

れに対して、衛星画像から抽出した 8 区の緑被率は、18.05%となった。この誤差には、雲で覆われた緑被地が反映されていないことと、衛星画像が撮影された 2013 年と緑の実態調査が行われた年の間の誤差、さらに、調査月に違いによる若干の誤差が含まれていると考えられるが、概ね調査対象地域内の緑被地を抽出することができたと考えられる。

4.3.4. 主観的幸福指標の把握

すでに触れたように、人々の主観的幸福を評価する指標には複数の案があり、その選択には注意が必要と考えられる。生活満足度、主観的幸福度、カントリルラダー、優位な感情、GHQ-12 といった指標案はそれぞれが意味するところが異なる可能性があり、その点を考慮した上で緑の価値を評価することが重要と考えられる。緑が人々の主観的幸福に及ぼす影響は、主観的幸福の指標案ごとに異なる可能性があるといえよう。我々はこの点を鑑み、アンケートにおいて主観的幸福の指標に該当する設問を含めることとした。具体的把握方法を以下の表 4.36 に示す。

表 4.36 主観的幸福に関する指標案

生活満足度	あなたは全体として現在の生活にどの程度満足していますか。(「0：全く満足していない」から「10：完全に満足している」の 11 段階)	
主観的幸福度	あなたは全体としてどの程度幸せですか。(「0：とても不幸せ」から「10：とても幸せ」の 11 段階)	
カントリルラダー	0 の段が最も低く、10 の段が最も高いはしごを想像してください。はしごの最も高いところは、あなたが考え得る最もよい生活を意味し、はしごの最も低いところは、あなたが考え得る最も悪い生活を意味しているとします。現在あなたはどの段にいると感じますか。(0 から 10 の 11 段階)	
優位な感情 (過去数週間)	過去数週間、次のような感情を持ちましたか。以下の項目から当てはまるものをすべて選んでください。 1. 特に何かに興奮したり、興味をもった 2. 非常に落ち着きがなく、長い間座っていられなかった 3. 自分がしたこと他人にほめられ、誇らしかった 4. 非常に孤独、またはみんなと隔てられていると感じた 5. 何かを成し遂げて、うれしかった 6. 退屈だった 7. 有頂天だった 8. 落ち込んだ。または非常に悲しかった 9. 物事は自分の思い通りにいくと思った 10. 誰かに批判されて動揺した	ギャラップ、World Value Survey、Stevenson and Wolfers (2008)、佐伯ら (2008) および Rojas and Veenhoven (2013) を参考にした 「肯定的感情 (1, 3, 5, 7, 9) を選んだ数」マイナス「否定的感情 (2, 4, 6, 8, 10) を選んだ数」(-5 点～5 点)
優位な感情 (昨日)	昨日、どの程度の頻度で次のような感情を持ちましたか。 (しばしば、時々、まれに、全くない) 項目：楽しみ、肉体的な痛み、心配、悲しみ、ストレス、怒り、憂鬱、愛しさ、幸福	ギャラップおよび Rojas and Veenhoven (2013) を参考にした しばしば=4、時々=3、まれに=2、全くない=1 とし、肯定的感情(楽しみ、愛しさ、幸福)の平均スコアから否定的感

が 16.37%、品川区が 15.80%である。

		情(肉体的な痛み、心配、悲しみ、ストレス、怒り、憂鬱)の平均スコアを引いた値 (-3 点~3 点)
肯定的感情	昨日のこと(朝から一日の終わりまで)について考えてください。どこに誰といたのか、そしてどのように感じていたのかを思い出しましょう。以下の項目から当てはまるものをすべて選んでください。 1. 十分休息できたと昨日感じた 2. 昨日はたくさんほほ笑んだ。またはたくさん笑った 3. 昨日は興味深いことを学んだ。または興味深いことを行った 4. 昨日のような日をもっとたくさんあれば良いと思う 5. 自分が誇りを持てるようなことを昨日行った 6. 昨日は終日、人々があなたに敬意を持って接してくれた	ギャラップおよび Rojas and Veenhoven (2013) を参考にした 選択肢を選んだ数 (0 点~6 点)
精神的健康 (GHQ-12)	最近数週間の健康状態についてお答えください。 1. 何かをする時いつもより集中して できた いつもと変わらなかった できなかった 全くできなかった 2. 心配事がある、よく眠れないようなことは 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 3. いつもより自分のしていることに生きがいを感じることは あった たびたびあった あまりなかった 全くなかった 4. いつもより容易にものごとを決めることが できた いつもと変わらなかった できなかった 全くできなかった 5. いつもよりストレスを感じたことが 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 6. 問題を解決できなくて困ったことが 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 7. いつもより日常生活を楽しく送ることが できた いつもと変わらなかった できなかった 全くできなかった 8. 問題があった時に、いつもより積極的に解決しようとするのが できた いつもと変わらなかった できなかった 全くできなかった 9. いつもより気が重くてゆううつになることは 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 10. 自信を失ったことは 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 11. 自分は役に立たない人間だと考えたことは 全くなかった あまりなかった あった たびたびあった 12. 一般的にみて幸せだと感じたことは あった たびたびあった あまりなかった 全くなかった	Goldberg (1972, 1979) および中川・大坊 (1985) を参考にした
抑うつ度 (MHI-5)	以下の項目について、過去1か月にどのくらいの頻度で感じましたか。 A. かなり神経質であったこと B. どうにもならないくらい気分が落ち込んでいたこと C. 落ち着いていて穏やかな気分であったこと D. 落ち込んで、ゆううつな気分であったこと	Berwick et al. (1991) および Rumpf et al. (2001) を参考にした

	E. 楽しい気分であったこと	
	1 いつも、2 ほとんどいつも、3 ときどき、4 まれに、5 全くない	

生活満足度、主観的幸福度、カントリルラダーについては第3節1項で触れたため、ここではその他の指標について述べていきたい。

Bradburn (1969) および Watson and Pennebaker (1989) は「感情」は環境から受ける作用による一時的な気分であり、否定的感情は怒りや恐れ、不安、苦悩が高まった状態を表し、肯定的感情は社会的な関心や社交性、活動力が高まった状態を表していると定義している。Bradburn は感情バランス尺度 (Affect Balance Scale) という指標を開発しており、この指標は「優位な感情」とも呼ばれるもので、環境から受ける作用によって変化する肯定的および否定的心理状態を測るものとされ、しばしば心理学的な幸福感を測る尺度として使用されている (Maitland et al., 2001; 佐伯ら, 2008)。我々の研究でも Bradburn の指標 (「優位な感情」) を用いることとする。

「優位な感情」については様々な把握の仕方が存在するため、本研究では以下のように複数の研究や調査を参考に独自に設問を作成した。まず「優位な感情 (過去数週間)」についてはギャラップ、World Value Survey、Stevenson and Wolfers (2008)、佐伯ら (2008) および Rojas and Veenhoven (2013) を参考にし、表 4.36 に示す方法で指標化をし、-5 点~5 点でスコアが大きいほど肯定的感情のほうが否定的感情より強いことを意味する指標としている。一方で「優位な感情 (昨日)」についてはギャラップおよび Rojas and Veenhoven (2013) を参考にしており、表 4.36 に示す方法で指標化をし、-3 点~3 点でスコアが大きいほど肯定的感情のほうが否定的感情より強いことを意味する指標としている。また、「肯定的感情」については、ギャラップおよび Rojas and Veenhoven (2013) を参考にしており、表 4.36 に示す方法で指標化しており、0 点~6 点でスコアが大きいほど肯定的感情が強いことを意味する指標としている。

GHQ-12 は Gordbarg が作成した精神健康度 60 項目版 (GHQ-60) の最小項目数の短縮版である (Goldberg, 1972, 1979)。Gordbarg は 5,438 人の患者を対象に行った比較実験において、12 項目の設問からなる簡易版の GHQ-12 が従来から使用されている GHQ と比べて遜色のない判定ができることを報告している (Goldberg et al., 1997)。また日本語版についても検討が行われ、その妥当性が示されてきている (新納・森, 2001)。本稿はこの GHQ-12 を精神的健康度 (メンタルヘルス) の指標として用いる。この GHQ-12 は 12 項目の設問を 4 段階で回答する方法であり、本研究は Likert 法による配点 (0 点~3 点) から合計得点 (最低 0 点~36 点満点) を求め、その値を精神的健康度の指標として用いることとする。ここでは値が大きいほど精神的健康度が低いということになる。

抑うつ度については、Five-item version of the Mental Health Inventory (MHI-5) とよばれる指標を用いる (Berwick et al. 1991; Rumpf et al. 2001)。MHI-5 はできるだけ少ない質問項目で、高い確度で抑うつ度を測定できる可能性のあるものとして開発されてきたものであり、質問項目は「過去 1 ヶ月にどのくらいの頻度で感じたか」について「1 いつも」「2 ほとんどいつも」「3 ときどき」「4 まれに」「5 全くない」のリッカート尺度を用い数値を得点と見なす。項目は「A かなり神経質であったこと」「B どうにもならないくらい気分が落ち込んでいたこと」「C 落ち着いていて穏やかな気分であったこと」「D おちこんで、ゆううつな気分であったこと」「E 楽しい気分であったこと」の 5 項目であり、C と E は肯定的な項目であるため、数値を反転させ、5 項目のスコアを合計する (5 点~25 点)。

この値が大きいほど精神的健康度が高いことになる¹⁰⁰。

4.3.5. アンケート概要

以上の方針を踏まえ、我々は2014年9月24日から10月6日に東京都の8区の個人を対象に3,000サンプル規模のインターネット調査によるアンケート調査を行った。アンケート対象者の選定には年齢分布、性別を考慮している。

本研究で採用する指標を以下の表 4.37 に示す。大部分の指標はアンケートから得ることとするが、一部の客観指標は GIS を用いて作成している。おおむね前節の分析で採用した BLI 指標と同様であるが、一部指標の改善を行っている。まず、分析において世帯所得と相関が強い指標であった①住居における「住居費負担率」と②所得と資産における「資産」については、世帯所得との相関が強いため分析の対象からはずしている。また、③仕事と報酬については仕事の安定について、前節の指標では今後の就業可能年数を指標にしていたが、その年数は回答者の年齢から推測したものであり実際の仕事の安定度合いとは乖離がある可能性が指摘できるため、ここでは「職業ダミー」を用いることとする。また、⑤教育と技能については生涯学習の指標を追加した。さらに⑥環境の質についてはすでに述べたようにより詳細な緑被率のデータを用いることとする。⑨主観的幸福については表 4.36 を参照のこと。

¹⁰⁰ この 5～25 点を 0 から 100 点の尺度に変換した上で分析を行う方法もある。

表 4.37 本研究で採用する指標

BLI の柱	アンケートで用いる指標	対象となる概念	把握方法
①住居	一人当たり床面積 (m ²) ※HO I 一人当たり部屋数に該当	住居の質	床面積 (m ²) / 同居家族人数
②所得と資産	税抜き年間世帯所得 (円) ※IW I 家計調整順可処分所得に該当	現在および将来の消費可能性	税抜き年間世帯所得 (円) : あなたの 2013 年度の世帯全体の税引き後の年間総所得見込み (ボーナスや年金も含めて) はどのくらいになりますか。 ※税金 : 所得税、資産にかかる税金、社会保障費 (年金、健康保険など)、住民税 (市民税・県民税など) ※政府・自治体からの援助、金融資産や土地・建物からの所得 (配当・金利や家賃の受け取り分など) も含めてお答えください。 ※なお、金融資産や土地・建物の売却額は含みません。
③仕事と報酬	職業 (ダミー) ※JE I 就業率、JE II 長期失業率、非自発的パートタイム就業、je2 臨時・派遣契約の就業者に該当に該当	仕事の量、仕事の質	あなたの現在の職業 (主婦・主夫を含む) は次のどれにあたりますか。あてはまるものを 1 つお選びください。 自営業・自由業 正規の職員・従業員 (雇用期間を定めない契約) 派遣・契約社員または嘱託 失業中 定年退職・引退 主婦・主夫 その他
④社会とのつながり	頼りになる人 (人) ※SC I 社会的ネットワークによる支援に該当	個人的な関係	頼りになる人の人数 (人) : あなたには病気や災害にあった際に助けてくれる家族・親類 (親戚)・友人・隣人・職場の同僚は合計で何人いますか。 ※選択肢 : 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 人以上
	地域での活動 (日/年) ※sc1 社会との接触頻度および sc2 ボランティア活動の時間に該当	地域社会との関係	地域における活動への参加日数 (日/年) : あなたは <u>地域における活動</u> にどの程度参加していますか。 ※ <u>地域における活動</u> とは以下の内容を指します。 ・自治会、町内会、婦人会、老人会、青年団、子ども会等 ・まちづくり、高齢者障害者福祉や子育て、スポーツ指導、美化、防犯・防災、環境、国際協力、提言活動等
⑤教育と技能	就学年数 (年) ※ES I 学歴、es1 予想教育	教育の量	就学年数 (年) : あなたの最終学歴について教えてください。在学中の方は直近の卒業学校をお答えください。

	年数に該当		中学卒＝0 年 高校卒＝3 年 専門学校・専修学校・各種学校卒、短期大学・高専卒＝5 年 大学卒＝7 年 大学院修士卒＝9 年 大学院博士卒＝11 年 ※義務教育後の就学年数と定義
	生涯学習（日／年） ※es2 生涯学習に該当	教育の量	資料 1 「生涯学習」とは、人々が、生涯のいつでも、どこでも、自由に行う学習活動のことで、学校教育や、公民館における講座等の社会教育などの学習機会に限らず、自分から進んで行う学習やスポーツ、文化活動、趣味、ボランティア活動などにおけるさまざまな学習活動のことをいいます。 （平成 24 年度内閣府生涯学習に関する世論調査資料 1 より） 注：「生涯学習」とは以下の内容を指します。 ・趣味的なもの（音楽、美術、華道、舞踊、書道、レクリエーション活動など） ・教養的なもの（文学、歴史、科学、語学など） ・社会問題に関するもの（社会・時事、国際、環境など） ・健康・スポーツ（健康法、医学、栄養、ジョギング、水泳など） ・家庭生活に役立つ技能（料理、洋裁、和裁、編み物など） ・育児・教育（家庭教育、幼児教育、教育問題など） ・職業上必要な知識・技能（仕事に関係のある知識の習得や資格の取得など） ・情報端末（コンピュータやタブレット端末など）やインターネットに関すること（プログラムの使い方、ホームページの作り方など） ・ボランティア活動のために必要な知識・技能 ・自然体験や生活体験などの体験活動 ・学校（高等・専門・各種学校、大学、大学院など）の正規課程での学習 あなたは、生涯学習を普段どの程度行っていますか。 年に数回程度 月に 1 回程度 月に 2～3 回程度 週に 1 日程度 週に 2～3 日程度 週に 4 日以上 全く参加していない

⑥環境の質	SPM 濃度 (µg/m ³) ※日最大値 ※EN I 大気質に該当	環境の質	SPM 最大値 (µg/m ³) ※データソース：大気汚染物質広域監視システム（環境省） ※GIS を用いて回答者の住所に最も近い観測所の濃度を採用 ※各観測所の時間値をアンケート実施期間全て把握し、アンケート期間の時間値の最大値を採用
	緑被率 (%) ※en3 緑空間へのアクセスに該当	環境に対する主観的認識	回答者の住所から半径 1500m 圏内の面積に占める以下の緑の割合 (%) ・公園・運動場等 ・農地 ・水辺 ・教育施設 ・文化施設 ・寺社・教会 ・私有地・官公庁施設 ・道路 ※データソース：東京都の平成 23 年度土地利用現況（区部）および人工衛星 Quick Bird による衛星画像 ※GIS を用いて比率を計算 ※1500 メートルとした理由は徒歩圏として徒歩約 20 分を想定していることによる
⑦市民参加とガバナンス	指標を作成せず		※個人レベルでの推計には適さないと判断
⑧健康状態	自己報告による健康状態(指数) ※HS II 自己報告による健康状態に該当	さまざまな側面での疾病	自己報告による健康状態(指数)：あなたの健康状態がどうであったか過去 12 か月について思い出してください。同じ年齢の人々と比較して、全体として健康状態はいかがでしたか。 1. よくない 2. あまりよくない 3. ふつう 4. まあよい 5. よい
⑨主観的幸福	生活満足度(指数) 主観的幸福度(指数) カントリルラダー(指数) ※SW I 生活満足度に該当	生活の評価	表 4.36 を参照
	優位な感情(過去数週間)(指数)	肯定的及び否定的感情	表 4.36 を参照

	優位な感情（昨日）（指数） 肯定的感情（指数） 精神的健康（GHQ-12）（指数） 抑うつ度（MHI-5）（指数） ※SWⅡ 優位な感情に該当		
⑩生活の安全	刑法犯認知件数（件） ※PSⅠ 殺人率、ps2 安全感に該当	安全な環境で暮らす機会	警視庁の統計 平成 25 年 刑法犯の罪種別認知・検挙状況（警察署別） http://www.keishicho.metro.tokyo.jp/anzen/sub5.htm （平成 25 年度） ※回答者の管轄の警察署の件数
⑪ワーク・ライフ・バランス	自由時間（時間） ※WLⅡ レジャーとパーソナルケアの時間に該当	仕事と生活の時間配分	自由時間（時間）：最近 1 ヶ月の平均的な 1 日の過ごし方をお考えください。以下の項目について 1 日当たり何時間費やしていましたか。平日と休日それぞれについてお答えください。 ※「休養・くつろぎ、趣味・娯楽、スポーツ、交際・つきあい、同居または別居している家族との交流、テレビ・ラジオ・新聞・雑誌、その他」の 1 週間あたりの合計時間

本研究では、アンケート回収票 3,124 サンプルのうち、回答に整合性のない不正回答を取り除いた 2,706 サンプルを以下の分析で用いる。基本統計量は表 4.38 のとおりである。アンケートでは個人属性として年齢、性別、結婚についても尋ねており、それぞれ年齢（歳）、男性ダミー（男性=1、女性=0）、結婚ダミー（既婚=1、その他=0）と定義している。

なお主観的幸福に関する指標の相関は以下の表 4.39 のようになっている。それぞれの指標が意味するものが異なることがこの表から示唆される。

表 4.38 基本統計量

	データ数	平均	標準偏差	最小値	最大値
生活満足度	2706	5.79	2.43	0	10
主観的幸福度	2706	6.22	2.27	0	10
カントリルラダー	2706	5.78	2.02	0	10
肯定的感情	2706	1.13	1.29	0	6
優位な感情（昨日）	2706	0.32	1.57	-3	3
優位な感情（過去数週間）	2706	0.27	1.46	-5	5
精神的健康度（GHQ-12）	2706	13.79	6.15	0	36
抑うつ度（MHI-5）	2706	18.47	3.10	5	25
年齢	2706	46.87	13.09	14	83
男性ダミー	2706	0.52	0.50	0	1
結婚ダミー	2706	0.57	0.49	0	1
外向性	2706	3.95	1.29	1	7
調和性	2706	4.91	1.02	1	7
神経症傾向	2706	3.82	1.18	1	7
誠実性	2706	4.16	1.19	1	7
開放性	2706	4.24	1.14	1	7
自己評価による健康（指数）	2706	3.85	0.74	3	5
一人当たり延べ床面積（㎡）	2706	37.34	28.15	4.17	200
世帯所得	2706	6156319	4435714	500000	2.00E+07
自営業ダミー	2706	0.14	0.35	0	1
正規ダミー	2706	0.43	0.50	0	1
非正規ダミー	2706	0.12	0.33	0	1
失業ダミー	2706	0.03	0.17	0	1
退職ダミー	2706	0.08	0.27	0	1
主婦・主夫ダミー	2706	0.16	0.37	0	1
助けになる人（人）	2706	5.54	6.18	0	100
地域活動への参加（日／年）	2706	9.02	21.93	0	208
就学年数（年）	2706	15.13	1.87	9	21
生涯学習（日／年）	2706	38.71	64.79	0	208
刑法犯認知件数（件）	2706	1756.17	786.07	565	4815
自由時間（時間／週）	2706	6.87	4.34	0	18
農地（割合）	2706	0.0043	0.01	0	0.04
文化施設（割合）	2706	0.00068	0.00097	0	0.01
教育施設（割合）	2706	0.01	0.01	0.00097	0.04
公園・運動場等（割合）	2706	0.03	0.02	0.00028	0.15
寺社・教会（割合）	2706	0.01	0.01	0.00026	0.10
道路（割合）	2706	0.02	0.01	0.0023	0.06
水辺（割合）	2706	0.002	0.0021	0	0.01

私有地・官公庁施設（割合）	2706	0.07	0.04	0.01	0.24
---------------	------	------	------	------	------

表 4.39 主観的幸福に関する指標の相関

	生活満足度	主観的幸福度	カントリルラダー	優位な感情(過去数週間)	優位な感情(昨日)	肯定的感情	精神的健康 (GHQ-12)	抑うつ度 (MHI-5)
生活満足度	1							
主観的幸福度	0.81	1						
カントリルラダー	0.77	0.81	1					
優位な感情(過去数週間)	0.32	0.42	0.38	1				
優位な感情(昨日)	0.40	0.52	0.45	0.39	1			
肯定的感情	0.31	0.38	0.33	0.36	0.50	1		
精神的健康 (GHQ-12)	-0.45	-0.56	-0.53	-0.52	-0.49	-0.30	1	
抑うつ度 (MHI-5)	0.36	0.48	0.44	0.44	0.45	0.26	-0.73	1

注) 精神的健康 (GHQ-12) は値が小さいほど健康という指標のためマイナスの相関となる

また土地利用分類別の緑データの相関は以下の表 4.40 のようになっている。それぞれの相関は様々であり、アンケート回答者の居住地における緑は多様であることが示唆される。

表 4.40 緑データの相関

	公園・運動場等	農地	水辺	教育施設	文化施設	寺社・教会	道路	私有地・官公庁施設
公園・運動場等	1							
農地	0.21	1						
水辺	0.22	0.41	1					
教育施設	0.28	0.22	0.08	1				
文化施設	0.04	0.09	0.02	0.08	1			
寺社・教会	0.58	-0.09	-0.14	0.09	0.24	1		
道路	0.51	0.76	0.43	0.43	0.36	0.14	1	
私有地・官公庁施設	0.35	0.81	0.51	0.38	0.34	-0.04	0.21	1

4.3.6. 包絡分析法による幸福関数の推計および推計結果

個人 k の主観的幸福 SWB^k は以下のように表すことができる。

$$SWB_p^k = f(\mathbf{x}^k, \mathbf{y}^k, \mathbf{z}^k) \quad (4.24)$$

ここで SWB_p^k は個人 k の p 種の主観的幸福指標であり、 p には生活満足度、主観的幸福度、カントリルラダー、優位な感情（過去数週間）、優位な感情（昨日）、肯定的感情、精神的健康（GHQ-12）、そして抑うつ度（MHI-5）が該当する。 $\mathbf{x}^k = (x_1^k, \dots, x_M^k)$ は個人 k の生活環境に関する変数（以下、生活環境変

数)であり、生活環境を M 個の観点から特徴づけており、本研究で扱っている各指標案に対応する。指標の中には、緑被率のような非市場財についての情報だけではなく、一人あたり床面積などの市場財についての情報も含まれている。 y^k は k の世帯所得である。また、Frey and Stutzer (2002) が総括しているように、人々の幸福度は生活環境などの外部的な要因に加え、年齢・性別などの個人的な要因にも影響を受けると考えられるため、婚姻状態・性別といった人口動態変数 $z^k = (z_1^k, \dots, z_N^k)$ も幸福関数の説明変数とする。ここでは、家計の N 個の人口動態的特徴が把握されている。また、主観的幸福の要因として性格や気質が挙げられることが多いが、この点も考慮に入れることとする。性格や気質はパネルデータであれば個人の固定効果を取り除くことで対処することが可能となる。しかし本研究のデータはクロスセクションのデータであり、固定効果で個人の特徴を取り除くことは不可能である。このような場合、次善策として個人の特徴を反映した指標を説明変数に含める方法がとられる(たとえば Ambrey and Freming, 2013; Boyce et al., 2013)。本研究では個人の性格や気質を示す指標として Big five と呼ばれる心理学で発展した指標を説明変数に含めることとしたい。Big Five は具体的には外向性、調和性、神経症傾向、誠実性、そして開放性の 5 種類の指標のことであり、基本的なパーソナリティ特性の次元を語彙と因子分析手法によって 5 つに収束させたものである (John et al., 2008) ¹⁰¹。

前節でも述べたように上記の幸福関数は、個人の幸福に影響を与える要因を全て説明変数に取り込んだ包括的なものを目指している。前節でも述べたように、包括的な幸福度関数を考えることのメリットは、第一に限定的な説明変数しか想定してこなかった既存の LSA に比べ、各要因の幸福度への影響をより正確にとらえられること、第二に、自然環境の金銭評価にとどまらず、人々の幸福度に影響を与えるような全ての要因について、その金銭評価を与えることが可能になることである。

分析には包絡分析法 (DEA) を用いる ¹⁰²。前節で述べたように、DEA を応用するためには、変数は可能なかぎり 0 でないことが望ましい。しかし、本研究で扱う指標の一部はそのような条件を満たさず、その変数を含めた上で DEA を応用することができない。したがって、本研究ではそのような指標に関しては回帰分析を用いてパラメータを推計する。回帰分析の推計結果を以下の表 4.41 に、そして各指標案の金銭価値評価を行った結果を表 4.42 に示す。

¹⁰¹ 5 つそれぞれに対して 2 問、合計 10 問の質問を用いることで把握をするものである。

¹⁰² 幸福関数の推計に DEA を応用する場合の推計方法の説明は前節で述べたためここでは省略する。

表 4.41 幸福の感応度に関する推計結果（確率的フロンティア）

	生活満足度	主観的幸福度	カントリルラダー	優位な感情 (過去数週間)	優位な感情 (昨日)	肯定的感情	精神的健康度 (GHQ-12)	抑うつ度 (MHI-5)
年齢	0.014*** (3.02)	0.013*** (3.33)	0.0075** (2.17)	-0.00052 (-0.33)	0.0045* (1.74)	0.012** (2.31)	-0.013*** (-2.83)	-0.00064 (-0.38)
年齢 2 乗	-0.00014*** (-2.80)	-0.00013*** (-3.16)	-0.00096*** (-2.62)	0.000012 (0.71)	-0.000049* (-1.77)	-0.00010* (-1.82)	0.00019*** (3.85)	-0.0000025 (-0.14)
男性ダミー	0.046** (2.18)	0.046*** (2.66)	0.072*** (4.63)	0.0010 (0.15)	0.023** (1.97)	0.081*** (3.33)	0.067*** (3.15)	0.00069 (0.09)
結婚ダミー	-0.0013 (-0.60)	-0.0025 (-1.37)	-0.00028 (-0.18)	0.00024 (0.33)	-0.00065 (-0.54)	-0.00052 (-0.21)	0.0017 (0.75)	0.00078 (1.01)
外向性	-0.017** (-2.10)	-0.024*** (-3.63)	-0.015*** (-2.59)	-0.0042 (-1.59)	-0.017*** (-3.88)	-0.011 (-1.23)	0.052*** (6.41)	-0.0046 (-1.64)
協調性	-0.025*** (-2.61)	-0.030*** (-3.89)	-0.021*** (-3.08)	0.0036 (1.15)	-0.025*** (-4.79)	-0.027** (-2.47)	0.058*** (6.05)	-0.010*** (-3.09)
神経症傾向	0.061*** (6.98)	0.060*** (8.28)	0.050*** (7.77)	0.020*** (7.03)	0.056*** (11.35)	0.029*** (2.87)	-0.14*** (-15.45)	0.052*** (16.67)
誠実性	-0.0068 (-0.78)	0.0056 (0.78)	-0.0043 (-0.68)	0.0044 (1.53)	0.016*** (3.31)	0.0084 (0.85)	0.0067 (0.77)	0.0090*** (2.94)
開放性	0.0030 (0.34)	-0.0084 (-1.14)	-0.0044 (-0.66)	-0.0096*** (-3.22)	-0.0074 (-1.49)	-0.056*** (-5.46)	0.024*** (2.62)	0.0021 (0.66)
自営業ダミー	0.12*** (4.37)	0.068*** (2.89)	0.10*** (4.75)	-0.017* (-1.78)	-0.013 (-0.84)	-0.085 (-2.59)	-0.0090 (-0.31)	0.0043 (0.43)
非正規ダミー	0.16*** (5.62)	0.12*** (4.91)	0.12*** (5.64)	-0.016 (-1.64)	0.020 (1.28)	0.021 (0.62)	-0.11*** (-3.65)	-0.014 (-1.34)
失業ダミー	0.25*** (4.46)	0.26*** (5.66)	0.29*** (7.09)	-0.053*** (-2.90)	-0.0084 (-0.27)	-0.28*** (-4.31)	-0.16*** (-2.85)	0.015 (0.75)
退職ダミー	-0.059 (-1.35)	-0.033 (-0.91)	0.011 (0.33)	0.00068 (0.05)	-0.057** (-2.32)	-0.062 (-1.22)	0.032 (0.72)	-0.0061 (-0.39)
主婦・主夫ダミー	-0.0015 (-0.05)	-0.026 (-1.10)	0.013 (0.63)	-0.0037 (-0.39)	-0.071*** (-4.45)	-0.097*** (-2.94)	0.057** (1.98)	-0.0067 (-0.66)
その他の職業ダミー	0.13*** (2.68)	0.082** (2.10)	0.084* (2.40)	0.014 (0.88)	-0.039 (-1.46)	-0.16*** (-2.87)	-0.026 (-0.54)	-0.0015 (-0.09)
定数項	-0.027 (-0.19)	0.027 (0.24)	0.13 (1.30)	0.12*** (2.70)	0.14* (1.80)	0.79*** (4.99)	0.80*** (5.76)	0.023 (0.47)
サンプル数	2706	2706	2706	2706	2706	2706	2706	2706

注) ***, **, *は、それぞれ 1%、5%、10%水準で有意であることを示す。また、括弧内の数値は t 値である。

表 4.42 BLI 指標の年間世帯所得換算 (円)

BLI の柱	指標案	単位	生活満足度	主観的幸福度	コントロール ラダー	優位な感情 (過去数週間)	優位な感情 (昨日)	肯定的な感情	精神的健康 度 (GHQ-12)	抑うつ度 (MHI-5)
①住居	床面積/人	m ²	21,184	16,323	20,621	16,802	16,531	42,681	33,105	13,999
	自営業	年	-585,036	-324,990	-485,562	87,230				
	非正規	年	-763,982	-558,825					327,864	
③仕事と報酬	失業者	年	-1,171,203	-1,245,306	-1,421,550	278,491		834,241	493,909	
	退職者	年					273,996			
	主婦	年					343,254	292,222	-176,273	
	他の職業	年	-600,349	-392,956				472,384		
④社会とのつながり	頼りになる人	人	101,163	109,633	111,996	100,593	92,778	273,238	98,140	56,390
	地域活動への参加	日	41,335	40,996	35,801	37,809	48,148	29,227	25,250	39,657
⑤教育と技能	就学年数	年	16,892	20,209	16,992	15,482	20,343	19,421	24,383	22,955
	生涯学習	日	14,275	14,400	19,012	14,859	14,949	22,930	9,511	13,027
	SPM 濃度(日最大)	µg/m ³	129,724	129,705	129,738	129,698	129,738	129,738	129,309	129,527
⑥環境の質	公園・運動場等	%	4,105	2,318	3,018	2,145	3,216	12,570	6,997	2,596
	農地	%	906	550	458	435	489	1,618	1,100	274
	水辺	%	2,606	1,400	1,358	1,279	589	3,278	4,876	778
	教育施設	%	1,369	1,765	1,011	878	1,461	4,088	2,725	1,151
	文化施設	%	1,986	1,769	1,244	1,327	1,482	4,057	4,639	1,295
	寺社・教会	%	132	140	105	148	188	587	570	235
	道路	%	3,268	2,698	2,658	3,119	3,021	6,592	6,034	2,066
	私有地・官公庁施設	%	789	581	405	844	364	849	1,212	346
⑧健康状態	自己申告による健康	段階	135,408	124,529	162,244	121,095	110,476	96,033	130,066	134,548
⑩生活の安全	刑法犯認知数	件	203	295	296	312	363	452	378	256
⑪ワークライフ・バランス	自由時間	時間/週	50,384	40,633	47,718	51,628	52,005	85,622	61,667	46,784

注) 数値の入っていない部分は統計的に有意な結果が得られていないことを意味している。

表 4.42 に示した金銭価値評価を概観すると、緑以外の金銭価値については前節の分析とほぼ同様の傾向が得られたと考えられる。ただし一部の金額については金額の大きさが前節の分析と大きく異なる。この理由のひとつとして考えられるのは前節の分析が全国を対象としている一方で、本節では回答者が東京都の都市部を対象としていることが挙げられる。以下、BLI 指標の柱ごとに推計結果を概観したい。

まず、①住居について、一人当たり床面積は 1m^2 の金銭価値が主観的幸福指標ごとにある程度幅はあるものの年間世帯所得換算で 2 万円前後の価値となることが見出された。この金額は前節での推計結果の 10 万円前後と比べ小さいものであった。都市部の住宅事情を鑑みたとき、全国で行った調査よりも床面積の希少性が高くなると予想したが、そのような結果とはならなかった。

次に②仕事と報酬について、前節では仕事の安定度合いを年数で考えたが、その安定度合いの年数はある程度の恣意性のある数値であったため、本節では職種ごとの金銭価値評価に改めている。なお職種ダミーとして正規ダミーを回帰モデルからはずしているため、金額の解釈は正規と比べての金額ということになる。職種ごとに見ると、非正規は生活満足度と主観的幸福度においてマイナス 50 万円前後の金額となっている一方で、精神的健康度 (GHQ-12) のモデルにおいては逆にプラス 30 万程度の金額となっている。このことは人生の評価としては非正規は平均的にマイナスの評価となる一方で、精神的健康の面では平均的にはプラスの評価となる可能性を示唆するものである。すなわち、非正規を自ら選ぶ人々の存在が指摘される。非正規は時間的拘束が比較的少なく、また仕事に対するプレッシャーもある程度小さい可能性が指摘されよう。また、失業に関しても同様で、人生の評価の指標である生活満足度、主観的幸福度、そしてコントロールラダーではマイナス 110~140 万円程度の金額となっているが、感情および精神的健康のモデルでは逆にプラスの金額となっている。失業が本人に与える影響は人生の評価に対しては大きくマイナスであるものの、感情や精神的健康の面では一概にそうとは言えない可能性が示唆される。

次に④社会とのつながりについて、頼りになる人が一人増えることの価値は 10 万円前後（ただし肯定的感情のみ大きな金額となっている）であり、地域活動への参加は年間 1 日増えるごとに 3 万円前後の価値が存在するという結果となった。この結果も一人当たり床面積と同様に前節の全国での分析結果より小さな金額となっている。この点が都市部特有の特徴であるかどうかは分析の範囲を超えるため、今後の課題としたい。

次に⑤教育と技能について、就学年数は 2 万円前後の金額となっており、この金額も前節の金額よりは小さいものとなっている。また、前節ではモデルに含めていなかった生涯学習は年間 1 日当たり 1 万から 2 万円程度と見積もられ、生涯学習の価値が統計的に見出されたことになる。

次に⑥環境の質について、大気汚染物質である SPM 濃度は $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 減少することの価値が 13 万円程度という結果となり、前節の全国での推計結果よりも大きな金額となった。このことは都市部の住民のほうが大気汚染に苦しんでおり、変化に敏感であることを意味していると考えられる。

次に、本節の主目的の指標である緑について触れたい。ここで、表 4.42 で示されている緑の金額はサンプル平均の 1% の価値を意味している。すなわち、たとえば公園・運動場等のサンプル平均は表 4.38 に示したように 0.03 であるが、その 1% すなわち 0.0003 の割合分緑が増大したときの金銭価値を意味する。言い換えれば、現状の公園・運動場の緑が「現状より 1% 増大したとき」の価値を意味している。この計算方法は前節のものとは異なるが、現状から 1% 変化したときの影響を考えることは政策に反映しやすい指標であることから、この計算方法で算出した金銭価値を掲載している。分析

の結果、緑の分類ごとに金額に差があることが明らかになった。最も平均的に金額が高くなったのは公園・運動場等に存在する緑で、主観的幸福指標によって金額に幅があるものの現状の緑の量から1%緑が増大することの価値は年間世帯所得換算で2,000円から12,000円の価値という結果となった。次に平均的に金額が高くなったのは道路の緑すなわち街路樹であった。金額は現状の街路樹の量が1%増大することの価値は2,000円から6,000円程度であった。公園や街路樹の緑が相対的に他の緑よりも人々に恩恵を与えていることが示されたといえる。街路樹の次に高い金額となったのは水辺の緑や教育施設・文化施設の緑であった。農地や私有地については相対的に低い金額となった。

また、緑については主観的幸福指標ごとに金額に差が見出された点も強調したい。最も金額が高くなったのは精神的健康度（GHQ-12）および肯定的感情となり、その次に生活満足度が続くという結果となった。緑は人々の精神的健康や肯定的感情に対して良い影響を及ぼすという心理学や医学分野での先行研究と合致するものといえる。緑が人々のストレス軽減につながっていることが影響していると考えられる。また主観的幸福度やカントリルラダーの金額よりも生活満足度で緑の影響を考えたときに高い金額になるということは、より現実の実生活の評価の指標であるほど、緑の影響が反映されやすいことを示唆していると考えられる。以上より、主観的幸福の指標の選択が緑の価値評価に大きく影響することが見出されたといえる。

次に、⑧健康状態について、自己評価による健康度は前節で用いた健康満足度とは異なる指標であり、前節との金額の違いを議論することは難しいが、10万円以上の価値が健康の自己評価1段階には存在することが見出されたことになる。

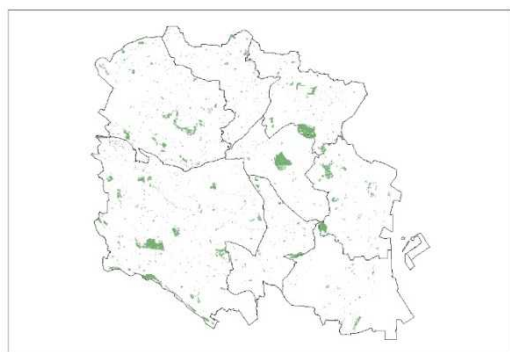
次に、⑩生活の安全について、刑法犯認知件数が自分の居住している警察署管轄内で1件減少することの価値は200円から400円程度であることが見出された。この刑法犯認知件数のサンプル平均は1,700程度であるので、その1%すなわち17件減少することの価値は年間世帯所得換算で5,000円程度ということになる。現状より1%減少させることのインパクトは少なからずあることが見出される。

最後に⑪のワークライフバランスについて、自由時間が週に1時間増えることの価値は4万円から6万円という結果が見出された。この金額は前節の結果と整合性のあるものといえる。

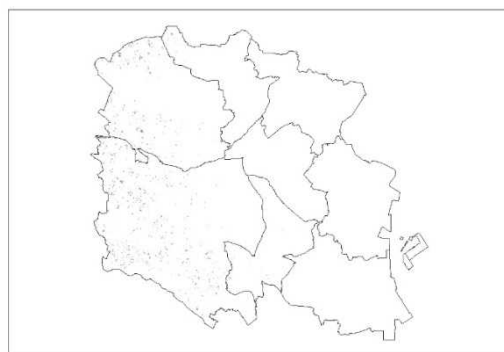
4.3.7. まとめ

本節では複数の主観的幸福指標案と詳細に分類をした緑との関係を検証し、主観的幸福指標の選択によって緑の価値評価が変わる可能性を指摘し、また、緑の種類別に大きく価値が異なる可能性もあることも指摘した。緑は他のBLI指標と比較して主観的幸福指標の選択が価値評価に大きな影響を及ぼす特徴を有しており、主観的幸福指標の選択が緑政策に大きな影響を及ぼすことが見出されたといえる。

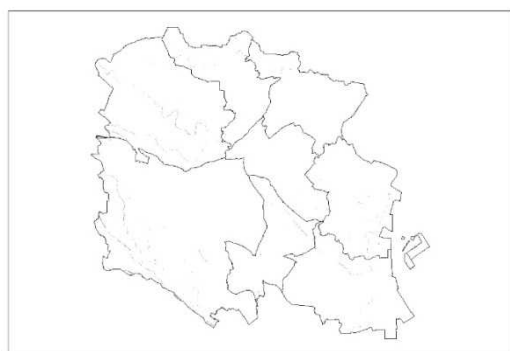
4.4. 付録



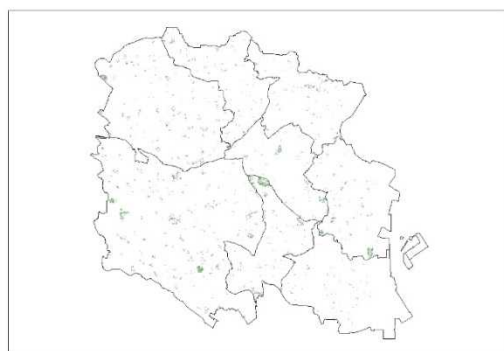
公園・運動場等



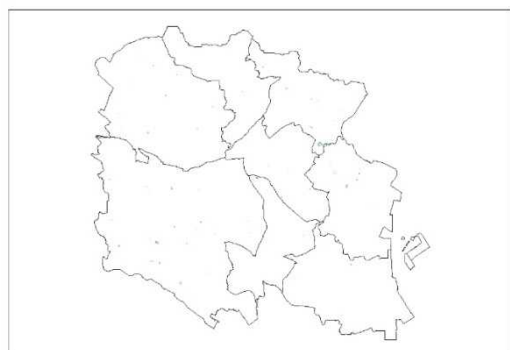
農地



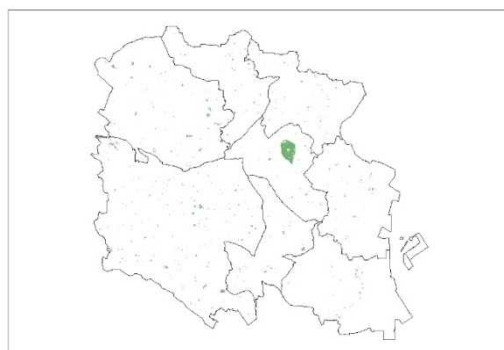
水辺



教育施設



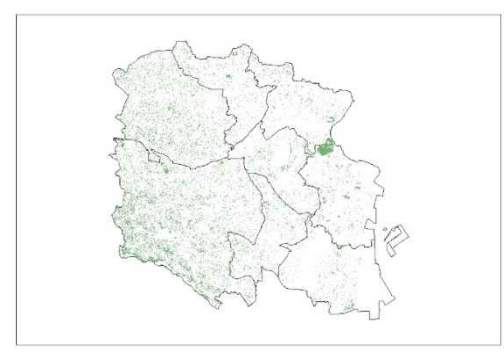
文化施設



寺社・教会



道路



私有地・官公庁施設

図 4A.1 分類後の植生データ

【第 2 部－統合指標のさらなる拡張のために】

5. 国際貿易に体化した環境負荷の計測¹⁰³

5.1. はじめに

生産過程が網の目のように地球全体に張り巡らされた現代世界において、人々は自国にいながらも、地球の裏側の水や土や森の恩恵を受けて暮らしている。こうした国境を越えた自然資本の利用やそれに伴う環境への負荷を、我々はどのように捉え、どのように測定するべきなのだろうか。温室効果ガスの排出を例にとれば、国外に輸出される財の生産のために国内でガスが排出されることもあれば、逆に国内で消費される財の生産のために、輸出元の国でガスが排出されることもある。また、我々が消費する財は、国内の資源や海外から直接運んできた資源だけでなく、他国にある資源を現地で利用して生産されており、それが生態系の破壊や劣化を引き起こしている場合もある。各国が地球規模ないし他国の持続可能性に与える影響を評価するに当たっては、こうした国際貿易を通じた環境負荷をめぐる国家間の相互関係を勘案することが必要である。

近年、国際貿易に体化（embodied）した環境負荷を評価し、地球規模での自然資本利用の効率性や公平性、汚染の責任のあり方などを問い直す動きが広まっている。また、そのために、バーチャル・カーボンやバーチャル・ウォーター（Virtual Water: VW）などの新たな指標を構築し、持続可能性の評価に活用する取り組みも増えてきている。

そこで本章では、国際貿易に体化した環境負荷を計測する指標の在り方について、最新の動向を把握・整理するとともに、日本の持続可能性指標の一部として採用すべき具体的な指標の推計手法を提示する。また、実際にいくつかの種類の環境負荷について例示的な推計・分析を行う。

