

気候変動枠組条約下の包括的報告に向けた土地利用分野に
おける炭素蓄積変化の算定改善に関する研究

Study on improvement for carbon stock change estimation in the
Land Use sector for complete reporting under United Nations
Framework Convention on Climate Change

2021年3月

佐藤 淳

気候変動枠組条約下の包括的報告に向けた土地利用分野に
おける炭素蓄積変化の算定改善に関する研究

Study on improvement for carbon stock change estimation in the
Land Use sector for complete reporting under United Nations
Framework Convention on Climate Change

弘前大学大学院理工学研究科
博士後期課程
博士論文

2021年3月

佐藤 淳

目次

第 1 章 序論	1
1.1 背景	1
1.2 本研究の目的と意義.....	1
1.3 方法	4
1.4 気候変動枠組条約における吸収源の扱い.....	5
1.4.1 UNFCCC 下のルール決定.....	5
1.4.2 京都議定書における吸収源の考え方.....	5
1.4.3 途上国に特有の吸収源の扱い.....	8
1.4.4 パリ協定における目標と吸収源の扱い.....	9
1.4.5 小括	10
1.5 土地利用・土地利用変化及び林業分野における排出・吸収量の算定方法.....	11
1.5.1 温室効果ガスインベントリの概要.....	11
1.5.2 土地利用、土地利用変化及び林業分野の GHG 算定方法	13
1.5.3 IPCC ガイドラインの 2019 年改良版における改善について	15
参考文献	16
第 2 章 伐採木材製品の炭素蓄積変化の算定.....	21
2.1 本研究の目的.....	21
2.2 背景	22
2.2.1 HWP の算定アプローチ検討の経緯.....	22
2.2.2 UNFCCC 下の様々な枠組みにおける HWP の取り扱い	28
2.3 INDC 中の HWP の扱い及び HWP アプローチの適用可能性に関する分析.....	31
2.3.1 方法	31
2.3.2 結果	34
2.4 国際的な HWP の二重計上及び計上漏れに関する論理的考察	36
2.4.1 方法	36
2.4.2 結果	37
2.5 GHG インベントリにおける報告内容を踏まえた HWP の緩和貢献量の分析.....	41
2.5.1 方法	41
2.5.2 結果	41
2.6 分析結果を踏まえた考察.....	47
2.6.1 GHG インベントリ推計における全球的な二重計上・計上漏れ回避の考察 ...	47
2.6.2 パリ協定下の削減量算定における全球的な二重計上・計上漏れ回避の考察 ..	47
2.6.3 REDD+における HWP 計上アプローチの適用について	49
2.7 結論	50
参考文献	52
第 3 章 土壌の計算	55
3.1 研究の目的	55
3.1.1 背景	55

3.1.2	本研究の目的.....	58
3.2	方法.....	58
3.2.1	附属書I国の鉍質土壌算定方法の包括的レビュー.....	58
3.2.2	非附属書I国の土壌算定状況の包括的レビュー.....	59
3.3	結果.....	60
3.3.1	先進国の温室効果ガスインベントリにおける鉍質土壌算定状況.....	60
3.3.2	途上国の温室効果ガスインベントリにおける鉍質土壌算定状況.....	66
3.4	考察.....	68
3.4.1	日本の算定における問題点とその理由.....	68
3.4.2	土壌分布を踏まえた方法論の適用の可能性について.....	69
3.5	結論.....	71
	参考論文.....	73
第4章	果樹のバイオマス.....	77
4.1	課題認識及び目的.....	77
4.2	日本の算定方法.....	77
4.2.1	方法.....	77
4.2.2	果樹別の算定データについて.....	78
4.2.3	結果.....	89
4.3	IPCCガイドラインにおける果樹の吸収量パラメータの改訂.....	91
4.3.1	改訂の目的.....	91
4.3.2	改訂の検討.....	91
4.3.3	改訂の結果.....	93
4.4	まとめ.....	95
	参考文献.....	96
第5章	開発地のバイオマス.....	99
5.1	課題認識及び目的.....	99
5.2	開発地における温室効果ガスの算定状況.....	99
5.2.1	IPCCガイドラインにおける開発地の炭素蓄積変化算定方法.....	99
5.2.2	各国の算定報告状況.....	100
5.3	開発地のバイオマス吸収量の研究状況及び吸収係数の設定について.....	104
5.3.1	方法.....	104
5.3.2	結果.....	104
5.3.3	結論.....	109
5.4	将来的な展望.....	110
5.4.1	排出削減目標における都市緑化の扱い.....	110
5.4.2	吸収量の算定および精緻化の可能性.....	111
	参考文献.....	112
第6章	沿岸湿地の展開について.....	115
6.1	課題認識.....	115
6.1.1	背景.....	115
6.1.2	研究の目的及び手法.....	115

6.2	法的側面の整理.....	117
6.2.1	ブルーカーボンの定義.....	117
6.2.2	UNFCCC の下の法的文書におけるブルーカーボン.....	117
6.2.3	UNFCCC 交渉における海洋の扱い.....	118
6.2.4	湿地に関する吸収源交渉及び湿地ガイドライン作成に至る経緯と現状.....	119
6.2.5	ブルーカーボンが任意算定にとどまる国際制度上の理由.....	121
6.3	技術的側面の整理.....	122
6.3.1	湿地ガイドラインにおけるブルーカーボン算定の方法論.....	122
6.3.2	現行の温室効果ガスインベントリにおけるブルーカーボンの算定状況.....	123
6.3.3	「目標」におけるブルーカーボンの扱いに関する再検証.....	125
6.4	日本における試算値.....	128
6.4.1	マングローブ.....	128
6.4.2	塩性湿地.....	129
6.4.3	海草藻場、海草藻場.....	129
6.5	まとめ.....	130
6.5.1	今後の展望.....	130
6.5.2	ブルーカーボン算定に関する国際的課題.....	130
6.5.3	ブルーカーボン算定に関する国内的課題（海藻の算定について）.....	132
6.5.4	目標化の課題.....	133
6.5.5	結語.....	134
	参考文献.....	135
	第7章 結論	141
	別添：附属書 I 国の土壌炭素蓄積変化の算定方法論.....	145

用語集

AFA	Atmospheric-flow approach: 大気フローアプローチ
AFOLU	Agriculture, Forestry and Other Land Use: 農業林業及びその他土地利用
AGB	Above Ground Biomass: 地上バイオマス
APA	Ad Hoc Working Group of the Paris Agreement: パリ協定に関する特別作業部会
AR or A/R	Afforestation and Reforestation: 新規植林・再植林
AWG-KP	Ad Hoc Working Group on Further Commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol: 京都議定書の下での附属書 I 国の更なる約束に関する特別作業部会
BGB	Below Ground Biomass: 地下バイオマス
CDM	Clean Development Mechanism: クリーン開発メカニズム
CLC	Corine Land Cover : (欧州で整備されている) 土地被覆データベース
CMA	Conference of the Parties serving as the Meeting of the Parties to the Paris Agreement: パリ協定締約国会合
CMP	Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol: 京都議定書締約国会合
CSC	Carbon Stock Change: 炭素蓄積変化
CO ₂	二酸化炭素
COP	Conference of the Parties on Climate Change: 気候変動枠組条約締約国会議
CRF	Common Reporting Format: 共通報告様式
CRW	Crown Cover : 樹冠被覆
D	Deforestation; 森林減少
DOM	Dead Organic Matter: 枯死有機物
DW	Dead Wood: 枯死木
FAO	Food and Agriculture Organization: 国際連合食糧農業機関
FM	Forest Management: 森林経営
GHG	Greenhouse Gas: 温室効果ガス
GPG-LULUCF	Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry: 土地利用、土地利用変化及び林業分野の良好手法
GWP	Global Warming Potential: 地球温暖化係数
HAC	High Activity Clay: 粘土の多い
HWP	Harvested Wood Products: 伐採木材製品
IAR	International Analysis and Review: 国際分析審査
IE	Included Elsewhere: (吸排出が) どこか別の箇所に含まれている
IEA	International Energy Agency: 国際エネルギー機関
INDC	Intended Nationally Determined Contribution: 国が決定する貢献案
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change: 気候変動に関する政府間パネル
IO	Instantaneous oxidation: 即時排出

JICA	Japan International Cooperation Agency: 国際協力機構
KP	Kyoto Protocol: 京都議定書
LAC	Low Activity Clay: 粘土の少ない
LB	Living Biomass
LT	Litter: リター
LUCF	Land-Use Change and Forestry: 土地利用変化及び林業
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry: 土地利用、土地利用変化及び林業
MLP	Managed Land Proxy: 管理地代替
MPGs	Modality, Procedures, and Guidance
NDC	Nationally Determined Contribution: 国が決定する貢献
NFI	National Forest Inventory: 国家森林インベントリ
NIR	National Inventory Report: 国家インベントリ報告書
NA	Not Applicable: 原理として吸排出が生じていない
NO	Not Occurring: (吸排出となる) 活動が生じていない
PA	Production Approach: プロダクションアプローチ、生産法
SBSTA	Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice: 科学上及び技術上の助言に関する補助機関
SCA	Stock-change approach: スtockチェンジアプローチ、蓄積変化法
SCAD	Stock-change approach for HWP of domestic origin
SDA	Simple-decay approach: シンプルディケイアプローチ
SOC	Soil Organic Carbon: 土壌有機炭素
SOM	Soil Organic Matter: 土壌有機物
SRCCCL	Special Report on climate change and land: 気候変動と土地に関する特別報告書
REDD+	Reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries: 途上国における森林減少と森林劣化からの排出削減並びに森林保全、持続可能な森林管理、森林炭素蓄積の増強
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change: 国連気候変動枠組条約
WDR	Wetland Drainage and Rewetting: 湿地の排水と再湛水

第 1 章 序論

1.1 背景

化石燃料燃焼に伴う CO₂ 排出とそれを原因とする地球温暖化が地球表層の CO₂ 貯留源の量を変化させている。気候変動の緩和策のうち CO₂ に関する対策は、化石燃料燃焼の排出量削減と、CO₂ 吸収源の強化があるが、吸収源は陸の生態系による吸収と海洋の吸収が主要であると科学研究から明らかになった[1]。

気候変動に対する国際的な取り組みは、国連気候変動枠組条約 (United Nations Framework Convention on Climate Change. 以下、UNFCCC もしくは条約) [2]を通じて実施しているが、気候変動に関する国際的な関心が高まる中、2020 年以降の国際的な気候変動対策を定めた「パリ協定」[3]では、全球的な気温上昇を産業革命以前のレベルから 2°C 以内に抑え、またその上昇幅を 1.5°C 以内に抑える努力を追及するという政策目標を掲げた。IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change : 気候変動に関する政府間パネル) の第 5 次評価報告書では、気温の上昇は、累積の人為的排出量と密接な関係を持っていることが指摘されており[1]、パリ協定では 21 世紀後半に人為的排出と吸収のバランスをとった純排出ゼロを目指すとの目標も明記されている (第 4 条 1)。

農業や土地利用 (Agriculture, Forestry and Other Land Use : AFOLU) 分野は、全球的には全 GHG 排出量の 4 分の 1 程度の排出を占める排出源で、純排出量は 12Gt CO₂ eq/年となっている[4]。農業も土地利用関係もいずれも排出源となっている状況である[5]。土地利用関係が全球的に純排出となっているのは、現在は主に途上国で発生している森林減少等の土地利用変化に伴う排出が卓越した結果であり、多くの先進国では吸収源となっている[3]。吸収源は、UNFCCC 下での最初の国際的な排出削減目標を定めた京都議定書[6]において、排出削減に補完的な位置づけに置かれた流れを受けて、気候変動対策としては傍流であったが、純排出ゼロを目指すという目標の下では、主要な温暖化対策としての位置づけに変わってきている状況といえる。吸収源としての緩和策は、吸収を増やす、排出を減らす、炭素動態のバランスを崩さずに持続可能に土地を利用する、という 3 つの方法に大別されるが、直接的に吸収を増やす方策のポテンシャルは限られており、森林に限らず様々な土地利用において、その炭素動態の状況を把握して、気候変動対策を進めることが重要となっている。

1.2 本研究の目的と意義

UNFCCC の主要な目的と義務の一つに、各国がどれだけの温室効果ガス (GHG) を排出・吸収し、気候変動対策についての数量的達成を把握することがあり、UNFCCC の締約国は、温室効果ガスインベントリ (GHG インベントリ) と呼ばれる目録作成を通じて、その国で発生した GHG の排出量と吸収量を計算し、UNFCCC に対して報告する。土地に関係する GHG インベントリは、排出と吸収の両者を扱うが、自然科学的知見を基礎としてそこに加わる人間活動寄与の評価を行う。GHG の排出・吸収実態の解明は科学面からも多くのアプローチが実施されてきており、大気観測、衛星によるリモートセンシングを通じた直接ガス測定、グローバルモデルを通じた算定などで、全球的・地域的な評価が進められてきた。

Table 1 Overview of features for various methods to capture GHG flux and atmospheric GHG concentration in terms of GHG estimation

手法		長所	短所
リモートセンシング	光学衛星	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 土地被覆変化を網羅的に把握可能 ✓ アクセス困難地域のデータも問題なく取得可 ✓ 広範な地域を対象 ✓ 統計データの不備が問題とならない ✓ 近年データが充実 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 基本的にバイオマスの算定にしか活用できない ✓ 一定の不確実性が存在 ✓ 時系列変化に実際の変化と機器精度向上の影響が両方含まれることがある ✓ 判断を苦手とする土地利用があり検証が必須
	大気中濃度の直接観測	<ul style="list-style-type: none"> ✓ GHGの量を直接把握可 ✓ 対象とする炭素プール、排出源を問わない ✓ Missing sources or sinksの把握に絶大な力を発揮 ✓ 国土が広大で経済活動規模の小さい国で活用しやすい。 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 発生量以外の移入量も計測 ✓ 再解析が必要で、精度は比較対象とする観測・モデルに依存 ✓ 発生源が分けきれない ✓ 人為由来、自然由来の双方が入る ✓ CO₂はボトムアップ算定に対する精度的優位性なし
	ライダー観測	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 高さの計測が可能で、森林バイオマス測定などが期待される 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ バイオマス以外の炭素プールには関係しない ✓ 全国展開はまだ実証段階
モデル	植生モデル	<ul style="list-style-type: none"> ✓ グローバル推計に利用 ✓ 植生の成長メカニズムを加味して算定 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 人為影響と自然変動の影響の両方が関わる ✓ 人為的努力との応答が不透明になりがち
	Bookkeepingモデル	<ul style="list-style-type: none"> ✓ グローバル推計に利用 ✓ 人為活動に連動 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 算定対象や精度は利用するデータセットに依存 ✓ 経年的な管理・蓄積変化的算定が苦手 ✓ 地域・国レベルの算定の精度はインベントリに劣る
GHG インベントリ		<ul style="list-style-type: none"> ✓ 統計等の情報に連動 ✓ 排出・吸収源が明確で緩和策の検討・反映に有用 ✓ 実施難易度が低い ✓ 簡易推計から高度な推計まで対応 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ データがないと計算不可 ✓ みなし算定のため、実排出と乖離している可能性 ✓ 多くの仮定・推計が必要 ✓ 未推計排出源の存在 ✓ 覚える事が多く職人芸化

近年は、学術的には衛星技術や衛星データを用いた GHG 排出・吸収の算定も精力的に進められている。ただし、それぞれの手法には長所や短所があり、どれか一つのやり方が圧倒的に優れているという訳ではない (Table 1)。

また、それぞれの手法で把握できる GHG や、把握対象とする活動に差異があることが分かっており [5]、相互に比較可能なデータとして扱うことは難しい状況である。気候変動対策は、結局は政策的な面での対応が求められることから、発生源別の情報を分離してボトムアップで推計を行う GHG インベントリの重要性は、科学的・技術的に様々な知見が得られるようになった現状でも、その位置づけに変わりはない。また、算定や政策に学術的な知見を反映していくことが重要であるが、一般的にはそのプロセスには時間的なギャップが生じがちである。

吸収を扱う土地利用関係の吸収量は、GHG インベントリの算定では土地利用、土地利用変化及び林業 : LULUCF (Land Use, Land-Use Change and Forestry) という分野で報告・算定が行われる。本研究では、光合成による CO₂ 吸収、植物体・土壌・伐採後の木材への炭素の貯留、それらの分解・焼却等による CO₂ 排出に特に着目をした。

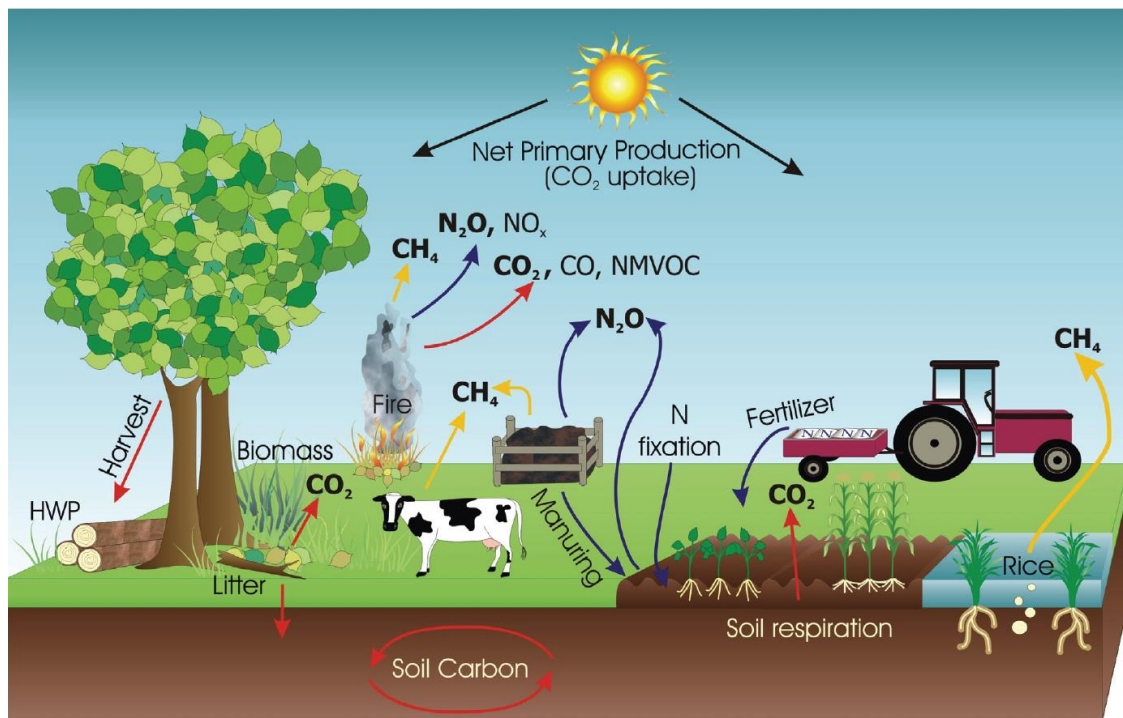


Figure 1 GHG emissions and removals, as well as carbon flows occurred in the AFOLU sector
Source) IPCC, 2006GL, Vol.4, Chp.1, Figure 1.1

これらの CO₂ 排出・吸収に繋がる炭素蓄積量や炭素蓄積変化量の評価においては、歴史的に林業的観点から帳簿情報が整備されており、また近年大きな進展のあったリモセン技術が応用しやすい森林バイオマスの算定は世界的にも進展が見られる一方、それ以外の土地の炭素プールについての算定や評価は、データ不足や方法論への理解不足もあって、森林バイオマスに比べると遅れており、包括的な全体像はまだつかみ切れていない。LULUCF

分野の GHG インベントリの算定では、未推計状態を解消するために、安易な簡素化推計が実施されている様な一面もあるが、その状況が全球的な排出・吸収の把握においてどの程度の影響が生じているかは、あまり正確に議論されてこなかった。また、GHG インベントリの精度向上は重要な課題であるが、そのためには、網羅性の向上、算定方法の適切な選択、算定方法実施に当たる適切な仮定・推計の実施、算定時に用いるパラメータの精度向上、及び最新の知見を反映した更新、算定に必要な活動量の整備などが必要であり、検討項目や理解しなければならない知見は多岐に渡る。

以上の状況も踏まえ、本研究では、様々な土地利用、炭素プールにおける炭素蓄積変化の算定における課題を特定し、比較的基礎データが不足しがちな土地利用において、GHG インベントリにおける算定精度向上につながるデータの活用方法や、算定方法の利用方法を示した。検討対象としたものは、以下となり、本論文ではそれぞれのテーマを独立した章として議論している。

- ・ 森林伐採後の木材製品（伐採木材製品：HWP）中に含まれる炭素：国際的な算定アプローチがまだ完全に確定しておらず、国際的な二重計上や非計上の問題が完全に解決していない。
- ・ 鉱質土壌における炭素蓄積変化：多くの国で簡易的な算定方法が適用されているが、科学的に不正確な仮定を置いていると考えられるものがある。
- ・ 果樹バイオマスに蓄積されているバイオマス：2006年 IPCC ガイドラインにおけるパラメータの精度が低く更新が必要であった。また国内ポテンシャルも不明であった。
- ・ 都市の緑地帯におけるバイオマス：2006年 IPCC ガイドラインにおけるパラメータの精度が低く更新が必要であった。
- ・ 沿岸湿地の炭素固定：近年政治的に着目を浴びている吸収源であるが、算定が進んでおらず緩和インパクトや算定実施のための課題が明らかになっていない。既存の目標における分析結果として公表されている数値の精度が低く、過剰推計気味。

1.3 方法

本研究を行う上で、各章共通で実施した研究手法に GHG インベントリの解析がある。これは、各国から UNFCCC 事務局に提出された GHG インベントリ（報告書と共通のデータテーブルで構成。詳細は 1.5 節を参照）で報告された内容から、各国の方法論、算定対象、算定値等を分析して、テーマに応じた解析及び検討を行うものである。このテーマは、いわゆる受託調査的な諸外国調査による報告書的な内容でまとめられることも多いが、研究的には、欧州諸国を対象とした分析を、欧州委員会の政策実施のための科学的知見を提供するために設置されている Joint Research Centre に所属する科学者などが頻繁に実施している。そこでは、各国の状況をデータベース的にまとめるとともに、多くの国の事例を分析することで、課題となっている事項や、共通で実施できる事項の洗い出し、方法論別の特色、緩和策や排出削減のポテンシャル算出、良好事例の抽出などが行われている。なお、今回同様の解析は、途上国の森林減少を対象とした REDD+（Reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries）についても実施している。

今回の研究では、パリ協定の下での温室効果ガス対策の目標である NDC (Nationally Determined Contribution : 国が決定する貢献) について、暫定版として 165 の国と地域から提出された約束草案 : INDC (Intended Nationally Determined Contribution) に対し、分析対象となる活動 (今回の研究では、HWP とブルーカーボン) がどのように扱われているかを包括的に分析した。INDC は、どの分野のどの排出・吸収源をどの方法論 (IPCC ガイドライン) を用いて計算し、どの様なベースラインを設置して排出削減量を計算するのか等の内容が記載されている。実際に分析を行って分かったことであるが、算定対象に含まれる活動や炭素プールは、IPCC ガイドラインの方法論や、GHG インベントリの内容を正確に把握していないと特定が困難であり、パリ協定の国際ルール、IPCC ガイドラインの方法論、GHG インベントリの現状理解の 3 要素を組み合わせることで、各国の状況を明らかにした。

加えて、UNFCCC における吸収源の扱いは、国際交渉の過程で政治的な駆け引きの材料として利用されたほか、人為的影響の算定などで複雑な国際交渉を経てきた。これらの事情は、交渉関係者外の理解は進んでおらず、また、勉強できる情報も完全にはまとめられていないことから、交渉にかかる背景情報も可能な限り詳細に説明を行った。

1.4 気候変動枠組条約における吸収源の扱い

1.4.1 UNFCCC 下のルール決定

1990 年に IPCC が最初の報告書[7]を公表し、それが 1992 年の国連気候変動枠組条約 (UNFCCC) の署名開放を後押しして以来、世界の気候変動問題への対処は、IPCC (科学) と UNFCCC (政策) の 2 つの柱に支えられてきた。

UNFCCC は枠組条約であり、具体的義務の創設はのちの議定書に委ねられている(17条)。その議論は締約国会議 (会合) の下に設置された補助機関 (実施と科学・技術的助言を行う 2 つの補助機関があり、方法論の話は主に後者の「科学上及び技術上の助言に関する補助機関 (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice :SBSTA)」において実施される。それらで議論された結果は、条約に関するルールであれば、気候変動枠組条約締約国会議 (Conference of the Parties: COP)、京都議定書に関するルールであれば、京都議定書締約国会合 (Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol: CMP) において、原則全会一致で合意され、決定文には COP 決定であれば X/CP.A (X は通し番号、A は会議の回数)、CMP 決定であれば Y/CMP.B という形で番号が振られる。

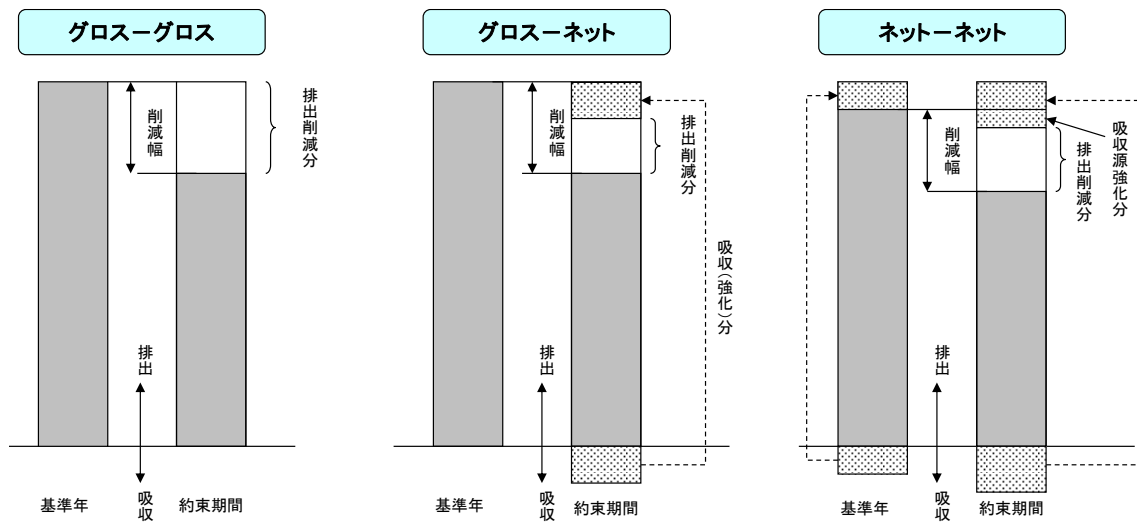
国際法上 COP/CMP 決定は法的拘束力のない文書に分類されるが、後述の通り吸収源の場合ほとんどの決定が同決定において実施され、かなりの拘束力を持ったルールとして認識されている。これは、法的拘束力の有無というより検討に要する専門性の高さ・科学的知見の精緻さこそが必要となっており、制度構築の場として SBSTA(合意文書として COP/CMP 決定)が選ばれた主な理由と考えられる。

1.4.2 京都議定書における吸収源の考え方

1995 年の COP1 より新たな法的文書の交渉が開始され、その結果として誕生したのが京都議定書 (1997 年採択/2005 年発効) である。京都議定書では、先進国 (いわゆる附属書 I

国)に法的拘束力のある削減目標が課された。この京都議定書の交渉過程において紛糾した論点の一つが、削減目標に吸収源を活用しうるか否かの問題であった[8]。米・加など先進国は、国内での吸収源対策実施を通して吸収源を削減目標に用いること、途上国で実施する吸収源対策事業からクレジットを得ることなどを主張した。削減目標の設定方式については、先進国間でも「ネットネット方式(基準年と目標年の両方で吸収量を含める方法)」か「グロスネット方式(基準年の排出量と目標年の(排出-吸収)量を比較する方法)」(Figure 2)で意見が分かれた。これに対して、途上国や環境 NGO 等は議定書に吸収源を持ち込むと先進国の国内の削減努力をごまかすことになるとして反対した。日本は元々科学的な不確実性が大きいとして吸収源の利用には否定的立場であったが、当初 2%と見込んでいた排出削減目標が交渉過程で 6%に引き下げられることとなったために、当時日本国内でおよそ 3.7%程度の排出量の相殺規模を持つと見込まれていた森林吸収の活用を容認する立場に転じた[9]。

交渉の結果、締約国は「直接人為的な土地利用変化及び森林活動に起因する吸収源による吸収量」を削減目標の達成に用いることとなったが、対象となる活動は 1990 年以降の新規植林・再植林・森林減少・(選択制で)森林経営に限られ、追加的な活動については後に再検討することが定められ(議定書 3 条 3 及び 4)、目標設定形式としては各国が削減目標達成のためにカウントできる森林経営からの吸収量に上限値を設けた上でグロスネット方式が採用された。また、京都メカニズム(柔軟性措置)の一つとして設立された「クリーン開発メカニズム (Clean Development Mechanism: CDM)」(議定書 12 条)における吸収源活動関連プロジェクトは「植林と再植林」に限定して認められた[9, 10]。



「グロスネット」「ネットネット」は目標に達成に用いる数値の計上方法のこと。

- ・吸収分による相殺を見込まない「グロス」の排出量
- ・排出・吸収の両方を見て、排出から吸収を差し引いた「ネット」の排出量

の組み合わせにより、いくつかのアカウントティングオプションが生ずる。約束期間でのみ吸収源を算入する方法がグロスネット方式、基準年と約束期間の両方で吸収源の排出・吸収量を算入する方法がネットネット方式となる。

Figure 2 Gross-net accounting and Net-net accounting

吸収源の細則策定は、その後の京都議定書の運用ルール交渉においても続けられ、2001年のCOP7で採択されたマラケシュ合意に基づくCMP1決定(16/CMP.1等、2005年[11])において第1約束期間(2008-2012年)の細則が、2010年のCMP6で採択された決定(2/CMP.6カンクン合意と称される決定群のうち吸収源に関するもの、[12])及び2011年のCMP7で採択された決定(2/CMP.7 [13])において第2約束期間(2013年-2020年)の細則が定められた。なお、追加的な吸収源活動としての3条4項は、16/CMP.1において、農地管理、牧草地管理、植生回復の3活動とすることが決定されている。

上記の交渉過程でのもっとも大きな変化は、京都議定書採択までは環境NGO等から「削減目標に吸収源を用いる=削減努力を怠り得る」との負のイメージが大きく伝えられていたが、森林等が排出となる国が第1約束期間に森林経営活動の選択を見送った事例があったことから、第2約束期間の細則交渉では、一転して「吸収源からの排出隠し(例えば森林の劣化や大規模火災などにより森林自体が排出になり得る)防止のため吸収源をできる限り包括的にカバーすべき」という見方によって変わったことである。交渉が政治決着して吸収源の活用が認められた以上は、自国に有利な部分のみを抽出して活用することは許されないということであろう。第2約束期間では、第1約束期間時は選択制だった森林経営の吸収量計上が義務化され、選択しうる吸収源活動として、第1約束期間より定められてきた農地管理、牧草地管理、植生回復に、湿地(泥炭地)の再湛水が新たに追加された[13]。

IPCCでは、第一約束期間の交渉の文脈で科学の面から検討が進められた。最初に検討された内容は、3条3項、4項活動に含まれる活動やその定義であり、その成果は2000年に土地特別報告書[14]として公開された。マラケシュ合意により計上ルールが確定した後は、UNFCCCに基づく吸収量の算定方法と、京都議定書に基づく補足情報の報告方法を定める「土地利用、土地利用変化及び林業に関するグッドプラクティスガイダンス(GPG-LULUCF)」の作成、森林劣化・植生劣化の定義の検討、直接的人為/間接的人為/自然による炭素ストック変化(温室効果ガスの吸排出量)を区別する方法論の策定、の検討が実施された[15]。うち、GPG-LULUCFは、2003年にIPCC総会で採択され[16]、COP9(2003年)において条約インベントリの報告ルール[17]、COP10(2004年)において議定書の報告ルール[18]に反映された。

森林劣化、植生劣化の定義については、複数の方法が検討されたが、共通の定義を定めることは困難との結論も含む報告書がIPCCより提示され[19]、京都議定書第一約束期間の算定対象からは除外された。

IPCCにとって、最も困難な課題の一つと言えるのが、直接的人為/間接的人為/自然による炭素ストック変化や温室効果ガスの吸排出量を区別する方法論の策定であり、2003年時点では、16/CMP.1の京都議定書第3条3項活動の定義で定められている「直接人為的(direct human-induced)」な吸収量の把握という原則を検討するもので、これは、後のパリ協定の目標である「今世紀末までに実質排出ゼロ」が人為的排出量と人為的吸収量の均衡を意味することからも、今なお重要な課題である。2003年時点でのIPCCの結論は、当時の最新知見に鑑みてもそれらを科学的に区別することは不可能というものであった[20]。これを受け、UNFCCCでは、「管理地による人為性の代替(Managed Land Proxy: MLP)」概念を創設し、人為的な関与が及ぶ土地を各国の定義に合わせて「管理地」として扱い、そこで生じた変化は人為によるものと見なすという考え方を採用した。

MLPの扱いは、ほとんどの先進国においては大きな問題のない方法論であったが、広大

な面積を有するカナダ、豪州において、MLP が適用される土地で人為的な管理を超えたレベルで、火災や病虫害等の自然かく乱由来が発生すると、国の排出削減努力を相殺するレベルの排出が生じて目標順守のリスクが生ずるということが問題となった。このため、京都議定書第二約束期間においては、自然かく乱由来の排出を除外する特別ルールが策定された[13]ほか、2019年に作成された IPCC の改良版ガイドラインにおいては、条約インベントリの算定で、MLP が適用される土地からの自然かく乱由来の排出（およびその回復過程の吸収）を除外する高次の方法論に関するガイダンスが提供されている[20]。

第2約束期間において新たに導入された重要な考え方が、「参照レベル（ベースライン）」である。CMP7において採択された第2約束期間における吸収源細則では、森林経営の吸収量把握を「参照レベル方式」とすることが決定され、国ごとに過去データやBAU（Business As Usual:対策なし）シナリオに基づく将来予測等を根拠にベースライン（=参照レベル）を設定し、実際の吸排出量がそれを上回った場合は吸収（クレジット）、下回った場合は排出（デビット）として計上することとなった。仕組みとしては、各国が自国の参照レベルを設定し専門家によるレビューを受ける「プレッジ&レビュー方式」となる[13]。

このように、京都議定書の下での交渉及びそれに伴って採択されたCMP決定により、吸収源を削減目標に活用するための法制度の大枠は定まったが、制度の複雑さに加え、年を跨いで複数のCMP決定が採択されるという形で枠組みが策定されたため、交渉参加者以外にとって非常にわかりにくい制度となっている。

1.4.3 途上国に特有の吸収源の扱い

京都議定書の下では、A/R CDM と呼ばれる植林活動のみが途上国における吸収源対策として位置づけられたが、プロジェクト実施により獲得した吸収クレジットは、一定期間後に事後的に別の排出削減プロジェクト由来のクレジットで補填が必要な制度となっている[21, 22]。植林によって吸収固定された炭素は伐採等により固定が解除されてしまう。GHG インベントリではこの変化は吸収・排出として活動状況に応じて計算されるが、CDM ではプロジェクト由来のクレジットとして発行され、伐採時にそれを直ぐに差し引くようなことができないため、吸収した炭素がいつまで実際に吸収固定として機能しているのかという「非永続性」という性質が問題となる。そのため、A/R CDM で発生したクレジットを京都議定書の下で排出削減目標として利用する場合は上記の様な時限的な有効期限を設ける事となった。ただし、結果として植林プロジェクトは単なる削減量の前借りの様な制度となってしまう、著しく魅力を減じたことから、植林プロジェクトの実施はさほど広がらなかった。

2004年に第一約束期間の吸収源交渉がひと段落ついたので、土地関係で注目された課題の一つが、途上国の森林減少由来の排出である[23]。森林減少由来の排出削減対策は、吸収源 CDM の交渉過程では、大量の排出削減量が生まれ、市場が機能しなくなるとの懸念から CDM 制度から除外されたものであるが[9]、全球の排出量の 2 割近くを占めており[3]、UNFCCC 下での対策から漏れているのでは問題であるとの認識が広がった。この結果、2005年末の COP11 より、SBSTA と COP において長年に渡り議論され、REDD+ と呼ばれる途上国の森林減少や森林劣化抑制に対するインセンティブ付与の枠組みが設立された。複数の

COP決定から成る「ワルシャワ REDD+）枠組み」等に基づき[24]、REDD+実施国から UNFCCC 事務局に事前提出の上技術評価を受けた「参照レベル」と、対策実施後の実排出量の差異を排出回避実績として計上し、その成果に応じて、実施国は支援国等より金銭の支払いを受けられる仕組みである。なお、REDD+は、当初は UNFCCC の下でのクレジットの発生・分配が想定されていたものの、それには厳密なベースラインの設定等が必要で全面的な導入はかなり大きな障壁であったことから、次第にその性質が変化し、実際に排出削減が実施された実績に応じて事後的な支払いを実施するための、公式な定量化枠組みの様な位置づけとなっている。今や多くの途上国がパリ協定下の目標においても REDD+を重要な対策として位置づけており、REDD+の奨励はパリ協定本文にも明言された（5条2）。

なお、SBSTA の下では吸収源プロジェクトとして植生回復活動を追加するとの議論が行われており[25]、CDM 理事会の AR 分科会からは技術的には植林の方法論を適用することが可能とのアドバイスを得ているものの[26]、議論を始めるのが遅すぎ、新たなルールを決めても 2020 年までの実施は見込めないことから、議題は存在するものの、実質的な議論は 2018 年以降実施されていない[27, 28]。

1.4.4 パリ協定における目標と吸収源の扱い

国際的な気候変動に対する取り組みは、上記条約とともに 1997 年に京都における条約締約国会合（COP）で採択された「京都議定書」を規範として進められて来たが、新興国の経済成長に伴う、世界的な排出国構成の変化や、四半世紀に渡る科学的な知見の進展を踏まえると、一部先進国の主要排出国のみに削減目標を負わせる仕組みではもはや実効性は期待できず、2020 年以降の取り組みは世界全ての国が参加する「パリ協定」を軸に実施することとなった。

パリ協定は交渉では、交渉妥結前に各国が提出した約束草案において既に多くの国が吸収源対策に言及していたことから、各国が吸収源を活用して削減目標を算出すること、Nationally Determined という性質上柔軟性が必須であることは言わば暗黙の了解になっており、また土地関係の交渉官の間では、すでに技術的な議論はほとんどやりつくしており新たな方法論の議論は不要として、議論の焦点は最低限共有すべき基本的な計上ルールや既存の制度をどのようにパリ協定下で位置づけるか(既存の CMA 決定や COP 決定に定められた細則・枠組みを 2020 年以降も用いることができるか)であった[29]。

最終的に、パリ協定第 5 条(吸収源)とともに、第 4 条(緩和)14 項において(各国の削減量を計算する際)適当なときには既存の手法及びガイダンスを考慮すべき旨規定され、それとともに、各国はパリ協定第 1 回締約国会合(CMA1)にて採択するガイダンスに基づいて削減目標を計上するものとし、そのガイダンスはその後に検討されることになった（第 4 条 13 及び 14 項、COP21 決定 1/CP.21 第 31 段落）。その後の交渉により、一連のパリ協定実施ガイダンスは、2018 年の CMA1 で最低限共有すべき基本ルールを定める形で合意された(CMA 決定 4/CMA.1[30]及び 18/CMA.1[31])。

パリ協定では、全ての国が参加できる枠組みを目指したことから、各国の温室効果ガス（GHG）排出削減目標や、実行手段などは、各国自らが定め公表する仕組みとした（第 2 条）。各国の掲げる目標等は Nationally Determined Contribution（NDC）と呼ばれる。一方、

各国が出来ることの積み上げでは、いわゆる 2°C目標や 1.5°C目標と呼ばれる、緩和目標に届かないことが想定されることから、グローバルストックテイク (Global Stock take) という仕組みで、世界の取り組みを通じた GHG 排出削減が、望ましい気候変動対策の道筋に乗っているかを定期的に確認し、不足分の努力を促す仕組みとなっている (第 6 条)。

そのため、GHG インベントリで報告される各国の GHG 排出・吸収量の算定値は元より、様々な GHG の排出・吸収実態を把握する方法で得られたデータについて、その特徴を政策決定者 (もしくは、その支援をする学術的・科学的アドバイザー) が、正確に理解し、政策に繋げていくことが求められている状況である。

1.4.5 小括

UNFCCC における「吸収源」の算定や、目標での活用は、UNFCCC 下の算定・報告ルールや交渉に大きく影響されてきた。気候変動枠組条約において、吸収源及び貯留 (sinks and reservoir) の保全や促進が、気候変動対策に必要なことは謳われているものの、京都議定書で、吸収源が排出源に補完的な役割として位置付けられたことや、科学的な知見が不足していたこと、吸収源の目標活用自体が国際交渉による政治的な駆け引きに大きく影響を受けた事が、今なお、現状の算定が排出程には進んでないという実態にも影響を及ぼしている面がある。

一方、初期には吸収源活用自体次反対の声が大きかったものの、科学的知見の集積や削減目標に吸収源を活用したいという各国の思惑などを背景に、SBSTA や COP、CMP の交渉で新ルールが積み上げられることにより、吸収源の制度は拡大を続けてきた。次第に「衡平で完全な制度、衡平性や完全性の観点から全て LULUCF 関連の炭素ストックの変化を網羅することこそを目指すべき、という考えが主流になってきている。

パリ協定の下ではむしろ「今世紀後半に人為的排出と人為的吸収を均衡させる」という目標達成のためにも、既存の(京都議定書の下での)の細則を適宜活用しつつ、吸収源の算定はより包括的な計上へと進んでいくことが必定という状況である。

1.5 土地利用・土地利用変化及び林業分野における排出・吸収量の算定方法

1.5.1 温室効果ガスインベントリの概要

UNFCCC の下の諸制度や各国の対策の実効性を評価するためには、GHG の排出・吸収量の把握が必須である。ただ、それらを実測することは現実には不可能であることから、各国は各種統計等を用いた計算によって「国家温室効果ガス排出・吸収目録（GHG インベントリ）」を作成・更新し、毎年 UNFCCC 事務局に提出する義務を負っている(枠組条約第 4 条 1(a)及び 12 条) [1]。

各締約国による排出・吸収量の算定は「COP が合意する比較可能な方法」により実施することとされており、具体的には、(i)科学的に排出・吸収のメカニズムが把握されており算定が実施可能な計算対象について、(ii)共通の方法論やガイドラインに則って各国が推計・報告を行い、(iii)各国から提出された計算結果は UNFCCC の下で第三者的な専門家が審査する、という方法で、算定の正確性や比較可能性を可能な限り担保する仕組みとなっている。このうち、(i)の吸排出に関する科学的知見のとりまとめと、それを踏まえた(ii)の算定の方法論作成は気候変動の「科学」の柱である IPCC の役割であり、(ii)や(iii)の各国共通の算定・報告・審査のルール仕組みを定めるのが「政策」の柱である UNFCCC の役割である。実際の算定は、各国の担当機関が、上記 IPCC 及び FCCC で定められた方法論や報告ルールに従って実施している。

IPCC が最初に作成した土地利用分野を含む「GHG インベントリのための IPCC ガイドライン」は 1996 年版[32](1996GL、以下他の版も同様に略す)であるが、科学的知見の進展や産業構造の変化に伴う排出源の追加、国際交渉の結果として必要となった方法論の開発要請等を踏まえ、これまで何度か改訂や補足版ガイダンスの作成・公表が行われてきている。具体的には 2000 年に排出源の全面更新版 (GPG-2000) [33]、2003 年に吸収源の全面更新と京都議定書の補足的な方法論の提示 (GPG-LULUCF) [16]が行われ、全排出・吸収量をおおよそ漏れなく算定できるようになった。その後、上記の 1 つのガイドラインと 2 つのガイダンスをまとめて全面更新したものが 2006 年 IPCC ガイドライン[34]である。2006 年 IPCC ガイドラインは、2015 年の GHG インベントリ提出より、パリ協定下の報告体制に至るまで、温室効果ガス排出・吸収量算定の基盤となるガイドラインとして扱われている[31, 35]。

2006 年 IPCC ガイドライン作成以降は、2013 年には湿地分野の追加的な緩和策の算定方法提供等を目的とした湿地分野の補遺 (湿地ガイドライン) [36]と、京都議定書第 2 約束期間向けの改訂版補足的な方法論の提示 (改訂京都議定書補足的な方法論) [37]という形で、部分的なテーマを対象とした補足版ガイダンスが作成された。2019 年には、UNFCCC からの依頼ではなく、IPCC の内部的な課題認識から、2006 年 IPCC ガイドラインを精緻化した 2019 年改良版のガイダンス[37]が作成され、最新の GHG 排出・吸収の科学的な知見や、技術的な方法論、データベースを踏まえた算定が実施できるようにしている。

これらの IPCC が方法論を策定すると、作業結果は速やかに UNFCCC の SBSTA にて報告され、次は UNFCCC 側で作成される「インベントリ報告ガイドライン」が作成される。その中で各国が算定に用いる IPCC ガイドラインの特定と義務/任意適用の是非などの各種必要事項、各 GHG を CO₂ 換算するための温暖化係数(GWP)、IPCC ガイドラインの概要やインベントリに含めるべき情報、算定する時系列の期間、報告に用いる共通表などが整理さ

れ、最終的に COP、CMP、CMA の決定として採択される（具体的には、14/CP.11 [17]、24/CP.19 [35]、6/CMP.9 [39]などがそれに該当する）。これらの作成には、通常交渉開始から 2 年程度、インベントリの共通表に関しては暫定版採用から正式版採択に至るまでさらに 2 年程度かかるプロセスである。

現在、条約下での GHG インベントリ作成ルールは、附属書 I 国向け、非附属書 I 国向けと別に作成されており、求められる精緻さに大きな違いがある。また、京都議定書に関しては、LULUCF 分野には特別の算定及び情報提供が必要なため独自の制度が存在しているほか、パリ協定の下での GHG インベントリ作成についても、協定特有の制度の下で進められることとなっている（Table 2）。

Table 2 Summary of outstanding rules for various UNFCCC reporting scheme

法的枠組	内容	附属書 I 国	非附属書 I 国
条約	根拠となる決定	24/CP.19[35]	17/CP.8[40], 2/CP.17[41]
	適用する IPCC ガイドライン	2006GL(義務) 2013 湿地 GL(任意)	1996GL(義務) GPG2000, GPG-LULUCF(任意)
	地球温暖化係数(GWP)	IPCC 第 4 次評価報告書[42]の 100 年換算値	規定なし（通常は IPCC 第 2 次評価報告書[43]の 100 年換算値を利用）
	提出	毎年独立して報告	隔年更新報告の一部で報告
	共通表	あり	なし
	時系列	1990 年以降提出 2 年前まで毎年	提出 4 年前まで、時系列提供は任意
	検証	審査(改善点の指摘有)	技術的評価(改善可能点を相談)
京都議定書 第 2 約束期間 補足情報 (LULUCF)	根拠となる決定	2/CMP.7, 2/CMP.8, 6/CMP.9	関係しない
	適用する IPCC ガイドライン	2006GL, 2013 年京都議定書補足的 方法論ガイダンス(義務)、2013 湿地 GL(一部算定のみ義務、それ以外 は任意)	
	報告・表	特有の補足説明・情報必要	
	その他	24/CP.19 ルールを適用	
パリ協定	決定	18/CMA.1、CMA3 で追加決定予定	
	適用する IPCC ガイドライン	2006GL(義務)、(今後 CMA で採択された場合)2019GL(義務)、2013 湿地 GL(任意)	
	GWP	IPCC 第 5 次評価報告書[44]の 100 年換算値	
	提出	毎年報告	隔年透明性報告書で 2 年に一度
	共通表	あり(CMA3 での採択を目指し作成)	
	時系列	1990 年から 2 年前まで毎年	提供必須。最低限 NDC 参照年と 2020 年以降 3 年前まで毎年
	検証	専門家審査	専門家審査(より能力構築に重点)

パリ協定に基づく算定は、能力や国情に配慮した一定の柔軟性を途上国に適用しつつ、すべての国が共通の仕組みの下で GHG インベントリの作成を進めることとなっており、2023 年頃から順次適用される見込みである。

1.5.2 土地利用、土地利用変化及び林業分野の GHG 算定方法

GHG インベントリにおける土地関係の排出・吸収量の方法は、IPCC ガイドラインに従って実施されるが、1996GL[32]では、LUCF (Land Use Change and Forestry 土地利用変化及び林業) 分野として方法論が与えられ、木本の地上バイオマスの蓄積変化、森林と草地の転用、管理地の放棄 (主に耕作放棄や放牧地の自然回帰)、土壌 (どちらかというと農業利用地への転用を意識したもの) の 4 種類が算定対象とされた。

土地における温室効果ガスの排出・吸収には、人為的な要因によるものと自然に生じるものがあるが、UNFCCC の基本原則に則り、人為的排出・吸収に着目をして計算する、人為的排出・吸収は、科学的に厳密な切り分けが難しいことから、管理地という概念を用い、人為的関与の及ぶ土地 (=管理地) における排出・吸収量をすべて人為由来とみなす代替アプローチが利用する、という基本的な概念はこの時点で導入されている。

その後、GPG-LULUCF[16]において、選択的な活動のみではなく、全土地を網羅する形に考えが変わり分野名が LULUCF (Land Use, Land-Use Change and Forestry) に変更され、国土は、森林 (forest land)、農地 (cropland)、草地 (grassland)、湿地 (wetlands)、開発地 (settlements)、その他の土地 (other land) という 6 つの土地利用に分類し、土地転用の影響の有無の観点から、転用のない土地 (remaining land) と、転用された土地 (converted land) に分類するという、基本的な区分方法が提示された。土地を転用の有無で分離するのは、土地転用が生じた際に土壌炭素蓄積が、元の土地利用における平衡状態から新たな土地利用における平衡状態に遷移するまでにある程度の時間がかかり、この遷移期間中は土壌炭素蓄積が変化し続けるとみなされ、算定方法に用いる活動量面積に独自のデータが必要となるためである。なお、2006GL[34]では、非 CO₂ 排出計算の切り分けの煩雑さ解消のために、農業分野と土地分野が統合され、AFOLU 分野として統合されているが、基本的な土地区分は GPG-LULUCF からの変更は無い。

計算対象とする GHG は CO₂、CH₄、N₂O の 3 種類であり、うち、CH₄ と N₂O は、有機物の燃焼、有機物の分解プロセス、および窒素施肥において発生するものを計算するが、基本的には CO₂ と比べるとその寄与は小さい。CO₂ の排出と吸収は、炭素プールと呼ばれるプールの蓄積変化を通じて考慮される。炭素プールは、地上バイオマス (above-ground biomass : AGB)、地下バイオマス (below-ground biomass : BGB)、枯死木 (dead wood : DW)、リター (litter : LT)、土壌 (soil organic matter : SOM) の 5 つがあり、森林については、更に伐採木材製品 (Harvested Wood Products : HWP) が追加される。地上バイオマスと地下バイオマスは生体バイオマス (living biomass : LB)、枯死木とリターは枯死有機物 (dead organic matter: DOM) として、まとめて言及されることも多い。各プールの炭素蓄積の増加は CO₂ の吸収、減少は CO₂ の排出と紐づけられて考慮される。なお、土地利用毎に、寄与の大きな炭素プールやガスは異なることから (Table 3)、その状況も踏まえて、影響の大きな箇所を中心に推計精度を上げる取り組みを実施することとなる。

Table 3 Overview of the LULUCF categories in terms of significant carbon pools and gases

Broad land use categories	History of land uses	Dominant carbon pools and gases	Subdominant carbon pools and gases
Forest land	Remaining	LB, DOM (in case of fire), SOM	-
	Converted	LB, DOM, SOM	-
Cropland	Remaining	SOM	LB, DOM
	Converted	SOM, LB (perennial)	LB (annual crop), DOM
Grassland	Remaining	SOM,	LB, DOM
	Converted	BGB, SOM	AGB, DOM
Wetlands (peat extraction)		SOM (organic)	LB, DOM, SOM (mineral)
Wetlands (flooded land)	Remaining	CH ₄	LB, DOM, SOM
	Converted	LB, CH ₄	DOM, SOM
Settlements	Remaining	LB (perennial)	LB (herb), DOM, SOM
	Converted	LB, SOM	DOM
Other land	Remaining	Not necessary to estimate	Not necessary to estimate
	Converted	LB, SOM	DOM
Biomass burning		CH ₄ , N ₂ O	(CO ₂ is included in CSC)
Drainage of organic soil		CO ₂ , N ₂ O	CH ₄
Fertilization, mineralization		N ₂ O	

算定式は、炭素蓄積変化の計算においては、ゲイン・ロス法と呼ばれる、成長量と損失量の両方を計算してその差分を求める方法と、蓄積変化法と呼ばれる、異なる時点における蓄積量を比較してその差分を求める方法がある。燃焼時や泥炭地の分解など、排出量を直接計算する場合もあり、その場合はほかの排出源と同様の、活動量（例：面積）に排出係数（例：単位面積当たりの GHG 排出量）を乗じて計算する方法が適用される。

IPCC ガイドラインでは、算定の段階を 3 段階に分けており、標準算定式に基づき、ガイドラインに与えられたデフォルト値のパラメータを活用して計算するのが Tier 1、標準算定式に基づき国の状況に合わせたパラメータを活用して計算するのが Tier 2、直接観測やモデル、その他別途開発した方法に基づき計算するのが Tier 3 となる。これは、LULUCF 以外の分野にも適用されている基本的な原則となる。

LULUCF 分野で必要となる土地面積と土地利用変化面積の把握方法は、時系列の表形式（各土地利用の総面積は分かるが、面積の増減がどの土地利用との間の変化かは示されない形式）でデータがまとめられるアプローチ 1、土地面積と面積変化がマトリクス形式でまとめられるアプローチ 2、更に土地利用変化の生じた場所が、位置情報として示されるアプローチ 3 の 3 種類に分かれる。これらのアプローチ間には、公式には上位・下位としての概念の差はないが、実質的に高次の算定を行うにはアプローチ 2 以上、モデルの算定を行うにはアプローチ 3 に該当する活動量が必要となる。

なお、全球的な排出・吸収量の計算方法の把握を行う上では、計算精度が低く網羅的な排出に課題がある途上国の GHG インベントリは、使い勝手が悪いいため、bookkeeping model と呼ばれる演繹的な係数値を基にしたモデル[46]や、dynamic global vegetation models と呼ばれるプロセスモデルで得られた計算[47]による計算値が広く言及されている。ただし、SRCCL においては、主に統計等から人為的な変化に着目して排出・吸収量を把握する GHG インベントリと、土地被覆変化に着目して変化量を計算している bookkeeping model、人為・非人為の区別なくフラックス的なガス交換を推計するプロセスモデルでは、それぞれが見ているものが異なり、数値の解釈や比較には注意を要することが述べられている[5]。

1.5.3 IPCC ガイドラインの 2019 年改良版における改善について

2019 年 5 月 8～12 日に京都で開催された IPCC 第 49 回総会で採択された[48]、「IPCC2019 年方法論報告書[37]」は既存の 2006 年版の IPCC ガイドラインを 13 年ぶりに全面的にレビューし最新の科学的知見を盛り込んだ改良版ガイドラインである。改良に当たっては、2006 年 IPCC ガイドラインの章・節構成を踏襲しつつ、更新 (update)：排出係数やパラメータを最新の知見を反映して差し替えるもの、精緻化 (elaboration)：方法論の説明を充実させ理解度の向上を図るもの、新ガイダンス (new guideline)：従前含まれていなかった新しい算定方法を提示するもの、という 3 種類の作業が行われた。

筆者は、第 4 巻 AFOLU 分野の Lead Author (代表執筆者) として、Chapter 8 の開発地バイオマス算定方法の改訂 (主責任者として改訂作業を主導し、ほぼすべての文章の執筆とデータ整理を担当)、chapter 5 の農地木本生バイオマスの算定方法の改訂 (副責任者として文章の執筆を担当)、chapter 12 の伐採木材製品の算定方法の精緻化 (執筆メンバーとして議論に加わり及び文章の事実確認を担当)、chapter 2 の土壌炭素算定モデルの情報提示 (日本の事例を提供)、に貢献した。本論文の第 4 章の果樹バイオマス及び第 5 章の開発地バイオマスに関する内容は、2019 年改良の作成における議論の内容も含めて考察を行ったものである。

参考文献

1. 1992 United Nations Framework Convention on Climate Change (adopted 9 May 1992, entered into force 21 March 1994) 1771 UNTC 107. 日本語公定訳については、外務省ウェブサイト「条約データ検索」より入手可能。
https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/treaty/pdfs/B-H6-0011_1.pdf
2. 2015 Paris Agreement (adopted 13 December 2015, entered into force 4 November 2016) in UNFCCC, Decision 1/CP.21, Addendum, UN Document FCCC/CP/2015/10/Add.3 (2 February 2015). 日本語公定訳については、外務省ウェブサイト「条約データ検索」より入手可能。
<https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/treaty/pdfs/B-H28-007.pdf>
3. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp.1535.
4. IPCC (2014), *Climate change 2014: synthesis report*. In: Pachauri, R. L., and Meyer, L. A. (eds.) *Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, Geneva.
5. IPCC (2019), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [Shukla, P. R., J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, and J. Malley, (eds.)], in press.
6. 1997 Kyoto Protocol (adopted 11 December 1997, entered into force 16 February 2005) in UNFCCC.
7. 環境と開発に関する国際連合会議（地球サミット・UNCED）。
8. E. Boyd et al. (2008), UNFCCC negotiations (pre-Kyoto to COP-9): what the process says about the politics of CDM-sinks, *Int. Environ. Agreements*, 8, 95–112.
9. 吸収源対策研究会編（2003），『温暖化対策交渉と森林』，林業改良普及双書，144.
10. Streck, C., and S. M. Scholz, (2006), *The Role of Forests in Global Climate Change*, *Int. Affairs*, 82, 861-879.
11. UNFCCC (2005), Decision 16/CMP.1 Land use, land-use change and forestry.
12. UNFCCC (2010), Decision 2/CMP.6 The Cancun Agreements: Land use, land-use change and forestry.
13. UNFCCC (2011), Decision 2/CMP.7 Land use, land-use change and forestry.
14. IPCC (2000), *Special report on Land use, land-use change and forestry*, IPCC, Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, and D. J. Dokken (eds.), Cambridge University Press, UK. pp 375, available from Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge CB2 2RU ENGLAND.

