また、任意の2つの選択肢の選択確率の比が、他の選択肢から独立に決まるという「無関係な選択肢からの独立 (Independence from Irrelevant Alternatives: IIA)」の性質が満たされていることが仮定されていた⁴。しかしながら、これらの仮定は制約的であるため、近年はこれらの仮定を緩和したランダムパラメータロジットモデル (random parameter logit model) を用いた実証研究が増えている⁵。

ランダムパラメータロジットモデルでは、効用パラメータが確率分布にしたがって個人間で異なることを許容する。したがって、個人 n がサイト i を選択したときの効用 U_{ni} は、以下のように表される。

$$U_{ni} = V_{ni}(\beta_n) + \varepsilon_{ni} \quad (38)$$

ここで、添え字の付いた効用パラメータ β_n は個人によって効用パラメータが異なることを表している。

ε_{ni} が独立で同一なガンベル分布にしたがうと仮定すると、効用パラメータ β_n を持った個人 n がサイト i

を選択する確率 $L_{ni}(\beta_n)$ は以下のように表される。

$$L_{ni}(\beta_n) = \frac{\exp(V_{ni}(\beta_n))}{\sum_{j \in C} \exp(V_{nj}(\beta_n))} \quad (39)$$

⁴ IIA に関して、詳しくは栗山・庄子(2005)、Train(2009)を参照されたい。

⁵ ランダムパラメータロジットモデルは、混合ロジットモデル (mixed logit model) とも呼ばれる。

ここで、各個人の効用パラメータ β_n は観察不可能なため、効用パラメータ β_n の密度に関する条件付きロジットモデルの積分を考える。このとき、個人 n がサイト i を選択する確率は以下のように表される。

$$P_{ni}(\Omega) = \int L_{ni}(\beta_n) \cdot f(\beta|\Omega) d\beta \quad (40)$$

ただし、 $f(\beta|\Omega)$ は β の確率密度関数を、 Ω はこの確率密度関数の特徴を表すパラメータのベクトルを表している。推定にあたっては、 β の確率分布を分析者が仮定する。ここでの積分計算は代数的に解けないため、最尤法により推定することはできない。そのため、シミュレーションを用いて積分を近似する方法が用いられる。推定に関する詳細は栗山・庄子(2005)やTrain(2009)を参照されたい。

潜在クラスモデル

ランダムパラメータロジットモデルを用いることにより、個人間で選好の多様性が存在するかを検証することができる。しかし、選好の多様性が存在することが明らかになったとしても、その多様性をもたらす要因は明らかにされない。そこで、選好の多様性をもたらす要因を分析するためには、潜在クラスモデル (latent class model) が用いられる。潜在クラスモデルは、個人を選好の同質な個人からなるいくつかのグループ (以下、クラスという) に分類し、各クラスに固有の効用パラメータを推定する。この際、年齢、性別、所得などの個人属性と態度や動機などの心理的な潜在変数を説明変数とするメンバーシップ関数を推定することで、選好の多様性が生じる要因を分析することができる。

サンプル内に S 個のクラスが存在し、個人 n はあるクラス $s = \{1, 2, \dots\}$ に属していると仮定する。個人 n があるクラス $s = \{1, 2, \dots\}$ に所属する場合、個人 n がサイト i を選択したときの効用はランダム効用モデルにより以下のように表される。

$$\begin{aligned} U_{ki|s} &= V_{ki|s} + \varepsilon_{ki|s} \\ &= \beta'_s x_{ki} + \varepsilon_{ki|s} \end{aligned} \quad (41)$$

このとき、クラス s におけるサイト i の選択確率は以下のように表される。

$$P_{k|s}(i) = \frac{\exp(\mu_s \beta'_s x_{ki})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu_s \beta'_s x_{kj})} \quad (42)$$