以降、本章は次のように構成する。次節では、貿易や消費に体化した環境負荷を測る指標の例をいくつか提示した上で、これと密接に関連した概念として消費ベース指標と生産ベース指標の定義付けを行う。第 3 節では、消費ベースと生産ベースを峻別して考えることの意義や含意について述べる。第 4 節では、貿易や消費に体化した環境負荷を測る指標の推計手法について、先行研究を整理しながらいくつかの選択肢を示した上で、それぞれの長短について論じる。特に、国や産業のレベルでの環境負荷を評価するのに適した手法として、多地域間産業連関（Multi-Region Input-Output model: MRIO）モデルについて詳細に説明する。第 5 節では、国際貿易分析プロジェクト（Global Trade Analysis Project: GTAP）のデータベース等を用いて、実際に MRIO モデルを構築し、水資源、土地、CO₂ 排出量についての指標の推計を行い、主な分析例を提示する。最後に、第 6 節では、水資源に焦点を絞り、「VW 貿易は偏在する水資源の分布を平準化する」という VW 貿易の基本命題の妥当性と、地理的な需給不均衡を解消する手段としての VW 貿易の有効性について検証する。具体的には、現実の VW 貿易と、ヘクシャー・オリー・ヴァネック（Heckscher-Ohlin-Vanek: HOV）モデルからの予測値、そして、栄養不良人口を解消するための要水量から推計した規範値とを比較し、上記命題の妥当性を検証する。また、低所得国では VW 貿易へのアクセスが制約されるとの仮定の下、今後、ア

¹⁰³ 本章の内容の一部、とりわけ、GTAP のデータベース等を用いて、実際に MRIO モデルの構築については、平成 25 年度内閣府経済社会総合研究所委託研究の一環として行った研究成果を用いている。詳細については、内閣府経済社会総合研究所（2014）に加え、推計方法をより詳細に記載した佐藤・仲山・本間（2014）及び佐藤・本間・仲山（2014）を参照されたい。

ジア・アフリカ諸国の今後の経済成長によって、耕作地の水平拡大圧力がどの程度緩和し得るのかを検討する。これらを踏まえ、南北格差とグローバル規模で見た環境制約との関係について、若干の言及を試みる。

後に見るように、VW 貿易と水希少性の関係に関して実証分析を行った先行研究では、概して、両者の間に明確な関係はないとの評価を行っている。それに対して、本章では、水希少性の捉え方を変えることで、全体的な方向性と量において、VW 貿易は各国の水賦存状況を反映した動きをしていることを示す。また、国際社会が調和の取れた包摂的な成長を実現すれば、VW 貿易は、水資源をめぐる地理的な需給不均衡をある程度緩和し、耕作地の水平拡大に伴う生態系への圧迫を緩和する役割を果たすことができるとの評価を行う。

5.2. 国際貿易に体化した環境負荷を計測する指標の例と類型¹⁰⁴

5.2.1. 国際貿易に体化した環境負荷を計測する指標の例

国際貿易に体化した環境負荷を計測する指標としては、以下のようなものが実践されている。

(1) エコロジカル・フットプリント

最も古くからある例のひとつは、ブリティッシュ・コロンビア大学のウィリアム・リース教授とその教え子のマティース・ワケナゲル氏（グローバル・フットプリント・ネットワーク代表理事）が考案した、エコロジカル・フットプリント（EF）である¹⁰⁵。EF とは、環境から経済システムに流入する物質やエネルギーと、経済システムから環境に出ていく物質とエネルギーについて、そのフローを維持するために必要な土地や水域の面積を合計した指標である。

通常、生態学や資源経済学では、特定の環境下で維持できる生物の最大個体数を環境容量（carrying capacity）と呼ぶが、Wackernagel and Rees（1996）によると、これを人間に適用して、特定の環境下で扶養可能な個体数（人口）を考えようとする、1）人間集団が環境に課す負荷の総量は、所得や技術の水準、文化的・社会的背景などによって大きく異なる、2）グローバル経済においては、世界中の資源にアクセス可能、3）人間の環境への負荷は、生物学的物質代謝のみならず、工業的物質代謝（industrial metabolism）による負荷が加算される、などの問題が生じる。そこで、EF では、環境容量を逆数で捉え、維持可能な最大個体数ではなく、人間が生態圏に持続的に課することができる安全な負荷の最大値と定義し、それとの比較で現実の負荷がどの程度かを評価する。この現実の負荷を、経済が消費する物質やエネルギーの供給・吸収に要する土地や水域の面積で表したものが EF であり、安全な負荷の最大値をやはり面積で表したものがバイオキャパシティ（Bio-Capacity、以下 BC と表記）である。推計手法の詳細については、後ほど論じる。

¹⁰⁴ 本節の整理は、佐藤（2013）を参考に行っている。

¹⁰⁵ ここでの説明は、Wackernagel and Rees（1996）を参考に行っている。

(2) バーチャル・ウォーター (VW)、ウォーター・フットプリント (WF)

VW は、1990 年代前半にロンドン大学のアンソニー・アラン教授が最初に用いた概念で¹⁰⁶、その後、論者によって様々な定義の変遷を経つつも、一般的には、財やサービスの生産過程で直接・間接に使われる水の量を指す¹⁰⁷。また、これらの生産物を国境を越えてやりとりすることを、その背後にある VW を念頭に、VW 貿易と言う。

一方、ウォーター・フットプリント (Water Footprint、以下 WF と表記) は、EF の類推から、アーイェン・フックストラ博士ら UNESCO 水教育研究所 (Institute for Water Education: IHE) の研究グループが、特定の国の人々が消費する財やサービスの生産に使われた水の総量を表すものとして 2002 年に提唱した概念である。具体的には、一国の WF は、国内での総水利用量と VW 純輸入量を足すことで算出される (Hoekstra and Hung, 2002)。また、博士らも協力して 2008 年に設立されたウォーター・フットプリント・ネットワーク (Water Footprint Network: WFN) は、WF 概念の射程をさらに広げ、個人・コミュニティ・企業などの単位ごとに、それが消費または生産した財やサービスを製造するために直接・間接に使われる水の量を WF と呼んだ¹⁰⁸。

(3) バーチャル・カーボン、エンボディド・カーボン、カーボン・フットプリント

温室効果ガスに関しては、1990 年代以降、その排出責任をどのように配分するかについての議論が盛んに行われてきた。例えば、京都議定書に基づく排出削減義務は、実際に国境内で排出された温室効果ガス (領内排出 (territorial emissions)、生産排出 (production emissions) を対象とし、いわば生産者責任 (producer responsibility) を問うものである¹⁰⁹。この考え方に基づけば、炭素集約度の高い財を他国から輸入し、自国は炭素集約度の低い財の生産に特化すれば、自国の排出量を減らすことができる。このことから、削減義務のある先進国での排出量が減っても、削減義務のない途上国での排出量が増え、地球全体としては排出量が減らないという、いわゆる“炭素リーケージ”の問題が懸念されるようになった。

¹⁰⁶ Allan (2003) によると、VW という言葉は、ロンドン大学の SOAS (School of Oriental and African Studies) で 1993 年に開催されたセミナーで、アラン教授が初めて用いたものである。なお、同教授は、1993 年以前にはエンベディド・ウォーター (embedded water) という言葉を使っていた。

¹⁰⁷ アラン教授自身は、VW を、農産物を生産するために必要とされる水と定義している (Allan, 2003)。一方、フックストラ博士らは、農産物や工業製品の生産過程で使われる水をその生産物に含まれる VW と呼んだ (Hoekstra and Hung, 2002)。博士らは、VW を工業製品にも拡張した上で、「必要とされる」という言葉を「使われる」という言葉で置き換えることで、実際に生産が行われた場所で使われた水の量に対象を限定した。博士はその後の著作でも、製品の VW 含有量 (virtual-water content of a product) を、その生産物を生産するために使われる水の量と定義している (Hoekstra and Chapagain, 2008)。それに対して、東京大学の沖教授らは、生産物の VW 含有量は、実際の生産が行われた場所ではなく、食料の消費が行われる場所で計算されるべきであると考えた (Oki and Kanae, 2004)。この立場に従えば、VW は、もし消費国が輸入した食料を自国内で生産したら本来必要であった水の量を指すことになる。

¹⁰⁸ WFN では、生産物の VW 含有量 (virtual-water content of a product) は、生産物の全サプライチェーンにわたって当該生産物の生産過程で消費ないし汚染された水の量としている。したがって、生産物の WF (water footprint of a product) と生産物の VW 含有量とは同義だが、前者は生産物に体化した水の総量を指すのに対し、後者は総量だけでなく、種類別 (グリーン、ブルー、グレイ)、サプライチェーンの段階別の量も示す統計となっている。

¹⁰⁹ これらの用語については、Wiedmann et al. (2007)、Atkinson et al. (2012) などを参照。

それに対し、実際の排出源が地球上のどこであるかを問わず、炭素の排出を通じて製造された財の最終消費者の責任を問うのが、消費者責任 (consumer responsibility) や消費排出 (consumption emissions) の考え方である。また、こうした考え方に基づいて、貿易や消費に体化した CO₂ の排出量を推計したものが、バーチャル・カーボン (virtual carbon) やエンボディド・カーボン (embodied carbon)、カーボン・フットプリント (carbon footprint) などと呼ばれる指標である (以下、これらをまとめて EC と表記)。

呼称や定義に若干の違いはあるものの、貿易や消費に体化した炭素排出量を推計する試みは 1990 年代から行われており、貿易や消費に体化した環境負荷を測る指標の中でも最も蓄積が多い (例えば、Wyckoff and Roop, 1994; Peters and Hertwich, 2008; Atkinson et al., 2011)。最近では、OECD が、2011 年に公表したグリーン成長指標の中で、生産ベースの炭素生産性 (production-based CO₂ productivity) と需要ベースの炭素生産性 (demand-based CO₂ productivity) とを区別し、両方を指標として計上している (OECD, 2011)。

(4) バーチャル・ランド

バーチャル・ランド (Virtual Land, 以下 VL と表記) は、Wichelns (2001) が VW の概念を土地に応用したことを引き継ぎ、Würtenberger et al. (2006) が定義した概念である。輸入される農産物の生産に必要な土地面積を表す。貿易や消費に体化した土地資源の投入面積に関する研究は、水資源ほどの蓄積はないものの歴史は古く、水における VW の類似概念として、は 1960 年代にはすでにゴーストエーカー (Ghost Acreage) が提唱されていた (Borgstrom et al., 1965)。

土地は、単なる物理的な面積としての側面と、土壌による栄養供給や流域による水フロー調節など、生態系サービスを提供する生態系資産としての側面とがある。農作物の場合、単なる面積として土地を占有するだけでなく、生態系資産が提供する様々な生態系サービスを用いて生産が行われる。食料の輸入は、間接的に、国外の土地のこうした機能を用いることでもある。

なお、VL は、土地面積を評価するという点で EF と似ているが、少なくとも基本的な EF の計算は、土地区分ごとに必要な仮想の土地面積を合算するだけのものであり、したがって、実際に土地がどこでどのように使われたか、それが持続可能であるのか否かを問うことはできない。それに対して、VL は典型的には物質フロー分析を用いて推計がなされるため、特定の農産物が具体的にどの国や地域で生産されたかを溯って評価することができる (Koellner and van der Sleen, 2011)。

5.2.2 消費ベース指標、生産ベース指標の定義

こうした指標を活用して、さらに貿易への体化分を勘案した一国レベルの環境負荷を評価するには、消費ベースと生産ベースとを峻別して集計することが有用である。消費ベース指標 (consumption-based indicator) とは、消費される財やサービスおよびこれらの生産に用いられる中間財の生産に必要とされる自然資源の投入量や、生産に伴って生じる廃棄物の排出量その他の環境負荷を測る指標である。ただし、ここでいう生産は、消費が行われる国や地域の地理的な範囲内で行われたものに限らない。したがって、開放経済を前提とした場合、財の生産に伴って他の国や地域で生じた環境負荷も指標に計上することになる。逆に、国内で生産されたものの、その後輸出され、最終財の消費が海外で行われる分については計上しない。

それに対して生産ベース指標 (production-based indicator) とは、対象となる国や地域の地理的な

範囲内での生産に直接投入される自然資源の量や、それに伴って生じる廃棄物の排出量その他の環境負荷を測る指標である。消費ベース指標とは逆に、国内の生産に伴う環境負荷であれば、製品が輸出されて海外で消費されたとしても、指標に算入することになる。

なお、消費ベース指標にせよ、生産ベース指標にせよ、環境負荷の発生源は生産活動を想定しており、最終消費者が製品等を直接利用する際に生じた環境負荷は含まないことに注意が必要である。特に消費ベース指標については、“消費”という言葉の持つイメージとは異なり、自家用車や家庭でのガス給湯器の使用に伴う温室効果ガスの排出や、炊事や洗濯などでの水の利用などの環境負荷は含まれない。これらの環境負荷は国内での消費時に直接生じるものであり、基本的には国際貿易とは関係ないため、本研究でも詳しく取り上げることはしないが、以下の2点に留意が必要である。第一に、気候変動枠組条約下で排出削減義務や算定・報告制度の対象となっているのは、生産ベースの排出量だけでなく、こうした利用ベースでの排出量を加えた国内の経済活動全体の排出量である。第二に、持続可能な消費の促進に向け、指標を通じて消費者の行動パターンの変革を促す上では、消費ベースでの環境負荷だけでなく、利用ベースでの環境負荷も含めた指標を使用することが望ましい。

5.3. 国際貿易に体化した環境負荷を計測する指標の意義¹¹⁰

以上に紹介したような指標を用い、消費ベースと生産ベースを峻別して環境負荷を評価することには、どのような意義があるのだろうか。

5.3.1. 地球規模の持続可能性と一国レベルでの持続可能性

持続可能性指標は、言うまでもなく持続可能性を評価するための尺度だが、ここで言う持続可能性がどのレベルでのものなのかを明確にすることは、その解釈に当たって極めて重要である。包括的富指標やジェニユイン・セービングなど多くの持続可能性指標は、一部を除き、基本的には一国ごとの持続可能性を評価するために用いられることが多い。環境政策や開発政策の主要な担い手が各国政府であるという点からも、これは当然のことと言える。

一方で、地球規模で考えた場合、深刻化する気候変動や生態系の破壊の影響を最も受ける社会層は、地理的にも社会的にも遍在している。特に懸念されるのは、自然資本に生活を依存する途上国の脆弱な社会層が、地球環境との関係で直面する危機である。したがって、国際社会が持続可能な発展という旗印のもとで優先的に取り組むべきは、一国ごとの持続可能性の確保ではなく、こうした社会層の危機の原因を取り除くことであると考えられることもできる。

もちろん、日本などの先進国が一国レベルでみて持続可能であることは、地球規模の持続可能性の観点からも極めて重要である。例えば、再生可能エネルギーの普及や資源効率の向上を通じて、国内でのCO₂排出量や資源消費量の削減を実現すれば、地球全体の環境負荷を減らすことができる。また、先端的な環境技術の開発を進めるとともに、環境にやさしい先進的社会モデルを示すことによって、間接的にも、世界各国の持続可能な社会づくりを後押しすることができる。

ただし、第4章で明らかにするように、現状では、先進国の国内で消費される財は、その生産のために、途上国内に存在する多くの自然資源を利用し、また、途上国の生産設備で大量のCO₂を排出している。

¹¹⁰ 本節の以下の記述は、佐藤（2013）を参考にしている。

こうした状況の下では、日本一国が指標上は持続可能と判断される場合でも、国外での資源利用やCO₂の排出を通じて、指標の範囲の外側にいる途上国の脆弱な社会層を危機に陥れてしまう恐れもある。したがって、特に先進国が政策判断等に用いる指標については、一国レベルの持続可能性を測る尺度と併せ、当該国が地球規模の持続可能性に与える影響を測る尺度をも考えていくことが適切であると考えられる。その際、消費ベース指標は、地球規模での持続可能性と一国レベルの持続可能性とを橋渡しする重要な指標のひとつとなり得る。

5.3.2 持続可能な消費

近年、国際社会では、持続可能な消費と生産（Sustainable Consumption and Production: SCP）の実現が大きな政策課題となっているが、とりわけ重視されるのが、先進国や新興国の持続不可能な消費のパターンの変革である。技術革新や生産プロセスの変革によって資源効率を改善したとしても、成長著しいアジア地域を中心に、消費の絶対量自体が増えている現状では、供給側の取り組みには限界があり、さらに、効率性の改善が逆に消費を増大させるいわゆる“リバウンド効果”も懸念される。したがって、SCPの実現には、需要側の取り組みも併せて行っていくことが不可欠である。

特に消費者の行動パターンを変えていくためには、消費ベース指標を通じて、人々の消費にどの程度の資源が使われているのかを定量化し、わかりやすく情報提供することが不可欠である。また、消費ベースでの環境負荷を環境税の体系に組み込んだり、商品への表示を義務づけることにより、経済的なインセンティブを通じて環境負荷を減らすことも考えられる。消費ベース指標は、こうした情報提供や政策設計の基盤としても有用である。

5.3.3 環境負荷の責任や義務の配分の判断基準

消費ベースと生産ベースを峻別する考え方は、環境負荷の責任をどのように捉えるか、また、排出削減などの履行義務をどのように配分するか、などの論点にも関わっている。以下、廃棄物の排出に伴う責任と、自然資源の利用に伴う責任に分けて論じる。

（1）廃棄物の排出に伴う責任

温室効果ガスや有害物質などの廃棄物の排出に伴う外部不経済については、廃棄物の排出者ないし排出国に責任を帰する考え方と、廃棄物の排出を通じて製造された財の最終消費者ないし消費国に責任を帰する考え方がある。既に述べたように、温室効果ガスについては、前者に基づく排出削減義務が国際的に制度化されている。

一方で、先述のように、領内排出に基づく責任制度では炭素リーケージの問題が懸念されることに加えて、炭素集約的な輸出産業を多く抱える途上国からの反発もあり、最近では、消費ベースでの排出量を定量化する試みにも注目が集まっている。消費ベースに基づく政策的な方向性としては、カーボン・フットプリントやバーチャル・カーボンへの課税や商品表示の義務づけなどが考えられる。

（2）資源利用に伴う責任

制度上は、特殊なケースを除き、自然資源の利用や管理に関する一義的な責任は、実際に資源の管理能力を有する資源保有者ないし保有国にある。たとえ過剰な利用によって資源が枯渇しても、損害が当該国に限られる場合には、それに対する備えは保有国が行うべきである。また、資源を用いて製

造した財の最終消費者ないし消費国はその対価を保有国に支払っているし、保有国は得た対価をインフラや教育への投資に向けることで貧困から脱出し、持続可能性を高めることもできる。したがって、制度上の可能性は別としても、消費国に資源利用の責任を負わせることが適切であるとは一概には言えない。

しかし、オープンアクセスによる過剰採取リスクが存在する場合やガバナンス上の失敗など、その他何らかの要因で市場価格が真の希少価値を反映しない場合には、輸入国は輸出国が失う自然資源の真の価値を完全に補償していないことになる（Atkinson et al., 2012）。マングローブの伐採による洪水や高潮被害など、自然資源の採取や破壊に伴って当該地域に何らかの社会的費用が生じる場合も同様である。さらに、熱帯雨林の伐採によって炭素の吸収・貯蔵能力が失われ、安定した気候という世界の公共財が傷つけられた場合などは、輸入国は人類全体の社会的費用を補償していないことになる。

こうした自然資源の利用に伴う環境負荷については、理論上は、資源の採取者ないし資源の保有国に責任を帰す考え方と、資源を用いて製造する財の生産者ないし生産国に責任を帰す考え方、さらには資源自体または資源を用いて製造する財の最終消費者ないし最終消費国に責任を帰す考え方の3つがあり得る¹¹¹。

特殊なケースを除き、後の2つの責任が公的に制度化されている例はほとんどないが、企業の社会的責任（Corporate Social Responsibility: CSR）に関連した取り組みや、持続可能な資源管理に関する各種の認証スキームなど、企業や市民の自発的な取り組みとしては多くの事例が存在する。こうした取り組みを促進する上でも、消費ベースの指標は重要な役割を果たし得る。

5.3.4 資源利用の効率性の判断基準

消費ベース指標は、国境を越えて輸送することができない資源を、地球規模でどの程度効率的に利用しているかを判断する基準としても用いられている。国境を越えて輸送することができない資源とは、物理的に輸送が想定されない資源である土地や、その他の多くの生態系資産、経済的に輸送が現実的ではない農業生産用の水資源などである。特に水資源については、消費される財を輸入国で生産した場合に必要なとされる仮想の水の量と、輸出国で実際に生産に用いた水の量とを比べることで、国境を超えた貿易による水の節約効果を評価する試みがなされている。この点については、第5章で詳しく論じる。

5.3.5 資源利用の公平性の判断基準

水資源や森林など多くの自然資源は、地球の構造上極めて偏在しており、人口や需要や技術など人間システム側の要素の地理的分布とは必ずしも一致しない。化石燃料や鉱物資源のように国境を越えた移動が可能な資源については、最終的にどこで利用されるかによって資源配分の公平性を考えることができるが、土地や水など国境を超えた輸送が困難な資源については、偏在性を所与のものとして受け入れるほかない。そこで、これらの資源をめぐる公平性については、消費や生産における直接の利用量のみならず、貿易を介した間接的な利用量を含めて評価することが適切と考えられる。消費ベース指標は、こうした資源利用の公平性評価にも用いることができる。

¹¹¹ Atkinson et al. (2012) は、こうした考え方を踏まえ、消費ベースでの資源消費分を、地球規模の持続可能性（global sustainability）への消費国の貢献分から差し引くことを提唱している。

5.4. 国際貿易に体化した環境負荷の推計手法

本節では、貿易や消費に体化した環境負荷の推計手法について、先行研究を整理しながらいくつかの選択肢を示した上で、特に、国や産業のレベルでの環境負荷を評価するのに適した手法として、MRIO モデルを用いた手法について詳細に論じる。

5.4.1 各種の推計手法

国境を超えた生産プロセスにおいて生じる環境負荷の推計手法には様々な試みがあり、それぞれ長所短所が存在する。各推計手法の全体像やそれぞれの位置付けについて整理した研究としては、星野他(2009)やSato(2013)がある。星野他(2009)では、マクロ経済統計や産業連関表(Input-Output: IO)を用いたトップダウン・アプローチと、ライフサイクル分析(Life-cycle Assessment: LCA)やEFなどのボトムアップ・アプローチに大別し、それぞれの特徴と課題を整理している。また、Sato(2013)は、ECに関する50の先行研究のレビューを行い、分析のスケール(マクロ、メゾ、ミクロ)や、推計に用いられる情報の範囲、政策的な焦点などに関連づけて各手法を整理している¹¹²。ここで、マクロスケールとは、国や複数国からなる地域を対象にした分析で、応用一般均衡分析(Computable General Equilibrium: CGE)を用いた国レベルでの分析や資源利用に関する国家間の貿易収支を評価するアプローチがこれに該当する。メゾスケールとは、産業部門レベルでの環境負荷を定量化するもので、一連のIOアプローチが該当する。ミクロスケールは、製品や家計や企業レベルでの環境負荷を定量化するもので、LCAアプローチが該当する。

なお、製品のライフサイクルを溯って環境負荷の測定を行うという意味で、IOアプローチも含めてLCAと呼び、プロセス分析(後述)をボトムアップ・アプローチのLCA、IOをトップダウン・アプローチのLCAとして区別する整理もある(Feng et al., 2011など)。ただし、本研究では、星野他(2009)やSato(2013)も含め、多くの先行研究の分類に従い、LCAにIOアプローチは含まないこととする。以下では、これらの推計手法のうち、特に、(1) EFアプローチ、(2) LCAアプローチ、(3) IOアプローチを取り上げ、それぞれの特徴や長所短所について論じる。

(1) エコロジカル・フットプリント・アプローチ

EFは、概念的には以下の式によって算出される。

$$EF_p = \sum_i \frac{P_i}{Y_{N,i}} \cdot YF_{N,i} \cdot EQF_i$$

EF_p は対象国の特定の土地区分における生産に関するEFを表し、 P_i は生産物*i*の総生産量(CO2の場合は排出量)、 $Y_{N,i}$ は単位面積あたりの平均収量(CO2の場合は単位面積あたりの平均吸収量)を表す。また、収量ファクター($YF_{N,i}$)は各国の生産性の違いを表す調整項で、具体的には当該土地区分における生産物*i*についての世界の平均収量($Y_{W,i}$)に対する対象国の平均収量の比率から求める。したがって、 EF_p は以下のように書き換えることができる。

¹¹² 以下の説明は、Sato(2013)の整理を参考に行っている。

$$EF_p = \sum_i \frac{P_i}{Y_{W,i}} \cdot EQF_i$$

一方、等価ファクター（ EQF_i ）は、特定の土地区分の面積を全土地区分の平均生産性で評価した仮想の面積に変換するための調整項で、具体的には全土地区分の平均的な生物生産性に対する当該土地区分の生物生産性の比率から求める。

消費に関する EF（ EF_c ）は、 EF_p に輸入に体化した EF（ EF_f ）を加え、輸出に体化した EF（ EF_x ）をひくことで求める。 EF_f と EF_x は、上式の P_i をそれぞれ輸入量、輸出量で置き換えて計算する。

また、BC は以下によって求められる。

$$BC = \sum_i A_{N,i} \cdot YF_{N,i} \cdot EQF_i$$

$A_{N,i}$ は、当該国で利用可能な土地面積である。

一国の EF_c と BC を比較すれば、国際貿易を通じた国外の資源の利用状況を評価することができる。ただし、LCA アプローチや IO アプローチと異なり、実際に国外の生産過程で生じた環境負荷の量を直接導き出しているわけではなく、あくまで、世界の平均収量で求めた仮想上の土地面積を比較した間接的な評価に過ぎない。したがって、例えば、自国で許容可能な環境負荷を超えた部分が、具体的にどの国にどの程度転嫁されているかを捕捉することはできない。

また、EF や BC の算出に用いられる $Y_{N,i}$ や $Y_{W,i}$ や $A_{N,i}$ は、実際の土地収量や土地面積を用いており、その利用状況が持続可能であるかどうかを科学的に問うていないわけではない。したがって厳密には、EF と BC を比較しても、EF 理論が想定するような、生態圏に課せる安全な負荷の最大値と比較した現実の負荷を評価しているとはいえない。

加えて、EF と BC を人間活動と環境容量¹¹³の評価に用いることについては、理論上も 2 つの限界が考えられる。第一に、実際の環境容量はあくまで個別の資源ごとに生じるため、例えば世界の総 EF が総 BC の範囲内でも、一部の資源のフットプリントが環境容量を超えることで大きな損害が生じる場合もある。第二に、化石燃料や鉱物資源と異なり、土地や水など物理的・経済的に移動できない資源や、多くの生態系資源の環境容量は地域ごとに存在するが、少なくとも基本的な EF の考え方ではこれを捕捉できない。たとえ世界の総 EF が総 BC の範囲内でも、局地的に制約を超えてしまえば、やはり甚大な損害が生じる場合もある。

(2) LCA アプローチ

LCA アプローチは、個別品目や個別製品の生産過程のデータからライフサイクルを通じた環境負荷を捕捉するボトムアップの推計手法で、プロセス分析やプロセス・ベース LCA と呼ばれることもあ

¹¹³ 生態学や資源経済学でいう環境容量は、特定の環境下で維持できる生物の最大個体数を指すが、人間活動の限界を評価する際に考えるべきは、環境容量ではなく、むしろ生物の最少維持可能個体数 (minimum viable population) であるとも言える。ただし、ここでは用語の混乱を避けるため、環境容量という言葉を用いることとする。

る (Lenzen et al., 2013b; Weber and Matthews, 2007 など)。学術的な研究のみならず、実務の世界でも多くの実践例がある。温室効果ガスについては、世界資源研究所 (World Resource Institute: WRI) と持続可能な開発のための経済人会議 (World Business Council on Sustainable Development: WBCSD) による温室効果ガス算出プロトコルや、国際標準化機構の ISO14064、英国規格協会 (British Standard Institution: BSI) の Publicly Available Specifications-2050 (PAS 2050) などが挙げられる (Sato, 2013)。水資源についても、Oki et al. (2003)、Hoekstra and Hung (2005)、Hoekstra and Chapagain (2006)、Yang et al. (2006)、Chapagain and Hoekstra (2008)、Mekonnen and Hoekstra (2011a)、Mekonnen and Hoekstra (2011b)、Mekonnen and Hoekstra (2012) など、国内外で VW や WF の推計が数多く行われている。

LCA などのボトムアップ・アプローチには、簡明で理解がしやすく、また、データの利用可能性によっては個別製品レベルで精度の高い分析が可能であるという利点がある。そのため、LCA は、企業実務などで用いられる推計手法としてもっとも一般的な手法のひとつとなっている。

一方で、IO アプローチと異なり、LCA アプローチでは、中間財貿易の連鎖からなる全サプライチェーンを捕捉することができず、サプライチェーンをさかのぼって丹念に中間投入を追っていったとしても、どこかで意図的な終焉を設定せざるを得ない。したがって、評価対象として設定されたシステムの境界外の環境負荷は捕捉せず、推計結果が境界の設定のあり方に大きく影響を受けるという欠点がある (Feng et al., 2011; Weber and Matthews, 2007 など)。Feng et al. (2011) は、LCA のこうした限界を、内生各部門間の産業連関を通じてサプライチェーン全体を捕捉する産業連関アプローチとの対比で、「部門間カットオフ効果 (inter-sectoral cut-off effect)」と呼んでいる。

また、国全体としての環境負荷の評価を行うためには、国レベルや産業部門レベルでの集計が必要だが、個別の製品を追跡する LCA アプローチでは、個別的な要素が多すぎ、集計のための調整が困難な場合がある (Atkinson et al., 2012; Wiedmann et al., 2009 など)。

(3) IO アプローチ

IO アプローチでは、IO モデルを用いて、各産業部門の全サプライチェーンにわたる環境負荷を集計する。LCA アプローチのように個別製品の環境負荷を追うことはできないが、内生各部門間の産業連関を通じて全サプライチェーンの環境負荷を捕捉することができる。また、国レベルや産業部門レベルでの集計データを利用するため、マクロスケールやメゾスケールでの集計的な分析が容易である。

IO を用いて消費や貿易に体化した環境負荷を推計する手法は、1970 年代から用いられはじめ、1990 年代以降急速に広まった (Wyckoff and Roop, 1994; Proops et al., 1999 など)。これらの研究動向については、Wiedmann et al. (2007) や Wiedmann (2009) が詳細なレビューを行っている。

IO アプローチでは、分析の目的等に応じて、単一地域産業連関 (Single-Region Input-Output model: SRIIO) モデル、2 国間貿易 (Bilateral Trade Input-Output model: BTIO) モデル¹¹⁴、多地域産業連関モデル (MRIO) が用いられている。

3 者の違いは、分析対象とする国や地域の範囲、生産技術についての仮定、中間投入の取り扱いである。SRIIO モデルは、基本的に単一の国や地域の産業連関表を用い、当該国の消費に体化した環境

¹¹⁴ BTIO モデルは、対象となる環境負荷の種類に応じて、Embodied Emissions in Bilateral Trade (EEBT) モデルや、Water Embodied in Bilateral Trade (WEBT) モデルなどと呼ばれることがある (Sato, 2012; Feng et al., 2011 など)。

負荷を推計するために用いられる。対象国は他国との間で貿易を行っているが、通常は個々の貿易相手国を区別せず、他の全ての国の集計（Rest Of the World: ROW）として扱う。また、輸入元の国も対象国と同一の生産技術を有するものと考え、環境負荷の原単位も同一のものを用いる。それに対して、BTIO モデルや MRIO モデルは、国ごとに異なる生産技術や環境負荷原単位を用いる。ただし、BTIO モデルでは、SRIO モデルと同様、内生各部門間のやりとりからなるサプライチェーンは国内のみで閉じている。輸出された財は全て輸入国の最終消費にまわるものと仮定されており、輸入財が輸入国の中間投入となることや、さらに輸入国側の生産過程を経て輸出国に再輸出されることなどは想定されていない。Feng et al. (2011) は、こうした限界を「地域間カットオフ効果」と呼んでいる。それに対して、MRIO モデルは各国の内生部門間の貿易を通じた国際的なサプライチェーンを想定しており、輸出された財は、輸入国の内生各部門への中間投入と最終消費とに区別されるほか、内生部門に投入された財は、輸入国側の生産過程を経て輸出国に再輸出されることも想定している（フィードバック効果）。

5.4.2 多地域間産業連関モデル（MRIO）を用いた推計

本章では、日本の持続可能性指標群の一部として採用すべき具体的な指標の推計手法として、MRIO モデルを用いた手法を提案する。MRIO モデルを提案する理由は、第一に、国レベルで用いる指標としては、個別製品ごとのライフサイクルを通じた環境負荷を評価する指標よりも、一国の経済全体や消費者、各産業部門などが、国際経済を通じてどのように世界各国の環境負荷と関わっているかを計測するのに適した指標が必要であること、第二に、その際、2 国間の一度きりの貿易だけでなく、国際的なサプライチェーンを通じた複雑な産業連関がもたらす影響を評価することが必要であること、である。以下、MRIO モデルを用いた推計手法について詳述する。

(1) 多地域間産業連関表（MRIOT）の推計

ここでは、Peters et al. (2011) の手法に沿って、GTAP のデータベースを用いた多地域間産業連関表（MRIOT）の推計手法について説明する（各記号の意味については表 5.1 を参照）。まず、国際輸送サービスを内生化せずに、サービス提供国の外生部門に残した形を考える。このとき、 r 国の総生産額 $\mathbf{x}^r$ は、以下の式で表すことができる。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{Z}^{rr}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rr} + \mathbf{t}^r + \sum_s \mathbf{e}^{rs} \quad (5.1)$$

ただし、 $\mathbf{1}$ は全ての要素が 1 の列ベクトルを指す。総生産額は、GTAP のデータに沿った表記を用いると以下のように表すこともできる。

$$x_i^r = vom_i^r = \sum_j vdfm_{ij}^r + vdp m_i^r + vdg m_i^r + vdk m_i^r + vst_i^r + \sum_s vxmd_i^{rs}$$

(5.1) 式において、 r 国から s 国への輸出 $\mathbf{e}^{rs}$ は、中間投入と最終需要により $\mathbf{e}^{rs} = \mathbf{Z}^{rs}\mathbf{1} + \mathbf{y}^{rs}$ と表せる

ので、(5.1) 式は以下のように変形できる。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{Z}^{rr} \mathbf{1} + \mathbf{y}^{rr} + \mathbf{t}^r + \sum_s (\mathbf{Z}^{rs} \mathbf{1} + \mathbf{y}^{rs})$$

投入係数を $a_{ij}^{rr} \equiv Z_{ij}^{rr} / x_j^r$ および $a_{ij}^{rs} \equiv Z_{ij}^{rs} / x_j^s$ とし、以下の式を得る。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{A}^{rr} \mathbf{x}^r + \sum_s \mathbf{A}^{rs} \mathbf{x}^s + \mathbf{y}^{rr} + \sum_s \mathbf{y}^{rs} + \mathbf{t}^r$$

これは

$$\begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{A}^{11} & \mathbf{A}^{12} & \dots & \mathbf{A}^{1m} \\ \mathbf{A}^{21} & \mathbf{A}^{22} & \dots & \mathbf{A}^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \mathbf{A}^{m1} & \mathbf{A}^{m2} & \dots & \mathbf{A}^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix} + \sum_s \begin{bmatrix} \mathbf{y}^{1s} \\ \mathbf{y}^{2s} \\ \vdots \\ \mathbf{y}^{ms} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \mathbf{t}^1 \\ \mathbf{t}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{t}^m \end{bmatrix}$$

ないし、

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{X} + \mathbf{Y} + \mathbf{T} \quad (5.2)$$

とも表される。ただし、

$$\mathbf{X} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{x}^1 \\ \mathbf{x}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{x}^m \end{bmatrix}, \quad \mathbf{A} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{A}^{11} & \mathbf{A}^{12} & \dots & \mathbf{A}^{1m} \\ \mathbf{A}^{21} & \mathbf{A}^{22} & \dots & \mathbf{A}^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \mathbf{A}^{m1} & \mathbf{A}^{m2} & \dots & \mathbf{A}^{mm} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{Y} \equiv \sum_s \begin{bmatrix} \mathbf{y}^{1s} \\ \mathbf{y}^{2s} \\ \vdots \\ \mathbf{y}^{ms} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{T} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{t}^1 \\ \mathbf{t}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{t}^m \end{bmatrix}$$

である。

(5.2) から、MRIOT の均衡産出量決定式は以下になる。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} (\mathbf{Y} + \mathbf{T}) \quad (5.3)$$

$\mathbf{A}$ の非対角線上の要素 $\mathbf{A}^{rs}$ の構築に必要な $\mathbf{Z}^{rs}$ は、以下のように、2 国間の各財の輸出額を、輸入国の内生各部門の当該財の総輸入額に占める比率に従って分配することで推計する。

$$Z_{ij}^{rs} = \frac{(\mathbf{Z}^m)_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot e_i^{rs} = \frac{vifm_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot vxmd_i^{rs}$$

つまり、ここでは、輸入国各部門における各財の輸入額のシェアは、輸出元の国がどこであるかわからず同じであるとの仮定を置いている。

なお、GTAP においては、輸出国側の輸出額のデータ $vxmd$ と輸入国側の輸入額のデータ $vims$ とは、

前者が輸出国側の市場価格、後者が輸入国側の市場価格で示されるため一致しない。両者の差は、国際輸送サービスのマージンと輸出入関税によって以下のように表すことができる。

$$vims_i^{rs} = vxmd_i^{rs} + \sum_k vtwr_{ki}^{rs} + tfrv_i^{rs} \\ + (adv_i^{rs} + mfrv_i^{rs} + purv_i^{rs} + vrrv_i^{rs} + xtrv_i^{rs})$$

(5.3) の均衡産出量決定式は、国際輸送サービス **T** を外生部門に残したままである。したがって、国際輸送サービスはサービスの提供国に配分されていることになる。しかし、消費ベースの環境負荷の定量化との関係では、生産過程における国際輸送サービスの利用も中間投入の一部と見なし、これによる環境負荷も消費ベースに含めるべきと考えられる。そこで、本研究では、Peters et al. (2011) の手法に従って、国際輸送サービスを利用者側である各国の内生各部門に振り分けることで内生化する。GTAP データベースにおける **vst** は、サービスの提供国と利用国・部門を結びつける情報をもたないため、Peters et al. (2011) では、内生化に際して以下の手続きで推計を行う。

まず、**s** 国の **j** 部門が財 **i** の投入のために用いた国際輸送サービス **k** の利用額を以下の式で推計する。

$$U_{kij}^s = \frac{(Z^m)_{ij}^s}{vim_i^s} \cdot \sum_r vtwr_{ki}^{rs}$$

ここでは、財 **i** の投入のために各部門が用いる国際輸送サービス **k** の額は、財 **i** の輸出元の国がどこであるかにかかわらず、当該部門の財 **i** の輸入額シェアに比例するとの仮定を置いている。さらに、**s** 国の **j** 部門が用いた国際輸送サービス **k** の総利用額を、以下の式によって、国際輸送サービス **k** の世界全体の利用額に占める提供国 **r** の国際シェアで分配する。

$$T_{kj}^{rs} = \frac{vst_k^r}{vtw_k} \cdot \sum_i U_{kij}^s$$

ここでは、各国の各部門が用いる国際輸送サービス **k** の額は、当該サービスを利用する国・部門がどこであるかにかかわらず、国際輸送サービス **k** の世界全体の利用額に占める提供国 **r** の国際シェアに比例するとの仮定を置いている。

表 5.1 GTAP データと MRIOT 推計に必要な行列の対応¹¹⁵

GTAP データ	対応する 行列	説明
国内データ $vd f m_{ij}^r$ $vd p m_i^r$ $vd g m_i^r$ $vd k m_i^r$	Z^{rr}	r 国の j 部門による国内財 i の購入額 r 国の家計部門による国内財 i の購入額 r 国の政府部門による国内財 i の購入額 r 国の投資部門による国内財 i の購入額

¹¹⁵ Peters et al. (2011) をもとに作成。

上記の均衡産出量決定式を活用すると、以下のような手順で、生産ベースでの環境負荷、消費ベースでの環境負荷を推計することができる。

生産ベースの環境負荷

r 国の j 部門における単位生産額当たりの環境負荷を c_j^r とし、各国各部門の単位生産額当たり環境負荷ベクトルを以下のように表す。

$$\mathbf{c}^r \equiv \begin{bmatrix} c_1^r \\ c_2^r \\ \vdots \\ c_n^r \end{bmatrix}, \quad \mathbf{c} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{c}^1 \\ \mathbf{c}^2 \\ \vdots \\ \mathbf{c}^m \end{bmatrix}$$

これを用いて、生産ベース環境負荷は、(5.4)式を用いて次のように表すことができる。

$$D_p^r \equiv \mathbf{c}^{rT} \cdot \mathbf{x}^m = \sum_j c_j^r \cdot x_j^r \quad (5.5)$$

貿易に体化した環境負荷

次に、 r 国から世界への輸出に体化した環境負荷を以下のように求める。

$$\mathbf{D}^{rw} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{rw} \quad (5.6)$$

ただし、 $\hat{\mathbf{C}}$ は対角線上に $\mathbf{C}$ の要素を持つ正方対角行列である。ここでは、 $d_{t,i}^{rw}$ を、 r 国から世界への輸出に体化した環境負荷のうち、 t 国の i 部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。

$$\mathbf{d}_t^{rw} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rw} \\ d_{t,2}^{rw} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rw} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{D}^{rw} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{rw} \\ \mathbf{d}_2^{rw} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{rw} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{F}^{rw} \equiv \begin{bmatrix} 0 \\ \vdots \\ \sum_s \mathbf{e}^{rs} \\ 0 \\ \vdots \end{bmatrix}$$

同じように、世界から r 国への輸入に体化した環境負荷を以下のように求める。

$$\mathbf{D}^{wr} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{wr} \quad (5.7)$$

ここでは、 $d_{t,i}^{wr}$ を、世界から r 国への輸入に体化した環境負荷のうち、 t 国の i 部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。ここでは、 $\mathbf{o}^{rr}$ は $n \times 1$ の零ベクトルとする。

$$\mathbf{d}_t^{wr} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{wr} \\ d_{t,2}^{wr} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{wr} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{D}^{wr} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{wr} \\ \mathbf{d}_2^{wr} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{wr} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{F}^{wr} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{e}^{1r} \\ \vdots \\ \mathbf{o}^{rr} \\ \vdots \\ \mathbf{e}^{mr} \end{bmatrix}$$

なお、ここで、世界から r 国への輸入や、 r 国から世界への輸出は、最終消費財と中間投入財を区別していないことに留意が必要である。

消費に体化した環境負荷の国際収支

(5.6) と (5.7) の結果を用いて、以下の式で定義される値を、消費に体化した環境負荷についての r 国の国際収支 (balance of trade of consumption-embodied environmental impacts) と呼ぶ。

$$D_b^r \equiv \sum_t \sum_i d_{t,i}^{rw} - \sum_t \sum_i d_{t,i}^{wr} \quad (5.8)$$

これは何を意味するのであろうか。

右辺の第 1 項は r 国から世界への輸出に体化した環境負荷を合計したもので、第 2 項は世界から r 国への輸入に体化した環境負荷を合計したものである。最初に、サプライチェーンの中で、自国への財の出入りが一度しか行われないケースを考える (ケース 1)。図 5.1 からわかるように、(5.8) の第 1 項から第 2 項をひくと、自国で中間投入が行われる場合における自国より上流の国での環境負荷が消去され、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷から、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷をひいた値となる。

しかし、実際には、ある財が原材料や中間投入財として自国から外国に輸出された後、より下流の財が中間投入財や最終消費財として再び自国に入ってくる場合があり、(5.8) の右辺の第 1 項と第 2 項には重複が考えられる。そこで、このように自国への財の出入りが 2 回以上行われる場合を、最終消費が自国で行われるケース (ケース 2) と、最終消費が他国で行われるケース (ケース 3) に分けて、これらの重複の帰結を考える。図 5.2 は、ケース 2 を表した概念図である。この場合、(5.8) の計算の結果、サプライチェーン上における自国での環境負荷は消去され、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷のみが、負の国際収支として残る。それに対して、図 5.3 は、ケース 3 を表した概念図である。この場合、サプライチェーン上における他国での環境負荷は消去され、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷のみが、正の国際収支として残る。

