



Universität für Bodenkultur Wien

THG – Emissionen von Unternehmen: Ein kalkuliertes Missverständnis?

Masterarbeit

**zur Erlangung des akademischen Grades Diplom Ingenieur
an der Universität für Bodenkultur Wien**

Eingereicht von: Alexander Griebler, BSc.

Matrikelnummer: 01440412

Masterstudium: Umwelt und Bioressourcenmanagement

Betreuung: Univ. Prof. Mag. Dr. Harald Rieder

Institut für Meteorologie und Klimatologie

Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Wien, Mai 2021

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre ehrenwörtlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst habe, andere als die angegebenen Quellen nicht verwendet habe und die den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Wien, Mai. 2021

Danksagung

Ich möchte mich hiermit, bei all jenen bedanken, die mich auf meinem Weg zum Abschluss meines Studiums Umwelt und Bioressourcenmanagement unterstützt haben.

Vorweg muss ich Herrn Professor Rieder meinen Dank aussprechen, der mich während der gesamten Phase der Themenfindung, Ausarbeitung und Fertigstellung unterstützt und betreut hat. Für seine konstruktive Kritik, sowie seine wertvollen Anregungen und Korrekturvorschläge, aber auch seine Hinweise in Bezug auf den rechtlichen Rahmen der Arbeit, möchte ich mich herzlich bedanken.

Ebenfalls möchte ich mich bei meiner(m) Arbeitgeber*In der Greenalpha GmbH, und besonders bei meinem Chef Wolfgang Rattay bedanken, ohne den ich wohl nie auf das Thema für diese Arbeit gekommen wäre bzw. die Fertigkeiten zur Bearbeitung der Forschungsfragen erlangt hätte.

Ein großes Dankeschön, an alle die meine Arbeit korrektur gelesen, sowie weiteren Input zur Erschaffung geliefert haben. Danke Tina, Mama, Papa, Lisa.

Außerdem möchte ich meiner Familie für das aufgebrachte Verständnis über die letzten 7 Jahre danken. Es war nicht immer einfach, gerade in der Anfangsphase des Studiums, in dem ich zu eurem Leidwesen mein eigenes Wertesystem komplett auf den Kopf gestellt habe. Nichts desto trotz macht es mich ein wenig stolz, dass entgegen aller Zurufe auch ein Einzelner das Leben seiner Mitmenschen bis zu einem gewissen Grad positiv zur Bewältigung der Klimakrise mitverändern kann.

Abschließend möchte ich mich bei meiner gesamten Familie bedanken, die mir mein Studium durch ihre Unterstützung ermöglicht hat und stets ein offenes Ohr für mich hatte, auch wenn ich wieder „schwierig“ war.

Kurzfassung

Trotz vielfältiger internationaler Bemühungen zur Emissionsreduktion stiegen in den letzten Jahrzehnten die anthropogenen Treibhausgasemissionen deutlich an. Um eine Trendumkehr einzuleiten, und zielgerichtet ein Fortschreiten der Klimawandel zu vermeiden bedarf es vertrauenswürdiger Emissionsdaten zur Überwachung und Festlegung von Vermeidungs- und Reduktionspfaden. Zurzeit stellen die meisten berichteten Emissionsdaten gerade von Unternehmen eine Unterschätzung der tatsächlichen Menge dar. Diese Arbeit zeigt anhand von drei ausgewählten Fallbeispielen, dass durch geringfügige Veränderungen in der spezifischen Emissionskalkulation von Unternehmen Ergebnisse erreicht werden können, die die Realität besser widerspiegeln. Durch ein besseres Verständnis der im Wirkungsbereich eines Unternehmens auftretenden Emissionen können letztlich auch gezieltere und effizientere Mitigationsmaßnahmen implementiert werden. Durch diese effizientere Steuerung der eingesetzten Mittel könnten gesellschaftsübergreifend positive Effekte erzielt werden, die einem Gros der Menschen zugutekommen würden. Des Weiteren impliziert die Erreichung der Pariser Klimaziele weitreichende Anpassungen der momentan angewandten Wirtschafts- sowie Lebensweise, sodass ein Wandel unausweichlich erscheint.

Schlagwörter: Klimawandel, Treibhausgase, Reduktionspfade, Berechnung von Scope 3 Emissionen, Pariser Klimaziele

Abstract

Despite ambitious international efforts to curb greenhouse gas emissions, anthropogenic emissions have increased substantially during recent decades. To develop mitigation and abatement strategies to limit future climate warming a detailed understanding of the emissions actually occurring is necessary. At present, most of the reported emissions data, especially from companies, represent an underestimation of the actual emission amount. This thesis illustrates at three case studies, that through minor changes in the specific emission calculation, company level results can be achieved that better reflect reality. A better understanding of the emission volume actually occurring within a company's sphere of action will allow to implement targeted and more effective mitigation measures. Through more efficient control of the resources used, positive effects across society could be achieved that would benefit most people. Furthermore, the achievement of the Paris climate goals implies far-reaching adjustments to our current economy and lifestyle, so that change appears inevitable.

Keywords: climate change, greenhouse gases, abatement strategies, calculation of scope 3 emissions, Paris climate goals

Inhalt

1. Einleitung und Motivation.....	1
2. Wissenschaftliche Grundlagen	6
2.1 Das Klimasystem der Erde.....	6
2.1.1 Natürliche und anthropogene Strahlungsantriebe des Klimasystems.....	6
2.1.2 Klimafolgen.....	10
2.2 Das 1,5 °C Klimaziel	12
2.3 Bilanzierung der Treibhausgasemissionen.....	15
2.4 Life Cycle Assessment.....	17
2.6 Scope 1, 2, 3 Emissionsberechnungsmethodik für Unternehmen	19
3. Methodik und Hypothesen	23
4 Ergebnisse.....	25
4.1 Emissionsberechnung der Automobilbranche	25
4.1.1 Eigenberechnung Automobilhersteller*Innen	29
4.1.2 Potenzielles Emissionseinsparungspotential der Branche.....	39
4.2 Emissionsberechnung der Infrastrukturbranche	41
4.2.1 Eigenberechnung eines Infrastrukturbetriebes:	43
4.2.2 Potentielles Einsparungspotential des Betriebes.....	53
4.3 Emissionsberechnung der Flughäfen.....	54
4.3.1 Eigenberechnung eines Flughafens.....	56
4.3.2 Potentielles Einsparungspotential des Flughafens	67
4.4 Sensitivitätsanalyse der berechneten Beispiele	68
4.4.1 Automobilhersteller*Innen.....	69
4.4.2 Infrastrukturbetrieb.....	71
4.4.3 Flughafen.....	73
4.5 Klimawirksamkeit der drei Betriebe / Branchen.....	74
5. Diskussion und Schlussfolgerung	77
6. Literaturverzeichnis.....	82
7. Abbildungsverzeichnis	98
8. Tabellenverzeichnis	100

9. Abkürzungsverzeichnis	102
10. Annex I	105
11. Annex II	109
12. Annex III	115

1. Einleitung und Motivation

Das Pariser Klimaabkommen setzt sich zum Ziel die globale Erwärmung auf deutlich unter 2 °C (idealerweise bei 1,5 °C) bis Ende dieses Jahrhunderts zu begrenzen. So wegweisend und hoffnungsvoll diese Worte auch klingen, so tiefgreifend sind die notwendigen systemischen Änderungen und Anpassungen für die Zivilgesellschaft bzw. die Wirtschaft um dieses Ziel zu erreichen (UN, 2020a). Der Sonderbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) zum 1,5 °C Ziel bietet über das Treibhausgasrestbudget Aufschluss. Wird das verbleibende Treibhausgas (THG) – Budget berücksichtigt und wird eine Emission von 1331 t CO₂ pro Sekunde angenommen so verbleiben mit Jänner 2021 noch ca. 293 Gigatonnen, bis emissionsseitig das 1,5 °C Ziel verfehlt wird (Abbildung 1) (IPCC, 2018; MCC, 2021).

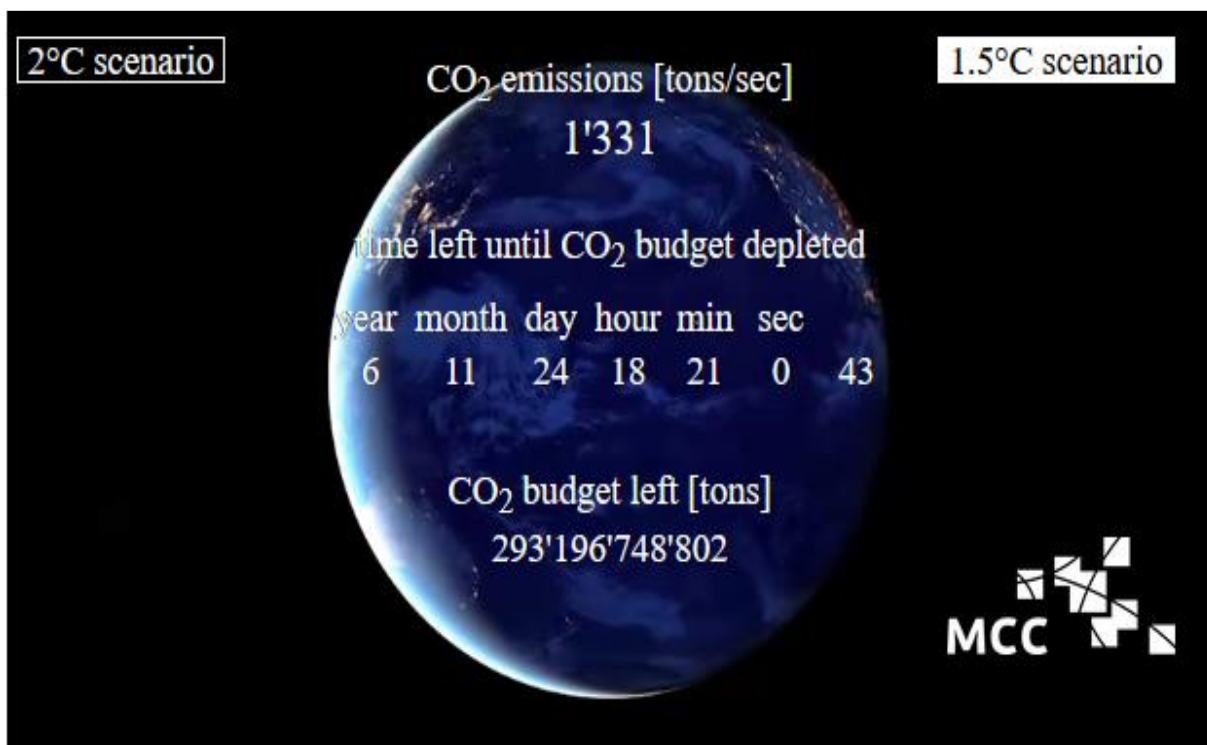


Abbildung 1: THG - Emissionen bis 1,5 °C Ziel (MCC, 2021)

Das Pariser Abkommen setzt sich zum Ziel die globalen THG - Emissionen nachhaltig zu senken, in der Praxis stiegen die Emissionen mit Ausnahme des Jahres 2020, bedingt durch die COVID - 19 Pandemie, auch nach Paris jährlich an (Abbildung 2).

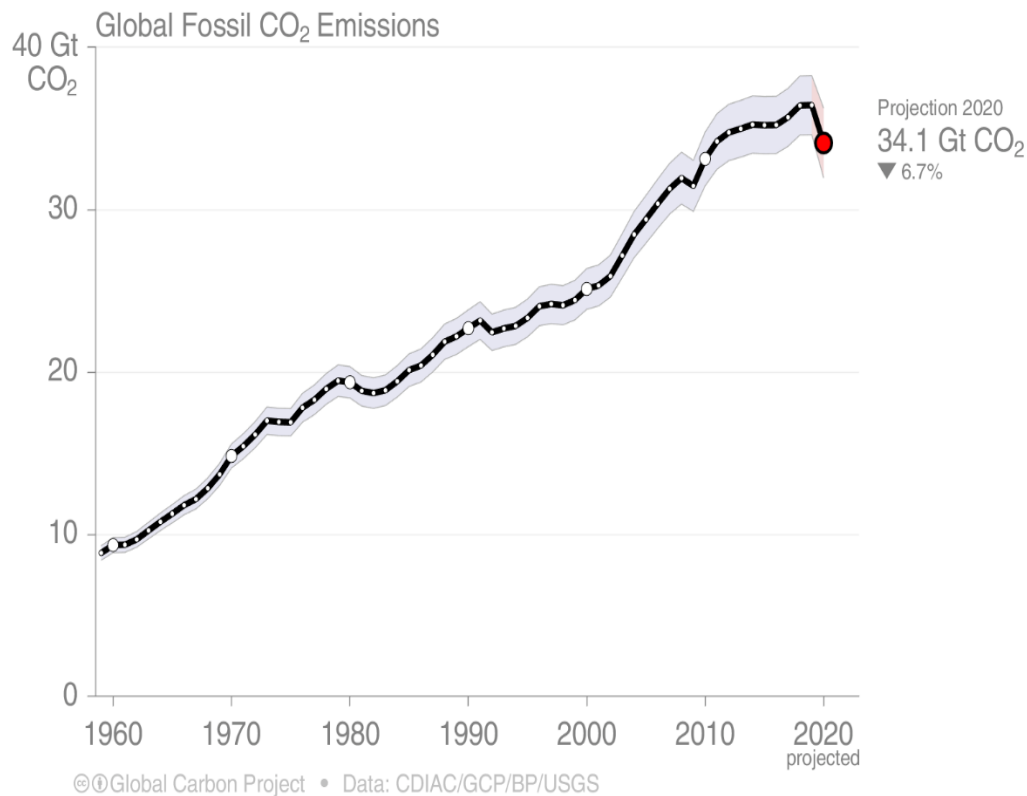


Abbildung 2: Globale fossile CO₂ - Emissionen 1960 – 2020 (Andrew, 2021)

Die Entkopplung zwischen Wirtschaft und Karbonisierung wird zwar inzwischen breit diskutiert, nur geschieht dieser Diskurs momentan viel zu langsam, als dass dadurch die Klimawende geschafft werden könnte (UNFCCC, 2020). Es verbleiben ca. 293 Gt für eine quasi vollkommene Transformation unserer Wirtschafts- und Lebensweise zur Erreichung des 1,5 °C Ziel bzw. ca. 1000 Gt für das 2 °C Ziel (vergleiche Abbildung 3). Berechnungen zeigen deutlich, dass spätestens in 30 Jahren globale CO₂ - Neutralität also Netto - Null - Emission erreicht sein muss um die Erderhitzung nachhaltig zu begrenzen. Es stellt sich die Frage warum es uns trotz der Dringlichkeit nicht gelingt die Emissionen deutlich zu reduzieren. Wer trägt die Schuld für dieses Dilemma, ist es die unaufgeklärte und in diesen Belangen schlecht gebildete Zivilgesellschaft (Rogelj, 2018)? Ist der kurzfristige wirtschaftliche Erfolg wichtiger als soziale Gerechtigkeit oder ein Recht auf „Decent Life“ für alle (Europäische Kommission, 2013)? Oder ist die Politik nicht daran interessiert, eine Veränderung im System herbei zu führen und dadurch vielleicht ihre Macht zu beschneiden (Thatcher, 2005)? Vermutlich ist es ein Zusammenspiel all dieser verkürzt dargestellten Mitspieler*Innen, die uns in der Zielerreichung für Paris in gewisser Weise lähmen bzw. den positiven Wandel verlangsamen und zum Teil verhindern (Gunster, 2018). Dass die Transformation hin zu einer emissionsärmeren Gesellschaft mit den richtigen Politikinstrumenten einen sozialen Ausgleich schaffen könnte bzw. allgemein bessere Lebensbedingungen für einen weitaus größeren Teil

der globalen Erdbevölkerung mit sich bringen könnte, spielt momentan im öffentlichen Diskurs eine untergeordnete Rolle (*Baranzini et al., 2017*). Die Zeit spielt gegen uns, umso wichtiger erscheint es, dass jeder seinen Beitrag leistet, um die Klimawende doch noch zu vollziehen (vergleiche Abbildung 3).

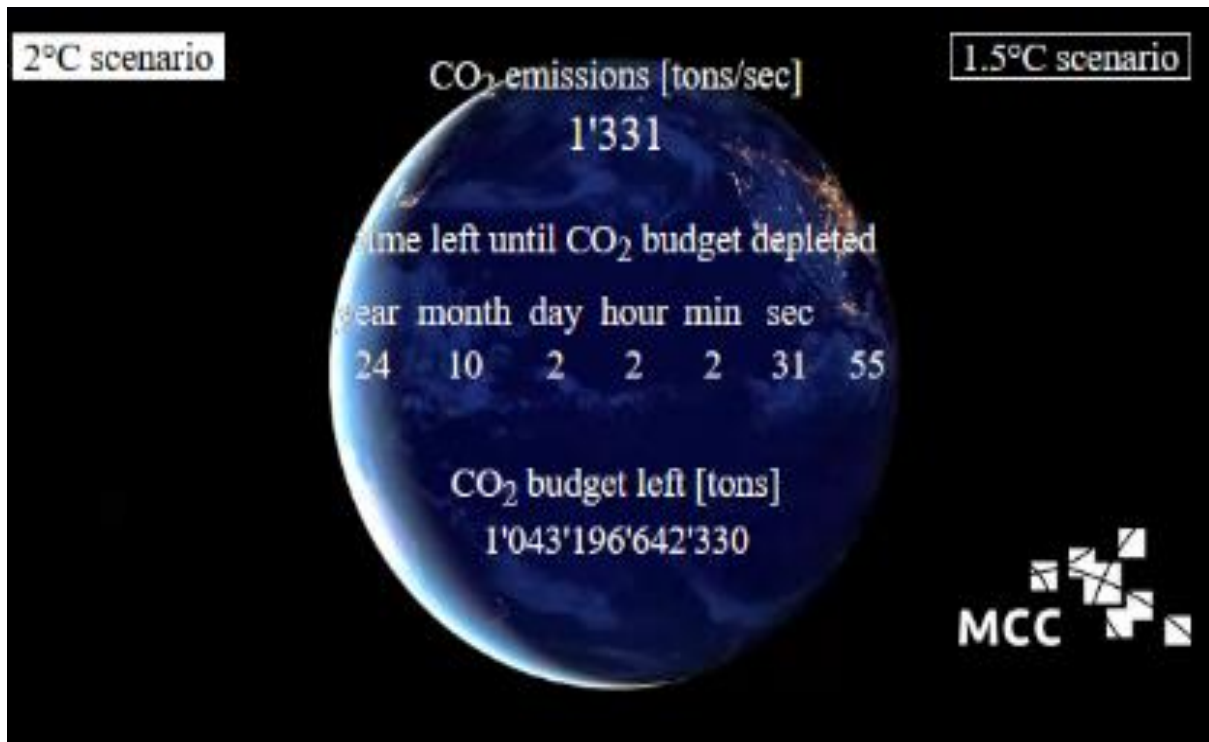


Abbildung 3: THG - Emissionen bis 2 ° C Ziel (MCC, 2021)

In Europa erscheint der „Green New Deal“ momentan als der wichtigste Schritt in die richtige Richtung, um die verbliebene Hoffnung auf die Begrenzung der Erderhitzung nicht ganz zu verspielen (*Europäische Kommission, 2019*). Eine Treibhausgas - Steuer oder eine ökosoziale Steuerreform scheinen als wirksame Maßnahme hin zur Erreichung der Pariser Klimaziele. Aufgrund des inzwischen entstandenen Zeitdrucks erscheint aber eine global abgestimmte Steuerreform als zumindest kurzfristig unerreichbar (*Baranzini, Carattini, 2014*). Die Implementierung einer THG - Steuer mit sozialen Ausgleichsmaßnahmen scheint am ehesten umsetzbar für eine fristgerechte Zielerreichung (*Ismer et al., 2019*). Die Lenkungswirkungen einer THG - Steuer auf die zivile Gesellschaft bzw. auf die Wirtschaft scheinen beim Ansetzen des richtigen Preisniveaus als „Best Way“ (*Carattini et al., 2017*). Doch wie sollen transnationale Unternehmen valide berechnet werden, sofern die Umweltstandards und auch die Berichtspflichten von Land zu Land stark variieren? Es erscheint gerade für kleine und mittelständische Unternehmen mit geringerem finanziellem Budget unmöglich, eine THG - Bilanz für ihre gesamte „Supply Chain“ adäquat zu erheben (*Pattberg, 2017*). Selbst bei Bereitstehen der internen Kapazitäten (Arbeitskraft und finanzielle

Mittel) erscheint eine Berechnung aufgrund des geringen fachspezifischen Wissens über die globalen und regionalen Wirkungszusammenhänge qualitativ nicht möglich. Für die Erreichung der Klimaziele erscheint es jedoch unerlässlich, auch privatwirtschaftliche Unternehmen in die Überlegungen miteinzubeziehen, schlussendlich können die Konsument*Innen nur Waren einkaufen, die ihnen direkt angeboten werden (*Doda, 2014*). Zwar hätten die Konsument*Innen einen genauso großen Hebel in Bezug auf die Lieferkette, aber nur insofern, als dass alle möglichen Konsument*Innen als eine Einkäufer*In auftreten müssten. Auf Grund des Nichtvorhandenseins einer kollektiven Einkaufsentscheidung scheint die Argumentation von Firmen fadenscheinig, welche den Konsument*Innen die alleinige Marktmacht zuschreibt. Transnationale Unternehmen und im besten Fall mit einer Mono - Oligopolstellung hätten die besten Voraussetzungen, um die verkauften Produkte nachhaltiger und klimafreundlicher zu gestalten (*Lettl, s.a.*). Doch wie glaubwürdig sind die berichteten Emissionsdaten von Unternehmen gerade der vor- und nachgelagerten Lieferkette, die keiner externen Prüfung unterzogen werden? Werden diese bewusst unterbewertet, um potentiellen Kund*Innen und Investor*Innen zu bescheinigen, dass die hergestellten Produkte nur geringe, oder keine Klimawirksamkeit haben, oder findet die Berechnung firmenübergreifend auf einem hohen qualitativen Niveau statt? Die Forschungsfragen, die in dieser Arbeit näher erörtert werden sollen bzw. den Leitfaden in der Strukturierung dieser Arbeit darstellen sind:

- Wie werden momentan die THG - Emissionen von Firmen berechnet?
- Wie akkurat erscheinen die auf diesem Wege errechneten Daten?
- Welche Maßnahmen könnten ergriffen werden um, die THG - Emissionen zu reduzieren, bzw. wie hoch ist das Einsparungspotential?

Anhand von drei Beispielsektoren: Automobilhersteller*Innen, Infrastrukturbetreiber*Innen und Flughafen, wird in dieser Arbeit eine (aufgrund der Datenverfügbarkeit vereinfacht dargestellte) THG - Berechnung für die wichtigsten Impact - Kategorien der vor- und nachgelagerten Lieferkette für die jeweiligen Beispielsektoren durchgeführt. Aufgrund der vereinfachten Berechnung ist zu betonen, dass alle Firmen, für welche in dieser Masterarbeit Berechnungen durchgeführt wurden, fiktiver Natur sind und keine Daten durch direkte Anfrage bei Unternehmen erhoben wurden. Die für die Berechnungen herangezogenen Kennzahlen beruhen auf publizierten Daten sektorspezifischer Unternehmen in Österreich bzw. des österreichischen Auslands. Daher gibt es keine direkten Zusammenhänge zwischen den berechneten Zahlen und tatsächlich existierenden Unternehmen. Es wird angemerkt, dass aufgrund der Datenlage sehr vereinfachte Sektor-/ Firmenberechnungen durchgeführt werden, abgeleitet von der derzeit verfügbaren wissenschaftlichen Literatur. Einzelne berechnete Impactkategorien könnten eventuell für Firmen in den Beispielsektoren irrelevant

sein, da diese Konfliktfelder in Bezug auf den Klimawandel bereits erfolgreich vom jeweiligen Management bearbeitet wurden oder durch die Wirtschafts-/ Arbeitsweise gar nicht erst auftreten, dies jedoch in der einschlägigen Literatur keine Erwähnung findet.

2. Wissenschaftliche Grundlagen

2.1 Das Klimasystem der Erde

2.1.1 Natürliche und anthropogene Strahlungsantriebe des Klimasystems

Die Hauptenergiequelle für das Klimasystem der Erde ist die Sonne. Um das Klima im Gleichgewichtszustand zu halten, muss die eingehende Strahlungsenergie gleich der ausgehenden sein (*Hartmann et al., 2013; Wadhams, 2016*). Über die letzten Jahrtausende zeigte sich eine enge Symmetrie zwischen den natürlichen (astronomisch, terrestrisch) Klimafaktoren und dem Erdklima. Erst die Temperaturentwicklungen der letzten vier Jahrzehnte können nicht mehr durch die astronomischen Klimafaktoren (solare Einstrahlung, Milankovitch Zyklen), kontinentale Drift sowie die Land-Meereis-Verteilung erklärt werden (*Hegerl, 2007*). Um die beobachtete Erderwärmung zu erklären muss die Aktivität des Menschen, allen voran die Freisetzung von THG, und somit die Verstärkung des natürlichen Treibhauseffekts berücksichtigt werden (*IPCC, 2014*). Aufgrund der chemischen Zusammensetzung der Erdatmosphäre wird kurzwellige Sonnenstrahlung weitgehend zum Erdboden durchgelassen bzw. von diesem in Abhängigkeit der Albedo wieder in den Weltraum reflektiert. Auf der anderen Seite wird die ausgehende langwellige Wärmestrahlung zum Teil durch THG absorbiert und im Klimasystem zurückgehalten (*WMO, 2020a*). Das wichtigste natürliche Treibhausgas ist Wasserdampf (H_2O), es ist hauptverantwortlich dafür, dass ein Gutteil der ausgehenden Wärmestrahlung im Klimasystem erhalten bleibt. Neben diesem sind die THG Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), und Lachgas (N_2O) von besonderer Bedeutung, v.a. auch da ihre Konzentration durch menschliches Handeln in den letzten Jahrzehnten deutlich gestiegen ist (*ZAMG, 2020; Höpfner, 2012*). Wie in Abbildung 4 zu sehen ist, ist durch den „natürlichen Treibhauseffekt“ die globale Strahlungsbilanz positiv. Dies führt zu einer durchschnittlichen Erdoberflächentemperatur von rund 15 °C im Mittel (*Hartmann et al., 2013*). Erst durch die Zunahme anthropogener Variablen ist der rapide Temperaturanstieg der letzten Jahrzehnte in Modellsimulationen zu erklären. Der Mensch greift vor allem durch zwei Faktoren direkt in das Klimasystem ein, nämlich durch Landnutzungsänderungen und somit einer Veränderung der Albedo (Rückstrahlungskoeffizienten) sowie der Emission von THG und somit einer Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre (*Schönwiese, 2020*). Durch die anthropogene Beeinflussung des Kohlenstoffkreislaufes, und der Methan - und Stickstoffkreisläufe, wurde und wird das Klimasystem der Erde langfristig verändert. Hauptverantwortlich für den anthropogenen Treibhauseffekt sind vor allem die Gase CO_2 , CH_4 und N_2O (*Myhre, 2013; ZAMG, 2021*).

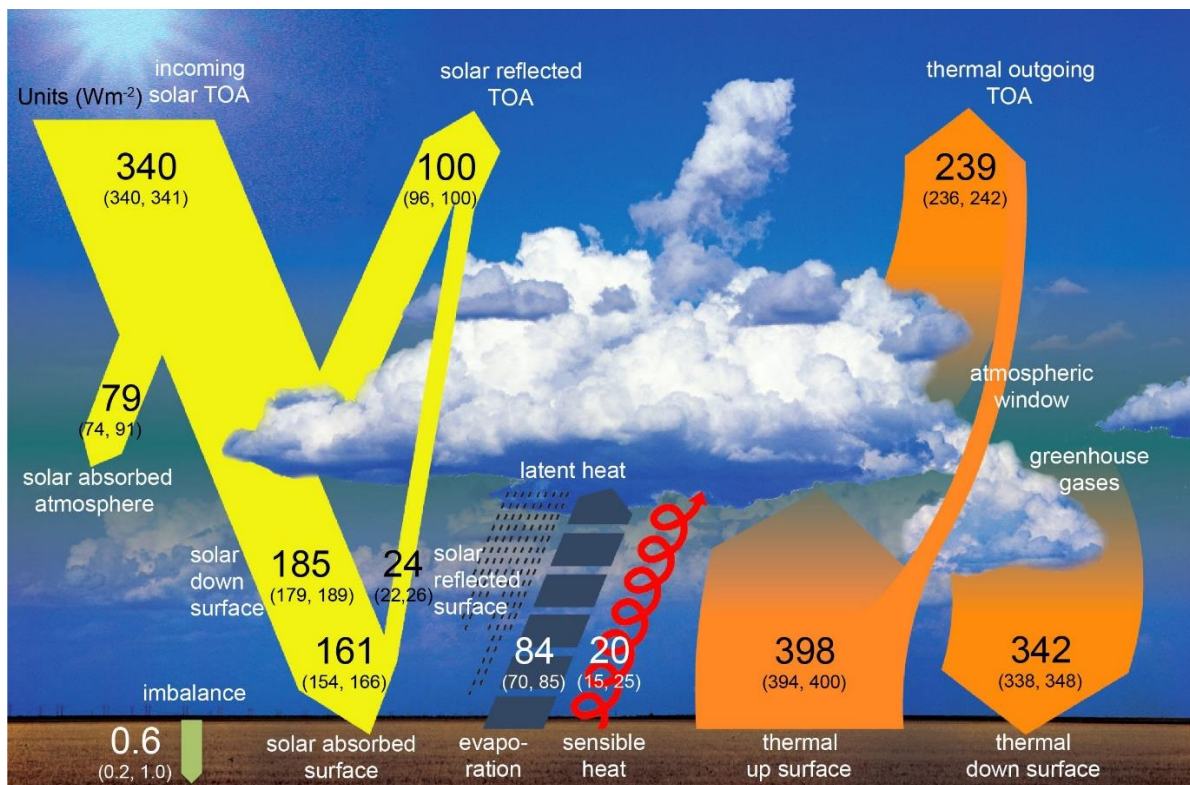


Abbildung 4: Strahlungsbilanz der Erde (Hartmann et al., 2013)

Zwar kommen diese Spurengase nur zu einem geringen Anteil in der Atmosphäre vor (ppm oder ppb, verglichen mit Sauerstoff und Stickstoff im zweistelligen % Bereich), beeinflussen aber aufgrund der langen chemischen Lebensdauer sowie radiativen Eigenschaften das Klimasystem nachhaltig (Myhre, 2013; ZAMG, 2021). Die Konzentration dieser auch natürlich vorkommenden drei THG ist seit den 1950ern durch anthropogenes Handeln deutlich gestiegen (Hartmann, 2013). CO₂ ist das am häufigsten vorkommende Treibhausgas der Atmosphäre und wird vor allem durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern (Öl, Kohle, und Gas) emittiert. Global gemittelt betrug der CO₂ Gehalt der Atmosphäre im Jahr 2020 ca. 412 ppm, das ist der höchste Wert der letzten 800.000 Jahre (NOAA, s.a.a). Aufgrund der atmosphärischen Zunahme von CO₂ und anderen THG ergibt sich ein positiver Strahlungsantrieb des Klimasystems. Da Strahlungsantrieb und Temperatur nicht im Gleichgewicht befindlich sind würde sich die Erderhitzung noch einige Zeit fortsetzen, selbst wenn wir noch im Jahr 2020 alle anthropogenen THG - Quellen auf null reduziert hätten (Umweltbundesamt Deutschland, 2020a). Zwar gibt es saisonale Schwankungen in der CO₂ - Konzentration in der Atmosphäre, diese sind aber nicht mit einer möglichen dauerhaften Reduktion verbunden, sondern mit der Vegetationsperiode v.a. auf der Nordhemisphäre. Aufgrund der kontinentalen Verteilung, genauer gesagt der höheren Landmasse auf eben jener, ist ein CO₂ - Zyklus anhand der Konzentrationszahlen ablesbar (WMO, 2020b; NASA, 2020). Im Gegensatz zu Kohlendioxid kommt CH₄ in weitaus geringerer Konzentration

(globales Jahresmittel 2020: rund 1879 ppb) in der Atmosphäre vor. Durch seine verstärkte Treibhausgaswirkung pro Molekül ist es aber ein bedeutender Faktor für den anthropogenen Treibhauseffekt (Treibhauspotential bezogen auf 100 Jahre ca. 28 mal so groß als jenes von CO₂) (NOAA, s.a.b). Die Hauptquellen sind vor allem die industrielle Tierwirtschaft, Ölbohrungen, das Auftauen der Permafrostböden, allgemein definierte Landnutzungsänderungen (bspw. Moore). Im Gegensatz zu CO₂ hat Methan eine deutlich kürzere Verweildauer (rund 15 Jahre) in der Atmosphäre und könnte dadurch verhältnismäßig schnell aus dieser beseitigt werden (WMO, 2020c). Das Treibhauspotential von Lachgas N₂O entspricht bezogen auf 100 Jahre rund 265 mal jenem von CO₂. Hauptquellen von Lachgas sind vor allem die Ausbringung von Stickstoffdünger, die Tierhaltung sowie Prozesse der chemischen Industrie respektive Verbrennungsprozesse. Jährlich werden in Summe rund 49 Gt Treibhausgase (CO₂ - Äquivalent) emittiert (inklusive Landnutzungsänderungen), rund 78 % davon stammen von der Verbrennung fossiler Energieträger und aus Landnutzungsänderungen (Umweltbundesamt Deutschland, 2020b) (vergleiche Abbildung 5).

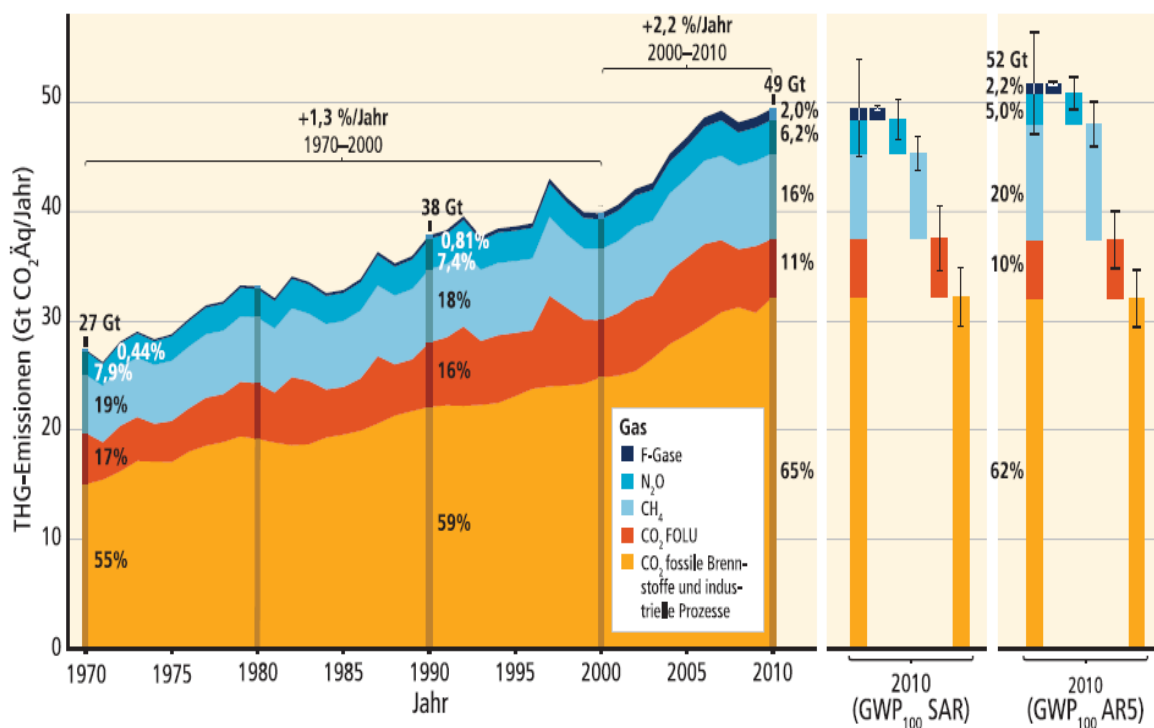


Abbildung 5: Verteilung der globalen THG – Emissionen (IPCC, 2014)

Der letzte Sachstandsbericht des Weltklimarats hält sehr deutlich fest, dass zumindest die Hälfte des Temperaturanstiegs seit 1950 anthropogen verursacht wurde. Um die zukünftige Änderung des Klimas zu beschreiben zieht der Weltklimarat ein Set an Szenarien, die sogenannten repräsentativen Konzentrationspfade (englisch: representative concentration pathways, RCPs) heran. Diese RCPs sind sozioökonomische Szenarien und beschreiben die

durch menschliches Handeln verursachte zukünftige Entwicklung von THG – Konzentrationen. Diese wiederum werden dann als Eingangsdaten in globalen Klimamodellen für die Erstellung von Klimaprojektionen verwendet. Aufgrund der relativ groben Auflösung des globalen Klimamodelles werden für die Betrachtung des regionalen Klimas Simulationen mit hochauflösten regionalen Klimamodellen herangezogen. Hierzu werden die Simulationen eines globalen Modells als Randbedingung herangezogen, sowie regionale Einflussfaktoren parametrisiert und dem Modell auf kleineren Ebenen hinzugefügt. Dadurch vergrößern sich die möglichen Variationen in den Projektionen der jeweiligen regionalen Klimamodelle (IPCC, 2014). Klimamodellprojektionen folgend ist, sofern der Status Quo der THG - Emissionen erhalten bleibt, im globalen Mittel von einer Erderwärmung von bis zu 4,7 ° C bis 2100 auszugehen (vergleiche Abbildung 6, Tabelle 1).

