

KIER DISCUSSION PAPER SERIES

KYOTO INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH

Discussion Paper No.1405

“多地域間産業連関（MRIO）モデルを用いたバーチャル・ウォーター
とバーチャル・ランドの推計”

佐藤 正弘・仲山 紘史

2014 年 7 月



KYOTO UNIVERSITY
KYOTO, JAPAN

多地域間産業連関（MRIO）モデルを用いたバーチャル・ウォーター とバーチャル・ランドの推計*

Estimation of world virtual water and virtual land trade using a multi-regional
input-output (MRIO) model

佐藤 正弘[†] 仲山 紘史[‡]
Masahiro Sato, Hirofumi Nakayama

2014 年 7 月

要旨 Abstract

本稿では、国際貿易分析プロジェクト（Global Trade Analysis Project: GTAP）の最新のデータ等から多地域間産業連関モデル（multi-regional input-output model: MRIO model）を構築し、世界の貿易ネットワークに体化したバーチャル・ウォーターとバーチャル・ランドのフローの推計を行う。その上で、ヘクシャー・オリー・ヴァネック・モデルからの予測値などを用いて、現実のバーチャル・ウォーター貿易と水希少性との対応関係を検証する。その際、先行研究と異なり、物理的な資源量から経済的な利用可能量に視点を移す。推計の結果、バーチャル・ウォーターは、全般的な方向性と量において各国の水希少性を反映して流れていることがわかった。ただし、低所得国に限るとこうした関係は不明確になる。

This paper estimates the flows of virtual water and virtual land embodied in the world trade network by constructing a multi-regional input-output model (MRIO) model from the latest dataset of the Global Trade Analysis Project (GTAP). Then it evaluates the empirical relationship between virtual water trade and water scarcity by using the predictions from the Heckscher-Ohlin-Vanek model, where we focus on the concept of relative scarcity and economic availability rather than absolute scarcity and physical resource base that the existing literatures have adopted. We

* 本稿の第3節・第4節の推計結果は、平成25年度内閣府経済社会総合研究所委託調査「国際貿易の影響を勘案した持続可能性指標の在り方に関する調査研究」の研究成果をもとに、さらにこれを発展させたものである。第5節の分析は、平成26年度環境省環境経済の政策研究「環境経済の政策研究-高質で持続的な生活のための環境政策における指標研究」の研究の一環である。

[†] 京都大学経済研究所准教授（先端政策分析研究センター所属）

[‡] 京都大学経済研究所研究員（先端政策分析研究センター所属）

found that the world virtual water are flowing corresponding to the water scarcity of countries in general directions and amounts. But this relationship gets rather vaguer in the case of low income countries.

JEL classification: F18, Q24, Q25

Keywords: 水資源, バーチャル・ウォーター, バーチャル・ランド, 多地域間産業連関モデル, ヘクシャー・オリーン・ヴァネック・モデル, water resource, virtual water, virtual land, multi-regional input-output model, Heckscher-Ohlin-Vanek model

1. はじめに

水や肥沃な土地などの自然資本は、地球の構造上、地理的に極めて偏って賦存している。多くの場合、こうした自然資本の分布は、人口や消費、産業や技術といった人間システム側の要素の分布状況と必ずしも一致しない。このため自然資本には、常に両者のギャップから生じる地理的な需給不均衡の存在が潜在的に伴っている。

鉱物資源や化石燃料であれば、地下ストックから生み出されるフロー（資源）自体の輸送によって需給不均衡をある程度乗り越えることができる。しかし、農業に用いる大量の水資源や土壌は、経済的ないし技術的に、それ自体を輸送することが極めて難しいか、そもそも不可能である。

こうした自然資本については、自然資本そのものの代わりに、それを用いて生産された財を交換することで、需給不均衡を解消することができる。言い換えれば、生産物の交換を通じて、地域外の自然資本を間接的に利用するのである。こうした間接的な自然資本利用を、経済学では国際貿易に体化（embodied）した自然資本利用と呼ぶ。また、それを定量的に評価するために、1990年代以降、バーチャル・ウォーターやバーチャル・ランドなどの諸指標が開発されてきた。

本稿は、こうした流れの一環として、国際貿易分析プロジェクト（Global Trade Analysis Project: GTAP）の最新のデータ等から多地域間産業連関モデル（multi-regional input-output model: MRIO model）を構築し、世界の貿易ネットワークに体化したバーチャル・ウォーターとバーチャル・ランドのフローの推計を行うものである。

ところで、現実の世界において、バーチャル・ウォーターなどの仮想的な自然資本フローは、リアルな自然資本の地域ごとの希少性を反映し、豊富な地域から希少な地域に流れているのであろうか。後に見るように、少なくともバーチャル・ウォーター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。もし先行研究の評価が正しいとすると、今後、世界の人口増加とともに水資源をめぐる需給不均衡が拡大したとしても、バーチャル・ウォーター貿易は不均衡を解消する手段として有効に機能しないということになる。

そこで、本稿では、上記の推計結果をもとに、2つの点で先行研究の手法に変更を加えることで、バーチャル・ウォーター貿易と水希少性との対応関係を再検証する。2つの点とは、絶対的な希少性ではなく他の生産要素との関係での相対的な希少性に視点を移すこと、そして、賦存量の捉え方を物理的な資源量から経済的な利用可能量に変えることである。

以降、次節では、本稿で用いる用語の定義を確認した後、バーチャル・ウォーター貿易と水希少性との関係に関し、先行する実証研究の評価を振り返る。その上で、本稿の位置付けについて説明する。第3節では、国際貿易に体化した環境負荷を計測するための手法を整理し、それぞれの長短について論じた上で、MRIOモデルを用いた推計手法

を詳述する。第4節では、GTAPのデータベース等を用いてMRIOモデルを構築し、実際にバーチャル・ウォーター貿易とバーチャル・ランド貿易の推計を行う。第5節では、現実のバーチャル・ウォーター貿易と、ヘクシャー・オリー・ヴァネックのモデルからの予測値等を比較し、地理的な需給不均衡を解消する手段としてのバーチャル・ウォーターの有効性について検証する。最後に、第6節では結論を述べる。

2. 先行研究の動向と本稿の位置付け

2.1 用語の定義

本論に移る前に、本稿で用いるいくつかの用語について、定義を確認する。

2.1.1 バーチャル・ウォーターとバーチャル・ランド

バーチャル・ウォーター (virtual water, 以下 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¹、その後、論者によって様々な定義の変遷を経つつも、一般には、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。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、バーチャル・ランド (virtual land, 以下 VL) 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、輸入される農産物の生産に必要な土地面積を表す。ただし、ここでは上記の VW の定義との整合性から、財やサービスの生産過程で直接・間接に使われる土地面積を指すものとする。

2.1.2 消費ベース指標と生産ベース指標²

VW や VL といった指標を活用して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、さらに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、対象となる国や地域で消費される財やサービスの生産過程で直接または間接的に使われる自然資源の利用量や、そこで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中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、財のサプライチェーン上にある他の国や地域で生じた環境負荷も指標に含まれることになる。逆に、国内で生産されたものの、当該財自体もしくはそれをサプライチェーン上で使った他の財が海外で消費された場合は算入しない。

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

域の中での生産に直接使わ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。

VW や VL は、一国レベルで集計して消費ベース指標として用いることもできるが、その他にも、企業レベルや製品レベルなど様々なレベルに適用できるほか、輸出や輸入に体化した分のみを取り出して説明するのにも用いることもできる。

2.2 先行研究の動向

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た。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輸入量は幾何級数的に上昇するが、その値以上だと、水賦存量と穀物輸入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 2000 m³であったが、20 世紀末には 1500 m³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た。水希少性の指標には再生可能な水資源量に対する総利用量の割合を用い、水依存度の指標には総水利用量と 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た。

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 336.8 km³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の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た。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、世界各国の主要作物・畜産物などの消費に体化したウォーター・フットプリント³ (water footprint,

以下、WF) とその貿易フローを推計した。Hoekstra and Chapagain (2006)では、ウォーター・フットプリント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、水希少性と水輸入依存度の関係は中東の水希少国以外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。ここでも、水希少性の指標には再生可能な水資源に対する国の WF の割合を用い、水輸入依存度には総 WF に対する国外 WF⁴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、こうした状況が生じることがあるとしている。

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、極端な水希少国でも所得が低い場合は十分な輸入ができない場合があること、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。

一方、VL 貿易については、VW に比べると実証研究自体が少ない。Koellner and van der Sleen (2011)は、EUROSTAT の貿易データと FAOSTAT の農産物生産データを組み合わせて、EU27 国の 1995 年から 2005 年にかけての VL の純輸入量を推計した。Koellner らは、EU 諸国による域外における総土地利用面積は必ずしも増えていないが、ブラジルなど森林伐採リスクの高い国からの輸入を見直していく必要があると結論付けた。

VL 貿易と土地の希少性との関係について間接的に論じた研究としては、Qiang et al. (2013)が、VL 貿易によって国内の土地が節約される効果について論じている。Qiang らは、116 の農産物を 6 カテゴリーに分類し、中国の VL 貿易の分析を行った。Qiang らによれば、中国の VL の純輸入量は 1986 年の 442 万 ha から 2009 年の 2890 万 ha へと激増した。1986 年には VL 輸入の中心は穀物であったのに対して、2009 年には植物油用の油糧種子が 82%以上を占めており、こうした輸入構成の変化も VL 輸入量の増加の一因となっている。また、Qiang らは、VL 輸入の結果、年間 327 万 ha の国内土地資源が節約されていることを明らかにした。

2.3 本稿の位置づけ

本稿では、GTAP の最新のデータ等から MRIO モデルを構築し、世界全体の現実の VW 貿易と VL 貿易の推計を行う。MRIO 以外の推計手法との関係については後述する。その上で、VW についてのみ、先行研究のアプローチに以下の 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、本稿では、ヘクシャー・オリー・ヴァネック・モデル（以下、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を考慮に入れた検証を行う。

第二の変更点は、水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水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意思決定との直接の関係を測る基準としては必ずしも適切ではない。

経済的な意思決定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そのものではなく、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、経済主体間での水の配分が市場や制度の焦点となるような資源量である。

しかし、市場による配分が比較的機能している労働や資本と異なり、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市場データなどから定量的に把握することは難しい。そこで、本稿では、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。生産ベースの水利用量を用いることの利点は、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を示すため、経済主体が物理的・制度的にアクセスできない分は含まれないことである。反面、現在は利用されていないものの、物理的・制度的にはアクセス可能であり、たとえば国際食料価格の動向によっては直ちに生産に投入される分が含まれないという欠点がある。また、再生可能な水資源量と異なり、化石地下水の揚水などの持続不可能な水利用も計上されている可能性もある。

なお、同じように、VL と土地の希少性との関係性についても検証を行うことは可能だが、土地の希少性については、都市における集積の利益など、水資源以上に考慮すべき要素が多いことから、本稿では扱わず、今後の研究課題としたい。

3. 消費や貿易に体化した環境負荷の推計手法

3.1 推計手法の分類

消費や貿易に体化した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（2012）がある。星野他（2009）では、表 3-1 に示すように、マクロ経済統計や産業連関用を用いたトップダウン・アプローチと、ライフサイクル（LCA）分析やエコロジカル・フットプリント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。

表 3-1 推計手法の特徴及び課題

	特徴	課題
トップダウン アプローチ	マクロあるいは産業別の原単位は、いずれも付加価値ベースで計算された平均原単位である。	
マクロ 経済統計	GDP 統計の輸出入データと、二国間の貿易データから計算する。データの入手が容易で更新頻度も高く、推計方法も簡明なことから、全体的な傾向を時系列的な変化と最新の動向ともに見ることが可能である。	マクロの原単位を用いることから、ラフな推計である。
産業別貿易 ・生産統計	産業別の原単位、生産・貿易統計を用いて、産業別に貿易に伴う CO ₂ 排出量の移動を推計する。マクロ経済統計とほぼ同程度の速報性があり、より最新の動向を知ることが可能。	マクロ経済統計のみの推計よりは、データ収集・処理に若干時間を要する。各部門の直接排出のみを対象としている。
産業連関表	当該部門の直接的な排出だけではなく、国内・国外の需要によって誘発される他部門の CO ₂ 排出量を含めて把握することができる。	国際産業連関表は、同一接続年の表が揃わないことから、国によってデータ年次が異なる。一般均衡を前提としたカリブレーションを行うため、貿易データは原統計値とは異なる可能性がある。
ボトムアップ アプローチ	生産プロセスあるいは、特定の製品に着目し、固有の原単位を用いた推計を行うことができる半面、膨大なデータが必要となる。途上国への適用は難しい。	
ライフ サイクル分析	生産から流通、リサイクルまで、ライフサイクルの全ての段階での排出量を積み上げて求める。	使用や廃棄に伴う排出量は含めていない。製品のバリューチェーンをどの程度まで遡って推計するか、原材料として把握する製品は主要なものに限るか、などの検討事項については、WRI や WBCSD などによって一定の手順が示されている。

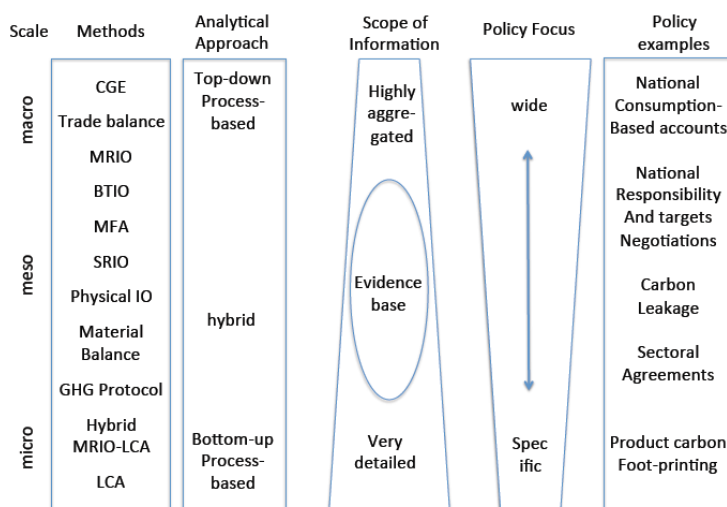
エコロジカル・フットプリント	特定の地域の経済活動に必要とされる土地と水域の面積。製品はその原材料ごとに必要な土地面積。エネルギーは、排出される CO ₂ の吸収に必要な森林面積に換算する。	製品貿易にともなうカーボンフットプリントは、製品重量に GFN (Global Footprint Network) の原単位を掛けて求めるが、原単位の妥当性の検証が困難。
ハイブリット LCA 分析	特定の製品を対象に、産業連関表からトップダウンデータを用いた生産プロセスからの排出量に、生産プロセスの特徴を反映したボトムアップデータを組み合わせて推計する。	産業連関表から製品のサプライチェーンを捉えることで、計算の簡素化を図る。

星野 他 (2009)より作成

また、Sato (2012)は、EC に関する 50 の先行研究のレビューを行い、図 3-1 に示すように、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⁵。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（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、一連の産業連関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、産業連関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、産業連関分析をトップダウン・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、本稿では、星野他 (2009)や Sato (2012)も含め多くの先行研究の分類に従い、LCA に産業連関アプローチは含まないこととする。

図 3-1 推計手法の対象領域



(出典) Sato (2012)

3.2 各種の推計手法

以下では、これらの推計手法のうち、特に、1) エコロジカル・フットプリント・アプローチ、2) LCA アプローチ、3) 産業連関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（二酸化炭素の場合は排出量）、 $Y_{N,i}$ は単位面積あたりの平均収量（二酸化炭素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。

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

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_I ）を加え、輸出に体化した EF（ EF_X ）をひくことで求める。 EF_I 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 アプローチや産業連関アプローチと異なり、少なくとも基

本的な EF は、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るわけではない。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。

2) LCA アプローチ

LCA アプローチは、個別品目の生産過程のデータを用いて、当該品目の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る (Lenzen et al. (2013b), Weber and Matthews (2007) など)。

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一つとなっている。たとえば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) などが存在する (Sato, 2012)。

一方で、産業連関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 (2009) など)。

3) 産業連関アプローチ

産業連関アプローチでは、産業連関モデルを用いて、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。

産業連関表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。

産業連関アプローチでは、分析の目的等に応じて、単一地域産業連関モデル (Single-Region Input-Output model: SRIO model)、二国間貿易産業連関モデル (Bilateral Trade Input-Output model: BTIO model)⁶、多地域間産業連関モデル (Multi-Region Input-Output model: MRIO model) 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。SRIO 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” (inter-regional cut-off effect) 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)。

3.3 多地域間産業連関モデル (MRIO) を用いた推計手法

3.3.1 多地域間産業連関表 (MRIOT) の推計

本稿では、Peters et al. (2011) の手法に従い、GTAP のデータベースを用いて多地域

間産業連関表（MRIOT）の推計を行う。推計手法の概要は以下の通りである（各記号の意味については表 3-2 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。

$$\mathbf{x}^r = \mathbf{Z}^{rr} \mathbf{1} + \mathbf{y}^{rr} + \mathbf{t}^r + \sum_s \mathbf{e}^{rs} \quad (3.1)$$

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。

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

(3.1) 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、(3.1) 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、

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{X} + \mathbf{Y} + \mathbf{T} \quad (3.2)$$