ここで、 β_s と μ_s はそれぞれクラスsに固有の効用パラメータとスケールパラメータである。

Swait (1994)とBoxall and Adamowicz (2002)にしたがい、個人をいずれかのクラスに分類するメンバーシップ関数 M^* を考える。メンバーシップ関数の説明変数 z_k としては、年齢、性別、所得などの個人属性と態度や動機などの心理的な潜在変数が用いられる。個人nがクラスsに所属するとき、メンバーシップ関数は以下のように表される。

$$M_{ks}^* = \gamma_s' z_k + \zeta_{ks} \quad (43)$$

ただし、 γ_s と ζ_{ks} は、それぞれ推定されるパラメータと誤差項を表す。誤差項 ζ_{ks} が独立で同一のガウス分布にしたがうと仮定すると、個人nがクラスsに分類される確率 P_{ks} は以下のように表される。

$$P_{ks} = \frac{\exp(\lambda \gamma_s' z_k)}{\sum_{s^*=1}^S \exp(\lambda \gamma_{s^*}' z_k)} \quad (44)$$

ただし、 λ はスケールパラメータ、 s^* はクラスを表す添え字、 s はある特定のクラスを表す。1つのクラスのパラメータを基準として推定を行うため、基準となるクラスのパラメータはゼロと設定される。したがって推定されるパラメータ γ_s は基準となるクラスに対する相対的なパラメータと解釈される。

潜在クラスモデルにおいて、個人nが選択肢iを選択する確率 $P_k(i)$ は、式(42)と式(44)を用いて以下のように表される。

$$\begin{aligned} P_k(i) &= \sum_{s=1}^S P_{ks} \cdot P_{k|s}(i) \\ &= \sum_{s=1}^S \left[\frac{\exp(\lambda \gamma_s' z_k)}{\sum_{s^*=1}^S \exp(\lambda \gamma_{s^*}' z_k)} \right] \left[\frac{\exp(\mu_s \beta_s' x_{ki})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu_s \beta_s' x_{kj})} \right] \end{aligned} \quad (45)$$

パラメータは最尤法によって推定される。また、クラス数については、先見的に決定することはできない。そこで、分析者がクラス数を設定して推定を行い、Akaike information criterion (AIC)や Bayesian information criterion (BIC)などの情報量基準に基づいて最適なクラス数を決定する方法がとられることが多い。

クーンタッカーモデルの統計分析の詳細

クーンタッカーモデル、または端点解モデル (corner solution model) では、訪問するサイトについては内点解、訪問しないサイトについては端点解として扱うことで、サイト選択と訪問回数選択の双方を1つの効用最大化問題としてモデル化する。クーンタッカーモデルの研究は、Hanemann (1978) と Wales and Woodland (1983) により始められた。その後もクーンタッカーモデルに関する研究は行われたが、特に、Phaneuf et al. (2000) と von Haefen et al. (2004) により飛躍的な進歩を遂げ、その後、研究が急速に進展している⁶。

クーンタッカーモデルでは、以下の効用最大化問題を考える。

$$\begin{aligned} & \text{Max } U(r, q, h, \beta, \varepsilon) \\ & \text{s.t. } p'r + h = M, \quad h > 0, \quad r_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, J \end{aligned} \quad (46)$$

ただし、 U は効用関数、 \mathbf{r} は各サイトへの訪問回数のベクトル、 \mathbf{q} は各サイトの属性行列、 \mathbf{h} はニューメラー、 β はパラメータのベクトル、 ε は誤差項のベクトル、 \mathbf{p} は各サイトへの旅行費用のベクトル、 \mathbf{M} は所得である。

この問題を解くと、以下の条件が得られる。

$$\begin{aligned} & U_j \leq U_h p_j, \\ & r_j^* \geq 0, \\ & r_j^* [U_j - U_h p_j] = 0, \quad j = 1, \dots, J \end{aligned} \quad (47)$$

ただし、 $U_j = \partial U / \partial r_j$, $U_h = \partial U / \partial h$ であり、 r^* は効用最大化問題の解である。ここで、

$U_{h\varepsilon} = \partial U_h / \partial \varepsilon = 0$, $\partial U_j / \partial \varepsilon_k = 0 (\forall k \neq j)$, $\partial U_j / \partial \varepsilon_j > 0 (\forall j)$ を仮定すると、式(47)は以下のよう

⁶ クーンタッカーモデルについて、より詳しくは von Haefen and Phaneuf (2005)、柘植他 (2011) を参照されたい。

に書ける。

$$\begin{aligned}\varepsilon_j &\leq g_j(r^*, p, M, q, \beta) \\ r_j^* &\geq 0, \\ r_j^*[\varepsilon_j - g_j] &= 0, \quad j = 1, \dots, J\end{aligned}\quad (48)$$

