

農林業の生態系サービスと自然資本の グローバル分析

池田 真也¹・山口 臨太郎²・馬奈木 俊介^{3,4}

(受付 2018 年 6 月 30 日；改訂 9 月 20 日；採択 10 月 9 日)

要 旨

生態系サービスは人間の福祉にとって必須であるため、その価値評価は環境政策立案のためにも重要である。本稿では最新の国連報告書(Inclusive Wealth Report 2018)で公開された農林業の生態系サービスをもたらし再生可能な自然資本(森林と農地)のデータを用い、その資本ストックの変化からグローバルな傾向を明らかにした。主要な結果の一つとして、自然資本は総じて減少傾向にあるものの、南アメリカの農業国では農地の価値が増加する一方で、ヨーロッパを中心とした先進国では農地の価値が減少しているなどの地域差が明らかになった。今後の課題として、生態系の負のサービスや、都市部における生態系サービスなどに評価対象を拡張することが挙げられる。

キーワード：農地資本，森林資本，国富，資本評価。

1. はじめに

自然資本は森林、生態系、鉱物、大気といった物質、ないし情報のストックとして構成され、ある時点、ある場所に存在するものである(Costanza et al., 1997)。自然資本の中でも、農林業に関連する森林と農地は、それぞれ世界の地表の 30.8% と 37.3% を占めることから、人間の福祉にとっての価値を容易に窺い知ることができる¹⁾。自然資本としての生態系から生じるサービスフローが生態系サービスであり、中でもサンゴ礁、熱帯雨林、沿岸湿地がもたらす生態系サービスの価値は他の土地資源がもたらすサービス価値に比べても高く、農地などへの土地利用変化で生態系サービスの世界全体の価値は 1997 年から 2011 年の間に年間 4~20 兆ドル減少したとする研究もある(Costanza et al., 2014; de Groot et al., 2012)²⁾。なかでも農林業に直接関連する熱帯雨林の減少は、かねてより注目を集めてきた問題であり、途上国で多く見られる熱帯地域の森林資源は、商品作物(コーヒー、パーム油、大豆)生産用の農地へ転換されることも多い(DeFries et al., 2010; Gibbs et al., 2010; Peters et al., 1989)。また、湿地は多様な生物の生息地の提供、水源涵養や二酸化炭素隔離といった機能を持つが、20 世紀中に北米、ヨーロッパ、オーストラリア、ニュージーランドなどで主に農地へと転換された結果、その面積の 50% 以上が失われた(MEA, 2005)。そして土地利用変化で得られる農作物生産の利益以上に、

¹ 茨城大学 農学部：〒300-0393 茨城県稲敷郡阿見町中央 3-21-1

² 国立研究開発法人国立環境研究所 社会環境システム研究センター：〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2

³ 九州大学大学院 工学研究院：〒819-0395 福岡県福岡市西区元岡 744

⁴ 九州大学 都市研究センター：〒819-0395 福岡県福岡市西区元岡 744

生物多様性やその他生態系サービスの損失を招いたのである (Hassan et al., 2005). このように農林業が内包する生態系サービスの源泉となる自然資本は減少傾向にあり, その対策は喫緊の課題として広く認識されている.

生態系サービスと再生可能な自然資本は, フローとストックの対応関係にある. 具体的には, 生態系サービスの年間のフロー価値の将来までの総和が, 自然資本の価値となる. その際, 重要な論点はいくつかある.

第一に, 生態系サービスと自然資本は表裏の関係にあるものの, 分析のバウンダリーが異なる. 自然資本は, 再生不能資源 (石油・天然ガス, 石炭, 鉱物資源) と再生可能資源 (森林, 農地, 漁業資源) とに分かれるが, 生態系サービスが対象とするのは, 再生可能資源のみである. 再生不能資源も, 動植物が何億年もかけて化石化した資源としてサービスをもたすが, 生態系サービスの範疇には通常入らない.

逆に, 生態系サービスであればすべて自然資本になるわけでもない. たとえば水は, 貴重な生態系サービスのひとつとされるが (Onofri et al., 2017), 水ストックそのものを自然資本と見なすことは困難である. これは, 水というサービスを一つの資本に帰着させるのが難しいだけでなく, 水の限界的な価値が状態に大きく依存し価値づけが難しいためである (Perry, 2012). ただし, 空間的なスコープを限定すれば, 価値づけが可能であることもある (Fenichel et al., 2016).

第二に, 自然資本の単位当たり価値は, 対象となる自然資本が追加的にあと 1 単位 (たとえば森林 1 ヘクタール) 増えたときに社会的福祉がどれだけ変わるかで表す (Arrow et al., 2012). これを自然資本のシャドウ価格と呼ぶ. 自然資本のシャドウ価格は, 生態系サービスの年間価値を, 妥当な割引率を使って資本化した値になる. t 時点における生態系サービス $D(t)$ の限界価値を $MB(\cdot)$ と表すと, 自然資本の t 時点におけるシャドウ価格 $p_N(t)$ は,

$$p_N(t) = \sum_{\tau=t}^{\infty} \frac{MB(D(\tau))}{(1+r(t+1))(1+r(t+2)) \cdots (1+r(\tau))}$$

となる (Arrow et al., 2003). 上式の分母において, 再生可能な自然資本の場合, 割引率 $r(\tau)$ は, 純粋時間選好率だけでなく, 自然資本の相対的な成長率も反映したものになる (Fenichel and Abbott, 2014). この成長率には, 人間による農地や森林の使い方が成長に与える影響も含む. 自然資本の希少性が大きく相対的な成長率がプラスであれば, 割引率は小さくなり, シャドウ価格は大きくなる. 逆に, 自然資本が比較的豊かにあり, 相対的な成長率がマイナスで絶対値が大きいほど, 割引率は大きくなり, シャドウ価格は小さくなる.

また上式の分子において, 生態系サービスの限界価値は, 今年追加的に得られるサービス価値のことである. そのため, 自然資本ストック全体の価値は, 資本ストックが希少になるにつれて上がる. 単純化した例で言うと, ある地域の森林の乱伐が進んだ結果, 最後に残された一本の木の価値は, 豊富な森林の中の本の木よりも極めて大きいだろう. 経済学の用語を使うと, 生態系サービスの今年の価値には限界価格を使うが, 自然資本の全体のストックには平均価格を使うことになる. ただし, 実際に自然資本のストックを限界価値で評価することは難しいため, 実際の会計では, 限界価格にすべての数量を掛けたものとなっている. このため, 自然資本ストックの総価値には意味がなく, 限界価格に数量の増減を掛けたもの (自然資本の価値の変化) だけに意味があることに注意が必要である.