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。

(3.2)から、MRIOT の均衡産出量決定式は以下のようになる。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}(\mathbf{Y} + \mathbf{T}) \quad (3.3)$$

$\mathbf{A}$ の非対角線上の要素 $\mathbf{A}^{rs}$ の構築に必要となる $\mathbf{Z}^{rs}$ 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にかかわ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。

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

(3.3)の均衡産出量決定式は、国際輸送サービス $\mathbf{T}$ 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、本稿では、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。

以上の手続きにより、 r 国が提供する国際輸送サービス k の、 s 国 j 部門による利用額が推計される。これを全ての種類の国際輸送サービスについて、 s 国の j 部門による当該サービスの国内利用分に足し合わせることで $(Z_{kj}^{rs} + T_{kj}^{rs})$ 、国際輸送サービスを内生化することができる。

国際輸送サービスを内生化した内生部門の投入行列を用いて計算した投入係数行列を $\mathbf{A}'$ とすると、MRIOTの均衡産出量決定式は以下のように置き換えることができる。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{Y} \quad (3.4)$$

3.3.2 生産ベース指標、消費ベース指標の推計

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。

1) 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（排出原単位など）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。

$$D_p^r \equiv \mathbf{c}^{rT} \cdot \mathbf{x}^m = \sum_j c_j^r \cdot x_j^r \quad (3.5)$$

2) 貿易に体化した環境負荷

次に、(3.4)を用いて、 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。

$$\mathbf{D}^{rw} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{rw} \quad (3.6)$$

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。

$$\mathbf{D}^{wr} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{wr} \quad (3.7)$$

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。

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

表 3-2 GTAP データと MRIOT 推計に必要な行列の対応⁷

GTAP データ	対応する 行列	説明
国内データ		
$vd\mathbf{f}m_{ij}^r$	$\mathbf{Z}^{rr}$	r 国の j 部門による国内財 i の購入額
$vd\mathbf{p}m_i^r$		r 国の家計部門による国内財 i の購入額
$vd\mathbf{g}m_i^r$	$\mathbf{y}^{rr}$	r 国の政府部門による国内財 i の購入額
$vd\mathbf{k}m_i^r$		r 国の投資部門による国内財 i の購入額
$vd\mathbf{p}m_i^r + vd\mathbf{g}m_i^r + vd\mathbf{k}m_i^r$	$\mathbf{y}^{rr}$	r 国の最終需要部門による国内財 i の購入額
vst_k^r	$\mathbf{t}^r$	r 国の国際輸送サービス k の輸出額
$vx\mathbf{m}d_i^{rs}$	$\mathbf{e}^{rs}$	r 国から s 国への財 i の輸出額 (r 国の市場価格で評価)
$v\mathbf{o}m_i^r$	$\mathbf{x}^r$	r 国の財 i の総生産額
輸入データ		
$vi\mathbf{f}m_{ij}^s$	$\mathbf{Z}^m$	s 国の j 部門による財 i の輸入額
$vi\mathbf{p}m_i^s$		s 国の家計部門による財 i の輸入額
$vi\mathbf{g}m_i^s$	$\mathbf{y}^m$	s 国の政府部門による財 i の輸入額
$vi\mathbf{k}m_i^s$		s 国の投資部門による財 i の輸入額
$vi\mathbf{p}m_i^s + vi\mathbf{g}m_i^s + vi\mathbf{k}m_i^s$	$\mathbf{y}^m$	s 国の最終需要部門による財 i の輸入額
$vi\mathbf{m}_i^s$		s 国の財 i の総輸入額
国際貿易		
$vi\mathbf{m}s_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸入額 (s 国の市場価格で評価)
$vi\mathbf{w}s_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸入額 (s 国の世界価格で評価)
$vx\mathbf{w}d_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸出額 (r 国の世界価格で評価)
$vt\mathbf{w}r_{ki}^{rs}$		r 国から s 国へ財 i を輸送するために用いられた国際輸送サービス k の額
$vt\mathbf{w}_k$		国際輸送サービス k の世界全体での利用額
付加価値		
$v\mathbf{f}m_{ij}^r$		r 国の j 部門による財 i の購入額
$f\mathbf{t}rv_{ij}^r$		r 国の j 部門における要素 i からの税収
$f\mathbf{b}ep_{ij}^r$		r 国の j 部門における要素 i に対する要素ベースの補助金
$i\mathbf{s}ep_{ij}^r$		r 国の j 部門における財 i の投入に対する補助金
$o\mathbf{s}ep_j^r$		r 国の j 部門における通常の生産補助金
国際課税		
$t\mathbf{f}rv_i^{rs}$		r 国からの財 i の輸入に対する s 国の通常の輸入関税
$a\mathbf{d}rv_i^{rs}$		r 国からの財 i の輸入に対する s 国の反ダンピング関税
$m\mathbf{f}rv_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸出に関する多国間繊維合意 (MFA) 割当プレミアムの輸出関税相当額
$p\mathbf{u}rv_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸出に関する価格約束の輸出関税相当額
$v\mathbf{r}rv_i^{rs}$		r 国から s 国への財 i の輸出に関する自主的輸出規制の輸出関税相当額
$x\mathbf{t}rv_i^{rs}$		s 国への財 i の輸出に対する r 国の通常の輸出関税

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、最終消費財と中間財を区別していないことに留意が必要である。

3) 消費に体化した環境負荷の国際収支

(3.6)と(3.7)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。

$$D_b^r \equiv \sum_t \sum_i d_{t,i}^{rw} - \sum_t \sum_i d_{t,i}^{wr} \quad (3.8)$$

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)。この場合、図3-2のようなパターンが考えられる。ここからもわかるように、(3.8)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、(3.8)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3-3は、ケース2を表した概念図である。この場合、(3.8)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3-4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。

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。

図 3-2 ケース 1：自国への財の出入りが1度だけの場合

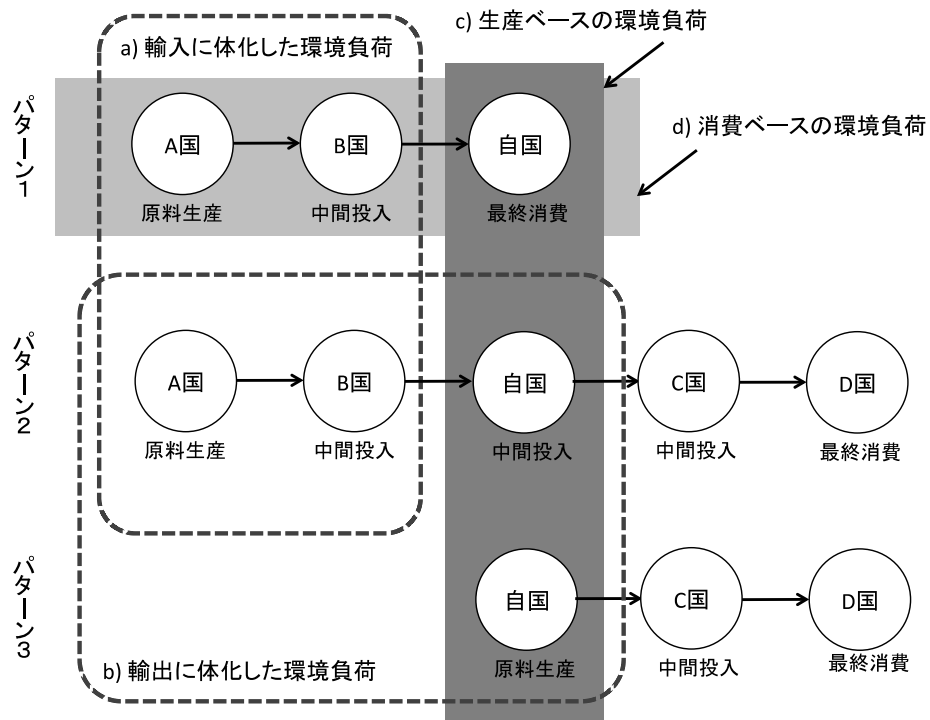


図 3-3 ケース 2：自国への財の出入りが2度以上の場合（自国で最終消費）

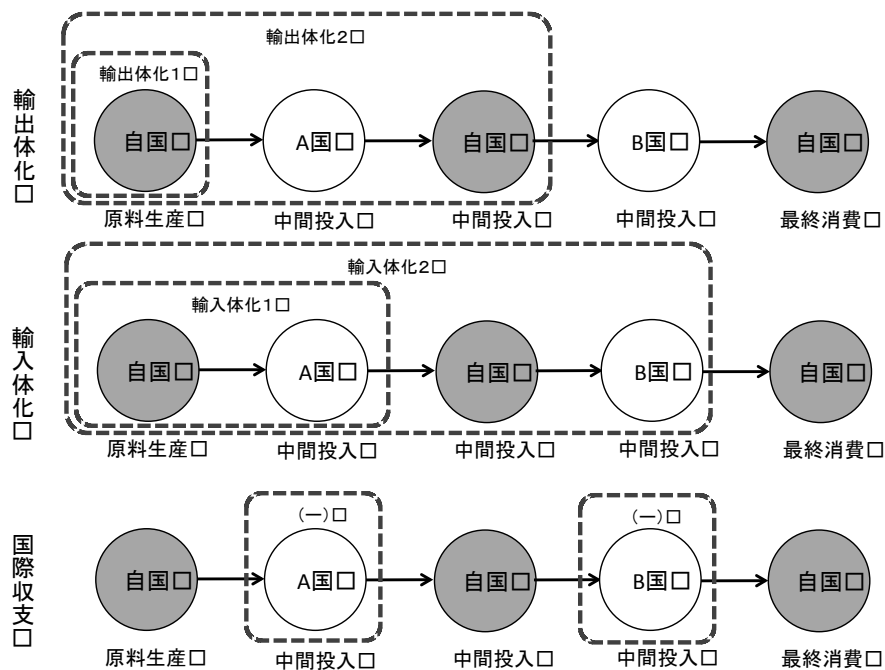
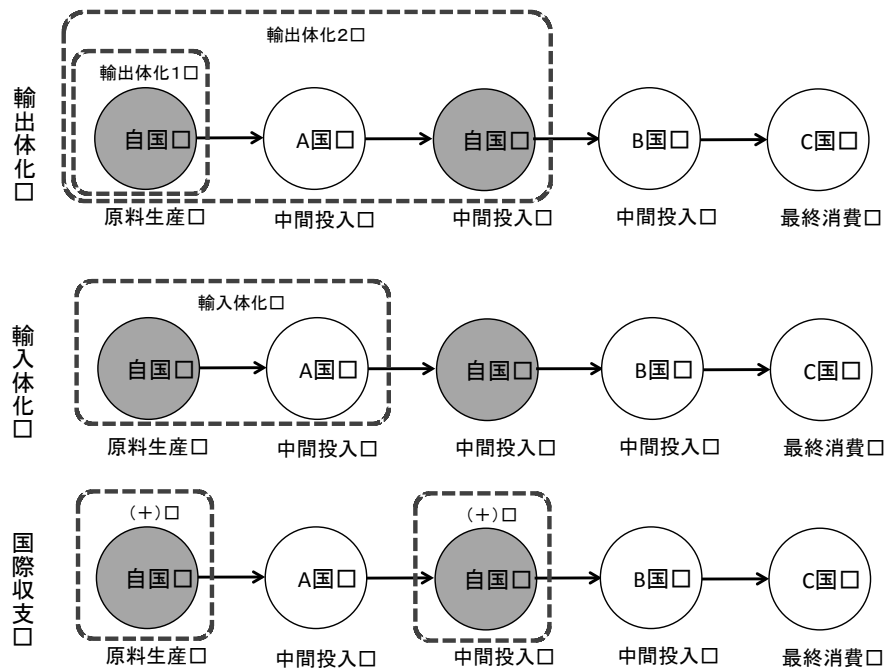


図 3-4 ケース 3：自国への財の出入りが2度以上の場合（他国で最終消費）



4) 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、(3.5)の生産ベース環境負荷から、(3.8)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。

$$D_c^r = D_p^r - D_b^r \quad (3.9)$$

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 3-2 の概念図に示されている。

3.3.3 環境負荷を巡る国家間の相互関係を評価する指標の推計

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、本稿では、消費ベース指標、生産ベース指標に加えて以下の推計を行う。

1) 特定国との貿易に体化した環境負荷

先述のように、(3.6)は r 国から世界への輸出に体化した環境負荷で、(3.7)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。

$$\mathbf{D}^{rs} = \hat{\mathbf{C}}(\mathbf{I} - \mathbf{A}')^{-1} \mathbf{F}^{rs} \quad (3.10)$$

ここでは、 $d_{t,i}^{rs}$ 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、最終消費財と中間財を区別していないことに留意が必要である。

2) 自国の消費に体化した特定国での環境負荷

次に、(3.6), (3.7)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、(3.6)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、(3.7)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国間で定義することもできる。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。

$$D_{b,t}^r \equiv \sum_i d_{r,i}^t - \sum_i d_{t,i}^r \quad (3.11)$$

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。

4. バーチャル・ウォーター貿易とバーチャル・ランド貿易の推計

4.1 データ

MRIOT の構築にあたっては、現時点での最新版である GTAP バージョン 8.1 の 134 カ国・地域、57 部門のデータを用いた。また、各部門の単位生産額当たりの環境負荷の算出にあたっては、水、土地それぞれについて、次のような処理を行った。なお、ここでは、単位生産額当たり水利用量を「水原単位」、単位生産額当たり土地利用量を「土地原単位」と呼称する。

水原単位は、各国の産業部門別の水利用量を GTAP の産業部門別生産額 (vom) で除して算出した。農作物生産に際する水利用量の算出にあたっては、FAOSTAT の農作物生産量データ (145 品目) に、Mekonnen and Hoekstra (2011a) 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 を乗じ、表 4-1 の対応に従って GTAP の産業部門別に集計した。家畜飼育に際する水利用量については、Mekonnen and Hoekstra (2012) における牧草地のグリーンウォーターと家畜の飲み水とサービス水⁸のためのブルーウォーターの国別総量を用いた。ただし、飼料用作物の栽培に用いられた水は農作物生産のための水利用量に含まれる。

国や作物によって WF のデータが欠落している場合は、次の処理を行った。グリーンウォーターとブルーウォーター⁹とグレイウォーター¹⁰のいずれか 1 つないし 2 つの WF の値のみがない場合は、統計上の欠落ではなく、生産自体が行われていないものとして扱った。

GTAP で「・・・のその他の国・地域 (rest of...)」に属する国がこれらの値をいずれも持たない場合、地域内の他の国の WF が存在するのであれば、それらの国の WF を FAOSTAT の生産量比で加重平均した値を地域の CWR として求め、これを適用した。構成国がいずれの値も持たない「北米のその他の国・地域」については、世界の平均値を用いた。香港と台湾については、中国本土の WF を適用した。

各農作物の生産量データについては、GTAP バージョン 8.1 の基準年である 2007 年に前後 5 年の幅をもたせ、2002 年～2012 年の平均値を用いた。これは、基準年のデータが存在しない国・地域があることと、2007 年以降の世界食料危機を含め、景気後退や異常気象に起因する短期的な変動の影響を極力排除するためである。表 4-2 の左側の GTAP の国・地域分類を構成する国・地域のうち、表の右側の国・地域は、生産自体が行われていない等の理由により FAOSTAT のデータが存在しないため、当該分類内のそれ以外の国・地域のデータのみ合算した。ただし、「世界のその他の国・地域」については、データのある構成国・地域が存在しないため、原単位も 0 とした。また、スーダンについては、GTAP の基準年に合わせ、南スーダンの分離独立（2011 年）以前の値を用いた。

表 4-1 GTAP 部門と FAO 農産物番号の対応表

GTAP 部門番号	FAOSTAT 品目番号
1	27
2	15
3	44,56,71,75,79,83,89,92,94,97,101,103,108
4	116,122,125,135,136,137,149,216,217,220,221,222,223,224,225,226,234,358,366,367,372,373,388,393,394,397,399,401,402,403,406,414,417,423,426,430,446,461,463,486,489,490,495,497,507,512,515,521,526,530,531,534,536,541,544,547,549,550,552,554,558,560,567,568,569,571,572,574,577,591,592,600,603,619
5	176,181,187,191,195,197,201,203,205,210,211,236,242,249,254,260,265,267,270,280,289,292,296,299,328,333,336,339
6	156,157,161
7	773,777,780,782,88,789,800,809,821,
8	656,661,667,677,687,689,692,693,698,702,711,720,723,748,826,836

表 4-2 水利用量・土地利用面積をゼロとした国・地域

GTAP の国・地域分類（番号）	国・地域名称
その他オセアニア（3）	北マリアナ諸島、ピトケアン諸島、アメリカ合衆国領有小離島
その他北米（29）	グリーンランド
その他南米（40）	フオー克蘭ド諸島（マルビナス）、南ジョージア島及び南サンドイッチ諸島
カリブ海諸国（48）	アンギラ、アルバ、オランダ領アンティル、タークス・カイコス諸島、アメリカ合衆国領有ヴァージン諸島

その他ヨーロッパ (85)	ジブラルタル, ガーンジー島, ローマ法王庁 (バチカン市国), マン島, ジャージー
その他北アフリカ (105)	リビア
その他西アフリカ (115)	カーボベルデ, セントヘレナ島及びアセンションとトリスタンダ・クーニャ
その他東アフリカ (129)	マヨット
その他世界 (134)	南極, ブーベ島, イギリス領インド洋地域, フランス領南方 南極地域