ただし、以下の等式の解を g_j とする。

$$U_j(r^*, q, M - p'r^*, \beta, g_j) - U_h(r^*, q, M - p'r^*, \beta, g_j)p_j = 0 \quad (49)$$

ここで、訪問回数がゼロ（端点解）となる確率は $\Pr(\varepsilon_j < g_j)$ であり、一方、訪問回数が正（内点解）となる確率は $\Pr(\varepsilon_j = g_j)$ であるため、最初の k 個のサイトを訪問する ($r_j > 0, j = 1, \dots, k$ かつ $r_j = 0, j = k+1, \dots, J$) 確率は、以下のように表される。

$$\int_{-\infty}^{g_{k+1}} \cdots \int_{-\infty}^{g_J} f_\varepsilon(g_1, \dots, g_k, \varepsilon_{k+1}, \dots, \varepsilon_J) \times |J_k| d\varepsilon_{k+1}, \dots, d\varepsilon_J \quad (50)$$

ただし、 $|J_k|$ は ε から $(r_1, \dots, r_k, \varepsilon_{k+1}, \dots, \varepsilon_J)$ への変換のためのヤコビアン行列式である。

ε_j の分布 f_ε に特定の確率分布を仮定することで、 β を推定することが可能となる。なお、 ε_j の分布 f_ε には、第一種極値分布が仮定されることが多い。このように、クーンタッカーモデルでは、効用最大化の一階の条件を用いて推定を行うため、効用理論との整合性が高い。

推定にあたっては、効用関数の関数形を特定する必要がある。効用関数には、CES (constant elasticity of substitution) 型や LES (linear expenditure system) 型などの関数形を仮定することが多い。しかし、これらの関数形では、効用関数が所得に関して非線形であるため、補償変分を代数的に解いて求めることができない。そこで、二分法などの数値計算により探索的に求める方法が用いられる (von Haefen et al., 2004)。

なお、「サイト選択モデルと選択実験の統計分析の詳細」の項で紹介したランダムパラメータロジットモデルや潜在クラスモデルは、クーンタッカーモデルにおいても用いられる。

時間配分モデル

時間配分モデルは、Bhat (2005)が開発した多項離散-連続極値モデル (multiple discrete-continuous extreme value model: MDCEV model) の一形態である。制約条件のもとでのランダム効用最大化のクーラッカー条件に基づくモデルであるが、制約条件として予算ではなく時間を用いる点が特徴である。以下で、本研究で用いた時間配分モデルの詳細を解説する。Bhat (2005)にしたがい、旅行者の効用最大化行動を以下のように設定する。

$$\begin{aligned} & \text{Max } U(\mathbf{t}, \mathbf{Q}, \boldsymbol{\beta}, \boldsymbol{\varepsilon}) \\ & \text{s.t. } \sum t_j = T, \quad t_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, M \end{aligned} \quad (51)$$

ここで、効用は、各サイトへの時間配分のベクトル \mathbf{t} 、各サイトのサイト属性の行列 \mathbf{Q} 、誤差項のベクトル $\boldsymbol{\varepsilon}$ の関数で表される。また、 t_j はサイト j に対する時間配分を表し、旅行者は使用可能な時間 T のすべてを1つまたは複数のサイトを訪問するために使うと仮定する。この効用最大化問題は、旅行者が時間制約と各サイトへの配分時間の非負制約のもとで自身の効用を最大化する行動を表している。Bhat (2005)にしたがい、旅行者の効用関数に以下のような関数形を仮定する。これは translated non-linear but additive utility function の一種である。

$$U = \sum \Psi(\mathbf{q}_j, \boldsymbol{\varepsilon}_j)(t_j + \gamma_j)^{\alpha_j} \quad (52)$$