15. UNFCCC (2001), Decision 11/CP.7, Marrakech Accords, FCCC/CP/2001/13/Add.1.
16. IPCC (2003), Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF), Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
17. UNFCCC (2006), FCCC/SBSTA/2006/9, Updated UNFCCC reporting guidelines on annual inventories following incorporation of the provisions of decision 14/CP.11, note / by the Secretariat.
18. UNFCCC (2005), Decision 15/CMP.1, Guidelines for the preparation of the information required under Article 7 of the Kyoto Protocol.
19. IPCC (2003), IPCC Report on Definitions and methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types, Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
20. IPCC (2003), IPCC Meeting on Current Scientific Understanding of the Processes Affexting Terrestrial Carbon Stocks and Human Infulences upon them - Science Statement, Apps, M., J. Canadell, M. Heimann, V. Jaramillo, D. Murdiyarsso, D. Schimel, (Meeting Program Committee) and M. Manning (eds.). https://www.globalcarbonproject.org/global/pdf/IPCC_WGI.2003.pdf
21. UNFCCC (2005), Decision 5/CMP.1 Modalities and procedures for afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism in the first commitment period of the Kyoto Protocol.
22. UNFCCC (2005), Decision 6/CMP.1 Simplified modalities and procedures for small-scale afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism in the first commitment period of the Kyoto Protocol and measures to facilitate their implementation.
23. Schlamadinger, B., T. Johns, L. Ciccarese, M. Braun, A. Sato, A. Senyaz, P. Stephens, M. Takahashi, and X. Zhang (2007), Options for including land use in a climate agreement post-2012: improving the Kyoto Protocol approach, *Environm. Sci. Policy*, 10, 295-305.
24. UNFCCC (2013), Decision 9/CP.19-15/CP.19 Warsaw REDD+ Package.
25. UNFCCC (2011), Decision 2/CMP.7, paragraph 6.
26. UNFCCC (2016), FCCC/SBSTA/2016/INF.7, In-session workshop to identify the types of revegetation activities potentially eligible as project activities under the clean development mechanism under the existing modalities and procedures, and to identify the cases where new modalities and procedures for revegetation would need to be developed, in order to guarantee the environmental integrity of the clean development mechanism.
27. UNFCCC (2018), FCCC/SBSTA/2018/4, para 94.
28. UNFCCC (2019), FCCC/SBSTA/2019/2, para 112.
29. 藤井, 「第 5 条(吸収源)」(公財)地球環境戦略研究機関ウェブサイト『パリ協定の解説』.
<https://www.iges.or.jp/jp/climate-energy/cop.html>
30. UNFCCC (2018), Decision 4/CMA.1 Further guidance in relation to the mitigation section of

- decision 1/CP.21.
31. UNFCCC (2018), Decision 18/CMA.1 Modalities, procedures and guidelines for the transparency framework for action and support referred to in Article 13 of the Paris Agreement.
 32. IPCC (1996), 1996 Revised IPCC Guidelines (1996GL), Houghton, J. T, L. G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D. J. Griggs, and B. A. Callender (eds.), IPCC/OECD/IEA, UK Meteorological Office, Bracknell.
 33. IPCC (2000), Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (GPG2000), Penman, J., D. Kruger, I. Galbally, T. Hiraishi, B. Nyenzi, S. Emmanul, L. Buendia, R. Hoppaus, T. Martinsen, J. Meijer, K. Miwa, and K Tanabe (eds), IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, published for the IPCC by the Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
 34. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
 35. UNFCCC (2013), Decision 24/CP.19 Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention.
 36. IPCC (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., T. Krug, K., Tanabe, N., Srivastava, J., Baasansuren, M., Fukuda, and t. G. Troxler (eds.), published by IPCC, Switzerland.
 37. IPCC (2014), 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol, T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, and T. G. Troxler (eds.), published by IPCC, Switzerland.
 38. IPCC (2019), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, and S. Federici (eds.), published by IPCC, Switzerland.
 39. UNFCCC (2013), Decision 6/CMP.9 Guidance for reporting information on activities under Article 3, paragraphs 3 and 4, of the Kyoto Protocol.
 40. UNFCCC (2002), Decision 17/CP.8 Guidelines for the preparation of national communications from Parties not included in Annex I to the Convention.
 41. UNFCCC (2011), Decision 2/CP.17 Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention.
 42. IPCC (2007), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.), published by Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, chapter 2, Table 2-14.
 43. IPCC (1995), Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, J.T., Houghton, L.G., Meira Filho, B.A., Callander, N., Harris, A., Kattenberg, and K., Maskell (eds.), published by Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York,

- NY, USA, Technical summary, Table 4.
44. IPCC (2013), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.), published by Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, US., chapter 8, Appendix 8.A: Lifetimes, Radiative Efficiencies and Metric Values.
 45. Houghton, R. A, J. I. House, J. Pongratz, G. R. van der Werf, R. S. DeFries, M. C. Hansen, C. le Quéré, and N. Ramankutty (2012), Carbon emissions from land use and land-cover change, *Biogeosci.*, 9, 5125–5142. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5125-2012>
 46. Le Quéré, C., R. M. Andrew, P. Friedlingstein, and et al. (2018), Global carbon budget 2018, *Earth Syst. Sci. Data*, 10, 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>
 47. 環境省 (2019), 第 49 回 IPCC 総会報告, <http://www.env.go.jp/press/files/jp/111522.pdf>

第2章 伐採木材製品の炭素蓄積変化の算定

2.1 本研究の目的

樹木により吸収された炭素は、簡易的な算定では、樹木の伐採時に排出としてみなすことが多いが、実際には伐採後もその木材物質が腐朽するか焼却されるまでは大気中には放出されず、木材物質中に貯留され続ける。このような炭素は、GHG インベントリでは、伐採木材製品（HWP）という炭素プールとして扱われ、炭素蓄積が増加した場合は CO₂ の吸収、減少した場合は CO₂ の排出とみなして計算される。ただし、木材製品は国際貿易が行われることから、輸出された木材中の炭素は生産国に帰属するのか消費国に帰属するのか、森林から製品への炭素移動を複数の炭素プールにおける蓄積量の増減として考えるのか、あくまでの大気との間のフラックスとして考えるのか、実際の炭素損失をいつの時点で計算に入れるのかなど、計算の仕方にいくつかの視点があり、複数のシステムバウンダリーの考え方が提唱されてきた。

そのため、UNFCCC 下の GHG インベントリ報告ルールの交渉においては、HWP の算定アプローチとしてどのようなシステムバウンダリーを用いるべきかという問題が長らく議論されてきた。システムバウンダリーごとの特徴や利点欠点などに関わる議論自体はそれほど目新しい話題ではないものの、異なるシステムバウンダリーを用いた場合に生じ得る国際的な炭素の二重計上や計上漏れ、HWP プール自体が持つ温室効果ガス対策のポテンシャルについては、科学的な視点からは十分な分析が行われてきたわけではない。

また、現在の UNFCCC の下でのルールは、京都議定書、長期目標、パリ協定などの様々な国際交渉過程で、行政に携わる政府関係者間で議論されてきた論点が反映されたものとなっているため、伐採木材の炭素貯留やその効果を研究している専門家でも、ルールの正確な理解をしている者がほとんどいない状況となっている。

そこで、これまでの国際交渉において HWP のアプローチがどのように検討され、何が合意されてきたかを包括的にまとめた上で、各国がパリ協定下で掲げている目標の設定において HWP がどのように扱われているかに関する状況と、各国が GHG インベントリで計算している HWP の算定状況を踏まえた、包括的な分析と定量・定性評価を実施し、上記を含めた HWP 関わる様々な技術的課題への回答の提示と、国際枠組みとして目指すべき方向性を科学的に明らかにすることを目的として本研究を実施した。具体的に実施したのは以下の3項目となる。

- ・ 各国から提出された INDC タイプを踏まえた、適用しうる HWP アプローチの検証
- ・ HWP アプローチの組み合わせで、HWP 中炭素の全球的な二重計上や非計上がどのように生じうるかの論理的な考察
- ・ HWP を含めることで、どれだけの排出・吸収の変化が生じ、排出削減量としてどれ程の値が見込めうるのかの潜在的な影響の検証

2.2 背景

2.2.1 HWP の算定アプローチ検討の経緯

HWP 中の炭素は、「炭素貯留効果」と呼ばれる伐採された木材製品利用を増やすことや製品の長期利用を進めること、「省エネルギー効果」と呼ばれる製材過程や廃棄段階で生ずる木質廃棄物をエネルギーとして利用すること、「マテリアル代替効果」と呼ばれる製品製造過程でエネルギーを大量に利用する高炭素負荷の素材（鋼鉄やコンクリートなど）の代わりに材料として利用すること、などを通じて気候変動の緩和策となることが知られている[1, 2]。

HWP のアカウンティングアプローチは、システムバウンダリー定義や、排出・吸収を算定するタイミングの違いから、即時排出（Instantaneous oxidation : IO）、ストックチェンジアプローチ（Stock-change approach : SCA）、プロダクションアプローチ（Production approach : PA）、大気フローアプローチ（Atmospheric-flow approach : AFA）が提示されてきた。

土地利用関係の GHG 排出・吸収量の算定方法論が初めて提示された IPCC ガイドラインは、1996 年改訂 IPCC ガイドライン[3]であるが、ここでは「デフォルト法」とも呼ばれる、樹木を伐採して林外に搬出した段階で大気中への炭素排出とみなす、即時排出の考え方が適用された。この方法論は、勿論簡便なやり方であるためにガイドラインに採用された一面はあるが、方法論的な前提は、伐採木材中の炭素プール量が長期的に変化しないこと、すなわち、わざわざ伐採された木材のライフタイムに応じた排出を追わず、全量前倒して排出計上を行っても算定の正確性に差異が出ない、という整理に基づくものである。ただし、全球的な HWP 中の炭素蓄積は増加傾向を示していることから、IPCC ガイドライン自体がこの前提が不正確であることも言及している。

即時排出以外のアプローチが、IPCC で言及されたのは、1998 年に行われた IPCC の専門家会合[4]が最初であり、そこで SCA、PA、AFA の 3 つのアプローチについて、その考え方や性質が紹介されている。UNFCCC のプロセスの下では、京都議定書第 1 約束期間の LULUCF ルール交渉の一環として、2003 年に HWP に関するテクニカルペーパー[5]が刊行され、さらにその内容も踏まえて 2004 年に HWP に関するワークショップが開催されている[6]。ここでは、主要な先進国を対象として、各 HWP アプローチを用いた場合の炭素蓄積変化量の試算と、その内容を踏まえた検討が行われている。結論としては、炭素蓄積変化量の試算値は、国の条件や採用するアプローチによって、非常に多様な結果を示すものであり、例えば AFA においては、木材輸出国が大きな純吸収を稼ぐ一方、木材輸入国は常に排出超過で評価がされるなど、全ての国が一様にメリットを享受できる様な結果にはならず、利点や欠点はどの様な判断基準から考えるかに依存することが示された。そのため、方法論作成やデータといった技術的な部分はそれなりに出来上がっているにも関わらず、国際交渉の場においては、共通ルールを定めることが困難であった。その影響もあり、2003 年に公表された GPG-LULUCF[7]では、HWP の算定アプローチは Appendix での方法論提供となり、任意適用の方法論として公式としては即時排出の方法論が適用される位置づけとなった。

その後、2006 年に策定されたが 2006 年 IPCC ガイドライン[8]では、HWP の方法論は本文中の記載となり、正式な算定方法と位置付けられたほか、Simple decay アプローチ (SDA)

[9]がつかされた。また第 2 約束期間の交渉直前には、貿易された木材はすべてバウンダリー外として扱う（大気中への排出として扱う）SCAD（Stock-change approach for HWP of domestic origin）法が提案されている[10]。このアプローチは、PA と同じシステムバウンダリーを持つ、変形的な計算方法として認識されることも多かったが、実際には独立したアプローチとして位置付けることが妥当である。6つの HWP アプローチの特徴は下図の様になる。

Table 4 Difference between Pool-based method and Flux-based method

方法	特徴
Pool based method	<ul style="list-style-type: none"> 「森林」「HWP」という2つの炭素プール、それぞれの炭素蓄積増減で、排出・吸収量を考える方法 森林→HWPの炭素移動は、「森林炭素プールの炭素蓄積減少」「HWP炭素プールの炭素蓄積増加」として計算される
Flux-based method	<ul style="list-style-type: none"> 「森林」「HWP」という2つの炭素プールと、大気間の炭素の移動で排出・吸収量を考える方法 森林→HWPの炭素移動は、大気間との炭素移動が生じていないので、特に炭素蓄積の増減として考えない。

HWP approaches		System boundaries (Pools in which carbon stock changes are estimated)			
Pool-based method	Flux-based method				
Instantaneous Oxidation	-	Forest land carbon pools	HWP pool domestically produced and utilized	HWP pool exported and utilized in other countries	HWP pool imported and utilized domestically
SCAD	-	Forest land carbon pools	HWP pool domestically produced and utilized	HWP pool exported and utilized in other countries	HWP pool imported and utilized domestically
Production	Simple-decay	Forest land carbon pools	HWP pool domestically produced and utilized	HWP pool exported and utilized in other countries	HWP pool imported and utilized domestically
Stock-change	Atmospheric-flow	Forest land carbon pools	HWP pool domestically produced and utilized	HWP pool exported and utilized in other countries	HWP pool imported and utilized domestically

Note: Each HWP approach includes the components with grey color and exclude the components with write color

Figure 3 Overview of HWP approaches in terms of methods and system boundaries

各アプローチの特長

○即時排出（Instantaneous oxidation）

即時排出のアプローチでは、森林伐採及び木材製品の酸化に伴うすべての CO₂ 排出・吸収は、伐採を行った年に、森林が生育した国で計算する方法である。そのため、HWPに含まれるすべての炭素は、森林炭素プールの減少として計上される。この方法は最も単純な

推計及び報告のアプローチであり、小規模のプロジェクトから国の算定にまで様々な地理的境界に適用される方法である。

この方法では、化石燃料を用いたエネルギー利用量が削減され、またバイオ燃料由来のCO₂排出量が国の総排出量には入らないことから、木質バイオマス利用やマテリアル代替に関するインセンティブを十分に与えることができるが、HWPの長期利用に伴う緩和効果については十分な政策インセンティブを与える推計できないと評価されている。

即時排出の算定は、その背景としてHWPの蓄積量が経年的に変化しなければ、将来的な変化量を単に前倒しで推計しているという意味で正確性を伴う推計となるともいえるが、全球的にはHWPの蓄積量が増加していることが知られており[11]、即時排出を用いて計算した排出・吸収量は、全球レベルでは不正確である。ただし、GHGインベントリの推計では広く活用されている。

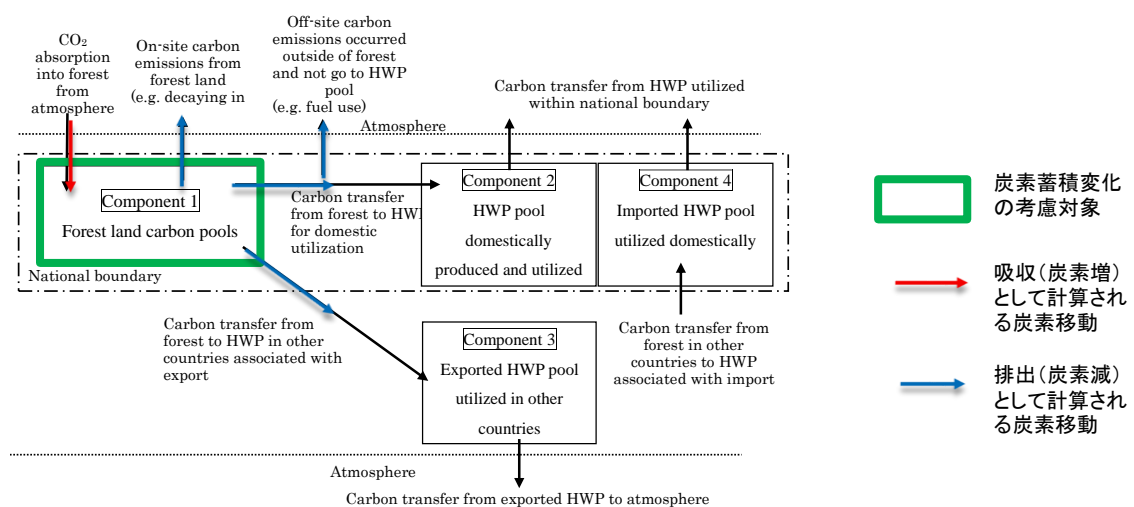


Figure 4 Illustration of Instantaneous Oxidation

○蓄積変化法（‘Stock-change’ approach）

SCAでは、森林とHWPプールの炭素蓄積変化を炭素増加・減少を通じて推計する。森林の炭素蓄積変化は森林の生育した国（生産国）で計上し、HWPの炭素蓄積変化はHWPが利用される国（消費国）で計上される。森林炭素プールからHWPプールへの炭素移動は、一度生産国の森林炭素プールの損失として計算された後に、消費国のHWPプールの増加として計算される。蓄積変化は国のバウンダリーにおいて、それが生じたタイミングと場所で計算される。消費国では国内に存在するすべての木材製品を対象とした政策が考量されるとされる[4]。この推計方法は、データ入手の観点からPAよりも単純なやり方と考えられる。

分野横断的なHWP由来のGHG排出の観点からすると、HWPの炭素蓄積変化の算定対象バウンダリーと、エネルギー分野や廃棄物分野で生ずるHWPの焼却に伴う非CO₂排出(CH₄、N₂O)、廃棄物分野の埋立処分場（Solid Waste Disposal Site: SWDS）における廃棄木材の分解に伴うCH₄排出の算定対象バウンダリーは一致する。一方で、森林炭素プールのバウンダリー（国産材のみ）と、HWPプールのバウンダリー（国産材と輸入材込み）は一貫していない。

計算上、輸入材は炭素の増加としてカウントされることから、各国間の木材貿易に影響が生じるとされる。システム境界を跨いで移動する木材量は、国別には貿易統計などから把握できるが、地域的なレベルやプロジェクトレベルでは、そのデータの入手は困難であり、国以外への適用は現実的ではない。

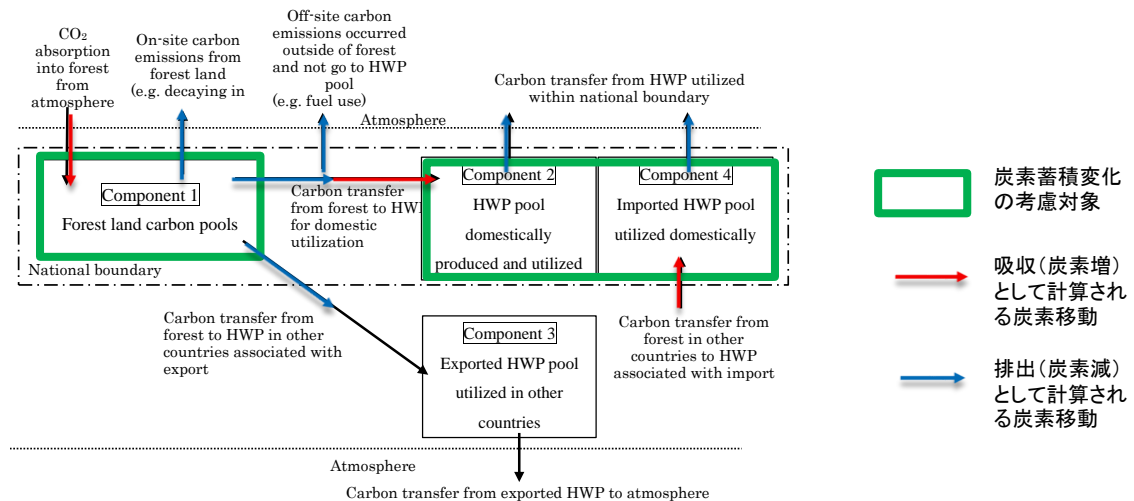


Figure 5 Illustration of 'Stock-change' approach

○生産法（'Production' approach）

PA では、生産国における森林と HWP プールの炭素蓄積変化を推計する。このアプローチでは、生産国由来の HWP のみを評価対象とするため、国内の全 HWP を評価しているものではなく、また、輸入材の効果も算定対象とならない。

貿易された木材製品については、いつ蓄積変化が生じたかは計算されるが、どこで生じたかは考慮されない。このアプローチは、伐採から製品利用の最終段階までのライフサイクルを対象として HWP の効果を評価するものとなる。森林炭素プールから HWP プールへの炭素移動は、一度生産国の森林炭素プールの損失として計算された後に、生産国の HWP プールの増加として計算される。システムバウンダリーは、即時排出と同じで、輸出及び輸入のいずれも生産国以外の炭素蓄積変化に影響しないことから、木材貿易には中立的な影響のアプローチとして評価されている[4]。

分野横断的な HWP 由来の GHG 排出の観点からすると、HWP の炭素蓄積変化の算定対象（国産材のみ）と、エネルギー分野や廃棄物分野で生ずる非 CO₂ 排出の算定対象（国産材と輸入材の双方を含む）は一致しない。一方で、森林炭素プールのバウンダリーと、HWP プールのバウンダリーはいずれも国産材のみを対象としており一貫している。そのため、このアプローチは国以外の地域やプロジェクトといった小さいシステムバウンダリーにおいても伐採量に連動させる形で適用が可能である。

難点としては、通常 HWP のデータは、通常国産・輸入を分けない総量（例：総床面積、総生産量等）で整備されていることが一般的であるため、国産材率の推計が必要であるが、このパラメータの算定が込み入ったもので、また不確実性が高いものであることが知られている。また、他国に輸出された木材といった自国で管理できない炭素についても報告対

象となるが、それらのデータを高い精度で入手できないために、その点も不確実性要因となる。

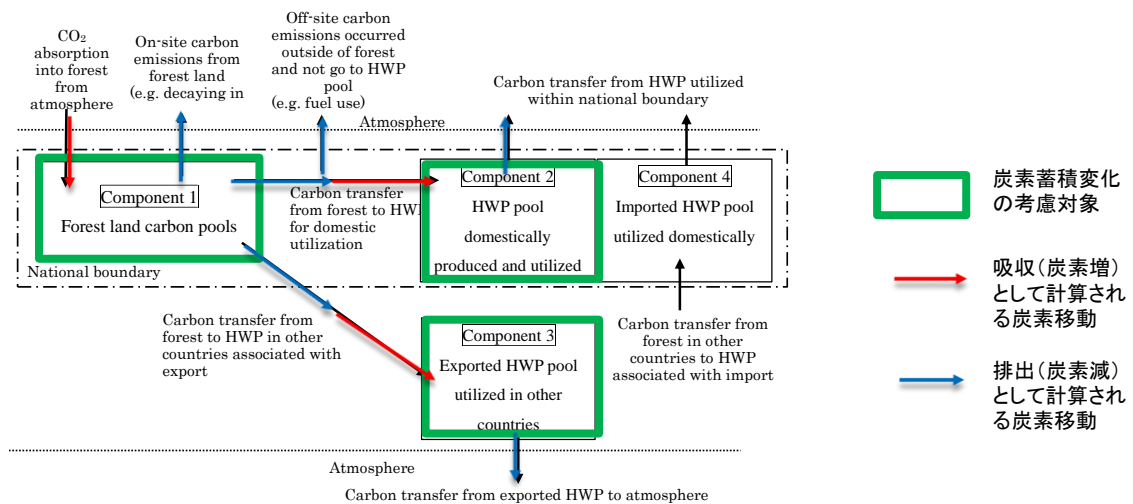


Figure 6 Illustration of 'Production' approach

○SCAD 法 ('Stock change approach for HWP of domestic origin': 'SCAD' approach)

SCAD 法は、国産材由来の HWP の国内利用分のみを算定対象に入れる方法で、国内に存在している HWP を網羅的にとらえているものではなく、輸入・輸出のいずれも計算対象に含めない[10]。このアプローチでは、プールベースの算定のため、森林から HWP プールの炭素の以降は、一度森林炭素プールでは蓄積減として計算された後、国内利用分の HWP については、生産国の HWP プールの蓄積増加として計算される。国産材国内利用分については、炭素蓄積が生じたタイミングと場所での計算となるが、貿易材についてはその変化は対象としない。位置づけとしては、生産法と蓄積変化法の混合的な方法で、貿易の影響やそれに伴う不確実性を計算から除外したものとなる。IPCC ガイドラインでは、SCAD 法は独立した方法論としては扱われないが、最新の HWP に関する方法論を含めた 2019 年改良ガイドライン[12]においては、プールベースアプローチに含まれる、SCA、PA、SCAD 法について、どの項を利用して計算されるかを説明している。現状として、既存の GHG インベントリの報告において、いくつかの国が生産法の下で輸出材の炭素蓄積変化を計算しておらず、この場合、本質的には SCAD 法を適用していることになる。国レベルからプロジェクトレベルまで適用可能な方法である。

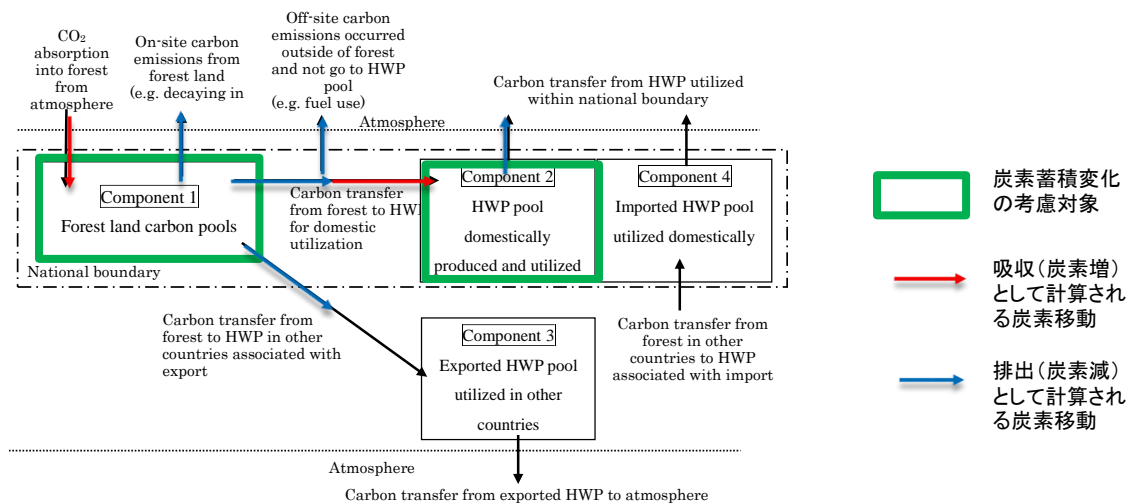


Figure 7 Illustration of SCAD approach

○シンプルディケイ法（‘Simple-decay’ approach）

このアプローチは、システムバウンダリーとしては生産法と同じであることから、システムバウンダリーに由来する性質は生産法と同様である。一方、推計は森林と HWP プールともに AFA と同様に、大気とのやり取りに着目して行う。そのため、森林から HWP プールへの炭素の移行は、特に森林炭素プールにおける炭素減少や生産国の HWP プールにおける炭素蓄積増加とは計算されず、廃棄され実際に排出が生じた際に、生産国の HWP プールからの排出として計算される形となる。

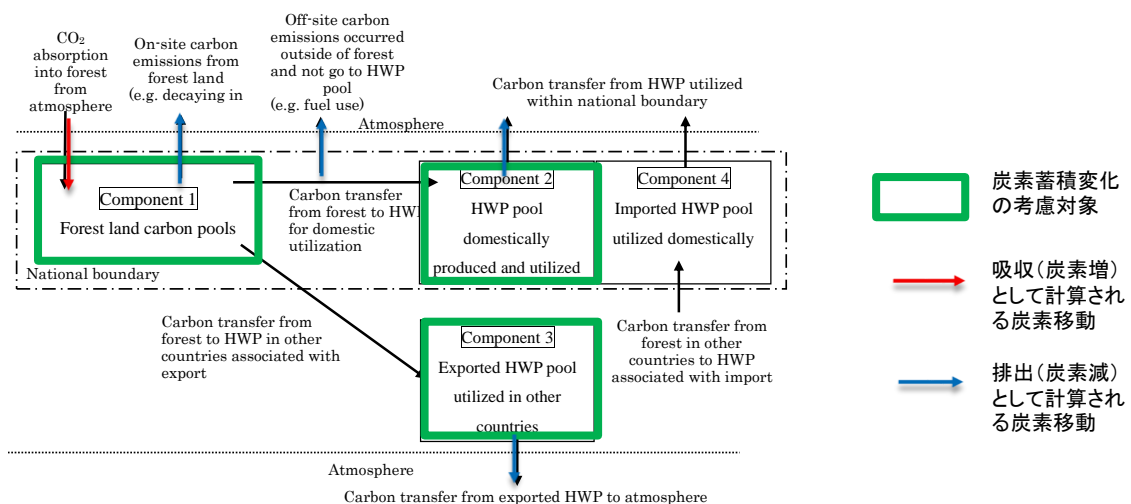


Figure 8 Illustration of ‘Simple-decay’ approach

○大気フロー法（‘Atmospheric-flow’ approach）

このアプローチは、大気と陸域の間で吸収と排出が、いつ、どこで生じたかをそのまま反映する算定するアプローチで、森林吸収は生産国で、HWP からの排出は消費が生じた国で計算がされる[4]。森林から HWP プールへの炭素の移行は森林炭素プールの炭素減少や HWP プールの炭素増加としては計算されず、廃棄され実際に排出が生じた際に、消費国の

HWP プールからの排出として計算される形となる。

このアプローチでは、化石燃料の消費に伴う排出の計算方法と同じシステムバウンダリーを適用しており、理屈上は利用している木材製品からの排出が生じないようにすることで、木材の長期利用やリサイクルのインセンティブとなりうると考えられている。

SCA と同様にこのアプローチでは、木材貿易の影響を受けることとなり、特に大量の木材を輸出する国において、土地利用分野で大きな吸収が計算されることが知られている[6]。基本的には、国境を用いた国レベルの推計に用いられるアプローチで、それより小さいシステムバウンダリーについては、その中で焼却・廃棄された木材の量を精緻に把握する必要が出てくるために、データ入手の観点から現実的な適用には困難が伴う。

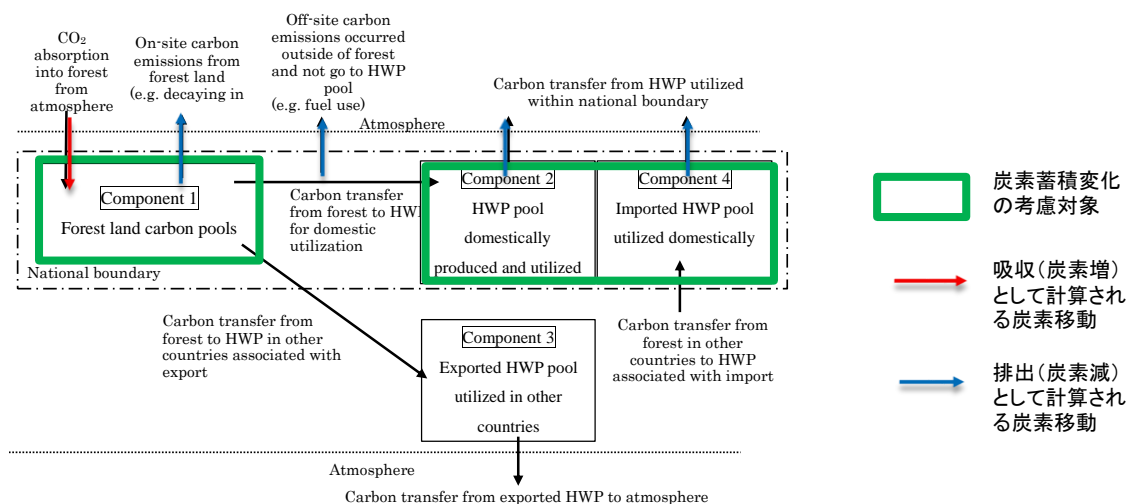


Figure 9 Illustration of 'Atmospheric-flow' approach

2.2.2 UNFCCC 下の様々な枠組みにおける HWP の取り扱い

現在まで各制度における HWP の取り扱い

UNFCCC の下では、複数の GHG 推計・報告の枠組みがあり、附属書 I 国の GHG インベントリ、非附属書 I 国の GHG インベントリ、京都議定書の下での LULUCF 活動、REDD+ では、それぞれ異なる HWP の計算方法が適用されている (Table 5)。

附属書 I 国の GHG インベントリの報告制度の交渉においては、HWP の算定に関わる共通ルールの合意に合意することができず、2006 年 IPCC ガイドラインに記載されているすべてのアプローチを適用可能なこととしており、またアプローチ間で使用優先度などは設定されていない、アプローチに対して中立な立ち位置を取っている[8, 13]。

非附属書 I 国については、UNFCCC で定めたルールにおいて、HWP 算定については特定のガイダンスは提供されていない[14, 15]。現実的には、1996 年改訂 IPCC ガイドラインを利用した GHG インベントリ作成が最低限の義務となっている状況であるため、HWP は 1996 年改訂 IPCC ガイドラインに準拠した即時排出の方法が適用されている状況である。なお、いくつかの非附属書 I 国は、自主的に 2006 年 IPCC ガイドラインを適用しており、HWP の炭素蓄積変化の算定も実施している場合がある。

Table 5 Summary of HWP treatment under various UNFCCC schemes

Scheme		HWP approach	Applied IPCC Guidelines
GHG inventory before PA	For Annex s I	Production approach, Stock-change approach, Atmospheric-flow approach Simple-decay approach	2006 IPCC guidelines
	For non-Annex I	No specific rule	Revised 1996 Guidelines*
Kyoto Protocol	First commitment period	Instantaneous oxidation	GPG-LULUCF
	Second commitment period	Production-based approach /instantaneous oxidation	2006 IPCC Guidelines 2013 KPSG
REDD+		No specific rule	Most recent IPCC Guidelines
Paris Agreement	GHG inventory	Production approach (or instantaneous oxidation) - as common information Any approach for national GHG inventory estimation	2006 IPCC Guidelines and any subsequent IPCC guidelines
	NDC accounting	Any approach	IPCC guidance (= all IPCC guidelines and guidance)

* Using the Revised 1996 Guidance is mandatory but using Good Practice Guidance for LULUCF is encouraged. Using the 2006 IPCC guidelines is allowed.

京都議定書の下での LULUCF 活動については、京都議定書の LULUCF 計上ルール[16, 17] 及び、同計上ルールに沿った方法論を提供するべく IPCC が作成した京都議定書補足的方法論[7, 18]に沿った計算が実施される。京都議定書森林経営 (FM)、新規植林・再植林 (AR)、森林減少 (D) に由来する HWP について、第 1 約束期間はすべて即時排出が適用され[16]、第 2 約束期間は、即時排出か特別ルールを伴う PA (森林減少については即時排出を適用し、SWDS 中の炭素蓄積変化は計算しない) が適用された[17]。第 1 約束期間と第 2 約束期間の間で HWP の扱いが変更されたのは、HWP の緩和効果も京都議定書下の LULUCF 活動において算定できるようにしたい要望する国が増えたためであり、第 2 約束期間の LULUCF ルール改定交渉における、改定を検討する項目の一つとして、即時排出以外の HWP アプローチの利用が挙げられた[19, 20]。京都議定書の制度において PA ベースのアプローチが採用された大きな理由は、京都議定書の LULUCF 活動の計算は、あくまでも京都議定書の下で削減目標を持っている附属書 I 国の森林の炭素蓄積変化を対象とすることが大前提であり、それ以外の国からの輸入材の効果は除外する必要が生ずるが、この場合のシステムバウンダリーに一致するのが PA で、交渉的にも、推計の側面からも受諾しやすかったためである。

REDD+については、特に HWP に関するガイダンスはなく、実質的には伐採した時点で即時排出が用いられているのが一般的である。REDD+の仕組みでは、森林減少や森林劣化などを通じた森林炭素プールにおける炭素量の減少を食い止めることに主眼が置かれてお

り、その推計をできるだけ精度高く実施できるように、リモートセンシングによる土地被覆・利用変化観測と地上における炭素蓄積量や森林実態の調査を組み合わせた方法論を用いる様に推奨されている。また、排出削減量計算のためのベースラインとして「参照レベル」が用いられるが、実質的には過去の経年的な変化を踏まえた将来予測であり、各国は算定が可能な炭素プールを対象に、実際の排出・吸収量と将来予測の計算を実施することになる。仮に、ここに HWP を追加する場合には、追加的なデータセットを基に、HWP 特有の将来予測方法を適用することが必要となり、実施は容易ではない。ただし、REDD+の仕組みにおいても木材利用の効果を含めることで、森林分野における緩和便益に貢献しうるとの指摘もある [21]。

パリ協定の制度における HWP の取り扱い

パリ協定は、2020 年以降の国際的な気候変動に対する国際的枠組みとして、2015 年 12 月にパリで開催された COP21 で採択された (1/CP.21 [22]) ものであるが、GHG の報告・計上については、より多くの国を対象に、より包括的に排出源・吸収源を含めていく方向性を指向している。パリ協定の下では、排出削減目標は UNFCCC 交渉においてトップダウンで決定するのではなく、各国が自国で決定していく制度であり、165 の国と地域が UNFCCC 事務局に対して、INDC と呼ばれる暫定的な「目標」を通知している[23] (INDC の最終提出は 2017 年 4 月であり、2020 年の春以降は、Intended の要素の抜けた NDC の本提出が行われている)。

パリ協定の下での実施細則は、パリ協定採択後も国際交渉が継続され、2018 年 12 月にポーランドのカトヴィツェで実施された COP24 で採択されている。ここでは、HWP については、緩和目標のアカウンティングに関するガイダンス[24]と、パリ協定の下での透明性枠組みの法性・手続き・ガイダンス (Modality, Procedures, and Guidance: MPGs) [25]において、言及されている。アカウンティングのガイダンスにおいては、削減目標を定量化するために、HWP に関係した排出・吸収量を計算するのに用いたアプローチを明確化することが求められており、NDC の設定においては、どの HWP アプローチを利用しても良いと解釈できることとなっている。一方の、透明性枠組みに関する MPGs において定められている GHG インベントリの作成・報告ガイダンスについては、仮に PA 以外の HWP アプローチを用いた場合には、PA に由来する排出・吸収量に関する補足情報を提示することを求めている。これは、各国の GHG インベントリに活用する HWP アプローチは自由に選択しても良いが、全球的な積算や他国との比較可能性の担保のために PA に基づく計算値を義務的に提供させる仕組みとなる。

この結論は、全球的な HWP の貢献度の積算を、二重計上することなく実施できるようにする、各国が HWP の貢献度の計算を選べるようにする、という異なる目的を両立できるように設定した現実的な妥協案ではある。その一方、各国が異なる HWP アプローチを用いて排出削減量を計算した場合には、HWP アプローチの組み合わせによっては、貿易された木材中に含まれる炭素が二重計上されてしまうリスクは解消されていない状況ではある。パリ協定 4 条 13 では、元々は排出量取引を意識したものではあるが、各国間で緩和効果の二重計上が生じないようにするという環境十全性条項が設けられており、HWP の計上においても注意を要する。

2.3 INDC 中の HWP の扱い及び HWP アプローチの適用可能性に関する分析

2.3.1 方法

INDC の分析

NDC 中で LULUCF 分野や森林がどのように扱われているかは、HWP の取り扱いを考慮する上で基本となる情報であり、提出された INDC を HWP にかかる視点から類型化を実施した。一般論で言えば、NDC の評価を行う上では、目標に含まれている対象（分野）と、目標のタイプの分析が出発点であり、その上で目的に応じて更に分類・評価を行うことが必要である。HWP に関する排出・吸収の推計は、森林が GHG タイプの目標として INDC に含まれている場合のみ可能である。加えて、森林や国内で伐採される木材生産の網羅性が、HWP アプローチの適用性に関する。これは、各 HWP アプローチの説明で述べた様に、いくつかの HWP アプローチは国レベルの包括的データを必要としており、一部の森林や伐採のみが網羅される NDC については適用が困難なことに起因する。これらの状況を踏まえ、提出された INDC を以下の 4 つの観点で分類・類型化を実施した。

Table 6 Elements considered in terms of INDC classification

着眼点	分析方法
そもそも INDC のスコープに森林が入っているのか否か	各国の INDC において、INDC の範囲と、カテゴリー・活動・政策に関する情報をレビューして森林が含まれているか否かを確認
森林が NDC に含まれている場合に、GHG の排出・吸収量で定量化されているか否か	各国の INDC において、森林関係の分野・カテゴリー・活動に関する目標の内容を確認し、GHG の排出・吸収量ではなく、植林面積や森林蓄積、政策メニューなどで示されている場合は、GHG として定量化されていないと判断
森林の伐採が全て含まれている、もしくは含まれるのか否か	各国の INDC において、森林や伐採の網羅性を確認し、一部の森林地域や一部の森林関係の活動のみが含まれている場合（例：例えば森林減少抑制のみを目標に含めている場合は、通常の森林経営活動由来の木材は目標の外に置かれる）、伐採の全量は INDC で網羅されていないと判断
活用している IPCC ガイドラインの方法論を考慮した場合に HWP の計算が可能か否か	各国の INDC における、使用する IPCC ガイドラインの情報か、それが得られない場合は GHG インベントリを確認し、2006 年 IPCC ガイドラインを使っているか否かで判断した。1996 年改訂 IPCC ガイドラインを用いている場合は、即時排出が基本で、GPG-LULUCF を活用している場合も、HWP の計算アプローチは Appendix に掲載される任意適用の方法で、実質的には即時排出が適用されるため、2006 年 IPCC ガイドライン以外を適用している場合は、HWP の計算ができない状況と整理した。

FAOSTAT を利用した木材生産量との関係の確認

国によっては、森林が国土における主要な土地利用でない場合もあり、その場合は森林分野の気候変動対策の優先度が低く、INDC の対象から除外するという判断も自然である。従って、INDC における森林の扱いに関する背景情報や、HWP の潜在的なインパクトを確認すべく、各国の丸太生産量のデータを FAOSTAT (Food and Agriculture Organization's Corporate Statistical Database, ID#1861, round wood production)[26]より参照した。参考論文作成時点で入手できた最新データを用いたため、データの年次は 2017 年である。各国の木材生産量のシェアは、世界全体の総木材生産量から求め、INDC を類型化する際に、各類型に含まれる国の値を合計して、INDC の各分類における、世界的な木材生産量のシェアを求めた。

REDD+における森林伐採の網羅性の確認

途上国の中には、INDC において「REDD+を適用した」という情報以上の説明を行っていない国もあり、そのままでは INDC において対象とする森林の範囲や地理的な網羅性が正確には把握できない場合がある。そのため、REDD+評価のための参照レベルを提出した国について、対象とした活動、炭素プール、地理的な対象地域を、UNFCCC の REDD+プラットフォーム[27]より入手できる、各国の参照レベルのサブミッションを用いて分析した。この分析は、INDC の土地利用分野の目標に REDD+を用いているか否かに関わらず、すべての国を対象に実施した。

下表は、2015～2018 年の間に参照レベルを提出し、その技術的評価を受けた国の、技術的評価報告書の内容と、2019 年に参照レベルを提出した国のサブミッションを基に、対象とした活動、炭素プール、地理的な対象地域の状況をまとめたものであり、その情報を基に、国別にすべての森林伐採が含まれていると考えられるか否かを分析した。結果として、対象となる 39 カ国のうち、12 カ国のみが REDD+の仕組みにおいて国内で生ずるすべての森林伐採を参照レベルに含めている状況であり、それ以外の 27 カ国は REDD+で対象とする森林伐採は、国内で生ずるものを完全には網羅していないと判断された。また、一カ国のみ、HWP の貢献分を REDD+に含めている国があった。以上の情報を、INDC で REDD+を適用したとだけ説明している国において、森林伐採の網羅的な補足がされているか否かの判断に活用した。

Table 7 Summary of the scope of activities, carbon pools, and geographical boundaries in REDD+ reference levels ^{*1}

Countries	Carbon pools included*2						Activities included*3					Boundary*4	Includes all harvesting
	AGB	BGB	DW	LT	SOC	HWP	Def	Deg	FC	SFM	Enh		
Argentina	X	X					X					Sub-N	
Bangladesh	X	X					X	X			X	N	X
Brazil	X	X	X	X			X					Sub-N	
Cambodia	X	X					X	X			X	N	X
Chili	X	X	X				X	X	X		X	Sub-N	
Columbia	X	X					X					Sub-N	

Countries	Carbon pools included*2						Activities included*3					Boundary*4	Includes all harvesting
	AGB	BGB	DW	LT	SOC	HWP	Def	Deg	FC	SFM	Enh		
Congo	X	X	X				X	X				N	X
Costa Rica	X	X	X	X			X				X	N	
Cote d'Ivoire	X	X	X	X			X				X	N	
DRC	X	X					X					N	
Ecuador	X	X	X	X			X					N	
Ethiopia	X	X	X				X				X	N	
Ghana	X	X	X	X	X	X	X	X			X	N	X
Guinea-Bis.	X	X					X				X	Sub-N	
Guyana	X	X	X				X	X				N	X
Honduras	X	X	X	X			X					N	
India	X	X	X	X	X					X		N	X
Indonesia	X				X		X	X				N	
Lao PDR	X	X					X	X			X	N	X
Madagascar	X	X	X		X		X					N	
Malaysia	X	X								X		Sub-N	
Mexico	X	X					X					N	
Mongolia	X	X	X	X			X	X			X	N	X
Mozambique	X	X					X					N	
Myanmar	X	X		X			X				X	N	
Nepal	X	X					X	X			X	N	
Nicaragua	X	X					X	X			X	N	
Nigeria	X	X					X					N	
Panama	X	X	X	X			X	X	X	X	X	N	X
PNG	X	X					X	X			X	N	X
Paraguay	X	X					X					N	
Peru	X	X					X					Sub-N	
Solomon Isl.	X	X					X	X			X	N	X
Sri Lanka	X	X		X			X				X	N	
Suriname	X	X	X				X	X				N	X
Uganda	X	X					X					N	
Tanzania	X	X	X				X					N	
Vietnam	X	X					X	X			X	N	
Zambia	X	X	X				X					N	
Total	39	38	17	11	4	1	37	16	2	3	19	N:30	12

*1 based on the technical assessment reports of forest reference emission levels (FREL) for the 2015–2018 assessment cycles and the FREL submissions for the 2019 assessment cycle.

*2 AGB, above ground biomass; BGB, below ground biomass; DW, dead wood; LT, litter; SOC, soil organic carbon; HWP, harvested wood products

*3 Def, deforestation; Deg, forest degradation; FC, forest conservation; SFM, sustainable forest management; Enh, enhancement of forest removals

*4 N, national approach used; Sub-N, sub national approach used

2.3.2 結果

INDC と分析結果と、FAOSTAT による 2017 年の木材生産量のシェアをまとめた図表が Figure 10 及び Table 8 となる (Figure 10 を除き、本分析では EU 諸国は 1 カ国分として数えた)。51 か国が INDC 内に国内で発生するすべての木材伐採を含めており、また 2006 年 IPCC ガイドラインを適用していることから HWP の排出・吸収量の計算も可能であると判断された (Case A)。これらの国での木材生産量の世界的なシェアは 60.3%であった。14 か国は、INDC 内に国内で発生するすべての森林伐採を含めていると考えられるが、算定に用いる IPCC ガイドラインが 1996 年改訂 IPCC ガイドラインか GPG-LULUCF であったことから、HWP は即時排出が適用されている状況であった (Case B)。これらの国の木材生産量の世界的なシェアは 2.2%であった。28 か国については森林を INDC に含めているが、例えば REDD+を INDC で利用するが、その対象は森林減少回避のみを対象としているなど、国内で発生する森林伐採のすべてが網羅はされてない状況であった (Case C)。これらの国の木材生産量の世界的なシェアは 18.3%であった。19 か国については、森林を INDC に含めているものの、GHG の量とし定量化された目標は設定していない状況であった (Case D)。これらの国の木材生産量の世界的なシェアは 14.0%であった。一方で、森林を INDC に含めていない国は 53 か国あり (Case E)、INDC 自体を提出していない国が 3 カ国あった (Case F)。これらの国に由来する木材生産量の世界的なシェアは、それぞれ 5.0%と 0.2%であった。

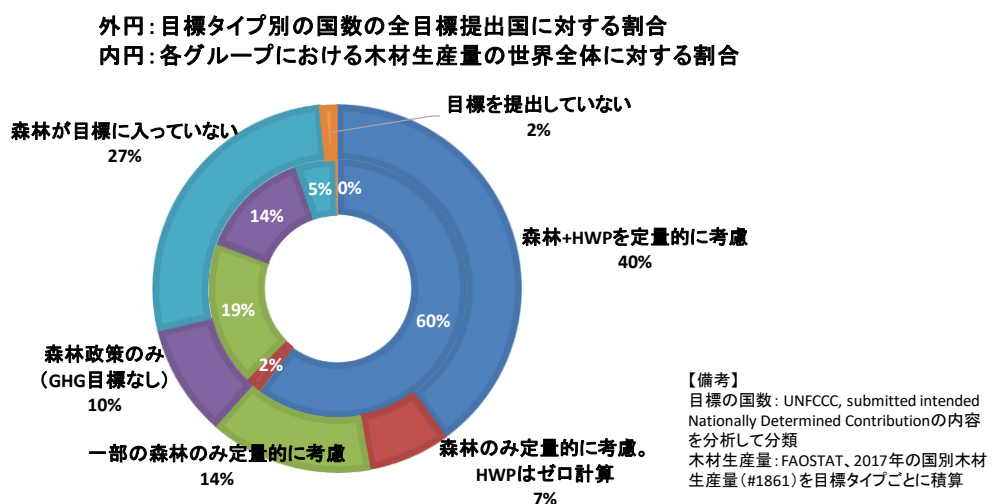


Figure 10 the treatment of forest, harvesting and HWP in the INDCs

Table 8 the treatment of forest, harvesting and HWP in the INDCs

INDC includes forest	Forest contribution is expressed as GHG	All wood harvesting is considered/ could be included	HWP contribution is considered/ could be estimated	Number of countries	The share of wood harvesting volume in 2017 based on FASTAT	Countries
Yes	Yes	Yes	Yes	51	60.3%	Case A: EU countries (including Croatia, Cyprus, Malta), Australia, Canada, Iceland, Japan, New Zealand, Norway, Switzerland, Turkey, Ukraine, USA, Andorra, Brazil, Brunei, Burundi, Chad, Columbia, Comoros, Congo, Costa Rica, DPR Korea, DRC, Dominica, Dominican Republic, Ecuador, Equatorial Grenada, Ethiopia, Kazakhstan, Kenya, Mali, Mexico, Namibia, Niger, Papua New Guinea, Philippines, R-Moldova, San Marino, Senegal, Serbia, Singapore, Solomon Island, South Africa, Tajikistan, Togo, Uganda, Tanzania, Vietnam, Zambia.
			No	14	2.2%	Case B: Angola, Argentina, Azerbaijan, Bosnia & Herzegovina, Cambodia, Guinea, Kyrgyzstan, Lebanon, Liechtenstein, Madagascar, Monaco, Paraguay, Peru, Timor
		No	-	28	18.3%	Case C: Algeria, Armenia, Bahamas, Belize, Benin, Burkina Faso, Central Africa, Cote d'Ivoire, Gabon, Gambia, Ghana, Guatemala, Haiti, Honduras, India, Indonesia, Jordan, Malawi, Malaysia, Mauritius, Morocco, Mozambique, Panama, Sierra Leone, South Sudan, Tunisia, Uruguay, Venezuela
	No	-	-	19	14.0%	Case D: Bhutan, Bolivia, Cabo Verde, Chili, China, El Salvador, Eritrea, Guinea Bissau, Guyana, Lao, Lesotho, Mauritania, Myanmar, Nepal, Rwanda, Somalia, Sri Lanka, Sudan, Suriname
No	-	-	-	53	5.0%	Case E: Afghanistan, Albania, Antigua & Barbuda, Bahrain, Bangladesh, Barbados, Belarus, Botswana, Cameroon, Cuba, Djibouti, Egypt, Eswatini, Fiji, Georgia, Iran, Iraq, Israel, Jamaica, Kiribati, Kuwait, Liberia, Maldives, Micronesia, Mongolia, Montenegro, Nauru, Niue, Oman, Pakistan, Palau, Qatar, South Korea, Macedonia, Marshall Islands, St. Lucia, St Vincent Grenadine, Samoa, Sao Tome Principe, Saudi Arabia, Seychelles, St. Kitts and Nevis, Thailand, Tonga, Trinidad & Tobago, Turkmenistan, Tuvalu, UAE, Uzbekistan, Vanuatu, Yemen, Zimbabwe
No INDC submission				3	0.2%	Case F: Libya, Nicaragua, Syrian Arab Republic

なお、INDC について土地・森林の観点から分析をした既存研究には Forsell et al. [28]があり、ここでは 2015 年末までに提出された INDC（※それ以降に 5 つの提出があったためそれらは除外されている）を対象に、LULUCF の緩和策の扱いを以下の 4 つに分類している。

1) LULUCF 分野を含めており定量的な詳細情報が取得できる（38 か国）、2) LULUCF 分野を含めているが定量的な詳細情報は得られない（78 か国）、3) INDC の段階では LULUCF 分野を含めていないが最終的な決定は将来行う（15 か国）、4) LULUCF 分野は全く含まれない（39 か国）。HWP の分析を行う過程で、Forsell et al.[28]における評価結果との相互確認を実施したが、森林の扱いという観点での分類の仕方では、本研究との間に大きな齟齬は見られなかった。その一方で、国レベルではいくつかの国で異なる判断がされている場合があった。これは、INDC では、その説明が非常に多様性に富んでおり、中には詳細をうかがい知ることが難しいものもあり、解釈の仕方に幅が出た結果と推測される。

2.4 国際的な HWP の二重計上及び計上漏れに関する論理的考察

2.4.1 方法

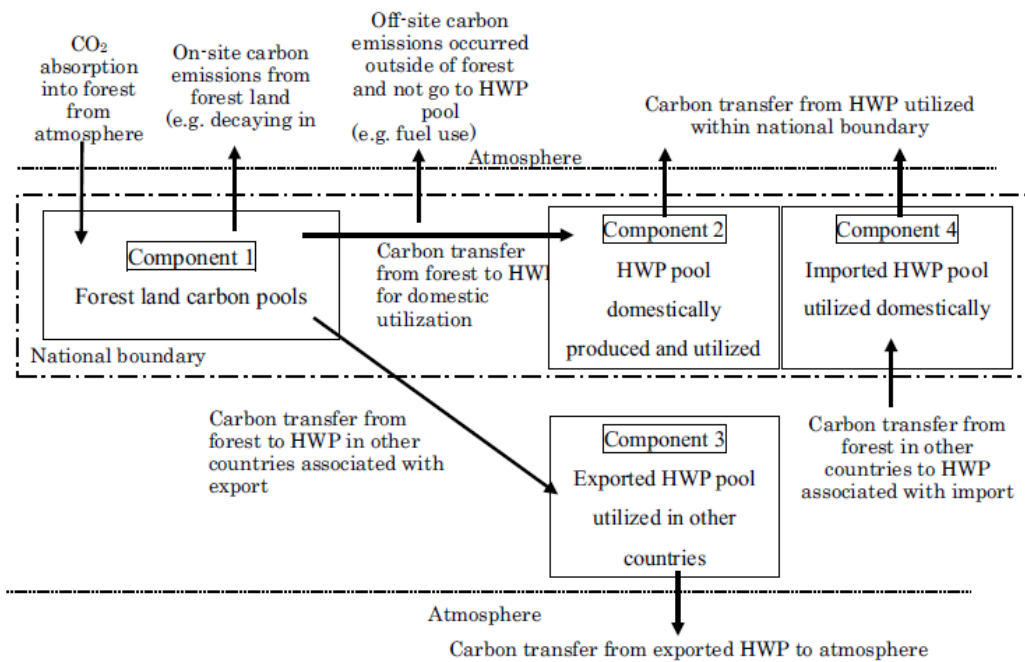
国際的な HWP に関係する排出・吸収量の二重計上及び計上漏れは、すべての国が同じ方法を採用すれば起こりえないが、各国が異なるやり方を採用した場合に生じうる。この発生状況を明らかにするためには、HWP の各アカウンティングアプローチにおいて森林・HWP・大気の三者の間の炭素移動をどの様に評価しているのかに関する特性を明らかにする必要がある。

各 HWP アプローチの違いは概念的な部分が多いことから、その構造を可能な限り単純化して整理し、共通項を用いて分類できるようにした。HWP のアプローチにおける炭素フローは、1) 森林プール、2) 国産材を国内利用する HWP プール、3) 国産材を輸出して他国で利用される HWP プール、4) 他国で生産された木材を輸入して国内で利用する HWP プール、の 4 つの構成要素から構成されており、それらの構成要素と大気を含めた炭素フローは以下の共通項で整理される。

- ・ On-site absorption: 森林バイオマスに吸収固定される炭素
- ・ On-site emissions: 森林から大気中に放出されるすべての炭素（例：枯死分解等）
- ・ Off-site emissions: 森林外でかつ HWP プールには入らないで排出されるすべての炭素（燃料利用や製材残材に由来する排出を含む）
- ・ From forest land to HWP as domestically utilized wood: 国内の森林から国内消費される HWP プールに移行した炭素
- ・ From forest land to exported HWP: 生産国の森林から輸出され、消費国の HWP プールに移行した炭素
- ・ From forest land in other countries to imported HWP: 他国の森林から輸入され国内消費される HWP プールに移行した炭素
- ・ From HWP as domestically utilized wood to the atmosphere: 国産材で国内消費される HWP プールから大気に放出された炭素
- ・ From exported HWP to the atmosphere: 輸出された HWP（他国で利用されている国内産出材）プールから大気に放出された炭素

- From imported HWP to the atmosphere: 輸入された HWP（国内で利用された外材）プールから大気に放出された炭素

Figure 11 は、上記の 4 つの構成要素と大気間の炭素フローを図示したものである。排出・吸収は、各要素と大気における、炭素のインフロー（構成要素の系外から系内の向きへの炭素の移動）と、炭素のアウトフロー（構成要素の系内から系外の向きへの炭素の移動）のバランスにより推計される。



Note: This figure shows the fate of carbon absorbed in forest. Most of carbon returns to the atmosphere as CO₂ but sometimes as CH₄ or other gases due to decomposition or incineration. The type of GHG gas is not differentiated in this figure

Figure 11 Overview of carbon flows to be considered for each HWP approach.

2.4.2 結果

これらの炭素フローを HWP のアプローチごとに表形式で整理したものが Table 9 である。「FLC gain」「FLC loss」は、それぞれ森林における炭素プールの増加及び減少、「HWPC gain」「HWPC loss」は HWP 炭素プールの増加及び減少として評価される場合を示す。HWP アプローチの違いは、1) どのように森林から HWP への炭素の移動を扱っているか、2) どの要素が計上されているか、の違いの結果で生ずるものである。

IO、SCA、PA、SCAD の 4 つのアプローチについては、森林から HWP への炭素の移動は一度森林炭素の減少と計上される。うち SCA、PA、SCAD の 3 つのアプローチは更にこの移動が同じタイミングで HWP プールの増加として計上される。これらのアプローチは、しばしば「プールベースアプローチ」と称され、森林炭素プールも HWP プールのいずれも、炭素蓄積変化という過程を通して排出・吸収量の計算をすることとなる。一方、AFA と SDA

の2つのアプローチでは、森林から HWP への炭素の移動は実際には大気への排出にも大気からの吸収にもなっていないことから、排出としても吸収としても計算しない。このアプローチは、しばしば「フラックスベースアプローチ」と称され、森林及び HWP プールと大気中の直接的な炭素フラックスを基にして排出・吸収を計算する方法となる。

なお、Table 9 で着目する点として、SCAD と SDA が、明確に他の IO、SCA、PA、AFA とは異なる特性として評価された点がある。つまりは、HWP アプローチの組み合わせで乗ずる二重計上や非計上の発生を考慮する場合は、従来言われていた4つのアプローチ (IO、SCA、PA、AFA) ではなく、6つのアプローチを用いないと示唆された。

Table 9 Treatment of carbon inflows and outflows in forest and HWP pools in each HWP approach

Carbon transfers	Pool-based approaches				Flux-based approaches	
	IO	SC	P	SCAD	SD	AF
On-site absorption	FL C gain	FL C gain	FL C gain	FL C gain	FL C gain	FL C gain
On-site emissions	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss
Off-site emissions	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss	FL C loss
from FL to HWP as DU	FL C loss	FL C loss HWP C gain	FL C loss HWP C gain	FL C loss HWP C gain	-	-
from FL to exported HWP	FL C loss	FL C loss	FL C loss HWP C gain	FL C loss	-	-
from FL (in other countries) to imported HWP	-	HWP C gain	-	-	-	-
from HWP as DU to atmosphere	-	HWP C loss	HWP C loss	HWP C loss	HWP C loss	HWP C loss
from exported HWP to atmosphere	-	-	HWP C loss	-	HWP C loss	-
from imported HWP to atmosphere	-	HWP C loss	-	-	-	HWP C loss

IO, instantaneous oxidation; SC, stock-change approach; P, production approach; SCAD, stock-changes approach for HWP of domestic origin; SD, simple decay approach; AF, atmospheric-flow approach; FL, forest land; C, carbon; DU, domestically utilized wood

HWP に関する二重計上及び非計上の発生は、輸出国から輸入国に貿易された木材中に含まれる炭素に着目して評価を行った。Table 10 は、その炭素が「輸出国 (生産国) の森林プール」「輸出国の HWP プール」「輸入国の HWP プール」の各構成要素において、どの様に扱われるかを、輸出国、輸入国が採りうる HWP アプローチのすべての組み合わせで整理した全体図となる。「X」が表示されているセルは、該当する HWP アプローチの組み合わせにおいて、各構成要素の炭素の増加、減少が計上されている状況を示す。例えば、輸出国が

IO を、輸入国が SCA を使った場合 (Table 10 の 2 列目に該当)、貿易された木材中の炭素は、まず輸出国の森林プールで吸収が生じた際に炭素増として計上され (Export country の FL pools の gain に X が表示される)、その材が輸出されたタイミングで輸出国の森林プールの炭素は減少したと計上される (Export country の FL pools の loss に X が表示される。即時排出アプローチでは、輸出国の HWP プールではこの炭素量が計上されることはないため、Export country の HWP プールには X は表示されない。一方、輸入された木材中の炭素は、SCA の下で輸入国の HWP プールの炭素増加として計上され (Import country の HWP プールの gain に X が表示される)、この HWP が製品寿命に到達し廃棄される際に輸入国の HWP の炭素減少として計上される (Import country の HWP プールの loss に X が表示される)。

この分析表において、各 HWP アプローチの組み合わせで貿易材中の炭素が二重計上や非計上無く計上されるときには、(1)炭素の増・減がそれぞれ 1 回か 2 回のみ表れる (森林と HWP の 2 プールしかないため、3 回増加か減少が現れるのはどこかに二重計上が生じている意味となる)、(2)炭素の増と減の数が一致する (増加と減少がバランスしていることを意味し、もしそうでない場合には出入りのバランスが崩れていることになる) の 2 つの条件を満たす。

二重計上、非計上の発生

二重計上及び非計上の発生は、(1)AFA と PA のシステムバウンダリーを持つ方法論 (PA、SDA) の組み合わせ、(2)PA を用いている国から SCA を用いている国へ木材が輸出された場合で生ずる。追加的な条件は以下の通りである。

○二重計上

- ・ IO を用いている国から AFA を用いている国へ輸出された炭素からの排出
- ・ SCA を用いている国から AFA を用いている国へ輸出された炭素からの排出
- ・ PA ベースのシステムバウンダリーを用いている国 (SCAD 及び SDA を含む) から、AFA を用いている国へ輸出された炭素からの排出
- ・ PA を用いている国から SCA を用いている国へ輸出された炭素の蓄積変化
- ・ AFA を用いている国から SCA を用いている国へ輸出された炭素の吸収

○非計上

- ・ AFA を用いている国から IO を用いている国へ輸出された炭素からの排出
- ・ AFA を用いている国から PA ベースのシステムバウンダリー (SCAD や SDA 含む) を用いている国へ輸出された炭素からの排出

Table 10 Occurrence of double-counting or non-counting in each combination of different HWP approaches

Exporting country	Importing country	FL pools in export country		HWP pool in export country		HWP pool in import country		Numbers of carbon counted		Occurrence of double-counting or no-counting		
		Gain	Loss	Gain	Loss	Gain	Loss	Gain	Loss	With imbalanced double-counting	With imbalanced non-counting	With balanced transfers but double-counting
IO	IO	X	X					1	1	-		
IO	SC	X	X			X	X	2	2	-		
IO	P (all)	X	X					1	1	-		
IO	AF	X	X				X	1	2	Y		
SC	IO	X	X					1	1	-		
SC	SC	X	X			X	X	2	2	-		
SC	P (all)	X	X					1	1	-		
SC	AF	X	X				X	1	2	Y		
P	IO	X	X	X	X			2	2	-		
P	SC	X	X	X	X	X	X	3	3			Y
P	P (all)	X	X	X	X			2	2	-		
P	AF	X	X	X	X		X	2	3	Y		
P-SCAD	IO	X	X					1	1	-		
P-SCAD	SC	X	X			X	X	2	2	-		
P-SCAD	P (all)	X	X					1	1	-		
P-SCAD	AF	X	X				X	1	2	Y		
P-SD	IO	X			X			1	1	-		
P-SD	SC	X			X	X	X	2	2	-		
P-SD	P (all)	X			X			1	1	-		
P-SD	AF	X			X		X	1	2	Y		
AF	IO	X						1	0	-	Y	
AF	SC	X				X	X	2	1	-	Y	
AF	P (all)	X						1	0	-	Y	
AF	AF	X					X	1	1	-		

X, carbon gain or loss is accounted; Y, double-counting or non-counting exists; IO, instantaneous oxidation; SC, stock-change approach; P, production approach; P-SCAD, stock change approach for HWP of domestic origin; P-SD, simple decay approach; P (all), production based approaches including P, SCAD and SD; AF, atmospheric-flow approach

2.5 GHG インベントリにおける報告内容を踏まえた HWP の緩和貢献量の分析

2.5.1 方法

HWP が GHG インベントリ報告においてどれだけの影響を及ぼしているかの分析は、2018 年に提出された 1990～2016 年の期間における排出・吸収が含まれている附属書 I 国の温室効果ガスインベントリ[29]を用いて実施した。各国がどの HWP アプローチを採用しているかは、各国のインベントリ報告書（NIR）や共通報告様式（CRF）の表で報告されている数値を基に確認を行った。いくつかの国については、利用した HWP アプローチが NIR/CRF で明確に説明されていない場合や、CRF の報告値が誤っていると考えられる場合があったことから、そのような場合は、活用している方法論、データや NIR 中で参照されている関連する参考文献の内容を確認して、HWP アプローチを特定した。

分析においては、HWP が経年的にどのような排出・吸収のトレンドを示しており、それが森林の排出・吸収量及び国全体の排出量に対してどれだけのシェアを持っているのかをとりまとめた。この計算は、GHG インベントリの CRF で報告された排出・吸収量の各年の数値を比較することで実施した。ただし、カナダについては SDA を採用しており、森林から HWP への炭素の移行が排出・吸収として計算されない方法を適用していることから、HWP が単独でどれだけの排出・吸収量を持つかは明確に示されない報告となっている。このため、前年から炭素蓄積がどれだけ変化したかを、HWP 貢献量の代替指標として用いた。HWP プールが森林吸収に対してどれだけの影響を占めるかは、HWP 単独での炭素蓄積変化量を、HWP と森林全体での炭素蓄積変量を除することで求めた。

HWP プールが国の排出総量に与える影響度は、GHG インベントリにおける国別総排出量の値として一般的に用いられる、LULUCF 分野を含まないグロスの排出量と、LULUCF 分野を含む純排出量の両方に対して、HWP による排出・吸収が占める割合を計算して示した。

更に、上記の実数ベースの分析に加え、仮想的なベースラインを想定した上で HWP がどれだけ排出削減に貢献しうるかのアカウンティングポテンシャルの推計を実施した。この分析においては、仮想的なベースラインを 1990～2016 年間の HWP の排出・吸収量の平均で設定し、仮想的な実排出・吸収量を同じ期間で報告された毎年の排出・吸収量の上位 1/3 に当たる吸収量とした。そのため、仮想的ベースラインと仮想的実排出量の差異は常に炭素クレジット（吸収が多い状態）となるが、その値を HWP が貢献しうる最大の緩和ポテンシャルとみなした。