第三に, 広範な「生態系」の定義の難しさ, 利用可能なデータの制約 (特に途上国のマイクロデータ) により, 自然資本, およびその生態系サービスの評価には依然として多くの課題がある³⁾. もともと, 「生態系」の定義は広範で, 市場で取引されるものが少なく, 投入と産出が不明瞭なことも多いために, 経済学的観点からの評価は難しかった (Boyd and Banzhaf, 2007).

たとえば、生態系からの生産物(食料や水)、生態系の機能とプロセス(栄養循環や生息地供給)、生態系からの便益(洪水管理など)がまとめて議論されることが多い。MEA (2005)も、供給サービス、調整サービス、文化サービス、基盤サービスという分類を提示している。経済学の観点からは、人の福祉に直接的に影響する生態系サービス、いわば最終消費材・サービスのみを対象とすることが必要である。そうすることで生態系の機能とプロセスが対象から外れるとの批判もあるが、機能やプロセスは中間財と位置付けることにより、これまでの評価過程で生じた重複計上の問題を回避できる(Kroeger and Casey, 2007)。また、人の福祉に直接影響する生態系サービスだけを対象にしても、一般に市場で取引が行われていないサービスの価値づけは、生産関数アプローチや、その他の環境評価(顕示選好、表明選好、便益移転)を用いざるを得ない(Barbier, 2012)。これらの課題は、生態系サービスを生み出す自然資本のシャドウ価格にも共通する。

このように生態系サービスと自然資本の評価方法には議論もあるが、特に価値の変化は、人の福祉が向上しているかどうかに影響することから、何らかの評価を行うことが重要である(Costanza et al., 1997)。また、生態系サービスを生み出す自然資本を貨幣評価することは、他の資本とのトレードオフに関する情報を通じて、俯瞰的な環境・経済政策の立案の基礎となり得る。たとえば、市場取引が行われない生態系サービスと自然資本の貨幣価値を推計し、国民経済計算体系(SNA: System of National Accounts)に取り入れる動きは2010年の生態系サービスと生物多様性の経済学(TEEB)勧告後に加速している(林・佐藤, 2016)。国連統計局の環境・経済会計体系(SEEA: System of Environmental-Economic Accounting)はその一例である(Obst et al., 2016; Hamilton, 2016)。

さらに、厚生経済学の理論に基づいて(Dasgupta, 2009)、生態系サービスを生み出す自然資本だけでなく、人的資本や人工資本も含めた富の評価枠組みを用いた、グローバルレベルのデータベース作成も進められている。たとえば、世界銀行の調整純貯蓄(ANS: Adjusted Net Saving)と富会計の一連の報告書、そして国連環境計画(UNEP)を中心とした新国富指標(IWI: Inclusive Wealth Index)が挙げられる⁴⁾。この二つのプロジェクトは、評価対象国や計測期間、各資本や富の計測方法に共通点もあるが、相違点もある(Arrow et al., 2012; Engelbrecht, 2016)⁵⁾。

以下では、これらのうちIWIを対象に富と自然資本の分析を行う。最新の自然資本ストックの現状をこれらの指標から理解するためには、富の変化を把握することは重要であり、それゆえに計測期間の長いデータベースを用いることが必要である。その上で二つのプロジェクトにおける計測期間を比較し、世界銀行の富会計(1995-2014年)よりも5年長いIWI(1990-2014年)を分析対象とするのが適当だろう⁶⁾。以下ではIWIにおけるグローバルな富の変化と再生可能な自然資本の取り扱いを概観したのち、農林業における生態系サービスおよび自然資本のグローバルな特徴を明らかにする。その上で、今後の生態系の価値評価に重要と思われる課題を検討する。

2. Inclusive Wealth Report 2018 における富と自然資本

自然資本のみならず、人工資本(工場や道路や住宅など)や人的資本(教育と健康)と合わせた社会全体の富を算出し、その変化に基づいて持続可能性を判断する最新のInclusive Wealth Report 2018から、過去四半世紀の自然資本の変化について報告する。

この報告書では、140か国を対象に、1990年から2014年までの人工資本、人的資本(教育、健康)、自然資本が算出されている。自然資本は、再生不能な自然資本(石油、ガス、石炭、鉱物資源)と再生可能な自然資本(森林、農地、漁業資源)とに分かれる。後者のうち、森林には、木材の市場価値や、非市場価値として扱われる森林の生態系サービスの価値が、農地には耕地

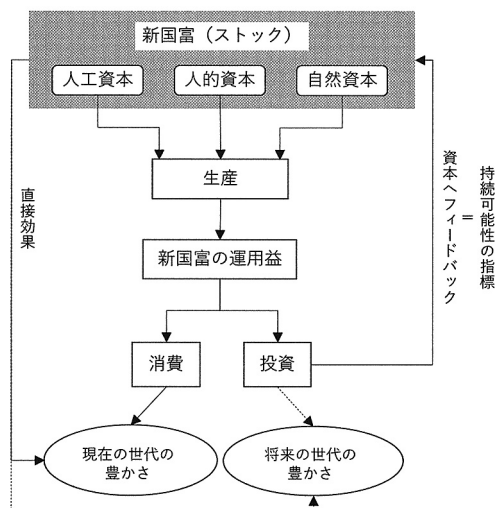


図 1. 新国富における福祉(豊かさ)の基本的概念。出所) 山口 他 (2016) 図 1 より筆者作成。

や牧草地の市場価値がそれぞれ含まれている。図 1 に示したように、これらの資本ストックは生産活動に用いられ、その運用益が消費と投資に充てられ、それぞれ現在および将来世代の福祉(豊かさ)に繋がっていく。

持続可能な発展の定義は識者により異なるが、Inclusive Wealth Report 2018 では「福祉の増進(正の変化)」として定義しており、本稿も基本的には同じ定義に従う⁷⁾。ここで福祉とは、現在世代だけでなく将来世代を含んだ「社会的福祉」とする。福祉を直接測ることは難しいので、福祉に影響する三つの資本の価値を測るというのが基本的なアイデアである。その際、暗黙の裡に自然資本、人工資本、人的資本間の代替性を前提としている。しかし実際、自然資本には他の資本で置き換えることができないものもあるため、自然資本そのものの増減、および自然資本の各要素の増減も同時に注視すべきである。このような捉え方を「強い持続可能性」基準と呼ぶ。