ここで、 Ψ はサイト j への時間配分の基準の効用であり、 \mathbf{q}_j はサイト j のサイト属性のベクトルである。ここでは、Bhat (2005)にしたがい、サイト j への時間配分の基準の効用 Ψ に誤差項 $\boldsymbol{\varepsilon}_j$ を導入する。 γ_j は転換 (translation) パラメータであり、 γ_j が0なら端点解は存在しないが、 γ_j が正なら端点解の可能性が生じる。 α_j はサイト j への時間配分の限界効用の低減率に影響するパラメータであり、飽和 (satiation) パラメータと呼ばれる。 α_j の値が小さいことは限界効用の低減率が高い (飽きやすい) ことを意味し、 α_j の値が1に近いことは低減率が低い (飽きにくい) ことを意味する。理論的な制約を満たすため、 Ψ と α_j について以下のような変換を行う。

$$\begin{aligned} \Psi &= \exp(\boldsymbol{\delta}' \mathbf{q}_j + \boldsymbol{\varepsilon}_j) \\ \alpha_j &= 1/[1 + \exp(-\eta_j)] \end{aligned} \quad (53)$$

以下のようにラグランジアンを作成して、最適な時間配分を求める。

$$L = \sum [\exp(\boldsymbol{\delta}' \mathbf{q}_j + \boldsymbol{\varepsilon}_j)] (t_j + \gamma_j)^{\alpha_j} - \lambda (\sum t_j - T) \quad (54)$$

1 階の条件は以下のとおりである。

$$\begin{aligned} [\exp(\delta' \mathbf{q}_j + \varepsilon_j)] \alpha_j (t_j^* + \gamma_j)^{\alpha_j - 1} - \lambda &= 0, \quad \text{if } t_j^* > 0, \quad j = 1, 2, \dots, M \\ [\exp(\delta' \mathbf{q}_j + \varepsilon_j)] \alpha_j (t_j^* + \gamma_j)^{\alpha_j - 1} - \lambda &< 0, \quad \text{if } t_j^* = 0, \quad j = 1, 2, \dots, M \end{aligned} \quad (55)$$

ここで、誤差項に第一種極値分布を仮定し、若干の整理を行うと、選択確率がクローズドフォームで示される。たとえば、旅行者が M 個の目的地のうちの k 個に時間を配分する確率は以下のように表される (Bhat, 2005)。

$$\begin{aligned} P(t_1^*, t_2^*, t_3^*, \dots, t_k^*, 0, 0, \dots, 0) &= \left[\prod_{i=1}^k w_i \right] \left[\sum_{i=1}^k \frac{1}{w_i} \right] \left[\frac{\prod_{i=1}^k e^{V_i}}{(\sum_{j=1}^M e^{V_j})^M} \right] (k-1)! \\ V_j &= \delta' \mathbf{q}_j + \ln \alpha_j + (\alpha_j - 1) \ln(t_j^* + \gamma_j) \end{aligned} \quad (56)$$

$$w_i = \left(\frac{1 - \alpha_i}{t_i^* + \gamma_i} \right)$$

参考文献

- Bhat, C. R. (2005) “A Multiple Discrete-Continuous Extreme Value Model: Formulation and Application to Discretionary Time-Use Decisions,” *Transportation Research Part B*, vol. 39, pp. 679-707
- Boxall, P. and W. Adamowicz (2002), “Understanding Heterogeneous Preferences in Random Utility Models: A Latent Class approach,” *Environmental and Resource Economics*, vol.23(4), pp.421-446.
- Cameron, A. C. and P.K. Trivedi (1998), *Regression Analysis of Count Model*, Cambridge, University Press.
- Englin, J. and J.S. Shonkwiler (1995), “Estimating Social Welfare Using Count Data Models: An Application to Long-Run Recreation Demand Under Conditions of Endogenous Stratification and Truncation,” *The Review of Economics and Statistics*, vol.77(1), pp.104-112.
- Haab, T.C. and K.E. McConnell (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Environmental Valuation*, Edward Elgar.
- Hanemann, W.M. (1978), “A Theoretical and Empirical Study of the Recreation Benefits from Improving Water Quality in the Boston Area,” PhD dissertation, Harvard University.
- Hanemann, W. M. (1984), “Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete

- responses,” *American Journal of Agricultural Economics*, vol.66, pp. 332-341.
- Hanemann, W. M. (1985), “Welfare Analysis with Discrete Choice Models,” Working Paper. Department of Agricultural Economics, University of California, Berkeley. Reprinted in Kling, C. and J. Herriges (eds.), *Valuing Recreation and the Environment: Revealed Preference Methods in Theory and Practice*, Edward Elgar.
- Hanemann, W. M. and Kanninen, B. (1999) “The statistical analysis of discrete-response CV data,” in I. J. Bateman and K. G. Willis (Eds.) *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries*. Oxford University Press.
- Martínez-Espiñeira, R. and J. Amoako-Tuffour (2008), “Recreation Demand Analysis Under Truncation, Overdispersion, and Endogenous Stratification: An Application to Gros Morne National Park,” *Journal of Environmental Management*, vol.88(4), pp. 1320-1332.
- McFadden, D. (1974), “Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior,” in P. Zarembka (eds.), *Frontiers in Econometrics*, Academic Press.
- Phaneuf, D.J., C.L. Kling, and J.A. Herriges (2000), “Estimation and Welfare Calculations in a Generalized Corner Solution Model with an Application to Recreation Demand,” *Review of Economics and Statistics*, vol.82(1), pp.83-92.
- Small, K.A. and H.S. Rosen (1981), “Applied Welfare Economics with Discrete Choice Model,” *Econometrica*, vol.49(1), pp.105-130.
- Shaw, D. (1988), “On Site Samples’ Regression: Problems of Nonnegative Integers, Truncation, and Endogenous Stratification,” *Journal of Econometrics*, vol.37(2), pp. 211-223.
- Swait J. (1994) “A structural equation model of latent segmentation and product choice for cross sectional revealed preference choice data,” *Journal of retailing and consumer services*, vol.1, pp. 77-89.
- Train, K. E. (2009), *Discrete Choice Methods with Simulation*, 2nd edition, Cambridge University Press.
- von Haefen, R.H., D.J. Phaneuf, and G.R. Parsons (2004), “Estimation and Welfare Analysis with Large Demand Systems,” *Journal of Business and Economic Statistics*, vol.22(2), pp. 194-205.
- von Haefen, R.H., and D.J. Phaneuf (2005), “Kuhn-Tucker Demand System Approaches to Non-market Valuation,” in Scarpa, R. and A.A. Ablerini, (eds.) *Applications of Simulation Methods in Environmental and Resource Economics*, Springer.
- Wales, T.J. and A. Woodland (1983), “Estimation of Consumer Demand Systems with Binding Non-negativity Constraints,” *Journal of Econometrics*, vol.21(3), pp. 263-285.

資料3：ネイチャーガイド事業者に対する聞き取り

コンジョイント分析を用いた分析では、奄美大島のエコツアーに対する選好を分析している。これは需要と供給という表現で表すならば需要側の分析である。一方、これと対をなす供給側の分析も行うことは、世界自然遺産の登録を控えた奄美大島では大きな課題と言える。

奄美大島は世界自然遺産の登録候補地になっているが、屋久島などの先行事例では利用者が急増し、特定地域への利用集中と生態系への悪影響、外部資本の参入と産業構造の変化などが生じたことがあり、奄美大島でも対応策を検討する必要がある。しかし奄美大島における観光を目的とした自然の利用の現状はほとんど把握されていないのが実情である。

そこで、現地の自然保護官事務所や鹿児島県などの行政機関、奄美大島エコツアーガイド連絡協議会とも調整し、奄美大島のネイチャーガイドの供給予測について、定量的な記述であるが明らかにした。本調査は2014年11月20日から12月1日に実施した。加えて、ネイチャーガイドの奄美大島の自然への意識や問題認識についても明らかにした。

ネイチャーガイドの役割

ネイチャーガイドは奄美大島への訪問者を実際に自然の中へ案内しさまざまな体験を提供することから、その活動は奄美大島の自然の持続的利用に大きな影響を与えるものである。また奄美大島には未舗装のレンタカーで侵入しにくい場所があることや、あまり公共交通機関が整備されていないこと、ハブの危険があることなどから、島内を観光するにあたりガイドの必要性が高い。そのためツアーの内容やガイドの質が訪問者の満足度や再訪意欲に直接的に影響すると考えられる。また長期的な資源管理のために、ガイドも含めた全関係者の奄美大島の自然の価値や将来像について合意形成をはかる必要がある。