2.5.2 結果

全体概要

Table 11 は、1990～2016 年の期間の排出・吸収量を含む 2018 年提出の附属書 I 国の HWP 推計情報に関する全体像である。38 か国が HWP の算定を行っている一方で、5 か国は未推計であった。

使用された HWP アプローチについては、豪州 1 か国が SCA を、カナダ 1 か国が SDA を採用しており、推計を実施していない国が 5 か国（ベラルーシ、カザフスタン、ルクセンブルク、モナコ、マルタ、）であった。それ以外の 36 か国は PA タイプのアプローチを採用

していた。このうち、純粋な PA を用いていたのは 21 か国であり、11 か国は PA に京都議定書第二約束期間ルール（森林減少由来の HWP は即時排出とするなど）を適用した形で用いていた。チェコ、クロアチア、スロバキア、アイスランドの 4 か国は輸出材の炭素蓄積変化は計算しておらず、SCAD アプローチに京都議定書第二約束期間ルールを適用した形であった。

1990-2016 年の期間における HWP の炭素蓄積変化は、29 か国が全体として純吸収（炭素蓄積増加）で、9 か国が全体として純排出（炭素蓄積減少）であった（表では total C loss と表記）。HWP プールが期間中全ての年で炭素蓄積増加と報告されていた国は 18 か国で（表では continuous C gain と表記）、それ以外の 11 か国は年次ごとで見ると炭素蓄積増加となっている場合も減少となっている場合もあるが、全体としては炭素蓄積増加となっている状況であった（表では total C gain と表記）。期間中全ての年が炭素蓄積減少となっている国は存在していなかった。附属書 I 国全体でみると、1990～2016 年の期間では HWP プールは吸収源として機能している結果となっており、この結果は HWP 蓄積が全体としては増加しているというこれまでの観測と整合が取れる結果となった[1, 11]。

1990～2016 年の期間において、各国で HWP プールの炭素蓄積変化が森林炭素プールの炭素蓄積変化に対して占める割合は、-36～+50%で、附属書 I 国の平均では 9.2%であった。この全体としての貢献量の数値は、他の研究において HWP が森林吸収の 10%を示すという知見[31]と一貫した内容となった。ただし、国によって森林吸収の算定に入れている炭素プールが異なっていることなどから、国レベルで見た際の分析結果が必ずしも、完全に一致しているとは限らないことには注意が必要である。国の総排出量に対しては、1990～2016 年の排出量の約 1%を相殺するレベルであった（LULUCF を除くグロスの排出に対しては 0.9%、LULUCF を含む純排出に対しては 1.0%）。各国における HWP の総排出量に対する割合は、LULUCF を除くグロスの排出に対しては-12.9%～0.3%の範囲、LULUCF を含む純排出に対しては-49.3%～0.4%となった。この評価に関連する知見として、Johnston and Radeloff [32] は、HWP の全球的な排出に対する相殺規模として似たような数値を提示しており、また最終的な HWP の利用形態において蓄積されている炭素量は、市場の影響を大きく受けるものであると結論付けている。また、現状の GHG インベントリ報告における、HWP の算定では、大きな炭素蓄積固定量の非計上ギャップがある(2015 年に計算されていない炭素蓄積量として 71 Mt of CO₂e/year)と推測している。例えば、中国は、多くの木材を消費する非附属書 I 国であるが、中国の INDC では森林は GHG 削減タイプの目標とはされておらず、GHG インベントリでも HWP の算定は実施されていないため、このギャップに含まれていることとなる。なお、研究レベルの推計においては、中国の HWP はエネルギー利用に伴う CO₂ 排出の約 2.9%を占めるとする研究レベルでの試算結果も提示されている[33]。

排出削減量として計上できる潜在的な HWP のポテンシャルは、方法論に記載した通り、1990～2016 年の期間における平均値を仮想的なベースラインとして、同期間における上位 3 分の 1 に入る吸収量を仮想的な実績値として想定した算定であるが、ほぼ半数の国で国別排出量の約 0.5%を相殺する程度の規模となった。その一方で、1%を超える比較的寄与の大きな国も全体の 4 分の 1 程度に上った。

また、注意すべき点として HWP については排出・吸収量の年次変動がかなり生じやすい結果となることが分かった。これは、HWP の炭素蓄積変化は、HWP プールへの炭素インフ

ローとアウトフローのバランスで計算がされるが、それぞれの炭素フロー自体が独自の年次変動を起こしており、その組み合わせにより全体としての増減の挙動が複雑になりがちなことが原因である。このため、HWPの緩和貢献量を各国が算定する際に、ベースライン設定方法にかなりの幅が生ずる可能性があり、全体としての緩和量の見積もりに大きく影響を与えうることが想定される。

Table 11 Summary of HWP reporting in GHG inventories 1990–2016 for each Annex I country

Countries	HWP approaches	HWP C stock change trend	HWP_CSC/ (FL_CSC +HWP_CSC)	Net CO ₂ from HWP/national total GHG emissions (excl./incl. LULUCF)	Hypothesis CO ₂ credit of HWP (top 1/3 - average) / national total net GHG emissions *1
Australia	SC	Continuous C gains	28.6%	-1.3%/-1.1%	-0.2%
Austria	P	Continuous C gains	50.7%	-3.1%/-3.6%	-1.7%
Belgium	P(KP)	Total C loss	-11.9%	0.2%/0.2%	-0.1%
Bulgaria	P(KP)	Total C loss	-1.7%	0.3%/0.4%	-0.6%
Belarus	NE	-	0%	0%	0%
Canada	SD	Total C gain	0.1%	0.0%/0.0%	0.0%
Switzerland	P(KP)	Continuous C gains	-36.0%	-0.9%/-0.9%	-0.5%
Cyprus	P	Total C loss	41.5%	0.2%/0.2%	-0.2%
Czechia	SCAD(KP)	Total C gain	31.1%	-0.7%/-0.7%	-0.6%
Germany	P	Total C gain	16.6%	-0.5%/-0.5%	-0.5%
Denmark	P	Total C gain	-26.9%	0.0%/0.0%	-0.2%
Spain	P	Continuous C gains	5.9%	-0.6%/-0.6%	-0.4%
Estonia	P(KP)	Total C gain	29.3%	-3.1%/-3.6%	-2.0%
Finland	P	Total C gain	12.4%	-5.1%/-7.7%	-4.7%
France	P	Continuous C gains	6.1%	-5.8%/-9.0%	-3.0%
UK	P	Continuous C gains	12.2%	-0.3%/-0.3%	-0.1%
Greece	P	Continuous C gains	10.5%	-0.2%/-0.2%	-0.2%
Croatia	SCAD(KP)	Total C gain	3.1%	-0.8%/1.0%	-1.3%
Hungary	P	Total C loss	-0.6%	0.0%/0.0%	-0.2%
Ireland	P	Continuous C gains	26.3%	-1.3%/1.2%	-0.4%
Iceland	SCAD(KP)	Total C loss	-0.1%	0.0%/0.0%	0.0%
Italia	P(KP)	Total C gain	1.4%	-0.1%/0.1%	-0.1%
Japan	P(KP)	Total C loss	-0.7%	0.0%/0.1%	-0.1%
Kazakhstan	IO	-	0%	0%	0%
Lichtenstein	P(KP)	Total C gain	13.4%	-0.3%/-0.3%	-0.5%
Lithuania	P	Continuous C gains	13.5%	-4.7%/-6.6%	-2.0%
Luxemburg	IO(KP)	-	0%	0%	0%

Countries	HWP approaches	HWP C stock change trend	HWP_CSC/ (FL_CSC +HWP_CSC)	Net CO ₂ from HWP/national total GHG emissions (excl./incl. LULUCF)	Hypothesis CO ₂ credit of HWP (top 1/3 - average) / national total net GHG emissions *1
Latvia	P(KP)	Total C gain	33.8%	-12.9%/-49.3%	-12.4%
Monaco	NO	-	-	-	-
Malta	NE	-	0%	0%	0%
Netherland	P(KP)	Total C loss	-3.6%	0.0%/0.0%	0.0%
Norway	P	Total C gain	2.2%	-0.6%/-0.9%	-1.5%
New Zealand	P	Continuous C gains	20.4%	-6.9%/-11.2%	-3.6%
Poland	P(KP)	Continuous C gains	8.7%	-0.6%/-0.7%	-0.3%
Portugal	P	Total C gain	7.9%	-1.1%/-1.1%	-0.6%
Romania	P	Total C gain	9.3%	-1.7%/-2.1%	-2.2%
Russia	P	Total C loss	-0.3%	0.1%/0.1%	-0.2%
Slovakia	SCAD(KP)	Total C gain	16.3%	-1.6%/-2.0%	-1.8%
Slovenia	P	Total C gain	1.3%	-0.4%/-0.6%	-0.7%
Sweden	P	Continuous C gains	21.8%	-11.0%/-30.6%	-7.8%
Turkey	P	Continuous C gains	11.9%	-1.1%/-1.2%	-1.1%
Ukraine	P	Total C loss	-2.4%	0.3%/0.3%	-0.3%
United States of America	P	Continuous C gains	23.6%	-1.4%/-1.6%	-0.4%
Total	-	C gains	9.2%	-0.9%/-1.0%	-0.4%

IO, instantaneous oxidation; SC, stock change; P, production; SCAD, stock change approach for HWP of domestic origin; SD, simple decay; KP, applying the LULUCF accounting rule for the second commitment period of the Kyoto Protocol; NE, not estimated; NO, not occurring

*1: difference between hypothetical baselines based on the average of annual carbon stock changes for the period from 1990 to 2016 and the largest carbon gains within the top one-third for the same period

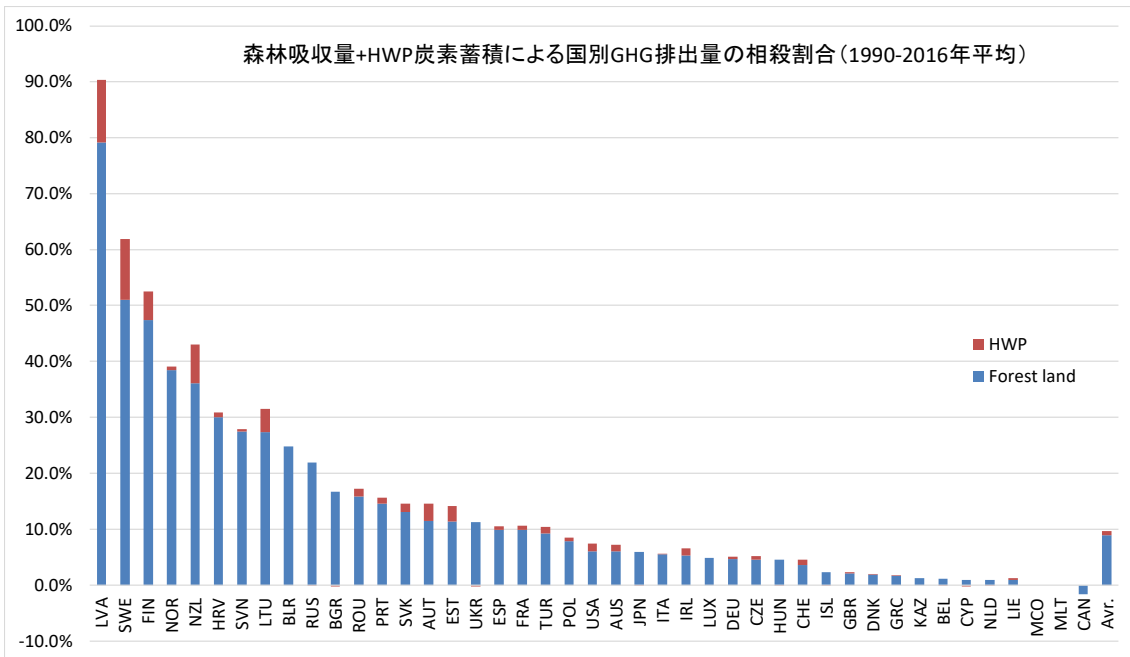


Figure 12 the share of offset by removals from forest land and HWP to total gross national GHG emissions in Annex I countries

各国別の状況

以下に特徴的な国の状況を説明する。

○日本の状況

日本の HWP は 1990～2016 年の期間中は炭素減少の傾向となり、純排出状態であったことから、森林吸収を押し下げる結果となった。これは、日本の木材生産は住宅用の用材生産が主用途となっているところ、住宅着工戸数が減少傾向に入っていることから、用材生産量、すなわち HWP へのインフローが減少傾向にあること、日本は木造住宅の滅却期間が短く、アウトフローも比較的大きいこと、国産材を利用した紙製品の生産が右肩下がりにあることから、経年的にアウトフロー（過年度の生産量に依存）がインフローを超過しがちな傾向があること、輸入材におされて、1970年代から2002年まで国産材の生産量が減少し続けてきたことなどが原因である。なお、2017年以降は日本の HWP は炭素増加傾向に転じた。これは、相続税法改正などにより比較的建設需要が高めに推移したこと、国産材率向上施策により近年国産材率が上昇傾向にあり、PA ベースで計算を行っている日本では、アウトフローをインフローが超過したことが原因である。

○北欧3カ国

ノルウェー、スウェーデン、フィンランドの3カ国はいずれも木材生産国として知られ、その国土面積及び森林吸収もほぼ類似の規模である。一方、森林吸収に対する HWP の規模については、ノルウェー、スウェーデン、フィンランドはそれぞれ期間中平均で 2.2%、21.8%、12.4%となった。HWP の炭素プールについては特にノルウェーにおいて排出・吸収量がほとんど計上されていないことに特徴がある。Jordan et al. (2018) [34]のデータによれば、ノル

ウエーの木材生産規模（約 50~60 万 t）はスウェーデン（約 300~350 万 t）、フィンランド（250 ~300 万 t）の 5 分の 1 程度であり、また木材伐採量は伸びているものの、その伸びはエネルギー利用用途がほとんどで、用材生産・木質パネル生産・紙生産に回る量が経年的にはほとんど変化してないことに起因している。

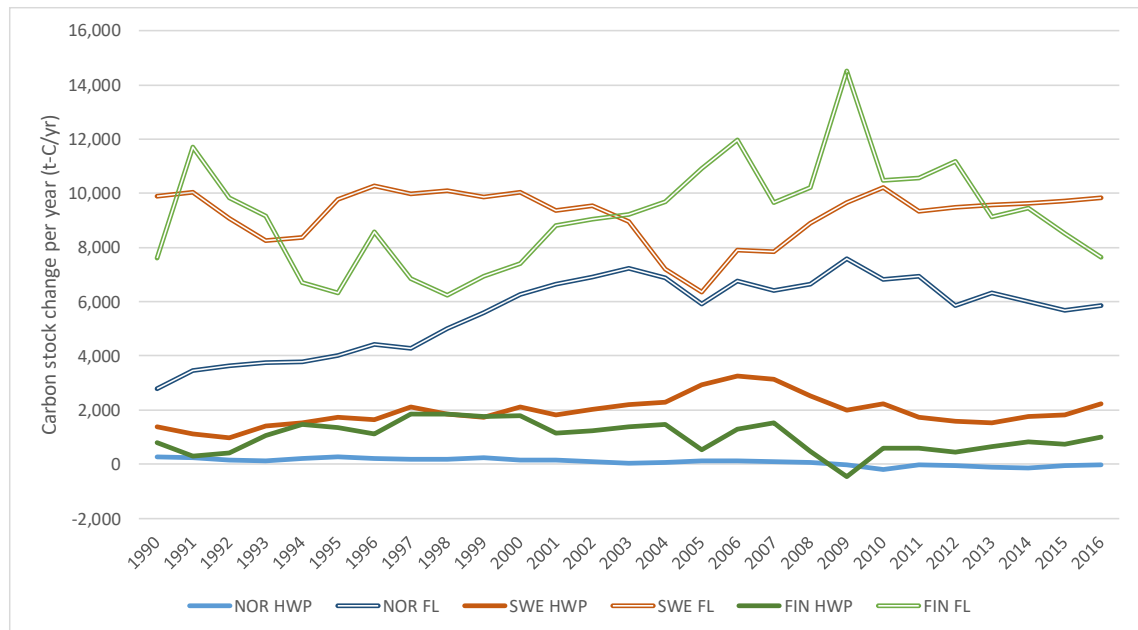


Figure 13 Trend of HWP and Forest land carbon stock changes for Norway, Sweden and Finland

2.6 分析結果を踏まえた考察

2.6.1 GHG インベントリ推計における全球的な二重計上・計上漏れ回避の考察

HWP アプローチでは、同じアプローチの組み合わせをすべての国が用いれば二重計上や計上漏れは生じないが、森林がほとんどない国や、高次の算定を適用できない途上国の存在も考慮すると、即時排出のアプローチの適用は必要で、そのアプローチとの両立を考慮しないと行けない。そのため、即時排出を適用した国との間で貿易材中の炭素の二重計上や非計上が生じてしまう AFA の利用は適切ではないという結論となる。

全てのプールベースアプローチは即時排出との間で二重計上や非計上は生じない。また、システムバウンダリーが即時排出と同じ PA ベースのアプローチである、PA、SCAD、SDA の 3 アプローチも問題は生じない。一方、PA 利用国から SCA 利用国への輸出材中の炭素は二重計上が生じてしまうため、その回避は理屈上必須となる。

まとめると、いくつかの国が即時排出を適用せざるを得ないという条件の下で全球的な二重計上や非計上を回避するためには、1) PA を一律に適用する、2) SCA を一律に適用する、3) SCAD を一律に適用する、4) PA、SCA、SCAD を自由に用いるが、PA から SCA への輸出材については二重計上回避のために、輸出国が SCAD 型で計算するか輸入国が SCA 算定対象から除外するといった特別ルールを適用する、というやり方が解決策となる。

現在の GHG インベントリ報告では、PA ベースの HWP アプローチを用いている先進国から、SCA を適用している豪州に輸入される HWP のみが国際的に二重計上されている状況である。豪州は、製材と木質パネルの輸入量が 1990～2016 年の年間平均で 120 万 m³ あることを GHG インベントリで報告している[28]。これは豪州でこの期間内に利用された製材と木質パネルの 16%程度を占めるが、世界中で利用されている総量の 80 億 m³ [26]と比較すると決して大きな値ではなく、実質的には無視可能なレベルと考えても差し支えない。将来的には、中国、インド、チリ、インドネシア、マレーシアといった、大規模木材生産または消費国がどの HWP アプローチを選択するのかが、全球的な二重計上や非計上を避けるためには、非常に重要な観点となる。

輸入材中に含まれる炭素が排出・吸収量の推計に与える影響は、HWP プールの炭素のインフロー、アウトフローのバランスが HWP の排出・吸収量に関係することから、複雑で容易には理解しにくい。例えば、日本は HWP の算定は PA に京都議定書 LULUCF ルールを含めて実施しているが、近年は純吸収となっている一方、それまでの年はほぼ純排出であった。この変化の主要因の一つが、木質パネルにおける炭素イン・アウトの変化である。木質パネルの生産量そのものは経年的な減少傾向にあるものの、生産時の国産材比率が向上しているため、過去の外材比率の高い木質パネルの廃棄に伴い計算される国産材由来炭素のアウトフローを、生産量そのものは減少していたとしての国産材比率の高い近年の国産材由来炭素のインフローが上回り出した状況である。

2.6.2 パリ協定下の削減量算定における全球的な二重計上・計上漏れ回避の考察

INDC では未提出の国を含めると世界で 56 カ国が森林を含めておらず、INDC で森林を扱う国は全体の 3 分の 2 にとどまった一方、世界の木材生産量の観点からはそれらの国が世

界の95%の木材生産量を網羅している状況であった。Forsell et al. [28]も、LULUCFを含めた国のINDCで2010年の全世界のLULUCF分野の排出量（FAOSTATの排出データを利用しており、HWPの貢献量は考慮していない数値）のほとんどを計上できていると結論付けている。Grassi et al. [35]では、INDCにおけるLULUCF分野の排出削減効果が2030年の排出削減量として計画されている全球的な量の約4分の1を占めると考察しており、そのほとんどの量が特にLULUCF分野の排出が特に大きい数カ国における排出削減（ブラジルの森林減少抑制、インドネシアの森林減少抑制、ロシアの森林火災防除）で達成されると分析している。

現状INDCで森林やHWPを目標に入れていない国から産出される木材の量は全世界の5%程度であり、それらの国の経済活動として森林・林業が大きな位置を占めていないことが推測される。INDCの対象外としている国が多いことが、そのまま対象排出・吸収源が十分に考慮されていないことを指す訳ではない。既に現状のINDCにおいてもLULUCF分野の全球的な排出をほとんどカバーできており、LULUCF分野の排出削減や木材生産に関する経済活動に関係する対策に対して、有効な手段となりうることが示唆されている。その一方、林業がそれなりの経済活動の規模を持つ国を中心に、全球的な木材生産量の60%ほどは定量的にHWPを通じたGHG排出・吸収量が考慮されており、それらの国はHWPの緩和策としての位置づけの意識している状況である。一方、20%ほどは適切にHWPのGHG貢献量の定量化が実施できておらず、残り20%はINDCでHWPのGHG貢献量を数値的に評価できない状況となっている点に、HWPの全球的な緩和効果を考慮していく上での課題がある。

COP24で採択されたパリ協定の運用ルールであるカトヴィツェルールブックでは、HWPについて共通のアカウントングアプローチを提示しなかった[24]。仮に、すべての国が共通で用いている単一のHWP計上アプローチを考慮するのであれば、1) HWPがマイナーなカテゴリーである国（INDCに森林を入れていない世界の3分の1程度の国はここに含まれることが想定される）には、即時排出の適用が必要であること、2) SCAやAFAはNDCにおいて国全ての森林を含めていない国への適用は不適切であること、を考慮する必要がある。この場合、共通の「計上」アプローチとしては、PAと即時排出の組み合わせとなる。

実際のところHWP中に含まれる炭素の国際的な二重計上や非計上の回避の話については、現状INDCがすべてのHWPを網羅していない状況ではあまり意味のないものではある。パリ協定の下では、目標は各国が決定するものであり、CMA決定で決められたHWPの取り扱い、すなわち、目標の計上に利用したアプローチを申告し、GHGインベントリでは即時排出とPAを共通の積算に用いるようにするというやり方は、現実的な対応策と考えられる。

IPCCガイドラインでは、排出量・吸収量をどの様に推計するかを三段階のTierという形式で、デフォルトのパラメータを用いた簡易な方法(Tier 1)、国独自のパラメータを用いた、より正確な方法(Tier 2)、モデルなどの複雑な方法を用いる方法(Tier 3)を示している。このTierの選択や適応している方法論やモデルが推計値に対して影響を与えることが分析されており[36, 37]、HWPの正確な推計を行うために適切なデータは、現時点ではまだ完全には入手できない可能性も指摘されている[38]。パリ協定下で主張されている国際的な二重計上や非計上の回避は、積算で世界全体の排出量や排出努力量を捉える際の精度向上の観

点から主張されている側面もあるが、HWP については算定 Tier の向上に伴い、かなり推計値が変化することが知られており、全球的な HWP 算定の精度向上を目指すのであれば、各国が高次の方法論とより良いデータを適応して推計方法を向上させていくことも重要な視点である。

2.6.3 REDD+における HWP 計上アプローチの適用について

途上国の森林減少や森林劣化による排出削減量の定量化・政策インセンティブスキームである REDD+については、HWP の利用が REDD+における緩和効果に関係し、REDD+の実施において木材需要側での取り組みが必須であることは事実である。その一方、HWP についての緩和策は現場の森林に対する対策とは通常別建てになっており、また HWP の算定には現状の森林を対象としたモニタリング制度に対して、完全に追加的な別データセットが必要である。HWP については、現状の即時排出のやり方を継続するのが、REDD+の政策アプローチとしては焦点がはっきりして好ましい状況と考えられる。仮に、HWP の緩和策が必要となる場合は、REDD+とは分けて NDC 内に含めていくアプローチが有効と考えられる。

2.7 結論

GHG インベントリでの報告値を基にすると、附属書 I 国の HWP は森林を介した炭素固定の 9.2%程を担うインパクトがあり、また 1990~2016 年の期間中の国の総 GHG 排出量を 1%程相殺する規模の吸収があった。附属書 I 国の 3 分の 2 は HWP 炭素プールが 1990~2016 年の期間中に増加傾向を示した。

INDC では 112 カ国が緩和目標に森林を含めており、それらの国から産出される木材生産量の全球的なシェアは 95%に上る。51 カ国は HWP を GHG 排出・吸収量として評価する目標内に入れており、それらの国から産出される木材生産量の全球的なシェアは 60%程であった。その一方、53 カ国は INDC に森林を含めておらず、27 カ国は HWP の貢献を GHG 排出・吸収量としては評価しない形の INDC としていた。

これらの状況を踏まえると、森林が主要な土地利用でない国に対しては、マイナーカテゴリに対して必要以上にリソースを費やす様な状況を強要しない様に、HWP の炭素蓄積変化の算定に即時排出を適用できるようにすることが必須である。また、国内の森林や国内で産出される森林全体が INDC に含まれないような国もあり、その様な国には国境を介した輸出入の全量や国内の全伐採量に起因する炭素フローが算定に必要な SCA や AFA の適用はできない。国産材由来の部分的な炭素フローを SCA や AFA に入れても意味のある結果にはならないためである。

異なる HWP アプローチが木材貿易を実施する相手国間で利用されている場合の、全球的な二重計上や非計上の発生状況については、一般的に認識されてきた PA、SCA、AFA と即時排出の 4 アプローチの組み合わせではなく、SDA と SCAD を加えた 6 つのアプローチで考慮して初めて全体像を提示することができる。また、システムバウンダリーの違いだけではなく、算定方法がプールベースで実施されているかブラックスペースで実施されているか違いも考慮することが必要である。

現実問題として、即時排出の適用をせざるを得ない環境の国があることから、全球的な二重計上や非計上を回避しようとするのであれば、即時排出との組み合わせでそれらが生じない方法を考慮する必要がある。

カトヴィツェで開催された COP24 で採択されたパリ協定の詳細ルールでは、PA を GHG インベントリで HWP 貢献を計算する際の共通積算アプローチとして用い、NDC のアカウントングアプローチとしては特に共通のアプローチを定めなかった。仮に、すべての国が適用できる HWP の共通アカウントングルールを考慮するのであれば、即時排出と PA のシステムバウンダリーを持つアプローチ (PA、SCAD、SDA) の組み合わせが現実的な解決であり、これはパリ協定下の GHG インベントリの報告ガイダンスで採用されたアプローチと非常に似通ったものである。

ただし、このアプローチでも理屈として炭素を二重計上や非計上しないという利点はあるものの、即時排出では実際の製品寿命とは関係なく伐採時に排出が計上され、PA ベースの計算では実際の HWP からの排出が生じた時点で排出が計上されるという時間軸の不整合が生ずる。IPCC ガイドラインで提示された Tier の違い (方法論の違い) により、HWP の CO₂ 排出のタイミングが変化してしまうという問題は既存の研究[36, 37]でも指摘されており、より正確な算定を実施するために必要なデータは現状完全に入手することが難しいと

いう問題もある。また、排出削減量のアカウントティングのレベルではベースラインと実排出量の差分が計上されることから二重計上や非計上の量も殆どが相殺されることとなり、GHG インベントリ推計時点のインパクトよりは小さくなると想定される。

正確性という観点からは全球的な二重計上や非計上を回避できるようなHWPの共通アプローチを模索することに価値があるが、それと同時に国レベルのHWPの推計方法の改善を進めていくことも同程度に重要なことである。

本章の内容は、参考文献1として提示した Sato and Nojiri 2019 [39]に、若干情報を加筆した上で和文に書き下したものである。

参考論文

1. Smith, P., and et al. (2014), Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU), In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, and J. C. Minx (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
2. Kayo, C., Y. Tsunetsugu, M. Tonosaki (2015), Climate change mitigation effect of harvested wood products in regions of Japan, *Carbon Balance Manag.*, 10, 24.
3. IPCC (1996), 1996 Revised IPCC Guidelines (1996GL), Houghton, J. T., L. G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D. J. Griggs, and B. A. Callender (eds.), IPCC/OECD/IEA, UK Meteorological Office, Bracknell.
4. Brown, S., B. Lim, and B. Schlamadinger (1998), Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/mtdocs/pdfiles/dakar.pdf> zccessed 1 Nov. 2020.
5. UNFCCC (2003), FCCC/TP/2003/7. Estimation, reporting, and accounting of harvested wood products - Technical paper. <http://unfccc.int/resource/docs/tp/tp0307.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
6. UNFCCC (2004), FCCC/SBSTA/2004/INF.11. Report on the workshop on harvested wood products. <http://unfccc.int/resource/docs/2004/sbsta/inf11.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
7. IPCC (2003), Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF), Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
8. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
9. Ford-Robertson, J. B. (2003), Implications of Harvested Wood Products Accounting - Analysis of issues raised by Parties to the UNFCCC and development of a Simple Decay approach, MAF Technical Paper, 5, 30.
10. Cowie, A., K. Pingoud, and B. Schlamadinger (2006), Stock changes or fluxes? Resolving terminological confusion in the debate on land-use change and forestry, *Clim. Policy*, 6, 161–179.
11. Lauk, C., H. Haberl, K. H. Erb, S. Gingrich, and F. Krausmann (2012), Global socioeconomic carbon stocks in long-lived products 1900-2008, *Environ. Res. Lett.*, 7, 34-44.
12. IPCC (2019), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, and S. Federici (eds.), published by IPCC, Switzerland.
13. UNFCCC (2013), Decision 24/CP.19. Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual

- inventories for Parties included in Annex I to the Convention.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2013/cop19/eng/10a03.pdf#Page=2> accessed 1 Nov. 2020.
14. UNFCCC (2002), Decision 17/CP.8. Guidelines for the preparation of national communications from Parties not included in Annex I to the Convention.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/cop8/07a02.pdf#page=2> accessed 1 Nov. 2020.
 15. UNFCCC (2011), Decision 2/CP.17. Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2011/cop17/eng/09a01.pdf#page=4> accessed 1 Nov. 2020.
 16. UNFCCC (2011), Decision 2/CMP.7. Land use, land-use change and forestry.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2011/cmp7/eng/10a01.pdf#page=11> accessed 1 Nov. 2020.
 17. UNFCCC (2005), Decision 16/CMP.1. Land use, land-use change and forestry.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2005/cmp1/eng/08a03.pdf#page=3> accessed 1 Nov. 2020.
 18. IPCC (2014), 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol, Hiraishi, T., T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda, and T. G. Troxler (eds.), published by IPCC, Switzerland.
 19. UNFCCC (2008), FCCC/KP/AWG/2008/CRP.1. Round table on the means to reach emissions reduction targets. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2008/awg5/eng/crp01.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
 20. UNFCCC (2008), FCCC/KP/AWG/2008/L.5. Land use, land-use change and forestry.
<https://unfccc.int/resource/docs/2008/awg5/eng/105.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
 21. Butarbutar, T., M. Köhl, and P. R. Neupane (2016), Harvested wood products and REDD+: looking beyond the forest border, *Carbon Balance Manag.*, 11, 4.
 22. UNFCCC (2015), Decision 1/CP.21. Adoption of the Paris Agreement.
<https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
 23. UNFCCC. Submitted INDC.
<http://www4.unfccc.int/submissions/indc/Submission%20Pages/submissions.aspx> accessed 1 Nov. 2020.
 24. UNFCCC (2018), Decision 4/CMA.1. Further guidance in relation to the mitigation section of decision 1/CP.21. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/cma2018_03a01E.pdf#page=6 accessed 1 Nov. 2020.
 25. UNFCCC (2018), Decision 18/CMA.1. Modalities, procedures and guidelines for the transparency framework for action and support referred to in Article 13 of the Paris Agreement.
https://unfccc.int/sites/default/files/resource/CMA2018_03a02E.pdf#page=18 accessed 1 Nov. 2020.
 26. FAOSTAT, <http://www.fao.org/faostat/en/> accessed 1 Nov. 2020.

27. UNFCCC, REDD+ web platform, <http://redd.unfccc.int/submissions.html> accessed 1 Nov. 2020.
28. Forsell, N., O. Turkovska, M. Gusti, M. den Elzen, M. Obersteiner, and P. Havlik (2016), Assessing the INDCs' land use, land use change, and forest emission projections, *Carbon Balance Manag.*, 11, 26.
29. UNFCCC (2018), National Inventory Submissions 2018. <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2018> accessed 1 Nov. 2020.
30. Bouyer, O., and Y. Serengil (2014), Cost and Benefit Assessment of Implementing LULUCF Accounting Rules in Turkey, OGM, Istanbul, 84.
31. Pilli, R., G. Fiorese, and G. Grassi (2015), EU mitigation potential of harvested wood products, *Carbon Balance Manage.*, 10, 6.
32. Johnston, C. M. T., and V. C. Radeloff (2019), Global mitigation potential of carbon stored in harvested wood products, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 116, 14526-14531.
33. Ji, C., W. Cao, Y. Chen, and H. Yang (2016), Carbon balance and contribution of harvest wood products in China based on the production approach of the intergovernmental Panel on Climate Change, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13, 2232.
34. Jordan, C. M., X. Hu, A. Arvesen, and et al. (2018), Contribution of forest wood products to negative emissions: historical comparative analysis from 1960 to 2015 in Norway, Sweden and Finland, *Carbon Balance Manage.*, 13, 12.
35. Grassi, G., J. House, F. Dentener, S. Federici, M. Den Elzen, and J. Penman (2017), The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. *Nature Clim. Change*, 7, 220–226.
36. Dias, A. C., M. Louro, L. Arroja, and I. Capela (2009), Comparison of methods for estimating carbon in harvested wood products, *Biomass Bioenergy*, 33, 213-222.
37. Jasinevičius, G., M. Lindner, E. Cienciala, M. Tykkyläinen (2017), Carbon accounting in Harvested Wood Products assessment using material flow analysis resulting in larger pools compared to the IPCC default method, *J. Ind. Ecology*, 22, 121-131.
38. Brunet-Navarro, P., H. Jochheim, and B. Muys (2016), Modelling carbon stocks and fluxes in the wood product sector: a comparative review, *Global Change Biology*, 22, 2555-2569.
39. Sato, A., and Y. Nojiri (2019), Assessing the contribution of harvested wood products under greenhouse gas estimation: accounting under the Paris Agreement and the potential for double-counting among the choice of approaches, *Carbon Balance Manage.*, 14, 15. <https://doi.org/10.1186/s13021-019-0129-5>

第3章 土壌の計算

3.1 研究の目的

3.1.1 背景

陸域の有機炭素はその半分程度が土壌に貯留されており、その量は大気中や植生中に存在している炭素蓄積量を上回る[1]。土壌中の有機炭素 (Soil Organic Carbon: SOC) は、気温降水量といった環境条件、人為的活動の影響を受けて増減し、それが土壌由来の CO₂ 排出・吸収となる[2]。土壌が気候変動において重要な役割を示すことは周知の事実となっており [1-4]、土壌中に有機物として固定される炭素の増加させる取り組みが、気候変動の緩和策や適応策として多くの国で実施されている状況である。国際的にも 4 per 1000 イニシアティブといった国際的なネットワークでもその後押しを行っている状況である [5, 6]。

各土地利用や気候条件等によりバイオマス部分と土壌部分に含まれる炭素量には差異が生ずる。例えば、森林はバイオマスと土壌の両方が主要な炭素貯留源となるが、農業利用を行う土地では、主に土壌が炭素貯留源となる[7]。炭素蓄積変化の観点で言えば、森林経営の影響はよりバイオマス部分で見られる一方、土地利用変化が生じた際の影響はバイオマスと土壌の双方に、農地における営農活動の影響は主に土壌で生ずる。土地利用・土地利用変化や人為的管理活動が行われた際に、GHG 排出・吸収に関係する炭素プールは、いつも同一という訳ではない。

UNFCCC に提出する各国の温室効果ガスインベントリの算定に用いる方法論を定めた IPCC ガイドラインにおいては、土地利用や土地管理が土壌炭素量に与える影響は、土地関係の方法論が最初に反映された 1996 年改訂 IPCC ガイドライン (1996GL) [8]の時点で、すでに土壌炭素蓄積変化の算定方法として方法論に反映されている状況である。1996GL のガイダンスは農業利用地への土地利用転換を念頭に置いた方法論であったが、GPG-LULUCF[9]において、基本的な概念はそのままですべての土地利用、土地利用変化における方法論として位置づけられ、2006 年 IPCC ガイドライン[10]でも、その基本的な方法論は大きく変更されることなく引き継がれている。

土壌の CO₂ 排出・吸収量の算定方法は、その排出メカニズムの差異から、鉱質土壌 (mineral soil) と有機質土壌 (organic soil) に分けた方法論が提示されている。有機質土壌については、GHG 排出量算定に利用される、一般的な「活動量」と「排出係数 (単位活動量当たりの排出量を示す値)」の掛け算として提示されている。ここでの活動量は、排水もしくは耕起が行われた有機質土壌面積であり、還元状態で分解が進んでいなかった土壌炭素分が、好気性環境下に置かれることで、分解排出が進むことを捉えた計算となる。鉱質土壌については、基本的な概念は、時系列的に炭素蓄積量を比較することで、その間に生じた土壌炭素蓄積量の変化が CO₂ の吸収や排出として大気中とやり取りされるという考えに基づいている。この際、IPCC ガイドラインでは深さ 30cm までの土壌における炭素蓄積変化を計算するのがデフォルトアプローチとなっているが、初期の IPCC ガイドライン策定時に農業側の研究者から提案された、ほとんどの変化は深さ 30cm 程度の表土層で起こっており、また屋外調査の結果はおおよそその深度で報告されている、とする考えが反映されたものである[11]。

Table 12 the elements affect soil carbon amount

関係性	要因	炭素量への影響	人為的関与
気候帯に関係	温度	低温 → 低分解 → 炭素量多 高温 → 高分解 → 炭素量小	ほとんどない (間接影響のみ)
	含水率 (降水量)	水分が多すぎる → 炭素量多 乾燥しすぎる → 炭素量小	ほとんどない
土壌タイプに関係	土壌の物理化学性	粘性が高い → 炭素量多 低 pH → 炭素量多 高 pH → 炭素量多	ほとんどない (土壌改良を実施することはある)
人為活動で変化する部分	表層植生 (植生由来の有機物供給)	植生あり → 炭素量増 植生なし → 炭素量減	土地利用
	耕作の頻度	不耕起・省耕起 → 炭素量増	土地管理
	人為的な有機物供給 (堆肥や残渣すき込み)	投入増 → 炭素量増 質の改良 → 炭素量増	投入

土壌炭素に影響を与える要因は Table 12 に示すとおりであるが、GHG インベントリでは、これらの要素を加味して気候帯別・土壌タイプ別に基準となる土壌炭素量を設定したのち、人為活動により変化する部分を活動量・係数化して算定する方法論が提案されている。

実際の鈹質土壌の計算は、IPCC ガイドラインの基本算定式として、炭素蓄積変化は2時点の炭素量の比較を遷移期間 (新たな平衡状態に達するまでの時間) で除して、年間の変化量を計算する形で提示されている。鈹質土壌の有機炭素 (Soil Organic Carbon: SOC) の場合は以下の式となるが、実施はそれほど難しくない

$$\Delta SOC = (SOC_2 - SOC_1) / T_{1 \rightarrow 2} \quad \text{Equation 1}$$

IPCC ガイドラインの方法論では、上記の各時点間の SOC は、土壌タイプ i における単位面積当たりの参照土壌炭素蓄積量 (SOC_{ref}) に対して、土地利用(LU)、管理(MG)、投入(I)に応じた炭素係数を乗じて算定することが標準手法である (式 2)。

$$SOC_i = SOC_{ref} \times F_{LU,i} \times F_{MG,i} \times F_{I,i} \quad \text{Equation 2}$$

さらにこれに、土壌タイプ i の面積を乗ずることで全体的な SOC 量を算定する。

SOC については、耕作頻度の削減 (無耕起や省耕起) や浸食防止策による炭素減少量の抑制、有機資材の投入による土壌への炭素投入量の増加、緑肥の利用による炭素減少量の抑制及び炭素投入量の増加が、緩和策としての効果があることが知られているが[2]、耕作頻度や浸食防止の効果を管理係数で、有機資材や緑肥の影響を投入係数で反映する形式の算定となっている。

なお、実際にこの算定を忠実に実施しようとする場合、少なくとも、土壌タイプ毎(i)の土地利用面積を把握した上で、更なるその土地利用における管理状況、投入状況を面積的な情報として掛け合わせる必要がある。

$$\Delta SOC = \sum [\{ (SOC_{ref,i} * F_{LUi,2} * F_{MGi,2} * F_{Ii,2}) - (SOC_{ref,i} * F_{LUi,1} * F_{MGi,1} * F_{Ii,1}) \} * A_{1 \rightarrow 2, i} / T_{1 \rightarrow 2}]$$

Equation 3

この分析には、土壌図・土地利用をレイヤーとして重ね合わせた分析が必要となり、更

に時系列的な変化を把握するにはそれを複数時点、2点のみでは、内挿・外挿が単純な直線で示され、全時系列の排出・吸収量が同一数値となるため、できれば3時点以上のデータを収集する必要がある。Lokupitiya and Paustian (2006) [12]は、2004年に附属書I国39か国から提出されたGHGインベントリにおける農業土壌からのN₂O排出とCO₂排出・吸収量の算定方法を包括的にレビューしているが、鉱質農業土壌のCO₂に限れば、算定を実施した国は11カ国に留まることが示されている。さらに算定がさほど進んでいない理由を2つ挙げており、一つはTier 1の算定であっても必要な活動量を得るのが、他のエネルギー消費量の様な統計と比較すると容易ではないこと、二つ目として、方法論そのものが複雑で複数の情報源を必要とすること、特にCO₂排出・吸収量の計算においては、土地利用は気候帯と土壌タイプに階層化した上で、更に時系列的に土地利用や管理変化追加的な情報として反映しないとしないことを述べている。

土壌からのCO₂排出・吸収が未算定となっている状況は次第に解消されてきており、例えば2019年に提出されたGHGインベントリにおいて、農地土壌の炭素ストック変化を未推計で報告している国は2カ国に留まる[13]。ただし、これは2006年ガイドラインで提供されている方法論を未推計のままとしていると、国のGHGインベントリ制度の不備とみなすUNFCCC下の審査制度[14]の影響を受けて、簡易的な推計を実施しているケースも多い。

日本では、森林、農耕地（水田、普通畑、樹園地、牧草地）の土壌モニタリングデータが入手できる一方、長期間にわたる土地利用変化を地点レベルで判断できるデータセットがないことなどから、初期の検討では土地利用変化時の土壌炭素変化量は、単純に土壌タイプごとの土壌炭素量をその土地利用の土壌面積分布に応じて加重平均して設定した値を式1で比較する算定を導入した[15]。各土地利用の平均土壌炭素量は下表のものである。

Table 13 Average SOC in each land use in Japan

Land uses	Average SOC up to 30 cm depth (t-C/ha)	Sources
Forest land	Around 85 (changing slightly every year)	Output from modeling estimation. Source input data was derived from domestic literature [19]
Rice field	71.38	Soil monitoring in 1979
Upland field	86.97	Soil monitoring in 1979
Orchard	77.46	Soil monitoring in 1979
Pasture	134.91	Soil monitoring in 1979

この値を用いると、例えば森林から水田への土地転用が生じた際は、転用における遷移期間（デフォルトでは20年間）中に約15%の炭素損失となる。ただし、森林から牧草地への転用では年間2.5t-C/ha近い大きな吸収が生じるほか、森林から普通畑への転用が微量の炭素増加とみなされる。これは、森林が農用地に転用される際は土壌炭素量が減少する結果となるという一般的な傾向[16, 17, 18]とは一致しない結果となり、どこまで正確な推計値が提供できているのかは疑問が残る状況となっている。更に、森林土壌炭素については、現行の値は文献調査を基にしたデータ[19]より85t-C/ha近い値を設定しているが、モニタリ

ングデータを基にした全国網羅的な推計値[20, 21]では約 70t-C/ha 程度の値が示されていることから、データ更新を実施した場合、平均値同士の比較では、土壤炭素変化量が全く異なる傾向を示すことになる。

3.1.2 本研究の目的

上記で述べた様に、鉱質土壤の炭素蓄積変化の算定は、①IPCC ガイドラインの方法論を完全に適用には多くのデータや作業が必要となるが、②中途の検討を飛ばした簡易的な算定を行うデータ自体は入手しやすい、③義務算定となっているためとりあえず算定を実施することが優先されている、という背景を受けて、各国が多種多様な簡易的なアプローチを採用しており、他国の GHG インベントリの算定方法では、日本の計算と同等か、それ以上に簡易な仮定をおいて算定を行っている事例も多い。特に、土地利用平均炭素量をそのまま土地利用変化時の転用前後の数値として引用する簡易アプローチは、日本の事例を踏まえると、正確な算定が実施できていない可能性が高いが、UNFCCC のインベントリ審査などで改善勧告を受けている事例がほとんどない。方法論的に問題があることが国際的に、少なくとも UNFCCC の報告審査に携わる専門家の間では認識されていない状況にある。

従って、各国が採用している簡易的なアプローチについて、学術的に正確性を損なっている可能性があることを周知し、仮に単純平均を行わない場合は、どのような工夫を行えば、データ不足等の問題に対処しつつ、比較的正確性の高い推計が可能かの技術的な検討を行うことで、各国の GHG インベントリ作成の精度向上へ貢献を行うことができると考えられる。

本研究では、附属書 I 国の提出した GHG インベントリ[13]における、鉱質土壤炭素蓄積変化の算定方法を包括的にレビューし、IPCC ガイドラインで提供されている鉱質土壤の炭素蓄積変化の方法論がどの様に各国の GHG インベントリで適用されているのかをまとめるとともに、日本が初期の算定で活用した土地利用区分別の平均土壤炭素量の差異が土地利用変化時の土壤炭素蓄積変化量として適用可能なのかを検証した。また、各国の事例から、IPCC ガイドラインの鉱質土壤算定の方法論について、工夫を行いデータ不足等の課題にうまく対処している事例にはどのようなものがあるのかについて検討を行った。

なお、本課題に対する研究は、環境省の「環境省環境研究総合推進費【2-1909】」中のサブ課題として実施した内容を含んでいる。

3.2 方法

3.2.1 附属書 I 国の鉱質土壤算定方法の包括的レビュー

各国の土壤炭素の算定方法は、2017 年および 2019 年に提出された温室効果ガスインベントリ[13]における、条約附属書 I 国 42 カ国の土壤炭素 (mineral soil) に適用されている方法論をすべてレビューした。有機質土壤については、土壤からの GHG 排出としてはホットスポットであり、緩和策の観点からは鉱質土壤より重要性は高いが[22, 23]、算定方法が AD×EF 型の単純な算定で、方法論の適用には多様性が乏しいことから本分析の対象からは除外した。

算定方法の分析対象とする土地区分は、2006年 IPCC ガイドラインにおいて鈹質土壌の炭素蓄積変化算定の方法論が提示されている、森林、農地、草地、および土地利用変化を対象に実施した。このうち農地・草地は多くの国で類似の方法論が適用されているため、一つの区分として取り扱い、(1) 転用のない森林、(2) 転用のない農地（もしくは草地）、(3) 森林と農地・草地間の土地転用、(4) 開発地への土地転用、の4区分で取りまとめた。

方法論については、IPCC ガイドラインで提示されている Tier の考えに基づき、Tier. 1 から Tier 3 のどの方法論に該当するかを判断した上で、同じ Tier において、類似の方法論を適用しているものをグループ化して考えた。なお、Tier 3 はモデルによる算定を実施しているか、モニタリング結果を直接用いている場合をあてはめ、式 1 により炭素量の比較を行っている場合は、すべて Tier 2 以下として判断した。

また、FAO の soil database[24]の土壌図から、IPCC ガイドラインで提示されている土壌分類（High Activity Clay (HAC) soil, Low Activity Clay (LAC) soil, Spodic soil, Volcanic soil, Sandy Soil, Wetland soil, Organic soil）がどの程度、各国に存在しているかを取りまとめ、鈹質土壌の方法論の適用性についての考察を行った。

3.2.2 非附属書 I 国の土壌算定状況の包括的レビュー

非附属書 I 国は、現在 GHG インベントリは、カンクン合意に基づく制度[25, 26]に従って、国別報告書[27]、もしくは隔年更新報告書[28]内で、GHG インベントリの報告を行っている。ただし、方法論の説明や排出・吸収源別の数値の提示は義務ではないため、詳細は不明のことが多い。したがって、報告の状況から、土壌炭素量をどれだけ含めているかを判断した。また、土壌国については、REDD+の仕組みにおいて、GHG インベントリよりも進んだ報告を行っていることが多いため、2019年までの REDD+の参照レベル提出[29]の内容を踏まえて、鈹質土壌炭素蓄積変化の算定状況を取りまとめた。

3.3 結果

3.3.1 先進国の温室効果ガスインベントリにおける鉱質土壌算定状況

○全体概要

附属書 I 国 42 カ国が提出した GHG インベントリにおける鉱質土壌炭素の適用されている方法論を大別すると、Table 14 の様に分類された。森林（転用の無い森林）、農地（転用の無い農地）、土地利用変化について、各方法論に基づいて報告を行っている国の数は、Table 15 の通りとなる。

Table 14 Broad classification of the methods applied for mineral soil Carbon Stock Change (CSC) estimation in the Annex I GHG inventories

Tier	Methods	Features of methods
Tier 3	Models	Applying models
	Direct measurement	Using monitoring data over time, obtained from such as soil inventories or national forest inventories
Tier 2	Standard method using CS data	Following the standard IPCC Equations 1* and 2 with CS-carbon factors
	Adjusted method with CS SOC	Just comparing average CS-SOCs by using Equation 1 only
	LUC within subcategories	As a part of the adjusted method, comparison is applied for internal land use changes under a remaining land category
Tier 1	Standard method using CS SOC and default CFs	Following the standard IPCC Equations 1 and 2 with CS-SOC and default carbon factors
	Standard method using default SOC and default CFs	Following the standard IPCC Equations 1 and 2 with default SOC and default carbon factors
	Assumed as no CSC	Reporting as no CSC occurred based on assumptions that no significant management changes or no internal land conversions overtime

* The equation of “ $(SOC_2 - SOC_1) / T$ ”

** The equation of “ $SOC = SOC_{ref} * F_{LU} * F_{MG} * F_I$ ”

Table 15 Overview of the methods for mineral soil CSC in each land use, land-use change

Categories	Tier.3		Tier.2			Tier.1			NE, NO, unknown
	Model	Direct use of Monitoring	Standard method	Adjusted method	LUC within subcategories	Standard method	No change		
							With data	Assumption	
Forest land	10	6			2	1	9	11	3
Cropland	9	1	8		8	5	1	8	2
LUC between FL and CL	6		5	28		6	3		3
LUC to settlements	1		9	17		8	1		5

※重複する場合があるため、合計値は算定対象により異なる場合がある。

主な特徴

- ✓ 土壌炭素ストック変化の計算の実施はこの5~6年で一気に進展した。近年方法論を改善して再計算を実施した国は少なくない。
- ✓ 土地利用変化に伴う土壌炭素ストック変化の算定は、その国で得られる土壌データに依存する面が大きい。それなりにデータがある国では、異なる土地利用における平均土壌炭素量の設定が可能であり、そのため、土地利用間の平均土壌炭素量を比較するアプローチを採用するケースも多い。ただし、日本の現行のGHGインベントリ手法の様に、立地条件の違いを捨てていると考えられる事例も散見される。
- ✓ 開発地は、様々な土地形態を含むことから、平均土壌炭素ストック量の設定を断念する国も多く、それ故、IPCCガイドラインのデフォルト手法（炭素係数を乗ずる）方法が比較的活用されている。比較的検討が進んでいる国では、開発地内の植生被覆の状況や土地の利用状況別に土壌炭素変化量や土壌炭素量を検討した上で、入手できる面積データに合わせた細区分化や加重平均を実施した計算を行っている。
- ✓ 湿地への転用については、泥炭採掘、水面（湛水地）への転用の他、植生を有する湿地帯（沿岸含む）が絡む転用を計算している国がいくつかある。湛水地への転用に関する方法論は2019年改良IPCCガイドラインで初めて方法論が提示されたものであり、現行の他国の報告においても見るべきものは少ない。
- ✓ その他の土地については、何等かの標準炭素量を設定している国もあるが、そもそも転用が存在しない、炭素ストックが存在しないと想定している国がほとんど。寧ろ土壌炭素ストックが存在している場合にその説明が難しい場という状況もあり、土壌炭素量の設定やその変化の算定より、土地定義的な整理の方が鍵となっている。

○森林土壌炭素の算定方法

転用のない森林土壌の附属書I国各国の算定方法は、下表の通り。森林土壌炭素の算定は、Tier.3の適用か、変化なしとして報告するかの状況で2分されており、2006年IPCCガ

イドラインに示された第 4 章の標準式を適用している国はない。変化なしの報告には、単にそのような推定をしている場合と、実測結果やモデル算定の結果でほとんど変化が見られていないことを根拠にしている場合がある。

Table 16 Overview of the methods for mineral soil CSC estimate in forest land (remaining) in each Annex I country

Tier	Methods	Countries
Tier.3	CENTURY	日本
	DAYCENT biogeochemical model (CENTURY 型)	米国
	Roth C	オーストラリア
	Yasso07	オーストリア、スイス、フィンランド、ノルウェー
	Carbon Budget Model ⁺	カナダ、ブルガリア
	CARBINE ⁺	イギリス
	実測	ベルギー、ベラルーシ、ドイツ
	実測の直接利用	スウェーデン (エストニア)
	実測を用いた平均土壌炭素 + 森林面積変化	ロシア
Tier.2	標準	—
	土地細区分別炭素量比較	ポルトガル、ニュージーランド
Tier.1	土壌面積変化による炭素変化量の算定	ポーランド
変化なしと仮定	根拠有	リトアニア、ラトビア、ルーマニア、スロベニア、ウクライナ
	推定	チェコ、スペイン、フランス、ギリシャ、クロアチア、リヒテンシュタイン、ルクセンブルク、オランダ、スロバキア
排出になっていないと報告		デンマーク、ハンガリー、アイルランド [”] 、イタリア [”]
未推計		キプロス、アイスランド、カザフスタン、トルコ、マルタ (NO)

+ : 一般的なモデル名ではなく国独自の呼称

“ : インベントリには採用していないが別途 Tier.3 の推計値が存在

○農地土壌炭素の算定方法

転用のない農地土壌の附属書 I 国各国の算定方法は、下表の通り。農地土壌炭素の算定は、Tier.3、Tier.2、Tier.1 が万遍なく利用されており、未推計もしくは変化なしと報告している国は全体の 1/4 程度である。Tier.2 については、土地転用が無い場合の管理変化を計上する標準手法の他、単年生作物と木本生作物間の転用といった地目変化を計算している方法も採用されている。

Table 17 Overview of the methods for mineral soil CSC estimate in cropland/grassland (remaining)
in each Annex I country

Tier	Methods		Countries
Tier.3	Roth C		日本、オーストラリア
	Yasso07		フィンランド
	C-TOOL+(CENTURY 型)		デンマーク
	Can Ag-MARS+(CENTURY 型)		カナダ
	DAYCENT	biogeochemical model (CENTURY 型)	米国
	ICBM+		スウェーデン
	イン・アウトを踏またモデル		ロシア
	窒素バランスと連動		ウクライナ
	実測データ等		ベルギー (※2020年提出では使われていない)
Tier.2	標準 (地域レベル)		オーストリア、カザフスタン、イギリス ⁺⁺ 、ノルウェー ⁺⁺
	標準 (細区画)		チェコ、ポルトガル
	標準 (国)		スペイン、フランス
	農地内平均炭素量比較 (単年生 ⇄ 多年生) 等	土壌・気候帯等別	トルコ
		国全体 (土壌立地条件を加味)	ハンガリー、ルクセンブルク
	国全体 (単純平均)	ブルガリア、クロアチア、スロベニア、ニュージーランド	
Tier.1	標準手法		エストニア、アイルランド、マルタ、リトアニア、スロバキア
	土壌面積変化による炭素変化量の算定		ポーランド
変化なしと仮定	根抛有		スイス
	推定		ドイツ、ギリシャ、アイスランド、イタリア、ラトビア、オランダ、ルーマニア、リヒテンシュタイン
未推計			ベラルーシ、キプロス

+ : 一般的なモデル名ではなく国独自の呼称

++ : モデルで係数を設定

○森林と農用地間の土地利用変化に伴う土壌炭素の算定状況

農地から森林への転用、森林から農地への転用（森林減少）の土壌炭素変化量の附属書 I 国各国の算定方法は、下表の通り。森林、農用地間の転用は、炭素係数を使わずに平均炭素量の比較を行う国が多い。平均炭素量は単純平均を行っている国以外に、土地細区分や土壌立地条件を加味して算定している国もある。

Table 18 Overview of the methods for mineral soil CSC estimate for land use change between forest land and cropland/grassland in each Annex I country

Tier	Methods		Countries
Tier.3	Roth C		オーストラリア、ロシア (LG)
	Yasso07		フィンランド
	モデルによる 係数設定	CENTURY	カナダ
		CARBINE	イギリス
	DAYCENT biogeochemical model		米国 (LC, LG の一部)
	実測を用いた平均土壌炭素 + 森林 面積変化		ロシア (LF)
Tier.2	CS-SOC _{ref} + CS 炭素係数	国全体平均	ラトビア、スウェーデン
		土壌別	米国 (LF、一部 LC、LG)
	平均炭素量比 較	Wall to wall	オランダ
		土地利用細区分別	チェコ、スイス (リヒテンシュタイン)、
		土地利用中区分別	ポルトガル (18 区分)、ニュージーランド (12 区分)
		地域別	オーストリア (F 関係)、フランス
		国全体 (土壌立地 条件を加味)	ハンガリー、ルクセンブルク
		土地利用大区分別 (単純平均)	オーストリア (C,G 関係)、ベルギー、ブルガリア*、 ドイツ#、デンマーク、エストニア (CF) *、クロア チア、イタリア、ノルウェー*、ルーマニア、スロバ キア、スロベニア、トルコ、リトアニア (CG, GC)、 スウェーデン (LF) *、スペイン、ニュージーラン ド、日本
	土地利用変化係数		アイスランド
	他国の係数を利用		エストニア (LC, CF 以外)
Tier.1	CS-SOC _{ref} + デフォ ルト炭素係数	国全体	エストニア (LC)、ギリシャ、アイスランド (GC)
	デフォルト SOC _{ref} + デフォルト炭素係数	国全体	ウクライナ、ポーランド※実質 IE、マルタ (CG, GC)
変化なしと仮定			アイスランド (LF)、マルタ、カザフスタン
転用が生じていない			アイスランド (LC)
未推計			ベラルーシ、キプロス、リトアニア (LF)

*：日本と同様の森林・農地の土壌炭素量の間で逆転現象が生じている国。

#：土壌炭素量について大きな森林<草地の差異が存在。

F, C, G はそれぞれ森林、農地、草地を示す。LF, LC, LG はそれぞれ、転用された (Land Converted to) 森林、農地、草地に適用されている方法論。CG、GC はそれぞれ農地から草地への転用、草地から農地への転用を示す。

○開発地への土地利用変化に伴う土壤炭素の算定状況

森林や農地から開発地への転用が乗じた際の、土壤炭素変化量の附属書 I 国各国算定状況は下表の通り。開発地は様々な土地被覆条件を含むことから、平均土壤炭素量の設定を行わず、元の土地の土壤量に変化係数を乗じて計算する国が森林・農用地間の転用よりも多いことが特徴。

Table 19 Overview of the methods for mineral soil CSC estimate for land use change to settlements in each Annex I country

Tier	Methods	Countries	
Tier.3	モデルによる係数設定	イギリス	
Tier.2	標準（減衰率）	スイス（リヒテンシュタイン）：構造物は 0.5、デンマーク：100 年で 0.01、フランス：独自係数、アイルランド：森林からの転用は 1、それ以外は 0.5、オランダ：被覆地は 0、緑地はデフォルトの 0.8、被覆地：緑地割合は 1:1、ロシア：森林減少について一律元の土壤の 0.82、スウェーデン：道路への転用 0.8、パイプラインへの転用 0.2、それ以外 0.5、米国：一律元の土壤の 0.7	
	平均炭素量利用	国全体（土壤立地条件を加味）	ハンガリー、ルクセンブルク
		土地利用細区分別	ポルトガル（18 区分）、
		国全体（単純平均）	オーストリア、ベルギー、ブルガリア、ドイツ、クロアチア、リトアニア、カザフスタン、ルーマニア、スロバキア、トルコ、
		国全体（代用値）	ニュージーランド（低生産性草地）、スロベニア（単年生農地の半分）、
		除去率加味	ルーマニア：農地土壤の表層 10cm を除去
	転用年に 0 となる	イタリア	
他国の値を利用	エストニア		
Tier.1	標準 + デフォルト変化係数	国独自の SOC _{ref} 利用	オーストラリア、スペイン、フィンランド、ギリシャ、マルタ、ラトビア、ノルウェー、ウクライナ
		デフォルト SOC _{ref}	-
	炭素係数 1	ポーランド	
微小（詳細報告せず）		カナダ	
該当する土地利用変化なし		アイスランド	
未推計		ベラルーシ、キプロス、チェコ	

各国別の分析結果については、本論文の別添で掲載した。

3.3.2 途上国の温室効果ガスインベントリにおける鉱質土壌算定状況

国別報告書、隔年更新報告書に含まれる GHG インベントリ報告のうち、内容から分析が可能であった 87 か国について、土壌炭素の算定結果を報告している国、鉱質土壌の炭素蓄積変化を報告している国、土地利用変化に伴う炭素蓄積変化を報告している国の割合は、それぞれ 29%、14%、6%に過ぎない。基本的に算定は進んでおらず、大きな遅れがみられる。REDD+の枠組みにおいても、鉱質土壌の炭素蓄積変化の計算を IPCC ガイドラインに従って実施している国は 2 カ国のみと判断できる (Table 20)。

Table 20 Summary of the scope of carbon pools included in REDD+ reference levels*1

Countries	Carbon pools included*2						note
	AGB	BGB	DW	LT	SOC	HWP	
Argentina	X	X					
Bangladesh	X	X					
Brazil	X	X	X	X			
Cambodia	X	X					
Chili	X	X	X				
Columbia	X	X					
Congo	X	X	X				
Costa Rica	X	X	X	X			
Cote d'Ivoire	X	X	X	X			
DRC	X	X					
Ecuador	X	X	X	X			
Ethiopia	X	X	X				
Ghana	X	X	X	X	X	X	Mineral soil CSC under forest land relating land conversions are reported
Guinea-Bis.	X	X					
Guyana	X	X	X				
Honduras	X	X	X	X			
India	X	X	X	X	X		Soil CSC is estimated but considered not in line with the IPCC guidelines
Indonesia	X				X		Drainage of organic soil is included. Mineral soil CSC is excluded.
Lao PDR	X	X					
Madagascar	X	X	X		X		Mineral soil CSC due to deforestation is included
Malaysia	X	X					
Mexico	X	X					
Mongolia	X	X	X	X			
Mozambique	X	X					

Countries	Carbon pools included*2						note
	AGB	BGB	DW	LT	SOC	HWP	
Myanmar	X	X		X			
Nepal	X	X					
Nicaragua	X	X					
Nigeria	X	X					
Panama	X	X	X	X			
PNG	X	X					
Paraguay	X	X					
Peru	X	X					
Solomon Isl.	X	X					
Sri Lanka	X	X		X			
Suriname	X	X	X				
Uganda	X	X					
Tanzania	X	X	X				
Vietnam	X	X					
Zambia	X	X	X				
Total	39	38	17	11	4	1	

*1 based on the technical assessment reports of forest reference emission levels (FREL) for the 2015–2018 assessment cycles and the FREL submissions for the 2019 assessment cycle.