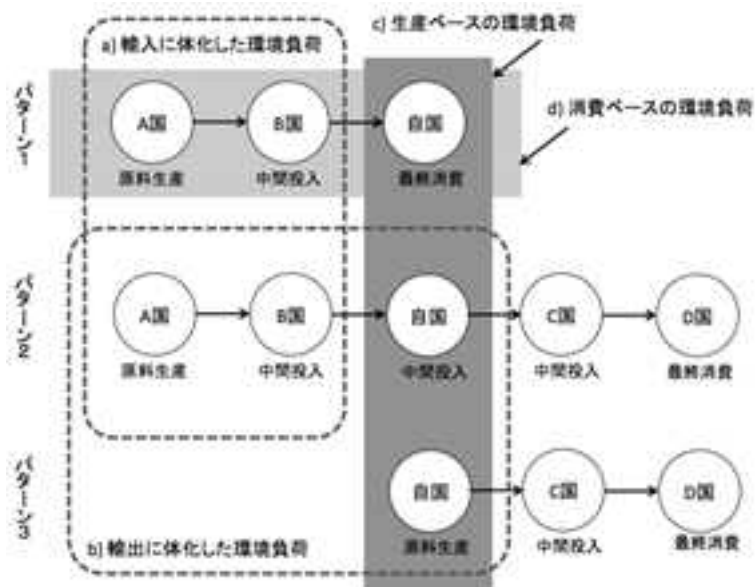


図 5.1 ケース 1：自国への財の出入りが一度だけの場合

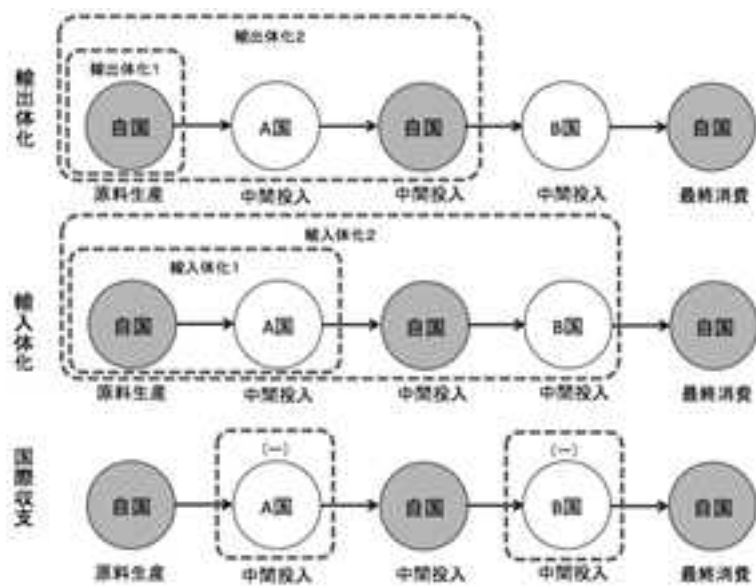


図 5.2 ケース 2：自国への財の出入りが2度以上の場合（自国で最終消費）

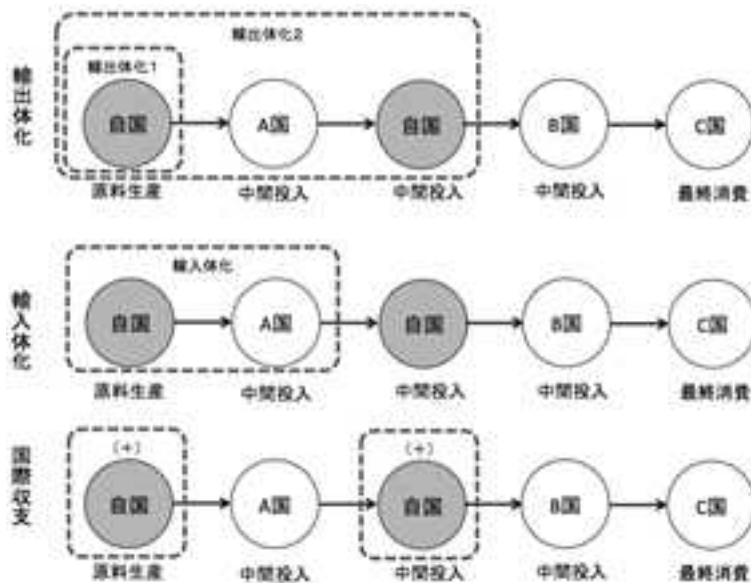


図 5.3 ケース 3：自国への財の出入りが 2 度以上の場合（他国で最終消費）

したがって、1～3 の全てのケースが存在する場合、最終的には、他国で消費される財の生産過程で自国で発生した環境負荷から、自国で消費される財の生産過程で自国以外で発生した環境負荷をひいた値だけが、国際収支として残る。国際収支が赤字の場合は、自国以外の国の消費のために自国が提供する環境サービスが、自国以外の国が自国の消費のために提供する環境サービスを下回っていることを示す。

消費ベースの環境負荷

最終的に、 r 国の消費ベースの環境負荷は、以下のように、(5.5) の生産ベース環境負荷から、(5.8) の消費に体化した環境負荷についての国際収支をひいたものとなる。

$$D_c^r = D_p^r - D_b^r \quad (5.9)$$

以上の計算の結果として求められる生産ベースと消費ベースの環境負荷は、図 5.1 の概念図に示されている。

(3) 環境負荷を巡る国家間の相互関係を評価する指標

以上の消費ベース指標は、一国の経済システムや消費者による世界全体の環境負荷への関与を評価したり、比較したりすることには長けている。しかし、この指標では、消費に体化した各国での環境負荷を合算しているため、グローバルなサプライチェーンを通じて、最終的にどの国のどの部門での環境負荷に国の経済が依存しているのかを評価することはできない。そこで、環境負荷を巡る個別の国家間の相互関係に焦点を当てた指標として、本研究では、消費ベース指標、生産ベース指標に加えて以下を提案する。

特定国との貿易に体化した環境負荷

先述のように、(5.6) は r 国から世界への輸出に体化した環境負荷で、(5.7) は世界から r 国への輸入に体化した環境負荷である。これらを、特定の貿易相手国について計算することもできる。

r 国から s 国への輸出（輸入）に体化した環境負荷は、以下で表される。

$$\mathbf{D}^{rs} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{rs} \quad (5.10)$$

ここでは、 d_{ti}^{rs} を、 r 国から s 国への輸出（輸入）に体化した環境負荷のうち、 t 国の i 部門で生じたものとして、以下のベクトルを定義する。

$$\mathbf{d}_t^{rs} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rs} \\ d_{t,2}^{rs} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rs} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{D}^{rs} \equiv \begin{bmatrix} \mathbf{d}_1^{rs} \\ \mathbf{d}_2^{rs} \\ \vdots \\ \mathbf{d}_m^{rs} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{F}^{rs} \equiv \begin{bmatrix} 0 \\ \vdots \\ \mathbf{e}^{rs} \\ 0 \\ \vdots \end{bmatrix}$$

なお、ここでの r 国から s 国への輸出（輸入）は、最終消費財と中間投入財を区別していないことに留意が必要である。

自国の消費に体化した特定国での環境負荷

次に、(5.6) (5.7) を用いて、自国の消費に体化した特定国での環境負荷を求める。まず、(5.6) から、 r 国から世界への輸出に体化した環境負荷のうち t 国の各産業部門で生じた環境負荷 $\mathbf{d}_t^{rw}$ を求め、(5.7) から、世界から r 国への輸入に体化した環境負荷のうち t 国の各部門で生じた環境負荷 $\mathbf{d}_t^{wr}$ を求める。後者から前者をひくことで、以下が得られる。

$$\mathbf{d}_t^r \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^r \\ d_{t,2}^r \\ \vdots \\ d_{t,n}^r \end{bmatrix} \equiv \mathbf{d}_t^{wr} - \mathbf{d}_t^{rw} \equiv \begin{bmatrix} d_{t,1}^{wr} \\ d_{t,2}^{wr} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{wr} \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} d_{t,1}^{rw} \\ d_{t,2}^{rw} \\ \vdots \\ d_{t,n}^{rw} \end{bmatrix}$$

$\mathbf{d}_t^r$ は、 r 国の消費に体化した t 国の各産業部門での環境負荷を表している。

これを用いることで、消費に体化した環境負荷の国際収支を、特定の 2 国の間で定義することができる。すなわち、消費に体化した環境負荷についての r 国の t 国に対する国際収支は、以下のように表すことができる。

$$D_{b,t}^r \equiv \sum_i d_{r,i}^t - \sum_i d_{t,i}^r \quad (5.11)$$

これは、 t 国で消費される財の生産過程において r 国で発生した環境負荷（ t 国の消費に体化した r 国の環境負荷）から、 r 国で消費される財の生産過程において t 国で発生した環境負荷（ r 国の消費に体化し

たt国の環境負荷)をひいた値である。この値が負となる場合、相手国の消費が自国の環境サービスに依存する以上に、自国が相手国の環境サービスに依存していることを示している。

5.5. 国際貿易の影響を勘案した持続可能性指標の推計例

ここでは、MRIO モデルを用いた内閣府経済社会総合研究所 (2014)、佐藤・仲山 (2014)、佐藤・本間・仲山 (2014) の推計結果をもとに、グローバル経済下での自然資本利用の実態を説明する。なお、使用した主なデータは以下の通りである。多地域産業連関表の作成には、GTAP バージョン 8.1 を用いた (134 カ国・地域、57 産業部門)。また、水利用量については、取水量ベースではなく、農畜産物の生産過程で蒸発散などの消費的水利用の対象となった分を計上した。データは、Mekonnen and Hoekstra (2011a, 2011b, 2012) の品目ごとのグリーン・ウォーターとブルー・ウォーターの WF を用いた。土地については、FAOSTAT の耕作地面積 (145 品目) と牧草地 (永年牧草地および一時的牧草地) 面積を用いた。温室効果ガスについては、エネルギー起源のうち燃料燃焼による CO₂ 排出のみを対象とし、GTAP の燃料燃焼排出量データを一部 UNFCCC の温室効果ガスインベントリのデータで補正した。

5.5.1. 水資源

(1) 消費ベース水利用量、生産ベース水利用量

図 5.4 は、人口 2,000 万以上の国について、各国の生産ベースと消費ベースの水利用量を示したもので、図 5.5 はその一人あたりの数値である。全般的に、国の総水利用量は、生産ベース消費ベースともに人口に比例して大きくなる傾向がある。実際、図 5.4 を見ると、インド、中国、アメリカ、ブラジル、インドネシア、ロシア、ナイジェリアなどの人口上位国は、生産ベースでも消費ベースでも最上位に来ている。一方で、生産ベースで比較的上位に位置するアルゼンチン、カナダ、マレーシアといった国は、順位の近い国と比べて人口が少なく、消費ベース水利用量も少ない。後述するように、これらの国では、小麦のほか、油糧種子作物、飼料用作物、水集約的な商品作物などに多くの水資源を投入し、これらの作物自体やその加工品を多く輸出している。

それに対して、バングラデシュ、イタリア、ドイツ、イギリス、日本、韓国などの国は、人口の割に生産ベースの水利用量が小さい。このうち、イタリア、ドイツ、イギリス、日本、韓国については、サウジアラビアや台湾などと同じく、生産ベースに対して消費ベースが大きく、水集約的な生産過程を国外に依存している度合いが高いと考えられる。

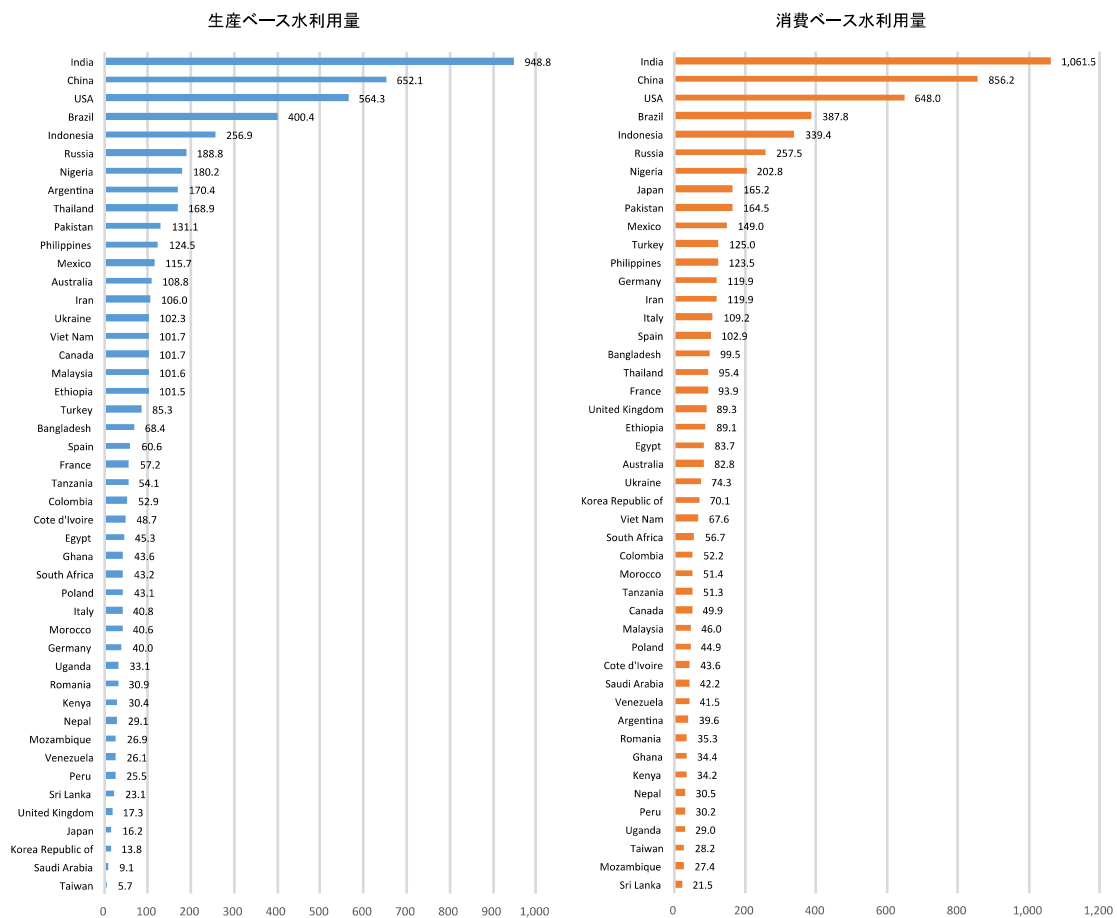


図 5.4 生産ベースと消費ベースの水利用量（国合計、km³）

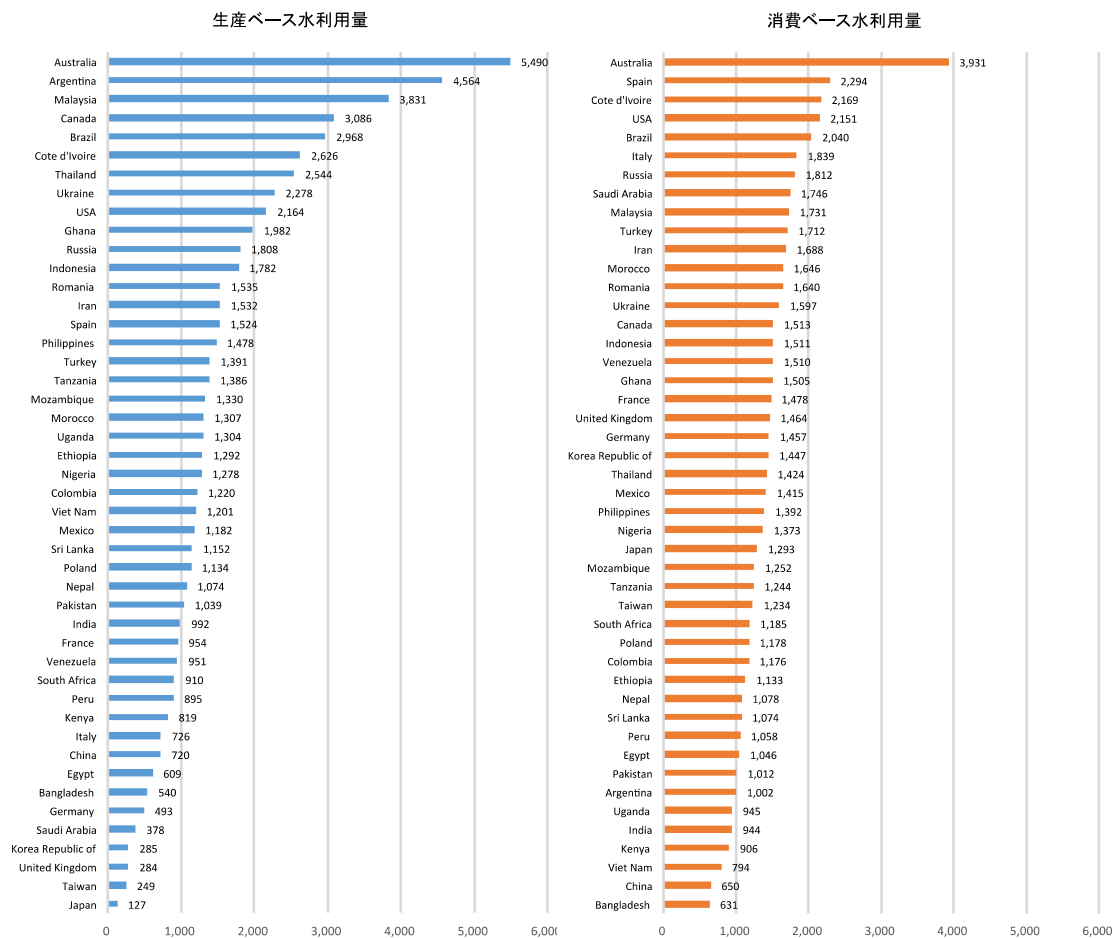


図 5.5 生産ベースと消費ベースの水利用量（一人あたり、トン）

一人あたりの水利用量を見ると、生産ベースに比べ、消費ベースでは国によるばらつきが小さい。実際、人口 2,000 万人以上の国に限ると、後者の標準偏差は前者の半分程度となっている。生産ベース水利用量は、水賦存量や気候条件などの物理的条件の違いも反映してばらつきが大きくなるが、消費ベース水利用量については、世界全体として、貿易を通じて平準化されているものと考えられる。

図 5.6 は、一人あたり GDP と一人あたりの消費ベース水利用量の分布を示したものである。消費ベース水利用量については、経済水準による差は必ずしも大きくはなく、低所得国であっても、多くの国が一人あたり年間 1000m³ 以上を確保し、高所得国だからといって所得格差に比例して水利用量が多くなるわけではない。なお、ストックホルム・レジリエンスセンターの Rockström や Falkenmark らは、水生産性（食料の可食乾燥重量 1 トンあたりの水蒸気フロー）が現状のままとした場合、基本的な食料ニーズを満たすための一人あたり 1 日 3,000kcal を確保するためには¹¹⁶、平均して一人あた

¹¹⁶ これは、農地からの流通過程での現状の食料ロス割合を考慮した数値で、実際の望ましい摂取量より高い (Falkenmark et al., 2009)。

り年間 1,300m³ が必要であるとしている¹¹⁷。

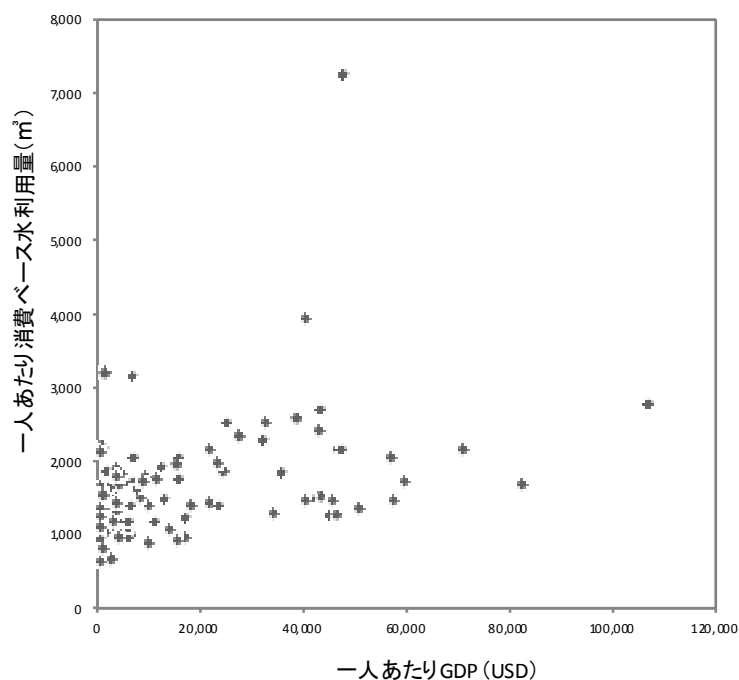


図 5.6 一人あたり GDP と一人あたり消費ベース水利用量

グリーン・ブルーの種別で見ると（図 5.7）、大半の地域が、消費ベース・生産ベースともに、8～9割の水をグリーンウォーターで調達していることがわかる。ただし、南アジアと中東・北アフリカ地域では、ブルーウォーターの割合が比較的高く、かつ、消費ベースより生産ベースの方がブルーウォーターを多く使っている。特に中東・北アフリカ地域で両者の差が大きく、乾燥地域での消費が国外のグリーンウォーターによってまかなわれていることがわかる。それに対して、サブサハラ地域では、生産ベース・消費ベースともにグリーンウォーターへの依存度が多地域より高い。なお、灌漑農業でも雨季には降水を利用するため、グリーン・ブルーの比率は、天水農業と灌漑農業の比率を表しているわけではないことに留意が必要である。

¹¹⁷ 3000kcal のうち 80% が植物性食品から、残りが動物性食品からの摂取量で、植物性 1,000kcal の生産には 0.5m³、動物性 1,000kcal の生産には 4m³ が必要としている（Rockström et al., 2007 ほか）。

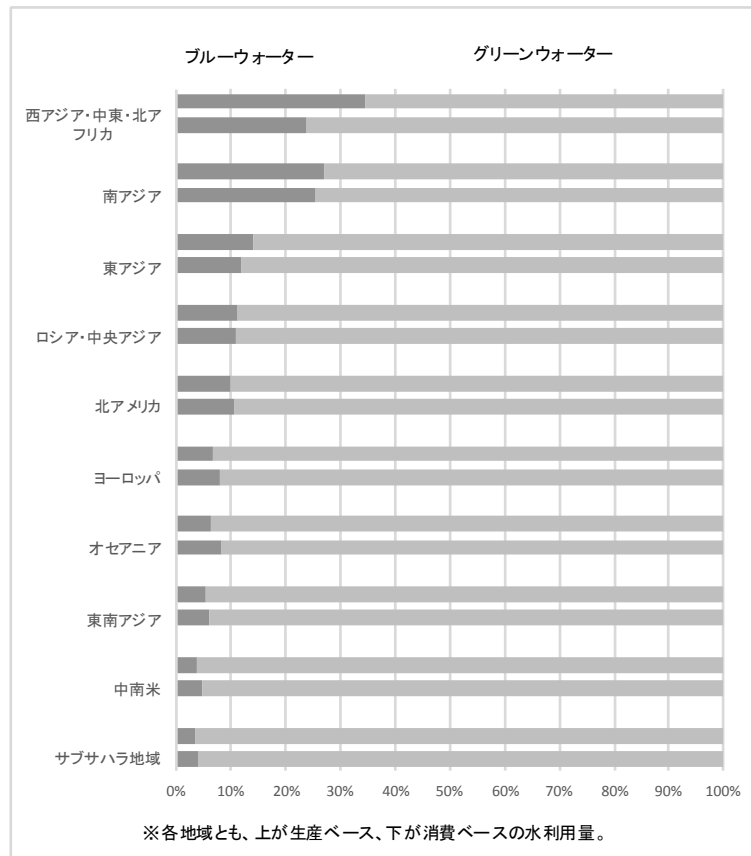


図 5.7 生産ベースと消費ベースの水利用量に占めるグリーン/ブルーウォーターの割合

(2) 消費に体化したバーチャル・ウォーター貿易

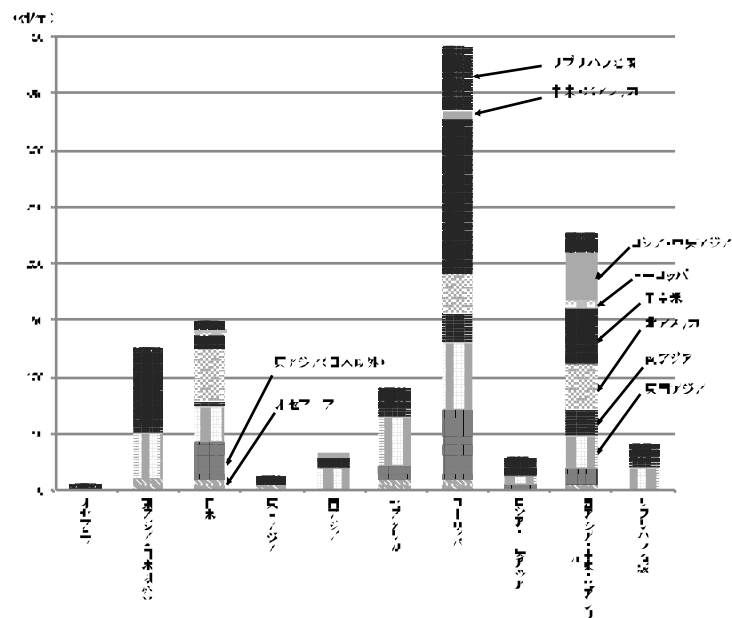
図 5.8 は、世界の各地域間の VW 貿易のフローを示したものである。(a) は純輸出側から見た供給先、(b) は純輸入側から見た供給元、(c) は全体のフローを示しているいずれも、消費に体化した分のみを扱っている。

純輸出側から見ると、各地域内のやりとりを除けば、中南米と東南アジアが最大の VW 供給源であることが分かる。両地域ともに、純輸出量が多いだけでなく、ほぼ世界全域に VW を供給している。特に中南米からヨーロッパへの純輸出は極めて大きく、地域間では世界最大の VW 貿易フローとなっている。これらの地域に次いで純輸出が大きいのは北アメリカだが、供給先はヨーロッパ、中東・北アフリカ、日本に集中している。また、東アジアとサブサハラ地域からの輸出もヨーロッパに集中している。

純輸入側から見ると、ヨーロッパが世界最大の VW 需要者になっており、日本と中東・北アフリカを除き全地域から輸入している。これらに次いで輸入が多いのが、中東・北アフリカで、やはり日本以外の全域から輸入している。

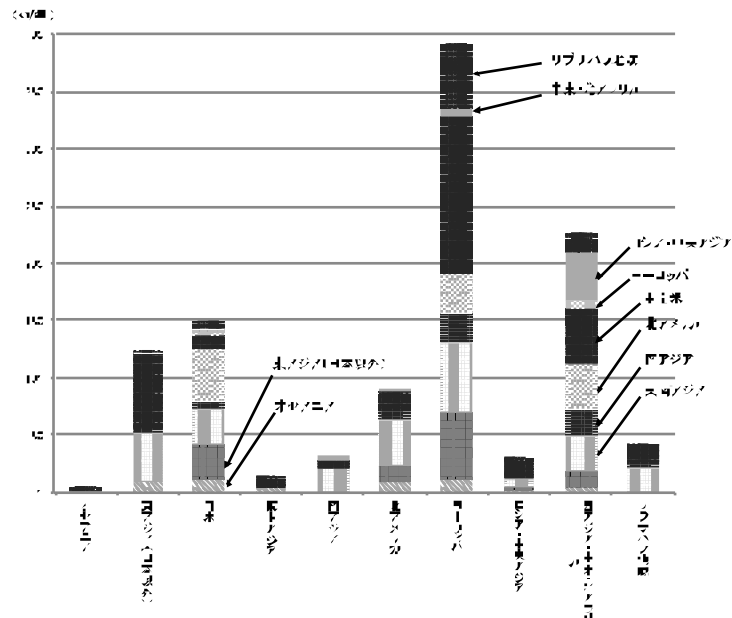
図 5.9 は、消費に体化した VW の国際収支である。いずれも、人口 2,000 万以上の国のみを示している。世界最大の VW 純輸出国は、ブラジル、アルゼンチン、中国で、タイ、インドネシア、マレーシアといった東南アジアの国々がこれに続く。特に中国は、大量の VW を輸入しながらも、それを上回る量の VW を国際市場に提供している。アメリカも輸入量は極めて多いが、それを上回る量を輸出しているため、国際収支では若干の黒字となっている。

一方、日本、ドイツ、イギリス、イタリア、韓国などは、輸出に対して輸入が極めて多く、大幅な赤字となっている。特に、日本は、世界最大の VW 純輸入国であり、日本の純輸入量は、世界全体の消費に体化した VW の総貿易量の約 6.9%、純貿易量の 9.2%に相当する。



(a) 純輸出国から見た供給先

図 5.8 地域間のバーチャル・ウォーター貿易



(b) 純輸入国から見た供給元

図 5.8 地域間のバーチャル・ウォーター貿易（続き）

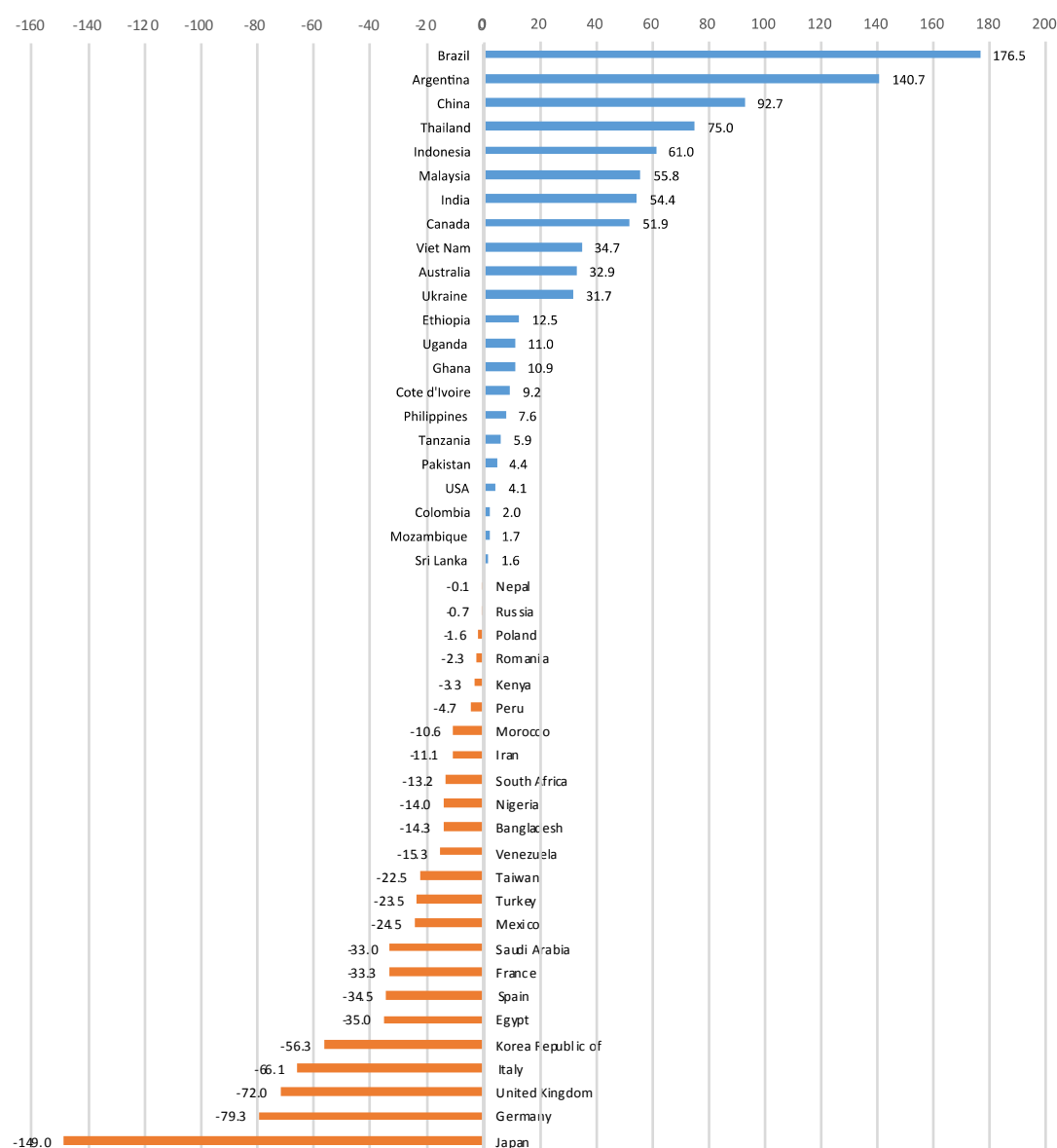


図 5.9 消費に体化したバーチャル・ウォーターの国際収支（国合計、km³）

表 5.2 は、消費に体化した VW の貿易量が大きい 2 国間関係の上位 10 例を示したものである。総輸出量では、中国からアメリカへの VW 輸出が最も大きく、次いで、アメリカから日本、ブラジルとアルゼンチンから中国への VW 輸出が上位を占めている。純輸出量では、アメリカと中国から日本、ブラジルとアルゼンチンから日本への VW 輸出が上位を占めている。

表 5.2 消費に体化したバーチャル・ウォーター輸出の上位 10 例

総輸出量			純輸出量		
輸出元	輸出先	輸出量 (km ³) *1	輸出元	輸出先	輸出量 (km ³) *2
中国	アメリカ	54.2 (2.5%)	アメリカ	日本	32.1 (2.0%)
アメリカ	日本	32.2 (1.5%)	中国	日本	31.1 (1.9%)
ブラジル	中国	29.7 (1.4%)	ブラジル	中国	27.8 (1.7%)
アルゼンチン	中国	26.7 (1.2%)	アルゼンチン	中国	26.1 (1.6%)
カナダ	アメリカ	20.3 (0.9%)	カナダ	日本	13.6 (0.8%)
メキシコ	アメリカ	16.3 (0.8%)	マレーシア	中国	11.3 (0.7%)
マレーシア	中国	14.1 (0.7%)	インド	アメリカ	10.3 (0.6%)
インドネシア	インド	13.7 (0.6%)	ロシア	エジプト	10.3 (0.6%)
インド	アメリカ	11.5 (0.5%)	インドネシア	インド	10.3 (0.6%)
タイ	アメリカ	10.9 (0.5%)	タイ	アメリカ	9.4 (0.6%)

注 1) 括弧内は、消費に体化した VW の総貿易量の世界合計に占める割合。

注 2) 括弧内は、消費に体化した VW の純貿易量の世界合計に占める割合。

(3) 消費に体化した水利用の国外依存度

図 5.10 は、消費ベース水利用量が、自国の消費のために使っている自国の水資源の何倍に当たるのか、すなわち、消費のための水資源を国外にどの程度依存しているかを示している。これまで同様、人口 2,000 万人以上の国のみ表示している。程度の差こそあれ、ほぼ全ての国が国外で生産された農産物を消費しているため、ブラジル、アルゼンチン、中国といった VW の純輸出国であっても、割合は 100%以上となる。図からわかるように、大半の国は、国外依存度が 100~150%の間にあり、自国の消費のための水の多くを国内でまかなっていることがわかる。しかし、日本、イギリス、韓国、台湾、サウジアラビア、ドイツ、イタリアは 400%を越えており、特に日本の 1051%は群を抜いている。

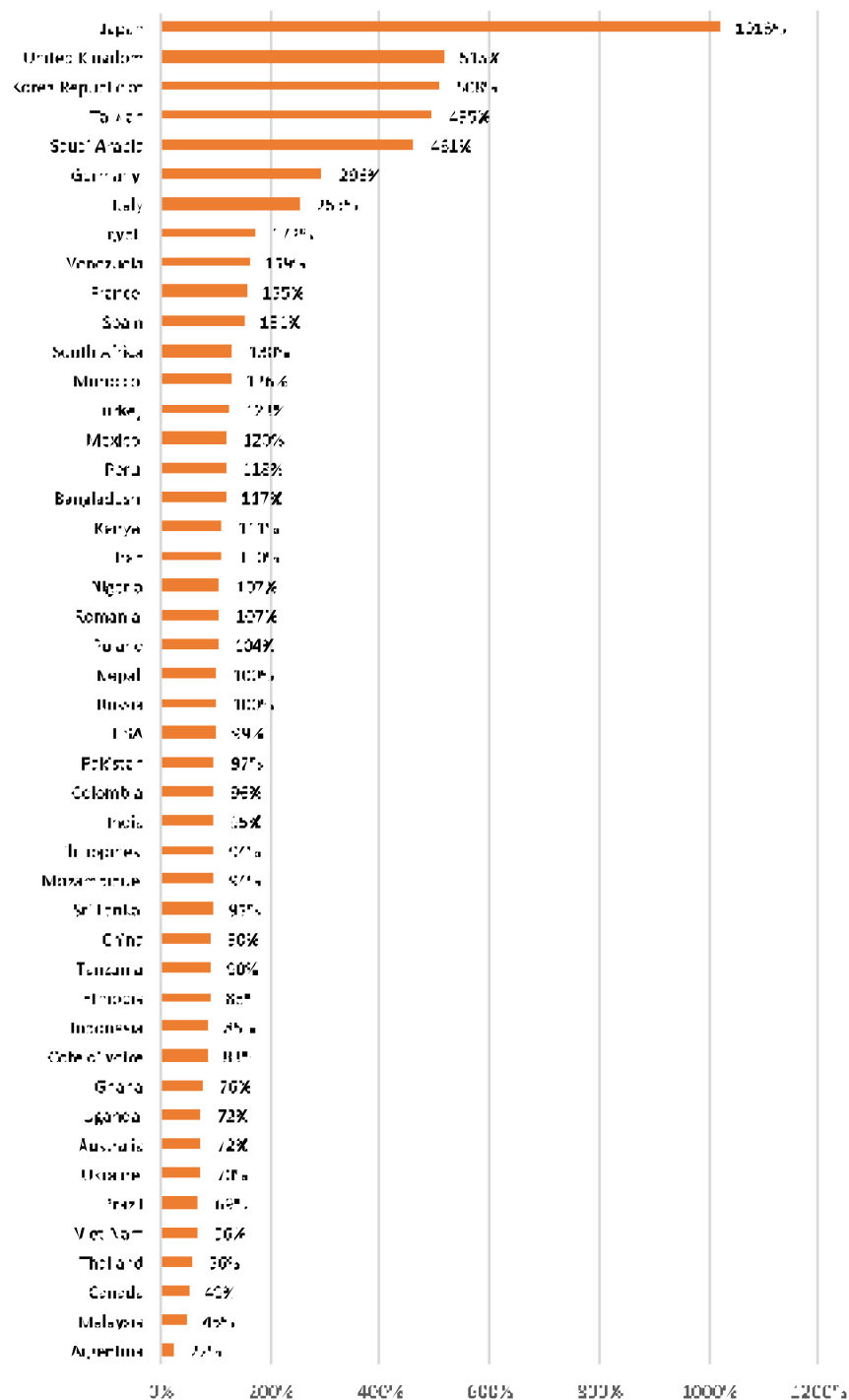


図 5.10 消費に体化した水利用の国外依存度

図5.11は、世界134ヵ国の平均と日本について、他国の消費に体化した自国水資源の消費国別割合、言い換えれば、自国の水資源がどの程度他国のために使われているかを表している。反対に、図 5.12

は、自国の消費に体化した他国での水利用量、言い換えれば、自国の消費が他国の水資源にどの程度依存しているかを示している。世界平均では、自国の水利用量の 70.4%が自国の消費のために使われているのに対し、日本は自国の水資源のほぼ全て（96.8%）を自国の消費のために使っている。一方、世界平均では、自国の消費に体化した水利用量のうち、58.9%が自国の水でまかなわれているのに対し、日本は 9.5%と極めて低い。ただし、日本は、アメリカに 19.5%、中国に 18.8%、カナダに 8.2%、オーストラリアに 5.5%と、比較的バランスよく依存している。

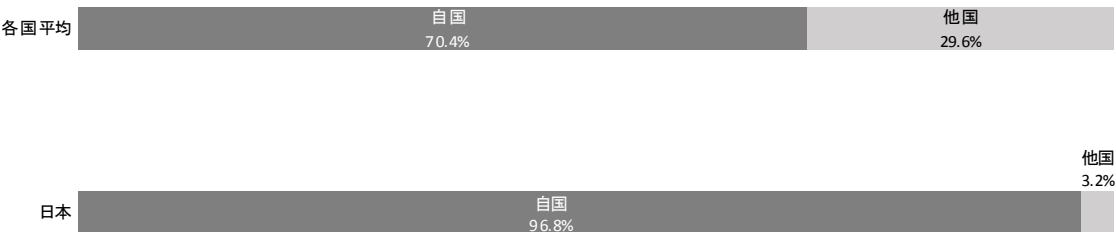


図 5.11 他国の消費に体化した自国水資源の消費 国別割合

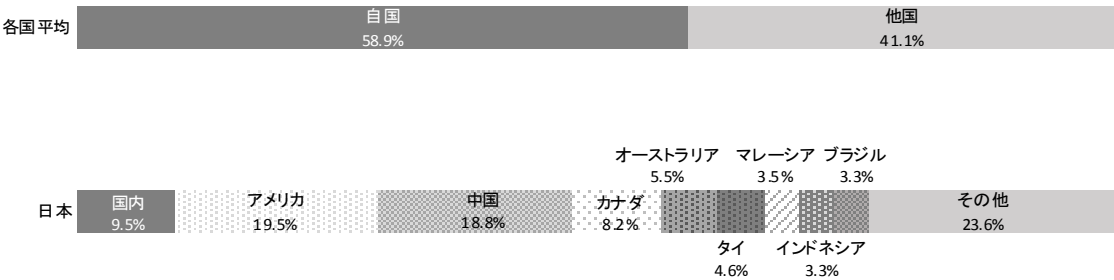


図 5.12 自国の消費に体化した他国での水利用量

5.5.2 土地

(1) 消費ベースと生産ベースの土地利用面積

図 5.13 は各国の生産ベースと消費ベースの土地利用面積である。ただし、人口 2,000 万人以上の国のみを表示している。水資源の場合と同じく、インド、中国、アメリカ、ブラジル、インドネシア、ロシア、ナイジェリアなどの国土面積の多い人口上位国は、生産ベースでも消費ベースでも上位に来ている。しかし、生産ベースで比較的上位に位置するオーストラリア、サウジアラビア、アルゼンチン、メキシコ、南アフリカなどは、生産ベースで順位の近い国と比べて人口が少ない。表 5.3 は、生産ベース土地利用面積の上位国（人口 2,000 万人以下含む）における牧草地面積とその割合を表したもののだが、インドとロシアとナイジェリアを除くすべての国で、土地利用面積に占める牧草地の割合が 7 割を超えている。特にオーストラリアやサウジアラビアでは 9 割を超えており、畜産のための牧草地が、これらの比較的人口の少ない国が生産ベースで上位に位置する一因となっていると考えられ

る。

表 5.3 生産ベース土地利用面積の上位国の牧草地面積と割合

国名	生産ベース土地利用面積 (km ²)	牧草地面積 (km ²)	割合 (%)
中国	5,494,574	3,852,350	70.1
オーストラリア	4,023,598	3,776,640	93.9
アメリカ	3,596,215	2,604,600	72.4
ブラジル	2,594,669	1,961,110	75.6
カザフスタン	2,013,322	1,850,000	91.9
インド	1,951,881	103,540	5.3
サウジアラビア	1,708,505	1,700,000	99.5
ロシア	1,453,059	920,320	63.3
アルゼンチン	1,396,687	1,102,460	78.9
モンゴル	1,133,580	1,131,220	99.8
メキシコ	913,582	755,320	82.7
南アフリカ	895,754	839,480	93.7
ナイジェリア	809,453	377,220	46.6

(2) 消費に体化した
バーチャル・ランド貿易

図 5.14 は、消費に体化した VL の国際収支である。やはり人口 2,000 万以上の国のみを示している。オーストラリアと中国が巨大な黒字国で、アメリカと日本が赤字国となっている。アメリカは、

水に関しては若干の黒字であったが、土地に関しては日本に次ぐ大赤字国である。日本は一人あたりで見ても最大の赤字国である。

(3) 消費に体化した土地利用の国外依存度

図 5.15 は、消費ベース土地利用量と生産ベース土地利用量の比率を表したものである。これは、現時点では他国の消費のために利用している土地も含め、国内で実際に生産に利用している土地によって、消費ベースの土地利用面積をどの程度まかなえるかを示している。オーストラリア、アルゼンチン、カナダ、タイといった国は国外依存度が 7 割以下で、輸出向け生産を国内向け生産に切り替えるなどにより、消費ベースの土地利用面積を十分に自国の土地でまかなうことができると考えられる。それに対して、日本、韓国、台湾、ドイツ、エジプト、イタリア、イギリスは、この意味での国外依存度も 200%を越えており、国内の全ての土地利用面積を国内消費向けに切り替えたとしても、消費ベースの土地利用面積をまかなうことができない。日本の 2752.2%と韓国の 2083.2%は群を抜いている。