一方、土地原単位は、各国の産業部門別の土地利用面積を GTAP の産業部門別生産額 (*vom*) で除して算出した。土地利用面積データは、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、水原単位と同様に表 3-3 の分類に従って GTAP の産業部門別に集計した。表 4-2 の国・地域については、水原単位と同様の処理を行い、合算値または推計値を用いた。また、中国本土と香港、マカオ、台湾については、該当期間中の牧草地利用面積データがこれらの合計である中国全土のものしかないため、これを GTAP 第 9 部門の中国全土の生産額に占めるそれぞれの割合で按分した。ただし、マカオは GTAP 上で「東アジアのその他の国・地域」として取り扱われており、固有の *vom* は得られなかったため、土地利用データを米国中央情報局のファクトブックより取得した¹¹。

4.2 推計結果 (1) 水資源

4.2.1 消費ベースと生産ベースの水利用量

図 4.1 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 4.2 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 4.1 では、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。これらの国では、小麦のほか、油糧種子作物、飼料用作物、天然ゴムやカカオなどの水集約的な商品作物に多くの水資源を投入し、作物自体やその加工品を多く輸出している。実際、世界全体の主要農畜産物別の水利用量では、小麦と米を合わせた主要食用穀物に世界の農畜産物用の水の 25.3% が用いられ、次いで油糧種子作物に 21.7%、トウモロコシを含む飼料用作物などに 21.0%、牧草・家畜飼育に 26.1% が用いられてい

る¹²。

それに対して、バングラディシュ、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。一方、バングラディシュは消費ベースでも水利用量が少ない。

一人あたりの水利用量を見ると（図 4.2）、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。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は貿易を通じて平準化されているものと考えられる。この点については第 5 節で詳しく検証する。

図 4.3 は、各地域におけるグリーン・ブルーの種別でみた生産ベースと消費ベースの水利用量である。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他地域より高い。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。

水集約的な生産過程の集中によって生産ベース利用量が大きくなっていると考えられる国の特徴を見るため、表 4-3 に一人あたり生産ベース利用量の上位国における主要な水利用先の内訳を示した。ただし、表には人口 2,000 万人未満の国も含めている。これらの国での水利用には、主要食用穀物である小麦と米のほか、ウルグアイ、ボリビア、ニュージーランド、モンゴルのように牧草地でのグリーンウォーター利用が大きい場合や、パラグアイ、アルゼンチン、ブラジルのように油糧種子や飼料用の大豆栽培のための水利用が大きい場合、マレーシアやコートジボワールのように、アブラヤシ、カカオ豆、天然ゴムなどの作物要水量（crop water requirement: CWR）が比較的大きな商品作物のための水利用が大きい場合などがある。

4.2.2 消費に体化したバーチャル・ウォーター貿易

図 4.4 は、世界の地域間の VW 貿易のフローを示したものである。(a)は純輸出地域側から見た供給先、(b)は純輸入地域側から見た供給元、(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。

図 4-1 生産ベースと消費ベースの水利用量（国合計，㎥/年）

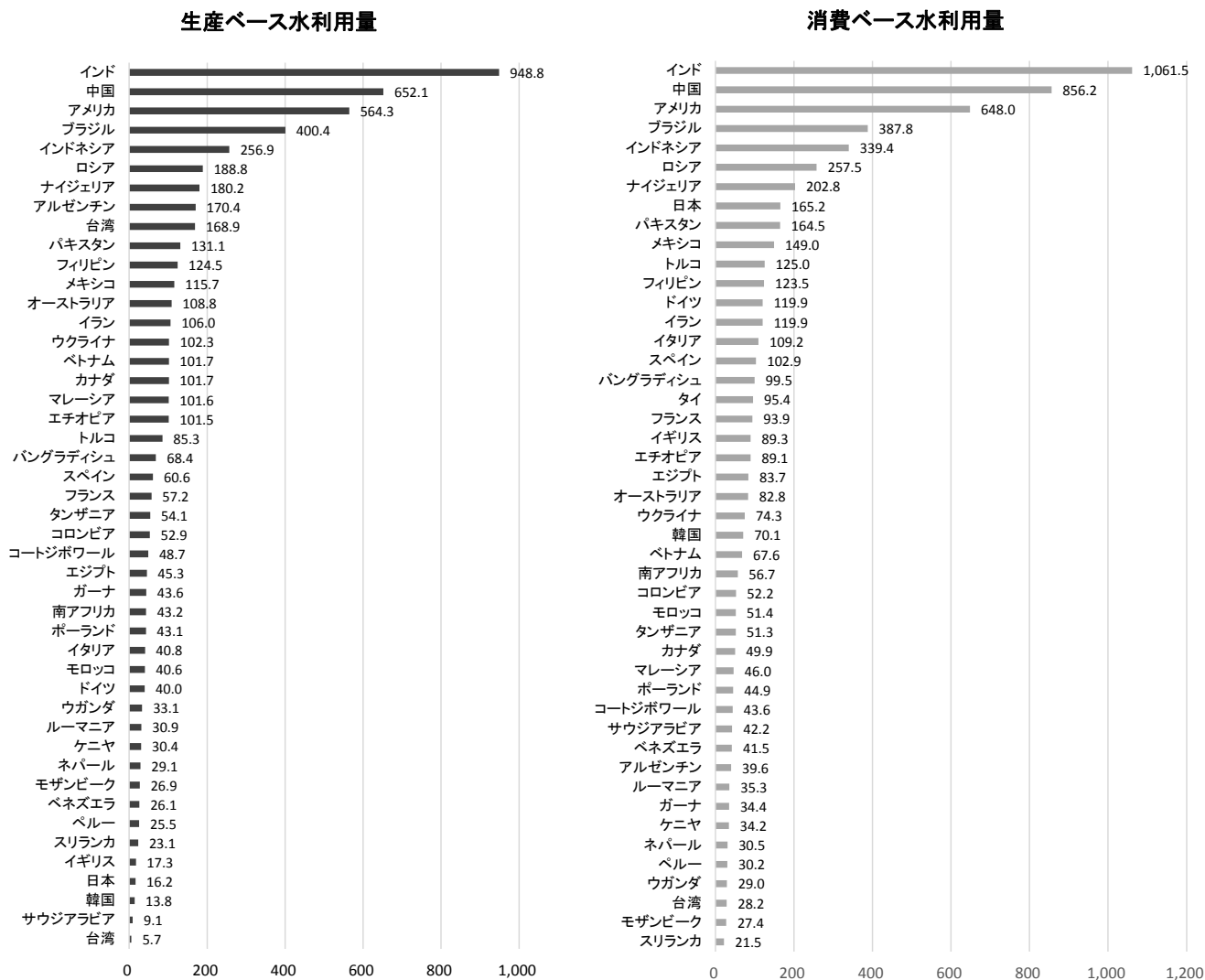
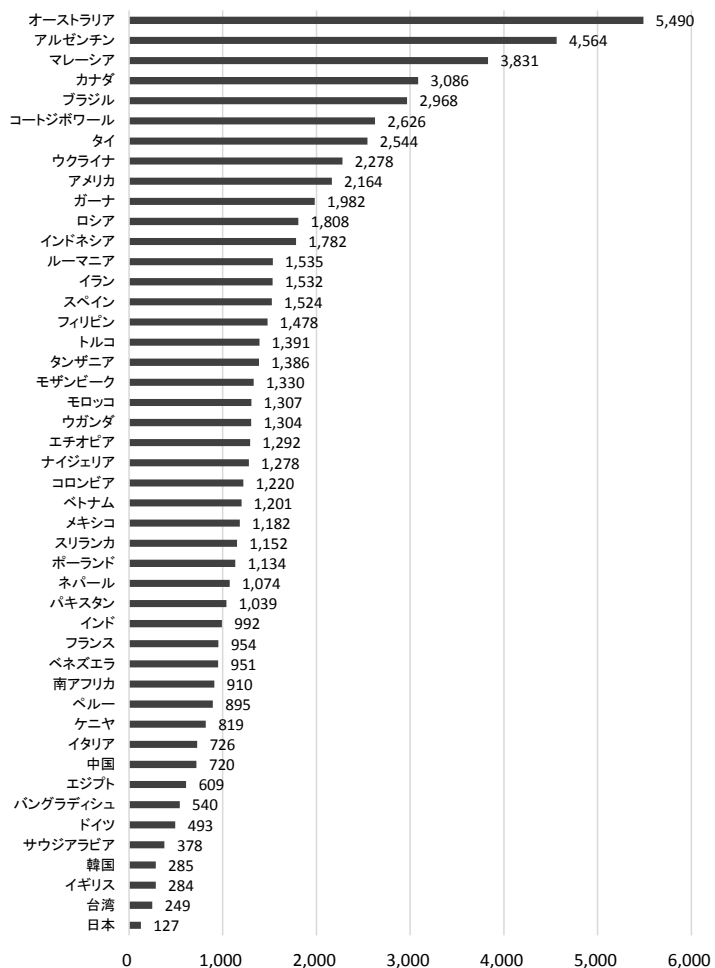


図 4-2 生産ベースと消費ベースの水利用量（一人あたり、m³/年）

生産ベース水利用量



消費ベース水利用量

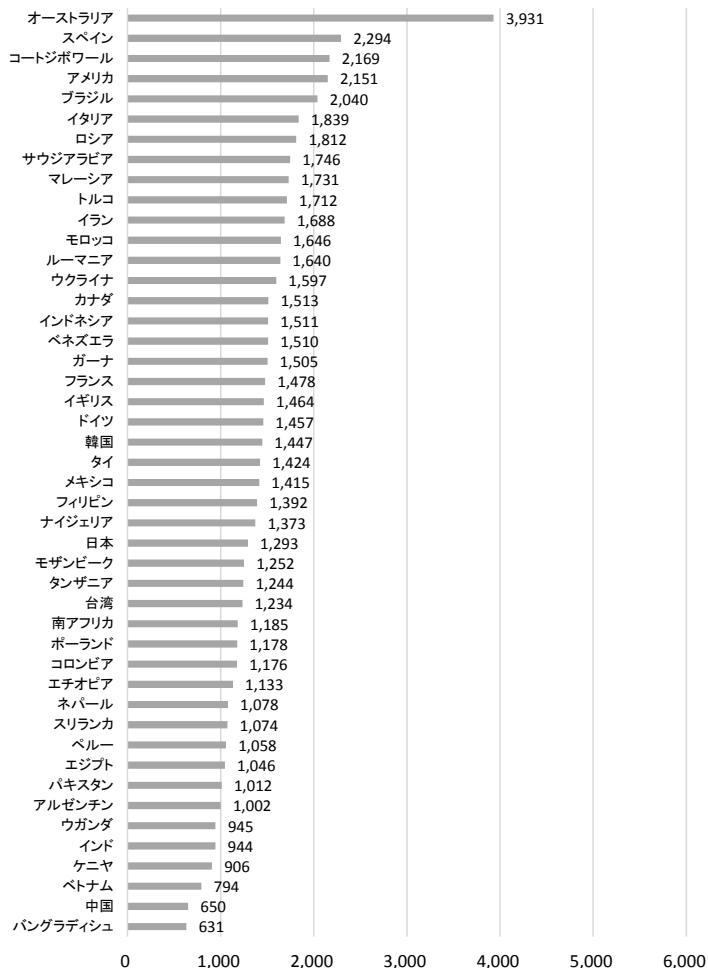


図 4-3 グリーン・ブルー別の水利用量（国合計，㎥/年）

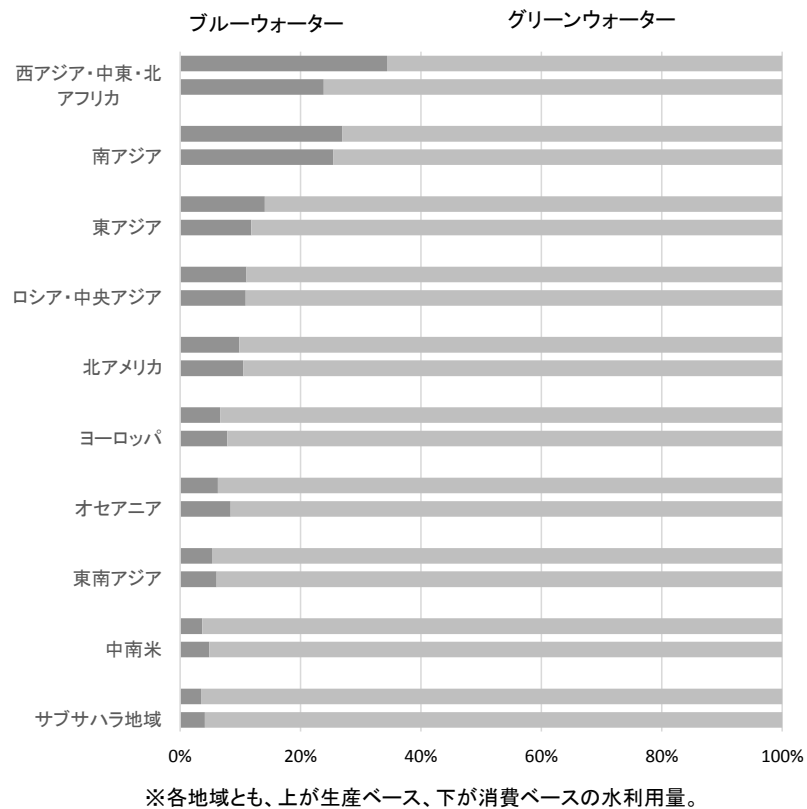


表 4-3 一人あたり生産ベース水利用量の上位国における主要な水利用先

順位	国	主要な水利用先（国内利用量に占める割合（％））
1	オーストラリア	小麦（36.4），牧草・家畜飼育（28.7），大麦（10.6）
2	ウルグアイ	牧草・家畜飼育（46.5），大豆（19.4），小麦（10.7），（10.1）
3	パラグアイ	大豆（44.3），トウモロコシ（15.6），牧草・家畜飼育（10.1）
4	アルゼンチン	大豆（46.8），小麦（12.9），トウモロコシ（10.9），牧草・家畜飼育（10.7）
5	カザフスタン	小麦（68.1），大麦（8.8），牧草・家畜飼育（6.8）
7	マレーシア	アブラヤシ（64.7），天然ゴム（21.1），米（6.8）
8	ボリビア	牧草・家畜飼育（54.0），大豆（14.7），トウモロコシ（6.8）
9	ニュージーランド	牧草・家畜飼育（89.5）
10	モンゴル	牧草・家畜飼育（94.2）
11	カナダ	小麦（31.8），セイヨウアブラナ（27.9），大麦（8.7）
12	ブラジル	大豆（22.2），トウモロコシ（14.3），サトウキビ（12.6）
13	コートジボワール	カカオ豆（36.4），カシューナッツ（12.1），食用バナナ（8.0）

純輸出地域側から見ると、各地域内で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、西アジア・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はヨーロッパに集中している。

純輸入地域側から見ると、ヨーロッパが世界最大の VW 需要者になっており、日本と西アジア・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西アジア・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 4.5 は、消費に体化した VW の国別の国際収支である。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。