*2 AGB, above ground biomass; BGB, below ground biomass; DW, dead wood; LT, litter; SOC, soil organic carbon; HWP, harvested wood products

3.4 考察

3.4.1 日本の算定における問題点とその理由

日本の土地利用変化時の鉱質土壌炭素蓄積変化の算定で、土地利用区分ごとの平均値を転用前後の土壌炭素量として用いる方法は、正確な土壌炭素蓄積変化量を計算するという観点では上手く機能しなかった。以下の様な理由が影響している。

- ・ 日本の場合、国土の平坦地はほとんどが開発地や農地に利用されているため、森林は基本的に山岳地帯に位置する。
- ・ 農地については、水田は、河川の氾濫原で後背湿地に立地することが多く、土壌としては、沖積地で河川氾濫により堆積された土砂等が主な母材であり低地土が多くなる特徴がある。普通畑は、低地以外にも台地や丘陵地帯にも立地しており、黒ボク土の割合が多い。牧草地も普通畑と類似する土壌分布となっている。果樹園は他の土壌に比べ、褐色森林土への立地が多いという特徴がある（下表）。

Table 21 Soil distributions for four sub-land categories for Japanese agriculture land

土壌タイプ	Area of agricultural uses in 2010 (1000ha)				Total
	Rice field	Upland field	Pasture	Orchard	
造成土					
有機質土	125	17	40	0	182
ポドゾル	<1	<1	1	<1	1
黒ボク土	330	556	339	96	1,320
暗赤色土	2	32	2	5	40
低地土	1,776	250	100	53	2,180
赤黄色土	58	76	19	59	212
停滞水成土	136	46	37	8	227
褐色森林土	55	125	70	109	359
未熟土	13	38	13	14	78
合計	2,495	1,141	620	344	4,599

Source) Soil inventory data prepared by National Agriculture and Food Research Organisation (NARO) [30]

- ・ 土地利用変化時の炭素蓄積変化量を、各土地利用タイプの比較で計算しようとする、土地利用や土地管理の違いが土壌炭素量に与えている影響のみでなく、土壌分布の違いによる土壌炭素量の状況の差異を見失っている可能性も高い。
- ・ 農地土壌では、農地として利用され始める当初から施肥等を実施し肥沃度を高める管理が実施される。そのため、モニタリングのデータを用いると、土地利用変化に伴う初期土壌炭素量の減衰のみが抜き出されて評価される訳ではない。
- ・ 従って、結論としては日本では土地利用毎の土壌炭素蓄積の平均値の比較を土地利用変化に応じて生ずる炭素蓄積変化量としてみなすのは誤り。
- ・ 土壌炭素量は、深さ 30cm までの含有量でみるのが IPCC ガイドラインのデフォルトのアプローチであるが、農地土壌では機械を入れることから、土壌に圧密が生じ、森林と農地では深さ 30cm までの土壌重量そのものに違いがあることも指摘されてい

る。2019年版の改良 IPCC ガイドラインは、土地利用変化時の土壤炭素量の変化を算定する場合は、均等重量間で実施することが好ましい旨が紹介されている。ペアサンプリングによる均等重量比較では、農地から森林への転換時は 1.09 倍、森林から農地への転換時は 0.85 倍程度に土壤炭素量が変化する[31]という結果が出ている。

- ・ なお、SOC に国独自の値を用いる場合も、モニタリングデータで時系列的な土壤炭素量の情報が直接得られる、ほとんどの土地利用が人為的な影響を受けているため自然状態 (SOC_{ref}) の値が得られにくい、土壤タイプ別に炭素係数の設定値を検討する必要があるが、厳密に実施しようとする、その分析に耐えられる精度の元データの入手可能性に難がある、といった課題があることから、各国の算定において適用は無視されがちである。

3.4.2 土壤分布を踏まえた方法論の適用の可能性について

日本の事例からは、1. 農地では圧密が生ずることから、単純に表層 30cm の土壤炭素量を森林等と比較を行うと、同じ物質量を見ることができない、2. 各土地利用別には土壤の立地条件が異なる、という 2 点の問題点があることが示されている。このうち、後者は、日本が火山国で多様な地形を有しているため、土壤のタイプやその土地利用にも多様性があるという自然状況にも起因している。

一方、土壤のタイプや地形などが均一で、それほど変化がない場合には土地利用変化に伴う土壤炭素量変化の算定の際において、土地利用毎の土壤炭素量の平均値を活用することも十分に機能することが考えられる。

土壤の多様性について、国際的な土壤図から、各国の土壤分布を IPCC ガイドラインの土壤タイプに分類した結果が下表となる。(土壤分類は、World Soil Resources Coverage in Geographic Projection[32]より、国境と土壤図は FAO の情報[33]を用いた。面積の少ない土壤タイプは足切りされている)。広大な国土面積を持つ国では様々な土壤タイプが存在しているが、国土面積が少なくても多くの土壤タイプを有する国、逆にほとんど同じタイプの土壤に収斂する国もある。特に、日本の様に wetland soil や volcanic soil が多くなる国は、土壤別の土地利用の立地条件に差異が生ずることもあるため、単純な平均値の利用には注意が必要である。

Table 22 Soil type distributions of Annex I countries in line with IPCC default categories in the 2006 IPCC Guidelines.

Annex 1	Organic	Sandy	Wetland	Volcanic	Spodic	High activity clay	Low activity clay	Total number of IPCC soil types
Australia	1	1	0	0	1	1	1	5
Austria	1	0	0	0	1	1	0	3
Belgium	1	0	1	0	1	1	1	5
Bulgaria	0	0	0	0	0	1	0	1
Canada	1	0	1	1	1	1	1	6
Croatia	0	0	0	0	0	1	0	1
Czech Republic	0	0	0	0	0	1	0	1
Denmark	1	0	1	0	1	1	1	5
Estonia	1	0	1	0	0	1	1	4
Finland	1	0	1	0	1	1	0	4
France	1	1	1	1	1	1	1	7
Germany	1	0	1	0	1	1	1	5
Greece	0	1	1	0	0	1	1	4
Hungary	0	0	1	0	0	1	1	3
Iceland	0	0	0	1	0	0	0	1
Ireland	1	0	1	0	1	1	1	5
Italy	1	0	1	1	1	1	1	6
Japan	0	0	1	1	0	1	1	4
Latvia	1	0	1	0	1	1	1	5
Liechtenstein	0	0	0	0	0	1	0	1
Luxembourg	0	0	0	0	0	1	0	1
Malta	0	0	0	0	0	1	0	1
Netherlands	1	0	1	0	1	1	1	5
New Zealand	1	0	0	1	1	1	1	5
Norway	1	0	0	0	1	1	0	3
Poland	0	0	1	0	0	1	1	3
Portugal	1	1	0	1	1	1	0	5
Romania	0	0	1	0	0	1	1	3
Russia	1	1	1	1	1	1	1	7
Slovakia	0	0	1	0	0	1	1	3
Slovenia	0	0	0	0	0	1	0	1
Spain	0	1	1	1	0	1	1	5
Sweden	1	0	1	0	1	1	0	4
Switzerland	0	0	0	0	0	1	0	1
Turkey	0	0	1	0	0	1	1	3
Ukraine	0	0	1	0	0	1	1	3
UK	1	0	1	0	1	1	1	5
USA	1	1	1	1	1	1	1	7

Source: calculated from FAO soil database [31]. (“1” means existing)

3.5 結論

国独自の土壌炭素量データを活用する際の留意点

IPCC ガイドライン上、Tier.2 として SOCref に国独自のデータを反映する場合、以下の3点を考慮することとされている。先進国の報告状況として、参照土壌炭素量は、30ヶ国以上が国独自の値を用いているが、①の土壌タイプ別の設定値を設けている国は少なく、加重平均等により土地利用区別の平均値を設定している様な場合も多い。この点はガイドラインの内容が十分に反映されているとは言いにくい面もある。

- ・ ①土壌グループを適切な気候帯及び土壌区分を用いて区分化する
- ・ ②参照とする状況を考慮する（※ SOCref デフォルト値と同様の自然状態 (native land) 以外の状況を参考にできる）
- ・ ③土壌深度に応じた炭素ストックの増加・減少状況を考慮する（※管理や土地利用変化の影響が 30cm 以遠に及ぶことは明確なので、30cm 以上の深度で計算をすることは、十分なデータがある場合には良好手法）

土壌図から、各国の土壌分布を IPCC ガイドラインの土壌タイプに分類した結果（Table 10：面積の少ない土壌タイプは足切りされている）、広大な国土面積を持つ国では様々な土壌タイプが存在しているが、国土面積が少なくても多くの土壌タイプを有する国、逆にほとんど同じタイプの土壌に収斂する国もある。

土地利用区分ごとの平均値を比較する方法は、国土の土壌区分が一様で単純な国、似た土壌分布でないと適用できる可能性があるが、土地利用変化はもう少し細かい土壌タイプレベルで生じているため、データが必ずしも得られない場合は工夫が必要である。

算定において工夫がみられる事例としては以下のようなものがあり、単純な平均値の比較ではない手法を検討していくことが重要と考えられる。

Table 23 Example of potential good practices for mineral soil CSC estimates

Methods	Countries
Land unit-based estimates	Canada, Czechia, Australia, USA
Establishing average SOC in detailed level	The Netherland, Poland
Elaboration of carbon factors properly represent changes of SOC associated with land use change	Austria
	Latvia, Sweden
	Luxemburg
	Hungary

なお、日本の場合は、均一な土壌・営農条件を表す位置情報を含んだ面積データの取得に難があることから、生態的な変化傾向に応じた地域気分毎に別の炭素量を設定するオーストリアの方法、実際に土地利用変化が起きている土壌タイプや、土地利用変化のパターンを特定して、変化係数を設定するルクセンブルクやハンガリーの方法が、改善の参考になりうると考えられる。

土壌炭素算定の適切な算定と削減対策の関係

これまで、特に土地利用変化に伴う土壌炭素蓄積変化の算定時に、土地利用区別の平均炭素量を用いると、適切な算定結果を与えにくいことを議論・検証してきた。削減対策の観点からすると、この方法論においては、①気候変動の観点からの土地利用の影響について誤った結論を導きかねない、②削減効果を正確に評価することができない、といった問題が生ずる。土壌における排出量の削減施策はある程度特定されてきているが、例えば残渣のすき込みは、土壌炭素を増やす一方で、土壌からの N_2O 排出を増やす要因となるが、化学肥料の使用削減にも貢献する等、一つの対策が GHG 排出・吸収の観点だけでも様々な側面を持つ。削減対策については、個々の要素の正確な評価を積み上げた全体像としての考慮が必要であり、土壌炭素変化の算定を適切に実施していくことは、削減対策の実質的な効果を図るために重要な事項である。

将来的な検討課題（IPCC ガイドラインの改訂）について

開発地への転用については、2006年 IPCC ガイドラインでは、例えば舗装等で被覆された場合には、転用後の土壌炭素量は元の 2 割に減るとするデフォルト値が与えられている。ただし、これはあくまで表土層の土壌炭素の変化を考慮したものであるが、通常、開発地への転用は造成や客土を伴うことが多い（下図参照）。この様な土地改変に伴う方法論は現在 IPCC ガイドラインでは提供されていない。この点については、将来的な方法論の改定が必要な内容と考えられる。



Figure 14 The difference of surface levels before and after land formation for new housing construction (photo taken by Author)

参考論文

1. FAO (2016), Soils, Land and Water for climate change adaptation and mitigation.
2. Ontl, T. A., and L. A. Schulte (2012), A. Soil Carbon Storage, *Nature Education Knowledge* 3, 35.
3. Scharlemann, J. P. W., E. V. J. Tanner, R. Hiederer, and V. Kapos (2014), Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool, *Carbon Manage.*, 5, 81-91.
4. Smith, P. (2012), Soils and climate change, *Current Opinion Environ. Sustainability*, 4, 539-544.
5. Four per mil project. available from <https://www.4p1000.org/> accessed 1st November 2020.
6. Budiman, M. and et al. (2017), Soil carbon 4 per mille, *Geoderma*, 292, 59–86.
7. Prentice, I. C., G. D. Farquhar, M. J. R. Fasham, M. L. Goulden, M. Heimann, V. J. Jaramillo, H. S. Khashgi, C. Le Quéré, R. J. Scholes, and D. W. R. Wallace (2001), The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide, In *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C. A. Johnson (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
8. IPCC (1996), 1996 Revised IPCC Guidelines (1996GL), Houghton, J. T., L. G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D. J. Griggs, and B. A. Callender (eds.), IPCC/OECD/IEA, UK Meteorological Office, Bracknell, volume 1 reporting instructions.
9. IPCC (2003), Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF), Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraiishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
10. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
11. Ogle, S. M., J. Breidt, M. D. Eve, and K. Paustian (2003), Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997, *Global Change Biol*, 9, 1521–1542.
12. Lokupitiya, E., and K. Paustian (2006), Agricultural soil greenhouse gas emissions: a review of national inventory methods, *J. Environ. Qual.*, 35, 1413–1427.
13. UNFCCC, National Inventory Submissions 2019. available from <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>
14. UNFCCC (2014), Decision 13/CP.20. Guidelines for the technical review of information reported under the Convention related to greenhouse gas inventories, biennial reports and national communications by Parties included in Annex I to the Convention.
15. National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan (2006), version August 2006, Greenhouse

- Gas Inventory Office of Japan (GIO), Center for Global Environmental Research (CGER), National Institute for Environmental Studies (NIES) (eds.). available from <https://www.nies.go.jp/gio/archive/nir/jqjm1000000j8axd-att/I069.pdf>
16. Guo, L. B., and R. M. Gifford (2002), Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biol.*, 8, 345–360.
 17. Karhu, K., A. Wall, P. Vanhala, J. Liski, M. Esala, and K. Regina (2011), Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks: comparison of measured C stocks with Yasso07 model results, *Geoderma*, 164, 33–45.
 18. Deng, L., G. Zhu, Z. Tang, and Z. Shangguan (2016), Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks, *Global Ecol. Conservation*, 5, 127-138.
 19. Morisada, K., K. Ono, and H. Kanomata (2004), Organic carbon stock in forest soils in Japan, *Geoderma*, 119, 21-32.
 20. Ugawa, S., and et al. (2012), Carbon stocks of dead wood, litter, and soil in the forest sector of Japan: general description of the National Forest Soil Carbon Inventory, *Bulletin of FFPRI*, 11, 207-221.
 21. Erratum of Ugawa, S., and et al, 2012 (2020), *Bulletin of FFPRI*, 19, 325-329
 22. Joosten, H., A. Sirin, J. Couwenberg, J. Laine, and P. Smith (2016), The role of peatlands in climate regulation, In: Bonn, A., T. Allott, M. Evans, H. Joosten, and R. Stoneman (eds.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services, Science, Policy and Practice*, pp. 63-76. Cambridge University Press.
 23. IPCC (2019), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)], in press.
 24. FAO, World soil resources, Available from FAO Soils Portal. <http://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/en/>
 25. UNFCCC (2010), Decision 1/CP.16. The Cancun Agreements: Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention
 26. UNFCCC (2011), Decision 2/CP.17. Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention.
 27. UNFCCC, National Communication submission from Non-Annex I Parties. Available from <https://unfccc.int/non-annex-I-NCs> accessed, 1 Nov. 2020.
 28. UNFCCC, Biennial Update Report submissions from Non-Annex I Parties. Available from <https://unfccc.int/BURs> accessed, 1 Nov. 2020.
 29. UNFCCC, REDD+ web platform, available from <https://redd.unfccc.int/submissions.html>
 30. National Agriculture and Food Research Organisation (NARO), Soil inventory data.
 31. Koga, N., S. Shimoda, Y. Shirato, T. Kusaba, T. Shima, H. Niimi, T. Yamane, K. Wakabayashi, K. Niwa, K. Kohyama, H. Obara, Y. Takata, T. Kanda, H. Inoue, S. Ishizuka, S. Kaneko, K.

- Tsuruta, S. Hashimoto, Y. Shinomiya, S. Aizawa, E. Ito, T. Hashimoto, T. Morishita, K. Noguchi, K. Ono, N. Katayanagi, and K. Atsumi (2020), Assessing changes in soil carbon stocks after land use conversion from forest land to agricultural land in Japan, *Geoderma*, 377, 114487.
32. World Soil Resources Coverage in Geographic Projection (ARC/Info Export format), FAO. <http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/other-global-soil-maps-and-databases/en/> accessed, 1 Nov. 2020.
33. FAO, Geonetwork. <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home?uuid=446ed430-8383-11db-b9b2-000d939bc5d8> accessed, 1 Nov. 2020.

第4章 果樹のバイオマス

4.1 課題認識及び目的

樹園地のバイオマスに貯留される炭素量や炭素ストック変化量については、その炭素量は森林と比べるとかなり少ないことが明らかであり、また樹園地栽培の主目的は樹木のバイオマスを成長させることではないことから、日本ではほとんど関心を持たれておらず、基本的には樹体管理を行うという前提で炭素蓄積変化はゼロと置いていた[1]。しかし、森林に限らない土地利用、土地管理に由来する温室効果ガス排出・吸収量をすべて把握することについて、気候変動対策面からの関心が高まっており、日本の樹園地バイオマスの炭素量や炭素ストック変化量についてもある程度精緻なレベルでの推計が求められる様になった。

2006年 IPCC ガイドラインでは、温帯の木本生農地の炭素ストック量デフォルト値が63t-C/haという数値が与えられていたが[2]、これは森林の半分近い数値で、明らかに不適切と考えられており、デフォルト値の更新が求められていた。

これらの課題について、国内の算定方法検討[3]、IPCCの2019年改良ガイドライン[4]の策定過程の作業に関わり、算定方法の改善につながる知見の提供を行ったことから、本章で詳細を説明するものである。

4.2 日本の算定方法

4.2.1 方法

1. 算定方法の開発

果樹の炭素蓄積変化を算定は、2006年 IPCC ガイドラインにおける、農地における木質バイオマスの炭素ストック変化の算定方法に従って実施した。

同ガイドラインでは、「ゲイン・ロス法」「ストック変化法」の何れも適用が可能となっている (Tier.2)。

【ゲイン・ロス法】

$$\begin{aligned}\Delta C &= C_{\text{GAIN}} - C_{\text{LOSS}} \\ &= (\text{新植後成長期面積}) \times (\text{単位成長量}) - (\text{廃園面積}) \times (\text{単位蓄積量})\end{aligned}$$

【ストック変化法】

$$\begin{aligned}\Delta C &= \Delta C_{\text{STOCK}} = (C_{T-1} - C_T) \\ &= (\text{前年度栽培面積}) \times (\text{単位蓄積量}) - (\text{当該年度栽培面積}) \times (\text{単位蓄積量})\end{aligned}$$

我が国での算定方法においては、1) ゲイン・ロス法を適用する場合に必要な果樹の新植面積、廃園面積について「耕地及び作付面積統計 (農林水産省)」[5]より入手が出来たが、2009年をもって調査が廃止され、現在は面積の純変化の情報しか得られないこと、2) 同調査における新植・廃園面積も1990年台後半から主要産県のみデータとなっていたこと、3) 面積変化を伴わない更新は必ずしも把握できないこと、などを踏まえると、単純に毎年の面積を活動量として面積当たりの蓄積量を乗ずるストック変化法の利用が、より簡易で

かつ不確実性も少ない方法と考えられることから、ストック変化法に基づく算定方法の更新を行うこととした。

2. 炭素蓄積量の設定

2006年 IPCC ガイドラインの Tier.2 では、主要品目における地上及び地下バイオマスの炭素ストック変化量の算定を含むとされている。

炭素ストック量の設定においては、我が国の主要果樹における定常状態もしくは平均的な樹木一本当たりの乾物重を国内文献情報より収集し、農林水産省の都道府県施肥基準等のウェブページ[6]より入手できる各都道府県の施肥基準や栽培基準等で設定されている成木時の 10a 栽植密度を勘案して、果樹毎の大凡の 1ha 当たり乾物重を設定した。地上部：地下部比率は国内文献の部位毎の乾物重の値より代表的な値を設定した。果樹によっては、国内文献により直接面積当たりのストック量を求めているものもあり、その場合には文献値をそのまま利用した。また、炭素含有率は、日本国内の広葉樹に適用している値から 0.48 t-C/t-d.m. とした。

果樹炭素ストック量の推計（基本式）

$$(\text{炭素ストック量 (t-C/ha)}) = (\text{1 本当たりの乾物重 (kg/本)}) \times (\text{一般的な植栽密度 (本/10a)}) \times 10/1000 \times (\text{炭素含有率}=0.48)$$

なお、樹木一本当たりの乾物重は供試木数が限られていること、樹木の大きさや植栽密度も品種や土壌・地形条件等で大きく条件が異なり、一般化を行う上での不確実性が非常に大きな状況であることから、基本的に単位面積当たりの乾物重、及び地上部地下部比率は有効数字 1 桁で設定することとした。

この際、園外に持ち出され園内に蓄積されないと考えられる、果実、葉、細根、新梢は乾物重の設定値からは除いている。新植から成木となる過程で間伐される幼木・若木については、成長分が短期間の損失で相殺されるとして推計対象には入れていない。

4.2.2 果樹別の算定データについて

1. みかん（その他かんきつ類も含む）

○栽培実績

2013 年のみかんの全国栽培面積は 46,300ha（うち、結果樹面積は 43,700ha）で、果樹栽培面積の 20.1% を占める、我が国で最も栽培されている果樹である。1990 年の 80,800ha からは 43% 減となっている。主要産県は、和歌山、愛媛、静岡、熊本、長崎、佐賀、広島、福岡、愛知、三重、香川などである。2013 年の単位収量（全国平均）は 2,050kg/ha[5]であった。

また、みかん以外のかんきつ類（なつみかん、はっさく、いうよかん、ネーブルオレンジ等を含む）の 2013 年の栽培面積は 27,500ha で果樹栽培面積の 11.9% を占めている。

○栽培概要

温州みかんの経済的耐用年数は、園地条件や栽培管理法によっても異なるが 40～50 年で

あり、果実が結実するまでは約3年かかる。他の果樹に比べると密植が行われる。

Table 24 みかん・かんきつ類の栽植密度の例

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
和歌山県	温州みかん	1~3m×2 ~5m		[6]和歌山県 環境保全型農業栽培技術指針
静岡県	普通温州、早生温州（肥沃土壌）	60本/10a	4000kg/10a	[6]持続的農業を推進する静岡県土壌肥料ハンドブック_作物別施肥基準 4 永年作物-果樹
	普通温州、早生温州（普通土壌）	75本/10a	4000kg/10a	
	甘ナツ（肥沃土壌）	60本/10a	5000kg/10a	
	甘ナツ（普通土壌）	75本/10a	4000kg/10a	
	ネーブルオレンジ	75本/10a	2500kg/10a	
	ネーブルオレンジ（ハウス）	60本/10a	3000kg/10a	
	伊予柑	75本/10a	3000kg/10a	
長崎県	温州みかん（露地）	75本/10a	3~6000kg/10a	[6]長崎県農林業基準技術_1 品目別施肥基準
	伊予柑・ボンカン	75本/10a		
福岡県	温州みかん（通常：極早生・早生）	63本/10a	4000kg/10a	[6]福岡県果樹施肥基準
	温州みかん（通常：普通）	40本/10a	4000kg/10a	
	温州みかん（高畝栽培）	222本/10a	5000kg/10a	
	温州みかん（ハウス）	83本/10a	5-6000kg/10a	
	カンキツ	62本/10a	3000kg/10a	
愛知県	温州みかん（早生）	70本/10a	4000kg/10a	[6]愛知県農作物の施肥基準
	温州みかん（普通）	40本/10a	4000kg/10a	
	温州みかん（ハウス）	80本/10a	5000kg/10a	
	かんきつ（はるみ）	40本/10a	3000kg/10a	

○バイオマス蓄積

国内文献[7-11]によるみかんの乾物重データについては、幅は大きいですが40~50年生で最大樹冠径を持つとの報告もあり、樹高・樹体管理が行われつつも継続的な成長があると考えられる。1本当たりの乾物重には幅があるが、経済寿命の半分程度の20~25年生では地上部乾物重は40kg程度には到達していると想定される。栽植密度を60本/10a程度、地上部乾物重40kg、地上部：地下部比率は特に成長が十分に進んだ成木では小さくなる傾向が見られるが、5:4程度と想定すると、単位面積当たり乾物重は40t-d.m./ha（20t-C/ha）程度と推計される。

Table 25 みかんの乾物重の調査例

品種	樹齡	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
普通温州	10年	6.804	3.073	[7]岩切ほか,1985.
興津早生	16年	26.25	13.90	[8]原田ほか, 1985.
	17年	20.84	13.38	
温州	30年	64.66	54.41	[9]木村 1941,
	30年	50.37	40.85	
杉山温州 (疎植) 3本	30年	39.55	-	[10]小野 1983.
杉山温州 (密植) 3本	35年	69.10	-	
温州*新鮮重 (果実・葉を除く) 3本	43年	35.56*	38.67*	[11]文室 2011,

2. りんご

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は39,00ha(うち、結果樹面積は37,200ha)で、果樹栽培面積の17.0%を占め、わが国で2番目に栽培面積の大きな果樹である。1990年の53,900haから27%減となっている。青森県で全国の50%以上の栽培面積を占め、その他の主要産県は長野県、岩手県、山形県、秋田県、福島県など。2013年の単位収量(全高平均)は1,990kg/10a[5]であった。

○栽培概要

りんごは植物分類上、バラ科(*Rosaceae*) ナシ亜科(*Pomoideae*) リンゴ属(*Malus*) に分類される落葉広葉樹であり近縁種にナシ属がある。りんごの栽培には慣行栽培とわい化栽培の2つの方法がある。日本における慣行栽培は、樹高は4m程度とする様に管理されるもので、欧米の標準的な粗密栽培では樹高が6m程度となるのに比べると、低樹高密度で栽培されることが特徴で、成園時に10aあたり15~20本植えとなるように植栽が行われる(初期収量を高めるために成園時の2倍程度の密度で栽植する計画的密植が推奨されている)。およそ20~30年かけて樹形を整え、20~60年生は樹形を維持する。わい化栽培はわい性樹を密植させて集約的に栽培する。樹高は2~2.5m程度、7年生あたりで樹形を完成させる。20年生を超えると生産性が低下する。栽植密度は園地の地力や品種にもよるが100本/10aを超えることもある。わい化率は平成17年度で全栽培面積の3割程度[12]。果樹園芸大百科[13]で示される収量モデル(面積当たりの栽植密度は、わい化樹:150本/10a、標準樹:18本/10a)であり、樹齡と生育の概要は以下の様になる。

Table 26 樹齡と生育の状況

生育期		標準樹	わい化樹
苗木期	台木育成、穂品種の接ぎ木、定植までの苗木養成期間。一般に苗圃で育成される。		
幼木期	定植から初成りまでの期間。	3~4年生まで	2~3年生まで

生育期		標準樹	わい化樹
若木期	結果樹齢に達したのち、標準樹では主枝が確立し、芯抜き（※）がされるまで、わい化樹では樹高が目標の高さに達するまで。	8～10 年生まで	3～4 年生まで
樹形完成期	樹に厚みを増し、果樹生産量の増大と品質の安定化がされる時期	15 年生位まで	6～7 年生位まで
成木期	最高収量を安定して得られる期間。管理のよい園では期間がもう少し長い。	30 年生位まで	15 年生位まで
老木期	樹体が老化し、主枝、幹に様々な損傷が現れ収量も低下する。」		

Table 27 りんごの栽植密度

都道府県	栽培条件	栽植密度	樹形	出典
青森県 普通栽培	目標収量 4000kg/10a の場合	6m 植：27.8 本/10a 7.5m 植：17.8 本/10a 9m 植：12.3 本/10a	樹高 4～4.5m 主枝長 3.5～ 4.5m	[6]りんご栽培の 手引き（板柳町）
青森県 わい化	地力高：ふじなど	89 本(4.5*2.5m)	細型紡錘	
	地力高：つがるなど 地力中：全品種 地力低：ふじなど	125 本(4*2m)		
	地力低：つがるなど	190 本(3.5*1.5m)		
	地力高：M27 台木、 ふじなど	333 本(3*1m)		
福島県 わい化		4.5～4～5m（間伐 後） ※45 本/10a 程度	樹高主幹最高 部 2.5m 側枝町 3m	[6]福島県会津農 林事務所会津坂 下農業普及所

○バイオマス蓄積

わい化栽培が行われている主産地における単位面積当たり乾物重（果実・葉除く）については、1 本あたりの乾物重と試験地における栽培密度を踏まえて推計を行うと、約 14t-d.m./ha 程度となる。普通栽培については 22 年生における紅玉における地上部データのみしか得られなかったが、地上部：地下部比率を 2:1 と仮定して栽植密度を 18 本とした場合、単位面積当たり乾物重は 33t-d.m/ha 強となる。平成 17 年度のわい化栽培面積率を 3 割という実績を用いて、上記のわい化栽培、普通栽培の面積当たり乾物重を加重平均した値は 27.5t-d.m/ha となることから、りんごの単位面積当たり乾物重は 28t-d.m./ha と設定する。

Table 28 りんご樹の乾物重

品種	樹齢	乾物重(kg/本)		出典
		地上部	地下部	
つがる・わい化(125本/10a 植え)	6-9年生(20本)	6.311	2.5411	[14] 福田 ほか1991
ふじ・わい化(125本/10a 植え)	6-8年生(15本)	9.4388	2.8233	
ふじ・わい化(140本/10a 植え) 鳥取	10年生(各5本)	2,007.5 kg/10a	977.5 kg/10a	[15] 倉 橋.1997
		1,912.2 kg/10a	832.7 kg/10a	
ふじ・わい化(165本/10a 植え)	9年生(各5本)	6.774	3.594	[16] 小池 ほか1990
		5.191	2.782	
紅玉・普通	22年生(2本の 春時点の量)	123.97		[17] 五藤, 1984

※果実・葉・新芽・細根は除いた重量

3. 柿

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は22,300ha（うち、結果樹面積は21,600ha）で、果樹栽培面積の9.7%を占める。1990年の29,500haから24%減となっている。主要産県は、和歌山県、奈良県、福岡県、岐阜県、愛知県、福島県など。2013年の単位収量（全国平均）は994kg/10a[5]。

○栽培概要

若樹齢の生育速度が遅く、主要果樹の中では成園化が遅い。収穫は栽培後5年生あたりから可能であるが、収量が安定するのは8年生以降で11年生以降を成木とみなしている。樹高はおおよそ3～3.5m程度に制限される。カキ樹の寿命は40～50年程度で、40年生過ぎをピークに生産効率が低下することから、樹齢40年位で更新を行うことを推奨している（新潟県栽培指針[6]）。

Table 29 カキの栽植密度

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
新潟県		10～24本/10a		[6]植栽指針
福島県	蜂谷、会津身不知	10本	2000	[6]福島県施肥基準
	平核無	16本	2000	
山梨県	刀根早生、平核無、松本早生富有	20～25本/10a	2500	[6]山梨県農作物施肥指導基準
	甲州百日	15～18本/10a	2000	
和歌山県	刀根早生、平核無、富有	20～27本/10a		[6]和歌山県環境保全型農業栽培技術指針

○バイオマス蓄積

国内文献[18, 19]による柿樹の炭素蓄積データを踏まえると、10年生あたりのカキ樹の乾物重は20kgを超える程度、24年生のカキの乾物重は地上部・地下部の合計で50kg強と計測されている。栽培概要を踏まえ、カキ樹の更新が40年程度で行われることから現状のカキ樹の平均的な樹齢が20年程度とし、栽植密度を20本/10a程度とすると、単位面積当たり乾物重は10t-d.m./ha(5t-C/ha)程度と推計される。地上部：地下部比率は大凡3：2である。

Table 30 カキ樹の乾物重

品種・場所	樹齢	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
富有(滋賀)(うち葉の重量)	5年	2.47(0.48)	1.51	[18] 文室 1999
	10年	14.22(1.53)	8.61	
	24年	34.57(3.49)	19.62	
柿次郎(静岡)(葉、果実は除く)	9年	14.42	11.15	[19] 佐藤 石原 1953

4. 栗

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は21,200ha(うち、結果樹面積は20,600ha)で、果樹栽培面積の9.2%を占める。1990年の37,600haから44%減となっている。茨城県、熊本県、愛媛県の主要3産県で全栽培面積の4割を超える。2013年の単位収量(全国平均)は102kg/10a[5]であった。

○栽培概要

クリの収量は一般に樹齢8~10年でピークに達し、その後は徐々に減少し、樹齢20年以上になると収量の減少は避けられない。低樹高・密植型栽培の研究も進んでいるが、慣行栽培におけるクリの栽植密度は20~40本/10a程度である。

Table 31 クリの栽植密度

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
愛知県	丹沢、筑波、国見	20本/10a	300kg/10a	[6]愛知県農作物の施肥基準
群馬県	丹波、筑波	12本/10a(12年以上)	300kg/10a	[6]群馬県作物別施肥基準
神奈川県	丹沢、出雲、国見、筑波、石鎚	6*3m(55本/10a)(5年生)	100kg/10a	[6]神奈川県作物別肥料施用基準
		6*6m(28本/10a)(10年生以上)	300kg/10a	
静岡県		12~19本/10a	350kg/10a	[6]持続的農業を推進する静岡県土壌肥料ハンドブック
福岡県		12本/10a	400kg/10a	[6]福岡県果樹施肥基準

千葉県	※超低受講仕立て長母枝育成法	40～60本/10a	320kg/10a	[6]千葉県施肥基準
-----	----------------	------------	-----------	------------

○バイオマス蓄積

国内研究事例（2例）[20, 21]の平均と、供試木の栽培密度(16本/10a)を用いて、クリの単位面積当たり乾物重（葉、果実、いが等の落下分除く）を計算すると7.8t-d.m./haとなることから、設定値は8t-d.m./haとした。地上部：地下部の比率は5:3と設定する。

Table 32 クリ樹の乾物重

品種・場所	樹齢	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
伊吹（栃木）1樹 15.6本植え	13年	37.71	16.8	[20] 青木ほか,1968
銀寄（島根）2樹	8年	24.05	19.31	[21] 高馬, 1961

※落果分は除外

5. ぶどう

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は18,500ha（うち、結果樹面積は17,400ha）で、果樹栽培面積の8.0%を占める。1990年の16,300haから30%減となっている。主要産県は山梨県、長野県、山形県、岡山県、北海道などであるが、比較的全国的に栽培されている。2013年の単位収量（全国平均）は1090kg/10a[5]であった。

○栽培概要

ブドウはつる性落葉低木であり、わが国では棚、ハウスによる栽培が行われている。地力・栽培方法により異なるが1樹あたり25～50m²の広さをとる。3年目あたりから果実となり、6年目あたりで成木となる。経済寿命は30年程度が目安とされている。

○バイオマス蓄積

ぶどうのバイオマス蓄積量については、1年生から25年生までの20種類64樹に対する乾物生産力を算定した事例があることから、その研究結果を直接用いて、単位面積当たり乾物重（果実・葉除く）を10t-d.m./haと設定する。

Table 33 ブドウの乾物重

品種・場所	樹齢	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
デラウェア・巨峰1本当たり	1～25年生	66.7	41.4	[22] 高橋1986.
上記の現存量 (kg/10a)		625.5	363.3	

6. 梅

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は17,200ha（うち、結果樹面積は16,200ha）で、果樹栽培面積の7.5%を占める。1990年の18,700haから8%減となっている。和歌山県が全栽培面積の3割を占め、他の主要産県は、群馬県、福井県、神奈川県、奈良県、徳島県など。2013年の単位収量（全国平均）は764kg/10a[5]であった。

○栽培概要

ウメは一度植え付けると変更は容易でなく、永久樹として生育させる。ウメ樹は、およそ10年生で成木となり経済寿命は25年生程度、それ以降の老木は若木への改植等で順次更新される。自然状態では開張性を有し、放任すると5m以上の樹高まで到達するが、ウメ栽培時は、成木到達時に樹冠が密になってしまうため、10年生以上はあまり樹体を大きくせず、樹高も3m程度で維持する。

栽植密度は20本/10a前後の基準を設けている都道府県が多いが、最大産地の和歌山県では、30本/10a程度となっている。古い産地で密植が多い傾向がある。

Table 34 ウメの栽植密度

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
三重県	南高、白加賀	20本/10a	1500	[6]三重県施肥基準
新潟県	肥沃地	10～12本/10a		
	やせ地	14～20本/10a		
群馬県	白加賀（成木）	20本/10a		[6]群馬県作物別施肥基準
神奈川県	白加賀、梅郷、十郎、南高	8×8m（16本/10a）	1500～2000	[6]神奈川県作物別施肥基準
和歌山県	南高梅	30本/10a		和歌山県果樹試験場うめ研究所（ヒアリング）

○バイオマス蓄積

国内文献におけるウメ樹の乾物重は下表の通りである。生育状況は土壌条件等で大きく異なるが、主要産県の和歌山県における成木到達時点（10年生程度）のバイオマス量は50kg/本程度となる結果が出ている。和歌山県における栽植密度30本/10aを適用すると、単位面積当たり乾物重は15t-d.m./ha（7.5t-C/ha）程度と推計される。南高梅の実測結果では地上部、地下部比率は7：3程度である。

Table 35 ウメ樹の乾物重

品種・場所	樹齢	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
紅サシ（福井）,1樹	14年	92.63	32.81	[23] 渡辺 1987
南部1号	8年	26.4		[24] 鈴木ら,1965
南高（和歌山）,2樹	9年	13.26	6.9	[25] 佐原 2001
南高（和歌山）,12樹の平均	9年、10年	37	17	[26] 岡室 2013

7. 日本なし

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は13,500ha（うち、結果樹面積は13,000ha）で、果樹栽培面積の5.9%を占める。1990年の20,300haから33%減となっている。主要産県は、千葉県、茨城県、鳥取県、福島県、長野県など。2013年の単位収量（全国平均）は2,060kg/10a[5]であった。

○栽培概要

植栽後10年程度で成木となる。

Table 36 なしの栽植密度

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
千葉県	幸水	15～20本/10a	3000kg/10a	[6]千葉県施肥基準
	豊水	18～31本/10a	3500～4000	
	二十世紀	15～20本/10a	kg/10a	
新潟県	二十世紀、幸水、豊水、新星、新高、新興	12～27本	4000～4200 kg/10a	[6]新潟県施肥基準

○バイオマス蓄積

国内文献における乾物生産量に関する調査結果では、樹冠面積10a当たりの値として約18.5t-d.m./haに相当する結果が存在する（果樹・葉・1年枝・細根除く）ことから、設定値は20t-d.m./ha、地上部：地下部比率は3:2と設定する。

Table 37 日本ナシ樹の乾物重

品種	樹齢	乾物重(kg/10a)		出典
		地上部	地下部	
二十世紀ナシ 8樹の平均	41-43年生	1,130.8	726.4	[27]小豆沢1983

※果樹、葉、1年枝、細根は除く

8. 桃

○栽培実績

2013年の全国栽培面積は10,700ha（うち結果樹面積は9,890ha）で、果樹栽培面積の4.6%を占める。1990年の13,900haから23%減となっている。主要産県は、山梨県、福島県、長野県、和歌山県、岡山県、山形県など。2013年の単位収量（全国平均）は1,260kg/10a[5]であった。

○栽培概要

モモ樹では3年生あたりの若木から果樹の収穫が可能で、7年生あたりから成木と見なしている。経済的樹齢は10～20年生位の時期で、それ以降は収量が不安定になることから、通常20～25年位で新たな樹に更新する。樹高は2m程度の脚立で作業が出来る3.5～4m辺りで維持管理がされる。栽植密度は、植栽時は品種及び土壌条件により幅があるが成木時で10～20本程度になる様に計画されている。

Table 38 モモの栽植密度

都道府県	品種	栽植密度	目標収量	出典
福島県	日川白鳳、暁星	7×7m (20 本/10a)	2400kg/10a	[6]福島県施肥基準、 福島県農林水産部、 H18.3、(果樹) p128
	あかつき	7×7m (20 本/10a)	2600kg/10a	
	川中島白桃、ゆうぞら	7×7m (20 本/10a)	3000kg/10a	
新潟県	肥沃地	8×8m (15 本/10a、 植え付け時 30 本 /ha		[6]新潟県植栽基準
	やせ地	25 本/10a (植え付 け時 50 本/10a)		
山梨県	早生種 (日川白鳳、夢 しずく、加納岩白桃、 みさか白鳳)	12~20 本/10a (成 木時)	2500kg/10a	[6]山梨県農作物施肥 指導基準、山梨県農 政部、H17.3、p37~39
	中晩生種 (白鳳、浅間 白桃、嶺鳳、一宮白桃、 川中島白桃、ゆうぞら)	12~18 本/10a (成 木時)	3000kg/10a	
	ハウス	12~18 本/10a	2000, 2700kg/10a	
岡山県	改植園・やせ地	16~20 本/10a		[28]あかいわ地域も も栽培の極意本
	新植園・肥沃地	10~12 本/10a		
和歌山県	やせ地	7×7m (20 本/10a)	2500 ~	[6]和歌山県環境保全 型農業栽培技術指針 (改訂版)、和歌山 県農林水産部、H21.11
	肥沃地	8×8m (16 本/10a)	3500kg/10a	

○バイオマス蓄積

国内文献によるモモ樹の炭素蓄積データを踏まえると、現在でも栽培が行われている 11 年生の白鳳種において、乾物重は地上部・地下部の合計で 120kg (剪定前)、100kg (剪定後) 程度となる。同文献 (寿松木ら. 1986[30]) によれば、11 年生を持って樹冠拡大が停止したことが述べられており、この調査データをモモ樹の成木 (定常状態) におけるバイオマス量と想定した場合、データの取られた福島県の栽植密度 20 本/10a を踏まえると、単位面積当たり乾物重は 20 t-d.m./ha 程度と推計される。地上部：地下部比率 (剪定後) は大凡 3 : 2 である。

Table 39 モモ樹の乾物重

品種・場所	樹齢	乾物重(kg)		出典
		地上部	地下部	
白鳳 (福島) (剪定後)	11 年	95.93(61.93)	37.48	[29] 寿松木ら. 1986
橘早生 (栃木)	9 年	77.699	32.013	[30] 坂本ら. 1961
甘泉 (栃木)	8 年	101.805	44.665	

※1年生枝、細根除く

○炭素ストック変化の算定

炭素ストック変化算定を下記の2つの数式を用いる、ゲイン・ロス（GS）法、ストック変化（SC）法で試算した。

$$\begin{aligned} \Delta C &= C_{\text{GAIN}} - C_{\text{LOSS}} \\ &= (\text{新植後成長期面積}) \times (\text{単位成長量}) - (\text{廃園面積}) \times (\text{単位蓄積量}) \\ \Delta C &= \Delta C_{\text{STOCK}} = (C_{T-1} - C_T) \\ &= (\text{前年度結果樹面積}) \times (\text{単位蓄積量}) - (\text{当該年度結果樹面積}) \times (\text{単位蓄積量}) \end{aligned}$$

上記情報より関係するパラメータは以下の様に設定する

Table 40 モモ算定に関するパラメータ

パラメータ	値	設定理由
地上部バイオマス	12 t-d.m./ha	寿松木ら. 1986[29]の実測データ（剪定後）に、福島県栽培指針による栽植密度を乗じて推計
地下部バイオマス	8 t-d.m./ha	
炭素含有率	0.5	2006GL デフォルト値
生体バイオマス（炭素）	10 t-C/ha	（上記より算定）
成長期間	10年	データ精度を踏まえると、成長量は有効数字1桁レベルと推計されるため、栽培情報等も踏まえ10年を定常状態達するまでの期間と想定し成長量を設定
成長量	1 t-C/ha	

試算を行った結果は下図の通りで、GL法、SC法の間には大きな差は無いと考えられる（2000年辺りから若干差異があるのは、統計が主要産県のみで取られるようになったが、GL法において、新植と廃園面積が無い都道府県の情報は含めない一方、SC法では結果樹面積を内挿で補完して算定したためと考えられる。

「耕地及び作付面積統計」[5]においてGL法の算定に必要な新植、廃園の情報が2009年を持って廃止されたため、今後の活動量データの入手性を踏まえ、SC法の方法論を適用して算定を行うことが現実的な対応策となると考えられる。

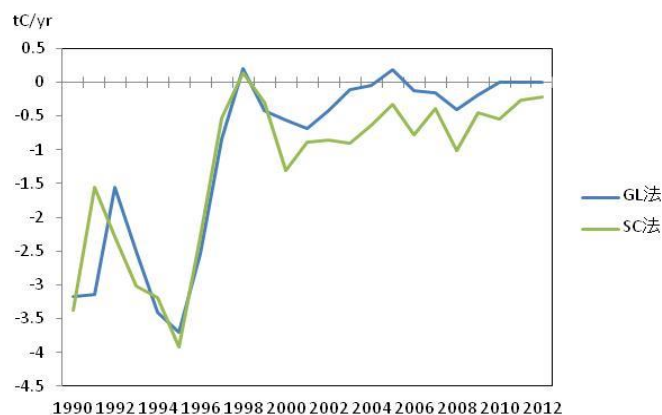


Figure 15 モモの炭素ストックへのゲイン・ロス法と蓄積変化法の試算結果

4.2.3 結果

1. 排出係数

以上の分析を踏まえて設定した算定パラメータは下表の通り。

Table 41 果樹主要品目別の乾物重設定値

果樹	2013年		単位面積当たり炭素量設定値 (t-C./ha)	地上部：地下部比率	参考文献数、[合計供試木数]
	栽培面積 ¹⁾ (ha)	割合 ²⁾ (%)			
みかん	46,300	20.1	20	5:4	5[14]
その他かんきつ類	27,500	11.9	みかんで代用	みかんで代用	
りんご	39,200	17.0	14	2:1	5[59]
かき	22,300	9.7	5	3:2	2[4]
くり	21,200	9.2	4	5:3	2[2]
ぶどう	18,500	8.0	5	2:1	1[62]
うめ	17,200	7.5	7.5	7:3	3[17]
日本なし	13,500	5.9	10	3:2	1[7]
もも	10,700	4.6	10	3:2	2[3]
その他 ³⁾	13,900	6.0	5	3:2	単位面積当たり収量が少ないかき・ぶどうなどを踏まえて設定
茶	45,400	-	24	2:1	2[2]

1) 耕地及び作付面積統計より

2) 果樹（茶を含まない）栽培面積全体に対する割合

3) その他は栽培面積が 10,000ha に満たない果樹：西洋なし、びわ、すもも、おうとう、パイナップル、キウイフルーツ。ただしパイナップルは多年草植物のため、本計算を同様に適用することは難しいと考えられることから、算定から除外する。

2. 活動量

活動量となる面積情報としては、作況調査の果樹調査の対象となる果樹 14 種類及びその他かんきつ類と茶の都道府県別栽培面積[5]を用いた。データが欠損している期間は線形内挿及び、全国総面積の変化面積と連動させて補完を行った。また、近年主要果樹以外の栽培も増加していることから、特産果樹生産実態調査[31]の果樹栽培面積も追加した。

3. 算定結果

上記を踏まえて算定を行った日本の果樹バイオマスの炭素蓄積変化量は下記の通り。果樹園面積が減っているため、果樹木に固定された炭素が大気中に放出され、日本としては排出超過傾向が続く結果となった。

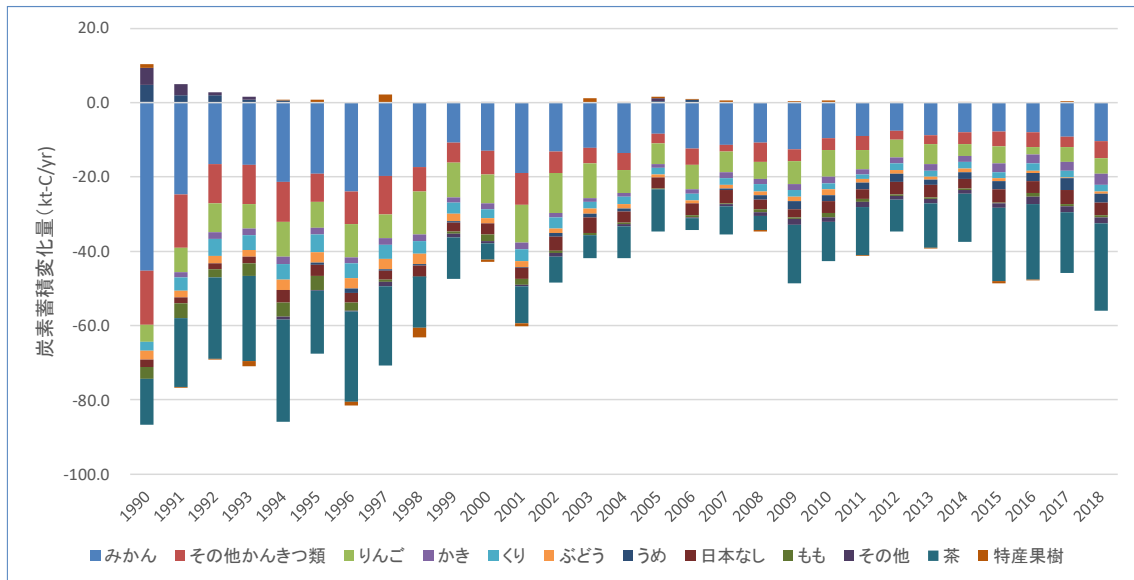


Figure 16 Trend of carbon stock changes in perennial woody biomass in cropland in Japan

4.3 IPCC ガイドラインにおける果樹の吸収量パラメータの改訂

4.3.1 改訂の目的

IPCC ガイドラインでは、農地における生体バイオマスの炭素蓄積変化は、単年生作物と木本生作物に分けて考慮する。単年生作物は、成長に伴い炭素を吸収固定するが、作物部分は収穫され、残渣部分も処理され固定した炭素を放出することとなるため、年間を通してみれば長期的な炭素固定には寄与しておらず、吸収も排出も計算しない。一方の木本生作物は、樹木に炭素を固定することから炭素蓄積変化の算定を行う。

2006 年 IPCC ガイドライン[2]では、木本生作物の算定のためのパラメータとして、気候帯別に適用する、炭素蓄積量、harvesting cycle (成長・伐採期間)、年間成長量のデフォルト値が与えられている。年間成長量は炭素蓄積量を成長・伐採期間の年数で単純に除した値である。温帯については、炭素蓄積量が 63 t-C/ha、成長・伐採期間が 30 年、年間成長量で 2.1 t-C/ha/yr というデフォルト値が提示されているが、この値が非常に大きく不適切と考えられることから 2019 年改良 IPCC ガイドライン[4]における精緻化対象として考慮すべきとの課題が、IPCC における会議において特定された[32]。

2019 年 IPCC ガイドラインの木本生作物のデフォルト値の改訂は、執筆者として Stephen John Wakelin (New Zealand)、佐藤 (日)、Contributing Author として Simone Rossi (Italy) の 3 名で実施した。Wakelin 氏が中心となりデータを集め、佐藤と方法論の検討を行い、Rossi 氏が主に欧州のデータ収集・提供を実施した。

4.3.2 改訂の検討

2006 年 IPCC ガイドラインの方法論の考察

2006 年 IPCC ガイドラインに掲載された温帯の最大炭素蓄積量としてのデフォルト値である 63 t-C/ha は、Schroeder (1994) [33]による知見を根拠としているが、同文献を再確認したところ、そもそも亜熱帯のアグロフォレストを対象とした計測結果であり、温帯のデフォルト値として用いるには気候帯が一致していない状況であった。更に、成長・伐採期間 30 年における成長量は 3.9 t-C/yr とされており、63 t-C/ha は中央値として言及されていた。そのため、気候帯の不一致、及び平均値的な性格をもった値を最大値として言及しているという二重の意味で、2006 年 IPCC ガイドラインのデフォルト値は、元文献を誤用して引用している状況であった。

2006 年 IPCC ガイドラインでは「木本生作物は、通常伐採のサイクルがあり、伐採されるか、定常状態に達してそれ以上炭素が増加しない状況、となるまでは炭素吸収が起きる」と説明されている。これには、Figure 17 で示すように、成長を行って定常状態に達して暫く維持される状況 (A)、と成長を行い最大値となった時点で伐採される (B) という 2 つの概念が含まれていると考えられる。ただし、2006 年 IPCC ガイドラインで適用されているのは B の概念であり、定常状態に達した場合、という考えを上手く反映したデフォルト値・算定方法が提示しきれていないことを問題点として特定した。したがって、通常ローテーションとして伐採する際の炭素蓄積量 (最大値) と、土地利用変化などの様に伐採する炭素量が必ずしも最大値となっているとは限らない場合の値を別に与えることとし、後者は平均値を提示することとした。

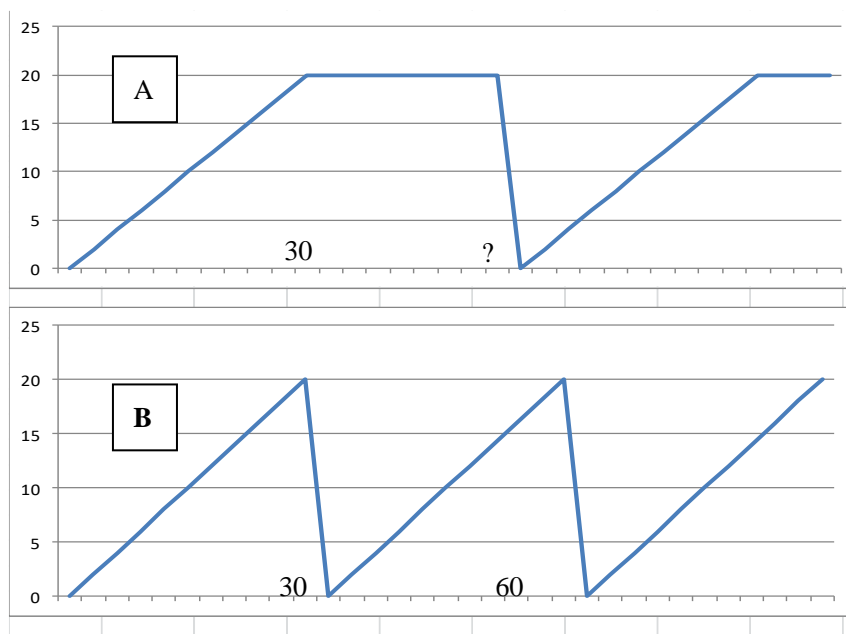


Figure 17 A = “accumulate until reach a steady state (with removal at harvest at a later date)”; B = “accumulate until removed through harvest”

木本生作物については、果樹園の様に剪定等が行われ樹体管理が実施されるもの、ブドウの様にツル植物でそれほど大きくならないもの、ゴムや油やし、コーヒーの様にほぼ森林に近いが定義的に農地に入っているもの等がある。2006年 IPCC ガイドラインでは、これらの栽培体系別のパラメータが分けられていなかったことから、新たなデフォルト値ではデータを分離して示すこととした。

Table 42 Classification of Perennial Crop systems

	Crop system	Description
Monoculture	Plantations	Monoculture plantation crops such as tea, coffee and cacao grown without shade trees, as well as oil palms, rubber and coconuts.
	Vine systems	A plantation of vines, typically producing grapes used for winemaking, but also kiwifruit or passion fruit.
	Orchards systems	Land planted with woody vegetation, often fruit trees (e.g. apple, pear, plum, nut trees). Understory vegetation is usually mowed or grazed.

各国の報告状況

2017年のGHGインベントリ提出[34]における附属書I国の木本生作物の算定においては、24カ国がデフォルト値とは異なる独自のパラメータを用いて算定していた。ただし、そのうち欧州の5カ国は類似環境の他国の値を代用しており、参照可能な公開情報（報告書）

の値を用いていたのは8カ国であった。

Table 43 Perennial cropland biomass assumptions in National Inventory Reports (2017 submissions)

Category	Number	Countries
Not country-specific		
Not assessed (not in English)	3	Belarus, Kazakhstan, Russia
Not occurring or not estimated	4	Cyprus, Iceland, Netherlands, USA.
Only IPCC defaults used	8	Czech Republic, Croatia, Ireland, Lithuania, Norway, Poland, Slovakia, Ukraine
Country-specific biomass parameters but no references		
- unreferenced parameters	5	France, Japan, Estonia, Slovenia, Turkey
- based on other country's NIR	5	Italy (Spain), Liechtenstein (Switzerland), Malta (Greece), Portugal (Spain), Romania (Hungary)
- expert opinion only	2	Finland, Greece
Country-specific biomass parameters with references		
- unpublished reports	4	Belgium, Spain, New Zealand, Latvia
- published reports	8	Australia, Austria, Canada, Switzerland, Germany, Denmark, Great Britain, Hungary.
Total	39	

4.3.3 改訂の結果

前節の考察の結果を踏まえて、デフォルト値の更新を実施した。データはレビュー論文 [35-41]が入手できたことから、そちらの値を用いた。

Table 44 Default coefficients for above-ground biomass and Harvest/Maturity cycle in agroforestry systems containing perennial species

Climate Region	Agroforestry system	N	Tree density	Maximum above-ground biomass carbon stock at harvest ***Lmax	Harvest /Maturity cycle**	Biomass accumulation rate (G)*	Mean biomass carbon loss *** (Lmean)
			(Stems ha ⁻¹)	(t C ha ⁻¹)	(yr)	(t C ha ⁻¹ yr ⁻¹)	(t C ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Tropical	Fallow	69	6074	22.1 ± 52%	5 ± 50%	4.42 ± 15%	11.1 ± 26%
	Hedgerow	3	1481	9.4 ± 59%	20 ± 50%	0.47 ± 31%	4.7 ± 29%
	Alley cropping	90	8568	47.4 ± 52%	20 ± 50%	2.37 ± 13%	23.7 ± 26%
	Multistrata	51	929	65.0 ± 54%	20 ± 50%	3.25 ± 21%	32.5 ± 27%
	Parkland	7	152	11.8 ± 76%	20 ± 50%	0.59 ± 58%	5.9 ± 38%

	Shaded Perennial	28	4236	48.0 ± 55%	20 ± 50%	2.4 ± 24%	24.0 ± 28%
	Silvoarable	22	880	72.2 ± 60%	20 ± 50%	1.61 ± 33%	36.1 ± 30%
	Silvopasture	18	1609	58.2 ± 80%	20 ± 50%	2.91 ± 63%	29.1 ± 40%
Temperate	Hedgerow	12	816	26.1 ± 59%	30 ± 33%	0.87 ± 49%	13.1 ± 29%
	Silvoarable	14	202	27.3 ± 62%	30 ± 33%	0.91 ± 52%	13.7 ± 31%
	Silvopasture	10	854	69.9 ± 61%	30 ± 33%	2.33 ± 52%	35.0 ± 31%
*Source: biomass carbon accumulation rate, G, from Cardinael et al. (2018) [35]. Uncertainty = 95% CI.							
** Harvest/Maturity cycle and uncertainty are nominal estimates.							
*** calculated							

(Source: Updated Table 5.1, Chapter 5, Volume 4, IPCC 2019 Refinement)

Table 45 Default Maximum and time-averaged mean above-ground biomass and above ground biomass accumulation rate for Perennial cropland monocultures

Domain	Cropping system	Maximum above-ground biomass carbon stock at harvest (Lmax) (t C ha ⁻¹)	Harvest /Maturity cycle (yr)	Above-ground biomass accumulation rate (G) (t C ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Mean biomass carbon stock (Lmean) (t C ha ⁻¹)	References
Temperate	Olive	9.1 ± 15%	20 ± 23%	0.46 ± 27%	6.9 ± 25%	[36]
	Orchard e.g. apple	8.5 ± 19%	20 ± 42%	0.43 ± 46%	6.4 ± 25%	[36]
	Vine e.g. grape	5.5 ± 18%	20 ± 18%	0.28 ± 26%	2.8 ± 25%	[37]
	Short Rotation Coppice	12.69 ± 40%	4	3.2 ± 40%	6.35 ± 40%	[37] + adjustment from [38]
Tropical	Oil palm <i>Elaeis guineensis</i>	60.0 ± 41%	25	2.4 ± 41%	30.0 ± 41%	[39]
	Rubber <i>Hevea brasiliensis</i>	80.2 ± 15%	27	3.0 ± 13%	40.1 ± 15%	[40]
All	Tea <i>Camelia sinensis</i>	20.7 ± 50%	30	0.7 ± 25%	18.3 ± 25%	[41]
[36] Canaveira, P. et al. 2018., [37] Hauk S, Knoke T, Wittkopf S 2013, [38] Krasuska E, Rosenqvist H. 2012						
[39] Chave, J. 2015, [40] Blagodatsky, S., Xu, J., Cadisch, G. 2016, [41] Zhang M, et al. 2017						

(Source: Updated Table 5.3, Chapter 5, Volume 4, IPCC 2019 Refinement)

4.4 まとめ

果樹バイオマスの算定方法の精緻化については、日本の主要な果樹における本数当たり蓄積量の情報と栽培密度の情報を用いて果樹別の面積当たり生体バイオマス量を設定し、耕地及び作付面積統計による栽培面積を活動量として用いて、蓄積変化法による算定方法を開発して、日本の GHG インベントリに反映した。日本では、果樹園（樹園地）は経年的に面積減少傾向が続いていることから、近年は毎年 10 万 t-CO₂ を超える排出が計算される結果となった。

果樹のバイオマス量はほぼ 10t-C/ha の範疇に収まる。これは森林の約 1/10 程度の値となる。青森県を例にとれば、過去 30 年で約 5 万 ha ほどの果樹栽培面積が減少しているため、約 50 万 t-C/ha 程度の炭素固定が失われたことにもなる。また、病虫害対策の関係で、剪定枝の焼却割合が高く、野焼き由来の GHG 排出が大きくなりがちという特徴がある。

なお、この 10t-C/ha という数値は海外とはそれほど変わらない。品種や樹種に関わらず、営農がしやすい形に管理されることが原因と考えられる。

2019 年改良 IPCC ガイドラインの策定においては、2006 年 IPCC ガイドラインの木本生作物バイオマスの温帯向けのデフォルト係数の値が適切ではなかったことから、既存の知見をレビューし、新たなデフォルト値を提供した。その際には、木本生作物の栽培形態に応じて複数の下位区分を設定した。また、果樹は樹体管理が実施されるほか、生産量が落ちると植替えが行われることから、ローテーションとしての伐採（＝バイオマスが最大時点の状態）と、土地利用変化としての伐採（＝伐採は樹齢に寄らないため、平均的な値が代用される）では、別の炭素蓄積量を設定した。

果樹のバイオマスの算定においては、先進国でもデフォルト値ではない国独自の値を用いている国が全体の 6 割を占めたが、論文や報告書として公開されている情報ではなく、専門家判断やインベントリ作成者側での取りまとめの結果を利用していることが多いという特徴があった。これは、専門家の知見はあるものの、学術的には栽培方法や土壌からの GHG 排出への関心が高く、特に樹帯管理を実施することからバイオマスについては炭素貯留源という認識が薄く、炭素蓄積量の情報を論文化する試みがあまり行われてこなかったことに起因すると想定される。

実態としては、熱帯から温帯に位置する国ではほとんどの木本生作物を栽培する農地が存在していることから、今回の 2019 年 IPCC ガイドラインの改訂により、世界各国における当該カテゴリーの算定精度が向上することが期待される。

参考文献

1. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2006年8月版. 国立環境研究所地球環境センター 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編 環境省地球環境局地球温暖化対策課 監修. available from <https://www.nies.go.jp/gio/archive/nir/jqjm1000000j8axd-att/I068.pdf>
2. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Volume 4, Chapter 5 Cropland.
3. 環境省算定方法検討会 2013年森林等の吸収源分科会. available from <https://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg-mrv/committee/>
4. IPCC (2019), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, and S. Federici (eds.), published by IPCC, Switzerland.
5. 農林水産省, 耕地及び作付面積統計.
<https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/menseki/index.html>
6. 農林水産省, 都道府県施肥基準等.
https://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/h_sehi_kizyun/index.html
7. 岩切ほか (1985), 解体法によるウンシュウミカンの養分吸収量の査定 第1報, 九州農業研究, 47, 250-251.
8. 原田ほか (1985), ハウスミカン樹の堀上げ解体調査, 香川農試研報, 37, 66-72.
9. 木村 (1941), 傾斜地に於ける柑橘「温州」の根群に就て, 園学雑., 12, 179-192.
10. 小野 (1983), 温州ミカンの光合成作用および生産構造に関する研究 (6), 四國農業試験場報告, 41, 84-100.
11. 文室 (2011), ウンシュウミカン成木における乾物生産と分配の特性およびそれらに及ぼすマルチ敷設と環状はく皮の影響, 園学研., 10, 359-366.
12. 農林水産省, 「品目別生産コスト縮減戦略」—りんご.
13. 果樹園芸大百科 2 りんご (2000), 農山漁村文化協会編.
14. 福田ほか (1991), M.9 わい性台木利用リンゴ樹における乾物生産とその樹体内分配に対する着果程度の影響, 園学雑., 60, 495-503.
15. 倉橋 (1997), りんごのY字型棚整枝における物質生産と栽培法に関する研究, 島根農試研報, 31, 1-59.
16. 小池ほか (1990), リンゴわい性台樹の適正着果量と乾物生産の分配, 園学雑., 58, 827-834.
17. 斎藤 (1984), リンゴ樹の地上部における乾物生産量とその各部位への配分に及ぼす窒素施肥の影響, 弘前大學農學部學術報告, 42, 24-33.
18. 文室 (1999), 樹齢の異なるカキ'富有'樹における器官別乾物重およびそれらと樹冠構成形質との関係, 園学雑., 68, 355-363.
19. 佐藤, 石原 (1953), 柿樹の養分吸収量について (第1報), 園学雑., 22, 1-5.
20. 青木ほか (1968), 火山灰土壌におけるクリの養分吸収量について, 栃木県農業試験場研究報告, 12, 111-116.