調査概要

今回の調査では19名のネイチャーガイドに聞き取り調査を実施した。うち17名は奄美大島エコツアーガイド連絡協議会の登録ガイドである。奄美大島の陸域を中心に営業しているガイドを主な対象とした。また奄美大島でのガイドによる自然利用を網羅するために、海域や奄美大島以外を中心に営業しているが、陸域でも営業しているガイドにも一部聞き取りを行った。奄美大島の陸域で活動しているガイドは20名程度と言われており、また調査の際にも対象者に「山で営業しているガイド」を紹介してもらったが、今回の調査対象以外の名前はほとんど出なかったため、本研究で聞き取りをしたガイドで、奄美大島で活動しているガイドをほぼ網羅していると考えられる。

奄美大島のガイドはほとんどが個人事務所や個人で営業している。複数のガイドが所属しているのは3団体のみで、それぞれ2～3名のガイドが所属している。以下では調査結果をツアー内容、利用場所、供給予測、その他の項目に分けて整理を行った。

結果

(1) ツアー内容

奄美大島の陸域におけるツアーの内容は大きく分けて、金作原原生林の散策、フリープラン、希少野生動植物の観察、ナイトツアーの4種類があることがわかった。金作原原生林の散策は、金作原原生林の

入口に車を留め、1時間程度散策するツアーである。マングローブカヌーとセットにしたツアーを提供しているガイドもいた。フリープランは自然観察だけではなく、参加者の希望に応じて景勝地や戦跡を巡ったり、泥染めなどの文化体験をしたり、郷土料理を食べたりと、様々なことをするツアーである。1日～数日単位でツアーを行う。希少野生動物の観察は、植物や昆虫、野鳥などの専門家やマニアが主な参加者で、希少種や奄美大島の固有種を観察することを目的とする。奄美大島の山をとてよく知るガイドが参加者の希望する生き物が見られるように案内するツアーである。ナイトツアーは夜の林道で自動車に乗って、アマミノクロウサギなどの夜行性の動物を観察するツアーである。ほとんどすべてのガイドが実施していた。

(2) 利用場所

ツアーの内容を利用する場所や、利用頻度で見ると、金作原原生林での散策と住用林道でのナイトツアーに利用が集中していることが分かった。金作原原生林の散策は多くのガイドが実施しており、奄美大島の主たる観光のプログラムである。複数のガイドが所属するような事務所では年間1,000回以上のツアーを金作原で実施していた。またフリープランでも頻繁に利用されていた。亜熱帯らしい自然景観を楽しむことができる点や、道が舗装されていて、軽装で歩くことができる点、ハブがあまり出ないことなどから金作原に利用が集中しているのではないかと考えられる。またほとんどすべてのガイドが実施していたナイトツアーも、住用林道に利用が集中していた。7月～9月の繁忙期には週5回以上ナイトツアーを実施するというガイドも複数名いた。奄美大島では宿泊施設が名瀬市街に集中しており、そこからのアクセスの都合上、住用林道への利用集中は解消されにくいと考えられる。

(3) 供給予測

今後の事業展開としては、大きく3つに分けられた。第1に外資との提携も含め、積極的な拡大路線、第2に拡大の意向はあるが、積極的な宣伝などは考えていない消極的な拡大路線、そして最も多いのが第3の現状維持であった。

積極的な事業拡大を展望しているのは、金作原を中心にすでに年間1000回以上のツアーを実施している2つの団体のみである。消極的な事業拡大路線のガイドは、今の営業形態を続けていきたいが、生活のために収入の増加が必要、もしくは兼業しているのでガイドに専業にしたいなどの理由で拡大を希望していた。現状維持を望むガイドは、そもそもガイド業への意欲が無い場合や、現状で手いっぱいのため事業拡大が難しいなどの理由で現状維持を希望していた。

以上のことから積極的な拡大意向があるガイドは、金作原原生林を中心として営業しており、現状では金作原に代わる散策コースが無いため、今後利用が拡大するのは金作原に集中するのではないかと考えられる。また、積極的な事業拡大を希望する事業者が少ないことから、外部資本の入り込む余地が大いにあると考えられる。

(4) その他

ガイド間での連携は「情報交換程度」といったものがほとんどであった。しかし一部で繁忙期に手が回らないときや、専門外の予約があったときに仕事を紹介しあう動きがあった。また若手のガイドが年長