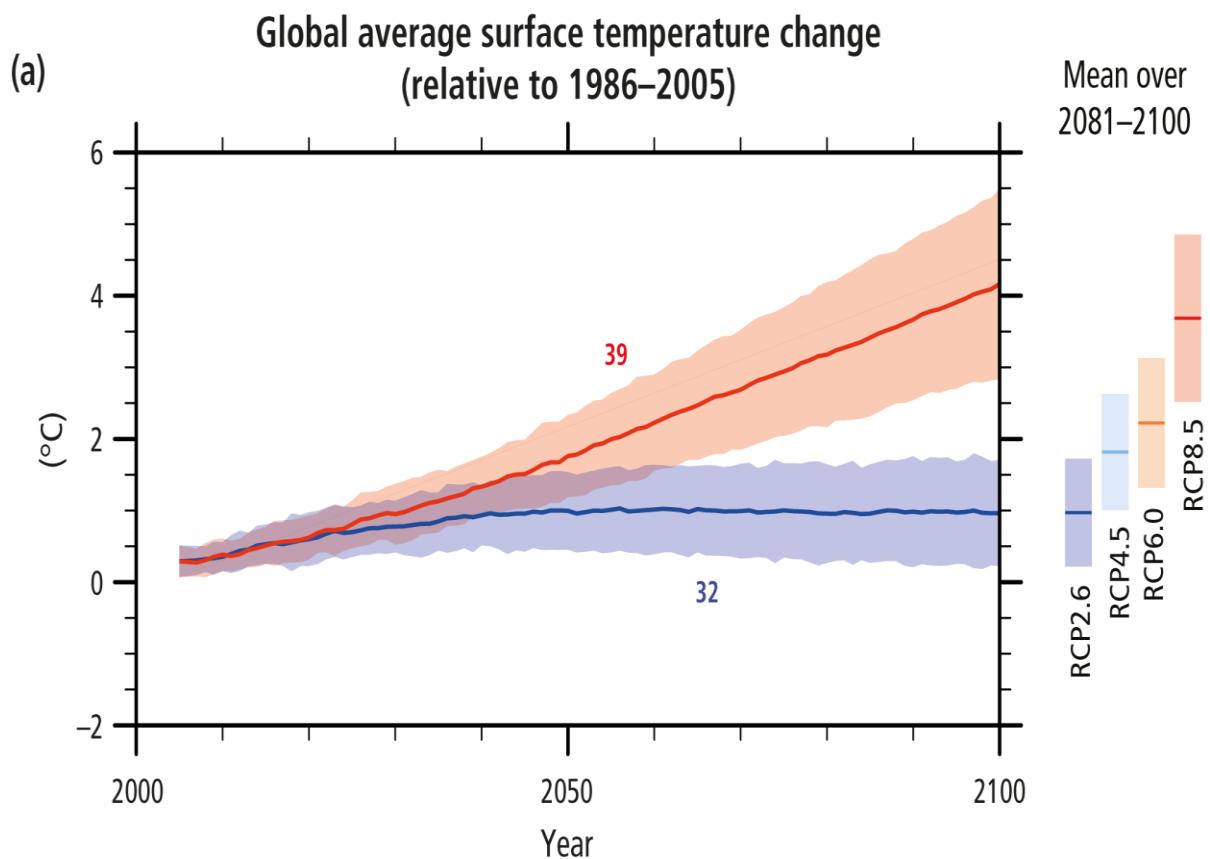


Abbildung 6: Projektionen der Veränderung der globalen Mitteltemperatur bis 2100 (IPCC, 2014)

Tabelle 1: Szenarioanalysen nach den verschiedenen RCPs (IPCC, 2014)

CO ₂ -eq Concentrations in 2100 (CO ₂ -eq) ^f Category label	Subcategories	Relative position of the RCPs ^d	Change in CO ₂ -eq emissions compared to 2010 (in %) ^e		Likelihood of staying below a specific temperature level over the 21st century (relative to 1850-1900) ^{d,e}			
			2050	2100	1.5°C	2°C	3°C	4°C
< 430	Only a limited number of individual model studies have explored levels below 430 ppm CO ₂ -eq ^j							
450 (430 – 480)	Total range ^{a,g}	RCP2.6	-72 to -41	-118 to -78	More unlikely than likely	Likely	Likely	Likely
500 (480 – 530)	No overshoot of 530 ppm CO ₂ -eq		-57 to -42	-107 to -73	Unlikely	More likely than not		
	Overshoot of 530 ppm CO ₂ -eq		-55 to -25	-114 to -90		About as likely as not		
550 (530 – 580)	No overshoot of 580 ppm CO ₂ -eq		-47 to -19	-81 to -59		More unlikely than likely ^h		
	Overshoot of 580 ppm CO ₂ -eq		-16 to 7	-183 to -86				
(580 - 650)	Total range	RCP4.5	-38 to 24	-134 to -50				
(650 - 720)	Total range		-11 to 17	-54 to -21				
(720 - 1000) ^b	Total range	RCP6.0	18 to 54	-7 to 72	Unlikely ^h		More unlikely than likely	
> 1000 ^b	Total range	RCP8.5	52 to 95	74 to 178	Unlikely ^h	Unlikely	Unlikely	More unlikely than likely

Mehrere Berechnungsbeispiele von Wissenschaftler*Innen zeigen eine „fast lineare Beziehung zwischen kumulativen CO₂ - Emissionen und der projizierten globalen Temperaturveränderung bis zum Jahr 2100 (IPCC, 2014). Die Folgen für die Menschen sind mannigfaltig und würden die Kulturlandschaft nachhaltig verändern (IPCC, 2014).

2.1.2 Klimafolgen

Der Weltklimarat hält in seinem 5. Sachstandsbericht fest, dass viele der seit den 1950er Jahren beobachteten Veränderungen des Klimasystems vorher über Jahrzehnte bis Jahrtausende nie aufgetreten sind. Die Folgen der fortschreitenden Erderhitzung sind vielfältig, und manifestieren sich in Veränderungen von den Ozeantiefen bis hin zur Hochatmosphäre (IPCC, 2018). Zu den eindrücklichsten, und am besten dokumentierten Veränderungen zählt der Schwund der globalen Eismassen. So haben z.B. die beiden großen Eisschilde (Grönland und Arktis) über die letzten Jahrzehnte erheblich an Masse verloren. Auch weisen beinahe alle Gletscher eine negative Massebilanz auf. Modellprojektionen folgend, ist davon auszugehen, dass bis Ende dieses Jahrhunderts der Großteil der alpinen Gletscher verschwunden sein wird, dies wird zukünftig wiederum Veränderungen in der regionalen Wasserbilanz mit sich bringen. Global betrachtet trägt der Verlust der Eismassen auch maßgeblich zum Anstieg des Meeresspiegels bei. Die thermische Ausdehnung von Wasser ist jedoch der größte Einflussfaktor für den Anstieg des Meeresspiegels (bis 55 %). Erst an zweiter Stelle folgt das Abschmelzen der Gletscher, welche bis zu 35 % der Erhöhung beitragen könnten. Aufgrund der Tatsache, dass bereits auf dem Meer schwimmendes Eis

nicht zu einem Meeresspiegelanstieg beitragen kann, ist davon auszugehen, dass einzig das Abschmelzen der Gletscher einen sehr großen Einfluss auf diese Veränderung haben wird (Church et. al, 2013). In Summe trugen die thermische Ausdehnung von Wasser und die Gletscherschmelze seit 1970 zu 75 % der gesamten Meeresspiegelerhöhung bei. In absoluten Zahlen hat sich die Meereshöhe zwischen 1993 und 2010 jährlich um rund 3,2 mm erhöht. Bei fortschreitender Erwärmung gilt es als sehr wahrscheinlich, dass der Meeresspiegelanstieg bis 2100 zumindest 0,25 m betragen wird (Abbildung 7) (IPCC, 2014; Church et. al, 2013).

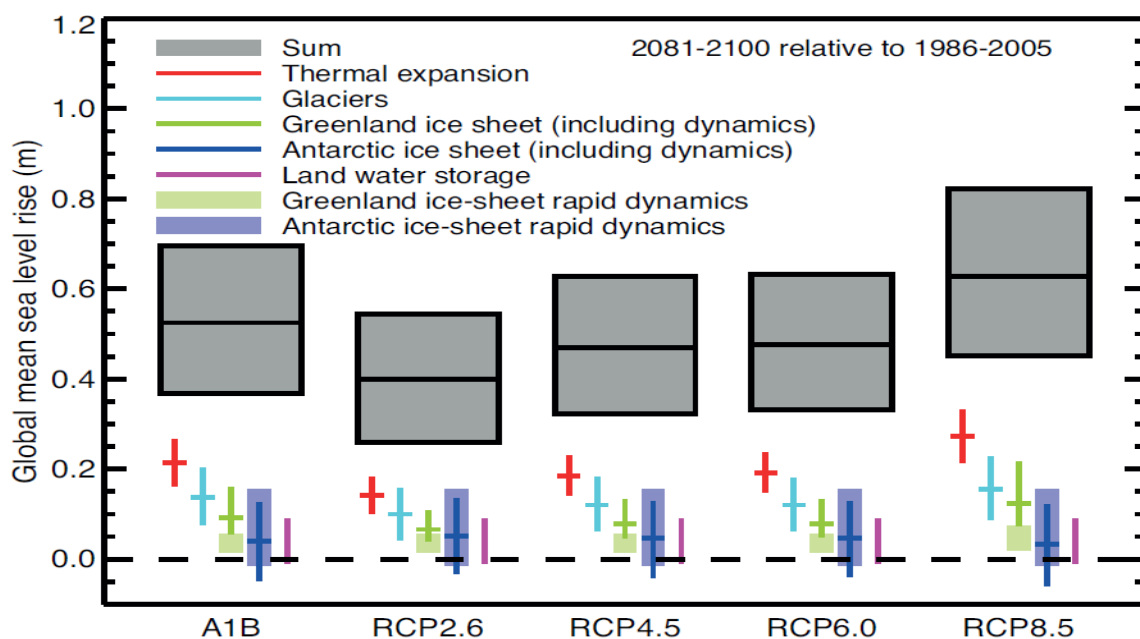


Abbildung 7: Projektionen des Meeresspiegelanstiegs unter den verschiedenen RCPs (Church et al., 2013)

Sofern von den RCPs des „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) ausgegangen wird, befindet sich der durchschnittliche Meeresspiegelanstieg in einem Intervall von 0,25 m bis 0,98 m (Church et. al, 2013). Aufgrund dieser Veränderungen werden weitere positive Feedbackmechanismen des Klimasystems in Gang gesetzt. Ein Beispiel hierfür wäre, dass durch die Temperaturveränderung der Ozeane auch die atlantische meridionale Umwälzbewegung (AMOC) abgeschwächt wird. Dies hätte weitreichende Auswirkungen auf das globale Klima, und vor allem Europa. Schon heute ist zu beobachten, dass der Atlantikstrom an Geschwindigkeit verliert (IPCC, 2019a). Es gilt zwar als unwahrscheinlich, dass er zur Gänze zum Erliegen kommt (weiterer Antrieb durch die Erdrotation), gleichzeitig begünstigt eine Verlangsamung aber eine längere sektorale Verweildauer stabilerer Wettersysteme, welche wiederum die Entwicklung von Extremereignissen (Hitze, Starkniederschlag, Dürre, etc.) begünstigen. Im alpinen Raum ist davon auszugehen, dass

die Sommer wärmer und trockener sowie die Wintermonate wärmer und feuchter werden. Allgemein nimmt die Erderwärmung in diesen Regionen schneller zu als in anderen Gebieten der Erde (*Smiattek, 2016*). Durch die erhöhte CO₂ - Aufnahme der letzten Jahrzehnte haben vor allem die Ozeane ihre chemische Zusammensetzung verändert. Der pH - Wert hat pro Dekade zwischen 0,017 – 0,027 pro Einheit abgenommen, was zur Folge hat, dass in gewissen Gebieten eine Differenzierung in der dort herrschenden Flora und Fauna stattgefunden hat (*Hilberg, 2015; IPCC, 2019b*). Die prominenteste Auswirkung der Akkumulation von THG in der Atmosphäre ist jedoch die Erderhitzung selbst. Der Weltklimarat attestiert in seinem 5. Sachstandsbericht, dass seit 1951 mindestens die Hälfte des Anstiegs der mittleren globalen Oberflächentemperatur durch anthropogene Emissionen verursacht ist (*IPCC, 2014*). Der Sonderbericht zum 1,5 °C Ziel zeigt eindrücklich den Unterschied in den Auswirkungen einer globalen Erwärmung von 1,5 und 2 °C (*Hoegh-Guldberg, 2018*). Aus heutiger Sicht erscheint es unwahrscheinlich die begonnenen Veränderungen der verschiedenen Ökosysteme in Folge des Klimawandels vollständig aufzuhalten (*Hilberg, 2015; IPCC, 2019b*). Um Flora und Fauna in betroffenen Gebieten mehr Anpassungszeit zu verschaffen, ist es unerlässlich, den THG – Ausstoß und damit einhergehend auch die Erwärmung zu verlangsamen und auf einem verträglichem Niveau zu stabilisieren (*IPCC, 2014*). Durch die Pariser Klimaziele sollte ein globaler Schulterschluss der internationalen Staatengemeinschaft diesbezüglich geschaffen werden. Ziel ist es die globale Erwärmung im Vergleich zur vorindustriellen Zeit bei möglichst unter 1,5 °C zu halten (*UN, 2020a*). Doch wie wahrscheinlich erscheint ein Erreichen dieses Zieles?

2.2 Das 1,5 °C Klimaziel

293 Gt, oder in anderen Worten rund 7 Jahre stehen uns 2021 noch zur Verfügung, um emissionsseitig das erklärte 1,5 °C Ziel zu erreichen. Noch ist keine Trendumkehr bei den anthropogenen THG zu beobachten (*Hoegh-Guldberg, 2018*). Sofern der bisherige Ausstoß der Weltgemeinschaft nicht in naher Zukunft drastisch reduziert wird, scheint eine Erwärmung über die Pariser Klimaziele hinaus unausweichlich. Einige Staaten und Staatengemeinschaften haben in letzter Zeit angekündigt, bis 2050 (teilweise sogar davor) klimaneutral bilanzieren zu wollen. Sofern das restliche Kohlenstoffbudget betrachtet wird, muss die Devise jedoch lauten, bis spätestens 2050 global Nettonull Emission in der THG - Problematik erreicht zu haben (*IPCC, 2018*). Nach dem Scheitern der Verhandlungen in Kopenhagen hat die Klimakonferenz in Paris die verschiedenen Parteien an einen Verhandlungstisch gebracht, um die Klimaproblematik weiter zu erörtern und Handlungen zu initiieren, noch kann aber nicht von einem durchschlagenden Erfolg des Pariser Abkommens gesprochen werden. Sofern die von einzelnen Nationalstaaten angekündigten Reduktionen

aber auch z.B. in Bau oder Planung befindlichen Anlagen umgesetzt werden, würde sich das jährlichen THG - Budget von rund 42 Gt (ohne Landnutzungsänderungen) nicht reduzieren sondern auf 52 – 58 Gt erhöhen (IPCC, 2018). Es bleibt abzuwarten, wie sich der Führungswechsel nach der amerikanischen Präsidentenwahl 2020, sowie das nächste Review Verfahren der Pariser Klimaziele auswirken werden. Ob sich der momentane Trend der Emissionssteigerung umkehren lässt und an den THG - Daten zu sehen ist, dass die Wende eingeleitet worden ist (Emissionspeak), ist nicht vorhersehbar (Falkner, 2016; Biden, 2020). Eines scheint klar, je geringer die Emissionen bis 2030 sind, desto einfacher scheint es den potentiellen Temperaturanstieg zu vermindern (Abbildung 8).

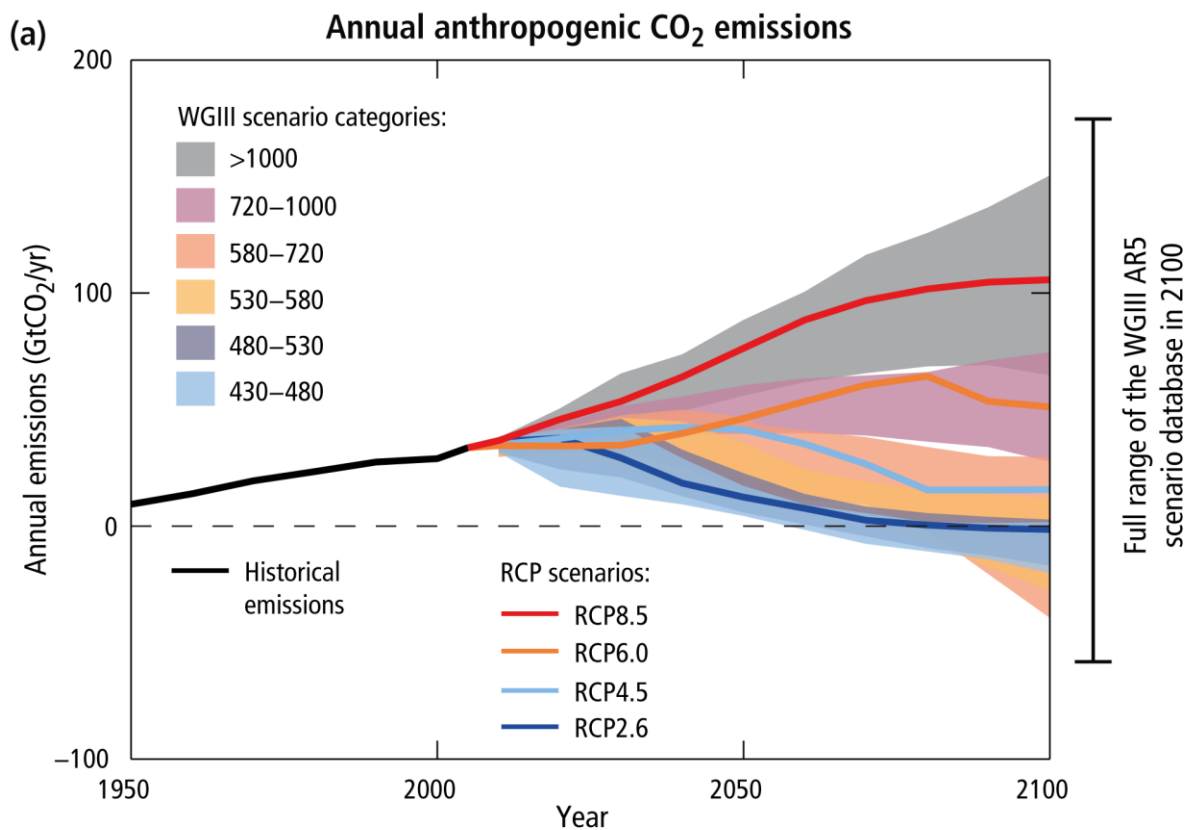


Abbildung 8: Jährliche anthropogene CO₂ – Emissionen unter den „Representative Concentration Pathways“ (IPCC, 2018)

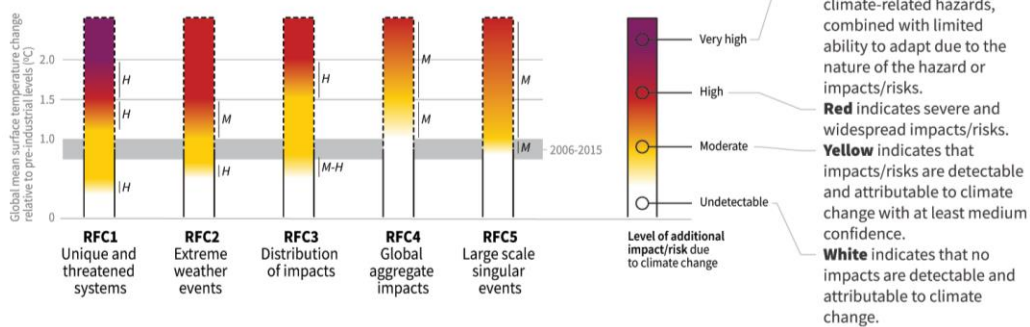
Um den 1,5 °C Pfad nicht ganz zu verlassen scheint es unerlässlich, dass die jährlich ausgestoßene Emissionsmenge bei unter 35 Gt verbleibt und in den nächsten Jahren kontinuierlich abnimmt. Sofern diese Ziele nicht erreicht werden können, scheint eine gravierende Transformation der verschiedenen Lebenssysteme der Erde unausweichlich. Die Folgen wären global betrachtet vielfältig und gehen deutlich über das vermehrte Auftreten von Wetterextremereignissen und den Anstieg der mittleren Temperatur hinaus (Abbildung 9) (IPCC, 2018). Der Prozess, welcher vermutlich am meisten Menschen dauerhaft negativ

beeinflussen würde, wäre der mittlere Anstieg der Ozeane. Selbst unter der Annahme des 1,5 °C Ziels wären bis 2100 bis zu 69 Millionen Menschen betroffen. Sofern der Anstieg schneller und stärker vonstattengeht, scheinen gerade die Länder in Süd- Südostasien am schwersten betroffen. Gerade die Küstengebiete, die am Stärksten besiedelt sind müssten ohne ausreichende Adaptionen verlassen werden. Dies hätte eine Migrationswelle zur Folge, die den ohnehin schon gestiegenen Druck auf die wenigen vorhandenen potentiellen menschlichen Lebensräume weiter erhöht (Hoegh-Guldberg, 2018). Werden die Projektionen der Quantität der Lebensmittelproduktion betrachtet, ist zu erkennen, dass bei jeder einstelligen Temperaturerhöhung vermutlich die globalen Ernteerträge der wichtigsten Ertragsarten stark zurück gehen würden (Weizen - 6 %, Mais - 7,4 %, Reis - 3,2 %, Sojabohne - 3,1 %). Dieser geringere Ertrag erhöht wiederum den Druck auf die Ernährungssouveränität und weitere Sektoren, die von diesen Grundprodukten abhängig sind (Viehwirtschaft etc.) (Hoegh-Guldberg, 2018).

How the level of global warming affects impacts and/or risks associated with the Reasons for Concern (RFCs) and selected natural, managed and human systems

Five Reasons For Concern (RFCs) illustrate the impacts and risks of different levels of global warming for people, economies and ecosystems across sectors and regions.

Impacts and risks associated with the Reasons for Concern (RFCs)



Impacts and risks for selected natural, managed and human systems

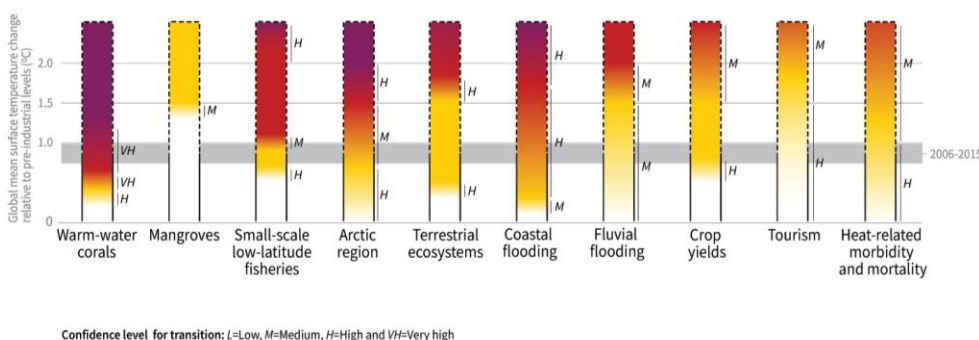


Abbildung 9: Potentielle Risiken durch die fortschreitende Erderwärmung (Hoegh-Guldberg et al., 2018)

Durch veränderte Wetterlagen scheint die bisherige Art des menschlichen Wirtschaftens in betroffenen Regionen zu den jetzigen Bedingungen nicht mehr möglich. Zusätzlich könnte die Versauerung der Weltmeere sowie die Veränderung der thermohalinen Zirkulation die Bedingungen für die weltweite Fischereiwirtschaft drastisch verändern. Sofern Ströme langsamer werden respektive vielleicht gar nicht mehr existieren, könnten sich Fischwanderungen und allgemein der Zyklus der Meeresbewohner*Innen verändern. Speziell die anthropogene Aquakultur mit ihrer jährlichen Produktionsrate von über 88,6 Millionen Tonnen an Fisch könnte sich nur unter Einsatz von großen finanziellen Mitteln schützen (*Hoegh-Guldberg, 2018; IPCC, 2018*). Dies soll nur einen kurzen Abriss negativer Auswirkungen einer fortschreitenden Erderhitzung wiedergeben, die Vielfalt der Konsequenzen eines Verfehlens der Pariser Klimaziele zeigt eindrücklich der 1,5 °C Bericht des Weltklimarats (*Rogelj, 2018; Hoegh-Guldberg, 2018; IPCC, 2018*). Die Pariser Klimaziele können nur durch einen globalen Schulterchluss geschafft werden und das Ziel unserer Gesellschaft sollte es sein, die Lebensgrundlage für zukünftige Generationen zumindest auf dem gleichen Niveau zu erhalten wie wir es selber vorgefunden haben. Die Brundtland Ziele waren nicht nur 1987 aktuell, sondern sind es im Zusammenhang mit „Sustainable Development“, „Decent Work“, „Decent Life“ bis heute und auch in Zukunft (*Rogelj, 2018; Brundtland, 1987; UN, 2020b*). Maßgeblich für die Begrenzung der Erderhitzung ist eine Reduktion der THG – Emissionen. Um dies jedoch zielgerichtet umsetzen zu können ist eine detaillierte Erfassung und Budgetierung erforderlich. Dieser widmet sich der nachfolgende Abschnitt dieser Arbeit.

2.3 Bilanzierung der Treibhausgasemissionen

Die Bilanzierung der nationalen Treibhausgasemissionen gestaltet sich komplex da hier verschiedene Ansätze vorliegen. Nachstehend werden der am weitesten verbreitete Ansatz, die produktionsbasierte Quantifizierung (PBA), und der vielfach von wissenschaftlichen Institutionen propagierte Ansatz, die konsumbasierte Quantifizierung, erläutert und am Beispiel Österreichs verglichen. Der produktionsbasierte Ansatz (PBA) ist momentan der am häufigsten dargestellte Ansatz um THG – Emissionen von Nationalstaaten zu publizieren (Richtlinie der UNFCCC) (*Umweltbundesamt Österreich, 2019a*). Die produktionsbasierte Quantifizierung wird aus allen Emissionen errechnet die auf dem eigenen nationalen territorialen Staatsgebiet emittiert werden. Für Österreich betrug dieser Wert rund 79,8 Mio. Tonnen THG im Jahr 2019 (*Umweltbundesamt Österreich, 2021a*). Prozentuell betrachtet wird der überwiegende Teil der Emissionen bei der Verbrennung fossiler Energieträger freigesetzt (Abbildung 10) (*Umweltbundesamt Österreich, 2021a*).

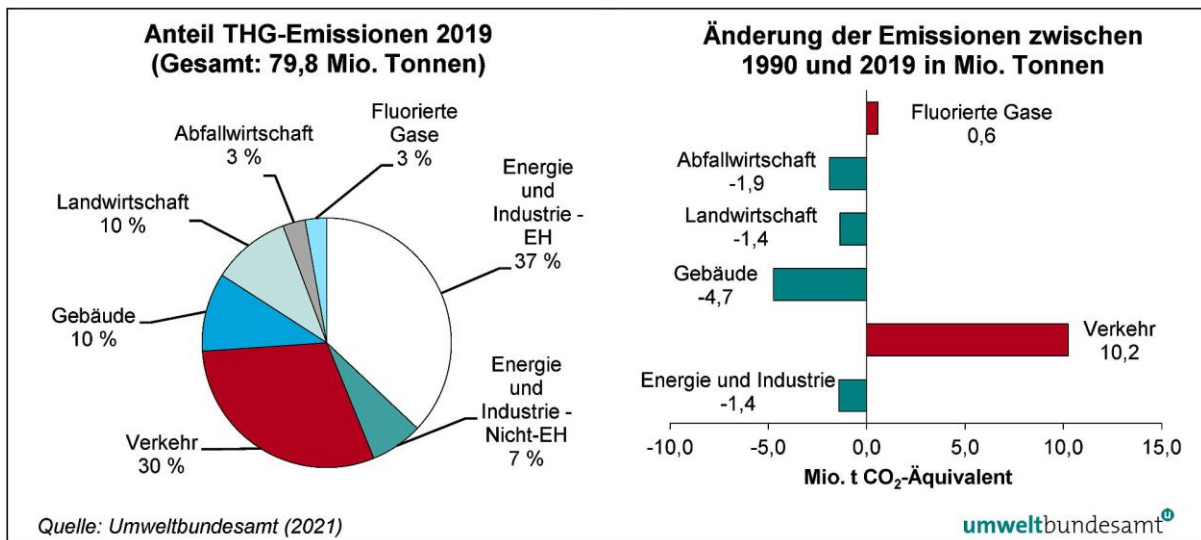


Abbildung 10: Anteil THG - Emissionen 2017 und ihre prozentuelle Verteilung (inklusive Emissionshandel) (Umweltbundesamt Österreich, 2021a)

Durch die Einsetzung eines standardisierten produktionsbasierten Ansatzes wird weltweit versucht die THG – Berichterstattung zu vereinheitlichen. Die Unterzeichnerstaaten des Kyoto – Protokolls, sowie des Pariser Klimaabkommens verpflichten sich, jährliche Inventuren nach diesem Berechnungsansatz zu erstellen. Kleine wohlhabende Staaten mit wenig Eigenproduktion (dafür hohem Import), können im internationalen Vergleich niedrigere Emissionswerte ausweisen, als Staaten die hauptsächlich für den Export bestimmte Güter produzieren. Das Auslagern emissionsintensiver Sektoren und Industrien in andere Länder könnte Staaten dabei helfen ihre eigenen Klimaziele zu erreichen („Carbon Leakage“) da der Import von Gütern momentan nicht in die nationalen THG – Inventuren eingerechnet wird (Franzen, Mader, 2018). Von wissenschaftlichen Organisationen wird daher die Bilanzierung nach dem konsumbasierten Ansatz (CBA) gefordert. Dieser methodische Ansatz errechnet die Emissionsmenge, die sich nach der Handelsbilanz (Import minus Export) ergibt (CCCA, 2018). Wird das Land Österreich als Referenz erörtert, ist zu erkennen, dass PBA und CBA ein sehr großes Missverhältnis haben. Unter Annahme eines konsumbasierten Ansatzes für das Jahr 2016, verursachte Österreich rund 123,6 Mio. Tonnen THG, das PBA betrug hingegen für das Jahr 2016 „nur“ 79,7 Mio. Tonnen THG (Umweltbundesamt Österreich, 2018). Dies führt zu einer potentiellen Diskrepanz von bis zu 54 % des Emissionsinventars. Werden die EU Länder miteinander verglichen zeigt sich, dass Österreich unter den Ländern mit den größten Differenzen zwischen PBA und CBA ist (vergleiche Abbildung 11) (Steininger et al., 2018). Wird die konsumbasierte Betrachtungsweise näher analysiert, ist zu erkennen, dass wenige Sektoren, den Hauptteil der Emissionen verantworten. Der Hauptteil der zugekauften (importierten) Emissionen wird durch den Groß- und Einzelhandel sowie das Baugewerbe verursacht (Steininger et al., 2018).

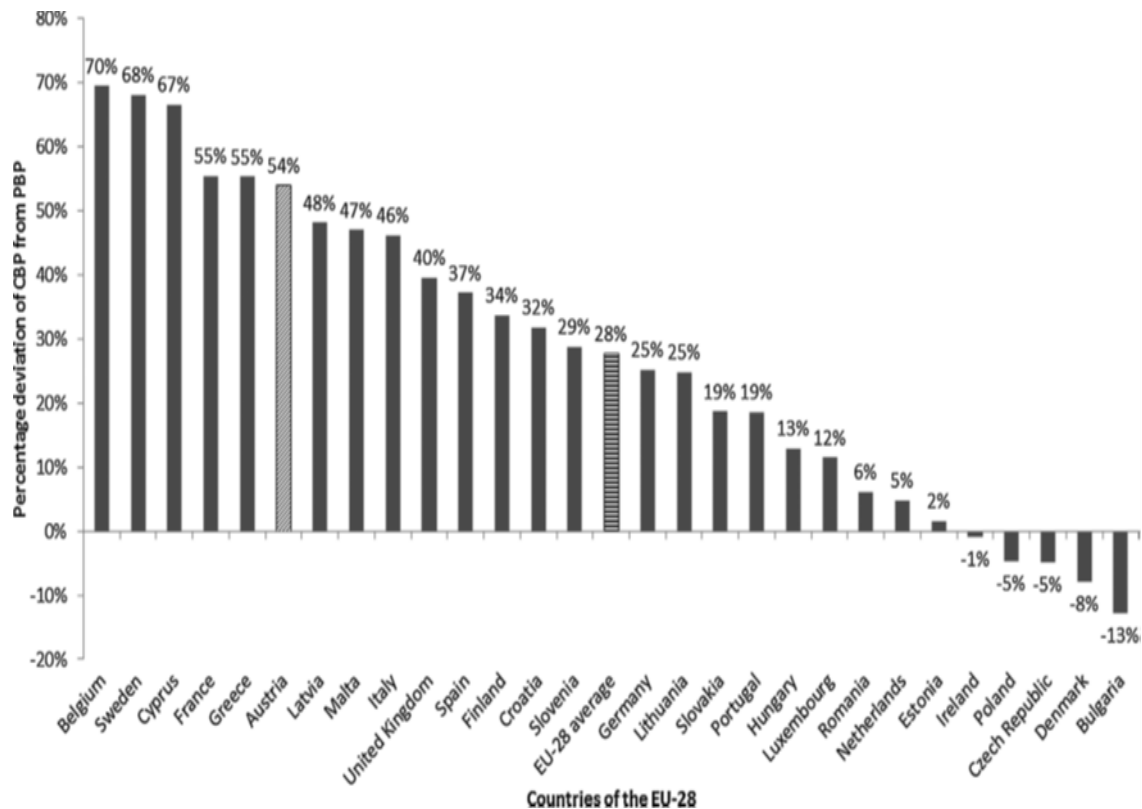


Abbildung 11: Prozentuelle Abweichung der Emissionen unter einem konsumbasierten Ansatz zu einem produktionsbasierten Ansatz (Steininger, 2018)

Um die Emissionen des Konsums adäquat darzustellen, muss erhoben werden wie hoch die THG - Emissionsmenge in Gütern der Handelsbilanz ist. Das heute in der Wissenschaft am häufigsten vertretene Element der Produktanalyse ist das „Life Cycle Assessment“. Es dient dazu mögliche Umweltauswirkungen der gesamten Lieferkette auszuweisen (Klöpffer und Grahl, 2014) und wird im nachstehenden Kapitel erläutert.

2.4 Life Cycle Assessment

Heutige Life Cycle Assessments (LCA) sollen den Produktlebenszyklus von der „Wiege bis zu Bahre“ widerspiegeln. Potenzielle negative Umweltauswirkungen sollen berücksichtigt und dem verursachenden Produkt korrekt zugeordnet werden (Frischknecht, 2019). Da die natürlichen Ressourcen auf der Erde beschränkt sind, werden LCAs immer wichtiger, um die genauen Sachverhalte darzustellen. Durch LCAs sollen die besten Alternativen und Produkte gewählt werden, welche die geringsten Auswirkungen auf unsere Umwelt aufweisen. Um Produkte richtig zu bewerten muss, jede „Life Cycle“ Stufe genau analysiert und evaluiert werden. Um den Prozess einer LCA global einheitlich zu gestalten, wurde diese mittels der ISO Richtlinie 14044 genormt (Grau, 2021). Eine heute nach ISO 14044 definierte LCA

gliedert sich in vier Hauptphasen: Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung der Daten (*Frischknecht, 2019*).