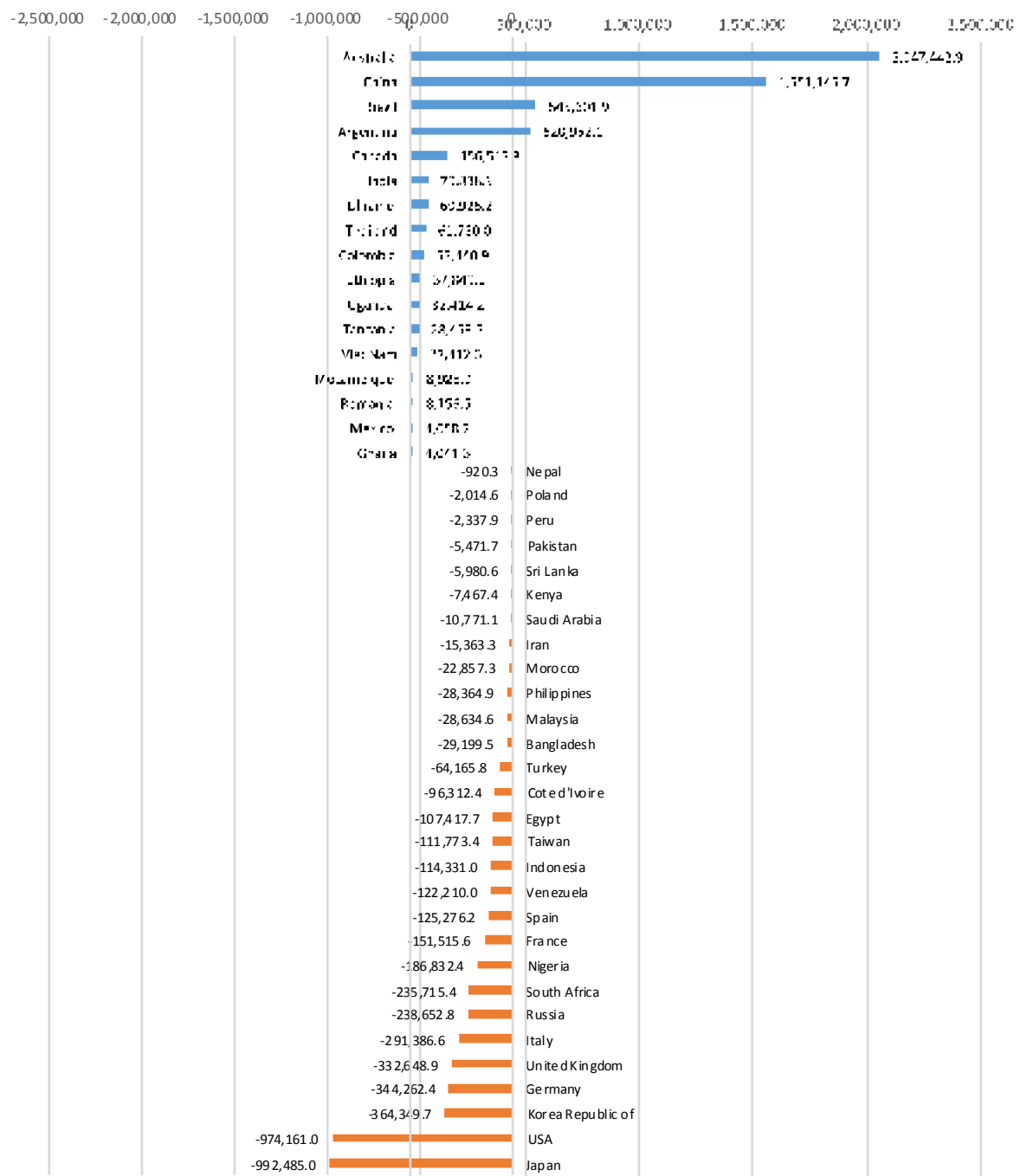


図 5.14 消費に体化したバーチャル・ランドの国際収支（国合計、km²）

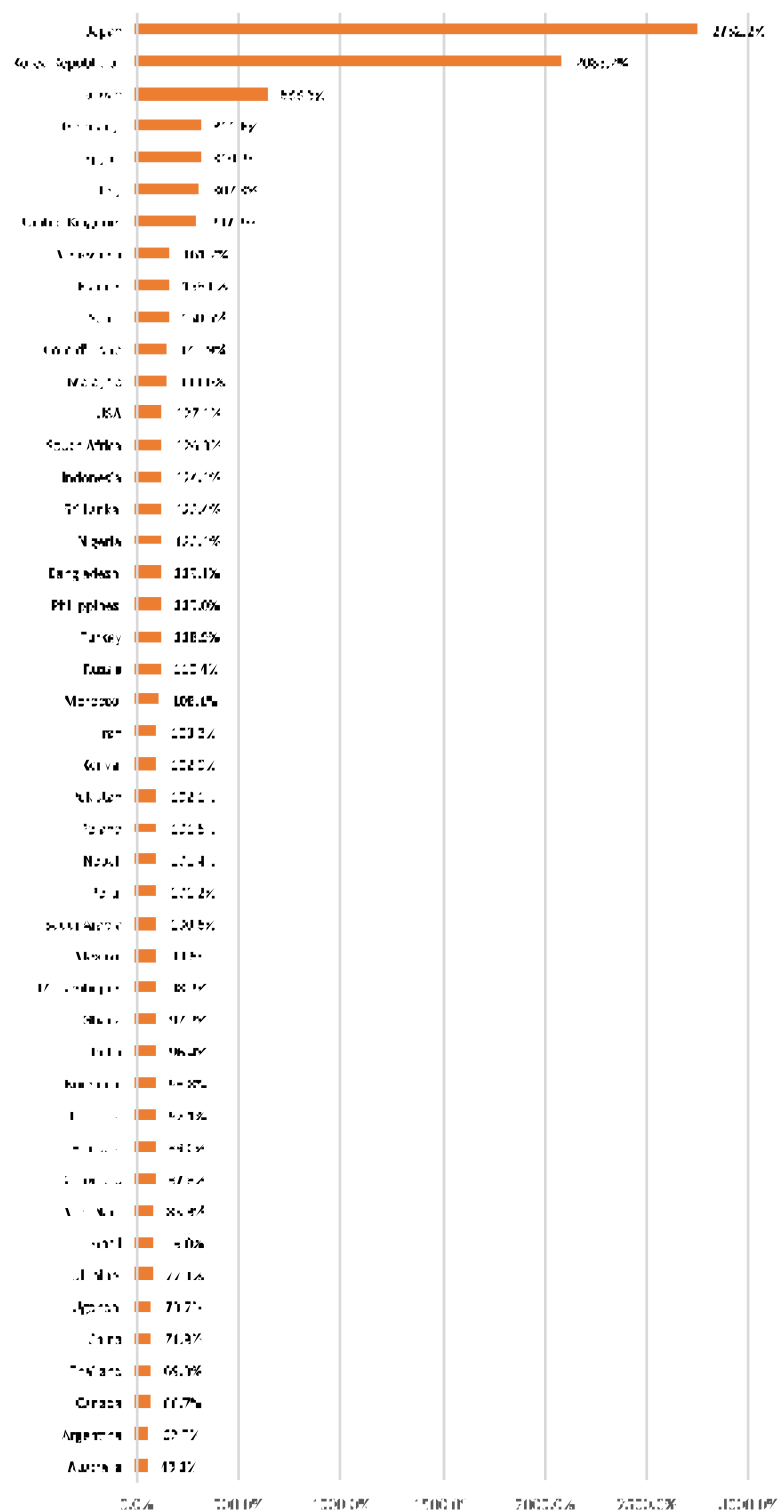


図 5.15 消費に体化した土地利用の国外依存度

5.5.3 温室効果ガス

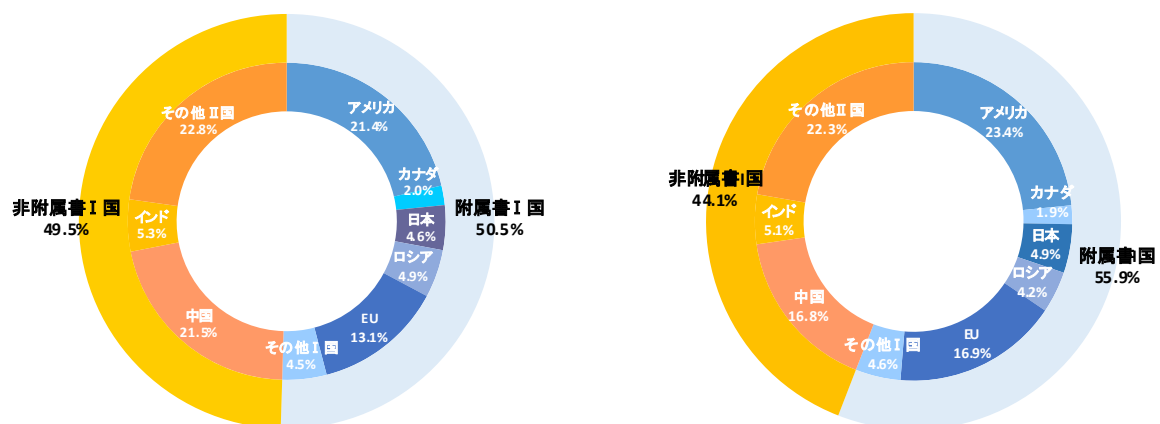
図 5.16 は、気候変動枠組条約の附属書Ⅰ国に属する国々とそれ以外の国々¹¹⁸の排出量の比率を、生産ベースと消費ベースそれぞれで見たものである。生産ベースでみた場合、附属書Ⅰ国は世界の排出量の約 50.5%を占めているが、消費ベースでみると 55.9%に増加する。附属書Ⅰ国から非附属書Ⅰ国に対して、世界の年間排出量の約 5.5%にあたる量が、EC として純輸出されていることになる。

また、個別国で見ると、アメリカの構成比は世界の 21.4%から 23.4%に、EU の構成比は世界の 13.1%から 16.9%に、日本の構成比は 4.6%から 4.9%に増加する。それに対して、中国の構成比率は 21.4%から 16.8%に、インドの構成比率は 5.3%から 5.1%に下落する。

こうした結果は、今後の国際的な排出削減交渉や、削減の進め方にとっても重要な政策的含意を持つものと考えられる。ダーバン合意に基づく 2020 年以降の新枠組の姿はまだ見えてこないが、各国の排出削減目標を京都議定書と同じく生産ベースで捉えるのか、あるいは消費ベースで捉えるのかによって、先進国・途上国の負担の比率は大きく変わってくる。

表 5.4 は、消費ベース排出量の上位 20 カ国について、消費ベース排出量に対する生産ベース排出量の比率を示したものである。2020 年以降の新枠組が生産ベースで削減義務を捉えると仮定すると、この表の比率は、各国が、自らの消費に体化した排出量を制度上の削減義務によってどの程度カバーし得るかを示している。アメリカ、日本、韓国といった国は、制度上の削減義務によって消費ベースのおよそ 9 割をカバーしているが、イギリス、フランスを筆頭とする多くのヨーロッパ諸国は、消費ベース排出量の 6 割から 8 割程度しか制度上の削減義務を負わないことになる。それに対して、中国やロシアは、自国の消費ベース排出量より 2 割から 3 割近く多い削減義務を負っていることになる。

一方、新枠組が消費ベースでの排出量に削減義務を課すと仮定すると、実際の温室効果ガスの排出者（例えば途上国内で活動する企業）と削減責任を負う者（例えば先進国の政府や消費者）が別の国に属することとなるため、排出者への削減義務の賦課やインセンティブの付与をどのように進めたらよいのかが課題となる。例えば、製造過程における排出量が小さい製品に対しては関税の優遇措置を取る等、国境調整を通じて輸入製品のサプライチェーンの低炭素化を促進させるなどの政策が考えられる。また Nakano et al. (2009) が主張するように、先進国から途上国への低炭素型技術の移転を促すことで、国境を越えた主体間の協力関係を通じて排出量の抑制に取り組むことも重要である。



¹¹⁸ 非附属書Ⅰ国には、気候変動枠組条約に加盟していない国も含まれている。

(a) 生産ベースの排出量

(b) 消費ベースの排出量

図 5.16 附属書 I 国と非附属書 I 国の排出量の比率

表 5.4 消費ベース排出量上位国における生産ベースと消費ベースの比率

順位	国名	生産ベース／消費ベース
1	アメリカ	91.5%
2	中国	128.0%
3	インド	104.5%
4	日本	92.0%
5	ロシア	116.1%
6	ドイツ	80.9%
7	イギリス	64.3%
8	イタリア	75.2%
9	フランス	64.8%
10	カナダ	103.8%
11	韓国	89.7%
12	イラン	104.2%
13	スペイン	78.7%
14	メキシコ	96.6%
15	オーストラリア	111.0%
16	インドネシア	108.3%
17	サウジアラビア	104.6%
18	ブラジル	93.6%
19	トルコ	81.9%
20	ポーランド	103.1%

5.6. バーチャ

ル・ウォーターと

水資源の稀少性

5.6.1. 世界の水
資源の需給見通
し

Falkenmark et al. (2009) は、2050 年までに必要となる各国の要水量と既存農地での水利用可能量を比較することで、現在の耕地面積を前提とした場合の水資源

の不足量・余剰量を算出した。ただし、その際、水生産性の改善によって削減できる要水量に加え、要水量を満たす上での各地域における牧草地の貢献分と灌漑の拡大の貢献分を控除した。牧草地の貢献とは、要水量のうち既存の牧草地での降水によって既にまかなわれていると見なされる分を指す。具体的には、食料要水量の 3 分の 2 が動物性食料の生産に用いられ、うち 25% が牧草地で消費されているものとして、相当する量を控除している。灌漑の拡大に関しては、FAOSTAT で報告されている灌漑ポテンシャルの未利用分がある国について、利用可能なブルーウォーターの追加 15% が灌漑に使えと仮定した。

これらを控除した上で残った水不足量／水余剰量が、表 5.5 の推計結果である。SRES-A2 の人口動態シナリオの下では、不足量は年間合計 3,260km³、余剰量は 3,450km³ となり、国連人口見通しシナリオの下では、不足量は 2,150km³、余剰量は 3,970km³ となる。

表 5.5 2050 年における水資源の不足量と余剰量

	IPCC SRES A2 シナリオ		国連人口見通し（中位推計）	
	不足量 (km ³ /年)	余剰量 (km ³ /年)	不足量 (km ³ /年)	余剰量 (km ³ /年)
現状維持時	7,510	1,380	5,511	1,708
水生産性改善の貢献	- 2,820	+ 460	- 2,220	+ 520
灌漑農地拡大の貢献	- 550	+ 1,130	- 430	+ 1,300
牧草地の貢献	- 880	+ 480	- 710	+ 440

不足量/余剰量	3,260	3,450	2,150	3,970	出典)
---------	-------	-------	-------	-------	-----

Falkenmark et al. (2009)

このように、人口増加と気候変動によって、各国・各地域における水需要と水供給が変化する結果、水資源をめぐる地理的な需給不均衡は拡大していく。水が不足する地域に残された選択肢は、VW の輸入か、耕作地の拡大（水平拡大）による新たな水の確保である。ただし、潜在的な利用可能量で見ても水が不足する地域では、後者の選択肢にはそもそもの上限がある。また、潜在的には追加の水資源が利用可能な地域であっても、耕作地の拡大が生態系や他の経済的・社会的機能との間で引き起こすトレードオフについては別途考慮が必要である。

ところで、表 5.5 では、両シナリオとも余剰量は不足量を上回っており、理論的には、水余剰国から水不足国への VW の輸出によって、世界全体ですべての不足分を補うことが可能である。しかし、現実には、国際市場での購買力の不足のため、低所得国の VW 貿易へのアクセスには大きな不確実性が伴う。そこで、Falkenmark et al. (2009) は、一人あたり国民総所得が 1,000 米ドルを下回る国は VW の輸入ができないものとして、貿易で補うことができない水不足を埋め合わせるために、耕作地の水平拡大がどの程度かを推計した（図 5.17 および表 5.6）。ここでは、水平拡大は、放牧地の耕作地への転換と新規耕作地の開拓の 2 段階で行われるものとしている。その結果、2050 までに、SRES-A2 シナリオの下では 2 億 6,100 万ヘクタール、国連人口見通しシナリオの下では 2 億 100 万ヘクタールの新規耕作地が必要となる。



(出典)Falkenmark et al., 2009.

図 5.17 水の不足・余剰に対する各国の対応

表 5.6 2050 年までに想定される耕作地の拡大

	IPCC SRES-A2 シナリオ		国連人口見通し (中位推計)		緑の革命期* (1961～2005 年)
	拡大面積	水資源の確	拡大面積	水資源の確	拡大面積

	(Mha)	保量 (km ³ /年)	(Mha)	保量 (km ³ /年)	(Mha)
牧草地の耕作地転換	85	424	80	398	－
新規耕作地	261	1,304	201	1,002	174
増加人口一人あたりの新規耕作地 (ha) *	0.86		0.66		0.51

出典) Falkenmark et al., 2009

注) *は著者追加。

Falkenmark et al. (2009) には国ごとの数値はすべては示されていないが、インドでは 7,200 万ヘクタール、パキスタンでは 2,700 万ヘクタール、バングラディシュでは 2,300 万ヘクタールの拡大が必要とされている。それ以外のほとんどの拡大の必要性はアフリカで生じる。後述するように、南アジアでの耕作地の拡大ポテンシャルは実際にはかなり限定されており、したがって、2050 年までに VW 貿易へのアクセスが可能だけの所得上昇がない限り、上記の 3 国は「一巻の終わり (Falkenmark et al., 2009)」である。さらに、アフリカではエチオピア、エリトリア、ソマリアも同様の状況を抱えており、こうした国の合計人口は 24 億人に達する。

当然、ここでの強い仮定については留意が必要である。Falkenmark らの推計は、VW 貿易アクセスについて所得面のみで一律のカットオフ水準を置いており、また、2050 年までの経済成長の余地を考慮していない。したがって、Falkenmark らの推計は、現実的な見通しとしてではなく、理論的に想定される最悪のシナリオを提示したものとして見るべきであろう。

いずれにせよ、地球規模での生態系の破壊を避ける上での VW 貿易の重要性を指摘することができる。各国が VW 貿易を十分に利用できない場合、アジア・アフリカ地域を中心に、緑の革命期を大きく上回る広大な面積の耕作地の拡大が必要となる。SRES-A2 シナリオの下での拡大面積 2 億 6,100 万ヘクタールは、日本の国土の約 6 倍に相当する。一方、表 5.6 に示すように、ほぼ同期間に相当する 1961 年から 2005 年までの約 45 年間の拡大面積は、世界全体で約 1 億 7,400 万ヘクタールであった。また、2005 年から 2050 年までの増加人口は、国連の中位推計で約 30 億人となっていることから、増加人口一人あたりの新規耕作地は SRES-A2 シナリオで 0.86 ヘクタール、国連人口見通しシナリオで 0.66 ヘクタールである。それに対して、1961 年から 2005 年までの間のそれは 0.51 ヘクタールであった（増加人口は約 34 億人）。この間の収量の飛躍的な向上を勘案すると、VW 貿易が十分に利用できない場合の水平拡大は、緑の革命期と比べ、総拡大面積だけでなく増加人口あたりの水平拡大圧力も高いということが分かる。

今後の水平拡大がどのような土地で行われ、どのような費用を伴うかについては、国ごと地域ごとのより詳細な検討が必要だが、拡大が比較的グリーンウォーターを得やすい土地から優先的になされるとすると、適切な政策が措置されない限り、森林などの重要な生態学的機能を持つ土地への圧力は今後増加する恐れがある。実際、緑の革命期の 1 億 7,400 万ヘクタールの耕作地拡大の過程でも広大な面積の森林が失われており、商業的・自給的かを問わず、農業はその最大の要因となっている (図 5.18)。

水平拡大が森林の破壊を引き起こす場合、生物種の生息地の提供や水の調節、土壌浸食の抑制などローカルな生態系サービスの劣化や喪失につながるだけでなく、温室効果ガスの放出を通じて、グローバルな気候変動を助長する要因ともなりかねない。森林以外でも、水平拡大が生物多様性の観点から重要な土地や、脆弱な社会層にとって重要な経済的・社会的機能を持つ土地でなされる場合も、十

分な配慮が必要である。例えば、熱帯サバナ地域の広大な草原地帯の多くは、多くの希少な動植物の生息域となっているだけでなく、放牧や狩猟を営む様々な少数民族にとって、生活の重要な基盤を提供している。こうした環境面や社会面でのトレードオフを最小限に押さえる上で、VW 貿易の重要性は今後ますます増大していくものと考えられる。

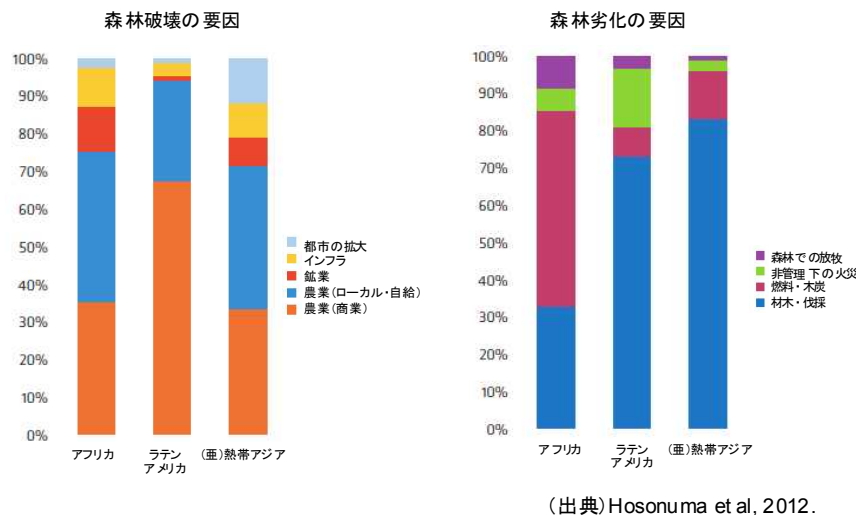


図 5.18 地域別の森林破壊・劣化の要因 (2000～2010 年)

5.6.2 バーチャル・ウォーターの基本命題

VW に期待されるひとつの効果は、「VW 貿易は、偏在する水資源の分布を平準化する」というものである (Ansink, 2010)。若干言葉を補えば、各国・各地域の消費に体化した水資源の消費量の配分は、VW 貿易を通じ、物理的な水資源の偏在性に比して平準化されるということである。表現は違えど、この命題は多くの論者によって明示的・非明示的に主張されている。例えば、Hoekstra 博士らは、国の水希少性が高ければ高いほど、その国にとって VW の輸入はより魅力的になり、したがって、論理的な帰結として、そうした国ほど他国の水資源に依存するようになるとしている (Hoekstra and Hung, 2005)。Allan 教授自身も、VW 貿易は世界各地域の不均等な水賦存量を改善すると述べている (Allan, 1997)。

もしこの基本命題が正しいとするならば、先程提起した水資源をめぐる世界の地理的な需給不均衡は、VW 貿易によって緩和されることとなる。ここで、以下では、MRIO モデルの推計結果と照らし合わせることで、この基本命題が現実世界でも成立しているのか、そして、水資源をめぐる地理的な需給不均衡を解消する上で、VW 貿易はどのような役割を果たし得るのかを検証する。

5.6.3 先行研究の評価

VW 貿易と水希少性との関係について実証分析を行った先行研究としては、以下がある。

まず、Yang et al. (2003) は、VW 自体ではなく、アジア・アフリカ諸国における穀物純輸入量を被説明変数として、一人あたりの再生可能な水資源量(表流量と地下水補充量の合計)、耕作地面積、灌漑地面積、化学肥料投入量、GDP との関係进行分析している。結論としては、水希少性が一定の閾値

以下の国では、一人あたりの水資源の減少に従って、穀物の輸入需要は幾何級数的に上昇するが、その値以上だと、穀物輸入と水賦存量との間には体系的な関係は認められない。閾値は 1980 年代では一人あたり年間 2,000m²であったが、20 世紀末だと 1500m²に減少した。一方、水賦存量が同程度の国だと、一人あたり GDP が穀物輸入の重要な説明要因になる。

Hoekstra and Hung (2005) は、農作物の貿易に体化した VW を推計し、各国の水希少性と水依存度との関係を分析している。水希少性については、再生可能な水資源量に対する総利用量の割合を用い、水依存度については、総水利用量と VW の純輸入量の合計に対する純輸入量の割合を用いた。両者の関係については、散布図の観察から、「単純な関係性は認められない」と結論づけ、その理由として、水希少性は国際食料貿易の要因として限定的な役割しか果たしていないことと、国際食料市場は供給側主導の市場であることを挙げている。

Yang et al. (2006) は、世界の主要作物の貿易に体化した VW を推計し、VW 輸出が概して水生産性の高い国から低い国に向けて行われており、その結果、世界全体で年間 336.8km³の「水節約(global water saving)」が生じていることを示した。また、対象国を一人あたり水賦存量でグループ分けして、グループごとの VW 純輸入量の合計を比較し、水希少性は VW 貿易のフローを決める上で限定的な役割しか果たしていないと結論づけている。ただし、各グループの人口規模などを考慮していないため、VW 貿易と水希少性の関係について必ずしも意味のある結論を引き出せていない。

Hoekstra and Chapagain (2006) と Chapagain and Hoekstra (2008) は、LCA アプローチを用いて、世界各国の主要作物・畜産物などの消費に体化した WF とその貿易フローを推計した。Hoekstra and Chapagain (2006) では、WF の決定要因として、消費量、消費パターン、気候、水利用の効率性などの農業実践を挙げているが、定量的な分析は行っていない。Chapagain and Hoekstra (2008) でも、散布図の観察から、中東の水希少国を除き、水希少性と水輸入依存度の関係は直截的ではないと結論づけている。理由としては、やはり土地や労働など他の要素に比べ、水希少性が国際貿易の決定要因として優位に立つことはほとんどないことを挙げている。なお、水希少性については、再生可能な水資源に対する国の WF（消費に体化した水利用）の割合を用い、水輸入依存は総 WF に対する国外 WF（国外から輸入され、国内で消費された財の生産のために国外で使われた水資源の量）の割合を用いている。

一方、Lenzen et al. (2013b) は、Lenzen et al. (2013a) で構築した EORA と呼ばれる国際産業連関表を用いて MRIO モデルを構築し、各国の消費ベースの水利用量(後述)と VW 貿易を推計した。また、それを水ストレス指数でウェイト付けすることで、「希少水貿易」を算出した。その結果、いくつかの国で、輸出に体化した水資源よりも輸入に体化した水資源が希少であることが確認された。例えば、インドネシア、ニュージーランド、パプアニューギニアは、小麦や綿花や牛の形でオーストラリアの水希少地域から多くの水を輸入している。Lenzen らは、水希少国の重要な貿易相手国が水豊富国である場合や、水豊富国と水希少国が隣国である場合などに、希少国からの輸出は輸入以上に希少水が多く含まれる場合があるとしている。

このように、ほとんどの先行研究で、極端な水希少国を除き、水希少性と VW 貿易との間には明確な関係を認めていない。さらに、Yang et al. (2003) では、極端な水希少国であっても、所得が低い場合は十分な輸入をできていないこと、Lenzen et al. (2013b) では、重要な貿易相手国や近隣国との関係によっては、むしろ水希小国が希少水の純輸出国になる場合があることが確認された。

本章では、先行研究のアプローチに主に 2 つの変更点を加えることで、水希少性と VW 貿易の関係

性を再検討する。これについては後述する。

5.6.4 本章のアプローチ

以上のような MRIO モデルによる推計値を用いると、VW 貿易の基本命題の妥当性と、地理的な需給不均衡を解消する手段としての VW 貿易の有効性はどのように評価できるだろうか。

第 2 節で見たように、極端な水希少国を除き、ほとんどの先行研究が、水希少性と VW 貿易との間には明確な関係がないという評価を行っている。本章では、先行研究のアプローチに対して主に 2 つの変更点を加えることで、水希少性と VW 貿易の関係性を再検討する。

第一の変更点は、絶対的な資源の希少性ではなく、相対的な希少性に視点を移すことである。経済的な観点から重要なのは、水資源だけの多寡ではなく、労働や資本など他の生産要素の賦存量との関係での相対的な希少性である。そこで、本章では、HOV モデルを VW 貿易にも適用することで、相対的な資源の希少性から基本命題を検証する。

第二は、賦存量の捉え方である。ほとんどの先行研究では、一国の再生可能な水資源量を賦存量の指標として用いている。しかし、こうしたある種の究極的な物理量には、インフラの未整備などのために現時点では利用できない分や、生態系や景観の保全の観点から制度的に利用が制限されている分も含まれている。もちろん、長期的に見れば、究極的な物理量が各国の水利用を規定する度合いは大きいですが、VW 貿易などの経済的な判断の基準としては必ずしも適切ではない。

経済的な判断に影響を与えるのは、その国で究極的に利用可能な物理量ではなく、経済的な利用可能量である。すなわち、物理的にも制度的にも、その国の経済主体によって利用可能な状態に置かれ、経済主体間の配分が市場や制度の焦点となるような資源量である。貿易理論との関連で言えば、資源の完全投入要件とは、その国の究極的な物理量を使い切ることをもって捉えるべきではなく、現時点で経済的に利用可能な量が主体間で配分されることとして判断すべきである。

しかし、比較的、市場による配分が機能している労働や資本や土地と異なり、水資源の場合、国や地域によっては、経済的な利用可能量を把握することは難しい。そこで、本章では、輸出向け・国内向けを問わず、現時点でその国の経済システムが利用している水資源の量、すなわち、生産ベースの水利用量を、経済的な利用可能量の代理値として使用する。

5.6.5 ヘクシャー・オリーン・ヴァネック・モデルによる検証

(1) 技術多様性の組み込み

1980 年代以降、数多くの実証研究の中で、現実の貿易に対する HOV モデルの説明力が検証されてきた。特に、技術同一性などいくつかの強い仮定を置いた当初の HOV モデルは、多くの場合、実証データによって強く否定される (Bowen, et al., 1987; Trefler, 1995 など)。そのため、先行研究では、HOV の仮定のいくつかを段階的に緩めることで、修正 HOV モデルの検証が試みられてきた¹¹⁹。こうした試みには、大きく分けて、技術同一性の仮定を緩和し、国ごとの技術の違いを組み入れたもの (Trefler, 1993; Trefler, 1995; Maskus and Nishioka, 2009 など)、要素価格均等化の仮定を緩めたものの (Davis and Weinstein, 2001; Artal-Tur et al., 2011 など)、重力モデルを用いて、輸送コストな

¹¹⁹ こうした経緯については、Feenstra (2004)、Davis and Weinstein (2001)、Artal-Tur et al. (2011) などに詳しい。

ど貿易に伴う摩擦を組み入れたもの（Helpman, 1999; Davis and Weinstein, 2001; Artal-Tur et al., 2011 など）が存在する。

本章では、基本的な HOV モデルに加え、技術多様性を組み込んだ修正 HOV モデルを作成し、これによる予測値と前節の MRIO モデルによる推計値との比較を行う。修正 HOV モデルについては、Trefer（1995）を参考に、最も単純なヒックス中立的技術多様性の組み込みを行う。ここでいう技術多様性とは、具体的には各国の各生産要素の生産性の差異を許容することを言う。

まず、基本的な HOV モデルの均衡式は、以下のように表される。

$$F^i \equiv B T^i = B(Y^i - X^i) = V^i - s^i V^w \quad (5.12)$$

ただし、 F^i は各国の純輸出に体化した要素投入量、 B は技術行列、 Y^i は*i*国における各財の生産量 Y_n^i からなる $N \times 1$ の列ベクトル、 V^i は*i*国における各要素の賦存量 v_m^i からなる $M \times 1$ の列ベクトルとする。また、 Y^w は世界全体の各財の生産量 Y_n^w からなる $N \times 1$ の列ベクトル、 V^w は世界全体の各要素の賦存量 v_m^w からなる $M \times 1$ の列ベクトルとする。各国の選好は同一かつ相似拡大的であるとする。 D^i を*i*国における各財の消費量 D_n^i からなる $N \times 1$ の列ベクトル、 D^w を世界全体の各財の消費量 D_n^w からなる $N \times 1$ の列ベクトルとする。各国の各財の消費割合は等しいため、 $s^i \in (0,1)$ かつ $\sum_{i=1}^I s^i = 1$ とすると、 $D^i = s^i D^w$ という関係が成り立っている。

技術行列 B は、以下のように求められる。財 n を1単位生産するために直接必要とされる要素 m の量を z_{mn} 、中間財 j の量を a_{jn} とすると、要素と中間財の直接投入行列をそれぞれ $Z = \{z_{mn}\}_{m=1,\dots,M, n=1,\dots,N}$ 、 $A = \{a_{jn}\}_{j,n=1,\dots,N}$ とする。なお、通常、 A は産業連関表から構築される。財 n を1単位生産するために直接・間接に必要とされる要素 m の総量を b_{mn} と置き、これから構成される技術行列を $B = \{b_{mn}\}_{m=1,\dots,M, n=1,\dots,N}$ とする。これらの間には、 $B = BA + Z$ という関係が成り立っているため、 B は以下のように表される。

$$B = Z(I - A)^{-1}$$

(5.12) より、以下の定理が成り立つ（ヘクシャー・オリーン・ヴァネック定理（Vanek, 1968））。

要素 m について、世界の要素賦存量と比較した*i*国の賦存量が、世界の GDP に対する*i*国の GDP の比率を超えている場合（ $v_m^i / v_m^w > s^i$ ）（※このとき、*i*国は要素 m が豊富であるという）、*i*国の純輸出における要素 m の要素含有量は正になる。反対に、要素 m が稀少である場合、*i*国の要素 m の要素含有量は負になる。

ヘクシャー・オリーン・ヴァネック定理は、3 国以上のケースにおいても、水希少国は必ず VW の純輸入国になることを示している。また、(5.12) からわかるように、各国の消費に体化した要素投入量は、世界全体の要素賦存量に比例している。したがって、世界全体の要素賦存量の比率に対して、相対的に水賦存量の少ない国では、自国の水賦存量以上に VW を消費する。すなわち、ここでは VW 貿易の基本命題が成立している。

一方、技術多様性を組み込んだ HOV モデルは、以下のように導く。*i*国における要素 m の生産性 π_m^i とする。ベンチマークとなる国の生産性を 1 とすると、その他の国の実効要素賦存量は、 $\pi_m^i v_m^i$ と表される。たとえば、タンザニアの水資源の生産性がオーストラリアのその半程度であるとしたら、

タンザニアでの農業生産には、オーストラリアの 2 倍の水が必要になる。したがって、タンザニアの実効的な水賦存量はオーストラリアの半分であると見なす。このとき、実効要素賦存量でみた場合の HOV 定理は以下のように表される。

$$F^i \equiv BT^i = \Pi^i V^i - s^i \sum_r \Pi^r V^r \quad (5.13)$$

ただし、 Π^i は π_m^i を対角線上に持つ $M \times M$ の正方対角行列で、 B はベンチマークとなる国の技術行列である。しかし、(5.13) は、観測値とパラメーターの数が同じであるため、データに完全一致し、HOV モデルの検証としては機能しない (Trefler, 1995)。

そこで、Trefler (1995) は、 π_m^i の多様性を一定の範囲に抑えることによって、完全一致の問題を回避した。具体的には、要素ごとの生産性を表す π_m^i のかわりに、ヒックス中立的要素増幅技術を表す δ^i を用いて、HOV モデルを以下のように修正した。

$$F^i \equiv BT^i = \delta^i V^i - s^i \sum_r \delta^r V^r \quad (5.14)$$

これは、HOV 方程式の残差の平方和を最小化する B^i のパラメーターを選択するという、伝統的な計量経済学的アプローチに回帰することを意味する (Feenstra, 2004)。

(2) モデルからの予測値との比較

以下では、世界 113 カ国の VW の純輸出量について、MRIO モデルによる推計値と、(a) 技術同一性を前提とした基本的な HOV モデル (5.12) からの予測値、(b) 技術多様性を組み入れた修正 HOV モデル (5.13) からの予測値とを照らし合わせることで、VW 貿易と相対的な資源の希少性との対応関係について検証する。さらに、(c) こうした経済的な観点に加え、栄養不良人口の解消という社会政策的な観点での検証も行う。具体的には、第 2 章で論じた一人あたりの年間要水量 $1,300\text{m}^3$ の値を用い、各国の総要水量と水賦存量との差、つまり、栄養不良人口を解消する上で不足している水資源の量を求め、それと MRIO モデルによる推計値との対応関係について検証する。

検証にあたっては、Trefler (1995) と Artal-Tur et al. (2011) の手法に従い、i) 符号検定、ii) 加重符号検定、iii) 「失われた貿易 (missing trade)」についての検討、iv) 回帰分析による検討を行った。

i) の符号検定では、推計値と予測値の符号を比較し、両者が一致する割合を算出する。符号が一致する場合、水賦存量から予測される VW の純輸出国 (純輸入国) が、現実世界においても純輸出国 (純輸入国) になっていることになるが、ランダムでも 50% の一致が期待されたため、予測値の妥当性を導き出すためにはそれをある程度上回る一致が必要である。また、符号検定はすべての値を均一に扱っているため、これに加えて、予測値の大きさに応じて符号検定の統計値を加重する ii) の加重符号検定を行った。

iii) の「失われた貿易」は、Trefler (1995) が提起した HOV モデルの実証的な説明力に関する論点である。具体的には、要素含有量貿易の実測値が HOV モデルによる予測値を大きく下回る現象、つまり、純輸出・純輸入の方向性としては予測と一致していたとしても、量の面で予測ほど貿易が行われていない状況を指す。ここでは、「失われた貿易」の度合いを把握するため、Trefler (1995) の手法に従って、予測値の分散に対する推計値の分散の比率を算出した。値が小さいほど、予測される貿易量よりも実際の貿易量が少ないことを示す。

以上のノンパラメトリック検定に加えて、予測値と推計値の線形回帰分析を行い、傾き（回帰係数）を算出した。予測値と推計値が完全に対応していれば、傾きは 1 (45°) になる。

結果は、図 5.19 と表 5.7 に示す通りである。なお、表には Trefler (1995) と Artal-Tur et al. (2011) の推計結果も参考に掲載している。

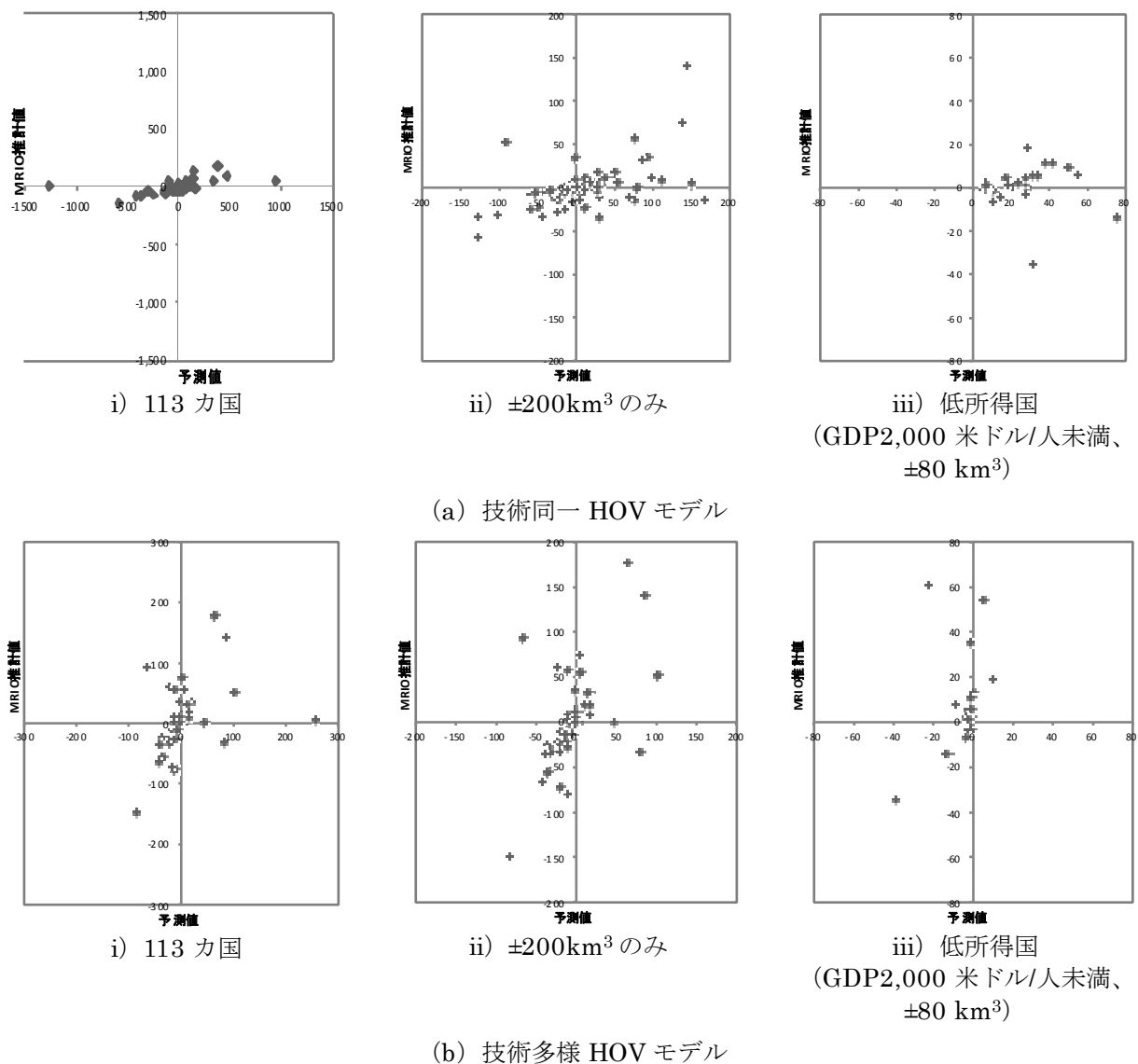


図 5.19 HOV モデル等によるバーチャル・ウォーター純輸入量の予測値と MRIO モデルによる推計値の対応

表 5.7 予測値と推計値の検定

	MRIO 推計値との対応					
	技術同一 (113 カ国)	技術同一 (低所得国)	技術多様 (113 カ国)	技術多様 (低所得国)	要水量ベース (113 カ国)	要水量ベース (低所得国)
符号検定	0.73	0.69	0.66	0.56	0.79	0.67
加重符号検定	0.77	0.85	0.80	0.68	0.63	0.53
失われた貿易	0.03 [0.20]	0.01	1.10 [2.45]	3.20	0.14 [0.75]	0.06
傾き	0.10* (7.07) [0.24* (6.53)]	0.07* (5.21)	0.40* (4.33) [0.87* (7.01)]	0.55 (1.56)	0.06 (1.63) [0.73* (16.10)]	-0.04 (0.91)
R2	0.31 [0.30]	0.44	0.15 [0.31]	0.07	0.02 [0.71]	0.02

注 1) 角括弧[]内は予測値 $\pm 200\text{km}^3$ の範囲のデータのみ使用した場合の数値。

注 2) 丸括弧()内は t 値、*は有意水準 1%で有意（本章推計分のみ）。

表 5.7 予測値と推計値の検定（続き）

	Trefler (1995)		Artal-Tur et al. (2011)	
	技術同一	技術多様	技術同一	技術多様
符号検定	0.498	0.71	0.41	0.57
加重符号検定	0.71	0.78	0.23	0.72
失われた貿易	0.032	0.486	0.03	0.04
傾き			-0.101 (1.98)	0.065 (1.92)
R2	0.08	0.35	0.07	0.06

注 1) 丸括弧()内は t 値、*は有意水準 1%で有意（本章推計分のみ）。

注 2) Artal-Tur et al. (2011) は、技術同一モデル (T1) とヒックス中立的技術多様性モデル (T3) についてのみ掲載。

(a) 技術同一 HOV モデル

技術同一モデルでは、符号検定の結果から、予測される純輸出国（純輸入国）が、7 割以上の確率で現実世界でも純輸出国（純輸入国）になっていることがわかる。さらに加重符号検定では 8 割近くになる。VW 貿易は、少なくとも全般的な方向性としては、各国の相対的な資源賦存状況を反映して行われていると考えられる。

しかし、技術同一モデルでは、「失われた貿易」が極めて多くなっている。同様の傾向は、Trefler (1995) の技術同一モデルでも見られる。散布図で見ても、分布は全体的に横軸に張り付いており、モデルから予測されるほど実際の貿易はなされていないことがわかる。また、後述の要水量からの予測と異なり、 $\pm 200\text{km}^3$ の範囲で見ても、分布の傾きは全体的に小さい。

