

の理由として、育成期間が長く今後生育が見込めない森林については、生育過程で期待できる炭素貯留の効果も低い点が挙げられる。加えて、林野庁では「齢級構成の均衡がとれた森林資源の造成」を目標として掲げている。一方で、現状では長期の育成期間を経た人工林が多く存在しており、バランスが取れているとは言えない。

図 2.9 より、全体的な森林の齢級は 2000 年度から 2011 年度にかけて、大きな変化は見られなかった。一方で、人工林と天然林との間では、明確に傾向の違いが観測された。人工林では年々齢級が上昇傾向にあるが、天然林では 2000 年度から 2006 年度にかけて下降傾向にある。2006 年度から 2011 年度にかけては天然林の中でも、針葉樹では平均育成期間が減少傾向にあるが、広葉樹では若干上昇傾向にあることが分かる。

人工林の育成期間の上昇は、2000 年度から 2011 年度にかけて森林資源管理のための間伐が十分に行えていない点が示唆される。これは、植樹当時は建築材としての需要が見込まれた森林資源に対して、生育速度が早いスギ・ヒノキ等の針葉樹を集中的に植林したが、今日の林業衰退に影響を受けた結果、間伐を進めることが難しい点が理由の一つとして挙げられる。

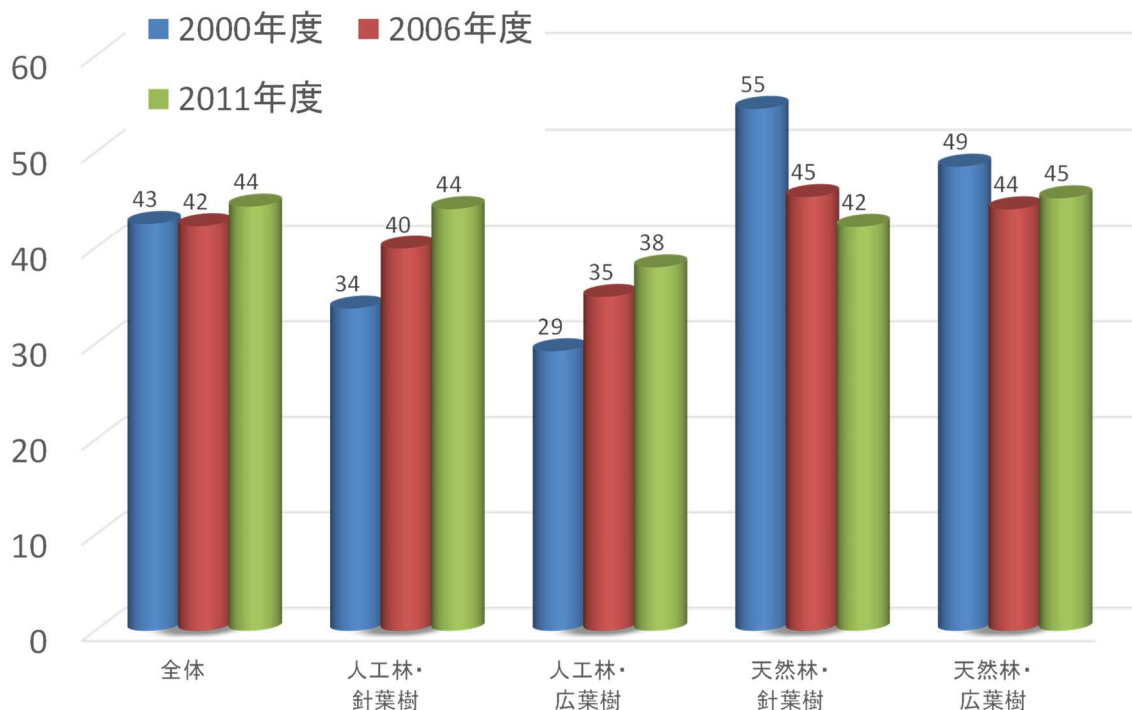


図 2.9. 国内の樹種別・成立過程別の森林育成期間の経年変化（年）
（出典） 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.10 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の育成年数変化率を都道府県別に示したものである。図 2.10 より、人工林針葉樹では全国的に育成期間が長くなっている傾向が分かる。一方で人工林広葉樹では、四国・九州で育成期間の上昇が顕著に現れているものの、近畿や関東地域では、他地域に比べて育成期間の上昇幅が小さいことが明らかとなった。

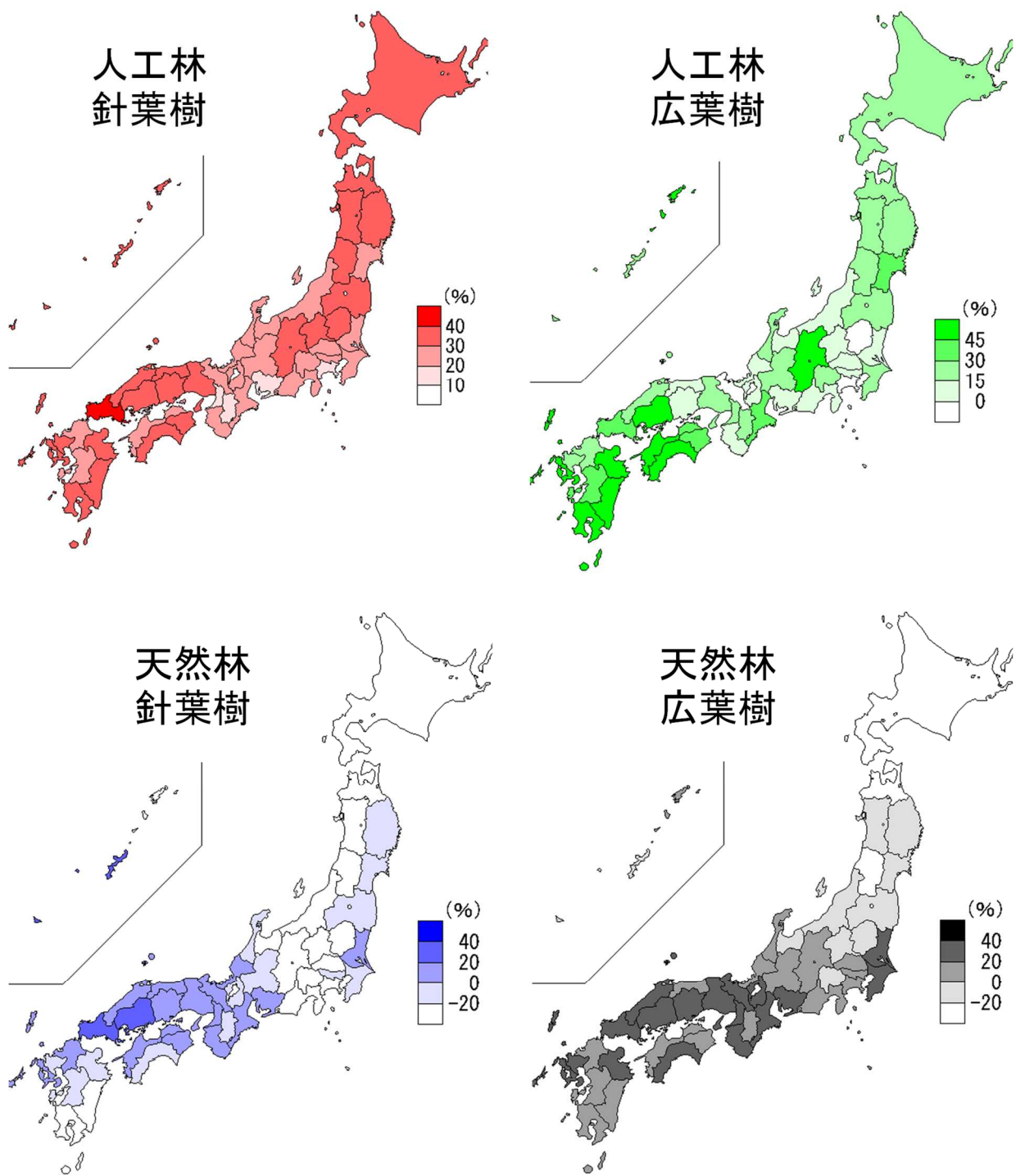


図 2.10 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の育成期間変化率
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

また、天然林では、東日本で 2000 年度から 2011 年度にかけて育成期間が短縮している都道府県が多く存在している一方で、西日本では期間が延びている傾向にある。東日本と西日本で天然林針葉樹の育成期間が明確に分かれている点は、興味深いと言える。これらの地域間での違いがどのような要因によってもたらされているかを、要因分解分析法などを用いて、明らかにする。

次に、森林密度データの経年変化について考察を行う。図 2.11 は国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化を示したものである。ここで密度データは、上述した森林蓄積量を森林面積で除したものであり、1ha 当たりの森林蓄積量を表す指標である。密度データも育成期間同様に森林の質を表すデータをして活用が可能である。森林密度は、森林の間伐度合いを示す指標としても活用が可能である。一般的に間伐を行うことで森林内の立木密度を適切に保ち、木々がバランスよく日光や土壌から栄養を得ることで健全な森林に導くことが期待できる。加えて、適切な森林密度に保つことは、森林のもつ多面的機能を高度に発展すると言われている(林野庁, 2002)。

図 2.11 よりすべての樹種・成立過程の組み合わせで密度が上昇傾向にあることが分かるが、その速度は人工林と天然林で異なる。人工林では、針葉樹で 42%、天然林で 75%の増加を達成しており、急速に密度が上昇していることが分かる。一方で天然林では、針葉樹及び広葉樹で 12%と 15%にとどまっており、森林密度に大きな変化は見られない。これらの結果は図 2.9 で示した育成期間のデータと整合的であり、人工林の間伐の必要性が明確に示されている結果となっている。

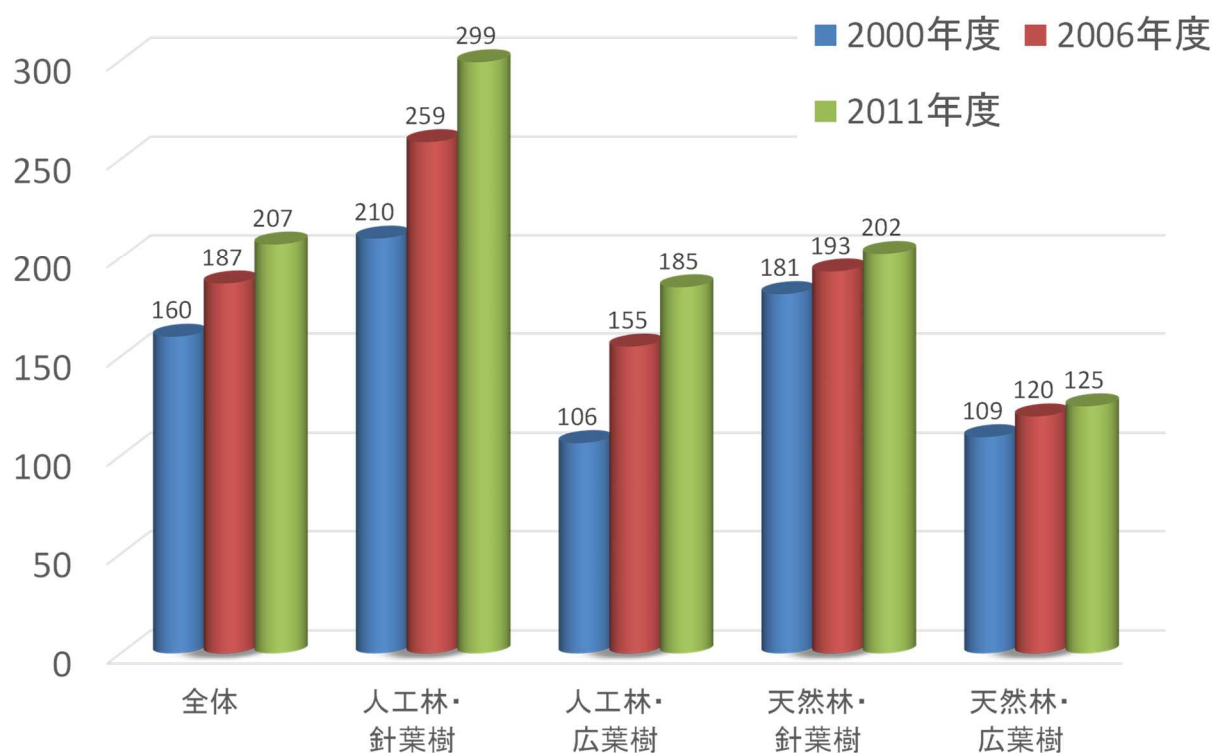


図 2.11. 国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化 (m3/ha)
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2.12 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の森林密度変化率を都道府県別に示したものである。図 2.12 より、人工林では針葉樹及び広葉樹の変化率で類似した傾向が観測された。大きく異なる点としては、福島県、山口県、島根県で針葉樹では密度が大幅に上昇している一方で、広葉樹では上昇幅が他地域に比べて低い傾向にある。また、天然林では針葉樹と広葉樹の密度において、都道府県別に異なる傾向で推移していることが明らかとなった。密度変化は間伐作業と強

い関係性を持っていることから、各都道府県の森林管理戦略の違いが反映された可能性が示唆される。

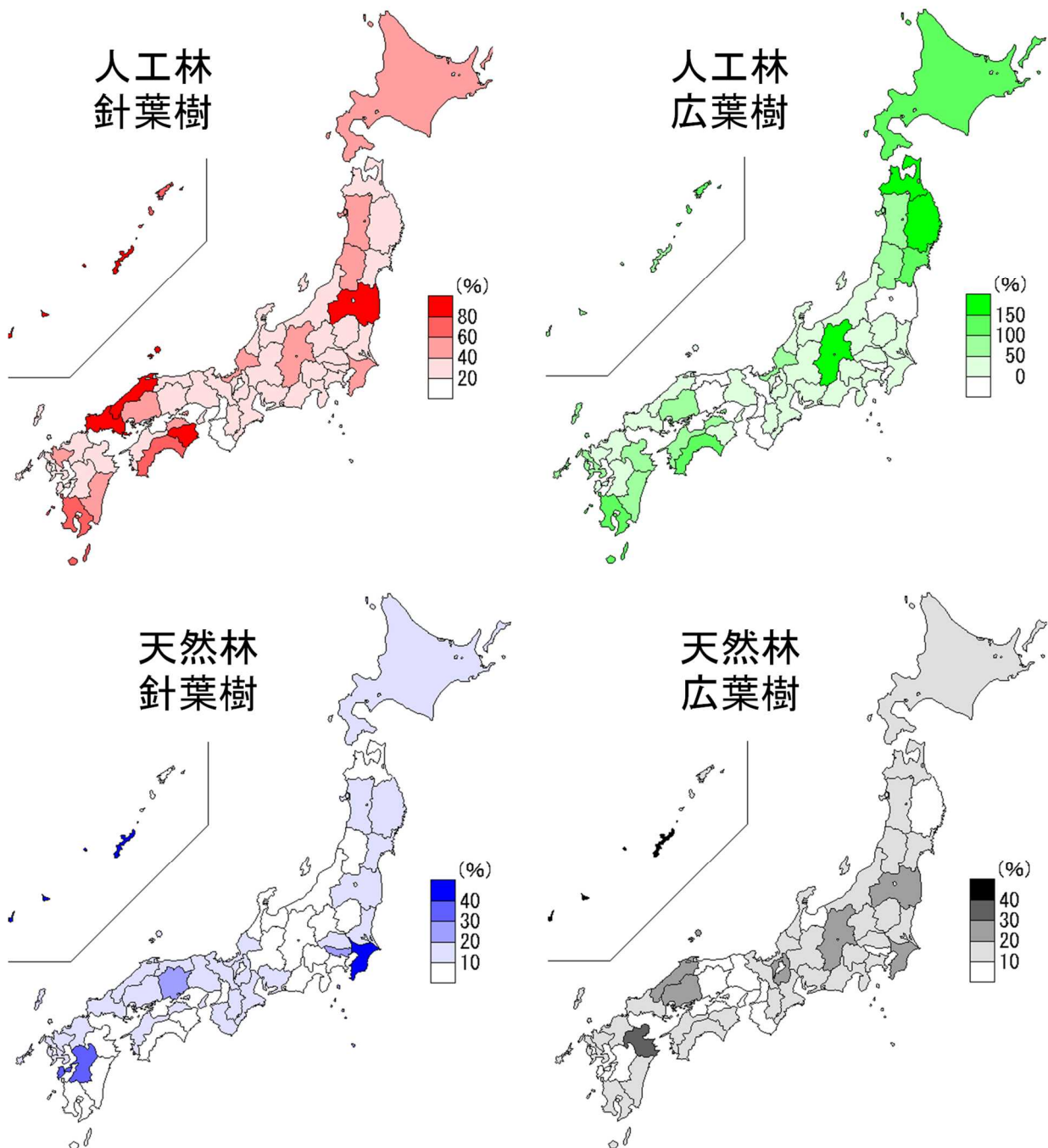


図 2.12 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の森林密度変化率
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

最後に、森林の公益的機能について考察を行う。森林の公益的機能に関するデータは「2006 年度の森林資源の現況」のみデータが利用可能であったことから、2006 年度の地域間比較について考察を進める。図 2.13 は都道府県別における公益的機能別の森林面積割合を示したものである。公益的機能別の森林面積割合は、「2006 年度の森林資源の現況」で分類されている「水土保持林」、「森林と人との共生林」、「資源の循環利用林」の 3 つの公益的機能に対して、各公益的機能を有する森林面積を分子

に、3つの公益的機能面積の総和を分母として計算している。この割合によって、各都道府県が有する公益的森林面積の中で、どの機能を有する面積が割合として大きいのかを明らかにすることが可能である。

図 2.13 より、森林と人との共生林の面積割合は、東日本及び中部北陸地域で高い傾向にあり、西日本で低い割合となっている。一方で資源の循環利用林の利用割合では、東日本に比べて西日本で高い傾向にある。水土保持林では、年間降水量が少ない中国・四国地域や九州地域で高い割合となっている。これら公益的機能面積の割合の違いは、各地域における森林利活用に関する需要と解釈することが出来る。従って、公益的機能面積の割合の違いに着目した目的別の森林管理戦略が重要であると言える。

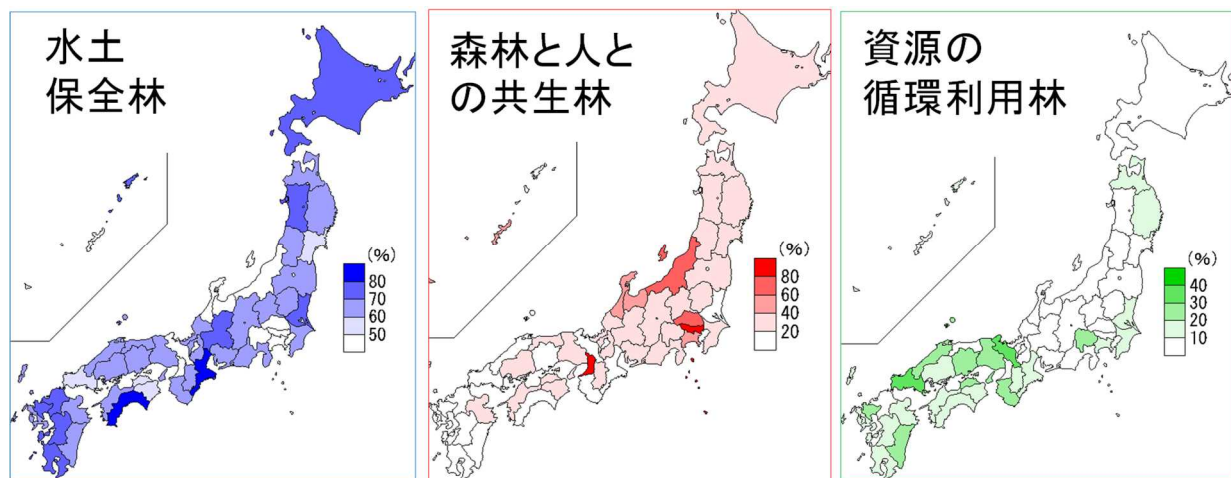


図 2.13. 各都道府県における公益的機能別の森林面積割合 (%)

(出典) 森林資源の現況より著者作成

(注) 3つの公益的機能の森林面積割合の合計は 100%となる

森林データを用いて、要因分解による生態系サービスの減少要因について分析した。要因分解では次のような恒等式を検討した。

$$\text{VALUE} = \frac{\text{VALUE}}{\text{Tree covered area}} \times \frac{\text{Tree covered area}}{\text{Forest area}} \times \text{Forest area}$$

ただし、ここで VALUE は生態系資源の価値を表し、Tree covered area は立木地面積、Forest area は森林面積を表す。右辺の第 1 項は原単位要因、第 2 項は管理要因、第 3 項は量的要因とみなせる。それぞれについてデータの時間変化から各要因のウェイトを推定した結果が図 2.14 である。

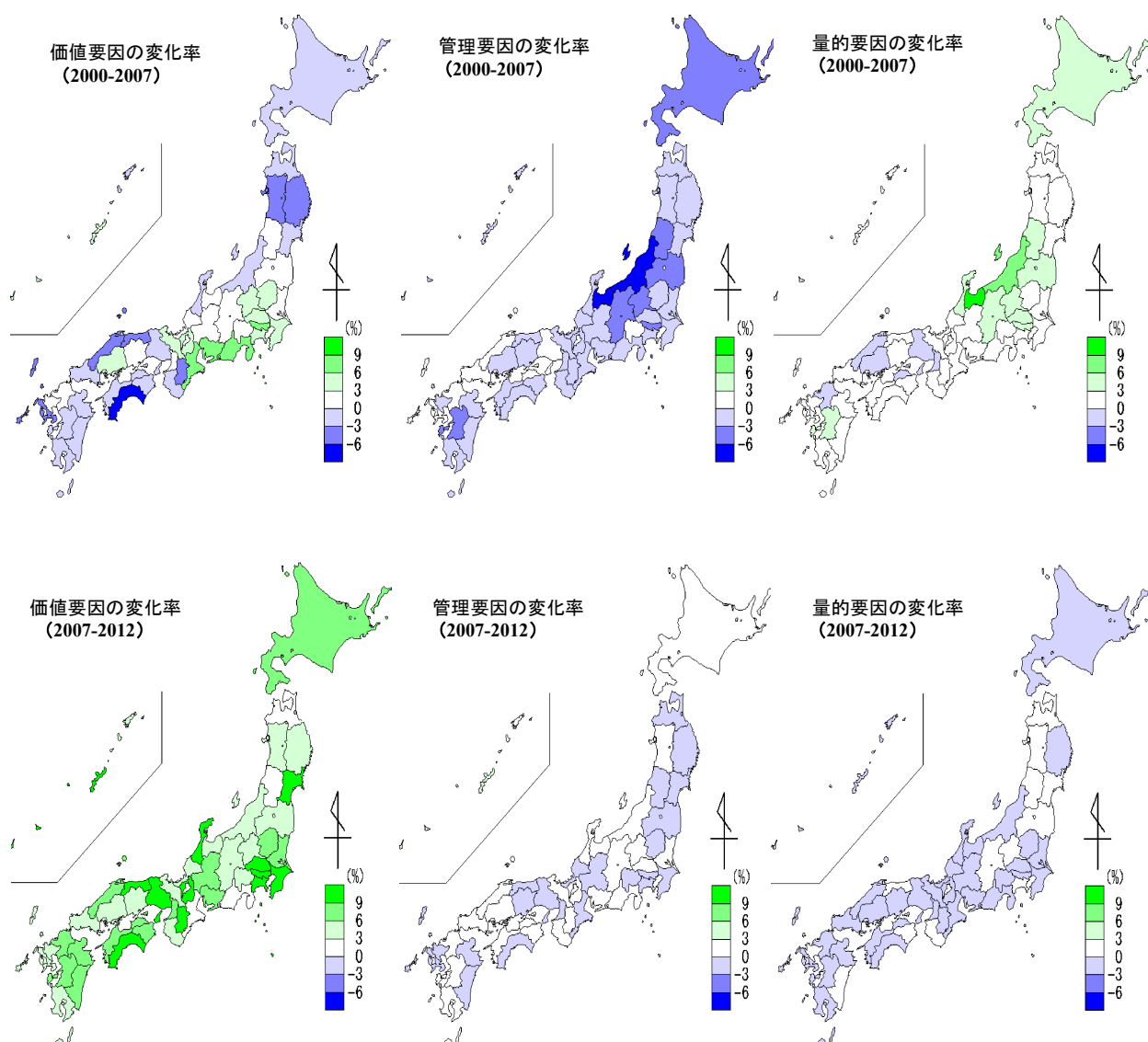


図 2.14 森林生態系サービスの変化要因

要因分解から、全国的に原単位価値の変化が森林生態系サービス価値の増加要因になっていること、中部地方において管理要因が生態系サービス価値の減少要因になっていること、規模要因の影響は全国的にそれほど大きくないことがわかる。

2.2.2 湿地資源データについて

生態系勘定で含まれるべき項目として、わが国における重要な生態系サービス供給源は森林、湿地、沿岸資源が挙げられる。このうち、森林資源の量的測定と評価については平成 27 年度の研究として実施済みである。そこで平成 28 年度では、湿地および沿岸資源の量的測定を行う。

2.2.2.1 湿地（河川・湖沼）生態系サービスに関する自然資本データベースの整備

陸水生態系の状態は過去数十年に亘り、劣化してきている（環境省 生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会、2016）。このような自然資本の劣化は生態系サービスの減少をもたらすと考えられ、それゆえ私たち人間の福利に大きな影響を与える。しかし、これまで自然資本としての陸水生態系が、どの程度減少してきたかということについてはあまり体系的に把握されていない。そこで、本節では全国の陸水生態系の多くを占める河川・湖沼について、その面積の変遷を過去から現在に亘り、把握することを試みる。

2.2.2.2 手法とデータ

国土数値情報の土地利用細分メッシュを用いて、河川・湖沼の面積を把握する。対象年はデータが存在する 1976 年、1987 年、1991 年、1997 年、2006 年、2009 年の 6 時点とし、評価単位は都道府県とする。面積の算出には ArcGIS10.3 を利用し、土地利用細分メッシュを全国で統合したものから、都道府県別に河川・湖沼の面積を算出する。なお、1976 年から 1997 年までは日本測地系で、2006 年から 2009 年は世界測地系で作成されたものであり、それぞれを重ね合わせた場合には若干の誤差が生じることには留意が必要である。

2.2.2.3 評価結果

全国的に河川・湖沼の面積は減少傾向にある（図 2.15）。特に、2006 年から 2009 年の間での減少が大きい。ただし、各年で土地利用図の作成方法は若干異なるため、この中には測定誤差のようなものが生じている可能性はある。また、2009 年時点での河川・湖沼の全国分布を図 2.16 に示す。

続いて、都道府県別の河川・湖沼の面積を示す（図 2.17）。当然のことながら、北海道や東北地方の都道府県など、面積が多い地域において河川・湖沼の面積も大きくなるが、琵琶湖や霞ヶ浦、宍道湖などの大きな湖を有する滋賀県や茨城県、島根県なども比較的大きな値を示している。また、2006 年から 2009 年の変化を都道府県別に表した図 2.18 からは、増加している都道府県と減少している都道府県があることがわかる。特に、北海道や沖縄県で増加の割合が大きく、一方、奈良県などで減少の割合が著しい。