Bei der Zieldefinition geht es darum, die funktionelle Einheit des Produktsystems zu erörtern. Die funktionelle Einheit ist der Vergleichswert, mit dem über die Firmengrenzen hinaus Produkte oder Dienstleistungen miteinander verglichen werden können. Nach dem Festlegen der richtigen Einheit folgt die Definition der Systemgrenzen, bis zu welchen Produktionsschritten LCA Daten erhoben werden. Die Systemgrenzen sollen dabei helfen herauszufinden, welche Prozessschritte weggelassen werden können respektive unentbehrlich für die Herstellung eines gewissen Guts sind. Sofern verschiedene Produktionsszenarien bei der Herstellung eingesetzt werden, ist ein Vergleich der funktionellen Einheit sowie eines Produktes unmöglich (*Klöpffer und Grahl, 2014*).

In der Sachbilanz werden sämtliche Energie- und Materialflüsse, die beim technischen Prozess der Produktherstellung notwendig sind, charakterisiert und klassifiziert. Nach der Klassifizierung wird von einem „Produktsystem“ gesprochen, welches alle Aktivitäten (benötigter Strom, Materialkonsum etc.) beinhaltet. Sofern ein Produktsystem angelegt wurde, werden die Relationen der verschiedenen Bestandteile miteinander verglichen. Danach erfolgt eine Analyse der verschiedenen Einflüsse auf die Umwelt (*Klöpffer und Grahl, 2014*).

Die Berechnung der Wirkungsabschätzung ist der dritte Schritt einer LCA. Die davor erhobene Datenmenge muss aggregiert und in Inventartabellen nach verschiedenen Auswirkungskategorien geclustert werden.

Da das Ziel dieser Arbeit die Berechnung der THG - Emissionen von Unternehmen ist, beschränken sich die durchgeführten Berechnungen auf das Treibhauspotential. Zwar wird in der Fachliteratur empfohlen, mindestens zwei Kategorien zu erheben, dies würde aber, bei den im Zuge dieser Arbeit erörterten Fallbeispielen, den vorgegebenen Rahmen überschreiten (*Frischknecht, 2019*).

Die letzte Stufe einer LCA ist die Auswertung der Daten, in dieser Phase werden Interpretations-, Sensitivitäts-, und Unsicherheitsanalysen durchgeführt und kritisch diskutiert. Ziel dieses Prozessschrittes ist es, kritische Werte zu erheben und die Prozesse zu finden, die das größte Einsparungspotential aufweisen. Hierbei gibt es eine Reihe von Unsicherheiten, die unterschieden werden: Parameter und Modellunsicherheiten, Unsicherheiten in Bezug auf getroffene Annahmen und allgemein Datenunsicherheit. Um die Datenunsicherheit zu adressieren, können sogenannte Extrem-, bzw. Monte Carlo Analysen durchgeführt werden. (*Frischknecht, 2019*).

Es ist nicht Ziel dieser Arbeit, eine vollständige LCA für spezifische funktionelle Einheiten durchzuführen. Vielmehr soll unter der Berücksichtigung von gewissen Produkten eine THG - Berechnung von Unternehmen genauer beschrieben werden, die näher an wissenschaftlichen Erkenntnissen liegt und es potenziell möglich macht,

Emissionsreduktionsziele zu errechnen und einzusetzen. Als Beispiele für diese Berechnung werden momentan stark von fossilen Energieträgern geprägte Sektoren analysiert und evaluiert, um ihr jeweiliges potenzielles THG - Risiko, induziert durch einen erhöhten THG - Ausstoß in der Wertschöpfungskette, möglichst akkurat darzustellen. Aus diesem Grund werden in dieser Arbeit ausschließlich Scope 3 Emissionen von fiktiven Unternehmen evaluiert und neu berechnet ([Jolliet, 2016](#)).

2.6 Scope 1, 2, 3 Emissionsberechnungsmethodik für Unternehmen

Das am häufigsten angewandte Modell zur Berechnung des Firmentreibhausgasausstoßes ist die Methode nach „GHG Protocol“ ([GHG Protocol, 2020a](#)). Das „GHG Protocol“ ist ein unabhängiger Think Tank, der es als Ziel hat, mögliche Qualitätsrichtlinien für Firmen zu erörtern und kostenfrei zur Verfügung zu stellen, welche die interne THG - Berechnung vereinfachen sowie erleichtern ([GHG Protocol, 2020a](#)). Durch die enge Verknüpfung mit dem World Resources Institute und damit einhergehend der Fachexpertise des Themenkomplexes Klimawandel bzw. THG - Berichterstattung von Firmen ist es möglich gewesen, qualitative Guidelines zu entwickeln, die für Firmen einfach zu implementieren sind und gleichzeitig, sofern richtig angewendet eine realitätsnähere Abschätzung über den THG - Ausstoß eines Unternehmens geben ([WRI, 2020](#)).

Wenn die einzelnen zu berechnenden THG - Kategorien mit einer LCA verglichen werden zeigt sich, dass zur Erfüllung der Berechnung eines THG - Impacts durch die Aufteilung der verschiedenen Scope 1, 2, 3 Kategorien, fast ein vollständiges LCA notwendig ist, für ein Unternehmen sowie die unterschiedlichen Produkte die es produziert ([Frischknecht, 2019](#); [GHG Protocol, 2004](#); [GHG Protocol, 2011a](#)). „Scope 1 umfasst alle direkten THG - Emissionen, die durch ein Unternehmen selbst verursacht werden. Zu den Hauptverursachern gehört der Einsatz fossiler Brennstoffe für die Primärproduktion von Energie (Strom, Wärme und Kälte). Neben den direkten Emissionen aus Verbrennungsprozessen stationärer (z.B. Heizkessel) und mobiler Anlagen (z.B. eigener Fuhrpark), umfasst Scope 1 auch direkte Emissionen flüchtiger Gase (z.B. Kältemittel aus Klima- und Kühlanlagen) sowie direkte Emissionen aus (Industrie-) Prozessen. Scope 2 umfasst jene Emissionen, die von den Energielieferanten eines Unternehmens direkt verursacht werden, z.B. durch die Verbrennungsprozesse zur Erzeugung des von der Firma gekauften Stroms, von Fernwärme, Fernkälte und Dampf. Die Emissionen aus der Bereitstellung der zu verbrennenden Energieträger gehören zu Scope 3 ([Umweltbundesamt Österreich, 2019b](#)). Scope 3 umfasst alle THG - Emissionen aus der vor- und nachgelagerten Wertschöpfungskette des betrachteten Unternehmens, sofern diese nicht bereits in Scope 1 und Scope 2 berücksichtigt sind. Sie beinhalten somit alle indirekten THG - Emissionen, die

aufgrund der Tätigkeiten eines Unternehmens durch Dritte verursacht werden. Beispiele sind jene Emissionen, die in der Lieferkette entstehen (z.B. eingekaufte Betriebsmittel, Rohstoffe, Halbfertigprodukte), aber auch jene Emissionen, die durch Dienstleistungen und in der Nutzungsphase von Produkten entstehen.

Scope 3 THG - Emissionen spielen eine wichtige Rolle, da sie bei Gebrauchsgegenständen wie Autos oder Waschmaschinen über 90 % der THG - Emissionen ausmachen (*Umweltbundesamt Österreich, 2019b*). Das Produkt selbst ist zwar nicht mehr im Besitz der Herstellerfirma, jedoch ist die Herstellung eine Voraussetzung für die (emissionsintensive) Nutzung. Die Einführung einer CO₂- Steuer würde sich in diesem Fall zwar nicht direkt auf die Produktionsfirma auswirken, jedoch vermutlich die Kaufentscheidung des Kunden beeinflussen“ (*Umweltbundesamt Österreich, 2019b*). Scope 3 selbst gliedert sich weiter in 15 voneinander unabhängige Kategorien. Das „GHG Protocol“ stellt für jede der Emissionskategorien genauere Richtlinien zur Verfügung. Sofern alle Unternehmen in vergleichbarer Qualität berichten würden, könnte durch diese Berechnungsgliederung ein Vergleich zwischen Unternehmen in gewissen Sektoren durchgeführt werden (*GHG Protocol, 2011a*). Da es jedoch zurzeit keinen rechtlich bindenden Rahmen zur THG - Berichterstattung gibt, wählen Unternehmen jene Kategorien (neben Scope 1, 2) aus, welche sie selber am sinnvollsten erachten, jedoch meist nicht den größten THG - Impact haben (Mitarbeiter*Innen Anfahrt, Geschäftsreisen). Durch ein solches „Cherry Picking“ auf Unternehmensseite ist es schwer, ein qualitatives vergleichendes Assessment verschiedener Unternehmen durchzuführen (*Science Based Target Initiative, 2018; EPA, 2020*). Einzig die Bewertung nach Scope 1 und 2 scheint in der Berichterstattung in ausreichender Qualität gegeben, um die Berichte von Firmen auch ohne externe Validierung durch wissenschaftliche Institutionen miteinander vergleichen zu können. Jene Scope 3 Kategorien mit den höchsten THG - Auswirkungen scheinen sektorübergreifend der Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien sowie die Nutzungsphase hergestellter Produkte zu sein (*Science Based Target Initiative, 2018*).

Für eine zielführende Klimapolitik erscheint es unerlässlich einen verstärkten Fokus auf Scope 3 zu legen. Gleichzeitig bedeutet dieser Fokus jedoch auch eine Umstellung für die bisher durchgeführte Berechnungslogik (*Umweltbundesamt Österreich, 2019a*). Momentan erscheint Scope 3 nach einem unbekanntem Themenfeld, in dem erst begonnen wurde eine Expertise zu erarbeiten. Selbst auf nationalstaatlicher Ebene ist erst langsam ein Prioritätenwechsel zu erkennen, der darauf abzielt Firmen zu einer besseren Scope 3 Berichterstattung zu bewegen. Es erscheint unwahrscheinlich, dass sich dieser Wandel für ein qualitativeres Scope 3 Assessment in jenem Tempo vollziehen wird, welches für die Behandlung der Klimakrise notwendig ist (*Radonjic & Tompa, 2018*). Zu wenig ist über die Auswirkungen globaler Lieferketten bekannt, selbst die konsumbasierte THG - Berechnung

für Nationalstaaten scheint momentan noch inadäquat respektive nicht vertrauenswürdig genug, um mit den vorhandenen Daten nachvollziehbare Ableitungen durchzuführen ([Steininger et al., 2018](#)). Zwar gibt es einzelne Publikationen, die diese Problematik aufgreifen, jedoch meist nur für Industrieländer (Annex I). Ohne die Betrachtung aller Produzent*Innen - Konsumenten*Innenbeziehungen verbleiben jedoch große Unsicherheiten in Bezug auf den zu erwartenden Datenoutput ([Malik, 2018](#)). Neben den genau beschriebenen Scope 1, 2, 3 Kategorien des „GHG Protocol“ wird zusätzlich empfohlen, auch das biogene Kohlenstoffpotenzial zu erheben (vergleiche Abbildung 12). Hierfür wird die für den Betrieb benötigte Fläche durch THG - Faktoren umgerechnet. Laut den Guidelines des „GHG Protocols“ soll dieses Potenzial durch die Nutzungsdauer dividiert werden, um eine Vergleichbarkeit mit anderen THG - Potentialen zu ermöglichen. Für landwirtschaftliche Nutzflächen (Umwandlung von Urland in Ackerfläche) bspw. wird eine Nutzungsdauer von 20 Jahren ausgewiesen. Nach dem Bestehen dieses Zeithorizonts gilt die Fläche als Ackerland und bedarf keiner weiteren THG - Bewertung. Schwierig erscheint in diesem Kontext vor allem die Erhebung der richtigen THG - Koeffizienten pro genutzter Flächeneinheit ([GHG Protocol, 2013a](#)). Die Emissionen des Einkaufs der benötigten Produktionsmaterialien ergeben sich individuell nach den spezifischen benötigten Materialien eines Unternehmens (Scope 3.1). Ziel dieser Kategorie ist es, die vorgelagerten Emissionen beim Ressourcenabbau sowie der Umwandlung hin zur bezogenen Ware abzubilden. Die jeweiligen Transportemissionen werden in dieser Kategorie nicht miteinbezogen, sondern bei der Kategorie „Downstream Transportation & Distribution“ eingerechnet ([GHG Protocol, 2011b](#)). Sofern keine LCA Daten für die verschiedenen Produkte vorhanden sind und der Erhebungsaufwand zu groß erscheint, werden die eingekauften Mengen mit spezifischen Emissionsfaktoren pro Gewicht des Guts kumuliert ([Frischknecht, 2019](#)). Inzwischen existieren sehr viele Plattformen, die sich dem Bereitstellen dieser Emissionsfaktoren widmen ([GHG Protocol, 2020b](#)). Die potenzielle Nutzungsphase produzierter Güter zu erheben erscheint schwieriger, da für die jeweiligen Produkte Lebenszyklusdaten erhoben, recherchiert oder geschätzt werden müssen. Im spezifischen Fall eines Kühlschranks bspw. wird der durchschnittliche zu erwartende Lebensstromverbrauch (in kWh) mit den korrespondierenden Emissionsfaktoren für Strom hochgerechnet ([Umweltbundesamt Deutschland, 2020c](#); [Europäische Kommission, 2015](#)).

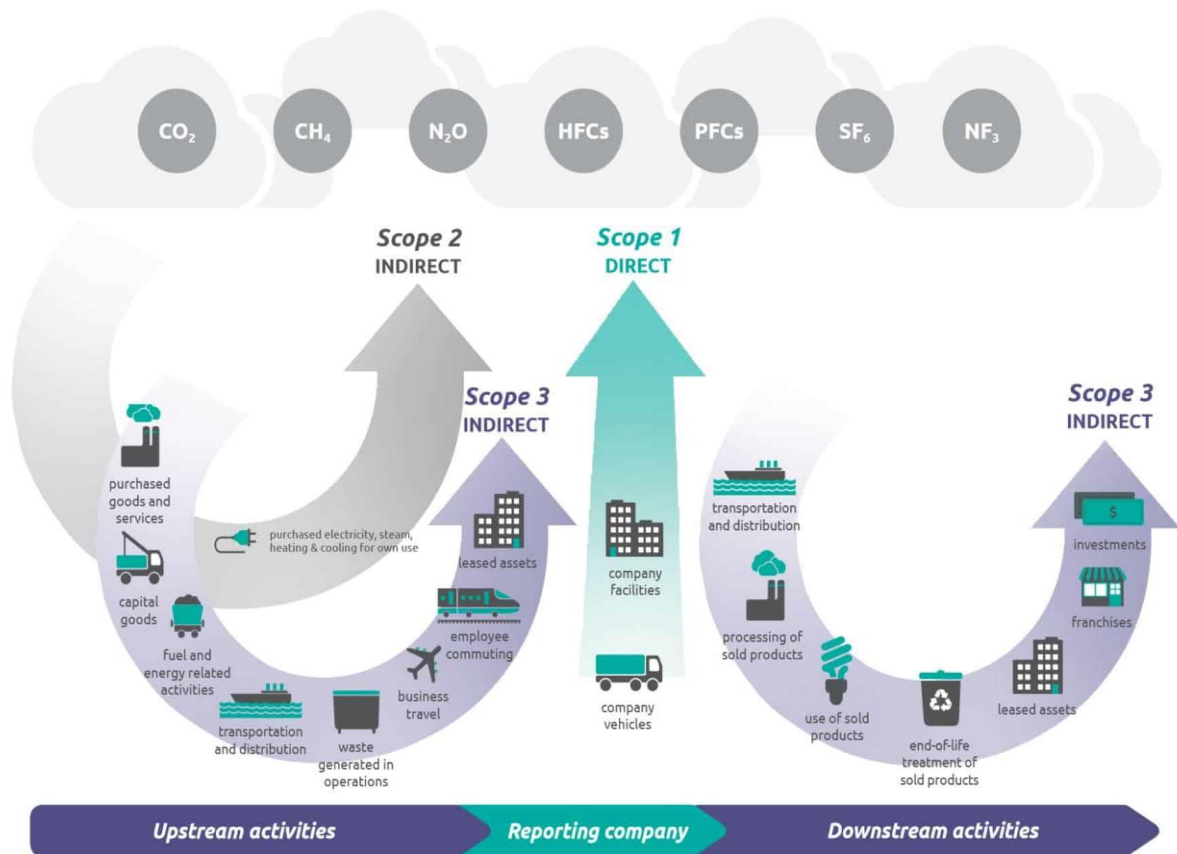


Abbildung 12: Scope 1, 2, 3 Kategorien nach GHG Protocol (GHG Protocol, 2011b)

Je nach Betrachtung der Lebensdauer und durch miteinander verbundenen verschiedenen Strommixes können hier deutlich unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden ([Umweltbundesamt Deutschland, 2020c](#); [Europäische Kommission, 2015](#)). Sofern die spezifischen Produktionsstromemissionen von Österreich und Deutschland miteinander verglichen werden, zeigt sich eine Differenz von rund 247 g CO₂ pro kWh. Dies beruht vor allem auf der verstärkten Nutzung erneuerbarer Energien wie bspw. der Wasserkraft in Österreich bzw. verstärkter Nutzung von Kohle in Deutschland ([EEA, 2020a,b](#)).

3. Methodik und Hypothesen

Zur Bearbeitung des Themenfeldes und Beantwortung der in Kapitel 1 beschriebenen Forschungsfragen wurde eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt sowie Kennzahlen erhoben bzw. deren Berechnung mit Hilfe von Excelberechnungsmatrizen durchgeführt. Für die Daten- und Quellenerhebung wurde themenspezifisch, auf der universitären Literaturplattform (<https://litsearch.boku.ac.at/>) bzw. in wissenschaftlichen Fachjournalen, nach passender Einzelliteratur gesucht. Durch Suche in den Literaturverzeichnissen aufscheinender Arbeiten konnte die spezifische Fachliteratur erweitert und untereinander verglichen werden. Sofern in einem Themenkomplex unterschiedliche Ergebnisse in den Datenreihen gefunden wurden, wurde versucht, diese unterschiedlichen Ergebnisse mittels einer Sensitivitätsanalyse gegenüberzustellen. Des Weiteren haben die verschiedenen Berichte des IPCC und des „Greenhouse Gas Protocol“, sowie Lehrbücher zum Thema Life Cycle Assessment (*Frischknecht, 2019; Jolliet, 2016; Klöpffer und Grahl, 2014*) einen wesentlichen theoretischen Grundstein für diese Arbeit bereitet. Aufgrund der zweijährigen Berufserfahrung des Autors im Themengebiet der spezifischen Scope 3 Emissionen von Unternehmen bzw. der Weiterbildung in Themen der globalen Lieferketten wurde angestrebt, die bestehenden Richtlinien der verschiedenen Institute / Think Tanks in gewissen Teilbereichen zu evaluieren bzw. gegebenenfalls neu zu berechnen, sofern der tatsächliche THG - Ausstoß nur unzureichend widerspiegelt wurde. Bereiche, in denen eine Neubewertung stattgefunden hat waren:

- Fahrleistung der Personenkraftwagen (PKW)
- Emissionskoeffizient der PKWs
- Radiative Forcings (RF) in der Flugindustrie, sowie
- Der biogene Anteil der gebrauchten Nutzungsfläche für Infrastrukturbetriebe.

Im Fall von RF wurde der momentane Nichteinbezug verändert und versucht, in einem möglichen Berechnungsansatz RF zu integrieren. Da der tatsächliche Motortyp pro Maschine bzw. Betreibergesellschaft stark variiert, wurden drei sehr häufig eingesetzte Flugzeuge mit zugehörigem Motor erhoben. Grundsätzlich wurde so vorgegangen, dass in der spezifischen Berechnung zwischen Kurz-, Mittel- und Langstreckenflugzeug unterschieden wurde. Da nicht ausreichend Datenmaterial zur genauen Verteilung der Flugzeugtypen pro Route zur Verfügung stand, wurde angenommen, dass Maschinen jene Strecken zurücklegen, die innerhalb der maximal erzielbaren Reichweite liegen. Da die biogene Bewertung bis heute nicht ausreichend erforscht scheint, wurde hier zum einen versucht, mit einer simplen Faktorvariable der Food and Agriculture Organization (FAO) die THG - Realität wiederzugeben bzw. anhand einer Umrechnung von gebundenem Kohlenstoff in den

betroffenen Gebieten eine Schätzung vorzunehmen. Das gebundene Kohlenstoffreservoir für das Vergleichsgebiet wurde der wissenschaftlichen Literatur entnommen. Da auch in diesem Fall unterschiedliche Werte vorgefunden werden konnten, wurden in einer Sensitivitätsanalyse die Maximal- und Minimalwerte zu Berechnung herangezogen. Da der Autor aufgrund seiner Berufserfahrung im Themengebiet der firmeninternen THG - Berichterstattung schon spezifisches Wissen erlangt hat, wurden folgende Thesen vor Behandlung der Arbeit aufgestellt:

- Der Großteil der Scope 3 Emissionen von Unternehmen wird momentan in deren durchgeführten Scope 3 Berechnungsmatrizen erörtert.
- Es ist eine sektorspezifische Vergleichbarkeit der Unternehmen gegeben, da die Kennzahlen innerhalb eines Sektors nach gleicher Methodik berechnet werden.
- Sofern von Unternehmen Ergebnisse für die größten Scope 3 Kategorien errechnet wurden, spiegeln diese die tatsächlich emittierten THG - Emissionen wider.

Der durchgeführte Untersuchungsverlauf beinhaltete drei Phasen: die Vorbereitungs-, die Erhebungs-, sowie die Auswertungsphase. In der Vorbereitungs- und Erhebungsphase wurden die wissenschaftliche Literatur und publizierte Firmendaten erhoben und ausgewertet. Nachfolgend wurde die Eigenberechnung in Microsoft Excel durchgeführt. In der Auswertungsphase wurden die selbst berechneten und die erhobenen Werte aus der Literatur miteinander verglichen und vom Autor dieser Arbeit in Tabellen und Abbildungen verarbeitet.

4 Ergebnisse

4.1 Emissionsberechnung der Automobilbranche

Die Automobilbranche berechnet Großteils THG - Emissionen nach dem Standard der Scope 1, 2, 3 Emissionen des „GHG - Protocol“. Dieser Bewertungsmaßstab ist durch verschiedene Guidelines beschrieben und ermöglicht einen Vergleich der THG - Emissionen der einzelnen Hersteller*Innen untereinander (weltweit), sofern er bei jedem zu vergleichendem Unternehmen angewendet wird (*GHG Protocol, 2004; GHG Protocol, 2013b; GHG Protocol, 2011*). Für die Automobilbranche haben von den insgesamt 15 verschiedenen Scope 3 Kategorien nur die Nutzungsphase sowie der Einkauf der zur Produktion benötigten Güter erhebliche Emissionsauswirkungen, aus diesem Grund wurden diese zwei Kategorien in dieser Arbeit neu berechnet. Die von den Automobilhersteller*Innen verwendete Berechnungsmethode nach „GHG - Protocol“ bietet zwar ein gutes Fundament, umfasst jedoch nicht alle bedeutsamen Emissionsquellen (vergleiche Tabelle 2) (*Europäisches Parlament, 2019*). Dies kann potenziell zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Emissionen führen (*Mock et al., 2014*). Zur Berechnung der spezifischen Nutzungsphase THG - Emissionen der jeweiligen Flotte, wurden Emissionskoeffizienten pro Kraftfahrzeug der jeweiligen Hersteller*Innen erhoben (Tabelle 3). Um die Nutzungsphaseemissionen zu errechnen werden diese Emissionskoeffizienten anschließend auf eine Laufleistung von 150.000 - 200.000 km (Werksvariable) extrapoliert (*Volkswagen, 2019*). Wird das durchschnittliche österreichische Laufleistungsmuster pro Jahr angenommen, impliziert dies, dass ein durchschnittliches Auto im Schnitt 10 – 14 Jahre auf den Straßen unterwegs ist, bevor es ausgemustert wird (*Umweltbundesamt Österreich, 2020a*). Die dargelegte Methode erlaubt der Automobilbranche mit wenig Ressourcenaufwand eine Bilanzierung ihrer möglichen THG - Emissionen (Scope 3 Nutzungsphase) durchzuführen.

Zwei Inkonsistenzen, können jedoch zu einer Unterschätzung der errechneten Emissionen führen:

1. Der benützte Emissionskoeffizient sowie
2. die Lebenslaufleistung der Autos in Kilometern (*Umweltbundesamt Österreich, 2019a; Mock et al., 2014*)

Die von der Automobilbranche zur Emissionsberechnung angewandten Emissionskoeffizienten werden in einem Indoor - Testbetrieb auf einer Fahrrolle mit einer Mindestlast gemessen. Dies unterscheidet sich deutlich vom realen Betrieb und bildet somit auch nur ungenügend die realen Emissionen durch die Fahrzeuge auf der Straße ab (*Bandivadekar & Posada, 2017*).

Tabelle 2: THG - Parameter im Auto Testzyklus (Mock et al., 2014)

Parameter	Definition in NEDC (Euro 6)	Definition in EU WLTP	To be considered for a WLTP-NEDC conversion factor?	
TEST CYCLE				
Driving cycle	NEDC	WLTC	YES	Revised driving cycle
Gear shift strategy for manual transmission vehicles	fixed gear positions	vehicle specific gear positions	YES	Part of revised driving cycle
ROAD LOAD DETERMINATION				
Tyre size and type	worst tyre (2nd worst if >3 tyres with different rolling resistances)	vehicle specific	NO	Equal demands of NEDC intention (NEDC slightly more stringent)
Tyre tread depth	>3,000 km running-in or 50%-90%	80%-100%	NO	Equal demands of NEDC intention (WLTP slightly more stringent)
Tyre pre-treatment	not defined	no heating or ageing	NO	Equal demands of NEDC intention
Tyre pressure	not defined	as specified	NO	Equal demands of NEDC intention
Wheel alignment	no definitions on adjustments of toe and camber	as production vehicle	NO	Equal demands of NEDC intention
Aerodynamics	worst bodywork, no definitions on movable parts	vehicle specific, use of movable parts as under test conditions	NO	Equal demands of NEDC intention (NEDC slightly more stringent)
Brakes	not defined	no manual adjustment	NO	Equal demands of NEDC intention
Calculation procedure	erroneous	corrected	NO	NEDC procedure deficient
Warm-up	not defined	>20 min at 118 km/h	NO	Effect on CO ₂ negligible
TEST TEMPERATURES				
Soak area	20 °C-30 °C	14 °C / 23 °C	YES/NO	Effect on CO ₂ negligible for 23 °C
Test cell	20 °C-30 °C	14 °C / 23 °C	YES/NO	Effect on CO ₂ negligible for 23 °C
VEHICLE MASSES				
Test mass	Kerb weight + 100 kg	Kerb weight + 100 kg + extras + payload	YES	Revised definition
Inertia	discrete classes	step-less, vehicle specific	NO	On fleet average: Effect on CO ₂ negligible
Rotating masses (wheels)	simulation of total inertia of the vehicle as driven on the road	+ 1.5% for 1-axle dynamometers	NO	Equal demands of NEDC intention
OTHER				
Vehicle running in	>3,000 km	3,000 km-15,000 km	NO	Effect on CO ₂ negligible
Pre-conditioning cycle	diesel: 3x EUDC petrol: 1x UDC, 2x EUDC (opt., only PFI)	WLTC	NO	Effect on CO ₂ negligible
Battery state of charge	not defined	no battery charging before emission test	NO	Equal demands of NEDC intention
Procedure for hybrids	not defined	not yet defined	NO	WLTP definitions to follow
Four wheel drive vehicles	1-axle dynamometer possible	2-axle dynamometer only	NO	Effect on CO ₂ negligible

Selbst der aktualisierte Standard „Neuer Europäischer Fahrzyklus“ NEFZ der europäischen Union spiegelt nicht die tatsächlichen Emissionen eines PKWs wieder (Bandivadekar & Posada, 2017; Heinfellner et al., 2015). Die größten Abweichungspotenziale bieten vor allem der Einsatz technischer Gerätschaften während der Fahrt (bspw. Klimaanlage, Navigation, Radio) und die Personenauslastung, sowie die transportierte Nutzlast der Fahrt selbst. Neben all diesen Variablen werden weiters die potenziellen Wetterverhältnisse, die Untergrundbeschaffenheit sowie Fahrstil und Verkehrslage, wenn überhaupt nur unzureichend eingerechnet (Althaus & Gauch, 2010). Wird die Entwicklung der Abweichung der tatsächlichen Verbrauchswerte über die jüngere Vergangenheit betrachtet (2001 – 2017), ist zu erkennen, dass die Differenzen über die Jahre immer größer geworden sind. Von Anfang (2001) 8 % auf bis zu 39 % (2017). Es ist anhand der Vergleichsdaten zu erkennen, dass sich

diese Emissionsdivergenz seit 2015 wieder stabilisiert hat. Des Weiteren gibt es Unterschiede in den Testzyklen verschiedener Länder. Der global ausgearbeitete Emissionstestzyklus „Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure“ (WLTP) bspw. erreicht pro Fahrzeugkilometer höhere spezifische THG - Werte als sein europäisches Pendant. Zwar ist die Anwendung des WLTP seit 2017 Pflicht in der EU, davor produzierte Fahrzeuge wurden aber durch den NEFZ in der Emissionsbelastung stärker unterbewertet ([Tietge et al., 2019](#)). Die Neuerung des WLTP sind vor allem geänderte Parameter in Bezug auf die Nutzungsphase. Die getestete Höchstgeschwindigkeit wurde von 120 auf 131,3 km / h und die Durchschnittsgeschwindigkeit von 33,6 auf 46,5 km / h erhöht. Außerdem wurde die getestete Fahrzeit auf der Rolle um 12,6 Minuten und die zurückgelegte Strecke auf 23,27 km erweitert und die angenommenen Standzeiten verkürzt ([Ciuffo et al., 2017](#)). Durch die Unterschiede in der Testung ergeben sich für ein und dasselbe Kraftfahrzeug (KFZ) Modell in der EU und den USA abweichende Emissionswerte, sofern es vor 2017 produziert wurde ([Ciuffo et al., 2017](#)). Um eine bessere Vergleichbarkeit verschiedener Länder und Absatzmärkte in Bezug auf die THG - Emissionen gewisser und vor allem älterer Flotten und Modelle zu erzielen, sollte versucht werden, die international angewendeten Testzyklen auch für PKWs die vor 2017 gebaut wurden zu harmonisieren und im besten Fall nochmals durchzuführen ([Janssen & Kallweit, 2018](#)). Wird von einer Standardnutzung eines Kraftfahrzeugs auf europäischen Straßen ausgegangen, müsste der spezifische Emissionskoeffizient zwischen 12 und 40 % (abhängig von der verwendeten Fachliteratur) erhöht werden. Dies würde folglich zu einem durchschnittlichen Ausstoß zwischen 166,88 und 207,11 g / km führen (angenommener Neuwagenflottenwert: 149 g / km) ([Haq & Weiss, 2015](#); [Althaus & Gauch, 2010](#)). Nach „GHG Protocol“ werden nur die jährlich produzierten und verkauften Wagen in die Berechnungslogik aufgenommen, sofern die Koeffizienten (Emission und Fahrleistung) angepasst werden, ergibt sich eine große Diskrepanz in der THG – Inventur ([GHG Protocol, 2013b](#)). Die angenommene Nutzungsdauer sowie die von den Automobilhersteller*Innen zurückgelegte Lebenslaufleistungsdistanz ist deshalb zu hinterfragen, da nach Angabe der verschiedensten Umweltbundesämtern der EU und Eurostat die Nutzungsdauer eines PKWs zwischen 14 und 15 Jahre im Durchschnitt beträgt, bei einer Fahrleistung von rund 14.500 km pro Jahr ([Fritz et al., 2016](#); [Dun, Horton, Kollamthodi, 2015](#)). Des Weiteren scheint es keine Berechnungskonsistenz zwischen den einzelnen Automobilhersteller*Innen zu geben. So rechnet beispielsweise Volkswagen nach dem neuesten „GHG Protocol“ Standard von 200.000 km, während General Motors die Emissionswerte auf 150.000 km summiert. Zusätzlich ist es nicht möglich, die THG - Berechnung für die Kategorie 3.1 bei Unternehmen nachzuvollziehen, da diese Daten nicht öffentlich publiziert werden. Um die Daten auf ihre Richtigkeit zu überprüfen, müssten die genauen Einkaufsmengen sowie die Länder aus denen die Produkte und ihre Lieferketten

stammen bekannt sein. Die meisten Unternehmen sammeln meist nur spezifische Daten zu ihren „Tier 1“ Lieferanten, alles weitere aus der selbstgewählten Systemgrenze wird nicht mehr in demselben Ausmaß erhoben und kann somit auch nur schwer qualitativ bewertet werden (*Volkswagen, 2019; CDP, 2021a*). Sofern die berichteten Scope 3.1 Werte (Carbon Disclosure Project) der drei weltweit größten Automobilhersteller*Innen (Verkaufszahlen 2019), Volkswagen, Toyota und General Motors miteinander verglichen werden, ergeben sich spezifische Emissionswerte pro Auto zwischen 6 und 7 t THG (*CDP, 2021b*).

Tabelle 3: Scope 3 Emissionen verschiedener Hersteller*Innen (Volkswagen, 2019; CDP, 2021a,b)

Kategorien	VW AG		General Motors		Toyota Motor	
beschaffte Güter und Dienstleistungen	67.434.157,00	t/a	45.505.504,00	t/a	65.100.000,00	t/a
Produktionsmittel	14.212.385,00	t/a	4.597.425,00	t/a	4.230.000,00	t/a
Treibstoff	1.402.775,00	t/a	322.403,00	t/a	960.000,00	t/a
Transport	4.374.823,00	t/a	5.371.766,00	t/a	910.000,00	t/a
Betriebsabfälle	2.265.212,00	t/a	954,00	t/a	90.000,00	t/a
Dienstreisen	708.180,00	t/a	40.051,00	t/a	170.000,00	t/a
Berufsverkehr	1.009.481,00	t/a	123.000,00	t/a	680.000,00	t/a
Aufbereitung Zwischenprodukte	13.000,00	t/a	120.731,00	t/a	1.240.000,00	t/a
Verwertung	1.145.858,00	t/a	2.938.656,00	t/a	3.960.000,00	t/a
gemietete Anlagen	1.048.978,00	t/a	30.536,00	t/a	ohne Angabe	t/a
Franchise	1.550.000,00	t/a	138.641,00	t/a	ohne Angabe	t/a
Nutzungsphase (150.000 - 200.000 km)	332.364.361,00	t/a	190.123.729,00	t/a	320.500.000,00	t/a
Investments	ohne Angabe	t/a	ohne Angabe	t/a	90.000,00	t/a
SUMME	427.529.210,0	t/a	249.313.396,00	t/a	397.930.000,0	t/a

Tabelle 4: Emission pro PKW nach der Kategorie Scope 3.1 (Volkswagen, 2019; CDP, 2021a,b; General Motors, 2020)

Kategorie	VW AG		General Motors		Toyota Motor	
Produzierte Autos	10.900.000,00	PKWs	6.829.000,00	PKWs	10.742.122,00	PKWs
Emission pro Auto	6,19	t	6,66	t	6,06	t

Die für diese Arbeit herangezogene wissenschaftliche Fachliteratur geht von einem Wert zwischen 3,9 und 9 t pro produzierten KFZ aus ([Fritz et al., 2016](#); [Qiao et al., 2016](#)). Dies könnte an den mangelnden Daten für qualitative LCAs der verschiedenen Automodelle liegen. Das häufigste in der Literatur analysierte Auto ist der VW Golf in verschiedenen Varianten mit einem Leergewicht zwischen 1 – 1,6 t ([Danilecki et al., 2015](#); [Althaus & Gauch, 2010](#)). Zum Vergleich laut dem „International Council on Clean Transportation“ (ICCT) beträgt das Durchschnittsgewicht eines KFZs der Automobilhersteller*Innen rund 1,798 t ([ICCT, 2019](#)). Die in dieser Arbeit herangezogenen Fahrzeugmodelle kommen auf ein Maximalgewicht von rund 1,2 t ([Qiao et al., 2016](#)). Durch diese starken Abweichungen in Bezug auf die mögliche KFZ - Flotte, bleibt ein großer Unsicherheitsfaktor ob der Vergleichbarkeit zu realen Automobilproduzent*Innen in der Berechnung dieser Arbeit bestehen.

4.1.1 Eigenberechnung Automobilhersteller*Innen

Da für Automobilproduzent*Innen die Scope 3 Kategorien „Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien“ und „Nutzung verkaufter Produkte“ den größten Einfluss auf die Emissionen haben, werden diese nachfolgend neu evaluiert und anhand einer fiktiven Produzent*In neu berechnet. Zwar hätte in einer Kreislaufwirtschaft auch das „End of Life Treatment“ ein großes Emissionsinventar (vergleiche Abbildung 13 und 14), da jedoch das Recycling nicht global nach den gleichen Standards stattfindet und häufig nicht vollständig vollzogen wird, sowie die Deponierung von ganzen Autos respektive Autoschrott nicht sehr hohe Emissionswerte hervorruft, wurde diese Scope 3 Kategorie nicht neu evaluiert ([DEFRA, 2020](#); [Fritz et al., 2016](#); [Europäisches Parlament, 2019](#)). Die restlichen 12 Scope 3 Kategorien sind aufgrund ihres geringen Emissionspotentials vernachlässigbar (vergleiche Abbildung 14). Einzige Ausnahme scheint hier die Kategorie Investments. Durch potenzielle Sub-/Töchterfirmen und weitere Anteile an anderen Firmen könnte hier eine weitere große Emissionsquelle vorhanden sein. Da jedoch die tatsächliche Investitionspolitik der Automobilfirmen unbekannt ist, kann diesbezüglich keine Abschätzung abgegeben werden. Da keine qualitative Evaluierung möglich ist, wird diese Kategorie nicht neu berechnet ([GHG Protocol, 2013c](#)).