まず、再生不能資源と再生可能資源の合計である自然資本が増加していた国は、対象 140 か国中 31 か国のみであった。また図 2 の第 2 象限に示すように、過去四半世紀に 1 人当たり富は増えたが 1 人当たり自然資本は減少したという国が大半であった。非常におおざっぱな言い方をすると、自然資本を消耗することで他の資本を増やしてきた国が大半であるということになる。国レベルでのマクロデータに基づいた会計であるため、ボトムアップでの自然資本の分析は行われていないが、評価の難しい生態系サービスを生み出す再生可能な自然資本だけでなく、再生不能な自然資本も併せて、富の全体像を把握しておくことは重要である。

再生可能な自然資本の価値の算出は、毎年の生態系サービスの限界価値の割引現在価値を用いる。上式に示した通り、再生可能資源の場合、本来であれば相対的な成長率を勘案すべきだが、国全体のマクロ的な価値の計算で個別に計算することはほぼ不可能であるため、 r は一律 5% とされている。

既に述べたように、自然資本の価値の増減が問題であるため、自然資本ストックの価値そのものに経済学的な意味はない。そのためあくまで参考値ではあるが、世界全体の自然資本の内訳としては、再生可能な自然資本がほぼ半分を占めている(図 3)。特に森林の価値が全体の 3

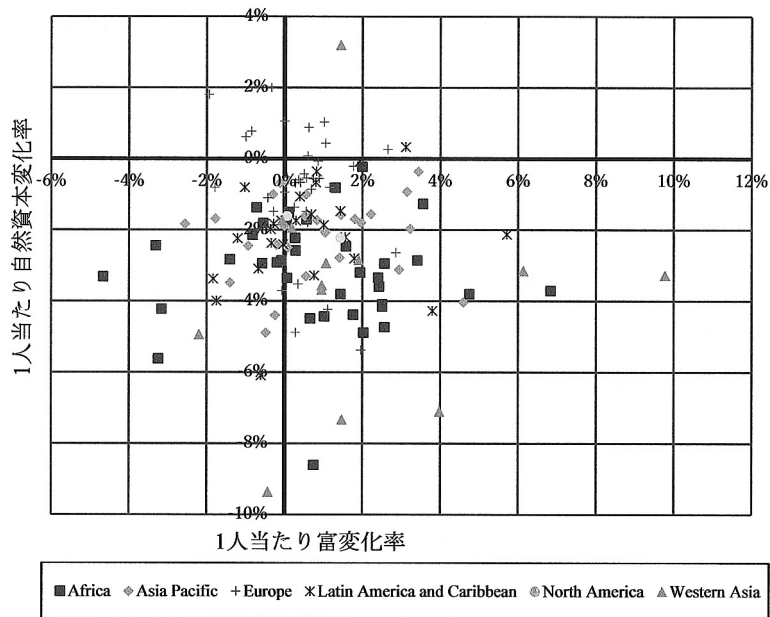


図 2. 1 人当たり富変化率と 1 人当たり自然資本変化率。

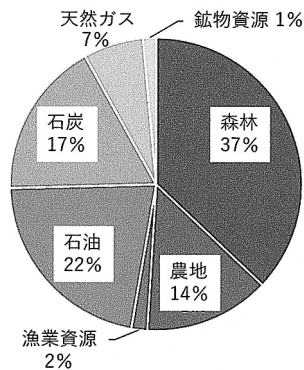


図 3. 世界の自然資本ストック価値の内訳。

分の 1 を占めることは、様々な生態系サービスが反映された結果ともいえる。これに対して農地がもたらすサービスとしては、農作物の生産という供給サービスのみ計上されている。

3. 農林業における生態系サービスと自然資本

3.1 森林資本と農地資本の時系列変化

Inclusive Wealth Report 2018 の付録より、4 つの所得水準で国グループを作成し、各々の一人当たり集計値を用いた時系列変化を図 4 に示した。なお、農地資本データは耕地、牧草地の二つの土地資本から成り立ち、また森林資本データは木材生産由来の資本(森林資本(木材)と

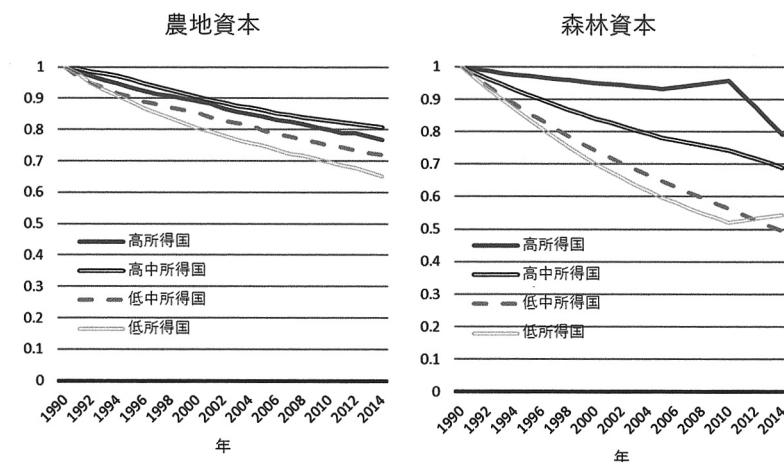


図 4. 所得グループ別の自然資本の変動. 注) 農地資本には耕地, 牧草地を含む. また, 森林資本には木材, 非木材を含む.

記載)と, 木材供給以外の生態系サービスに由来する資本(森林資本(非木材)と記載)から成り立つ. ただし, Managi and Kumar (2018)で対象とした 140 か国の中に欠損データがあるため, 高所得国 25 か国, 高中所得国 24 か国, 低中所得国 20 か国, 低所得国 10 か国の計 79 か国を図示している.

まず, 図 4 左に示した農地資本の変化を概観すると, 全ての所得グループで農地資本が低下傾向にあることが指摘できる. また, 低所得国グループが最も大きく農地資本を減らしており, 24 年間で 35% 程度減少している. 他方で, 高中所得国グループの農地資本の低下が緩やかであり, 24 年間で 19% の低下であった. 興味深いのは高所得国グループの農地資本は同期間に 23% と, 高中所得国グループより大きく低下していた点である. その要因には, 高所得国グループに属し, かつ農地資本の総額が高いオーストラリアとアメリカで 24 年間にそれぞれ 13%, 5% 減少している点を指摘したい. 人口増加も踏まえれば, 2 国が農地資本の減少に与えた影響は小さくないだろう. そして, シャドウ価格は一定と仮定しているため, これらの国の農地自体が減少しているのである. 後で触れる熱帯雨林地域とは逆の現象が起こっていると言える⁸⁾.