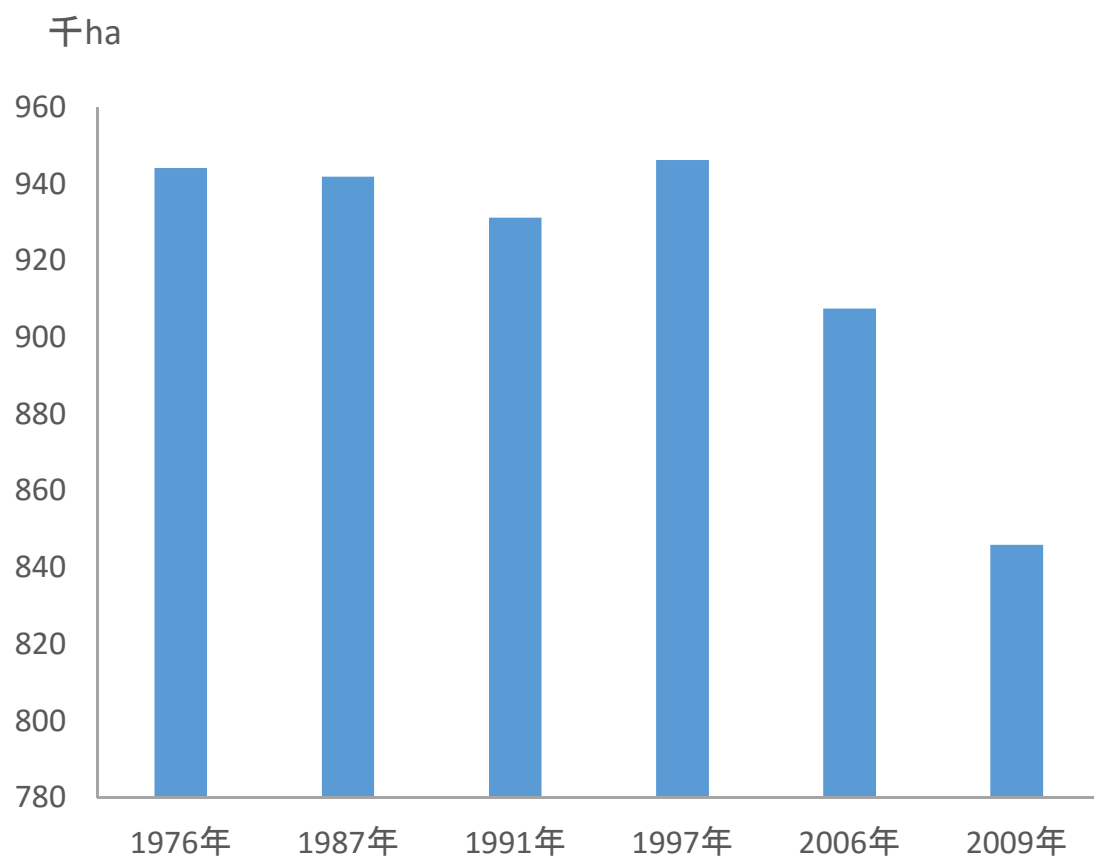


図 2.15 全国の河川・湖沼の面積



図 2.16 全国の河川・湖沼の分布（2009 年）

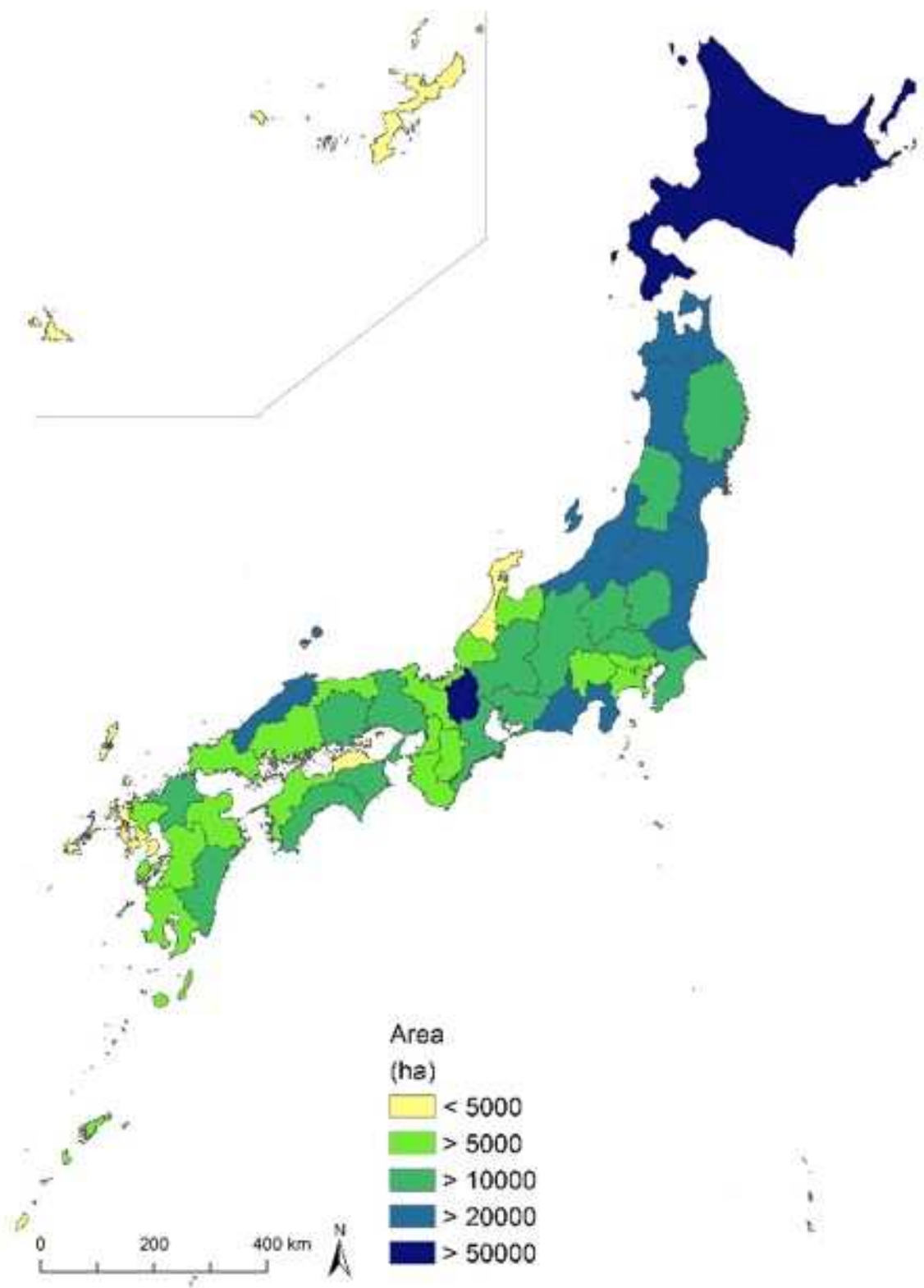


図 2.17 河川・湖沼の面積（2009 年）

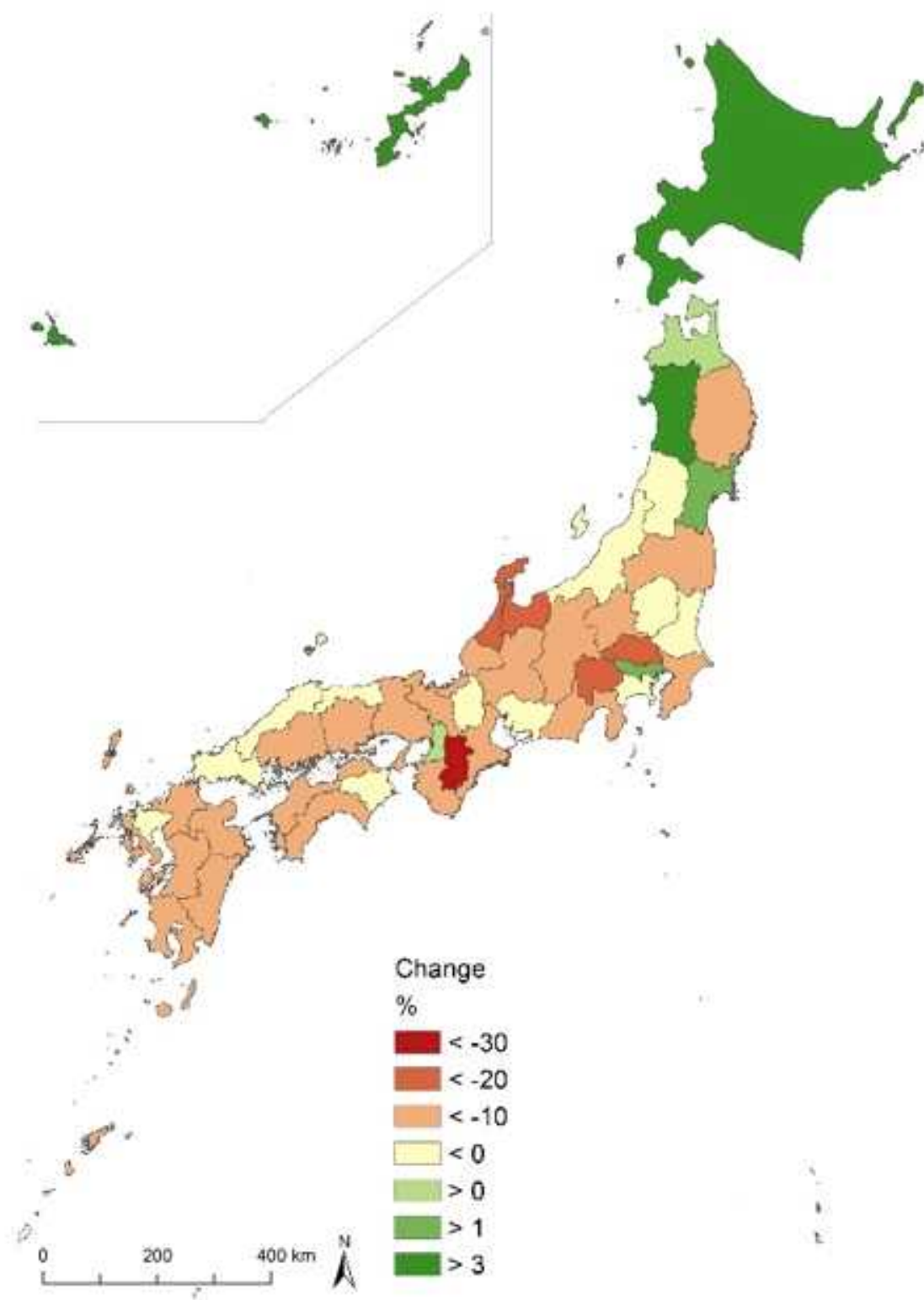


図 2.18 河川・湖沼の面積の変化（2006 年と 2009 年の比較）

2.2.2.4 湿地面積の推移と勘定表におけるデータ化

ここまでにとめられてきた面積の測定について、1 章で議論した勘定枠組みに導入するためにデータ整理を行う必要がある。さらに、第 3 章で議論される原単位価値評価とも整合的に用意する必要がある。そこで本節ではラムサール条約の定義に従い、国土地理院が提供する GIS データから日本の湿地面積について、1987 年から 2009 年にかけてのデータを整理した。

湿地はわが国における重要な生態系サービスの供給源であるのと同時に、自然資本の一種であり、持続可能性指標としての新国富指標などにおいても取り入れられるべき候補項目であるため、それら統合指標との連動も考慮する。以上のことから、生態系サービス供給源ならびに自然資本の一種としての湿地についての量的データを表 2.3 のようにまとめた。

表 2.3 日本の湿地面積の変化

	Prefecture	1987 (ha)	1991 (ha)	1997 (ha)	2006 (ha)	2009 (ha)
1	Hokkaido	181,805	182,297	186,182	172,347	180,417
2	Aomori	24,499	24,507	24,687	24,127	24,275
3	Iwate	18,613	18,531	18,478	19,034	17,125
4	Miyagi	22,419	21,625	21,348	20,567	21,024
5	Akita	31,117	31,105	30,391	30,457	31,436
6	Yamagata	19,082	19,036	18,930	17,893	16,664
7	Fukushima	35,345	35,174	35,809	35,716	30,394
8	Ibaraki	43,900	41,702	41,587	41,118	38,663
9	Tochigi	20,750	20,520	21,107	20,662	18,818
10	Gunma	13,102	13,274	13,475	13,922	11,700
11	Saitama	21,372	19,197	19,038	18,570	14,536
12	Chiba	19,024	17,726	17,787	15,201	13,371
13	Tokyo	6,651	6,342	6,300	6,345	6,518
14	Kanagawa	7,385	7,498	7,822	6,967	6,822
15	Niigata	31,841	29,495	30,405	28,142	26,068
16	Toyama	13,816	13,814	14,015	13,006	9,445
17	Ishikawa	6,532	6,528	6,715	6,269	4,506
18	Fukui	9,233	9,213	9,087	8,657	7,518
19	Yamanashi	11,117	11,091	11,061	10,300	8,127
20	Nagano	22,215	22,002	22,974	21,677	18,238
21	Gifu	20,916	20,957	21,814	23,085	19,588
22	Shizuoka	29,167	29,162	29,151	26,960	22,811
23	Aichi	18,778	18,837	19,344	14,493	13,196
24	Mie	17,326	17,822	18,690	16,201	14,094
25	Shiga	76,491	76,369	76,781	75,508	73,595
26	Kyoto	8,093	7,197	8,406	8,155	7,144
27	Osaka	7,820	7,116	7,541	6,905	6,935
28	Hyogo	17,251	17,478	18,448	17,746	15,646
29	Nara	7,087	7,682	8,160	7,429	5,069
30	Wakayama	10,763	10,639	10,885	10,016	8,407
31	Tottori	6,700	6,774	6,738	6,653	6,392
32	Shimane	23,629	23,550	23,682	24,168	23,676
33	Okayama	16,590	15,975	16,282	15,781	14,196
34	Hiroshima	10,127	10,180	10,567	11,103	9,749
35	Yamaguchi	7,843	7,967	8,364	8,446	7,836
36	Tokushima	12,570	12,558	12,536	11,859	10,869
37	Kagawa	5,550	5,496	5,570	5,302	4,740
38	Ehime	6,629	6,450	6,689	6,797	6,049
39	Kochi	12,377	11,976	11,991	12,201	10,619
40	Fukuoka	14,326	13,992	13,781	13,534	11,686
41	Saga	5,301	5,285	5,372	6,184	5,772
42	Nagasaki	2,363	2,416	2,585	2,643	2,255
43	Kumamoto	10,931	10,930	11,059	10,813	8,929
44	Oita	9,220	9,152	9,325	9,329	8,052
45	Miyazaki	13,805	13,876	14,428	14,472	12,928
46	Kagoshima	9,326	9,334	9,387	9,431	7,827
47	Okinawa	1,091	1,337	1,451	1,337	2,189
		941,890	931,183	946,227	907,528	845,916
Estimated total wetland		1,190,758	1,177,222	1,196,241	1,147,317	1,069,426
Total Change of Wetland			-13,536	19,018	-48,924	-77,891
Annual Change of Wetland			-3,384	3,170	-5,436	-25,964

日本においては、急速な経済成長とともに湿地面積が過去数十年で減少している傾向にある。1987 年においておよそ 1,190,758 ha であった湿地面積は、2009 年においておよそ 1 069 426 ha に減少している。この変化は、過去 22 年間で 10%の湿地面積が失われたことを意味する。毎年の湿地面積の変化を測定することは難しく、また微小な変化になるため意味も乏しいため、生態系勘定においても一定の時間間隔で整備していくことが妥当であると考えられる。

2.2.3 沿岸資源データについて

2.2.3.1 統計データの収集

平成 28 年度では、沿岸生態系サービスの量的計測を目的としたデータ取得作業を実施した。推計に利用したデータ変数は魚種別の漁獲量(ton)、漁船の船籍数(隻)、及び魚種別の価格(円)であり、これらについて海に面した 40 都道府県を対象にデータ収集を行った。データ収集対象年度は、漁業センサスが作成された 2003 年、2008 年、2013 年としている。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別での海洋生態系サービスに関する自然資本ストックデータとして、水産資源供給のストック価格を推定した。本年度のデータ収集作業において、主に利用したデータの出典を表 2.4 から表 2.6 に記す。

表 2.4. 2003 年データベース構築に利用したデータ出典の概要

① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton]
出典：平成 15 年漁業・養殖業生産統計
海面漁業の部 2-4. 大海区都道府県支庁別統計 魚種別漁獲量
http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000002569455
② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻]
出典：2003 年(第 11 次)漁業センサス 第 2 巻 海面漁業の生産構造及び就業構造に関する統計
11. 漁船及び乗組員 過去 1 年間の状況 主とする漁業種類別動力船隻数
http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000023623426
③ 魚種別の価格[円/kg]
出典：水産物流通調査 総括表（年次別統計表）
産地品目別上場水揚量・卸売価格（平成 11 年～20 年）[内平成 15 年度分を利用]
http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000007532073
④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値) [ton]
出典：平成 15 年漁業・養殖業生産統計
海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量
https://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL08020103.do?_xlsDownload_&fileId=000003975632&releaseCount=5

表 2.5. 2008 年データベース構築に利用したデータ出典の概要

① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton]

出典：平成 20 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 2-2. 大海区都道府県支庁別統計 魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000008598220>

② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻]

出典：2008 年(第 12 次)漁業センサス 海面漁業に関する都道府県・大海区別統計

5. 漁船 主とする漁業種類別動力漁船隻数

https://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL71050103.do?_xlsDownload_&fileId=000003950281&releaseCount=2

③ 魚種別の価格[円/kg]

出典：2009 年 水産物流通調査

産地水揚量・価格（指定漁港）品目別水揚量・価額・価格表

http://www.market.jafic.or.jp/suisan/file/sanchi/2009/04_santihinmoku_2009.xls

*集計方法の変更により 2008 年のデータが利用できないため 2009 年のデータを利用

④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値) [ton]

出典：平成 20 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000008598218>

表 2.6. 2013 年データベース構築に利用したデータ出典の概要

① 都道府県別の魚種別漁獲量[ton]

出典：平成 25 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 2-2. 大海区都道府県振興局別統計 魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000028393805>

② 都道府県別の主とする漁業種類別動力漁船隻数[隻]

出典：2013 年漁業センサス 第 2 巻海面漁業に関する統計（都道府県編）

海面漁業の生産構造及び就業構造に関する統計 8. 漁船 主とする漁業種類別動力漁船隻数

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000030361518>

③ 魚種別の価格[円/kg]

出典：2013 年 水産物流通調査 産地水揚量・価格（指定漁港）品目別水揚量・価額・価格表

http://www.market.jafic.or.jp/suisan/file/sanchi/2013/04_santihinmoku_2013.xls

④ 漁業種類別・魚種別漁獲量(全国値) [ton]

出典：平成 25 年漁業・養殖業生産統計

海面漁業の部 1-2. 全国統計 漁業種類別・魚種別漁獲量

<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000028393803>

2.2.3.2 水産資源供給に関する自然資本ストックデータの推計

水産資源ストックの推計を行う際に、Yamaguchi et al. (2016)で用いられている standard Schaefer harvest function を適用した。standard Schaefer harvest function を適用することで水産資源ストック量(S)は、漁獲量(H)及び漁獲努力量(E)を利用することで、式(1)で表される。

$$H = qES \quad (\text{式 1})$$

ここで、パラメーターq は水産資源の獲得確率(coefficient of catchability)を表している。本研究では、Arreguín-Sánchez (1996)及び Yamaguchi et al. (2016)を参考に、獲得確率 q を 0.1%として仮定した。

次に、都道府県別の漁獲量及び漁獲努力量のデータの推計方法について説明を行う。漁獲努力量については、Yamaguchi et al. (2016)を参考に、都道府県別の漁船の船籍数を利用する。加えて、漁獲量データについては、水産資源の価値が魚種によって大きく異なるため、本研究では可能な限り魚種を分類した形で漁獲量を利用する。この場合、ある魚種 A の漁獲量に対して、どのように漁船数データを対応させるかが課題となる。なぜなら、多くの漁船において、主目的とする魚種以外の水産資源も水揚げされるため、それらの集計を行う必要がある(例：沿岸マグロはえ縄漁船において、マグロ以外にカツオ・サメなどの水揚げが行われる)。

こうしたデータ推計上の課題に着目し、本研究では都道府県別での漁業種類別・魚種別漁獲量のデータを推計し、個別の魚種別に standard Schaefer harvest function を適用することで、魚種別の水産資源ストックの推計を試みた。ここで、漁業種類別とは、底びき網、はえ縄、そうまき、などの漁船の種類を指す。

図 2.19 では、四角は表 2.4 から表 2.6 で示した統計データを表している。角丸四角形は、データの計算作業を表しており、楕円形は推計されたデータを示している。図 2.19 では、表 2.4 から表 2.6 のデータを活用し、各都道府県の漁獲量の実情に適した形での漁業種類別・漁獲量の推計を行った。本研究では、図 2.19 で示す「調整済_都道府県別・漁業種類別・魚種別漁獲量データ」を利用し、都道府県別・漁業種類別・魚種別に standard Schaefer harvest function を適用することで、資本ストックの推計を実施した。各資本ストックを推計した後に、魚種別に価格データを乗じることで、物量換算から貨幣換算データに変換を実施した。参考資料として、表 2.7 に本研究で対象とした漁業種類を、表 2.8 で魚種を紹介する。

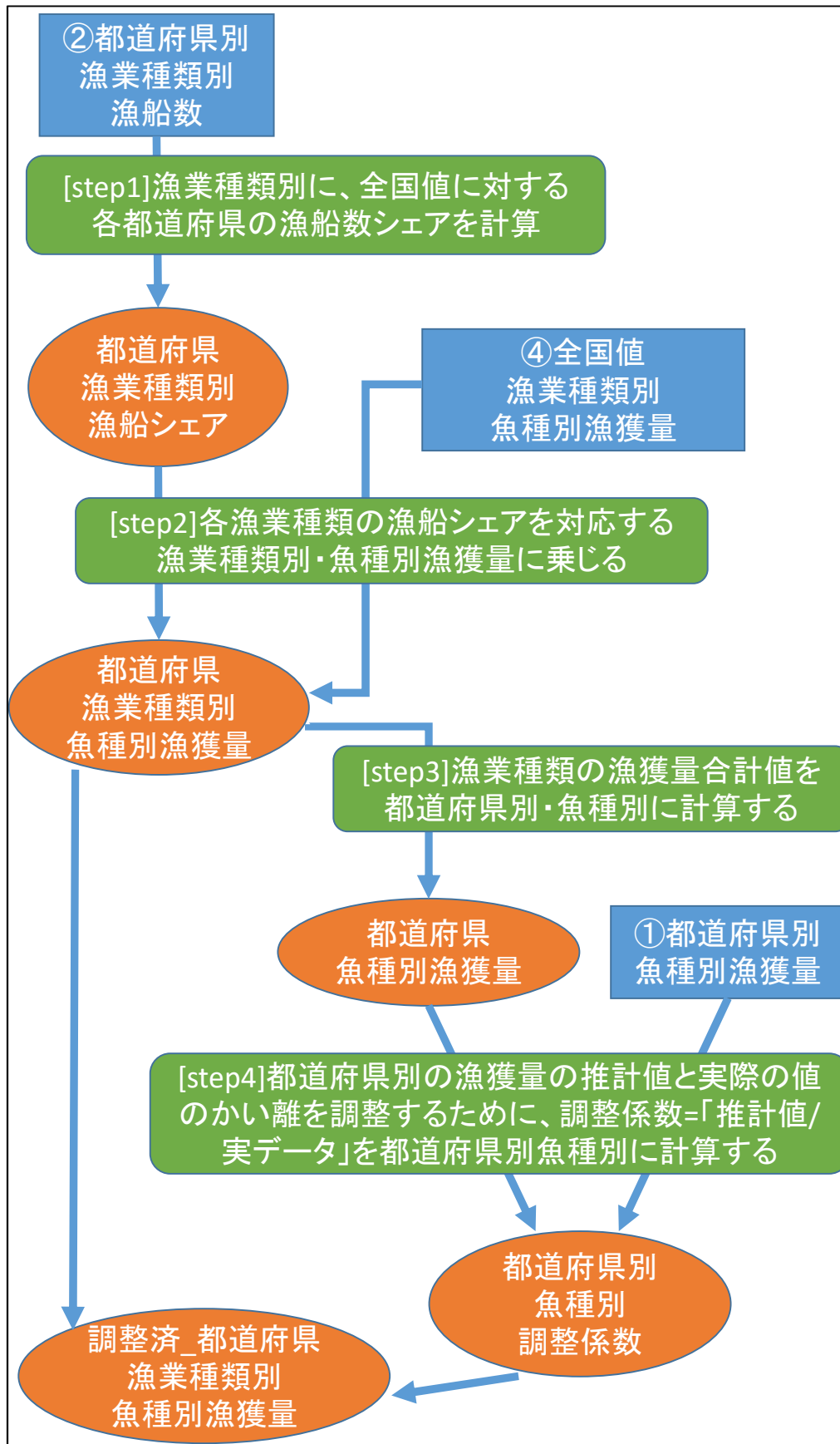


図 2.19 水産資源供給の自然資本ストック推計の手順

表 2.7. 本研究で対象とした漁業種類の一覧

遠洋底びき網、以西底びき網、そうびき、縦びき、横びき、ひき回し網、ひき寄せ網、地びき網、遠洋かつお・まぐろ・そうまき網、近海かつお・まぐろ・そうまき網、その他のそうまき網、そうまき巾着網、その他のまき網、さけ・ます流し網、かじき等流し網、その他の刺網、さんま棒受網、その他の敷網、大型定置網、さけ定置網、小型定置網、その他の網漁業、遠洋まぐろはえ縄、近海まぐろはえ縄、沿岸まぐろはえ縄、その他のはえ縄、遠洋かつお一本釣、近海かつお一本釣、沿岸かつお一本釣、遠洋いか釣、近海いか釣、沿岸いか釣、さば釣、ひき縄釣、その他の釣、採貝、採藻、その他の漁業

表 2.8. 本研究で対象とした漁業種類の一覧

[魚類に分類される種類]

くろまぐろ、みなみまぐろ、びんなが、めばち、きはだ、その他のまぐろ類、まかじき、めかじき、くろかじき類、その他のかじき類、かつお、そうだがつお類、さめ類、さけ類、ます類、このしろ、にしん、まいわし、うるめいわし、かたくちいわし、しらす、まあじ、むろあじ類、さば類、さんま、ぶり類、ひらめ、かれい類、まだら、すけとうだら、ほっけ、きちじ、はたはた、にぎす類、あなご類、たちうお、まだい、ちだい・きだい、くろだい・へだい、いさき、さわら類、すずき類、いかなご、あまだい類、ふぐ類、その他の魚類

[魚類以外に分類される種類]

いせえび、くるまえび、その他のえび類、ずわいがに、べにずわいがに、がざみ類、その他のかに類、あわび類、さざえ、あさり類、ほたてがい、その他の貝類、するめいか、あかい、その他のいか類、こんぶ類、その他の海藻類

2.2.3.3 水産資源供給の自然資本ストックの経年変化と地理的分布

次に、水産資源供給の自然資本ストックの地理的分布及び経年変化について、考察を行う。経年変化では、上述したデータベースより得られた 2003 年度、2008 年度、2013 年度の 3 時点に着目し比較を行う。図 2.20 は国内の魚類・魚類以外の沿岸生態系における水産資源供給サービスの自然資本ストックの経年変化を示す。図 2.20 より、自然資本ストック全体では 2003 年度から 2008 年度にかけて、大きな変化が見られないことが分かる。一方で、その内訳をみると、魚類は増加傾向にある一方で、魚類以外の水産資源供給の自然資本ストックは減少していることが見て取れる。この減少は、いか類及び海草類の自然資本ストックの金額が下降していることが要因である。

次に 2008 年度から 2013 年度にかけては、魚類の自然資本ストック上昇により、大幅に増加している。この背景として、漁協や漁業関係者による組織が、漁獲資源の保全に努めた成果が指摘できる。平成 22 年の水産白書第 1 章第 1 部では、「平成 23 年度からは、国・都道府県が定める資源管理指針に沿って、漁業者団体が休漁、漁獲量制限、漁具制限など公的規制に加えて自主的に取り組む資源管理措置をまとめた計画（資源管理計画）を策定し、資源管理に取り組む新たな資源管理制度が導入されました。この新たな枠組みは、公的規制やこれまでの資源回復計画、各地の自主的資源管理を包括するものであり、沿岸から沖合、遠洋まで、全国の漁業を対象とするものです。さらに、幅広い漁業者がこの新たな枠組みのもとで計画的に資源管理に取り組むことを促すため、資源管理計画に沿って資源管理に取り組む漁業者を対象に、「資源管理・漁業所得補償対策」を講じることとしています。」と記載しており、水産資源管理に向けた新たな枠組みが成立し、水産資源供給の自然資本ストックの増加に貢献していると考えられる。具体的な数値データを用いた資源保全の取り組みの内容について、後述で詳しく説明を行う。

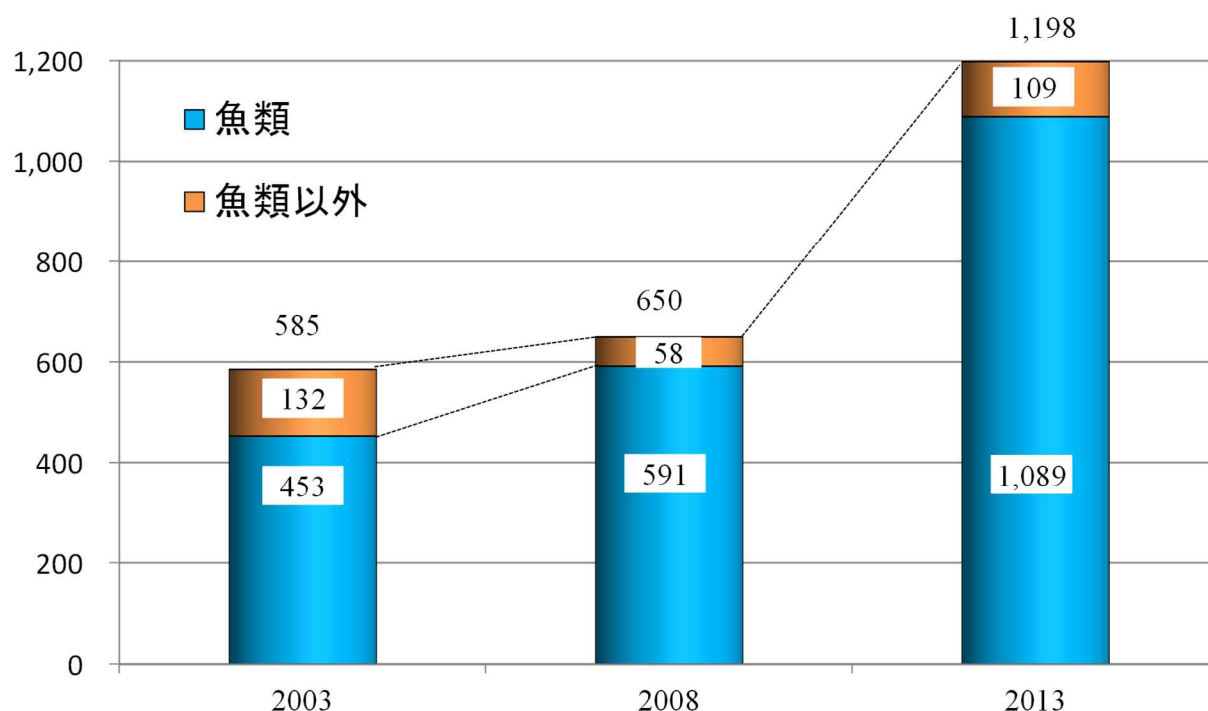


図 2.20. 水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックの経年変化(億円)

(出典) 表 2.4 から表 2.6 のデータを利用し図 2.18 の手順に沿って著者作成

次に、自然資本ストックの地理的分布について紹介する。図 2.21 は、都道府県別の水産資源ストックの分布及び 2003 年度から 2013 年度にかけての変化率を表している。図 2.21 より、北海道、青森県、宮城県、静岡県、三重県で水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックが高い傾向にあることが分かる。一方で、内海に面している大阪府、広島県、岡山県、香川県、熊本県では、自然資本ストックが小さい傾向にあることが見て取れる。また、変化率では秋田県を除く東北地方や北陸地方など東日本で増加傾向にある一方で、西日本では愛媛県や熊本県など自然資本ストックが減少している県が見られた。