THG-Emissionen						
g/Fahrzeugkilometer						
Fahrzeug	Fahrbetrieb	Fahrzeugherstellung	Akkumulatorherstellung	Energiebereitstellung	Entsorgung	Gesamt
Benzin Fzg	151,2	13,4	0	37,4	0,2	202,2
Diesel Fzg	151,4	13,4	0	27,5	0,2	192,5
HEV Fzg (Benzin)	138,5	12,2	0,8	34,1	0,2	185,8
HEV Fzg (Diesel)	141,4	12,2	0,8	24,3	0,2	178,8
PHEV Fzg (Benzin)	89,9	12,3	4	32,6	0,3	139,1
PHEV Fzg (Diesel)	92,3	12,3	4	27,3	0,3	136,2
s. BEV Fzg (Ö-Strom)	-	13,5	5,6	30,2	0,3	49,6
s. BEV Fzg (UZ 46 Strom)	-	13,5	5,6	4,4	0,3	23,8
I. BEV Fzg (Ö-Strom)	-	11	4,9	21,2	0,3	37,3
I. BEV Fzg (UZ 46 Strom)	-	11	4,9	3,1	0,3	19,2

Abbildung 13: Emission eines Auto Lebenszyklus nach Fritz et al., 2016

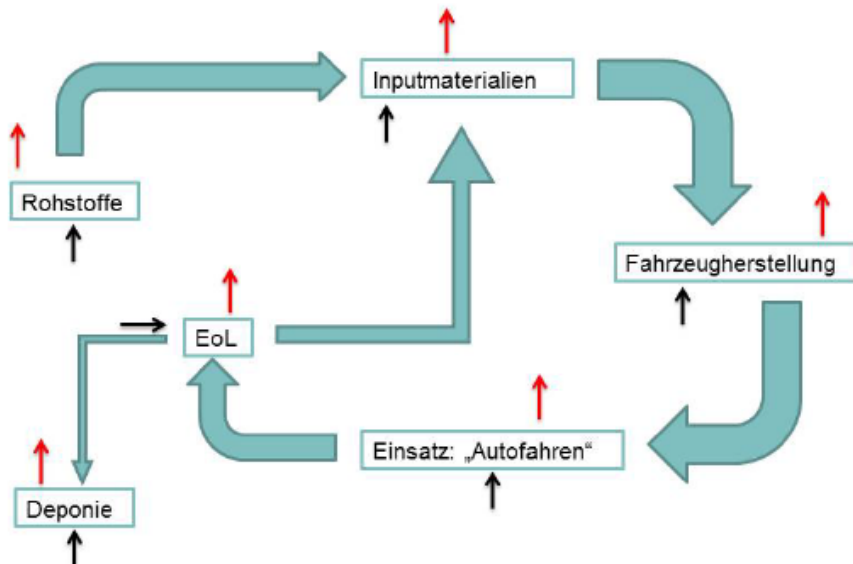


Abbildung 14: Vereinfachte Darstellung PKW Lebenszyklus (Fritz et al., 2016)

4.1.1.1 „Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien“ PKW konventionell

Nach der Evaluierung der wissenschaftlichen Fachliteratur in Bezug auf die Zusammensetzung eines Personenkraftwagens (PKW), wurden die Materiallisten zweier Publikationen genauer analysiert. Die Studie von [Danilecki et al., 2015](#) wurde auf einem Schrottplatz durchgeführt. Hier wurde durch die Zerlegung der jeweiligen VW Golf Modelle die genaue Zusammensetzung der Fahrzeuge dokumentiert. Sofern die verschiedenen Golf Modelle miteinander verglichen werden (MK1 – MK6, Annex I) ist zu erkennen, dass die Fahrzeuge im Laufe der Zeit immer schwerer geworden sind. Dies hat gleichzeitig zu einer Erhöhung der Material- und der Fahremissionen geführt. Zwar wurden die Motoren effizienter, dies wurde aber durch das zusätzliche Gewicht konterkariert. Zur Neuberechnung der Emissionen wurde in dieser Arbeit ausschließlich das MK 6 Modell herangezogen. Dies ist vor allem bedingt durch die größte zeitliche Nähe zu derzeit produzierten Modellen. Die Studie von [Qiao et al., 2016](#) unterteilt die Materialkomposition im Gegensatz zu [Danilecki et al., 2015](#) in sechs Hauptbestandteile: „Powertrain, Transmission System, Chassis, Body, Lead Acid Battery, Tires“. Zwar werden diese sechs Gruppen noch weiter differenziert, jedoch bleiben die eingesetzten Güter allgemeiner (keine Unterscheidung nach Plastikarten). Werden die Gewichtspezifikationen der beiden Studien miteinander verglichen, so ist zu erkennen, dass beide Autorengruppen mit einem ähnlichen Modell gearbeitet haben (1164,4 – 1265,5 kg). Zwar ist das genaue PKW - Modell bei [Qiao et al., 2016](#) nicht identifizierbar, jedoch schließt das Gewicht ein großes, verbrauchintensiveres Modell aus. Werden die eingesetzten Materialien der beiden Studien miteinander verglichen, ist zu erkennen, dass bei [Qiao et al., 2016](#) der Anteil an eingesetztem Stahl und Eisen höher ist. Vice versa erscheint dieser Sachverhalt bei den eingesetzten Ressourcen Aluminium, Gummi, Glas und Kupfer / Kupferlegierungen. Einzig bei den Ressourcen Plastik und Blei gibt es keine größeren gewichtsmäßigen Abweichungen (vergleiche Annex I). In der Studie von [Danilecki et al., 2015](#), ist ausgehend von den Emissionsfaktoren und der spezifischen Materialkomposition eines Fahrzeuges (dargestellt in Tabelle 5 und 24) abzuleiten, dass vor allem die eingesetzten Metalle aufgrund ihres hohen Anteils am Gesamtgewicht des Fahrzeuges ein erhöhtes Emissionspotential besitzen dürften. Angesichts verbleibender Unsicherheiten bei Einsatz der richtigen Emissionskoeffizienten für einzelne (weiterverarbeitete) Inputprodukte (bspw. Stahlblech, „Fabrics“ sowie „Electronics and electro technical components“), wurde in dieser Arbeit anhand der Materialliste der Beispiele versucht, Emissionskoeffizienten weiterer Plattformen zur Füllung entstehender Lücken heranzuziehen (ProBas, Ademe, DEFRA). Da des Weiteren gewisse Emissionsfaktoren nicht in diesen Datenbanken vorhanden sind, wurden Werte wissenschaftlicher Publikationen teilweise in die Berechnung aufgenommen

(vergleiche Tabelle 5) (Ademe, 2021; ProBas, 2021a; DEFRA, 2020; Shanbag & Manjare, 2020; Soratana et al., 2016).

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für verschiedene Materialien eines PKWs (Ademe, 2021; Probas, 2021a; Soratana et al., 2016), für alle orange markierten Felder konnten in diesen Quellen keine Werte gefunden werden

Komponenten	Emissionsfaktoren		Quelle
Steel	2,211	t/t	Ademe
Aluminium	7,803	t/t	Ademe
ABS	3,76	t/t	Ademe
PP	2	t/t	Ademe
PA		t/t	
PS	2,83	t/t	Ademe
PC	7,621323	t/t	ProBas
PUR	4,38	t/t	ProBas
PVC	1,87	t/t	Ademe
PE	2,24	t/t	Ademe
PET	3,27	t/t	Ademe
PMMA	8,230084	t/t	ProBas
Acrylonitrile Styrene Acrylate (ASA)		t/t	
Glass	1,26	t/t	Ademe
Fabrics		t/t	
Gum	2,7	t/t	LCA
Copper, Zinc, Tin, Nickel, Magnesium	1,445	t/t	Ademe
Lead	2,09	t/t	Ademe
Gear Oil		t/t	
Engine Oil		t/t	
Power Steering Fluid		t/t	
Brake Fluid		t/t	
Coolant Fluid		t/t	
Windshield Washer Fluid		t/t	
Gasoline		t/t	
Multi-Material Components		t/t	
Electronics and electro technical components	2,93	t/t	Ademe

Sofern Werte der Datenbank von Ademe vorgefunden werden konnten, wurden diese prioritär behandelt. Diese Berechnungsvariante wurde für beide in Annex I beschriebenen PKW - Modelle angewandt. Um die Gesamtemissionen der Kategorie Scope 3.1 der

angenommen Wagenflotte des Beispielunternehmens zu berechnen, wird die jeweilige Materialkomposition mit den korrelierenden Emissionsfaktoren multipliziert und anschließend aufsummiert. Orange unterlegte Komponenten sind in den Datenbanken nicht quantifiziert.

"Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien" Emissionen = $\sum a \times b$ Gleichung 1.

a ... benötigte extern zugekaufte Materialmengen

b ... korrelierende Emissionsfaktoren der Güter

Bei Anwendung des beschriebenen Berechnungsschema auf die beiden Materialbeispiele, ergeben sich rund 3,1 t sowie 3,4 t THG / Auto für die Kategorie 3.1. Da die Gewichte der beiden Fahrzeuge nicht gleich sind kann durch eine Division der Emissionen durch das spezifische Gewicht eine Normierung und somit eine direkte Vergleichbarkeit der beiden Modelle geschaffen werden. Wird diese Emissions-/ Gewichtsratio näher betrachtet, ist zu erkennen, dass ein PKW nach [Danilecki et al, 2015](#) eine Emission von 2,56 kg pro kg und nach [Qiao et al., 2016](#) eine Emission von 2,71 kg pro kg aufweist. Diese Werte decken sich auch mit den errechneten Werten des österreichischen Umweltbundesamtes (2,6 kg / kg) ([Fritz et al., 2016](#)).

Wird davon ausgegangen, dass das Beispielunternehmen pro Jahr acht Mio. Fahrzeuge verkauft (gerundete Gesamtzahl aller Elektroautos, 2020 weltweit), beträgt die THG - Emissionsmenge aus dem Zukauf eingesetzter Materialien zwischen 24,6 und 27,5 Mio. Tonnen ([Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg, 2020](#)). Um dieses Ergebnis mit den „Einkaufs“ - Emissionen eines Elektro PKWs zu vergleichen, muss das Materialinventar verändert werden. Vor allem die Lithium - Ionen Akkumulatoren, die heutzutage verbaut werden schlagen hier im THG - Komponentenbudget zu Buche (vergleiche Tabelle 6). Lithium Ionen Akkumulatoren finden breite Verwendung, zeichnen sie sich doch vorrangig durch eine erhöhte Speicherkapazität gegenüber herkömmlichen Batterien und eine erhöhte Anzahl möglicher Ladezyklen aus ([Fritz et al., 2016](#)). Problematisch in Bezug auf die Gewinnung der Rohstoffe für die Akkus erscheint der großflächige Lithiumabbau in besonders vulnerablen Gebieten und der vermehrte Einsatz von Konfliktmetallen - Mineralien, sowie die chemische Herstellung von Leitersubstanzen in den Fabriken ([Deutscher Bundestag, 2019](#)). Die Produktion selbst umfasst drei Hauptschritte: Elektrodenfertigung, Zellaassemblierung, Formation & Aging ([PEM, 2015](#)).

Tabelle 6: Zusammensetzung einer Lithium Ionen Batterie nach Qiao et al., 2016

Zusammensetzung Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxide (NCM) Batterie		
Active Material	47,94	kg
Graphite / Carbon	31,11	kg
Binder	4,08	kg
Copper / Brass	19,38	kg
Wrought Aluminium	33,49	kg
LiPF6	3,23	kg
Ethylene Carbonate	9,18	kg
Dimethyl Carbonate	9,18	kg
PP	2,89	kg
PE	0,51	kg
PET	2,04	kg
Steel	2,38	kg
Thermal Insulation	0,68	kg
Glycol	1,7	kg
Electronic Parts	2,21	kg

4.1.1.2 „Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien“ - Elektro PKW

Wenn von der Zusammensetzung eines Elektro PKWs nach *Qiao et al., 2016* ausgegangen wird, zeigt sich, dass ein solches Fahrzeug im Vergleich zu einem konventionell, fossil betriebenen in etwa das doppelte Gewicht aufweist. Speziell das Chassis und der „Body“ des Autos sind die wesentlichen Gewichtstreiber. Das Gewicht des Lithium Ionen Akkus ist zwar mit 170 kg nicht zu vernachlässigen, jedoch ist aufgrund der Elektrobauweise kein gleichartiger „Powertrain“ (303,2 kg Differenz) und auch kein gleichartiges „Transmission System“ von Nöten (25,6 kg Differenz). Durch die Multiplikation der Mengenangaben der einzelnen Komponenten mit dem dazugehörigen Emissionsfaktor kann auch für dieses Beispiel eine Schätzung des THG - Ausstoßes aus der Kategorie 3.1 der Hersteller*Innen durchgeführt werden. Wird dieselbe Berechnungsvariante wie in Kapitel 4.1.1.1 angewandt, verursacht ein NCM PKW rund 5,6 t THG. Werden diese Emissionswerte mit den Ergebnissen der vorangegangenen Rechnungen verglichen, zeigt sich, dass ein Elektro PKW in der Zulieferung der Komponenten eine um 2,22 – 2,52 t erhöhte THG Emission aufweist. Wird das Gewicht des Autos analysiert, welches nicht mit Emissionsfaktoren belegt werden kann ist erkennbar, dass 4 % des Autos nicht berechnet werden konnten. Dies kann im Vergleich mit den anderen beiden berechneten Fahrzeugen auf den ersten Blick nicht als Ausreißer*In gekennzeichnet werden (2 sowie 3 %). Deutlicher wird der Unterschied, wenn der Lithium

lonen Akku betrachtet wird. Hier kann bis zu 17 % des Gewichts nicht durch Emissionsfaktoren beschrieben werden, was eine deutliche Unsicherheit des Berechnungsergebnisses nach sich zieht. Alleine die Materialien Ethylen Karbonat und Dimethyl Karbonat mit gesamt 38,36 kg sind für über 10 % dieser Differenz verantwortlich (Qiao et al., 2016; Ademe, 2021; ProBas, 2021a).

4.1.1.3 „Nutzung verkaufter Produkte“ konventioneller PKW

Zur Berechnung der Nutzungsphase der Wagenflotte wurden in einem ersten Schritt die genauen Vorgaben nach „GHG Protocol“ umgesetzt. Nachdem der Großteil der Industrie von einem Fahrlebenszyklus von 200.000 km pro verkauften PKW ausgeht, wurde diese Inputvariable für eine erste Berechnung übernommen (Volkswagen, 2019; CDP, 2021b). Um die „realen Emissionswerte“ zu erhalten, wird dieser Wert mit den spezifischen Emissionen pro Kilometer Laufleistung multipliziert. In dieser Arbeit wird mit einem durchschnittlichen Emissionsfaktor nach verkauftem Modell gerechnet (VW Golf MK6). Dieser variiert in der Literatur zwischen 149 – 166 g CO₂ / km. Die unterschiedlichen Verbrauchswerte der verschiedenen Fahrzeuganbieter*Innen entstehen vor allem durch veränderte Fahrzeugspezifikationen wie Motor, Klimaanlage etc.. Da der Emissionswert für das ausgewählte Modell in der Hersteller*Innendatenbank nicht mehr auffindbar war, wurden die Werte von Gebrauchtwarenhändler*Innen für diese Berechnung als Quelle herangezogen (Mobile.de, 2021; AutoScout24, 2021).

$$\text{Nutzungsphase Emissionen} = \sum a \times b \times c \quad \text{Gleichung 2.}$$

- a* ... verkaufte Fahrzeuge
- b* ... Lebensfahrleistung
- c* ... spezifische Emissionswerte $\frac{g}{km}$

Sofern diese Berechnung mit der Werksangabe der spezifischen Emissionen pro km Laufleistung durchgeführt wird, ergeben sich 238.400.000 – 265.600.000 t THG. Da jedoch davon auszugehen ist, dass die nach dem Testzyklus erhobenen Werte eine Unterschätzung des tatsächlichen Ausstoßes darstellen, wurde diese Angabe mit den Korrekturfaktoren (siehe Tabelle 7) aus der wissenschaftlichen Literaturanalyse erweitert.

$$\text{Nutzungsphase Emissionen} = \sum a \times b \times c \times d \quad \text{Gleichung 3.}$$

- d* ... Korrekturfaktor in Prozent

Wenn von diesen neuen Emissionsberechnungsvariablen ausgegangen wird erhöht sich das potentielle THG - Emissionsbudget auf 269.392.000 - 333.760.000 t. Es sei angemerkt, dass sich die Berechnungen mit dem niedrigeren Korrekturfaktor, aufgrund des damals angewendeten Testzyklus, womöglich zu einer Unterschätzung der potenziellen Emission führt ([Althaus & Gauch, 2010](#); [Haq & Weiss, 2016](#); [Tietge et al., 2019](#)).

Tabelle 7: Korrekturfaktoren für die Nutzungsphase eines PKWs

Literatur	Korrekturfaktor
Althaus & Gauch, 2010	13 %
Tietge et al., 2019	39 %
Haq & Weiss, 2016	40 %

Sofern von einer durchschnittlichen PKW - Nutzung nach österreichischen Maßstäben ausgegangen wird, sind auch die Werte der Fahrleistung sowie des Alters eines Fahrzeuges kritisch zu hinterfragen. Laut österreichischem Umweltbundesamt beträgt die Lebensdauer im Schnitt 15 Jahre (ohne Miteinbezug des Weiterkaufs in das österreichische Ausland), und die durchschnittliche Fahrleistung pro Jahr beträgt rund 14.500 km. Wenn die Berechnungswerte nach diesen Angaben aktualisiert werden, ergibt sich eine PKW Lebensfahrleistung von 217.500 km ([Umweltbundesamt Österreich, 2020a](#); [Fritz et al., 2016](#)). Dies würde einer Erhöhung der ausgestoßenen Emissionen der Flotte von bis zu 124,5 Mio. t pro Jahr entsprechen. Ähnlich stellt sich die Fahrleistung in anderen Nationalstaaten dar. In den USA beträgt die jährliche Kilometerleistung rund 18.630 km ([Bureau of Transportation Statistics, 2021](#)). Für Annex I Länder scheint es, dass die angenommene Fahrleistung von Automobilhersteller*Innen eine Unterschätzung der tatsächlichen Fahrleistung widerspiegelt, selbst bei einer erhöhten Fahrleistung von 200.000 km (vergleiche Volkswagen und General Motors). Wie sich der Sachverhalt in nicht „Annex I“ Ländern darstellt ist aufgrund fehlenden Datenmaterials (vor allem für die bevölkerungsreichsten Länder [China, Indien]) nicht festzustellen ([International Transport Forum, 2021](#)).

Tabelle 8: Ergebnis der Berechnung der Emission der Fahrzeugflotte nach verschiedenen Faktoren

Literatur	Emission Flotte	
Althaus & Gauch, 2010	269.392.000,00	t
Tietge et al., 2019	331.376.000,00	t
Haq & Weiss, 2016	333.760.000,00	t
Literatur	Emission Flotte mit veränderter Lebensphase	
Althaus & Gauch, 2010	292.963.800,00	t
Tietge et al., 2019	360.371.400,00	t
Haq & Weiss, 2016	362.964.000,00	t

4.1.1.4 „Nutzung verkaufter Produkte“ Elektro PKW

Auch die Berechnung des elektrischen KFZs wird anhand der Berechnungsmethodik des „GHG Protocols“ durchgeführt. Da inzwischen erste Langzeitstudien über die Batterielebensdauer solcher Fahrzeuge vorhanden sind, wird davon ausgegangen, dass für die Erreichung des 200.000 bzw. 217.500 km Laufleistungsziels nur ein Akku notwendig ist ([Thielmann et al., 2020](#)). Durch diese Annahme wird ein direkter Vergleich der verschiedenen Autos möglich, da keine Extrateile berücksichtigt werden müssen ([ADAC, 2019](#)). Die Volkswagen AG beschreibt die Batteriekapazität für das Jahr 2014 der spezifischen Produktion mit 140 Wattstunden (Wh) pro kg Akku. Durch diese Faktorvariable ergibt sich eine potenzielle Leistung durch eine Tankfüllung des berechneten Autos von 23,8 kWh. Wird dieser Wert mit dem durchschnittlichen Verbrauch pro 100 km eines VW e-Golfs dividiert, ergeben sich rund 123 km die mit einer Akkuladung zurückgelegt werden könnten. Werden die angenommenen Werte auf die Lebensdauer von 200.000 sowie 217.500 km summiert, ergibt dies einen potenziellen Verbrauch von 38.600 – 41.978 kWh ([Volkswagen, 2021](#)). Abhängig vom eingesetzten Strommix und damit einhergehend der spezifischen Stromemission ergibt sich ein potenzielles Emissionsintervall zwischen 0,1 – 19 t THG pro PKW ([Memmler, Lauf, Schneider, 2018](#)). Werden diese Werte mit den Daten eines konventionellen Antriebs verglichen, zeigt sich eine potenzielle Differenz von 16,5 t im Lebenszyklus. Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, dass ein Elektro PKW gesamt („Einkaufs-“ & Nutzungsphase) THG - sparer ist, als ein konventioneller PKW.

Tabelle 9: Emission nach Strommix der Nutzungsphase von 217.500 km (Memmler, Lauf, Schneider, 2018; EEA, 2021; Umweltbundesamt Österreich, 2021b)

Emission Nutzungsphase (217.500 km)		
Photovoltaik	2,59	t
On Shore	0,40	t
Off Shore	0,23	t
Laufwasser	0,10	t
Speicherwasser	0,99	t
Tiefengeothermie	7,41	t
Strommix Österreich	3,82	t
Strommix EE Österreich	0,84	t
Strommix Deutschland	14,19	t
Strommix EU- 27	12,05	t
Strommix Niederlande	18,51	t
Strommix Finnland	4,66	t
Strommix Spanien	11,59	t

Wird die Laufleistung und das Emissionsinventar pro Jahr durch den deutschen Strommix (338 g / kWh), österreichischen Strommix (91 g / kWh) bzw. den deutschen Emissionsfaktor für Laufwasser (2,702 g / kWh) berechnet, so zeigt sich, dass ein Elektroauto nach spätestens drei Jahren die erhöhten Emissionen aus der Einkaufsphase wieder ausgeglichen hat (EEA, 2021; Memmler, Lauf, Schneider, 2018; Umweltbundesamt Österreich, 2021b).

$$Emission\ pro\ Jahr = Emission\ pro\ km \times Fahrleistung\ pro\ Jahr \quad \text{Gleichung 4.}$$

Falls das KFZ nur mit dem deutschen Laufwasser Strommix betrieben werden würde, wäre das Emissionsinventar nach < 2 Jahre ausgeglichen. Ab diesem Zeitpunkt würden somit weniger THG emittiert werden. Anders würde sich dieser Sachverhalt jedoch darstellen, wenn ausschließlich nicht regenerative Quellen für die Stromproduktion herangezogen werden. Würde z.B. der gesamte Strom aus Braunkohle erzeugt werden, würde dies zu keiner Emissionseinsparung über die Laufleistung führen. Im Gegenteil, die Emissionsbilanz eines Elektro Fahrzeuges würde sich im Vergleich zu einem herkömmlichen PKW deutlich verschlechtern (Differenz – 0,86 t pro Jahr). Daher erscheint es unabdingbar für eine Emissionsreduktion Strom aus möglichst erneuerbaren Energieträgern für das Laden des Akkus heranzuziehen (Memmler, Lauf, Schneider, 2018).

4.1.2 Potenzielles Emissionseinsparungspotential der Branche

Das potenzielle Einsparungspotential ist stark abhängig vom verkauften Fahrzeugtyp. Wenn keine oder nur eine geringe Differenzierung im Sortiment der Automobilhersteller*Innen erfolgt (weiterhin hohe Produktionszahlen von fossilen Antrieben) und auch Autogröße und -gewicht nicht reduziert werden, scheint es in der Branche kaum Mitigationspotential zu geben. Der Wirkungsgrad der Benzin - und Dieselmotoren ist nach derzeitigem Stand der Technik (weitestgehend) ausgereizt und es ist nicht wie bei einem Elektromotor zu erwarten, dass neue Technologien diese Werte deutlich weiter verbessern werden. Der allgemeine Wirkungsgrad dieser Technologien scheint auf maximal 32 % beschränkt, im Vergleich hierzu bieten elektrische Antriebe einen potenziellen Wirkungsgrad nahe 75 % der eingesetzten Energie ([Jöhrens & Helms, 2013](#)). Da sich die vergangene Entwicklung der gleichbleibenden Produktionszahlen der verschiedenen Antriebsarten jedoch nicht verändert bleibt unwahrscheinlich. Durch die Vorgaben der EU Gesetzgebung, müssen die spezifischen modellabhängigen Emissionswerte (g / km) in den kommenden Jahren weiter gesenkt werden. Da diese Reduktion zu einem Großteil von Elektrofahrzeugen getragen werden muss (konventionelle PKWs und auch Hybridfahrzeuge bieten zu wenig spezifisches Einsparungspotential), bleibt den Automobilhersteller*Innen wohl letztlich keine andere Wahl als auch bei geringer Nachfrage nach Elektrofahrzeugen mehr von diesen zu produzieren und die Nachfrage für den Verkauf anzukurbeln. Vorausgesetzt, die Entwicklung hin zu emissionsärmeren Fahrzeugen wird nicht fristgerecht angegangen, ist zu erwarten, dass sich dies in höheren Umstellungskosten für die Hersteller*Innen niederschlagen kann, da sie in einer kürzeren Periode die spezifischen Werte der Flotte senken müssen und dadurch vermehrt Anreize für den Verkauf sowie Kauf durch die Konsument*Innen schaffen müssen ([Europäische Union, 2009](#); [Europäische Union, 2011](#); [Europäische Union, 2014a](#); [Europäische Union, 2014b](#)). Sofern eine Umstellung der Fahrzeugflotte auf 100 % Elektrobetrieb vollzogen wird, würde dies abhängig von der Stromversorgung der Fahrzeuge zu verschiedenen Mitigationspotentialen führen. Wird ein durchschnittlicher österreichischer Strommix herangezogen, wäre der jährliche Wert der Nutzungsphase für die beschriebene Firma 66.156.540 t. Im Verhältnis zu anderen Ländern ist der österreichische Strommix verhältnismäßig „sauber“, würde mit einem deutschen Wert respektive einem niederländischen Wert gerechnet werden, würden sich folgende Zahlen ergeben: 173.283.120 t, 138.357.840 t. Sobald die gesamte verkaufte Flotte rein mit erneuerbarer Energie betrieben werden würde, würde der spezifische Wert noch einmal sinken. Werden die verschiedenen erneuerbaren Energieträger untereinander verglichen, zeigt sich, dass die Wasserkraft (Laufwasser) den besten THG - Fußabdruck aufweist. Danach würde die Windkraft folgen. Zwar hat die „off shore“ Windkraft einen noch geringeren spezifischen

THG – Faktor, aber aufgrund der geographischen Lage vieler Nationalstaaten (bspw. Österreich) kann eine derartige Anlage nicht in Betrieb genommen werden. Wenn die Emissionen der eingekauften Produkte der Firma gesondert betrachtet werden, ist zu erkennen, dass die Emissionen bei einem erneuerbaren Antrieb steigen würden. Durch die geringeren Emissionen der Nutzungsphase ist, abhängig vom Strommix (Ökostrom, Produktionsstrom Österreich) der Gesamttreibhausgasausstoß zwischen 14.000 km und 18.000 km wieder ausgeglichen. Somit wäre die geänderte Antriebsweise emissionsparender. Zwar gibt es derzeit weitere Technologien, die in der Antriebstechnik der Fahrzeuge zum Einsatz kommen könnten, da diese aber noch nicht weit genug entwickelt sind und zu lange zu einer flächendeckenden Marktreife brauchen, werden diese Modelle nur kurz in den nachfolgenden Zeilen dieser Arbeit behandelt.

Erdgas wäre zwar ein potenzieller Kraftstoffkandidat gewesen, die Entwicklung entsprechender Antriebe wurde aber nicht zeitgerecht vollzogen und würde aus heutiger Sicht den anthropogenen Treibhauseffekt nicht effizient genug adressieren. Aufgrund der schon vorhandenen Verfügbarkeit der Elektrotechnik, der Antriebsweise und der höheren Motoreffizienz respektive der zu erwartenden Steigerung der potenziellen Batteriereichweite scheint ein Elektrofahrzeug besser für den Massenverkehr im Themenschwerpunkt der Klimakrise geeignet zu sein ([Wietschel, 2019](#)). Nach derzeitigem Stand der Technik wird Wasserstoff (die Brennstoffzelle) vor allem im Fernverkehr respektive bei langen Streckenverläufen in Zukunft eine größere Rolle einnehmen ([Krutzler et al., 2016](#)). Da die Reichweite für zukünftige LKWs vergleichbar wäre mit der heutigen (mit fossilem Antrieb) sollte hier versucht werden den Umstieg auf „Grünen“ Wasserstoff zu implementieren (vergleiche Abbildung 15). Grüner Wasserstoff wird im Gegensatz zu blauem, grauem und türkischem Wasserstoff zu 100 % aus erneuerbaren Energien produziert und ist somit am THG - sparendsten. Da die Technologie und das dazugehörige Stromangebot aber derzeit noch nicht vorhanden sind, ist als Brückenstoff blauer Wasserstoff eine potenzielle Zwischenlösung. Blauer Wasserstoff wird aus Kohlenwasserstoffen hergestellt (Erdgas) ([Schäuble et al., 2020](#)). Das bei der Produktion anfallende CO₂ wird im Gegensatz zu grauem Wasserstoff, welcher schon heute große Anwendung in der chemischen Industrie findet, durch sogenannte „Carbon Capture and Storage“ Technologien eingefangen und meist in der Lithosphäre gespeichert. Die möglichen THG - Emissionen gelangen dadurch nicht in die Atmosphäre und tragen somit nicht zum Strahlungsantrieb bei. Nachteilig wirkt sich bei vermehrter Produktion vor allem die Speicherkapazität der Lagerstätten aus. Sobald diese voll sind, müssten z.B. aufwendig neue Stätten unterirdisch errichtet werden ([Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2019](#)).

WASSERSTOFF-FARBENLEHRE

Grün, blau, grau oder türkis: Je seinem nach Ursprung trägt Wasserstoff unterschiedliche Namen. Obwohl Wasserstoff stets farbloses Gas ist, geben Farben in der Bezeichnung Auskunft über die Art der Produktion.

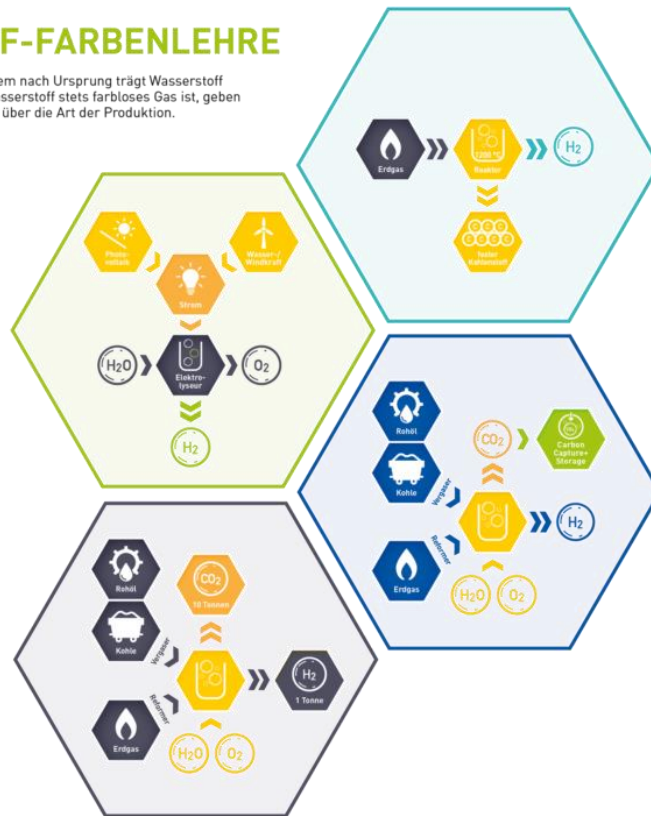
GRÜNER WASSERSTOFF

Grün ist dieser Wasserstoff, weil er durch Nutzung von Erneuerbaren Energien produziert wird. Dabei wird aus Wasser mittels Elektrolyse Wasserstoff erzeugt. Der dafür benötigte Strom kommt aus regenerativen Quellen wie Photovoltaik, Wasser- oder Windkraft. Die Herstellung von Grünem Wasserstoff ist also klimaneutral und CO₂-frei.



GRAUER WASSERSTOFF

Grauer Wasserstoff wird unter Einsatz fossiler Brennstoffe (Kohle, Rohöl, Erdgas) erzeugt. Dabei werden die Rohstoffe unter Hitze in Wasserstoff und CO₂ umgewandelt. Das CO₂ gelangt ungenutzt in die Atmosphäre und wirkt sich negativ auf den Treibhauseffekt aus. Bei der Herstellung von einer Tonne Wasserstoff entstehen bei diesem Verfahren ca. 10 Tonnen CO₂.



TÜRKISER WASSERSTOFF

Türkiser Wasserstoff wird durch das Verfahren der Methanpyrolyse hergestellt. Dabei wird Methan thermisch gespalten und Wasserstoff gewonnen. Der im Methan enthaltene Kohlenstoff (C) wird abgespalten und in fester Form eingelagert. Wenn der Hochtemperaturreaktor mit Energie aus erneuerbaren Quellen versorgt wird, dann ist dieses Verfahren klimaneutral.



BLAUER WASSERSTOFF

Blauer Wasserstoff wird wie Grauer Wasserstoff aus fossilen Brennstoffen erzeugt, allerdings klimaneutral. Denn das CO₂, das bei diesem Prozess entsteht, wird nicht in die Atmosphäre geleitet. Es wird abgespalten und gesondert eingelagert (engl. Carbon Capture and Storage, CCS). Damit ist Blauer Wasserstoff in der Gesamtbilanz als klimaneutral zu betrachten.



Abbildung 15: Verschiedene Arten des Wasserstoffs (Erdgas-Suedwest, 2021)

Türkiser Wasserstoff hingegen benötigt kein Speicherreservoir. Anders als beim blauen und grauen Wasserstoff wird diese Wasserstoffart durch die Spaltung von Methan, also Methanpyrolyse, produziert. Neben dem gewollten Produkt des Wasserstoffs entsteht eine feste Kohlenstoffverbindung. Voraussetzung für eine dauerhafte THG - Neutralität des türkisen Wasserstoffes ist, dass der vorliegende Kohlenstoff in fester Form gebunden bleibt. Potenzielle Anwendungsfelder finden sich zum Beispiel als Einsatzmittel in der Leichtbauindustrie oder in der Batteriefertigung (*Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2020*).