(b) 技術多様 HOV モデル

技術多様モデルでは、単純な符号検定の一致割合は若干減少するものの、加重符号検定では 8 割の一致となり、かつ、「失われた貿易」の問題が大幅に改善されている。 $\pm 200\text{km}^3$ の範囲では、傾きも大幅に改善し、ほぼ 45° 線に近づいている。Trefler (1995) でも、「失われた貿易」の数値は、

技術同一の場合の 0.032 から 0.486 に大きく改善しており、失われた貿易の大部分が、技術多様性を導入することで説明できることがわかる。つまり、実効賦存量で見れば、VW 貿易は、方向性だけでなく、大きさにおいても、各国の相対的な賦存状況に沿って行われていると考えることができる。

ただし、低所得国だけに絞ると、予測値と推計値との対応は大幅に薄れる。まず、符号の一致割合はランダムより少し大きい程度である。また、「失われた貿易」が 3 以上あることも目を引く。散布図からも、一部の国が予測値を大きく上回る輸出を行っていることが確認される。

(c) 要水量からの予測

要水量からの予測でも、符号の一致割合は 8 割近くあり、方向としては各国の必要性を反映した貿易が行われていると考えられる。しかし、技術同一モデルほどではないものの、「失われた貿易」も非常に多い。また、回帰分析では決定係数から見ても説明力が弱い。

一方で、 $\pm 200 \text{ km}^3$ の範囲に絞ると、予測値と推計値の対応は大幅に改善する。まず、「失われた貿易」が大きく減少する。また、回帰分析ではモデルの説明力の大幅な改善に加え、傾きが 0.76 となり、予測値と推計値の対応は 45° に近くなる。こうした傾向は、散布図でも明確に確認することができる。

以上のように、VW 貿易は、全般的な方向性として各国の相対的な資源賦存状況を反映しており、さらに、技術多様性を勘案した実効的な賦存量で見ると、大きさにおいても賦存状況を反映した取引がなされている。また、栄養不良人口の解消という社会政策的な観点から見ても、VW 貿易は水不足の緩和に貢献していると考えられる。とりわけ、 $\pm 200 \text{ km}^3$ の範囲でその傾向は強い。

一方で、低所得国に限ってみると、こうした評価には一定の不確実性が伴う。技術多様性を勘案すると、VW 貿易は方向性としても資源賦存状況を反映しているとは考えられない。

なお、先行研究が希少性を測る際に用いている再生可能な水資源量などの究極的な物理量と、本章で用いている経済的な利用可能量とは必ずしも一致しない。しかし、水利用量が拡大し、前者に基づく上限に近づくにつれ、両者の差は狭まっていく。したがって、VW 貿易が経済的な利用可能量に基づく希少性に対応して行われている限り、最終的には、究極的な物理量の不足にも対応するはずである。このように考えると、極端な水希少国を除き、水希少性と VW 貿易の間には明確な関係がないという先行研究の結論と、本章の結論とは必ずしも矛盾しない可能性がある。すなわち、究極的な物理量が極端に不足する状況になるまで、VW 貿易は経済的な利用可能性に対応してなされるが、極端な水希少国では両者が一致するため、究極的な物理量にも対応するのである。

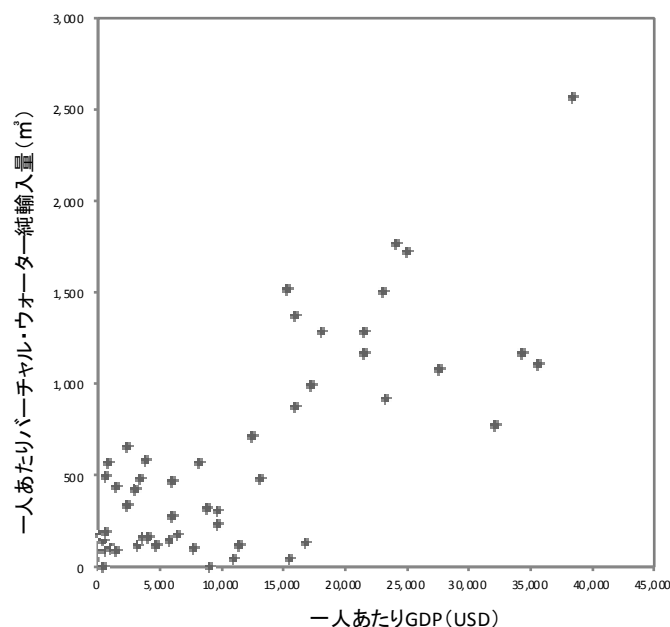
5.6.6 バーチャル・ウォーター貿易による耕作地の水平拡大圧力の緩和

低所得国において VW 貿易と水希少性との間に明確な関係が見られない理由には様々な事柄が想定し得る。たとえば、食料安全保障上の配慮から、食料輸入自体を制限していたり、自国の農業部門育成のために、輸入関税の税率を高く設定していたりすることも考えられる。

また、国際食料市場における購買力の低さも、これらの国の VW 貿易のアクセスを狭める重要な要因のひとつとなっている可能性がある。実際、図 5.20 からわかるように、VW の純輸入国では、所得水準と輸入量との間に極めて強い相関が見られる。

仮に低所得国の VW 貿易へのアクセスが所得水準によって制約されているとして、かつ、そうした状況が今後も温存されるのであれば、Falkenmark et al. (2009) のシナリオのように、耕作地の水平

拡大とそれによる生態系への圧迫は避けられない恐れがある。そこで、以下では、所得水準による制約が続くと仮定した場合に、アジア・アフリカ諸国の今後の経済成長によって、耕作地の水平拡大圧力がどの程度緩和し得るのかを検討する。



注) VW 純輸入国のうち、一人あたり GDP40,00 ドル以下の 52 カ国

図 5.20 一人あたり GDP とバーチャル・ウォーター純輸入量

具体的には、まず、MRIO モデルで検討した 113 カ国の 2050 年における要水量を、水生産性が現状のままの場合の一人あたり年間 1300 m³と、改善した場合の一人あたり年間 1000m³のそれぞれの場合について算出する。その上で、灌漑の拡大などを想定しない最低のケースとして、各国の現在の生産ベース水利用量を 2050 年の水資源の利用可能量の上限として考え、2050 年の要水量との差から不足分を算出する。各国はこの不足分を VW の輸入によって補うが、2050 年の一人あたり GDP が 5,000 ドル未満の国は、それぞれの所得水準に応じて輸入量が制約されるという想定を置く。具体的には、現在の一人あたり GDP と VW 純輸入量の線形回帰から想定される関係を適用し、5,000 ドル未満の国で要水量が賦存量を上回った場合、この量までしか輸入ができないと仮定する。なお、2050 年の各国の GDP は、GTAP の 2007 年米ドルでの基準値と、国際通貨基金（IMF）の世界経済見通しにおける固定価格 GDP の成長率を用いて算出した。ただし、2020 年以降の成長率は、2010 年～2019 年の見通しの平均成長率を使用した。

推計結果は表 5.8 の通りである。まず、水生産性が現状のままの場合、2050 年に VW 貿易によって満たされない要水量の合計は、593km³/年となる。表 5.5 に示した Falkenmark et al. (2009) のシナリオと比較すると、本章の推計が 113 カ国分に限定されることを考慮しても、不足量は大幅に縮減されると考えられる。また、表 5.6 と対比した場合、不足のほとんどは牧草地の耕作地転換か、若干の耕作地の水平拡大によって確保することができることとなる。ただし、これは総量だけからの判断

であり、実際には、国ごとに転換可能な牧草地面積などを考慮する必要がある。

国別に見ると、パキスタンでの不足量が多く、すでに灌漑ポテンシャルの大半を使っている同国の現状から考えると、今後どの程度の対応が可能かは不透明である。パキスタン以外は、エジプトを除いてほとんどがサブサハラ地域の国々である。これらの国では、放牧地の耕作地転換や耕作地の水平拡大によって、VW 貿易でまかなえない分を補うと考えられる。また、図 5.17 の不足国と比べると、経済成長の結果、インド、バングラディシュ、コンゴ民主共和国などが水平拡大から解放されることになる。特に、耕作地の拡大可能性が限られているインドやバングラディシュ、そして、広大な熱帯雨林を抱えるコンゴ民主共和国が水平拡大から解放されることは、食料問題や生態系保全の観点からも望ましい結果である。

水生産性が改善されたケースでは、VW 貿易によって満たされない要水量の合計は、184 km³/年にまで縮小する。国別では、やはりアフリカ諸国が多くを占めている。また、水生産性が現状のままのケースでは大きな不足量を抱えていたパキスタンが、今回は大幅に縮小している。

表 5.8 2050 年の要水量のうちバーチャル・ウォーター貿易によって満たされない分

水生産性 シナリオ	不足量計 (km ³ /年)	主な不足国 (不足量 (km ³ /年))
現状 〔要水量 1300 m ³ /年・人〕	593	パキスタン(82), エチオピア(70), タンザニア(64), ウガンダ(59), ケニヤ(58), エジプト(58), ザンビア(29), モザンビーク(26), マダガスカル(25), マラウィ(22), セネガル(19), ルワンダ(13), ジンバブエ(13), ガテマラ(11), カメルーン(10), ブルキナファソ(9), ベニン(7), トーゴ(6), ネパール(4), ホンジュラス(3), ギニア(2), キルギスタン(1), ニカラグア(0.3)
改善 〔要水量 1000 m ³ /年・人〕	184	ケニヤ(29), ウガンダ(28), タンザニア(25), エジプト(22), ザンビア(16), エチオピア(14), セネガル(10), マラウィ(9), マダガスカル(8), モザンビーク(8), ジンバブエ(5), ルワンダ(5), ガテマラ(2), トーゴ(1), パキスタン(1)

5.6.7 南北格差とグローバルな環境制約

以上のように、VW 貿易は、現実にも、方向性と量において、「VW 貿易は偏在する水資源の分布を平準化する」という VW 貿易の基本命題に沿った動きをしている。また、アジア・アフリカ諸国の今後の経済成長を勘案すると、第 2 章で提起した水資源をめぐる地理的な需給不均衡をある程度解消し、耕作地の水平拡大に伴う生態系への圧迫を緩和する役割を果たすことができると期待される。

ただし、裏を返せば、今後もアジア・アフリカ諸国の貧困問題が解消せず、南北間の所得分配の不平等が温存されれば、水平拡大による生態系への圧迫は避けられないことを示している。実際、本章の検証においても、低所得国における VW 貿易と水希少性との間には明確な関係が確認できなかった。

仮に水平拡大による生態系への圧迫が、大規模な森林破壊という形で生じるとすれば、森林に貯留されている CO₂ の大量放出を通じて、気候変動を助長することも考えられる。また、森林破壊は、希少な生物種の絶滅や生物多様性の喪失という形でも、国際社会全体の利益を損なう。実際、第 2 節で論じたように、グリーンウォーターへの依存度の高い今後の増産過程では、増加人口あたりの耕地拡大圧力が緑の革命時以上に大きい。したがって、低所得国の VW 貿易へのアクセスが極端に制約され

れば、20 世紀に人類が経験した以上の深刻な森林破壊が現実のものとなる可能性もゼロではない。

これは、国際的な所得分配の不平等が、水資源の賦存量と賦存形態の多様性を通じて、グローバル規模でみた環境制約への近接を助長するということを示している。こうした事態を回避するためにも、国際社会全体として貧困問題に対する取り組みを強め、調和の取れた包摂的な成長を実現していくことが何よりも重要である。

6. 生態系勘定の検討

6.1. 生態系勘定の国際的動向

6.1.1. SEEA 実験的生態系勘定

環境経済統合勘定（SEEA）の今次改訂では、環境経済統合勘定中核的枠組（SEEA-CF）と並行して、生態系に焦点を当てた実験的生態系勘定の検討が進められている。SEEA では、生態系は生物コミュニティ（植物・動物・微生物）と、その非生物的環境が環境の構造・過程・機能を提供する機能的単位として相互作用する動的複合体を含む地域として定義される。実験的生態系勘定は、生態系の構造や機能を生態系サービスとそれを供給する生態系資産の 2 つの概念から捉え（図 6.1 参照）、それぞれを生態系サービス勘定及び生態系資産勘定の 2 つの物量単位の勘定として構成している。さらに試行的にはあるが、これらの貨幣評価についても方法論上の論点を提示している。

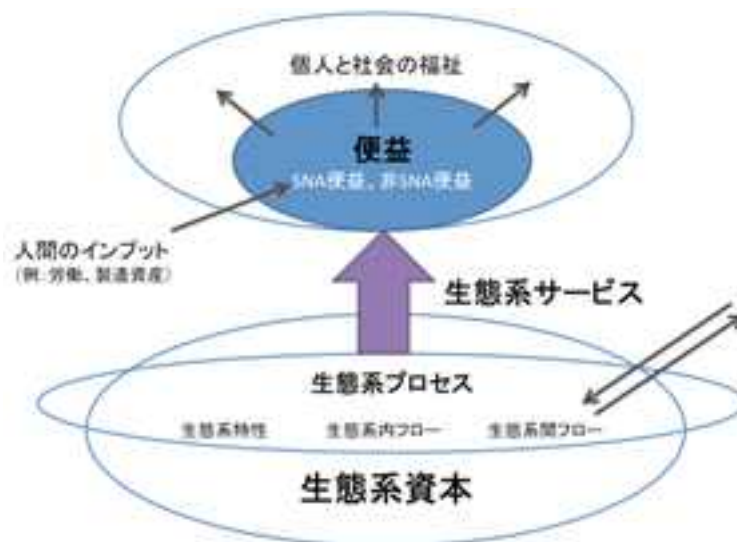
他の会計と同様、実験的生態系勘定もストックとフローによって構成される。このうちストックは生態系資産によって表されるが、フローには、生態系サービスと生態系資産の変化の 2 つの意味があることに留意する必要がある。

生態系サービスは、生態系の機能により供給され、人間により受容される便益と定義される。それゆえ、生態系サービスは社会及び人間に対する便益の創出に直接寄与する生態系からの「最終アウトプット」だけを含む概念とされ、生態系内・生態系間のフローは生態系サービスには含めないものとされる。同じ理由から、一部最終アウトプットとして扱えるものを除き、基盤サービスは原則として生態系サービスに含まれていない。生態系サービスの具体的な類型は、SEEA の今次改訂と並行して検討が進む生態系サービスの国際共通分類（CICES）に準拠している。また、SEEA-CF に含まれる鉱物や燃料資源、太陽光・風力・潮力など再生可能なエネルギー源の捕捉、光合成に使われる太陽エネルギー、空間自体なども生態系サービスには含まれていない。生態系サービスがもたらす便益と国民経済計算（The System of National Accounts: SNA）の生産境界の関係については、SNA の生産過程に生態系サービスがインプットのひとつとして使われる場合を「SNA 便益」、SNA の生産過程を経ずに生態系サービスが直接便益を与える場合を「非 SNA 便益」とし、さらに前者を SNA の分類に従い、天然生物資源（収穫時以外ほとんど経済主体の関与がないもの）と育成生物資源（経済主体の関与が大きいもの）に分けることで、SNA との整合性を図る。

一方、生態系資産は「相互に機能し合う生物・無生物要素とその他の性質の組み合わせを含んだ空間エリア」と定義される。生態系資産の測定は、第一に、生態系の状態（ecosystem condition）と生態系の規模（ecosystem extent）、第二に、生態系サービスの期待フロー（expected ecosystem service flows）という 2 つの観点から行われる。生態系の状態とは、生態系資産の全体的な質を表し、生態系の規模は、生態系資産の面積を表す。生態系サービスの期待フローは「所与の生態系サービス群についての生態系資産からの将来の全生態系サービスフローの物量単位の集計的測度」である。一般に、生態系資産が生態系サービスをもたらす能力は、生態系の状態と規模の関数であると考えられる。しかし、これらには単純な関係は存在せず、むしろ非線形で経時的に変化すると考えられる。したがって正確な測定のためには、多様な測度を用いることが求められる。

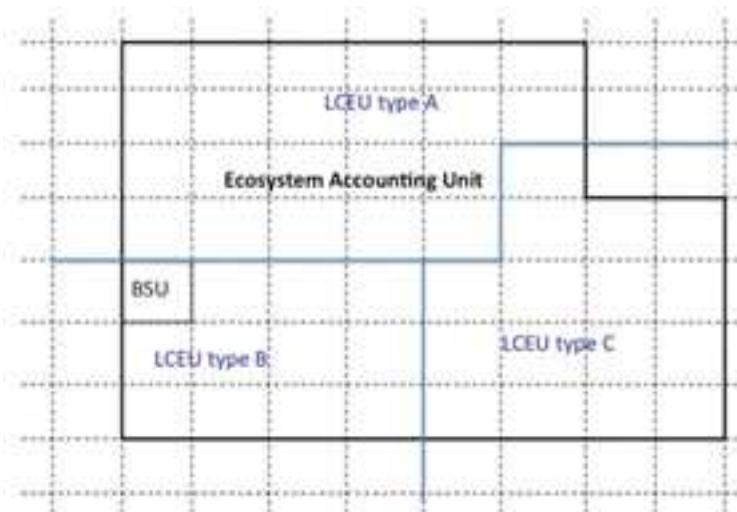
計測・集計の統計単位としては、「生態系勘定単位（Ecosystem Accounting Units: EAU）」、「基本空間単位（Basic Spatial Units: BSU）」、「土地被覆／生態系機能単位（Land Cover / Ecosystem functional Units: LCEU）」の 3 段階の単位を用いる。EAU は SEEA における生態系勘定のための報

告単位で、通常は行政単位で固定される。BSU は計測の基本となる小規模な空間区域で、典型的には地図上をグリッドで仕切ることによって設定される。一方、LCEU は、森林地帯や農耕地など、土地被覆などの特質を共有する複数の隣接する同質的な BSU によって構成される。図 6.2 に示されるように、LCEU はひとつの EAU の中に複数存在する場合や複数の EAU に跨る場合もある。



出典) EC et al. (2012)

図 6.1 生態系サービスのフローモデル



出典) EC et al. (2012)

図 6.2 空間統計単位

6.1.2. EU 生態系勘定

EU 生物多様性戦略において、「加盟国は、欧州委員会の支持を得て、2014 年までに各国領土内で生態系の状態とそのサービスを評価・地図化し、さらに、2020 年までに EU および各国レベルでそれらサービスの経済価値の評価と会計・報告システムへの統合を行う」こととしている（目標 2・活動

項目 5)。国連における SEEA 実験的生態系勘定の議論と並行し、ヨーロッパでは EEA が 2010 年から生態系資本勘定の実施可能性調査を実施した。この調査結果と EU の「Beyond GDP イニシアティブ」や TEEB などの経験に基づき、EEA は試験的生態系資本勘定の枠組みを提案している。

2009 年末に EEA は、既存統計データを活用した迅速実施イニシアティブとして、簡易生態系資本勘定の試験的プロジェクトを発足した。同プロジェクトでは、生態系資本勘定の実施可能性を評価するとともに、さらに大枠の国家勘定に組み込めるような指標や統計を特定することを目的としており、プロジェクトの経験を踏まえて、総合的な生態系資本勘定の枠組みが提案された。簡易生態系資本勘定の構築においては、EEA による土地利用勘定や NAMEA 実施経験、Eurostat による環境費用勘定などが重要な基礎となる。また、EU における「Beyond GDP」、資源効率、環境政策（自然保護および環境責務に関する EU 指令、水枠組み指令など）などの政策ニーズから、生態系勘定への強い支持が得られている。

簡易生態勘定は、主に 27 の EU 加盟国におけるトップダウン型勘定の実施を目指している。全ての生態系に関して、2000 年～2010 年の年次勘定の実施を予定しており、既存のモニタリングデータおよび統計データの有効利用を想定している。2012 年までに物理的勘定を実施し、続いて必要に応じ金銭的勘定を行う予定としている。ヨーロッパの物理的勘定のデータ基盤としては、欧州宇宙機関等との協力の元で実施した 1990 年から 2006 年の Corine 土地被覆インベントリが使用されている。また、EEA のデータベースもパイロット勘定を行うために重要な情報源として活用されている。

6.1.3. 英国生態系勘定

(1) 基本情報

英国環境勘定は国家勘定のサテライト勘定であり、大気放出物質、エネルギー消費、石油・ガス埋蔵量、一次材の売買、環境税及び環境保全支出のデータを産業、商業、家庭セクターごとに提供するものである。また、環境勘定は国家勘定の産業分類に似たものを採用しており、EU や国連が提唱する枠組みに沿っている。英国環境勘定は、国連の国家勘定 1993 年版の枠組みに従い、2003 年版 SEEA に適合する形で統合されている。既存の環境勘定枠組には、自然資源勘定、物理的フロー、金銭勘定が含まれている（表 6.1）。

表 6.1 環境勘定枠組

自然資源勘定	石油とガスの抽出量と埋蔵量	物理的及び金銭的測量データ
	土地被覆	英国内の自然景観と生息域面積及びその状態に関するデータ
	林業	英国内の林地面積、多様性、および木質製品の消費量データ
	漁業	3 つの海域における特定漁獲量とストックに関するデータ
物的フロー	化石燃料・エネルギー消費	業種ごとの化石燃料とエネルギー消費量の内訳
	大気放出物質	業種ごとの温室効果ガスと酸性雨先駆物質排出量の内訳
	マテリアル・フロー	英国内で消費される自然資源や生産物の総質量
	廃棄物	放射性廃棄物も含めた、英国内で排出される廃棄物の推定総量
	水	英国の事業者による地下水及び感潮部を除く表流水の消費量
金銭勘定	環境税	環境税からの政府収入
	環境保全支出	英国政府及び事業者による環境保全支出の内訳

出典：The Office for National Statistics (ONS) (2011) より著者ら作成

経済パフォーマンスと社会の進歩の測定に関する委員会による 2009 年のスティグリッツ報告書をきっかけに、現在は自然資本勘定の実施に向けた取組が進められている。自然資本勘定の導入によって環境勘定を改善することにより、自然資本ストックと生態系サービスのフロー、および経済活動のつながりを示すことが目的である。これにより、環境データの管理改善、自然資本の管理改善、環境政策の焦点の明確化、環境破壊や資源枯渇を環境容量や限界を評価する枠組みの確立、実データに基づいたセクターまたは地域政策の発展、人々の幸福に関する理解の改善などが期待されている。実施計画としては、2011 年に国家統計局が国家幸福度評価プログラムの一環として国家会計拡張プロジェクトを開始。2012 年中に、2020 年までの生態系サービス等自然資本の勘定を含めた環境会計制度設立に関するロードマップを策定予定である。

この自然資本の勘定は、森林に関するパイロット勘定を基に枠組みを検討してゆく予定である。表 6.1 に加え、現在統計局では、森林の下記の項目を対象に試験的な物理的・金銭的勘定を進めている。

- 森林の物理的資産勘定
- 供給サービスキャパシティの勘定
- 木材資源の金銭的勘定
- 森林の文化的小および調整サービスの評価（非金銭的フロー勘定）
- 文化的・調整・その他サービスの金銭的勘定
- 供給・文化的・調整サービスに基づく森林の金銭的資産勘定

このデータ収集については、国家勘定や環境勘定の経験を生かし、統計局が主な統計データ総括者として試験的な統計や正式統計として扱えそうなものを収集・統合する。環境食糧農村省は生態学の専門性を生かし、生態系勘定の主な利用者となる可能性が高いとともに、新たな研究やデータ収集の資金源となることを見込まれる。生態系勘定はトップダウンで実施され、自然資本の価値の概観を把握するためのものとなる。現時点では、妥当な期間で勘定することを前提に、大まかな推算作業を想定しており、今後数年かけて改善してゆく。また、すでに統計局が実施している他の価値評価とも関連付けることを目指している。

（2）試算結果

国内の森林生態系資産と生態系サービスの測定、国内の森林面積と木材資源の勘定、国内の土地利用勘定および国内の木材資源に関する金銭勘定を進めた。SEEA 実験的生態系勘定では 5 つの特性とそれに対応する指標が提案されているが、イギリスでの試行においてはこのうち水、土壌、炭素の 3 つを排除し¹²⁰、代わりにバイオマス、生物多様性、人々のアクセス、保全状況という 4 つの指標を用いることとした。表 6.2～6.5 がその結果である。2007 年から 2012 年の間の変化を示しているが、この期間中の変動はデータの不足により求めることが困難である。また、この 2 年のデータに関しても

¹²⁰ 水はイギリスの森林生態系の主たる特性ではないこと、土壌はその質と森林生態系とのつながりがまだ科学的に明確になっていないこと、炭素は炭素固定が森林の状態ではなく主に森林生態系サービスとして勘定されることなどから、森林生態系資本の状態の勘定からは排除された。

入手が困難であった場合は最も近い年のデータで代用された。なお、森林生態系サービスの勘定においては CICES をベースに指標が選定されているが、今回の勘定においてはデータの有無に基づき数種類のみの指標の評価に留まっている。将来的には指標の追加を検討する可能性がある。

表 6.2 森林生態系資本勘定の初期結果

2007～2012	生態系の質の特徴					
	バイオマス		生物多様性	アクセス		保全状況
データ源	-	2010年森林資源評価	DEFRA, BTO, RSPB ¹	ウッドランド・トラスト		林業統計 ²
データの質 ³	-	低	高	中	中	低
指標	樹木健全度 ⁴	ストックの成長	林地鳥類 1970=100	林地へ下記の条件でアクセスできる人口		施設 ⁵ 保護地域
				500m 以内で 2ha 以上	4km 以内で 20ha 以上	
測定単位	-	百万 m ³ (樹皮含)	指数	%		千 ha
初期状態 2007 年 質の改善	-	340 (2005)	66 (2007)	11 (2004)	56 (2004)	206 (2007)
質の低下	-	-	-	-	-	-
正味変化	-	39	6	5	9	0
最終状態 2012 年	-	379 (2010)	72 (2011)	16 (2009)	65 (2009)	206 (2012)

注 1) BTO: British Trust for Ornithology; RSPB: Royal Society for the Protection of Birds

注 2) Pryor and Peterken (2001) より森林保護面積のデータを利用。

注 3) データの質は、データ測定の一貫性や、カバー率（国レベル、サンプルサイズ）、信頼性（手法の統一性）などの基準に基づき、低中高としている。

注 4) 既存のデータをどう指標として活用できるかさらなる検討を要する。

この指標をどう計るべきかさらなる分析を要する。

注 5) 自然再生による改善と人間活動による改善を含む。

注 6) 資源の採取による低下、人間活動による低下、人間活動による壊滅的な損失と自然現象による壊滅的な損失を含む。

表 6.3 森林生態系サービス勘定の初期結果

分類	例	2007 年サービス	2012 年サービス	データ源	データの質
供給サービス					
野生植物とそのアウトプット	果実、キノコ	154t (2005)	154t (2010)	FRA	低
	肉、はちみつ	3,700t (2005)	3,700t (2010)	FRA	低
繊維やその他植物性資材	木材、花	868 万 t (2007)	952 万 t (2012)	FRA, 林業統計	中
全ての生物相からの遺伝子資源	薬	15t (2005)	15t (2010)	FRA	低
植物性エネルギー資源	木質燃料、わら、燃料植物等	50 万 t (2007)	130 万 t (2011)	林業統計	高

調整サービス					
世界的気候調節	炭素固定	1,400 万 t-CO2 (2007)	970 万 t-CO2 (2012)	林業統計	高
洪水防止	-	-	-	N/A	
文化サービス					
植物、動物、景観に基づく体験	バードウォッチング、景観鑑賞等	-	-	N/A	
景観の物理的な利用	ハイキング、登山、レジャー狩猟等	3 億 1,700 万人 (England 2009) 6,400 万人 (Wales, 2008) 7,200 万人 (Scotland, 2007)	3 億 5,800 万人 (England, 2011) 8,600 万人 (Wales, 2011) 6,500 万人 (Scotland, 2011)	MENE, ScRS, WORS	高
遺産、文化遺産	-	訪問者の 33% (2009)	訪問者の 24% (2011)	POF	高
象徴的価値	象徴的植物や国家の象徴など	訪問者の 16% (2009)	訪問者の 6% (2011)	POF	高
存在価値	植物、生態系、景観の保全意思	-	-	N/A	

出典) FAO による森林資源評価 (FAO, 2005; FAO, 2010)、Natural England による自然環境とのふれあいモニタリング (Natural England, 2011; Natural England, 2012)、ウェールズ屋外レクリエーションサーベイ (Countryside Council for Wales, 2011) およびスコットランド・レクリエーションサーベイ (Scottish Natural Heritage, 2011)、林業統計 (Forestry Commission, 2007; Forestry Commission, 2012)、林業パブリック・オピニオンサーベイ (Forestry Commission, 2009; Forestry Commission, 2011c) よりデータが利用されている。FRA からのデータは多くの場合単一の個別調査に基づくものであり (FAO, 2005, pp. 53; FAO, 2010, pp. 55-56)、データの質の低さは計測の不規則性による。

表 6.4 イギリスにおける森林地の物量勘定

(単位: 1000ha)

2011 年 - 2012 年	所有権と種ごとの森林面積				
	森林				合計
種タイプ	針葉樹		広葉樹		
所有権	公有	私有	公有	私有	
2011 年 4 月 1 日付の森林ストック	753	850	115	1,348	3,067
ストックの増加					
ストックの総増加量	1	3	1	9	13
ストックの減少					
ストックの総減少量 ¹	-	-	-	-	-
調整項目 ²	3	0	0	14	17
2012 年 3 月 31 日付の森林ストック	757	853	116	1,371	3,097

出典) Forest Commission (2012)
注 1) 森林減少に関する年間データは得られなかった。全国森林調査

により、前回の調査からおおよそ 500ha の減少があったと推定されている。これは平均して年間約 100ha の減少に値する。森林調査の航空写真の比較からは計測されない森林減少は、含まれない。

注 2) 森林減少に関するデータは無く、様々な調査結果を使って整理されているため、調整項目として誤差が記録される。

表 6.5 木材資源に関する物量資産勘定

(単位：百万 m³、樹皮含) ⁵

2011-2012 年		木材資源タイプ				合計 ⁴
種タイプ		針葉樹		広葉樹		
所有権		公有	私有	公有	私有	
2011 年 4 月 1 日付の木材資源 ストック	England	26	61	8	174	269
	Wales	19	18	1	23	61
	Scotland	80	133	3	31	246
	Northern Ireland	7	2	0	1	10
	UK	132	213	13	228	585
ストックの増加						
自然成長 ¹	UK	15		7		22
再分類		-	-	-	-	-
ストックの総増加量	UK	15		7		22
ストックの減少						
採取 ²	England	1.3	0.8	0.1	0.4	2.6
	Wales	0.8	0.6	0	0	1.3
	Scotland	2.8	4.2	0	0	7.1
	Northern Ireland	0.5	0.1	0	0	0.5
	UK	5.4	5.6	0.1	0.5	11.5
伐採余剰 ²	UK	0.6	0.6	0	0.1	1.3
自然減少	UK	- ⁶	-	-	-	0.1
壊滅的な損失 ³		-	-	-	-	-
再分類		-	-	-	-	-
ストックの総減少量	UK	6	6	0	1	13
2012 年 3 月 31 日付の木材資源 ストック						
	UK	347		247		595

出典) Forestry Commission (2011a) および Forestry Commission (2011b)

注 1) 広葉樹林の自然成長の値は概念的なものであり、推計値は 2013 年末に森林委員会により公開される予定。

注 2) 伐採や採取のデータはカレンダー通りの年単位のものであるが、簡易化のため伐採活動年間通じて同じであり、年度の値も類似しているものとする。

注 3) 壊滅的な損失に関するデータは現在無いが、実際少ないものと想定される。

注 4) 四捨五入により、総数が一致しないことがある。

注 5) 数値が 0.5 以下の場合はゼロと記されている。

注 6) - はデータの不足を表す。

6.1.4. カナダ生態系勘定システム

(1) 基本情報

カナダではエイデシー保護候補地域の価値評価、ペンビナ研究所による寒帯林評価など複数の事例があり、生態系価値評価研究インベントリも整備されている。2010 年には、生態系の現状と傾向に関する報告書を発表し、生物多様性情報連邦パートナーシップも設立した。生態系サービスのための地球観測イニシアティブや、陸域生態系モニタリングなどの取組も行われている。カナダ農務省では、

農業環境指標やウェブ上でのマップの提供・管理、天然資源省では、生態系の価値評価に有用な多くの指標やマップの提供を行っている。しかし、生態系勘定の導入には達しておらず、カナダ統計局におけるウェブマッピングやデータ提供、生態系の財・サービスの標準分類や基準化、カナダ全土にわたる生態系の価値評価、経済統計と環境勘定の連結などが不足している。

この現状を踏まえ、2011 年 5 月からカナダ統計局は、生態系の財・サービスの測定（Measuring Ecosystem Goods and Services: MEGS）に向けた、3 年間のパイロットプロジェクトを進めている。MEGS プロジェクトは、生態系勘定の試験的实施を目指して設立された生態系の財・サービスの評価を支える統計インフラを整備するカナダの部局横断的プロジェクトである。空間データのインフラ整備、生物・物理学的なデータへのアクセスの向上、生態系サービスの評価に関する研究の実施等を目的としている。そのためには分野横断的な協力体制や政府の政策目標との互換性が必要となり、さらに新たな国際基準及び評価方法に沿っていることが原則となる。

MEGS の生態系勘定には、生態系の標準分類ごとの生態系のストックと生態系の財・サービスのフローに関する物理的・金銭的・定性的なデータの構築が想定されている。物理的ストックデータには生態系の範囲や大きさの情報および定性的評価が含まれ、物理的・金銭的フローには生態系が提供する財とサービスの量と価値が含まれる。このような勘定作成のため、MEGS プロジェクトでは下記のデータ整備を目指している。

- 土地被覆・水域生態系に関する空間データの構築
 - ▶ 複数時点の過去データと最新データ
 - ▶ 可能な限りの詳細データ（30～50m）
 - ▶ 陸上、淡水、沿岸、湿地、海洋生態系を含む
 - ▶ 標準に基づく生態系の分類
- 生態系の質や財・サービスの評価とのつながり
 - ▶ 大気質、水質、種の多様性、生態系の生産性、土地被覆、気候保全、受粉、水管理のデータ
 - ▶ 生態系サービスごとに分類するための標準作成
- 多様な生態系を対象に金銭的価値を割り当てるための方法論や基準の確立

統計局は作業を主導する部局横断のワーキング・グループを形成し、政策の妥当性を確保するため、利害関係者と連携を進め、生態系の質に関する重要な生物・物理的データの取得と、外来種、受粉、気候制御などの特定の評価課題に焦点を当てたインベントリの作成、データ配信の展開、土地被覆と生態系の分類、生態系の質の指標と生態系サービスの分類方法の開発などを目指している。

（2）試算結果

MEGS プロジェクトの下、カナダの生態系勘定においては様々な試験的な評価・分析が行われた。まずは、生態系の規模・状態と生態系サービスのポテンシャルを評価するため、生態系勘定の基礎として 2001 年から 2011 年の自然植生や市街地、農地などを対象として土地被覆変化の分析が実施され、生態系の空間規模とその変化が示された。

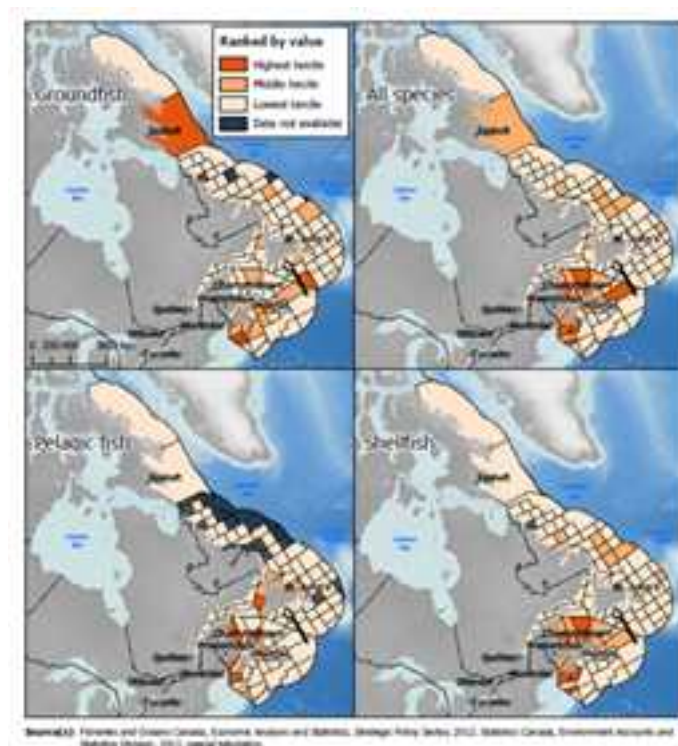
2001 年から 2011 年にかけてカナダでは、常緑樹、落葉樹、及び雑木林の面積が 310 万 km² から 300 万 km² に減少した。一方で、低木林は 240 万 km² から 250 万 km² に拡大したことが分かった。

また、南カナダの都市周辺の市街地は、農地と森林からの転換の結果として拡大しており、2000 年から 2011 年にかけて、南カナダでは 3,361km² が市街地へと転換された。さらに同期間で南サスカチュワン州とトンプソンの準流水域では、それぞれ 1,468km² と 973km² の自然景観から農地への大幅な土地利用転換があった。また、トロントを含むオンタリオ湖とナイアガラ半島の準流水域では、同期間で農地を転換して市街地が大幅に増えた（図 6.3）。

生態系の状態の分析事例として行われた亜寒帯林の水質浄化能力の分布評価の初期結果としては、2000 年から 2010 年の間で概 71%の流域では水質浄化能力指数が減少しておらず、その能力が損なわれていないことが示された（図 6.4）。未だその能力指数は高いものの、いくつか南西および東の地域の流域では指数の低下がみられた。これらの原因としては様々な要因が考えられるが、山火事や森林面積・河畔林面積の減少、市街地化などの影響が挙げられる。

生態系の財とサービスに関する価値評価は、3 つの方面から行われた。まずは、海洋と沿岸生態系からの財である漁獲の事例から市場価値の評価が行われた（図 6.5）。またこの事例研究は、カナダにおいて初めて海洋・沿岸漁業の区域を線引きするきっかけとなった。続いて、カナダの湿地帯から得られる様々な生態系の財とサービスに関する事例研究を通じて、非金銭価値の評価が検討された。

最後に、サウザンド諸島国立公園から一年間に得られる生態系サービスの事例研究に基づき、非市場金銭価値の評価手法が検討された。この事例研究では、人口や農業活動などによる人為的圧力や、サウザンド諸島生態系とその周辺 100 km のバッファゾーンにおける土地被覆などの分析が行われた。1981 年から 2011 年にかけて人口が 32%増加したのに対し、農家数が 37%減少し、農地面積は 28%の減少が見られた。これらの傾向は 100km のバッファゾーンにおいても同様に観測され、人口が 47%増加した一方で農家数と農地面積はそれぞれ 39%と 23%減少した。サウザンド諸島国立公園から得られる年間の生態系財とサービスは、1,250 万ドルから 1,470 万ドルに値すると推定された（2012 年加ドル）。各生態系財とサービス項目の経済価値について便益移転法を用いて評価を行ったところ、レクリエーションサービスは年間 390 万ドルに値した。



出典) Statistics Canada (2013)

図 6.5 カナダ漁業の魚種および統計区域別価値の分布

6.1.5. オーストラリア環境勘定

(1) 基本情報

2010 年より環境情報国家計画イニシアティブ (NPEI) の一環として環境勘定の拡張が進められている。統計局や他部局との協働のもと、気象局がオーストラリア全土で環境勘定の活動を支援し、生態系勘定を含む総合的な環境勘定のフレームワークを開発している。気象局は、貯水量や流量、水利権や水の利用可能性に関する国家水勘定を毎年発表するなど、別要素の試験的勘定を進めており、今後は環境勘定の構成要素をテストして、生態系の勘定手法を優先的に開発していく予定である。一方で、統計局は試験的にグレートバリアリーフ地域において景観の変化を特定・計測するなど、土地勘定を拡大していく。

既存の環境勘定は、土地、水の利用量・賦存量、エネルギー利用の動向及び温室効果ガス排出量、環境保護支出についてデータを統合している。現在新たに検討されている「共通視点モデル (ジョイント・パースペクティブ・モデル)」は、経済学や生態学などにまたがるオーストラリアの環境勘定のための理論的基盤を確立するための構想であり、世界を下記の 4 つのシステムで構成されるものと仮定する。

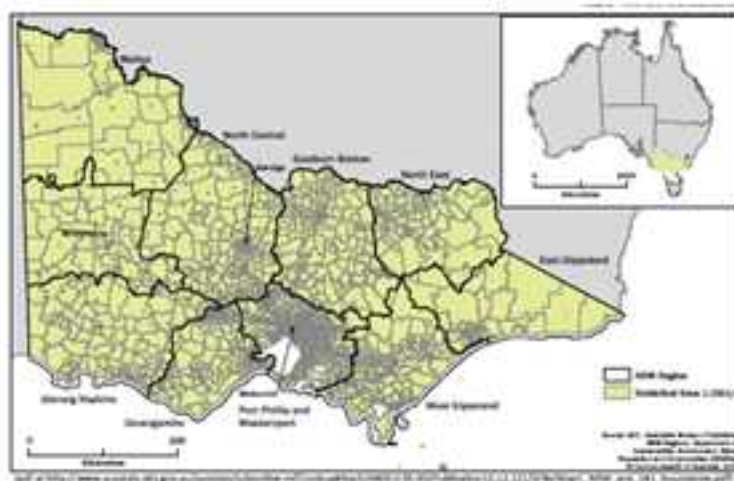
- 物理的システム：地球の物理的基盤。地形図などの空間データ。
- 生命システム：地球の生物基盤。土地被覆や生息地、生態系などの空間データ。
- 人的・文化的システム：社会を通じて蓄積された知識基盤。
- 経済システム：財・サービスに基づく人間活動。概ね SNA に含まれる。

このモデルはシステムアプローチに則り、環境勘定の既存のモデルとの明確な繋がりを示すことができる。現在、環境勘定の構成要素ごとに試験的勘定を行い、生態系の勘定手法を優先的に開発している。

(2) 試算結果

生態系の状態に関する勘定の実施に向けた第一のステップとして、ビクトリア州では土地被覆タイプの特定制とその範囲の整理が進められている。SEEA-CF の概念に則り、独自の市場ベースの環境管理プログラムのもと開発されたハビタット・ヘクタール法に基づき勘定を試行するとともに、土地勘定と連動させて生態系資本とサービスを報告することとしている。

ビクトリア州の土地勘定では、2つの地理的分類が使用されている。土地に関するすべての統計データは自然資源管理地域毎にまとめられる一方、より詳細なデータに関しては統計局により指定された統計範囲レベル 1 (SA1) にて集計されている。自然資源管理地域は共通の自然資源特性により分類されており、多くの場合は流域にあたるが、SA1 は統計局により少人口地域や土地利用統計を網羅できるようにデザインされたメッシュブロックである。ビクトリア州には、図 6.6 に示されているように 10 の自然資源管理地域と、13,000 以上の SA1 が含まれている。

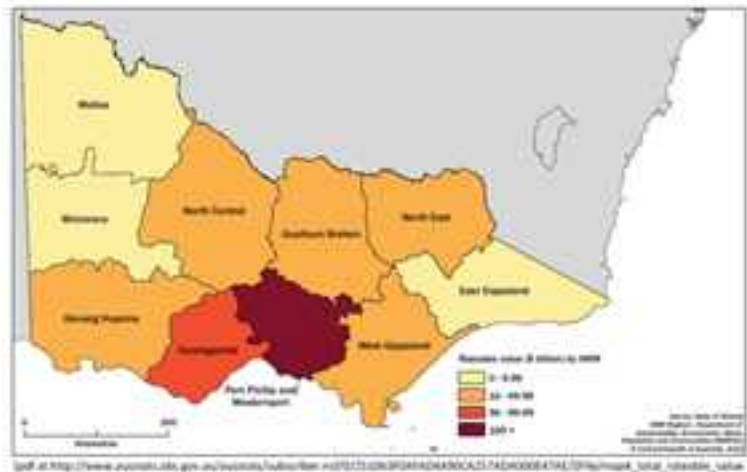


出典) ABS (2013)