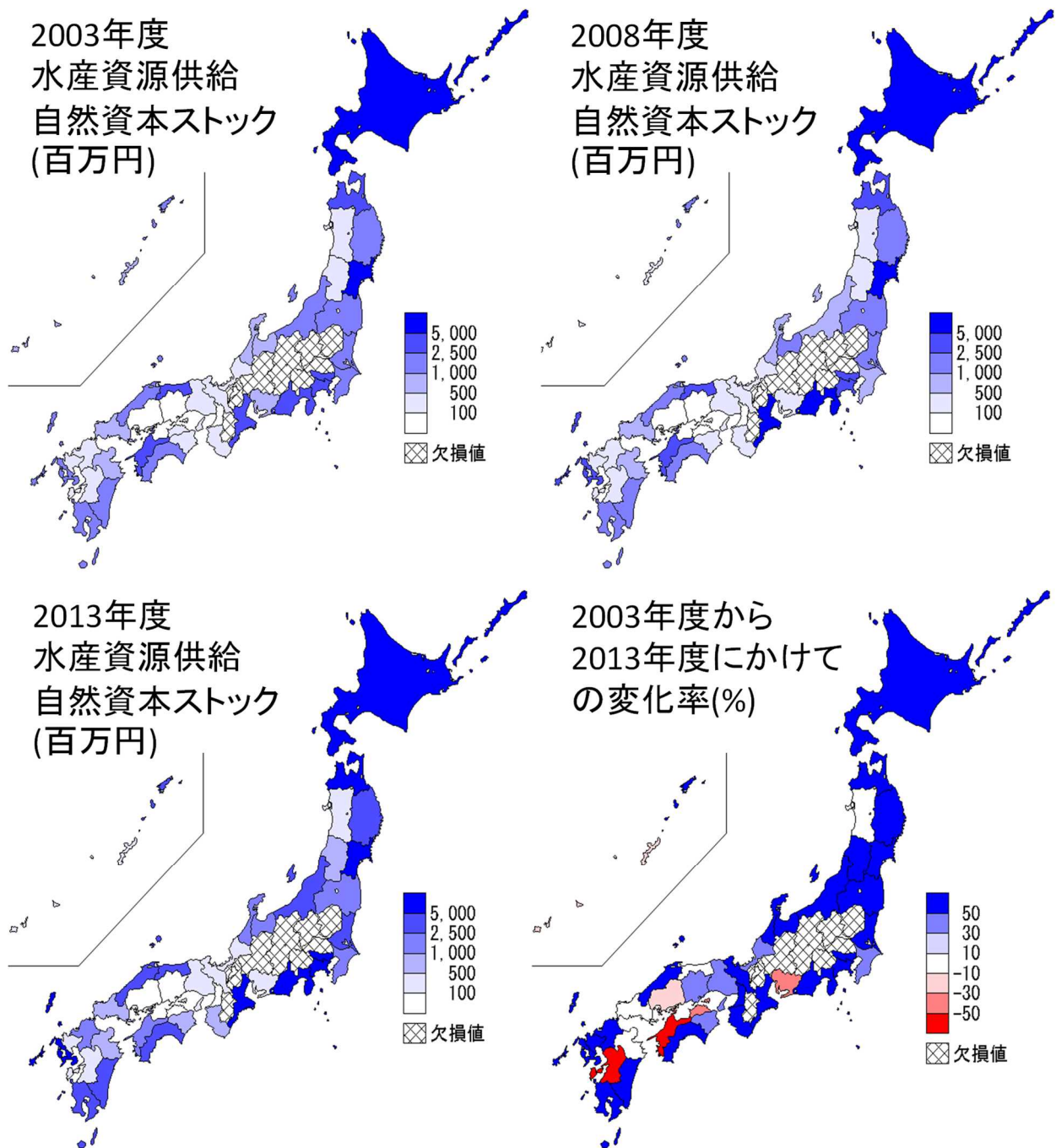


図 2.21. 都道府県別の沿岸生態系サービスの自然資本ストックの経年変化
(出典) 表 2.4 から表 2.6 のデータを利用し図 2.18 の手順に沿って著者作成

最後に、水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックに大きく影響を与えると考えられる「漁業資源の管理」に関する取り組みの経年変化について紹介する。図 2.22 は、各年度における漁業資源の管理を行った組織数を表している。図 2.22 より、年々漁業資源の管理を実施する組織数は 2003 年度の 1,361 組織から 2013 年度の 1,540 組織と 13% の増加を達成していることが分かる。加えて、「漁獲枠設定」、「資源量把握と漁獲枠設定の両方」を実施する組織数が 2003 年度から 2013 年度にかけて、それぞれ 24% 増加しており、漁獲枠設定を通じた漁業資源管理の取り組みが他取り組みに比べて早いスピードで普及していることが分かる。

こうした取り組み強化の理由として、平成 23 年度より水産庁が進める「資源管理・漁業経営安定対策」及び平成 24 年に閣議決定された水産基本計画の変更が挙げられる。これらの対策・計画では、漁業者の資源管理の意識向上や衛星データを活用した違法操業の取り締まり強化など、漁業者が資源管理を実施するインセンティブを高める制度設計を行っており、こうした取り組みが漁業資源管理の強化に寄与していると考えられる。

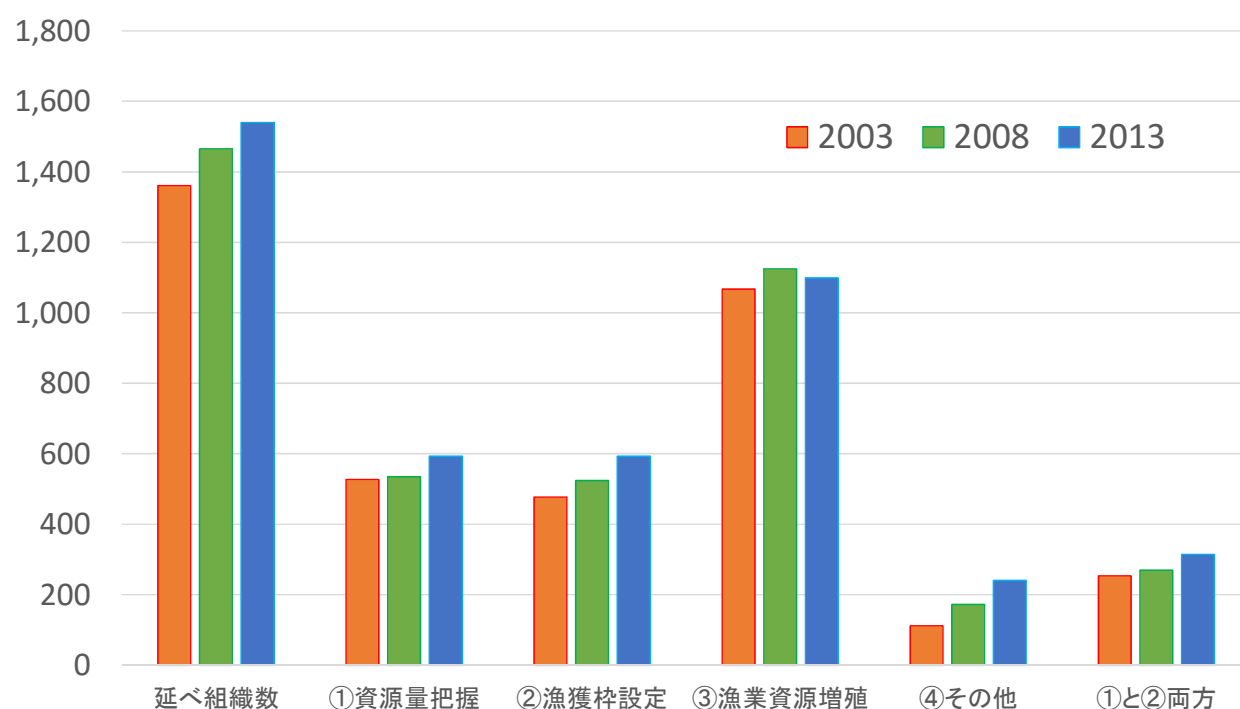


図 2.22 2003 年度、2008 年度、2013 年度における漁業資源の管理を行った組織数

(出典) 2003 年、2008 年、2013 年漁業センサスより著者作成

第3章 生態系サービス資源の価値評価

3.1 平成29年度の成果

平成29年度は、湿地の生態系サービス別（属性別）および都道府県別の評価を行い、生態系サービス勘定体系に価値データとして導入する。そのために、多属性評価を可能にするコンジョイント分析を湿地に対して適用する。

3.1.1 諸外国における湿地資源の経済評価のレビュー

湿地について、本研究においてはラムサール条約の定義を用いているが、一般には厳密な定義はなく先行研究においても湿地の指す対象は必ずしも同一ではないが、土壌、年間のうち一定の期間において水分に覆われる場所として理解されることが多い（Wodward and Wui, 2001を参照）。湿地は重要な生物多様性を有することが多く、環境保護や生物多様性保全において重要である。

これまでの研究で注目されてきた湿地が提供する生態系サービスは表3.1のようにまとめらる。重要な点は、漁業生産や農業生産として補足される供給価値以上に、非市場価値が多くの項目数を占めていることである。環境保護に関しては、洪水や旱魃の緩和、水質の浄化、地下水の補充等といった機能による水供給の安定化などが典型である。また生態系保全に関しては、渡り鳥の中継地としての機能などがよく知られている。

表 3.1: 湿地の生態系サービス

Woodward and Wuil (2001)	TEEB(2010)	Barbier (2011)
地下水の補充(recharge) 地下水の放出(discharge) 水質の制御 養分の保持, 除去, 転換 水生生物の棲息地 陸生生物の棲息地 バイオマス生産と供給 洪水制御と防風の緩和 堆積物の安定化 広範な環境一般	供給機能 食料 水 原材料 遺伝子資源 薬品資源 鑑賞的資源 交通・輸送 調整機能 大気質の制御 気候の制御 極端気象の緩和 水フローの制御 水質浄化 土壌侵食の緩和 土壌形成 受粉 生物的制御 棲息地サポート機能 生物多様性保全 遺伝子資源 栄養循環 文化的機能 美観 レクリエーション, 観光 教育 宗教・芸術 文化遺産	沿岸保全 土壌侵食の制御 洪水防止 水供給 水質浄化 炭素吸収 気候安定 原材料 採集活動 観光, レクリエーション, 教育, 研究 文化, 宗教, 遺贈

出典: Woodward and Wui (2001), TEEB (2010) and Barbier (2011)より作成

こうした研究を踏まえ、これまでに数多くの湿地に対する経済評価研究が行われてきた。本研究では、日本における湿地の属性別評価を行うにあたって、多属性評価環境評価データベース EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) を利用して、先行研究の評価結果をレビューする。

EVRI から 52 の研究による 163 事例が収集された。表 3.2 はその集約である。

表 3.2 湿地の経済評価の先行事例

ID	Author	Year	Wetland Name	Country	Obs
1	Shah et al.	2015	Swat River Valley	Pakistan	1
2	Szerenyi et al.	2001	Szgetkoz wetland	Hungary	1
3	Mahan et al.	2000	Wetland amenities in the Portland, Oregon	United States	1
4	Signorello, G.	1999	Vendicari, Mediterranean wetland	Italy	1
5	Janssen et al.	1999	mangrove forest in Pagbilao	Philippines	3
6	Nunes et al.	2004	Venice Lagoon	Italy	1
7	Turner, R.K.	1991	the Charles River wetlands	United States	1
8	Mallaw aarachchi et al	2001	Herbert River District	Australia	1
9	Oglethorpe et al	2000	Lake Kerkini	Greece	1
10	Farber, S	1996	Wetlands of Louisiana	United States	1
11	Mallaw aarachchi et al	2005	Townsville in Herbert and Brisbane in Sunshine Coast	Australia	3
12	Gren, I-M	1993	Stockholm archipelago	Sweden	1
13	Andersson, A	1994	The Baltic Sea drainage basin	Sweden	1
14	Curtis, I.A	2004	Wet Tropics World Heritage Area	Australia	1
15	Emerton et al	1999	Nakivubo wetland	Uganda	1
16	Sathirathai et al	2001	Ban Tha Po Moo 5 in Tha Thong subdistrict	Thailand	1
17	Kroeger, T	2005	ecosystem in four-county area	United States	6
18	Wells, A. R	2004	Lower Hatchie River Watershed	United States	1
19	Ingraham et al	2008	Wetland in National Wildlife Refuge System	United States	1
21	Brouwer et al	2005	Low-lying, severely flood prone fluvial delta in the sub-district Homna	Bangladesh	1
22	Baskaran et al	2010	Marlborough and Hawke's Bay	New Zealand	1
23	Mmpelwa, G	2006	Okavango Delta	Botswana	2
24	Simoni et al	2011	Yala catchment on the Kenyan segment of Lake Victoria	Kenya	1
25	De Groot et al	2008	Mary River catchment	Australia	2
26	Jane et al	2010	Fynbos Biome wetland	South Africa	1
27	Brenner, J. et al	2010	Coast of Catalan	Spain	13
28	Wilson, S. J	2012	Petticoat and Duffins watersheds	Canada	1
29	Wilson, S. J	2010	British Columbia's Lower Mainland region	Canada	10
31	Holzinger, O	2011	Green Infrastructure in Birmingham and the Black Country	United Kingdom	1
32	Beaumont et al	2010	coastal margin habitat	United Kingdom	2
33	Christie et al	2012	Habitats in England and Wales	United Kingdom	6
34	Trenholm et al	2013	Credit River Watershed	Canada	2
35	MacDonald et al	2010	wetlands in Upper South	Australia	1
36	Austin et al	2012	Muskoka River Watershed and the northern portion of the Black River	Canada	1
37	Morris et al	2011	Humberhead	United Kingdom	4
38	Camacho-Valdez et al	2013	wetlands along Mexico's northwest coast	Mexico	9
39	Ibarra et al	2013	Xochimilco freshwater ecosystem	Mexico	6
40	Ndebele et al	2014	Pekapeka Swamp	New Zealand	2
42	Aburto-Oropeza et al	2008	Mangrove ecosystem services in the Gulf of California	Mexico	1
43	Alatorre-Sánchez, J.R	2008	Coastal wetlands in Mexico	Mexico	5
44	Hovde et al	1994	Alice Wetlands	United States	22
45	Poor, J	1997	Nebraska's Rainwater Basin Wetland Region	United States	1
46	Gren et al	1995	The Danube	Austria	18
47	Roberts et al	1997	Mud Lake	United States	1
48	Bann, C	1997	Koh Sra Lao, Koh Kapik and Lamdam	Cambodia	6
49	Daniel A. Revollo-Fernán	2015	urban wetland in Xochimilco	Mexico	1
50	Siew et al	2015	Paya Indah Wetland	Malaysia	5
51	Felister et al	2014	Kilombero wetlands catchment area	Tanzania	2
52	He et al	2015	Taihu Lake, Binhu district	China	1
53	Sharma et al	2015	Koshi Tappu Wildlife Reserve	Nepal	6

表 3.2 には、アジア、アフリカ、アメリカ、オーストラリア、ヨーロッパの諸国の研究が含まれている。もっとも研究事例が蓄積しているのはアメリカで 35 事例、続いてメキシコの 22 事例、スペインおよびイギリスの 13 事例となっている。多くの研究では支払意思額(WTP)の推定がなされており、ここではまず全体の傾向をみるためのメタ分析を行う。

原論文では、1 年あたり、1 ヘクタールあたりの湿地資源価値として WTP が提供されているので、アメリカの 2011 年の購買力平価を用いて評価貨幣を共通化し、2011 年の CPI を基準にインフレーションを考慮した。さらに、次の仮定をおいて各事例を比較する。

(1) 原論文の WTP を 2011 年の購買力平価に換算し、インフレーションを調整する。

1. 2011 年米国の購買力平価を用いる
2. 2011 年の CPI を 100 と置く
3. 換算された WTP = 原論文の WTP x PPP x CPI で計算する。

(2) 現在価値(PV)について、各年の WTP から求める

4. 1 世代を 30 年としオリジナルの WTP は当該世代に渡って支払われるとする。
5. 割引率 $r = 3\%$ とする。
6. 1 ヘクタールあたりの WTP = PV = $\sum_{t=1}^{30} (\text{Converted WTP}/\text{ha}/\text{year})/(1+r)^{30}$ で計算する。

先行研究で対象とされている湿地は非常に多様であり、もっとも小規模なものは米国のノーム湿地で 1.2ha である一方、もっとも大規模なものは National Wildlife Refuge System の 384,451,360 ha である。また、発展途上国も先進国もデータベースには含まれており、もっとも GNI が低い国はスロバキアであり、1992 年の調査時において 1 人あたり GNI は 918 ドルであった。

評価対象の規模や評価主体の所得は自然資本の経済評価値に大きな影響を与えることは、これまでの本研究においても確かめられていることから、こうした影響について考慮する必要がある。

3.1.2 メタ分析

ここでは、Brander et al (2006) and Barrio and Loueiro (2009)を参考にしたメタ分析をおこなう。被説明変数は湿地に対する WTP であり、説明変数は対象属性 X_e 、評価者の社会経済属性 X_g 、評価手法についての属性 X_s を変数として、次式で表現される。

$$y_i = \alpha + X_{ei} \beta_e + X_{gi} \beta_g + X_{si} \beta_s + \varepsilon_i$$

(1)

ただし、 α は定数項、ベクトル β は各説明変数の係数、 ε は e 誤差項である。表 3.3 は各変数の要約である。

表 3.3 被説明変数と説明変数のリスト

Category	Variables	Variable type	Definition	Obs
Dependent	lnw tp	Ratio	logarithm of WTP per hectare	162
Explanatory				
Socio-economic	lngni	Ratio	logarithm of per capita GNI	163
	lnden	Ratio	logarithm of population density	163
Geographic	latitude	Ratio	latitude (asolute value)	163
	continent	Nominal	America	73
			Europe	48
			Asia	24
			Africa	11
			Australia	7
	strata	Nominal	urban	131
			rural	32
Valuation methods	method	Nominal	CVM	39
			Hedonic pricing	2
			TCM	4
			Replacement cost	19
			Production function	69
			Market prices	30
Wetland type	type	Nominal	Mangrove	16
			Salt/brackish marsh	19
			Fresh marsh	112
			Wood land	7
			Mixed	9
Wetland service	service	Nominal	Flood control	11
			Water supply	8
			Water quality	6
			Habitat and nursery	14
			Hunting	1
			Fishing	4
			Material	3
			Fuelw ood	3
			Amenity	6
			Biodiversity	43
			Mixed	64

社会経済属性としては、GNI の対数値と人口密度の対数値を含んでいる。対象値属性としては、対象地の緯度、位置する大陸、および位置する場所が都市か否かを含んでいる。研究属性としては、各 WTP が評価された際に用いられた手法があり、評価された機能として湿地の生態系サービスは 11 のカテゴリーにわけられる。

推定結果は表 3.4 のように得られた。

表 3.4: 先行研究のメタ分析結果

ln(wtp)	(1)	(2)	(3)	(4)
ln(gni)	1.004 ***	1.022 ***	1.055 ***	1.080 ***
ln(density)	0.489 **	0.407 *	0.482 **	0.430 *
latitude (absolute)	-0.035	-0.024	-0.032	-0.019
continent (America)				
Europe	-0.553	-0.124	-0.548	-0.237
Asia	-0.967	-0.435	-0.565	0.033
Africa	1.037	1.245	0.760	1.022
Australia	-1.254	-0.754	-1.331	-0.584
urban	0.483	0.412	0.475	0.383
valuation methods (CVM)				
Hedonic pricing	-3.350 *	-3.512 **	-3.900	-3.953 *
TCM	-0.464	-0.385	-0.359	-0.198
Replacement cost	1.808 **	2.076 ***	2.027 ***	2.357 ***
Production function	0.524	0.748	0.628	0.903
Market prices	0.768	-0.067	0.882	0.145
wetland type (Mangrove)				
Salt/brackish marsh		-1.090		-1.109
Fresh marsh		-1.133		-1.454 *
wood land		0.058		-0.245
Mixed		1.259		1.354
Wetland service (Flood control)				
Water supply			0.447	0.229
Water quality			-0.483	-0.969
Habitat and nursery			0.830	0.708
Hunting			1.947 **	0.620
Fishing			-0.219	-0.764
Material			2.770	2.126
Fuelwood			-1.457	-2.134 **
Amenity			1.883 *	1.763
Biodiversity			0.747	0.830
Mixed			0.444	0.481
constant	-1.827	-1.414	-3.069	-2.676
Observation number	163	163	163	163
R-Square	0.294	0.327	0.354	0.394

Note: *, **, *** means statistically significant at 10%, 5% and 1%, respectively
variables in brackets () are referenced variables

表 3.4 では多重共線性を考慮しつつ、係数の安定性と各説明変数の相対的重要性を評価するために、4つの推定モデルを示している。モデル 1 は社会属性、対象属性、研究属性が WTP に与える影響を分析している。モデル 2 と 3 は湿地タイプと湿地の生態系サービスの影響をそれぞれ分析している。モデル 4 はフルモデルである。

社会経済属性について、GNI の対数値(ln gni)は湿地の評価値 (WTP) に対して有意に正の影響を与えており、GNI の 1%の増加は、湿地の評価を 1.004~1.080%ほど高めることを示唆する。また、人口密度の対数値 (ln density) 湿地の価値評価に正の影響をあたえることを示し、人口密度の 10%の増加

は湿地の評価値を 4.07～4.89%高めることを示唆する。

こうした社会経済属性に対して、本分析では対象属性は WTP に与える影響が観察されなかった。また、研究属性ではヘドニック価格法、代替法、および限界評価法といった評価手法が評価値に影響していた。CVM に対して、ヘドニック価格法は下方評価値を、代替法は上方評価値を与える傾向にある。生態系サービスについては、木材供給は洪水防止といった機能に比べて低く評価されている。また、レクリエーション（狩猟）やアメニティ供給は高く評価されていることもわかる。

しかしながら、こうしたメタ分析の結果からではそれぞれの生態系サービスについての評価値について詳細な情報は得られなかった。そこで、平成 28 年度に行った原単位評価に加えて、属性別評価をする際には、多属性評価を志向するコンジョイント分析の利用が考えられる。

3.1.3 日本における湿地の多属性評価

多属性評価に対応するコンジョイント分析の利点をまとめると、次のような点があげられる。

- (1) 広範な対象について評価ができる。
- (2) 非利用価値を評価できる。
- (3) 多属性を有する環境について、属性ごとの評価ができる。

ただし、コンジョイント分析で評価される WTP は余剰価値であって、SEEA-EEA が準拠する交換価値とは異なる点に注意が必要である。本分析によって得られる評価値は、本研究で提示する生態系勘定表において、余剰価値表における生態系サービスごとの価値にかんする情報に相当する。

コンジョイント分析では、アンケートによる質問をおこなう。その際に、回答者の情報処理能力には限界があり、適切な情報量で提示を行わないと回答者は適切な回答ができなくなることが明らかにされている。特に、Miller (1956) の指摘以来、多属性を評価できるコンジョイント分析とはいえ、多すぎる属性を評価対象にすると認知的負荷が大きすぎて適切に評価できないことが指摘されており（栗山 1999）、6 属性以内に抑えることが推奨されている。そこで湿地のもつ生態系サービスには、平成 25 年度の環境省による湿地に関する調査結果発表（環境省 2015）を参考に次の 6 属性を想定した。

- | |
|----------------------|
| 1 水質浄化機能（質素吸収） |
| 2 生態系保全機能 |
| 3 内水面漁獲量 |
| 4 レクリエーション機能 |
| 5 地球温暖化防止機能（二酸化炭素吸収） |
| 6 年間負担額 |

図 3.1 コンジョイント分析で想定した湿地属性

それぞれの属性について、評価に必要な最小限の認識を共有するために、次のような説明を加えてい

る。

1. 水質浄化機能：植物体や微生物が、土壌や流水中に含まれる栄養塩（窒素やリン等）を吸収・分解することで水質を浄化する機能
2. 生態系保全機能：多くの野生動物（渡り鳥、水生生物、湿性植物など）に、健全な生息・生育環境を提供する機能
3. 内水面漁獲量：魚類や貝類、海藻類などの水産資源を提供する機能（海面漁業(海で行う漁業)漁獲量は含まない）
4. レクリエーション機能：観光やレクリエーション（動植物の採集、バードウォッチング、散策、潮干狩りなど）の機会を人々に提供する機能
5. 地球温暖化防止機能：保水や二酸化炭素貯蔵の働きにより、湿地が気象変化を緩和する機能

なお、これらの質問のあとに、現時点での認識の度合いや、重要性についての質問を行い、データとして入手するとともにコンジョイント分析の質問に答える用意を促した。

コンジョイント分析ではこれらの属性からプロファイルを作成し、それに対する回答データから各属性のウェイトを推定する。各属性について水準を組み合わせることでプロファイルは作成される。本研究で想定した水準は表 3.5 のとおりである。

表 3.5 湿地のプロファイル作成における水準

属性	水準1	水準2	水準3	水準4	水準5
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
水質浄化機能(窒素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
生態系保全機能	湿地の生物の種数が現状の75%になる (25%減少)	湿地の生物の種数は変わらない	湿地の生物の種数が125%になる (25%増加)	湿地の生物の種数が150%になる (50%増加)	
レクリエーション機能	森林のレクリエーション可能面積が現状の75%になる (25%減少)	森林のレクリエーション可能面積は変わらない	森林のレクリエーション可能面積が現状の125%になる (25%増加)	森林のレクリエーション可能面積が現状の150%になる (50%増加)	
内水面漁獲量	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状125% (25%増加)	現状の150% (50%増加)	
1年あたりの負担金	1,000円	2,000円	5,000円	10,000円	20,000円

各水準を直交計画法にもとづいて組み合わせ、プロファイルを作成することで、最小の観察で効率良い推定が行えるようになる。直交計画の結果、25通りのプロファイルが作成された。しかし、一人あたり25問の質問は多すぎるため、5バージョンに分割し、一人あたり5回の繰り返し質問数とした。この回数は、先行研究では8回ほどの繰り返し質問が多く実行されていることを考えると、十分に回答可能な範囲である。

こうして組み合わされたプロファイルからなる選択質問例として図 3.2 に示す。この繰り返し質問

に対する回答を次節で述べるロジットモデルによって分析することで各属性のウェイトを推定する。

このページは見本です。
 回答は次のページから始まります。

	整備案1	整備案2	整備案3		
地球温暖化防止機能 (二酸化炭素吸収)	現状より25%減少	現状を維持	現状より25%増加	この中からは選ばない	追加的な 政策自体 必要ない
水質浄化機能 (窒素吸収)	現状より25%減少	現状より25%増加	現状を維持		
生態系保全機能	湿地の生物の種類が 25%減少	湿地の生物の種類が 25%増加	湿地の生物の種類が 25%減少		
レクリエーション機能	レクリエーション可能面積は 変わらない	レクリエーション可能面積が 50%増加	レクリエーション可能面積が 25%減少		
内水圏養魚	現状より25%増加	現状を維持	現状より20%減少		
年あたりの負担金 (家計あたり)	2,000円	20,000円	5,000円		
	整備案1	整備案2	整備案3		
	↓	↓	↓	↓	↓
	☐	☐	☐	☐	☐

図 3.2 コンジョイント分析質問例

3.1.3.1 推定モデル

コンジョイント分析は効用理論と整合的なかたちで定式化することができるため、支払い意思額の推定に利用される。効用関数(3-1)式を仮定する。

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (3-1)$$

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、 V_{in} は提示されたプロファイルからの観察可能な効用の確定項とする。 ε_{in} は誤差項であり、条件付きロジットモデルで解析する場合は第一種極値分布(EV1)を想定する。

選択型コンジョイント分析は、幾つかの選択肢集合の中から、最もよいと思った選択肢を1つだけ選択することを要求するものである。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、(3-2)式のように表現できる。

$$P_{in} = \text{prob}(U_{in} > U_{jn}, \text{for all } j \in C_n) \quad (3-2)$$

(3-1)式を代入して変形すれば、次のようになる。

$$\begin{aligned} P_{in} &= \text{prob}(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \text{for all } j \in C_n) \\ &= \text{prob}(V_{in} - V_{jn} < \varepsilon_{jn} - \varepsilon_{in}, \text{for all } j \in C_n) \end{aligned} \quad (3-3)$$

McFadden (1974)により条件付きロジットモデルは次のように定式化されることが示されている。

$$P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_j \exp(V_{jn})} \quad (3-4)$$

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。

3.1.3.2 推定結果

まず、全国のデータをプールし、コンジョイント分析を行う。推計に用いたサンプルサイズは 3,209 である。ただし、一人あたり 5 回の繰り返し部分プロフィール選択質問を行っているために、解析に使われたデータは 16,045 の選択データである。

表 3.6 湿地資源の属性別評価結果（全国データ）

	Estimates	Std.Err.	Est./s.e.	Prob.
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	0.008679	0.00041	21.15	0
水質浄化機能(窒素吸収)	0.006707	0.000319	21.01	0
生態系保全機能	0.008039	0.00036	22.33	0
レクリエーション機能	0.003687	0.0003	12.3	0
内水面漁獲量	0.003366	0.000324	10.39	0
1年あたりの負担金	-9.6E-05	3.32E-06	-28.95	0
No choiceダミー	2.765221	0.045297	61.05	0
Number of obs.	16045			
Log Likelihood	-21301.184			

評価対象である 6 つの属性についてすべて有意かつ理論的整合的な係数が推定された。
この結果から、各属性への支払い意思額（限界 WTP）は次のように計算される。

表 3.7 各属性に対する限界意思額（全国データ、単位：円）

Attribute		MWTP
1	地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	90.2
2	水質浄化機能(窒素吸収)	69.7
3	生態系保全機能	83.6
4	レクリエーション機能	38.3
5	内水面漁獲量	35.0

表 3.7 の結果が示すように、交換価値として現れる内水面漁業やレクリエーション機能よりも、湿

地のもつ価値としては地球温暖化防止、生態系保全、水質浄化といった非市場価値が高く評価されていることがわかる。このことから、森林資源と同様に、湿地資源も交換価値か余剰価値かという価値基準の選択が生態系サービス評価に大きな差異をもたらすことがわかる。

この評価値は、湿地資源のもつ各属性について、1%の機能増加がもたらす貨幣評価額であることに注意されたい。すなわち、現在享受している原単位あたりの評価額を前提として、その評価額を構成する各属性のウェイトを表すものであると考えることができる。森林資源の場合と同様に、このウェイトを用いて生態系フレームワークにおける生態系サービスごとの評価値の算出を行う。

次に、本研究では国内における地域差を考慮した推定を行う。そのために、データを地域別に分けて推定し、それぞれの地域におけるウェイトを算出する。各地域別に推定された MWTP 係数を表 3.8 にまとめる。

表 3.8 湿地の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東北	南関東	北関東・甲信越	北陸	東海	近畿	中国・四国	九州
地球温暖化防止機能(二酸化炭素吸収)	68.6	91.4	143.5	102.6	109.2	84.4	79.7	84.3
水質浄化機能(窒素吸収)	66.8	74.6	92.8	79.1	70.3	55.7	82.8	58.1
生態系保全機能	83.8	91.1	70.8	127.8	75.6	77.4	83.8	73.3
レクリエーション機能	40.7	50.5	29.5	26.6	18.8	25.3	43.6	46.4
内水面漁獲量	27.7	41.0	16.9	12.2	40.5	36.0	23.0	40.5
Number of obs.	339	1076	129	111	405	542	265	342
Log Likelihood	-2210.198	-7217.768	-859.300	-732.358	-2672.443	-3581.379	-1730.195	-2252.779

なお、表 3.8 における各地域に含まれる都道府県は、表 3.9 のとおりである。

表 3.9 各地域の含む都道府県

北海道・東北	北海道	青森	岩手	宮城	秋田	山形	福島
南関東	埼玉	千葉	東京	神奈川			
北関東・甲信	茨城	栃木	群馬	山梨	長野		
北陸	新潟	富山	石川	福井			
東海	岐阜	静岡	愛知	三重			
近畿	滋賀	京都	大阪	兵庫	奈良	和歌山	
中国・四国	鳥取	島根	岡山	広島	山口	徳島	香川
九州	福岡	佐賀	長崎	熊本	大分	宮崎	鹿児島
							沖縄