4.2 Emissionsberechnung der Infrastrukturbranche

Mit Stand Dezember 2020 liegen keine THG - Berechnungsvorgaben nach dem „GHG Protocol“ für die Infrastrukturbranche vor. Sofern brancheninterne Berechnungen durchgeführt werden, orientieren sich diese meist an dem allgemeinen Scope 1, 2, 3 Modell, welches durch das „WRI“ und „GHG Protocol“ beschrieben wurde (*GHG Protocol, 2013*). In diesem Sektor erscheint es für Unternehmen auch besonders schwierig eine qualitative Scope 3 Bewertung durchzuführen, da firmenintern oft zu wenig Wissen über THG - Zusammenhänge vorhanden scheint. Zusätzlich bleibt das „GHG Protocol“ bei einer

der wichtigsten Emissionskategorien für Infrastrukturbetriebe, den biogenen Emissionen, vage. Biogene Emissionen sind jene Emissionen, die z.B. durch Landnutzungsänderungen entstehen (*GHG Protocol, s.a.*). Werden global die momentan verfügbaren Daten miteinander verglichen, zeigt sich, dass Landnutzungsänderungen in Gebieten um den Äquator (Regenwald) das größte THG - Potential besitzen (*Li et al., 2017*). Sofern das restliche mit dem 1,5 °C Ziel vereinbare THG - Budget der Erde in die Diskussion miteinbezogen wird scheint es unerlässlich, auch die durch Landnutzungsänderung entstehenden Emissionen mitzuberechnen und somit das mögliche Mitigationpotential genauer aufzuschlüsseln. Der Faktor des biogenen Treibhausgases würde die Möglichkeit bieten, eine realitätsnähere Bewertung von Handlungsalternativen (Biotreibstoff statt fossilen Energien) sowie den tatsächlichen THG - Budgets vorzunehmen (*Ciais et al., 2013*). Nach „GHG Protocol“ sollen biogene Emissionen zwar ausgewiesen werden, jedoch wird gleichzeitig darauf verwiesen, dass nicht ausreichend qualitatives Datenmaterial vorhanden ist um diese in die Emissionsberechnung miteinzubeziehen. Des Weiteren wird empfohlen diese Emissionsquelle nicht in das Firmentreibhausgasbudget (Scope 3) zu integrieren sondern extern auszuweisen. Die Berechnung von biogenem Kohlenstoff wird vor allem für landwirtschaftliche Betriebe empfohlen. Jedoch spielt das biogene Kohlenstoffpotential wohl auch bei weiteren Sektoren und Firmen außerhalb der Landwirtschaft eine Rolle (*GHG Protocol, s.a.*). Rohölfördernde Unternehmen bspw. haben neben den direkten Förderanlagen eine erhöhte Flächeninanspruchnahme durch nötige Gebietserschließungen für die Produktion. Eisenerz abbauende Firmen transformieren große Flächen vor allem in vulnerablen Ökosystemen wie z.B. dem Amazonasregenwald oder dem Erzberg (*Total SE, 2019; Ferreira, Leite, 2015*). Aber auch in städtischen Gebieten kann der biogene Kohlenstoff für dort ansässige Firmen eine Bedeutung haben. Städte treten vermehrt in Gunstlagen auf (Abbildung 16). Durch diese Gegebenheit ist die spezifische „Netto Primär Produktion“ (NPP) meist in solchen Lagen höher als bei reinen Waldflächen. Sofern die einzelne Flächeninanspruchnahme pro Firma erhöht scheint, könnte dies große Auswirkungen auf das potenzielle THG - Budget der einzelnen Institutionen haben (*Neumann et al., 2015*).

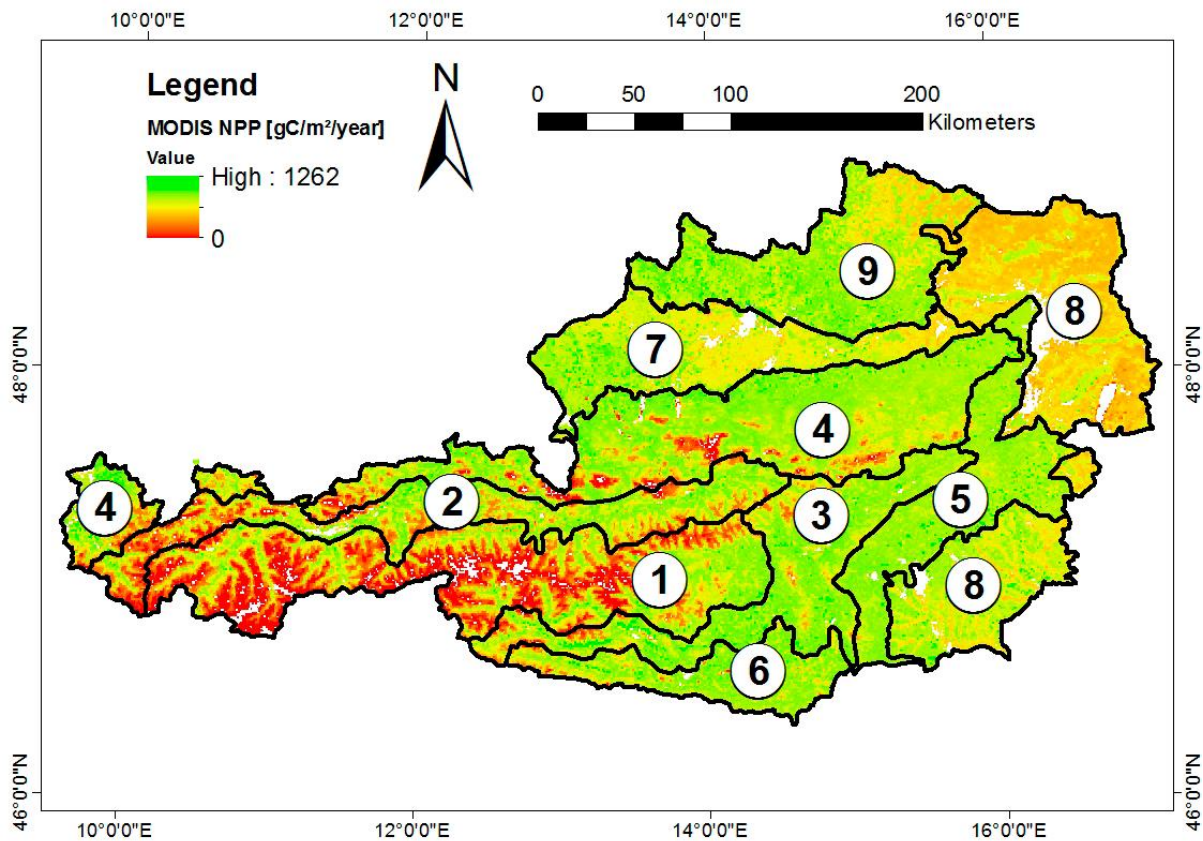


Abbildung 16: NPP für Österreich (Neumann et al., 2015)

4.2.1 Eigenberechnung eines Infrastrukturbetriebes^{1,2}

Da keine anerkannte Guideline in Bezug auf Infrastrukturbetriebe vorhanden ist und die Problematik des biogenen Kohlenstoffreservoirs bis jetzt nicht ausreichend in der wissenschaftlichen Fachliteratur diskutiert wurde, wird neben der zurückgelegten Fahrleistung auf der Beispielstraße auch das potenzielle CO₂ Speicherpotential des Betriebes neu berechnet. Zwar verursacht auch der Bau der Straßen und der erforderlichen Elemente (Leitplanken) Emissionen. Diese sind aber im Verhältnis zu den beiden angesprochenen Neuberechnungskategorien vernachlässigbar (Gschösser & Wallbaum, 2013).

4.2.1.1 Biogenes Kohlenstoffreservoir

Da der Themenkomplex des biogenen Kohlenstoffs als Mitigationsmaßnahme bisher nur in wenigen Publikationen behandelt worden ist, wurde in dieser Arbeit versucht, zwei einfache

¹ Die spezifischen Unternehmenswerte, die zur Berechnung verwendet wurden, sind an Unternehmen der österreichischen Wirtschaft angelehnt

² Aufgrund der Wichtigkeit des teilweisen identen Wirtschaftsprodukts im Vergleich zum Automobilkonzern ist eine Doppelzählung der Emission möglich. Da jedoch Scope 3 die Gesamtemissionsmenge der Lieferkette miteinschließt, ist diese Doppelzählung nicht falsch. Es muss jedoch vermieden werden, die THG - Kennzahlen trans-sektoral zu addieren.

Berechnungsmethoden zu entwickeln, die potenziell von Nachhaltigkeitsbeauftragten aber auch von Studienautor*Innen berücksichtigt werden könnten. Die erste beschriebene Variante basiert auf zwei Flächenkoeffizienten der „Food and Agriculture Organisation“ (FAO). Diese Koeffizienten beschreiben die Emissionsmenge die bei der Umwandlung von Wald in Agrarfläche bzw. bei der Versiegelung von Agrarflächen entsteht. Werden unterschiedliche Länder und geografische Gebiete miteinander verglichen zeigt sich, dass dieser Koeffizient für Länder nahe dem Äquator (Regenwald) am Höchsten ist. Die niedrigsten Werte erzielen Länder, die in Wüstenregionen liegen. Zwar differenziert die FAO ihren berechneten Faktor nach Ländern, aber aufgrund der relativ kleinräumigen Verteilung von Boden und Vegetationstypen könnte die Annahme dieser Durchschnittswerte, zu einer Unter-/Überschätzung für kleinere regionale Flächen führen (vergleiche Abbildung 17) (FAO, 2021a,b; FAO, UNEP, 2020). Da die Spannweite der Koeffizienten sehr groß ist wurde die Berechnung des Kohlenstoffreservoirs für drei Beispielländer durchgeführt: Österreich, sowie Brasilien (aufgrund seiner ausgeprägten Regenwälder) und Sambia (aufgrund der Wüstennähe). Österreich wurde als repräsentativ für die nördlichen mittleren Breiten ausgewählt, da dieses Land in der gemäßigten Klimazone liegt (Kottek et al., 2006). Werden die Emissionsfaktoren der Länder miteinander verglichen zeigt sich, dass der Wert pro ha Flächeninanspruchnahme in einem Intervall zwischen 42 und 1064 t CO₂ / ha liegt (Net Deforestation). Diese Unterschiede erscheinen aufgrund der spezifischen Flora und Fauna in den Beispielländern durchaus realistisch (Kottek et al., 2006; FAO, 2021a,b).

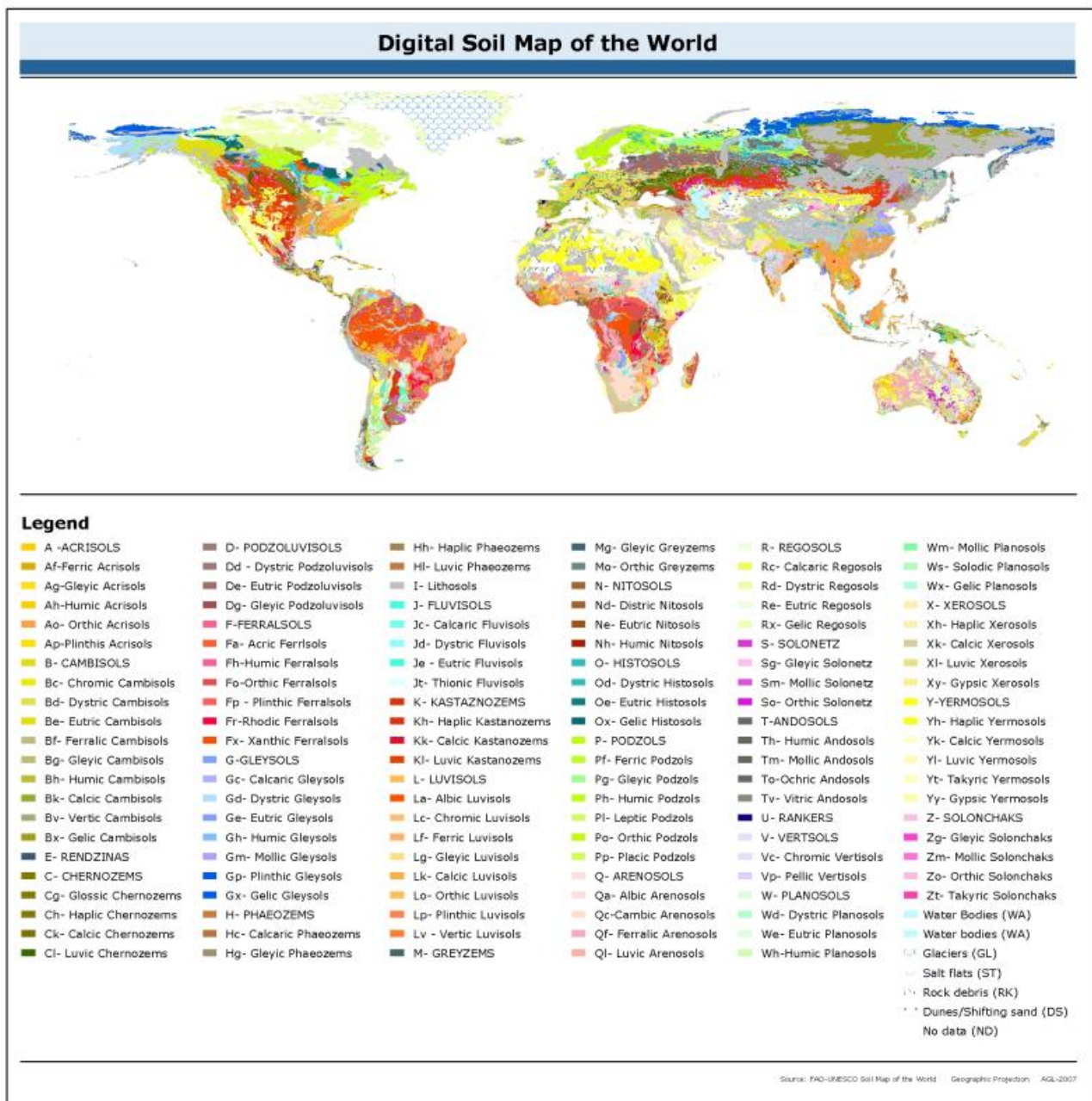


Abbildung 17: Bodentypenkarte (FAO, 2007)

Zur Berechnung der Infrastrukturemissionen wurde in dieser Arbeit von einer Streckenlänge von 2.233 km ausgegangen³ (Wert angelehnt an einen Betrieb der österreichischen Wirtschaft). Da Autobahnen mindestens aus zwei Fahrstreifen bestehen, wurde die gesamte Streckenlänge mit der gleichen Fahrstreifenbreite multipliziert um die Flächeninanspruchnahme zu erheben. Neben den Fahrstreifen wurde noch ein Mindestwert

³ Streckenlänge orientiert sich am Straßennetz der ASFINAG (ASFINAG, 2017)

für den Pannestreifen angenommen. Sofern all diese Faktoren miteinander multipliziert werden ergibt sich eine durchschnittliche Flächeninanspruchnahme von 21,215 km².

$$\text{Flächenverbrauch} = a \times b \quad \text{Gleichung 5.}$$

a ... Streckenlänge

b ... Fahrbahnbreite (inklusive Pannestreifen)

Wird dieser Streckenverbrauch als Basiswert für die weitere Berechnung herangezogen und dieser mit den korrelierenden Emissionsfaktoren nach Ländern der FAO multipliziert, ergeben sich potenzielle Emissionen zwischen rund 24 Mio. t und 68 Mio. t CO₂.

Tabelle 10: Emissionspotential nach FAO für Beispielländer (FAO, 2021a,b)

Emission versiegelte Fläche		
Brasilien	68.401.987	t
Sambia	28.164.987	t
Österreich	24.333.523	t

Da die durch die FAO angegebenen Werte nicht vollständig nachvollzogen werden können, wurde in dieser Arbeit versucht, mit Hilfe der Nettoprimärproduktion (NPP) das zuvor berechnete THG - Potential zu evaluieren (FAO, 2020). Da die Werte des NPP global nicht in einer ausreichenden Qualität vorhanden scheinen, wurde die Berechnung auf Westeuropa beschränkt. Das NPP ist ein Produkt der „Brutto Primär Produktion“ (BPP). Bei der BPP wird die gesamt fixierte Kohlenstoffmenge an autotrophen Organismen in einem Ökosystem bewertet. Durch Abzug der Respiration der Organismen errechnet sich darauffolgend die NPP. Die NPP repräsentiert somit die gesamte produzierte Biomasse, die wiederum ein potentielles Kohlenstofflager widerspiegelt (Neumann, 2016). Die Nettoprimärproduktion (NPP), ist definiert durch die Pflanzenmasse, die jährlich in einem bestimmten Gebiet akkumuliert wird. Normalerweise wird hierbei ein Wert in Gramm Kohlenstoff (C) pro Hektar und Jahr ausgewiesen. Wird die NPP mit der BPP verglichen, ergibt sich ungefähr ein Verhältnis von 1:2. Dies erscheint valide, da die BPP die jährliche Photosynthese Leistung von Pflanzen in bestimmten Gebieten bewertet. Da in etwa die Hälfte der entstandenen Stoffe notwendig ist um den jeweiligen Organismus am Leben zu erhalten, wird von einer Umwandlungseffizienz von zwei ausgegangen (Beer et al., 2010). Hauptfaktoren für den NPP – Haushalt sind die eingehende Sonnenstrahlung, die Temperatur, die Vegetationsdauer sowie die Mineralstoff- und Wasserversorgung. Werden die unterirdische und oberirdische NPP miteinander verglichen zeigt sich, dass etwa 60 % der NPP Leistung oberirdisch abläuft.

Von dieser gesamten oberirdischen NPP ist wiederum nur ein kleiner Teil in einer jährlichen tatsächlichen Kohlenstoffeinlagerung begriffen (Leopoldina, 2013). Sofern bspw. auf landwirtschaftlichen Nutzflächen umsetzungsstarke Arten angebaut werden, übertrifft die jährliche NPP der Landwirtschaft die eines ungenutzten Waldes. Gleichzeitig kann die landwirtschaftliche NPP nicht als potenzielle THG – Mitigationsmaßnahme herangezogen werden, da das produzierte Pflanzenmaterial wieder verarbeitet wird und sich in den meisten Fällen nicht in den Bodenspeicher akkumulieren lässt (Schulze et al., 2010; Schulze et al., 2009). Selbst bei unberührten Naturschutzgebieten (Waldfläche) lässt sich nur knapp ein Viertel der produzierten NPP in nachhaltig verbleibende Strukturen binden (Holz und Wurzelmasse) (Leopoldina, 2013). Die Lichtintensität erscheint als die wichtigste Variable für eine hohe NPP. Dies zeigt sich an den höheren NPP Werten der Wiesen- und Ackerflächen (Schulze et al., 2009). Außerdem sind die berechneten NPP Werte für äquatornahe Gebiete mehr als doppelt so hoch ($1.500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) wie der globale Durchschnitt (vergleiche Abbildung 18, 19), wobei eine quasi stetige Abnahme mit Entfernung vom Äquator beobachtet wird. Werden die durchschnittlichen Werte in der EU miteinander verglichen zeigt sich, dass Wald- und Ackerflächen eine ähnliche NPP haben, wenngleich die NPPs für Wiesenflächen um bis zu 30 % höher sind. Ohne von Menschen geschaffene Veränderungen würde die NPP in Waldflächen rund $430 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ausmachen. Wird bedacht, dass von diesen 430 g nur 25 % direkt im Ökosystem gespeichert werden können, verringert sich der spezifische Wert auf $107,5 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Ohne menschliche Eingriffe in die verschiedenen Ökosystemen würde sich global eine jährliche NPP von $6,5 \cdot 10^{11} \text{ g C a}^{-1}$ (ober- und unterirdisch) ergeben (Leopoldina, 2013). Potenziell könnten somit bis zu 59 Gt an Treibhausgasen aus der Atmosphäre aufgenommen werden (Leopoldina, 2013). Im Vergleich mit der momentanen jährlichen Produktion der THG von rund 49 Gt entspricht dies einer möglichen Reduktionsmenge von 10 Gt der Emissionen pro Jahr (Leopoldina, 2013). Der angenommene Wert von $6,5 \cdot 10^{11} \text{ g C a}^{-1}$ ist aber mit einer großen Schwankungsbreite behaftet, zeigen doch Berechnungen mittels Isotopenaustausch dass die potentielle BPP um bis zu 45 % höher sein könnte als bisher angenommen (Cuntz, 2011). Momentan scheint das potenzielle Kohlenstoffaufnahmepotential der Flora noch nicht vollständig ausgenutzt. Auf deutschen Wiesen und Waldflächen nimmt der Kohlenstoffgehalt zurzeit weiter zu (Leopoldina, 2013). Es bleibt abzuwarten, wann die obere Grenze dieses Potentials erschöpft sein wird. Es ist zwar nicht davon auszugehen, dass der Boden per se nicht mehr aufnahmefähig erscheint, jedoch ist die Fläche aufgrund der Nährstoff- bzw. Wasserverfügbarkeit indirekt in ihrer Aufnahme beschränkt. Zurzeit kumuliert sich auf Wiesen zusätzlich 1 % C pro Jahr. Für Waldflächen in Deutschland ist dieser Wert noch höher. Hier kommen potentiell bis zu 15 % an zusätzlichem Kohlenstoff pro Jahr hinzu. Auf Ackerflächen nimmt das spezifische Kohlenstoff Potential im Jahr um rund 7 % ab (Leopoldina, 2013). Auf lange Sicht scheint

einzig eine nachhaltige Bewirtschaftung von Forstwirtschaften als klimaneutral. Zwar wäre bei nicht menschlicher Nutzung auch die Wiesenfläche womöglich THG – neutral, aber in den meisten Fällen würde sie schon nach verhältnismäßig kurzer Periode verbuschen und verwalden ([Schulze et al., 2009](#); [Ceschia et al., 2010](#)).

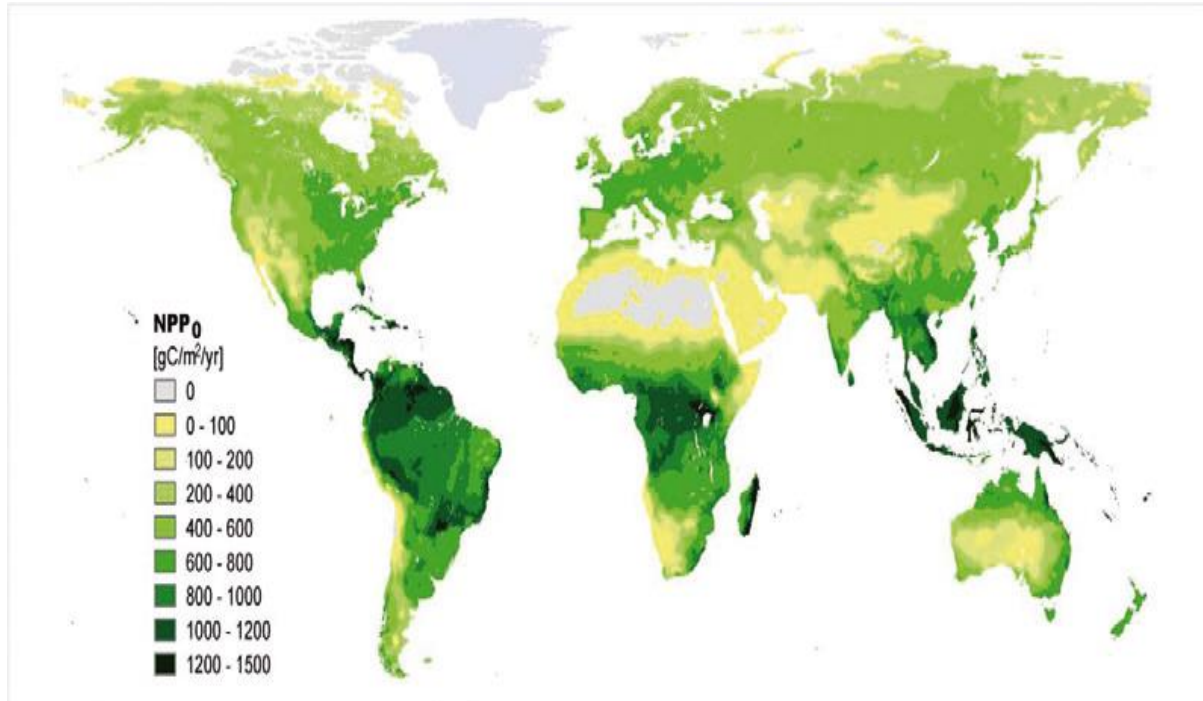


Abbildung 18: NPP nach geografischer Lage global (Leopoldina, 2013)

Eine besonders wichtige Rolle nimmt die NPP für den Kohlenstoffkreislauf ein. Aufgrund der Sauerstoff - Aufnahmefähigkeit des Kohlenstoffs kann eine Umwandlungsrate von 12 : 44 von C : CO₂ angenommen werden (Atommasse: Kohlenstoff = 12, Sauerstoff = 16). Folglich kann durch eine simple Multiplikation mit diesem Term das potenzielle THG - Budget errechnet werden ([Maurer, Zettl, Pinterits, 2017](#)):

$$Emissionspotential = \left[\frac{NPP \times \text{Flächenverbrauch}}{12} \right] \times 44 \quad \text{Gleichung 6.}$$

Durch diese Berechnungsweise ergibt sich für den beispielhaften Verkehrsbetrieb ein potentieller Wert von 18.395 t pro Jahr. Wird von einer durchschnittlichen Nutzungsdauer der Fläche von 50 Jahren ausgegangen, wäre das potentielle Mitigationspotential über diesen Zeithorizont bei 919.782 t (zur vereinfachten Darstellung wurde für die Berechnung des THG - Potentials das abgestorbene Pflanzenmaterial nicht miteinbezogen).

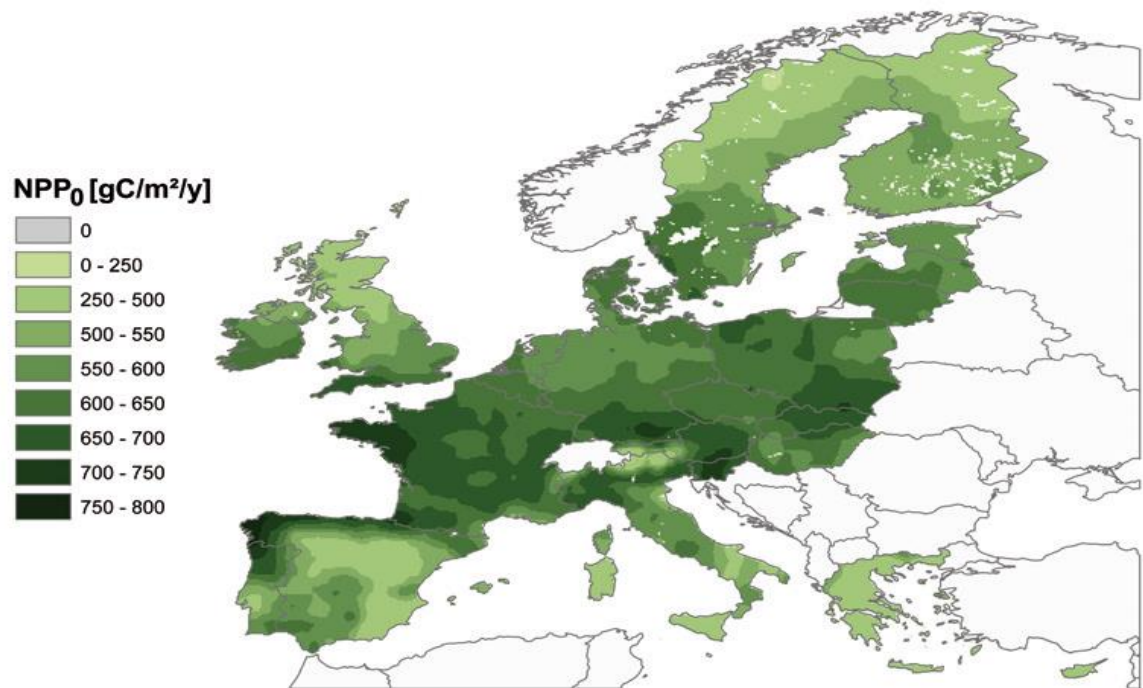


Abbildung 19: NPP für die EU 25 2013 (Leopoldina, 2013)

Im Vergleich hierzu umfasst der gesamte THG - Ausstoß in Österreich basierend auf dem territorialen Berechnungsansatz rund 79 Millionen t THG pro Jahr (Stand 2018) (Anderl et al., 2020).

4.2.1.2 Emissionen des Verkehrs auf der Straße

Da der Verkehr länderübergreifend ein sehr großes THG - Potential besitzt, ist davon auszugehen, dass diese Emissionskategorie den größten Einfluss auf das Emissionsbudget des Infrastrukturbetriebes haben wird (Abbildung 20). Wird der Anteil des globalen Verkehrs betrachtet zeigt sich, dass rund 30 % der CO₂ Emissionen durch diesen verursacht werden (IEA, 2021a).

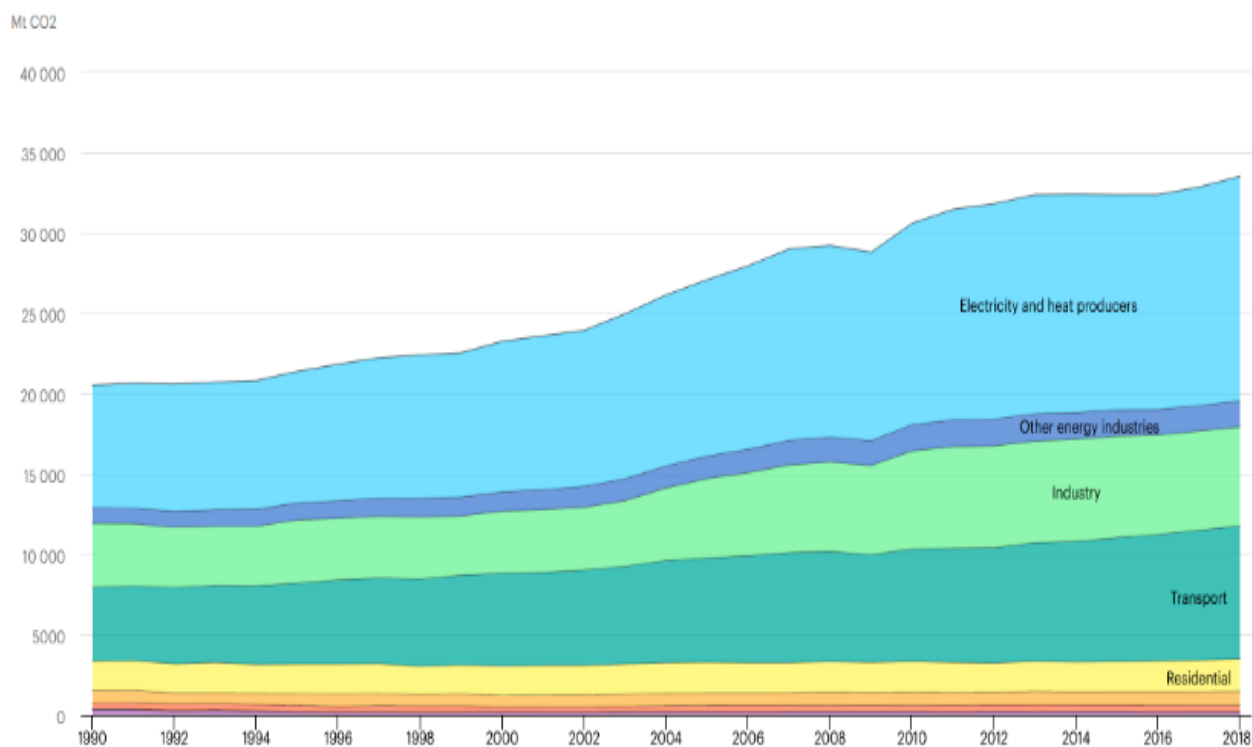


Abbildung 20: Verteilung der globalen Emissionen nach IEA (IEA, 2021a)

Wird der Staat Österreich und seine jährliche THG – Bilanz betrachtet, ist zu erkennen, dass die Steigerung des nationalen THG - Budgets seit den 1990er Jahren fast ausschließlich auf das gesteigerte Aufkommen dieses einzelnen Sektors zurückgeht (Anderl et al., 2020). Wird für die Beispielfirma in diesem Sektor eine durchschnittliche Kilometerlaufleistung von 31,605 Mia. km (Tabelle 11) angenommen zeigt sich, dass die potenzielle Emissionsmenge bei 10.512.450 t liegt (Umweltbundesamt Österreich, 2020a).

Tabelle 11: Verkehrsaufteilung für ein Jahr auf der Straße (nach ASFINAG, 2017)

Verkehrsaufteilung 2019		
KFZ < 3,5 t	27.992.000.000,00	km
KFZ > 3,5 t	3.461.000.000,00	km
Bus	152.000.000,00	km

Die Berechnung der tatsächlichen Emissionsmenge gestaltet sich ähnlich zur vorher beschriebenen Nutzungsphasekalkulation der Automobilproduzent*Innen (vergleiche Kapitel 4.1). Durch die Multiplikation der zurückgelegten Strecke mit dem korrelierenden Emissionsfaktoren kann die THG - Last der PKW-, LKW-, und Busflotte erhoben werden.

Durch eine darauffolgende Summierung dieser Teilergebnisse kann die gesamte THG - Emission eruiert werden. Werden nur die Emissionen des Verkehrs auf den Straßen des Infrastrukturbetriebes mit dem nationalen österreichischen THG - Budget (territorial) verglichen, und angenommen, dass der Beispielbetrieb in Österreich agiert, zeigt sich, dass 13,3 % der Emission von nur einem Betrieb indirekt verursacht werden würden ([Anderl et al., 2020](#)).

$$\text{Emissionsmenge Straßennutzung} = a \times b + c \times d + e \times f \quad \text{Gleichung 7.}$$

- a* ... jährliche Fahrleistung PKW
- b* ... durchschnittlicher Emissionsfaktor eines österreichischen PKWs
- c* ... jährliche Fahrleistung LKW
- d* ... durchschnittlicher Emissionsfaktor eines LKWs
- e* ... jährliche Fahrleistung Bus
- f* ... durchschnittlicher Emissionsfaktor eines Busses

Wird von den durchschnittlichen jährlichen Vignettenverkaufszahlen der ASFINAG ausgegangen zeigt sich, dass potenziell rund 27,8 Mio. PKWs auf den Straßen des Betriebes unterwegs sind ([ASFINAG, 2021](#)). Durch eine Division der gesamten Flächeninanspruchnahme des Unternehmens kann die Fläche erhoben werden, die ein einzelnes Fahrzeug „beansprucht“. Dies würde einer spezifischen Flächeninanspruchnahme von rund 0,76 m² pro KFZ entsprechen. Sofern diese Angabe mit den zugehörigen Variablen der biogenen THG - Berechnung der zweiten Variante verbunden werden würde, würde sich eine Emissionsmenge von 3,01*10⁻¹⁰ t pro Jahr ergeben (vergleiche Kapitel 4.1).

$$\text{Biogenes THG Potential pro PKW} = \left[\frac{\text{NPP} \times \text{Flächenverbrauch eines PKWs}}{12} \right] \times 44 \quad \text{Gleichung 8.}$$

Theoretisch müssten diese Werte auch noch den Automobilproduzent*Innen in ihren biogenen Kohlenstoffbudgets hinzugefügt werden. Werden die Verkaufszahlen des in dieser Arbeit beschriebenen Unternehmens für diese Schätzung herangezogen, würde dies einer potenziellen Emission von 2,4*10⁻³ kg biogenen Ursprungs pro Jahr und PKW entsprechen. Nicht miteinbezogen wird, dass der tatsächliche Straßenverbrauch in der Realität pro PKW nicht ausschließlich auf diesen Flächen von statten geht und daher eher eine Unterschätzung widerspiegelt. Wird die gesamte Straßenverkehrsfläche in Österreich (1983 km²) mit dieser Methodik auf ihr biogenes THG - Potential erhoben, würde dies einer jährlichen Emission von

2.036.236,42 t entsprechen ([Umweltbundesamt Österreich, 2019c](#); [Pers. Kontakt, Prokop, 2021](#)).

4.2.1.3 Vergleich mit einem Schienenverkehrsbetrieb

Werden die errechneten Kennzahlen (gesamte Straßenverkehrsfläche Österreichs, verkaufte Vignetten) mit einem Schienenverkehrsbetrieb verglichen (Bahninfrastruktur), zeigt sich, dass die Mobilitätsvariante mit Autostraßen pro Nutzer*In verhältnismäßig THG intensiv ist ([Umweltbundesamt Österreich, 2020b,c](#)). Um einen Vergleich zielgerichtet durchführen zu können, scheint es unerlässlich nicht davon auszugehen, dass ein Straßen PKW gleich einer Person des Bahnverkehrs entspricht. Laut österreichischem Umweltbundesamt ist der durchschnittliche Besetzungsgrad eines Fahrzeuges bei rund 1,4 Personen. Wenn die angenommene PKW Belastung pro Jahr mit diesem Faktor korrigiert wird, kann ein Zugbeförderungsäquivalent errechnet werden. Ohne Einbezug dieses Faktors wäre eine Unterschätzung des tatsächlichen Personenaufkommens bei der Bahnverbindung gegeben, die einen direkten Vergleich der potenziellen Emissionsmengen erschweren würde.

$$\textit{tatsächliches Fahrgastaufkommen} = \textit{PKW Anzahl} \times \textit{Personenkorrekturfaktor}$$

Gleichung 9.

Gleiches gilt für die Berechnung des biogenen Kohlenstoffpotentials. Um von der Flächeninanspruchnahme pro PKW auf die pro Person bezogene Menge zu gelangen, muss die Berechnung um den Faktor des Besetzungsgrades erweitert werden. Erst dann ist eine Vergleichbarkeit der Daten gegeben.

$$\textit{Vergleichsflächenverbrauch} = \frac{a}{\left(\frac{b}{c}\right)} \quad \text{Gleichung 10.}$$

a ... gesamte Flächeninanspruchnahme

b ... jährliche Passagierzahl

c ... Besetzungsgrad PKW

Sofern von diesen angepassten Gleichungen ausgegangen wird, läge der biogene Ausstoß eines Bahnreisenden bei 0,02 t im Vergleich zu 1,24 t pro Person für biogene Emissionen des Straßenverkehrs in Österreich ([OEBB, 2019](#); [Schienencontrol, s.a.](#); [Pers. Kontakt, Prokop, 2021](#); [Statistik Austria, 2019](#)).