表 4.4 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。

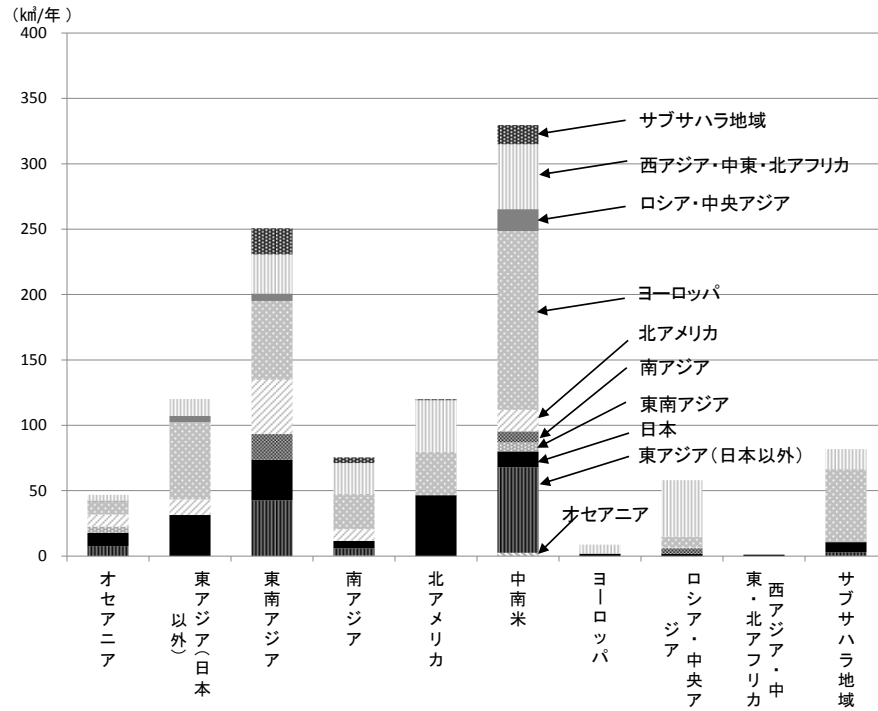
4.2.3 消費に体化した水利用の国外依存度

図 4-6 は、2つの視点から、消費に体化した水利用の国外依存度を表したものである。いずれも、これまで同様、人口 2,000 万人以上の国のみ表示している。

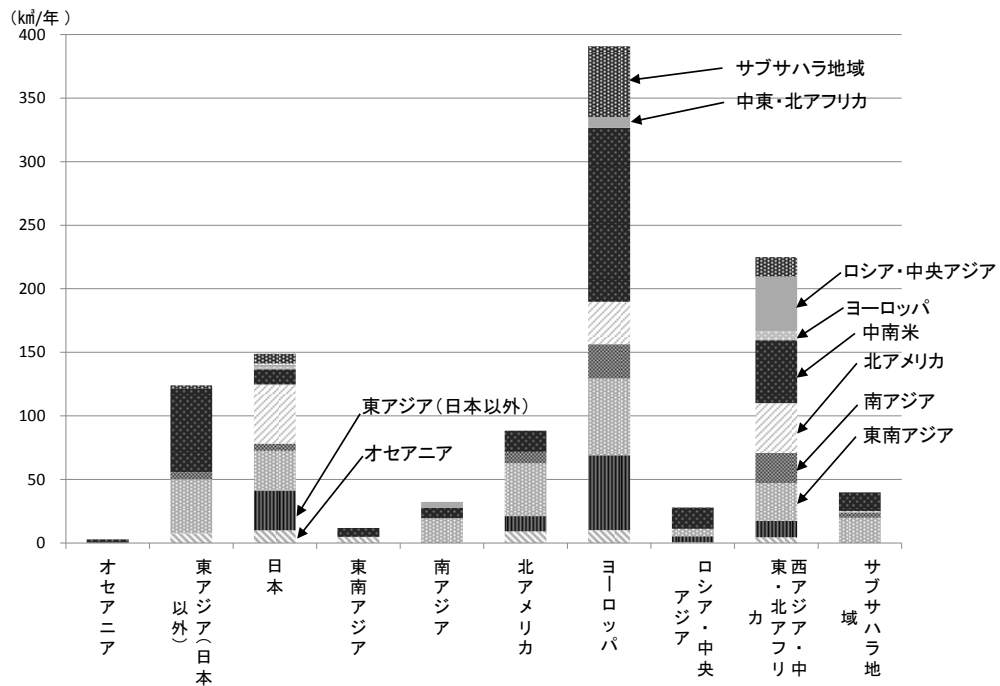
まず、(a)は、消費ベース水利用量が、自国の消費のために使っている自国の水資源の何倍に当たるのかを示している。消費に体化した水利用量のうちどの程度を自国の水でまかなっているかを示しているとも言える。程度の差こそあれ、ほぼ全ての国が国外で生産された農産物を消費しているため、ブラジル、アルゼンチン、中国といった VW の純輸出国であっても、割合は 100%以上となる。図からわかるように、大半の国は、国外依存度が 100~150%の間にあり、自国の消費のための水の多くを国内でまかなっていることがわかる。しかし、日本、イギリス、韓国、台湾、サウジアラビア、ドイツは 400%を越えており、特に日本の 1051%は群を抜いている。

図 4.4 地域間のバーチャル・ウォーター貿易

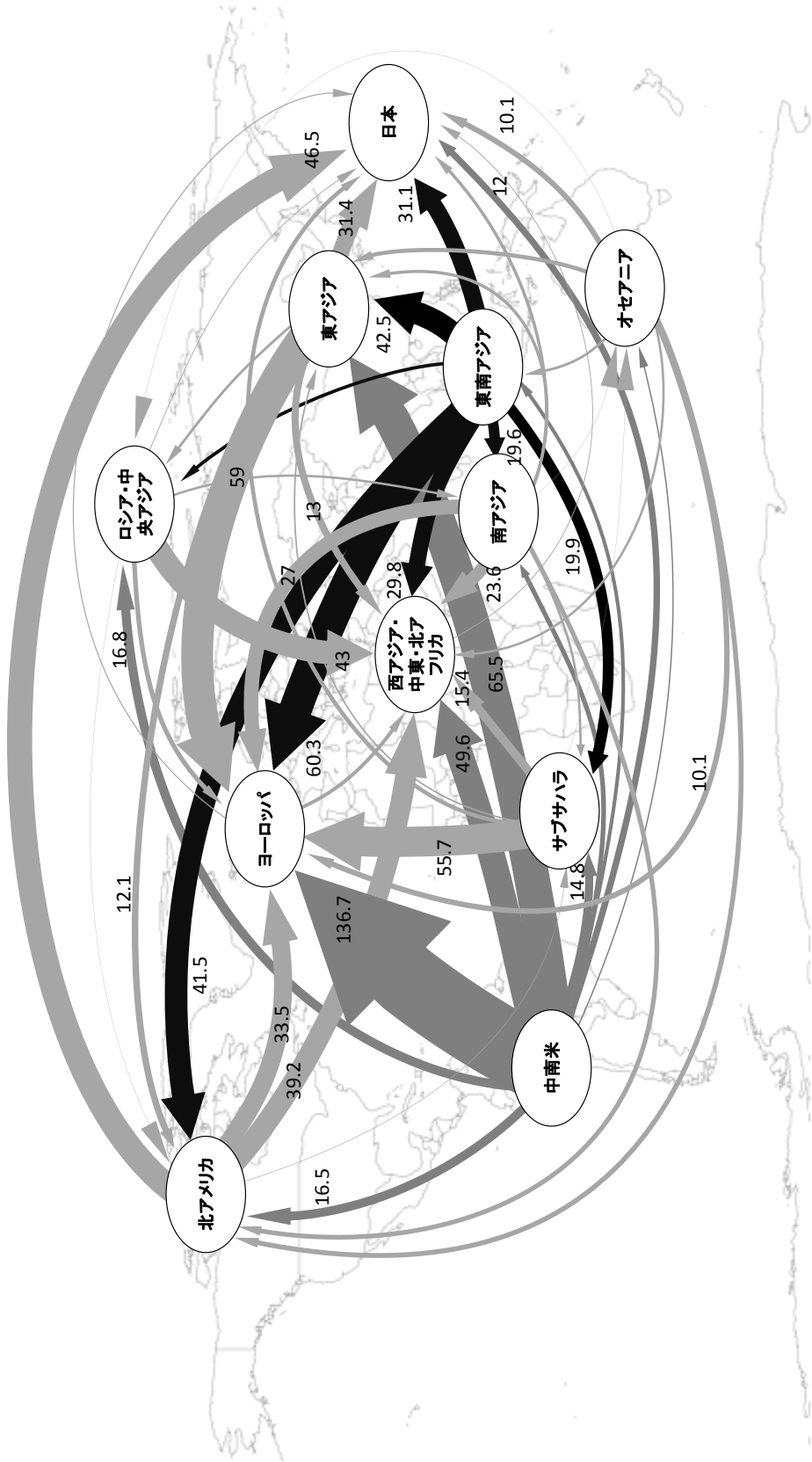
(a) 純輸出地域側から見た供給先



(b) 純輸入地域側から見た供給先



(c) 世界のバーチャル・ウォーター貿易フロー



※数字は純輸出力量 (km³/年)

図 4-5 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，㎥/年）

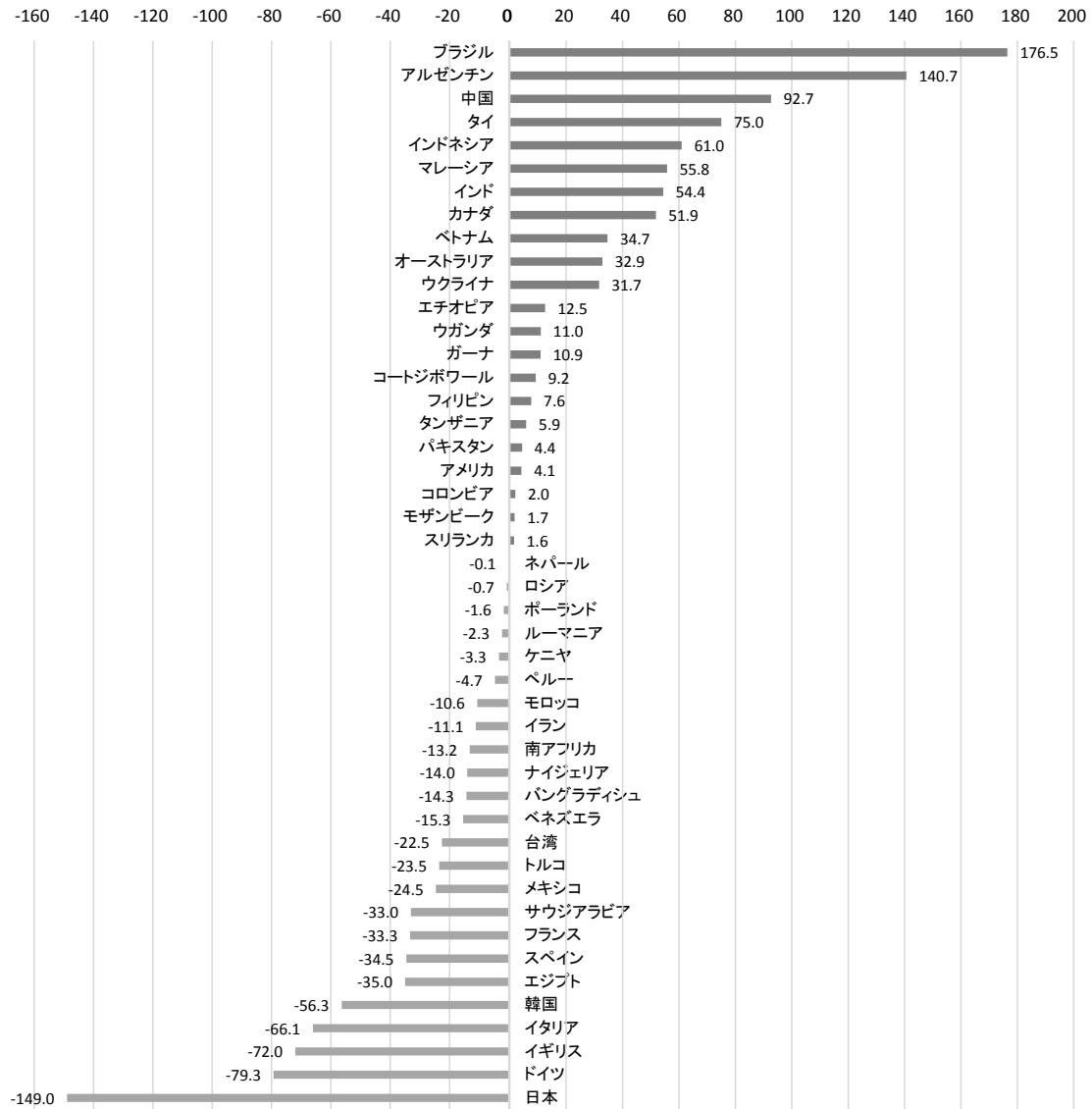


表 4-4 消費に体化した VW 輸出の上位 10 例

総輸出量			純輸出量		
輸出元	輸出先	輸出量 (km ³) *	輸出元	輸出先	輸出量 (km ³) **
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%)

* 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。

** 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。

(b)は、消費ベース水利用量と生産ベース水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水も含め、国内で実際に生産に利用している水によって、消費ベースの水利用量をどの程度まかなえるかを示している。アルゼンチン、マレーシア、カナダ、タイ、ベトナム、ブラジル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、消費ベースの水利用量を十分に自国の水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、イギリス、韓国、台湾、サウジアラビア、ドイツ、イタリアは、この意味での国外依存度も 200%を越えており、国内の全ての水利用量を国内消費向けに切り替えたとしても、消費ベースの水利用量をまかなうことができない。ここでも、日本の 1018%は群を抜いている。

4.2.4 消費に体化した水利用をめぐる国家間の相互関係

1) 各国の消費に体化した自国水資源の消費国別割合（各国による占有率）

次に、消費に体化した水利用量をめぐる特定の国どうしの相互関係を見ていこう。

図 4-7 は、いくつかの特徴的な国について、各国の消費に体化した自国の水利用量の消費国別の構成比を示したものである。言い換えれば、自国の水資源がどの国の消費のために使われているかを示している。

134 カ国・地域の平均では、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。国・地域を通じた合計値で見ても、世界の水利用量の 73.4%は自国の消費のために使われている。それに対して、東アジアの国々は、日本が 96.8%、韓国が

92.7%など、自国の消費のために使う比率が高い。中国も各国平均よりは若干高い。南アジアでは、インドも自国の水利用量の9割を自国の消費のために使っている。一方、東南アジアの国々は他国の消費向けの水利用が多く、タイやマレーシアは、アメリカ、日本、中国といった国の消費のために水を多く使っている。北米では、カナダはさらに他国向けの割合が高く、自国向けの17.9%を上回る19.9%の水をアメリカの消費のために使っているほか、日本向けも13.4%と極めて多い。西欧諸国では、ドイツが60.6%、フランスが54.8%と、自国消費向けの水利用は各国平均より低いものの、VWの主な輸出先はヨーロッパの他の国々が大半を占めている。オセアニアでは、オーストラリアが7.8%、ニュージーランドが4.1%の水を日本の消費向けに使っている。南米諸国で目につくのは、中国向けの水利用の多さである。特に、世界最大のVW純輸出国であるブラジルとアルゼンチンでは、それぞれ5.3%、14.8%の水を中国の消費のために使っており、いずれも他国の消費向けでは首位である。ウルグアイも、中国向けが9.6%と大きい。表4-4で見たように、南米諸国から中国へのVW輸出は絶対量でも世界の上位を占めている。

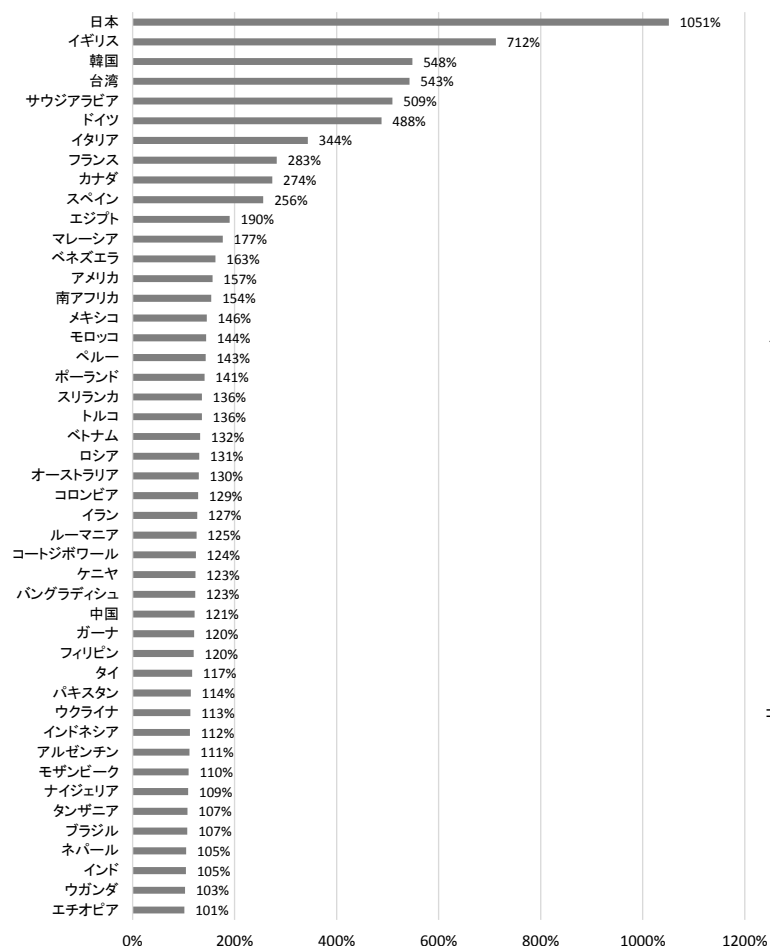
2) 自国の消費に体化した各国水資源の利用割合（各国への依存度）

先程とは逆に、図4-8は、自国の消費に体化した各国での水利用量の構成比を示したものである。言い換えれば、自国の消費が各国の水資源にどの程度依存しているかを示している。言うまでもなく、図4-6に示した国外依存度のグラフに対応している。

134カ国・地域の平均では、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。東アジアでは、日本と韓国は、自国の水でまかなえている割合が9.5%と18.2%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。日本や韓国とは対照的に、中国は82.3%を自国の水資源でまかなっているが、国外だとやはりブラジルやアルゼンチンといった南米諸国への依存が高くなっている。台湾は、パナマ、コスタリカ、カナダといった北中米諸国を抜いて、アメリカへの依存度が36.8%と極めて高い。西欧諸国も、フランスが35.4%、ドイツが20.5%、イギリスが14%と、日本や韓国と同じく、自国資源でまかなえている割合が低い。なお、インドと中国は、現在のところ、8割～9割の水を自らまかなっているが、両国の水ストレスは、人口・消費の増加とともに急速に悪化することが予想され、今後の動向を注視する必要がある。