表 3.8 が示すとおり、各地域によって属性ごとの評価に差異があることがわかる。地球温暖化防止機能は関東、東海、近畿といった大都市が多いエリアで高い評価値を示している。生態系保全機能は、北陸、北海道・東北、中国・四国といった大都市が比較的少ないエリアで高い評価値を示している。レクリエーション機能は北海道・東北、南関東、中国・四国、九州で評価が高かった。

本研究で提供する生態系勘定は都道府県別であるため、各ブロックに属する都道府県は同一のウェイトを取るようになる。都道府県別の推定も、原理的には可能であるのだが、サンプルサイズの問題などから良好な推定結果は得られなかった。しかしながら、湿地資源の特性や社会経済特性は地域ブロックのなかで大きな相違はないと考えられることから、地域ブロック内の都道府県は共通の傾向を

持つと考える。この点については、次節の森林の属性別推定についても同様である。

3.1.4 森林の地域別推定（平成 28 年度報告書への補論）

昨年度は森林資源の生態系サービスごとの評価を行ったが、地域別に推定に至っていなかった。本年度はそれを補うため、本年度、湿地について分析した地域ブロックと合わせた、地域別推定を行った。その結果は表 3.10 に示される。

表 3.10 森林の各属性に対する限界支払意思額（各地域、単位：円）

	北海道・東	南関東	北関東・甲	北陸	東海	近畿	中国	四国	中国・四国	九州
水資源を蓄える働き	32.2	48.2	31.3	40.1	38.2	38.6	38.6	42.2	36.7	37.5
山崩れや洪水などの災害を防止する働き	33.8	47.3	39.7	34.0	38.7	40.9	40.9	30.2	34.2	41.1
二酸化炭素を吸収し、地球温暖化防止に貢献する働き	33.3	46.9	42.1	32.7	37.6	37.7	37.7	43.0	39.6	35.6
野生動植物の生息の場を与え、生態系を保全する働き	23.4	36.6	31.4	25.6	29.8	30.7	30.7	14.9	24.4	34.5
木材を生産する働き	20.7	31.4	26.4	27.4	22.9	28.5	28.5	26.7	27.8	25.1
観光や、登山やハイキングなどの場を提供する働き	17.0	24.0	19.5	23.0	22.8	27.0	27.0	-3.4	12.8	23.9

本研究で提供する生態系勘定は都道府県別であるため、各ブロックに属する都道府県は同一のウェイトを取ることになる。

3.1.5 まとめ

本章は生態系勘定体系における価値情報を提供することを目的としている。昨年度までに、森林資源の原単位価値（ha あたり価値）および生態系サービスごとの価値（属性別価値）の推定、および湿地資源の原単位価値（ha あたり価値）の推定が完了している。本年度は、湿地に関する生態系サービスごとの価値の推定を行うとともに、生態系サービスごとの評価を地理的・社会経済的特徴を表すために地域ごとに推定した。

これにより、日本における生態系勘定を構築する上で重要な生態系資源である森林と湿地について、原単位価値と属性別価値の両方が揃うこととなった。次章において、第 1 章で議論した勘定フレームワークに導入していくと同時に、量的情報とあわせて、森林と湿地についての生態系のストック勘定を完成させる。

3.2 3 年間の研究を通じて得られた成果

3.2.1 環境の経済的価値

生態系ストックや生態系サービスは、典型的な「市場価格を持たない価値物」（植田 1996）である。こうした自然資本の持つ非市場的価値を評価するために、環境の経済評価手法が開発されてきた。環境の経済評価手法は、非市場的な価値を含めて環境・資源・生態系のもつ価値は貨幣単位という一元化された尺度で計測しようとするものである。したがって、我が国における生態系サービスを勘定体系の枠組みで評価するという本研究課題の目的に沿った分析手法である。

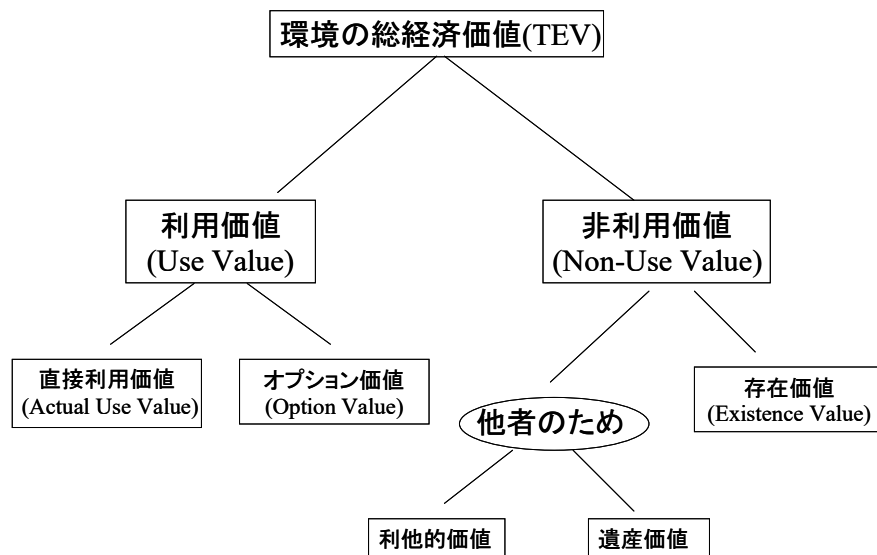
しかしながら環境の経済評価手法は万能ではなく、方法論的な克服すべき問題点が多く提起されている。環境の経済評価手法を適用した事例研究はこの数十年で非常に多く蓄積が進んでいる一方で、必ずしもすべてが生態系勘定として利用可能な評価地を提供しているかについては留保される。そこで本章では、環境の経済評価手法の理論的背景と、その実践的目的を明確にしたうえで、生態系サービス評価に応用するための条件や実践を提案する。

非市場価値をもつ生態系サービスは、市場においては不当に低く評価されているため開発における意思決定において常に破壊の圧力にさらされる。生態系サービスをふくめて、環境評価手法が評価対象とする価値は、Turner et al.(1994)により一般的に次のように定められている。

総経済価値(TEV; Total Economic Value)

=利用価値(Use value)+非利用価値(Non-use value)

利用価値には、実際に利用して得られる価値(Actual use value; 直接利用価値)のほかに、将来の利用のために保持する価値(Option Value; オプション価値)がある。非利用価値とは、その環境を全く利用しないにもかかわらず、それに価値があると感じるときに認められるものである。なかでも、それが消失することを「損失」と感じる場合に認められるのが存在価値と呼ばれるものである。また、自分は利用しないが、他人のために在ったほうがよいと感じる場合、利他的価値(その他者が同世代の場合)ないし遺贈価値(将来世代の場合)と呼ばれる。これらは、図 3.3 のようにまとめられる。



< Bateman et al.(2002)から作成 >

図 3.3 環境経済価値の分類

このように、環境は多面的な諸価値を有しており、それらのすべてが取引される性質のものとは限らない。このために、市場価格(=利用のためのコスト)は、社会的価値ないしは福祉を反映したものである計算価格から下方に乖離し、その結果、環境の過剰利用が発生するのである。

したがって、生態系勘定における自然資本ストック評価において市場価値ベースで評価付けを行っていくと、深刻な過小評価につながりかねない。たとえば、世界銀行の World Development Indicators(WDI)などでは、森林資源の価値評価において木材価格と伐採費用に基づく市場レントを用いている。これは図 3.3 における直接利用価値に相当するものであるが、その他の価値を反映しているものとはいえない。これは森林資源の過小評価である。したがって、WDI データベースが提供する森林資源評価をそのまま生態系勘定に取り入れることはできない。改めて評価のプロセスを取る必要がある。

その際によってたつ理論的バックグラウンドは、効用理論に求められる。すなわち、消費者余剰による測定である。消費者余剰には、マーシャルの消費者余剰とヒックスの消費者余剰があるが、環境評価では一般にヒックス余剰に基づいた評価がなされる。それは、マーシャルの余剰には価格変化の順序(経路)に依存して消費者余剰の値が変化してしまうという経路従属性の問題があるからである(Johansson 1987)。

ヒックス余剰は、変化する対象と効用水準の参照点の置き方によって4つに分類される(Hicks 1943)。変化する対象が価格の場合、参照点に変化前ならば補償変分(CV; Compensating Variation)、参照点に変化後ならば等価変分(EV; Equivalent Variation)と呼ばれる。また、変化する対象が物量の場合、参照点に変化前ならば補償余剰(CS; Compensating Surplus)、参照点に変化後ならば等価余剰(ES; Equivalent Surplus)である。

環境評価の文脈で定式化するならば次のようになる(栗山 1998, Flores 2003)。 p を市場財の価格(ベクトル)、 Q を環境財(質)、 y を所得とし、間接効用関数を $V(\cdot)$ 、添え字 0 を変化前、1 を変化後、とすると、

$$V(p^0, Q^0, Y^0) = V(p^1, Q^0, Y - CV) = U^0 \quad (1)$$

$$V(p^0, Q^0, Y + EV) = V(p^1, Q^0, Y) = U^1 \quad (2)$$

$$V(p, Q^0, Y) = V(p, Q^1, Y - CS) = U^0 \quad (3)$$

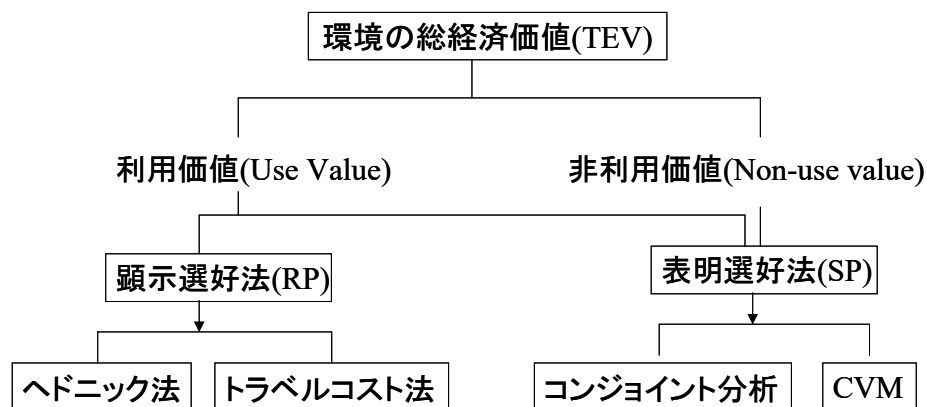
$$V(p, Q^0, Y + ES) = V(p, Q^1, Y) = U^1 \quad (4)$$

(1)式が CV、(2)式が EV、(3)式が CS、(4)式が ES を、それぞれ定義している。通常、環境評価は、環境質 Q の変化を測定することを目的とするため、(3)式あるいは(4)式が用いられることが多い。一般に、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「改善」である場合、CS は環境を改善させるための支払意思額(WTP; Willingness to Pay)、ES は環境改善をあきらめることの受入意思額(WTA; Willingness to Accept)と呼ばれる。また、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「悪化」の場合は、CS が WTA、ES が WTP となる。CS と ES のどちらの厚生測度を用いるかは、環境に対する権利の所在に依存するが(鷲田 1999)、NOAA パネルなどで一般に推奨されている生態系価値の評価枠組みは、WTP に基づくものである。

3.2.2 環境の経済評価の手法

前小節で概観したとおり、経済理論の枠組みにもとづいて生態系サービスを評価するためには、利用価値だけでなく非利用価値を合わせて WTP を測定することにある。そのために利用可能な環境評価手法としては、表明選好法が適用可能である。図 3.4 が示す通り、環境の経済評価手法には表明選

好法だけでなく顕示選好法もある。しかしながら顕示選好法は、レクリエーション価値など生態系サービスの重要な要素を評価することができる一方で、存在価値などの評価対象を測れない性質が指摘されているため、我が国においても顕示選好法で生態系サービス源の評価が蓄積しているが、その評価値を生態系勘定で用いる際には注意を要する。



出典 Bateman et al.(2002)から作成

図 3.4 評価のアプローチと評価する価値

それに対して表明選好法は、生態系サービスの幅広い価値を測定することが可能である。表明選好法には仮想評価法（CVM; Contingent Valuation Method）やコンジョイント分析がある。これらは環境評価手法として、とりわけ発展の目覚ましい手法である。CVM の歴史は比較的早く、Ciriacy-Wantrup(1947)がその概念を最初に提案したと言われている。また、CVM の手続きを体系的にまとめた Mitchell and Carson(1989)によれば、CVM を用いた最初の実証研究は Davis(1963)であると言われている。

CVM は生態系の価値を経済的に評価する要請（1989 年のエクソン=バルディーズ号事件およびオハイオ裁判）を受けて開発された。エクソン=バルディーズ号事件は、アラスカ沖で座礁したエクソン社のバルディーズ号から大量の原油が流出し、深刻な海水汚濁や沿岸レクリエーション地の破壊などをもたらした事件であり、その損害賠償額を算定するにあたり、非利用価値を含めるか否かで大論争を引き起こしたものであった。オハイオ裁判は、スーパーファンド法における損害評価の手続きに関する内務省のルールを巡って、オハイオ州政府および環境保護団体と産業界側とが争った裁判であり、評価対象を非利用価値まで範囲を広げるとともに CVM 適用の妥当性を判決として下したものである。これはバルディーズ号事件の 4 ヶ月後のことであった。その後、1993 年にアメリカ商務省国家海洋大気管理局（NOAA; National Oceanic and Atmospheric Administration）によって CVM の有効性を認める結論が出され、非利用価値の認知がさらに進んだ。1989 年からのこれら一連の事件を経て、非利用価値を推定する手法として表明選好法が大きく発展するに至った背景がある。これをうけて、その後の生態系サービス評価を目指したミレニアム生態系評価や TEEB 報告書などの大型研究プロジェクトでも、かならず注目される手法となっており、本研究プロジェクトにおいても重要な手法と位置づけられる。

CVMの最大の欠点は、様々な評価バイアスが入り込む余地があることにある⁸。従って、CVM研究の主要な課題は、いかにしてバイアスを最小に抑えるか、という点であった。そのために、調査票の作成や回答方式の工夫などに研究の力点が置かれている。逆に言えば、調査計画の策定や調査票作成において問題が含まれている場合、その評価値の利用可能性は非常に損なわれてしまうことになる。こうした観点から、既存の評価研究を概観することが本サブテーマの課題でもある。

CVMは、調査票における回答方法によって解析モデルが異なり、大きく分けて、自由回答型、付け値ゲーム型、支払カード型、二肢選択型がある。どのタイプを用いるかによって、支払意思額の推定値が異なることがあるため、その選択は重要である。Welsh and Poe(1998)では、自由回答型、支払カード型、二肢選択型のそれぞれでの評価値を推定し比較した。その結果、それぞれ、\$54、\$37、\$98という結果を示し、およそ165%程度の乖離率を示した。Ready et al.(2001)も同様に、支払カード型で低い評価値を示した。こうしたことから、しばしば大きくなりがちな非利用価値の推定にたいして「控えめな推定」(NOAA パネル)を行いつつ、マクロ規模での調査のために汎用性のある生態系サービス評価を行うためには、支払カード型は有力な手法の一つである。CVMの詳細な解説文献はかなりの蓄積が進んでいるため、どのような手順を踏んだCVMサーベイ調査が利用性が高いかについての判断材料となる(Mitchell and Carson(1989)、Bjornstad and Kahn(1996)、Bateman and Willis(1999)、Bateman et al.(2002)、Champ et al.(2003)、Haab and McConnell (2002)、Nocera(2003)、Herriges and Kling(1999)、Alberini and Kahn (2006)、Wilis and Garrod (2012)、栗山(1997,1998)、鷺田(1999)、鷺田他(1999)、柘植他(2011))。

また、マクロ的な原単位価値だけでなく、質的な要素をより詳細に価値付ける際にはコンジョイント分析の利用が考えられる。コンジョイント分析の利点は下記のような点があり、生態系勘定で質的な要因を考慮する際には有用である。

- (1) 広範な対象について評価ができる。
- (2) 非利用価値を評価できる。
- (3) 多属性を有する環境について、属性ごとの評価ができる。

(1)、(2)は顕示選好法と比較して、(3)はCVMと比較して、コンジョイント分析の特徴が明らかとなるであろう。環境は本質的に多属性性を有するものが多く、環境にインパクトを与える政策プロジェクトについて、属性ごとに評価されるべきケースが多い。そのときに(3)多属性評価が可能なコンジョイント分析が注目されることになる。また、コンジョイント分析のなかでは、選択型実験と呼ばれる手法が優れていることが近年の研究で明らかとされてきており、日本版生態系勘定として生態系サービス源の質をより詳細に把握・評価する際には有力な手法である。

3.2.3 生態系サービス勘定に応用可能な環境の経済評価手法

生態系サービスを評価するにあたって、環境評価手法がどの価値を測定対象にしているか、そしてどのように評価しているかによって、生態系勘定に応用可能かどうか判断される。ここでは、評価手法、評価主体単位、評価の時間的単位、評価の空間的単位の観点を提起する。その後、今年度の

⁸ 様々なバイアスについては、Mitchell and Carson (1989)や栗山(1998)にまとめられている。

生態系サービス源としての森林資源を測定するこれまでの評価事例を概観する。

3.2.3.1 評価手法

前節でみたとおり、いずれの手法を採用するかによって評価対象と評価結果は異なる。生態系勘定として評価結果を集約する際には、こうした手法の差異を考慮してまとめていく必要がある。

- (1) 置換法（特定の生態系サービスに着目して、その機能を人工物で代替するために掛かる費用から推定）
- (2) 家計生産法（生態系サービス保全のための家計支出から推定）
- (3) ヘドニック価格法（生態系サービスが地価や不動産価格に与える影響から推定）
- (4) トラベルコスト法（生態系サービスが訪問行動に与える影響から推定）
- (5) 仮想評価法（アンケート調査により生態系サービスに対する支払意志額から推定）
- (6) コンジョイント分析（アンケート調査により生態系サービスに対する支払意志額を、生態系の属性ごとに推定）
- (7) 市場価格・レント（市場取引される生態系サービスを、その交換価格から推定）

3.2.3.2 評価の主体

生態系サービス評価については、評価主体の単位についても注意が必要である。これまでの評価事例では次のようなものがある

- (1) 国家・自治体単位で評価して公共部門の支出として生態系サービスを評価。国民経済計算、県民経済計算、産業連環などのマクロデータから推計するため、評価主体は国あるいは県全体となる。
- (2) 世帯・家計に着目したもの。家計生産法や世帯単位での支払意志額を推計した場合に、評価主体は世帯となる。
- (3) 個人に着目したもの。支払意志額を個人一人あたりで算出したもの。

こうした評価主体の取り方は、生態系勘定として利用する際に非常に重要である。従来の評価事例は次節で精査するが、国全体（あるいは県全体）に当てはめて考える時、支払意志額に世帯数を乗じる場合(2)と、人口を乗じる場合(3)では、かなり大きな差異が発生する。たとえば表明選好法などで支払意志額を測定する場合に、分析枠組みにおいて評価の主体があいまいな場合、そうした影響が生態系勘定では評価結果に重要な影響を与える。こうしたことから、生態系勘定に応用可能な評価手法を精査する場合には、評価主体の取り扱いは慎重な配慮を要する。

3.2.3.3 評価の時間的単位

評価の時間的単位として、大きく分けて次の2つがある。

- (1) 一回の評価値として評価する。例えば CVM の支払意思額の調査で一回だけの支払として分析されており、その後の支払は求められないようなシナリオでの評価。
- (2) 毎年の負担額として評価する。例えば CVM の支払意思額の調査で税あるいは基金等による毎年の支払としての評価。あるいは国民経済計算、県民経済計算、産業連環などによる毎年の生

態系サービスフローとしての評価。

こうした違いも、生態系勘定の評価値として集約する場合には配慮を要する。生態系勘定のフレームワークに合わせて、ワンショットの評価値(1)として評価すべきか、国民経済計算のように毎年の価値(2)として評価すべきかを統一する必要がある。経済理論における合理性の仮定によれば、将来割引などの考慮によって (1)と(2)は変換可能ではあるが、合理性の仮定はかなり強い仮定であり、評価手法における時間単位のもの選択によって評価値は左右されることを踏まえておいたほうがよい。

3.2.3.4 評価の空間的単位

最後に、評価値が評価対象の空間的広さを考慮しているか、また便益の波及範囲をどの程度想定しているかについても考慮する必要がある。前者はスコープ無反応性という環境の経済評価手法の問題に関わる。スコープ無反応性は、Kahneman et al. (2000)らによって環境の経済評価手法への批判として指摘された性質であり、2000羽の渡り鳥保護と2,000,000羽の渡り鳥保護に対するWTPに差異がなかったという実験結果とともに示されたものである。こうした問題は他の生態系の価値評価にも応用可能であり、森林評価の場合も保全対象の空間的単位を無視して評価してしまう場合、国全体あるいは県レベルで森林面積等を乗じて評価することが不可能となる。

したがって、生態系勘定に応用可能な評価手法として、空間的単位の取扱いが適切かどうかについて慎重な配慮が求められる。

3.2.4 評価値の妥当性

生態系勘定への応用可能性を検討する際に、生態系サービス評価値の妥当性を検証することは重要なステップである。評価結果の妥当性について、特に表明選好法における検証点として Mitchell and Carson(1989)や Bateman et al.(2002)では、趣意妥当性(Content Validity)、基準関連妥当性(Criterion Validity)、構成概念妥当性(Construct Validity)の観点から検討することを推奨している。構成概念妥当性は、収束妥当性(Convergent Validity)と理論的妥当性(Theoretical Validity)に分けられる。

趣意妥当性とは、もともとの調査の意図を妥当とするかということであり、これは最終的には調査者の主観的判断に基づくことになるが、専門家やフォーカスグループとの間で議論すべき項目であるといえる。基準関連妥当性は、実際の市場データと比較して、評価値が妥当な値であるかを検討するものであり、同一対象を扱う顕示選好法の結果と比較することでチェックされる。実際には多くの研究で表明選好法と顕示選好法とで評価値が乖離することが確認されている(Carson et al.(1996), Carlsson and Martinsson(2001))。しかし、そもそもの問題として表明選好法は、現実市場データがないために開発された手法であり、これをチェックすることはしばしば不可能である。竹内(1998)が述べるとおり、もともと市場価格のないものへ市場価格をつける試みであるため、それが正しい値かどうかは決定できないのであり、全般的な評価研究の蓄積に依存するのである。

収束妥当性は、他の手法による評価の結果と比較することで確認され、環境評価研究の場合は、CVMとコンジョイント分析という二つのことなる表明選好法の比較対照により検討できる。つまり、同じ対象を測るならば同じ額で評価されねばならない(Stevens et al. 2000)ということである。Roe et

al.(1997) では、分析対象や、分析の意図および目的に応じて CVM とコンジョイント分析を使い分けることが最も望ましいとしているが、生態系勘定においても国単位・県単位での評価を目指すためにはシンプルな CVM で、そして質的要因を詳細に評価するためにはコンジョイント分析の利用が考えられる。

最後に、理論的妥当性については、社会経済的属性の係数符号のように経済理論による予測と一致しているかをチェックすることにより確認されるものであり、一般に学術研究として報告されている評価研究は理論的な検討が踏まえられているものがほとんどである。

妥当性ととも検討されるべきは、評価値の信頼性(Reliability)である。多くの場合、信頼性とは再現可能性(replicability)の度合いを意味する(Bateman et al. 2002)。藤本(1998)では、しばらくの期間を置いて再度同様の調査を行うという再現調査により、双方の評価値が高く相関すれば信頼性が検証されとしている。適切にデザインされた調査は、同一の評価値が再現される。エクソン=バルディーズ号事件に関する CVM 調査 (Carson et al.(1994))では、2 年後に同一の調査をしたときに同一の結果を得ているため、信頼が高いことが実証されている(Carson et al. 1997)。しかし、この信頼性を調査するに当たり、かなりの費用がかかるという現実的問題が存在する。

妥当性や信頼性を低下させる最大の原因は、調査におけるバイアスであり、表明選好法を現実にご利用可能なものとするためには、適切な調査票作成が必要条件である。

3.2.5 環境の経済評価事例

3.2.5.1 先行評価事例の収集

森林資源を評価した先行研究を収集し、リスト化すると表 3.11～3.13 のようになる。

表 3.11 日本における森林の価値評価(1)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意思額	支払回数
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	662,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	459,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	486,200,000,000	ワンショット
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	2,910,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	210,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	41,120,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	8,170,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	13,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	11,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	21,240,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	1,620,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	600,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	100,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	18,930,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	4,230,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	7,280,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	6,380,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	11,150,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集	1	2009	三重県	NA	830,000,000	毎年
丸茂信行、安田八十五	2009	経済経営研究所年報		2008	神奈川県	572	5574円/人	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	北海道	NA	36,241,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	青森県	NA	4,101,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岩手県	NA	8,519,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮城県	NA	2,783,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	秋田県	NA	7,107,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山形県	NA	3,849,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福島県	NA	6,704,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	茨城県	NA	1,154,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	栃木県	NA	2,977,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	群馬県	NA	3,229,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	埼玉県	NA	1,617,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	千葉県	NA	1,970,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	東京都	NA	244,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	神奈川県	NA	635,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	新潟県	NA	3,878,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	富山県	NA	1,379,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	石川県	NA	2,518,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福井県	NA	2,216,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山梨県	NA	2,754,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長野県	NA	3,166,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岐阜県	NA	6,381,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	静岡県	NA	3,435,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛知県	NA	1,710,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	三重県	NA	4,270,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	滋賀県	NA	1,151,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	京都府	NA	3,266,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大阪府	NA	116,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	兵庫県	NA	4,253,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	奈良県	NA	1,413,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	和歌山県	NA	2,942,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鳥取県	NA	1,492,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	島根県	NA	4,696,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岡山県	NA	3,104,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	広島県	NA	155,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山口県	NA	12,817,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	徳島県	NA	1,925,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	香川県	NA	165,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛媛県	NA	3,907,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	高知県	NA	6,541,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福岡県	NA	1,887,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	佐賀県	NA	1,317,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長崎県	NA	1,752,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	熊本県	NA	5,294,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大分県	NA	5,195,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮崎県	NA	7,684,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鹿児島県	NA	6,175,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	沖縄県	NA	297,000,000	毎年
吉田謙太郎ら	2010	農村計画学会誌	1	2006	神奈川県	228	0.198(円/世帯・m ²)	毎年

表 3.12 日本における森林の価値評価(2)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意額	支払回数
安田八十五	NA	経済経営研究所年報	1	2005	神奈川県	443	3140円/人	毎年
村中亮夫・寺脇拓	2005	人文地理		2003	兵庫県	142	13,043,594	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	238	6,510,000	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	222	9,290,000	毎年
村中亮夫	2004	地理学評論	1	2001~2002	山口県	408	-1,921,430,000	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	767(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	331(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	227(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	203(円/世帯/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	120779560(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	96912432(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	116447804(円/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	1385(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	771(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	317(円/世帯/%)	毎年
吉田謙太郎ら	1996	農業総合研究		1995	神奈川県	547	2138354000(5%trim)	毎年
加藤明香	1996	Journal of Forest Economics	0	1995	北海道	1188	503,000,000	毎年
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	400,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	370,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	340,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	330,000,000	ワンショット
林野庁	1993			1991	全国		39,000,000,000,000	ワンショット
林野庁指導部	1992			1990	滋賀県		35,000,000	毎年
幡建樹・赤尾健一	1993	The Japanese Forest Economic Society	0	1990	滋賀県	94	35,705,722	毎年
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	125,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	3,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,394,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	93,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	116,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	7,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	4,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	5,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	19,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	2,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	62,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	99,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	4,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	1,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	2,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	81,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	2,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	4,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	5,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	18,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	12,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	4,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	76,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	13,600,000	ワンショット

表 3.13 日本における森林の価値評価(3)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意思額	支払回数
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	37,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	7,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	17,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	14,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	19,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	30,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	4,502,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	18,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	42,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	12,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	20,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	24,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	500,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		2,793,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,354,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		520,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,798,000,000	ワンショット
今永正明	NA	NA	NA	1974	秋田県	NA	420,000,000 (利率を6%として還元)	毎年
林野庁	1972			1970	全国		1,610,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,270,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		500,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,250,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		1,700,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		4,870,000,000,000	ワンショット

3.2.5.2 先行評価事例の応用可能性

日本における森林資源の生態価値評価については先行研究として様々な目的・対象を設定して蓄積が進んでいる。しかしながら、3.2 および 3.3 でまとめた生態系勘定という目的のための環境評価手法が有すべき条件にあてはめて考察すると、利用不可能な事例が多い。たとえば特定の森林の評価を目指して空間的範囲が評価の枠組みから抜け落ちているものや、評価主体の定義が曖昧なものなどもあり、国レベル・県レベルといったマクロレベルへの適用には資する研究は非常に限られてしまう。またマクロ的な評価研究はほぼんと非利用価値を対象外としているものもあり、生態系サービスの包括的評価として、環境経済学的観点からは不十分である。

こうしたことを踏まえて、次節では、2015 年に実施されたサーベイ調査にもとづいた価値評価を行う。このサーベイ調査のサンプルサイズは非常に大きく、先行研究との統合を行うことも可能であるが、先行研究の割合が非常に小さくなるため、本年度はサーベイ調査のみにもとづいて評価を行い、メタ分析（4 章）に供する。

3.2.6 生態系勘定への応用可能性を考慮したサーベイ調査

3.2.6.1 調査内容

サーベイ調査は 2015 年の 11 月 16 日から 12 月 4 日までインターネットを用いて全国の 192,704 人から有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

サーベイ調査票では、3.3 節および 3.4 節における生態系勘定への環境評価手法への応用について

の議論にもとづいて、支払カード型 CVM を採用し、評価主体を世帯して明確化し、毎年の支払として時間的範囲を定め、居住地域における 1ha の森林面積の増加に対する評価として空間的範囲を定めた。調査票における質問文は次のようなものである。最初に、評価対象の性質の再認識を促すために、森林資源のもつ環境機能や生態系機能に関する重要性についての質問を行う。

森林には減災機能（浸水防止・土砂災害防止）がありますが、レクリエーションの場の提供や緊急時には建築資材になるなど、他にも様々な機能を持ちます。

あなたは、あなたのお住まいの地域（市町村）の森林について、以下のどの機能が重要だと重いますか。重要と思う準に、1 位～5 位をお答え行えください。

- ・ 木材供給
- ・ 減災機能（土砂災害防止など国土保全）
- ・ 水質浄化
- ・ 生態系・生物多様性保全
- ・ レクリエーション・遊び場
- ・ 文化的・宗教的価値（神社仏閣など）
- ・ 景観
- ・ CO₂ 吸収
- ・ 遺伝子資源（薬品の材料など）
- ・ その他（自由回答）