次に森林資本の変化を示したのが図 4 右であるが, 農地資本と同様, 全ての所得グループで低下傾向を示している. ただし, 低所得国グループの森林資本は 2010 年以降改善傾向にあり, 2014 年時点では低中所得国グループよりも森林資本の減少幅が小さくなっていた点は注目に値する. 図 5 から, これは主に森林資本(木材)の増加が要因と推察される. 他方で, 生態系サービスがもたらす価値を計測している森林資本(非木材)の価値においては, 低所得国グループで改善は見られなかった. 1990 年から一貫して減少傾向にあり, その価値は 40% 以上失われていた. むしろ, 森林資本(非木材)の価値は高所得国で 2010 年ごろから減少しておらず, FAO (2016)で明らかにされたような世界的な森林保護政策の一定の成果と整合的である. なお, 高所得国グループの木材価値が 2010 年以降急激に減少している. その要因として, アメリカ, ニュージーランドなどの木材の大生産地での資本価値の減少傾向を指摘できるが, 最も大きく減少していたのはカナダであった. しかし, その背景を現状では確認できなかった.

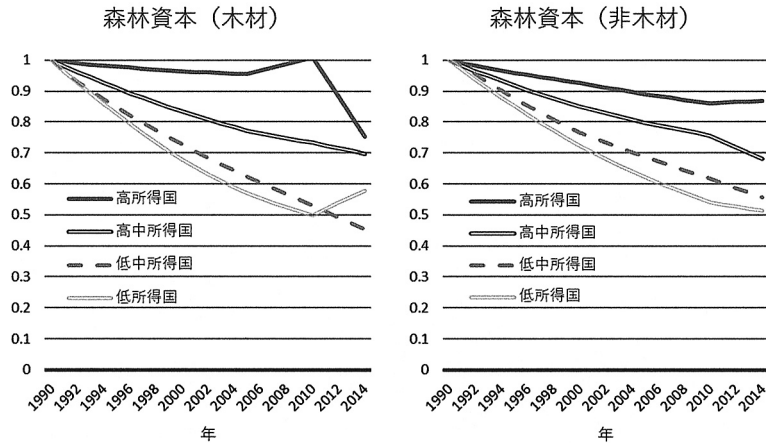


図 5. 森林資本の変動.

3.2 森林の生態系サービス

森林資本の非市場価値を計測する際に使われるシャドウ価格は、温帯林より熱帯雨林のほうが高いため、森林に占める熱帯雨林の割合が高いほど高く計算される⁹⁾。本稿の趣旨は農林業に係る生態系サービスの価値であることから、世界 140 か国の中で、1990 年時点で森林に占める熱帯雨林の比率が 50% を超える 13 か国 (以下、熱帯雨林グループ) と、それ以外 (以下、非熱帯雨林グループ) とにグループ分けして森林資本の分析を行った¹⁰⁾。グループ分けの基準年を 1990 年時点としたのは、一般的に熱帯雨林が減少傾向にあることを受け、失われた森林資本の大きさに注目するためである。

図 6 に示したように、熱帯雨林グループでは耕地資本の価値がほぼ一定に保たれており、他の資本と比べて減少していない点が特徴的である。また、森林資本 (非木材) は、農地資本 (耕地、牧草地) や森林資本 (木材) よりも減少している。熱帯雨林グループに関してよく指摘される森林から耕地への土地利用変化と整合的な結果である。そして、仮にそのような土地利用変化が起きていたのだとしたら、自然資本全体を維持する強い持続可能性の立場からは、森林資本の非市場価値の低下分を補うほどの耕地資本の増加が不可欠である。しかし、残念ながら結果的に自然資本は全体として減少しており、強い持続可能性は損なわれている¹¹⁾。また、森林資本 (非木材) と耕地資本に何らかの代替性がないかを分析するために、各資本の成長率に関する散布図を図 7 に示した。何らかの代替性があれば、図 7 の第 4 象限にプロットが集中するはずであるが、そのような傾向は、熱帯雨林グループか否かにかかわらず観察されなかった。

1 点注意しなくてはならないのは、ここでは牧草地の価値をあえて除外して分析を行った点である。その理由としては、UNU-IHDP and UNEP (2014) と同様に Managi and Kumar (2018) では牧草地の単位面積当たりのシャドウ価格が耕地のそれと同一という仮定が置かれており、詳細な価値評価になっているとは言えないからである。なお、非熱帯雨林グループで 2010 年以降に森林資本 (木材) の価値が減少しているのは前述の 3 か国における森林面積の減少によるものである。

3.3 農業資本の変化と持続可能性

ところで、熱帯雨林グループで農地資本の減少幅が小さかったことは、国によってその傾向が異なり、異質性が存在する可能性を示唆している。そこで、いくつかの切り口から対象国を

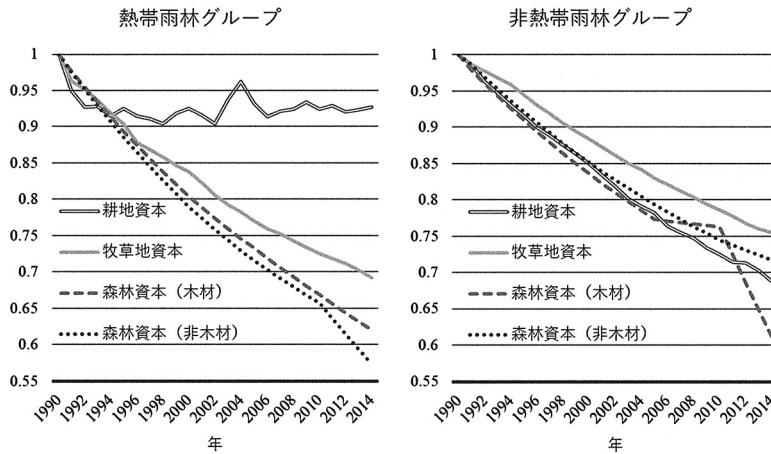


図 6. 熱帯雨林グループ別の自然資本の変動.