図 4-6 消費に体化した水利用の国外依存度

(a) 消費ベース水利用量／自国の消費に
体化した自国での水利用量



(b) 消費ベース水利用量／
生産ベース水利用量

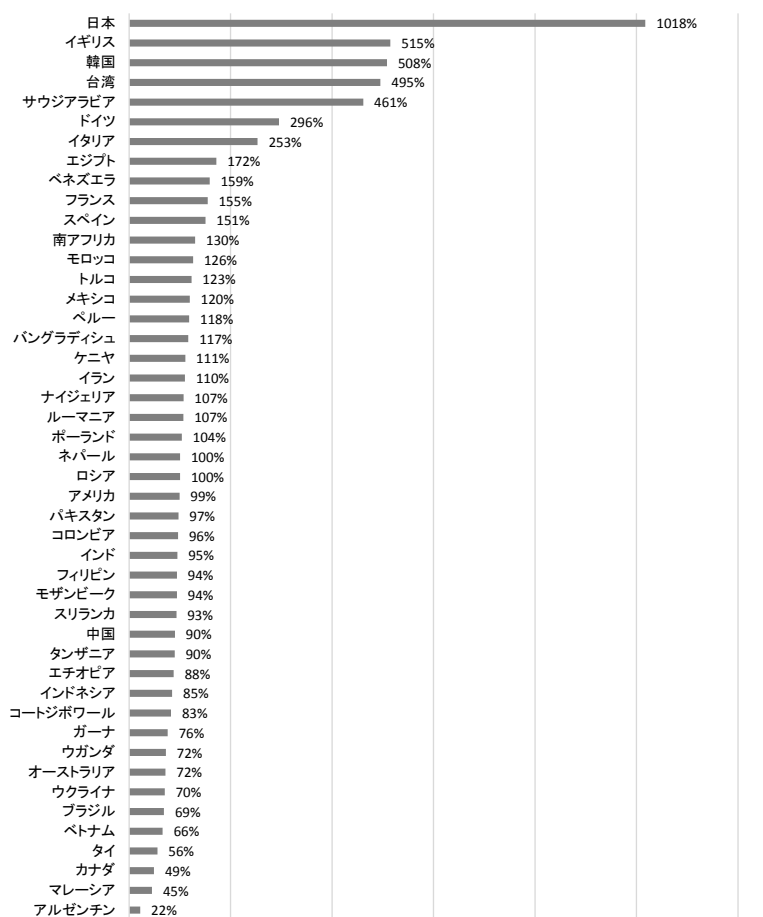


図 4-7 各国の消費に体化した自国水資源の消費国別割合

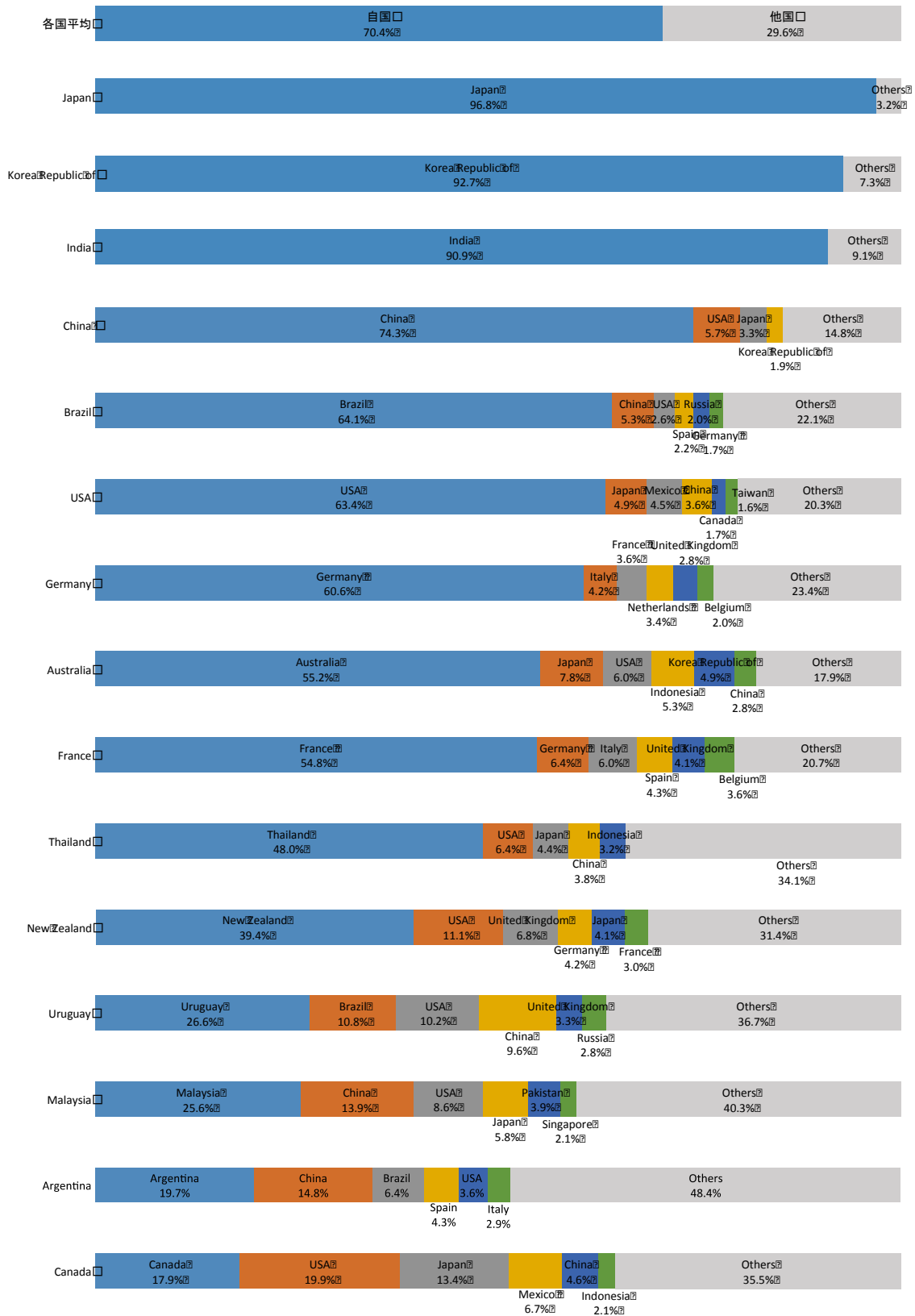
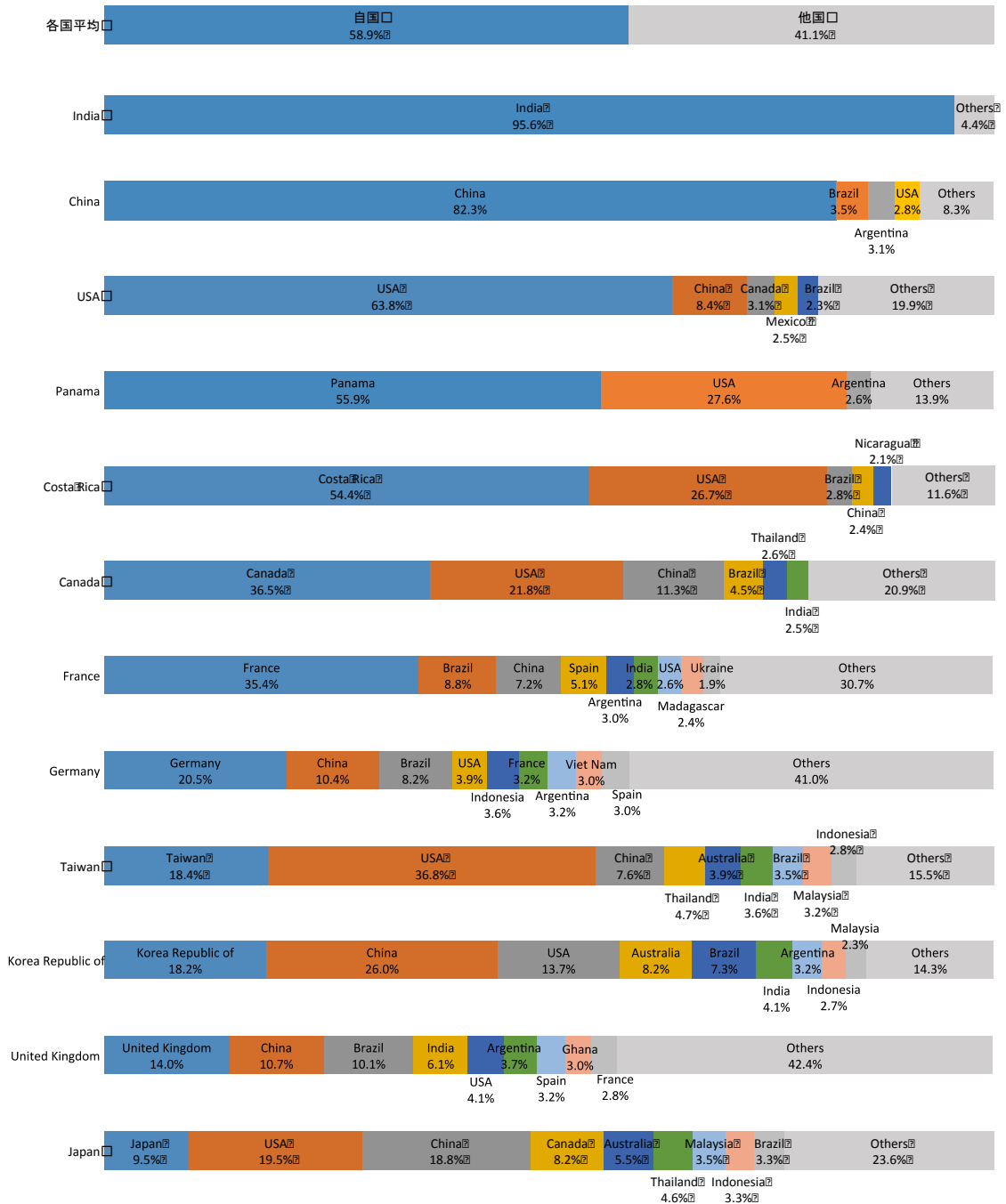


図 4-8 自国の消費に体化した各国水資源の利用割合



4.3 推計結果（2）土地

4.3.1 消費ベースと生産ベースの土地利用面積

図 4-9 は各国の生産ベースと消費ベースの土地利用面積で、図 4-10 はその一人あたりの数値である。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 4-5 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 4-5 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	生産ベース土地投入面積 (km ²)	牧草地面積 (km ²)	割合 (%)
中国	549,457,352	385,235,000	70.1
オーストラリア	402,359,819	377,664,000	93.9
アメリカ	359,621,522	260,460,000	72.4
ブラジル	259,466,908	196,111,000	75.6
カザフスタン	201,332,177	185,000,000	91.9
インド	195,188,100	10,354,000	5.3
サウジアラビア	170,850,501	170,000,000	99.5
ロシア	145,305,930	92,032,000	63.3
アルゼンチン	139,668,685	110,246,000	78.9
モンゴル	113,358,036	113,122,000	99.8
メキシコ	91,358,163	75,532,000	82.7
南アフリカ	89,575,368	83,948,000	93.7
ナイジェリア	80,945,275	37,722,000	46.6

一人あたりの土地利用面積を見ると、水資源の場合と同じく、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くなっている。生産ベース土地利用面積は、国土面積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、消費ベース土地利用面積については、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 4-9 生産ベースと消費ベースの土地利用面積（国合計、km²/年）

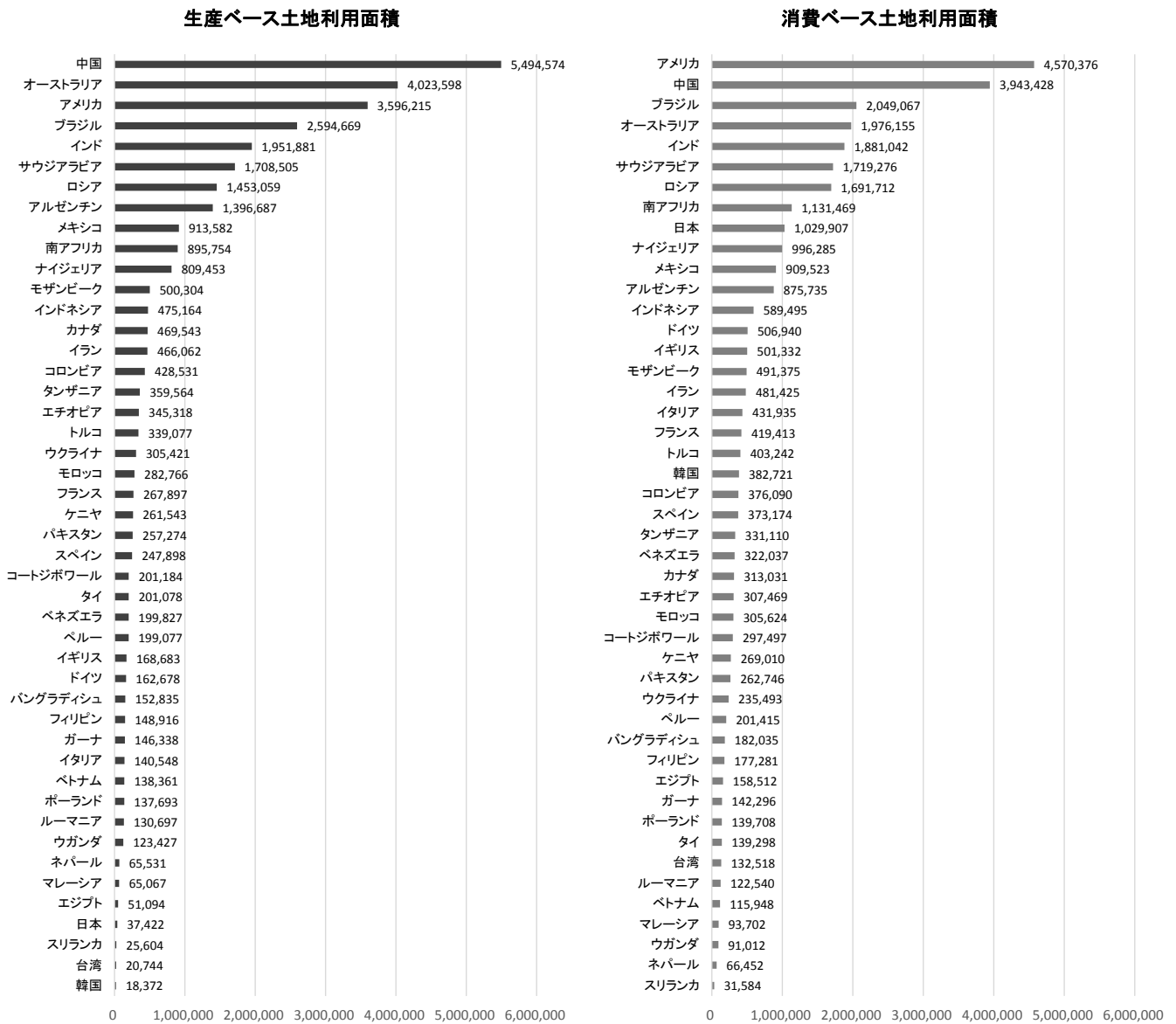
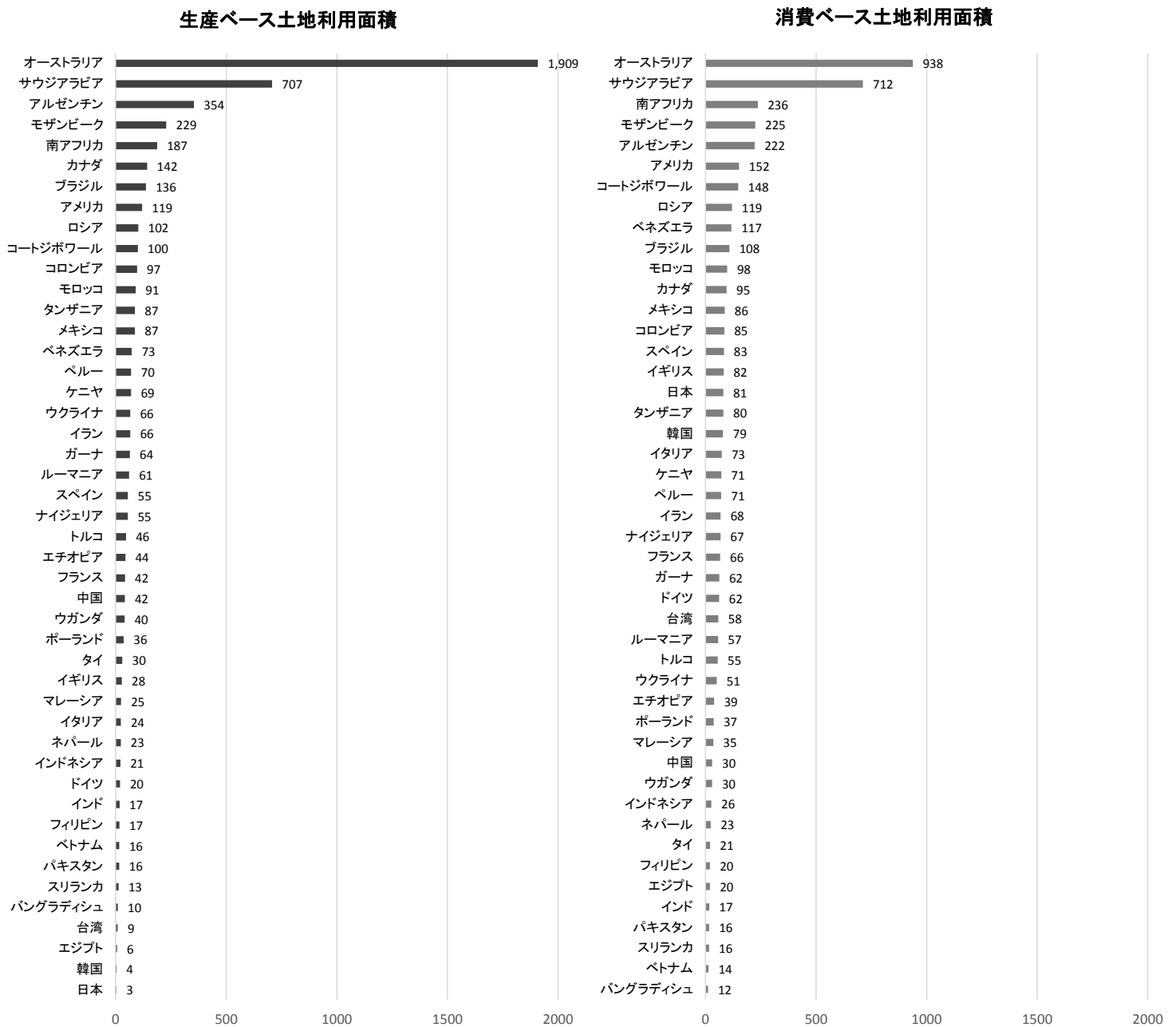