図 3.4 調査票における森林の機能の重要性に関する設問

これに続いて、支払カード型の CVM 質問により、価値評価を行う。下記の文では（ ）円となっている部分については、ウェブ画面上で金額を選択する回答形式である。

いま、あなたのお住まいの地域（市町村）における森林保護のために、乱伐の規制や植林によって 1ha のさらなる森林の拡大を行政が検討しているとしします。そのとき、あなたの家計の年間負担増が最大いくらまでなら許容できますか？ なお、この金額は行政に徴収され、森林保護実施の基金となります。

（ ）円

図 3.5 調査票における支払カード型 CVM による森林評価

これにより、1ha の森林価値に対する家計（世帯）の年間評価が得られる。これらは 3.2 節および 3.3

節で議論した評価基準に照らして、マクロ評価として適用可能な評価値であると考えられる。最後に、さらなる質的な状況を鑑みた分析にむけて森林の現状についての質問を設けている。

あなたのお住まいの地域（市町村）における森林の状況について、以下のような問題があればチェックしてください。

- ・ 林業には適していないため間伐が進まず、荒廃気味である。
- ・ ゴミの散乱など環境が悪化し、レクリエーションには不向きである。
- ・ 害獣が増加し、下草の消失などの森林の質の悪化や、周辺地域における獣害が目立つ。
- ・ 開発に伴う森林伐採が進み、土砂崩れなどが発生しやすくなっている。
- ・ その他（ ）

図 3.6 調査票における森林の現状に関する設問

3.2.6.2 調査結果

推計結果は図 3-6 のように得られた。

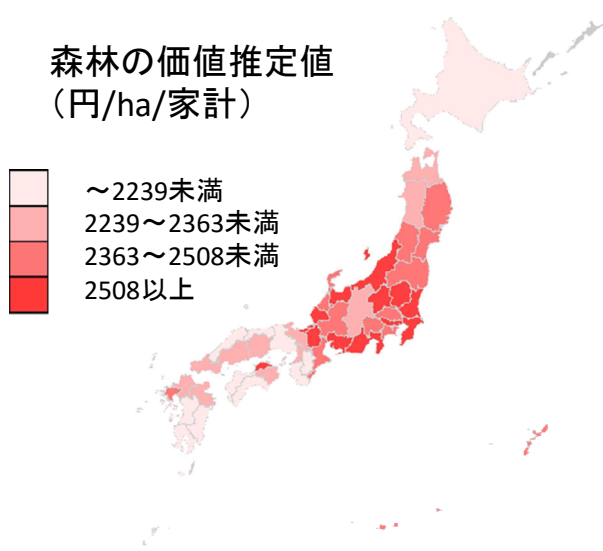


図 3.7 森林 1ha に対する支払意思額の分布（世帯 1 年あたり）

評価結果として、全国で平均約 2,447 円（標準偏差 171）であり、最高値は 2,813 円（東京都）、最低値は 1,967 円であった。図 3.7 が示す通り、日本全体で評価額は散らばっており、全体的に東日本のほうが比較的高い評価値を示している。このことは、第 2 章でまとめたとおり東日本は森林の公益的機能が重視されており、西日本は商業的価値が重視されていることに起因される。一般に商業価値

は所有者のみに帰属する価値であるのに対して、公益的価値は一種の外部経済であり、住民に遍く享受される価値であるため、一般住民に対するサーベイ結果として東日本の方が総じて高い価値を示したことは不思議ではない。

しかしながら、所得などの社会経済属性や、森林の種別なども評価値に影響を与えていると考えるのが妥当であろう。第4章では、なぜこのように支払意思額が分布したのかを回帰分析で明らかにしたうえで、生態系勘定への導入を行う。

3.2.7 森林資源生態系サービスの属性別評価

生態系サービスごと（属性ごと）の評価には、単属性評価を基本とする CVM では対応が難しいために、多属性評価を志向したコンジョイント分析を適用する。環境という対象は本来的に多属性を有するものが多く、森林もまた機能の多面性が強調される環境資源である。たとえば森林には以下のような機能が指摘されている（学術会議 2001）。

1	生物多様性保全 遺伝子保全 生物種保全 生態系保全
2	地球環境保全 地球温暖化の緩和(二酸化炭素吸収 化石燃料代替エネルギー) 地球の気候の安定
3	土砂災害防止/土壌保全 表面侵食防止 表層崩壊防止 その他土砂災害防止 雪崩防止 防風 防雪
4	水源涵養 洪水緩和 水資源貯留 水量調節 水質浄化
5	快適環境形成 気候緩和 大気浄化 快適生活環境形成(騒音防止 アメニティー)
6	保健・レクリエーション 療養 保養(休養 散策 森林浴) 行楽 スポーツ
7	文化 景観・風致 学習・教育(生産・労働体験の場 自然認識・自然との触れ合いの場) 芸術 宗教・祭祀 伝統文化 地域の多様性維持

図 3.8 森林の多面的機能

出所：学術会議答申、2001 年

しかしながら、多属性であるがゆえに、考慮しなければならない情報量が増えるとともに、調査票設計においては情報提示の難しさが課題となる。

これまでのコンジョイント分析に関する研究によれば、人間の情報処理能力には限界があり、適切な情報量で提示を行わないと回答者は適切な回答ができなくなることが明らかにされている。特に、Miller (1956)の指摘以来、多属性を評価できるコンジョイント分析とはいえ、多すぎる属性を評価対象にすると認知的負荷が大きすぎて適切に評価できないことが指摘されている（栗山 1999）。しかし

近年、調査票提示の技術進歩とともに、より多くの属性数を回答者への負荷を抑制しながら分析する方法が開発された。本研究で採用した部分プロファイル分析がその1つである。

部分プロファイル分析とは、多くの評価対象属性のうち、認知的負荷が大きくなりすぎない程度の属性数を抽出し、その属性間のトレードオフを分析していくものである。こうした演算を繰り返して、全体としての多属性の間でのトレードオフを網羅的に推定することが可能となる。

本研究では、森林の生態系サービスとして主要な以下の7つの属性を評価対象として想定し、部分プロファイル分析により、各属性の相対的なウェイトを分析した。

- | | |
|---|------------|
| 1 | 水源涵養機能 |
| 2 | 土砂災害防止機能 |
| 3 | 生態系保全機能 |
| 4 | 木材生産機能 |
| 5 | レクリエーション機能 |
| 6 | 温暖化防止機能 |
| 7 | 年間負担額 |

図 3.9 想定した森林生態系サービス

それぞれの属性について、評価に必要な最小限の認識を共有するために、次のような説明を加えている。

水源涵養機能：森林に雨が降ると、土の中に雨水が染み込み、染み込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、雨が降った時には洪水が緩和され、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。

土砂災害防止機能：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山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。

生態系保全機能：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。

温暖化防止機能：森林は光合成により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。

木材生産機能：森林からは住宅資材や家具などの原材料となる木材を生産することができます。

木材を生産するために森林を伐採しても、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。

なお、これらの質問のあとに、現時点での認識の度合いや、重要性についての質問を行い、データとして入手するとともにコンジョイント分析の質問に答える用意を促した。

これらの属性から部分プロファイルを作成し、回答データから各属性のウェイトを推定する。部分プロファイルの例として図 3.10 に示す。

	整備案1	整備案2	整備案3	
水源かん養機能	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状の150% (50%増加)	この中からは選ばない
土砂災害防止機能	現状の75% (25%減少)	現状の125% (25%増加)	現状を維持する	
地球温暖化防止機能 (二酸化炭素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状の150% (50%増加)	現状を維持する	
生態系保全機能	森林内の生物の種数が 現状より75%となる (25%減少)	森林内の生物の種数が 現状より150%となる (50%増加)	森林内の生物の種数が 現状より125%となる (25%増加)	
1年あたりの負担金	2,000円	20,000円	5,000円	
	↓	↓	↓	↓
	☐	☐	☐	☐

図 3.10 部分プロファイル質問例

こうした選択質問に対する回答データをロジットモデルで分析する。ロジットモデルについては、3.1.3 節と同様の定式化を行う。

3.2.7.1 推定結果

推計に用いたサンプルサイズは、湿地の CVM と同様に 6,843 である。ただし、一人あたり 8 回の繰り返し部分プロファイル選択質問を行っているために、解析に使われたデータは 54,744 となっている。

表 3.14 森林資源の属性別評価結果

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

北海道
Wetland
2000 to 2010

		Physical value	Monetary value											
			Exchange value						Surplus value					
		Total	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries
Unit	A	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	
Opening stock of ecosystem assets	1													
Addition to stock	2													
Regeneration - natural	3													
Regeneration - human activity	4													
Reclassifications	5													
Reduction in stock	6													
Reduction due to extraction and harvest of resources	7													
Reduction due to ongoing human activity	8													
Catastrophic losses due to human activity	9													
Catastrophic losses due to natural events	10													
Reclassifications	11													
Revaluation	12	--												
Net change in stock	13													
Closing stock of ecosystem assets	14													

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

評価対象である 7 つの属性のうち、レクリエーション機能以外の属性について、有意かつ理論的整合的な係数が推定された。部分プロファイル分析を用いたため、属性数が多いことが、レクリエーション機能に有意な推定値が得られなかった原因ではないと考えられる。この結果は、サンプル全体の傾向を示すものであり、今後都道府県別の推定を行い、それぞれの地域の森林資源の持つ生態系サービスごとの評価を行う必要がある。

この結果から、各属性への支払い意思額（限界 WTP）は次のように計算される。

表 3.15 各属性に対する限界意思額

attribute		MWTP
1	水源涵養機能	52.93012
2	土砂災害防止機能	57.64756
4	地球温暖化防止機能	50.59873
5	生態系保全機能	28.88962
6	木材生産機能	10.82469

この評価値は、現時点で森林資源のもつ各属性について、1%の機能増加がもたらす貨幣評価額であることに注意されたい。すなわち、現在享受している原単位あたりの評価額を前提として、その評価額を構成する各属性のウェイトを表すものであると考えることができる。

CVM とコンジョイント分析では、推定のコンセプトもモデルそれぞれ異なっているため、単純に結

びつけることはできないが、第1章で提案した生態系勘定フレームワークにおいて、1列に CVM による原単位価値を表記し、別の列にコンジョイント分析から得た各構成ウェイトを記載することで、どの機能が重視された結果としての原単位評価となっているのかが見て取れる。これにより、各国の生態系勘定で採用されているような、生態系サービスごとの評価情報も含めることができるだろう。

3.2.8 生態系サービス源としての湿地の原単位評価

日本の生態系勘定体系に利用することを前提に、CVM を利用して湿地の生態系サービス評価を行う。評価主体は家計単位、評価期間は年間 WTP として、原単位（ha あたり）の価値を調査する。

3.2.8.1 サーベイ調査

サーベイ調査は2016年の12月2日から12月9日にかけて、インターネットを用いて全国の6,843人から回答を得た。複数の質問項目からなる調査票であるが、大きく分けて CVM による湿地の原単位価値評価と、コンジョイント分析による森林資源の属性別価値評価から成り立つ。

本小節では、前者の CVM による湿地の原単位調査について論じる。CVM の質問形式として支払カード型 CVM を採用し、評価主体を世帯として明確化し、毎年の支払として時間的範囲を定め、1ha の湿地保全に対する WTP を測定することを目的とする。

調査票における質問文は次のようなものである。最初に、評価対象の性質の再認識を促すために、湿地の現状や機能についての確認（図 3.11）と、重要性についての認識について問う質問（図 3.12）を設定した。重要性については、図 3.11 で示した機能のうち、重要と考える順に1～5位まで選択することで、いずれの機能にウェイトが置かれているかを見る。

湿地には河川、湖沼、湿原、干潟などが含まれますが、日本においては経済開発や土地利用改変によりその面積は減少しており、1976年に944,083ヘクタールから、2009年には845,916ヘクタールに減少しました。

湿地にはさまざまな環境的機能があり、内面漁業などで利用する水産資源のほかに、水量・水質調整や生物の棲息地、レクリエーションの場の提供などがありますが、湿地の減少とともにこうした機能は失われつつあることから、自然生態系保全の観点からは湿地の保全・回復の必要性が問われています。

図 3.11 調査票における湿地の現状と機能

1. 気候調整
2. 水量調整（土砂災害防止など国土保全）
- 3 水質浄化
4. 生態系・生物多様性保全
5. レクリエーション・遊び場
6. 景観
7. その他

図 3.12 調査票における湿地の生態系機能の重要性

調査票ではさらに湿地の訪問実態について、目的と頻度を尋ねている。これに続いて、支払カード型の CVM 質問により、価値評価を行う。下記の文章では（ ）円となっている部分については、ウェブ画面上で金額を選択する回答形式である。

いま、あなたのお住まいの都道府県における湿地の回復のために、新たに「湿地再生基金」を設置して、皆さんから募金を集めることとします。集めたお金は、(A あなたのお住いの地域で干潟の面積を増やす目的のためだけに活用されます。この基金は10年間徴収されるものとします)。そのとき、1ha (=1万㎡) の湿地回復のために、あなたの家計の年間負担増が最大いくらまでなら許容できますか？ 次のうち一番近いものをお選びください。

() 円

図 3.13 調査票における支払カード型 CVM による湿地の原単位評価

これにより、1ha の湿地保全に対する家計（世帯）の年間評価が得られる。これらは前節までに議論した評価基準に照らして、マクロ評価として適用可能な評価値であると考えられる。また、非利用価値に伴う空間的なスピルオーバーについて確認するために、実施場所についての想定を変えた質問を用意した。

3.2.8.2 調査結果

推計結果は図 3.14 のように得られた。数値についての情報は、森林統計とともに添付資料に付し

た。

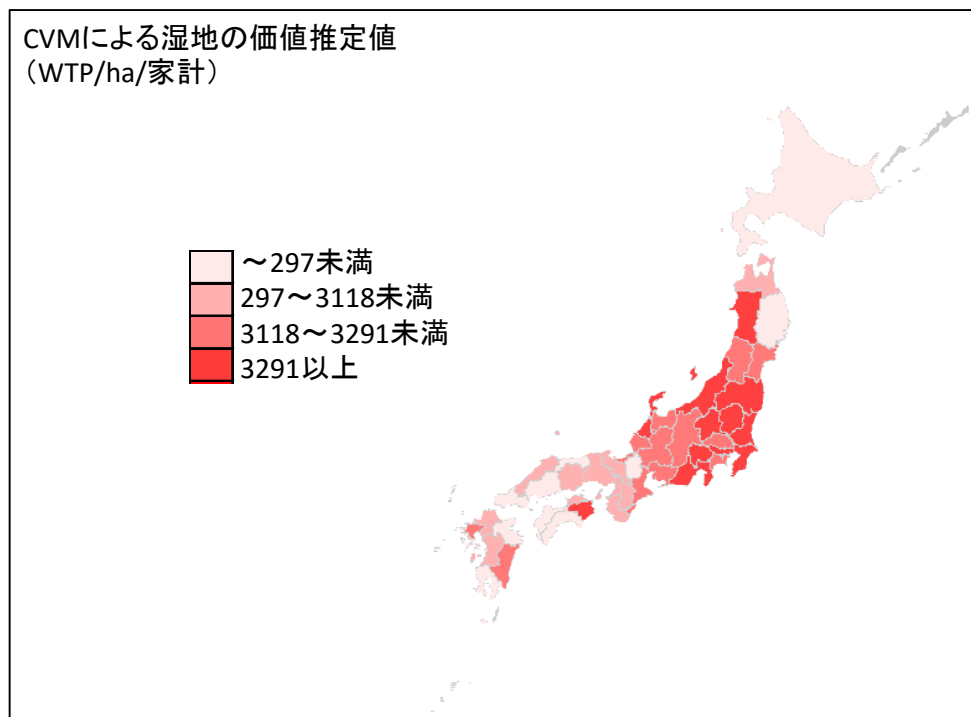


図 3.14 湿地 1ha に対する支払意思額の分布（世帯 1 年あたり）

評価結果として、全国で平均約 2,929 円であり、最高値は 3,552 円（栃木県）、最低値は 2,489 円であった。図 3.14 が示す通り、日本全体で評価額は散らばっており、そのばらつきはかなり大きい（標準偏差 4,116）。全体的に東日本、特に関東地方で比較的高い評価値を示している。

第 4 章の回帰分析においては、このような地域における差異がなぜ生じたのかについて、所得などの社会経済属性や、環境的条件を考慮に入れた分析を行い、原単位価値の規定要因についての基礎構造を見ていく。そして求めたメタ関数で湿地について県別の生態系サービス源としてのストック評価を行う。

第4章 量的および質的価値の生態系サービス勘定表への導入

4.1 平成29年度の成果

本年度までの研究により、世界各国の動向を踏まえた上で日本における生態系勘定体系のフレームワークが試案された。そして、それに導入可能なかたちで、次の生態系サービス源の評価値が揃った。

- (1) 森林資源の原単位評価値（価値データ）
- (2) 森林資源の面積と変化（量データ）
- (3) 湿地の原単位価値（価値データ）
- (4) 湿地の面積と変化（量データ）
- (5) 森林の生態系サービスごとの評価ウェイト
- (6) 沿岸水産資源の変化（量データ、価値データ（ただし市場価格のみ））
- (7) 湿地の生態系サービスごとの評価ウェイト

本章では以上のデータを、体系枠組みに導入していき、本プロジェクトにおける生態系勘定の提供を行う。その際に以下の勘定表を記載するが、実際には表計算ソフトを利用し、年代、生態系資源の種類、価値データの種類を選択することで瞬時にデータが一覧できるような提示方法をとる。

- 2012年 森林資源ストック、WTPによる原単位評価
- 2012年 森林資源ストック、レント(World Development Indicator 所収の森林レントデータ)による原単位評価
- 2012年 森林資源ストック、レント(TEEB 報告書にもとづく森林レントデータ)による原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、WTPによる原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、レント(World Development Indicator 所収の森林レントデータ)による原単位評価
- 2000年 森林資源ストック、レント(TEEB 報告書にもとづく森林レントデータ)による原単位評価
- 2009年 湿地ストック、WTPによる原単位評価
- 2000年 湿地ストック、WTPによる原単位評価

ただし、第1章で論じたように、SEEA-EEA への準拠も考え、各シートは期首と期末におけるそれぞれのストック、そしてその期間のあいだの変化が同時にみられるような形式をとった。そして、それぞれのシートは全国および都道府県別で供される。

4.1.1 勘定表への数値の計上

4.1.1.1. 全体の概要

第1章で論じた森林資産勘定及び湿地資産勘定に関して、具体的な数値を計上することになるが、

数値計上の概要は表 4.1 にまとめられているとおりである。まず、評価単位となる地域については前述のとおり 47 都道府県と全国版の合計 48 枚がそれぞれ森林資産勘定と湿地資産勘定で用意される。

まず森林資産勘定に関して、データの取得及び評価の年次は 2000 年、2007 年、2012 年の 3 か年次であることから、期首－期末が 2000－2007 年表、2007－2012 年表、2000－2012 年表の 3 種類ができる。物量データも前述のとおり、森林資産勘定では森林面積と森林蓄積量が計上され、このうち森林面積あたりの単価を利用して交換価値と余剰価値双方での経済評価額が計上される。この時利用する単価については交換価値の単価は全国で一律のものを、余剰価値に関しては都道府県ごとに異なる単価を用いた。生態系の機能別評価について、森林生態系の 6 つの機能：水質浄化、土砂崩壊防止、気候緩和、生態系保全、レクリエーション、木材供給を取り上げ、これらの機能に総評価額を按分する際に使用する機能別ウェイトについては、全国を 8 つの地方に分け、それぞれで異なるウェイトを用いた。その際の地方区分は表 4.2 のとおりであり、気象庁の地方区分に基づいている。

表 4.1 生態系資産勘定表の概要

	森林資産勘定表	湿地資産勘定表
評価単位となる地域	都道府県＋全国	都道府県＋全国
年次	2000年, 2007年, 2012年	2000年, 2010年
物量データ	森林面積・蓄積	湿地面積
経済評価の手法	交換価値, 余剰価値	余剰価値
生態系の単価	交換価値: 全国で一律の単価 余剰価値: 都道府県ごと、年次ごとに異なる単価	都道府県ごと、年次ごとに異なる単価
機能別属性	水質浄化 土砂崩壊防止 気候緩和 生態系保全 レクリエーション 木材供給	気候緩和 水質浄化 生態系保全 レクリエーション 内水面漁業
機能別属性のウェイト設定	全国8地方ごとに異なるウェイト	全国8地方ごとに異なるウェイト

一方の湿地資産勘定については、データの取得及び評価の年次は 2000 年と 2010 年の 2 か年次であることから、期首－期末が 2000－2007 年表の 1 種類のみとなる。物量データは湿地面積のみを計上し、経済評価は交換価値による評価は行わず、余剰価値による評価のみを行い、経済評価には都道府県ごと及び年次ごとに異なる単価を用いた。湿地に関する生態系機能別評価では、湿地の生態系機能として気候緩和、水質浄化、生態系保全、レクリエーション、内水面漁業の 5 つを取り上げ、森林と同様、全国 8 地方ごとに異なるウェイトを適用した。

表 4.2 地方区分と都道府県区分

地方	都道府県
北海道・東北	北海道・青森・岩手・宮城・秋田・山形・福島
南関東	埼玉・千葉・東京・神奈川
北関東・甲信	茨城・栃木・群馬・山梨・長野
北陸	新潟・富山・石川・福井
東海	岐阜・静岡・愛知・三重
近畿	滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良・和歌山
中国・四国	鳥取・島根・岡山・広島・山口・徳島・香川・愛媛・高知
九州・沖縄	福岡・佐賀・長崎・熊本・大分・宮崎・鹿児島・沖縄

4.1.1.2. 森林資産勘定

森林資産の評価では、森林面積に面積あたりの評価額（交換価値と余剰価値）を乗じることで総額を算出し、これを森林生態系の機能別属性のウェイトを用いてそれぞれの機能に按分する形で行った（表 4.3）。交換価値による評価は、TEEB による資源レント法に基づく評価方法（van der Ploeg et al., 2010）を踏襲して評価を行ったが、都道府県別での評価を行うためのデータが取得できなかったため、全国レベルでの評価を行い、この推計結果を各都道府県の評価に適用した。そのため、全ての都道府県で交換価値による森林生態系の単価は同一である。なお、交換価値による評価市場取引される金額をベースとしているので、生態系機能別の属性に関しては、木材供給機能のみを評価するものであり、評価額も木材供給機能に全て帰着させた。余剰価値の単価については、2015 年に本研究で独自に行った CVM による評価額を適用している（3.2.6 節参照）。なお、CVM による WTP は回答者が居住する都道府県内における森林に対する年間世帯あたりの額となっているため、単価の単位は円/ha/世帯となる。そのため、都道府県ごとの森林の単価（円/ha）を算出するため、CVM を実施した時点での最新データあった 2014 年における、それぞれの都道府県の世帯数を乗じた。機能別ウェイトの算出に関しては、2016 年に本研究で実施した多属性評価手法の一種であるコンジョイント分析から、各機能の荷重和として想定される効用関数を推定し、それぞれの機能のウェイトを求め、これを生態系の機能別ウェイトとして用いた。

表 4.3 森林資産勘定への数値計上

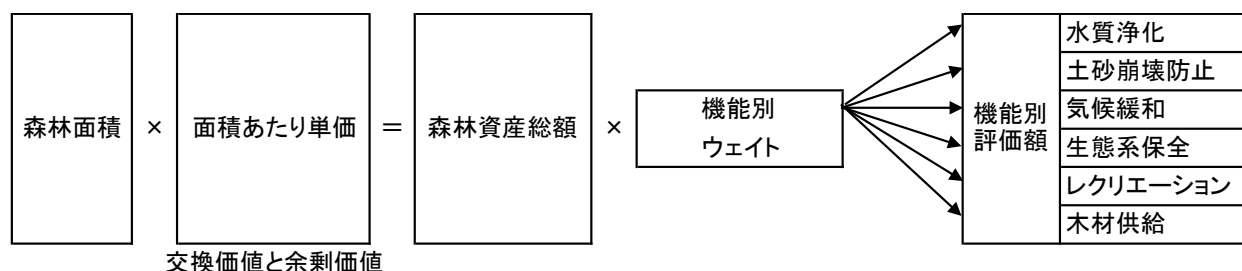


図 4.1 は全国版の森林資産勘定表の一部である。ここに示されるとおり、勘定表では左上のプルダウンメニューから都道府県と年次（2000－2007 年、2007－2012 年、2000－2012 年の 3 通り）を選択して表示させる。図 4.1 は 2007-2012 年のものであることから、行 1 の期首ストックには 2007 年の値が、行 14 の期末ストックには 2012 年の値が計上され、行 13 の期中変化にはこの 5 年間の変化量・額が計上されている。現時点では期中変化量・額をその要因ごとに分解できていないため、行 2～11 は空欄となっている。行 12 の再評価については、余剰価値の計算には年次ごとにそれぞれ異なる単価を用いているため、単価変化による評価額の変化分が計上されているが、交換価値の計算にはどの年次も同じ単価を用いているのでゼロ計上となる。また、経済評価額は面積あたりの単価を用いているため、図 4.2 のように、面積が減少する一方で蓄積量が増加した場合でも、経済評価額は単価の低下とともに、面積の減少分も反映して減少することになる。

Forest asset account in Japan

Please select coverage area and years

全国

北海道

青森県

岩手県

宮城県

秋田県

山形県

福島県

	Unit	Physical value		Monetary value								
		Total	Total	Exchange value							Total	Water
				Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation		
A	B	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	0	15,650	0	72,764,545	14,
Addition to stock	2											
Regeneration - natural	3											
Regeneration - human activity	4											
Reclassifications	5											
Reduction in stock	6											
Reduction due to extraction and harvest of resources	7											
Reduction due to ongoing human activity	8											
Catastrophic losses due to human activity	9											
Catastrophic losses due to natural events	10											
Reclassifications	11											
Revaluation	12	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-1,256,125	--
Net change in stock	13	-19,556	468,774	-12.95	0.00	0.00	0.00	0.00	-12.95	0.00	-3,835,275	--
Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	15,637	0	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,

-- : Figures not recorded on this cell conceptually

Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

図 4.1 森林の生態系勘定表（全国、交換価値）

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2007-2012

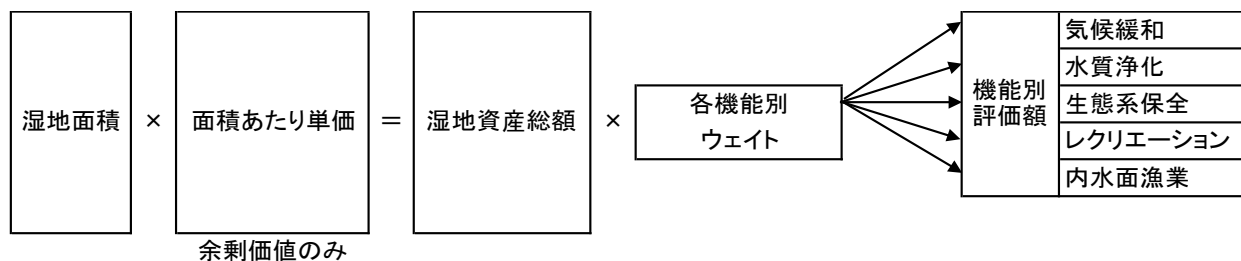
	Unit	Physical value		Surplus value						
		Total	Total	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation
		Hectare	1000m3	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
		A	B	J	K	L	M	N	O	P
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,431,737	72,764,545	14,439,353	15,023,336	14,837,998	10,927,735	9,669,056	7,867,068
Addition to stock	2									
Regeneration - natural	3									
Regeneration - human activity	4									
Reclassifications	5									
Reduction in stock	6									
Reduction due to extraction and harvest of resources	7									
Reduction due to ongoing human activity	8									
Catastrophic losses due to human activity	9									
Catastrophic losses due to natural events	10									
Reclassifications	11									
Revaluation	12	--	--	-1,256,125	-252,064	-264,714	-260,900	-183,184	-162,214	-133,050
Net change in stock	13	-19,556	468,774	-3,835,275	-760,881	-787,016	-778,605	-579,410	-511,848	-417,515
Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	68,929,270	13,678,472	14,236,319	14,059,393	10,348,325	9,157,209	7,449,553

図 4.2 森林の生態系勘定表（全国、余剰価値）

4.1.1.3. 湿地資産勘定

湿地資産の評価でも、森林のときと同様に、湿地面積に面積あたりの評価額（余剰価値のみ）を乗じることで総額を算出し、これを湿地生態系の機能別属性のウェイトを用いてそれぞれの機能に按分する形で行った（表 4.3）。湿地において交換価値による評価を行わなかったのは、単価推計に必要な内水面漁業に関する統計データが都道府県単位で十分得られなかったためである。一方の余剰価値の単価推計には、2016 年に本研究で独自に行った CVM による評価額を適用している（3.2.8 節参照）。なお、森林と同様、湿地に対する WTP も回答者が居住する各都道府県における湿地に対する年間世帯あたり額（円/ha/世帯）となっているため、調査時点での最新データであった 2015 年における各都道府県の世帯数を乗じて、都道府県ごとの森林の単価（円/ha）を算出した。機能別ウェイトの算出に関しては、本研究で実施したコンジョイント分析から、各機能の荷重和として想定される効用関数を推定し、それぞれの機能のウェイトを求め、これを生態系の機能別ウェイトとして用いた。

表 4.3 湿地資産勘定への数値計上



Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Wetland
2000-2010

	Unit	Physical value	Surplus value					
		Total	Total	Mitigation of climate change	Water purification	Conservation of ecosystems	Recreation	Inland fisheries
		Hectare A	Bil. JPY I	Bil. JPY J	Bil. JPY K	Bil. JPY L	Bil. JPY M	Bil. JPY N
Opening stock of ecosystem assets	1	946,227	4,383,568	1,222,351	995,500	1,189,359	532,362	443,995
Addition to stock	2							
Regeneration - natural	3							
Regeneration - human activity	4							
Reclassifications	5							
Reduction in stock	6							
Reduction due to extraction and harvest of resources	7							
Reduction due to ongoing human activity	8							
Catastrophic losses due to human activity	9							
Catastrophic losses due to natural events	10							
Reclassifications	11							
Revaluation	12	--	-281,979	-79,356	-63,916	-76,259	-33,565	-28,883
Net change in stock	13	-100,311	-704,842	-206,837	-158,410	-186,845	-78,693	-74,056
Closing stock of ecosystem assets	14	845,916	3,678,726	1,015,514	837,090	1,002,514	453,669	369,938

図 4.3 湿地の生態系勘定表（全国、余剰価値）

図 4.3 は全国版の湿地資産勘定表の一部である。森林資産勘定と同様、勘定表では左上のプルダウンメニューから都道府県を選択して表示させる。年次は 2000－2010 年版のみで、行 1 の期首ストックには 2000 年の値が、行 14 の期末ストックには 2010 年の値が計上され、行 13 の期中変化にはこの 5 年間の変化量・額が計上されている。森林と同様、現時点では期中変化量・額をその要因ごとに分解できていないため、行 2～11 は空欄となっている。また、湿地資産勘定では交換価値での評価が行われていないため、交換価値を計上する濃い緑のセルは全て空欄になっている⁹。一方で、湿地資産勘定でも 2000 年と 2010 年で異なる単価を用いていることから、行 12 の再評価の行にも数値が計上される。図 4.3 では 2000 年から 2010 年にかけて全国の湿地単価が下がっていることから、行 13 にマイナスの値が計上されている。