図 6.6 ビクトリア州の自然資源管理地域と SA1

さらに、ビクトリア州では土地利用分類および土地被覆タイプごとの面積や、その金銭価値も求めている。ビクトリア州の土地価格データに基づく州全土の金銭価値は、2012 年 6 月には 10,470 億ドルに値し、面積は約 2,300 万 ha に及んだ。土地利用勘定においては、土地の金銭価値が土地被覆タイプ、産業、自然資源管理地域、または土地利用タイプ毎に示される。結果として、土地被覆タイプごとに土地の価値を分析した場合、市街地の金銭価値が最も高く、このカテゴリのみで州全土の価値の 50%を占める。次に大きな価値を持つのが天水農地・牧草地 (31.2%の価値) と、樹木で覆われた地域 (16.8%) であることが明らかにされた。また、自然資源管理地域毎の土地の価値をみると、ビクトリア州全土の価値のほとんどが Port Phillip と Westernport 自然資源管理地域に集中しているこ

とが分かる（図 6.7）。この地域にはメルボルンが位置しており、土地価格が 8,740 億ドルと見立てられているため、州全土の価値の 83%を占めることとなる。このうち、7,730 億ドルは居住地として利用される土地に当てはまり、さらに商業が 450 億ドル、鉱業が 330 億ドルの価値とされている。



出典) ABS (2013)

図 6.7 ビクトリア州の自然資源管理地域毎の土地の金銭価値

上記の生態系勘定の基盤としての土地勘定の試行に並行し、オーストラリアでは SEEA-CF に基づいて自然資本の勘定も進めている（表 6.6）。自然資本の推定は自然資源の経済的・社会的価値を網羅すべきであり、現段階では土地の価値（土壌と丘陵や山岳などの景観要素）、地下資源の価値（ミネラルや化石燃料など）、水の価値（淡水と地下水）、海洋の価値、大気の価値、生物資源の価値（森林、魚類、他の生物種や生息地）を含むものとされている。

表 6.6 オーストラリアの自然資源ベース

(単位：10 億ドル)

推定資産額	2000-01 年	2005-06 年	2006-07 年	2007-08 年	2008-09 年	2009-10 年	2010-11 年	2011-12 年
土地	3,636	3,831	3,869	3,906	3,943	3,981	4,018	4,054
地下資源	485	530	549	581	606	621	640	653
プランテーション木材資源	9.9	9.7	10.3	11.6	10.4	9.8	9.5	8.8
天然木材資源	1.7	2.0	2.0	2.0	1.8	1.7	1.8	1.9

出典) ABS (2012)

6.1.6. まとめ

国連による環境経済統合勘定（System of Environmental-Economic Accounts: SEEA）の中核枠組み（SEEA-CF）や実験的生態系勘定の開発に着目し、各国によるその適用状況を調査した。結果として、我が国においても SEEA-CF に準拠しつつ環境・経済統合勘定の推計を行い、持続可能性指標の構築の基礎として活用していく必要があることが指摘された。また、自然資本関連指標の構築に当たっては、そのベースとして、自然資本の中でも重要な位置を占める生態系に関する統計情報の整備が

不可欠であるとされた。

その後、SEEA-CF の国際基準としての策定に引き続き、国連では 2013 年 2 月に SEEA 実験的生態系勘定が国際ガイドラインとして採択された。我が国の自然資本関連指標の整備に当たっては、SEEA-CF に基づく環境・経済統合勘定の整備とともに、SEEA 実験的生態系勘定などの動向を踏まえ、生態系についても勘定の整備を急ぐ必要がある。このことから、本年度はより具体的になっている各国の生態系勘定試行について、我が国でも実施しうる事例を抽出した。ここでは、生態系勘定の試行においてより具体的な勘定結果が報告されており、SEEA の実験的生態系勘定の枠組みに関する議論や富の勘定と生態系サービスの経済価値評価（Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services: WAVES）の手法確立に向けて貢献しているイギリス、オーストラリア、カナダの 3 か国に注目して分析した。その結果、これらの国においては基盤となる統計データの有無という縛りがあるものの、SEEA にて提案されている枠組みに近い形でデータの整理が進められていることが明らかになった。イギリスの事例でも見られるように、試行段階ではそもそも勘定の実施可能性が統計データの有無に大きく左右されるため、不足する場合は各国の事情に沿うよう指標を選定したり、または単一研究事例等をもとにデータを補ったりという方法がとられている。また、オーストラリアやカナダの事例からは、生態系勘定の試行における多くの分析、特に土地被覆やその変化に関する分析は、地理情報データベースの構築が不可欠となることが分かった。生態系という空間およびそこから得られるサービスのフローを勘定するためには、まず既存の多様な空間データセットを統合したり、統計データを空間情報と連結付けたりという綿密なデータインフラ整備が必要であることが明確となった。

6.2. 生態系資産の評価

6.2.1. はじめに

近年、生態系や生態系サービスを測定・評価し、勘定体系としてその動態を把握していこうとする取組が、国際連合や世界銀行、欧州連合（EU）等を中心に進められている。その基本的な考え方や枠組みについては、EC et al. (2013) において環境経済統合勘定（SEEA）実験的生態系勘定としてまとめられている。しかし、この中では具体的にどのような生態系資産や生態系サービスを、どのような手法により評価していくかという点については十分に述べられていない。

実験的生態系勘定において、生態系資産は「相互に機能し合う生物・無生物要素とその他の性質の組み合わせを含んだ空間エリア」、生態系サービスは「経済活動その他の人間活動において利用される便益に対する生態系の寄与分」と定義される（佐藤他、2013）。生態系資産は SEEA 中核的枠組みで評価される木材や淡水などの環境資産とは異なるものとして捉えられ、生態系要素間の機能も含めた空間的な広がりを持つより広い概念である。しかし、その状態を捉えるためにすべての機能を評価することは難しく、実際に勘定を作る際には何らかの指標が必要となる。実験的生態系勘定では、植生・生物多様性・土・水・炭素という 5 つの項目と、バイオマスや種の豊富さなどの指標が例として挙げられている（EC et al., 2013, pp. 87）。

このような指標を基にするならば、従来の統計等を用いることで生態系資産の勘定を作成することができるかもしれない。事実、イギリス政府はこのような枠組みに基づき、バイオマス、生物多様性、人々のアクセス、保全状況という 4 つの指標を用いて生態系資産勘定を作成し、オーストラリアのビクトリア州は土地被覆・土地利用の勘定を作成している。日本においてもこれまでに多くの関連統計

や地理情報が整備されているが、生態系勘定のような体系的なものは現在のところ見当たらない。

そこで、本章では日本全国を対象として、生態系資産勘定を作成することを試みる。本分析では、植生・水・土の3項目について、立木量、地下水量、土壌量の3つを指標とし、それぞれ期首ストック、自然変化・人的要因による増減、期末ストックを評価する¹²¹。都道府県別の評価も試みることとし、対象期間は2010年の1年間とする。なお、このような勘定作成は往々にして単純な統計情報の収集整理になりがちであるが、今後、生態系資産や生態系サービスの統合的評価や将来予測などが必要とされるであろうことから、可能な限りモデルを用いて評価することを目指す。また、生態系勘定では空間的な統計範囲が設けられることから、地理情報システム（GIS）を用いた分析を実施する。

6.2.2. 手法とデータ

(1) 植生

植生を評価する際にバイオマスは最も適した指標のひとつであるが、草地や湿原などのバイオマスを全国レベルで評価することは困難なため、ここでは立木量を指標として評価する。立木量については、森林生態系多様性調査において全国的な地理情報が整備されており、これらを活用して期首ストック、1年間での自然変化を推定する。

まず、Vanclay (1994, pp.20) が示す全林分モデル（whole stand model）を参照し、森林蓄積を推定する回帰式を検討する。このモデルでは必要なパラメータとして、地位、胸高断面積、林齢が必要となるが、林齢を除いてこれらは森林生態系多様性調査には含まれていない。そこで、森林GISデータが容易に取得可能な兵庫県の森林簿を用いて、森林蓄積を推定する回帰式を考える。この森林簿にも含まれていない胸高断面積を除き、地位、林齢および森林タイプを説明変数として分析したところ、表6.7のような結果が得られた。

表 6.7 森林蓄積の重回帰モデルの結果

ln(立木量 (m ³))	係数	t 値
森林タイプ	0.572	111.6***
地位	0.843	189.0***
林齢 ¹	-30.969	-48.0***
定数	3.944	276.5***
標本数		29,416
Prob > F		0.000
R ²		0.702

注 1) ***は 1%水準で有意なことを表す。

注 2) 森林タイプは落葉樹=0、常緑樹=1 とするダミー変数である。

本研究ではこれを基に全国の森林蓄積を算定する。まず、森林生態系多様性調査第2期（2004～2008年）から蓄積と林齢のデータを取得し、林齢については2010年と調査年との差から補正するとともに、調査点が存在しない場所を補完するためにクリギング法を用いて空間内挿する。各地点の森林タイプについては高解像度土地利用土地被覆図を活用できるが、地位については前述のように森林生態系多様性調査から得られないため、同じく兵庫県の地形指標と森林簿から地位を推定する式を求める。地形指標としては先行研究を基に標高、横断曲率、日射量、流出寄与域を選出し（図子、2004）、これらを国土数値情報の標高5次メッシュとGISモデルから算出する。3段階の地位等級を順序ロジットモデルにより分析した結果を表6.8に示す¹²²。

¹²¹ 結果的にこれは SEEA 中核的枠組みにおける環境資産勘定と極めて近いものとなり、生態系の質や機能も評価しようとする生態系資産勘定の一部としかならないことには留意が必要である。

¹²² ここでは分析の結果をわかりやすくするため、1等級を3とする順序に置き換えている。

表 6.8 地位等級の順序ロジットモデルの結果

地位	係数	標準誤差
標高 (m)	0.004	0.000***
横断曲率	0.563	0.172***
推定日射量 (MJ/m ² /日)	-0.279	0.014***
流出寄与域 (km ²)	0.273	0.273***
_cut1		-3.083
_cut2		0.893
標本数		30,767
対数尤度		-23,385
Prob > chi2		0.000
疑似決定係数		0.075

注) ***は 1%水準で有意なことを表す。

以上より、2010 年の立木量を推定するとともに、これに 1 年を加算することで 1 年間の成長量を計算する¹²³。

続いて人為的变化について考える。現在のところ、全国を網羅した森林施業や植林に関するオープン GIS データは見当たらない。そこで、本稿では統計等を用いてこれらの値を

算定する。まず、植林による立木量の増加であるが、このような統計はなく、造林面積に関する統計が存在するのみである。そのためここでは、直径 2cm、高さ 15cm の 1 年苗木を、再造林であれば 1,500 本/ha、拡大造林であれば 3,000 本/ha 植林するものと仮定し、森林・林業統計要覧から得られる 2010 年の造林面積に乗じて植林材積量を推定する¹²⁴。一方、伐採立木量については、森林・林業統計要覧から得られる生産量の値を、同じく森林・林業統計要覧から得られる伐採立木量との比率で補正し、都道府県別に推計する。以上より、最終的に期末ストックを算定する。

(2) 水

生態系資産勘定における水資源の評価においては、まず地表水を対象とすることが考えられるが、流域界と行政区が一致しないことや、河川・湖沼における水資源ストックの評価が必ずしも容易でないことから、本研究では地下水量に注目する。まず、期首ストックの評価では、越谷・丸井 (2011) の回帰式およびデータを用いて、メッシュ毎に地下水位を推定する。そして、この地下水位より地下は飽和しているものと仮定し、越谷他 (2011) のボーリングデータによる各地層の層厚の合計および間隙率の加重平均を用いて、地下水賦存量の推定を行う。なお、ボーリングデータについてはデータが欠損していることから、クリギング法を用いて空間内挿する¹²⁵。

次に、国土交通省 (2001) に示された簡便式を用いて、自然増の要因である地下水涵養量をメッシュ毎に推定する¹²⁶。必要な気象データは気象庁の統計情報より 2010 年のものを地点毎に取得し、クリギング法を用いて空間内挿する。勾配については標高 5 次メッシュから算出し、蒸発散係数および浸透面積率は表 6.9 のように設定する。

¹²³ 森林蓄積を減少させる枯死木量を明示的に検討していないが、統計解析において使用した蓄積のデータはこれを考慮したものであるから、ここでは枯死木量は成長量において既に反映されているものとする。

¹²⁴ 都道府県別の造林面積に関しては民有林のものしかないので、国有林に関しては、全国合計の造林面積を都道府県別の国有林面積の割合で配分する。

¹²⁵ 沖縄や離島についてはデータがないままに空間内挿していることから、これらの地域における信頼度は著しく低下することには留意が必要である。

¹²⁶ 蒸発散量については過大評価を避けるため、Lu et al. (2005) に示されたハモン式を用いて推定する。また、ここでは表層土壌の飽和透水係数は一律 10⁻⁴cm/秒のオーダーであると仮定する。

表 6.9 土地利用タイプ毎の蒸発散係数と浸透面積率

土地利用	蒸発散係数	浸透面積率	出典) 蒲谷 (2014)
水域	1.000	0.950	
都市	0.001	0.678	
水田	1.000	0.900	さらに、自然増減の要因として、地下水の移動量
畑	1.000	0.860	を GIS のダルシーフロー解析で計算する。計算に必
草地	0.570	0.930	要な地下水位、層厚、間隙率については上述のもの
落葉樹	1.000	0.930	を用い、透水率については梅田他 (1995) の値を採
常緑樹	1.000	0.930	用し、間隙率同様に各地層の層厚で加重平均したも
裸地	0.570	0.930	のをクリギング法で空間内挿する。

一方、人為的变化である取水量については統計より取得する。農業用、工業用の地下水利用量はそれぞれ農林水産省 (2011)、2010 年工業統計から得る。生活用水の地下水利用量の統計は見当たらないため、国土交通省 (2014) による 2010 年のひとり当たり生活用水利用量に、今後の地下水利用のあり方に関する懇談会 (2007) で推定された生活用水における地下水利用率を乗じ、さらに 2010 年人口推計の値を乗じて推定する。

利用された農業用水の地下水への還元量については、上記で推計された降水量に対する地下水涵養率から推定する。ここでは、水田・畑の地下水涵養率の平均値を都道府県別に推定し、農業用地下水利用量に乘じることで還元量を求める。

(3) 土

地表面から地下水位までの深度を有効土層とし、その土壌量を推定する。期首ストックについては、上記の地下水位を用いて単純にメッシュ毎に土壌体積を算出し、土壌情報閲覧システムー作土層の理化学性データベースの土壌タイプ毎の仮比重の平均値を用いて重量に変換する。

自然変化に関しては、土壌の生成および流出を評価する。まず、土壌の生成では 2010 年の落葉の分解のみを検討対象とし、その落葉量と分解率から土壌生成量を推定する。落葉量と気候には関係があるとされることから (Liu et al., 2004)、ここではモニタリングサイト 1000 プロジェクトの落枝落葉・落下種子調査データと気象庁の統計を用いて、パネルデータ分析を実施する。2005 年～2009 年を対象に分析した結果、Breusch and Pagan 検定が有意となり、Hausman 検定が有意とならなかったことから、ランダム効果推計の結果を採用する¹²⁷ (表 6.10)。落葉の分解率については、Kirschbaum (2000) が示す分解率と気温の関係式を用いて推定を行う。

表 6.10 落枝落葉量のパネルデータ分析の結果

落枝落葉量	OLS		固定効果		ランダム効果	
	係数	t 値	係数	t 値	係数	Z 値
気温	166.1	7.66***	606.3	1.36	168.0	3.24***
定数	1880.6	6.20***	-4134.4	-0.68	1836.4	2.49***
標本数	90		90		90	
F 値/Wald カイ 2 乗値	***		1.85		10.51***	
R ²	0.253		0.253		0.253	
F 統計	-		4.56***		-	

¹²⁷ 降雨についても分析したが、有意な結果が示されなかったため除外している。

Breusch and Pagan 検定	-	-	26.19***	注) ***
Hausman 検定	-	0.98		は 1% 水準で

有意なことを表す。

土壌流出量については、一般化土壌損失式（USLE）を用いて算定する。USLE の各要素について、降雨係数は Renard and Freimund（1994）の提示する関係式を用いて 2010 年の降雨量から計算し、土壌係数は今井・石渡（2006）から取得する。斜面長係数・傾斜係数については神山他（2012）の傾斜度と係数の関係式で算定し、作物係数・保全係数は自然環境研究センター（2006）より取得する。

なお、本研究では地下水位の変動による土壌量の変化については考慮しない。また、土砂の採掘などの人的活動についても検討の対象外とする。そのため、土壌については生成と流出という自然変化のみで期末ストックを評価する。

6.2.3. 結果

(1) 全国の生態系資産勘定

全国の 2010 年の植生・水・土に関する生態系資産勘定を表 6.11 に示す¹²⁸。森林資源モニタリング調査第 2 期（2004～2008 年）による森林蓄積推計値は約 60 億 2,400 万 m³、第 1 期からの 5 年間の年平均成長量は約 1 億 6,300 万 m³ とされることから、仮にこの森林ストックを 2006 年のものとする、本結果の期首ストックは 4.3% 小さい結果となる。単位面積あたりの年平均成長量は、本結果では 2.14m³/ha、森林資源モニタリング調査では 6.39m³/ha と両者の間には大きな乖離が見られるが、森林資源現況調査における計画対象森林では 3.99 m³/ha、森林・林業統計要覧の国有林では 2.59 m³/ha とされることから、そもそも森林に関する推計には大きなばらつきがあると言える。この結果の信頼性については次項でさらに議論する。

表 6.11 全国の生態系資産勘定（推計値）

	立木量 (1000m ³)	地下水量 (10 ⁶ m ³)	土壌量 (10 ⁶ t)	
期首ストック	6,392,035	30,349,096	2,636,981	地下水のストックについての統計は存在しないが、本研究で用いた手法元である越谷他（2011）では、国土面積の約 20%にあたる 83 箇所
ストックの増加	64,176	250,803	15	
自然増加	62,039	247,969	15	
人為的増加	2,137	795	—	
ストックの減少	44,152	126,827	628	
自然減少	—	117,849	628	
人為的減少*	44,152	8,978	—	
期末ストック	6,412,059	30,471,033	2,636,369	

る地下水賦存量を 13 兆 1,200 億 m³ と推定している。地下水には偏在性があるため、面積を用いての単純比較はできないが、少なくとも数値のオーダーは一致しているものと評価できる。また、地下水涵養量についても比較可能な統計はないが、本結果における降雨量に対する地下水涵養率の全国平均値は 32.4% であり、地域的な事例ではあるが、熊本地域の地下水涵養率 34.1% と比較すると（高橋・

¹²⁸ これは環境資産勘定におけるストックの評価とほぼ同義であり、生態系資産勘定の一部でしかないことを改めて強調しておく。

河田、1998、283 頁)、妥当な値であると考えられる。地下水流出量に関しては、同じく地域的な事例であるが、秦野盆地では地下水涵養量に対し流出量が 41.2%とされており（日本地下水学会、年次不明）、本結果の 47.5%は比較的近い値であると言えよう。

土壌のストックに関する情報は極めて乏しく、妥当性の検証は難しい。土壌生成についても比較可能な資料は限られているが、鳥居（1989）が示す山林の土壌形成速度 0.1~0.2mm/年に、2010 年世界農林業センサスによる全国森林面積約 2,435 万ヘクタールと、本研究で用いた仮比重の平均値 0.875t/m^3 を乗じたところ、2,100 万~4,300 万 t という値が示された。土壌流出量については、神山他（2012）が USLE を用いて全国評価を実施しており、この分析で用いられたデータからは全国計で約 5 億 7,167 万 t という値が示されている。生成量・流出量ともに本結果とは乖離が見られるが、数値のオーダーは一致しているという評価はできるであろう。

図 6.8 に立木量・地下水涵養量・土壌量の推計値の分布図を示す。立木量と地下水位に基づく土壌量の分布は比較的類似しており、森林蓄積と土壌不飽和層の間には何らかの関係があるのかもしれない。この点に関しては今後さらなる検討が必要である。

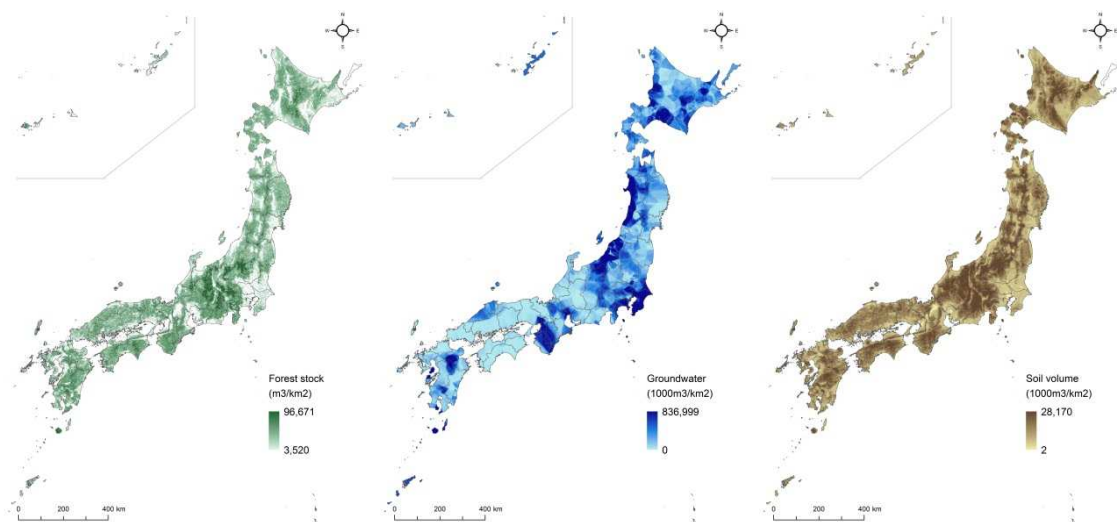


図 6.8 森林・地下水・土壌ストックの分布（推計値）

（2）都道府県別の生態系資産勘定

続いて、都道府県別の結果を図 6.9~6.11 に示す。まず、期首の森林ストックは北海道が極めて大きい値を示しており、全国の 18.9%を占める。その一方で、北海道では森林ストックの増減は負の値を示しており、林業が盛んに行われていることが伺える。宮崎県も同様に森林ストックの減少が著しい。前項で議論した他の調査との比較であるが、森林成長量について都道府県別に森林資源モニタリング調査および森林資源現況調査と比較したところ、図 6.12 のような関係が見られた。これより、本研究で用いた手法により森林成長の傾向を捉えられると言えよう。

期首の地下水ストックも森林と同様に北海道で大きな値が見られる。増減が大きな負の値を示している鹿児島は、他の地域と比べて取水量が多いという訳ではなく、大きな流出量の推計値によるものである。土壌の増減については、森林での土壌生成しか考慮していないためにすべての地域において

土壌流出量がそれを上回り、結果として負の値となっている。今後は風化作用などによる土壌生成量についても考慮する必要があるだろう。

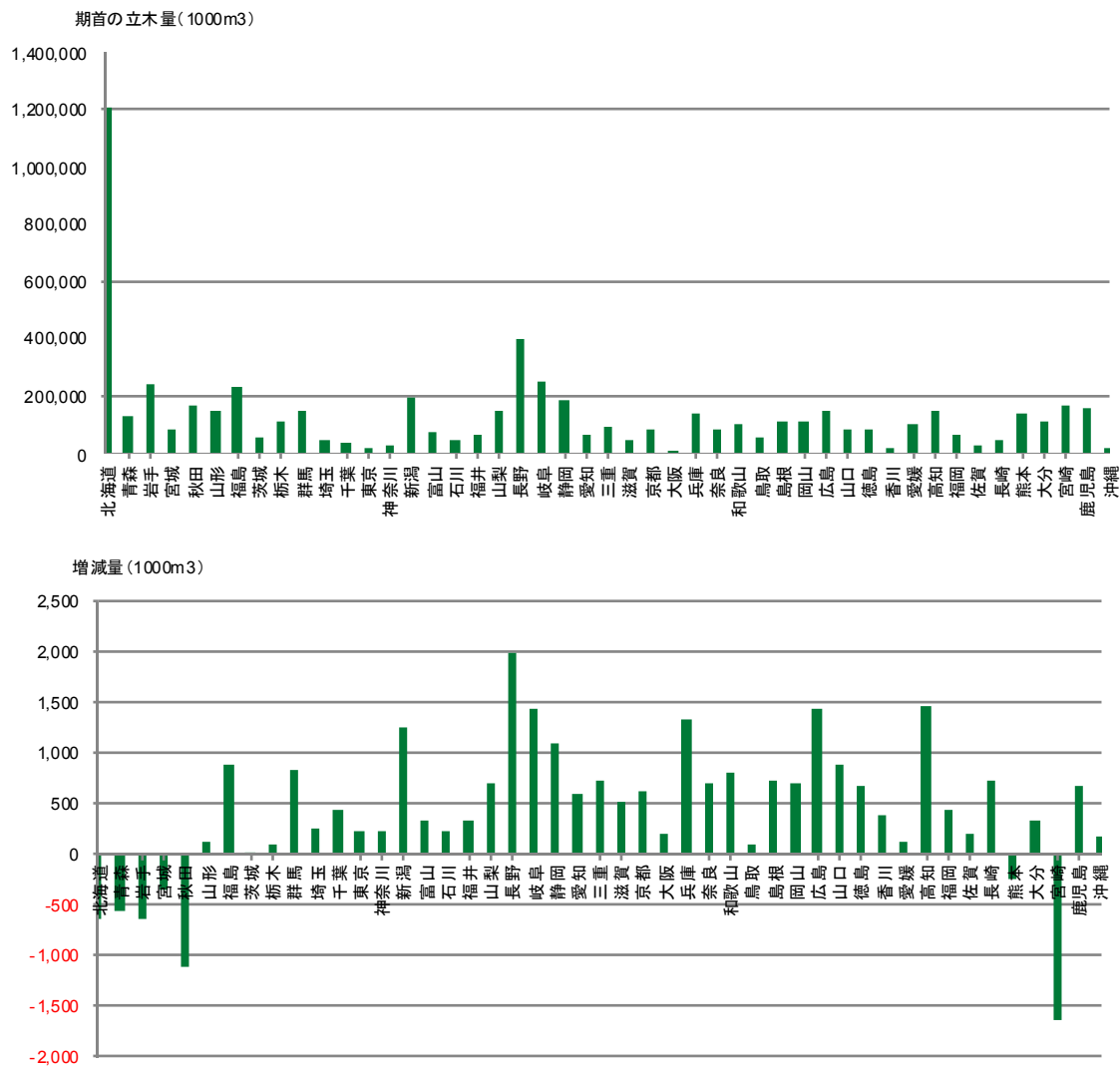


図 6.9 都道府県別の立木量および増減量（推計値）

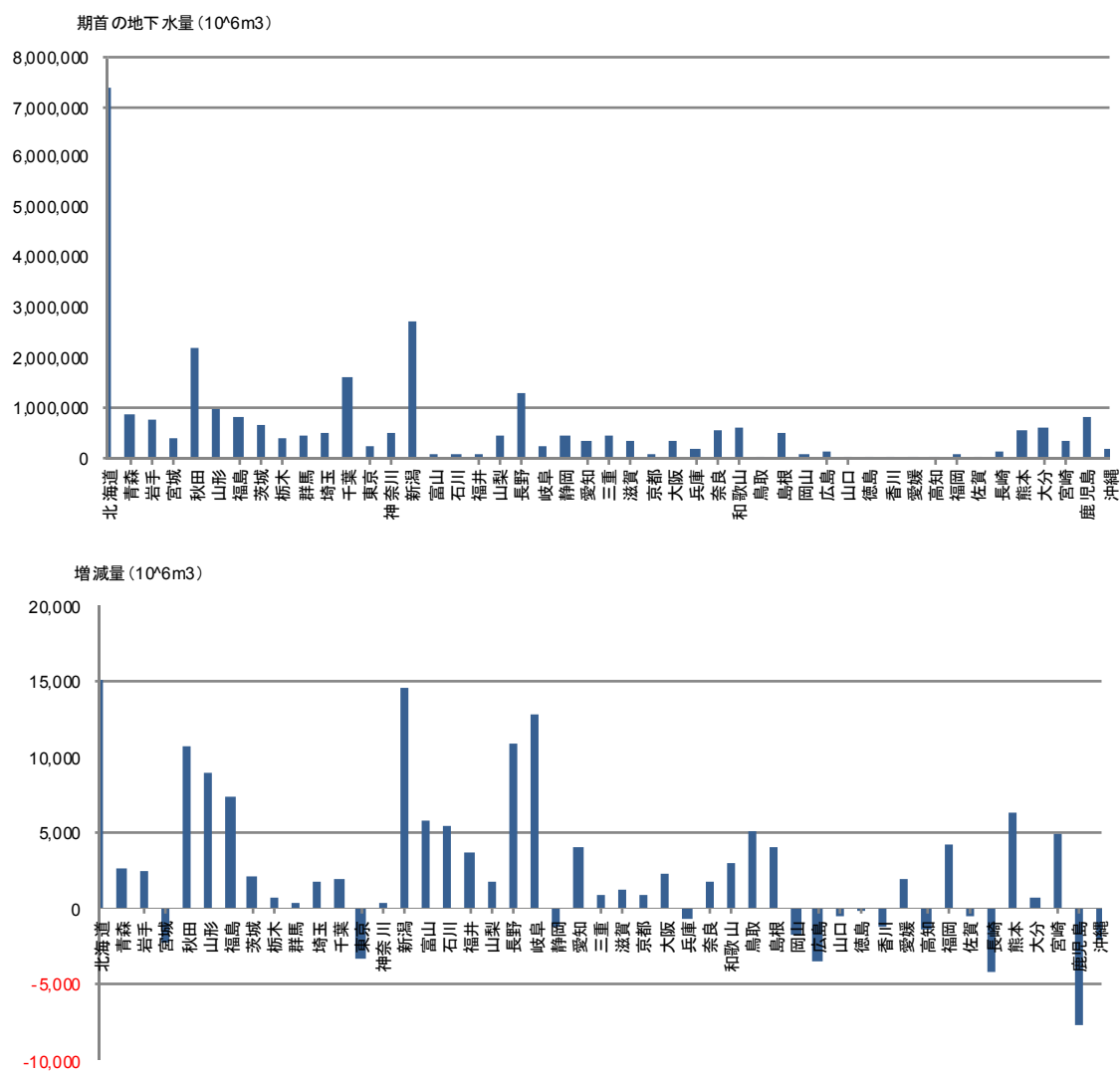


図 6.10 都道府県別の地下水量および増減量（推計値）

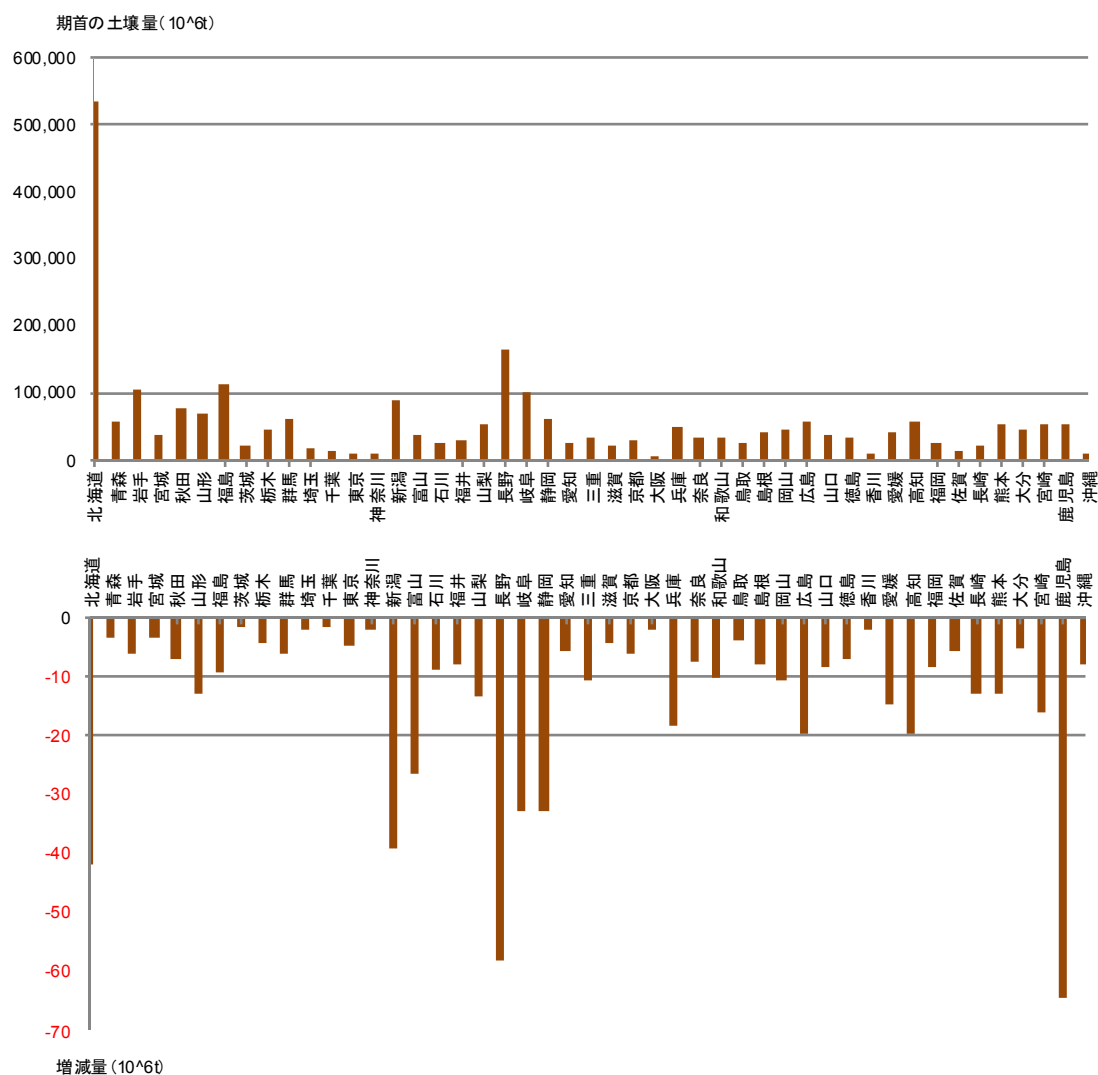


図 6.11 都道府県別の土壌量および増減量（推計値）

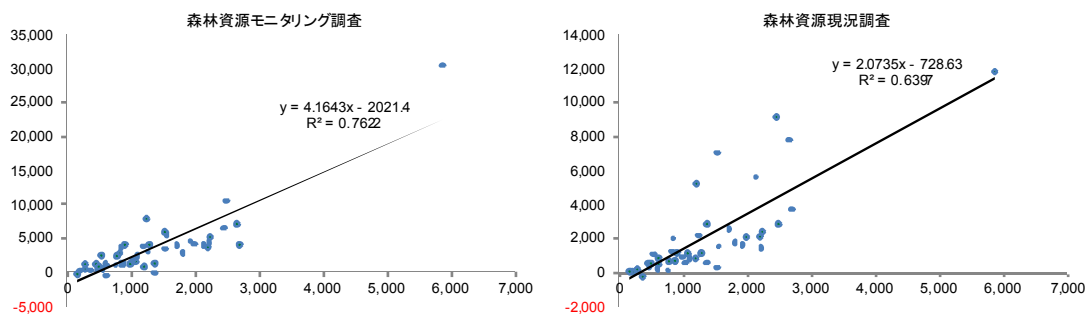


図 6.12 本研究の森林成長量と他の調査結果との比較

6.2.4. 考察－生態系サービスとデータの拡充

(1) 生態系サービス

以上の生態系資産の分析より、いくつかの生態系サービスを推定することができる。ここでは植生・

水・土に関連するものとして、炭素固定・水源涵養・土壌流出防止についてそれぞれ定量評価を行う。森林による炭素固定について、樹木の炭素固定量は成長量に依存することから、ここでは温室効果ガスインベントリオフィス（2013）の方法とパラメータを用いて、森林成長量から炭素固定量を推定する。水源涵養については上記で評価したものをそのまま採用し、土壌流出防止については上述の USLE を用いて、すべての森林が裸地に変化するという仮想の状況と比較し、その値を推計する。

これらの結果を図 6.13 に表す。また、土地利用タイプ毎に生態系サービス量をまとめたものを表 6.12 に示す。図表より、西日本のほうが比較的高い炭素固定量の値を示すこと、また常緑樹による固定量が落葉樹のそれを 35%ほど上回ることがわかる。一方、地下水涵養量については落葉樹のほうが常緑樹よりも大きな値を示し、太平洋沿岸部や北陸地方においてより高い値となる。都市においても涵養量が大きな要因としては、比較的高めに設定された浸透面積率や平野部に位置することによる緩やかな勾配が考えられる。土壌量出防止量は他の土地利用と比べて森林が大きな値を示しており、とりわけ勾配が急な中部地方において高い値となることから、傾斜地における森林の重要性が改めて認識される。

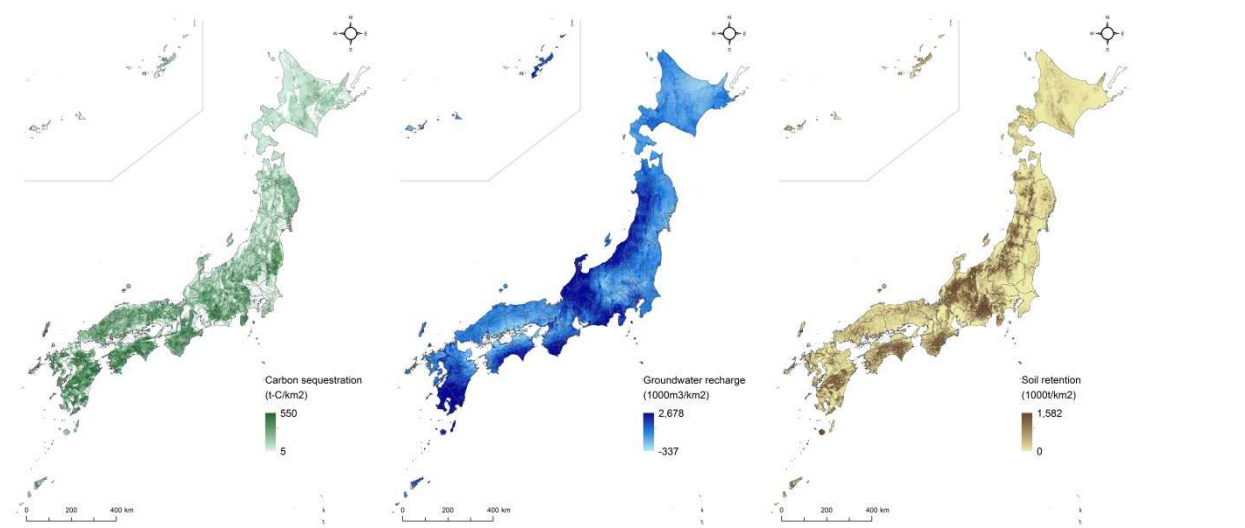


図 6.13 炭素固定・地下水涵養・土壌流出防止サービスの分布（推計値）

表 6.12 土地利用タイプ毎の生態系サービス量

土地利用	炭素固定量 (1000t・C)	地下水涵養量 (10 ⁶ m ³)	土壌流出防止量 (10 ⁶ t)
水域	—	3,359	—
都市	—	16,983	—
水田	—	9,912	165
畑	—	8,183	212
草地	—	24,051	941
落葉樹	9,031	101,681	13,866
常緑樹	12,286	75,172	10,796
裸地	—	8,629	—
合計	21,318	247,969	25,980

(2) データの拡充

本研究より、生態系勘定の開発のためには、統計や GIS データが未だ不十分であることが明らかにされた。これは推計という観点からも検証という観点からも言えることである。植生・水・土に

ついて、それぞれさらに必要なデータを述べる。まず、植生については各地の森林簿をとりまとめた

国家森林資源データベースを公開すべきである。これが活用できるならば、林齢を空間内挿する必要もなく、また地位を地形指標から推計する必要もなくなるため、分析の精度が上がると考えられる。さらに、伐採材積量や植林面積などについても統計のみならず、GIS データを整備することが空間土地計画の観点からは望ましい。

続いて水については、まず全国の河川や湖沼の水量の統計を整えるべきである。現在は一級河川や代表湖沼など限定的にしかデータがなく、地表水ストックの情報が完全には得られない。この情報があれば、本研究で用いた方法を用いて地表水の期首ストック、増減、期末ストックの分析が可能となる。ただし、そのためには取水などに関してさらに情報があることが望ましく、地下水や農業用水の取水点の GIS データが拡充されることが期待される。また、地下水についてはシミュレーション結果の検証が非常に困難であるが、一方で観測が難しく統計等の整備が容易ではないことから、様々な研究の蓄積が必要となるであろう。

土については土壌生成速度や各地の土壌深度、表層土壌の透水係数、土壌流出量など圧倒的にデータが不足している。土壌に関する情報は水資源の分析とも密接に関係することから、統計情報と GIS データともに今後より一層のデータの拡充が求められる。

最後に、本研究では 2010 年の土地利用図を用いたが、現在 2011 年の土地利用図は見当たらない。これでは 1 年後の変化の分析ができないのみならず、そもそも土地の勘定を作成することができない。生態系勘定の観点から最も急務な課題は、土地利用図を充実させることである。

6.3. 生態系サービスの評価

6.3.1 はじめに

本節では水質浄化サービスに焦点を当て、全国での物量と経済価値の評価を試みる。ここで水質浄化を選定する理由は、それが森林や水田などの生態系が果たす重要な役割のひとつであり、面源対策の重要性が相対的に上昇している現在においては、重要な環境的役割があると考えられるためである（国土交通省他、2006）。また、水質浄化に対する生態系サービスへの支払（Payment for Ecosystem Services: PES）や栄養塩排出に対するクレジット取引システムは海外諸国で既に導入されており（Stanton et al., 2010）、環境経済における政策的重要性も高いと想定される。なお、本分析では、水質浄化の対象として窒素のみを扱うこととする。水質の観点からはリン等も重要な要素であるが、地球システムの許容範囲を超えているレベルとしては窒素がより深刻であり（Rockström et al., 2009）、さらに評価手法上の課題として、流出のメカニズムが異なる水溶性の窒素と土壌吸着性のリンを同一のモデルで評価することは困難なためである。

このような窒素除去サービスの物量と経済価値による定量評価の先行研究としては、干潟による窒素の除去量を把握し、下水処理費用で代替評価した事例や（青山他、1996；鈴木他、1996）、除去量ではなく窒素濃度の低下を基に、農地における窒素除去の経済的価値を代替費用法により推定した事例がある（白谷他、2004）。しかし、これらは一部の地域や特定の土地利用形態における評価であり、先述のように全国の多様な生態系を対象として窒素除去サービスの物量と経済価値を評価した研究は今のところ見られない。このような研究が少ない理由としては、定量評価において地域や生態系の特徴を考慮することの重要性が考えられる。しかし、国家レベルでの生態系勘定を早急に作成していくという政策目標に鑑みるならば、本分析のように多少の単純化を許容しつつ、同一の手法により全国

を評価することには、一定の政策的意義が認められるであろう。

本研究では、多様な生態系による水質浄化サービスの物量と経済価値を同時に評価することが可能な Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs (InVEST) を用いて分析を行う (Conte et al., 2011)。このモデルは地理情報システム (GIS) に基づくものであり、地理範囲が限定される性格のものではないため、国家レベルでの応用も可能である。InVEST は、世界各地で生態系サービスの評価を目的として活用されているものの (Vigerstol and Aukema, 2011)、国内における活用事例は少なく、釧路湿原を対象とした炭素固定や木材生産の暫定評価事例が見られる程度である (庄山、2012)。それゆえ、本分析では InVEST を用いた全国的な窒素除去サービスの評価結果の妥当性についても検討を行う。

6.3.2 手法とデータ

InVEST は、米国スタンフォード大学や世界自然保護基金などが中心となり開発した生態系サービスの評価モデルである。窒素除去サービスの物量および経済価値を評価するにあたり、InVEST を用いることの大きな利点は、土地利用の変化による影響を分析可能なことであり、また、生態系サービスに対する需要を考慮できることである (Tallis et al., 2012)¹²⁹。前者は、現状と過去の比較や、将来的な政策による影響の評価に対して有用であり、後者は、過大評価の可能性を低減する役割を持つと考えられる。

その水質浄化機能の評価につき、InVEST は、流出水量の計算、栄養塩保持量の算出、経済価値の推定という段階的アプローチを採用している。まず、流出水量の計算では、降水量から蒸発散量と浸透量を引くことで地点毎の流出水量を求める¹³⁰。蒸発散量については、可能蒸発散量に土地利用や植生による蒸発散係数を乗じることで、浸透量については、土壌深度と根群深度の小さいほうに有効水分を乗じることで算定する。次に、土地利用毎の窒素流出原単位と流出水量を係数化したものを用いて、各地点からの窒素流出量を推定する。そして、標高差を基準として流路方向に流れた際の下流生態系による窒素除去量を、それぞれの除去率に応じて算定する。除去能力を超える部分はさらに下流へと流出し、河川や窪地、沿岸等で移動が終了した際に、水域での蓄積としてその量を記録する。最後に、この窒素除去量から水質の観点から許容される量を除いたものをサービス量とし、代替費用法を用いてその経済価値を評価する。