図 4-10 生産ベースと消費ベースの土地利用面積（一人あたり、a）



個別の国で見ると、他方、日本、韓国、台湾、バングラディシュ、スリランカ、ベトナム、フィリピンなどモンスーンアジアの多くの国が、一人あたりの生産ベース土地利用面積では世界最低水準に位置している。これらの国では牧草地の割合が低く、土地投入の多くを稲作に使っている（表 4-6）。

表 4-6 稲作地面積上位国の生産ベース土地投入面積と稲作地割合

国名	生産ベース土地投入面積 (km ²)	稲作地面積 (km ²)	割合 (%)
バングラディシュ	152, 835	110, 125	72
タイ	201, 078	108, 507	54
ベトナム	138, 361	74, 544	54
カンボジア	47, 140	25, 348	54
韓国	18, 372	9, 460	51
日本	37, 422	16, 506	44
ラオス	21, 316	7, 893	37
スリランカ	25, 604	9, 300	36
フィリピン	148, 916	42, 960	29
インドネシア	475, 164	123, 441	26

4.3.2 消費に体化したバーチャル・ランド貿易

図 4-11 は、消費に体化した VL 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。国際収支では、世界有数の牧草地面積を有するオーストラリアと中国が巨大な純輸出国で、アメリカと日本が純輸入国となっている。日本の VL の純輸入面積は、世界全体の消費に体化した VL の総貿易面積の約 9.3%、純貿易面積の 11.2% に相当する。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純輸入国である。

表 4-7 は、消費に体化した VL 貿易面積が大きい 2 国間関係の上位 20 例を示したものである。総輸出面積、純輸出面積ともに、中国からアメリカ、オーストラリアから日本、ナミビアから南アフリカへの輸出が上位を占めている。

図 4-11 消費に体化したバーチャル・ランドの国際収支（国合計， km^2 ）

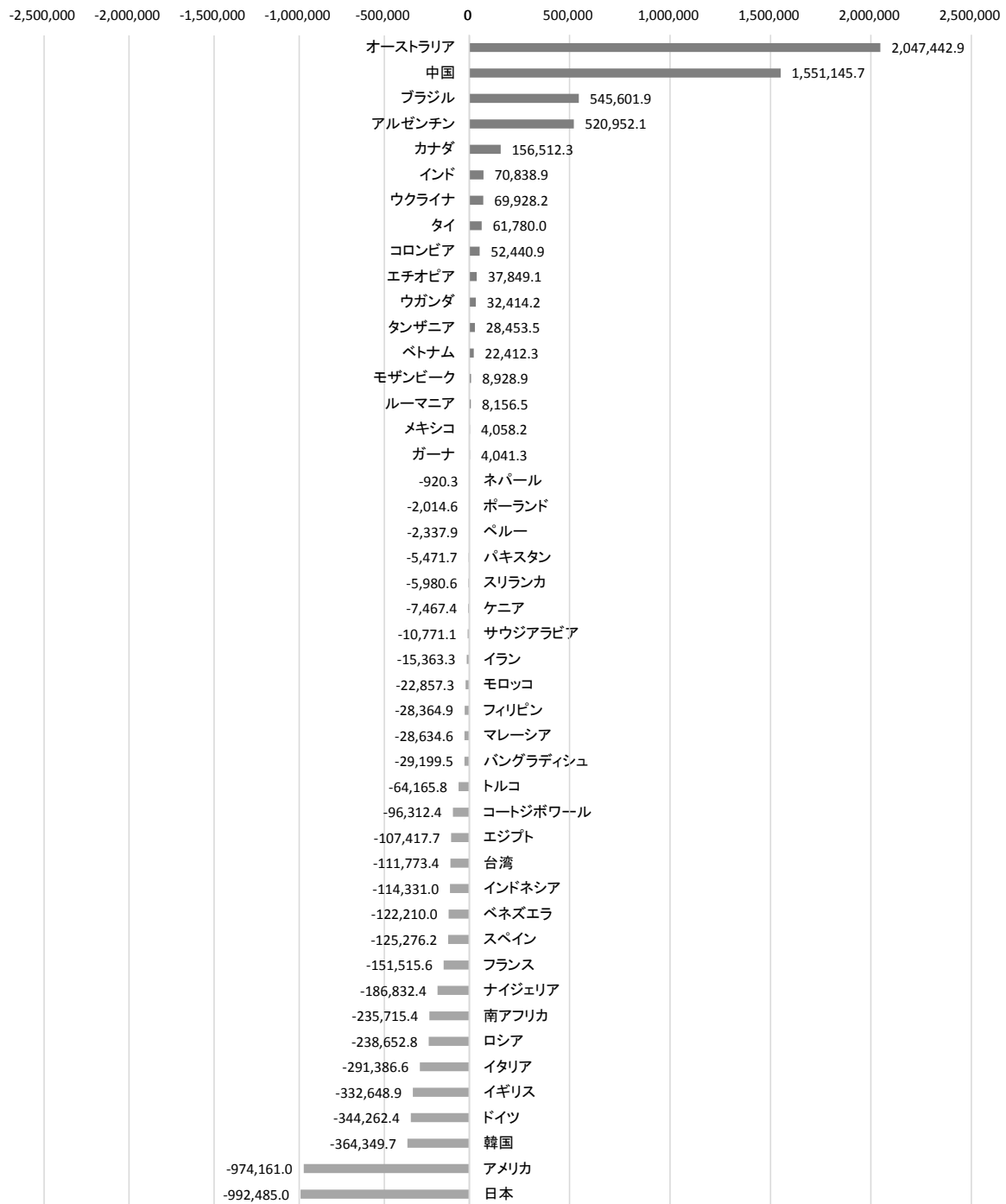


表 4-7 消費に体化した VL 輸出の上位 10 例

総輸出面積			純輸出面積		
輸出元	輸出先	輸出面積 (km ²) *	輸出元	輸出先	輸出面積 (km ²) **
中国	アメリカ	550,639 (5.1%)	オーストラリア	日本	540,011 (6.1%)
オーストラリア	日本	540,035 (5.0%)	中国	アメリカ	494,555 (5.6%)
ナミビア	南アフリカ	195,211 (1.8%)	ナミビア	南アフリカ	192,134 (2.2%)
メキシコ	アメリカ	155,542 (1.5%)	サウジアラビア	カタール	96,118 (1.1%)
カナダ	アメリカ	131,506 (1.2%)	カナダ	アメリカ	87,253 (1.0%)
サウジアラビア	カタール	96,144 (0.9%)	ブラジル	ロシア	83,314 (0.9%)
アメリカ	メキシコ	95,016 (0.9%)	アメリカ	日本	82,024 (0.9%)
ブラジル	ロシア	83,605 (0.8%)	コロンビア	ベネズエラ	61,524 (0.7%)
コロンビア	ベネズエラ	61,658 (0.6%)	メキシコ	アメリカ	60,527 (0.7%)
アルゼンチン	ドイツ	55,157 (0.5%)	アルゼンチン	ドイツ	55,129 (0.6%)

* 括弧内は、消費に体化した VL の総貿易面積の世界合計に占める割合。

** 括弧内は、消費に体化した VL の純輸出面積の世界合計に占める割合。

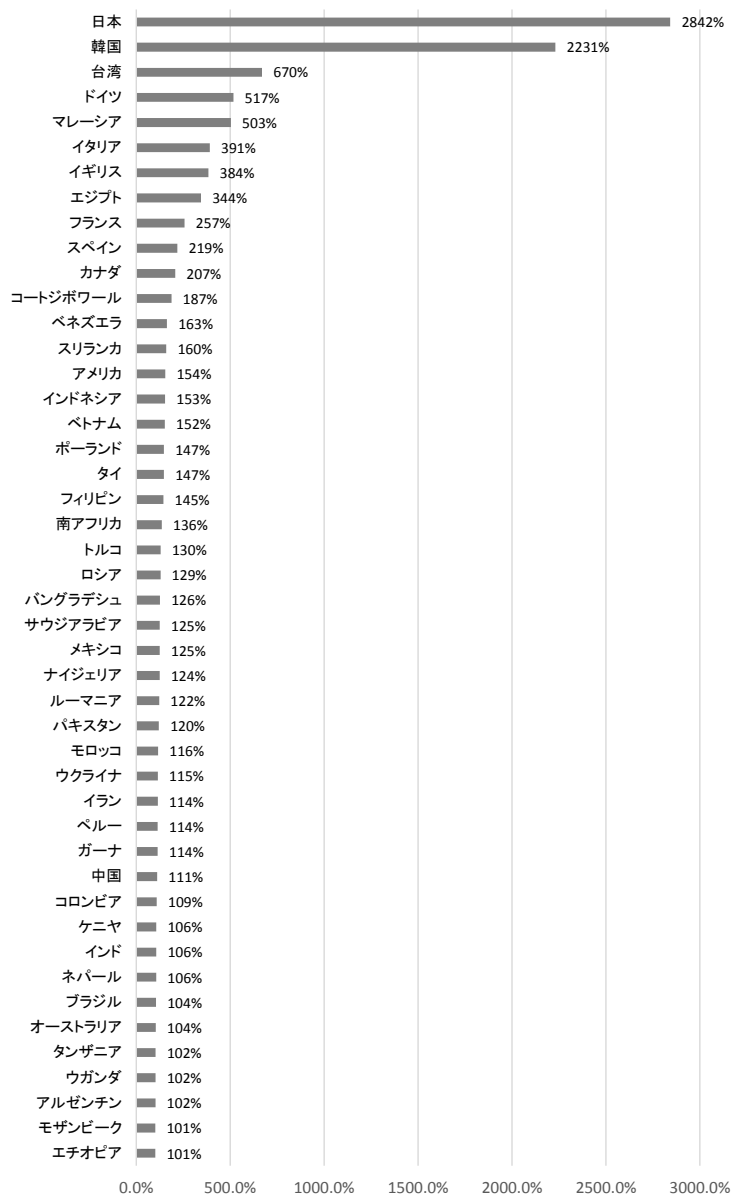
4.3.3 消費に体化した土地利用の国外依存度

図 4-12 は、水資源の場合と同じように、2つの視点から、消費に体化した土地利用の国外依存度を表したものである。いずれも、これまで同様、人口 2,000 万人以上の国のみ表示している。

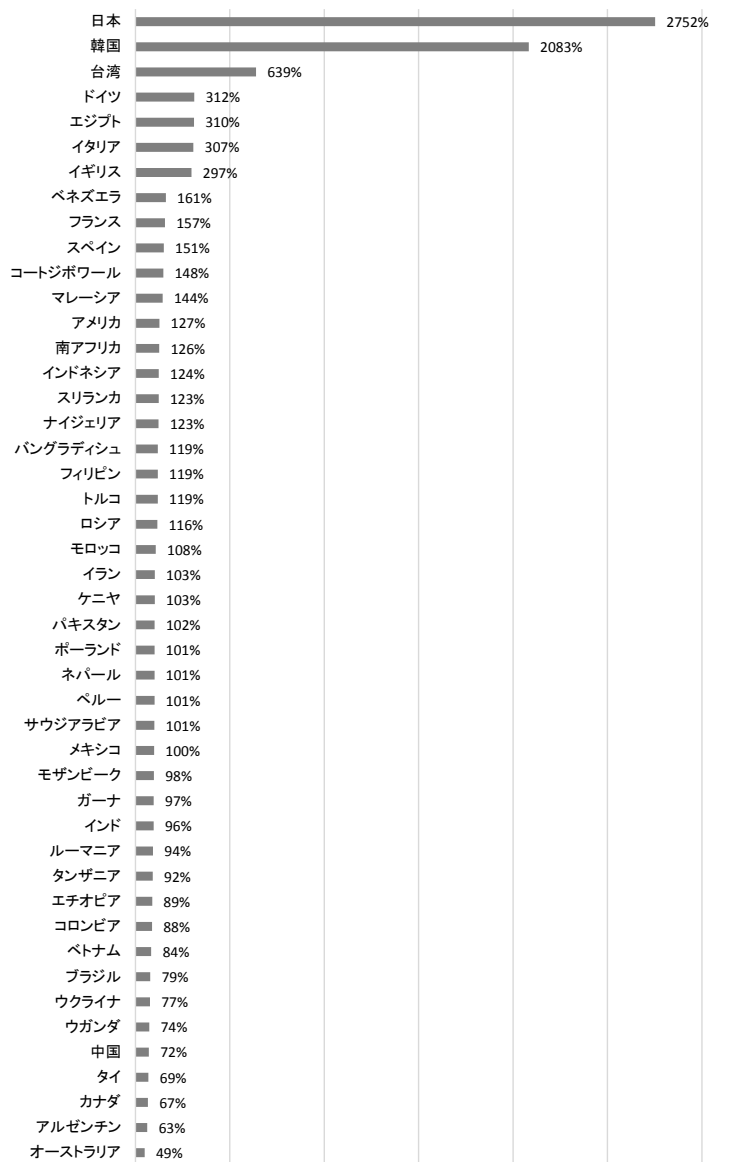
(a)は、現時点で消費ベース土地利用面積のうちどの程度を自国の土地利用でまかなっているかを示したものである。消費ベース土地利用面積が、自国の消費のために使っている自国の土地の何倍に当たるのかを示している。消費に体化した土地利用面積のうちどの程度を自国の土地でまかなっているかを示しているとも言える。程度の差こそあれ、ほぼ全ての国が国外で生産された農産物を消費しているため、割合は 100%以上となる。図からわかるように、大半の国は、国外依存度は 100～150%の間にあり、自国の消費のための土地の多くを国内でまかなっていることがわかる。しかし、日本、韓国、台湾、ドイツ、マレーシアは 400%を越えており、特に日本の 2842%と韓国の 2231.1%は群を抜いている。

図 4-12 消費に体化した土地利用の国外依存度

(a)消費ベース土地利用面積／自国の消費に
体化した自国での土地利用面積



(b)消費ベース土地利用量／
生産ベース土地利用量



(b)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。ここでも、日本の2752%と韓国の2083%は群を抜いている。

4.3.4 消費に体化した土地利用をめぐる国家間の相互関係

1) 各国の消費に体化した自国土地利用面積の消費国別割合（各国による占有率）

図4-13は、いくつかの特徴的な国について、各国の消費に体化した自国の土地利用面積の消費国別の構成比を示したものである。言い換えれば、自国の土地がどの国の消費のために使われているかを示している。

134カ国・地域の平均では、自国の土地利用面積の75.3%が自国の消費のために使われている。国を通じた合計値で見ても、世界の水利用量の77.1%は自国の消費のために使われている。水資源の場合と同じく、東アジアの国々は、日本が96.8%、韓国が93.4%と、自国の消費のために使う比率が高い。中国は、各国平均よりやや低い64.7%を自国消費向けに使っているが、10%を占めるアメリカ向けVL輸出は、世界最大の2国間のVL純輸出の一部である（表4-7）。南アジアではインドも、自国の土地利用面積の9割を自国の消費のために使っている。一方、東南アジアの国々は他国の消費向けの土地利用が多く、タイやマレーシアは、アメリカ、中国、日本といった国の消費のために土地を多く使っている。たくさんの国へVLを少しずつ輸出していることも、両国の特徴である（グラフ上は“Others”に分類）。北米では、カナダはさらに他国向けの割合が高く、3割近い土地をアメリカの消費のために使っているほか、日本向けも8.1%と多い。西欧諸国では、フランスが61%、ドイツが60.2%と、自国消費向けは各国平均より低いものの、VLの主な輸出先はヨーロッパの他の国々が大半を占めている。オセアニアでは、世界のVL輸出量で上位を占めるオーストラリアが、自国の土地利用面積の半分以上を他国の消費のために使っている。特に首位である日本の消費向け（13.4%）は、表4-7で見たように、2国間のVL総輸出量で世界最大である。南米では、ブラジルやアルゼンチンの国内向けは水資源と比べて低くない。ただし、ブラジルのドイツ向け、アルゼンチンのロシア向けの輸出は、表4-11