4.1.2 交換価値評価と余剰価値評価の乖離

こうして勘定表に集約してわかることは、生態系資源および生態系サービスを評価する際に、交換価値を選択した場合と余剰価値を選択した場合で、評価値が非常に大きく乖離する点である。この原因は、第一に、交換価値は市場における価値のみを表し、非市場価値を反映しないのに対して、余剰価値は非市場価値を含んだ価値評価となっている点である。したがって、余剰価値のほうが交換価値よりも大きく評価されるのは理論的に考えても自然である。

しかしながら、この大きな乖離の原因は、価値の測定対象だけでなく、便益の普及範囲によるもの

⁹ 勘定表では、プルダウンメニューで選択すると数値が表示される数式を入力しているため、ゼロの値が表示されている。

が大きい。これが第二の原因である。交換価値は、その資源を有している個人にのみ帰着する。従って、交換価値の享受主体は交換行為を行った当事者 1 人である。それに対して、非市場価値を含む余剰価値は、市場の外部性の性質から公共財的な性格をもつため、便益はスピルオーバーすることになり、生態系サービスは特定の個人だけでなく多数によって享受されることになる。本研究の想定では、各都道府県における生態系資源に対して、それぞれの家計がどの程度の WTP を持つかによって評価した。このとき、各都道府県の生態系資源を評価する際に、家計あたりの WTP に家計数を乗じる操作を行っている。この操作が、交換価値と余剰価値の評価結果が大きく乖離する主たる原因である。

SEEA-EEA のフレームワークでは、交換価値による評価を推奨しているが、これは GDP が交換価値によって評価されており余剰を含まないことへの整合性によるものである。たしかに、GDP を中心とする SNA への接合を重視すれば交換価値による評価が望ましいだろう。

しかしながら、環境経済学における生態系の経済評価研究は、非市場価値や公共性の重要性を明らかにしてきた経緯がある。生態系の持つ価値は、非市場価値が極めて重要であるというのが環境の経済評価研究からの示唆であり、社会的余剰の計測によって社会厚生を議論するためには、余剰価値による評価が妥当であろう。

4.1.3 まとめ

本章では、日本における生態系資源に関する量的データおよび価値的データに関するこれまでの収集・推定結果を集約し、国際的な標準になりつつある SEEA-EEA 体系に極力整合するようなかたちでの勘定表への導入を行った。

ここでの大きな論点は、交換価値を採用するか、余剰価値を採用するかということである。SEEA-EEA では交換価値による評価を求めているが、本研究第 3 章で詳しく論じたとおり、環境や生態系の経済価値の本質はその非市場性および公共性にあり、こうした価値を無視することはできない。

重要な点は、評価結果の用途である。国民経済計算の調整や企業会計への導入に用いるのであれば交換価値を選択することが妥当であるが、政策評価や社会的費用便益分析に用いるのであれば理論的観点からも余剰価値を選択することが推奨されよう。

本研究では、いずれの用途にも適するよう、双方の評価値を選択可能にした。利用目的によって使い分けてつつ、環境政策分析の情報基盤として有用性を発揮すると考えられる。

4.2 3 年間の研究を通じて得られた成果

4.2.1 森林資源原単位価値のメタ分析

第 3 章で議論されたとおり、森林の社会的価値（シャドウプライス）を評価する手法として、従来の研究でもっとも多く用いられてきたのは仮想評価法（CVM）および多属性評価が可能なコンジョイント分析である。しかしながら従来の評価事例ではレクリエーション価値を評価する際にはトラベルコスト法などが用いられることもある。どの手法がどの価値を評価するのに適するののかについては様々な研究が存在し、それぞれの利点と欠点が明らかとなってきた。例えばアンケートに基づく表明選好法（CVM と選択実験）にはバイアスの問題が伴う一方で、市場データに基づく顕示選好法（トラベルコスト法）には利用価値以外を測定できないという欠点がある。しかしながらいずれの手

法についても研究の蓄積が進み、世界各地における森林の経済評価結果が蓄積してきている。これを利用して、まだ新たに評価すべき森林資源のシャドウプライスを見積もる試みも始まっており、便益移転 (Benefit Transfer) あるいはメタ分析と呼ばれる手法として知られるようになってきている。米国では、可能であれば既存の評価研究から便益評価額を推測すべきであるとするガイドラインが策定され (Desvousges et al. 1998)、政策にも応用されるようになってきている。吉田 (2000) によれば、シャドウプライスの評価には大きな時間と労力と費用がかかる。したがって、マクロ的な評価を行う場合には、個別に評価を積み上げていくよりも、メタ関数を推定することの有用性は大きい。実際に、ミレニアム生態系評価や TEEB 報告書でも便益移転はしばしば採用されている。

便益移転には4つのタイプがある (Smith et al. 2006)

1. 原単位移転 (Unit value transfer)

この手法は、同等の政策にまつわる便益測度 (WTP など) は一定と想定され、ある一つの研究による推定、いくつかの研究による推定の平均、あるいは代表的研究を特定しその結果を用いる。

2. 関数移転 (Function transfer)

過去に推定された行動選択の分析により得られた便益関数によって移転される。便益関数はしばしば左辺に WTP、右辺に地域特性や社会経済特性など WTP の違いを説明する変数がおかれる。従って、原単位移転とはことなり、地域によって WTP が異なることを前提としている。移転手法として妥当性がもっとも高いという証拠も挙がってきている (Brouwer and Spaninks 1999)。

3. メタモデル移転 (Meta model transfer)

過去の研究に関するメタ分析により WTP を規定する要因を特定した上で、それら要因を何らかの形で考慮して新規地域に当てはめるものであるが、経済学的な裏付けはないため、極めて経済学的手法である CBA にはなじまないかもしれない。

4. 構造モデル移転 (Structural model transfer)

Smith et al. (2002) によって開発された手法であり、個人の選択行動から個人の選好構造を特定し、WTP を規定する所得や相対価格といった要因を同時に分析することで便益測度のトレードオフを明らかにする。

実際に環境評価の文脈で検討されるのは、1 と 2 の手法。4 の方法はより経済学的なトピック (労働の供給弾力性など) に応用されるが、まだ研究蓄積はほとんどない。

移転された便益がどれほどの妥当性をもつかは極めて重要である。便益移転の妥当性をチェックする方法として、収束妥当性 (convergent validity) が考えられてきた。これは異地点間、異母集団間、異時点間で、同等の環境変化に対して同等の便益 (WTP) が測定されるかどうかをみるものである (Morrison et al. 2002)。たとえば、大阪で騒音1単位を削減する便益と東京で騒音を1単位削減する便益は同等でなければならないというものであり、根拠なく評価額が異なってはならないことを要求する。大床他 (2007) はこうした差異の原因について、次の3つを指摘した。

1. 評価主体に関連するもの：評価主体の属性の違いに起因する誤差。
2. 評価対象財に関連するもの：プロジェクト内容、環境財の種類や規模、気象条件や植生など、

評価対象財の特性に起因する誤差。

3. 時間に関連するもの：調査の時期、プロジェクトの開始時期、支払時期や支払い回数など、時間の要素に起因する誤差。

便益移転研究の多くは、Study site と Policy site を設定し、Study site における評価結果に近い値が Policy site でも観察されるかを問うものである。ただし社会属性で何らかの調整を施すこともある。便益移転はまだ信頼性の高い手法として確立していないが、適切な便益移転関数を定めると比較的小さい誤差で移転が可能であることを示す研究が蓄積してきている。また社会属性や土地属性を含めることによって便益移転の妥当性が高まることも示されてきている。国際的なメタ分析をした代表的な研究として Barrio and Loureiro(2010)であげられる。国際的なメタ分析であっても、過去の評価研究にもとづいて、価値関数を回帰分析で推定するというやり方をとっている点は同じである。ただし、国情や社会経済状態が大きく異なるため、その対応に苦慮することになる。通常、こうした要因は説明変数に社会・経済的要因を導入することによって処理されるが、Barrio Loureiro (2010)では、次のような説明変数を設定している。大別して、研究要因（調査方法など）、評価対象要因、土地固有の要因（国情など）にわけ、それぞれの要因に分類される属性を回帰式に導入している。まず研究属性に関するものとして WTP の測定期間の違い、回答者の単位の違い（個人か家計か）、評価手法の違い（2肢選択 CVM かそれ以外か）、CVM フォーマットの違い、アンケート調査法の違い（対面式かどうか）およびサンプルサイズなど導入し、評価対象属性に関するものとして樹種の違い、森林の利用形態、生物多様性、その有する価値がレクリエーションだけか否かを取り上げている。また土地固有および社会・経済属性に関するものとして GDP、森林面積の国土に対する比率、あるいは北欧や北米といった地域の差異などを考慮している。

こうした先行研究を参考に、日本において生態系勘定の価値データを収集するためには、社会属性や対象属性のデータを出来る限り取り入れて、当てはまりのよいメタ関数を推定する必要がある。

4.2.1.1 評価データの利用

本研究で利用する WTP データは、サブテーマ(3)（第 3 章）から提供される支払カード型 CVM による森林資源 1ha あたりに対する世帯あたり年間価値データである。第 3 章でみたように、その評価値にはばらつきがあり、それを説明する変数を設定し、当てはまりのよい関数を推定していく。サーベイ調査は 2015 年の 11 月 16 日から 12 月 4 日までインターネットを用いて全国の 192,704 人から有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

また、地域の特徴を表すデータとして、人工林／天然林、針葉樹／広葉樹、および樹齢などについてももっとも新しい情報を提供する 2011 年のデータを利用する。サーベイ時点は 2015 年であるため、約 4 年の乖離があるため、新しいデータが利用可能になり次第、データセットを更新することが望まれるが、日本において森林状態の経年変化は比較的緩やかであることを考えると、推計結果に大きな影響を及ぼすものではないと予想される。

その他の社会経済属性については、内閣府や総務省統計局のデータから、サーベイ年次にもっとも近いデータを採用した。

4.2.1.2 メタ関数の変数設定

なぜ森林 1ha に対して、世帯によって評価値が異なった原因として、まず社会属性が影響していることが考えられる。先行研究を踏まえてもっとも典型的な変数は所得である。所得効果とも呼ばれ、所得が高いほど支払意思額は高い値を示すことがある。従って、所得変数は森林に対する WTP の規定要因として外すことはできない。本調査データは、評価主体の単位として世帯を設定しているため、世帯所得を回帰分析の説明変数として設定する。このデータは平成 24 年度の内閣府の県民所得データと、総務省統計局の世帯数データをもちいて構築した。また、地域の特徴を表すデータとして、性別と年齢を導入した。性別については地域人口における女性率を表すものとなる。

次に、天然林／人工林という区別に対応するデータとして、天然林率を採用した。これは第 2 章から提供される森林データから構築した。また、広葉樹／針葉樹という区別に対応するものとして、広葉樹林率を採用した。これらによって、天然林率の上昇や、広葉樹林率の上昇がどの程度 WTP の評価値に影響するかを示すものとなる。

さらに、森林の質的要因を表す要素として、樹齢を考慮した。樹齢については、第 2 章から提供される森林データに基づいて、年齢別の森林面積を考慮した加重平均として算出している。一般に、日本の森林の問題として間伐の遅れや林業の衰退に伴う樹齢の高齢化が挙げられている。樹齢の高齢化は山林の荒廃にも関連する要素であるのと同時に、二酸化炭素の吸収の遅れや生物多様性の棲息地としての機能にも関わる要因であるため、メタ分析において興味深い変数であるといえる¹⁰。

その他にもメタ関数に取り入れるべき要因に関するデータが入手可能になり次第、メタ関数の変数設定も更新できるようなデータセットの構築を行うが、本年度における森林の価値推定式としては上記のような変数を取り入れる。

4.2.1.3 メタ関数の推定

ここでは回帰分析をもちいて森林 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する。この回帰式は、前節での定式化に基づいて次のように表される。

$$\text{WTP}_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} \\ + \beta_4 \cdot \text{Natural forest rate} + \beta_5 \cdot \text{Broadleaf forest rate} + \beta_6 \cdot \text{Forest age} + \beta_7 \cdot \text{Forest rate} + \varepsilon$$

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、Forest rate は居住している県面積に占める森林の割合、 ε は誤差項を表す。

回帰式の各推定係数 β は次のように得られた。

表 4.4 メタ関数の回帰分析

¹⁰ もちろん、非常に高い樹齢を持つ樹木は特殊な価値を帯びてくる。しかし本研究で対象としているのは平均樹齢であるため、マクロ的に平均して非常に高い樹齢となることはなく、およそ 20～50 年ほどの範囲に限られた議論となる。

	係数	標準誤差	t値	p値
$\beta 1$	0.000	0.000	75.200	0.000
$\beta 2$	-355.452	18.771	-18.940	0.000
$\beta 3$	-19.887	0.764	-26.030	0.000
$\beta 4$	-337.965	127.823	-2.640	0.008
$\beta 5$	694.952	116.238	5.980	0.000
$\beta 6$	-9.471	2.518	-3.760	0.000
$\beta 7$	-207.447	58.038	-3.570	0.000
Constant	2897.274	153.141	18.920	0.000
Sample size	195194			
Prob > F	0.000			
Adj R-squared	0.0342			

この回帰式に基づいて、右辺に各県別および全国の変数データを内挿することにより、各県別および全国の 1ha 森林に対する世帯あたり年間価値を推定することができる。その推定プロセスは表 4.5～表 4.6 のとおりに示される。

表 4.5 メタ関数から推定される森林価値(1)

	切片	β_1	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	β_2	女性率	β_3	年齢	β_4	天然林率	β_5	広葉樹率	β_6	平均樹齢	β_7	森林率	推定WTP
北海道	2897.274	0.000141	5,338,666	-355.452	0.513661	-19.8871	46.5	-337.965	0.71284	694.9521	0.547578	-9.47112	39.53744	-207.447	0.623199	2180.71
青森県	2897.274	0.000141	5,982,248	-355.452	0.528448	-19.8871	47	-337.965	0.55402	694.9521	0.433385	-9.47112	36.96105	-207.447	0.631379	2253.54
岩手県	2897.274	0.000141	6,862,453	-355.452	0.530337	-19.8871	47.4	-337.965	0.551446	694.9521	0.499465	-9.47112	40.55135	-207.447	0.722701	2363.22
宮城県	2897.274	0.000141	7,195,454	-355.452	0.522008	-19.8871	44.6	-337.965	0.499604	694.9521	0.472609	-9.47112	42.59628	-207.447	0.578779	2478.29
秋田県	2897.274	0.000141	6,574,641	-355.452	0.512887	-19.8871	49.3	-337.965	0.496306	694.9521	0.481859	-9.47112	41.15899	-207.447	0.701766	2295.92
山形県	2897.274	0.000141	7,577,820	-355.452	0.531429	-19.8871	47.7	-337.965	0.702391	694.9521	0.678657	-9.47112	41.85172	-207.447	0.938019	2474.55
福島県	2897.274	0.000141	7,355,394	-355.452	0.51972	-19.8871	46.2	-337.965	0.629166	694.9521	0.577777	-9.47112	43.33912	-207.447	0.669165	2473.42
茨城県	2897.274	0.000141	8,494,895	-355.452	0.513361	-19.8871	44.9	-337.965	0.374317	694.9521	0.37546	-9.47112	44.7179	-207.447	0.292206	2673.32
栃木県	2897.274	0.000141	8,146,975	-355.452	0.501535	-19.8871	44.9	-337.965	0.534242	694.9521	0.453924	-9.47112	42.93808	-207.447	0.520757	2598.26
群馬県	2897.274	0.000141	7,821,251	-355.452	0.503021	-19.8871	45.4	-337.965	0.551265	694.9521	0.508583	-9.47112	41.95375	-207.447	0.62397	2561.87
埼玉県	2897.274	0.000141	6,992,524	-355.452	0.508065	-19.8871	43.6	-337.965	0.494962	694.9521	0.422807	-9.47112	48.73677	-207.447	0.313889	2438.19
千葉県	2897.274	0.000141	7,164,333	-355.452	0.499585	-19.8871	44.3	-337.965	0.548277	694.9521	0.552558	-9.47112	50.4924	-207.447	0.263466	2517.56
東京都	2897.274	0.000141	9,426,356	-355.452	0.502584	-19.8871	43.8	-337.965	0.52536	694.9521	0.525932	-9.47112	50.92141	-207.447	0.350842	2813.34
神奈川県	2897.274	0.000141	7,159,712	-355.452	0.506241	-19.8871	43.4	-337.965	0.581366	694.9521	0.578938	-9.47112	52.49069	-207.447	0.354328	2501.82
新潟県	2897.274	0.000141	7,934,769	-355.452	0.499504	-19.8871	47	-337.965	0.774715	694.9521	0.758258	-9.47112	47.27082	-207.447	0.698869	2579.45
富山県	2897.274	0.000141	8,938,062	-355.452	0.516309	-19.8871	46.9	-337.965	0.759648	694.9521	0.687703	-9.47112	46.08043	-207.447	1.08527	2604.51
石川県	2897.274	0.000141	7,726,272	-355.452	0.517658	-19.8871	45.3	-337.965	0.617941	694.9521	0.560346	-9.47112	51.65632	-207.447	0.6358	2464.32
福井県	2897.274	0.000141	8,562,393	-355.452	0.515962	-19.8871	46	-337.965	0.585822	694.9521	0.567174	-9.47112	51.42612	-207.447	0.721922	2569.14
山梨県	2897.274	0.000141	7,464,165	-355.452	0.515723	-19.8871	45.8	-337.965	0.528538	694.9521	0.413723	-9.47112	44.73409	-207.447	0.774489	2383.11
長野県	2897.274	0.000141	7,157,005	-355.452	0.511216	-19.8871	46.6	-337.965	0.554389	694.9521	0.374546	-9.47112	44.84285	-207.447	0.754943	2292.43
岐阜県	2897.274	0.000141	7,641,923	-355.452	0.513666	-19.8871	45.3	-337.965	0.528029	694.9521	0.434344	-9.47112	47.89155	-207.447	0.833998	2391.17
静岡県	2897.274	0.000141	8,608,210	-355.452	0.516333	-19.8871	45.4	-337.965	0.399608	694.9521	0.330474	-9.47112	49.96236	-207.447	0.643714	2515.95
愛知県	2897.274	0.000141	9,067,964	-355.452	0.507655	-19.8871	43	-337.965	0.33615	694.9521	0.274553	-9.47112	53.56821	-207.447	0.414626	2627.72
三重県	2897.274	0.000141	7,880,298	-355.452	0.500336	-19.8871	45.4	-337.965	0.36595	694.9521	0.337228	-9.47112	51.43995	-207.447	0.63078	2423.46

表 4.6 メタ関数から推定される森林価値(2)

	切片	β_1	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	β_2	女性率	β_3	年齢	β_4	天然林率	β_5	広葉樹率	β_6	平均樹齡	β_7	森林率	推定WTP
滋賀県	2897.274	0.000141	8,790.431	-355.452	0.512821	-19.8871	43.1	-337.965	0.563495	694.9521	0.393528	-9.47112	50.21229	-207.447	0.516563	2801.14
京都府	2897.274	0.000141	7,126.329	-355.452	0.50565	-19.8871	44.9	-337.965	0.603637	694.9521	0.411593	-9.47112	52.91507	-207.447	0.716343	2264.54
大阪府	2897.274	0.000141	7,166.671	-355.452	0.520825	-19.8871	44.3	-337.965	0.480275	694.9521	0.269341	-9.47112	49.62941	-207.447	0.280761	2341.09
兵庫県	2897.274	0.000141	6,590.392	-355.452	0.517799	-19.8871	44.9	-337.965	0.558865	694.9521	0.414379	-9.47112	51.56374	-207.447	0.648499	2228.38
奈良県	2897.274	0.000141	6,035.003	-355.452	0.52231	-19.8871	45.4	-337.965	0.380859	694.9521	0.344042	-9.47112	46.07481	-207.447	0.753743	2179.73
和歌山県	2897.274	0.000141	6,893.914	-355.452	0.527838	-19.8871	47.4	-337.965	0.38688	694.9521	0.363607	-9.47112	50.06919	-207.447	0.757107	2232.47
鳥取県	2897.274	0.000141	6,062.198	-355.452	0.530133	-19.8871	46.9	-337.965	0.438745	694.9521	0.412489	-9.47112	46.38303	-207.447	0.711988	2184.71
島根県	2897.274	0.000141	6,361.340	-355.452	0.522491	-19.8871	48.4	-337.965	0.591815	694.9521	0.539005	-9.47112	46.56656	-207.447	0.751644	2226.12
岡山県	2897.274	0.000141	7,185.998	-355.452	0.521368	-19.8871	45.7	-337.965	0.568973	694.9521	0.424599	-9.47112	48.31275	-207.447	0.664142	2326.65
広島県	2897.274	0.000141	7,192.027	-355.452	0.520207	-19.8871	45.4	-337.965	0.663158	694.9521	0.371326	-9.47112	49.58201	-207.447	0.703245	2244.89
山口県	2897.274	0.000141	7,075.566	-355.452	0.517606	-19.8871	47.7	-337.965	0.531954	694.9521	0.417028	-9.47112	50.27751	-207.447	0.685711	2256.76
徳島県	2897.274	0.000141	6,893.800	-355.452	0.528169	-19.8871	47.6	-337.965	0.374479	694.9521	0.354261	-9.47112	45.58954	-207.447	0.737138	2272.63
香川県	2897.274	0.000141	7,329.917	-355.452	0.524675	-19.8871	46.8	-337.965	0.71315	694.9521	0.64444	-9.47112	41.69291	-207.447	0.432267	2538.80
愛媛県	2897.274	0.000141	6,009.408	-355.452	0.517766	-19.8871	47.2	-337.965	0.362168	694.9521	0.310903	-9.47112	46.4611	-207.447	0.678507	2137.16
高知県	2897.274	0.000141	5,164.625	-355.452	0.529537	-19.8871	48.5	-337.965	0.334273	694.9521	0.32464	-9.47112	47.45501	-207.447	0.82376	1967.10
福岡県	2897.274	0.000141	6,731.618	-355.452	0.530201	-19.8871	44.5	-337.965	0.286496	694.9521	0.288952	-9.47112	47.07655	-207.447	0.408933	2348.97
佐賀県	2897.274	0.000141	6,891.424	-355.452	0.528094	-19.8871	45.6	-337.965	0.271977	694.9521	0.279998	-9.47112	44.21409	-207.447	0.41389	2375.21
長崎県	2897.274	0.000141	5,787.968	-355.452	0.528571	-19.8871	46.8	-337.965	0.541612	694.9521	0.53987	-9.47112	47.3647	-207.447	0.553427	2225.83
熊本県	2897.274	0.000141	6,202.877	-355.452	0.533286	-19.8871	46.3	-337.965	0.347953	694.9521	0.360077	-9.47112	46.42173	-207.447	0.59135	2234.33
大分県	2897.274	0.000141	6,377.920	-355.452	0.530261	-19.8871	47	-337.965	0.421192	694.9521	0.43677	-9.47112	42.37988	-207.447	0.800838	2269.61
宮崎県	2897.274	0.000141	5,468.987	-355.452	0.527165	-19.8871	46.5	-337.965	0.385132	694.9521	0.413444	-9.47112	41.85432	-207.447	0.838072	2145.36
鹿児島県	2897.274	0.000141	5,473.068	-355.452	0.530357	-19.8871	46.8	-337.965	0.468396	694.9521	0.46679	-9.47112	43.81581	-207.447	0.61196	2176.10
沖縄県	2897.274	0.000141	5,272.338	-355.452	0.532143	-19.8871	40.8	-337.965	0.875634	694.9521	0.801183	-9.47112	45.34623	-207.447	0.430706	2384.26
全国	2897.274	0.000141	7,400.088	-355.452	0.513661	-19.8871	45	-337.965	0.56517	694.9521	0.477648	-9.47112	44.3991	-207.447	0.67257	2447.05

4.2.1.4 生態系サービス源としての森林資源価値評価

表 4-2 および表 4-3 にもとづいて、森林生態系の評価を行い、生態系勘定に導入するデータを提供する。最初に森林価値の原単位について考察する（図 4.4）。この回帰式は、森林の状態や社会構造によって適用すべきシャドウプライスが異なりうることを示している。

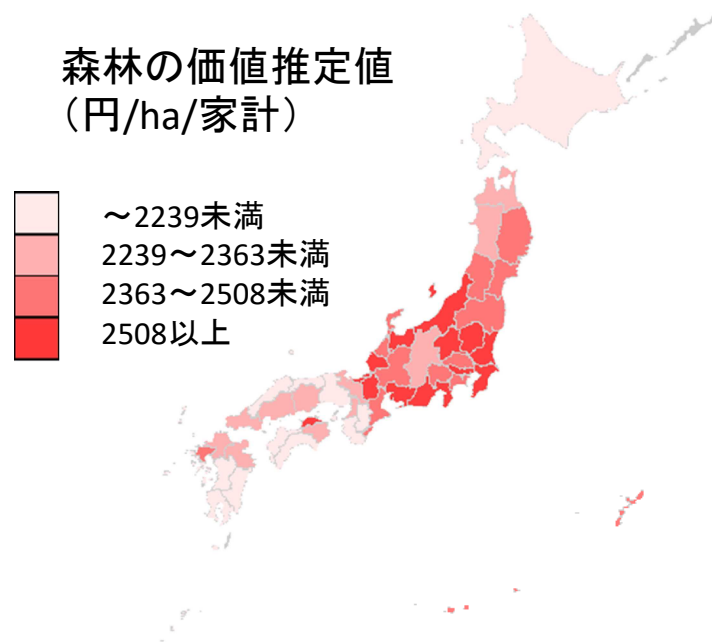


図 4.4 森林価値（原単位）の分布

原単位については、所得の影響なども受けながらも、相対的に東日本のほうが価値が高いことが示された。これは第 2 章でも議論したとおり、森林の質によるところがある。どちらかという東日本のほうが公益的価値重視されており、一般住民を主体とする価値付けにおいては高くなることは不思議ではない。同様に、商業的価値は森林所有者のみに帰属するため、一般住民にとっての価値が目減りすることが考えられ、その差異が現れた結果である可能性がある。

生態系勘定では価値の変化が重要であり、図 4.4 のように示されているストック価値について、経年変化を観察することは有意義である。しかし、第 2 章で示されたとおり、日本においては森林ストック量の変化は緩やかであり、1 年毎に変化をみるよりも、もう少し長いスパンをとって比較したほうが示唆を得やすい。ここでは、5 年間のスパンをとって比較することとし、平成 19 年と 24 年のデータを用いて、県内 GDP 比を取ることによって、ストック価値の変化がどの程度のものかをわかりやすくすると図 4.5 となる。

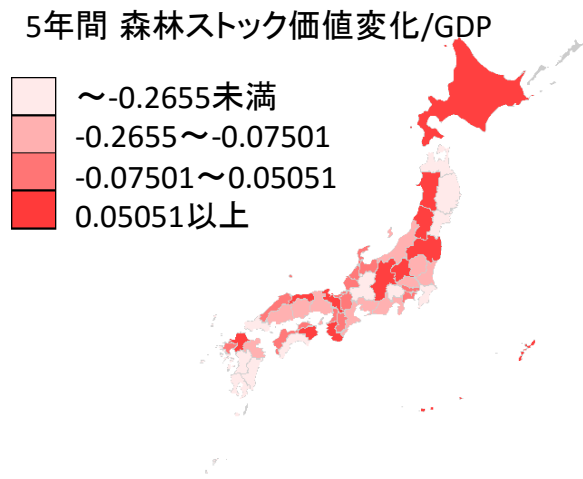


図 4.5 県内 GDP 比の森林価値変化

単純な比較は出来ないが、Costanza et al. (1997) では世界の生態系サービスは世界 GDP のおよそ 0.9 倍～3 倍であるとしていることを考えると、日本において生態系サービス源としての森林は極めて重要であると考えられる。このように持続可能性指標におけるシャドウプライスについて、地域差や森林の質を考えながら見てみると、県によっては無視できないほど森林変化の影響が大きいことがわかる。

4.2.2 湿地資源原単位価値のメタ分析

本研究で利用する WTP データは、サブテーマ(3) (第 3 章) から提供される支払カード型 CVM による湿地 1ha あたりに対する世帯あたり年間価値データである。第 3 章でみたように、その評価値にはばらつきがあり、それを説明する変数を設定し、当てはまりのよい関数を推定していく。

WTP は、サーベイ調査は 2016 年の 12 月 2 日から 12 月 9 日にかけて、インターネットを用いて全国の 6,843 人から回答を得たものである。

メタ関数を推定するにあたり、WTP を規定する諸要因を導入していくことが求められる。第一に、先行研究を踏まえてもっとも影響力の大きい変数は所得である。環境に対する WTP を推定する際に、高所得者ほど高い WTP を示すことが観察され、所得効果と呼ばれている。本研究においても、所得変数は欠かすことのできない社会経済的要因である。また、地域的特徴を表す基本的変数として、性別比と年齢を導入する。さらに、湿地へのアクセスが WTP に影響する可能性が考えられるため、湿地への訪問頻度を導入した。

対象属性として、湿地の特徴を的確に描写する変数を見つけるのは困難であるが、ここではもっとも基本的なものとして、量的規模を導入する。一般に、価値は希少性を反映するため、どの程度湿地が存在するのかが、1 ha の保全価値を規定すると考えられる。湿地の面積データは、第 2 章で与えられたデータのうち、もっとも価値評価年に近い 2009 年のデータを利用する。湿地面積は数年で急速に大きく変化するものでないため、7 年前のデータになってしまうが許容可能であり、新しい

データが利用可能になり次第、データセットを更新することが望まれるが、推計結果に大きな影響を及ぼすものではないと予想される。

その他の社会経済属性については、内閣府や総務省統計局のデータから、サーベイ年次にもっとも近いデータを採用した。ここで考慮した変数意外にもメタ関数に取り入れるべき要因に関するデータが入手可能になり次第、メタ関数の変数設定も更新できるようなデータセットの構築を行うが、本年度における湿地の価値推定式としては上記のような変数を取り入れる。

4.2.2.1 回帰分析

本節では、回帰分析をもちいて湿地 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する。この回帰式は、前節で取り上げた要因を導入して次のように表される。なお、様々なモデルを探索し、2 乗項なども考えてもっとも当てはまりのよい関数形で定式化する。

$$\text{WTP}_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} + \beta_4 \cdot \text{Age}^2 + \beta_5 \cdot \text{Freq} \\ + \beta_6 \cdot \text{Wetland size} + \beta_7 \cdot \text{Wetland size}^2 + \varepsilon$$