のガイドに、植物などの知識について質問するといった関係性も見られた。しかし全体としてはお互いの考えや方針の共有はされていなかった。

エコツアーの定義はガイドによって千差万別であった。大別すると「自然を見たり、触ったりすることで楽しんでもらうツアー」や「自然への負荷に配慮するツアー」、「自然や文化についての詳しい説明があるツアー」などと考えているガイドが多かった。他に「とにかく楽しんでもらいたい」「エコツアーとは何かよくわからない」という意見もあった。また「エコツアーとは何かよくわからない」「自分のツアーはエコツアーの定義の範疇に収まらない」などの理由から、ツアーの広告等ではあえてエコツアーと称していない事業者が多くいた。

今後、必要なこととしては、盗掘対策、ガイドの育成とレベルアップ、地域住民への自然保護への啓もう活動などが必要という意見が多かった。その他不法投棄や外来種への対策や新しい散策コースの開拓が必要という意見も複数あった。

以上に伴って今後すべき取り組みとして、現行のものよりも密なガイド間や地域との連絡体制、特定の地域への立ち入り規制、最低限のルールやマナーの整備が必要という意見があった。一方で現状の連絡体制、管理体制で満足しているという意見や、これ以上の規制は好ましくないという意見もあった。また前者の新たな規制等が必要という意見でも、現行のルールやマナーを明文化し周知させる程度で十分であり、新たに厳しい規制を設ける必要はないという意見が多かった。

考察

以上の調査結果を通して、以下の3点の課題が明らかになった。

- それぞれのガイド個人で対策が必要な課題が多く認識されているが、その課題の対策をする体制がない
- 多くのガイドは現行どおりのゆるやかな管理体制を望んでいるので、今後世界遺産登録に際して行政が整備していく管理体制は、ガイドにとって望ましいものとは違う可能性がある
- 外部資本の入り込む余地が大きいため、今後外部資本との軋轢が生じる可能性がある

一方で、それぞれのガイドが奄美大島の雄大な自然や、固有の環境に格別の愛着を持っていることもわかった。従って今後はガイド自身がどのような自然環境が望ましいかを打ち出して、行政などと連携して、管理体制を構築していく必要がある。

資料4：利用者のモニタリング

利用者数調査は、アンケート調査の結果を活かすための基礎的データの収集が目的である。我々は最終的に得られた評価に基づき、政策分析を行い、いくつかの提言などを行うこととなる。その場合、与えられた現状に対して政策を講じた場合に、どのような変化が生じるのかを示すこととなる。しかしながら多くの自然保護地域では、利用者数に関するデータが揃っておらず、現状を規定すること自体が難しい。例えば、自然保護地域の拡大によって利用者の数が増加することは、経済的な便益がそこに生じていることを意味している。しかし、自然保護地域の拡大前後の利用者数が分からなければ、その差分を計算することができない。奄美大島でも主要な観光サイトにおいて利用者数が計測されていなかったことから、現地の自然保護官事務所等と協力し、現状把握を目的とした本調査を実施した。

機材と設置方法

利用者数調査のための機材には様々な種類が存在する（例えば、Watson et al, 2000）。自然地域で広く用いられている機材は、「アクティブ型赤外線方式」「パッシブ型赤外線方式」「重力感知方式」などである。アクティブ型赤外線方式は機材が赤外線を発し、反射板がそれを機材に反射することで、登山道に赤外線の光軸を形成し、それを横切った人数を計測する方法である。一方、パッシブ型赤外線方式は利用者からの赤外線（体温）を感知して利用者数を計測する方法である。過去にはアクティブ型赤外線方式が主流であったが、消費電力が大きく、光軸を設定できる場所が限られているなどのいくつかの課題が存在した。一方、パッシブ型赤外線方式はその感知精度の低さから広く普及していなかったが、近年の技術革新により、かなり高い精度で利用者を計測できるようになっている。消費電力も少なく、光軸を形成する必要もないため、本調査ではパッシブ型赤外線方式を採用した。重力感知方式は極めて精度の高い機材ではあるが、土木工事を必要とするため、自然保護地域での設置は難しいことが多い。特に設置箇所の金作原原生林は、遊歩道ではなく車道であるため、機材が使用に耐えうるような土木工事を施すことは実質的に不可能であった。