InVEST の制約はガイドラインに示されており、以下のような限界があるとされている (Tallis et al., 2011, pp. 268)。

- 水量および水質について年間平均値を採用している。
- 人工的な排水溝等を考慮していない。

¹²⁹ 生態系サービスに対する需要について、窒素除去サービスの評価に則して述べるならば、たとえば、高い水質基準を満たす流水をさらに浄化したところで、それは人々に便益をもたらさないため、水質基準の観点から許容される量の窒素除去についてはサービスと見なさないということである。

¹³⁰ InVEST では、この計算時に Zhang 係数というものを乗じて、降水の季節性を表現しようとしている (Tallis et al., 2011, pp. 249)。係数は 1 から 10 の範囲で表され、冬季に降水が多い場合は 10、夏季に多いもしくは一年を通して平均的な場合は 1 に近い値を採るものとされ、温帯地方ではこの係数を 9 とすることが InVEST のガイドラインに記載されている (Tallis et al., 2011, pp. 265)。

- 面源汚染のみの評価である。
- 下水処理の費用曲線について一定を想定している。

これらに加え、InVEST の水質浄化モデルでは地下水涵養や森林の窒素飽和を考慮しておらず、窒素除去量を過大評価する可能性がある。このように本モデルには一定の限界があることには留意が必要である。

用いる GIS データについては基本的に国土数値情報より取得する。降水量は平年値メッシュを利用し、可能蒸発散量は平年値メッシュの気温データより、Tallis et al. (2011, pp. 261) に示されているハモン式を用いて推定した。蒸発散係数については、Scurlock et al. (2001) の葉面積指数の平均値を基に、土地利用分類毎に Tallis et al. (2011, pp. 263) の式を用いて計算した (表 6.1)。その土地利用分類は、2009 年の土地利用細分メッシュを利用し、分析の目的に照らして、建物用地、道路、鉄道、その他の用地を都市として、海浜と海水域を沿岸としてひとつに統合するとともに、国土数値情報の湖沼データを用いて水域を河川と湖沼に分離した。流域図については、同じく国土数値情報の流域メッシュにおける水系を用いた。浸透量の計算に必要な土壌深度および土壌有効水分については、どちらも土地分類調査における表層土壌地図による土壌分類毎に、前者については World Soil Information の Global Soil Profile Data を、後者については国際応用システム分析研究所と食糧農業機関の Global Agro-Ecological Zones 2000 を参照して数値を設定した。また、根群深度については、Canadell et al. (1996) より、属を基準として一年草や広葉樹などに分類し、本稿の土地利用分類毎に表 6.1 のように定めた。

窒素流出原単位については、施肥量・負荷量および窒素吸収量、そして降雨からの沈着量を考慮して設定した。まず、農林水産省 (2009) より作物毎に値を取得し、尾和 (1996) より収穫残渣の窒素吸収量を補完した。さらに畑作地では、該当する作物について、2009 年の作物統計より作付面積を用いて加重平均した。ここでは、都道府県毎の作付面積を用いているため、施肥量および吸収量に表 6.1 のような幅が生じている。ゴルフ場における施肥量および吸収量については、國松・須戸 (1990) の値を用い、森林および荒地の窒素吸収量については、山下・伊藤 (2009) の値を用いた。森林については、針葉樹と広葉樹の平均吸収量を、2005 年の林業センサスの針葉樹と広葉樹の都道府県毎の面積割合で加重平均したため、畑作地同様に幅が生じている。河川、湖沼、沿岸の吸収量については、Seitzinger (1988, pp. 706) より、上限値や下限値が示されているものはそれぞれを含めて、生態系毎に中央値を求めた。さらに全国に内挿した降雨からの沈着量の土地利用分類毎の平均値を求め、それを施肥量・負荷量に加えた後、その合計値を土地利用分類毎の吸収量と比較して、最終的に前者が後者を上回る場合のみ流出原単位を定めた。窒素除去率については、Tallis et al. (2011, pp. 273) や InVEST のサンプルデータを基に表 6.13 のように設定した。

表 6.13 流出水および窒素に係る土地利用分類毎のパラメータ

土地利用	蒸発散係数 *1	根群深度*2 (m)	施肥量 (kg/ha/ 年)	吸収量 (kg/ha/ 年)	窒素流出 原単位 (kg/ha/ 年)	除去率*3 (%)
水田	1.000	3.055	82	93	0	25
畑作地	1.000	3.055	155~490	90~236	72~264	26~42

森林	1.000	5.890～ 7.883	-	16～24	0	76
荒地	0.570	2.610	-	2	4	5
都市	0.001	0.001	-	0	8	0
ゴルフ場	0.570	2.610	41	28	21	40
河川	1.000	0.001	-	231	0	5
湖沼	1.000	0.001	-	56	0	5
沿岸	1.000	0.001	-	43	0	5

注 1) Scurlock et al. (2001) のバイオームと本稿での土地利用が必ずしも一致しないため、水田、河川、湖沼、沿岸については湿地の値を、荒地、ゴルフ場については草地の値を用いた。また、都市については、Tallis et al. (2011) よりこの値を当てはめた。

注 2) Canadell et al. (1996) のデータを広葉樹、針葉樹、一年草、多年草に大きく分類し、水田と畑作地は一年草の、荒地とゴルフ場は多年草の値を用い、森林は後述の針広別面積の割合に応じて都道府県毎に設定した。また、都市部や水域は、Tallis et al. (2011) よりこの値を当てはめた。

注 3) 畑作物につき、野菜の値を 25%、果樹の値を 45%として、作付面積の加重平均により都道府県毎に求めた。また、森林にはサンプルデータにおける森林関連の平均値を、ゴルフ場には芝地の値を採用した。都市については、Tallis et al. (2011, pp. 273) より 0 とした。

経済価値評価では、上述のように窒素流出の許容量を差し引いて計算する。日本では、河川や地下水に窒素の水質基準はないが、一方で湖沼では 0.3mg/L という富栄養化限界があるとされる（楠田、1994、89 頁）。本稿では、河川や地下水から湖沼に流出しても許容される窒素濃度であればサービスとはみなさないこととし、すべての水資源について 0.3mg/L までの窒素濃度を許容量とする。また、代替財として、本稿では河川の直接浄化などに利用されており、高度処理も可能なオキシデーションディッチ法による処理施設を採用する（国際建設技術協会、200）。ここでは、窒素除去サービス量相当を同施設で代替的に処理することを想定し、それに必要な施設の建設費、維持管理費および用地費を算定する。目安となる流入水質や除去率、最大処理水量、建設費、維持管理費、用地面積は、流域別下水道整備総合計画制度設計会議（2008、114 頁・244 頁）に示されている。この高度処理オキシデーションディッチ法では、30～40mg/L の流入水質に対し、85%の窒素除去率を持ち、高度処理ではひとつの施設で最大 10,000m³/日の水量を処理することができる。仮に、流入水質を 35mg/L とすると、ひとつの施設における年間最大窒素処理量は 127.8t となる。ただし、処理施設の建設費と維持管理費、用地面積は日処理水量に依存するため、本稿では、サービス量から流入水質が 35 mg/L となる水処理量を逆算し、日最大処理水量を求めた上で、二次処理施設と高度処理施設の合計値をそれぞれ採用する。代替費用の評価には、日本下水道協会（2006、30 頁）の現在価値化費用を用い、設備の耐用年数を 50 年、社会的割引率を 4%として、耐用年数相当期間の総費用を計算した後、年間単純平均値を求める。用地費については、国土数値情報より 2009 年の全国地価公示点を取得し、これを GIS で全国に内挿した上で、流域毎の平均値を算定した。なお、InVEST では、窒素除去量あたりの単価を基に、耐用年数と割引率を用いて現在価値を計算するが、この窒素除去量あたりの単価というものが極めて得難いために、上述のような手法とデータを用いている。そのため、ここでは InVEST ではなく表計算ソフトにより計算を行う。

6.3.3 窒素除去サービスの物量および経済価値の評価結果

降水量から蒸発散量を差し引いた水資源量は、本分析から約 4,453 億m³/年と推定された。国土交通省によれば、日本の水資源量は 4,235 億 m³/年とされるので、5.2%ほど高い値を示したことにな

る。また、流出水量の分布を見ると、北陸地方および関東地方から九州地方の太平洋側において多いことがわかる（図 6.14）。

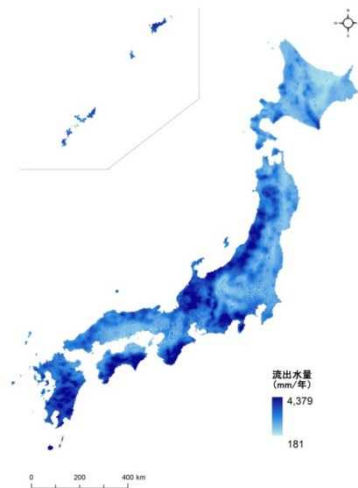


図 6.14 全国の流出水量

この推計値を用いて、次に窒素除去量を評価した。その結果、全国計での窒素流出量約 36 万 8,274t に対し、窒素除去のサービス量は約 17 万 9,557t、除去されないまま水域に蓄積している量は約 15 万 2,195t と推計された。サービス量は許容量を差し引いた値であり、本結果では、全国の総窒素流出量の半分以上が生態系により除去された計算となる。それぞれの土地利用における窒素除去量、および除去されないまま水域に蓄積されている量を表 6.14 にまとめた。除去量合計としては面積の大きい森林が最大となるが、面積平均では畑作地が大きな値を示す。これは地理的要因によるものと考えられ、森林にはあまり窒素が流入しない一方、畑作地には平均して多くの窒素が流入するため、除去率が森林より小さくても畑作地の除去量が大きくなるものと推測される。もちろんこれは畑作地における流入窒素に対する除去率を表 6.13 のように設定した場合のシミュレーション結果であり、果たして本当に畑作地が流入窒素の除去を行うかについては改めて検討が必要である。また、図 6.15 に各流域における窒素除去のサービス量と面積平均でのサービス量を示した。窒素除去サービス量は利根川流域や十勝川流域、石狩川流域において特に大きな値を示しているが、面積で平均化すると、他の流域でも同様に生態系による窒素除去が重要であることがわかる。

表 6.14 各土地利用における除去量および未除去量

土地利用	面積*1 (ha)	除去量 (t)	平均 除去量 (kg/ha)	未除去量*2 (t)	平均 未除去量 (kg/ha)
水田	3,152,400	22,588	7.2	0	0.0
畑作地	2,549,100	55,590	21.8	136,679	53.6
森林	24,550,600	70,836	2.9	0	0.0
荒地	705,600	4,012	5.7	789	1.1
都市	2,806,000	21,530	7.7	13,791	4.9
ゴルフ場	142,200	1,065	7.5	935	6.6

河川	549,100	3,173	5.8	0	0.0	*1) 国土数 値情報の流 域図に包含 されていな い地域は除
湖沼	260,400	743	2.9	0	0.0	
沿岸	5,200	20	3.8	0	0.0	
計	34,720,600	179,557	-	152,194	-	

外され、また 1km メッシュ毎に表したものの合計値であるため、国土の統計情報等とは必ずしも一致しない。これは、飽くまでも評価対象の面積を表したものである。

*2) 各土地利用から流出した窒素が除去されずに水域に蓄積されている量。森林や河川ではそもそも窒素の流出がないことからこの値は 0 となる。

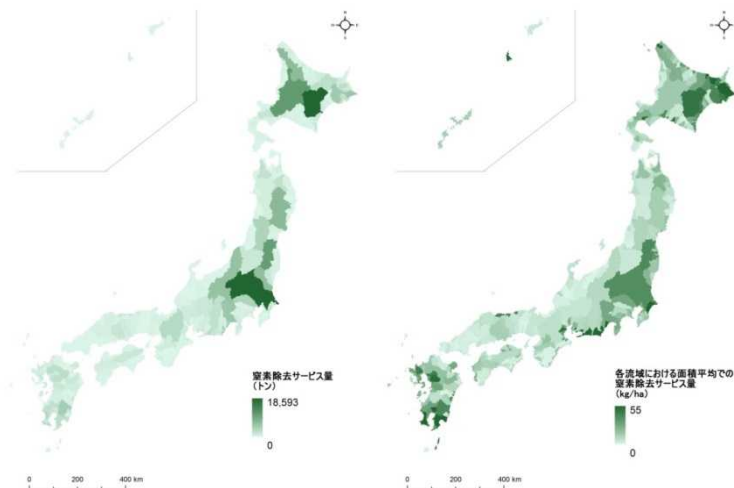


図 6.15 全国の流域別窒素除去サービス量

これらのモデル分析結果の妥当性を検討する目的で、ここではモデルによる窒素蓄積の推定量を水質の観測値から推定される窒素含有量と流域毎に照らし合わせた。後者の求め方として、まず、環境数値データベースより窒素含有率の年間平均値を取得し、2000 年から 2009 年まで平均化した。次に、このうち本分析の流域図と重なる 265 流域 4,411 地点のデータを、GIS で作成した各地点の累積流量に基づいて流域毎に加重平均し、この値を本分析の結果である水資源量の推計値と掛け合わせて、流域毎に窒素含有量を計算した。その結果、重決定係数 R^2 は 0.301 と示された（図 6.16）。窒素含有量の実測値というものが得難いために、このような方法にて妥当性を検討しているが、この結果を見る限り、モデルによる分析と水質の観測値を用いた推定窒素含有量との間には一定の整合性があると考えられるであろう。

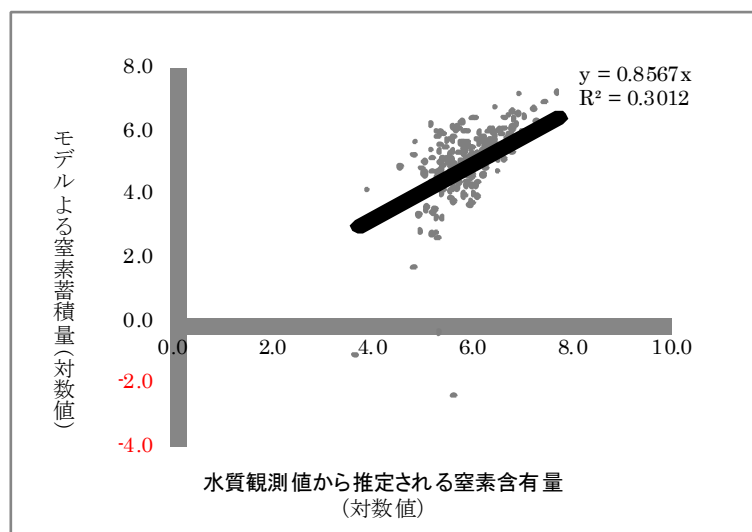


図 6.16 モデルによる窒素蓄積量と水質の観測値から推定される窒素含有量の比較

本モデルによる窒素除去サービス量の分析結果を踏まえ、上述の手法によりその経済価値を評価した。サービス量 17 万 9,569t に対して、全国での合計処理水量は約 51 億 3,055 万 m³、必要施設数は 1,591 となり、総用地面積は 2,790ha、総費用（経済価値）は約 2,014 億円／年と推計された。流域別には、利根川流域において約 203 億円／年と最も大きい値が示されたが、窒素除去サービス量と同様に流域毎の面積で平均化すると、他の流域でも高い値が検出された。

このような本稿における価値評価の限界を認めつつ、この経済価値評価を他の研究事例と比較してみたい。まず、日本全国における水質浄化の経済価値を評価した事例として、林野庁（2000）がある。この分析では、森林のみを対象としつつ、流域貯留量に雨水利用施設の減価償却費及び維持費を乗じることによって、その経済価値を 12 兆 8,100 億円／年と推計している。代替費用法を用いている点については本稿と同じであるが、この値は本稿と比較して著しく大きく、また、後述する TEEB と比較しても大きな差が見られる。その理由として、すべての森林が雨水利用施設と同程度の水質浄化機能を常に果たしているという前提により、水質浄化の物量を過大評価している可能性が考えられる。その TEEB では、各生態系における水質浄化の経済価値について、それぞれ 10 以下の評価事例を基に最低と最高の値を示している（TEEB, 2010, pp. 381-394）。手法も対象地域も様々であり、サンプル数も少ないために限界はあるが、敢えてこの両方の値を表 6.14 の各窒素除去源の面積に乘じるならば¹³¹、その合計値は 392 億円～2 兆 290 億円／年となる。このように値の範囲が大きくなる理由は、内陸湿地の値が 4,000 円～42 万 8,000 円／ha／年と幅があり、かつそれに乗じる水田の面積が約 321 万 ha と大きな値をとるためである。そのため、水田を除いた場合には、その合計値は 266 億円～6,798 億円／年となる。いずれにせよ、本稿における 2,014 億円／年という値はこれらの範囲に収まるものであり、窒素除去費用のみを代替費用法で求めていることによる過小評価の可能性はあるにしても、この値には他の研究事例との一定の整合性が認められるであろう。

さらに、経済価値の算定に用いた各パラメータの影響度を検討する目的で、感度分析を実施した。

¹³¹ 水田には内陸湿地の値を、森林には温帯林・寒帯林、荒地には草原、河川と湖沼には河川・湖沼、そして沿岸には沿岸湿地の値を採用し、単純化のために 1 米ドル 100 円とする。

ここでは決定論的に値を定めた流入水質 35mg/L、耐用年数 50 年、割引率 4%のそれぞれについて、個別にその値を-30%から+30%まで 10%単位で増減させ、そのときの全国での窒素除去サービスの経済価値の変化を分析した。図 6.17 のスパイダーチャートより、流入水質や耐用年数の影響が大きいことがわかる一方、割引率の影響は比較的小さいことが読み取れる。流入水質が大きいほど処理費用が小さくなることから、高い流入水質を観測しやすい下流域に処理施設を建設できる流域では、窒素除去サービスの経済価値も相対的に小さくなる可能性があることが示唆される。一方で、都市や住宅地が発達した下流域においては用地費が高くなる可能性もあり、用地費を流域で平均化した本稿では、下流域での処理施設の建設による経済価値への影響を一概に判断することはできない。しかし、この感度分析からは、代替費用法による価値評価は代替財の規模や場所による影響を強く受けるということが改めて示されたと言える。

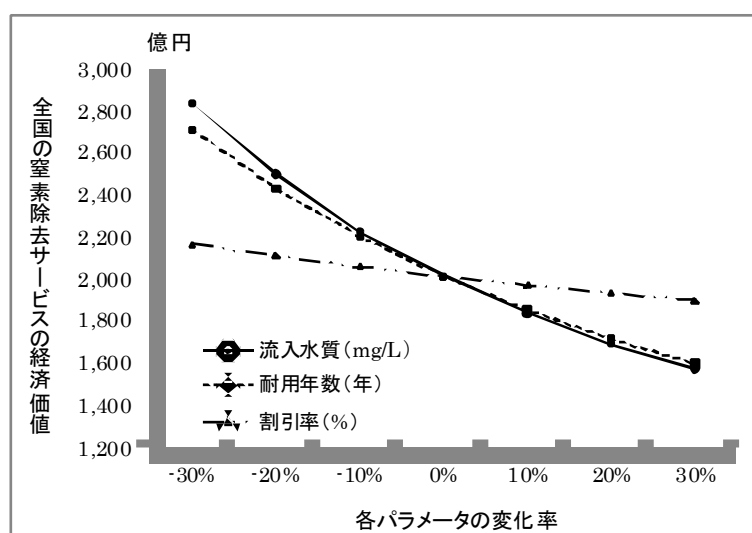


図 6.17 経済価値の算定に用いたパラメータに関する感度分析

また、本分析の代替費用法では窒素除去費用を価値の算出根拠としており、その便益は窒素除去への支払いを回避できる窒素流出者のそれのみを表すもので、下流域に住む人々の健康やアメニティに対する水質改善の便益を示したものではない。そのため、窒素除去というサービスによる経済価値を過小評価している可能性もある。さらに、本分析では窒素除去サービスが少しでもある流域においては最低ひとつの施設を建設することを想定しているが、このために小流域においては単位窒素除去量あたりの費用が極めて高くなる場合が見られ、全体で 966 円/kg から 12 万 121 円/kg までかなり大きな幅が生じた。小流域における代替費用法の適用については再度検討する必要があるであろう。

6.3.4. 生態系サービスを反映した勘定の検討

EC et al. (2013, pp. 34-35) に示されている実験的生態系勘定の物量フローおよび生態系の状態の表に、以上の分析結果を当てはめてみた (表 6.15)。このレベルであれば、現在の分析でも十分に情報を提供できることがわかる。また、この手法ではセル毎に窒素の流出量、除去量、未除去量が判別できるため、たとえばある土地利用による窒素流出をどの土地が除去しているか知りたいときには、他の土地利用の窒素流出を制御することで分析が可能となる。このように考えれば、窒素除去サービ

スの提供者と利用者を土地単位で特定することができるため、生態系サービスへの支払（Payment for Ecosystem Services: PES）などの政策を導入する際に、支払枠組などの制度設計に貢献できるものと思われる。

しかし、課題もちろんあり、本分析では降雨からの窒素の沈着も含めて、その土地で吸収できない場合を流出としているが、降雨中の窒素は必ずしもその土地に由来するものではなく、主に都市部などから排出されたものが拡散したものであるため、たとえば農村の水田や畑作地にこれらを付加することは公平ではないかもしれない。また、流域で設定された一様の許容量について、これを各土地が流出してよい権利とみなすか、各土地が行う必要のないサービスと捉えるかにより、除去サービス量は影響を受け、たとえば複数の土地からの窒素を除去する森林があるとした場合、前者では除去量からそれら複数の土地の流出権利分を差し引くことになり、後者では除去量から許容量を一度だけ差し引くことになるため、サービスの提供者と利用者のどちらにより優位な条件を与えるかという点を明確にしておく必要がある。

本分析による検討事項以外にも生態系勘定には課題がある。現在示されている実験的生態系勘定では、生態系自体をひとつのセクターとするオプションと、生態系サービスは林業などのいずれかのセクターが提供しているとするオプションがある。それぞれの利点・欠点については、EC et al. (2013) に記載されているが、国内における課題と関連させるならば、不明確な林籍の問題がある。前者であれば土地所有者に関わらず生態系サービスを勘定に記載することができるが、後者の場合はその所有者が林業セクターなのか公的機関なのかにより記載する場所が異なるため、林籍が明確でないと勘定を作成することができない。一方、前者では生態系セクターと農林業セクターとの区分が明確でなく、人間の手により生態系サービスが向上する可能性のある里山などをどちらに分類すべきかについては熟慮を要するであろう。

以上のように、生態系勘定の作成に関する課題は、その枠組からサービス量の推定、経済価値の評価まで多岐に亘る。今後も引き続き、生態系勘定の作成を検討していきたい。

表 6.15 実験的生態系勘定に則した生態系サービスおよび生態系資本の勘定

土地利用	生態系サービス		生態系資本	
	窒素除去量 (t/年)	面積 (ha)	植生	水
			葉面積指数*1	流出水量 (億 m ³)
水田	22,588	3,152,400	6.34	339
畑作地	55,590	2,549,100	3.62	219
森林	70,836	24,550,600	4.34	3,254
荒地	4,012	705,600	1.71	95
都市	21,530	2,806,000	-	442
ゴルフ場	1,065	142,200	1.71	18
河川	3,173	549,100	-	58
湖沼	743	260,400	-	27
沿岸	20	5,200	-	0
計	179,557	34,720,600	-	4,453

注 1) Scurlock et al. (2001) のバイオームと本稿での土地利用が必ずしも一致しないため、水田については湿地の値を、荒地、ゴルフ場については草地の値を用いた。また、森林については温帯と寒帯の平均値を用いている。

【結論】

7. 統合指標の政策的意義

7.1 本研究の成果と政策的意義

持続可能な開発という国際的な目標の達成に向け、その進捗を測定するためにも、環境・経済・社会を統合的に評価する指標の構築は急務の課題である。持続可能な開発は、「将来世代がそのニーズを充足する能力を損なうことなく、現世代のニーズを充たす開発である」と定義されることが多いが、第1章で議論したように、ここでは世代内の衡平と世代間の衡平の双方を勘案する必要がある。また、持続可能性というものの対象を環境や生態系などの生存基盤とするか、我々人類の厚生水準とするかにより、その意味合いは大きく異なるが、前者を踏まえた上で後者を実現することが重要である。しかし、このような点をすべて反映した指標は、生存基盤に関する科学的情報の不足やデータの欠如などから今すぐに構築することは困難であり、また、生存基盤の持続可能性と厚生水準の持続可能性を統合した形で指標化することについては一定の疑問が残る。

このような限界を認識しつつ、それでもやはり国内における環境・経済・社会の状態を体系的に把握することの重要性は大きい。これを評価するアプローチとしては大きく分けて2つ、単一指標に他の指標を統合させていく方法と、複数の指標群を用いて包括的に捉える方法がある。どちらのアプローチにもそれぞれ利点と欠点があると思われるが、後者は兎角対象を拡大しがちであり、仮にすべてデータを集めることができたとしても、結局は個々の指標をそれぞれに判断するため、結局は統計情報の集合という枠を超えない可能性がある。このように考えるならば、やはりひとつの統合的指標を開発していくことが、新たな知見を提供することに繋がると言えるであろう。

そこで本研究では、まず、ひとつの統合的指標 GS の拡張である IWI について、これをさらに精緻化するための分析を実施した。従来の持続可能性指標は、固定資本減耗を差し引いた正味の人工資本形成に、教育に対する支出を一種の投資とみなして人的資本形成として追加する一方で、特定種類の自然資本の減耗および汚染による被害の影響を自然資本減耗として差し引いて計測される。このような指標を精緻化するための論点として、測定対象となる資本および要因の選定と拡大は重要な課題である。これに対し、本研究では、制度やガバナンス等の社会資本とも関連するであろう技術進歩や効率性変化について全要素生産性の推定方法の見直すとともに、キャピタル・アプローチに基づいて漁業資源や土地利用など評価対象とする資本を拡張した。また、たとえば従来の森林資本については供給サービス以外の価値が反映されていないなどの課題があり、このような評価方法を改善していくことも重要な点である。本研究では、外部性の大きい森林資源の非市場的価値の重要性に着目し、既存の環境経済評価研究の結果と便益移転を応用して、非市場的価値を含めたシャドウ・プライスを再推定した。これより、持続可能性に関する統合的指標は、その評価精度や評価対象などの観点から、進歩的に精緻化されたものと考えられる。

本研究では、また、BLI という包括的な指標の統合化にも取り組んだ。資本や生産基盤などのインプットに力点を置くものが IWI とすれば、BLI は所得や主観的幸福などのアウトプットにより焦点を当てていると考えられ、双方は異なる思想に基づいて構築されていると言える。そのため、本研究において両者を共に検討することは重要な意義がある。そもそも BLI 自体は指標群の形式であり、評価する個人がそれぞれの指標の重みづけを決定できるように構成されているが、上述のようにそれらの

統合化はひとつの重要な課題である。

そこで、本研究では BLI の各指標の統合化を検討した。まず、BLI 指標群を確率的データ包絡法という手法を応用してひとつの統合指数にまとめ、各国の人々の生活環境の包括的比較を実施した結果、評価対象 36 か国の間に完全な順序をつけることができた。これより、所得や雇用、環境や安全など人々の生活に関わる様々な要素を反映しつつ、単一の形で各国の比較評価をすることが可能となる。上述の IWI の拡充版とともに用いるならば、多角的な視点から各国の状況を把握することができるであろう。さらに、本研究では生活環境の様々な側面を捉えているヘッドライン指標と幸福度をあわせて各国の幸福度の違いの要因分解した。その結果、雇用と健康という 2 つの条件の違いが、各国の幸福度の差異に最も大きい影響を及ぼしていることが判明した。これは極めて重要な点であり、今後、世界的により良い暮らしというものを考えていく際には、雇用と健康という視点を外してはならないとすることができる。さらに、世界銀行の調整純貯蓄も集計して持続可能な厚生を捉えられる指標を考案し、これらの指標群に反映して分析した結果、統合指標が大きく変化する国々も存在したことから、持続可能性も幸福度の重要な要素となると言える。

このような各国比較を可能とする統合化とその要因分析に加え、我が国の実情に即した形での幸福度指標についても検討した。ここでは、上記と同様に BLI に着目しつつ、その指標案を日本に適用できる形に改良し、全国レベルでのアンケート調査を実施して個々人の生活の諸側面における金銭的価値を評価した。この分析により、住居やワーク・ライフ・バランスなど指標毎にそれぞれの単位変化に対する金銭価値が明らかとなり、各指標の相対的な重要度を比較することができた。このような指標比較手法は、環境計画等においてどの指標をより重視すべきかという検討を行う際に非常に重要になると考えられる。また、ここでは環境の質についても分析をしており、普段から緑と触れ合う機会が多いほど、緑に関する知識があるほど、自宅周辺の緑の質が高いほど、緑に対して抱く金銭価値は高く、一方で緑は生活満足度や精神的健康指標に強く影響するという結果も得られている。緑という指標を向上させることで、人々の福利にも貢献できることが示されたと言えよう。

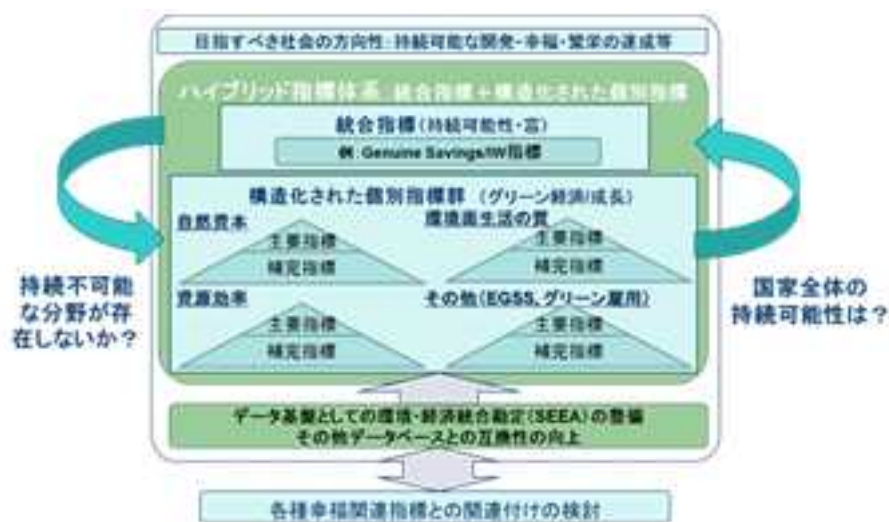
以上のように、現状においても統合的指標は構築されつつあるが、課題は残る。とりわけ、自然資本の移転や生態系サービスの状況は、国ベースでの持続可能性指標や幸福度指標において必ずしも捉えられておらず、これらの分析を進めることは指標開発において重要な意義を持つ。本研究では、国際貿易に体化した環境負荷の計測、そして生態系資産や生態系サービスの計測の問題を取り上げ、今後さらに統合的指標を拡張していくための分析を実施した。

国際貿易を踏まえた指標についての議論では、CO₂ 排出や資源消費の責任が主な争点となる。本研究では、まず、消費ベース指標と生産ベース指標の定義と類型について論じ、それらを区別して考えることの意義や含意について総論的に検討した。また、水資源を一例として取り上げ、バーチャル・ウォーター貿易は各国の水賦存状況を反映した動きをしていることや、将来の調和の取れた包摂的な成長という条件の下で水資源の地理的な需給不均衡を緩和させることができる可能性について議論した。これより、水資源などの世界的かつ地方的な資源に関する持続可能性を検討する際には、貿易に係る資源の移転についても指標に反映させていく必要があることが指摘される。

生態系資産や生態系サービスの計測については現在、生態系勘定という形で国家勘定に反映させる取組が進められている。生態系勘定では、生態系資産・生態系サービスについてそれぞれ物量と経済価値を評価し、国家勘定における重要性を可視化することが目標とされ、英国やカナダ、オーストラリアにおいて試行が進められている。本研究でもこれに倣い、日本を対象として、植生や水、土に係

る資産の推計とともに、炭素固定や水質浄化などの調整サービスについて全国レベルでの評価を実施した。この分析からは生態系勘定を構築する上での様々な課題を認識し、とりわけ生態系に関する統計データや空間情報の必要性を改めて強調することができた。その一方で、GISを用いて土地利用毎にでも生態系サービスの供給量を評価できたことから、今後の生態系勘定作成の可能性を示したと言える。

以上の議論を踏まえ、本研究では今後の指標開発についてひとつの理想的な形を提案した(図7.1)。ここでは、ハイブリッドな指標体系として統合指標と構造化された指標群の双方を用いることで、各指標間のシナジーやトレードオフを踏まえた持続可能性を評価するとともに、たとえば水や食料などの個別課題におけるそれぞれの持続可能性の評価が可能であり、さらに両者を用いることで補完的に政策を評価できると考える。この指標体系を構築するためには今後、目指すべき社会の方向性の合意形成や国民にわかりやすい政策・指標のさらなる構造化、主要指標の設定や指標群の階層化、各種データの整備と互換性の確保などの取組を進めていかなければならない。



出典) 著者ら作成

図 7.1 (図 1.18 の再掲) 本議論を反映させた場合の指標体系試案

7.2. 第4次環境基本計画における総合的環境指標の課題への貢献

中央環境審議会の総合政策部会で示された「第四次環境基本計画における総合的環境指標について」(平成24年1月25日配布資料)では、総合的な指標について今後の課題を列記している。本研究において進めている調査・分析からはこれらの課題に対し表7.1のように貢献することができたと考えられる。一方、今後の検討課題として残されたものも併せて指摘しておく。

表 7.1 総合的環境指標の課題への貢献と今後の検討課題

総合的指標に関する 今後の課題	本研究からの貢献	今後の検討課題
--------------------	----------	---------

持続可能な社会に係る指標開発	統合指標（複数分野を横断的に測り、端的に環境の状況を把握）	環境・経済・社会を金銭価値で統合的に評価するジェニユイン・セービングや包括的富指標（IWI）を拡張する一方で、生活満足度や治安などさらに広範な指標を持つより良い生活指標（BLI）の統合化を図り、2つの統合的指標の可能性を示した。	これまでの研究では環境基本計画に示されている86の指標を統合的に扱うわけではないことから、当該目的のためにはさらに適切な統合的指標を検討していく必要がある。
	従来のGDPなどの経済的指標で測ることができない発展的な指標	本研究では生活満足度アプローチ（LSA）という手法を用いて、環境指標による所得や生活満足度への効果を分析し、様々な指標に対する本手法の応用可能性を示した。	左記の手法以外についてもその応用可能性を検討する必要。
	快適性や安全性を測る指標	快適性を測る指標として一人あたり床面積、安全性を測る指標として刑法犯認知件数を挙げ、それらに対する統計を集めるのみならず、それぞれ金銭価値や満足度でも評価した。	左記に示した指標が快適性や安全性を最もよく表す指標であるかという点については議論が必要。
	国内の消費活動による環境負荷を把握する指標（国際物流を考慮し国外への環境負荷を把握）	消費ベース指標と生産ベース指標を定義・整理するとともに、水資源利用を例とした消費ベースでの指標を考察した。	エコロジカル・フットプリントなどの指標についても検討することが可能である。また、海外での生産に伴う現地での大気汚染や水質汚濁について分析するとともに、資源の採取地を特定し、資源消費による生態系サービスへの負の影響を評価することが重要。
	自然資本に係る指標（生物多様性と各分野のつながり、環境容量を把握）	包括的資本における自然資本に関し、漁業資源の価値の再計算や土地利用という指標の追加を実施している。また、公園面積や緑被率に対する金銭的な価値を評価した。さらに、生態系資産の物量を評価するとともに、窒素除去という調整サービスに焦点を当て、その物量と経済価値を分析した。	生物多様性による正の影響（花粉媒介・生物学的コントロール・観光・保険など）についての分析が必要。また、プラネタリー・バウンダリなどの環境容量に係る指標についても検討することが必要。さらに、環境指標ではとりわけ生態系サービスが適切に捉えられていないため、今後このような指標を追加していくべき。
	主体の力や主体間の連携に係る指標（人・都市など、主体別に把握）	必ずしも本研究で直接的に評価できているわけではないが、包括的資本に係るデータベースを作成し、そこで制度に関するデータを拡充した。	主体の力や主体間の連携を直接的に示す指標を検討する必要がある。
	地域別の指標（地域特性を考慮、サブナショナルな課題を把握）	BLIの分析において都道府県別の集計および分析を実施しており、地域毎の特性を表す指標を抽出することができた。	地域特性を表すのみならず、地域の優先課題を特定できるような指標を開発する必要がある。

指標開発に必要な各種環境データの整備	指標開発とデータ整備を併せて進める必要がある。	環境価値データベースからの情報収集や地域別のアンケート調査によるデータ収集を進めている。さらに、最新の手法を用いてデータの欠損値を補完する取組を進めた。	社会的なデータはアンケート等で収集可能であるが、自然生態系についてはさらに効果的・効率的なデータ収集・整備の手法を検討する必要があり、「いきものログ」など一般市民から情報を集める方法や、優先的に情報を収集すべき項目の検討などが必要となる。
	時代に即した課題を明らかにしつつデータを整備する必要がある。		
	情報収集手法や評価手法の充実を図る必要がある。		
	地域レベルや主体別のデータが不足しており、今後データの整備が必要である。		

7.3. 今後の指標改善・開発の方向性

環境基本計画では、毎年その進捗状況について点検が行われている。そして、その点検結果においては、各計画に対する取組状況の確認とともに、幾つかの個別事項について定量的な評価がなされている¹³²。しかし、環境基本計画に対するこれまでの評価指標には、以下のような視点が欠けている。

- 幅広い環境関連事項に対して包括的に指標が設定されているが、環境全体の状況を表すような統合的な指標がない。
- 代表的とされる指標の論拠が明確でなく¹³³、また、指標間での重要性の差異や優劣が明らかでない。
- 投じた予算に対してどの程度対象となる指標が向上したのかという費用対効果の観点が欠けている。
- 関連計画と目標を同一にする指標が少なく、政策との関連性や向上のための取組が明確でない指標が多い。

環境行政の目的は、環境の持続性の担保とそれによる国民の福利への貢献であり、環境基本計画はそれに資するものである。環境に関する個別の事項をひとつずつ各指標で評価していくことは重要であるが、全体として環境は改善傾向にあるのか、そして国民の福利は向上しているのかということを端的に表す指標も、国民の理解を促進させるために必要である。上述のように、このような統合的指標は未だ十分に開発されていないため、係る研究を進めていく必要がある。

また、そのような統合的指標を作成するにあたり、個別指標からのインプットは欠かせない。統合的指標と個別指標の関係性を明確にし、より優先的な指標を特定していくことは、人的・財政的資源

¹³² 非公表資料では各重点分野における個別指標として 86 の指標が提示されている。

¹³³ たとえば生物多様性保全において、自然公園面積は生態系の多様性を確保する上で重要であるが、絶滅危惧種のみが代表的指標とされている。

の有効活用という観点から極めて重要である。さらに、予算という視点を付け加えることで、優先度の根拠をさらに堅固なものとするができるため、費用対効果についても検討していく必要がある。

既存指標の見直しや改善も求められる。たとえば、活動を行う自治体の数などは環境への取組の普及度を表すものであるが、これ自体は活動の質やそれに伴う成果を担保するものではない。このような指標を通じて最終的にどのような目標を目指すのかという点を明らかにし、指標の構造等を見直す必要がある。必要に応じて、サブ指標のようなものを設ける可能性も検討しなければならない。

このような課題に鑑み、今後は以下のような研究を実施していく必要がある（図 7.2）。ここでは、本研究の成果を活用することを念頭に置いている。

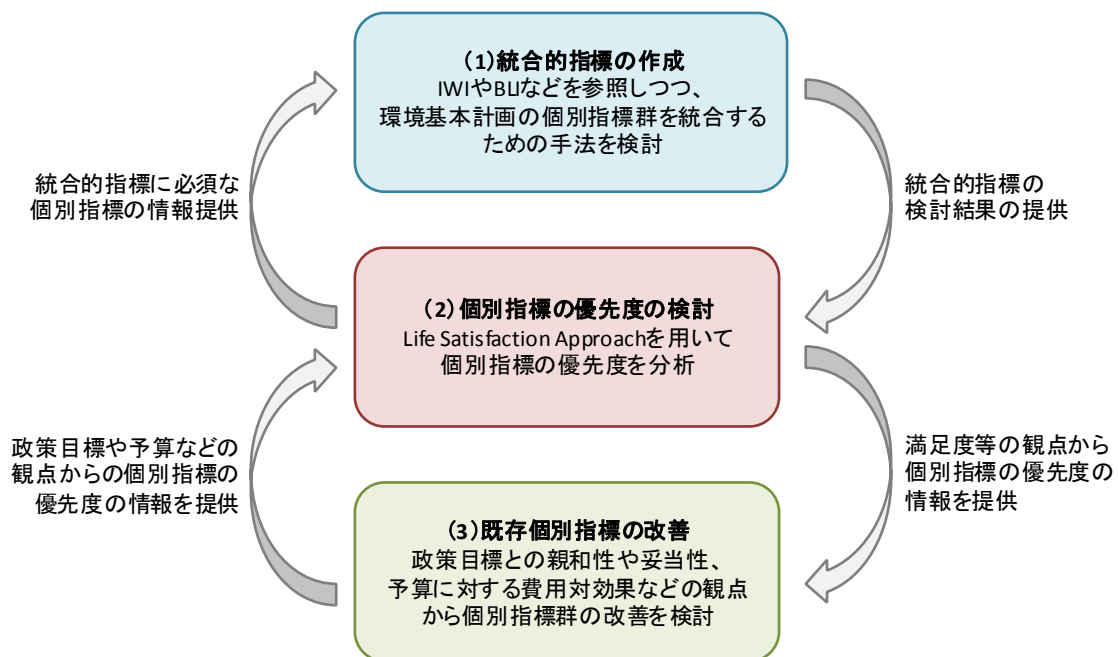


図 7.2 環境基本計画を評価するための指標改善・開発の研究枠組

(1) 統合的指標の作成

単位の異なる個別指標を統合するためには、金銭や幸福度などの代替的な尺度が必要となる。ここでは、シャドープライスを用いて多様な資本の価値を統合化する「包括的富指標（IWI）」や生活の質に係る要素を指数化してまとめる「より良い生活指数（BLI）」などを参照しながら、環境基本計画の評価指標を統合する手法を検討する。

(2) 個別指標の優先度の検討

統合的指標に対する各個別指標の貢献度を分析する。サブテーマ(1)と並行して研究を進めるため、まずは Life Satisfaction Approach という生活満足度に対する各要素の貢献を分析する手法を用いて各個別指標を評価する。研究の進展に応じて被説明変数を改善しながら、各個別指標の優先度を検討していく。

(3) 既存個別指標の改善

環境基本計画の評価指標として挙げられている項目について、政策目標との親和性や妥当性などの観点から評価する。また、各指標に関連する予算の情報をを用いて、費用対効果を分析する。以上より、個別指標群の構成等について改善や見直しの可能性を検討する。これらの成果は適宜サブテーマ（2）へと反映させる。

Ⅲ 添付資料

(参考文献、略語表、調査票、付録等)

添付資料 1：参考文献

1. 持続可能性指標および幸福度指標の概論

- 環境省（2013）『循環型社会形成推進基本計画』<http://www.env.go.jp/recycle/circul/keikaku.html>
- 小嶋公史・栗生木千佳（2013）『資源利用の効率性・公平性～プラネタリー・バウンダリーの視点から～』環境経済・政策学会 2013 年大会企画セッション「グリーン成長の経済学－持続可能性の分析」、2013 年 9 月 21-22 日、神戸大学
- 小嶋公史・蒲谷景・矢野貴之（2011）「持続可能な開発につながるグリーン経済：日本は世界の貧困撲滅を重視した政策への転換を！」『IGES ポリシーブリーフ』Vol.12
- 佐藤真行（2014）「「持続可能な発展」に関する経済学的指標の現状と課題」『環境経済・政策研究』第 7 巻 1 号、23-32 頁
- 内閣府経済社会総合研究所（2012）「持続可能性指標と幸福度指標の関係性に関する研究報告書（京都大学）」『研究会報告書等』第 62 号
- 吉田哲郎・宮澤郁穂（2014）「持続可能な開発目標（SDGs）に関する国際動向：オープン・ワーキング・グループ（OWG）における各国ポジションの整理」『IGES ディスカッション・ペーパー』2014 年 5 月
- Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Mumford, K. and Oleson, K. (2012) “Sustainability and the measurement of wealth,” *Environment and Development Economics*, 17 (3), 317-353.
- Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (BMLFUW) (2012) Ressourceneffizienz Aktionsplan (REAP) [Resource Efficiency Action Plan: REAP].
www.lebensministerium.at/publikationen/umwelt/umweltpolitik_nachhaltigkeit/REAP.html
- BIO Intelligence Service, Institute for Social Ecology and Sustainable Europe Research Institute (2012) “Assessment of Resource Efficiency Indicators and Targets,” Final report prepared for the European Commission, DG Environment.
- Costanza, R. and Daly, H. (1992) “Natural Capital and Sustainable Development,” *Conservation Biology*, 6 (1), 37-46.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997) “The value of the world's ecosystem services and natural capital,” *Nature*, 387, 253-260.
- Daly H.E. and Cobb, J.B. (1989) *For the Common Good*, Beacon Press, Boston, 401-455.
- Daly, H. and Farley, J. (2011) *Ecological Economics: Principles and Applications*, 2nd Edition, Washington DC, Island Press.
- Dasgupta, P. (2009) “The Welfare Economic Theory of Green National Accounts,” *Environmental and Resource Economics*, 42, 3-38.
- Dasgupta, P. and Duraipah, A. (2012) “Well-being and wealth,” in UNU-IHDP and UNEP (eds.) *Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress toward Sustainability*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Dasgupta, P. (2012) “Natural capital as economic assets: a review,” in UNEP and UNU-IHDP (eds.)

- Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress toward Sustainability, Cambridge: Cambridge University Press.
- European commission (EC) (2011a) “A Resourceefficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy,” COM(2011)21, Brussels, Jan. 26, 2011.
- EC (2011b) “A Roadmap to a Resource Efficient Europe,” COM(2011)571 final, Brussels, Sep. 20, 2011. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0571:FIN:EN:PDF>
- EC (2011c) “Analysis Associated with the Roadmap to a Resource Efficient Europe Part II, Accompanying the document Roadmap to a Resource Efficient Europe,” SEC(2011)1067 final, Brussels, Sep. 20, 2011.
http://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/pdf/working_paper_part2.pdf
- EC (2012a) “Options for Resource Efficiency Indicators,” Consultation Paper.
http://ec.europa.eu/environment/consultations/pdf/consultation_resource.pdf
- EC (2012b) Life Cycle Indicators Framework: Development of Life Cycle based Macrolevel Monitoring Indicators for Resources, Products and Waste for the EU27, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
<http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdfdirectory/LBNA25466ENN.pdf>
- EC (2014a) Communication "Towards a circular economy: a zero waste programme for Europe".
<http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/>
- EC (2014b) Resource Efficiency Scoreboard 2014 Highlights.
http://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/documents/re_scoreboard.pdf
- Eurostat (2009) “The Environmental Goods and Services Sector,” The Data Collection Handbook.
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KSRA09012/EN/KSRA09012EN.PDF
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) (2008) Progress Report 2008 on the National Strategy for Sustainable Development For a Sustainable Germany.
<http://www.bundesregierung.de/Content/EN/StatischeSeiten/Schwerpunkte/Nachhaltigkeit/nachhaltigkeit20060727dienationalenachhaltigkeitsstrategie.html>
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) (2012) German Resource Efficiency Programme (ProgRess) Programme for the Sustainable Use and Conservation of Natural Resources.
<http://www.bmu.de/en/topics/economyproducts/ressourceneffizienz/germanresourceefficiencyprogrammeprogress/>
- Fukuda-Parr, S. (2010) “Reducing inequality: The missing MDG – A Content Review of PRSPs and Bilateral Donor Policy Statements,” ISD Bulletin, 41 (1).
- Fukuda-Parr, Y. et al. (2013) “Synthesis Paper - The Power of Numbers: A Critical Review of MDG Targets for Human Development and Human Rights,” Working Paper Series, May 2013.
- Hamilton, K. and Atkinson, G. (1996) “Air pollution and green accounts,” Energy Policy, 24 (7), 16-44.
- Hamilton, K. and Clements, M. (1999) “Genuine savings rates in developing countries,” World

- Bank Economic Review, 13, 333-356.
- High-Level Panel of Eminent Persons on the Post-2015 Development Agenda (2013) A New Global Partnership: Eradicate Poverty and Transform Economies Through Sustainable Development, United Nations Publishing, 21.
- Nordhans W.D. and Tobin, J. (1972) "Is Growth Obsolete? Economic Growth," National Bureau of Economic Research, 1-80, www.nber.org/chapters/c7620
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) (2008) "Measuring Material Flows and Resource Productivity," The OECD Guide, Volume 1, Paris, OECD.
- OECD (2011a) Towards Green Growth: Monitoring Progress: OECD Indicators.
<http://www.oecd.org/greengrowth>
- OECD (2011b) Towards Green Growth. <http://www.oecd.org/greengrowth>
- OECD (2011c) Green Growth Indicators.
www.oecd.org/document/58/0,3746,en_2649_37425_48303098_1_1_1_37425,00.html
- OECD (2011d) How's Life? Measuring Well-being.
http://www.oecd-ilibrary.org/economics/how-s-life_9789264121164-en
- OECD (2014) Green Growth Indicators 2014.
<http://www.oecd.org/greengrowth/greengrowthindicators.htm>
- Pearce, D. W. and G.D. Atkinson (1993) "Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of 'Weak' Sustainability," Ecological Economics, 8 (2), 103-108.
- RAMEA Partners (2008) Regionalized NAMEA-type matrix (RAMEA) Construction Manual.
- Rockström J., Steffen W., Noone K. Persson A, Chapin F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P. and Foley J.A. (2009) "A safe operating space for humanity," Nature, 461, 472-475.
- Statistics Netherlands (2009) "The Dutch Environmental Accounts: Present Status and Future Developments," Background paper, side event on Advances in Environment Statistics, 40th session of the United Nations Statistical Commission, Feb. 2009.
- Stiglitz, J., Sen, A. and Fitoussi, J.P. (2009) Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress.
http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/report_anglais.pdf
- Sustainable Development Solutions Network (2014) "Indicators and a monitoring framework for Sustainable Development Goals, launching a data revolution for the SDGs," Revised Working Draft, 25 Jul.
- Talberth, J., Cobb, C., and Slattery, N. (2007) The Genuine Progress Indicator 2006 A Tool for Sustainable Development. rprogress.org/publications/2007/GPI%202006.pdf
- UNCSD (2012) The Future We Want. <http://www.uncsd2012.org/thefuturewewant.html>
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2011) Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication.

- <http://www.unep.org/greeneconomy/GreenEconomyReport/tabid/29846/language/frFR/Default.aspx>
- UNDP (2014) Human Development Report 2014 - Sustaining Human Progress: Reducing Vulnerabilities and Building Resilience.
hdr.undp.org/en/content/human-development-index-hdi
- UNEP (2011) Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication.
- UNEP (2012) Measuring Progress towards an Inclusive Green Economy.
www.unep.org/Portals/88/documents/research_products/Measuring%20Progress%20report.pdf
- UNU-IHDP and UNEP (2012) Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress toward Sustainability, Cambridge, Cambridge University Press.
- UNEP (2012) Measuring Progress towards an Inclusive Green Economy.
http://www.unep.org/Portals/88/documents/research_products/Measuring%20Progress%20report.pdf
- UNEP (2014) A Guidance Manual for Green Economy Indicators.
http://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/GEI%20Highlights/UNEP%20INDICATORS%20GE_for%20web.pdf
- UNESCAP (2010) Preview Green Growth, Resources and Resilience Environmental sustainability in Asia and the Pacific 2010.
[http://www.unescap.org/esd/environment/flagpubs/ggrap/documents/Green%20Growth16Sept%20\(Final\).pdf](http://www.unescap.org/esd/environment/flagpubs/ggrap/documents/Green%20Growth16Sept%20(Final).pdf)
- United Nations (2012) SEEA Central Framework.
<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea/rev/chapterlist.asp?volID=1>
- United Nations Open Working Group on Sustainable Development Goals (UN OWG on SDGs) (2014) Introduction to the Proposal of the Open Working Group for Sustainable Development, Outcome Document - Open Working Group on Sustainable Development Goals, Division for Sustainable Development Department of Economic and Social Affairs United Nations.
sustainabledevelopment.un.org/focussdgs.html
- Vandemoortele, J. (2012) “Advancing the global development agenda post-2015: some thoughts, ideas and practical suggestions,” The background paper prepared for the UN System Task Team on the Post-2015 UN Development Agenda. Apr.
- Weisz, H., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Schütz, H., Haas, W. and Schaffartzik, A. (2007) “Economy-wide Material Flow Accounting,” A Compilation Guide. European Commission, Eurostat, Luxembourg.
http://www.cso.ie/releasespublications/documents/environment/MFA_compilation_guide_final_august_2007.pdf
- World Bank (1995) Monitoring Environmental Progress, Environmentally Sustainable Development, The World Bank, Washington DC.
- World Commission on Environment and Development (WCED) (1987) Our Common Future

(Brundtland Report), Oxford: Oxford University Press

2. 持続可能性指標としてのジェニユイン・セービングと新国富の精緻化

川本隆史 (1995) 『現代倫理学の冒険』 創文社

倉阪秀史 (2012) 『人口減少・環境制約下で持続するコミュニティづくり』 千葉日報社

国立環境研究所 (2009) 「中長期を対象とした持続可能な社会シナリオに関する研究」『国立環境研究所特別研究報告』 SR-92

佐藤真行・植田和弘 (2013) 「森里海連環と持続可能な発展」『アカデミア』第 139 巻、20-26 頁

佐藤真行・馬奈木俊介 (2013) 「包括的な資本と持続可能性指標」馬奈木俊介・地球環境戦略研究機関 (編) 『グリーン成長の経済学—持続可能社会の新しい経済指標』 昭和堂、91-102 頁

佐藤真行・田中健太・馬奈木俊介 (2013) 「包括的な富の成長と残差」馬奈木俊介・地球環境戦略研究機関 (編) 『グリーン成長の経済学—持続可能社会の新しい経済指標』 昭和堂、103-128 頁

森田恒幸・川島康子 (1999) 「『持続可能な発展論』の現状と課題」『三田学会雑誌』第 85 巻 4 号、532-561 頁

Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., Levin, S., Mäler, L.G., Schneider, S., Starrett, D. and Walker, B. (2004) “Are we consuming too much?,” *Journal of Economic Perspectives*, 18 (3), 147-172.

Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Munford, K. and Oleson, K. (2012) “Sustainability and the measurement of wealth,” *Environment and Development Economics*, 17, 317-353.

Arrow, K., Dasgupta, P. and Mäler, K.-G. (2003) “Evaluating Projects and Assessing Sustainable Development in Imperfect Economies,” *Environmental and Resource Economics*, 26 (4), 647-685.

Barrio, M. and Loureiro, M.L. (2010) “A meta-analysis of contingent valuation forest studies,” *Ecological Economics*, 69, 1023-1030.

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroğlu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. and Swanson, J. (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*, Edward Elgar.

Becker, G. (1964) *Human Capital: A Theoretical and Empirical Analysis, with Special Reference to Education*, National Bureau of Economic Research.

Brander, L.M., Florax, R.J., and Vermaat, J.E. (2006) “The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature,” *Environmental and Resource Economics*, 33 (2), 223-250.

Conference Board (2012) Total Economy Database. Accessed to:
<http://www.conference-board.org/data/economydatabase/>

Dasgupta, P. and Heal, G. (1974) “The Optimal Depletion of Exhaustible Resources,” *Review of Economic Studies*, 41 (5), 3-28.

Dasgupta, P. (2004), *Human Well-Being and the Natural Environment*, New York, Oxford University Press.

- Dasgupta, P. (2008) *Economics: A very short introduction*, Oxford University Press.
- Dasgupta, P. (2009) "The Welfare Economic Theory of Green National Accounts," *Environmental and Resource Economics*, 42, 3-38.
- de Groot, R.S., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P. and van Beukering, P. (2012) "Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units," *Ecosystem Services*, 1, 50-61.
- Desvousges, W.H., Johnson, F.R. and Banzhaf, H.S. (1998) *Environmental Policy Analysis with Limited Information*, Edward Elgar.
- Easterlin, R.A. (1974). "Does economic growth improve the human lot? Some empirical evidence". In: David, P.A. and Reder, M.W. (eds.) *Nations and Households in Economic Growth: Essays in Honour of Moses Abramowitz*, Academic Press, New York.
- Easterlin, R.A. (2001) "Income and happiness: Towards a unified theory", *The Economic Journal*, 111, 465-484
- European Commission (2013) Progress on 'GDP and beyond' actions, Commission Staff Working Document.
- Fenichel, E.P. and Abbott, J.K. (2014) "Natural Capital: From Metaphor to Measurement," *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 1 (1), 1-27.
- Hamilton, K. and Atkinson, G. (2006) *Wealth, Welfare and Sustainability*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Koopmans, T.C. (1974) "Proof for a Case where Discounting Advances the Doomsday," *Review of Economic Studies*, 41, (5), 117-120.
- Kunte, A, Hamilton, K., Dixon, J., and Clemens, M., (1998) *Estimating National Wealth: Methodology and Results*, World Bank Discussion Paper.
- Limaiei, S.M., Ghesmati, H., Rashidi, R. and Yamini, N. (2014) "Economic evaluation of natural forest park using the travel cost method," *Journal of Forest Science*, 60 (6), 254-261.
- MA Board (2005) *Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being*, Millennium Ecosystem Assessment.
- Mitchell, R.C. and Carson, R.T. (1989) *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resource for the Future.
- OECD (2013) *How's Lie? 2013: Measuring Well-being*, OECD Publishing.
- Pearce, D.W. and Atkinson, G.D. (1993) "Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of 'Weak' Sustainability," *Ecological Economics*, 8 (2), 103-108.
- Sato, M., R. Phim and S. Managi (2015), "Sustainability indicators and the shadow price of natural capital", mimeo.
- Sato, M., Samreth, S. and Yamada, K. (2012) "A Numerical Study on Assessing Sustainable Development with Future Genuine Savings Simulation," *International Journal of Sustainable Development*, 15 (4), 293-312.
- Sen, A. (1985) "Well-being, Agency and Freedom," *The Journal of Philosophy*, 7, 207-221.

- Sen, A. (1995) "Environmental Evaluation and Social Choice: Contingent Valuation and the Market Analogy," *Japanese Economic Review*, 46 (1), 23-37.
- Smith, V.L. (1974) "General Equilibrium with a Replenishable Natural Resource," *Review of Economic Studies*, 41 (5), 105-115.
- Solow, R.M. (1974) "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources," *Review of Economic Studies*, 41 (5), 29-45.
- Stiglitz, J.E. (1974a) "Growth with Exhaustible Natural Resources: Efficient and Optimal Growth Paths," *Review of Economic Studies*, 41 (5), 123-137.
- Stiglitz, J.E. (1974b) "Growth with Exhaustible Natural Resources: The Competitive Economy," *Review of Economic Studies*, 41 (5), 139-152.
- Stiglitz, J.E., Sen, A. and Fittoussi, J-P. (2010) *Mis-Measuring Our Lives: Why GDP doesn't add up*, The New Press.
- Turner, K., Pearce, D. and Bateman, I. (1994) *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf.
- UNU-IHDP and UNEP (2012) *Inclusive Wealth Report 2012*, Cambridge University Press.
- UNU-IHDP and UNEP (2014) *Inclusive Wealth Report 2014*, Cambridge University Press.
- van den Bergh, J.C.J.M. (2007) *Abolishing GDP*, Tinbergen Institute Discussion Paper.
- World Commission (1987) *Our Common Future (Brundtland Report)*, Oxford University Press.
- Yang, J., Sato, M. and Managi, S. (2013) "National Sustainability Assessment: Measurement of Sustainable Index by Multiple Imputations" mimeo.

3. より良い暮らし指標の統合化

- Arrow, K. et al. (2004) "Are We Consuming Too Much?" *Journal of Economic Perspectives*, 18 (3), 147-172.
- Charnes, A., Cooper, W.W. and Rhodes, E. (1978) "Measuring the Efficiency of Decision Making Units," *European Journal of Operational Research*, 2 (6), 429-444.
- Cherchye, L. et al. (2007) "An Introduction to 'Benefit of the Doubt' Composite Indicators," *Social Indicators Research*, 82 (1), 111-145.
- Costantini, V. and Monni, S. (2005) "Sustainable Human Development for European Countries," *Journal of Human Development*, 6 (3), 329-351.
- Dasgupta, P. (2001) *Human Well-Being and the Natural Environment*, Oxford: Oxford University Press.
- Dasgupta, P. and Duraiappah, A. (2012) "Well-being and wealth," in UNU-IHDP and UNEP (eds.) *Inclusive Wealth Report 2012. Measuring Progress Toward Sustainability*. Cambridge: Cambridge University Press, 13-26.
- Desai, M. (1995) "Greening of the HDI?," in McGillivray, A. and Zadek, S. (eds.) *Accounting for Change*. London: The New Economics Foundation, 21-36.
- Despotis, D.K. (2005) "Measuring Human Development via Data Envelopment Analysis: The Case of Asia and the Pacific," *Omega*, 33 (5), 385-390.

- Frey, B.S. and Stutzer, A. (2002) *Happiness and Economics*, Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Helliwell, J.F. and Wang, S. (2012) "The State of World Happiness," in J. F. Helliwell, R. Layard, and J. D. Sachs, eds. *World Happiness Report*. New York, NY: The Earth Institute, Columbia University, 10-57.
- Helliwell, J.F. and Wang, S. (2013) "World Happiness: Trends, Explanations and Distribution," in Helliwell, J.F., Layard, R. and Sachs, J.D. (eds.) *World Happiness Report 2013*. New York, NY: Sustainable Development Solutions Network, 8-37.
- Kunte, A. et al. (1998) *Estimating National Wealth: Methodology and Results*, Washington, DC.
- Kuosmanen, T. (2008) "Representation Theorem for Convex Nonparametric Least Squares." *Econometrics Journal*, Vol.11, No.2, pp.308-325.
- Kuosmanen, T. and Johnson, A.L. (2010) "Data Envelopment Analysis as Nonparametric Least-Squares Regression," *Operations Research*, 58 (1), 149-160.
- Lane, P.R. and Milesi-Ferretti, G.M. (2007) "The External Wealth of Nations Mark II: Revised and Extended Estimates of Foreign Assets and Liabilities, 1970-2004," *Journal of International Economics*, 73 (2), 223-250.
- Lovell, C.A.K., Pastor, J.T. and Turner, J.A. (1995) "Measuring Macroeconomic Performance in the OECD: A Comparison of European and Non-European Countries." *European Journal of Operational Research*, 87 (3), 507-518.
- Luenberger, D. (1992) "Benefit Functions and Duality." *Journal of Mathematical Economics*, 21, 461-481.
- Mahlberg, B. and Obersteiner, M. (2001) "Remeasuring the HDI by Data Envelopment Analysis," IIASA interim report IR-01-069.
- Mizobuchi, H. (2014) "Measuring World Better Life Frontier: A Composite Indicator for OECD Better Life Index," *Social Indicators Research*, 118 (3), 987-1007.
- Neumayer, E. (2001) "The Human Development Index and Sustainability - A Constructive Proposal," *Ecological Economics*, 39 (1), 101-114.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2008) *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*, Paris: OECD Publishing.
- OECD (2011) *How's Life?*, Paris: OECD Publishing.
- Ray, M. (2014) "Redefining the Human Development Index to Account for Sustainability," *Atlantic Economic Journal*, 42 (3), 305-316.
- Stiglitz, J.E., Sen, A. and Fitoussi, J.-P. (2009) *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*.
- Welsch, H. (2002) "Preferences over Prosperity and Pollution: Environmental Valuation based on Happiness Surveys," *Kyklos*, 55 (4), 473-494.
- Welsch, H. (2008) "The Social Costs of Civil Conflict: Evidence from Surveys of Happiness," *Kyklos*, 61 (2), 320-340.
- World Bank (2011) *The Changing Wealth of Nations*, Washington, DC: World Bank Publications.

World Bank (2006) Where is the Wealth of Nations, Washington, DC: World Bank Publications.

4. 幸福度指標を用いた自然資本の金銭価値評価

加藤正人 (2014) 「森林リモートセンシング—基礎から応用まで— (第4版)」日本林業調査会

倉増啓・鶴見哲也・馬奈木俊介 (2009) 「幸福と環境水準～主観的幸福度指標の適用～」『環境科学会誌』第58巻、346-363頁

倉増啓・鶴見哲也・馬奈木俊介・林希一郎 (2010) 「主観的幸福度指標と環境汚染：国内でのサーベイデータをを用いた計量分析」『環境科学会誌』第23巻5号、401-409頁

国土交通省 (2007) 「土地の動向に関する年次報告 (平成19年版)」

佐伯謡・アリ・ナセルモアッデリ・関根道和・鏡森定信 (2008) 「肯定的・否定的感情が睡眠の質に及ぼす影響：3年間の追跡調査より」『産業衛生学雑誌』第50巻、219-225頁

新納美美, 森俊夫: 企業労働者への調査に基づいた日本版 GHQ 精神健康調査票 12 項目版 (GHQ-12) の信頼性と妥当性の検討. 精神医学, 2001, 43(4): 431-436

地球環境戦略研究機関・京都大学・長崎大学・名古屋大学 (2012) 「平成23年度環境経済の政策研究 経済的価値の内部化による生態系サービスの持続的利用を目指した政策オプションの研究最終研究報告書」

筒井義郎・大竹文雄・池田新介 (2009) 「なぜあなたは不幸なのか」『大阪大学経済学』第58巻4号、20-57

中川泰秋・大坊郁夫 (1985) 『GHQ 精神健康調査票手引』日本文化科学社

長山宋美・吉田博宣・糸谷正俊 (1992) 「京都市民の緑の満足度に関する研究」『造園雑誌』第55巻5号、337-342頁

日本学術会議 (2001) 「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について (答申)」

橋本久代 (1980) 「地方都市における緑地解明のための基礎的研究 I—森林環境に対する住民の意識調査」『信州大学農学部演習林報告』第17巻、17-44頁

三島徳雄・加藤登紀子・河野啓子・他 (1995) 「ストレス反応指標としての GHQ の検討国家試験前後の変動から」『産業ストレス研究』第3巻、59頁

安村直樹・永田信 (1999) 「国民の森林ニーズについて (II) 地域によるニーズの違い」『東大演報』第101巻、107-121頁

李宋大・浅川昭一郎 (1990) 「緑の満足度評価における実験計画法の適用について」『造園雑誌』第53巻5号、383-388

山本聡・増田昇・下村泰彦・安部大就・坂田健太郎 (1993) 「居住環境形成に係わる緑地の存在効果に関する研究」『造園雑誌』第56巻5号、259-264

林野庁 (2012) 「森林・林業白書 (平成24年版)」

Aigner, D., Lovell, C.A.K. and Schmidt, P. (1977) "Formulation and Estimation of Stochastic Frontier Production Function Models," Journal of Econometrics, 6, 21-37.

Ambrey, C. and Fleming, C. (2011) "Valuing scenic amenity using life satisfaction data," Ecological Economics, 72, 106-115.

- Ambrey, C. and Fleming, C. (2012) "Public greenspace and life satisfaction in urban Australia," Contributed paper prepared for presentation at the 56th AARES annual conference.
- Ambrey, C. and Fleming, C. (2013) "Public greenspace and life satisfaction in urban Australia," *Urban Studies*, 1-32.
- Ambrey, C., Fleming, C.M., and Chan, A.Y.C. (2014) "Estimating the Cost of Air Pollution in South East Queensland: An Application of the Life Satisfaction non-market valuation Approach," *Ecological Economics*, 97, 172-181.
- Ambrey, C., Fleming, C., and Manning, M. (2013) "The Life Satisfaction Approach to Estimating the Cost of Crime: An Individual's Willingness-to-Pay for Crime Reduction," *Griffith Business School Discussion Papers Economics*, No. 2013-01.
- Bradburn N.M. (1969) *The structure of psychological well-being*, Aldin, Chicago.
- Balducci, A. and Checchi, D. (2009) "Happiness and quality of city life. The case of Milan, the richest Italian city," *International Planning Studies*, 14 (1), 25-64.
- Bartolini, S. and Bonatti, L. (2003) "Endogenous growth and negative externalities," *Journal of Economics*, 79, 123-144.
- Becchetti, L., Pelloni, A., and Rossetti, F. (2008) "Relational goods, sociability, and happiness." *Kyklos*, 61, 343-363.
- Bernard, M.S., van Praag, and Baarsma, B.E. (2005) "Using Happiness Surveys to Value Intangibles: The Case of Air Port," *Economic Journal*, 114, 224-246.
- Berwick, D.M., Murphy, J.M., Goldman, P.A. Ware, J.E., Barsky, A.J. and Weinstein, M.C. (1991) "Performance of a Five-Item Mental Health Screening Test," *Medical Care*, 29 (2), 169-176.
- Bjørnskov, C. (2003) "The happy few: Cross-country evidence on social capital and life satisfaction," *Kyklos*, 56, 3-16.
- Biith, A.L., and Ours, J.C. (2008) "Job Satisfaction and Family Happiness: The Part-time Work Puzzle," *Economic Journal*, 118, F77-F99.
- Blanchflower, D. and Oswald, A. (2004) "Well-being over time in Britain and the USA," *Journal of Public Economics*, 88, 1359-1386.
- Bogetoft, P. and Otto, L. (2011) *Benchmarking with DEA, SFA, and R*, Springer, New York.
- Boyce, C.J., Wood, A.M., Powdthavee, N. (2013) "Is Personality Fixed? Personality Changes as Much as "Variable" Economic Factors and More Strongly Predicts Changes to Life Satisfaction," *Social Indicators Research*, 111, 287-305.
- Campbell, A., Converse, P.E. and Rodgers, W.L. (1976) *The Quality of American Life: Perspectives, Evaluations and Satisfaction*, Russell Sage Foundation, New York.
- Carroll, N., Frijters, P., Shields, M.A. (2009) "Quantifying the costs of drought: new evidence from life satisfaction data," *J. Popul. Econ.* 22, 445-461.
- Charnes, A., Cooper, W.W. and Rhodes, E. (1978) "Measuring the Efficiency of Decision Making Units," *European Journal of Operational Research*, 2 (6), 429-444.
- Clark, A., Diener, E., Georgellis, Y., and Lucas, R. (2006) "Lags and Leads in Life Satisfaction: A Test of the Baseline Hypothesis," Working paper, CNRS and DELTA-Federation Jourdan.

- Clark, A.E., Frijters, P. and Shields, M.A. (2008) "Relative Income, Happiness, and Utility: An Explanation for the Easterlin Paradox and Other Puzzles," *Journal of Economic Literature*, 46 (1), 95-144.
- Clark, A., and Oswald, A. (1994) "Unhappiness and Unemployment," *Economic Journal*, 104 (424), 648-659.
- Clark, A.E. and Oswald, A.J. (2002) "A simple statistical method for measuring how life events affect happiness," *International Journal of Epidemiology*, 31, 1139-1144.
- Cohen, M.A. (2014) "The Effect of Crime on Life Satisfaction," *Journal of Legal Studies*, 37 (2), S325-S353.
- Costa, D. and Kahn, M. (2003) "Understanding the American decline in social capital, 1952-1998," *Kyklos*, 56, 17-46.
- Das, D. (2008) "Urban Quality of Life: A Case Study of Guwahat," *Social Indicator Research*, 88 (2), 297-310.
- Deaton, A. (2008) "Income, Health and Wellbeing Around the World: Evidence from the Gallup World Poll," *Journal of Economic Perspective*, 22 (2), 53-72.
- Diener, E., Kahneman, D., Tov, W. and Arora, R. (2010a) "Income's Association with Judgements of Life Versus Feelings," in Diener, E., Helliwel, J. and Kahneman, D. (eds) *International Differences in Well-Being*. Oxford University Press, Oxford.
- Di Tella, R., MacCulloch, R.J. and Oswald, A.J. (2001) "Preferences over Inflation and Unemployment: Evidence from Surveys of Happiness," *American Economic Review*, 91 (1), 335-341.
- Dittmann, J. and Goebel, J. (2010) "Your House, Your Car, Your Education: The Socioeconomic Situation of the Neighbourhood and its Impact on Life Satisfaction in Germany," *Social Indicators Research*, 96, 497-513.
- Dorn, D., Fischer, J.A.V., Kirchgässner, G., and Sousa-Poza, A. (2007) "Is It Culture or Democracy? The Impact of Democracy and Culture on Happiness," *Social Indicators Research*, 82 (3), 505-526.
- Easterlin, R. (1974) "Does economic growth improve the human a lot? Some empirical evidence," in David, P.A. and Reder, M.W. (eds.) *Nations and households in economic growth: Essays in honor of Moses Abramovitz*, Academic Press, New York.
- Ferreira, S. and Moro, M. (2010) "On the use of subjective well-being data for environmental valuation," *Environmental and Resource Economics*, 46, 249-273.
- Ferreira, S., Akay, A., Brereton, F., Cunado, J., Martinsson, P., Moro, M., and Ningal, T.F. (2013) "Life Satisfaction and Air Quality in Europe," *Ecological Economics*, 88, 1-10.
- Ferrer-i-Carbonell, A. and van Praag, BMS. (2002) "The Subjective Costs of Health Losses due to Chronic Diseases. An Alternative Model for Monetary Appraisal," *Health Economics*, 11, 709-722.
- Frey, B.S. and Stutzer, A. (2000) "Happiness, Economy, and Institution," *Economic Journal*, 110, 918-938.

- Frey, B.S. and Stutzer, A. (2002) *Happiness and Economics: How the Economy and Institutions Affect Well-Being*, Princeton University Press.
- Frey B.S., Luechinger, S., and Stutzer, A. (2009) "The Life Satisfaction Approach to Environmental Valuation," IZA Discussion Paper No.4478.
- Gerlach, K. and Stephan, G. (1996) "A Paper on Unhappiness and Unemployment in Germany," *Economic Letters*, 52 (3), 325-330.
- Goldberg D.P. (1972) "The detection of psychiatric illness by questionnaire. A technique for the identification and assessment of non-psychotic psychiatric illness," Maudsley Monograph No. 21. Oxford University Press, London.
- Goldberg, D., Gater, R., Sartorius, N., Ustun, T.B., Piccinelli, M., Gureje, O. and Rutter, C. (1997) "The Validity of Two Versions of the GHQ in the WHO Study of Mental Illness in General Health Care," *Psychological Medicine*, 27 (1), 191-197.
- Goldberg D.P and Hillier V.F. (1979) "A scaled version of the General Health Questionnaire," *Psychol Med*, 9, 139-145.
- Guthrie E., Black D. and Bagalkote H., et al (1998) "Psychological stress and burnout in medical students: a five-year prospective longitudinal study," *J R Soc Med*, 91, 237-243.
- Hartig, T., Evans, G.W., Jamner, L.D., Davis, D.S. and Gärling, T. (2003) "Tracking restoration in natural and urban field settings," *Journal of Environmental Psychology*, 23, 109-123.
- Hartig, T., Mang, M. and Evans, G.W. (1991) "Restorative effects of natural environment experiences," *Environment and Behavior*, 23 (1), 3-26.
- Helliwell, J.F. (2003) "How's life? Combining individual and national variables to explain subjective wellbeing," *Economic Modelling*, 20, 331-360.
- Helliwell, J.F. (2008) "Life Satisfaction and the Quality of Development," NBER Working Paper, No. 14507, National Bureau of Economic Research.
- Helliwell, J.F. and Huang, H. (2008) "How's Your Government? International Evidence Linking Good Government and Well-Being," *British Journal of Political Science*, 359, 1435-1446.
- Helliwell, J.F., Layard, R. and Sachs, J. (eds.) (2012) *World Happiness Report*, Commissioned for the United Nations Conference on Happiness on April 2nd (mandated by the General Assembly of the United Nations), The Earth Institute, Columbia University, New York.
- Helliwell, J.F. and Putnam, R.D. (2004) "The social context of well-being," *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 359, 1435-1446.
- Ibem, E.O. and Amole, D. (2013) "Subjective Life Satisfaction in Public Housing in Urban Areas of Ogun State, Nigeria," *Cities*, 35, 51-61.
- Inglehart, R., and Klingemann, H.D. (2000) "Genes, culture, democracy, and happiness," in Diener, E. and Suh, E.M. (eds.) *Culture and subjective well-being*, MIT Press, Cambridge.
- Jiménez, M.M.S., Artés, J. and Salinas-Jiménez J. (2011) "Education as a Positional Good: A life satisfaction approach," *Social Indicators Research*, 103, 409-426.
- John, O.P., Naumann, L.P. and Soto, C.J. (2008) "Paradigm shift to the integrative Big Five trait taxonomy: History, measurement, and conceptual issues," in John, O.P., Robins, R.W. and

- Pervin, L.A. (eds.) *Handbook of personality: eory and research*, 3rd edition,.Guilford Press, New York, 114-158.
- Juncal Cuñado, J. and Gracia, F. (2012) "Does Education Affect Happiness? Evidence for Spain," *Social Indicators Research*, 108, 185-196.
- Kahneman D. and Deaton A. (2010) High income improves evaluation of life but not emotional well-being, *PNAS*, Princeton Center for Health and Well-Being
- Lee, J., Li, Q., Tyrväinen, L., Tsunetsugu, Y., Park, B.-J., Kagawa, T., et al. (2012) "Nature therapy and preventive medicine," in J. Maddock (eds.) *Public health e Social and behavioral health*, InTechOpen.
- Lee, E. and Park, N.K. (2010) "Housing Satisfaction and Quality of Kife among Temporary Residents in the United States," *Housing and Society*, 37 (1), 43-67.
- Levinson, A. (2012) "Valuing Public Goods using Happiness Data: The Case of Air Quality," *Journal of Public Economics*, 96, 869-880.
- Luechinger, S. (2009) "Valuing air quality using the life satisfaction approach," *Economic Journal*, 119, 482-515.
- Luechinger, S., Raschky, P.A. (2009) "Valuing flood disasters using the life satisfaction approach," *J. Public Econ*, 93 (3-4), 620-633.
- Luechinger, S. (2010) "Life Satisfaction and Transboundary Air Pollution," *Economic Letters*, 119, 482-515.
- MacKerron, G. (2012) "Happiness economics from 35000 FEET," *Journal of Economic Surveys*, 26, 705-735.
- MacKerron, G. and Mourato, S. (2009) "Life satisfaction and air quality in London," *Ecological Economics*, 68, 1441-1453.
- MacKerron, G. and Mourato, S. (2013) "Happiness is Greater in Natural Environments," *Global Environmental Change*, 68, 1441-1453.
- Maddison, D. and Rehdanz, K. (2011) "The Impact of Climate on Life Satisfaction," *Ecological Economics*, 70, 2437-2445.
- Maitland S.B., Dixon R.A., Hultsch D.F., Hertzog C. (2001) "Wellbeing as a moving target: measurement equivalence of the Bradburn Affect Balance Scale," *J Gerontol*, 56, 69-77.
- Mariano, R. and Veenhoven, R. (2013) "Contentment and Affect in the Estimation of Happiness," *Social Indicators Research*, 110 (2), 415-431.
- McKelvey, Richard D. and William Zavoina (1975) "A statistical model for the analysis of ordinal level dependent variables," *Journal of Mathematical Sociology*, 4, 103-120.
- Menz, T. (2011) "Do people habituate to air pollution? Evidence from international life satisfaction data," *Ecological Economics*, 71, 211-219.
- Menz, T., and Welsch, H. (2010) "Population Aging and Environmental Preferences in OECD Countries: The Case of Air Pollution," *Ecological Economics*, 69, 2582-2589.
- Menz, T., and Welsch, H. (2012) "Life-Cycle and Cohort Effects in the Valuation of Air Quality: Evidence from Subjective Well-being Data," *Land Economics*, 88 (2), 300-325.

- Morita, E., Fukuda, S., Nagano, J., Hamajima, N., Yamamoto, H., Iwai, Y., et al. (2007) "Psychological effects of forest environments on healthy adults: Shirinyoku (forestair bathing, walking) as a possible method of stress reduction," *Public Health*, 121 (1), 54-63.
- OECD (2011) *How's Life?: Measuring well-being*, OECD Publishing.
- OECD (2013) *OECD Guidelines on Measuring Subjective Well-being*, OECD Publishing.
<http://dx.doi.org/10.1787/9789264191655-en>
- ONS (2011) *Initial investigations into Subjective Well-being from the Opinions Survey*, ONS, United Kingdom.
- Oswald, A.J. and Powdthavee, N. (2007) "Obesity, unhappiness, and the challenge of affluence: Theory and evidence," *Economic Journal*, 117, 441-454.
- Oswald, F., Wahl, H.W., Mollenkopf, H. and Schilling, O. (2003) "Housing and Life-satisfaction of Older Adults in Two Rural Regions in Germany," *Research on Aging*, 25 (2), 122-143.
- Park, B.J., Tsunetsugu, Y., Kasetani, T., Kagawa, T. and Miyazaki, Y. (2010) "The physiological effects of Shinrin-yoku (taking in the forest atmosphere or forest bathing): Evidence from field experiments in 24 forests across Japan," *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15 (1), 18-26.
- Paxton, P. (1999) "Is social capital declining in the United States? A multiple indicator assessment," *American Journal of Sociology*, 105, 88-127.
- Peck, C., and Stewart, K.K. (1985) "Satisfaction with Housing and Quality of Life," *Home Economics Research Journal*, 13 (4), 363-372.
- Peiro, A. (2006) "Happiness, satisfaction and socio-economic condition: some international evidence," *The Journal of Socio-Economics*, 35, 348-365.
- Pevalin, D.J. and Ermisch, J. (2004) "Cohabiting unions, repartnering and mental health," *Psychological Medicine*, 34, 1553-1559.
- Pouwels, B., Siegers, J., and Vlasblom, J.D. (2008) "Income, Working Hours, and Happiness," *Economics Letters*, 99, 72-74.
- Powdthavee, N. (2005) "Unhappiness and Crime: Evidence from South Africa," *Economica*, 72, 531-547.
- Powdthavee, N. (2008) "Putting a Price Tag on Friends, Relatives, and Neighbours: Using Surveys of Life Satisfaction to Value Social Relationships," *Journal of Socio-Economics*, 37, 1459-1480.
- Powdthavee, N. (2010) *The Happiness Equation: The Surprising Economics of Our Most Valuable Asset*, Icon Books.
- Powdthavee, N. and van den Berg, Bernard (2011) "Putting different price tags on the same health condition: Re-evaluating the well-being valuation approach," *Journal of Health Economics*, 30 (5), 1032-1043.
- Powdthavee, N. and Vignoles, A. (2008) "Mental health of parents and life satisfaction of children: A within-family analysis of intergenerational transmission of well-being," *Social Indicators Research*, 88, 397-422.
- Plagnol, A.C. (2011) "Financial Satisfaction over the Life Course: The Influence of Assets and

- Liabilities," *Journal of Economic Psychology*, 32, 45-64.
- Pugno, M. (2009) "The Easterlin paradox and the decline of social capital: An integrated explanation," *The Journal of Socio-Economics*, 38, 590-600.
- Putnam, R.D. (2000) *Bowling alone*, Simon & Schuster, New York.
- Rehdanz, K., and Maddison, D. (2008) "Local Environmental Quality and Life-satisfaction in Germany," *Ecological Economics*, 64, 787-797.
- Richards, R., O'Leary, B., and Mutsunziwa, K. (2007) "Measuring Quality of Life in Informal Settlements in South Africa," *Social Indicators Research*, 81, 375-388.
- Robinson, K.L., McBeth, J. and MacFarlane, G.J. (2004) "Psychological distress and premature mortality in the general population: A prospective study," *Annals of Epidemiology*, 14, 467-472.
- Rothstein, B. (2001) "Social capital in the social democratic welfare state," *Politics and Society*, 29, 207-241.
- Rumpf, Hans-Jürgen, Christian Meyer, Ulfert Hapke, and Ulrich John (2001) "Screening for Mental Health: Validity of the MHI-5 Using DSM-IV Axis I Psychiatric Disorders as Gold Standard," *Psychiatry Research*, 105, 243-253.
- Sandvitz, E., Diener, E. and Seidlitz, L. (1993) "Subjective well-being: The convergence and stability of self and non self report measures," *Journal of Personality*, 61, 317-42.
- Scott, D. and Willits, F.K. (1994) "Environmental attitudes and behavior: a Pennsylvania survey," *Environment and Behavior*, 26 (2), 239-260.
- Sekulova, F., Jeroen, C.J.M. and van den Berg (2013) "Climate Change, Income and Happiness: An Empirical Study for Barcelona," *Global Environmental Change*, 23, 1467-1475.
- Smyth, R., Mishra, V. and Qian, X. (2008) "The environment and well-being in urban China," *Ecological Economics*, 68, 547-555.
- Stevenson, B. and Wolfers, J. (2008) "Economic growth and subjective well-being: Reassessing the Easterlin paradox," *Brookings papers on economic activity*.
- Stevenson, B. and Wolfers, J. (2013) "Social Capital and Subjective Wellbeing in Europe: A New Approach on Social Capital," *Brookings papers on economic activity, Social Indicator Research*, 114, 493-511.
- Swenson, M.R. and Wells, W.D. (1997) "Useful correlates of pro-environmental behavior," in Goldberg, M.E., Fishbein M. and Middlestadt, S.E. (eds.) *Social Marketing: The Theoretical and Practical Perspectives*, Lawrence Erlbaum Associates, London, 91-109.
- Tella, R.D., MacCulloch, R.J. and Oswald, A.J. (2001) "Preferences over inflation and unemployment: evidence from surveys of happiness," *The American Economic Review*, 91 (1), 335-341.
- Tsunetsugu, Y., Lee, Y., Park, B.J., Tyrväinen, L., Kagawa, T. and Miyazaki, J. (2013) "Physiological and psychological effects of viewing urban forest landscapes assessed by multiple measurements," *Landscape and Urban Planning*, 113, 90-93.
- Tsurumi, T., Kuramashi, K. and Managi, S. (2013) "Determinants of Happiness: Environmental Degradation and Attachment to Nature," Managi, S. (eds.) *The Economics of Biodiversity and*

- Ecosystem Services, Routledge, New York.
- Tyrväinen, L., Mäkinen, K. and Schipperijn, J. (2007) “Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas,” *Landscape and Urban Planning*, 79 (1), 5-19.
- Tyrväinen, L., Ojala, A., Korpela, K., Lanki, T., Tsunetsugu, Y. (2014) “The influence of urban green environments on stress relief measures: A field experiment,” *Journal of Environmental Psychology*, 38, 1-9.
- Van Praag, B.M.S. (1991) “Ordinal and cardinal utility: an integration of the two dimensions of the welfare concept,” *Journal of Econometrics*, 50, 69-89.
- van Praag, B. and Baarsma, B. (2005) “Using happiness surveys to value intangibles: The case of airport noise,” *Economic Journal*, 115, 224-246.
- Videras, J., Owen, A.L., Conover, E. and Wu, S. (2012) “The influence of social relationships on pro-environment behaviors,” *Journal of Environmental Economics and Management*, 63 (1), 35-50.
- Watson, D., Clark, L.A. and Tellegen, A. (1988) “Development and validation of brief measures of positive and negative affect: The PANAS scales,” *Journal of Personality and Social Psychology*, 54 (6), 1063-1070.
- Watson D, Pennebaker J.W. (1989) “Health complaints, stress, and distress: exploring the central role of negative affectivity,” *Psychol Review*, 96, 234-254.
- Welsch, H. (2002) “Preferences over prosperity and pollution: environmental valuation based on happiness surveys,” *Kyklos*, 55 (4), 473-494.
- Welsch, H. (2006) “Environment and happiness: valuation of air pollution using life satisfaction data,” *Ecological Economics*, 58, 801-813.
- Welsch, H. (2007) “Environmental welfare analysis: A life satisfaction approach, *Ecological Economics*,” 62 (3-4), 544-551.
- Westaway, M.S. (2006) “A Longitudinal Investigation of Satisfaction with Personal and Environmental Quality of Life in an Informal South African Housing Settlement, Doornkop, Soweto,” *Habitat International*, 30, 175-189.
- World Health Organization (WHO) (2006) WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005, WHO Press, Geneva, Switzerland.
- Zabardast, E. (2009) “The Housing Domain of Quality of Life and Life Satisfaction in the Spontaneous Settlements on the Tehran Metropolitan Fringe,” *Social Indicators Research*, 90, 307-324.

5. 国際貿易に体化した環境負荷の計測

- 佐藤正弘 (2013) 「国際貿易と持続可能性指標」『グリーン成長の経済学—持続可能社会の新しい経済指標』昭和堂
- 佐藤正弘・仲山紘史 (2014) 「多地域産業連関 (MRIO) モデルを用いたバーチャル・ウォーターとバ