21. 高馬 (1961), 栗樹の根群分布と養分吸収量について, 島根農科大学研究報告, 9, 27-31.
22. 高橋 (1986), ブドウの適正収量に関する研究, 島根農試研報, 21, 1-104.
23. 渡辺 (1987), ウメ樹の解体調査による年間養分吸収量の推定, 福井県園芸試験場報告, 6, 1-13.
24. 鈴木 (1965), ウメの木 of 三要素吸収量と根群の分布, 農及園., 40, 97-98.
25. 佐原ほか (2001), ウメ ‘南高’ の樹体養分に関する研究(1), 和歌山県農林水産総合技術センター研究報告, 2, 49-56.
26. 岡室ほか (2013), ウメ ‘南高’ 樹の土壌タイプ別年間養分吸収量の推定, 和歌山農林水研報, 1, 85-101.
27. 小豆沢 (1983), 二十世紀ナシの乾物生産と養分吸収, 島根農試研報, 18, 31-47.
28. 東備農業普及指導センター編 (2007), あかいわ地域もも栽培の極意本.
29. 寿松木他 (1986), モモ樹の乾物重と養分吸収量の 10 年間の増加過程, 園学雑., 54, 431-437.
30. 坂本他 (1961), 火山灰土壌におけるモモの養分吸収量について, 栃木農試報, 5, 27-40.
31. 農林水産省, 特産果樹生産実態調査.
32. IPCC, Co-Chairs Summary of IPCC Expert Meeting for Technical Assessment of IPCC Inventory Guidelines (AFOLU Sector), São Paulo, Brazil, 13-16, July, 2015.
33. Schroeder, P. (1994), Carbon storage benefits of agroforestry systems, *Agroforestry Syst.*, 27, 89-97.
34. UNFCCC, National Inventory Submissions 2017. available from <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2017>
35. Cardinael, R., V. Umulisa, A. Toudert, and et al. (2018), Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems, *Environ. Res. Lett.*, 13, 1-20.
36. Canaveira, P., S. Manso, G. Pellis, L. Perugini, P. De Angelis, R. Neves, D. Papale, J. Paulino, T. Pereira, A. Pina, G. Pita, E. Santos, G. Scarascia-Mugnozza, T. Domingos, and T. Chiti (2018), Biomass Data on Cropland and Grassland in the Mediterranean Region, Final Report for Action A4 of Project MediNet. <http://www.lifemedinet.com/>
37. Hauk, S., T. Knoke, and S. Wittkopf (2013), Economic evaluation of short rotation coppice systems for energy from biomass - A review, *Renewable Sustainable Energy Rev.*, 29, 435-448.
38. Krasuska, E., and H. Rosenqvist (2012), Economics of energy crops in Poland today and in the future, *Biomass Bioenergy*, 38, 23-33.
39. Chave, J., and et al. (2015), Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees, *Global Change Biol.*, 20, 3177-3190.
40. Blagodatsky, S., J. Xu, G. Cadisch (2016), Carbon balance of rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations: A review of uncertainties at plot, landscape and production level, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 221, 8-19.
41. Zhang, M., Y. Chen, D. Fan, Q. Zhu, Z. Pan, K. Fan, and X. Wang (2017), Temporal Evolution of Carbon Storage in Chinese Tea Plantations from 1950 to 2010, *Pedosphere*, 27, 121-128.

第5章 開発地のバイオマス

5.1 課題認識及び目的

IPCC ガイドラインに基づく6つの土地利用区分の一つが **Settlements** である。日本語で直訳すると「居住地」という意味となるが、必ずしも居住を目的としない工場・施設なども含めた概念を明確にするために、GHG インベントリでの用語としては「開発地」という言葉を用いている。開発地は多くの土地が舗装などで人工的に被覆されているが、公園や庭園といった緑地帯も含まれることから、吸収源としても機能する。

IPCC ガイドラインにおいて、開発地特有の吸収量の算定方法が初めて提示されたのは、2003年に作成された **GPG-LULUCF[1]** であり、開発地の高木を対象とした緑地バイオマスに関し、緑地被覆面積当たり、もしくは単木辺りの吸収係数がデフォルト値として提示された。その3年後に作成された2006年 IPCC ガイドライン[2]は、**GPG-LULUCF** 策定時点から間がなかったことから、基本的に **GPG-LULUCF** の内容が踏襲されている。

ただし、開発地の吸収係数はグローバルデフォルト値が米国による調査結果[3]のみで設定されていること、2006年ガイドラインで追加された豪州事例もキャンベラのみの調査結果[4]であること、単木当たりの吸収係数は **personal communication** が出典となっていることから、その値の妥当性については再検証を行う必要性が指摘されていた。

また、算定も、森林、農地ほどは重要視されておらず、あまり進んでこなかった。本研究では、開発地の吸収量算定の実態をレビューするとともに、2019年改良版の IPCC ガイドライン[5]策定のために検討した都市の吸収係数の状況について説明する。

5.2 開発地における温室効果ガスの算定状況

5.2.1 IPCC ガイドラインにおける開発地の炭素蓄積変化算定方法

都市緑化における顕著な炭素プールであるバイオマスプールについては、高木 (**tree**)、低木 (**shrub**)、草本 (**Herbs**) の各要素の炭素ストック変化を合計することになっており、特に高木の算定については、標準的な方法論として、都市の緑被面積に緑被面積当たり (**ha crown cover: ha CRW**) の吸収係数を乗ずる「樹冠被覆面積法 (**Tier.2a**)」と、樹木本数に本数あたりの吸収係数を乗ずる「樹木成長法 (**Tier.2b**)」の2種類があり、デフォルトの吸収係数と、植栽タイプ別の緑被率のみが提示されている状況である。なお、各国の知見やデータの状況によっては、独自の算定方法を適用することも可能となっている。

都市の樹木においては、例えば街路樹の様に剪定が行われて、ある程度の大きさになると成長と損失がほぼバランスする様な管理を行う様な場合もあることから、実際に成長が起こっている実成長期間 (**AGP: The Active Growing Period**) が設定されており、植栽からの期間が **AGP** 以内である樹木のみで吸収を計算することとなっている。例えば、デフォルトでは植栽後20年たった高木は、成長と枯死がバランスし、それ以降の純吸収は生じないとする仮定となっている (**Figure 18**)。

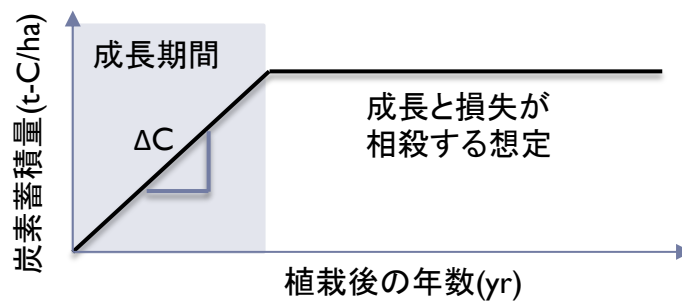


Figure 18 Illustration of the default biomass accumulation assumption of the IPCC guidelines in settlement trees

バイオマス以外の炭素プールである枯死有機物と土壌については、都市緑地に特化した方法論は特に与えられておらず、各国がデータや知見に応じて、土地管理変化や土地利用変化が生じた場合の炭素ストック量の変化を都市緑地とそれ以外の土地利用におけるストック量の状態を踏まえて、必要に応じて IPCC ガイドライン中で設定された他土地利用に関するパラメータも加味しつつ算定することとなっている。

5.2.2 各国の算定報告状況

温室効果ガスインベントリにおける都市緑地の排出・吸収量（開発地における炭素ストック変化で緑地を考慮している場合）の算定は、土地転用には関係なく、都市の緑地で生ずる純吸収量を計算している場合と、土地転用が生じた場合に生ずる緑地の造成や損失などの変化を算定している場合に大別される。2016年提出インベントリ [6] で適用されている都市緑化の各国の算定方法は以下の通り [7]。

Table 46 Overview of the methods for settlements biomass carbon stock change estimates

Methods		Countries
Tree number based		Japan (for revegetation)
Crown cover area based	Tier.2a	Kazakhstan, Monaco, Poland, Japan (for non-revegetation area)
	Tier3	USA, Canada
Calculating removals for new green area established through land conversion to settlements. Using biomass growth ratio on green area. (* uses tree number-based data as well)		Austria, Bulgaria, Croatia*, Luxemburg*
Calculating emissions and removals for new creation or loss of green area associated with land conversions to or from settlements. Using average carbon stock of biomass for urban green area		Denmark, Germany, Swiss, Liechtenstein, Turkey, UK, Norway, Russia (for land conversion)
Using forest inventory data which covering urban forest		Latvia, Sweden, Russia

○樹木本数をベースの計算

個別の本数ベースで吸収量を推計しているのは、現在日本の施設緑地のみである。ただし、クロアチアとルクセンブルクの2カ国が、緑地のバイオマス成長量を設定する上で、それぞれの首都であるザグレブ市、ルクセンブルク市内に存在している樹木本数を考慮している。

モナコについては、全国土を開発地として定義しており、国内の全樹木数がデータとして把握されているが、過去の UNFCCC 審査の議論の結果、樹冠被覆面積ベースの計算を実施している。

○樹冠被覆面積ベースの計算（デフォルト係数利用）

カザフスタン、モナコ、ポーランド、日本（特別緑地保全地区）がデフォルト係数（2.9 t-C/CRW）を用いた、樹冠被覆面積法を適用して都市緑化の吸収量を計算している。算定対象となる樹冠被覆面積は、それぞれが国独自の情報を用いて、下記の通り把握している。

カザフスタン：1974年以降に新規に増加した開発地面積に国独自の樹冠率（18.9%）を乗じて算定。

モナコ：国内の緑地のうち、国内の知見より把握した20年生以下の樹木の割合（約15%）を乗じて算定。

ポーランド：自国のセンサス情報より直接都市緑地面積を把握（緑被率は1.0）。

日本：自国の統計情報より、直接特別緑地保全地区面積を把握（緑被率は1.0）。

○樹冠被覆面積ベースの計算（国独自の係数利用）

米国はセンサスデータより把握した都市域は全国土面積の3%程で、その5%に樹木が屹立していると国内調査結果を基に推計している。都市樹木の排出・吸収量は、自国で収集された調査結果を踏まえて、州別に成長と枯死の双方を加味した樹冠被覆面積当たりの純吸収係数を設定し、下記の算定式に従って推計を行っている。

$$\begin{aligned} (\text{バイオマス吸収量}) = & (\text{グロス吸収係数}) \times (\text{グロス吸収：ネット吸収比}) \times (\text{都市面積}) \\ & \times (\text{樹木被覆率}) \end{aligned} \quad \text{Equation 4}$$

具体的には、地上バイオマスのアロメトリー式より地上バイオマス吸収を推計し、地上部：地下部比率を乗じて生体バイオマス全体の成長量に拡大し、含水率、炭素含有率を乗じて炭素吸収量に変換した上で、森林よりも開発地の樹木の直径が小さいことから、調整係数0.8を乗じて開発地における炭素吸収係数としている。その上で、樹種、直径区分、土地利用状況（公園、交通機関、空き地、ゴルフコース等）に応じて設定された炭素吸収率を樹木本数に乗じてグロス吸収量の推計している。また、成長期間は無霜（frost free）期間より157日と設定している。

損失分を踏まえたネット吸収量への変換は、枯死・分解の状況は街路樹の学術調査結果や枯死木の持ち出し状況等を踏まえて推計している。グロス吸収量とネット吸収量の比率は州によっても異なるが、0.74がほとんどで、その他0.79～0.92あたりが適用されている。

米国が開発した吸収係数は、カナダも成長期間（無霜期間）を自国の条件に調整して2.12 t-C/CRW というグロス係数を導いており、同じく米国データを援用した枯死・分解等による控除分を考慮した0.74を乗じて算定に用いている。カナダについては、都市緑地把握は、国内調査結果を基に顕著な集落を抽出することで実施しているが網羅性には課題があると説明している。

○土地転用が生じた際に、緑地で発生する吸収を計算

欧州諸国では、転用の無い開発地の吸収量は計算していないものの、開発地への土地転用が生じた際に、一部で緑地が造成されるとして、その吸収量を計算している国々がある。

基本的な考え方としては、都市内の緑地 (unsealed area) と非緑地 (sealed area) の面積割合を、不動産登記データ、センサス、学術調査などから把握し、新たに開発地への転用が生じた際には、既存の緑地割合と同じ割合で緑地が造成されると想定し、非緑地については成長をゼロ、緑地については 2006GL の要素に従った、高木、低木、草本別に、学術論文等から成長量を設定し、吸収量を計算する方法である。

当該手法を最初に適用したのはオーストリアであるが、オーストリアは中東欧諸国において、いち早く完成度の高い LULUCF 分野のインベントリを作成したことや、欧州諸国における都市の類似性もあり、多くの中東欧諸国がその算定方法を参考としており、2006GL の標準手法を若干発展させた独自要素が含まれているにも関わらず、第 2 の標準手法の様に活用されている。

オーストリアの算定方法では、まず、開発地内における高木、低木、草生のそれぞれの吸収量と成長期間を設定する。オーストリアの場合、ウィーン市を対象とした学術論文を活用しており、高木は最終的な炭素ストック量が 31.4 t-C/ha で成長期間 60 年と設定していることから単年成長量は 0.52 t-C/ha/年、低木は炭素ストック量が 1.2 t-C/ha で成長期間 20 年と設定していることから単年成長量は 0.06 t-C/ha/年、草生は炭素ストック量が 1.5 t-C/ha で成長期間 1 年と設定していることから単年成長量は 1.5 t-C/ha/年となる。これらは、いずれも緑地面積を対象とした係数ではなく、緑地・非緑地を含んだ開発地全体に適用される係数として設定されており、別途把握した開発地に転用された面積全体に対して、高木・低木は変化後 20 年間、草生は転用年のみ吸収係数を乗じて、バイオマス吸収量を把握している。

ブルガリアは、オーストリアのデータを代用しつつ、ソフィア市内の緑地割合より、木本、草本別の吸収係数を設定している。

クロアチアも、開発地内の緑地面積割合 (4.5%) と、緑地における草本及び木本植栽による成長量を踏まえ、開発全体の平均吸収係数を設定している。草本造成の吸収量は専門家判断、木本については、ザグレブの資産目録より、開発地内に植栽されている針葉樹と広葉樹の本数を把握し、2006GL の単木当たり成長量 (針葉樹は pine and spruce、広葉樹は mixed hardwood species で代表) を用いて、ザグレブ市の開発地内の総吸収量を推計した後、ザグレブ市の緑地総面積で除して単位面積当たり吸収量を求めている。

ルクセンブルクは、高木は、国内文献よりルクセンブルク市にある樹木数を把握し、その半分が広葉樹、残り半分の針葉樹は Pine と Spruce が半々で構成されるとして、GPG-LULUCF に掲載されている単木あたり成長量のデフォルト値から、平均的な高木の単位面積当たり吸収係数を導いている。低木は、国内文献より毎年の植栽実施量を想定し、オーストリアが適用している吸収係数を代用、草本も同じくオーストリアが適用している値を代用し、開発地の緑地割合を踏まえ、非緑地分も含めた開発全体の面積当たり吸収量を設定している。

○土地転用が生じた際に、緑地のバイオマスストック量を計算

同様に開発地への転用時の吸収量を推計しているいくつかの国では、成長量ではなく、都市緑地を含む平均バイオマスストック量を設定することで、土地転用が生じた場合に、そのバイオマスストック量に到達するまでの吸収が生ずる計算方法を適用している (逆に都市緑地が失われた

場合は、そのバイオマスストック量が損失として計算される場合もある)。各国の具体的な設定値は以下の通り。

デンマーク：戸建て住宅における国内調査から設定した生体バイオマス量 (2.2 t-C/ha) を、開発地への転用後に到達する平均バイオマス量として設定。

ドイツ：開発地の 50% を緑地、緑地の半分が草本、残り半分が木本と想定し、それぞれ草本生草地、木本生草地のバイオマスストック量を設定。

スイス：国内の土地被覆データ分類における開発地区分に応じて、建物用地 (0)、草本 (9.54 t-C/ha)、低木 (15.43 t-C/ha)、高木 (20.72 t-C/ha) と設定。リヒテンシュタインもスイスにおける調査結果を援用し、草本は 5.8 t-C/ha、木本は 4.8 t-C/ha と炭素量を設定。

ノルウェー：森林からの転用は、近年の調査では残存森林が多く、ほとんど変化が生じていないとする Tier.3 に該当する方法論を適用。ただし 2005 年以前は全量排出扱いである。

トルコ：サンプル調査及びモデルにより、開発地内の平均バイオマスストック量を 5.03 t-C/ha と推計。

ロシア：地上バイオマスが 0.24t-C/ha、地下バイオマスが 0.61t-C/ha という数値を利用。舗装等が行われている土地をゼロ、植栽が存在している土地は永年性草本のバイオマス量を用いて、面積データから得られる両者の比率で平均値を設定。

イギリス：平衡状態に達した場合のストック量を耕地 (0.15 kg-C/m²)、庭園 (0.35 kg-C/m²)、自然状態 (0.20 kg-C/m²)、牧草地 (0.10 kg-C/m²)、都市 (0 kg-C/m²) と設定し、4 地域 (イングランド、スコットランド、ウェールズ、北アイルランド) で、開発地内の土地タイプ割合を勘案して加重平均した平衡炭素ストック量を利用。

○森林簿を利用した計算

ラトビアとスウェーデンは、開発地の樹木植生の状況を森林簿の情報を元に把握していると説明している。

スウェーデンは、道路・鉄道、森林内の送電線区域、軍用地、都市域、その他の土地を開発地として区分しており、生体バイオマスのストック変化は、開発地を含む全ての土地利用に対して、国内研究結果によるバイオマス係数を用いて計算している。

ラトビアは道路脇、送電線脇、その他の開発地において成長した樹木によるバイオマス及び枯死有機物吸収量を転用の無い開発地の下で計算しており、算定方法は森林に適用したものと同様であるが、20 年生以降の増加量はゼロとしている。

ロシアは、転用の無い開発地における高木について、森林区域外に存在する都市樹木データを用い、森林と同じ方法論を適用した吸収量の推計結果を報告している。

○枯死有機物 (枯死木、リター)、土壌に関する計算

現在、開発地への土地転用に伴う森林の枯死有機物の損失以外に、都市緑地における枯死有機物変化を計算している国は、日本とラトビアのみで、それ以外の国は、都市緑地における枯死有機物は、存在しない、変化は生じない、規模が小さく無視できる、といった形の想定を適用している。

土壌に関する計算方法は第 3 章に記載の通り。

5.3 開発地のバイオマス吸収量の研究状況及び吸収係数の設定について

5.3.1 方法

2006年 IPCC ガイドラインでは前述の通り、本数ベースの吸収係数と、樹冠被覆面積当たりの吸収係数が設定されている。これらの係数の改定を目的として、都市のバイオマス吸収量の推計のレビューを実施した。

研究においては、面積当たりの係数などで示されている場合もあることから、植栽密度や緑被率のデータが入手できる場合は、樹冠被覆率ベースの値に換算したが、それが不可能な場合には、面積当たりの数値のみを示した。

5.3.2 結果

世界 120 程度の都市における樹冠被覆面積当たりの炭素吸収量、単木当たり炭素吸収量について既往文献[8-23]レビューを実施したところ、樹冠被覆面積当たり炭素吸収量は凡そ 1~6 t-C/ha CRW/yr となった (Figure 19, Table 47)。また、単木当たりの吸収量は、灌木は明らかに小さな数値を示したが、IPCC ガイドラインのデフォルト値に該当する高木については 0.005~0.01 t-C/tree/yr の範囲に収まるものが多かった (Table 48)。ただし、都市レベルのデータは得られたものの、国としての代表値に拡張できる様な調査は 2 例[13, 17]のみで、それ以上の情報は得られなかった。都市レベルの調査では、気候依存性はあまりなかったが、唯一、カナダが無霜期間に応じた調整を米国の事例に対して実施していた事例[17]があった。

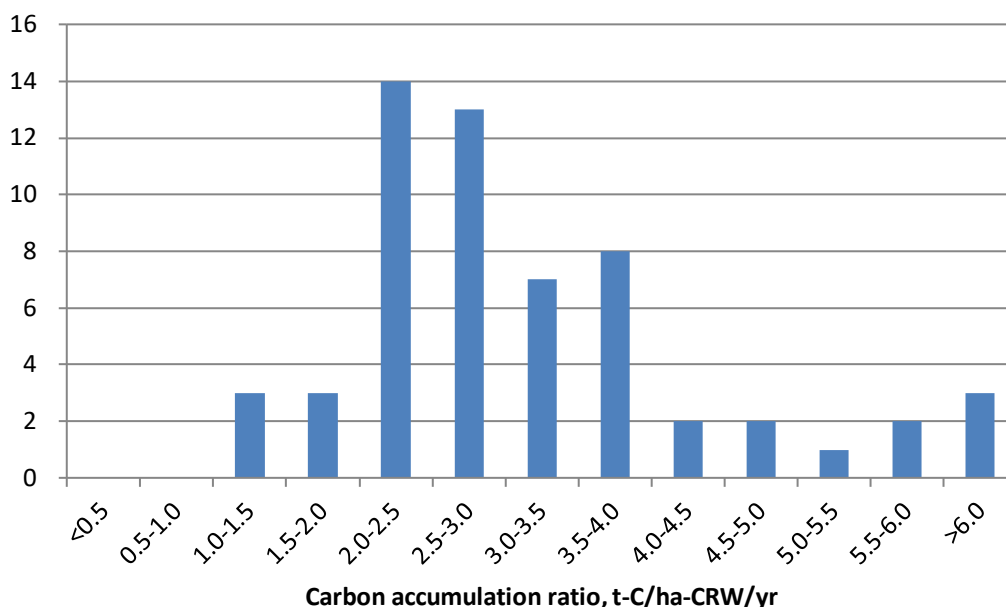


Figure 19 Distribution of carbon accumulation ratio for urban green area from city level estimate (n=58)

Table 47 Source data for carbon accumulation ratio in urban green area

City, Area	Country	Eco Region	Köppen CC	Climate regions	Annal average temprature [°C]	Main tree type, management type	Gross C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Net C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Gross annual C accumulation per ha	Net annual C accumulation per ha	Source
Average of 28 US cities and 6 US state	US					Urban Forest	2.77	2.05			Nowak et al. (2013)
Average of 10 US cities.	US					Urban Forest	2.9				Nowak and Crane 2002
Miami-Dade, FL	US	TA	Am		25	Urban Forest	6.23		0.87		Escobedo et al. (2010)
Gainesville, FL	US	SCf			20	Urban Forest	2.20	1.60	1.11	0.81	Nowak et al. (2013)
Arlington, TX	US	SCf	Cfa		19	Urban Forest	2.88	2.62	0.65	0.59	Nowak et al. (2013)
Los Angeles, CA	US	SCs	Csa		18	Urban Forest	1.76	1.07	0.36	0.22	Nowak et al. (2013)
Los Angeles, CA	US	SCs	Csa		17.5	Urban Forest	3.25		0.45		E.G. McPherson et al. 2013
Atlanta, GA	US	SCf	Cfa		17	Urban Forest	2.29	1.75	1.23	0.94	Nowak et al. (2013)
Tennessee	US	SCs	Cfa		17	Urban Forest	3.40	3.04	1.28	1.15	Nowak et al. (2013)
Sacramento, CA	US	SCs	Csa		16	Urban Forest	3.77	3.27	0.50	0.43	Nowak et al. (2013)
Sacramento, CA	US	SCs	Csa		16	Urban Forest	4.96		0.90		E.G. McPherson et al. 2013
Baltimore, MD	US	SCf	Cfa		15	Urban Forest	2.82	1.68	0.80	0.48	Nowak et al. (2013)
Roanoke, VA	US	TeDc	Cfa		14	Urban Forest	3.99	2.68	1.26	0.85	Nowak et al. (2013)
San Francisco, CA	US	SCs	Csb		14	Urban Forest	2.41	2.21	0.39	0.35	Nowak et al. (2013)
New York, NY	US	TeDc	Cfa		13	Urban Forest	2.30	1.24	0.48	0.26	Nowak et al. (2013)
Philadelphia, PA	US	TeDc	Cfa		13	Urban Forest	2.06	1.51	0.43	0.31	Nowak et al. (2013)
Washington, DC	US	TeDc	Cfa		13	Urban Forest	2.63	2.09	0.92	0.73	Nowak et al. (2013)
Kansas	US	TeDc	Cfa		13	Urban Forest	2.84	2.21	0.40	0.31	Nowak et al. (2013)
Moorestown, NJ	US	TeDc			12.5	Urban Forest	3.20	2.41	0.90	0.67	Nowak et al. (2013)
Freehold, NJ	US	TeDc			12	Urban Forest	3.14	2.01	0.98	0.63	Nowak et al. (2013)
Jersey City, NJ	US	TeDc			11.5	Urban Forest	1.83	1.32	0.21	0.15	Nowak et al. (2013)
Morgantown, WV	US	TeDc	Cfa/Dfa		11.5	Urban Forest	2.97	2.31	1.18	0.91	Nowak et al. (2013)
Indiana	US	TeDc			11.5	Urban Forest	2.92	2.70	0.59	0.54	Nowak et al. (2013)
Woodbridge, NJ	US	TeDc			11.5	Urban Forest	2.85	2.08	0.84	0.61	Nowak et al. (2013)
Boston, MA	US	TeDc	Dfa		11	Urban Forest	2.31	1.68	0.67	0.49	Nowak et al. (2013)
Chicago, IL	US	TeDc/BSk	Dfa		11	Urban Forest	2.12	1.49	0.38	0.27	Nowak et al. (2013)
Lincoln, NE	US	TeDc	Dfa		11	Urban Forest	4.09	3.51	0.59	0.51	Nowak et al. (2013)
Nebraska	US	TeBSk	Dfa/BSk		11	Urban Forest	2.69	2.27	0.40	0.34	Nowak et al. (2013)
Omaha, NE	US	TeDc	Dfa		10.5	Urban Forest	5.13	4.01	0.76	0.59	Nowak et al. (2013)
Golden, CO	US	TeBSk	BS		10	Urban Forest	2.28	1.81	0.26	0.21	Nowak et al. (2013)
Hartford, CT	US	TeDc			10	Urban Forest	3.29	1.86	0.86	0.49	Nowak et al. (2013)
Scranton, PA	US	TeDc	Dfa		10	Urban Forest	3.99	2.96	0.88	0.65	Nowak et al. (2013)
Syracuse, NY	US	TeDc		Cool t.	9.5	Urban Forest	2.85	2.02	0.77	0.54	Nowak et al. (2013)
Milwaukee, WI	US	TeDc	Dfa	Cool t.	9	Urban Forest	2.60	1.78	0.56	0.38	Nowak et al. (2013)
Minneapolis, MN	US	TeDc	Dfa	Cool t.	8	Urban Forest	1.57	0.81	0.54	0.28	Nowak et al. (2013)
Casper, WY	US	TeBSk	BSk	Cool t.	7.4	Urban Forest	2.21	1.19	0.20	0.11	Nowak et al. (2013)
North Dakota	US	TeBSk	BS	Cool t.	6	Urban Forest	2.82	1.34	0.08	0.04	Nowak et al. (2013)
South Dakota	US	TeBSk		Cool t.	6	Urban Forest	1.28	1.11	0.21	0.18	Nowak et al. (2013)

City, Area	Country	Eco Region	Köppen CC	Climate regions	Annal average temprature [°C]	Main tree type, management type	Gross C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Net C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Gross annual C accumulation per ha	Net annual C accumulation per ha	Source
Barcelona	Spain	SCf	Csa		15.5	Total urban green area	2.38	2.14	0.60	0.54	Chaparro and Terradas, 2009;
Belfast	UK	TeDo	Cfb	Cool t.	9.7	Total urban green area	4.78		0.41		Mills, G. et. al. (2015)
Cork	Ireland	TeDo	Cfb	Cool t.	9.9	Total urban green area	3.42		1.07		Mills, G. et. al. (2015)
Derry	UK	TeDo	Cfb	Cool t.	8.3	Total urban green area	5.71		2.11		Mills, G. et. al. (2015)
Dublin	Ireland	TeDo	Cfb	Warm t.	11	Total urban green area	5.55		0.53		Mills, G. et. al. (2015)
Galway	Ireland	TeDo	Cfb	Warm t.	10.5	Total urban green area	2.91		0.84		Mills, G. et. al. (2015)
Limerick	Ireland	TeDo	Cfb	Warm t.	10.7	Total urban green area	4.40		1.35		Mills, G. et. al. (2015)
Waterford	Ireland	TeDo	Cfb	Warm t.	10.1	Total urban green area	2.79		0.80		Mills, G. et. al. (2015)
Canberra	Australia	TeDc	Cfb	Warm t.	13.5	Urban Forest	3.6				[3] Brack 2002
Shenyang	China	TeDc	Dwa	Cool t.	8.4	Urban Forest	3.84	2.84		0.63	Liu and Li 2012
Beijing	China	TeBSk	Dwa	Warm t.	12	Urban Forest	2.32		0.38		Yang, McBride, Zhou, and Sun (2005), cited in McPherson et al.2013
Calgary	Canada	TeM	Dfb	Warm t.	10.1	Urban Forest	3.74		0.27		Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Oakville, Ontario	Canada	TeDc		Cool t.	8.1	Urban Forest	1.48		0.43		McNeil and Vava (2006), cited in McPherson et al.2013
Toronto	Canada	TeDc	Dfa	Cool t.	9.4	Urban Forest	3.68		0.73		Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Total, Canada	Canada	Temperate/Bo real				Urban Forest	2.12	1.57			J.Pasher et al. 2014
Hokkaido island	Japan			Cool t.	<10	Urban park	3.23				Tonosaki, 2018
Honshu, kyushu, shikoku islands	Japan			Warm t.	>10	Urban park	2.33				Tonosaki, 2018
Whole Japan	Japan				>10	Homestead garden	2.16				NIR Japan
Hokkaido island	Japan				<10	Reverside green area	14.41				NIR Japan
Honshu, kyushu, shikoku islands	Japan				>10	Reverside green area	3.56				NIR Japan
Whole Japan	Japan				>10	Public buidling	1.14				NIR Japan
Chuncheon, Kangkung, and Seoul	Korea	TeDc				Urban Forest minimum	5.15				Jo (2002)
Chuncheon, Kangleung, and Seoul	Korea	TeDc				more natural land use	1.6				Jo (2002)

City, Area	Country	Eco Region	Köppen CC	Climate regions	Annal average temprature [°C]	Main tree type, management type	Gross C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Net C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Gross annual C accumulation per ha	Net annual C accumulation per ha	Source
Barcelona	Spain	SCf	Csa		15.5	Urban Forest Park, garden, flower beds or other open spaces	5.36		1.35	1.24	Chaparro and Terradas, 2009;
Barcelona	Spain	SCf	Csa		15.5	Natural Forest in SL Woodland, scrub, meadow or riverbank vegetation	4.48		1.13	0.99	Chaparro and Terradas, 2009;
Barcelona	Spain	SCf	Csa		15.5	Residual 1- to 2-family residence — low density residences	5.74		1.45	1.33	Chaparro and Terradas, 2009;
Florence, municipality	Italy			Warm Temperate–Dry		rawn	1.58	1.17			F.P. Vaccari et al. 2013
Florence, municipality	Italy			Warm Temperate–Dry		forest	2.14	1.58			F.P. Vaccari et al. 2013
Florence, municipality	Italy			Warm Temperate–Dry		mixed vegetation	2.17	1.61			F.P. Vaccari et al. 2013
Florence, municipality	Italy			Warm Temperate–Dry		rawn with shrub	1.62	1.20			F.P. Vaccari et al. 2013
Oakland, CA	US					Urban Forest					Nowak et al. (2013)
British Columbia Pacific Maritime	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
British Columbia Montane Cordillera	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Alberta Boreal Plains	Canada					Urban Forest	2.11				J.Pasher et al. 2014
Alberta Semiarid Prairies	Canada					Urban Forest	2.14				J.Pasher et al. 2014
Alberta Subhumid Prairies	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Saskatchewan Boreal Plains	Canada					Urban Forest	2.14				J.Pasher et al. 2014
Saskatchewan Semiarid Prairies	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Manitoba Subhumid Prairies	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Ontario Boreal Shield West	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Ontario Mixedwood Plains	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Ontario Boreal Shield East	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Quebec Boreal Shield East	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Quebec Mixedwood Plains	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Quebec Atlantic Maritime	Canada					Urban Forest	2.13				J.Pasher et al. 2014
New Brunswick Atlantic Maritime	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Nova ScotiaAtlantic Maritime	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
PEI AtlanticMaritime	Canada					Urban Forest	2.10				J.Pasher et al. 2014
Newfoundland –Boreal Shield East	Canada					Urban Forest	2.12				J.Pasher et al. 2014
Chuncheon	Korea	TeDc			11	Urban Forest	1.25		0.15		Jo (2002) , cited in McPherson et al.2013
Kangleung	Korea	TeDc	Cfa		13	Urban Forest	1.47		0.19		Jo (2002) , cited in McPherson et al.2013
Seoul-Junglang	Korea	TeDc	Dfa		12.5	Urban Forest	1.69		0.22		Jo (2002) , cited in McPherson et al.2013
Seoul-Kangnam	Korea	TeDc	Dfa			Urban Forest	1.11		0.14		Jo (2002) , cited in McPherson et al.2013

City, Area	Country	Eco Region	Köppen CC	Climate regions	Annual average temperature [°C]	Main tree type, management type	Gross C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Net C accumulation per ha CRW [t-C/ha CRW/yr]	Gross annual C accumulation per ha	Net annual C accumulation per ha	Source
Atlanta, GA	US					Urban Forest	3.36				Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Baltimore, MD	US					Urban Forest	3.34				Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Boston, MA	US					Urban Forest	2.99		0.67		Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Casper, WY	US					Urban Forest		2.24		0.2	Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2006)
Chicago, IL	US					Urban Forest		2.23		0.38	Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Fisher (2010)
Freehold, NJ	US					Urban Forest		2.86		0.98	Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Gainesville, FL	US					Urban Forest	2.32		1.23		Escobedo et al. (2010)
Houston, TX	US					Urban Forest	3.12		0.74		Nowak (2005)
Jersey City, NJ	US					Urban Forest	1.84		0.21		Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013
Leipzig,	Germany					Urban Forest					Strohbach and Haase (2012)
Minneapolis, MN	US					Urban Forest	2.02		0.53		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2006)
Moorestown, NJ	US					Urban Forest	3.24		0.91		Nowak and Crane 2002
Morgantown, WV	US					Urban Forest	3.32		1.18		Nowak and Crane 2002
NYC, NY	US					Urban Forest	2.3		1.48		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2007)
Philadelphia, PA	US					Urban Forest	2.73		0.43		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2007)
Sacramento, CA	US					Urban Forest	3.52		0.25		McPherson (1998)
San Francisco, CA	US					Urban Forest	3.19		0.38		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2007c)
Scranton, PA	US					Urban Forest	3.96		0.87		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Cotrone (2010a)
Syracuse, NY	US					Urban Forest	3.26		0.75		Nowak, Crane, and Stevens (2001)
Washington, DC	US					Urban Forest	3.23		0.92		Nowak, Hoehn, Crane, Stevens, and Walton (2006)
Woodbridge, NJ	US					Urban Forest					Nowak and Crane 2002, cited in McPherson et al.2013

Table 48 Source data for carbon accumulation ratio in urban trees

Common name	Type of data	Type of tree	FAO Ecozone	Country	City, Area	Annual carbon accumulation per tree [tonnes C (tree)-1 yr-1]	Annual net C accumulation/tree [tC/tree/yr]	Source
Aspen	Broad species	Deciduous		USA		0.0096		2006GL, D.Nowak (2002)
Soft maple	Broad species	Deciduous		USA		0.0118		2006GL, D.Nowak (2002)
Mixed hardwood	Broad species	Deciduous		USA		0.0100		2006GL, D.Nowak (2002)
Hard maple	Broad species	Deciduous		USA		0.0142		2006GL, D.Nowak (2002)
Juniper	Broad species	Conifer		USA		0.0033		2006GL, D.Nowak (2002)
Cedar/larch	Broad species	Conifer		USA		0.0072		2006GL, D.Nowak (2002)
Douglas fir	Broad species	Conifer		USA		0.0122		2006GL, D.Nowak (2002)
True fir/Hemlock	Broad species	Conifer		USA		0.0104		2006GL, D.Nowak (2002)
Pine	Broad species	Conifer		USA		0.0087		2006GL, D.Nowak (2002)
Spruce	Broad species	Conifer		USA		0.0092		2006GL, D.Nowak (2002)
Zelkova	by spp.	Deciduous	Temperate	Japan	Whole Japan	0.0204		Tonosaki, 2018
Ginkgo	by spp.	Deciduous softwood	Temperate	Japan	Whole Japan	0.0103		Tonosaki, 2018
Oak	by spp.	Evergreen	Temperate	Japan	Whole Japan	0.0095		Tonosaki, 2018
Camphor tree	by spp.	Evergreen	Temperate	Japan	Whole Japan	0.0122		Tonosaki, 2018
Oak (small)	by spp.	Small tree	Temperate	Japan	Whole Japan	0.0027		Tonosaki, 2018
Poplar, Elm, Pine, Spruce	Whole city	Mixed	Cold Temperate	China	Shenyang		0.0050	Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		China	Beijing	0.0048		Yang et al. 2005, cited in Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		USA	Atlanta	0.0045		Nowak and Crane 2002, cited in Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		USA	Baltimore	0.0052		Nowak and Crane 2002, cited in Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		USA	Jersey city	0.0058		Nowak and Crane 2002, cited in Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		USA	Sacramento	0.0116		McPerson, 1998, cited in Liu and Li, 2012
All trees	Whole city	All trees		USA	Sacramento	0.0107	0.0103	McPerson, 1998
All trees	City area	All trees		USA	Sacramento	0.0116	0.0110	McPerson, 1998
All trees	Suburban area	All trees		USA	Sacramento	0.0110	0.0106	McPerson, 1998
All trees	Rural area	All trees		USA	Sacramento	0.0096	0.0093	McPerson, 1998
All trees	Urban park	All trees	Warm Temperate	Italy	Florence		0.0092	Paoletti et al., 2011
All trees	Whole city	All trees	Warm Temperate	Italy	Florence		0.0071	Vaccari et al. 2013
Mixed	Urban park	Mixed	Cool temperate	Japan	Whole Japan	0.0098		Vaccari et al. 2013
Mixed	Urban park	Mixed	Warm Temperate	Japan	Whole Japan	0.0105		Vaccari et al. 2013
Mixed	Whole city	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0044	0.0038	Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Urban forest	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0051	0.0047	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Natural forest	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0031	0.0026	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Residential	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0071	0.0065	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Multifamily residential	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0063	0.0057	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Transport	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0073	0.0069	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Institutional	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0053	-0.0045	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Commercial/Industrial	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0055	0.0053	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Mixed	Intensive areas	Mixed	Subtropical	Spain	Barcelona	0.0066	0.0063	[4] Chaparro and Terradas, 2009;
Linden tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0113	Vaccari et al. 2013
Oak tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0036	Vaccari et al. 2013
Cypress tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0083	Vaccari et al. 2013
European nettle			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0067	Vaccari et al. 2013
Pine tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0180	Vaccari et al. 2013
L. Plane tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0077	Vaccari et al. 2013
Maple tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0022	Vaccari et al. 2013
Olive tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0009	Vaccari et al. 2013
Elm tree			Warm Temperate	Italy	Florence		0.0097	Vaccari et al. 2013
Ash tree		All trees	Warm Temperate	Italy	Florence		0.0022	Vaccari et al. 2013

5.3.3 結論

上記の結果を踏まえて、2019年改良 IPCC ガイドラインでは、以下の様な判断を行った。

○樹冠被覆面積当たり炭素吸収係数

- ・ 従来のグローバルデフォルトとして利用していた米国の調査[3]が、より広範囲を含んで更新された[13]ことから、その数値を用いて 2.9 t-C/ha-CRW/yr から、2.8 t-C/ha-CRW/yr にデフォルト値を変更した。
- ・ 気候依存性が反映されていたカナダの研究結果[17]を、気温が低い地域や乾燥地域などの、生育条件が厳しい環境でのデフォルト値として活用できるとの情報を追加した。
- ・ 2006年 IPCC ガイドラインに含まれていた豪州のデフォルト値[3]は、キャンベラ市内の調査結果で、かつ出典も容易に入手できないことからデフォルト値から削除した。

○単木当たり炭素吸収係数

- ・ 従来の personal communication が出典とされていた米国の事例は、森林の数値に縮小係数を乗じたものであったことから削除した。
- ・ 0.005~0.01 t-C/tree/yr というデフォルトを提示し、生育条件に応じてこの幅の中から係数を選択することを推奨した。

5.4 将来的な展望

5.4.1 排出削減目標における都市緑化の扱い

2008～2020年の間、温室効果ガスの排出量削減目標における吸収源の活用は京都議定書の下で行われてきたが、都市緑地の吸収は、森林定義、農地定義、放牧地定義のいずれも満たさない植生の新規増加を扱う「植生回復（Revegetation）」活動の下で扱われるものであった。植生回復活動は京都議定書3条4項の下で定義された選択制の吸収源活動であり、京都議定書の第1約束期間、第2約束期間を通してこの活動を選択したのは、日本、ルーマニア、アイスランド（第1約束期間より）、豪州（第2約束期間より）の合計4か国である。ただし、ルーマニアの植生回復活動は農地を区切る木本生植物によるシェルターベルトの吸収を、アイスランドは土地劣化で荒廃した裸地に植生を導入する活動を、豪州は森林定義に満たさない木本生植物の植樹を対象としており、実質的に都市緑化を含めたのは日本のみであった。

提出された INDC[24]について分析を実施したところは、明示的に都市緑化を緩和目標として用いると明言しているのは、日本、アゼルバイジャンの2か国であり、都市緑化と明示しないものの、都市域緑化に関わる活動を緩和目標に含むと解釈できる国には、アイスランド（植生回復）、モロッコ（園芸）、スリランカ（道路沿い・公有地等での植樹）、インド（高速道路沿いの植樹）、タジキスタン（園芸）の5か国があった。

米国、カナダ、モナコについては、GHG インベントリに含まれている土地利用分野の排出・吸収をそのまま NDC として利用すると明示しており、リヒテンシュタイン、カザフスタンについても現在の記述を元にする、GHG インベントリベースでの計上を行うと解釈できる。これらの国は GHG インベントリにおいて都市緑化の吸収量を算定・報告していることから、都市緑化が NDC に含まれることとなる。途上国においてはそもそも開発地の吸収を計算しているケースがほとんどなく、NDC の対象についても不明瞭な記述をしている国が多いが、ベトナムについては、開発地が NDC の対象となると明示している（ただし、GHG インベントリ上は、土地転用に伴う排出量が中心）。

また、緩和策として数値削減目標には明示的に含めていないものの、気候変動に対する政策として都市の緑化に関わる活動に触れている国として、ブラジル（農地改革の一環としての Green Settlements プログラム）、中国（植樹の推進）、インド（都市再生策として緑地や公園の開発）、ネパール（適応策として植樹や公園緑化）、シンガポール（都市域の生物多様性保全）などがあった。

EU 諸国については、パリ協定第4条16に基づく、グループ共同での削減の実施を予定していることから、個別の国における目標達成の手段は公表していない。EU 及び欧州委員会が提案している LULUCF の計上ルール提案[25]では、開発地の吸収は域内排出削減目標評価先には含まれておらず、計算対象外となっている。

総じていえば、まだあまり現時点として緩和策として重要視されていない状況といえる。

5.4.2 吸収量の算定および精緻化の可能性

開発地バイオマスの吸収量算定について、都市レベル算定は可能で、そのためのツール[26]も出て来ているが、GHG インベントリの報告に必要な国レベルの算定を、都市レベルの積み上げで行う事は都市国家でもない限り作業負荷として現実的でないと考えられる。今回、包括的なレビューを実施し、都市レベルのデータはそれなりに存在していることが確認されたが、都市の植栽は、樹種を選択的に選ぶことから、気候帯依存性が低く、自然植生との関係性も薄くなるという特徴があった。

都市レベルのデータはばらつきが大きく、都市レベルの推計を踏まえて国レベルの推計に拡張する試みについても、まだ実践例が少なく方法論を一般化するには至らなかった。雑多な土地被覆を含み、開発地の定義が国によって大きく異なることも一般化が難しい理由である。

以上の様な状況を踏まえ、2019年改良ガイドラインでのデフォルト値の更新は、特に国レベルでの推計に最適化されたデータが集まらず、微修正にとどまったに過ぎず、現時点は、成長量についてはグローバルデフォルトを活用せざるを得ない状況であった。その一方で、ただし、吸収係数の代表値が、樹冠被覆面積当たりの場合は $3t-C/CRW-ha/yr$ 前後、単木当たりでは $0.005-0.01 t-C/tree/yr$ 辺りとなることは秋からとなった。

この先、学術的には国レベルの吸収係数の設定にかかる取り組みが進むと、各国の算定精度の向上に貢献できると想定される。各国レベルの取組としては、国レベルで活用できる開発地における緑地面積や緑被率のデータの整備を進めることが、現時点では算定精度の向上で最も期待できる部分となる。

参考文献

1. IPCC (2003), Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF), Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
2. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Volume 4, Chapter 8 Settlements.
3. Nowak, D., and D. Crane (2002), Carbon storage and sequestration by urban trees in the United States, *Environ. Pollut.*, 116, 381-389.
4. Brack, C. L. (2002), Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest, *Environ. Pollut.* 116, S195-S200.
5. IPCC (2019), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, and S. Federici (eds.), published by IPCC, Switzerland.
6. UNFCCC, National Inventory Submissions 2016. available from <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2016>
7. 佐藤 (2016), 都市緑化の吸収量算定に関する世界各国の最新動向と新しい枠組みの中での可能性について, *都市緑化技術*, 101, 8-9.
8. Carter, D. R., R. S. Seymour, S. Fraver, and A. Weiskittel (2017), Effects of multiaged silvicultural systems on reserve tree growth 19 years after establishment across multiple species in the Acadian forest in Maine, USA, *Can. J. Forest Res.*, 47, 1314–1324.
9. Chaparro, L., and J. Terradas (2009), Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Àrea de Medi Ambient Institut Municipal de Parcs i Jardins, Ajuntament de Barcelona.
10. Escobedo, F., S. Varela, M. Zhao, J. Wagner, and W. Zipperer (2010), The efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities, *Environ. Sci. Policy*, 13, 362–372.
11. Liu, C., and X. Li (2012), Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China, *Urban Forestry Urban Greening*, 11, 121-128.
12. McPherson, E. G. (1998), Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *J Arboriculture*, 24, 215–223.
13. McPherson, E. G., Q. Xiao, and E. Aguaron (2013), A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests, *Landscape Urban Planning*, 120, 70-84.
14. Mills, G., and et al. (2015), The green 'signature' of Irish cities: An examination of the ecosystem services provided by trees using i-Tree Canopy software', *Irish Geogr.*, 48, 62-77.
15. Nowak, D., E. Greenfield, R. Hoehn, and E. Lapoint (2013), Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States, *Environ. Pollut.*, 178, 229-236.

16. Paoletti, E., T. Bardelli, G. Giovannini, and L. Pecchioli (2011), Air quality impact of an urban park over time, *Procedia Environ. Sci.*, 4, 10–16.
17. Pashera, J., M. McGovernb, M. Khouryc, J. Duffec (2014), Assessing carbon storage and sequestration by Canada’s urban forests using high resolution earth observation data, *Urban Forestry Urban Greening*, 13, 484-494.
18. Puhlick, J., C. Woodall, and A. Weiskittel (2017), Implications of land-use change on forest carbon stocks in the eastern United States, *Environ. Res. Lett.*, 12, 024011.
19. Tonosaki, K. (2018), Carbon Accumulation Rate by Trees in Urban Parks in Japan, *Urban Green Tech.*, 106, 18-21.
20. Vaccari, F. P., B. Gioli, P. Toscano, C. Perrone (2013), Carbon dioxide balance assessment of the city of Florence (Italy), and implications for urban planning, *Landsc. Urban Planning*, 120, 38-146.
21. Yang, J., J. McBride, J. Zhou, and Z. Sun (2005), The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction, *Urban Forestry Urban Greening*, 3, 65–78.
22. Jo, H. (2002), Impacts of urban greenspace on offsetting carbon emissions for middle Korea, *J. Environ. Manage.*, 64, 115-126.
23. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所地球環境センター 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編 環境省地球環境局地球温暖化対策課 監修
24. UNFCCC. Submitted INDC.
[https://www4.unfccc.int/submissions/indc/Submission %20Pages/submission s.aspx](https://www4.unfccc.int/submissions/indc/Submission%20Pages/submission%20Pages/submission%20Pages.aspx)
25. Regulation (EU) 2018/841 - Inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU), No. 525/2013 and Decision No 529/2013/EU.
26. i-Tree Tools. <https://www.itreetools.org/>

第6章 沿岸湿地の展開について

6.1 課題認識

6.1.1 背景

全球的な炭素循環の観点からは、陸と海洋が吸収源として働くことが知られているが[1]、GHG インベントリは、狭義には各国における領土を対象にして計算していることから、陸域外で生ずる排出・吸収は国の算定や国の排出削減努力量としての計算に含めないことが従来の認識であった。しかし、2009年に国連環境計画(United Nations Environment Programme: UNEP)が、マングローブ、塩性湿地、海草藻場の3生態系において、吸収・固定される炭素を「ブルーカーボン」として命名し、その吸収ポテンシャルに関する内容を扱う報告書[2]を提出して以降、特に一部の海洋コミュニティにおいて、ブルーカーボンを各国の算定及び、排出削減目標に入れるべきという動きが顕著になった。2013年にIPCCが公表した、湿地生態系におけるGHG排出量・吸収量算定のための補足的的方法論(以降、湿地ガイドライン)[3]においても、当初のマンドートのスコープを拡張する形で、沿岸生態系のブルーカーボンに関する方法論が提供されるに至った。

しかし、温室効果ガスインベントリ作成の観点からは、活動量となる情報を網羅した国際統計等の基礎的な情報がないブルーカーボンの算定が容易に進むことは考えにくく、現に、先進国の温室効果ガスインベントリ作成ルールにおける湿地ガイドラインの位置づけを定める国際交渉においては、野心的な方法論が多すぎるため義務的算定の実施は非現実的で自主的算定に留めることが妥当という位置づけとなっている[4]。また、2019年に公表されたIPCCの海洋・雪氷圏特別報告書[5]では、ブルーカーボンの全球的な緩和ポテンシャルは全球排出量を0.5%相殺する程度であり、多くの吸収固定量を見込むことは難しいとする情報を政策決定者向け要約(SPM)内に盛り込んでいる(C2.4節)。

その一方、NGOにより、INDCで多くの国がブルーカーボンを目標に含めているという分析結果[6]が広く流布されているほか、2019年末に開催されたCOP25では、議長国のチリが自国の存在感を主張すべく、COP25を「Blue COP」と称し、その主要成果物に海洋と気候の関係を盛り込むように交渉を主導する等[7]、気候変動の文脈における海洋やブルーカーボンへの関心は確実に高まっている状況である。

日本国内でも、2020年現在、沿岸域を所管する国土交通省港湾局がブルーカーボンの推計に関する検討を始めたほか[8]、新たな温暖化対策技術を模索する官邸や経済産業省が主導する革新的環境イノベーション戦略[9]中でブルーカーボンが言及されていることや、農林水産技術会議における脱炭素・環境対応プロジェクトにおいて「ブルーカーボンの評価手法及び効率的藻場形成・拡大技術の開発」が採択される[10]等、具体的にブルーカーボンを緩和策として評価しようとする取り組みが開始されたところである。

6.1.2 研究の目的及び手法

ブルーカーボンについては実際の推計値やポテンシャルが各国レベルでどの程度のレベルに収斂するかが不透明なまま、これまでUNFCCCの吸収源対策との関係が希薄であった

主体が、政策・政治的に主導する形で、国内外で気候変動対策内でも取り扱われるようになってきている状況である。

そのため、ブルーカーボンにかかる吸収量の算定や排出削減の目標の組み込みを目指すという取り組みの方向性が、上手く UNFCCC 下の考えや枠組みに乗っていない場合も多い。そこで、気候変動枠組条約や京都議定書等の法的観点からみた「海洋」や「吸収源」の扱い、具体的な算定を念頭に置いた際の技術的側面から見たブルーカーボン算定の難易度、実際に各国が実施している温室効果ガスインベントリの算定を踏まえた、ブルーカーボンの目標における扱いの検証など、法的・技術的論点の包括的な整理を行い、ブルーカーボンに関わるコミュニティに周知が必要との課題認識から、「国連気候変動枠組条約の下での「ブルーカーボン」に係る法・技術的課題」についての研究を実施した。

法的側面の整理は、UNFCCC の条約そのものでの関連する規定、IPCC や UNFCCC 交渉における検討状況や決定文書（※COP、CMP の決定文書は厳密には法的文書とは位置付けられない）における情報、UNFCCC に絡む各種海洋イニシアティブの状況などを包括的に整理した。なお、本項目の説明は、笹川平和財団海洋政策研究所の藤井麻衣研究員との共同作業の結果を含めている。

技術的側面については、ブルーカーボンに関係する排出・吸収量が提示されている湿地ガイドラインの方法論や算定対象を踏まえて、各国が提出した GHG インベントリ[11]に適用されている IPCC ガイドラインや方法論をレビューし、ブルーカーボンの生態系が実際にどれだけ算定をされているかを分析した。また、各国が提出した INDC[12]について、目標の対象分野やカテゴリーや各国の GHG インベントリの算定を踏まえた際に、目標にブルーカーボンが含まれているか否か、目標はブルーカーボンの計算を定量化して示せる形式かを分析し、Herr and Landis, 2016[6]の分析結果の信憑性の再検証を行った。

6.2 法的側面の整理

6.2.1 ブルーカーボンの定義

ブルーカーボンとは「沿岸・海洋生態系に捕捉され、そのバイオマスやその下の土壤に蓄積される炭素」である[13]。2009年に公表されたUNEPの報告書[2]において命名され、それ以降世界中でこの言葉が使われるようになった。同報告書は、沿岸生態系が多くのCO₂を吸収し、特に土壤において貯留しているという当時として画期的な報告を行い、ブルーカーボンの主要な吸収源として、マングローブ林、塩性湿地、海草藻場の3つを挙げた。その後、本報告書が発端となって世界的にブルーカーボンの研究が進み、2013年に公表された湿地ガイドライン[3]において、上記3生態系のGHG推計方法が提示されたほか、近年では、それらの生態系の下に土壤に炭素が貯留されており、バイオマス（生物の体内）よりも土壤における貯留量が大きいこと、海草藻場や海草と異なり根がない大型藻類（海藻）の固定した難分解性の炭素や、堆積・深海輸送に伴う炭素貯蓄効果（数百年～千年単位の炭素循環における炭素インフロー）を検討した研究結果も発表されている[14]。

6.2.2 UNFCCC の下の法的文書におけるブルーカーボン

UNFCCC の下の法的文書（条約・議定書・パリ協定及びそれらの締約国会議(会合)で採択される決定文書）においてブルーカーボンに直接言及した例はないものの、吸収源対策の法的基盤である条約4条1(d)は、以下のように定める[15]。

「4条1. すべての締約国は、それぞれ共通に有しているが差異のある責任、各国及び地域に特有の開発の優先順位並びに各国特有の目的及び事情を考慮して、次のことを行う。

(略)

(d) GHG…(略)…の吸収源及び貯蔵庫(特に、バイオマス、森林、海、その他陸上、沿岸及び海洋の生態系)の持続可能な管理を促進すること、並びにこのような吸収源及び貯蔵庫の保全(適当な場合には強化)を促進し、並びにこれらについて協力すること。」

条約における「吸収源」とは、「排出源」の対義語であり「GHG、エーロゾル又はGHGの前駆物質を大気中から除去する作用、活動又は仕組み」、そして「貯蔵庫」とは「GHG又はその前駆物質を貯蔵する気候系の構成要素」と定義づけられている(条約1条7-8)。前者は森林やその他の植生、後者は、例えばCO₂の貯蔵庫としての樹木を指す[16]。

パリ協定[17]も、5条1において、基本的に上記内容を踏襲している。すなわち、「締約国は、条約4条1(d)に規定するGHGの吸収源及び貯蔵庫(森林を含む)を保全し、及び適当な場合には強化するための行動をとるべきである」と規定し、吸収源及び貯蔵庫の保全・強化の重要性を謳った前文13段落とともに、パリ協定の全ての締約国に対し、森林等の吸収源の保全・強化を進めるべきというシグナルを送っている。

1992年のUNFCCC採択に至るまでの交渉過程では、制度の根幹に関わる論点である「ネット排出」アプローチの可否という問題に、吸収源が関わっていた。ネット排出とは、排出量から吸収量を差し引いて各国の「排出量」を算出する考え方であり、これを支持する国(加、フィンランド、スウェーデン、露など森林国家)と、「グロス排出(排出量のみを算出する)」を支持する国(吸収量の算出には不確実性が大きいとの立場(独など)等)で意見が

対立していた。最終的には、ネットかグロスかは明言せず、条約本文において「発生源による排出及び吸収源による除去」両方に言及するという妥協案が成立した[18]。当時は、海洋等の共有地(グローバルコモンズ)に位置する吸収源の扱いについても議論になり、「国は海洋の吸収源に対して平等な権利を有する」という原則案が途上国グループから提案されたこともあったというが最終文書には全く反映されていない[19]。それとともに条約第4条1(d)も規定されたが、マレーシアや伯等の途上国の森林国家の反対により、森林に関する単独条文に合意できなかった結果、広範な生態系を含む規定にならざるを得ず、吸収源の増加に関して強い文言を用いることも見送られた。同条文に海洋生態系による吸収が入ったことについては、遠洋を含む海洋全体の吸収に着目した懸念として「海洋の炭素貯留能力を操作することの難しさを考慮しておらず危険」との指摘も当時なされたが、議論が深められた記録はなく、現状のような規定ぶりとなった[20]。

いずれにせよ、条約4条1に「沿岸及び海洋の生態系」という言葉が明確に記載されている以上、この広い定義の中にマングローブ林、塩性湿地、海草藻場の主要なブルーカーボン生態系や、海藻藻場など比較的新しいものも含めて考えることは自然なことであり、ブルーカーボンは「吸収源・貯蔵庫」の一部として捉えることができると解釈しうる。したがって、ブルーカーボンは、条約下でもパリ協定下の想定範囲内の対象と整理ができると考えうる。

6.2.3 UNFCCC 交渉における海洋の扱い

UNFCCC 交渉では、様々な課題について議論を行っているが、農業、土地利用、バンカー燃料の様な個別分野・対象を扱うものと、GHG インベントリ作成ルール、京都メカニズムルールの様な排出・吸収源全体を網羅する仕組みを扱うもの、適応、技術移転、能力構築(キャパシティビルディング)の様な国際協力の在り方を扱うものなどがある。海洋については、緩和の側面では船舶燃料削減などの省エネ、洋上風力発電などの再エネ、ブルーカーボンによる炭素固定、海洋下への炭素固定貯留など、分野横断的な側面を持つ。一方、適応や研究と観測などの科学面では、海洋は主要な検討テーマでもあり、複数の交渉議題においてこれまでも議論が行われてきた状況ではある。

近年は UNFCCC の内外で気候変動問題対処において「海洋」に着目しようという動きが活発化している。UNFCCC の下では、2015 年の COP21 において非公式に設立された“Because the Ocean” [21]及び 2017 年の COP23 においてフィジー(当時の議長国)主導で開始された“Ocean Pathway” [22]等の締約国を中心としたイニシアティブや、COP21 決定に基づき 2016 年の COP22 において設立された非国家主体の参加促進メカニズム「地球規模の気候行動のためのマラケシュパートナーシップ[23]」の一部(8 分野のうち海洋・沿岸域)を担う「海洋と気候の行動ロードマップ(The Roadmap to Ocean and Climate Action :ROCA)[24]」等が存在し、「海洋と気候変動」問題への対処に向けた議論や提言を行っている。

2019 年の COP25 が「ブルーCOP」と称され、議長国のチリや海洋コミュニティが海洋と気候変動の関係(Ocean and climate change nexus)についての具体的成果を模索する形となり、閣僚級で議論される最終成果物の交渉材料の一つとなった。一部には、海洋を議題化して、NDC への海洋の組み込みを後押ししようとする主張もあったが、単なる情報交換や

能力構築の促進を謳うだけの場になるのであれば、議論のマンデートや得られる成果物が具体的でないことから強い反対があったと思われる、最終的には翌年 2020 年の SB52 の場で海洋と気候変動に関する対話 (dialogue) を実施することとなった[25]。2020 年の UNFCCC 交渉自体はコロナ禍の影響で延期されたが、元々 COP26 の開催が予定されていた時期である 11 月後半~12 月にかけて、オンライン形式で様々なテーマを扱う一連のワークショップが開催され、上記の Ocean and climate change dialogue も実施された[26]。