ここで Constant は定数項、Income は世帯あたり所得、Woman はその地域の女性率 1、Age は年齢、Wetland size は回答者の居住している県の湿地面積、 ε は誤差項を表す。

回帰式の各推定係数 β は表 4.7 のように得られた。

表 4.7 メタ関数の回帰分析

	係数	標準誤差	t 値	P 値
β_1 (income)	1.14	0.12	9.42	0.00
β_2 (sex)	-293.71	115.39	-2.55	0.01
β_3 (age)	-100.87	29.28	-3.45	0.00
β_4 (age2)	1.04	0.28	3.75	0.00
β_5 (frequency)	813.84	43.63	18.65	0.00
β_6 (wetland size)	133.84	74.70	1.79	0.07
β_7 (wetland size2)	-8.23	3.76	-2.19	0.03
Constant	2613.311	802.3522	3.26	0.001
Sample size	5848			
Prob > F	0.000			
Adj R-squared	0.09			

この回帰結果に基づいて、説明変数に相当する各県別の変数データを内挿することにより、各県別の 1ha 湿地に対する世帯あたり年間価値を算出することができる。その推定プロセスは表 4.8～表 4.9 のとおりに示される。

表 4.8 メタ関数から推定される湿地価値(1)

	切片	$\beta 1$ (income)	平均世帯所得(県民所得／世帯数)	$\beta 2$ (sex)	女性率	$\beta 3$ (age)	年齢	$\beta 4$ (age2)	年齢 ²	$\beta 5$ (frequency)	湿地訪問頻度	$\beta 6$ (wetland size)	湿地面積比	$\beta 7$ (wetland size2)	湿地面積比 ²	推定WTP
北海道	2613.311	1.135785	534.2047191	-293.7127	0.528055202	-100.8665	46.49378869	1.044464	2161.672386	813.8447	2.52589	133.8444	2.30081	-8.227345	5.293726656	2953.158846
青森県	2613.311	1.135785	591.0758563	-293.7127	0.530094271	-100.8665	46.99776969	1.044464	2208.790356	813.8447	2.440972	133.8444	2.628755	-8.227345	6.91035285	2977.014549
岩手県	2613.311	1.135785	601.8356866	-293.7127	0.523134328	-100.8665	47.3865723	1.044464	2245.487235	813.8447	2.538961	133.8444	1.120886	-8.227345	1.256385425	2914.836184
宮城県	2613.311	1.135785	619.0267467	-293.7127	0.515410959	-100.8665	44.62785582	1.044464	1991.645515	813.8447	2.603516	133.8444	3.06408	-8.227345	9.388586246	3195.48048
秋田県	2613.311	1.135785	597.078928	-293.7127	0.530593607	-100.8665	49.29738577	1.044464	2430.232244	813.8447	2.921512	133.8444	2.74935	-8.227345	7.558925423	3394.909809
山形県	2613.311	1.135785	659.166232	-293.7127	0.520373514	-100.8665	47.64476519	1.044464	2270.02365	813.8447	2.745614	133.8444	2.253603	-8.227345	5.078726482	3268.690191
福島県	2613.311	1.135785	686.3026118	-293.7127	0.515196078	-100.8665	46.14263021	1.044464	2129.142323	813.8447	2.995614	133.8444	2.205267	-8.227345	4.863202541	3504.166448
茨城県	2613.311	1.135785	759.59186	-293.7127	0.502532928	-100.8665	44.88132677	1.044464	2014.333493	813.8447	2.602484	133.8444	6.343316	-8.227345	40.23765788	3541.306249
栃木県	2613.311	1.135785	754.0502094	-293.7127	0.502991027	-100.8665	44.84026611	1.044464	2010.649465	813.8447	2.964286	133.8444	2.936569	-8.227345	8.623437492	3552.364646
群馬県	2613.311	1.135785	706.071755	-293.7127	0.507968127	-100.8665	45.33176384	1.044464	2054.968813	813.8447	2.896552	133.8444	1.838725	-8.227345	3.380909626	3415.575235
埼玉県	2613.311	1.135785	684.8604668	-293.7127	0.497054698	-100.8665	43.6153863	1.044464	1902.301922	813.8447	2.399743	133.8444	3.858583	-8.227345	14.88866277	3179.702163
千葉県	2613.311	1.135785	694.3555388	-293.7127	0.500570125	-100.8665	44.3104562	1.044464	1963.416528	813.8447	2.693247	133.8444	2.676566	-8.227345	7.164005552	3327.390475
東京都	2613.311	1.135785	890.4153441	-293.7127	0.502447743	-100.8665	43.78195241	1.044464	1916.859357	813.8447	2.455619	133.8444	3.100252	-8.227345	9.611562464	3397.380634
神奈川県	2613.311	1.135785	669.9633295	-293.7127	0.495974955	-100.8665	43.41266227	1.044464	1884.67661	813.8447	2.512555	133.8444	2.824475	-8.227345	7.977659026	3175.379335
新潟県	2613.311	1.135785	699.7912038	-293.7127	0.516820658	-100.8665	47.02214553	1.044464	2211.08217	813.8447	2.738889	133.8444	2.383057	-8.227345	5.678960665	3324.029351
富山県	2613.311	1.135785	789.7088914	-293.7127	0.516248175	-100.8665	46.90975843	1.044464	2200.525436	813.8447	2.377451	133.8444	3.37114	-8.227345	11.3645849	3217.364638
石川県	2613.311	1.135785	702.933551	-293.7127	0.517596567	-100.8665	45.32899021	1.044464	2054.717354	813.8447	2.974638	133.8444	1.076737	-8.227345	1.159362567	3389.039526
福井県	2613.311	1.135785	773.5969502	-293.7127	0.517326733	-100.8665	45.99413369	1.044464	2115.460334	813.8447	2.947872	133.8444	1.79491	-8.227345	3.221701908	3197.564979
山梨県	2613.311	1.135785	654.0064712	-293.7127	0.510957324	-100.8665	45.82831997	1.044464	2100.234912	813.8447	2.96875	133.8444	1.934526	-8.227345	3.742390845	3421.361589
長野県	2613.311	1.135785	667.9695673	-293.7127	0.514126911	-100.8665	46.62569606	1.044464	2173.955533	813.8447	2.645652	133.8444	1.447613	-8.227345	2.095583398	3118.286396
岐阜県	2613.311	1.135785	717.1209722	-293.7127	0.515774379	-100.8665	45.29175481	1.044464	2051.343054	813.8447	2.522876	133.8444	1.918629	-8.227345	3.68113724	3130.190965
静岡県	2613.311	1.135785	797.2115116	-293.7127	0.50685654	-100.8665	45.42288126	1.044464	2063.219973	813.8447	2.498698	133.8444	3.11275	-8.227345	9.689212563	3313.693566
愛知県	2613.311	1.135785	768.6644047	-293.7127	0.497303855	-100.8665	42.93709585	1.044464	1843.5942	813.8447	2.462531	133.8444	2.579093	-8.227345	6.651720703	3229.526194
三重県	2613.311	1.135785	713.9089062	-293.7127	0.513368984	-100.8665	45.41629381	1.044464	2062.639744	813.8447	2.532353	133.8444	2.446666	-8.227345	5.986174516	3185.909681

表 4.9 メタ関数から推定される森林価値(2)

	切片	$\beta 1$ (income)	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	$\beta 2$ (sex)	女性率	$\beta 3$ (age)	年齢	$\beta 4$ (age2)	年齢 ²	$\beta 5$ (frequency)	湿地訪問頻度	$\beta 6$ (wetland size)	湿地面積比	$\beta 7$ (wetland size2)	湿地面積比 ²	推定WTP
滋賀県	2613.311	1.135785	821.193617	-293.7127	0.503338078	-100.8665	43.11614574	1.044464	1859.002023	813.8447	2.90812	133.8444	19.09045	-8.227345	364.4452812	2913.762969
京都府	2613.311	1.135785	658.130069	-293.7127	0.520213577	-100.8665	44.84973448	1.044464	2011.498683	813.8447	2.507669	133.8444	1.548724	-8.227345	2.398546028	3013.521637
大阪府	2613.311	1.135785	664.0619207	-293.7127	0.516136364	-100.8665	44.30289127	1.044464	1962.728453	813.8447	2.328032	133.8444	3.664022	-8.227345	13.42505722	3071.90132
兵庫県	2613.311	1.135785	639.277129	-293.7127	0.521583378	-100.8665	44.85210652	1.044464	2011.711459	813.8447	2.523739	133.8444	1.864432	-8.227345	3.476106683	3038.15817
奈良県	2613.311	1.135785	630.5096809	-293.7127	0.526090064	-100.8665	45.41140845	1.044464	2062.196017	813.8447	2.586957	133.8444	1.373866	-8.227345	1.886189105	3021.997716
和歌山県	2613.311	1.135785	601.8019922	-293.7127	0.530876494	-100.8665	47.34027767	1.044464	2241.101889	813.8447	2.536232	133.8444	1.779218	-8.227345	3.165616692	2982.571193
鳥取県	2613.311	1.135785	612.4677529	-293.7127	0.52284264	-100.8665	46.8730783	1.044464	2197.085469	813.8447	2.405405	133.8444	1.822494	-8.227345	3.32148438	2896.460217
島根県	2613.311	1.135785	594.960806	-293.7127	0.52367688	-100.8665	48.35920235	1.044464	2338.612452	813.8447	2.379032	133.8444	3.53003	-8.227345	12.4611118	3006.136507
岡山県	2613.311	1.135785	653.4541121	-293.7127	0.520597322	-100.8665	45.68655345	1.044464	2087.261167	813.8447	2.425	133.8444	2.025563	-8.227345	4.10298649	2985.34439
広島県	2613.311	1.135785	675.1924996	-293.7127	0.516940272	-100.8665	45.31582468	1.044464	2053.523966	813.8447	2.49026	133.8444	1.150107	-8.227345	1.322746111	2972.073411
山口県	2613.311	1.135785	659.01238	-293.7127	0.529209622	-100.8665	47.73077157	1.044464	2278.226555	813.8447	2.41129	133.8444	1.282473	-8.227345	1.644736996	2891.997136
徳島県	2613.311	1.135785	652.2253859	-293.7127	0.525982256	-100.8665	47.56421863	1.044464	2262.354894	813.8447	2.815789	133.8444	2.622272	-8.227345	6.876310442	3350.940723
香川県	2613.311	1.135785	676.0854749	-293.7127	0.520520521	-100.8665	46.68950168	1.044464	2179.909567	813.8447	2.357143	133.8444	2.546434	-8.227345	6.484326116	3001.571179
愛媛県	2613.311	1.135785	564.0119158	-293.7127	0.52994429	-100.8665	47.12512678	1.044464	2220.777574	813.8447	2.487342	133.8444	1.06571	-8.227345	1.135737804	2822.036846
高知県	2613.311	1.135785	502.4167159	-293.7127	0.531942634	-100.8665	48.40827121	1.044464	2343.360722	813.8447	2.24	133.8444	1.494748	-8.227345	2.234271584	2597.186741
福岡県	2613.311	1.135785	632.653344	-293.7127	0.527013655	-100.8665	44.49355229	1.044464	1979.676195	813.8447	2.41219	133.8444	2.415587	-8.227345	5.835060555	2995.323984
佐賀県	2613.311	1.135785	667.9542717	-293.7127	0.530516432	-100.8665	45.57451913	1.044464	2077.036794	813.8447	2.659574	133.8444	2.36655	-8.227345	5.600558903	3223.743892
長崎県	2613.311	1.135785	561.7790642	-293.7127	0.533566434	-100.8665	46.76784937	1.044464	2187.231735	813.8447	2.346491	133.8444	0.5509619	-8.227345	0.303559015	2642.756469
熊本県	2613.311	1.135785	572.8802877	-293.7127	0.530060673	-100.8665	46.24720923	1.044464	2138.804362	813.8447	2.755435	133.8444	1.292525	-8.227345	1.670620876	3079.152945
大分県	2613.311	1.135785	559.2437905	-293.7127	0.528870293	-100.8665	46.94327954	1.044464	2203.671494	813.8447	2.519608	133.8444	1.387393	-8.227345	1.924859336	2880.234943
宮崎県	2613.311	1.135785	522.0632085	-293.7127	0.530918728	-100.8665	46.46334622	1.044464	2158.842542	813.8447	2.869403	133.8444	1.93413	-8.227345	3.740858857	3181.90675
鹿児島県	2613.311	1.135785	518.9001757	-293.7127	0.533957845	-100.8665	46.79288598	1.044464	2189.574178	813.8447	2.653846	133.8444	0.8570515	-8.227345	0.734537274	2881.42336
沖縄県	2613.311	1.135785	529.4073094	-293.7127	0.510130246	-100.8665	40.7461929	1.044464	1660.252236	813.8447	2.063725	133.8444	0.96453	-8.227345	0.930318121	2489.914519

4.2.2.2 生態系サービス源としての湿地の経済価値評価

表 4-2 および表 4-3 にもとづいて、湿地の経済的価値評価を行い、生態系勘定に導入するデータを提供する。最初に湿地価値の原単位について考察する（図 4.6）。

3章でも見られたように、湿地の原単位価値は都道府県で多様であることがメタ回帰式からも確認される。

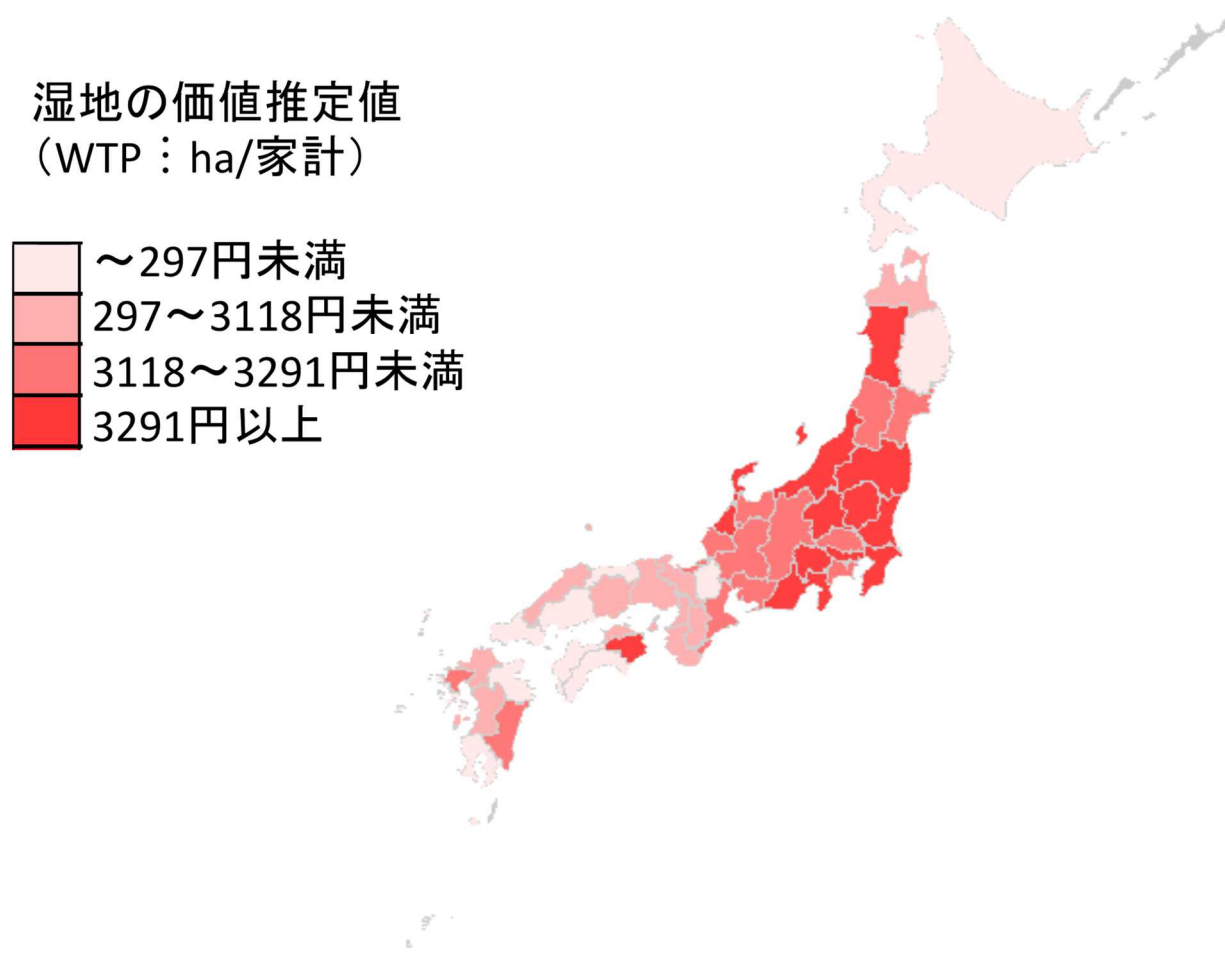


図 4.6 湿地価値（原単位）の分布

次に、生態系勘定で表現する資源の価値として、湿地のストック価値を評価する。これは原単位価値を量的規模を乗ずることによって得られる。量のデータは第 2 章から提供されるとおりであり、図 4-1 に示されている原単位を乗じることで図 4.7 が得られる。

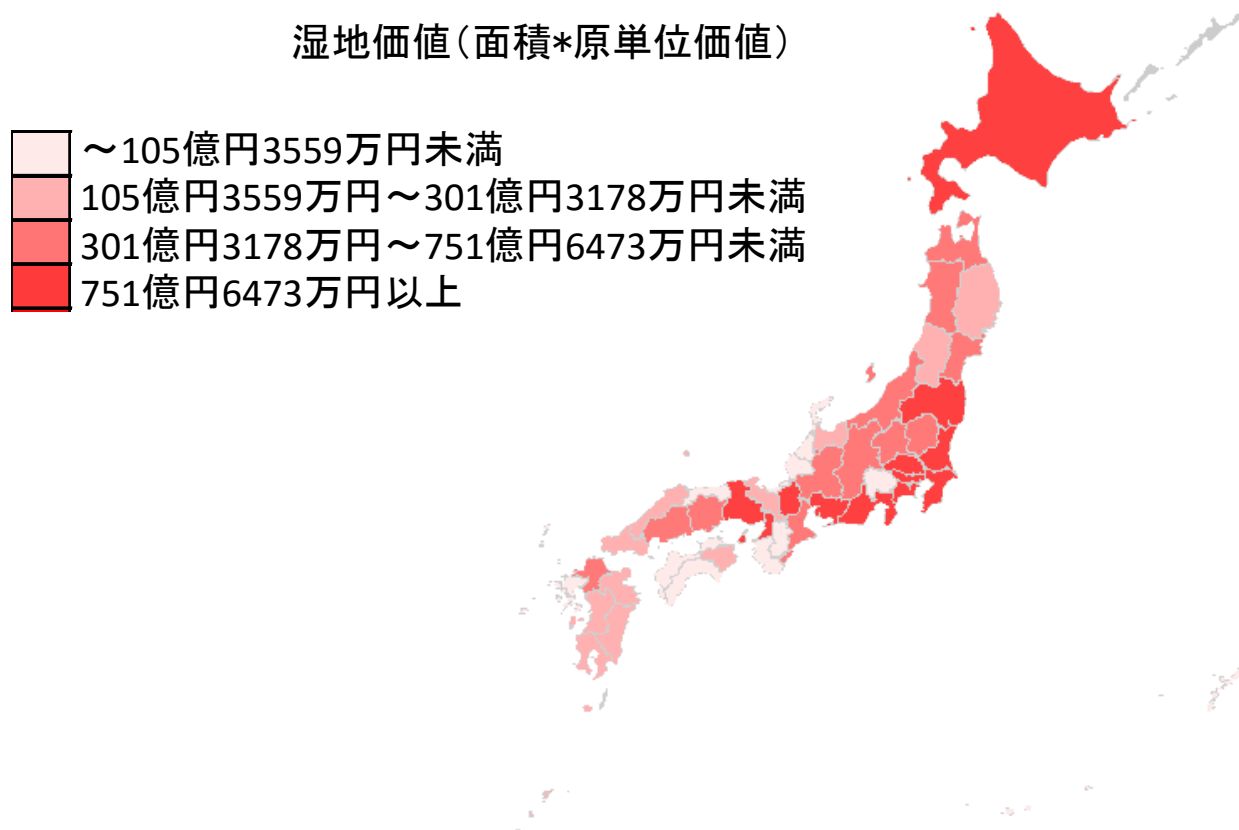


図 4.7 湿地ストック価値（2009 年）

生態系勘定では価値の変化が重要であり、図 4.7 のように示されているストック価値について、経年変化を観察することは有意義である。しかし、湿地の変化の速度はおそいため、年間変化にあまり意味がない。そこで時間間隔をある程度とって、1987 年と 2009 年のデータを用いて、その間の湿地面積変化を見ると図 4.8 のようになる。

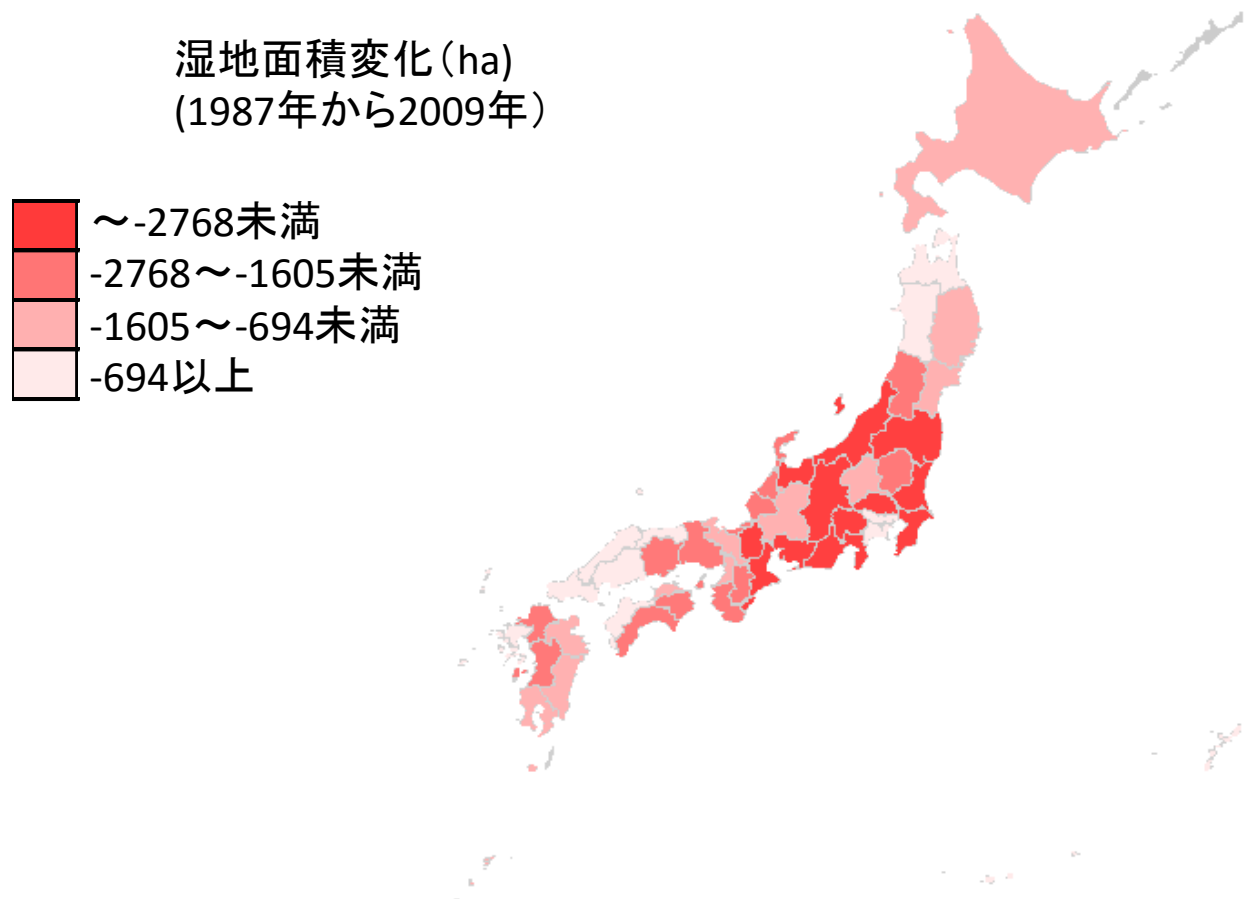


図 4.8 湿地面積の変化

図 4.8 を見ると、関東地方を中心に本州の中央部での湿地の減少が目立つ。こうした地域は、CVMで求めた原単位評価の高い地域と合致するため、この損失は大きなものとなる。

このように、原単位価値も湿地面積の変化も、都道府県ごとに差異があることがわかったことから、湿地減少の評価値は国レベルのみならず、都道府県レベルで丁寧に評価していくことが湿地という自然資本の減少を正しく把握することにつながる。

都道府県レベルで、こうした湿地の減少の経済的評価は、図 4.9 のように与えられる。

湿地面積の減少の経済評価
(1987年から2009年)

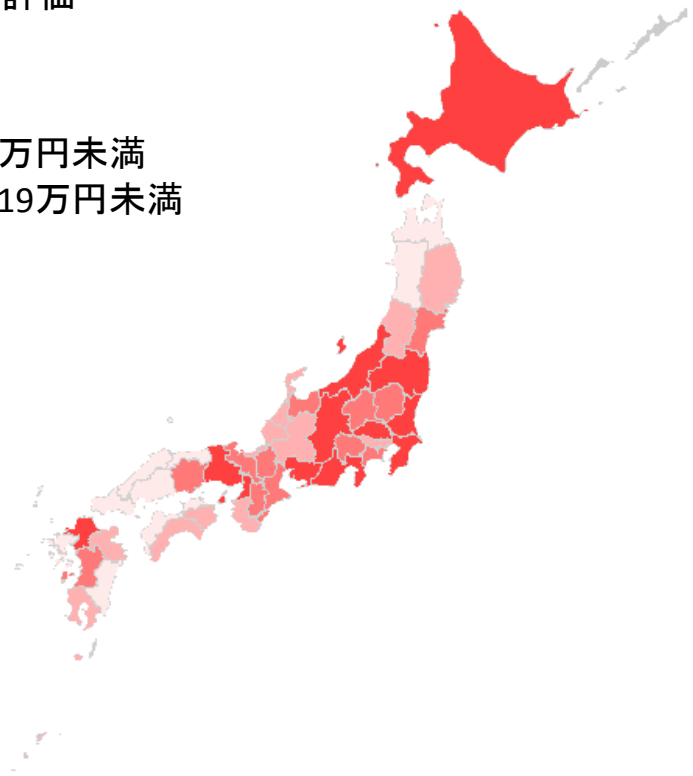
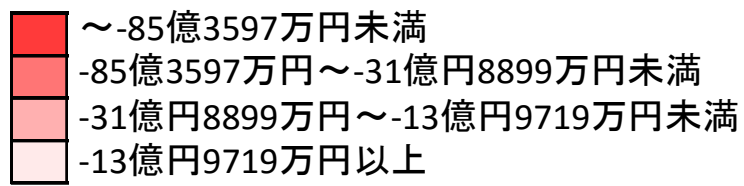


図 4.9 湿地資源のストック価値変化

第5章 まとめと環境政策への貢献

5.1 まとめ

本研究は、日本における生態系勘定の構築に向けて、勘定体系のフレームワーク構築（第1章）、およびそのコンテンツデータの提供として量データの収集と評価（第2章）、価値データの収集と評価（第3章および第4章）から構成される。

第1章では、まず SEEA-EEA について精査した。国連から公表されている SEEA-EEA 報告書の各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理し、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめた。とりわけ我が国における生態系勘定作成への示唆として注目した点は、①国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、②空間的統計単位として GIS の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の SNA とは大きく異なる考え方を導入していること、③貨幣価値評価において交換価値アプローチを採用するか余剰価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNA と接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることが見出された。

そのうえで、SEEA-EEA の指針について国際的な検討を行うロンドングループ会合における生態系勘定の開発に関する議論の概要をまとめ、SEEA-EEA を踏まえて構築されている生態系勘定体系の先行事例として、オランダ、スウェーデン、イギリスの各国における生態系勘定開発の動向を調査・研究し、本研究で構築するフレームワークへのフィード・バックを行った。これらの中から、日本における生態系勘定開発への示唆として、指摘した交換価値アプローチと余剰価値アプローチの選択の問題に関して、SNA との整合性の確保に固執することなく、日本の生態系勘定の利用やデータの入手可能性などを踏まえ、柔軟にアプローチを選択すべきという点が示された。その上で、第1章では日本における生態系勘定表として、森林資源と湿地という生態系資産に関して、都道府県ごとにその量と価値を把握できる生態系勘定表を提案した。

ここでは、SEEA との整合性や使い勝手なども考慮しながら、その問題点および論点を提起した。特に採用する価値評価として、交換価値を採用するか余剰価値を採用するかという問題は、重要な政策的含意を持つものである。交換価値による評価は、SEEA や SNA と整合的であり、実際に取引が行われた金額をベースにした評価であるため、客観性が高く需要側と供給側で一致した値となり、会計原則に則した評価が可能となるが、調整サービスや文化サービスの供給といった生態系の公共財的な性質を有するサービスの供給機能は評価できない。それに対して余剰価値による評価は、市場取引がなされない幅広い生態系の価値を評価できる一方、あくまで需要側が考えている評価額であることから、供給側が考えている評価額とは異なる結果となり、市場取引額をベースとしている SNA などの経済計算体系や会計上の考え方とは相容れない。

本研究で構築した勘定表では、交換価値アプローチと余剰価値アプローチの双方の手法で評価額を記載できる方法を採用している。これにより、生態系勘定表の用途によって、どちらかのアプローチを選択することができる。こうした勘定体系の柔軟性は、様々な環境政策の立案・評価におい

て応用可能なものとする。例えば、費用便益基準で政策評価を実施したい場合や、持続可能性指標などへの統合・応用を考える場合は、余剰価値アプローチが適している。それに対して、例えば GDP の拡張や、企業会計などへの応用を考える場合は、交換価値アプローチが適している。いずれの場面にも対応するようなフレームワークは、環境政策が多岐にわたる場合にも柔軟に利用可能となる。

第 2 章では、生態系勘定で必要とする森林、湿地、漁業資源についての量的データを収集した。まず、森林資源について、森林面積(ha)、森林蓄積(m^3)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人工林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究では都道府県別の生態系勘定表を提示することを目指しているため、森林の量的データについても都道府県別でのデータ収集を実施した。また、森林資源の状態を表すデータも可能な限り収集し、本章では森林の育成期間(年)及び密度(m^3/ha)データの経年変化についてもデータ収集を行い、必要に応じて数値の推計を行った。たとえば育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言え、ここで収集・推計したデータは生態系資源管理あるいは自然資本管理として有用である。