で見たように、世界の VL 貿易でも上位に位置している。その他、ナミビアは自国向けをはるかに上回る半分近くの土地を南アフリカ向けに使っており、2 国間の VL 輸出としては世界第 3 位に該当する。

2) 自国の消費に体化した各国土地利用面積の利用割合（各国への依存度）

先程とは逆に、図 4-14 は、自国の消費に体化した各国での土地利用面積の構成比を示したものである。言い換えれば、自国の消費が各国の土地にどの程度依存しているかを示している。言うまでもなく、図 4-12 に示した国外依存度のグラフに対応している。

134 カ国・地域の平均では、自国の消費に体化した土地利用面積のうち、62.9%を自国の土地でまかなっている。東アジアの国々は、自国の土地でまかなえている割合が、日本 3.5%、韓国 4.5%、台湾 14.9%と極めて低い。水の場合と異なり、いずれの国もオーストラリアへの依存度が極めて高く、日本と韓国は半分以上をオーストラリアの土地に依存している。オーストラリアへの依存度の高さは、マレーシアやニュージーランドについても同様である。それに対して、インドや中国は、自国の土地で消費の 9 割以上をまかなっている。西欧諸国も、ドイツが 19.3%、イギリスが 26%、フランスが 39%と、各国平均に比べると、自国資源でまかなえている割合が低い。アジアやオセアニアの国々と異なり、国外では中国への依存度が高いのが特徴である。

図 4-13 各国の消費に体化した自国土地利用面積の消費国別割合

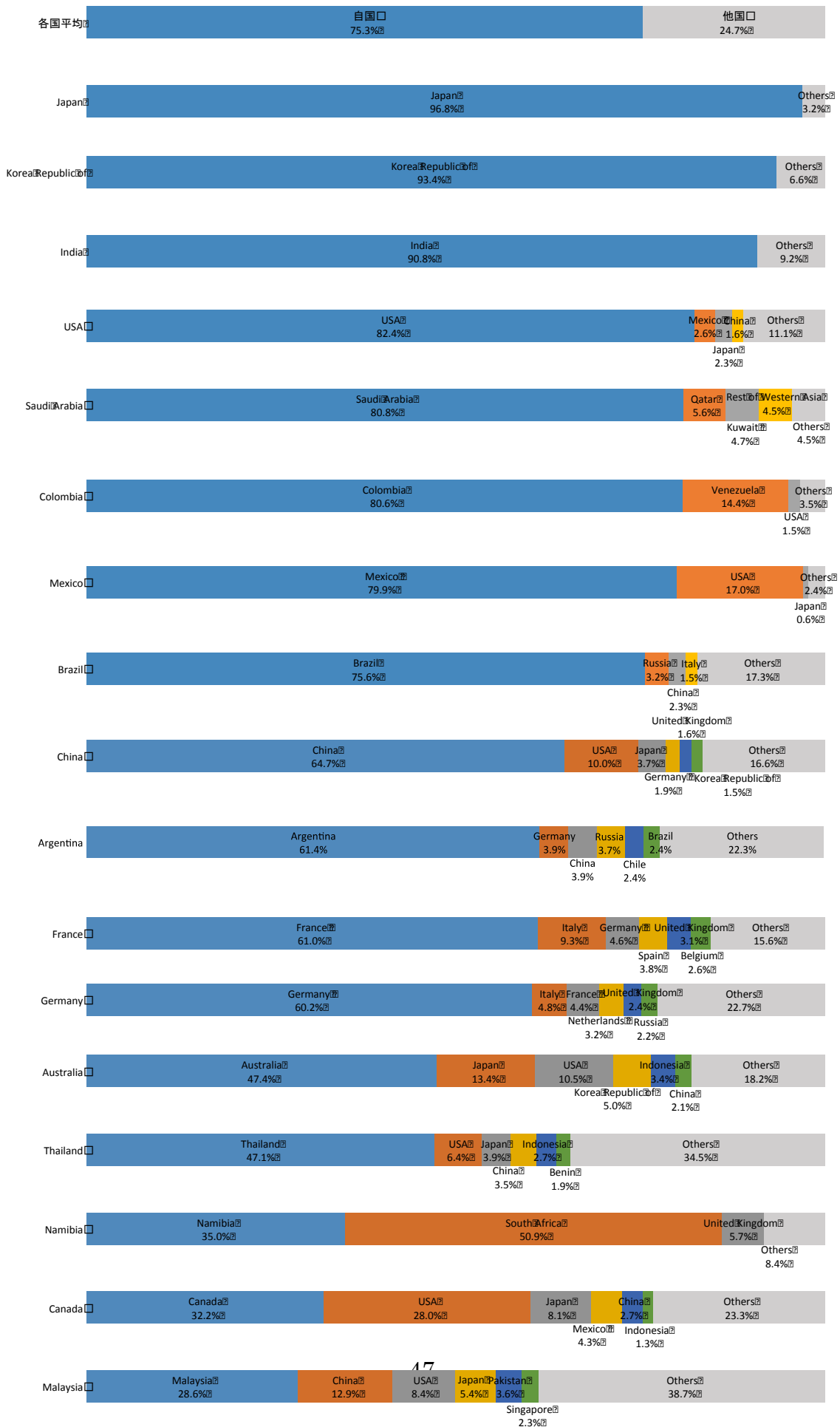
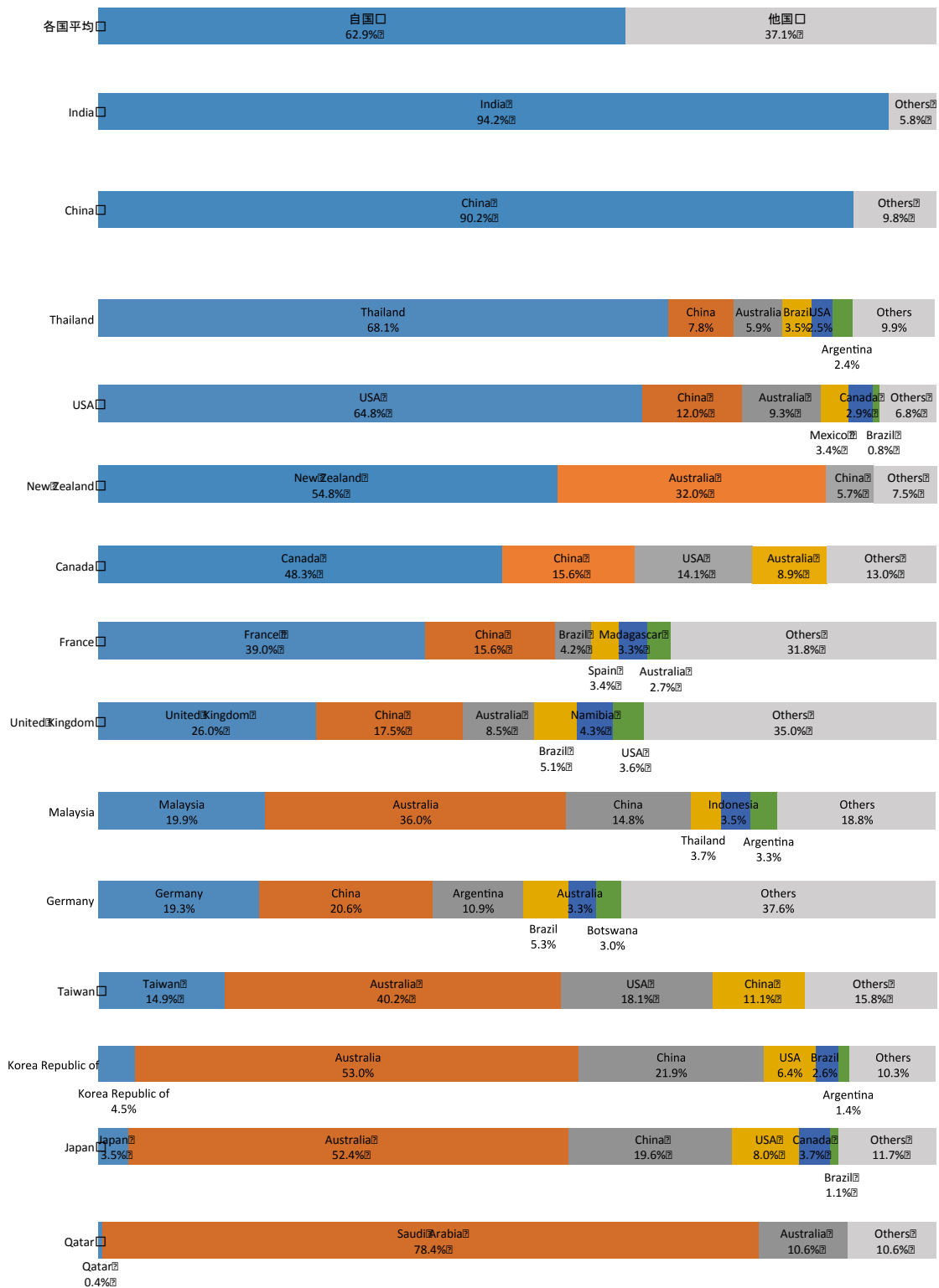


図 4-14 自国の消費に体化した各国土地利用面積の利用割合



5. バーチャル・ウォーター貿易と水希少性

5.1 ヘクシャー・オリーン・ヴァネック・モデルへの技術多様性の組み込み

第2節で述べたように、本稿では、HOV モデルを用いて水希少性と VW 貿易の関係を検証する。最初に基本的な HOV モデルについて説明する。世界に I の国があるとし、国番号を $i = 1, \dots, I$ で表す。各国は、生産要素 $m = 1, \dots, M$ を用いて、財 $n = 1, \dots, N$ を生産するとする。各国は資源の賦存量においてのみ異なり、生産技術や消費者の選好などその他の条件においてはまったく同一であるとする。また、自由貿易下では要素価格が均等化されているとする。

財 n を 1 単位生産するために直接・間接に必要な要素 m の総量を b_{mn} と置き、これから構成される技術行列を $\mathbf{B} = \{b_{mn}\}_{m=1, \dots, M, n=1, \dots, N}$ とする。 $\mathbf{Y}^i$ を 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、 $\mathbf{V}^i$ を 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、 $\mathbf{Y}^w$ を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、 $\mathbf{V}^w$ 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。

また、各国の選好は同一かつ相似拡大的であるとし、 $\mathbf{D}^i$ 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、 $\mathbf{D}^w$ 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、世界の GDP に対する i 国の GDP の比率を s^i と置くと ($s^i \in (0,1)$ かつ $\sum_{i=1}^I s^i = 1$)、 $\mathbf{D}^i = s^i \mathbf{D}^w$ という関係が成り立っている。

$\mathbf{T}^i \equiv \mathbf{Y}^i - \mathbf{D}^i$ を、 i 国の各財の純輸出量を表す $N \times 1$ の列ベクトルとする。このとき、基本的な HOV モデルでは、各国の純輸出に体化した要素投入量 $\mathbf{F}^i$ と要素賦存量との間には以下の関係が成立している (Vanek, 1968)。

$$\mathbf{F}^i \equiv \mathbf{B}\mathbf{T}^i = \mathbf{B}(\mathbf{Y}^i - \mathbf{X}^i) = \mathbf{V}^i - s^i \mathbf{V}^w \quad (5.1)$$

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。とりわけ、技術同一性などいくつかの強い仮定を置いた当初の HOV モデルの妥当性は、実証データによって強く否定されてきた (Bowen, et al. (1987), Treffer (1995) など)。そのため、先行研究では HOV モデル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¹³。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て国ごとの技術の違いを組み入れたもの (Treffer (1993), Treffer (1995), Maskus and Nishioka (2009) など)、要素価格均等化

の仮定を緩めたもの (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どの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。

本書では、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、これらを用いた貿易量の予測値と前節の 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、具体的には各国の生産要素の生産性の差異を許容することと言う。たとえば、ベンチマークとなる国の生産性を 1 とした場合の i 国における要素 m の生産性を π_m^i とする。このとき、 i 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考えることができる。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。

$$\mathbf{F}^i \equiv \mathbf{B}\mathbf{T}^i = \mathbf{\Pi}^i \mathbf{V}^i - s^i \sum_r \mathbf{\Pi}^r \mathbf{V}^r \quad (5.2)$$

ただし、 $\mathbf{\Pi}^i$ は π_m^i を対角線上に持つ $M \times M$ の正方対角行列で、 $\mathbf{B}$ はベンチマークとなる国の技術行列である。

しかし、(5.2) は観測値とパラメーターの数が同じであるため、予測値が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 (Treffer, 1995)。そこで、Treffer (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。

$$\mathbf{F}^i \equiv \mathbf{B}\mathbf{T}^i = \delta^i \mathbf{V}^i - s^i \sum_r \delta^r \mathbf{V}^r \quad (5.3)$$

(5.2) と異なり、(5.3) は必ずしも成り立たないため、方程式に加法的な誤差項を導入し、残差の平方和を最小化するようにパラメーターを選択する。これにより完全一致の問題は回避され、伝統的な計量経済学的アプローチに回帰することができる (Feenstra, 2004)。

5.2 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 ((5.1)式) からの予測値、(b)技術多様性を組み入れた修正 HOV モデル ((5.3)式) 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、こうした経済的な観点に加え、(c)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。Rockström et al. (2007)と Falkenmark et al. (2009)では、水生産性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 3000kcal¹⁴を確保するためには、平均して一人あたり年間 1300 m³が必要であるとした¹⁵。そこで本稿では、この年間要水量 1300 m³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う。

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%の一致が期待されるため、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う。

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・純輸入の方向が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する。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）を算出する。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 5.1 と表 5.1 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。

(a)技術同一 HOV モデル

符号検定の結果、モデルから予測される純輸出国（純輸入国）の7割以上が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。一人あたり GDP2,000 ドル未満の低所得国だけに限っても同様の結果が得られる。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)の検証でも見られる。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 HOV モデルでは、水資源に加え、各国の資本、労働、土地を生産要素として組み入れて技術パラメーターを推計した¹⁶。検証の結果、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83%のVWがモデルから予測される方向に流れていることがわかった。“失われた貿易”の数値は、逆にMRIOモデルの推計値が予測貿易量をやや上回ってしまっているものの、技術同一モデルでの極端な乖離と比べると大幅に改善されている。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、生産性の違いを勘案した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、一人あたり GDP2,000 ドル未満の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、加重された符号の一致割合はランダム程度である。また、“失われた貿易”が10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、生産性の違い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。

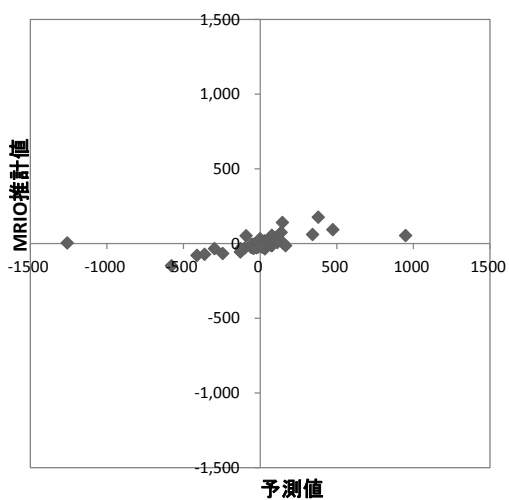
一方で、低所得国に限ってみると、こうした評価には一定の不確実性が伴う。生産性の違いを勘案すると、VW貿易は方向性としても資源賦存状況を反映しているとは考えられない。

ところで、VW貿易と水希少性に関する先行研究の評価と本稿の評価の違いはどのように捉えるべきなのであろうか。先行研究が水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、本稿で用いた経済的な利用可能量とは必ずしも一致しない。しかし、水利用量が拡大して物理的な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けば水希少性とVW貿易には明確な関係がないという先行研究の結論は、本書の結論と必ずしも矛盾しない可能性がある。つまり、VW貿易は基本的に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経済的な利用可能量が究極的な物理量に近づくため、VW貿易も後者に対応するようになるのである。

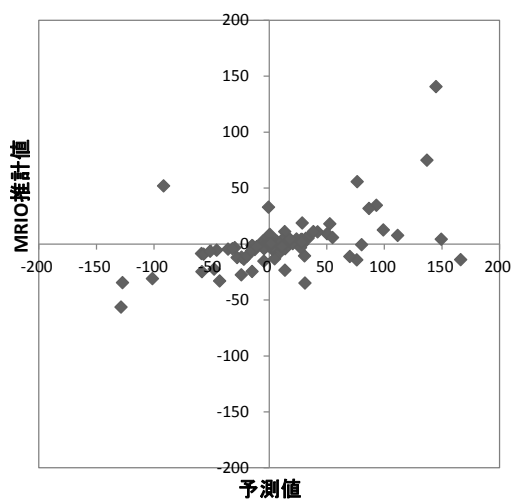
図 5.1 HOV モデル等によるバーチャル・ウォーター純輸入量の予測値と MRIO モデルによる推計値の対応