6.2.4 湿地に関する吸収源交渉及び湿地ガイドライン作成に至る経緯と現状

吸収源はその活用自体が国際的な気候変動対策における賛否の対象となり、詳細は枠組条約そのものではなく、UNFCCC 下の国際交渉を通じて知見の集積と議論を重ねながら、COP 決定や CMP 決定等の採択を通して、決定していくアプローチが採られたことから、湿地生態系の取り扱い、UNFCCC 下の各仕組みにおいて、それぞれ変化してきた。

吸収を活用した気候変動対策は、まずは、京都議定書の下で実施された。京都議定書において、対象としうる吸収源活動にどのようなものがあり、その人為的な緩和効果をどの様に計算するべきかという命題に対して科学的側面からアウトプットを行ったものが 2000 年に IPCC から公表された LULUCF の特別報告書[27]である。同報告書では湿地関係で Wetlands Management という緩和策があり、泥炭地や湿地回復などの人為的土地利用による GHG の排出・吸収への影響を紹介しているが、算定のための活動量面積がほとんど入手できず、各国レベルの算定は困難であるとも言及されている。このこともあり、京都議定書第一約束期間では、植林や森林減少に追加的な吸収源活動となる議定書 3 条 4 項活動に、湿地管理活動が入ることはなく[28]、2003 年に作成された GPG-LULUCF[29]、2006 年に作成された 2006 年 IPCC ガイドライン[30]のいずれにおいても、湿地関係の GHG 排出・吸収量算定の計算については十分な方法論は提示されていない。

第 1 章でも記載した通り、吸収源の取り扱いは、京都議定書第一約束期間と第二約束期間で大きく発想が変わり、2008 年頃から本格化した第二約束期間の LULUCF ルール交渉においては、より包括的に土地の排出源を網羅すべきという観点での議論が行われるようになった。その一つとして検討の俎上に上がったものが、Wetlands International という環境 NGO や、ベラルーシおよびアイスランドが主導した泥炭地の再湛水による緩和活動である[31, 32]。これは、泥炭地を人為的に活用する場合は、排水を伴うことから、土壤中に貯留されていた有機物の分解が一気に進み、GHG 排出における大きなホットスポットとなっており、泥炭地の再湛水・回復を行う緩和策の実施・促進が重要であるとする主張である。これらの主張は具体的で根拠も伴うものであったために、締約国間での理解が進み、湿地の再湛水活動を第二約束期間で追加的な吸収源緩和活動として扱うことを容認する方向性が次第に固まった。

その一方、2006 年 IPCC ガイドラインでは、湿地の再湛水に関する排出量の変動を計算できる方法論が提示されていないことが問題となり、新規の方法論開発が必要性的について IPCC 専門家会合[33]などで議論された結果、2010 年 SBSTA33 において、湿地 (泥炭地の再湛水や回復) の方法論開発に関する作業を IPCC に要請することとなった[34]。翌年、当該要請を踏まえて IPCC がスコーピング会合で議論した結果、SBSTA からの要請範囲に加え、

沿岸湿地、泥炭地以外の無機質土壌の再湛水、人工的に造成された排水処理池が対象に含まれることとなり[35, 36]、この結果作成されたのが湿地ガイドラインである。

湿地ガイドラインの対象範囲が SBSTA の要請より広がった理由は公開情報で説明されていないが、関係者にインタビューを行った結果、i) IPCC は UNFCCC とは独立した組織であるため、必ずしも SBSTA からの要請に縛られるものではないこと、ii) 2009 年 UNEP 報告書によるブルーカーボンへの関心の高まりによる影響はあったと考えられること、iii) 一部の国際 NGO がブルーカーボンにかかる排出・吸収の算定が可能となるように執筆者を送り込んだこと、などが示唆されている。

湿地ガイドラインは、2013 年 10 月にグルジア・バトユミで開催された IPCC 第 37 回総会で採択・受諾され[37]、その後同年 11 月に COP19 と同時に開催された SBSTA39 で UNFCCC での扱いが議論された。条約附属書 I 国の GHG インベントリ策定における取り扱いについては、各国がある程度新たな方法論を利用した経験を踏まえた上で再度検討することが妥当ということになり、2017 年 3 月に湿地ガイドラインの利用経験に関するサブミッションを実施することと、同年 5 月に開催される SBSTA46 で検討を再開するというプロセスが盛り込まれた結論となった[38]。SBSTA46 前の各国意見は、EU、日、加、豪の 4 カ国から提出があった[39]。EU、日、加の 3 カ国は、要すれば活動量として活用できる国内データ・国際データ共に不足している方法論が数多く存在しており、方法論の完全適用は困難であることを鑑みると義務適用は時期尚早であり、任意適用を継続することが好ましいとの考えを説明している。豪は義務適用とはしないまでも、湿地ガイドラインの積極的な利用を促進したいとの前向きな立場を表明した。ただし、SBSTA46 では本議題について公式な議論の場が設定されなかったことから、1 年後の SBSTA48 で再度検討を行う旨の結論となった[40]。SBSTA48 では、各国が現状の取り組み状況を紹介し、適用できる部分は適宜温室効果ガスへの反映を進めているが、完全適用には様々な技術的な課題があることから、任意適用を継続することで異論なく、湿地ガイドラインの任意での利用を推奨する旨が結論文書に反映された[41]。以降、現在に至るまで条約下の GHG インベントリ作成では、湿地ガイドラインは任意適用の位置づけが続いている状況である。

Table 49 Summary of the treatment of the IPCC Wetland Supplement (WLSL) under various UNFCCC schemes

Scheme		Treatment of the WLSL	Reconsideration
GHG inventory under the Convention	For Annex I	Voluntary Use	Regularly
	For non-Annex I	No specific rule	Not Planned
Kyoto Protocol	First commitment period	(not available)	-
	Second commitment period	WDR: Mandatory Use Others: Voluntary Use	No
REDD+		No specific rule	Not planned
GHG inventory under the Paris Agreement		Voluntary Use	No later than 2028*

* Para.2, Decision 18/CMA.1

一方、京都議定書の下での算定では、SBSTA39 において、第二約束期間の吸収源活動については「湿地の排水と再湛水（Wetland Drainage and Rewetting : WDR）」活動を選択した場合は湿地ガイドラインの当該方法論の適用は義務、それ以外の活動の計算における適用は任意、とする取り扱いが決まっている[42]。また、これらの議論と並行して交渉されてきたパリ協定の下での GHG インベントリにおける IPCC ガイドラインの取り扱いは、基本的に現在の附属書 I 国の GHG インベントリ作成におけるルールが踏襲され、湿地ガイドラインは任意適用の扱いとなっている[43]。UNFCCC 下での各種枠組みにおける湿地ガイドラインの扱いは Table 49 の様にまとめられる。

6.2.5 ブルーカーボンが任意算定にとどまる国際制度上の理由

前節で説明した通り、湿地ガイドラインを適用したブルーカーボンの算定は、要すれば「実施することはその国の自由であるが、実施の強制はしない」という任意算定の位置づけでまとまった状況である。これは、湿地ガイドラインの中に先進国含め多くの国で国家全体の活動量（ブルーカーボン生態系の面積データの経年変化）を把握しきれていない算定対象が多数含まれていることが背景にある。多くの国で算定の目途が立たず、義務適用化を受け入れる余地がない。

また、これまでの UNFCCC の下での算定・報告・審査制度では、ある IPCC ガイドラインの利用を義務づける決定がなされた場合、そのガイドライン本文中に示された方法論は全て義務算定の対象として扱われる。義務算定対象の排出・吸収源の計算が実施されていない場合、インベントリ審査においては算定の完全性が達成されていないと判断される。なお、京都議定書では、これが継続すると、インベントリ作成義務(5 条 1 及び 2)履行のための国の制度に不備があることを理由に遵守委員会でも不遵守が決定される可能性があり、その場合京都メカニズムへの参加資格を失うという実質的な罰則規定がある[44]。IPCC ガイドラインは、各国がそれぞれの能力状況に応じ算定可能なよう方法論を提供するという理念の下、全ての方法論が難易度の異なる Tier 1~3 の 3 段階で示されているが、実際にはデータがなく Tier 1 の算定すら難しい場合もあり、ブルーカーボンの算定もこれに近いものがある。パリ協定には上記のような罰則規定はないが、完全性を欠くインベントリには審査において指摘がなされる制度であるため、インベントリ作成・編纂に携わる実務者からすると、算定が確実に実施できる確証の得られない新たな方法論の適用には慎重な姿勢をとることが、自然な流れとなる。

条約やパリ協定下の IPCC ガイドラインの取り扱いについては、将来的な見直しの機会が設けられているが (Table 49 参考)、各国が自らリソースを費やしてデータを作成しない限り、Tier 1 算定に必要な活動量を得られない、という状況が解消されない限り、締約国の全会一致でルールが策定する UNFCCC 下の交渉においては、GHG インベントリ作成で湿地ガイドラインの適用したブルーカーボンの算定が義務化されることはないだろう。

IPCC における検討の結果として、UNFCCC における LULUCF 分野の各国交渉担当・インベントリ作成実務担当者らの合意に基づく SBSTA からの要請を拡大する形で方法論が提供されたことの言わば副作用かもしれない。

6.3 技術的側面の整理

6.3.1 湿地ガイドラインにおけるブルーカーボン算定の方法論

湿地ガイドラインでは4章「沿岸湿地 (Coastal Wetlands)」において、マングローブ、塩性湿地、海草藻場に関する方法論が提供されており、LULUCF 分野の炭素蓄積変化算定時の標準的な炭素プール区分である、バイオマス (地上部および地下部)、枯死有機物 (枯死木、リター)、土壌毎に、ブルーカーボン生態系の維持管理、同生態系が新たに作られた場合や失われた場合、生態系は維持されているが排水が行われた場合、(同生態系とは直接関係ない場合もあるが) 水産養殖、に関する排出・吸収量の計算方法が整理されている (Table 50)。

Table 50 Summary of the methodologies of GHG emissions and removals for blue carbon ecosystems provided in the IPCC Wetlands Supplement

対象区分	炭素プール	人為活動				
		維持	造成・再生	損失	排水	養殖
マングローブ林	バイオマス	森林と同じ方法論 (成長量と蓄積量の独自係数提示)			造成・再生と同じ	ふん尿中に含まれる窒素分由来のN ₂ O排出
	枯死有機物	森林と同じ方法論 (蓄積量の独自係数提示)				
	土壌	デフォルト=0	独自方法論と吸収係数提示	独自方法論と独自係数提示	独自方法論と係数提示	
塩性湿地	バイオマス	ガイダンスなし(独自の Tier3 方法論を適用した場合のみ算定可)	Tier2 以上でのみ考慮	土地利用変化の方法論 (独自係数提示)	造成・再生と同じ	
	枯死有機物			泥炭採掘の方法論適用 (実質無視)		
	土壌	独自方法論と吸収係数提示	独自方法論と独自係数提示	独自方法論と係数提示		
海草藻場	バイオマス	ガイダンスなし(独自の Tier3 方法論を適用した場合のみ算定可)	Tier2 以上でのみ考慮	土地利用変化の方法論 (独自係数提示)	ガイダンスなし	
	枯死有機物			泥炭採掘の方法論適用 (実質無視)		
	土壌	独自方法論と吸収係数提示	独自方法論と独自係数提示			

バイオマスと枯死有機物の算定については、既に LULUCF 分野で一般的に利用されている算定方法に基づき、各ブルーカーボン生態系特有の係数を提示したものがほとんどであるが、土壌については、他の土地利用区分とは若干異なる特色のある計算方法が示されている。具体的には、炭素ストック変化の算定対象とする土壌深度のデフォルト値が陸上の30cm に対して養殖池の造成等における平均的な土壌浚渫量として100cm を活用していること、陸上では土地利用変化等の人為的活動の変化を受けた場合に、土壌炭素ストックが変

化し新たな定常状態に達するまでの遷移期間（デフォルト設定は 20 年）が適用されるが、ブルーカーボン生態系では、浚渫等の炭素損失の計算は遷移期間を適用せずに活動実施年に即座に排出と計算すること、造成等の炭素増加では炭素蓄積量に達するまでかなりの長期間にわたり年間吸収係数を適用して吸収を計上することなどである。

6.3.2 現行の温室効果ガスインベントリにおけるブルーカーボンの算定状況

先進国では、湿地ガイドラインの方法論や係数はすでに適用済みの国も多いが、ブルーカーボンに限って言えば、2020 年時点で算定を行っているのは豪州と米国のみである。豪州は、GHG インベントリ報告書内において、3 生態系をすべて含めていると説明しているが、マングローブについては森林の定義を満たすため、森林区分で計算を行っており、塩性湿地と海草藻場は湿地区分においてその排出・吸収量を計算している[45]。米国は、巨大なエスチュアリを有する地域があり、その河口干潟において、植生の損失や新規生育が生ずることから、その変化を算定している[46]。

豪州が、ブルーカーボンによる算定をいち早く GHG インベントリに含めている理由については、2019 年の SB50 で行われた 2020 年目標に関する国際分析審査（IAR：International Analysis and review）の多国間評価において、ブルーカーボン推進の背景について日本から質問を行ったところ、その回答において、国の政策の根幹として広く吸収源を把握し対策ポテンシャルの洗い出しを進めており、国内で発生している排出・吸収量をより完全かつに網羅的に把握できるものにするを国としての優先事項と位置付けており、また、マングローブ・塩性湿地・海草藻場の保全も気候変動対策における優先事項と位置付けていることの 2 点を挙げている[47]。国内に乾燥地が多く、森林火災やそれに伴う森林減少が卓越する状況から、オーストラリアの土地は純排出となることも多く、UNFCCC の交渉過程において森林以外の吸収源活動の追求に元々積極的であった。例えば、議定書 3 条 4 項活動として、森林定義に満たない植生の緩和活動の追加を主張したのは豪州であり[48]（ただし提案元ではあるが、第一約束期間には活動は選択しなかった）、第二約束期間において、森林経営以外に、農地管理、牧草地管理、植生回復の 3 つの吸収源活動を選択したのは日本と豪州のみである）。それに加えて、現在、同国内では LULUCF 活動を対象にした国内排出量取引制度や吸収源活動のモニタリング制度が実施されており、それらの他国への展開を見据えていることも、ブルーカーボン推進政策に影響していると考えられる。

米国については、ブルーカーボンの算定を推進派というよりも、むしろ科学重視の姿勢が際立っている。米国の GHG インベントリでは、算定はほとんどデフォルト値を活用していないという明瞭な特徴がある。科学的アプローチを最も重視し、国内での研究成果がない限り、IPCC ガイドラインのデフォルト値の利用や Tier 1 の算定は行わないという姿勢を貫いている。国内の研究成果に基づき、ミシシッピ川河口のエスチュアリにおける湿地領域の算定を行っているが、今後海草藻場等への算定導入が積極的に進むか否かは不透明である。

途上国については、熱帯・亜熱帯地域に位置し、マングローブ生態系を有する国が多いが、森林の算定でマングローブがどのように扱われているかの確認は必要である。途上国の森林の算定は、GHG インベントリよりも REDD+の方が比較的高度な算定を適用してい

るため、2019年時点で REDD+の排出回避計算のためのベースラインたる「参照レベル」を提出済み[49]の途上国 39 カ国について、参照レベルの定義、森林モニタリング制度、GHG インベントリにおける算定対象でマングローブを含めているか否かを網羅的に文献調査したところ、内陸国や沿岸域を REDD+に含めないと整理している国を除く、ほぼ全ての国に当たる 27 カ国がマングローブを森林の一部に含めていることが確認できた。

Table 51 the treatment of mangrove in the REDD+ reference levels

Countries	Mangrove is covered	Pools included							Scope	Sources	Note
		AGB	BGB	DW	L	Soil	HWP				
Argentina	No	X	X						subnational	FREL submission 2019	
Bangladesh	Yes	X	X						national	FREL submission 2019	
Brazil	No	X	X	X	X				subnational	FREL submission 2018	
Cambodia	Yes	X	X						national	FREL submission 2017	
Chile	No	X	X	Y					subnational	FREL submission 2016	
Colombia	No	X	X						subnational	FREL submission 2013	
Congo	Yes	X	X	X					national	FREL submission 2017, RENATURA et la protection de la mangrove en République du Congo	FREL submission did not specify Mangrove is included. But the coverage of REDD+ is full forest in Congo and other information identify the existence of mangrove in Congo
Costa Rica	Yes	X	X	X	X				national	FREL submission 2016	
Cote d'Ivoire	Yes	X	X	X	X				national	FREL submission 2017	
DRC	Yes	X	X						national	FREL submission 2018	only 2km2 for Mangrove
Ecuador	Yes	X	X	X	X				national	FREL submission 2015	
Ethiopia	No	X	X	X					national	FREL submission 2016	Inland SOC-CSC is estimated for DEF only, basically following the 2006GL method. But TAR pointed the shortcoming of the method.
Ghana	Yes	X	X	X	X	Y	Y		national	FREL submission 2017, TAR/2017/GHA	
Guinea-Bissau	Yes	X	X						subnational	FREL submission 2019	
Guyana	Yes	X	X	X					national	FREL submission 2015, Guyana Forestry Commission Guyana REDD+ Monitoring Reporting & Verification System (MRVS)	
Honduras	Yes	X	X	X	X				national	FREL submission 2017	
India	Yes	X	X	X	X	X			national	TAR/2018/IND, FREL submission 2018	only new forest expansion lead CSC, TAR concluded SOC calculation method was not fully in line with GPG-LULUCF. This view is agreeable.
Indonesia	Yes	X					X		national	FREL submission 2016, TAR/2016/IDN	Peat degradation on Deforestation and Forest degradation are included. This does not cover Blue carbon estimation.
Lao PDR	No	X	X						national	FREL submission 2018	Inland Modified FREL submission included soil, however, TAR pointed out the method and how ISRIC data was used were not clear enough, based on the submission.
Madagascar	Yes	X	X	X			X		national	FREL submission 2019, TAR/2018/MDG	Moreover, Mangrove part only refers biomass information and no information on soil.
Malaysia	Yes	X	X						subnational	FREL submission 2015	
Mexico	Yes	X	X						national	FREL submission 2015	
Mongolia	No	X	X	X	X				national	FREL submission 2018	Inland
Mozambique	Yes	X	X						national	FREL submission 2018	
Myanmar	Yes	X	X			X			national	FREL submission 2018	
Nepal	No	X	X						national	FREL submission 2017	Inland
Nicaragua	Yes	X	X						national	FREL submission 2019, other inf.	Mangrove treatment is not specified in FREL, but seems covered
Nigeria	Yes	X	X						subnational	FREL submission 2019	
Panama	Yes	X	X	X	X				national	FREL submission 2018	
PNG	Yes	X	X						national	FREL submission 2017	The expert of PNG said there is a threshold of forest height and some mangrove vegetation is classified in forest
Paraguay	No	X	X						national	FREL submission 2016	Inland
Peru	No	X	X						subnational	FREL submission 2016	
Solomon Islands	Yes	X	X						national	FREL submission 2019	
Sri Lanka	Yes	X	X			X			national	FREL submission 2017	
Suriname	Yes	X	X	X					national	FREL submission 2018	
Uganda	No	X	X						national	FREL submission 2017	Inland
Tanzania	Yes	X	X	X					national	FREL submission 2017	
Vietnam	Yes	X	X						national	FREL submission 2016	
Zambia	No	X	X	X					national	FREL submission 2016	Inland
	39	27	39	38	17	11	4	1	39		

ただし、算定は何れの国もバイオマス部分に留まっており、マングローブ林の土壌については、湿地ガイドラインで提示されているマングローブの特殊性を反映して算定している国はおろか、土壌を算定対象に含めている国さえ、REDD+の参照レベル提出済みの国の中では現時点では存在しなかった (Table 51)。

ブルーカーボン生態系のうち、塩性湿地と海草藻場については湿地ガイドラインで初めて算定方法が示されたが、非附属書 I 国では UAE やサウジアラビアが同算定に向けた取り組みが進んでいることを言及しているものの、インベントリには反映しきれておらず[50, 51]、現状では算定はほぼ実施されていない状況である。

6.3.3 「目標」におけるブルーカーボンの扱いに関する再検証

パリ協定下での削減目標にブルーカーボンがどの程度含まれているかについては、IUCN (International Union for Conservation on Nature) という国際環境 NGO による各国 INDC の分析(Herr and Landis, 2016)[6]結果が、ブルーカーボンのコミュニティが開催する COP におけるイベントや各種会議などで、引用、言及されることが多い。この分析では、28 か国が INDC の緩和の文脈でブルーカーボン (湿地ガイドライン上の沿岸湿地) に言及しており、59 か国が INDC の中の適応計画に沿岸域・生態系を含めていると整理している。さらに、緩和でブルーカーボンに言及した 28 か国のうち、LULUCF 分野や森林に係る目標に沿岸湿地を含めている国と、一般的な緩和策として沿岸湿地に言及している国が 14 か国ずつあるとしている。

MITIGATION

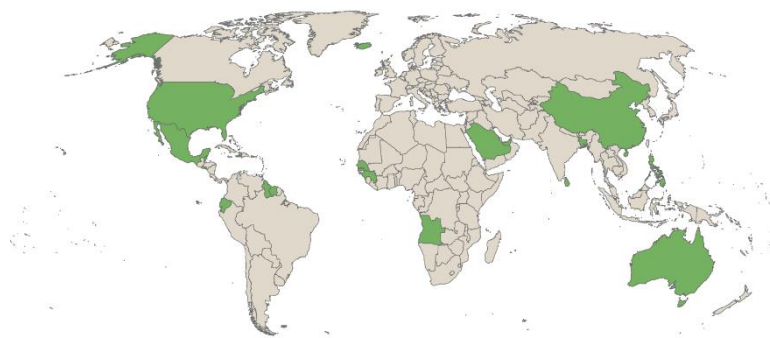


Figure 20 Countries identified as including blue carbon in mitigation INDC by Herr and Landis, 2016

前節で説明してきたように、先進国をはじめとしたほとんどの国が湿地ガイドライン特有の方法論を用いて、ブルーカーボンの算定を GHG インベントリに含められていない状況を踏まえると、なぜ計算をできていない排出・吸収量を緩和目標に含めることができるのかは、かなり疑問符が残る内容であり、INDC 及び GHG インベントリの算定方法を確認することでその理由を明らかにした。

排出削減目標にブルーカーボンを含めるためには、1) 目標が排出量や吸収量という定量的な形で示されていること、2) 目標が LULUCF 分野を含んでいること、3) 目標にブルー

カーボン生態系を含んでいること、4) ブルーカーボン生態系の排出・吸収量が GHG インベントリで計算されていること、が必要である。

最初の目標の形態については、たとえ算定が実施されていなくても「政策としてこのような対策を実施する」と宣言する形式の目標 (policy and measure と呼ばれる) もあり、ここで言及がされていれば緩和策と判断するという考えもあるが、この場合は少なくとも「削減目標に入っている」とは言えない。

次に、目標の範囲であるが、INDC では対象とする分野カテゴリー等を明示するという規定があり [52]、対象範囲が明示されることになっている。この際、目標算定において、LULUCF 分野が対象から除外されている、森林のみを含んでおりそれ以外の土地生態系は除外されているという場合には、理屈としてブルーカーボンを対象に含めることができない。GHG インベントリの算定については、1996 年改訂 IPCC ガイドラインを利用している場合は、鈹質土壌の算定は基本的に農業利用を念頭に置いた方法論が提示されており、湿地生態系の算定はできない。また、GPG-LULUCF や 2006 年 IPCC ガイドラインでも、先に説明した通り、ブルーカーボン生態系の特徴を反映した算定は不可能である。

以上の様な観点を踏まえて、IUCN の分析でブルーカーボンを INDC の緩和目標に含んでいると判断している国の状況を再検証した結果は、下表 Table 52 の通りであるが、IUCN の分析にはやや拡大解釈的な面があると考えられる。

REDD+の場合と同様、マングローブ林を有する国は、一般的に INDC で明示せずとも森林の定義にマングローブ林を含んでおり、単にマングローブのバイオマスが数値目標に含まれている状況では、それは (マングローブ下の土壌を含まない限り) 従来の LULUCF 分野で対処されてきた範囲を越えない。森林経営や植林等の森林による緩和活動の一環としてマングローブを扱っている状況をどう判断するかは解釈が分かれる可能性もあるが、ブルーカーボン生態系に含まれるマングローブは、熱帯亜熱帯地域では森林として多くの国で存在しているが、森林に関する気候変動対策の一環として言及されているマングローブをブルーカーボンの文脈でも数えて二重計上をしている状況に近い。中には、そもそも LULUCF 分野が INDC に含まれていない国や、ブルーカーボンには関係ない緩和策を入れている場合もあった。

IUCN の分析が上記のようなものとなった原因としては、wetlands もしくは mangrove といった用語検索的な分析を行ったことで、マングローブを算定に含めているか否かの判断が、言及を行った国を拾うという中途半端な分析となっていること、policy and measures の記述をそのまま取り上げ、GHG インベントリにおける算定状況を十分に確認しなかったことが原因と考えられる。なお、先進国の場合は、緩和目標を持つという事自体が、推計を実施することとほぼ同義であることに対し、途上国においては海洋保護区の設定など、間接的に排出削減や炭素蓄積保全に関係する施策を打つこと自体を、緩和目標を持つとみなしていることが多く、この意識の違いも NDC の分析については重要な視点となりうることが判明した。

以上より、湿地ガイドラインに基づくブルーカーボン特有の計算対象や方法論を反映して排出削減の数値目標を示している国は、豪州・米国の 2 か国のみと捉えるべきである。なお、海洋・水産を対象とした NDC を包括的に分析した文献においても [53]ブルーカーボンを対象とした国は 27 カ国とされており、GHG の観点での分析はまだ進んでいない。

他方で、INDC は 2020 年に開催される COP26 の 9～12 か月前までに、intended ではない正式な NDC を国連に通知することとなっている[54]。コロナ禍の影響で、2020 年の COP 開催は一年延期され、それに伴い各国の正式な NDC の更新・再提出期限も延期されたが[55]、COP25 において 73 か国が野心引き上げ・再提出を表明した(Climate Ambition Alliance)ことから、これから多数の国が情報の更新を踏まえた再提出することが見込まれる。徐々にではあるが、実際にブルーカーボンを含む削減目標を含む国は増えていく可能性には注意が必要である。

Table 52 the result of verification for countries identified as including blue carbon in mitigation
INDC by Herr and Landis, 2016

INDC におけるブルーカーボンの扱い	国名	NDC タイプ	インベントリの算定状況等も踏まえた判断根拠
数値目標に含まれている	豪州、米国	インベントリ全体の基準年比較	インベントリにおいて 2006 年ガイドラインと湿地ガイドラインに基づきブルーカーボンを算定
ブルーカーボンによる緩和策に言及しているが、数値目標には未反映	アンティグア・バーブーダ、バーレーン	政策別個別目標の積算	ブルーカーボンによる吸収源に言及するも、インベントリでは算定に至っていない
	UAE	分野指定の政策行動数値目標	
	フィリピン	インベントリ全体の BAU 比較	
緩和策の対象にマングローブを含むが、数値目標には未反映	ギニア、バハマ	基準年比の排出削減	マングローブを含む森林が目標に入っているが(アンゴラは湿地も含む)、算定に 1996 年ガイドラインを適用しており、湿地関係の土壌算定は対象外。(セネガルは 2006 年ガイドラインを利用しているが、土壌は算定対象外)
	アンゴラ	インベントリ全体の BAU 比較	
	ブルンジ、ハイチ、セネガル	分野別 BAU 比	
	バングラデシュ	指定分野の排出の基準年比削減	
	スリナム、スリランカ	政策ごとの数値目標	
	エルサルバドル	個別政策の提示	
INDC 対象外	アイスランド	インベントリ全体の基準年比較	緩和策として湿地回復を含むが、泥炭地の劣化からの回復を指すもので、ブルーカーボンの目標として解釈すべきでない

6.4 日本における試算値

6.4.1 マングローブ

日本のマングローブは沖縄・鹿児島を中心に 884ha ほどが生育している[56]。経年的な傾向としては、FAO の報告書[57]では、1980、1990、2000、2005 年のいずれにおいても日本のマングローブ面積は 800ha と報告されているが、沖縄県を対象とした S36 年（1961 年）頃と H19 年（2007）頃の空中写真を元にした調査[58]では、マングローブ林の面積 568.83ha から、799.70ha に、約 4 割程度増加したとする結果が得られている。

湿地ガイドラインに基づくマングローブの算定は、バイオマス・枯死有機物部分は通常の森林と同様に実施するが、炭素増加については材積量の変化情報が得られないことから、基本的には面積拡大による若木の成長が定常状態に達するまでの算定を行う。バイオマスの減少要因のうち、商用伐採、薪炭材収集については、現状柱材や燃料利用されることはなくなっているとの知見があることから[59, 60]、土地利用変化や自然かく乱要因による面積減少を考慮することとなる。土壌の算定は、浚渫・持ち出しが生じた場合は深さ 1m（陸上は 30cm までのためかなり深い）までの土壌炭素が浚渫年に大気中に放出されると計算される。逆に面積が増加する場合は、吸収係数が与えられており、自然状態の炭素蓄積量に到達するまでの期間中、吸収が生ずるという計算となる。

現時点では、マングローブについてグロスでの面積増加と面積減少を別々に把握するだけのデータがないことから、沖縄県の解析結果を基に、面積増加の起点を 50 年前に、その後 50 年間で合計 250ha、年間平均 5ha の拡張面積があったと活動量を整理し、以下に示すデフォルト値のパラメータを用いて算定を実施したところ、拡張後 4~5 年間のうちに増加するバイオマス量と枯死有機物量の増加、50 年前からの累積拡張面積に対して炭素蓄積が続いている土壌炭素量の増加の合計として、その寄与は約 6,000 トン CO₂/年程度であると試算された。GHG インベントリの土地定義的な問題を言えば、かなりの部分が森林として分類されている可能性が高い。

Table 53 Default parameters for mangrove carbon stock change estimations

Item	Values	Source	利用先
地上部バイオマス量	75 t-d.m./ha	Table 4.3, subtropical	除却時の損失バイオマス量 増加時の増加期間年数設定
地上部地下部比率 (R)	0.96	Table 4.5, subtropical	地上部から全体への拡張に利用
炭素含有率 (CF)	0.451	Table 4.2	乾物重の炭素量への換算
地上バイオマス成長量	18.1 t-d.m./ha/yr	Table 4.4 subtropical	新規植栽時のバイオマス増加
リター炭素蓄積量	0.7 t-C/ha	Table 4.7	除却損失の炭素蓄積量
枯死木炭素蓄積量	10.7 t-C/ha	Table 4.7	新規植栽時に到達する炭素蓄積量
土壌炭素蓄積量	286 t-C/ha	Table 4.11, mangrove, mineral soil	除却損失の炭素蓄積量 新規植栽時に到達する炭素蓄積量
土壌炭素吸収量	-1.62 t-C/ha/yr	Table 4.12, mangrove	新規植栽時の年間炭素増加量

6.4.2 塩性湿地

環境省の自然環境保全基礎調査の干潟調査[61]によれば、日本では約 4.7 万 ha の干潟があり、その種類は前浜干潟、潟湖干潟、河口干潟として分類されている。また、国土交通省では航路維持のための浚渫土砂の処分先として、人工干潟の構築なども行っている。

干潟は潮間帯に位置することから、基本的には植生がほとんどない生態系であり、湿地ガイドラインに基づく算定も土壌炭素の増減を中心に実施する。現時点で干潟の土壌中の炭素量を増加させる緩和策や、著しく減少させる人為活動の影響は、湿地ガイドラインの低次 Tier では計算に組み込まれていないことから、単純に面積増加がある場合は土壌炭素蓄積が進む過程で吸収源となり、面積減少、特に浚渫を伴いその土砂が抜気条件に置かれる場合には元の生態系に存在していた炭素量が排出されるとして排出として計算される。基本的な算定方法はマングローブと同様である。

上記の自然環境保全基礎調査は第 2, 4, 5, 6, 7 回の調査で干潟調査が実施されているが、面積情報が得られるのは第 2 回 (1978 年)、第 4 回 (1989~1992 年) と第 5 回 (1997~2001 年) であるが、第 4 回と第 5 回では調査方法が異なり面積把握精度が一致しないことから、経年的な変化が追えるのは第 2~4 回の間のみとなっている。第 4 回自然環境保全基礎調査干潟調査では、1978~1992 年の 15 年間で 3,867ha の干潟が消失したことが報告されており、平均するとこの期間には年間 250ha 程度の消失が生じたこととなる。

干潟は砂質土壌、泥質土壌がありそれぞれ土壌定義としては前者が鉍質土壌、後者が有機質土壌と分類される可能性が高く、算定を実施する場合には厳密には両者を考慮する必要があるが、試算段階では、湿地ガイドライン Table 4.11 の鉍質土壌・有機質土壌の統合デフォルト炭素量 255 t-C/ha を用いる。上記のペースで干潟が消失している場合の年間排出は、約 23~24 万 t-CO₂/yr 程度と算定される。なお、この消失には、実質的に浚渫を伴っていないと考えられる埋め立てや自然陸化を含めているほか、近年は 1990 年代ほど沿岸の開発は実施されていないことから、近年の排出量はそこまで大きな数値とはならない見込みである。一方の干潟の増加に伴う吸収の影響については、累計の増加面積を活動量として用いるが、2003 年時点での累計の人工干潟造成面積は 2,100ha 程度である[62]。近年も人工干潟の増勢は続いているが、累計面積が 3,000ha となると、湿地ガイドラインで提示されている吸収係数-0.91 t-C/ha (Table 4.12) を用いた吸収量の値が丁度 1 万 t-CO₂/yr となる。いずれにせよ、排出・吸収のバランスを考慮すると、大きな吸収量が稼げる生態系ではない。

6.4.3 海草藻場、海草藻場

日本の海草・海藻藻場を介した CO₂ の貯留効果について、日本のブルーカーボンのコミュニティでは、海底堆積・埋没、深海輸送、難分解性有機炭素の 3 過程による算定を目指している。既存研究ベースでは海藻生育の 10%強が炭素固定に回っていき、およそ 23 万 ha の生育面積を踏まえると、数百万トン CO₂ レベルの吸収量が生じている可能性があること評価している[63]。ただし、吸収量がほぼ面積変化に依存する状況であり、具体的な緩和策とのリンクがされていないことが課題であるほか、全球的な炭素循環の観点からはインフローのみを拾っている可能性もあることに注意が必要である。また、ベースラインからの議論が十分ではなく、実際の BAU ラインから追加的な吸収が見込めるかについては、定量的な判断が可能な段階に至っていない。

6.5 まとめ

6.5.1 今後の展望

歴史的に見ると、条約採択から京都議定書、そしてパリ協定が誕生し、IPCCにおいてインベントリのGHG吸排出量の算定の方法論が精緻化されていくなかで、科学的知見の集積も踏まえて、吸収源の制度は次第に拡大し、各国の削減目標や取組においてREDDプラスを含む吸収源対策の占める重要性も増してきた。吸収源の包括的計上を推進する動きもある。さらに、近年、「持続可能な開発目標(Sustainable Development Goals: SDGs)」[64]のような地球規模課題をより包括的に捉えようとする動向とも相まって、「海洋と気候変動」という問題の捉え方の中で、ブルーカーボンに関する注目度が高まっている。

ブルーカーボンの緩和ポテンシャルはSROCCで全球的な排出量を0.5%程度相殺する規模とまとめられている[5]ことや、前節で推計したように日本の吸収固定量が数百万tCO₂程度にとどまり、全球推計と同様に国内排出量の0.1~2%程度を相殺する規模にとどまることを考えると、緩和策としてはマイナーな存在であり、過度の期待は禁物といえる。一方で、パリ協定の第4条1に記載された、今世紀の後半に人為的排出と吸収がバランスした実質的な純排出ゼロを目指す[65]とする目標の達成には、より広範な吸収源の確保が必要な面もあり、また、適応の側面では海洋や漁業資源は気候変動の影響を大きく受けるものでもあり、ブルーカーボンを気候変動対策に組み込もうとする流れは続いていくものと考えられる。

そのような状況にあるからこそ、国家規模でのブルーカーボン生態系の吸排出量の把握にはまだ多くの課題があることを認識し、緻密な議論を重ねることが重要である。以下に、改めて現状の課題と、課題解決の方向性についての考察を記載する。

6.5.2 ブルーカーボン算定に関する国際的課題

(1) 国際的な活動量データベースの欠如

まず、ブルーカーボン生態系の吸排出量把握の課題の中で、最も大きな課題と考えられるのは、活動量データ（吸収源の文脈では、面積の経年変化データを意味する）の未整備である。現在、主要なブルーカーボン生態系とされているマングローブ林・塩性湿地・海草藻場の排出・吸収量については、湿地ガイドラインにおいてTier1の吸収係数が示されているため、それらに加えて活動量データが入手できれば、吸排出量を計算することができる。現在、各国がGHG吸排出量を算定する際、活動量の把握のため、国内データとともに、多くの国際データが利用されている。例えばエネルギー利用では、国際エネルギー機関(International Energy Agency: IEA)が作成するエネルギーバランス表[66]、農業・森林の活動については国連食糧農業機関(Food and Agriculture Organization of the United Nations: FAO)の国際統計データベース「FAOSTAT」[67]により経年的なデータが提供されており、仮に自国のデータが不足していても、国際データを活動量として利用することでTier1レベルの算定が実施できるようになっている。しかしながら、ブルーカーボン生態系については、このような国際統計が存在していないことから、活動量のデータ作成は完全に各国の自助努力に委ねられている。各国がブルーカーボンの算定やNDCへの組み込みを行うためのガイド

ンスは、例えば Blue Carbon Initiative により作成されたものなどが公開されており[68]、データ作成の手段等の方法論作成支援は徐々に強化されている状況ではある。しかし、現実的なブルーカーボン生態系の活動量データ作成の可否は、各国にそれを行うリソースがあるか否かに依拠することとなる。それはすなわち、各国が他の算定区分の Tier 2 レベルのデータ開発より優先的にブルーカーボンに対してリソースを費やすという政策的判断を行うかに拠ることである。しかしながら、国はより排出・吸収量の総量が大きい分野に優先的にリソースを配分するのが通常であり、多くの国で、ブルーカーボンの出・吸収量のポテンシャルは他分野よりも小さい。したがって、国際的な活動量データが整備されない限り、ブルーカーボンを算定する国の数は大幅には増えないと考えられる。ただ、塩性湿地に関してグローバルな面積把握のデータが提供開始されるなど、国際的なデータ整備に向けた動きもみられる。国際的にブルーカーボンの算定を大きく後押ししたいのであれば、例えば、学术界でブルーカーボンに積極的な日本や豪州の研究機関等が中心となって、Tier 1 レベルの算定に対応するブルーカーボンに関する国際的な活動量データの整備を進めるべきだろう。

(2) 土地利用区分把握の技術的困難さ

ブルーカーボン生態系を LULUCF 分野の基本となる 6 つの土地利用区分に当てはめると、「湿地」（マングローブについては、森林定義を満たしている場合は「森林」、満たさない場合は「湿地」）に区分される。この土地利用区分の作成や、土地利用変化面積の把握において、先進国は 2010 年の GPG-LULUCF の正式導入以降、およそ 10 年かけてデータの改善を続けてきた。湿地、特に沿岸域を含めた面積把握に関しては、GHG インベントリ作成経験の豊富な国においても、導入初期における実務的な障壁、例えば、陸域外の面積を把握できる新たなデータの追加、既存の土地区分システムの下での新たな再区分の設定、単なる土地面積把握に留まらない GHG 排出・吸収に関係した活動量面積の把握方法などのゼロからの検討・構築等があり、多くの国で活動量データの整備が進んでいない状況にある。2017 年の SBSTA46 における湿地ガイドラインの扱いに関する議論においても、EU、カナダ、日本などから、定義やデータ把握の困難さが指摘されている[40]。そもそも途上国では、条約の下で義務適用となっている 1996 年改訂 IPCC ガイドラインにおいては「湿地」面積の把握が必要ないことから、多くの国において、土地利用区分の「湿地」に該当する地域を特定することにさえ課題がある。

パリ協定の実施ルールにより、全ての国に 2006 年 IPCC ガイドラインの利用が義務付けられたことから[43]、今後は全ての国が湿地を含めた土地区分に準拠した算定に取り組むこととなる。これまで、GHG 排出・吸収量の算定は、様々な国が試行錯誤を経て算定制度や報告方法を作り上げ、後発の国は、それらの国の算定を参考にしながら自国の制度を作り上げてきた。例えば、日本が利用しているエクセルの算定ファイル制度を他国へ導入している事例(JICA プロジェクト[69])、オーストリアのインベントリ報告書(初期において相対的に質が高かった)のフォーマットを取り入れ他の欧州諸国が報告書記述を改善した事例、エストニアやリヒテンシュタインによる隣国スウェーデンやスイスの算定制度を取り入れた事例、韓国が廃棄物分野の報告書を日本のフォーマットに基づき作成した事例などがある。

途上国を含む世界各国で「湿地」の土地利用区分の把握を進めるためには、(1)で指摘したように国際的な活動量データベースの構築を進めつつ、前述の事例のように、他国が追従できるような優良な「湿地」に関する報告書フォーマットを先進国が導入し、それを途上国が取り入れることを支援することが重要である。

(3)UNFCCC の枠組みの下での多数国間の課題(湿地ガイドラインの取扱い)

(1)及び(2)で示した課題や、2006年 IPCC ガイドラインの完全な適用が優先されることもあって、湿地ガイドラインは長年任意適用に留まっている。湿地ガイドラインが、パリ協定の下でも引き続き任意適用と位置付けられたことで、多くの国にとって直近の優先課題とは認識されず、当面は政策的な意図をもって活用を決めた国による取り組みのみが実施されると考えられる。

パリ協定の下では、先進国・途上国の区別なく、全ての締約国が同じ枠組みの下でインベントリの算定・報告・検証を行うことが想定される。しかしながら、前述(2)でも触れた通り、現時点での両者の経験値や能力には大きな差がある。条約及び京都議定書の下で、GHG インベントリ等を毎年提出することが義務づけられていた先進国(附属書 I 国)に比べて、途上国は、数年毎にしかインベントリ提出の機会がなかったため、GHG 排出・吸収量を算定するための国家体制が未だ十分に構築されていないことが珍しくない。京都議定書の下での先進国の GHG 吸排出量の報告は、算定に係る技術的事由が各国の削減目標達成に有利に働かないよう算定漏れ等については非常に厳しく対処する制度であった。しかしながら、パリ協定の下では、前述のような途上国については、算定可能な箇所からの漸進的な実施を促し、算定漏れについて過度に問題視しない形で柔軟に対応していくことで、当該国のインベントリの精度向上を促すことが想定されている。ブルーカーボンを含む湿地ガイドラインの方法論を途上国のインベントリ等に組み込んでいく際も同様、漸進的・段階的なアプローチが必要である。削減目標への活用に関しても、先進国と比較して途上国には圧倒的に経験が少ない。途上国向けに、知見の共有や専門家育成等の支援を行うことも重要である。

国際的な支援等によって、途上国においてインベントリ作成のための人材育成が継続的に行われ、途上国がブルーカーボンの算定を視野に入られるほどの体制を構築できるが、今後の広がりのカギになると考えられる。

6.5.3 ブルーカーボン算定に関する国内的課題（海藻の算定について）

2019年6月に閣議決定された日本の「パリ協定に基づく成長戦略としての長期戦略」においては、「ブルーカーボンの吸収源としての可能性を追求」することが明言された[70]。また、国内の研究グループより、湿地ガイドラインを踏まえた塩性湿地(干潟)、海草藻場、海藻藻場等の年間 CO₂ 吸収量の全国推計が発表され[63]、6.1 節で記載したように、国土交通省、農林水産省でも予算のついた具体的な取り組み始まるなど、日本におけるブルーカーボンの吸排出ポテンシャルは明らかになりつつある。日本は、米国・豪州に続いて、2013年湿地ガイドラインに基づき GHG インベントリにブルーカーボンを含める方向に舵をきった状況である。

具体的な算定の状況は 6.4 節に記述した通りであるが、日本の場合、桑江ほか(2019)[63]で指摘されているように、沿岸生態系全体の緩和ポテンシャルに占める海藻の割合が大きい(約 4~5 割程度)という特徴がある。そのため、湿地ガイドラインに含まれていない海藻の取扱いが問題となる。

海藻による炭素固定のエビデンスの集積状況を踏まえて、それらを根拠に湿地ガイドライン改正を目指すとする動きもあるが、この議論は、数百年単位で海洋中に存在する炭素貯留を評価しようとする取り組みであり、グローバルな海洋炭素循環の観点から、本当に緩和策に資する評価となっているのかについては注意深く検討を行う必要があると思われる。例えば、単純に海草・海藻の成長による一次生産の一定分が難分解炭素となるのであれば、それは通常の海洋生態系における炭素循環サイクルのインフローであり、人為的な緩和効果を評価するのであれば、それらの一次生産量をベースラインから増加させインフローを純増させた量を考慮する必要があると考えられる。

なお、新たな方法論を IPCC ガイドラインに掲載しようとする場合、各国の合意の下 UNFCCC から IPCC へ要請し、IPCC において専門家による方法論策定を行う必要がある。全締約国のコンセンサスを得ることは容易ではない。2019 年に IPCC ガイドラインの改正作業が終わったばかりというタイミングを踏まえると、5~10 年単位の時間がかかるプロセスとなることが予想される。既に、藻場の算定に向けた取り組みが動いている以上、まずは科学的に堅牢な方法論を開発し、日本のインベントリにおいて Tier 3 に該当する独自に算定を開始する(沿岸湿地の報告区分や共通報告表上での区分は、あまり詳細に作り込まれていないが、ルール上は「その他」のカテゴリーで算定・報告しよう)という選択肢を取る方が、現実的であり、将来的な湿地ガイドライン改正に向けての土台にもなりうると思われる。

6.5.4 目標化の課題

日本を含む各国のインベントリ、そして次の段階として NDC の中へブルーカーボンを組み込むにあたっては、上記の課題とともに、人為性の検討、時系列情報の構築、網羅性の確認、削減目標の基準となるベースライン設定の検討など、整理すべき課題が山積している状況である。それらに対応していくためには、UNFCCC の枠組み内においてのみならず、枠組みの外側における活動も重要である。研究の推進(研究論文の蓄積、IPCC の TFI 排出係数データベース[71]への係数の登録(登録によって正式な係数として位置づけられるわけではないが、研究実績の可視化になる))は言うまでもないが、ブルーカーボン国際パートナーシップ等の取組を通じて、ブルーカーボンに積極的な国・機関同士の連携・情報共有を続けていくことも有用である。沿岸生態系には、炭素貯留だけでなく、生物多様性保全、防災、食料生産などの様々な便益(コベネフィット)があることも踏まえて、SDGs(特にゴール 14(海洋))推進の観点からの取り組んでいくことも求められる。日本では、横浜市など、既に積極的にブルーカーボンに取り組んでいる自治体があり[72]、そのような動きが日本各地に広がり、政府の動きを後押ししていくことも想定される。

6.5.5 結語

本研究では、気候変動対策の主要メンバーとして関与してこなかったブルーカーボンのコミュニティを念頭に、吸収源及びブルーカーボンの法・技術的情報を包括的に提供し、GHG インベントリ算定の側面からのブルーカーボン算定の進捗状況及び現状を示し、INDCにおけるブルーカーボンの扱いについて正しい解釈を取りまとめた。その上で、日本の凡その吸収ポテンシャルのレベル感を明らかにし、今後ブルーカーボンの算定を進めるのであれば、解決しなければならない課題を取りまとめた。

2020年のパリ協定運用開始以降、今後は、5年毎に各国がNDCを更新・再提出する(パリ協定4条)が、近年のブルーカーボンに関する議論を踏まえて、各国のブルーカーボンの取扱いに変化があるか、注目される。日本においては「ブルーカーボンの吸収源としての可能性の追求」が始まったばかりである。まずは科学的な裏付けに基づくGHGインベントリへのブルーカーボンの組み込みを数年内に実現することが望まれる。NDCs(削減目標)へのブルーカーボンの組み込みについては、NDCs更新・再提出のタイミングを見据えつつ、「吸収源を排出削減が進まないことの隠れ蓑にしているのではないか」といった批判や疑心暗鬼を生まないように、科学ベースの方法論を構築しつつ、その是非について緻密に検討していくことが肝要である。

また、IPCCガイドラインでは沿岸湿地生態系の方法論を提示したものの、日本で最も関心の高い海藻の算定方法については、十分な国際的なガイダンスが与えられていない、低次のTierの算定を実施するための国際的なデータセットが不足しているという問題点がある。特に、日本の海洋コミュニティが適用を模索している海藻の第一次生産量に応じた残存率を考慮した算定については、根拠となる学術論文がまだ完全には揃っておらず、パラメータ的な値の検証や推計された吸収固定ポテンシャルのグローバル炭素循環的な視点からの検証は、今後の学術的な課題となっている。

なお、本章の内容は、本学位論文の参考論文として提出した、藤井・佐藤「国連気候変動枠組条約の下での「ブルーカーボン」に係る現状と課題」、海洋政策研究 14, pp89-109 [73]の内容を基に、情報の追記や試算値の追加を行って記述したものである。

参考文献

1. IPCC (2013), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, chapter 6, Carbon and Other Biogeochemical Cycles.
2. UNEP (2009), Blue Carbon - The Role of Healthy Oceans in Binding Carbon.
3. IPCC (2014), 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., T. Krug, K., Tanabe, N., Srivastava, J., Baasansuren, M., Fukuda, and t. G. Troxler (eds.), published by IPCC, Switzerland.
4. UNFCCC (2013), Decision 24/CP.19. Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2013/cop19/eng/10a03.pdf#Page=2>
5. IPCC (2019), IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)], in press.
6. Herr, D. and E. Landis (2016), Coastal Blue Carbon Ecosystems, Opportunities for Nationally Determined Contributions, The Nature Conservancy, IUCN, Washington DC, USA.
7. UNFCCC (2019), FCCC/SBSTA/2019/5, Report of the Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice on its fifty-first session, held in Madrid from 2 to 9 December 2019. available from https://unfccc.int/sites/default/files/resource/sbsta2019_05E.pdf
8. 国土交通省, ブルーカーボン生態系の活用に向けた取組の推進～地球温暖化防止に貢献するブルーカーボンの役割に関する検討会の設置～. https://www.mlit.go.jp/report/press/port06_hh_000170.html accessed 1 Nov. 2020.
9. 革新的環境イノベーション戦略, 統合イノベーション戦略推進会議決定, 令和2年1月21日. <https://www.kantei.go.jp/jp/singi/tougou-innovation/pdf/kankyousenryaku2020.pdf> accessed 1 Nov. 2020.
10. 農林水産技術会議, 令和2年度に新規採択された農林水産研究推進事業委託プロジェクト研究の概要、実績、成果等. <https://www.affrc.maff.go.jp/docs/project/seika/2020/seika2020.html> accessed 1 Nov. 2020.
11. UNFCCC, National Inventory Submissions 2018. <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submission-s-2018>
12. UNFCCC, Submitted INDC. <https://www4.unfccc.int/submissions/indc/Submission%20Pages/submissions.aspx>
13. IPCC (2018), Annex I: Glossary [Matthews, J. B. R. (ed.)], p.543 in Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways [Masson-Delmotte, V., and et al. (eds.)].
14. Kuwae, T, and M. Hori (eds.) (2018), Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems, Springer,

- 堀・桑江編 (2017), 『ブルーカーボン』, 地人書館.
15. 1992 United Nations Framework Convention on Climate Change (adopted 9 May 1992, entered into force 21 March 1994) 1771 UNTC 107. 日本語公定訳については、外務省ウェブサイト「条約データ検索」より入手可能。
https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/treaty/pdfs/B-H6-0011_1.pdf
 16. Glossary of climate change acronyms and terms, UNFCCC ウェブサイト。
http://unfccc.int/essential_background/glossary/items/3666.php#R
 17. 2015 Paris Agreement (adopted 13 December 2015, entered into force 4 November 2016) in UNFCCC, Decision 1/CP.21, Addendum, UN Document FCCC/CP/2015/10/Add.3 (2 February 2015). 日本語公定訳については、外務省ウェブサイト「条約データ検索」より入手可能。
<https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/treaty/pdfs/B-H28-007.pdf>
 18. D. Bodansky (1993), The United Nations Framework Convention on Climate Change: A Commentary, *Yale J. Intl. Law*, 18, 517-519.
 19. B. Kjellen (1994), A Personal Assessment, in *Negotiating Climate Change: Inside Story of the Rio Convention*, I. M. Mintzer, and et al. (eds.), Cambridge University Press, pp.168-169.
 20. Rahman, A., and A. Roncerel (1994), A View from the Ground Up, in *Negotiation Climate Change* (supra note 14), pp.269-270.
 21. Because the Ocean. <https://www.becausetheocean.org/>
 22. Ocean Pathway. <https://cop23.com.fj/the-ocean-pathway/>
 23. Marrakesh Partnership (UNFCCC ウェブサイト内).
<https://unfccc.int/climate-action/marrakech-partnership-for-global-climate-action>
 24. Roadmap to Ocean and Climate Action (ROCA) Initiative. <https://roca-initiative.com/>
 25. UNFCCC (2019), Decision 1/CP.25. Chile Madrid Time for Action.
 26. UNFCCC (2020), Ocean and Climate Change Dialogue to consider how to strengthen adaptation and mitigation action.
<https://unfccc.int/event/ocean-and-climate-change-dialogue-to-consider-how-to-strengthen-adaptation-and-mitigation-action>
 27. IPCC (2000), Special Report on Land Use, Land-Use and Forestry, Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, and D. J. Dokken (eds.), Cambridge University Press, UK. pp.375.
 28. UNFCCC (2005), Decision 16/CMP.1. Land use, land-use change and forestry.
 29. IPCC (2003), Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF), Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
 30. IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006GL), Eggleston, S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
 31. UNFCCC (2008), FCCC/KP/AWG/2008/CRP.1. Round table on the means to reach emissions reduction targets. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2008/awg5/eng/crp01.pdf>

32. UNFCCC (2008), FCCC/KP/AWG/2008/L.5. Land use, land-use change and forestry.
<https://unfccc.int/resource/docs/2008/awg5/eng/l05.pdf>
33. IPCC (2011), IPCC Expert Meeting on HWP, Wetlands and Soil N₂O, Eggleston H. S., N. Srivastava, K. Tanabe, J. Baasansuren, and M. Fukuda (eds.), published by IGES, Japan.
34. UNFCCC (2011), FCCC/SBSTA/2010/L.18, Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention, Draft conclusions proposed by the Chair, para.4.
35. IPCC (2011), Terms of Reference of the 2013 Supplement will cover the same greenhouse gases included in the 2006 IPCC Guidelines, Task Force on National Greenhouse Gas Inventories. available from <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/wetlands.html>
36. IPCC (2011), Chapter Outline of the 2013 Supplement will cover the same greenhouse gases included in the 2006 IPCC Guidelines, Task Force on National Greenhouse Gas Inventories.
37. IPCC (2013), Report of the 37th session of the IPCC.
<https://www.ipcc.ch/meeting-doc/ipcc-37-adoption-and-acceptance-of-2-methodology-reports-batumi-georgia-14-18-october-2013/>
38. UNFCCC (2013), FCCC/SBSTA/2013/5, Report of the Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice on its thirty-ninth session, held in Warsaw from 11 to 17 November 2013 paras. 80-82.
39. UNFCCC への各国・機関のサブミッションは、UNFCCC ウェブサイト上の” Submission Portal” (<https://www4.unfccc.int/sites/submissionsstaging/Pages/Home.aspx>)にて参照することができる。
 湿地ガイドラインに関する日本政府サブミッション
[https://www4.unfccc.int/sites/SubmissionsStaging/Documents/112_65_131340562361841249-SUBMISSION_SBSTA_IPCC%20GUIDELINES%20ON%20WETLAND_JAPAN\(FINAL\).pdf](https://www4.unfccc.int/sites/SubmissionsStaging/Documents/112_65_131340562361841249-SUBMISSION_SBSTA_IPCC%20GUIDELINES%20ON%20WETLAND_JAPAN(FINAL).pdf)
 accessed 1 Nov. 2020.
 カナダ政府サブミッション
https://www4.unfccc.int/sites/SubmissionsStaging/Documents/175_65_131336519294032372-2017_Submission%20by%20Canada_IPCC%20Wetlands%20Supplement_SBSTA%208a.pdf
 accessed 1 Nov. 2020.
 EU サブミッション
https://www4.unfccc.int/sites/SubmissionsStaging/Documents/783_65_131322270177645172-MT-02-22-EU%20Submission%20Wetlands%20for%20Reporting%20in%20national%20GHG%20inventories.pdf accessed 1 Nov. 2020.
40. UNFCCC (2017), FCCC/SBSTA/2017/L.2. Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention, para. 2.
41. UNFCCC (2018), FCCC/SBSTA/2018/4. Report of the Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice on the first part of its forty-eighth session, held in Bonn from 30 April to 10 May 2018, para. 83.
42. UNFCCC (2013), Decision 6/CMP.9. Guidance for reporting information on activities under Article 3, paragraphs 3 and 4, of the Kyoto Protocol.

43. UNFCCC (2018), Decision 18/CMA.1. Modalities, procedures and guidelines for the transparency framework for action and support referred to in Article 13 of the Paris Agreement. Para. 20. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/CMA2018_03a02E.pdf#page=18.
44. UNFCCC (2005), Decision 2/CMP.1. Principles, nature and scope of the mechanisms pursuant to Articles 6, 12 and 17 of the Kyoto Protocol. para. 5.
45. Australian Government (2018), National Inventory Report 2018.
46. United States Environmental Protection Agency (US-EPA) (2019), Inventory of U. S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks.
47. UNFCCC (2019), A Compilation of Questions to - and Answers by- Australia, https://unfccc.int/sites/default/files/resource/SBI50_AUS_MA_QA.pdf pp. 8-9 accessed 1. Nov. 2020.
48. UNFCCC (2000), FCCC/SBSTA/2000/Misc.6. Methodological issues: Land-use, land-use change and forestry. Submissions from Parties. Note by the secretariat.
49. UNFCCC, REDD+ Web Platform, Submissions. <https://redd.unfccc.int/submissions.html>
50. United Arab Emirates Ministry of Energy and Industry (2018), United Arab Emirates Fourth National Communication Report. [https://unfccc.int/sites/default/files/resource/United%20Arab %20 Emirates%20NC4%20revised.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/resource/United%20Arab%20Emirates%20NC4%20revised.pdf)
51. Kingdom of Saudi Arabia Designated National Authority (2018), the First Biennial Update Report. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/18734625_Saudi%20Arabia-BUR1-1-BUR1-Kingdom%20of%20Saudi%20Arabia.pdf
52. UNFCCC (2015), Decision 1/CP.21. The Paris Agreement. para.28.
53. Gallo, N. D., D. G. Victor, and L. A. Levin (2017), Ocean commitments under the Paris agreement, *Nature Clim. Change*, 7, 833-838. <https://doi.org/10.1038/nclimate3422>
54. UNFCCC (2015), Decision 1/CP.21, The Paris Agreement. Para. 25.
55. UNFCCC website, “COP26 postponed”. <https://unfccc.int/news/cop26-postponed>
56. NPO 法人「マングローバル」, 鹿児島&沖縄マングローブ探検. <https://www.manglobal.or.jp/>
57. FAO (2007), The world's mangroves 1980-2005, FAO Forestry Paper 153.
58. 沖縄県資料, マングローブ林の変遷. <https://www.pref.okinawa.lg.jp/site/kankyo/saisei/documents/saisei05.pdf>
59. 馬場 (1994), マングローブの生態と利用. *日本海水学会誌* 48, 367-377.
60. 増野他 (2012), 沖縄島におけるマングローブ利用の地域性. *日本地理学会発表要旨集 2012 年度日本地理学会春季学術大会*: 22.
61. 環境省, 自然環境保全基礎調査. https://www.biodic.go.jp/kiso/fnd_list_h.html
62. 海の自然再生ハンドブックその計画・技術・実践-第2巻干潟編 (2003), (株)ぎょうせい.
63. 桑江他 (2019), 浅海生態系における年間 CO₂ 吸収量の全国推計, *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, 75, 10-20.
64. 2015 年 9 月の国連サミットで採択された「持続可能な開発のための 2030 アジェンダ」に含まれている、2030 年までのグローバルな目標.持続可能な世界を実現するための 17 のゴール・169 のターゲットから構成され、ゴール 14 は海洋に関するゴールである.

- SDGs website, <https://www.un.org/sustainabledevelopment/>
65. UNFCCC (2015), Decision 1/CP.21, The Paris Agreement. Article 4 paragraph 1.
 66. International Energy Agency (IEA), Data and statistics.
[https://www.iea.org/data-and-statistics?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=Total%20primary%20energy%20supply%20\(TPES\)%20by%20source](https://www.iea.org/data-and-statistics?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=Total%20primary%20energy%20supply%20(TPES)%20by%20source) accessed 1 Nov. 2020.
 67. FAOSTAT, <http://www.fao.org/faostat/en/#home> accessed 1 Nov. 2020.
 68. Blue carbon initiative, New Guidance for Countries about Including Blue Carbon in NDCs,
<https://www.thebluecarboninitiative.org/news/2020/2/27/new-guidance-for-countries-about-including-blue-carbon-in-ndcs?rq=guidance>
 69. JICA, ODA みえる化サイト,「国家温室効果ガスインベントリー策定能力向上プロジェクト」(ベトナム). <https://www.jica.go.jp/oda/project/0900449/index.html>
 70. 環境省『パリ協定に基づく成長戦略としての長期戦略』p.43.
<https://www.env.go.jp/press/106869.html>
 71. IPCC Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI), Emission Factor Database (EFDB), <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/main.php>
 72. 横浜市ウェブサイト,「横浜ブルーカーボン事業」.
<https://www.city.yokohama.lg.jp/kurashi/machizukuri-kankyo/ondanka/etc/ygv/bluecarbon.html>
 73. 藤井, 佐藤 (2020), 国連気候変動枠組条約の下での「ブルーカーボン」に係る現状と課題, 海洋政策研究, 14, 89-109.