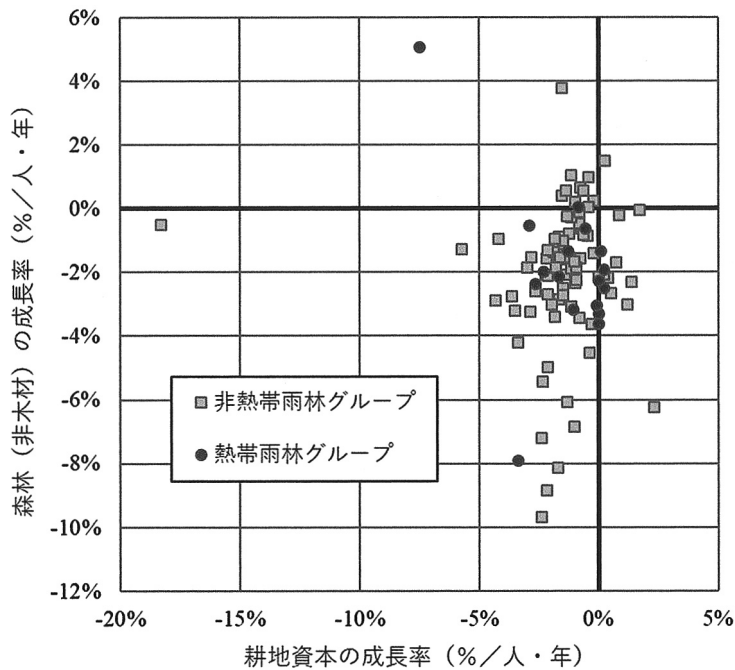


図 7. 耕地資本と森林資本(非木材)の成長率(1990~2014 年).

選択し、農地資本のより詳細な分析を行う。

まず、データが揃っている 83 か国に関して、その農業生産額と耕地資本の成長率との関係を示したのが図 8 である¹²⁾。農業生産額が増加し、なおかつ耕地資本も増加していたのは 13 か国であり、農業生産額は減少しているものの、耕地資本が増加しているのがガンビアとオランダの 2 か国だった¹³⁾。これらを合わせた 15 か国は耕地資本を増加させているという点で

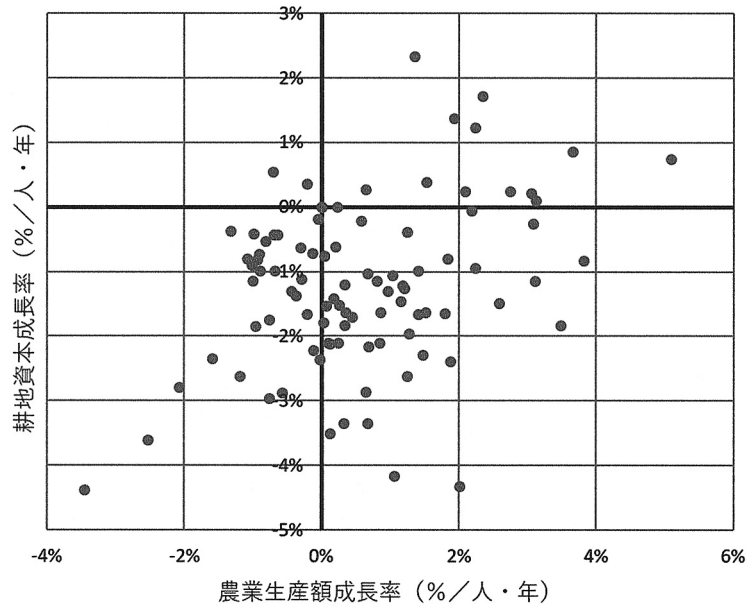


図 8. 農業生産額と耕地資本の成長率(1990～2014 年)．注)モルディブ，ニュージーランド，シンガポールを除外して記載．

—強い持続可能性の意味で—持続可能な農業生産ができていると言える．15 各国の特徴としては，低中所得国(7 各国)，低所得国(5 各国)と相対的に所得が低い国が多い点にある．また地域的には南アメリカが多い(6 各国)．これらの地域は国際的な農業生産国であり農地の拡大が続いていると推察されるが，一方でルーマニアとオランダを除く 13 各国で森林資本は減少していた．この点は熱帯雨林グループと同様に，森林から農地への土地利用変化が生じている可能性を示唆している¹⁴⁾．

他方で，分析対象国のうち約 3 分の 1 に相当する 32 各国において農業生産額が低下し，かつ耕地資本も減少していた¹⁵⁾．32 各国のうち 23 各国が高所得国であり，また約半数の 15 各国がヨーロッパ地域の国であった．たしかにヨーロッパ諸国では放棄された農地に関する問題が長年議論されており，主的要因に小規模農家による粗放農業が減少している点 (Henle et al., 2008)と整合的である．またこれら 15 各国の半数にあたる 7 各国では森林資本が増加していることから，生物多様性の保護を背景に農地よりも森林面積の増加が進んでいる国が多いことが推察される．しかし，これらの土地利用転換の背後には，社会，経済，環境的なプロセスが複雑に交差しており (Renwick et al., 2013)，その要因を詳細に明らかにすることは本研究の射程を大きく超えている．その要因分析に向けて，農地と森林の土地利用に関する詳細な地理データとそれに対応するシャドウ価格の精緻な実証研究の積み重ねが重要である．

上記の分析においては，1990 年から 2014 年までの年平均変化率をみたが，世界有数の農業生産国に焦点を当て，その耕地資本の変動を観察することも重要だろう．図 9 に 17 各国の耕地資本の変動を示した．17 各国は 2014 年の農業生産額上位国から選択した．アルゼンチン，ブラジル，インドネシアの 3 各国が 1990 年比で増加を示しているが，特にアルゼンチンは 2002 年以降に耕地資本を増加させており，その変動幅が大きい．そして，ドイツ，フランスに関しては耕地資本が減少しているものの，他の農業国に比べてその減少は緩やかだった．

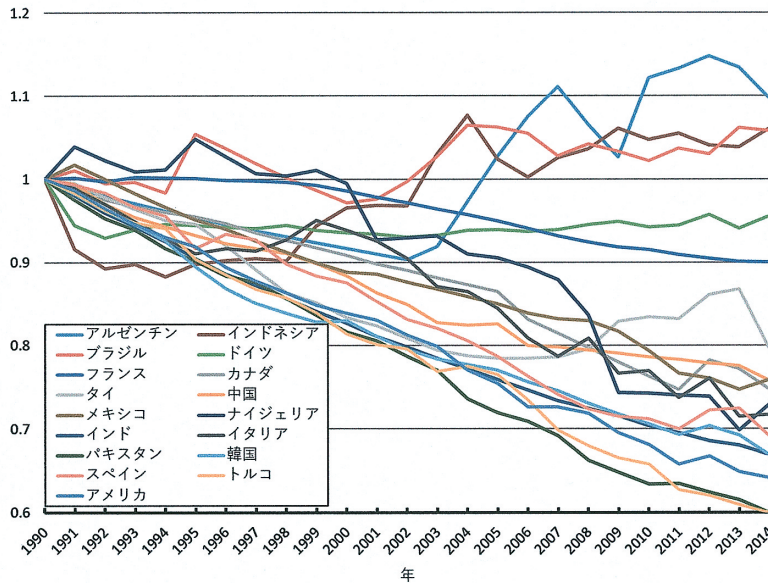


図 9. 主要農業国の耕地資本の変動.