利用者数調査のため、現地に設置した設置機械はフランス製 Eco Counter 社のセンサーおよびデータロガーである (<http://www.eco-compteur.com/>)。センサーはパッシブ型赤外線センサー（2×4×9cm）、データロガーは Bluetooth データ転送のデータロガー（直径 16cm×高さ 7.5cm の円筒）である。機材はセンサーとプラボックス（30×30cm）に収納したデータロガーを立木（状況に応じて地上）にゴムバンドで固定することになる（図1）。

利用者数調査のための機械は、2013年7月13～15日に金作原原生林および湯湾岳に設置し、9月3～5日に作動状況の確認を行った。9月3～5日のデータ回収の結果を見る限りにおいて、利用者数カウンターは正常に作動していた。図2と図3は、それぞれ金作原原生林と湯湾岳における利用者数カウンターの設置状況である。設置に当たっては、奄美自然保護官事務所とともに、土地所有者（国有林および大和村）との連絡調整を行い、金作原に関しては保護林に指定されていることから、調査実施にあたって関係書類の提出も行った。

計測結果

一方、利用者数カウンターの記録は表1に示す通りである。この結果は、金作原原生林も湯湾岳も現状

ではほとんど利用されていないということである。このことは、今後、奄美群島が世界自然遺産

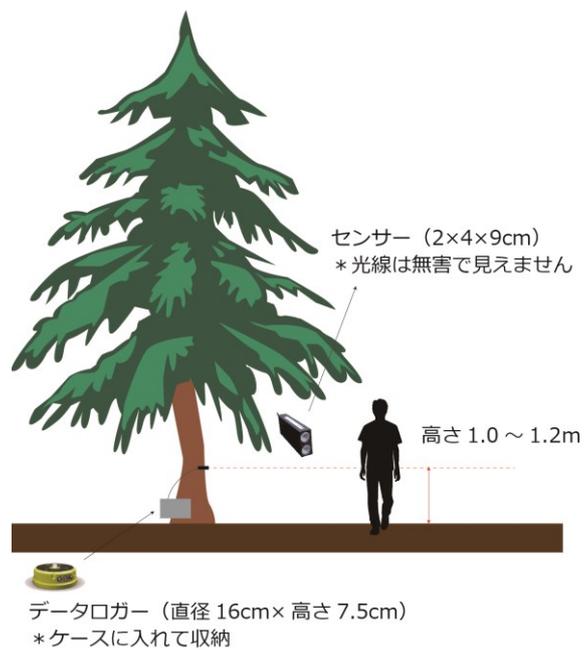


図 1 利用者数計測カウンターの概要



図 2 金作原原生林における利用者数カウンターの設置



図3 湯湾岳における利用者数カウンターの設置

表1 金作原原生林と湯湾岳の利用者数

時間帯	金作原 (期間合計)	金作原原生林 (例：2013年7月21日)	湯湾岳 (期間合計)	湯湾岳 (例：2013年7月21日)
0:00	2	0	0	0
1:00	0	0	0	0
2:00	0	0	0	0
3:00	0	0	0	0
4:00	4	0	0	0
5:00	16	0	0	0
6:00	59	0	2	2
7:00	22	2	3	2
8:00	51	0	8	0
9:00	97	12	13	0
10:00	339	19	68	0
11:00	257	8	123	0
12:00	31	4	51	3
13:00	97	3	46	3
14:00	210	0	97	0
15:00	247	0	50	0
16:00	170	0	17	0
17:00	42	2	17	0
18:00	32	0	7	0
19:00	2	0	0	0
20:00	1	0	0	0
21:00	1	0	0	0
22:00	2	0	0	0
23:00	0	0	0	0

* 金作原原生林は町道であるため深夜の利用も存在する

* 湯湾岳は往復、金作原原生林もほぼ往復利用のため、利用者数はこの数値の半数である

に登録された場合に、利用者が増加するのびしろが大きいことを意味している。屋久島国立公園の縄文杉、知床国立公園の知床五湖など、世界自然遺産登録の後には、利用者数が大幅に増加した。同じような現象が奄美群島でも生じる可能性がある。これらの地域で、どのような形で生物多様性の価値を高め（利用者数を増やし、その普及啓発を行い）、同時に保護を行うのかは課題であると言える。

参考文献

Watson, A. E., Cole D. N., Turner D. L., and Reynolds P. S. (2000) “Wilderness Recreation Use

Estimation: A Handbook of Methods and Systems," *General Technical Report RMRS-GTR-56*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, US.