第7章 結論

本論文では、これまで主に着目されてきた森林バイオマス以外の様々な土地利用、炭素プールにおける炭素蓄積（ストック）、炭素動態の評価を行い、比較的基礎データが不足しがちなこれらの土地利用において、温室効果ガスインベントリにおける算定精度向上につながる、データの活用方法や、算定方法の利用方法を示した。

○第1章

本研究の背景や目的を記載するとともに、実務関係者ではないと全体像を把握しにくい、UNFCCC 交渉における吸収源の扱いの経緯や考え方、IPCC ガイドラインにおける土地利用分野の算定方法をまとめた。

○第2章：伐採木材製品（HWP）

第2章では伐採木材製品中の炭素蓄積変化について、その潜在的な吸収量としてのインパクトが森林吸収量の約10%程度で、排出量全体を1%程度相殺する規模があることを示したほか、これまでの国際交渉における論点や議論の状況を包括的に記載した。

国際貿易される木材製品中の炭素蓄積変化量を、どこの国に所属させて算定を行うべきかを整理したシステムバウンダリーの考え方は、従来国際的に整理されてきた4分類ではなく、6分類で検討すべきであるとの考え方を始めて提唱した。また、国際的な二重計上や計上漏れを防ぐための計上方法について考察し、国際的なシステムバウンダリーの設定方法を示した。

HWP は、現状の INDC では 51 カ国が森林を目標に入れておらず、その国数は INDC を提出した国とグループ 3 割近くを占めるが、全球的な木材生産量で考慮するとそれらの国が算出する木材量はおよそ 5%程度であり、削減実施の網羅性の観点からは、森林や伐採木材に関する緩和策については国数のカバー率で考慮することは適切ではないことを示した。

このような状況を踏まえると、森林や林業が主要な土地利用・経済ではない国においては、伐採時にその木材中を即排出として算定する即時排出のアプローチが必要であること、国の一部の伐採しか目標に入れていない国もあり、国全体の HWP 中炭素量の情報が必要となるアプローチは、国際的な共通アカウンティングルールとしては採用が困難であることを示した。

HWP の算定に関する今後の課題としては、現在 HWP の炭素蓄積変化量の貢献を計算していない主要木材輸出国・輸入国となる途上国があり、世界的には木材生産量の 4 割程度が HWP としての炭素蓄積変化が考慮されていない点が挙げられる。今後、それらの国が HWP の報告を開始した際に算定アプローチの選択や算定精度が全球的な HWP の計算に大きく関係すること、IPCC ガイドラインにおいて First Order Decay 法に適用する製品の半減期のデータが 2 度の改訂においても更新されておらず、長期利用を目的とした緩和効果や、細かい製品ごとの製品寿命の違いが IPCC の標準方法論上、十分に考慮しきれていないこと、全球的な評価が基本的に FAOSTAT のデータベースに依拠するものが多く、高次方法論の適用時とどれだけの差異が生ずる可能性があるか不明な点なども課題となっている。UNFCCC での国際交渉上の論点や、算定式的な問題はほぼ解決されている状況であり、上

記の様な内容については、更なる学術的な検討が重要であると考えられる。

○第3章：土壌の算定

第3章では、土壌炭素プールに着目し、多くの国が採用している土地利用別の平均土壌炭素量を、土地利用変化が生じた際の変化前と変化後の数値として利用して、土地利用変化時の土壌炭素変化量を算定することは、科学的には不正確な結果を導きやすいことを示した。更に、現在 GHG インベントリで実施されている算定の方法を包括的にレビューし、IPCC ガイドラインに示された標準的な算定方法に厳密に準じた算定方法がほとんど実施されていない事実を踏まえて、簡素な算定を行う上で、好ましい仮定の置き方等についての考察を行った。

現状、GHG インベントリの報告・審査に携わっている専門家の間では上記で述べたような課題が十分に認識されておらず、学術的な側面から情報提供を行うことの意義は大きいと考えられ、より正確性の高い算定方法の検討を各国が実施していく一助となることが期待できる。また、現在途上国においては、土壌炭素蓄積変化の算定が十分に進んでいないが、この先その算定に取り組む際に、先進国がこれまでの GHG インベントリ作成で直面してきた土壌算定の課題や改善策を広く周知することで、同様の轍を踏まずにより好ましい算定が実施できると考えられる。

なお、開発地への土地転用においては、通常造成を伴い、土地転用前の表土層がそのまま維持されない場合も多くあることから、現在の IPCC ガイドラインの土壌炭素蓄積変化の算定方法である表層土壌の炭素量の違いを考慮するアプローチは、実態として適用できない変化であり、この点の知見の蓄積や方法論の開発が将来的な課題となる。

○果樹バイオマス

第4章では、果樹のバイオマスに着目し、算定方法の精緻化の状況を取りまとめ、日本の果樹炭素ストック量とその変化量の推計を提示した。日本における果樹の炭素ストック量は 10t-C/ha 程度の値に収斂するが、果樹は剪定等を行って樹形を維持する等の特徴があり、他国でも類似の値となり、この値は気候帯依存性が低いことを明らかにした。

2019年改良 IPCC ガイドラインの策定過程では、2006年 IPCC ガイドラインの木本生作物農地の炭素蓄積量、成長量のデフォルト値が不適切であり、また樹園地内の更新時、土地利用変化時で異なる蓄積量のデータを適用することが必要と考えられることから、全面的にデフォルト値を更新し、算定のガイダンスの書き換えを実施した。この改定の結果、GHG 算定の観点では、果樹バイオマスの炭素蓄積変化の算定に必要なデータや算定方法はほぼ提示されていると考えられる。一方で、果樹園の廃園や、剪定枝処理過程の焼却等による GHG 排出算定のパラメータや活動量把握の精度がさほど高くなく、その情報更新や算定精度にも課題があるほか、木本生バイオマスの炭素蓄積量のデータは、IPCC ガイドラインにも採用される基礎データでもあり、その様な観点でのデータの取りまとめを進めることは、学術的にも有意義であると考えられる。

○開発地バイオマス

第5章では、開発地（都市）における緑地の吸収源に着目し、算定方法・データの精緻

化を検討した。開発地以外の土地利用は、植生は気温・降水量等の自然条件に大きく関係することから、その吸収量も自然条件依存性が高いが、都市のバイオマスは、恣意的に樹木を選んで植栽する、落葉落枝が少ない、見た目が映える等で好まれる樹種があることから、気候依存性が低いこと、都市レベルの計算は多くの研究事例が得られる一方、国レベルの平均値として用いることができるデータの構築事例は数例のみであり、国別データの開発にはまだ課題があることが明らかになった。なお、この状況も踏まえ、IPCC ガイドラインの開発地バイオマスデフォルト値の更新を検討し、単木成長量として0.005~0.01 t-C/tree というグローバルデフォルト値をまとめ、2019年の改良 IPCC ガイドラインに提案し・採択された。

上記の通り、国レベルで適用できる吸収係数の知見が限られていること、バイオマス以外の算定も十分に提示できていないことが開発地の炭素蓄積変化算定の課題である。

○沿岸湿地の算定

第6章では、近年海洋コミュニティにおいて議論が活発になっている「ブルーカーボン」について、他の吸収源の検討と同じレベルで議論が可能な様に、ブルーカーボンを取り巻く法技術的状况を明らかにした。その中で、各国のGHG インベントリの算定方法や、NDCの内容を包括的にレビューすることで、実際の算定実施の状況や算定の難易度を明らかにしたほか、一部NGOが主張するINDCにブルーカーボンを含んでいる国の数は、明らかに過大評価であることも明らかにした。また、日本としての吸収ポテンシャルの試算を行い、削減対策における見込み量を考察した。

本分野の最大の問題は、政策的な注目が集まる一方で、国別の排出・吸収量の計算がほとんど進んでいないことであり、その実践及び、国際的なデータセットの整備、方法論がIPCC ガイドライン中に提示されていない海藻藻場については、算定に用いる方法論やデータに関する学術的な情報提示が課題となっている。

別添：附属書 I 国の土壌炭素蓄積変化の算定方法論

本別添では、UNFCCC に先進国（条約附属書 I 国）から提出された温室効果ガスインベントリ [1] における、鉱質土壌の炭素蓄積変化に関する方法論の詳細を提示する。文中では、各土地利用区分を示す略語を用いている場合があり、F は森林、C は農地、G は草地、W は湿地、S は開発地、O はその他の土地を意味し、LUC は土地利用変化、LF は転用された森林を意味する（C,G,W,S,O も同様）

1. オーストラリア

全土地利用（実質的には森林、農用地及びその関連する土地利用変化）を対象に National Soil Carbon map や、その他の気候・気象・営農活動、炭素プール間のマスバランス等の情報を用いた、FullCAM という炭素収支のマスバランスを考慮したプロセスモデルをベースとする算定システムが適用されている。FullCAM モデルは、全炭素プールを対象としているが、生体バイオマス・腐植及び土壌インプットデータまでを網羅する、森林を対象とした CAMFor コンポーネント及び農地・草地を対象とする CAMAg コンポーネント、これらのインプットデータを踏まえて土壌炭素プールを Roth C モデルを用いて算定する Roth C コンポーネントの 3 つに分かれている。

土壌の計算は、基本的に森林、農地、草地（湿地が関わる土地転用を除く）の関係する土地利用・土地転用は Roth C モデルにより計算されている。湿地ガイドライン適用部分は Tier.2、開発地への転用は Tier.1、その他の土地はすべて非管理地と想定（炭素ストック変化は考慮しない、またその他の土地への土地転用は想定しない）としている。

FullCAM モデルは、25m×25m の範囲の深度 30cm までの土壌炭素変化（管理活動の影響）を把握するアプローチ 3 の wall to wall 形式のモデルで、空間精度は活動量として土地利用変化が把握できるリモセンの最小精度に合わせて設定されたものである。入力データは、位置情報付きの気候データ、土壌の粘土含有量及び水分保有量、初期条件の土壌炭素量、5 年おきのセンサスから得られる生育作物のタイプ・耕起頻度や残渣処理に関する管理情報など。有機土壌炭素や食物残渣の分解は、オーストラリアの状況で調整された一次減衰関数に応じた分解率にて設定。月レベルでモデルを回している。管理の影響は、1990 年時点で管理状況を以降の年次すべてに適用するシナリオと、1991 年以降も管理の状況を適時反映するシナリオの 2 種類を回し、その差を管理の影響として把握している。

土壌炭素量の情報は、Viscarra-Rossel et al. (2014) [2] により得られたオーストラリア全土を網羅する土壌地図を元にしており、土地利用区分は、国の土地利用地図による、1) 森林、2) 農地、3) 草地、4) 森林減少地、5) 森林から農地・草地への転用地、6) 草地から森林への転用地、7) 疎な木本生植生を有する土地、との分類と、リモセンの組み合わせにより IPCC の土地利用カテゴリーを把握している。土壌の転用期間は 50 年で設定している（そのため 1940 年からの面積を把握していることになっている）。

項目	内容
国名	オーストラリア

土壌算定方法論	森林、農地、草地（下記を除く）：Roth C を用いた Tier.3 モデル計算 湿地の絡む土地転用：湿地ガイドラインを用いた Tier.1 開発地への転用：Tier.1
土壌算定対象土地区分	全土地利用一括（実質的な算定対象は、森林、農用地、沿岸湿地及びその関連する土地利用変化）
土地表現	Wall to wall 形式のアプローチ 3。空間解像度は 25m
土壌深度	30cm まで
土壌炭素量設定	Wall to wall の 25×25m のグリッド毎

2. オーストリア

転用の無い森林は Yasso07 モデルを用いて NFI（National Forest Inventory）の情報を踏まえて算定。NFI は最近では 2002 年、2009 年に更新されているが最終更新年以降の情報は基本的に最終更新年のデータを据え置きで活用している。86/90 と 07/09 の NFI の間では全調査点の結果として土壌炭素ストックは年間 0.2t-C/ha の割合で減少しているという結果が出ている。また、森林の土壌の炭素ストックの変化には林道の新たな開設が影響しており、林道の影響も算定に組み込んでいる。具体的には、生産林の平均土壌炭素ストックが深さ 50cm までで 140 t-C/ha と推定されているところ、林道の裸地部は 0 t-C/ha、同被植生地は 60 t-C/ha、裸地部と被植生地の割合は国内論文より 1:1 と設定し、林道の平均土壌炭素量 30 t-C/ha に対し、20 年間で 110 t-C/ha の炭素量の減少が生ずると推定している。（NIR2019 p406）

森林に転用された土地、及び森林から転用された土地については、5 つの森林地域区分（Bohemian Massif, Inner Alps, Calcareous Alps, Foothills and Alpine ridge）に対する、各土地利用下位区分別（森林、農地：農地・ワイン畑・果樹、草地：集約的管理草地・粗放的管理草地、湿地：水面、開発地：居住地・交通用地、工場・採掘地・処分場、その他の土地：山岳草地、岩石地、その他）の平均土壌炭素量を設定し、Tier.2 手法と同様の転用前後の炭素量比較により 20 年間に生じる炭素ストック変化量を計算。平均土壌炭素量は、森林インベントリ（NFI）の更新時期に合わせて各土地利用変化の下位区分別面積で加重平均したものを 3 期間設定しており、森林への転用と森林からの転用では若干異なる値となっている。

転用の無い農地は、IPCC ガイドラインの標準手法に則り参照土壌炭素量に対して 3 つの炭素係数（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_i ）を乗じて炭素ストック変化を算定する方法である。2016 年提出より採用されている方法論では、単年生作物農地、木本生作物農地内においては、5 種類の農地管理タイプに応じた炭素係数を設定し、その 20 年間遷移から単年当たりの炭素変化係数を求め、各年の管理タイプ面積にその単年係数を乗ずる改良 Tier.2 的な方法を適用している。基準とする土壌炭素量は 50 t-C/ha（1990 年時点、30cm まで）と設定している。

転用の無い草地は、1990 年と 2011 年の 2 時点を用いて標準 Tier.2 により算定。

単年生作物農地と木本生作物農地間の転用、及び草地と農地の変化、農地・草地からの転用は、それぞれの平均土壌炭素量の間を 20 年の遷移期間を経て変化すると想定し、単年の変化量に対応する面積に乗じて計算している。この数値は、森林の様に地域分類はしておらず、全国で一本の値である。深さは上記の通り 30cm までで、それぞれの平均土

壤炭素ストック量設定値、単年生作物農地 50 t-C/ha、木本性作物農地 57 t-C/ha、草地 70 t-C/ha。開発地の平均土壤炭素ストック量は、専門家判断により、植生のある土地（草地と同等と仮定）と被覆地（ストック 0）の面積比より両者の平均土壤炭素量を加重平均した値を利用している。この結果として転用が発生した場合の開発地の炭素量は 40 t-C/ha となる（被覆地の割合は 43.5%を利用）(NIR2019 p464-465)。また、湿地（湛水地）への転用は、20 年遷移期間の利用が現実的でないとして未推計である。なお、土地転用に用いる土壤炭素量について、転用の無い土地で計算している炭素ストック変化は反映していないことが特徴。

土地利用データは 20 年遷移期間を踏まえて 1970 年より（木本生農地は 2006GL のデフォルトバイオマス生育期間が 30 年のため 1960 年より）統計情報を元に把握。土地面積把握においては、以下の様な基準を置いて分類を実施している。

1. 国土面積と整合させる（差異はその他の土地につける）
2. 区分内での整合性を取る。
3. 利用しているデータ間で、信頼度を元に階層を設定し、上位階層のデータを尊重する。順番は、実データとしての NFI>実データとしての農業統計>それ以外の情報源を元に設定した土地利用変化>推計による土地利用変化>総面積との辻褃合わせ。(NIR2019, p379)

開発地面積は、2006 年以降は不動産データにより毎年更新しており、それ以前は不定期更新のため欠損年は内挿により対処（NIR2019 p379 あたり）。

項目	内容
国名	オーストリア
土壤算定方法論	FF : Yasso07 を用いた Tier.3 モデル計算 LF、D : 深さ 50cm の平均炭素ストック量の比較 (Tier.3) CC : 農地管理タイプ別の炭素変化係数を用いた改良 Tier. 2 CG、GC、CS、GS : 平均炭素ストック量の比較 GG : 標準 Tier.2
土壤算定対象土地区分	4A1、4A2、4B1、4B2、4C1、4C2、4E2、4F2
土地表現	森林インベントリ、統計、不動産データ等の利用
土壤深度	森林及び森林関係の LUC : 50cm まで、森林以外 : 30cm まで
土壤炭素量設定	地域別 5 分類×土地利用細区分別 12 分類×時系列 3 分類

3. ベルギー

森林は、2018 年のインベントリ提出まで、研究論文の成果を活用し、1960～2000 年の土壤炭素ストック変化について、ワロン地方は 0.55 t-C/ha/yr、フランドル地方は 0.425 t-C/ha/yr（フランドル地方は森林土壌中の有機物量がワロン地方よりも低いとする研究成果も踏まえた専門家判断）という係数を用いて算定していたが、ワロン地方で得られた 2014 年の土壤調査の結果が 2004 年の炭素量とほとんど変わらなかったこと、土壤量を踏まえると年間変化が他国と比較して非常に多く、また森林経営活動の側面からそのような

変化を説明できる事象がなかったとして、2019年提出より森林の土壤炭素量は変化しないという形式に、算定方法を変更した。

農地、草地については、1990年時点の Corine Land Cover データベースを基にした土地利用区分とデジタル土壤図を重ね合わせることで、国土を 10 万個程度の土地ユニット (landscape unit) ポリゴンに分類し、これを鉱質土壤算定の基礎データとしている。土地利用区分は元々の細分類を 11 の大分類 (1 農地、2 草地、3 広葉樹林、4 針葉樹林、5 混交林、6 fallow land、7 heath land、8 沼湿地性植生、9 土石採掘地、10 泥炭地、11 未分類) に分けたものを利用し、土壤は土壤条件や排水条件による 64 分類を利用。各種土壤調査の結果を各ポリゴンに割り当てて土壤炭素量を推計している。ただし、この算定は毎年実施しておらず研究調査の一環として行われている。フランドル地方は 1960 年と 2006 年、ワロン地方は 1955、2005、2013 年の間で、年間土壤炭素ストック変化係数を求めてインベントリに反映している (フランドル : CC -0.016t-C/ha/yr、GG -0.019 t-C/ha/yr、ワロン : CC -0.066t-C/ha/yr、GG : 0.302t-C/ha/yr)。ワロン地方は equivalent mass による推計を行っているとの説明がある。

土地利用変化は、ワロン地方 (含ブリュッセル) とフランドル地方別に 6 つの土地利用区分の平均的な炭素ストック量 (下表) を、国内の調査結果と専門家判断により設定し、土地利用前後の炭素量の比較で計算。

開発地は、転用の無い開発地はほぼコンクリートで被覆されているため、専門家との相談の下、変化は起きてないとする Tier 1 を適用した。転用された開発地は、主に草地と農地から生じており、開発地の土壤量はデータがないため、最も土壤炭素量の少ない農地の値を代用している (48t-C/ha)。 (ただし、農地の数値は 2020 年には更新されている)。

項目	内容
国名	ベルギー
土壤算定方法論	FF : 変化なしとして算定。 CC、GG : 研究論文による平均年間土壤炭素ストック変化量を用いて報告。土地利用と土壤条件を重ね合わせたポリゴンと、土壤調査結果を組み合わせた推計 LUC : ワロン地方 (含ブリュッセル) とフランドル地方別に 6 つの土地利用区分の平均的な炭素ストック量を、国内の調査結果と専門家判断により設定し、土地利用前後の炭素量の比較で計算 森林内の算定、農地・草地内の算定、土地利用変化に用いている算定において、必ずしも利用している土壤炭素量のデータは一貫していない。
土壤算定対象土地区分	森林、農地、草地、及び土地利用変化
土地表現	アプローチ 3
土壤深度	30cm まで
土壤炭素量設定	国別 2 分類 × 土地利用区分別 6 分類

4. ブルガリア

転用の無い森林の土壤炭素ストック変化は、以前は「JRC が CBM モデルで実施した推計データ[3]を用いて 2000 年以降の変化を報告しており、それ以前は線形外挿」という方法論を適用していたが、森林の土壤炭素に関する国内文献をレビューし、自然攪乱、森林経営活動のいずれにおいても土壤炭素ストックを変化させるだけのものではないとして、ストック変化はゼロとしている。

土地利用変化時の土壤炭素ストック変化の算定は転用前後の平均的な土壤炭素量の比較を行っている。転用の無い農地における、単年生作物農地と木本生作物農地の間の土地利用変化時も同様の方法が適用されている。

各土地利用の土壤炭素の量の設定においては、森林土壌については 1986 年以降定期的に調査が行われており、0-5、5-10、10-20、20-40cm の層における土壌の物理化学情報を測定している。農地、草地土壌については国内の環境モニタリング制度による情報と 2012 年に実施された土壌インベントリの情報から把握しており、0-20cm、20-40cm の層における土壌の物理化学情報が存在する。

土壤炭素量の推計は、ブルガリアの土壌地図と Corine Land Cover data による土地被覆情報から、各土地利用区分における土壌タイプ毎にサンプルデータを集約し、加重平均を行うことで各土地利用における平均的な土壤炭素量を求めている。設定された土壤炭素ストック量は、森林 78.26 t-C/ha、単年生作物 89.92 t-C/ha、木本生作物 76.52 t-C/ha、草地 103.57 t-C/ha、開発地 19.7t-C/ha、それ以外の土地 69 t-C/ha である (NIR2019 p318-321)。なお、それ以外の土地については、国内データではなく、2006GL の SOC_{ref} のデフォルト値を国内の気候区分・土壌割合を踏まえて加重平均すると 51.8t-C/ha となり、これを深さ 40cm までの値に拡大推計して設定した値である。開発地の炭素量は、ソフィアの緑被地における深さ 40cm までの炭素量 (94 t-C/ha) とソフィアにおける緑被率 (2.63%) の値を用いて設定したと説明している。この際、非緑被地の炭素量は 17.7t-C/ha という値となるが、その点の説明はされていない (NIR2019, p344)。

土地転用に伴う土壌の遷移期間は 20 年を利用。

面積把握は、複数のデータの混合アプローチで実施されている。土地利用変化は一部の年でしか入手できない。例えば、開発地への転用については森林からは 1990-1994 と 2001-2015、農地、草地からは 2001 年以降のデータしか入手できないために、基本はデータがある年のトレンドで推計している。

項目	内容
国名	ブルガリア
土壌算定方法論	FF : Tier 1 CSC=0 LUC 及び CC 内の単年生作物と木本生作物間の転用 : 各土地利用の平均土壤炭素量の比較による Tier.2 上記以外 : 変化なし、もしくは未推計。
土壌算定対象土地区分	FF、LUC

土地表現	複数のデータセットと専門家判断の組み合わせによる、アプローチ 2、3 の混合アプローチ。森林は森林簿、農地・草地は統計及び航空写真、湿地、開発地は地籍情報を優先して把握。
土壌深度	40cm まで
土壌炭素量設定	土地利用区分別 6 分類（森林、農地 2 分類、草地、開発地、その他の土地）

5. ベラルーシ

森林の鉱質土壌炭素ストック変化と、泥炭採掘に伴う有機質土壌由来の排出のみを GHG インベントリで報告しており、土地利用変化等、その他の土壌炭素ストック変化については未推計である。

森林の鉱質土壌の炭素ストック変化については、森林及び土壌タイプごとの深さ 50cm までの土壌炭素量の国独自のデータを整理しており、同一土壌における炭素量は時系列的に変化しないと推計している。森林タイプと土壌タイプが類似していることから、森林タイプ別に典型的な土壌タイプを決定し、その炭素量を設定している。森林及び土壌タイプごとの森林面積状況が把握できる 1990 年以降の森林における総土壌炭素量の推移から、毎年の森林土壌炭素ストック変化量の値を求め、転用の無い森林の下で報告している。1990～2017 年の間に 19.59% 総炭素量は増加しているとしているが、主要因が森林面積の増加と説明しており、基本的には他の土地利用の下に分類される土壌炭素量の減少と相殺される性質の下のものである。また、転用地において土壌炭素量ゼロの状態から計算を行うことになるため、算定方法としては誤りである。

土壌炭素量 (SOC) の値

Forest type	Soil type	SOC 0-50cm (t-C/ha)
Lichen, heather and lingonberry pine forests and birch forests, aspen forests, lingonberry	sod-podzolic sandy, dry, dryish and fresh	22
Pine and birch forests are mossy, bracken, acidic, lingonberry spruce, mossy, sorrel, aspen, mossy, bracken, sorrel, sorrel and bracken oak	sod-podzolic sandy, sandy loam or light loamy, fresh	32
Spruce, birch, and aspens aspen forests	sod-podzolic loamy or clayey, moist	39
Blueberry pine and birch, tame grass; all long-standing forest types; spruce, birch and aspen fern spruce and aspen tame grasses, blueberries; blueberry, chrysanthemum, meadow, fern oak groves; black alder forests acidic, barking, nettle	sod-podzolic gleyed sandy, loamy sandy loam; peaty-podzolic-gley, sandy or loamy sand, raw; humus-gley, peat-gley, moist and moist; peaty gley; humus-peaty-gley, raw and wet	42
Spruce, oak, birch and nettle aspen forests	humus-carbonate (gleyed) or humus-gley, sandy loam, subst. loam, raw, flowing	111

River-floodplain and cereal-floodplain	sod-podzolic alluvial, silty-sand or sandy loam, gleyed, flooded, flowing	153
Alder-floodplain, broad-grass-floodplain, ash-floodplain	sod-podzolic gley and peaty-gley alluvial, sandy loam and loam, periodically flooded	171
Ledum, sedge, sphagnum and cotton grass-sphagnum types	peat-gley low-flow and stagnant waters	197
Sedge-grass types	low flow peat bogs	220
Black alder fern, bog-fern, willow, meadowsweet, birch, willow and all marsh-herbaceous and killer species	peat-gley medium and heavily watered low and medium flow	335

NIR-BLR-2019, p170

項目	内容
国名	ベラルーシ
土壌算定方法論	森林：総土壌炭素量の推移 上記以外：未推計
土壌算定対象土地区分	森林
土地表現	統計情報を用いたアプローチ2。ただし、推計はアプローチ1ベースで、転用地の面積及び炭素ストック変化は一切計算していない。
土壌深度	50cm

6. カナダ

土地は18の地域に分けており、森林は607のユニットごと、農地は Soil Landscape of Canada (SLC)と呼ばれるポリゴンでの評価を行っている。

森林、農地それぞれにおいて、Tier.3のモデルを活用している。

森林については、Carbon Budget Model (CBM-CFS3) と呼ばれる森林簿と収穫表の情報を用いて、攪乱の状況を踏まえて、地域的な生態・気候条件をパラメータに反映して、炭素プール間の移動及び大気中とのCO₂排出・吸収を求めるものである。極微小の農地から森林への転用も報告されており、炭素ストック変化は同モデル内で算定されているが、植林地における植林前のデータ把握の困難さから、土壌炭素の増加は非常にゆっくりで変化量も最低限度のものとして算定を実施している。また、森林から開発地への転用も同上のモデルで算定を行っている。

農地については、Canadian Agricultural Monitoring, Accounting and Reporting System (Can Ag-MARS)と名付けた Tier.3の方法論を適用しており、平均的な農地利用のローテーションモデルで営農された場合の土壌炭素ストックを、モデルを用いて求めた炭素ストック変化係数(20年分を直線表記)を用いて、土地ポリゴン毎に算定して集計している。インプットのデータは農業センサスで得られる作付けの変化(草本作物、木本作物が増

えたか否か)、耕起頻度（通常耕起、省耕起、非耕起）、夏季休閑の状態に応じて変動させるものである。

草地については、土壤炭素変化量はないとして報告している。牧畜の有無による影響を調査した多くの研究はあるが、生産性や牧畜条件にはその影響は出るものの、土壤炭素量に対する影響はほとんどないとしている。

土地転用時の計算は、カナダ東部とカナダ西部で土壤炭素ストック変化状況が異なるために、土地利用転用タイプごとに実測・研究結果等を踏まえて炭素ストック変化を標準化しており、変化が生じている場合はモデル（農地への転用は CENTURY）を用いた変化量で土壤タイプ（Coarse Medium fine の3タイプ）、地域ごとに変化量を設定している。なお、土壤炭素ストックの変化は20年以上に渡る（例えばカナダ西部では少なくとも50年）部分も算定している。なお、モデルについては CENTURY から DAYCENT や Roth C への変更を検討している旨が記載されている。土地利用変化が生じているのは、CF、FC、FW、FS、GC、GS、OW のみであり、NE で報告されているが CF、CW、GW、WC、WS、SC で残りの変化は NO となっている。

項目	内容
国名	カナダ
土壤算定方法論	FF、LF、LUC from F : Tier.3- CBM モデル CC : Tier.3- Can Ag-MARS モデル LC : Tier.3-Century モデル
土壤算定対象土地区分	FF、CF、CC、FC、GC、FW、FS
土地表現	10年ごとの基準土地被覆地図情報（衛星データ）を基準とし、NFI 及び農業ユニット毎の土地情報を統計情報で補正品が活用するアプローチ3
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	NFI 及び農業ユニットレベルでの設定

7. スイス

国土全域を 1ha 解像度の土地利用データベースで網羅しており、全ての土地利用及び土地利用変化に対して統一的な Tier.2 アプローチを適用している。土地利用のデータベースは 1979/85、1992/97、2004/09、2013～の4時系列が存在しており、この細区分 1990年より前は整備していないこと、森林や開発地面積の増加が 1972年以前に主に生じているデータも踏まえ、1990年前に生じた土地利用変化は 1990年以降20年間と同じ状況として推計に適用している。

土地利用変化に伴う土壤の算定は、18種類の土地利用区分細区分と追加的な分類を踏まえた単位面積当たりの土壤炭素ストック量の平均値が設定されており、土地利用変化が生じたユニットにおいては、転用前の土地のストック量と転用後の土地のストック量を比較するストック変化法を用いて炭素ストック変化を計算している。ただし、建物・構造物への土地利用変化時は 2006年 IPCC ガイドラインのデフォルト係数も参考に元の土壤炭素が

20%（以前は 50%減衰するという仮定）とする計算としている。この理由として、スイスの法律において建築・工事の際に生じた土壌は再利用することが義務付けられており、その過程の攪乱等で 20%の損失が生じ、そのまま土壌はその土地で保持されることになるため、IPCC ガイドラインの想定と整合する旨が説明されている。遷移期間は基本的に 20 年であるが、例外的に、湛水地への土地利用変化は 1 年としている。基本的に土地利用変化が生じていない場合は、鉱質土壌炭素ストックの変化はゼロとしている。

森林の鉱質土壌炭素ストック量は、過去 30 年間にわたり約 1000 サンプルプロットから集められた土壌データを分析して得られた学術論文を基に設定しており、国の平均で 79.9 t-C/ha（30cm まで）、125.8 t-C/ha（100cm まで）で、森林については NFI の森林地域（5 種類）と標高（3 種類）に応じた再区分レベルの土壌炭素量を設定している。これとは別に、1985 年に土壌モニタリングネットワークが立ち上がり、国内 105 か所の永年調査プロットにおいて 5 年ごとに土壌調査が行われ、土壌インベントリが整備されている。転用の無い森林における鉱質土壌炭素ストック変化は、生産林を対象として、Yasso07 に基づく深さ 100cm までの土壌炭素ストック変化を報告している（モデル算定自体は枯死木・リターを含む 3 プール一緒に実施）。

転用の無い農地、及び永年性草地（permanent grassland）については、2019 年提出より Roth C による算定を導入した（Wüst-Galley et al. (2019). [4]）。1975 年の初期炭素ストック量を与え（中央値は農地 49.1 t-C/ha、永年性草地 60.5 t-C/ha）、1990～2017 年の炭素ストック変化を算定し、結果は 3 つの標高帯別の単位面積当たりの炭素ストック量として与えており、各土地利用ユニット面積に乗ずる形で炭素ストック変化を計算している。係数を Tier.3 で求め、算定自体は Tier.2 に合わせる形となる。

永年性草地以外の草地区分については、学術論文の結果を基に土壌炭素量を設定し、転用がない場合の炭素ストック変化量はゼロと置いている。ワイン畑については土壌調査の値を、土壌図を用いて「arable land」と「leys」の値を加重平均することで 53.40 t-C/ha、樹園地が 64.76 t-C/ha、灌木地と雑木林が 62.02～75.18 t-C/ha（標高（3 種類）によって値が異なる）など。転用の無い農地の鉱質土壌炭素ストック変化はゼロとしている。

開発地は建物・構造物の炭素ストック量の設定値は 0、開発地内の草本・木本生育地については農地に利用している 53.4 t-C/ha を代用している。転用の無い場合の炭素ストック変化量はゼロである。

項目	内容
国名	スイス
土壌算定方法論	FF : Yasso07 CC、GG (permanent grassland) : Roth C LUC (6 つの土地利用区分内部の変化も含む) : 土地利用細区分及び追加的な分類ごとに設定した平均炭素ストック比較による Tier.2 ストック変化法。
土壌算定対象土地区分	土地利用変化分（基本的に検出される全ての土地利用変化）
土地表現	1ha 解像度の土地利用データベース（18 区分）を利用したアプローチ 3

土壌深度	30cm、FFは 100cm
土壌炭素量設定	土地区分細区分別 18 分類（森林地域別×標高 15 分類）

8. キプロス

トルコとの領土問題により、実効支配をしていない北部は非管理地扱いとし、南部のみの排出・吸収量を取り扱っている。土地利用区分は、Corine Land Cover (CLC) の 2000、2006、2012 の 3 ヶ年のデータを用いたアプローチ 2 であり、1990 年以降の土地マトリクスを作成している。1990 年までは 2000-2006 の変化を外挿し、1990 年前の土地利用は 1990 年時点と変わらないとする仮定を置いている。CORINE プロジェクトでは 25ha が最小空間ユニットであるが、5ha 単位の sensitivity で土地利用変化を把握出来るようにしている。土地区分は CLC の区分を IPCC ガイドラインの 6 つの土地利用に読み替えて作成しており、うち森林（針葉樹、広葉樹）、農地（単年生、木本生）、草地（草生、木本生）は、2 区分ずつの細区分を設定している。

土壌の計算は 2006GL の Tier 1 に沿った算定を適用。利用データはすべて 2006GL のデフォルト値を利用しているため、土壌深度は 30cm、遷移期間は 20 年である。SOCref については、国土の wetlands soil（湿地土地利用区分に利用）以外は HAC soil であると整理しており、いずれも warm temperate dry climate のデフォルト値である、HAC soil 38t-C/ha、Wetlands soil 88t-C/ha を適用している。

転用の無い土地における土壌炭素ストック変化各土地利用については、期間中の管理変化は生じていないと推計しているため、いずれの区分もゼロとなる（ただし、CRF の報告値には誤りがある）。転用された土地において適用している炭素係数は以下の通り。1990 年以前の土地利用形態は 1990 年と同じという想定をしていることから、土地利用変化面積が 1990 年以降のみで累積される計算となっており、算定結果の偏向に繋がっているが、前提条件とは一貫している。なお、開発地とその他の土地の計算において、国情に合わせた独自の工夫をしている。（NIR2019 p173-204）

キプロスが土地利用変化に伴う土壌計算で適用している炭素係数等の情報

土地利用	F _{LU}	F _{MG}	F ₁
Forest land	1.0 (管理、攪乱レベルに変化なし)		
Annual CL	0.58 (long-term cultivation)	1.0 (full tillage)	1.0 (medium level of residue return)
Perennial CL	1.0 (perennial crop)	1.0 (reduced tillage)	1.04 (high level of residue return)
Grass GL	1.0 (all factors are equal to 1.0 for Cyprus's condition)		
Woody GL	1.0 (all factors are equal to 1.0 for Cyprus's condition)		
Wetlands	1.0 (all factors are equal to 1.0 for Cyprus's condition), SOCref = 88 t-C/ha		
Settlements	国独自の情報を保有していないため、転用前後の土地の炭素係数をそれぞれ面積加重平均より設定		

	<p>○転用前の土地 開発地に転用された土地面積割合を用いて、転用前土地におけるそれぞれ炭素係数の積を加重平均した 0.879 を利用</p> <p>○開発地転用後 転用後の土地割合は 60%が舗装地、20%が芝生地、20%が耕起植栽地と専門家判断。それぞれ 20%損失の 0.8、improved grassland の 1.17、no-tillage with $F_1=1$ の 1.17 を与え、面積加重平均した 0.834 を開発地の平均値として利用。</p>
Other land	<p>その他の土地への転用と、その他の土地からの転用面積が存在。データとして検出される土地であるが、その特性上、長くとどまる土地形態ではないとして、遷移期間は一切適用していない。</p> <p>砂浜や岩石地の土壌炭素量はゼロであるが、国土面積の調整項として利用している面もあるため、その土地の土壌炭素量をゼロと置くのは不適と判断し、開発地と同様のアプローチを採用。</p> <p>○転用前の土地 その他の土地に転用された各土地利用の炭素係数を面積加重平均した 0.972 を利用</p> <p>○その他の土地転用後 炭素量ゼロの土地と調整項の土地割合を 1:1 と仮定し、0.972 と 0 の面積加重平均となる、0.486 を炭素係数として採用</p>

項目	内容
国名	キプロス
土壌算定方法論	<p>Tier 1</p> <p>転用の無い土地：変化なし</p> <p>転用された土地：SOCref に、土地利用に応じた炭素係数を乗じて、遷移期間を経て推移する標準 Tier.1。ただし LO のみ遷移期間無し</p>
土壌算定対象土地区分	<p>LF, LC, LG, LW, LS, L, CC (annual⇔perennial)</p> <p>それ以外は NA</p>
土地表現	Corine Land Cover を用いた分析によるアプローチ 2
土壌深度	30cm
遷移期間	20 年

9. チェコ

土地表現は、全国を網羅した地籍情報による土地利用登録データを用いており、1969 年以降の情報が入手可能な状態にある。データは全国に約 1.3 万個ある地籍ユニット単位での把握が可能となっている。2018 年提出より、その他の土地は開発地の下位区分として見直しており、その他の土地に区分される土地はゼロとなっている。

転用の無い森林については、森林のタイプ、攪乱や管理状態について顕著な変化が生じていないとして、土壌炭素ストックは変化が無いとして報告している。

転用の無い農地、転用の無い草地については、国独自の SOC_{ref} と 2006 年 IPCC ガイドラインのデフォルト炭素係数を用いた Tier.2 を適用したと説明している。土壤炭素ストック変化に影響を与えている省耕起、不耕起栽培の実施や、施肥等による管理状況であり、国内論文や農業活動に関する政府の年次報告書よりそれらの面積割合を把握し、農地は7つの細区分、草地は4つの細区分に対してそれぞれ炭素係数を与え（下表）、デフォルト遷移期間の20年で炭素ストック変化が生ずると計算している。算定は、地籍ユニットごとではなく、国レベルの一本で実施している。

転用された森林、転用された農地、転用された草地については、国独自の Tier.2/Tier.3 を用いている。元データは、国内で実施された 6,000 ほどの土壤サンプルより作成された表層土壤（有機物層 organic horizon を含む深さ 30cm まで）の炭素含有量に関するベクター地図情報から、土地表現に用いている地籍ユニット毎の平均土壤炭素量を森林土壤と農用地（農地、草地）土壤に対して集計したもので、各地籍ユニット内で把握される土地利用変化が生じた際に、森林、農地、草地の間の土地利用変化についてデフォルト遷移期間の20年を用いて鉱質土壤炭素ストックの算定を行っている。土壤炭素含有率については、農地と草地の間で 0.85 を乗じて調整をしている。土壤炭素量の全国平均を取った場合、2017 年時点では、森林、農地、草地がそれぞれ、66.5、58.5、68.2 t-C/ha となり、農地、草地はこの値を転用の無い土地の炭素ストック変化算定のための SOC_{ref} として用いている。

転用の無い開発地については、炭素ストック量はすべての炭素プールでバランスしており変化が無いと想定している。転用された開発地における、土壤炭素ストック変化量は2019年提出より新たに算定されており、土地表現情報より開発地内の植生状態が把握できることから、樹木被覆地（13.5%）は森林、arable land（1.7%）は農地、草本被覆地（34.8%）は草地の土壤炭素量を適用して面積加重平均することで開発地の土壤炭素量を設定し、それを上記の土地利用変化時の森林、農地、草地からの転用の推計に用いている。全国値としての面積加重平均値は 33.6 t-C/ha（個別には 24.4～61.2 t-C/ha）である。（計算された数値的に、森林・農地・草地植生以外の炭素量はゼロ設定と推測できる）

項目	内容
国名	チェコ
土壤算定方法論	CG、GC：国独自の係数を用いた Tier.2（CC、GG） LF、LC、LG、LS：国独自のサンプル調査の結果を用いた Tier.2/Tier.3
土壤算定対象土地区分	CF、GF、CC、FC、GC、CG、GG、WG、FS、CS、GS
土地表現	地図・地籍情報を元にした約 1 万 3 千ユニットの土地利用情報を活用したアプローチ 2、3。各ユニットは単一の土地利用ではなく、全ての土地利用形態が含まれ、ユニット内の土地利用面積変化を集計する Reporting Method 1 的な地理的位置特定を実施
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	地籍ユニット別×土地利用別 4 分類

10. ドイツ

土地表現は、1990、2005、2008、2012、2014年の土地データベースより求めている。その際5つの情報源を用いて、それぞれの優先レベルを設定した上で土地表現に活用している。土地区分は、森林、農地、開発地、その他の土地は1区分で、草地（草本と木本）湿地（陸域湿地、泥炭採掘、水面）は細区分を設けている。過去の土地利用変化については、最初のジオレファレンスのあるデータが1987年時点のものであることから、1990～2000年の土地利用変化面積を外挿して利用している。

土壌炭素ストック変化は、土地利用変化前後のストック量の比較を、デフォルト遷移期間の20年と国独自の係数を適用して実施するTier.2の方法論を、すべての土地利用・土地利用変化に対して統一的に適用している。鉱質土壌炭素量は、母岩、土壌タイプ、気候帯、土地利用状況を踏まえて設定した深さ30cmまでの値を、農地、草地、木本性の草地、湿地、開発地、その他の土地の区分毎に、面積加重平均により土地利用ごとの平均値を設定している（それぞれ、60.03、77.43、73.18、74.00、58.67、55.60：単位 t-C/ha）。これらの森林以外の土地利用については、転用の無い土地は、土壌炭素ストック変化が生じてないと整理している。

森林については、全国を網羅するインベントリデータから鉱質土壌炭素ストック量を把握しており、転用の無い森林においては、土壌炭素ストック量の2007～2014年の変化トレンドを元に $0.41 \pm 0.22 \text{ t-C/ha/年}$ という係数を設定し、ストック変化量の計算を行っている。土壌炭素ストック量は2006年値の森林平均値として61.8 t-C/haという設定をしており、土地利用変化に用いる森林の土壌炭素ストック量も毎年変化する（2017年は66.31 t-C/ha）。そのため、森林へ、もしくは森林からの土地利用変化時は、20年分の排出係数（転用前後年の土壌炭素量の差を遷移期間20年で除した単年当たりの変化量）の面積加重平均値を算定に利用している。

農地は単年生作物と木本性作物の土壌炭素ストック量（それぞれ59.77、72.64 t-C/ha）を面積加重平均した60.03 t-C/haが土地利用変化時の算定に利用されている。開発地の土壌炭素量は、国内の土壌データや研究の結果も踏まえて設定した値で、被覆地・非被覆地の区別は行っていない。ベルリンでの研究の結果としては、被覆地の方が、炭素含有量が少なく、かつ仮比重も大きいという結果が言及されている。

項目	内容
国名	ドイツ
土壌算定方法論	Tier.2（土地利用3変化） Tier.3 実測ベース（森林）
土壌算定対象土地区分	FF、LF、LC、GG、LG、LW、LS
土地表現	グリッドサンプルによる土地利用データと Corine Land Cover を組み合わせたアプローチ3
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用別7分類（農地2分類、森林は時系列変化反映）

11. デンマーク

土地利用は 1990、2005、2011 年の地図や衛星情報を元にした情報と、それ以降の毎年で複数の情報源を用いて把握している。土地利用変化は、新たな土地区分に最低でも 5 年あることを閾値として判断しているほか、いくつかの判断基準を設定して把握している。1990～2005、2005～2011 年の土地利用変化はそれぞれ線形内挿としており、2012 年以降については毎年のデータ更新を行っている。なお、沿岸域での植生の繁茂は非常に限られているが、存在している場合は草地区分に入れている。

転用の無い森林については、NFI の土壤モニタリング情報（1990 年、2007～2009 年）や文献情報によると、大きく土壤炭素ストックが変化しているという状況ではないことから、排出にはなっていないと報告を行い、詳細な方法の開発は不要と判断している旨が説明されている。転用された森林（農地への植林）については、国内のフィールド調査の結果も踏まえ、線形のモデル推計により 100 年間で 21t-C/ha の炭素増加（100cm まで）とする係数を適用している。

農地については、鉍質土壤炭素ストックを 100～150 年間のデンマーク、英国（ローザムステット）、スウェーデンの長期連用試験を踏まえて作成されたモデルである「3-pooled dynamic soil model (C-TOOL)」で算定している。3 つのプールは「Fresh organic matter (FOM)」「Humified organic matter (HUM)」「ROM (Resilient Organic Matter)」であり、それぞれ炭素の半減期は 0.6-0.7 年、50 年、600-800 年である。対象としているのは単年作物を作付けている農地で、木本生農地等では、土壤炭素ストック変化は生じていないとして報告している。インプットの情報は、地域ごとの年間作物残渣由来炭素（統計値にパラメータを乗じて推計）、堆肥（農業分野の推計に用いたものと同じ値を活用）、緑肥（草のすき込み）である。初期値は 1980 年の値を与えている。

転用の無い草地は、鉍質土壤炭素ストックは変化なしとして推計している。

土地利用変化の算定に用いている土壤炭素量は深さ 1m で設定しており、転用期間はデフォルトの 20 年はデンマークの条件では当てはまらないとして 100 年を用いている。開発地への転用についても 100 年の遷移期間を用いているが、遷移期間 100 年という値は、デンマークの気候、土壤分解条件を C-TOOL で推計したところ、99%以上の土壤炭素が半減期 40 年以上を示し、土壤炭素ストック量は 2006 年 IPCC ガイドラインで元の土地の 20%の土壤が損失するというデフォルト値の情報を踏まえて設定したものと説明されている。土壤炭素量は深さ 100cm までについて、森林は 155 t-C/ha（ただし、土地転用に用いる値として言及されているものは 142 t-C/ha）、クリスマスツリー、農地、草地、開発地の値はそれぞれ、142 t-C/ha、120.8 t-C/ha、142 t-C/ha、96.6 t-C/ha である。このうち、草地は森林と同等、開発地は農地の 80%の炭素量として設定した値である。転用の無い開発地については、炭素ストック変化は無視可能として変化なしとして報告している。

項目	内容
国名	デンマーク
土壤算定方法論	Tier.3 (C-TOOL) : 農地 Tier.2 : 土地利用変化

土壌算定対象土地区分	CF、GF、CC、FC、GC、FG、CG、FW、FS、FC、FG
土地表現	国全域を網羅する NFI を元に、衛星データを補助情報として用いたアプローチ。
土壌深度	1m
土壌炭素量設定	土地利用別分類 5 分類（森林、農地 2 分類、草地 1 分類）

12. スペイン

土地表現は地図情報と統計情報を用いて行っている。地図情報は 1990 年以降において、Corine Land Cover の 1990、2000、2006 年データを軸に、国内で得られる他の情報源も利用している。1970～1989 年については農業や植林の統計情報を元に土地情報を把握している。

転用の無い森林の土壌炭素は平衡状態にあるとして、Tier.1 変化なしと報告している。転用の無い草地についても Tier 1 変化なしと報告している。

転用の無い農地については、農地管理状況の面積データの推移を踏まえて、7 種類の管理区分ごとに炭素係数 (FI はすべて 1.0) F_{MG} と F_I を 2006 年 IPCC ガイドラインのデフォルト値から設定して (下表)、Tier.1 の方法論に基づき算定を行っている。SOC_{ref} は下記の土地利用変化に用いているものと同様の国独自の値を適用している。なお、変化に関するデータは 2006 年以降しか入手できないことから、政策的にも過去には関連する活動が行われていない状況との整理の下、算定は 2006 年を開始地点としている。

土地利用変化に伴う土壌炭素ストック変化の計算においては、国内 2000 程度の土壌サンプリングの結果から、森林 (51.39)、農地 (31.48)、草地 (48.73)、湿地 (62.95) に関する平均土壌炭素量 (カッコ内は適用している値、単位 t-C/ha) を設定し、デフォルト遷移期間 20 年を用いた平均値の比較により算定を行っている。開発地への転用時には元の土壌炭素量が 20% 失われる、その他の土地への転用は土壌炭素量が 0 となるという前提に基づき算定を行っている。

項目	内容
国名	スペイン
土壌算定方法論	国独自の SOC _{ref} を用いた標準手法 (CC) 土地利用平均土壌炭素ストックの比較を用いた Tier.2 (土地利用変化)
土壌算定対象土地区分	LF、CC、LC、LG、LW、LS、GO
土地表現	Corine Land Cover、森林、衛星画像等を用いた土地分類方法。
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用別 4 分類

13. エストニア

国土全域を網羅する NFI のサンプルプロット (約 5km おきに設置、国土全体で約 5700 箇所、各サンプルの情報は 5 年ごとに更新) において、土壌条件の情報も存在している (推

計には部分的にしか活用していない)。土地利用面積の把握については NFI のサンプルベースの制度であるが、1999 年以降の情報しか得られないため（より正確な土地利用情報が NFI のサンプルプロットに入るようになったのは 2009 年以降）、それ以前の年のデータは外挿により作成している。

転用の無い森林は十分な情報が不足しているとして、似たような気候帯において、エストニアと同様に NFI サンプルプロットを用いた方法論を適用しているスウェーデンのインベントリ報告値から代用した係数 (0.175 t C/ha/yr, 1990-2016 年の平均。毎年新たな年次の情報を踏まえて値を更新している) を用いて鉱質土壌炭素ストック変化量を算定している。

転用の無い農地の計算は 2006 年 IPCC ガイドラインの Tier.1 法に基づいた算定を実施しており、各炭素係数について、土地利用 (long-term cultivation, perennial/tree crop, set aside)、管理 (通常耕起、省耕起、非耕起)、投入 (long term cultivation のみ対象、低、中、堆肥込み高) と、それぞれ 3 種類の区分に分離し、SOC_{ref} は国内研究で設定した値 (98.34 t-C/ha)、各係数は 2006 年 GL の係数を用い、時系列的な管理形態の面積変化から計算している。

転用の無い草地については 2006 年 IPCC ガイドラインの Tier.1 法に基づいたものであるが、特に追加的な管理は実施されていないことから、全ての炭素係数が 1 となり、炭素ストック変化は計算されないという説明となっている。なお、平均炭素ストック量は 107 t-C/ha である。

土地転用については、農地・森林間、及び草地・森林間の転換については国内調査[5]による変化係数 (CF: 0.167 t-C/ha/yr, FC: -0.77 t-C/ha/yr, GF: -0.055 t-C/ha/yr, FG: 0.08 t-C/ha/yr, GC: -0.42 t-C/ha/yr, CG: -0.56 t-C/ha) を利用している。それ以外の変化についてはスウェーデンのインベントリ報告値から代用した値も踏まえた係数 (SF・OF: 0.17 t C/ha/yr, SG・OG: 0.11 t-C/ha/yr) を利用しており、NIR では、インベントリ審査において承認されていると説明している。開発地への転用、その他の土地への転用もスウェーデンの係数を用いた Tier.2 法を適用している。(FS/O : -1.62, CS/O : -2.67, GS/O : -0.55, OS : -1.33、単位はいずれも t-C/ha/yr)。

項目	内容
国名	エストニア
土壌算定方法論	国独自の SOC _{ref} を用いた Tier.1 と、スウェーデンの土壌ストック変化係数を用いた Tier.2、自国の炭素ストック量の比較による Tier.2
土壌算定対象土地区分	CF、GF、CC、FC、GC、GG、FG、CG : Tier.2 (自国の値を利用) FF、S/OF、S/OG、FS/O、CS/O、GS/O、OS/SO : Tier.2 (スウェーデンの値を利用)
土地表現	国土全域を網羅する NFI サンプルプロットにおいて土地利用変化を把握。アプローチ 3。
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用別 3 分類 (森林、農地、草地) ※算定は主に年間の変化係数で実施しており、土壌炭素量を直接適用しているのは農地のみ

14. フィンランド

転用の無い森林の土壌炭素ストック変化の算定は、Yasso07による推計を深さ1mまでで実施した結果による。転用された森林についてもYasso07による算定を適用している。

農地についてもYasso07によるモデル推計を適用しているが、12の地域区分ごとに走らせており、パラメータは農地用に調整されたものを用いている。炭素投入作物残渣と堆肥で、作物由来の土壌炭素インプットについては、土地区分(Land Parcel)ごとに得られる作物ごとの耕作面積の加重平均から求めており、堆肥は家畜頭数と排泄物量を元にボトムアップの算定で求めている。気象データは過去30年間の移動平均を用いている(以前は1970～直近年の平均値を利用)。気象データは10km×10kmの月次グリッドデータを用いているが、炭素ストック変化は単位面積当たりで与えられ、気候条件の異なる南部、北部の2区分ごとに面積に乗じて合計し、排出量は5年移動平均の結果を報告している。転用された農地、転用された草地についても同様にYasso07による算定を適用しているが、転用前の土地利用(転用の無い森林、転用の無い農地、転用の無い草地)の条件から推計を開始していると説明している。なお、転用された農地や草地においては、Yasso07モデルから、各土地転用における、転用後の年次に応じた炭素変化係数を準備し、それを面積に掛け合わせる形の推計となる。NIRにおいては開発地からの転用のみTier1を適用したと説明している

転用の無い草地については、算定対象期間において炭素投入や各種条件に変化がなかったと推計し、土壌炭素ストック変化はゼロで報告している。

上記以外は森林から開発地への土地利用変化が発生しており、開発地に転用された場合の土地利用状況(1.被覆地、2.草地、3.残地森林、4.Open cliffs、5.パイプライン、6.土石の採掘地)の割合と、それぞれの転用時の土壌炭素損失率(1と6は20%、2は森林→草地と同じ、3は変化なし)から排出量を推計するTier2を適用している。農地から開発地への転用はTier1を適用している。

土地利用変化はNFIサンプルプロットの情報をベースに組み立てられており、1971年の分よりすべてNFIデータを元にしてしている。

項目	内容
国名	フィンランド
土壌算定方法論	Tier.3 (Yasso07)、Tier.2
土壌算定対象土地区分	FF、CF、GF、SF、CC、FC、GC、FG、CG、WG (Tier.3) FS (Tier.2)、CS (Tier.1)
土地表現	国全域を網羅するNFI(サンプリング)を用いたアプローチ2～3。
土壌深度	1m
土壌炭素量設定	森林から農地への転用で森林1分類

15. フランス

土地表現は国土モニタリングの情報を踏まえて実施しており、本土22県、海外5県毎に1970年以降の土地利用変化を推計している。モニタリング情報は1982～1989年に整備

されたものが最初のデータセットのため、1970年に遡った面積は線形外挿で推計している。

国土全域で16km四方のメッシュごと2,200サイトで実施される土壤計測の結果を用い、4種類の土壌と3種類の気候帯に応じて森林、農地、草地の土壌炭素ストック量を設定し、土地利用変化が生じた場合にその差分から土壌炭素ストック変化量を計算している。土地利用変化が生じていない場合は、変化は報告していない。なお、転用の無い森林は未推計として報告している。開発地への転用及び開発地からの転用については、国内研究調査の結果として、被覆地の平均値は30t-C/ha、草生地は草地、樹木地は森林に近い値を取るとして、元の土地利用と開発地の土壌炭素量の比較による算定を実施している。ただし、この開発地の30t-C/haという土壌炭素量は、フランス国内の研究者が開発地土壌のグローバルデータを集めた結果として提示している値で、元々は中国国内で実施された調査結果を引用しているものである。

転用の無い農地については、耕起頻度の違い及び作物残渣の還元量を反映した国独自の炭素係数を適用し、過去5年程度毎に耕起状態や残渣還元状況の面積分布の調査結果が入手できることから、標準算定式に則った炭素ストック変化の計算を実施している。算定は地域別の計算が可能なレベルでの情報が入手できないとして国全体で実施しており、国の平均値であるSOCrefは73 t-C/haに対して、全ての農地利用形態（単年生作物、ワイン畑、果樹園）に対して、F_{LU}はlong-term cultivationの0.69を乗じた50 t-C/haが農地の参照値となる。耕起状態を反映するF_{MG}については通常耕起、省耕起、無耕起に対応した係数をそれぞれ、1.0、1.08、1.15で設定している。土壌炭素還元については、小、通常、堆肥なしの多、堆肥ありの多に対応した係数をそれぞれ、0.92、1.0、1.11、1.44で設定している。

転用の無い草地も農地と同様の方法論を適用しており、F_{LU}は1、化学肥料と有機質肥料の施用状況の判断基準を設けた管理及び投入をまとめた係数（severely degraded 0.70、moderately degraded 0.95、nominally managed 1.0、improved 1.14、improved + 1.27）を設け、2006年と2011年の施肥状況の変化を用いて標準算定式に則った炭素ストック変化の計算を実施している。

それ以外の転用の無い土地については、炭素係数を設定できるだけの情報が無いとして、変化は計算していない。

項目	内容
国名	フランス
土壌算定方法論	CC, GG : CS 炭素係数を用いた Tier.2 LF, LC, LG : 土壌・気候帯別の土壌炭素量を用いた Tier.2 LS: CS 土壌炭素量値を用いた Tier.2
土壌算定対象土地区分	CC、GG、LF、LC、LG、LS
土地表現	サンプリングにより得られた情報をまとめて活用するアプローチ 2~3。
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	気候別 3 分類×土壌別 4 分類×土地利用別 3 分類

16. イギリス

土地面積は、複数の情報源を組み合わせたアプローチ 2 で、4 つの国ごとに把握している。土地利用変化は 6×6 のすべてが存在している訳ではなく、例えば、湿地は草地のみ間でしか転用は報告しておらず、その他の土地についても転用は報告していない。土地利用変化のマトリクスについては、ブリテン島においては 1947～1980 年の Landscape 変化モニタリングデータ、1984、1990、1998、2007 年の Country side Survey を用いている。北アイルランドにおいては、1990、1998、2007 年の調査データを用いているが、1990 年以前の情報が得られるのは農業センサスと森林サービスから得られる土地所法であり、それらを元に 1970-1979、1980-1989 年の土地利用変化マトリクスを作成している。他の地域との算定に合わせるために、土地データ把握は 1950 年まで外挿して計算している。なお、2007 年以降の情報は外挿となっている。

森林については、永年プロットによるサンプリングデータがないことから、バイオマスと土壌の炭素ストック変化は、植樹の履歴（1900 年や 1921 年より）と樹齢構成の情報を用いたモデル（CARBINE）により算定している。土壌については、ECOSSE モデルを単純化して適用したと説明しており、概要は NIR（NIR2019, p720-722）、詳細はテクニカルペーパーで説明されている。算定は森林全体で実施しているが、UNFCCC 報告に合わせて転用の無い森林、農地からの転用、草地（pasture grassland と semi natural grassland）からの転用、開発地からの転用、その他土地からの転用に分けて報告している。

農地管理による土壌炭素ストック変化は、耕起頻度については Tier.2 それ以外は Tier.1 の係数を適用して標準手法により算定を実施している。与えている係数は、decision tree に従って判断している。草地については十分な情報が無いとして、現在管理の影響は算定していない。

各土地利用の鉱質土壌炭素ストック変化は、土地利用状況の初期条件と最終条件とその間を指数関数で繋ぐ形式のモデルを適用している。鉱質土壌炭素量は研究で整備されてきた土壌炭素量のデータベースから、土壌タイプ、土地被覆、深さ 1m（もしくは基盤まで）の土壌コアの情報を踏まえ、4 つの国（イングランド、スコットランド、ウェールズ、北アイルランド）と土地利用ごとに整理している。土地利用変化時の変化量は、この情報を元にモンテカルロ法を用いて、森林、農地、草地、開発地の間での土地利用変化時に、深さ 1m までで、どれだけの土壌炭素量が増加するかの量を 4 つの国ごとに与えている。遷移期間は土壌の増加、減少別に標準化した国別の値を 6 種類設定している（50 年から 750 年）。土壌炭素量は基本的に、森林>草地>農地>開発地となっている。なお、土地利用間の変化は必ずしも対称ではないため、転用期間や土壌炭素量の変化量は転用の向きで値が異なる。（NIR2019, Annex p728-734）

項目	内容
国名	イギリス
土壌算定方法論	Tier.3 及び Tier.2
土壌算定対象土地区分	FF、LF、CC、LC、GG、LG、SS、LS

土地表現	森林インベントリ、統計情報、農業センサス、プロジェクト報告書などを用いたアプローチ2。現在、新アプローチへの移行を検討中。
土壌深度	1m（土地利用変化）
土壌炭素量設定	4つの国別に、森林、農地、草地、開発地の4分類

17. ギリシャ

転用の無い森林については、森林経営・森林のタイプ・攪乱状況等について、時系列的に大きな変化が生じていないとして、Tier.1 を適用して鉱質土壌炭素ストック変化はゼロとしている。転用された森林の土壌については、原則として Tier.1 を適用している整理であるが、排出でない状況をもって、推計値は提示していない。

転用の無い農地については、インベントリ報告期間における土地利用、土地管理、インプットの変化を実証できるデータが無いとして、鉱質土壌炭素ストック変化はゼロとしている。転用された農地については、森林と草地からの転用が主であり、Tier.1 の標準算定式に国内情報を反映して算定している。遷移期間は 20 年。SOC_{ref} は農業省によって 1979～1989 年に行われた土壌プロジェクト（2,260 点）の結果を取りまとめて森林タイプによる 4 分類にまとめ（標高で樹種がほぼ決まっている。Evergreen broadleaf and Mediterranean Pine 72.3 t-C/ha、～Deciduous oak 80.3 t-C/ha、Fir, Pine, Beech 116 t-C/ha、Herbaceous vegetation 11.0 t-C/ha、草地は 72.3 t-C/ha）、炭素変化係数は、農地の気候帯（8 割が dry warm temperate で 2 割が moist warm temperate）の状況を踏まえた 2006GL のデフォルト係数の加重平均により設定している（F_{LU} : 0.78、F_{MG} : 1.03、F_I : 1.00）。なお、農地からその他の土地利用への変化は NO として報告している。

転用の無い草地については、全てが nominally managed に分類され、顕著な管理変化が生じていないとして鉱質土壌炭素ストック変化はゼロとしている。転用された草地については、同農地と同様 Tier.1 の標準算定式に国内情報を反映して算定している。森林から転用された草地の状態は severely degraded grassland と想定し、F_{LU} : 1.0、F_{MG} : 0.7、F_I : 1.0)、農地から草地への転用は農地の Tier.1 算定と逆向きの変化が生ずる様に計算している。

転用の無い開発地は、炭素ストック変化はゼロ。開発地への転用については、2006GL の Tier.1 設定に従い転用後の土壌炭素ストック量を 0.8 倍し、その他の土地への転用については転用後の土壌炭素ストック量をゼロとして計算をしている。

項目	内容
国名	ギリシャ
土壌算定方法論	国内調査で設定した SOC _{ref} とデフォルト炭素ストック係数を用いた Tier.1
土壌算定対象土地区分	土地利用変化（FC、GC、FG、CG、FS、GS、FO、GO）
土地表現	NFI（森林、草地）、農業統計（農地、農地から草地への転用）、植林地の登録簿、土地利用変化データベース等の組み合わせによるアプローチ2

土壌深度	特に言及はないが、デフォルト手法を適用しており 30cm と考えられる
土壌炭素量設定	SOC _{ref} として森林タイプ別 4 分類、草地 1 分類。農地は Carbon Factor を乗じた値を適用

18. クロアチア

鉱質土壌炭素ストック変化は、土地利用変化時のみ算定されている（農地内の Annual ⇔ Perennial の転換含む）。手法は土地利用毎の土壌炭素量の平均値の比較による Tier.2。遷移期間は 20 年。土壌データは土地利用ごとの平均値を 2017 年に実施した学術調査より設定しており、深さ 30cm までの土壌炭素ストック量として、森林 69.86 t-C/ha、Perennial Crop 71.01 t-C/ha、Annual Crop 52.71 t-C/ha、草地 75.75 t-C/ha、湿地 0、開発地中非被覆地 86.91 t-C/ha（全体では 3.98 t-C/ha）を利用（NIR2019 p258, 287 など）。