4. 今後の課題

4.1 生態系のデイスサービス—メタンガスの例

MEA (2005)の分類に従えば、生態系は供給サービスだけでなく、生命の基礎となる基盤サービス、気候・洪水制御や水源涵養などの調整サービス、レクリエーションなどの文化サービスを通じて、人間の福祉の向上に貢献している(本稿では人間中心主義を前提とする)。一方で、害虫や野生動物の鳥獣害など、生態系は人間にとってデイスサービス(負のサービス)ももたりますが、価値化が困難であることもあり、今のところ自然資本の価値としては計上されていない。

負のサービスとしてグローバルに最も計上しやすく、かつ影響も大きいのが、耕地や放牧地が放出する温室効果ガスであろう。メタンや窒素酸化物は、二酸化炭素よりも温室効果係数が大きいものの、炭素の社会的費用(SCC)には定義上含まれておらず、富会計でも考慮されていない。

そこで 1990～2015 年のメタンや窒素酸化物の二酸化炭素相当排出量(ktCO_2e)を、炭素 1t 当たり 38 ドル($\text{USD}38/\text{tC}$)の SCC を用いて金銭換算したのが図 10 である¹⁶⁾。過去四半世紀に、農地がもたらす温室効果ガスの費用は、年間 6,000 億ドルから 7,000 億ドルに増加している。ヨーロッパとオセアニアで減少している一方、アジア、アメリカ、アフリカの 3 大陸では増加している。

仮に図 10 の 2015 年の水準が永遠に続くとなると、5%の割引率で農地の温室効果ガス排出による被害フロー額を単純に資本化した値は、世界全体で 1.4 兆ドルとなる。世界全体の農地の自然資本としての価値は、2010 年に 12.5 兆ドルであるとされている(UNU-IHDP and UNEP, 2014)。そのため温室効果ガスというデイスサービスも考慮した農地の価値は、大まかに 1 割程度少なく見積もるべきであろう。

上記の計算は、“将来の”生態系サービスのフローを農地という自然資本の価値に反映させたものである。これに対して、“過去の”サービスのフローにより過去の富の動きを調整すること

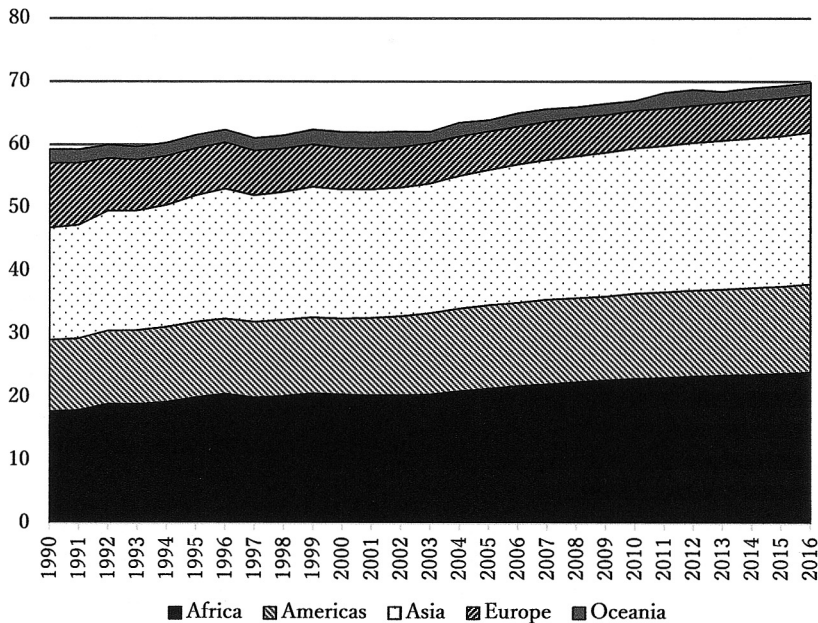


図 10. 農地が排出するメタン・窒素酸化物による被害の推移(単位：十億ドル)。

もできる。人工・人的・自然資本には入らないが、福祉に影響する要因として、炭素の被害・石油価格のキャピタルゲイン・全要素生産性の三つが計上され、調整済みの IWI として報告されている。そこで、炭素の被害と同様に、過去に世界の農地から排出された温室効果ガスによる調整を行うとすると、世界の富の変化率を 0.01% のオーダーで減じることになる。炭素排出による IWI の調整の 10 分の 1 ほどの被害を通じて、各国の福祉の持続可能性に影響を与えてきたことがわかる。

また、農地のデイスサービスそのものではないが、森林など他の土地利用が農地に転換される活動はアジアやアフリカで活発に見られる。前節でも議論したように、たとえばインドネシアのスマトラ島やカリマンタン島などでは、森林からパーム油プランテーションへの大規模な転換が進んでいるが、森林伐採の際に泥炭土から大量の炭素が放出されている (Carlson et al., 2013)。

こうした森林伐採を通じた土地利用変化の二酸化炭素排出は事後的に計上されているため、会計そのものの課題ではない。追加的に増えた農地のシャドウ価格が、減った森林のシャドウ価格を上回っているかどうかが問題である。とは言え、自然資本全体、もしくは再生可能資源全体だけを見ていると、自然資本と人工資本だけでなく、自然資本“内”での代替も進んでいることは見落とされがちである。

4.2 都市の生態系サービスと自然資本

現状、Inclusive Wealth Report 2018 における自然資本としての森林や農地の計上は、国連食糧農業機関 (FAO) の土地利用カテゴリーに基づいたものである。このカテゴリーでは、土地利用によって分類が行われるため、たとえば都市部における森林などは計上されていないと考えられる。これに対して近年注目されているのが、都市内部の生態系サービスである。人口の多い都市部に隣接する自然資本がもたらす生態系サービスは、アクセスがしやすいことから、ア

表 1. 米国の都市部の森林がもたらす生態系サービスの年間価値(単位: 億ドル).

生態系サービス	価値	備考
大気汚染物質の除去	54	オゾン, 二酸化窒素, 二酸化硫黄, PM2.5
炭素の固定	48	炭素の社会的費用は\$129.8/tC
建物エネルギー消費の削減	54	日陰や冷気の提供
汚染物質の排出の回避	27	エネルギー消費の削減

出所) Nowak and Greenfield (2018) より作成.