続いて、湿地資源についても量的データの収集を行った。湿地資源として、ラムサール条約の定義に基づき、日本の河川湖沼について 1987 年以降の変化について土地利用面積からデータ化した。ただし、湿地の状態を表すデータは極めて限られており、アクセスなど収集可能なデータについては社会調査によってフォローアップした。

また、水産資源供給における沿岸生態系サービスの自然資本ストックデータの収集及び推計を実施した。特に 2003 年度、2008 年度、2013 度の 3 時点における都道府県別の自然資本ストックについて収集することで都道府県別の傾向が明らかになるとともに、自然資本ストックの経年変化から、漁業組織の取り組みとの関係性を考察することができた。

こうした自然資本の量的把握は、保全政策を検討する際の基礎的資料となると同時に、価値評価における前提ともなるため、生態系勘定体系の枠組みにおいて重要性をもつ。特に本章では、資源状態の地域的特徴の抽出につながり、地域の状況により即した環境政策の検討が可能になる。たとえば、本章で構築した森林資源についての量的データ・セットを構築したが、それを用いて要因分解などの分析手法を応用することで、それぞれの地域の資源の価値をより高めるための課題の析出を行った。これはより効果的な生態系資源管理に政策的な含意を与えるものである。

また、こうした量的データは、生産におけるインプット量との関係を含んでおり、生産関数との関係を通じた経済的価値の分析につながる。これは交換価値の推定になり、各都道府県の差異を反映する詳細な原単位価値を与えうる。これによって、これまでの資源レント法による画一的な交換価値推定を補完するものとなる。

第 3 章では、生態系勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、生態系サービスの経済学的評価手法について、環境の経済評価論の観点から精査した。生態系サービスの価値づけにおける効用理論的枠組を整理したうえで、理論的背景をもつ経済価値評価手法について概観し、生態系勘定においては、商業的な利用価値だけでなく、非利用価値を評価することが重要であることが指摘されており、我が国の生態系勘定においても非利用価値を含める必要があることを論じた。そして、(1)環境評価の手法、(2)評価の主体、(3)評価の時間的単位、(4)評価の空間的単位に関する検討を行った上で社会調査を実施し、非利用価値の推定可能な表明選好法のうち支払カード型 CVM を実施し、森林の原単位価値評価を行った。

湿地についても森林と同様に非市場財的性質をもつことを踏まえて、森林の場合と同じく評価プロセスを検証し、社会調査の実施を通じて湿地の原単位評価を行った。

こうした原単位評価に加えて、第1章で議論された生態系勘定のフレームワークの要請から、それぞれの生態系資源に関する生態系サービスごと（属性ごと）の評価を行った。ここでは、CVMが表明選好法であり余剰価値（WTP）の評価を行うものであることに鑑み、同様のランダム効用モデルを基礎にもつコンジョイント分析を応用することで属性別のウェイトを推定した。森林についてはこれまでの研究で指摘されている生態系機能の多面性から、属性数が多く単純なコンジョイント分析の適用は困難であるため、部分プロファイル分析を適用した。その結果、水源涵養機能、土砂災害防止機能、生態系保全機能、温暖化防止機能、木材生産機能について、符号条件について整合的な有意な推定値が得られ、生態系勘定で利用できるウェイトに関する情報が入手された。湿地資源についても同様にコンジョイント分析によって、生態系サービスごとのウェイト推定に成功した。こうした分析から、市場ベースの評価では測定されない非利用価値などの重要性が明らかになった。環境政策は本来、外部性や非利用価値などに対応できない市場の失敗を是正するために必要とされるものであるが、本研究では政策が対象にすべき自然資本の、市場ベースでの価値からの乖離を測定するものであるため、環境政策の必要性や妥当性を議論する上で有用な情報を提供するものである。例えば湿地の価値評価により、湿地保全策の必要性や妥当性が示唆され、政策手段の議論へと発展するものである。

こうした原単位価値および生態系サービス別の価値推定では、第2章における量データと同様に各地域でどのように分布しているかに焦点を当てている。価値データも地域ごとに推定することにより、都道府県別の生態系勘定表への導入が可能となった。

第4章では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、メタ分析の先行研究を参照しながら、第3章で得られた森林原単位価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それに第3章で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。そして、こうした評価値とデータは、持続可能性指標などへの応用が可能であることを論じた。これにより、今後しばらくの期間については、新しいデータを決定要因として代入すれば原単位価値を更新することができ、当該期の政策決定の情報として用いることができる。

湿地についても、メタ分析の先行研究を参照しながら、第3章で得られた湿地原単位価値の決定要因について、回帰分析を応用して定量的に明らかにした。推定された回帰式を使って、各県別に湿地の原単位を推定し、それに第2章で提供された湿地の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。この評価値は、第1章で提供される生態系勘定のフレームワークに導入することができる。量的データと価値データを体系的に合わせて行く作業を通じて、各章・各サブテーマを統合して生態系勘定体系の試案が作成された。

5.2 環境政策への貢献

本報告書で研究された生態系勘定は、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ための基礎資料を提供するものであり、日本において重要な生態系である森林・湿地生態系サービスの評価を行ったものである。生態系勘定の構築は、愛知目標の達成に向けて、現在の政策評価および今後の課題についての議論に貢献する。

特に、本研究で生態系勘定を作成するうえで、交換価値と余剰価値で評価値が大きく影響される点についての考察は、環境政策を実施するうえで参照すべき環境評価結果についての重要な示唆を与える。SEEA-EEAの指針にもとづく生態系資源評価では、交換価値のみに着目しているため、生態系資源の公共性や便益のスピルオーバーについての必ずしも十分な考慮がなされていないことがわかる。市場の歪みを直すという環境政策の目的からは、そうした環境評価が必ずしも適切な環境政策の立案につながらないことがわかる。環境政策の目的が、社会厚生を最大化あるいは環境破壊として生じている厚生損失の回復とするならば、余剰価値による評価値を参照すべきであろう。利用目的によって評価基準を選定し、それによって勘定表を使い分けることが推奨されるが、本研究のフレームワークはそれを可能にするものである。

また、生態系の価値を測るというだけでなく、持続可能性や包括的な豊かさを目指した政策に関する指標構築にも本研究は貢献する。例えば世界銀行の調整順貯蓄（Adjusted net savings）や国連大学の新国富指標（Inclusive Wealth Index）は、GNI比の森林価値減耗を指標に取り入れている。その際には、日本の森林変化に1haあたりの森林レントを乗じることによって評価しているが、そこでは日本の森林ストック量が安定しているためにほぼゼロと査定されている。本研究ではこうした点について、地域別のストック量変化を測定しただけでなく、森林レントではなく非利用価値を含めたシャドウプライスを推定した点においてより精度の高い評価となっていると考えられ、これを日本版持続可能性指標の構築に利用することが考えられる。また、SDGsの具体的指標として、新たに導入することも可能となる。我が国のSDGs実施方針を見ると、生態系関連の目標として、生物多様性保全などが挙げられており、この達成度の評価尺度としていくつかの指標が提示されているが、これらはどれも保全地域面積や絶滅危惧種数など物量データを中心とするもので、社会経済的な指標は皆無である。ここに新たな目標やその評価尺度として、生態系勘定から得られた指標を組み込むこともできると考える。さらに、こうした生態系勘定を、政府による森林保護政策や、企業によるCSR活動などの評価にも用いることができる。

また、国連大学を始めとする諸機関から持続可能性指標としての新国富報告書などの発行を含めた世界的な動きに対して、統計データの量・質ともに充実している我が国において詳細な生態系資本の評価を行いとマクロ指標への応用の枠組みへ連携させることは、世界的に進む指標づくりにも寄与するものであると同時に、この勘定体系と指標を利用することで、生態系保全と持続可能性の統合的な政策的議論を世界に先駆けて行うことができる。たとえば、新国富指標など資本アプローチにもとづく現状の持続可能性指標においては、計算されている自然資本の種類はそれほど多くない。本研究の本年度の研究対象である湿地や沿岸資源は、そうした指標で不足していた情報である。それに対して本研究の勘定体系と指標をリンクさせることができれば、指標の精緻化にも大きく貢献することになる。また森林生態系や湿地生態系に関連する資源ストックの管理について、社会的価値および持続可能性の観点からの政策評価材料が提供され、開発と生態系保全政策を考慮する際

の基礎情報を提供することになる。

本研究のメタ分析や勘定体系は、新年度データの増加に合わせて迅速にアップデートできるように考慮されている。また、国レベルだけでなく、都道府県レベルでの把握が可能であり、これを利用すれば各地域の資源状態や社会経済状態と合わせた生態系保全政策が議論できる。すなわち、勘定体系から読み取れる生態系ストックの社会的価値は、生態系勘定に必要な情報を直接的に提供するだけでなく、他の資本とのトレードオフを論じることができるため政策の総合的な評価も可能になるものである。

本研究で構築する生態系勘定は、これからの日本の開発様式が自然共生型であることを検証する際の重要な指標となるとともに、生態系という一種の無形資産の適切な管理のための可視化と主流化を促すものとなることが期待される。生態系保全は、コストに対してその便益が可視化されづらいために、政策実施において評価プロセスに困難が生じることが多い。そうした際に、政策影響として生じることが予測されている量的・質的生態系変化の経済的評価が速やかになされることは、集成的意思決定プロセスにおいて有用な判断材料となるだろう。同時に、資産としての生態系ストック価値の可視化は、地域住民や企業の自然資本に対する再認識にも繋がる。企業等における自然生態系保護が、経済計算体系と連動する形で経済価値評価されるならば、自発的環境保全のインセンティブにもなるだけでなく、企業戦略としての環境保全行動も促す効果が生まれることも期待される。最終的には生態系サービス源の保全という現代における世界的課題への取り組みにつながるだろう。

5.3 今後の課題

このように、本研究で構築した生態系勘定表は、環境政策に幅広く適用できる可能性を有している。しかしながら、今後、本研究で構築した勘定表を環境政策に利用するためには、未だいくつかの課題が残されている。1 つ目の課題は、今回構築した勘定表にも全ての数値が計上されているわけではない点である。未計上となっている数値は主に期首から期末までの変化量を表すフロー計数であり、生態系の状態変化や生態系からのサービス量などのフロー情報を計上することで、一種の生態系フロー勘定の構築も可能となる。2 つ目の課題は、物量勘定等、生態系勘定のその他の勘定表も構築することである。第 1 章で説明したとおり、欧米では、基礎データとしてまず物量勘定を整備の上で、貨幣勘定を構築する方式をとっているが、本研究では、デスクトップスタディ（主に統計データからの推計）を行うことで、物量勘定の整備を行わずに貨幣勘定を構築した。特に、生態系サービスをどのような経済主体がどれだけ利用しているかを示すフロー勘定（生態系サービス配分勘定）を構築することで、生態系勘定を企業の社会的責任（CSR）や主流化にも活用可能となる。今後、これらの点に取り組むことで、例えば、生態系がどのような理由でどれだけ減少しているか、どのような土地からどのような生態系サービスが供給されているかなど、より詳細な情報を提供できる。ただし、これらの勘定表の構築に必要な物量データは膨大であり、これを全国全ての都道府県で収集するのは困難である。そのため、例えば 1 つの県を対象に事例として行うことが現実的と考える。

そして、3 つ目の課題として、これらの情報から具体的かつ有用な指標を推計できるようにすることが挙げられる。生態系勘定を含め、環境勘定はあくまでデータベースであり、そこから具体的

な指標を推計しなければ、政策への応用は難しい。この点については、先に示した調整順貯蓄や新国富指標、SDGsに関連した指標の推計を目指すことが考えられる。

Ⅲ 添付資料

添付資料 1 参考文献

第 1 章 SEEA-EEA を中心とした生態系勘定の世界的動向と日本

- Boyd, J., Banzhaf, S., (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* 63, pp.616-626.
- de Knegt, B. ed.(2014) *Graadmeter Diensten van Natuur*, Wageningen University. (オランダ語)
- Edens, B., Graveland, C., (2014) Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA, *Water Resources and Economics* 7, pp.66-81.
- Edens, B., Hein, L., (2013) Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics* 90, pp.41-52.
- European Commission (EC), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), United Nations (UN) and World Bank. (2013) *System of Environmental-Economic Accounting 2012 Experimental Ecosystem Accounting*.
- Hein L., Obst, C., Edens, B., Remme, R. P., (2015) Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital, *Environmental Sustainability* 14, pp.86-92.
- Kahn, J., (2011) Towards a sustainable environment UK natural capital and ecosystem economic accounting, *UK Environmental Accounts , 2011 - Blue Book update*, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/rel/environmental/uk-environmental-accounts/2011---blue-book-update/index.html>
- Khan, J., Greene, P., Hoo K. W., (2013) Measuring UK woodland ecosystem assets and ecosystem services, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/guide-method/user-guidance/well-being/publications/measuring-the-uk-woodlands-ecosystem.pdf>
- Ministry of Economic Affairs. (2013). Uitvoeringsagenda Natuurlijk Kapitaal: behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit. *Brief aan Tweede Kamer. DGNR-NB/13091035*.
<http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/kamerstukken/2013/06/22/kamerbrief-over-uitvoeringsagenda-natuurlijk-kapitaal.html>. (オランダ語)
- Obst, C., Hein, L., Edens, B. (2015). National accounting and the valuation of ecosystem assets and their services. *Environmental and Resource Economics, Not assigned to an issue*, pp.1-23.
- Office for National Statistics (2012). Accounting for the value of nature in the UK: A roadmap for the development of natural capital accounts within the UK environmental accounts, Office for National Statistics.
- Office for National Statistics (2015) Natural capital accounting 2020 Roadmap, Office for National Statistics.
- Plummer, M.L., (2009) Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services,

Ecosystem Services 7(1), pp.38-45.

- Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M., Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics*, 112, 116-128.
- Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Roy P. Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Shörter, M., Remme, R. P., Sumarga, E., Barton, D., Hein, L., (2015) Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting, *Ecosystem Services* 13, pp.64-69.
- UK National Ecosystem Assessment (2011) The UK National Ecosystem Assessment Technical Report.
- van der Ploeg, S., de Groot, D., Wang, Y., (2010) The TEEB valuation database: overview of structure, data and results Final report, Foundation for Sustainable Development.
- 外務省 (2016) 『日本 持続可能な開発目標 (SDGs) 実施指針 2016 年 12 月 22 日 SDGs 推進本部決定』。

第 2 章 生態系資源量データに基づく交換価値の推定

- Arreguín-Sánchez, F. (1996) Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6(2), 221-242.
- Färe, R., Grosskopf, S. and Weber, W.L. (2006) Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture, *Ecological Economics*, 56, 89-103.
- Lee, S.C., Oh, S.H., Lee, J.D. (2014) A new approach to measuring shadow price: Reconciling engineering and economic perspectives. *Energy Economics* Volume 46, Pages 66-77.
- Lee, J.D., Park, J.B. and Kim, T.Y. (2002) Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environment inefficiency taken into account: a nonparametric directional distance function approach, *Journal of Environmental Management*, 64, pp.365-375.
- Maradan, D. and Vassiliev, A. (2005) Marginal costs of carbon dioxide abatement: Empirical evidence from cross-country analysis, *Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik*, 141(3), pp.377-410.
- Yamaguchi, R., Sato, M., Ueta, K. (2016) Measuring Regional Wealth and Assessing Sustainable Development: An Application to a Disaster-Torn Region in Japan. *Social Indicators Research* 129(1), 365-389.
- 自然資本研究会 (2015) 自然資本入門：国、自治体、企業の挑戦. NTT 出版
- 首相官邸 (2016) 農林水産業の輸出強化ワーキンググループ(第 10 回) 『品目別の輸出力強化に向けた対応方向』 http://www.kantei.go.jp/jp/singi/nousui/kyouka_wg/dai10/siryoku4_b2-7.pdf
- 水産庁 (2010) 平成 22 年水産白書 第一章第一部

http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/h22/pdf/h22_hakusyo5_2.pdf
 竹中工務店 (2012) 「燃エンウッド®」が「第9回エコプロダクツ大賞」農林水産大臣賞を受賞」
 2012年11月29日 <http://www.takenaka.co.jp/news/2012/11/03/index.html>
 田中浩、正木隆、佐藤保、山中高史、田内裕之、新山馨、吉丸博志 (2012) 「針葉樹人工林を広
 葉樹林へと誘導する」 森林総合研究所 平成24年版 研究成果選集 page 8-9.
 日刊工業新聞 (2017) 「オフィスビルや工場がどんどん木造に！火事や地震に弱いイメージを払し
 よくする新工法:国も国産木材の利用拡大を後押し」2017年5月9日. <https://newswitch.jp/p/8952>.
 農林水産省「森林組合一斉調査」『森林組合統計』http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sinrin_kumiai
 林野庁 (2017) 平成30年度林野庁予算概算要求の概要
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/rinsei/yosankesan/30gaisan.html>
 林野庁 (2002) 「平成13年度 森林及び林業の動向に関する年次報告」平成13年度森林・林業
 白書 <http://www.maff.go.jp/hakusyo/rin/h13/html/index.htm>

第3章生態系サービス資源の価値評価

- Alberini and Kahn (2006), *Handbook on Contingent Valuation*, Edward Elgar.
- Barbier, E. B. (2011), “Wetlands as natural assets”, *Hydrological Sciences Journal*, 56, 8, pp.1360-1373.
- Barrio, M., and M.L. Loureiro, (2010). “A meta-analysis of contingent valuation forest studies”, *Ecological Economics*, 69, pp. 1023–1030.
- Bateman, I. J, R. T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroğlu, D. W. Pearce, R. Sugden and J. Swanson (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*, Edward Elgar.
- Bateman, I. J. and K. G. Willis (1999), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press.
- Bjornstad, D. J. and J. R. Kahn (1996), *The Contingent Valuation of Environmental Resources*, Edward Elgar.
- Brander, L., M., Raymond, J. G. M. F., and Vermaat, J.E (2006), “The Empirics of WetlandValuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature”, *Environmental and Resource Economics*, 32, pp.223-250.
- Carson, R., N. Flores, K. Martin and J. Wright (1996), “Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies”, *Land Economics*, 72, pp.80-99.
- Carlsson, F. and P. Martinsson (2001), “Do hypothetical and actual marginal willingness to pay differ in choice experiments?”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 41,179-192.
- Carson, R. T., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A. Ruud, and V. K. Smith (1994), “Prospective interim lost use value due to DDT and PCB contamination in the Southern California Bight”, *Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration*, Natural Resource Damage Assessment Inc.
- Carson, R. T., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A. Ruud, and V. K. Smith (1997), “Temporal reliability of estimates from contingent valuation”,

- Land Economics*, 73, 2, pp.151-161.
- Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (2003), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947), "Capital Returns from Soil-Conservation Practices", *Journal of Farm Economics*, 29, pp.1181-1996.
- Davis, R. K. (1963), "Recreational Planning as an Economic Problem", *Natural Resources Journal*, 3, pp.239-249.
- Flores, N. E. (2003), "Conceptual Framework for Nonmarket Valuation", in Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- GIA (2000), Measurement of change of wetland size, Geographical Information Authority of Japan, 2000 (in Japanese)
- Haab, T. C. and K. E. McConnell (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources*, Edward Elgar.
- Herriges, J. A. and C. L. Kling (1999), *Valuing Recreation and the Environment*, Edward Elgar.
- Hicks, J. R. (1943), "The Four Consumer's Surplus", *Review of Economic Studies*, 11, pp.31-41.
- Johansson, P-O. (1987), *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge University Press. (邦訳: 嘉田良平(監訳)、『環境評価の経済学』、多賀出版.)
- Kahneman, D., I. Ritov and D. Schkade (1999) "Economic preferences or attitude expressions? An analysis of dollar responses to public issues", *Journal of Risk and Uncertainty*, 19, 220-242.
- Limaiei, S. M., H. Ghesmati, R. Rashidi and N. Yamini (2014). "Economic evaluation of natural forest park using the travel cost method", *Journal of Forest Science*, 60 (6), pp.254-261.
- McFadden, D. (1974), "Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior", in P. Zarembka (ed.), *Frontiers in Econometrics*, Academic Press.
- MEA (2005), Millennium Ecosystem Assessment, United Nations, 2005.
- Miller, G. A. (1956), "The Magical Number Seven, Plus or Minus Two: Some Limits on Our Capacity for Processing Information", *The Psychological Review*, 63, 2, pp.81-97.
- Mitsch, W.J., and Gosselink, J.G., (2015). "Wetlands", 5th edition. John, Wiley, New York.
- Mitchell, R. C. and R. Carson (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future. (邦訳: 環境経済評価研究会(訳)、『CVMによる環境質の経済評価: 非市場財の価値計測』、山海堂.)
- Nocera, S., H. Telser, and D. Bonato (2003), *The Contingent Valuation Method in Health Care: An Economic Evaluation of Alzheimer's Disease*, Kluwer Academic Publishers.
- Ramsar Convention Secretariat (2004). "Ramsar handbooks for the wise use of wetlands", 2nd edition. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ready, R., S. Navrud, and W. Dubourg (2001), "How do Respondents with Uncertain Willingness to Pay Answer Contingent Valuation Questions?", *Land Economics*, 77, pp.315-326.
- Stevens, T. H., R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge, and C. Willis (2000), "Comparison of Contingent Valuation and Conjoint Analysis in Ecosystem Management", *Ecological Economics*, 32, pp.63-74.

- TEEB (2010), “The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations”, Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Turner, K., D. Pearce, and I. Bateman (1994), *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf. (邦訳: 大沼あゆみ(訳)、『環境経済学入門』、東洋経済新報社.)
- Welsh, M. P, and G. L. Poe (1998), “Elicitation Effects in Contingent Valuation: Comparisons to a Multiple Bounded Discrete Choice Approach”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, pp.170-185.
- Wilis and Garrod (2012), *Valuing Environment and Natural Resources*, Edward Elgar.
- Whiteoak, K., and J., Binney, (2012). “Literature review of the economic value of ecosystem services that wetlands provide”, Marsden Jacob Associates.
- Woodward, R. T., and Y. S. Wui (2001) “The economic value of wetland services: A meta-analysis”, *Ecological Economics*, 37(2), pp. 257–270.
- 植田和弘 (1996)、『環境経済学』、岩波書店.
- 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」、学術会議答申
- 環境省(2015)、『湿地が有する生態系サービスの経済価値評価』
<http://www.env.go.jp/press/files/jp/24504.pdf>
- 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.
- 栗山浩一 (1998)、『環境の価値と評価手法』、北海道大学出版会.
- 栗山浩一 (1999)、「環境評価の現状と仮題－CVM、コンジョイント分析を中心に－」、鷺田豊明、栗山浩一、竹内憲司(編)、『環境評価ワークショップ』、第2章、築地書館.
- 栢植隆宏、三谷羊平、栗山浩一 (2011)『環境評価の最新テクニック：表明選好法・顕示選好法・実験経済学』、勁草書房
- 藤本高志 (1998)、『農がはぐくむ環境の経済評価』、農林統計協会.
- 鷺田豊明 (1999)、『環境評価入門』、勁草書房.
- 鷺田豊明、栗山浩一、竹内憲司 (1999)、『環境評価ワークショップ：評価手法の現状』、築地書館.

第4章 量的および質的価値の生態系サービス勘定表への導入

- Barrio, M. and M. Loureiro(2010), “A meta-analysis of contingent valuation forest studies”, *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1023-1030
- Brander, L., M., Raymond, J. G. M. F., and Vermaat, J.E (2006), “The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature”, *Environmental and Resource Economics*, 32, pp.223-250.
- Brouwer, R., & Spaninks, F. A. (1999). The validity of environmental benefits transfer: Further empirical testing. *Environmental & Resource Economics*, 14, 95–117.
- Desvousges, W. H., F. R. Johnson, and H. S. Banzhaf (1998), *Environmental Policy Analysis with Limited Information*, Edward Elgar.

- Morrison, M. (2001). Non-market valuation databases: How useful are they? *Economic Analysis and Policy*, 31, 33–55.
- Smith, V. K., S. K. Pattanayak and G. Van Houtven (2006), “Structural benefit transfer: An example using VSL estimates. *Ecological Economics*, 60, pp. 361–371
- Smith, V. K., Van Houtven, G., & Pattanayak, S. K. (2002). “Benefit transfer via preference calibration: ‘Prudential algebra’ for policy” *Land Economics*, 78, 132–152.
- 大床太郎,國部克彦,竹内憲司 (2007)「大気汚染対策の便益移転と環境会計」、環境科学会誌、第20巻、第1号、pp.7-20
- 吉田謙太郎(2000)「便益移転の信頼性に関する実証分析」、環境経済・政策学会2000年大会発表論文。

添付資料 2 生態系勘定表¹¹

(1) 森林勘定表、2000-2007 年 全国

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2000-2007

	Physical value		Monetary value													
	Total	Total	Exchange value								Surplus value					
			Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservatio n of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water strage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservatio n of ecosystems	Timber production	Recreation
Unit	Hectare A	1000m3 B	Bil. JPY C	Bil. JPY D	Bil. JPY E	Bil. JPY F	Bil. JPY G	Bil. JPY H	Bil. JPY I	Bil. JPY J	Bil. JPY K	Bil. JPY L	Bil. JPY M	Bil. JPY N	Bil. JPY O	Bil. JPY P
Opening stock of ecosystem assets	1	23,491,769	3,757,845	15,553	0	0	0	15,553	0	74,541,088	14,790,900	15,388,268	15,196,477	11,194,161	9,909,354	8,061,928
Addition to stock	2															
Regeneration - natural	3															
Regeneration - human activity	4															
Reclassifications	5															
Reduction in stock	6															
Reduction due to extraction and harvest of resources	7															
Reduction due to ongoing human activity	8															
Catastrophic losses due to human activity	9															
Catastrophic losses due to natural events	10															
Reclassifications	11															
Revaluation	12	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-1,337,779	-268,449	-281,921	-277,860	-195,092	-172,758	-141,699
Net change in stock	13	145,607	673,892	9640	0.00	0.00	0.00	9640	0.00	-1,776,542	-351,547	-364,933	-358,479	-266,426	-240,298	-194,860
Closing stock of ecosystem assets	14	23,637,376	4,431,737	15,650	0	0	0	15,650	0	72,764,545	14,439,353	15,023,336	14,837,998	10,927,735	9,689,056	7,867,068

--- : Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

¹¹ 各都道府県ごとの勘定表を記載すると膨大になることから、ここでは、全国データのみ記載する。

(2) 森林勘定表、2007-2012 年 全国

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2007-2012

	Unit	Physical value		Exchange value								Monetary value							
		Total	Total	Total				Total				Total							
		Hectare	1000m3	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
Opening stock of ecosystem assets	1	23,637,376	4,481,737			15,650	0	0	0	0	15,650	0	72,764,545	14,439,353	15,023,336	14,837,998	10,927,735	9,689,056	7,867,068
Addition to stock	2																		
Regeneration - natural	3																		
Regeneration - human activity	4																		
Reclassifications	5																		
Reduction in stock	6																		
Reduction due to extraction and harvest of resources	7																		
Reduction due to ongoing human activity	8																		
Catastrophic losses due to human activity	9																		
Catastrophic losses due to natural events	10																		
Revaluations	11																		
Net change in stock	12	--	--			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-1,256,125	-252,064	-284,714	-260,900	-183,184	-162,214	-133,050
Closing stock of ecosystem assets	13	-19,556	488,774			-12,95	0.00	0.00	0.00	0.00	-12,95	0.00	-3,835,275	-760,881	-787,016	-776,605	-579,410	-511,848	-417,515
	14	23,617,820	4,900,511			15,637	0	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,678,472	14,236,319	14,059,393	10,348,325	9,157,209	7,449,553

-- : Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

(3) 森林勘定表、2000-2012 年 全国

Forest asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Forest
2000-2012

		Physical value		Monetary value													
		Exchange value												Surplus value			
		Total		Total	Water strage	Landslkte prevention	Mitigation of climate change	Conservatio n of ecosystems	Timber production	Recreation	Total	Water strage	Landslkte prevention	Mitigation of climate change	Conservatio n of ecosystems	Timber production	Recreation
Unit		Hectare A	1000m3 B	Bil. JPY C	Bil. JPY D	Bil. JPY E	Bil. JPY F	Bil. JPY G	Bil. JPY H	Bil. JPY I	Bil. JPY J	Bil. JPY K	Bil. JPY L	Bil. JPY M	Bil. JPY N	Bil. JPY O	Bil. JPY P
	Opening stock of ecosystem assets	1	23,491,769	3,757,845	15,553	0	0	0	15,553	0	74,541,088	14,790,900	15,388,288	15,196,477	11,194,161	9,909,354	8,061,928
	Addition to stock	2															
	Regeneration - natural	3															
	Regeneration - human activity	4															
	Reclassifications	5															
	Reduction in stock	6															
	Reduction due to extraction and harvest of resources	7															
	Reduction due to ongoing human activity	8															
	Catastrophic losses due to human activity	9															
	Catastrophic losses due to natural events	10															
	Reclassifications	11															
	Revaluation	12	--	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	-2,567,173	-515,149	-541,001	-533,208	-374,377	-331,520	-271,917
	Net change in stock	13	128,051	1,142,866	83.45	0.00	0.00	0.00	83.45	0.00	-5,611,817	-1,112,428	-1,151,949	-1,137,084	-845,836	-792,145	-612,375
	Closing stock of ecosystem assets	14	23,617,820	4,900,511	15,637	0	0	0	15,637	0	68,929,270	13,678,472	14,236,319	14,059,393	10,348,325	9,157,209	7,449,553

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

(4) 湿地勘定表、2000-2012 年 全国

Wetland asset account in Japan
Please select coverage area and years

全国
Wetland
2000-2010

Unit	Physical value	Exchange value										Monetary value					Surplus value				
		Total					Inland fisheries					Total					Mitigation of climate change				
		Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
	Hectare	A	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N							
Opening stock of ecosystem assets	1	946,227	0	0	0	0	0	0	0	1,222,351	995,500	1,189,359	532,362	443,985							
Addition to stock	2																				
Regeneration - natural	3																				
Regeneration - human activity	4																				
Reclassifications	5																				
Reduction in stock	6																				
Reduction due to extraction and harvest of resources	7																				
Reduction due to ongoing human activity	8																				
Catastrophic losses due to human activity	9																				
Catastrophic losses due to natural events	10																				
Reclassifications	11																				
Revaluation	12	--	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-281,979	-79,356	-63,916	-76,259	-33,565	-28,883							
Net change in stock	13	-100,311	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-704,842	-206,837	-158,410	-186,845	-78,693	-74,056							
Closing stock of ecosystem assets	14	845,916	0	0	0	0	0	0	3,678,726	1,015,514	837,090	1,002,514	453,669	369,938							

-- : Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