(a) 技術同一 HOV モデル

i) 113 カ国

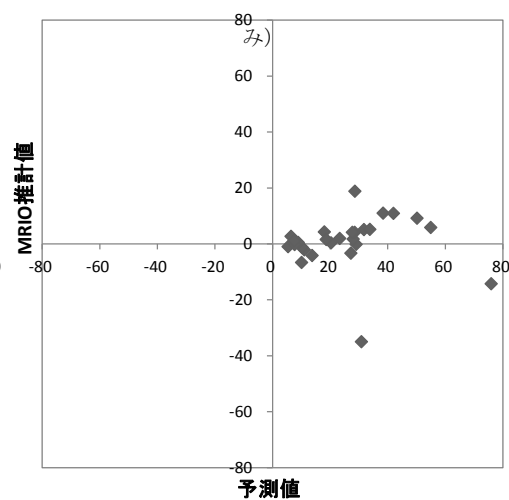


ii) $\pm 200 \text{ km}^3$ のみ



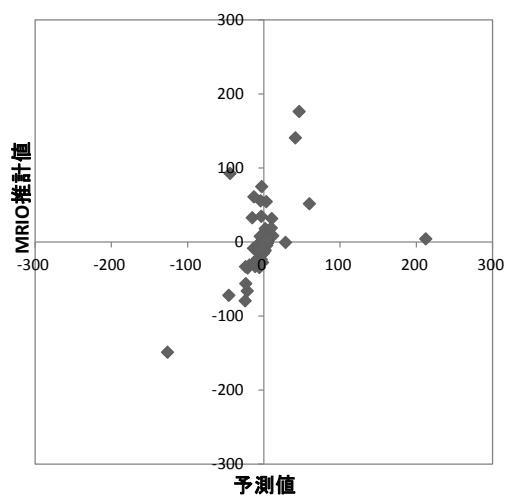
iii) 低所得国

(一人あたり GDP2,000USD 未満、 $\pm 80 \text{ km}^3$ のみ)

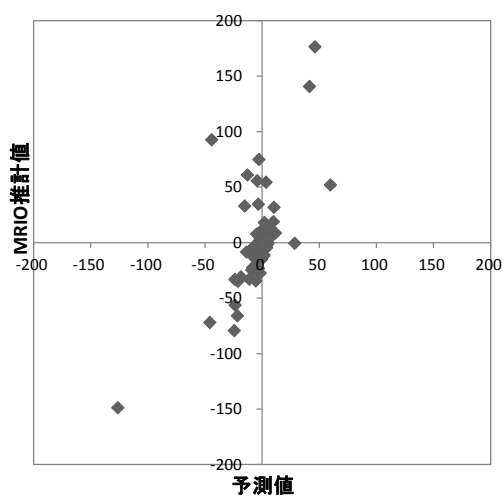


(b) 技術多様 HOV モデル

i) 113 カ国

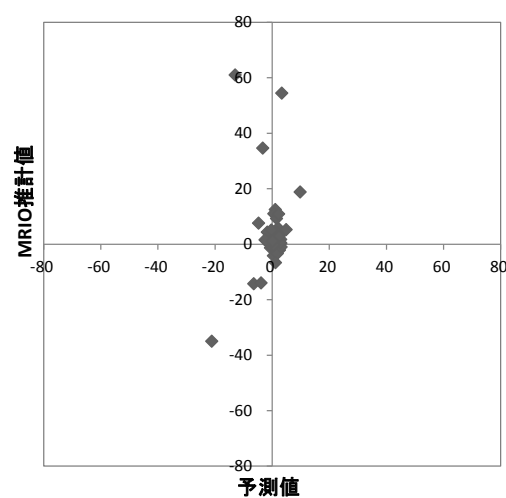


ii) $\pm 200 \text{ km}^3$ のみ



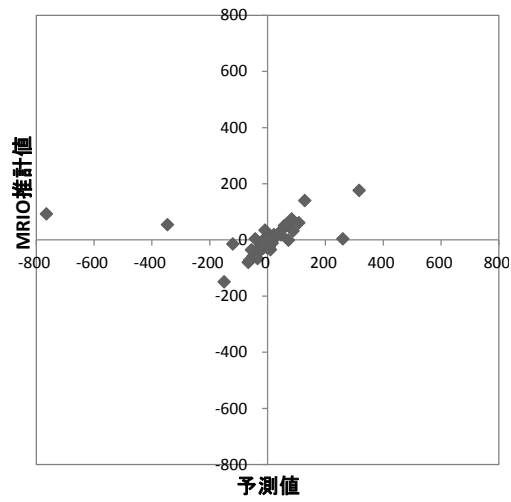
iii) 低所得国

(一人あたり GDP2,000USD 未満、 $\pm 80 \text{ km}^3$ のみ)

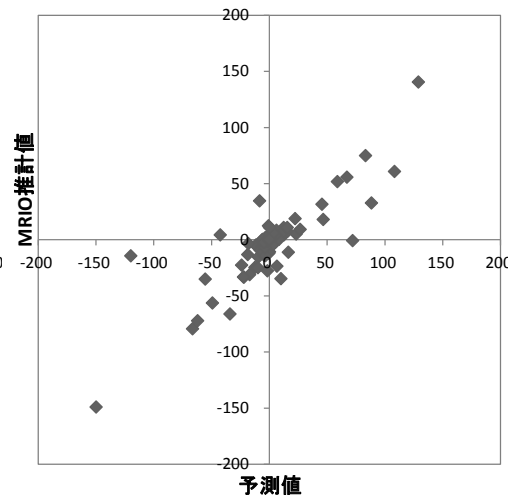


(c) 要水量ベース

i) 113 カ国



ii) $\pm 200 \text{ km}^3$ のみ



iii) 低所得国

(一人あたり GDP2,000USD 未満、 $\pm 80 \text{ km}^3$ の

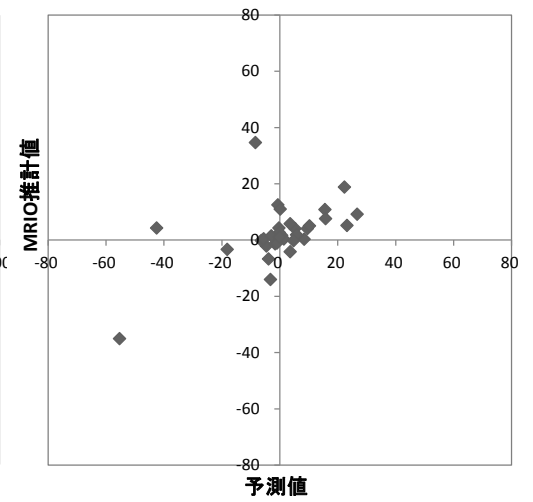


表 5.1 予測値と推計値の検定

	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	0.62	0.67	0.79	0.67
加重符号検定	0.77	0.85	0.83	0.48	0.63	0.53
失われた貿易	0.03 [0.20]	0.01	1.71 [4.08]	10.48	0.14 [0.75]	0.06
傾き	0.10* (7.07) [0.24* (6.53)]	0.07* (5.21)	0.56* (4.96) [1.30* (8.84)]	0.47 (0.85)	0.06 (1.63) [0.73* (16.10)]	-0.04 (0.91)
R2	0.31 [0.30]	0.44	0.18 [0.42]	0.02	0.02 [0.71]	0.02

(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
0.498	0.71	0.41	0.57
0.71	0.78	0.23	0.72
0.032	0.486	0.03	0.04
		-0.101 (1.98)	0.065 (1.92)
0.08	0.35	0.07	0.06

※1 角括弧[]内は予測値±200 km³の範囲のデータのみ使用した場合の数値。

※2 丸括弧()内は t 値、*は有意水準 1%で有意 (本書推計分のみ)。

※3 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。

6. 結論

本稿では、GTAP の最新のデータ等から MRIO モデルを構築し、世界の貿易ネットワークに体化した VW と VL のフローの推計を行った上で、現実の世界において、VW などの仮想的な自然資本フローが、リアルな自然資本の地域ごとの希少性を反映し、豊富な地域から希少な地域に流れているかの検証を行った。

少なくとも 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。したがって、もし先行研究の評価が正しいとすると、今後、世界の人口増加とともに水資源をめぐる需給不均衡が拡大したとしても、VW 貿易は不均衡を解消する手段として有効に機能しないということになる。

そこで本稿では、上記の推計結果をもとに、2つの点で先行研究の手法に変更を加えることで、VW 貿易と水希少性との対応関係を再検証した。2つの点とは、絶対的な希少性ではなく他の生産要素との関係での相対的な希少性に視点を移すこと、そして、賦存量の捉え方を物理的な資源量から経済的な利用可能量に変えることである。

推計の結果、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、生産性の違い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ことがわかった。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。生産性の違いを勘案すると、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。

参考文献

- Allan, J.A., 2003, Virtual water-the water, food, and trade nexus. Useful concept or misleading metaphor? , *Water International* 28, 106-113.
- Artal-Tur, A., J. Castillo-Giménez, C. Llano-Verduras, and F. Requena-Silvente, 2011, The factor content of regional bilateral trade: The role of technology and

- demand, *International Review of Economics & Finance* 20, 157-172.
- Atkinson, G., M. Agarwala, and P. Munoz, 2012, Are national economies (virtually) sustainable?: an empirical analysis of natural assets in international trade, In: UNU-IHDP and UNEP, 2012, *Inclusive wealth report 2012: Measuring progress toward sustainability*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Bowen, H., E. Leamer, and L. Sveikauskas, 1987, Multicountry, multifactor tests of the factor abundance theory, *American Economic Review* 77, 791-809.
- Chapagain, A.K., and A.Y. Hoekstra, 2008, The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products, *Water International* 33, 19-32.
- Davis, D.R., and D.E. Weinstein, 2001, An account of factor global trade, *American Economic Review* 91, 1423-1453.
- Falkenmark, M., J. Rockström, and L. Karlberg, 2009, Present and future water requirements for feeding humanity, *Food Security* 1, 59-69.
- Feenstra, R.C., 2004, *Advanced international trade: theory and evidence*, New Jersey: Princeton University Press.
- Feng, K., A. Chapagain, S. Suh, S. Pfister, and K. Hubacek, 2011, Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations, *Economic Systems Research* 23, 371-385.
- Helpman, E., 1999, The structure of foreign trade, *Journal of Economic Perspectives* 13, 121-144.
- Hoekstra, A.Y., and A.K. Chapagain, 2006, Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern, *Water Resources Management* 21, 35-48.
- Hoekstra, A.Y., and P.Q. Hung, 2002, Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of water research report series* 11, Delft: National Institute for Public Health and

the Environment.

- Hoekstra, A.Y., and P.Q. Hung, 2005, Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade, *Global Environmental Change* 15, 45-56.
- Koellner, T. (ed.), 2011, *Ecosystem services and global trade of natural resources: Ecology, economics and policies*, Oxon: Routledge.
- Koellner, T. and M. van der Sleen, 2011, Ecosystem impacts of virtual land use embodied in traded goods and services, In: Koellner, 2011.
- Lenzen, M., D. Moran, K. Kanemoto, and A. Geschke, 2013a, Building Eora: a global multi-region input-output database at high country and sector resolution, *Economic Systems Research* 25, 20-49.
- Lenzen, M., D. Moran, A. Bhaduri, K. Kanemoto, M. Bekchanov, A. Geschke, and B. Foran, 2013b, International trade of scarce water, *Ecological Economics* 94, 78–85.
- Maskus, K.E., and S. Nishioka, 2009, Development-related biases in factor productivities and the HOV model of trade, *Canadian Journal of Economics* 42, 519-553.
- Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y., 2011a, The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 1577-1600.
- Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y., 2011b, National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, *Value of Water Research Report Series* No.50, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y., 2012, A global assessment of the water footprint of farm animal products, *Ecosystems* 15, 401-415.
- Peters, G.P., R. Andrew, and J. Lennox, 2011, Constructing an environmentally-extended multi-regional input-output table using the GTAP database, *Economic Systems Research* 23, 131-152.

- Proops, J.L.R., G. Atkinson, B.F. v Schlotheim, and S. Simon, 1999, International trade and the sustainability footprint: a practical criterion for its assessment, *Ecological Economics* 28, 75–97.
- Qiang, W., A. Liu, S. Cheng, T. Kastner, and G. Xie, 2013, Agricultural trade and virtual land use: The case of China's crop trade, *Land Use Policy* 33, 141-150.
- Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark, and M. Engwall, 1999, Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services, *Conservation Ecology* 3, 5, <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art5/>.
- Rockström, J., M. Lannerstad, and M. Falkenmark, 2007, Assessing the water challenge of a new green revolution in developing countries, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 6253-6260.
- Rockström, J., M. Falkenmark, L. Karlberg, H. Hoff, S. Rost, and D. Gerten, 2009, Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change, *Water Resources Research* 45, W00A12, doi: 10.1029/2007WR006767.
- Sato, Misato, 2012, Embodied carbon in trade: A survey of the empirical literature, *Working Paper* 89, Centre for Climate Change Economics and Policy.
- Trefler, D., 1993, International factor price differences: Leontief was right!, *Journal of Political Economy* 101, 961-987.
- Trefler, D., 1995, The case of the missing trade and other mysteries, *American Economic Review* 85, 1029-1046.
- Vanek, J., 1968, The factor proportions theory: the N-factor case, *Kyklos* 21, 749-54.
- Weber, C.L., and H.S. Matthews, 2007, Embodied environmental emissions in US international trade, 1997-2004, *Environmental Science & Technology* 41, 4875-4881.

- Wichelns, D., 2001, The role of 'virtual water' in efforts to achieve food security and other national goals, with an example from Egypt, *Agricultural Water Management* 49, 131–151.
- Wiedmann, T., M. Lenzen, K. Turner, and J. Barrett, 2007, Examining the global environmental impact of regional consumption activities — Part 2: Review of input–output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade, *Ecological Economics* 61, 15–26.
- Wiedmann, T., 2009, A review of recent multi-region input–output models used for consumption-based emission and resource accounting, *Ecological Economics* 69, 211–222.
- Würtenberger, L., T. Koellner, and C.R. Binder, 2006, Virtual land use and agricultural trade: Estimating environmental and socio-economic impacts, *Ecological Economics* 57, 679–697.
- Wyckoff, A.W., and J.M. Roop, 1994, The embodiment of carbon in imports of manufactured products: Implications for international agreements on greenhouse gas emissions, *Energy Policy* 22, 187–194.
- Yang, H., P. Reichert, K.C. Abbaspour, and A.J.B. Zehnder, 2003, A water resources threshold and its implications for food security, *Environmental Science & Technology* 37, 3048–3054.
- Yang, H., L. Wang, K.C. Abbaspour, and A.J.B. Zehnder, 2006, Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 10, 443–454.
- Yang, H., J. Liu, A. J. B. Zehnder, and J. Rockström, 2011, Ecosystem impacts of virtual water embodied in global trade of agricultural products, In: Koellner (2011).
- 星野優子・杉村大志・上野貴弘, 2009, 「貿易に体化した CO₂排出量 -日本・中国・米国・英国の国際比較-」, 財団法人電力中央研究所『研究報告』, Y08028.

-
- ¹ 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。
- ² 以下の定義は、佐藤 (2013)に基づく。
- ³ ウォーター・フットプリント (water footprint) は、Hoekstra 博士ら UNESCO 水教育研究所 (Institute for Water Education (IHE)) の研究グループが、エコロジカル・フットプリントからの類推によって考案した概念。一国のウォーター・フットプリントは、国内での総水利用量とバーチャル・ウォーター純輸入量を足すことで算出される (Hoekstra and Hung, 2002))
- ⁴ 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。
- ⁵ 以下の説明は、Sato (2012)の整理を参考にしている。
- ⁶ 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)。
- ⁷ Peters et al. (2011)をもとに作成。
- ⁸ サービス水 (service water) とは、畜舎の庭の清掃や家畜・家禽の清掃、その他飼育環境維持のために用いられた水を指す (Mekonnen and Hoekstra, 2012)。
- ⁹ グリーンウォーター (green water) は、狭義には、降水として地表面に到達した後、河川や地下水などの狭義のブルーウォーターとはならず、不飽和の土壤中に貯留し、再び大気に戻っていく水を指す (Rockström, et al. (2009), Yang et al. (2011)など)。ブルーウォーター (blue water) は、狭義には、河川水と地下水、あるいはこれらに河川に満たない細流や雨谷を流れる水、湖沼や貯水池に貯留された水などを加えたものを指す (Rockström et al. (1999), Rockström, et al. (2009)など)。
- ¹⁰ Water Footprint Network (WFN)のウェブサイトによると、グレイウォーター (grey water) WF は、生産物の全サプライチェーンを通じた淡水汚染の指標である。汚染物質を同化するのに必要な淡水の量で定義される。
- ¹¹ <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>。この結果、マカオの牧草地利用面積は 0 ha となった。
- ¹² 大豆は大豆油 (植物油) として利用されたのちミール (粕) が飼料用作物にも用いられることから、油糧種子作物と飼料用作物などに重複して計上している。また、トウモロコシはここでは飼料用作物に含めているが、一部の国では主食として用いられるほか、スターチなど加工食品の原料やバイオ燃料ともなる。
- ¹³ こうした検証の経緯については、Feenstra (2004), Davis and Weinstein (2001), Artal-Tur et al. (2011)などが詳しい。
- ¹⁴ これは農地からの流通過程での現状の食料ロスの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)。
- ¹⁵ 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 1000kcal の生産には 0.5 m³、動物性 1000kcal の生産には 4 m³が必要としている (Rockström et al., 2007)。
- ¹⁶ 資本は GTAP の部門別資本投入額を、労働は世 F 界銀行の労働人口データを GTAP の部門別労働投入額で案分したものを、土地は MRIO モデルで推計した生産ベースの土地利用量を用いた。ベンチマークにはアメリカの技術行列を用いた。