メニティやレクリエーションの価値を中心に, 社会にとっての限界的な便益が大きいと考えられる. こうした都市の自然資本も富の一部として認識し, 保全や整備の政策に役立てることが重要だろう. これは, 人口減少と高齢化が進む先進国の都市部での政策のみならず, 都市への人口流出とスラム化の問題を抱えるアジアやアフリカの都市計画にとっても大きな意味を持つ.

たとえば全米 50 州の都市部の森林を調べた Nowak and Greenfield (2018) は, 表 1 のような 4 つの生態系サービスを計上し, その合計が年間 183 億ドルに相当するとした. このサービスが仮に年率 5% で無限の将来までもたらされるとすると, 自然資本としての価値は単純計算で 3,600 億ドルのオーダーとなる. UNU-IHDP and UNEP (2014) では, 米国全体の森林の価値を 3.6 兆ドルとしており, その 1 割に相当することになる. ただし, 国内のボトムアップデータを用いて構築した指標は, 計上の対象が重複している可能性もあり, 国際比較を行う際は定義などを慎重に確認する必要がある.

5. 結語

農地や森林といった再生可能な自然資本がもたらす生態系サービスは, 人間の福祉に大きな影響を与える. 自然資本の減少は世界的な傾向となっているが, 本稿で見たように, 地域によってその内情は異なる. 自然資本が人工資本等に代替される過程だけでなく, 森林から農地への変化をはじめ, 自然資本の内部でどのように代替が行われているかについてのさらなる分析が必要である. 最終節において, 生態系のデイスサービスと都市の生態系サービスに触れたが, これらは生態系サービスと自然資本ストックのスコープとして, 今後拡張されるべき方向性の例にすぎない. シャドウ価格の精緻化, ボトムアップとトップダウンの整合性など, データと会計に関する課題もクリアしていくことが期待される.

注.

- ¹⁾ 2015 年時点のデータを World Bank Open Data(<https://data.worldbank.org/>, 2018 年 6 月 10 日アクセス)より得た.
- ²⁾ そのうち, 農地をはじめ森林, 草原, 灌木地への土地利用変化による土地劣化によって生態系サービスは年 6.3 兆ドル減じている (Sutton et al., 2016).
- ³⁾ そのような複雑な問題に対処するために多くの環境評価手法が存在している (仮想評価法, 選択実験法, ヘドニック法, トラベルコスト法など).

- 4) 調整純貯蓄と富会計に関しては, Hamilton and Clemens (1999), Hamilton et al. (2005), World Bank (2011)を先鋒とした一連の世界銀行の報告書があり, 直近のものに Lange et al. (2018)がある. 一方で新国富指標は UNU-IHDP and UNEP (2012, 2014)で公開され, 2018年に出版された Managi and Kumar (2018)が最新の報告書である.
- 5) たとえば, 最新の両報告書では基本的な資本項目は人工資本, 自然資本, 人的資本の3つは同一であるが, 各資本グループ内に含まれる項目は異なる (Lange et al., 2018; Managi and Kumar, 2018). IWIが人的資本に(長命の価値を捕捉する)健康資本を, また自然資本に水産資源を含めている一方, 世界銀行の富会計は, 人工資本に都市部の土地と海外純資産を含めている.
- 6) Lange et al. (2018)と Managi and Kumar (2018)で計測対象とした国数は, それぞれ, 141か国, 140か国と1か国しか差がなかった点からも計測期間を研究対象の選択要素とした.
- 7) 詳しくは山口 他 (2016)参照.
- 8) 両グループを通じて最も農地資本総額が高く, この結果に影響を与えたと推測される中国(高中所得グループ)が, 1990年度水準から農地資本を伸ばしている点が考えられる. ただし, 1998年を境に, 1990年の水準は超えているものの減少に転じているため, 中国の農地資本の成長を主要因とは断定できない. また, 農地面積が減少している要因は多岐に渡ることが想定される. これらの要因の検討は重要な研究課題であるものの, 本研究の目的を逸脱するため, ここではデータベース上明らかな要因までを検討するにとどめたい.
- 9) Managi and Kumar (2018)は UNU-IHDP and UNEP (2014)と同様に, 温帯・北方林と, 熱帯雨林の2つの森林形態からそれぞれ得られる供給サービス, 調整サービス, 生息・生育地サービス, 文化的サービスの4つの生態系サービスの価値を van der Ploeg and de Groot (2010)から引用し, 森林形態の比率で重みづけして各国の年間の生態系サービスの価値を算出している. そのため, 主に森林形態の比率の違いにより国ごとのシャドウ価格は異なる.
- 10) 13か国は以下の通り. バングラデシュ, ベリーズ, ブラジル, コロンビア, エクアドル, ガイアナ共和国, インドネシア, ジャマイカ, マレーシア, ニカラグア, パナマ, ペルー, トリニダード・トバコ.
- 11) 富会計でのシャドウ価格は, 対象期間を通じて一定として計算するため, 森林面積および体積, そして農地面積の増減が直接的な要因となっている.
- 12) FAOSTAT(<http://www.fao.org/faostat/en/#home>, 2018年6月8日アクセス)に記載されている2014年時点のグロスの農業生産額の上位国のうち, 農地資本, 森林資本のデータが揃っている国を選択した.
- 13) ただし, 耕地資本のシャドウ価格の計算上, 過去の農業生産額が反映されるわけではないが, 将来も続いて生産額が低下するのであれば, 将来のシャドウ価格も低下する. そのためガンビアとオランダなどの国の農業の今後の評価には注意を払うべきだろう.
- 14) 15か国中熱帯雨林グループに該当するのはインドネシア, ブラジル, ペルーの3か国であった.
- 15) 32か国のうち, 1か国はシンガポールであり, 図8には記載されていない点に注意されたい.
- 16) Inclusive Wealth Report 2018と同じく Tol (2009)で示された二酸化炭素排出による損失額を用いた.