転用の無い土地利用区分は、過去 20 年間で管理変化が生じていないとして炭素ストック変化は報告していない。農地や草地内でも、炭素係数は 1 とそれぞれみなし、同じ土地利用再区分内では変化はゼロとしている。

面積把握は複数の情報を統合させて把握。森林はクロアチア森林公社が保有する情報より（何年からということは明確には記載されていないが、1986 以降の 10 年毎に森林計画を実施し不動産情報の地図情報から森林現況を把握していると説明している）、草地、湿地、開発地は 1980、1990、2000、2006、2012 年で得られる Corine Land Cover (CLC) の情報を元に、開発地については国内情報と整合させられるような調整係数を適用して面積把握（都市域外の道路面積が十分に把握できていないとする問題点への対処）。農地は 1960～2000 年は統計情報で、2000 年以降は CLC のデータで把握。その他の土地は、国土面積との調整項として利用しているとして、特に各プールの炭素ストック変化は計算していない。

項目	内容
国名	クロアチア
土壌算定方法論	土地利用別平均土壌炭素量を単純比較する Tier.2
土壌算定対象土地区分	土地利用変化 (CF、GF、CC、FC、GC、CG、CW、FS、CS、GS)
土地表現	土地被覆データによるアプローチ 1 的な土地利用分類に、追加情報等を含めて土地利用変化を把握するアプローチ 2
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用区分別 6 分類（農地 2 分類）

19. ハンガリー

全ての土地利用・土地利用変化に対して 2006GL の標準手法に準ずる同一の方法論を適用している。転用期間は 20 年を用い SOC_{ref} に対して変化係数を乗ずる算定となっている。

土壌のデータは国内の土壌保護及びモニタリングシステムから得られた国独自の値を用いており、国内を区分している自然地理・土壌・生態ユニットのうち、農業地域から 877

地点のサンプル調査を行い、国独自の研究成果に基づき、深さ 30cm までの腐植の含有量に対し、0.58tC/ha/Hu%という一律の転用係数を乗じて深さ 30cm までの土壤炭素ストック量を求めている。土壤炭素は 30cm 以下にも存在するが、IPCC ガイドラインと一貫性をとって、GHG インベントリでは考慮しないと説明している。土壤タイプはハンガリーの細分類レベルでは 79 タイプが存在しているが、FAO の土壤分類に整理し直した後、これを IPCC の土壤区分に応じて最終的には HAC soil、Sandy soil、Aquic soil の 3 種類に区分している。また、IPCC ガイドラインにおける気候炭分類に応じ、年間平均気温 10 度を閾値として国内を 2 区分している。

土地利用変化の算定においては、森林、農地、草地の主要 3 土地利用区分については、上記の土壤調査の結果より SOC_{ref}と変化係数を求めている。変化係数は、各土地利用の立地条件の違いを踏まえ、例えば農地は存在しているが森林が立地していない土壤は、森林から農地への転用時には対象から除外する等の処理を行い、土地転用時の変化量を設定している。SOC_{ref}の値はそのまま森林に適用し、HAC-coolが 48t-C/ha、HAC-warmが 58 t-C/ha、Sandy-coolが 15t-C/ha、sandy-warmが 21 t-C/ha である。土壤炭素量は森林>休閑地>農地、の順番となる。開発地については、2006 年 IPCC ガイドラインの結果を用いて元の土壤の 80%、湿地については方法論が無いため転用後の土壤炭素ストック量は草地と同じ、その他の土地については転用後の値はゼロと設定している。

転用の無い森林については、土壤炭素ストック量は多くの地域で増加傾向にあるとしているが、現段階では定量化に至っておらず、排出ではないとして報告している。

転用の無い農地、転用の無い草地については、休閑地と耕作地の変化による炭素ストック変化量を算定に含めている。

土地利用変化については、1985 年以降の情報しか入手できず、それ以前の土地利用変化は単純外挿などしか適用できないが、正確性が全く保証できないとして土地利用変化は 1985 年以降のみで計算しており、そのための 2005 年以前の推計では転用 20 年以内の全面積を入れられずに時系列推計に影響が出ていることを説明している。土地面積は、NFI、土地利用統計、農業センサス、Corine Land Cover の土地情報を用いたアプローチ 1 と 2 の組み合わせで、農地、草地は総面積変化しかわからないアプローチ 1 データとなっている。

項目	内容
国名	ハンガリー
土壤算定方法論	国独自の SOC _{ref} と土地利用係数を用いた Tier.2
土壤算定対象土地区分	土地利用変化 (CF、GF、WF、SF、CC、FC、GC、SC、GG、FG、CG、SG、LW、FS、CS、GS、WS、GO)
土地表現	NFI、土地利用統計、農業センサス、Corine Land Cover の土地情報を用いたアプローチ 1 と 2 の組み合わせ
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	気候帯 2 分類×土壤別 3 分類の森林：農地、草地は変化係数の設定

20. アイルランド

アイルランドの土壤指標地図 (Fealy et al. (2009) [11]) を土地利用に係る土壤タイプの推計に用いているが、解像度が十分でないため、土地利用変化の追跡には用いることが出来ないと説明している。土壤情報の 40% は実際の土壤調査により得られたデータで、残りはモデル等を用いた研究調査による推定で土壤情報を地図化している。

森林については、全ての炭素プールの炭素ストック変化をモデル算定で実施している。直近の算定を行っているのは CFS-CBM model (カナダなども用いているモデル) であり、転用された森林は全時系列において、転用の無い森林は 2006 年以降の算定がこのモデルの下で実施されている。それ以前は、別のモデル (FORCARB モデル) を用いている。以前は CARBWARE というモデルを用いていたが、枯死有機物の取り扱いの完全性が高いとしてモデルの切り替えを実施している。森林調査の情報を炭素フローに落として炭素ストック変化を見ているが、鉍質土壤についても CFS-CBM モデルで炭素ストック変化を算定している (時系列的には継続的に炭素減少)。転用された森林の鉍質土壤炭素ストック変化についても CFS-CBM モデルで算定している。

農用地については、2006 年 IPCC ガイドラインのデフォルト値を用いた Tier.1 を適用しており、12 万近い農地ユニットにおける管理推移の情報を踏まえた管理パターンを整理し、ローテーションとして生ずる農地と休閑地 (草地) の土地変化に伴う炭素ストック変化を算定対象としている。土壤タイプは農地の土壤指標地図から、土壤タイプを 2006 年 IPCC ガイドラインのデフォルト値に合わせた細区分を行い、SOC_{ref} はデフォルト値、炭素係数は土地利用及び気候帯を踏まえて Cropland (0.69, 1.0, 1.0)、improved grassland (1.0, 1.0, 1.14)、Unimproved grassland (1.0, 1.0, NA)、Temporally grassland (0.82, 1.0, 1.0)、Rough grazing (1.0, 0.95, NA)、Other non-agricultural land (native grassland) (1.0, 1.0, NA) という形でデフォルト値を設定している (カッコ内は順番に F_{LU}、F_{MG}、F_I の値)。

土地利用変化については、森林から転用された土地 (森林減少) のうち、草地への転用における炭素ストック変化は SOC_{ref} 及び炭素係数に国独自の値を用いた Tier 2 で、遷移期間はデフォルトの 20 年を用いて計算している。森林から転用された開発地・その他の土地は、フィンランドやスウェーデンが用いている方法を参考に保守的な推計として、20 年間で土壤炭素ストックが 20% 失われるという仮定を、最も炭素量の多い森林区分の土壤炭素ストック量である 110 t-C/ha に対して適用して排出量を計算している。なお、森林から開発地の緑地に転用された場合には、土壤炭素ストックの減少は生じないが、転用された開発地における緑被率に関する活動量が存在しないとして、土壤損失の算定に含めていると説明している。森林以外の土地からの開発地への土地利用変化時には、50% の土壤が失われると仮定した推計を実施している。

土地表現は、Corine Land Cover、森林統計、デジタル植林地図、NFI、航空写真などを用いて実施している。過去の土地利用変化は 1990-2000、2000-2006 といった期間における土地転用状況を調べて推計に利用している。1990 年以前の土地利用変化は把握しておらず、1990 年からの積算で転用地の面積を計算している。

項目	内容
国名	アイルランド
土壌算定方法論	Tier 3 モデル (FF) 土地管理履歴データを踏まえた (高次の) Tier.1 (CC、GG) 転用前の土壌炭素量に損失割合を乗ずる (低次の) Tier.2
土壌算定対象土地区分	FF、CC、GG、FS、CS、GS、OS、FO
土地表現	Corine Land Cover、森林統計、デジタル植林地図、NFI、航空写真などを用いたアプローチ 2、アプローチ 3 の組み合わせ
土壌深度	30cm (有機質土壌は 30cm 以下も見ている)
土壌炭素量設定	森林の参照量 4 個

21. アイスランド

アイスランドの国土は草地とその他の土地の面積が国土の 90%以上を占め、残りが湿地で、森林、農地、開発地は合わせても国土面積の 3%程度を占めるに過ぎない。

土地利用面積及び土地利用変化は土地利用地図をベースに、複数の土地利用情報や専門家の知見を含めて作成している。ほとんどのデータはアプローチ 1 ベースで、AR 関係はアプローチ 2、貯水池はアプローチ 3 と説明している。

森林における鉱質土壌炭素ストック変化は、植林地における国内研究の結果を用いて、植林や植生回復が実施された場合の年間の炭素蓄積量を設定している (GF : 0.365 MgC/ha/yr、OF : 0.51 t-C/ha/yr (RV と同じ値)。転用の無い森林は、炭素ストック変化量はゼロと扱っている。なお、転用された森林は植林後 50 年まで期間としている。

農地については、転用の無い農地は 2019 年提出インベントリで初めて推計が実施され、施肥による影響としての炭素ストック変化 (表層 5cm までが炭素増加で 5~20cm は微減) を算定している。利用している係数は-0.17 t-C/ha/yr)。転用された農地については草地からの転用について国の土壌調査の結果を用いた SOC_{ref} (草地の値である 90.5tC/ha) と Tier.1 の炭素係数 (F_{LU}=0.93、F_{MG}=1.10、FI=1.0) 値を用いて算定を実施している。

転用の無い草地については、草地下位区分間の土地利用変化である “Natural birch shrub land recently expanded to Other Grassland” の計算が行われており、GF と同じ係数を適用している。それ以外の草地については、長期間に炭素係数に変化がないとして炭素量も変化なしとして報告している。転用された草地については、特にその他の土地から転用された草地がアイスランドの植生回復活動がこの土地利用区分に該当し、同じく Tier.2 の手法を適用して炭素ストック変化量を算定している。

転用された開発地は、forest land converted to SL (FS)、Natural birch shrub land converted to SL、All other grassland converted to SL が発生していると説明されている。FS については、Tier 1 の paved over に該当する値として 0.8 を適用している。Natural birch shrub land の転用については大きな樹木は伐採搬出されたがリター・土壌の除去はないとして炭素ストックはそのまま維持している。GL については、土壌は未推計である。

項目	内容
国名	アイスランド
土壌算定方法論	Tier.2 (LF、LG、LW、CC) 、Tier.1 (LC、LS)
土壌算定対象土地区分	LF、GC、LG、LW、CC、LS
土地表現	複数の土地利用情報、地図情報を用いたサンプリングベースのアプローチ 1~3 の混合
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	草地の参照量 1 個

22. イタリア

土地の分類は 1985、2000、2012 年の NFI と、1990、2000、2008 年の土地利用インベントリを元に作成している。過去の 20 年間の転用面積を出すため、推計は 1971 年より実施している。

森林の鉱質土壌炭素ストックについては、森林計測、土壌計測プロジェクトにおいて、15×18km グリッドごとのプロットにおいて、深さ 40cm までの土壌炭素ストック量の評価を行い、その結果から地上部バイオマスとの関係式を用いて土壌炭素量を推計したモデルが存在する、(地上部バイオマスと土壌の関係式は R^2 が 0.0713~0.13338 程度)。以前は、地上バイオマス量との相関で土壌炭素量を求める方法の精度がそれほど高くはないのでは、との審査での指摘があったことから、現在は排出にはなっていないとの報告を適用していたが、深さ 30cm に合わせた土壌炭素量で標準化し、炭素ストック変化（増加傾向）をインベントリで報告する Tier.3 法を適用している。

転用の無い農地については、1990 年以降の期間において異なる炭素係数の設定が可能なだけの情報が得られていないことから、管理変化は生じていないとして土壌炭素ストック変化量はゼロで報告している。転用の無い草地についても、Tier.1 に従うとストック変化は生じていないとして報告している。

土地利用変化については、イタリアでは限定的な変化のみが生じており、森林への転用は常に草地からの転用であり、農地と草地間での相互の土地利用変化が生じている。これらについては、深さ 30cm までの土壌炭素ストック量を、森林は上記の土壌調査結果も踏まえて森林の全平均で求めた値 (1985-1994: 79.809、1995-1999: 80.172、2000-2004: 80.575、2005-2009: 81.083、2010-2014: 81.601、2015: 82.011 単位 t-C/ha)、農地は論文から得られた結果を加重平均した平均値 (56.7tC/ha)、草地は牧草地や休閒地に関する土壌炭素ストック量に関する研究結果より求めた平均 (78.9tC/ha) で設定し、それらの差と遷移期間 20 年間を用いて転用時の炭素ストック変化を計算している。開発地に転用された場合、全ての土壌炭素が転用年にゼロとなる仮定により計算を実施している。

項目	内容
国名	イタリア
土壌算定方法論	FF : Tier 3 土地利用変化 : 国内土壌炭素ストック量データを用いた Tier.2
土壌算定対象土地区分	FF と土地利用変化 (GF、GC、CG、FS、CS、GS)
土地表現	航空写真やリモセンのデータから作成された国家土地利用インベントリ、及び NFI などを用いたアプローチ 2 と 3 の組み合わせ
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用区分別 4 種類 (森林、農地、草地、開発地)、森林は時系列反映

23. カザフスタン

土地分類は、複数の国内統計を踏まえて作成しており 1980 年以降の情報を把握している。

鉱質土壌炭素ストック変化は、転用の無い森林、草地から転用された森林、転用の無い農地、転用の無い草地、草地から転用された開発地の 5 区分で報告されている。

転用の無い森林の土壌炭素ストックについては、蓄積差分法で炭素ストック変化量を計算している。土壌炭素量は通常の針葉樹・広葉樹は 121.2 t-C/ha、Saxaul forest については 14.6 t-C/ha を適用している。その上で炭素ストック変化に関する管理活動に応じた係数 (針葉樹・広葉樹は 0.94~0.98、Saxaul forest は 0.96~0.98) を乗じているとしている。どのような管理を係数に反映したかの詳細は不明であるが、引用先は 2006GL table 5.5 が言及されていることから、 F_{MG} や F_I などに応じた設定をしているものと推測される。なお、炭素ストック変化量は、2017 年は 230 万 t-C の増加であり、それなりのインパクトがある (単位面積当たりの平均変化が 0.18t-C/ha)。(NIR2019 p262-263)

農地は、輪作を行っている農地、休閑地、休閑からの復帰地 (5~7 年の fallow)、樹園地、公式に牧草地に転換された土地 (18 年程度) の下位区分に分離している。転用の無い農地においては、異なる時点間の土壌炭素ストック量の比較によりストック変化量を計算しており、単位面積当たり土壌炭素ストック量は、1988、1990、1995、2000、2009、2014、2017 年の値が、上記の農地細区分レベルで提示されている。(54~70t-C/ha 弱)。2010、2014、2017 年については土壌表層の腐植量の割合を変数にして経験式より推計を行っている。腐植量の割合は 16 の土壌タイプについて、国内 12 地域別のデータが提示されている (各地域において、該当する土壌タイプが存在していた時のみ計算)。炭素ストックは減少傾向にあるが、輪作の減少と施肥量が 10 分の 1 以下に落ち込んだためと説明されている。

転用の無い草地においては、5 つの草地下位区分 (natural pasture、natural forested pasture、improved pasture、natural hayfield、improved hayfield) に分離しており、それぞれの下位区分ごとに設定された炭素係数を踏まえた標準手法に則って求めた面積当たり炭素ストック量を乗ずることで、全草地の鉱質土壌炭素ストックを求め、その 5 年ごとの変化により炭素ストック変化量を算定している。 F_{LU} 、 F_I は 1 と設定。 F_{MG} は調査年の草地の劣化状況を踏まえたバイオマスの植物生産量を踏まえて調査年ごとに設定された値となっている。

方法論としては標準手法に基づく Tier.2 に当たる。

転用された開発地については独自の方法論に準じた算定（広義の Tier.2）で、開発地に転用された土地の土壤炭素量を非開発地（undisturbed area）の加重平均で設定し（57.27tC/ha）、そこに灌漑による土壤炭素変化係数の 1.18 倍を乗じて土地転用後の土壤炭素増加を計算する形式となっている。

※カザフスタンの NIR はロシア語である。NIR2019, p243-289

項目	内容
国名	カザフスタン
土壤算定方法論	転用の無い森林 (Tier 2) 転用の無い農地 (Tier.2)、転用の無い草地 (標準手法に基づく Tier.2)、転用された開発地 (Tier.2)
土壤算定対象土地区分	FF、GF、CC、GG、LS
土地表現	国の統計や調査情報を用いたアプローチ 2 (ただし、土地利用変化が生じているカテゴリーは少ない)
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	土地利用毎

24. リヒテンシュタイン

基本的にスイスが適用しているものと同じ方法論を用いた計算を行っている。利用している土壤データも全てスイス適用値 (Pre Alps) を代用している。ただし、転用の無い森林についてはスイスの様に Tier.3 を適用している訳ではなく、土地転用が無い場合は変化なしとの報告となっている。

土地転用に伴う土壤炭素変化は、遷移期間 20 年を適用し、転用前後の炭素量の比較により算定をしている。炭素ストック量は 18 の土地細区分別に設定をしており、森林、草地、雑木林については更に 3 つの標高帯別の値を設けている。

なお、森林への転用においてはほぼ山間地で生じており、転用後の若い森林の土壤炭素ストック量は平均値よりもかなり小さくなることから、調整係数として 0 を乗じて吸収量の過剰推計を回避していると説明している。転用された開発地については、建物や土木地への転用の際は、同様に調整係数 0.5 を乗じて腐植層の半分が排出になると推計している。それ以外の樹木や草本生育地については炭素量 (54.3 t-C/ha) が設定されている。

土地利用のデータベースは、1984、1996、2002、2008、2014 年の情報があり、区分はスイスが利用しているものと同様である。中間年及び 2014 年以降については内外挿により推計。1984 年以前の土地利用変化については、国土としての大規模な土地利用変化はほとんどが 1970 年以前に起きているという分析を踏まえて、1990 年時点の土地利用変化率 (1984-1996 の変化率) を 1970 にも適用している。なお、草地の一部 (非生産草地と岩石卓越草地)、湿地、その他の土地は非管理地として分類している。

項目	内容
国名	リヒテンシュタイン
土壌算定方法論	土地利用細区分及び追加的な分類ごとに設定した平均炭素ストック比較による Tier.2 ストック変化法（スイスが適用しているものと同じ）
土壌算定対象土地区分	土地利用変化分（基本的に検出される全ての土地利用変化）
土地表現	1ha 解像度の土地利用データベース（18 区分）を利用したアプローチ 3
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地区分細区分別 18 分類（森林地域別×標高 15 分類）

25. リトアニア

土地利用面積及び土地利用変化面積の把握は、2011 年までと 2012 年からで別々の制度を用いている。2011 年までは森林の面積変化、森林以外の土地の面積変化に関する 2 つの調査結果を元にした面積把握を行っており、2012 年以降は NFI のモニタリング情報に連動させたアプローチ 3 の制度である。2011 年までの森林面積変化の調査については、AR、D について wall-to-wall での場所の特定まで行っている。その際、1950 年頃の森林境界を 1946～49 年の航空写真オルソフォトを 1 万分の 1 スケールにデジタル地図化し解析に利用している。年次の土地利用変化は、NFI の情報や Corine Land Cover やアメリカ地質調査所の衛星データ、国の農地土地情報等を参考としている。森林以外の土地面積変化の調査は NFI のサンプルプロットに合わせたサンプル調査で実施されており、判読に用いられたデータは 1990 年の計画図、1995(95-98)、2005(05-06)、2009(09-10)年のオルソフォトである。

森林土壌の情報は、国内の研究者により整備されており、Biosoil project により情報が集められているが、転用の無い森林については、1998 年と 2006 年の調査結果で表層 10cm まで、10-20cm までのいずれにおいても鉱質土壌炭素ストック量に変化はほとんどないことから、炭素ストックに変化はないとして報告している（本来は NA で良いが NE を利用）。

転用された森林については、転用前の初期土壌設定値と転用後の炭素ストックについて、森林への転用後は 0-10 年、10-20 年の平均炭素量がそれぞれ 55.3 t-C/ha、58.8 t-C/ha、転用前の農地が 38.2 t-C/ha、同草地が 48.3 t-C/ha と、森林関係研究機関によって設定されている。算定は、転用前後の炭素量の比較を、遷移期間 20 年を用いて実施している。

農地について、個別の土地利用変化は把握できていないことから、土壌インベントリ情報が入手できる 1990、2003、2013 の 3 カ年に対して、Tier.1 手法を適用し、JRC により推計された農地土壌の初期炭素ストック量、2006 年 IPCC ガイドラインによる炭素係数を、3 種類の作物タイプに対して、営農状態を踏まえて単一気候条件（cool temperate moist）の下で適応し、算定を実施している（木本生作物：F_{LU}1.0、F_I1.0、F_{MG}1.15、Certified organic crops：F_{LU}0.69、F_I1.02、F_{MG}1.0、その他：F_{LU}0.69、F_I1.0、F_{MG}1.0）。SOC_{ref}は国内データより 76.1 t-C/ha と設定。なお、過去からの変化として省耕起栽培が広がっているといった変化があるが、算定には反映できていないと説明している。

転用された農地、転用された草地については、平均炭素量の比較により計算しており、農地、草地は上記でも言及した農地 76.1 t-C/ha、草地 81.0t-C/ha、開発地とその他の土地に

については信頼できるデータがないとして炭素ストックはゼロと仮定をすることで、土壤炭素ストック変化の算定を実施している。

転用の無い草地については、Nominally managed と Moderately degraded に該当する炭素係数の検討は行われているが（F_{MG}について、それぞれ 1.0 と 0.95）、過去顕著な管理変化が生じていないとして、炭素ストック変化はゼロで報告している。

転用の無い開発地については変化なし、転用された開発地については上記の通り炭素ストック量をゼロと設定して算定をしている。

項目	内容
国名	リトアニア
土壤算定方法論	CC : Tier.1 土地利用変化 : Tier.2
土壤算定対象土地区分	転用の無い農地、土地利用変化（GC、SC、OC、CG、SG、OG、CS、GS、CO、GO）
土地表現	面積把握調査結果と、NFI のサンプリングによるアプローチ 3。
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	土地利用区分別（森林、農地、草地、開発地・その他）

26. ルクセンブルク

2014 年に公表された国内研究により、10 タイプの土壤について土壤面積及び 7 つの土地利用毎（農地のみ Annual と perennial の 2 種類）の深さ 30cm までの土壤炭素ストック量のデータが整備された。ただし、全ての土地利用変化ごとに土壤炭素ストック変化を算定するのは情報量が多すぎるとして、土地利用変化は同じ割合で生じると仮定し、各土壤の土地利用変化が生じた場合の変化量を、面積加重平均することで、各土地利用変化の際に生ずる炭素変化係数を求めている。遷移期間はデフォルトの 20 年を利用。

転用の無い土地は、炭素ストック変化は計算していないが、転用の無い農地については、annual crop と perennial crop 間の地目変化に伴う炭素ストック変化を報告している。

開発地については、被覆地（0 t-C/ha と設定）と植生地（草地の平均値である 104 t-C/ha を利用）の炭素ストック量を、土地利用図から得られた開発地内の植生地面積割合（40%）で加重平均して求めた 43.2 t-C/ha を一律で利用している。その他の土地については、炭素量は 0 t-C/ha、湿地についても水面を当てはめているため炭素量は 0 t-C/ha の設定である。

土地面積、面積変化は、1989 年、1999 年、2007 年の国土土地利用地図情報と、2012 年に RapidEye による衛星情報で整備された土地利用のデータセットを利用して把握している。農地と草地間の転用については、2009 年より整備されている農業補助金用の土地利用データベースを利用してデータの補完を行っている。

項目	内容
国名	ルクセンブルク
土壌算定方法論	土壌ごとの土地利用変化に伴う炭素変化量を面積加重平均して、土地利用変化ごとの標準的な炭素ストック変化係数を適用する Tier.2 法
土壌算定対象土地区分	土地利用変化 (LF、CC、LC、LG、LS、LO) と CC 内の地目変化
土地表現	土地利用地図情報等を用いたアプローチ 3
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土壌別 10 分類×土地利用変化 7 分類 (農地のみ 2 分類) を面積加重平均

27. ラトビア

土地利用区分、土地利用変化面積は NFI を元にしており、草地、農地、湿地、その他の土地は土地統計を参照として、NFI のエラーや 1990 年時点の農地、草地面積を把握するために利用している。農地と草地の間の土地利用変化は NFI のサンプルプロットにおいてリモセンで植生指数を比較することで実施している。NFI は 2004 年以降の調査であることから、サンプルプロットにおける状況を 1990、1995、2000 年の衛星データから植生指数を計算して土地利用変化の把握を行っている。

転用の無い森林の鉱質土壌ストック変化は算定されていない。転用された森林については、植林後に土壌炭素が増加するという科学的な証拠が得られていないため、変化はゼロとして推計している。これは 2012 年に開始されたプロジェクトにおいて、農地・草地と近年植林された森林の土壌を比較したところ、40cm までの深さでは違いがみられなかったという結果に基づいたものである。ただし、それより深い層では、統計的に差異が生じているという結果も得られていると説明されている。

転用の無い農地、転用の無い草地については、YASSO07 モデルの試験的適用の結果炭素ストック変化が生じていない (NA) と報告している。農地と草地の間の土地転用時においても統計的に顕著な違いとして評価できないとする科学的な知見を踏まえて、土壌炭素ストック変化は報告していない。

転用された農地については、2006GL の土壌炭素ストック計算の標準アプローチに準じた SOC_{ref} に炭素係数を乗ずる方法で算定しており、 SOC_{ref} は BioSoil プロジェクトにより求めた森林 $82.6 \pm 7.8 \text{ t-C/ha}$ に対して、2006GL のデフォルト炭素係数である $F_{LU} 0.69$ (Long-term cultivated, Temperate moist)、 $F_{MG} 1.00$ (Full tillage, Temperate dry and wet)、 $F_I 1.00$ (Medium input, all) を乗じて、20 年遷移期間による炭素ストック減少量を算定している。草地については、同様に管理状況に合わせた F_{MG} と F_I を設定している。開発地への転用については、2006GL で与えられたデフォルトのインパクト係数 ($F_{LU} \times F_{MG} \times F_I$ が 0.8) を転用前の土壌炭素ストック量に乗じて算定を行っている。

一般的にラトビアの土壌については、有機質土壌の耕起・排水、再湛水に基づく GHG 排出・吸収により着目して算定を実施している (湿地ガイドラインの方法を適用済み)。

項目	内容
国名	ラトビア
土壌算定方法論	標準手法に準じた Tier.1、2
土壌算定対象土地区分	土地利用変化 (FC、FS、CS、GS)。C⇔G は NA。
土地表現	NFI を基本データとして、統計情報や、リモセンデータ (農地・草地の転用) により補完を行ったアプローチ 3
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	統一参照量 1 個

28. マルタ

森林についてはそもそも IPCC ガイドラインの定義やデータが当てはまらないとして推計自体を行っていない。転用の無い農地については、土壌は未推計である。

鉱質土壌の炭素ストック変化については、農地と草地の下位区分間の土地転用において、デフォルト参照土壌炭素量と炭素係数を用いた Tier.1 算定を行っている。適用している係数は、SOC_{ref} は共通で 38t-C/ha、炭素係数は annual cropland が $F_{LU}=0.8$ 、 $F_{MG}=1$ 、 $F_I=0.95$ 、perennial cropland が $F_{LU}=1$ 、 $F_{MG}=1$ 、 $F_I=0.95$ 、Other grassland が $F_{LU}=0.95$ 、 $F_{MG}=1$ 、 $F_I=0.95$ 、Maquis grassland が $F_{LU}=1$ 、 $F_{MG}=1$ 、 $F_I=1$ である。が無い状況では、鉱質土壌の炭素ストック変化は生じないと推計している。農地・草地の下位区分内変化以外では、開発地への転用とその他の土地への転用による土壌炭素変化を計算している。開発地の転用においては、デフォルト設定の表層土壌炭素量の 20% 減少という係数を適用。その他の土地への転用は、IPCC ガイドラインデフォルトパラメータを利用したとの紋切り型の定型文で算定方法を説明しているが、実際に 0 t-C/ha を用いたのか、それ以外の仮定を置いたかは不明。なお、土地利用変化は Corine Land Cover による土地被覆データ (1990、2000、2006、2012) と農地に関する統計情報を組み合わせて作成している。土地利用変化は 1970 に遡って推計済み。土壌の情報は、2007-2013 年に実施されたプログラムの結果による省庁提供データを活用。

項目	内容
国名	マルタ
土壌算定方法論	CC, GC, GG, CG, CS, GS で Tier.1 の算定
土壌算定対象土地区分	CC, GC, GG, CG, CS, GS, GO
土地表現	時系列の土地被覆データと統計データを用いたアプローチ 2、3 の混合
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	統一参照量 1 個

29. モナコ

国全域が開発地であり、4.E.1 の炭素ストック変化と 4(I)の施肥による N₂O 排出のみを算

定している。土壌炭素ストックについては、変化がないとして報告している。

項目	内容
国名	モナコ
土壌算定方法論	Tier 1 (SS)
土壌算定対象土地 区分	SS: NO
土地表現	-
土壌深度	-
土壌炭素量設定	-

30. オランダ

全土地利用区分に一括して適用される統一 Tier.2 手法を用いた算定を実施している。元データはオランダ国内の土壌サンプリング調査で、11 分類された土壌タイプ及び土地利用区分ごとに、深さ 30cm までの炭素量を取りまとめている。2014 年更新データを利用。土地利用変化が起こった際に、デフォルト遷移期間の 20 年を用いて炭素ストック変化が算定されている。同じ土地利用区分における時系列的な炭素ストック変化はみておらず、転用の無い土地については、細区分の存在している草地（草地と森林定義を満たさない樹木植生）のみ炭素ストック変化が算定されている。土地利用図は、1990、2004、2009、2013、2017 年のものを利用。分解能は 25m である。1970～1990 年の変化はそれほど大きくないと想定されること、また十分な過去の情報が得られないことから、1990 年以降の炭素ストック変化のみ算定している。土壌サンプルは森林、農地、草地の 3 区分のみに存在していることから、それ以外の土地への転用については 2006 年ガイドラインの記載も踏まえ、開発地への転用は被覆地と緑地地域を半々・被覆地の土壌炭素量は元の土地の 80%、緑被地は元の土地利用の土壌炭素量と同等、その他の土地への転用は土壌炭素量がゼロになる、湿地への転用・湿地からの転用では炭素ストック変化は生じない、と仮定している。

項目	内容
国名	オランダ
土壌算定方法論	土壌図と土地利用図を重ね合わせたアプローチ 3 による Tier.2
土壌算定対象土地 区分	土地利用変化 (LF、LC、GG、LG、LW、LS、LO)
土地表現	土地利用図を用いたアプローチ 3
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土壌別 11 分類×土地利用変化 3 分類 (森林、農地、草地)

31. ノルウェー

転用の無い森林では、Yasso07 による Tier.3 の算定を実施。NFI による調査結果を入力データとして深さ 1m までの炭素ストック変化が計算されている。

転用の無い農地については、国独自の SOC_{ref} とモデル (Introductory Carbon Balance Model: ICBM) より計算した炭素係数を用い、遷移期間を 30 年とした Tier.2 の方法論を適用している。SOC_{ref} の値は 31 の気候ゾーン別に設定し、炭素係数は 8 つのローテーションタイプに堆肥投入の有無を踏まえて設定している。転用の無い草地についても SOC_{ref} と炭素係数を用いた算定を実施している。

土地転用時の算定は、土地利用区別の平均土壌炭素ストックを比較する方法を適用。土壌炭素量は、森林と農地は自国の土壌調査結果より、草地の値は IPCC デフォルト値を自国のデータで修正し、湿地の値は IPCC ガイドラインデフォルト値の wetlands soil の値を用い、森林 57 t-C/ha、農地 83 t-C/ha、草地 98 t-C/ha、湿地 87 t-C/ha で設定しており、開発地は転用前の 80% となるデフォルト推計を用いている。これは開発地からの転用にも真逆の変化として適用している。土地利用変化時の遷移期間は 20 年である。

土地把握は NFI を元に実施しており、森林、農地、草地、湿地、開発地、その他の土地と、それらの土地利用区別の転用面積を把握している。システムとしてはアプローチ 3 に当たる。NFI は 1986 年からサンプル調査が開始され、完全運用されたのは 1994 年以降である。土地利用変化面積自体が経年的に非常に小さく、過去の遡りについてはそれほど大きな問題と扱っていない。農業統計では 1967~1989 年の間に森林面積が 2 割弱増加 (6,482kha→7,620kha) しているものの、永年サンプルが存在していない、面積変化もそれほど大きくないとして、1990 年以前の土地利用変化は無視する方法論としている。NFI 以外には、園芸、単年生作物タイプ、草地管理等の情報を統計情報から得ている。なお、湿地のごく一部を除く地域とその他の土地は非管理地として定義している。

項目	内容
国名	ノルウェー
土壌算定方法論	FF : Tier.3 CC、GG : 標準 Tier.2 LUC : 単純比較の Tier.2 (土地利用変化)
土壌算定対象土地区分	FF、LF、CC、LC、GG、LW、LS
土地表現	NFI を基に、他の統計情報等を補助的に活用したアプローチ 3
土壌深度	1m (森林)、30cm (農地、土地転用)
土壌炭素量設定	土地利用別 4 分類。ただし、農地内は 31 分類。

32. ニュージーランド

鉱質土壌炭素ストック変化の算定はすべての土地利用 (変化) に同一の方法論を適用しており、基本算定式は遷移期間 20 年で異なる SOC を比較する標準式である。各土地利用における SOC の量は、国内の土壌炭素モニタリングシステムモデルを用いて求めている。これは、土地利用、気候、土壌区分を主要ファクターとする線形の統計モデルと説明しており、補助データとして降水量、斜度を浸食量の代替指標として用いている。Tier.2 のモデルアプローチを利用したと説明している。

ニュージーランドの土地利用細区分は 12 区分あり、森林が pre1990、post1990、natural、農地が annual と perennial、草地が high producing、low producing、with woody biomass、湿地が open water と vegetated に分かれている。これらの細区分別にモデルを用いた標準土壤炭素量を設定し、土地利用変化（地目変化）が生じた場合に土壤炭素ストック変化が計算される。なお、水面と開発地については low producing grassland の値を代用している。

土地利用変化面積は 1962 年より把握している。これは、転用された森林の区分に、NZ の標準的な人工林施業の伐採期間にあたる 28 年を用いているためである。

項目	内容
国名	ニュージーランド
土壤算定方法論	独自の SOC を用いた Tier.2
土壤算定対象土地区分	全ての土地利用及び地目変化
土地表現	航空測量とリモートセンシングを用いた wall to wall のアプローチ 3 と Reporting Method 2
土壤深度	30cm
土壤炭素量設定	土地利用別 12 分類（森林 3 分類、農地 2 分類、草地 3 分類、湿地 2 分類）

33. ポーランド

鉱質土壤の計算は基本的に Tier.1 の算定式に則り、2006GL のデフォルト SOC_{ref} で HAC、LAC、Sandy、Wetland の 4 種類の参照土壤量（それぞれ、50、33、34、87t-C/ha）を設定し、土地利用区分ごとに炭素係数を定め、土地利用区分別の時系列でみた土壤面積（割合）の時系列的な変化データから、各土地利用区分における土壤炭素量の経年的な変化を求める方法論を適用している。土壤炭素量は、深さ 1m までの調査データが存在しているが、森林については、全てデフォルト値でパラメータを設定しており、遷移期間 20 年、 $f_{main\ intensity}$ 1.0、 $f_{dist\ regime}$ 1.0、 $f_{forest\ type}$ 1.0 とした上で、1997 年と 2017 年（報告対象年とその 20 年前の値として毎年変化させている）の森林土壤タイプの面積比率の変化を踏まえて、森林土壤炭素ストック変化を算定している。全森林を対象に算定していることから、転用の無い森林と転用された森林の両方の土地の土壤炭素ストック変化が一括して算定され、それを転用の無い森林で報告しているが、炭素ストック変化の要因が土壤面積割合の変化によるものであるため、実質的には土地転用に伴う影響を算定している状況ともいえる。

農地については、 F_{LU} =0.80、 F_{MG} =1.0、 F_i =0.95 と設定し、農用地（agriculture land、arable land and orchard）における Valuation class と記載される土壤タイプ別の面積データ（1976、1979、1985、1990、2000 年で入手可能）の推移から土壤炭素ストック変化を計算している。

草地については、 F_{LU} =1.00、 F_{MG} =1.14、 F_i =1.11 と設定し、農地と同じデータベースから同様の方法論を適用して土壤炭素ストック変化を算定している。湿地、その他の土地については、鉱質土壤炭素ストック変化を算定しておらず、開発地については、開発地中の主要な樹木の状況を踏まえて、炭素係数は森林同様に全て 1 として設定している。

項目	内容
国名	ポーランド
土壌算定方法論	Tier.1 に基づき設定した土壌炭素量の各土地利用区分内での面積比率の変化から土壌炭素変化量を算定する方法。
土壌算定対象土地区分	FF (LF 含む) 、CC (LC) 、GG (LG) 、LF
土地表現	土地・建物登記関係の統計情報を用いたアプローチ 2
土壌深度	30cm (デフォルトを用いているため)
土壌炭素量設定	土壌タイプ 4 分類×土地利用別 4 分類 (森林、農地、草地、開発地 (= 代用))

34. ポルトガル

土地利用区分及び土地利用変化は 1970 年より情報を把握しており、1995 年以前とそれ以降では別々の方法論を適用している。1995 年以前は統計情報を元に様々な補完推計を施したアプローチ 1 であり、1995 年以降は 2013 年に整備された 1995、2007、2010 年の 3 カ年の地図情報を用いたアプローチ 3 である。解像度は 20m であり、最小土地判読単位は 1ha である。直近の土地利用変化は 1995-2007 年の変化と同様と仮定している。3 つの土壌調査(1995 年および 2005 年を対象とする ICP forest grid、1999 年を対象とする Project Biosoil、2009 年を対象とする LUCAS soil assessment) の結果が存在しているが、サンプルプロットの時系列的な情報が欠損している等の理由により、これらは土地利用細区分別 (19 区分) の平均的な土壌炭素ストック量の設定にのみ活用している。鉱質土壌炭素ストック変化は、全て変化において土地転用前と後の土壌炭素ストック量を遷移期間 20 年で差引を行って計算している。なお、変化の算定は t 検定によって変化が大きいと判断された場合にのみ実施しており、差し引きされた結果については、更にサンプル誤差の大きさを踏まえて 50%信頼区間下限値を用いて排出・吸収係数を設定している。開発地の転用については LUCAS では情報はあるものの ICP, Biosoil でのサンプル情報がないことから、炭素ストック量はゼロと設定している。同じ土地利用細区分においては時系列的な変化は算定していない。

項目	内容
国名	ポルトガル
土壌算定方法論	土地利用細区分別平均炭素ストック量の比較による Tier.2
土壌算定対象土地区分	全て (WW、SS、OO 以外)
土地表現	1970-95 年は NFI や農業センサスデータを用いたアプローチ 1、95 年以降は wall to wall の地図情報を用いたアプローチ 3
土壌深度	40cm まで
土壌炭素量設定	土地利用細区分 19 分類 (森林 8、農地 6、草地 1、湿地 1、開発地 1、その他 2 (shrub land と other))

35. ルーマニア

転用の無い森林は鉱質土壌の炭素ストック変化は生じないと推計している。また補足情報として排出でないことの情報も提示している。ただし、EU 規則で転用の無い農地・草地の土壌炭素ストック変化算定が義務報告の対象として扱われていることを受け、農地、草地については 2022 年に最終的な推計を実施できることを目指して改善を実施予定。

土地転用が生じた場合の算定方法は、転用前後の土地利用の平均土壌炭素ストック量を比較する Tier.2 方式で、6 つの土地利用ごとに設定されている面積当たり炭素ストック量（森林：84 t-C/ha、農地：48 t-C/ha、草地：40 t-C/ha、湿地：40 t-C/ha、開発地：32 t-C/ha、その他の土地：41 t-C/ha）と標準の 20 年遷移期間から、各土地利用変化パターンに応じた単年当たりのストック変化係数を求め、土地転用面積に乗じて算定を行っている。

各土地利用の平均土壌炭素ストック量は、ルーマニアにおける土壌モニタリング（Soil Quality Monitoring in Romania）により作成された値である。開発地については、農地土壌の表層 10cm が除去されるとの想定より推計している。その他の土地については、土石地（5 t-C/ha）、河川への堆積（10 t-C/ha）、ドナウ（60 t-C/ha）が 1/3 ずつの面積を占めるとして平均した値により求めている。

土地利用面積、土地利用変化面積は、NFI（2008-2012、2014-2016）、軍用地形図（1970、1980、1990）、オルソ航空写真（2003-2005、2007-2011、2010-2014、2014-2015）を主要データとして活用し、それ以外のデータは検証データとして利用。

なお、2019 提出インベントリでは、NIR の情報の記載が十分に更新されていないと思われる部分（土地分類は 2018 年提出で改善予定と説明されている）、CRF の報告状況とも必ずしも厳密な一貫性が見られない（例えば、転用の無い農地の炭素ストック変化が報告されているが、その算定方法が NIR では変化なしとして説明されているのみで、報告ミスなのか、算定情報が NIR に反映されていないだけなのかがわからないなど）という不備がある点に注意。

項目	内容
国名	ルーマニア
土壌算定方法論	各土地利用の平均土壌炭素ストックの比較による Tier.2
土壌算定対象土地区分	LF (CF、GF、OF)、LC (GC、WC、SC、OC)、LG (FG、CG、SG、OG)、LW (FWf/o、CWf/o、OWf/o)、LS (FS、CS、GS、WS、OS)、LO (FO、CO、GO、WO、SO)
土地表現	NFI、地形図、航空写真を組み合わせた地図情報の解析によるアプローチ 2、3 の混合
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用毎 6 分類

36. ロシア

転用の無い森林については、国内調査を元に樹木グループ毎に気候帯・樹齢別の土壌炭素ストック量を設定し、森林面積の変化を踏まえて炭素ストック変化量を算定している。

転用された森林については、植樹に伴う各炭素プールのストック（増加）量を、国内の研究結果を元に植林後の樹齢（1～50年）毎に設定し、転用された森林面積に応じた炭素ストック変化を計算している（土壌については50年間で24.9 t-C/ha増加する形）。遷移期間は20年以上も続くとして50年を選択しており、植林実績のデータは1940年代まで遡って把握推計している（データは1946年からで、1941～45年は実施なしとして整理）。

転用の無い農地については、炭素のインフロー、アウトフローを踏まえたゲイン・ロスのモデルを適用して算定を実施しているが、2018年審査の結果としてあまり適切ではないのではという議論になったことを受けてTier 1の算定方法に変更したと説明している。永年性の農地及び草地においては、顕著な管理変化が生じていないとしてNOとしての報告に変更した。なお、将来は再度別のTier 3の適用を検討するとのこと。

転用された農地についてはTier 2による平均炭素ストック量の比較を行う方法を適用しており、土壌炭素量は、草地は88.5 t-C/haと農地は55.65 t-C/haを活用している。

転用された草地についてはTier.3のモデルを適用している。Roth Cがロシアに適しているため、Roth Cを活用したとの説明の記述がある。

転用の無い開発地については、特に土壌炭素ストックに変化はないと報告している。

転用された開発地については、全ての炭素が損失する場合（被覆地）と部分的に損失する場合（開放地）の2つに分けている。建設や土木工事の場合は元の土壌はすべて他に搬出されることとなり、開放地では土壌は維持される。森林の場合、両者の割合は82:18となっている。農地の転用では都市域への転用と地方への転用の割合を出し、被覆地と開放地の割合が都市域への転用では8:2、地方への転用では2:8と推計している。森林からの転用について国内の土壌調査のデータを踏まえた土壌量とデフォルト遷移期間の20年を用いた算定を実施している。開発地の工事基準を踏まえると、農地の場合は転用後1年で変化が生ずると仮定できる。農地については転用前の土壌炭素量を国内文献調査より設定しており、深さ25cmまでで55.65 t-C/haとしている。開発地については、開放地と緑地で別々の値を設定しており、開放地は工事・造成に伴い土壌の掘削持ち出しが生ずることから土壌炭素量は0とおき、緑地については国内の調査データから土壌炭素量を設定している。これを面積加重平均し、深さ25cmまでの炭素量として計算した値として、53.75 t-C/haという開発地土壌炭素量を設定している。

項目	内容
国名	ロシア
土壌算定方法論	実測データを元にした Tier.3（森林） モデル算定による Tier 3（農地から草地への転用） 平均値比較による Tier 2（草地から農地への転用） 土壌炭素損失率を用いた Tier.2（転用された開発地）
土壌算定対象土地区分	FF、CF、GF、CG、OG、FS、SO（それ以外はNO）
土地表現	システムティックサンプリングをベースにした制度
土壌深度	30cm、農地－開発地は25cm
土壌炭素量設定	詳細

37. スロバキア

転用の無い森林について、森林モニタリング制度と NFI の下で永年プロットにおける土壌調査データが存在しており、13 年間隔の調査結果としては大きな変化は生じていないとする分析結果がでており、更に近い将来に 10 年間をおいた調査結果が得られる見込みであると説明している。自国の調査結果及び類似環境を持つハンガリー、ドイツ、オーストリア、チェコでの方法論も参考に、Tier.1 を適用して土壌炭素ストック変化はゼロと報告している。

土地利用変化に伴う鉱質土壌炭素ストック変化量は、国内研究結果を元にした各土地利用区分における平均土壌炭素ストック量（森林：89.02t-C/ha、農地：60.11 t-C/ha、草地：74.95 t-C/ha、開発地・その他の土地：53.85 t-C/ha）の遷移期間 20 年での比較による Tier.2 で算定を行っている。開発地やその他の土地の土壌炭素量をどのように設定したかは、詳細には説明していない。初期の算定では土壌深度 100cm での計算を行っていたが、土地利用変化に伴う土壌炭素変化は、国内の 3 つの異なる標高帯で調査をした結果、転用後 10 年間に表層で起きる変化がほとんどであるという結果が出ていること、異なるアプローチの利用結果でも同じような炭素蓄積変化の結果が出る旨の説明もされている。そのため、IPCC のデフォルト設定である 30cm に合わせた計算に変更した経緯がある。

転用の無い農地は、国内知見より得られた SOC_{ref} とデフォルト炭素係数を用いた Tier.1 により算定しており、農地の土地利用係数としては一律 0.80、投入係数も一律 1.0 を適用しているが、管理係数には異なる炭素係数 F_{MG} （通常耕起：1.0、非耕起：1.1）を設定して、毎年の耕起状態の面積割合変化を把握することで鉱質土壌炭素ストック変化を計算している。なお、転用の無い草地については、転用の無い開発地は、顕著な管理変化が生じていないとして炭素ストック変化はゼロで報告している。

項目	内容
国名	スロバキア
土壌算定方法論	CC：国の SOC_{ref} とデフォルト炭素係数を用いた Tier.1 LUC：土地利用区分別平均土壌炭素ストック量を用いた Tier.2
土壌算定対象土地区分	CC 土地利用変化（LF、LC、LG、LS、LO）
土地表現	毎年の統計情報に掲載される土地登記情報を用いたアプローチ 2
土壌深度	30cm
土壌炭素量設定	土地利用毎 4 分類（湿地除く）

38. スロベニア

森林土壌は、施業に伴う大きな変化は生じておらず、研究結果やサンプリング結果でも排出になっておらず、ほぼ一定値で安定している傾向が見えるとして、炭素ストック変化は変化なしとして報告している。土地利用が変化しない場合は、森林以外の土地利用においても炭素ストック変化は生じていないと報告している。そのほかの土地利用（農地、草地は下位区分）についても、土地転用の無い場合は炭素ストック変化の算定は行っていない

い。

土地利用変化時の土壌については各土地利用（Forest land, Cropland annual, Cropland perennial, Grassland annual, Grassland perennial, Wetlands, Settlements）における深度 40cm までの平均炭素ストックを求めて、転用前後比較により土壌炭素ストック変化を計算。Tier 2 に該当。各土地利用における土壌炭素ストックは、仮比重（bulk density）の実測結果が無いことから、国内の研究結果を踏まえた organic carbon content と clay content から仮比重を求める推計式を活用し、国内の土壌サンプルデータ（森林は約 140 か所、それ以外の土地利用は 10~15 か所）の結果を用いて設定。（2016 年審査においては、各土地利用の土壌群の違いも将来的には踏まえることの推奨を受けている。）農地は、農地の下位区分（annual と perennial）を跨ぐ場合に、土地利用変化と同じ方法で算定。開発地の土壌炭素量は、単年生作物農地の土壌炭素量の半分として設定している。土壌炭素設定値（40cm まで、単位 t-C/ha）は、森林は 8km グリッドにおけるモニタリング情報、農地・草地は 2016-2017 年に実施された最新の土壌モニタリング（湿地、開発地は対象外）の結果を元に更新、開発地は首都リュブリャナの緑地データを元に、専門家判断により草地の半分として設定している。利用している数値は下表の通り。

	FL	CL_a	CL_p	GL_a	GL_p	WL	SL
最新の利用値	103.31	85.63	84.14	94.97	98.32	113.68	47.49
（参考）過去の利用値	103.31	80.66	78.89	89.64	69.24	113.68	44.82

土地利用分類は、元々は国の地図情報データを用いていたが、2 時点のデータしかなかったことから線形内外挿では、時系列で単一の面積変化及び排出・吸収量しか求められないため、プロジェクトを実施し、2002、2006、2012 年の土地利用情報を整備し 1km グリッドのサンプル調査により土地利用マトリクスを作成、過去の年次については統計情報や研究情報を用いて 1986-1990、1990-1995、1995-2002 のマトリクスを作成している。直近の情報は 2017 年であり、デジタルオルソフォトの情報を元に、他の関連する土地情報も確認しつつデータを作成している。

項目	内容
国名	スロベニア
土壌算定方法論	各土地利用の平均土壌炭素ストックの比較による Tier.2
土壌算定対象土地区分	土地利用変化分（CC、GG の草本・木本間の変化を含む）
土地表現	統計データ、森林管理データ、リモセンによる補完データ、近年はデジタルオルソフォトや、LiDAR データも用いてデータ更新、開発地はランドサットによる衛星画像も利用
土壌深度	40cm
土壌炭素量設定	土地利用毎 7 分類（農地・草地それぞれ 2 分類、その他除く）

39. スウェーデン

森林と草地については、NFI のサンプルプロットにおける土壌計測結果を、仮比重を求める物理式で換算を行い、各プロットにおける土壌炭素ストック量の変化を算定する Tier.3 の方法論を適用している。

農地については ICBM モデル[8]による Tier.3 算定を適用しており、8つの農業地域において、気象データ、作物生産統計、農業地域ごとの堆肥利用量、全国で実施された農地土壌調査データ（炭素量や物理性）を踏まえて、炭素ストック変化を求めている。

土地利用変化については、Tier.2 手法が基本であり、土地利用ごとの平均土壌炭素ストック量が入手できる場合にはその比較による算定を行っている。設定値は、森林：45t-C/ha、農地：100t-C/ha、草地：110t-C/ha。下位区分として農地から転用された森林は 87tC/ha を利用。それ以外の土地への転用については、土地利用ごとに異なる仮定を置いた変化係数を設定して計算を行っている。また、森林土壌からその他の土地への転用（森林減少）については、多くの土壌炭素が損失することから研究結果を元に設定した割合、農地への転用は 20 年で土壌炭素量が 20%増加、草地への転用は 20 年で土壌炭素量が 10%増加としている。開発地への転用は、以前は道路への転用は 80%、パイプラインへの転用は 20%、それ以外の開発地への転用は 50%の土壌炭素が 20 年間で減少、という設定であったが、新たな調査結果を踏まえると、リターと土壌のごく一部のみが土地利用変化の影響を受けるとして、森林、農地、草地からの土地転用時の 20 年間の土壌炭素ストック減少量は、30%減、70%減、10%減としている。

なお、土壌炭素量が 0.1%変化するだけで 300 万トン CO₂ 近い排出・吸収量が計算されるとして年次変動については内外挿で均していると説明している。

転用の無い開発地は土壌の計算をしておらず、湿地については泥炭採掘のみを計算し、それ以外の土地は非管理地として定義しており、鉍質土壌の変化は算定・報告対象外（ゼロで報告）としている。その他の土地についても同様の扱いとしている。

項目	内容
国名	スウェーデン
土壌算定方法論	土壌サンプリングを用いた Tier.3（森林、草地） ICBM モデルを用いた Tier.3（農地） 平均土壌炭素量、もしくは変化係数を用いた Tier.2
土壌算定対象土地区分	FF、LF、CC、LC、GG、LG、LS
土地表現	NFI のサンプルプロットのモニタリングによるアプローチ 2。
土壌深度	50cm、農地についてのみ 25cm
土壌炭素量設定	土地利用毎 3 分類（森林、農地、草地）

40. トルコ

2017～2019 年に EU 予算で実施された支援プロジェクトにより、国の土地表現アプローチを改善し、2019 年インベントリ提出より 30m 解像度の衛星データを用いて 1ha 単位で、

空間明示的な情報判定するアプローチ3を導入した。土地判読の精度は90%である。過去の年次の詳細土地データは1990、2000、2015年の3カ年で整備し、土地利用変化を把握し、2015年以降はSentinel-2を適用する年次把握制度としている。1970年からの変化は質の良いデータで測れない状況であったため、欧州のいくつかの国が採用している1990年をベースラインとして、1990年以降の変化のみ見る方法論を採用した。詳細な判読方法はNIR2019のp317-318あたり。これからの改善には参考となる。

国土は国内調査に基づき、生物群系と気候帯により8つの生態ゾーンに区分し、土地利用区分は、森林は定義としては生産林とその他森林の2分類で判読は4分類（針葉樹林、広葉樹林、混交林、劣化林）、農地は定義としては単年生作物、永年生作物、農地付近のポプラ植林の3分類で判読は単年生、永年生の2分類、草地は全体で1分類（すべて管理地）、湿地は管理湿地（湛水地と泥炭地）と被管理湿地（自然湖沼河川）、開発地1分類（都市、商工業地、鉱山・埋立地・建設用地、人工植生（公園等））、その他の土地1分類としている。

転用の無い土地の土壌炭素ストック変化は、データが不足しているとしてすべて変化なしとする推計を適用している。

転用された土地（農地内の単年生作物と木本性作物の転用を含む）の鉱質土壌炭素ストック変化は、8つの生態ゾーン別毎に設定した土壌炭素量の比較によるTier 2である。各土壌炭素量は、森林は農林省の調査部門が計算したもの、農地・草地・湿地・その他の土地は国の調査結果（TAGEM : General Directorate of Agricultural Research）を利用しており、開発地については、開発地内の緑被や炭素量の状況をGISで解析して設定した全体の平均値として全プールの値25.17 t-C/ha、土壌のみの値5.03 t-C/haを利用（これは以前のNIRから変わらない値）。遷移期間はデフォルトの20年を用いている。

表 トルコのNIRで言及されている土地利用・生態ゾーン別土壌炭素ストック量

Ecozone	Ref	FL	A-CL	P-CL	GL/WL	SL	OL
Mediterranean mountain	46.96	51.53	40.22	46.96	42.26	20.14	12.78
Mediterranean coastal, deciduous and coniferous forest	37.77	46.08	29.62	37.77	33.99	20.14	12.78
East Anatolian steppe	47.99	48.41	38.90	47.99	43.19	20.14	12.78
East Anatolian deciduous forest	41.30	45.14	30.44	41.30	37.17	20.14	12.78
Euxine-Colchic deciduous forest	49.66	51.90	38.68	49.66	44.69	20.14	12.78
Central Anatolian steppe	40.41	49.92	32.14	40.41	36.37	20.14	12.78
Aegean Inland deciduous and coniferous forest	42.53	50.88	30.99	42.53	38.28	20.14	12.78
North Anatolian deciduous, coniferous and mixed forest	54.57	55.05	34.29	54.57	49.11	20.14	12.78

（出典：NIR TUR2019 LULUCF分野よりまとめ）※開発地の20.14はバイオマスの値であり、土壌は本来5.03を利用しないとイケない。

項目	内容
国名	トルコ
土壌算定方法論	転用の無い土地：変化なしとする推計 転用された土地：Tier.2による炭素ストック量の比較。8つの生態ゾーンごとに、土地利用別の平均土壌炭素量を設定して比較。
土壌算定対象土地区分	土地利用変化（森林⇔農地、農地⇔草地、農地・草地→開発地） 転用の無い農地
土地表現	衛星画像を用いた Wall to wall のアプローチ 3 を適用。土地利用変化は 1990 年以降のみ算定。
土壌深度	言及なし（恐らく 30cm）
土壌炭素量設定	8つの生態ゾーンごとに森林、単年生作物農地、永年性作物農地、草地／湿地の値を設定。開発地とその他の土地は全国一本の値。

41. ウクライナ

転用の無い森林の鉱質土壌炭素ストック変化については、国内の知見に基づき炭素ストック変化は生じていないと報告している。

転用された森林については、デフォルト炭素係数と遷移期間 20 年を用いた Tier.1 を適用している。過年次の GHG インベントリでは国内知見より得られた森林土壌の炭素ストック量（4 地域×6 土壌種）を SOC_{ref} の値として利用していたが、時系列の計算に困難が生じていたことから、HAC soil の moist cold temperate zone デフォルト値の利用に切り替えている。また、土地転用のカテゴリー（LF、LC、LG、LS、LO）は、基本的にデフォルト値の SOC_{ref}、炭素係数、遷移期間を適用した Tier.1 に統一している。なお、その他の土地への転用時の炭素量はゼロと設定している。利用した炭素係数の値は明確には説明されていない。開発地については面積当たりの見かけの排出係数が-0.86～0.95t-C/ha/yr となっているので、参照土壌量がおおよそ 95t-C/ha 程度あることから、0.8 掛けのデフォルトを利用していると推測される。転用の無い農地・草地については、農用地土壌における窒素インフローとアウトフローのバランスから土壌炭素ストック量を算定する Tier.3 の方法論を適用している。土地分類方法は、統計ベースであるが、衛星データ（ESA Climate Change Initiative - Global Land Cover Products (CCI - LC)及び国で作成したと 2015-2016 年の土地被覆図、MODIS 等）の利用に移行する予定。国の統計的な土地区分 14 分類を IPCC ガイドラインの 6 つの土地利用区分に分類し直している。

項目	内容
国名	ウクライナ
土壌算定方法論	LUC：デフォルトの SOC _{ref} と炭素係数を用いた Tier.1 CC、GG：窒素フローのバランスを用いた Tier.3
土壌算定対象土地区分	CC、GG、LF、LC、LG、LS、LO
土地表現	土地統計情報を用いたアプローチ 2（土地利用変化面積は推計）。 ARD 関係は別途リモセン等も用いた調査を利用。

土壌深度	デフォルト値を利用しているため 30cm
土壌炭素量設定	HAC soil の moist cold temperate zone : 95 t-C/ha

42. 米国

土地表現は National Resource Inventory (1982～)、Forest Inventory and Analysis (1998～)、National Land Cover Dataset (1992、2001、2006、2011) の3つのデータベースを元に作成されており、土地利用変化はデータが入手可能な時点以降のみを積算する形式のため、1990年代の前半は必ずしも転用が20年間積算されていない場合がある。

転用の無い森林については、国内で森林土壌のモニタリングが行われており、サンプリングの実測結果を踏まえた森林土壌炭素ストック量(State Soil Geographicのデータベース)を元にしたモデルでの算定を行っている。転用された森林については、標準手法に基づき、国独自のSOCrefや炭素係数とデフォルト遷移期間20年を適用するTier.2法(Ogle et al. 2003, 2006)を用いて計算している。土壌モニタリングにおいては深度100cmのまでの情報を表層20cmのデータから演繹的に推計している。ただし、土地利用変化の算定に用いているのはデータの一貫性の観点から深度30cmまで。

転用の無い農地及び草地については、作物に応じてTier.3とTier.2を使い分けており、coarse fragmentが体積比35%以下、牧草、麦、トウモロコシ、綿花、豆、稲、雑穀等の18の作物についてはCENTURYモデルを元に開発されたDAYCENT biogeochemical modelと呼ばれるTier.3法を適用している。これは森林にも適用されているモデルである。残りの野菜、たばこ、木本生作物等については、biogeochemical processを踏まえたTier.3のテストが十分に完了していないとして、Tier.2を用いている。転用された農地・草地についても、転用の無い土地と同様のTierを適用している。管理等の情報はNFIのモニタリングスポットを対象として収集されている。

湿地における土壌の算定は、沿岸湿地における植生有無間の転用、植生を持つ沿岸湿地への転用について、国の調査文献を元にしたTier.2の算定を実施している。

開発地については、転用の無い開発地は、鉱質土壌はTier.1の変化なし、有機質土壌については排水由来の排出を報告している。転用された開発地については、NFIのモニタリングデータや土壌の情報、2006年IPCCガイドラインの情報などを踏まえ、元の土壌炭素量の0.7の炭素変化係数を乗ずるTier.2法を適用している。

項目	内容
国名	米国
土壌算定方法論	Tier.3及びTier.2
土壌算定対象土地区分	FF、LF、CC、LC、GG、LG、WW、LW、LS
土地表現	複数のデータソースを利用したアプローチ2と3の混合
土壌深度	1m、土地利用変化は30cm
土壌炭素量設定	詳細

参考文献

1. UNFCCC, National Inventory Submissions 2019. <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>
2. Viscarra-Rossel, R.A., R. Webster, E.N. Bui and J.A. Baldock (2014), Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change, *Global Change Biology*, 29, 2953-2970.
3. Pilli, R., G. Fiorese, R. Abad Vinas, S. Rossi, T. Priwitzer, R. Hiederer, C. Baranzelli, C. Lavallo and G. Grassi (2016), LULUCF contribution to the 2030 EU climate and energy policy. EUR 28025; Luxemburg (Luxemburg): Publications Office of the European Union, JRC102498.
4. Wüst-Galley, C., S. G. Keel, and J. Leifeld (2019), A model-based carbon inventory for National greenhouse gas reporting of mineral agricultural soils, Agroscope, Federal Department of Economic Affairs, Switzerland.
5. Kölli, R., T. Köster, K. Kauer, and I. Lemetti (2010), Pedoecological regularities of organic carbon retention in Estonian mineral soils, *Int. J. Geosci.*, 1, 139–148.
6. Fealy, R. M., S. Green, M. Loftus, R. Meehan, T. Radford, C. Cronin, and M. Bulfin (2009), Teagasc EPA Soil and Subsoils Mapping Project-Final Report, Volume I, Teagasc, Dublin.
7. Andrén, O., and T. Kätterer (1997), The Introductory Carbon Balance Model for Exploration of Soil Carbon Balances, *Ecol. Applic.*, 7, 1226-1236.