4.2.2 Potentielles Einsparungspotential des Betriebes

Der größte Emissionstreiber in dieser Branche scheint nur durch Anstrengungen dieser, nicht nachhaltig veränderbar. Um die Emissionen der Fahrzeuge auf der Straße zu reduzieren braucht es verschiedene Maßnahmenpakete von Seiten der Regierungen, der Automobilhersteller*Innen, und der Betreiber*Innen, welche die richtige Rahmeninfrastruktur zu Verfügung stellen müssen (flächendeckendes Tankstellennetz Elektro und Wasserstoff) (*Krutzler et al., 2016*). Die Bereitstellung der passenden Infrastruktur durch das Unternehmen ist das größte individuelle THG – Potential, welches die / der Betreiber*In von sich aus initiieren könnte. Zwar würde die Einführung eines Tempolimits (z.B. 100 km / h) das größte Potential bieten, dies ist aber von der angewandten Gesetzgebung abhängig. Laut österreichischem Umweltbundesamt würde eine flächendeckende Geschwindigkeitsbeschränkung auf österreichischen Autobahnen die THG - Emissionen deutlich reduzieren (*Umweltbundesamt Österreich, 2021c*). Tempo 140 (km / h), wie es noch unter der letzten österreichischen Bundesregierung getestet wurde hat in betroffenen Streckenabschnitten zu einer potenziellen Erhöhung des THG - Ausstoßes zwischen 1 - 2 % geführt, wobei diese Berechnung eine Unterschätzung des tatsächlichen Emissionspotentials für PKWs vermuten lässt, da das Tempolimit nicht von LKWs genutzt werden konnte (*ASFINAG, 2019a*). Im Gegensatz dazu würden durch Tempo 100 (km / h) die spezifischen Emissionen pro km Laufleistung von 154 auf 138 Gramm sinken (*Umweltbundesamt Österreich, 2021c*). Speziell für Österreich sollten noch weitere Maßnahmen ergriffen werden, um den Tanktourismus einzudämmen (Abbildung 21). Werden die gesamt THG - Emissionen von Österreich betrachtet, ist zu erkennen, dass bis zu 5,6 Mio. t alleine von dieser Quelle stammen (*Umweltbundesamt Österreich, 2016*). Betriebe dieser Branche könnten versuchen, ihr Emissionsauswirkungen, bspw. durch Wiederaufforstungsprojekte zu kompensieren. THG - Kompensation wird heute schon von vielen Unternehmen betrieben und könnte genau in den Scope 3 Kategorien, wo kein oder nur ein geringes Einsparungspotential vorhanden scheint (z.B. Zementindustrie) einen gewissen Ausgleich schaffen und die Umstellungsperiode des Unternehmens auf emissionsärmere Technologien verlängern (*Wolters, Schaller, Götz, 2018*). Gleichzeitig muss bei dieser Art des THG - Managements darauf geachtet werden, kein „Greenwashing“ zu betreiben. Der Markt der Emissionskompensation ist durch zahlreiche Anbieter*Innen gekennzeichnet, jedoch nicht alle führen die Berechnungen nach modernen wissenschaftlichen Standards durch (*Umweltbundesamt Deutschland, 2021a*).

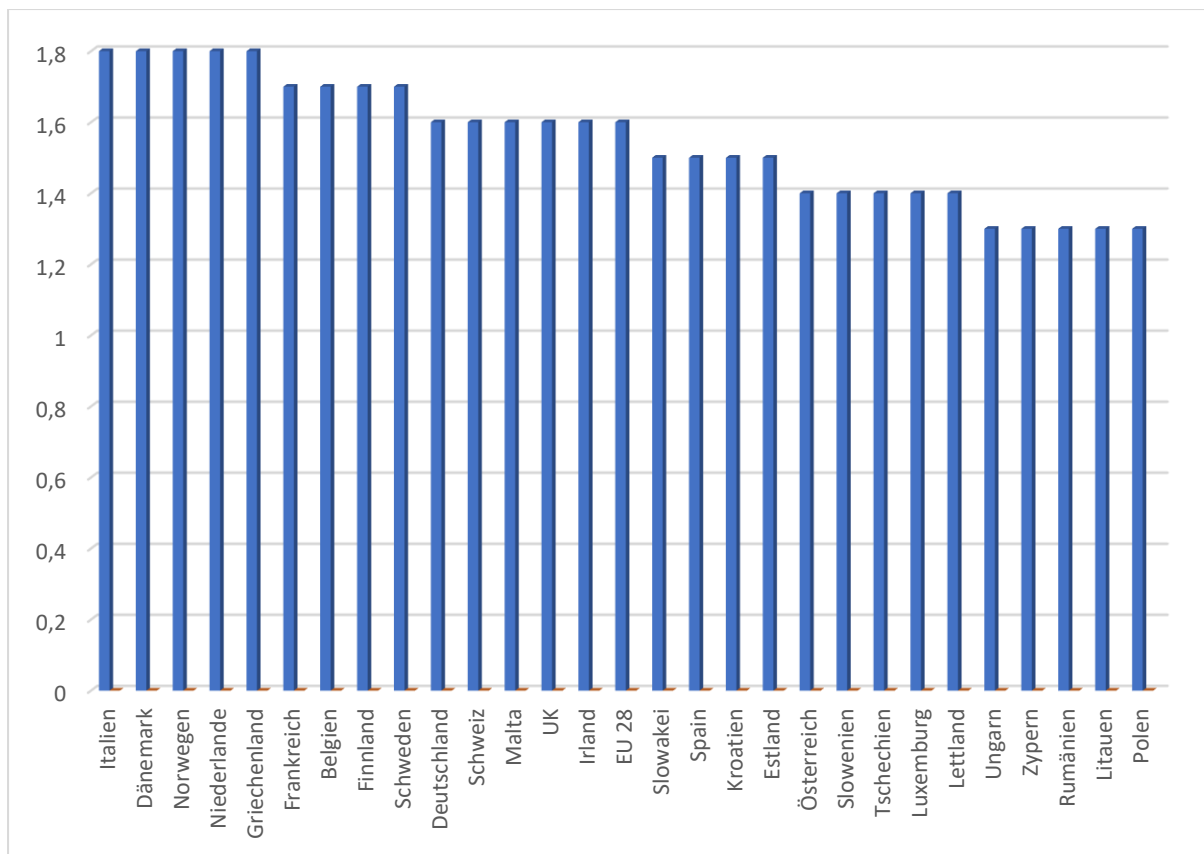


Abbildung 21: Preis pro Liter Benzin (in Euro) in ausgewählten Ländern (IEA, 2021b)

Wenn die Maßnahmen zur Umstellung der individuellen Mobilität laut Vorschlag des Umweltbundesamt („Strategie erneuerbare Energie“) umgesetzt werden würden (ausgeschlossen der Kompensation), würde sich ein drastisches Einsparungspotential im Verkehrswesen ergeben. Die THG - Emissionen könnten in diesem Bereich dann auf bis zu 0,1 Mio. t im Jahr 2050 sinken, was einer Reduktion der THG - Emissionen um rund 98 % im Vergleich zum Jahr 2005 (24,9 Mio. t THG) entspricht ([Krutzler et al., 2016](#)).

4.3 Emissionsberechnung der Flughäfen

Die Berechnungsmethodik des spezifischen THG - Inventars für Flughäfen setzt sich derzeit aus den (direkten) Scope 1 und den (indirekten) Scope 2 Emissionen zusammen. Ergänzend werden je nach Erhebungsweise und aufgewandten Ressourcen einzelne Scope 3 Kategorien kalkuliert (wie beispielsweise Dienstreisen, oder die Pendelbewegungen des Flughafenpersonals). Sofern der Flugverkehr (von betroffenen Unternehmen) genauer analysiert wird, wird vorwiegend der „Landing and Take Off“ Zyklus (LTO) für die Kalkulation des Flughafenemissionsinventars herangezogen (vergleiche Abbildung 22) ([Airport Carbon Accreditation, 2020](#); [Flughafen Wien, 2018](#); [ACI, 2009](#); [ACI, 2021](#)). Der LTO Zyklus setzt sich aus verschiedenen Annahmen zusammen: alle Flugzeuge, welche starten und landen, zählen

hinsichtlich der ausgestoßenen THG bis 953 Metern Höhe zum Emissionsinventar des Flughafens. Sofern diese Höhenangabe überschritten wird, werden die anfallenden Emissionen den jeweiligen Fluglinien als Scope 1 Emissionen zugerechnet, aber nicht mehr dem Flughafen ([Graichen, Gores, Herold, 2010](#)).

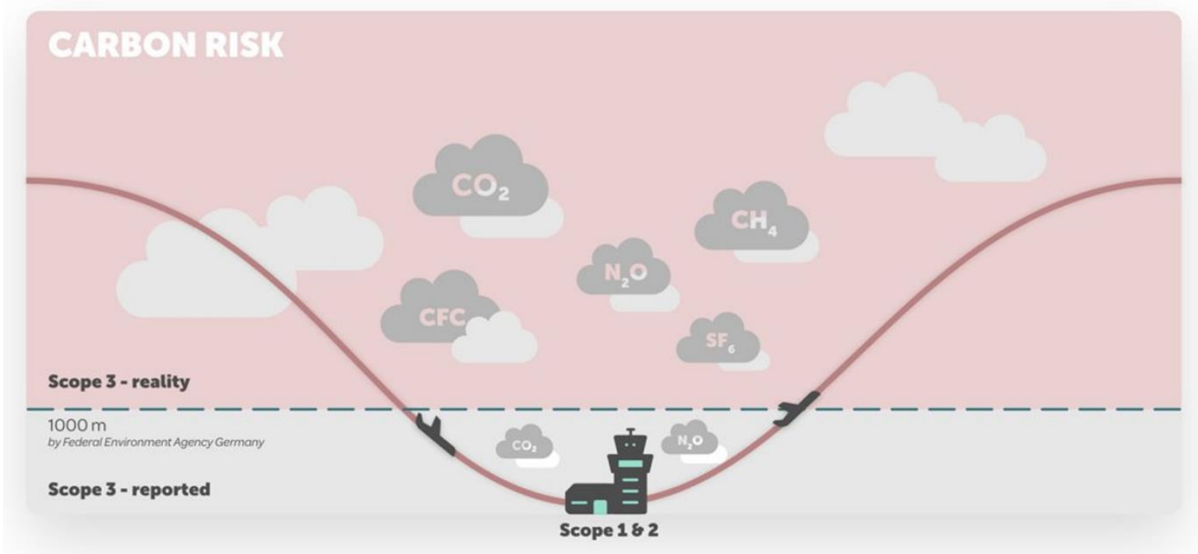


Abbildung 22: Momentane THG - Kalkulation von den meisten Flughäfen ([Greenalpha, 2021](#))

Um die Emissionen jedoch der / dem Verursacher*In zuzuordnen, sollten auch die gesamten durch den Flug verursachten THG - Emissionen dem Flughafen als Scope 3.11 zugeordnet werden. Dies wird zwar von der Industrie zum Teil in Frage gestellt, jedoch wäre ein Flugverkehr, wie er heute durchgeführt wird ohne Flughafen nicht möglich. Durch diese Abhängigkeit von der benötigten Infrastruktur sollten alle abgehenden und ankommenden Flüge in das THG - Inventar von Flughäfen integriert werden ([Federal Aviation Administration, 2021](#)). In der in dieser Arbeit angewandten Methodik wurden dem Startflughafen die jeweiligen Flugemissionen nach Flugphase und Flughöhe bis zur Landung auf einem anderen Flughafen zugeteilt. Der momentan umgesetzte (freiwillige) Berechnungsansatz der THG – Emissionen führt bei einem Vergleich mit der tatsächlichen Flugemission zu einer Unterschätzung der THG – Bilanz ([Umweltbundesamt, 2019b](#)). Sofern der momentane Berechnungsansatz der meisten Flughäfen nicht verändert wird, scheint es nicht möglich, die potenziellen Auswirkungen möglicher Steuerungsmaßnahmen mit dem Ziel der THG - Reduktion umfassend zu evaluieren ([Flughafen Wien, 2018](#); [Fraport, 2020](#)). Gleichzeitig verbleibt es unwahrscheinlich, dass Regulierungen direkte Auswirkungen auf die Betriebe haben werden, da der Flughafen nicht direkt fossile Treibstoffe in der Luft verbrennt

(*Europäische Kommission, 2020*). Es sollte ein veränderter Berechnungsansatz für Flughäfen, wie z.B. in Empfehlung des „GHG Protocols“ publiziert, staatlich/- zivilgesellschaftlich gefordert werden, um eine mögliche Veränderung der THG - Bilanzierung zu implementieren. Zwar wären durch mögliche Verordnungen in diesem Bereich schnell bindende Qualitätsstufen zu erreichen, jedoch müsste allein auf Grund der allgemeinen Glaubwürdigkeit auch die Berechnungslogiken der Nationalstaaten für den Flugverkehr verändert werden (hin zu konsumbasierten Emissionen und zur genauen Erfassung der internationalen Bunker) (*Steininger et al., 2018*). Für die EU hätte dies mehrere Auswirkungen, so sind z.B. Fluglinien zwar heute schon im EU Emissionshandelssystem (ETS) erfasst (Inlandsflüge), jedoch wird hierfür nur die Kerosinmenge auf THG umgerechnet ohne den flugspezifischen „Radiative Forcing Index“ oder „Emission Weighting Factor“ zu berücksichtigen (*Europäische Union, 2008*). Es ist aber wissenschaftlich eingehend belegt, dass sich die Bestandteile der Abgase der Treibstoffverbrennung in unterschiedlichen Atmosphärenschichten unterschiedlich stark auf den Strahlungshaushalt und somit den Beitrag zum Klimawandel auswirken. Da der Treibstoff der Flugzeuge neben reinem Kerosin noch andere klimawirksame Bestandteile enthält, ist der „Radiative Forcing Index“ (RFI) auch in Bodennähe immer > 1 (*Fahey, 2008*). Da die meisten Flughäfen in der EU in zumindest teilweise Staatsbesitz sind, erscheint eine Veränderung hin zu mehr THG - Transparenz unwahrscheinlich, solange nicht auch die Richtlinien im EU ETS angepasst werden (*Magistratsabteilung 5, 2017*). Werden die einzelnen Scopes (1, 2, 3) für Flughäfen miteinander verglichen zeigt sich, dass selbst bei von Flughäfen selbstberechneten Scope 3 Werten diese den größten Anteil am THG – Budget des Betriebs aufweisen (*Bundesministerium der Finanzen, 2017; Flughafen Wien, 2018; Fraport, 2020*).

4.3.1 Eigenberechnung eines Flughafens⁴

Da der momentan praktizierte THG - Berechnungsansatz für Flughäfen nur einen Teil der tatsächlich emittierten Emissionen berücksichtigt, wurde in dieser Arbeit versucht, die gesamte Klimawirksamkeit des Flugverkehrs für einen fiktiven Betrieb zu bestimmen. Hierfür wurde von einem fiktiven Flughafen, gelegen im Südwestfriedhof, in 1120 Wien ausgegangen (Abbildung 23), dessen fiktiver Flugplan in Annex III⁵ beschrieben ist. Da aufgrund der Zusammensetzung des Flugzeugtreibstoffes nicht nur das implementierte CO₂ bei der Verbrennung klimawirksam erscheint, wurde versucht, die verbrannte Treibstoffmenge je

⁴ Die spezifischen Unternehmenswerte die zur Berechnung verwendet wurden, sind an Unternehmen der österreichischen Wirtschaft angelehnt

⁵ Der fiktive Flugplan wurde abgeleitet vom Sommerflugplan des Flughafen Wiens (Flughafen Wien, 2019)

nach Höhenlage mit den akkuraten RFI und EWF Werten zu berechnen (*Umweltbundesamt Deutschland, 2012; Jungbluth & Meili, 2018*).

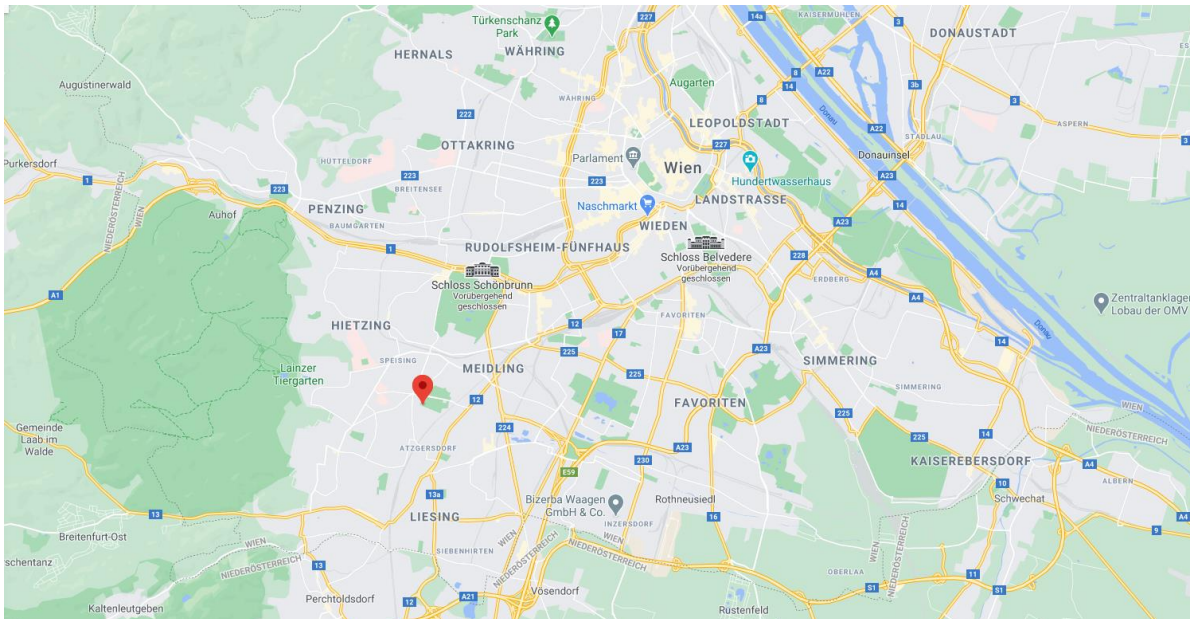


Abbildung 23: Lage fiktiver Flughafen Emil Behring Weg (Google, 2021)

Auf den ersten Blick scheint der THG - Ausstoß der Branche marginal im Vergleich zu anderen Sektoren (z.B. Straßenverkehr). Global ist der Flugverkehr für 2,4 % der anthropogen ausgestoßenen Treibhausgase verantwortlich. Wird das RFI auf diese Daten angewandt, würde sich der internationale Flugverkehr für bis zu 10 % der globalen Treibhausgasemissionen verantwortlich zeichnen (*Graver, Zhang, Rutherford, 2019*). Werden die beförderten Personenzahlen dazu ins Verhältnis gesetzt, zeigt sich, dass der Flugverkehr das mit Abstand klimaschädlichste Massenfortbewegungsmittel ist (*Graver, Zhang, Rutherford, 2019*).

4.3.1.1 Radiative Forcing Index (RFI)

Durch die chemische Zusammensetzung des eingesetzten Treibstoffes werden neben CO₂ zusätzlich Sulfate, Ruß, Wasser und Methan freigesetzt, sowie durch chemische Reaktionen Ozon produziert und Wolken gebildet. Da diese Verbindungen eine kurze Lebenszeit besitzen, in dieser aber verstärkt klimawirksam sind (je mehr Treibhausgase in der Atmosphäre vorkommen desto höher ist das potenzielle RFI) hat das „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) bereits 1999 empfohlen, eine RFI Variable im Flugverkehr zu implementieren (*Ban – Weiss et al., 2011; Penner et al., 1999*). Der RFI ist ein einfaches Verhältnis zwischen „radiative forcing“ der nicht CO₂ - Effekte und dem CO₂ - Ausstoß der letzten 50 Jahre. Schon für das Jahr 1992 wurde ein RFI zwischen 2 – 4 angenommen. Ruß ist zwar per se nicht direkt

klimaschädlich, weist jedoch über seinen Effekt auf die Bildung von „Contrails“ deutliche Klimawirkung aus. Um die potentiellen THG - Effekte der einzelnen Beiträge widerzuspiegeln, wird die tatsächliche entstandenen THG - Menge mit dem jeweiligen Faktor multipliziert (*Grassl & Brockhagen, 2007*).

$$THG\ total = verbrannter\ Treibstoff \times CO2\ Faktor \times RFI \quad \text{Gleichung 11.}$$

Aufgrund der Höhenabhängigkeit der einzelnen Effekte, vor allem der Wolkenbildung, werden verschiedene RFI Faktoren je nach Höhenlinie unterschieden. Die ungefähre Grenze der unterschiedlichen RFIs wird an der Obergrenze der Troposphäre (Tropopause bis Stratosphäre) angenommen. Diese Grenze verläuft im Mittel auf einer Höhe von ca. 11 km. Diese Höhe wird bevorzugt vom Flugverkehr verwendet, aufgrund geringeren Luftwiderstands, reduzierten Kerosinverbrauchs und der Möglichkeit höherer Fluggeschwindigkeiten. Da jedoch ein höherer RFI ab der oberen Troposphäre angenommen wird, ist diese strategische Flugplanung verstärkt klimawirksam (*Ioannidou, Vasileiadis, Melas, 2014*).

Tabelle 12: Radiative Forcing im Flugverkehr

Forcing							
Literatur	CO ₂ Kohlendioxid	O ₃ Ozon	CH ₄ Methan	H ₂ O Wasserdampf	Contrails Kondensstreifen	SO ₄ Sulfate	Soot Ruß
Lee et al., 2009a	40,80	40,60	-19,20	4,00	20,20	-7,00	5,00
Lee et al., 2009b	28,00	26,30	-12,50	2,80	11,80	-4,80	3,50
Grassl & Brockhagen, 2007	25,00	12,00		0,00	0,00	0,00	1,00
Cirrus					RFI		
Literatur	Low	Mean	High	Jahr	Low	Mean	High
Lee et al., 2009a	16,00	47,00	125,00	2020	2,46	3,22	5,13
Lee et al., 2009b	11,00	33,00	87,00	2005	2,36	3,15	5,08
Grassl & Brockhagen, 2007	10,00	30,00	80,00	2000	1,92	2,72	4,72

Die verschiedenen RFI Werte in der Fachliteratur schwanken zwischen 1,9 und 8,5 (*Grassl & Brockhagen, 2007; Jungbluth & Meili, 2018*). Da die meisten Berechnungen des spezifischen RFIs aus den Jahren zwischen 1999 und 2007 stammen, wurden bei der Berechnung dieser

Arbeit Werte von Lee et al., (2009) angenommen, die zwar für das Jahr 2007 berechnet, aber für das Jahr 2020 extrapoliert wurden. Der Faktor für die individuelle Berechnung beträgt 2,46 für Höhen der tieferen Flugphasen und 5,12 für die Flugphase in der Stratosphäre. Da der RFI auf 50 Jahre gerechnet wird, ist ein direkter Vergleich dieser Emissionen mit anderen „Global Warming Potentials“ bzw. auch Scope 3 Kategorien nur erschwert möglich. Um den für die Berechnung notwendigen Zeitfaktor richtig zu bewerten, wurde in dieser Arbeit der Emissionsgewichtungsfaktor (englisch: Emission Weighting Factor) herangezogen (Lee et al., 2009a; Lee et al., 2009b).

4.3.1.2 Emissionsgewichtungsfaktor (EWF)

Der EWF ist eine Art GWP für den Flugverkehr. Zur Beurteilung der Klimawirksamkeit wird hierbei die zukünftige Entwicklung der Strahlungsbilanz bewertet, und unabhängig von der ausgestoßenen THG - Menge in den zu berücksichtigten Perioden einzig der jeweilige Impuls des CO₂ - und nicht CO₂ - Ausstoßes miteinander verglichen. Normalerweise wird hierbei ein Zeithorizont in der Berechnung von 100 Jahren angenommen (Cox & Althaus, 2019). Dieser Zeitwert ist übereinstimmend mit den Berechnungsvarianten der spezifischen GWPs. Durch Ansetzen einer längeren Emissionswirksamkeitsperiode, ist der EWF niedriger als der RFI. Der EWF beträgt über einen Zeitrahmen für 100 Jahre in der unteren Atmosphärenschicht 1,2 und in höheren Schichten bis zu 3,56 (Grassl & Brockhagen, 2007).

Tabelle 13: Emission Weighting Factor für den Flugverkehr

EWF			
Literatur	Low	Mean	High
Cox & Althaus, 2019	1,31	2,01	3,56
Grassl & Brockhagen, 2007	1,2	1,6	2,7

Der EWF scheint für eine langfristige Betrachtungsweise genauer als der RFI, da Effekte wie die induzierte Wolkenbildung üblicherweise nur im Zeitbereich von Minuten bis Stunden, manchmal Tage nach der tatsächlichen Emission auftreten (Fischer et al., 2009). Sofern die einzelnen Faktoren über den identen Zeithorizont miteinander verglichen werden, ist zu erkennen, dass sich der RFI und der EWF sehr ähnlich sind. Durch eine kürzere Verweildauer in höheren Schichten der Atmosphäre ist der spezifisch angewandte RFI / EWF über die gesamte Flugdauer niedriger. Die Berechnung der THG – Emission mittels EWF stellt sich gleich dar, wie die Berechnung nach dem RFI (Grassl & Brockhagen, 2007).

$$THG\ total = \text{verbrannter Treibstoff} \times CO2\ Faktor \times EWF$$

Gleichung 12.

Da der EWF niedriger ist als der RFI, ist die totale THG - Emission pro Flug geringer. Aufgrund der Annahme des 100 - jährigen Zeithorizonts kann das Endergebnis potenziell leichter mit anderen Life Cycle Assessment Daten (bspw. anderen Verkehrsmittel) verglichen werden (Cox & Althaus, 2019).

4.3.1.3 Flugphasen

Damit verschiedene Flugdistanzen in dieser Arbeit individuell bewertet werden können, wird ein Flug in mehrere, für diese Arbeit verallgemeinerte, Flugphasen unterteilt. Neben der An-/ Abfahrt zur Start - und Landebahn differenziert die „European Environment Agency“ EEA den Flug in fünf weitere Bestandteile: „Take Off / Climb out, Climb, Cruise, Descent und Approach“. Anhand dieser Phasenaufteilung ist zu erkennen, dass üblicherweise drei Phasen von Flughäfen nicht in ihre Scope Berechnung eingeschlossen werden (Climb Out, Cruise und Teile vom Descent über 1000 m) (vergleiche Abbildung 24) (Winther et al., 2019). Da die spezifischen Verbrauchswerte der Flugzeuge nach der „European Union Aviation Safety Agency“ EASA in der Landungsphase nicht differenziert werden (keine Unterscheidung zwischen > 1000 m <) kann der exakte Ausstoß eines Flughafens (nach dem momentanen Berechnungsansatz) nicht validiert werden (EASA, 2021a). Im Vergleich zu den Angaben der EASA arbeitet die „International Civil Aviation Organization“ ICAO zwar mit denselben Flugphasen, teilt diese jedoch in weitere Subphasen auf. Die Taxi In / Out Phase bspw. wird in 13 weitere Subkategorien unterschieden. Alle diese Subphasen wiederum haben verschiedene parametrisierte Motoreneinstellungen sowie Aufgliederungen (ICAO, s.a.). Laut Europäischer Union (EU) gibt es während eines Fluges (inklusive Start und Landung) sieben kritische Flugphasen für ein Flugzeug, und sechs für einen Helikopter. Die kritischen Flugphasen in Bezug auf ein Flugzeug sind: „Take Off Run, Take Off Flight Path, Final Approach, Missed Approach, Landing, Landing Roll.“ Wenn diese Phasen miteinander verglichen werden, zeigt sich, dass sie allesamt in den Start - und Landephase eines Fluges vorzufinden sind (Europäische Union, 2012). Wird die zeitliche Aufteilung der verschiedenen normalen Flugphasen miteinander verglichen, zeigt sich, dass die Cruise Phase im Schnitt am längsten dauert. Der Sinkflug bis 1000 m dauert rund 20 min und ist damit etwa doppelt so lang wie das „Climb Out“. Auch die Landephase < 1000 m dauert knapp doppelt so lang wie die vergleichbare Startphase (Turgut, Usanmaz, Rosen, 2013).

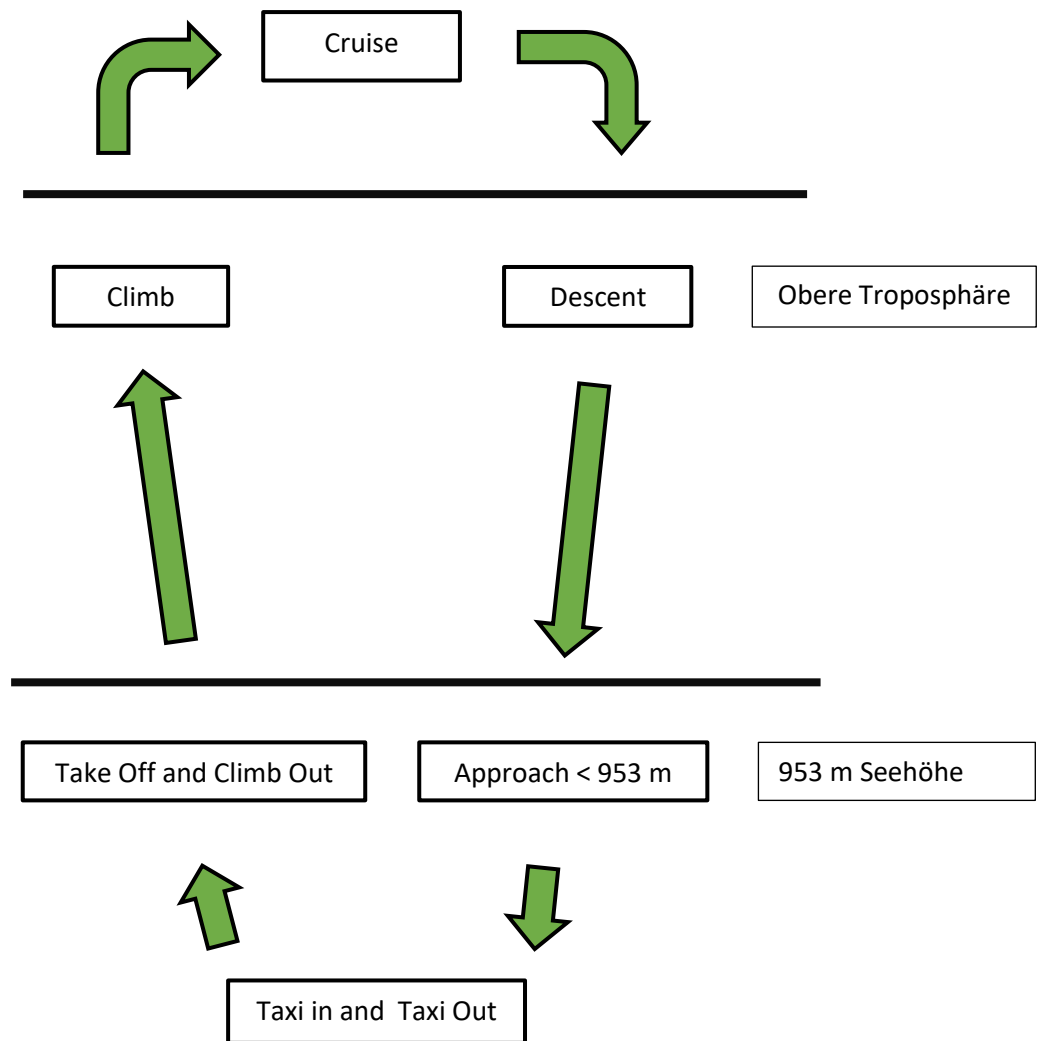


Abbildung 24: Bewertete Flugphasen (eigene Darstellung)

Da das Taxi In und Taxi Out keine Berücksichtigung unter der EASA in der jeweiligen Verbrauchsstatistik gefunden hat, wurden in dieser Arbeit die Werte der Fachpublikationen nach Nikoleris, Gupta, und Kistler angenommen ([Nikoleris et al., 2011](#)). Werden die einzelnen Phasen miteinander verglichen (ausgenommen Cruise), ist zu erkennen, dass Descent 46 %, Taxi In / Out 29 %, Take Off / Climb / Climb Out 25 % der Flugdauer ausmachen. Die Flugdauer per se spiegelt jedoch nur unzureichend die tatsächlichen Emissionen pro Flugphase wider, findet doch bei der kürzesten Flugphase der größte spezifische Verbrauch statt (Take Off and Climb) ([EASA, 2021a](#); [Turgut, Usanmaz, Rosen, 2013](#); [Nikoleris et al., 2011](#)). Problematisch in Bezug auf eine qualitative Berechnung des RFI je Flugphase erscheint die vom Breitengrad abhängige Vertikalstruktur der Atmosphäre. Dadurch erreichen Flugzeuge mit steigendem Breitengrad früher höhere Atmosphärenschichten, die verstärkt klimawirksam sind. Es ist angemerkt, dass diese Abhängigkeit zur Vereinfachung in dieser Arbeit vernachlässigt wurde. Da in dieser Arbeit zwar nach Flugdistanz, nicht aber nach Phasenlänge (der einzelnen Flüge) differenziert wird, erreichen 19 Flugziele eine negative

Cruise Zeit und damit einhergehend eine Negativemission in dieser Flugphase (rund 13 % aller Flüge). Dies kommt bei allen Flügen unter einer Distanz < 490 km vor. Da kein qualitatives Datenmaterial in Bezug auf die Veränderung der einzelnen Flugphasen in der wissenschaftlichen Literatur vorhanden scheint, wurde die negative Cruiseemission aus der Endberechnung exkludiert. Des Weiteren wurde derselbe LTO (Landing and Take Off) Zyklus angenommen wie bei den anderen Flügen. Es ist nicht davon auszugehen, dass diese Veränderung große Auswirkungen auf das Endergebnis haben wird, da in den Phasen ohne Cruise allgemein ein niedrigerer RFI und die kleinste Flugzeugklasse angenommen wird. Nichtsdestotrotz verbleibt hier eine Datenunsicherheit, da im Detail nicht bekannt ist in welchen Höhen die Flugzeuge sowie die einzelnen Flugrouten verlaufen.

4.3.1.4 Flugzeugtypen der verschiedenen Strecken

Je nach Streckenprofil und spezifischen Anforderungen an das Flugzeug selbst, werden drei verschiedene Flugzeugtypen unterschieden: Kurz-, Mittel-, und Langstreckenflugzeuge ([Wilkerson et al., 2004](#)). Aufgrund der leichteren Zugänglichkeit der technischen Datenblätter, respektive der publizierten Qualität der Datenblätter weiterer Kurzstrecken-, Mittelstrecken-, sowie Langstreckenflugzeuge, wurden exemplarisch für diese Arbeit die nachfolgend angeführten Flugzeugtypen und Motoren zur Berechnung herangezogen ([Boeing, 2021a](#); [Airbus, 2021](#)). Das Kurzstreckenflugzeug ist eine Boeing 717 - 200 mit einem BR700-715A1-30 Motor ([Boeing, 2021b](#); [Delta, 2021a](#)). Die angenommene maximale Flugdistanz dieses Flugzeugtyps beträgt ausgelastet 2.430 km bei einer Höchstgeschwindigkeit von 811 km / h ([EASA, 2021a](#); [Delta, 2021a](#)). Da auf der Plattform der EASA genaue Angaben des spezifischen Verbrauchs pro Flugphase gemacht werden (Take Off and Climb, Climb Out, Cruise, und Descent), kann anhand dieser Zahlen eine Schätzung des Treibstoffverbrauchs und damit einhergehend des potenziellen THG - Ausstoßes durchgeführt werden. Ebenso verhält es sich mit den anderen beiden Flugzeugmodellen. Als Vertreter*In für Mittelstreckenflugzeuge wurde die Boeing 737 MAX ausgewählt. Sie besitzt eine maximale Reichweite von 4.563 km bei einer Höchstgeschwindigkeit von 844 km / h. Der Verbrauch dieses Flugzeugs geht auf den Motor LEAP-1B28B2 zurück ([EASA, 2021a](#); [Delta, 2021b](#)). Auffällig erscheint, dass dieses neuere Flugzeugmodell fast den gleichen Verbrauch in der Cruisephase wie die Boeing 717 aufweist (0,096 kg / Sekunde, verglichen mit 0,098 kg / Sekunde). Als Beispiel eines Langstreckenmodells wurde auch ein Flugzeug von Boeing, eine 777 – 200 LR ausgewählt. Die Boeing 777 hat eine potenzielle Reichweite von bis zu 11.500 km und eine durchschnittliche Cruisegeschwindigkeit von 892 km / h. Die ausgewählte Boeing 777 wird mit einem GE90-110B1 Motor angetrieben ([EASA, 2021a](#); [Swiss, 2016](#)). Werden die einzelnen Verbrauchsphasen der drei Flugzeugtypen miteinander

verglichen, zeigt sich, dass im Gegensatz zu den Modellen 717 und 737 MAX die 777 einen weitaus größeren Verbrauch in jeder Flugphase aufweist (EASA, 2021a).