謝 辞

本研究は JSPS 科研費(特別推進研究 JP26000001)の助成を受けた。

参 考 文 献

- Arrow, K. J., Dasgupta, P. and Mäler, K.-G. (2003). Evaluating projects and assessing sustainable development in imperfect economies, *Environmental and Resource Economics*, **26**, 647-685.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P., Goulder, L. H., Mumford, K. J. and Oleson, K. (2012). Sustainability and the measurement of wealth, *Environment and Development Economics*, **17**(3), 317-353.
- Barbier, E. (2012). Ecosystem services and wealth accounting, *Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress Towards Sustainability (UNU-IHDP and UNEP)*, 165-194, Cambridge University Press, Cambridge.
- Boyd, J. and Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics*, **63**(2-3), 616-626.
- Carlson, K. M., Curran, L. M., Asner, G. P., Pittman, A. M., Trigg, S. N. and Adeney, J. M. (2013). Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan oil palm plantations, *Nature Climate Change*, **3**(3), 283.
- 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., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, **387**, 253-260.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S. and Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services, *Global Environmental Change*, **26**, 152-158.
- Dasgupta, P. (2009). The welfare economic theory of green national accounts, *Environmental and Resource Economics*, **42**, 3-38.
- DeFries, R. S., Rudel, T. K., Uriarte, M. and Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century, *Nature Geoscience*, **3**, 178-181.
- de Groot, R. S., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A. and Hein, L. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, *Ecosystem Services*, **1**, 50-61.
- Engelbrecht, H. J. (2016). Comprehensive versus inclusive wealth accounting and the assessment of sustainable development: An empirical comparison, *Ecological Economics*, **129**, 12-20.
- 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.
- Fenichel, E. P., Abbott, J. K., Bayham, J., Boone, W., Haacker, E. M. and Pfeiffer, L. (2016). Measuring the value of groundwater and other forms of natural capital, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **113**(9), 2382-2387.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016). Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?, <http://www.fao.org/3/i4793e/I4793E.pdf>.
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N. and Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s, *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, **107**(38), 16732-16737.

- Hamilton, K. (2016). Measuring sustainability in the UN system of environmental-economic accounting, *Environmental and Resource Economics*, **64**(1), 25-36.
- Hamilton, K. and Clemens, M. (1999). Genuine savings rates in developing countries, *World Bank Economic Review*, **13**(2), 333-356.
- Hamilton, K., Ruta, G., Bolt, K., Markandya, A., Pedrosa-Galinato, S., Silva, P., Ordoubadi, M. S., Lange, G.-M. and Tajibaeva, L. (2005). *Where is the Wealth of Nations?: Measuring Capital for the 21st Century*, World Bank, Washington, D.C.
- Hassan, R., Scholes, R. and Ash, N. (2005). *Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends*, Island Press, Washington, D.C.
- 林岳, 佐藤真行 (2016). 生態系勘定の開発における諸外国の動向と日本の課題, 環境経済・政策研究, **9**, 44-47.
- Henle, K., Alard, A., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D. I., Moritz, R., Mühle, H., Niemelä, J., Nowicki, P., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A. and Young, J. (2008). Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: A review, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **124**, 60-71.
- Kroeger, T. and Casey, F. (2007). An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands, *Ecological Economics*, **64**, 321-332.
- Lange, G.-M., Wodon, Q. and Carey, K. (2018). *The Changing Wealth of Nations 2018: Building a Sustainable Future*, World Bank, Washington, D.C.
- Managi, S. and Kumar, P. (ed.) (2018). *Inclusive Wealth Report 2018: Measuring Progress Towards Sustainability*, Routledge, UK.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water. Synthesis*, World Resources Institute, Washington, D.C.
- Nowak, D. J. and Greenfield, E. J. (2018). US urban forest statistics, values and projections, *Journal of Forestry*, **116**(2), 164-177.
- Obst, C., Hein, L. and Edens, B. (2016). National accounting and the valuation of ecosystem assets and their services, *Environmental and Resource Economics*, **64**(1), 1-23.
- Onofri, L., Lange, G.-M., Portela, R. and Nunes, P. A. (2017). Valuing ecosystem services for improved national accounting: A pilot study from Madagascar, *Ecosystem Services*, **23**, 116-126.
- Perry, C. (2012). Accounting for water: Stocks, flows and values, *Inclusive Wealth Report 2012 (UNU-IHDP and UNEP)*, 215-230, Cambridge University Press, Cambridge.
- Peters, C. P., Gentry, A. H. and Mendelsohn, R. (1989). Valuation of an Amazonian rainforest, *Nature*, **339**, 655-656.
- Renwick, A., Jansson, T., Verburg, P. H., Revoredo-Giha, C., Britz, W., Gocht, A. and McCracken, D. (2013). Policy reform and agricultural land abandonment in the EU, *Land Use Policy*, **30**(1), 446-457.
- Sutton, P. C., Anderson, S. J., Costanza, R. and Kubiszewski, I. (2016). The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values, *Ecological Economics*, **129**, 182-192.
- Tol, R. J. (2009). The economic effects of climate change, *Journal of Economic Perspectives*, **23**, 29-51.
- UNU-IHDP and UNEP (2012). *Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress Towards Sustainability*, Cambridge University Press, Cambridge. (植田和弘, 山口臨太郎 訳, 武内和彦 監修)
- (2014). 『包括的「富」報告書』, 明石書店, 東京.)
- UNU-IHDP and UNEP (2014). *Inclusive Wealth Report 2014: Measuring Progress Towards Sustainability*, Cambridge University Press, Cambridge.
- van der Ploeg, S. and de Groot, R. (2010). *The TEEB Valuation Database — A Searchable Database of 1310 Estimates of Monetary Values of Ecosystem Services*, Foundation for Sustainable Development, Wageningen, The Netherlands.

World Bank (2011). *The Changing Wealth of Nations: Measuring Sustainable Development in the New Millennium*, World Bank, Washington, D.C.

山口臨太郎, 大久保和宜, 佐藤真行, 箆橋一輝, 馬奈木俊介 (2016). 新しい富の指標計測—持続可能性計測研究の過去と未来—, 環境経済・政策研究, **9**(1), 14-27.

Global Analysis of Ecosystem Services from Agroforestry and Natural Capital

Shinya Ikeda¹, Rintaro Yamaguchi² and Shunsuke Managi^{3,4}

¹College of Agriculture, Ibaraki University

²Center for Social and Environmental Systems Research, National Institute for Environmental Studies

³Graduate School of Engineering, Kyushu University

⁴Urban Institute, Kyushu University

We enjoy tremendous value of ecosystem services from agricultural land and forest. However, it remains challenging to evaluate ecosystem services relevant to human well-being. This study illustrates global trends of the changes in values of ecosystem services from natural capital, based on the dataset in a recent United Nations report (Inclusive Wealth Report 2018), which includes 140 countries' data of ecosystem services from renewable natural capital. Among other results, we show that the value of agricultural land increased in South American countries with high levels of agricultural production, and decreased for some developed countries, e.g., in Europe, although in general natural capital has been decreasing. We also argue that in future work, other aspects of ecosystem services from natural capital should be evaluated, e.g., ecosystem disservices from agricultural land and urban ecosystem services.