Tabelle 14: Verbrauch verschiedener Flugzeugtypen mit dem jeweiligen Beispielmotor (EASA, 2021a)

Modell	Fuel Flow T/O (kg / sec)	Fuel Flow C/O (kg / sec)	Fuel Flow App (kg / sec)	Fuel Flow Idle (kg / sec)
Boeing 717 - 200	0,836	0,69	0,245	0,096
Boeing 737 MAX	1,061	0,864	0,277	0,098
Boeing 777 - 200 LR	4,226	3,375	1,029	0,334

T/O ... Take Off
 C/O ... Climb Out
 App ... Approach / Descent
 Idle ... Cruise

Werden die Modelle 737 und 777 miteinander verglichen zeigt sich, dass die 777 etwa vier Mal so viel Treibstoff verbraucht wie das kleinere Flugzeugmodell. Aufgrund der mangelnden fachspezifischen Literatur mit Flugzeugverbrauchsangaben, müssen diese Angaben als gegeben angenommen werden. Die ICAO ist sich der gewissen Limitierungen der zur Verfügung gestellten Daten bewusst. Es wird explizit darauf verwiesen, dass die Verbrauchsangaben idealisierte Werte sind, die unter den Bedingungen der „International Standard Atmosphere“ erbracht wurden (EASA, 2021b). Diese Normatmosphäre wurde vom ICAO implementiert, um die verschiedenen Flüge der Welt mit einander vergleichen zu können. Die angenommenen Atmosphärenwerte basieren auf den Daten des 40.-ten nördlichen Breitengrades. Auf diesem Breitengrad liegen Städte wie Denver, New York, Madrid, Ankara, oder Peking. Zusätzlich verweist die ICAO darauf, dass die einzelnen Motortypen nicht direkt miteinander verglichen werden sollen, da leistungsabhängige Daten (je nach Nutzung) andere Ergebnisse liefern könnten (EASA, 2021a,b).

4.3.1.5 Berechnung des Fluginventars mit RFI

Um die jeweilige Berechnung des potentiellen Emissionsinventars so genau wie möglich zu halten, wurden die Treibstoffverbräuche je definierter Flugphase bewertet. Hierfür wurden die Verbrauchsangaben der EASA / ICAO für die jeweiligen Motorentypen erhoben und anschließend mit der jeweiligen Flugphasendauer multipliziert.

$$Emission\ Phase\ x = a \times b \times c$$

Gleichung 13.

- a ... Verbrauch der Phase x
- b ... Dauer Phase x
- c ... Emissionsfaktor für den Verbrauch des Treibstoffes

Da die Cruise-Phase als einzige Flugphase keine vordefinierte Zeit hat (direkte Abhängigkeit zu den anderen Flugphasen), wurde diese anhand der durchschnittlichen Geschwindigkeit des Flugzeuges geschätzt. Für die drei verwendeten Flugzeugtypen wurde ein Geschwindigkeitsintervall von 811 – 892 km / h gewählt.

$$\text{Flugzeit} = \frac{\text{Flugdistanz}}{\text{durchschnittliche Geschwindigkeit}} \quad \text{Gleichung 14.}$$

Nachfolgend wurde von der gesamten Flugzeit der Zeitbedarf der anderen Flugphasen subtrahiert. Durch eine weitere Multiplikation der Cruisezeit mit dem dazugehörigen Verbrauch, konnte auch für diese Phase ein allgemeiner Verbrauchswert und ein Emissionsbudget errechnet werden.

$$\text{Cruisezeit} = \text{Flugzeit} - \sum \text{Zeit der restlichen Flugphasen} \quad \text{Gleichung 15.}$$

Die längste berechnete Cruisezeit für den fiktiven Flughafen⁶ hat die Strecke Wien – Los Angeles. Dieser Flug hat dadurch die höchste Cruiseemissionsbelastung und den höchsten RFI Koeffizienten aller Reiseziele. Da jedoch neben der reinen Cruisezeit pro Strecke pro Jahr auch die Flughäufigkeit an sich eine Rolle spielt, hat das Ziel Los Angeles über alle Flüge und über das ganze Jahr nicht die höchsten Emissionswerte (Los Angeles wird nur 364 Mal im Jahr angefliegen). Die größte spezifische Cruise-Phase Emission pro Jahr über die Summe aller Flüge hinweg hat die Strecke Wien - Bangkok (832 Flüge). Aufgrund der Reisedistanz und der dadurch implizierten größten verfügbaren Flugzeuggröße in Zusammenhang mit der Anflughäufigkeit ist alleine diese Strecke für ein Emissionsinventar von knapp 170.000 t THG verantwortlich. Werden alle Flugziele über ein Jahr miteinander verglichen zeigt sich, dass die Cruisephasenemissionen bei den Destinationen am Größten sind, welche im Schnitt am weitesten entfernt liegen (Bangkok, Los Angeles, Taipei, Tokio und Toronto). Dies scheint unter einer einzelnen Betrachtung der Cruise-Phase als valide, da die Cruisezeit und damit einhergehend der spezifische RFI pro Flug bei diesen Reisezielen am Größten ist.

⁶ Die Flughäufigkeiten orientieren sich an den Flügen des Flughafens Wien Schwechat

Tabelle 15: Flugdestination mit den höchsten Emissionswerten der „Cruise“ Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)

Flugdestination	Flüge pro Jahr	Flugdistanz in km	Emission pro Jahr in Tonnen THG
Bangkok	832	8.441,90	169.997,848
Taipei	676	9.001,00	147.916,723
Toronto <small>Pearson International</small>	676	6.941,10	111.834,497
Los Angeles	364	9.821,49	87.386,294
Tokio Narita	364	9.153,65	81.087,255

Anders stellt sich dieser Sachverhalt bei den Emissionen der Take Off Phase dar. Zwar ist Bangkok auch hier unter den Top fünf des spezifischen Emissionsinventars, jedoch hat die größte Emission die Strecke Wien – Frankfurt. In dieser Flugphase scheint es, als hätte die Abflughäufigkeit eine größere Bedeutung als die Streckendistanz oder der Flugzeugtyp an sich. Bangkok verbleibt in den Top fünf, da der spezifische Verbrauch der Langstreckenmaschine rund fünf Mal höher ist als bei der Kurzstreckenmaschine. Die drei weiteren Hauptemittenten sind in dieser Phase Berlin Tegel, Paris Charles de Gaulle, und Zürich.

Tabelle 16: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Take - Off" Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)

Flugdestination	Flüge pro Jahr	Flugdistanz in km	Emission pro Jahr in Tonnen THG
Frankfurt	4.680	603,98	4.170,750
Berlin Tegel	4.524	531,00	4.031,725
Bangkok	832	8.441,90	3.748,131
Paris Charles de Gaulle	4.108	1.037,80	3.660,991
Zürich	4.108	589,47	3.660,991

Die höchsten Werte der jeweiligen Flughäfen erreichen auch in der Climb Out Phase die Destinationen Bangkok, Frankfurt, Berlin Tegel, Paris Charles de Gaulle und Zürich. Die niedrigsten Werte aller Anflugziele erreichen die Orte Bastia, Brindisi, Dalaman, Gdansk,

Genua, Linz, Menorca, Palermo, Sarajevo und Volos. Dies ist in der gleichen Fluganzahl sowie des gleichen Flugzeugtypen der jeweiligen Strecken begründet.

Tabelle 17: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Climb - Out" Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)

Flugdestination	Flüge pro Jahr	Flugdistanz in km	Emission pro Jahr in Tonnen THG
Frankfurt	4.680	603,98	19.748,306
Berlin Tegel	4.524	531,00	19.090,029
Paris Charles de Gaulle	4.108	1.037,80	17.334,624
Zürich	4.108	589,47	17.334,624
Bangkok	832	8.441,90	17.172,440

Wird die Landungsphase der Ziele miteinander verglichen zeigt sich, dass Bangkok nicht mehr unter den höchsten fünf Emissionswerten ist. Auch in dieser Flugphase dominiert der Faktor der Anflughäufigkeit. Keines der Ziele wird pro Jahr weniger als 4.000 mal angesteuert. Die Hauptemittenten sind die Flugstrecken Wien – Frankfurt; Berlin Tegel; Amsterdam; Paris Charles de Gaulle; sowie Zürich.

Tabelle 18: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Approach" Phase Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)

Flugdestination	Flüge pro Jahr	Flugdistanz in km	Emission pro Jahr in Tonnen THG
Frankfurt	4.680	603,98	15.503,772
Berlin Tegel	4.524	531,00	14.986,980
Paris Charles de Gaulle	4.108	1.037,80	13.608,867
Zürich	4.108	589,47	13.608,867
Amsterdam	4.004	946,36	13.264,338

4.3.1.6 Vergleich der einzelnen Flugphasen RFI und EWF

Die Berechnungen der einzelnen Emissionswerte der Flugphasen bleiben im Großen und Ganzen gleich. Einzig der RFI Faktor wurde in jeder Gleichung, in der er vorgekommen ist, durch den passenden EWF Wert ersetzt. Durch diese Anpassung des Koeffizienten sinkt die jährliche THG - Emission von 3,7 auf 1,9 Mio. Tonnen. Werden die einzelnen Flugphasen der Berechnung mittels RFI und EWF miteinander verglichen zeigt sich, dass die errechneten

EWF Werte in etwa halb so groß sind wie die RFI Datenreihen. Prozentuell verschiebt sich die Aufteilung der Emissionen ein wenig, hin zu einer größeren Emissionslast der Cruise-Phase. Dies ist bedingt durch die im Verhältnis größere Differenz des EWF Faktors zwischen der Troposphäre und Stratosphäre. In Summe macht die Cruise-Phase (über beide Berechnungen gemittelt) rund 58 % der spezifischen Flugemission aus. Danach folgt die Climb Out Phase mit rund 20 %, sowie die Landungsphase mit 15 % Anteil an den Gesamtemissionen. Durch den erhöhten Verbrauch macht die Take Off Phase, trotz ihrer Kürze 4 % der Emissionsbelastung aus. Taxi In und Taxi Out bilden das untere Ende des Emissionspotentials mit der Emissionsverteilung zwischen 0,4 – 0,6 %.

4.3.2 Potentielles Einsparungspotential des Flughafens

Auf Grundlage der momentanen Wirtschaftsweise von Flughäfen scheint bei gleichbleibender Flughäufigkeit nur ein geringes Mitigationspotential in näherer Zukunft vorhanden zu sein. Zwar ist eine Umstellung der Scope 1 und 2 Emissionen schnell und mit einem geringen Aufwand möglich, jedoch bieten diese zwei Stellschrauben im Vergleich mit den potenziellen Scope 3 Emissionen kaum Hebelwirkung, um den Gesamtreibhausgasausstoß nachhaltig zu verändern. Die Umstellung der Antriebstechnologie der Flugzeuge scheint erst in der Grundlagenforschung begriffen und nicht ausgereift genug, um momentan gebräuchliche Antriebe zu ersetzen (*Khandelwal et al., 2013*). Sofern eine Reduktion im Flugverkehr angestrebt wird, sollten gerade die Kurzstreckenflüge durch andere Verkehrsformen ersetzt werden (*Bopst et al., 2019*). Wird bspw. die Flugstrecke Wien - Salzburg mit der Zugreise Wien HBF - Salzburg HBF verglichen (330 km), so zeigt sich ein mögliches Einsparungspotential von 2,95 t pro Fahrt, dies entspricht einem Emissionsvolumen von rund 3.223 t THG pro Jahr (*Umweltbundesamt Österreich, 2020a,b*). Durch einen Ausbau der Nachtzugverbindungen könnten auch weiter entfernte Strecken ersetzt werden (*Bopst et al., 2019*). Da das spezifische THG - Einsparungspotential von Flughäfen nur gering ist, könnten Flughafenbetreiber*Innen versuchen, wie Infrastrukturbetreiber*Innen gewisse THG - Quellen zu kompensieren. Sofern von einem THG - Ausstoß von 3.769.270,38 t pro Jahr ausgegangen wird, würden sich die Kosten derartiger Kompensationsmechanismen bei einem Preis von 180 Euro pro t auf 735.007.724,1 € belaufen (*Matthey & Bünger, 2020*). Mittel- und langfristig erscheint ein erhöhtes Einsparungspotential durch die Brennstoffzellentechnologie auf Basis von Wasserstoff gegeben. Sofern der eingesetzte Wasserstoff aus erneuerbaren Quellen stammt (grüner Wasserstoff), scheint die Möglichkeit gegeben, den Flugverkehr klimaschonender werden zu lassen. Gleichzeitig erscheint es ausgeschlossen, dass der Flugverkehr auch in ferner Zukunft gar keine Treibhausgase mehr ausstößt (*Khandelwal et al., 2013*). Weitere alternative Antriebstechnologien erscheinen aus Reichweiten- und Kapazitätssicht als nicht umsetzbar um das derzeitige Flugaufkommen zu bedienen. Zwar

böte die Solarindustrie interessante Ansätze, diese sind aber noch in der Grundlagenforschung begriffen und erscheinen derzeit nicht umsetzbar ([Abbe & Smith, 2016](#)). Der Umstieg von fossilen Treibstoffen hin zu erneuerbaren (z.B. Biodiesel), scheint zwar durchaus im Bereich des Möglichen, jedoch bedarf es hierfür einer großen technischen Anpassung der jeweiligen Flotten, die momentan zu kostspielig erscheinen. Die EASA befürwortet zwar den Umstieg und die Anpassung der Treibstoffe, verweist aber gleichzeitig darauf, dass Biokraftstoffe zurzeit nur „minimal“ genutzt werden und es ihrer Einschätzung nach in Zukunft so bleiben wird ([EASA, 2019](#)). Die europäische Luftfahrtbranche geht davon aus, dass die Anzahl der Flüge zwischen 2017 und 2040 um 42 % steigen wird. Ebenso wird davon ausgegangen, dass weiterhin rein konventionell betriebene Flugzeuge unterwegs sein werden. Dies führt zu einer Erhöhung der spezifischen THG - Emissionen um mindestens 21 % ([EASA, 2019](#); [Europäische Kommission, 2021](#)).

4.4 Sensitivitätsanalyse der berechneten Beispiele

Die in der Literaturstudie gefundenen Eingangsgrößen für Scope 3 Berechnungen weisen eine deutliche Spannweite auf. Daher weisen auch die in dieser Arbeit durchgeführten Berechnungen, alleine aus diesem Grund, Unsicherheiten auf. Alleine die zwei bekanntesten Emissionsfaktordatenbanken (Ademe und ProBas), weisen sehr unterschiedliche Ergebnisse für dieselben Materialien aus ([Ademe, 2021](#); [ProBas, 2021a](#)). Für die Berechnungen der einzelnen Faktoren müssen viele Annahmen gemacht werden, die global gesehen nicht gleich bewertet werden können. Alleine der unterschiedliche Herstellungs - Konsumstrommix in einzelnen Ländern variiert selbst in der gleichen Handelszone sehr stark. Wird Österreich mit seinen Nachbarländern sowie dem EU Durchschnitt der Emission des jeweiligen produzierten Strommixes verglichen, zeigt sich, dass wenn zur Berechnung weiterer Emissionsfaktoren der österreichische Wert z.B. dem tschechischen vorgezogen wird, die Berechnungen einen weitaus geringeren Treibhausgasausstoß ergeben würden ([EEA, 2019](#)). Es erscheint zwar nicht grundlegend falsch, dass nationale Emissionsfaktoranbieter*Innen wie ProBas und Ademe, mit den Gegebenheiten der spezifischen nationalen Inventur, Teile ihrer Daten berechnen, jedoch erschwert diese Berechnungsweise die Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse mit denen anderer wissenschaftlicher Institutionen und Wissenschaftler*Innen ([Qiao et al., 2016](#); [ProBas, 2021a](#)). In der momentanen Fachliteratur erscheint es unmöglich, alle Datenvariablen extern zu zertifizieren, um die Zulieferketten für ein spezifisches Produkt, welches aus mehreren Bestandteilen zusammengesetzt wird, umfassend zu validieren. Selbst wissenschaftliche Datenbanken wie Ecoinvent, schaffen es momentan nicht, ihre Datenstruktur jährlich anzupassen. Es verbleibt dadurch eine verhältnismäßig große Datenunsicherheit in den Berechnungen dieser Arbeit. Hierbei unterscheidet sich diese Arbeit aber nicht von Studien anderer Wissenschaftler*Innen da aufgrund der unterschiedlichen

Faktorannahmen, trotz ähnlicher Gleichungsannahmen, höhere oder niedrigere Ergebnisse erzielt werden können (Ferreira, Leite, 2015). Mittels einer Sensitivitätsanalyse welche, die Minimal-, sowie Maximalwert für dieselbe Berechnung berücksichtigt, wurde versucht mögliche Datenunsicherheiten auszumachen und zu quantifizieren.

4.4.1 Automobilhersteller*Innen

Wie schon in Kapitel 4.1 beschrieben variieren die verschiedenen Emissionskoeffizienten für einzelne Güter zwischen den verschiedenen Datenbanken, und damit einhergehend auch die Schätzung der spezifischen mit dem „Einkauf der benötigten Produktionsmaterialien“ verbundenen Emissionen eines Unternehmens. Sie unterscheiden sich nicht nur zwischen den einzelnen Eingangsgrößen (z.B. Bezugsländer, Transportarten, etc.), sondern auch nach dem Jahr, in welchem sie erhoben wurden. Wird bspw. der aktuellste Wert von ProBas für Blei gesucht, stammt die letzte Datenaktualisierung aus dem Jahr 2000. Wenn nun angenommen wird, dass sich seither die Technik in einzelnen Bereichen weiterentwickelt hat, so bedeutet die Berechnung basierend auf den Jahr 2000 Werten doch einiges an Unsicherheit für die tatsächlich auftretenden Emissionen in der Produktion eines Kilogramm Bleis (ProBas, 2021b). Wenn die Materialien des PKWs miteinander verglichen werden, ist zu erkennen, dass hierbei für Kupfer die größten Unterschiede auftreten. Wie in Tabelle 19 zu sehen ist, unterscheidet sich der Emissionskoeffizient um rund 3,425 kg THG / kg Gewicht. Wenn bedacht wird, dass Kupfer zwischen 1,8 und 2,1 Prozent des Autogewichts ausmacht ergibt sich hierbei eine Spannweite von 33,19 – 122,72 kg THG in der Berechnung (Qiao et al., 2016; Danilecki et al., 2015). Der zweite wesentliche Materialinput der die THG - Bilanz des PKWs beeinflussen könnte, ist der des eingesetzten Stahls. Zwar unterscheidet sich der spezifische Stahlkoeffizient nur um 0,711 kg / kg, aber es ist zu bedenken, dass Stahl als Hauptbestandteil eines Fahrzeuges für rund 60 % des Gesamtgewichts verantwortlich ist. Die Plattform ProBas hat spezifische Emissionen für die Produktion von Stahlblech erhoben. Der entsprechende Koeffizient kann aber aufgrund einer veränderten Materialdarstellung nur für die zweite Automobilstudie nach Qiao et al. (2016) erhoben werden, da Danilecki et al. (2015) nicht zwischen der allgemeinen Karosserie und dem Chassis im Speziellen unterscheiden. Aufgrund dessen ist nicht präzise nachvollziehbar, wie viel Stahlblech aus der Gesamtsumme des eingesetzten Stahls tatsächlich benötigt wird. Wenn die jeweiligen Koeffizienten konsistent mit den jeweiligen Datenbankwerten berechnet werden, ergibt dies eine Differenz pro PKW von 1104,15 – 1711,12 kg. Aufgrund der Datendokumentation und der damit verbundenen besseren Nachvollziehbarkeit, wurde die Hauptberechnung in dieser Arbeit prioritär mit den Ademe Daten vollzogen (Ademe, 2021).

Tabelle 19: Vergleich der Emissionskoeffizienten nach Ademe und ProBas (Ademe, 2021; ProBas, 2021a)

Passenger Car				
Components	Ademe		ProBas	
Steel	2,21	t/t	1,5	t/t
Aluminium	7,80	t/t	7,73	t/t
PP	2	t/t	2,88	t/t
PS	2,83	t/t	2,9	t/t
PVC	1,87	t/t	1,86	t/t
PET	3,3	t/t	3,2	t/t
Glass	1,26	t/t	0,6	t/t
Copper, Zinc, Tin, Nickel, Magnesium	1,44	t/t	4,87	t/t
Lead	2,09	t/t	2,05	t/t

In Bezug auf die potenziellen Emissionswerte in der Kategorie des Einkaufs können derartige Vergleiche mit einem Elektro PKW nur schwer vollzogen werden, da die eingesetzten Komponenten gerade in der Akkuproduktion sehr spezifisch erstellt werden müssen. Derartige Faktorvariablen scheinen in allgemeinen Emissionsdatenbanken wie Ademe und ProBas nicht auf (Ademe, 2021; ProBas, 2021a). Des Weiteren beruft sich auch die wissenschaftliche Fachliteratur zu einem großen Teil auf dieselben Studien. Die genauen Emissionsfaktoren für Elektrobauteile sind insgesamt einer großen Datenunsicherheit unterworfen und es ist davon auszugehen, dass sich in den nächsten Jahren die spezifischen Emissionsvariablen stark verändern könnten (durch höhere Effizienz). Werden die errechneten Werte mit den publizierten Emissionen von Volkswagen, General Motors und Toyota verglichen, zeigt sich, dass die Automobilhersteller*Innen nach Kategorie 3.1 spezifische Emissionen zwischen 6,06 und 7,43 t pro produziertem PKW aufweisen. Damit zeigen die in dieser Arbeit berechneten Werte eine deutlich geringere Emissionslast gegenüber den Angaben der Produzent*Innen. Die Zunahme in der Emissionsmenge ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Unternehmen genaue Inventarlisten ihrer eingesetzten Ressourcen besitzen und eine deutlich größere Modellpalette anbieten, als in dieser Arbeit behandelt wurden. Wird das Endergebnis dieser Emissionskategorie mit den Berechnungen des österreichischen Umweltbundesamtes verglichen, zeigt sich eine Differenz zwischen 0,82 – 0,47 t pro PKW. Qiao et al. (2015) errechneten einen Wert von 9 t pro PKW. Dieser Unterschied im Ergebnis ist vor allem auf die angewandten Emissionskoeffizienten und die Konzentration der Produktion in Asien zurückzuführen, wenngleich der Unterschied zwischen konventionellen - und Elektrofahrzeugen die 60 % Steigerungsratio der Emissionserhöhung dieser Studie einhält. Die Nutzungsphase eines PKWs zeigt deutliche Unterschiede in Bezug auf die

getroffenen Annahmen hinsichtlich der Lebenszyklen. Je nachdem wie viele Jahre ein PKW auf der Straße verbleibt und wie viele km er in seiner Lebensdauer zurücklegt, können hier in den verschiedenen Berechnungen große Unterschiede auftreten. Das Unternehmen General Motors bspw. berechnet seine Nutzungsphaseemissionen auf 150.000 km, Volkswagen hingegen auf 200.000 km. Sofern mit den Daten des österreichischen Umweltbundesamtes gerechnet werden würde, müssten 217.500 km Laufleistung herangezogen werden. In der für diese Arbeit durchgeführten Berechnung (ohne Korrekturvariable) würde die Umstellung von 150.000 – 200.000 – 217.500 (km) einer THG Zunahme von 24.361.500 auf 32.482.000 auf 34.836.945 t pro Jahr entsprechen ([Haq & Weiss, 2016](#)). Neben den Werten der spezifischen Laufleistung spielt auch der angewandte Korrekturfaktor eine große Rolle im Emissionsinventar. Dies hat zu Folge, dass aufgrund der Faktorwahl alle nachfolgenden Ergebnisse weiterer Berechnungen stark verzerrt werden könnten ([Haq & Weiss, 2016](#); [Althaus & Gauch, 2019](#); [Tietge et al., 2019](#)).

4.4.2 Infrastrukturbetrieb

Für Infrastrukturbetriebe haben spezifische Materialemissionsfaktoren, für die THG - Berechnung und das THG - Budget, nicht derart große Auswirkungen als im vorangegangenen Beispiel der Automobilhersteller*Innen. Die größte jährliche Emissionsdifferenz ergibt sich aus den verursachten Straßenemissionen der Fahrzeuge. Da neben dem THG - Inventar auch das ungefähre Laufleistungsmuster seitens der ASFINAG publiziert wird, kann anhand dieser zwei Parameter eine qualitative Schätzung für österreichische Autobahnverhältnisse vollzogen werden ([ASFINAG, 2019b](#)). Global betrachtet ist die Verteilung der Antriebe und der jährlichen Kilometerlaufleistung auf den zugehörigen Straßen zumindest grob vergleichbar mit den österreichischen Inputvariablen. Sofern von einem alternativen Zukunftsszenario ausgegangen wird, in dem alle österreichischen PKWs zu 100 % elektrisch angetrieben werden und mit dem österreichischen Ökostrommix geladen werden, entspricht dies einer Emissionsmenge auf der Autobahn von 1.617.937,6 t / Jahr. Dies spiegelt eine mögliche Emissionseinsparung von bis zu 5,3 Mio. t / Jahr wider. Selbst unter der Annahme des momentanen durchschnittlichen österreichischen Strommixes würde die Emissionsmenge um 3,9 Mio. t / Jahr sinken ([Umweltbundesamt Österreich, 2020a,b](#)). Wichtigste Datenquellen, die einer direkten Sensitivitätsanalyse bedürfen, sind die Datenreihen zur Berechnung des biogenen Kohlenstoffes. Je nach Datenursprung zeigen sich große Unterschiede in dieser spezifischen Emissionsquelle ([FAO, 2021](#); [Leopoldina, 2013](#)). Außerdem ergeben sich nicht nur zwischen verschiedenen Studien deutliche Unterschiede sondern auch hinsichtlich regionaler Gegebenheiten. Wird die Datenstruktur der FAO genauer analysiert, zeigt sich, dass die

spezifischen THG - Koeffizienten pro ha Land zwischen 1067,01 und 42,24 t / ha schwanken können (Net Deforestation). Den geringsten spezifischen Wert weist das Land Usbekistan aus, konträr hierzu hat der Staat Guyana den höchsten Emissionswert. Die Werte des „Cropland“ schwanken zwar nicht in derselben Höhe, jedoch sind auch hier deutliche nationale Unterschiede feststellbar. Der niedrigste spezifische Werte liegt bei rund 12,42 t / ha während der höchste bei 73,33 t / ha liegt. In den Datenreihen des „Cropland“ ist zu erkennen, dass die Werte zwischen einzelnen Ländern in derselben geografischen Breitenzone fast ident sind. Die geringeren Unterschiedswerte des „Croplands“ führen jedoch aufgrund der Multiplikation mit den Ergebnissen der Berechnung der Net Deforestation zu einem potenziell starken Anstieg des biogenen Kohlenstoffpotentials ([FAO, 2021](#)). Die Werte erscheinen im Vergleich mit der NPP stark erhöht, dies ist vermutlich auf die nicht durchgeführte Annualisierung zurückzuführen (die Emission wird nur einmal eingerechnet und nicht pro Jahr). Emissionen entstehen bei der Faktorvariable der FAO nur einmal. Abhängig davon, welcher Annualisierungswert angenommen wird (seitdem die Fläche umgestaltet wurde), können hier große Varianzen im THG - Budget auftreten. Wird der Jahreswert vom „GHG Protocol“ (20 Jahre) mit dem eines durchschnittlichen forstwirtschaftlichen Zyklus verglichen (100 Jahre), ergibt sich eine potenzielle Differenz von 973.340,96 t ([GHG Protocol, s.a.](#)). Im Gegensatz hierzu beschreibt die Berechnungsvariante nach NPP die potenzielle jährliche Menge an CO₂ welches durch die Biosphäre aufgenommen werden könnte. Dieser Wert bedarf in gewisser Weise einer umgekehrten Annualisierung um das gesamte mögliche Mitigationpotential über die Nutzungsdauer zu erheben. Genau wie der spezifische Wert der FAO (nach Ländern) schwankt auch diese Variable. Alleine in Österreich, einem Land mit gemäßigttem Klima, schwankt der NPP Wert je nach geografischer Region um 244,3 g C / m² / Jahr ([Neumann, 2016](#)). Verglichen mit dem westeuropäischen Durchschnittswert (der in dieser Arbeit herangezogen worden ist), ergibt sich eine Schwankungsbreite von bis zu 56,3 g C / m² / Jahr. Werden die annualisierten Werte der FAO (Zeithorizont: 20, 50 und 100 Jahre) und der NPP miteinander verglichen zeigt sich, dass die Berechnung mittel der FAO Variable (100 Jahre) einen niedrigeren Emissionswert als die Berechnung mittels NPP (100 Jahre) aufweist ([Leopoldina, 2013](#); [Neumann, 2016](#); [FAO, 2021a,b](#)).

Tabelle 20: Emissionen des Betriebes nach FAO und NPP für 20, 50 und 100 Jahre (Leopoldina, 2013; FAO, 2021a,b)

Emission des Betriebes		
FAO, 20 Jahre	1.216.676,20	t
FAO, 50 Jahre	486.670,48	t
FAO, 100 Jahre	243.335,24	t
NPP, 20 Jahre	367.912,80	t
NPP, 50 Jahre	919.782,00	t
NPP, 100 Jahre	1.839.564,01	t

4.4.3 Flughafen

Aufgrund fehlender Fachliteratur gestaltet sich eine Sensitivitätsanalyse für den Flugverkehr deutlich schwieriger. In jedem durchgeführten Berechnungsschritt erscheint die Datenunsicherheit im Vergleich zur Berechnung der Verkehrsemission des Infrastrukturbetriebes erhöht. Wird die zeitliche Einteilung der verschiedenen Flugphasen verdoppelt (d.h. die Zeit aller Phasen außer Cruise wird verlängert) oder halbiert, würde sich z.B. eine Differenz in den Emissionswerten zwischen 1622,6 und 6490,3 t pro Jahr pro Flug von Wien nach Frankfurt ergeben. Werden alle Flugbewegungen betrachtet, verschiebt sich der Gesamtausstoß des Flughafens in ein Intervall von 3.303.780 – 4.668.654 t / Jahr. Das größte spezifische THG - Potential weist hierbei die Veränderung der Cruise-Phase auf. Neben der zeitlichen Skalierung spielt auch der spezifische Phasenverbrauch eine sehr große Rolle. Sofern von den verschiedenen eingesetzten Motoren der Flugzeuge ausgegangen wird, könnten die Verbrauchsfaktoren für eine Kurzstreckenmaschine für die „Take Off“ Phase zwischen 0,7 und 0,9 kg / Sekunde schwanken. In etwa gleich verhalten sich alternative Motorentypen der Mittel- und Langstreckenflugzeuge. Dies führt zu Unterschieden alleine für die angenommenen Flüge der Kurzstreckenmaschine von bis zu 204.844 t / Jahr. Neben der Unsicherheit der Flugphasenparameter ist die Verwendung geeigneter Flugzeugtypen für eine Strecke von entscheidender Bedeutung. Wenn vereinfacht angenommen werden würde, dass jeder Flug von einem Kurzstreckenflugzeug durchgeführt wird, würde das jährliche THG – Budget um 1.324.418 t / Jahr sinken. Zwar spiegelt diese Berechnungsvariante weder die tatsächlichen Emissionen noch die reale Flugzeugtypenverteilung wider, jedoch zeigt sie auf, dass eine Veränderung bei den einzelnen Flugstrecken durch Einsatz anderer Maschinentypen große Auswirkungen nach sich ziehen könnte ([Emirates, 2021](#)).

Tabelle 21: Verbrauch verschiedener Motorentypen einer potentiellen Kurzstreckenmaschine (EASA, 2021)

Motortyp	Fuel Flow T/O (kg/sec)	Fuel Flow C/O (kg/sec)	Fuel Flow App (kg/sec)	Fuel Flow Idle (kg/sec)
BR700-715A1-30	0,83	0,69	0,24	0,096
BR700-710A1-10	0,70	0,58	0,22	0,089
BR700-715B1-30	0,90	0,74	0,25	0,098

Es sei auch darauf hingewiesen, dass nicht davon auszugehen ist das im realen Flugverkehr ausschließlich Kurzstreckenflugzeuge alle Strecken bedienen welche in ihrer Reichweite liegen. Viel mehr werden teilweise Typen für Strecken eingesetzt, die weit unter ihrer tatsächlichen Reichweite liegen (*Emirates, 2021*). Neben den flugzeugspezifischen Variablen zeigen die Faktorwerte des EWF und des RFI ein großes Intervall auf. Werden die einzelnen Faktoren des RFI miteinander verglichen, erscheint der Effekt der Wolkenbildung als mit besonderer Unsicherheit behaftet. Sofern die in dieser Arbeit erörterten RFI Faktoren der drei Fachpublikationen in die Berechnung eingefügt werden zeigt sich eine jährliche Schwankung von bis zu 534.275 t / Jahr (*Grassl & Brockhagen, 2007; Lee et al., 2009a; Lee et al., 2009b*). Da der EWF eine neuere Berechnungsweise beinhaltet, existieren nicht viele verschiedene Berechnungsvarianten für die spezifischen Faktoren. Neben der Annahme des direkten Emissionswertes scheint hier die vorgelagerte Emission der Treibstoffproduktion eine Rolle zu spielen. Indirekte Emissionen entstehen vor allem durch Emissionen der Landnutzungsänderung, des Entweichens großer Mengen Methan bei der Rohölbohrung, sowie beim Verbrauch fossiler Energien, um die Produktion sowie den Transport zu bewerkstelligen. Der indirekte Wert hierfür wird von Ademe mit 0,669 kg / kg angegeben (*Ademe, 2021*).

4.5 Klimawirksamkeit der drei Betriebe / Branchen

Wird davon ausgegangen, dass vom Jahr 2021 aus berechnet, eine Emission von 293 Gt für eine mittlere globale Erwärmung von 1,5 °C sorgen wird, könnte durch eine simple lineare Gleichung das Erwärmungspotential von einer Tonne THG bestimmt werden. Vorausgesetzt der jährliche THG – Ausstoß von Unternehmen wurde adäquat berechnet, kann durch eine Multiplikation mit dem Erwärmungsterm pro Tonne THG, die verursachte Erwärmung des einzelnen Unternehmens berechnet werden.

$$\text{Erwärmung pro Tonne THG} = \left(\frac{0,5[7]}{293.000.000.000} \right) \times \text{Emission Firma } xy \quad \text{Gleichung 16.}$$

Eine emittierte Tonne THG zeichnet sich somit im Jahr 2021 für eine Erwärmung von $1,70 \cdot 10^{-12}$ °C verantwortlich. Zwar trägt nicht jedes THG Molekül gleich zur Erwärmung bei, jedoch wurde zur Vereinfachung in dieser Arbeit ein linearer Zusammenhang unterstellt ([IPCC, 2018](#); [MCC, 2021](#)). Dies impliziert nach einem ersten Evaluieren der Daten keine große Temperaturveränderung global durch die Vergleichsunternehmen. Wird diese vereinfachte Erwärmungsrechnung auf die Firmen und betroffenen Scope 3 Kategorien direkt umgelegt, wird diese Annahme zum Teil bestätigt. Wird jedoch demgegenüber, das verbleibende THG Budget von Österreich (1,5 °C Ziel) verglichen, ist zu erkennen, dass die Beispielunternehmen hier gehörig zu Buche schlagen und, unter gleichbleibender Wirtschaftsweise das Klimaziel mit großer Sicherheit nicht erreicht werden kann (vergleiche Tabelle 22, 23) ([Wegener Center für Klima und Globalen Wandel, 2020](#)).

Tabelle 22: Berechnete Emissionsbelastung der drei Betriebe (eigene Berechnung)

Emission der drei Betriebe		
Automobil	387.886.185,10	t
Infrastruktur	10.512.450,60	t
Flughafen RFI	3.769.270,38	t

Im Fall der Automobilfirma wird von dem Wert ausgegangen, der unter den Annahmen der Faktorvariablen von Ademe (Ademe prioritär) und der Publikation von Qiao et al. (2016) erhoben wurde. Das Ergebnis der Nutzungsphase basiert auf den Variablen des ICCT und der Laufleistung des österreichischen Umweltbundesamtes ([Fritz et al., 2016](#); [Tietge et al., 2019](#)). Werden die Unternehmen einzeln betrachtet ist zu erkennen, dass die Automobilfirma das größte spezifische Erwärmungspotential besitzt (vorausgesetzt alle verkauften PKWs verbleiben in der Nutzung in Österreich). Dies ist vor allem darauf zurück zu führen, dass diese Firma ein Gut herstellt, welches als Massentransportmittel eingesetzt werden kann ([Umweltbundesamt Deutschland, 2021b](#)). Zusätzlich sind dadurch auch die Emissions- und Erwärmungswerte des Infrastrukturbetriebs erhöht.

⁷ Bis 2021 ist die Temperatur um 1 ° C gestiegen

Tabelle 23: Prozentsatz des Anteils des Verbrauchs pro Betriebsjahr am verbleibenden österreichischen THG Budget von 700 Mio. Tonnen (nach Wegener Center für Klima und Globalen Wandel, 2020), vereinbar mit dem 1,5 °C Ziel

Betrieb	Anteil	%
Automobil ⁸	3,7	%
Infrastruktur	1,5	%
Flughafen	0,5	%

Die Berücksichtigung des Beitrags durch den Beispielflughafen ist deshalb von Bedeutung, da global betrachtet diese Erwärmung nur von 2 – 3 % der Weltbevölkerung erbracht wird (Gössling et al., 2017). Des Weiteren erscheinen die Langzeitfolgen des RFI und EWF als unvorhersehbar (Neu, 2020). Der Sonderfall des biogenen Kohlestoffpotentials kann in dieser Berechnung nicht berücksichtigt werden, da er keinen messbaren Emissionsausstoß besitzt. Zwar könnte durch diese Kennzahl ausgedrückt werden, wie viel zusätzliches CO₂ in der Biosphäre gespeichert wird. Dies würde aber zu einem negativen Erwärmungspotential führen und wäre mit den Ergebnissen der drei Beispielunternehmen nicht vergleichbar.

⁸ Bezugszeitraum 1 Jahr

5. Diskussion und Schlussfolgerung

Zur Erreichung der Pariser Klimaziele, erscheint es unerlässlich, multi - nationale Unternehmen in die Überlegungen und die Politik miteinzubeziehen. Automobilhersteller*Innen bspw. haben einen stark erhöhten THG – Fußabdruck, der ohne Veränderung hin zu einer ressourcenschonenderen Nutzung, eine Wende für mehr Klimaresilienz unmöglich macht (Kapitel 4.1). Es wurde bereits begonnen, in dieser Branche einen realitätsnäheren THG – Berechnungsansatz zu implementieren, dieser ist aber nach wie vor nicht umfassend genug, um die gesamten verursachten THG – Emissionen darzustellen (*Volkswagen, 2019; CDP, 2021a,b*). Wenngleich die Emissionen des Einkaufs der Produkte (Scope 3.1) akkurat wirken, verbleibt die Nutzungsphase und damit der Großteil der Emissionen eine Unterschätzung der Wirklichkeit. Die wissenschaftliche Fachliteratur scheint einig darüber, dass der publizierte THG – Koeffizient der Automobilhersteller*Innen eine Verminderung des tatsächlichen Verbrauchs impliziert. Einzig die Höhe der Anpassung bedarf weiterer Auswertungen und Studien (*Tietge et al., 2019; Haq & Weiss, 2016; Althaus & Gauch, 2010*). Im Zuge der Berechnung der Materialemissionen für diese Arbeit sind weiterhin Datenunsicherheiten in Bezug auf die Faktoremissionswerte der einzelnen Bestandteile gegeben. Gerade Multifunktionskomponenten wie Elektrobauteile stellen ein Kalkulationsrisiko dar, die einen direkten Vergleich der Antriebsarten inkorrekt darstellen könnten. Die Faktoren der Datenbanken wirken häufig stark verallgemeinert respektive gekürzt in ihrer jeweiligen Wirkungskette. Noch gibt es keine Datenbank, welche die genaue Nachvollziehbarkeit ganzer Lieferketten in dem Detailgrad aufgliedert, der notwendig ist, um akkurate THG – Koeffizienten auszuweisen. Zu viel Unsicherheit verbleibt bei Variablen, die die Produktion in den jeweiligen Firmen beschreiben sollen (*Ademe, 2021; ProBas, 2021a*). Es ist unwahrscheinlich, dass die Faktoren der Transportemissionen eine Datenunsicherheit widerspiegeln, da der Heizwert und die Emissionswerte für den Verbrauch wissenschaftlich bekannt und gut dokumentiert sind. Werden die in dieser Arbeit errechneten Ergebnisse mit den Werten der wissenschaftlichen Fachliteratur verglichen, zeigt sich, dass die vereinfachte Berechnung mittels Emissionsfaktoren durchaus vergleichbare Resultate liefert, wie wenn mit LCA Softwareprodukten gerechnet werden würde (GEMIS, Ecoinvent) (*Fritz et al., 2016*). Wird die Europazentrierung der einzelnen Koeffizienten analysiert, sind auch die Differenzen zu der Studie nach Qiao et al., 2016. zu erklären. Das potentielle Einsparungspotential der Branche in der Nutzungsphase erscheint bei einer adäquaten Umstellung des Produktsortiments hoch (über 90 %). Zwar ist dieses Potential nicht beim Einkauf gegeben, jedoch könnten auch in diesem Fall, durch eine Veränderung der Einkaufspolitik, Emissionen eingespart werden (Kapitel 4.1.1) (Kapitel 4.1.2).

Von wesentlich mehr Unsicherheiten in den Annahmen der einzelnen Berechnungen ist der Infrastrukturbetrieb betroffen. Gerade das biogene Kohlenstoffpotential der ober- sowie unterirdischen Landmasse verbleibt eine kritische Variable (Leopoldina, 2013). Nur wenige Studien widmen sich der potentiellen langfristigen Kohlenstoffixierung. Zwar ist das NPP inzwischen für viele Länder qualitativ belegt, jedoch können aufgrund dessen keine Mitigationsmaßnahmen abgeleitet werden, da nicht bekannt ist, wie viel C sich letztlich tatsächlich akkumulieren lässt (Leopoldina, 2013; Neumann, 2016). Die Ergebnisse mittels der Faktorvariable der FAO weisen zwar zusätzlich auf die potentielle Wichtigkeit dieser THG – Quelle / Speichermöglichkeit hin, zu ungenau erscheint aber die spezifische Anwendung in der Firmentreibhausgaskalkulation, da regionalen Gegebenheiten nur unzureichend Rechnung getragen wird. Die nicht mögliche Differenzierung schafft für Unternehmen eine Über- oder Unterschätzung der eigenen THG – Bilanz und muss folglich diffizil berechnet und kommuniziert werden (FAO, 2021a,b). Die Emissionen der Nutzung der Straße sind in der Berechnung sowie der Kalkulation der Nutzungsphase, den Problemstellungen der Automobilhersteller*Innen sehr ähnlich. Emissionen einsparen kann der Betrieb nur, sofern er seine Flächeninanspruchnahme verringert oder den spezifischen Verbrauch auf seinen Straßen reduziert. Die Reduktion fossiler Antriebsstoffe kann nur erreicht werden, falls die Nutzer*Innen vermehrt auf alternative Antriebe umsteigen würden. Da dies nur indirekt von der Betreiberfirma beeinflusst werden kann (Ausbau der Infrastruktur), ist nicht zu erwarten, dass sich dieser Wandel in einem angemessenen Tempo (Pariser Klimaziele) vollziehen wird (Kapitel 4.1.1) (Kapitel 4.2.2). Am Vergleich der Automobilhersteller*Innen und des Infrastrukturbetriebs zeigt sich auch das Problem von Doppel- bzw. Mehrfachberechnungen am Beispiel der THG - Emissionen des Verbrauchs der Fahrzeugflotte. Für jeden Sektor ist hier die Zählung der THG – Emissionen des Verbrauchs der Fahrzeugflotte nach Scope 3 korrekt, es zeigt jedoch auch den Bedarf für eine umfassende Dokumentation der Emissionsbeiträge, da sektorübergreifend hier letztlich nicht summiert werden darf.

Die THG – Evaluation des Flughafens ist das Fallbeispiel das mit den größten Unsicherheiten behaftet ist. Hauptursache hierfür ist, dass aufgrund der eingeschränkten Datenlage alle Variablen, mit Ausnahme der Flugdistanz, einer Verallgemeinerung unterworfen sind (EASA, 2021a,b) Unter den eingehenden Größen, tragen der typenspezifische Verbrauch und der angenommene RFI respektive EWF Faktor am meisten zur Unsicherheit bei (EASA, 2021a,b; Cox & Althaus, 2019; Grassl & Brockhagen, 2007; Lee et al., 2009a,b). Die spezifischen Motorverbrauchswerte werden von den Flugzeughersteller*Innen in die Datenbank der EASA eingespielt, jedoch ist nur wenig über den genauen Testzyklus der einzelnen Maschinen bekannt. Wenn ein ähnlicher Testzyklus wie für Automobile angewandt wird, ist die Frage gestellt, inwiefern dieser die Realität wiedergibt. Wenn davon ausgegangen wird, dass nicht

einmal in einem stärker regulierten und überwachten Themengebiet wie dem Personenkraftwagensektor die Zahlen akkurat sind, stellen wohl auch die Daten der Luftfahrzeuge eine Unterschätzung der Wirklichkeit dar (*EASA, 2021b; Tietge et al., 2019; Haq & Weiss, 2016; Althaus & Gauch, 2010*). Die Ergebnisse der RFI sowie EWF Koeffizienten besitzen zwar eine wissenschaftliche Gültigkeit, jedoch schwanken auch sie in ihrer Höhe in den jeweiligen Publikationen. Abhängig von den gewählten Annahmen, könnten hier in Berechnungen Ergebnisse erzielt werden, die nur einen Teil der Realität wiedergeben (*Cox & Althaus, 2019; Grassl & Brockhagen, 2007; Lee et al., 2009a,b*). Der Grad der Erderwärmung der sich über die nächsten Jahrzehnte einstellen wird, hängt maßgeblich mit der weiteren Entwicklung des anthropogenen THG – Ausstoßes zusammen. Für den Erhalt einer Lebenswirklichkeit wie wir sie kennen, erscheint es unerlässlich, den potentiellen Temperaturanstieg so gering wie möglich zu halten. Eine Anpassung an geänderte Klimabedingungen ist zwar (bedingt) möglich und durch den bereits vollzogenen Wandel auch erforderlich, es zeigen sich jedoch auch Grenzen der Anpassungsmöglichkeit für natürliche und gemanagte (Öko-) Systeme. Vor allem das Tempo mit welcher die Erderhitzung, und mit ihr verbundene Klimafolgen, voranschreiten zeigt die Grenzen der Anpassung auf. Um z.B. vulnerable Küstengebiete langfristig vor Hochwässern und einem Anstieg des Meeresspiegels zu schützen bedarf es finanzieller sowie bauplanerischer Mittel, die nicht von heute auf morgen umsetzbar sind. Um den zeitlichen Horizont zu strecken und damit auch eine bessere Resilienz zu ermöglichen, müssen die anthropogenen Effekte auf das globale Klimasystem so gering wie möglich gehalten werden. Da diese Einflüsse nur bedingt von der Zivilgesellschaft und den Nationalstaaten gesteuert werden können, erscheint es unerlässlich privatwirtschaftliche Unternehmen in die Betrachtung mitaufzunehmen. Um diese Firmen jedoch in der Klimakrisenvermeidung zielgerichteter einsetzen zu können, muss bekannt sein, wie viele THG – Emissionen diese tatsächlich verantworten. Das Modell nach den Scope 1, 2, 3 Emissionen stellt zwar eine theoretisch gute Basis dar, jedoch erscheint dieses Grundgerüst ineffektiv, sofern Unternehmen nicht nach objektiven, verifizierbaren Rechenmodellen bewertet werden können. Die Berichterstattung sowie die Berechnung der genauen THG – Daten muss verstärkt reglementiert und unabhängig extern validiert werden, um Unternehmen als Werkzeuge potentieller Mitigationsmaßnahmen einsetzen zu können. Die drei in dieser Arbeit erhobenen Firmentreibhausgasberechnungen zeigen auf, dass eine große Differenz zwischen einer möglichen Firmenberichterstattung und einer qualitativen THG – Bewertung besteht. Es ist zu erkennen, dass die jeweilig angewandte Kalkulation der Privatwirtschaft teilweise unterschätzende Variablen anwendet oder unterbewertet. Die sich hieraus ergebenden Unsicherheiten, erschweren die Bewertung möglicher Maßnahmenpakete wie bspw. den Einsatz einer möglichen THG – Bepreisung. Inwiefern es vertretbar erscheint, als Flughafen die Flugemissionen nur bis zu einer Höhe von 953 m zu

bewerten, sei in Frage gestellt. Auch ohne Anwendung eines RFI oder EWF Faktors erzielt eine derartige Berechnung nur einen Bruchteil der realen Emission, die vom Flugverkehr ausgehen. Sofern der Einsatz einer Bepreisung simuliert werden würde, hätte dies indirekt Auswirkungen auf den Flughafen selbst. So würden z.B. durch größere Besteuerung und somit Verteuerung von Kerosin die Betriebskosten der Airlines steigen. Diese müssten bei neutralem Budget diese Verteuerung auf die Konsument*Innen weitergeben. Hier wäre als Folge zu erwarten, dass künftig weniger Menschen diese Transportart benutzen würden. Durch geringere Einnahmen aus dem Verkauf der Flugtickets, wäre eine Verminderung der Anzahl an Flügen eine mögliche und zu erwartende Folge. Dieser Sachverhalt wiederum hat Auswirkungen auf die Einnahmen des Flughafens. Ohne Anpassungsstrategien von Seiten der Flughafenleitung muss davon ausgegangen werden, dass der jeweilige Betrieb in Zukunft großen Veränderungen (z.B. Einsparungsprogramme, Kürzungen) unterworfen sein wird. Ähnlich würde sich der Sachverhalt bei den Automobilhersteller*Innen darstellen, sofern keine Differenzierung im Angebotssortiment vollzogen werden würde. Da die Abhängigkeit von der Automobilbranche in manchen Ländern in Bezug auf Arbeitsplätze und die erbrachte Wirtschaftsleistung sehr groß ist, sollte ein Szenario der negativen Beeinflussung ausgeschlossen werden. Es ist nicht ausgeschlossen, dass die jeweilig betroffenen Staaten diese Wirtschaftszweige nicht unterstützen würden, jedoch wäre eine zielgerichtete Veränderung, kosten- sowie klimaschonender. Der Ansatz des biogenen Kohlenstoffpotentials bietet die Möglichkeit, bessere Mitigationsmaßnahmen implementieren zu können. Sofern die gesamte anthropogene Flächeninanspruchnahme mit THG – Daten bewertet werden würde, würden vermutlich so manche bauplanerische Maßnahmen schon heute nicht mehr getroffen werden. Um Treibhausgase vermehrt aus der Atmosphäre zu binden erscheint es zudem unerlässlich die potentielle Speicherfläche zu erhöhen und nicht zu reduzieren. Großflächige Landnutzungsänderungen haben das Potential das Klimasystem nachhaltig zu verändern. Prävention scheint das beste Mittel, um biogene THG – Reservoir langfristig zu erhalten. Zwar kann durch Wiederaufforstungsprojekte, aus Landmasse potentiell eine THG – Lagerstätte werden, aber auch dieser Wandel ist nicht von heute auf morgen möglich. Humus und gerade Kohlenstoff in tieferen Bodenhorizonten brauchen Jahrzehnte bis Jahrtausende, um ein ähnliches Potential zu erreichen wie Urböden heute. Dass die biogene Kohlenstoffkalkulation bis heute fast keine Anwendung bei Firmen, aber auch der Wissenschaft findet, ist ein potentieller Mangel, der schnellstmöglich qualitativ behoben werden sollte. Wie in dieser Arbeit gezeigt wurde, lassen sich erste grobe Schätzungen rasch und ohne Einsatz großer finanzieller Mittel erzielen. Dies könnte in gewisser Weise eine Veränderung hin zu einer besseren Berichterstattung weiter begünstigen. Sofern vermehrt Forschung in diesem Gebiet betrieben werden würde, würde auch die Datenqualität und somit die Fehleranfälligkeit weiter reduziert werden. Die

Berechnungen in dieser Arbeit weisen auf ein großes Potential des biogenen Kohlenstoffes hin. In Bezug auf die Forschungsfragen kann abschließend zusammengefasst werden, dass Unternehmen sehr wohl begonnen haben THG – Fußabdrücke für Teilgebiete ihres Schaffens zu erheben. Diese zeigen aber große Unterschiede bezüglich Vollständigkeit und Qualität. Dies gilt sowohl für einzelne Unternehmen in Sektoren, aber auch Scope 3 Kategorien. Einzig die Berechnungen für Scope 1 und 2 liegen meist in einer Ausgestaltung vor, die keiner Reevaluierung von Seiten der Wissenschaft benötigt. Vorausgesetzt, die Dekarbonisierung wird von Seiten der einzelnen Akteur*Innen ernst genommen, könnten relativ rasch messbare Ergebnisse erzielt werden. Mögliche Mitigationsmaßnahmen sind heute schon ausreichend vorhanden, wenngleich es überall noch Potential zur Reduzierung geben wird. Die Reduzierung der derzeitigen Emissionsmenge (ohne biogenen Kohlenstoff) ist durch technische Anpassungen in der Produktion respektive der Zulieferkette realisierbar, sie müssten nur konsequent umgesetzt werden. Werden die aufgestellten Hypothesen des Kapitels 3 analysiert, zeigt sich, dass Annahme eins und zwei (Scope 3 Berechnung ist realitätsnahe, sowie es ist in einem Sektor eine Vergleichbarkeit der einzelnen Daten möglich) abgelehnt werden müssen. So gibt es z.B. innerhalb des Automobilsektors keinen uniform angewandten Berechnungsstandard, und auch die Berechnungsweise der Emission des Einkaufs wird von den meisten Firmen nicht öffentlich publiziert. Zusätzlich wird die Emission der Nutzung teilweise gegen wissenschaftliche Ergebnisse falsch bzw. unvollständig kalkuliert und unterschätzt. Hypothese drei (sofern von Unternehmen Ergebnisse für die größten Scope 3 Kategorien errechnet wurden, spiegeln diese die tatsächlich emittierten THG - Emissionen wider) kann zum Teil abgelehnt werden. Wird nur die Höhe der Emission von Scope 3.1 der Unternehmen gesichtet, kann die Annahme getroffen werden, dass die Berechnungen valide durchgeführt wurden. Wird jedoch die Annahme einer verkürzten Nutzungsphase in die Bewertung miteingezogen ist die Hypothese abzulehnen. Im Gegensatz zum Automobilsektor kann die Hypothese drei für Flughäfen gänzlich zurückgewiesen werden.

Um die Zukunft positiv zu verändern, bedarf es Anstrengungen aller institutionelle(n) und nichtinstitutionelle(n) Akteure*Innen. Klimaschonende Maßnahmen bieten schon heute auf lange Sicht Kostenpotentiale, die neben der wirtschaftlichen Komponente auch zivilgesellschaftlich positive Begleiterscheinungen mit sich bringen. Auf dem Weg zu einer klimaneutralen Gesellschaft ist eine umfassende Quantifizierung aller THG – Emissionen erforderlich um zielgerichtete Vermeidungsstrategien zu entwickeln. Noch sind die Pariser Klimaziele erreichbar. Damit dies letztlich gelingt ist es an der Zeit einen Wandel hin zu einer differenzierten, transparenten und nachhaltigen Art der haushaltstechnischen Planung für Betriebe aber auch Nationalstaaten einzuläuten.

6. Literaturverzeichnis

- Abbe, G., Smith, H., 2016, S. 782, Technological development trends in Solar-powered Aircraft Systems, Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 60 Elsevier.
- ACI, 2009, S. 34, Guidance Manual: Airport Greenhouse Gas Emissions Management.
- ACI, 2021, Airport Carbon and Emissions Reporting Tool (ACERT) v6.0, Verfügbar in: [<https://aci.aero/about-aci/priorities/environment/acert/>] abgerufen am 10.01.2021.
- ADAC, 2019, Autotest, BMW i3 (120 Ah), Verfügbar in: [<https://www.adac.de/rund-ums-fahrzeug/autokatalog/marken-modelle/bmw/bmw-i3/>] abgerufen am 09.01.2021.
- Ademe, 2021, Resource centre for greenhouse gas accounting, Verfügbar in: [<https://www.bilans-ges.ademe.fr/en/accueil>] abgerufen am 09.01.2021.
- Airbus, 2021, Air Operations and Technical Data, Verfügbar in: [<https://www.airbus.com/aircraft/support-services/airport-operations-and-technical-data.html>] abgerufen am 24.04.2021.
- Airport Carbon Accreditation, 2020, Airports Responding to Climate Change Verfügbar in: [<https://www.airportcarbonaccreditation.org/aca-media/brouchures.html>] abgerufen am 10.01.2021.
- Althaus, H.J., Gauch, M., 2010, S. 21 – 26, 40, 60, Vergleichende Ökobilanz individueller Mobilität: Elektromobilität versus konventionelle Mobilität mit Bio- und fossilen Treibstoffen, EMPA.
- Anderl, M., Geiger, K., Gugele, B., Gössl, M., Haider, S., Heller, C., Köther, T., Krutzler, T., Kuschel, V., Lampert, C., Neier, H., Pazdernik, K., Perl, D., Poupa, S., Purzner, M., Rigler, E., Schieder, W., Schmidt, G., Schodl, B., Storch, A., Stranner, G., Vogel, J., Wiesenberger, H., Zechmeister, A., 2020, S. 58, Klimaschutzbericht 2020, Umweltbundesamt Österreich.
- Andrew, R., 2020, Global Carbon Budget 2020, Verfügbar in: [https://folk.universitetetioslo.no/roberan/img/GCB2020/PNG/s14_2020_FossilFuel_and_Cement_emissions_1990.png] abgerufen am 15.05.2021.
- ASFINAG, 2017, S. 53, Nachhaltigkeitsbericht 2017.
- ASFINAG, 2019a, S. 37, BEGLEITUNTERSUCHUNGEN 140 KM/H.
- ASFINAG, 2019b, S. 84, Nachhaltigkeitsbericht 2019.
- ASFINAG, 2021, Die Asfinag in Zahlen, Verfügbar in: [<https://www.asfinag.at/ueber-uns/zahlen-und-fakten/>] abgerufen am 14.05.2021.
- AutoScout24, 2021, Volkswagen Golf VI 1,6, Verfügbar in: [<https://www.autoscout24.at/angebote/volkswagen-golf-vi-1-6-erdgas->

cng-grau-90653fe4-52cf-4ef1-84b7-b039a54876d7?ipc=opt_listings&ipl=list_page_link] abgerufen am 09.01.2021.

- Ban – Weiss, G.A., Cao, L., Bala, G., Caldeira, K., 2011, S. 898, Dependence of climate forcing and response on the altitude of black carbon aerosols, *Climate Dynamics*, vol. 38 Springer.
- Bandivadekar, A., Posada, F., 2017, S. 40 – 48, Laboratory and On Road Emissions Testing of In-Use Passenger Vehicles in India, ICCT.
- Baranzini, A., Carattini, 2014, S. 1-5, Taxation of Emissions of Greenhouse Gases, *Handbook of Global Environmental Pollution*, vol. 1 Springer.
- Baranzini, A., Jeroen, van den Bergh, J.C.J.M., Carattini, S., Howarth, R., Padilla, E., Roca, J., 2017, S. 10, Carbon pricing in climate policy: seven reasons, complementary instruments, and political economy considerations, *WIREs Climate Change*, vol. 8 WILEY.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Rödenböck, C., Arain, M.A., Baldocchi, D., Bonan, G.B., Bondeau, A., Cescatti, A., Lasslop, G., Lindroth, A., Lomas, M., Luysaert, S., Margolis, H., Oleson, K.W., Rouspard, O., Veenendaal, E., Viovy, N., Williams, C., Woodward, F.I., Papale, D., 2010, S. 836, Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate, *Science*, vol. 329.
- Biden, J., 2020, The Biden Plan to Build a Modern, Sustainable Infrastructure and an Equitable Clean Energy Future, Verfügbar in: [<https://joebiden.com/clean-energy/>] abgerufen am 10.01.2021.
- Boeing, 2021a, 737 MAX, Verfügbar in: [<http://www.boeing.com/commercial/737max/>] abgerufen am 24.04.2021.
- Boeing, 2021b, BMW Rolls-Royce Power Plant for the Boeing 717, Verfügbar in: [https://www.boeing.com/commercial/aeromagazine/aero_05/textonly/ps03txt.html] abgerufen am 24.04.2021.
- Bopst, J., Herbener, R., Hölzer-Schophol, O., Lindmaier, J., Myck, T., Weiß, J., 2019, S. 104, Umweltschonender Luftverkehr lokal – national – international, Umweltbundesamt Deutschland.
- Brundtland, G. H., Khalid, M., 1987, S. 8 – 23, Our Common Future, World Commission on Environment and Development.
- Bundesministerium der Finanzen, 2017, S. 143, Die Beteiligungen des Bundes, Finanzministerium Österreich.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2019, S. 4 – 19, Dialogprozess Gas 2030 – Erste Bilanz –, Deutschland.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, 2020, S. 3 – 13, Die Nationale Wasserstoffstrategie, Deutschland.
- Bureau of Transportation Statistics, 2021, Automobile Profile, Verfügbar in: [<https://www.bts.gov/content/automobile-profile>] abgerufen 09.01.2021.

- Carattini, S., Carvalho, M., Frankhauser, S., 2017, S.1, How to make carbon taxes more acceptable, Centre for Climate Change Economics and Policy (CCCEP).
- CDP, 2021a, General Motors Company Climate Change 2019, Verfügbar in: [https://www.cdp.net/en/formatted_responses/responses?campaign_id=70692136&discloser_id=855057&locale=en&organization_name=General+Motors+Company&organization_number=7164&program=Investor&project_year=2020&redirect=https%3A%2F%2Fcdp.credit360.com%2Fsurveys%2F6sc15v4h%2F95482&survey_id=68887525], available under free registration, abgerufen am 09.01.2021.
- CCCA, 2018, Die Notwendigkeit einer konsumbezogenen Betrachtung der Treibhausgasemissionen Österreichs, Climate Change Centre Austria.
- CDP, 2021b, Toyota Motor Corporation Climate Change 2019, Verfügbar in: [https://www.cdp.net/en/responses/19290?back_to=https%3A%2F%2Fwww.cdp.net%2Fen%2Fresponses%3Fpage%3D2%26per_page%3D5%26queries%255Bname%255D%3Dtoyota%26sort_by%3Dproject_year%26sort_dir%3Ddesc%26utf8%3D%25E2%259C%2593&queries%5Bname%5D=84urope], available under free registration, abgerufen am 09.01.2021.
- Ceschia, E., Beziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tommasi, P., Elbers, J.A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C.M.J., Jans, W.W.P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Marloie, O., Moors, E.J., Moureaux, C., Oliso, A., Osborne, B., Sanz, M.J., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H., Wattenbach, M., 2010, S. 9, Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites, Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 139.
- Church, J.A., Clark, P.U., Cazenave, A., Gregory, J.M., Jevrejeva, S., Levermann, A., Merrifield, M.A., Milne, G.A., Nerem, R.S., Nunn, P.D., Payne, A.J., Pfeffer, W.T., Stammer, D., Unnikrishnan, A.S., 2013, S. 1142 – 1206, The Physical Science Basis, IPCC.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., De Fries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quere, C., Myneni, R.B., Piao, S., Thornton, P., 2013, S. 465 – 470, The Physical Science Basis, IPCC.
- Ciuffo, B., Fontaras, G., Pavlovic, J., Anagnostopoulos, K., Arcidiacono, V., Komnos, D., Tsiakmakis, S., Valverde, V., 2017, S. 12, The introduction of the WLTP into the European Type-Approval for light-duty vehicles, ICCT.
- Cox, B., Althaus, H.J., 2019, S. 8, 11, How to include non-CO₂ climate change contributions of air travel at ETH Zurich, ETH Zürich.
- Cuntz, M., 2011, S. 547, A dent in carbon's gold standard, Nature, vol. 477.
- Danilecki, K., Mrozik, M., Smurawski, P., 2015, S. 1, 4, 8 – 9, Changes in the environmental profile of a popular passenger car over the last 30 years e Results of a simplified LCA study, Journal of Cleaner Production, vol. 141 Elsevier.
- DEFRA, 2020, Conversion factors 2020: full set (for advanced users), Verfügbar in: [https://www.gov.uk/government/publications/greenhouse-gas-reporting-conversion-factors-2020] abgerufen am 09.01.2021.

- Delta, 2021a, Boeing 717 – 200 (717),
Verfügbar in: [<https://www.delta.com/us/en/aircraft/boeing/717>] abgerufen am 10.01.2021.
- Delta, 2021b, Boeing 737 – 800 (738),
Verfügbar in: [<https://www.delta.com/us/en/aircraft/boeing/737-800>] abgerufen am 10.01.2021.
- Deutscher Bundestag, 2019, S. 8, Lithium Vorkommen, Abbau und ökologische Auswirkungen in Bolivien.
- Doda, B., Gennaioli, C., Gouldson, A., Grover, D., Sullivan, R., 2014, S. 263 – 267, Are Corporate I Practices reducing Corporate Carbon Emissions?, Corporate Social Responsibility and Environmental Management, vol. 23 WILEY.
- Dun, C., Horton, G., Kollamthodi, S., 2015, S. 4, Improvements to the definition of lifetime mileage of light duty vehicles, Ricardo AEA.
- Dunn, J.B., Gaines, L., Kelly, J.C., Gallagher, K.G., 2016, S. 74, LIFE CYCLE ANALYSIS SUMMARY FOR AUTOMOTIVE LITHIUMION BATTERY PRODUCTION AND RECYCLING, REWAS, Springer.
- EASA, 2019, S. 2 – 4, Europäischer Luftfahrt-Umweltbericht 2019.
- EASA, 2021, ICAO Aircraft Engine Emissions Databank, Emissions Databank
Verfügbar in: [<https://www.easa.europa.eu/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>] abgerufen am 10.01.2021.
- EEA, 2021, Greenhouse gas emission intensity of electricity generation,
Verfügbar in: [https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-6#tab-googlechartid_googlechartid_chart_111_filters=%7B%22rowFilters%22%3A%7B%7D%3B%22columnFilters%22%3A%7B%22pre_config_date%22%3A%5B2018%3B2019%5D%7D%3B%22sortFilter%22%3A%5B%22index_2018%22%5D%7D] abgerufen am 09.01.2021.
- Emirates, 2021, Die Emirates Boeing 777,
Verfügbar in: [<https://www.emirates.com/at/german/experience/our-fleet/boeing-777/>] abgerufen am 13.01.2021.
- EPA, 2020, Scope 3 Inventory Guidance,
Verfügbar in: [<https://www.epa.gov/climateleadership/scope-3-inventory-guidance>] abgerufen am 10.01.2021.
- Erdgas-Suedwest, 2021, Grüne Gase – Energie-träger für die Energie-wende,
Verfügbar in: [<https://www.erdgas-suedwest.de/natuerlichzukunft/gruene-gase-energietraeger-fuer-die-energiewende/>] abgerufen am 14.01.2021.
- Europäische Kommission, 2013, S.7, A DECENT LIFE FOR ALL: Ending poverty and giving the world a sustainable future,
Verfügbar in: [<https://europa.eu/capacity4dev/public-fragility/wiki/decent-life-all-ending-poverty-and-giving-world-sustainable-future>] abgerufen am 25.05.2021.
- Europäische Kommission, 2015, S. 9, The Durability of Products,

Verfügbar in: [<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/6c325b55-7352-11e5-86db-01aa75ed71a1>] abgerufen am 25.05.2021.

- Europäische Kommission, 2019, S. 1 – 29, Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Rat, den europäischen wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen Der europäische Grüne Deal,
Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>] abgerufen am 25.05.2021.
- Europäische Kommission, 2020, Inception Impact Assessment,
Verfügbar in: [<https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12494-Revision-of-the-EU-Emission-Trading-System-Directive-concerning-aviation->] abgerufen am 10.01.2021.
- Europäische Kommission, 2021, Übereinkommen von Paris,
Verfügbar in: [https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_de] abgerufen am 10.01.2021.
- Europäische Union, 2008, RICHTLINIEN RICHTLINIE 2008/101/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Einbeziehung des Luftverkehrs in das System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft,
Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0101>] Abgerufen am 10.01.2021.
- Europäische Union, 2009, VERORDNUNG (EG) Nr. 443/2009 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. April 2009 zur Festsetzung von Emissionsnormen für neue Personenkraftwagen im Rahmen des Gesamtkonzepts der Gemeinschaft zur Verringerung der CO₂-Emissionen von Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeugen,
Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex:32009R0443>] abgerufen am 25.05.2021.
- Europäische Union, 2011, VERORDNUNG (EU) Nr. 510/2011 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. Mai 2011 zur Festsetzung von Emissionsnormen für neue leichte Nutzfahrzeuge im Rahmen des Gesamtkonzepts der Union zur Verringerung der CO₂ -Emissionen von Personenkraftwagen und leichten Nutzfahrzeugen,
Verfügbar in: [<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/2a607219-6757-11e9-9f05-01aa75ed71a1/language-de>].
- Europäische Union, 2012, S. 7, COMMISSION REGULATION (EU) No 965/2012 of 5 October 2012 laying down technical requirements and administrative procedures related to air operations pursuant to Regulation (EC) No 216/2008 of the European Parliament and of the Council,
Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2012/965/2014-02-17>] abgerufen am 25.05.2021.
- Europäische Union, 2014a, VERORDNUNG (EU) Nr. 253/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 26. Februar 2014 zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 510/2011 hinsichtlich der Festlegung der Modalitäten für das Erreichen des Ziels für 2020 zur Verringerung der CO₂ - Emissionen neuer leichter Nutzfahrzeuge,

Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32014R0253>] abgerufen am 25.05.2021.

- Europäische Union, 2014b, VERORDNUNG (EU) Nr. 333/2014 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. März 2014 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 443/2009 hinsichtlich der Festlegung der Modalitäten für das Erreichen des Ziels für 2020 zur Verringerung der CO₂ - Emissionen neuer Personenkraftwagen
Verfügbar in: [<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32014R0333>] abgerufen am 25.05.2021.
- Europäisches Parlament, 2019, CO₂ emissions from cars: facts and figures (infographics),
Verfügbar in:
[<https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/society/20190313STO31218/co2-emissions-from-cars-facts-and-figures-infographics>], abgerufen am 09.01.2021.
- Fahey, D.W., 2008, S. 2 – 12, The use of non – CO₂ multipliers for the climate impact of aviation: The scientific basis, ICAO.
- Falkner, R., 2016, S. 1108 – 1125, The Paris Agreement and the new logic of international climate politics, International Affairs, vol. 92 WILEY.
- FAO, 2007, Digital Soil Map of the World,
Verfügbar in: [<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show%3Fid=14116>] abgerufen am 22.04.2021.
- FAO, 2020, Dataset Information,
Verfügbar in: [<http://www.fao.org/faostat/en/#data/GF>] abgerufen am 11.01.2021.
- FAO, UNEP, 2020, S. 9 – 51, The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people.
- FAO, 2021a, Forest Land,
Verfügbar in: [<http://www.fao.org/faostat/en/#data/GF>] abgerufen am 11.01.2021,
- FAO, 2021b, Cropland,
Verfügbar in: [<http://www.fao.org/faostat/en/#data/GC>] abgerufen am 11.01.2021.
- Federal Aviation Administration, 2021, Airport Carbon Emissions Reduction, USA
Verfügbar in:
[https://www.faa.gov/airports/environmental/air_quality/carbon_emissions_reduction/] abgerufen am 10.01.2021.
- Ferreira, H., Leite, M.G.P., 2015, S. 1084 A Life Cycle Assessment study of iron ore mining, Journal of Cleaner Production, vol. 108 Elsevier.
- Fischer, A.M., Sausen, R., Brunner, D., Staehelin, J., Schumann, U., 2009, S. 32 – 39, Flugverkehr und Klimaschutz, Ecological Perspectives on Science and Society, vol. 18 GAIA.
- Flughafen Wien, 2018, S.81, Nachhaltigkeitsbericht 2017 Flughafen Wien AG.
- Flughafen Wien, 2019, Summer Timetable Vienna Airport – Destinations.

- Franzen, A., Mader, S., 2018, Consumption based versus production based accounting of CO2 emissions, Environmental Science & Policy, vol. 84 Elsevier.
- Fraport, 2020, S. 12, Nachhaltig verbinden, Nachhaltigkeitsbericht 2019.
- Frischknecht, R., 2019, S. 11, 101 – 151, 168, Lehrbuch der Ökobilanzierung, Springer.
- Fritz, D., Heinfellner, H., Lichtblau, G., Pözl, W., Schodl, B., 2016, S. 19, 31 – 44, Ökobilanz Alternativer Antriebe Fokus Elektrofahrzeuge, Umweltbundesamt Österreich.
- General Motors, 2020, 2020 Sustainability Report.
- Georg, S., 2021, Entfernungsrechner, Verfügbar in: [<https://www.luftlinie.org/>] abgerufen am 20.05.2021.
- GHG Protocol, 2004, S. 1 – 9, A corporate accounting and reporting standard.
- GHG Protocol, 2011a, S. 2 – 18, Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard.
- GHG Protocol, 2011b, S. 31 – 57, Corporate value chain (Scope 3) accounting and reporting standard.
- GHG Protocol, 2013a, S. 67, GHG Protocol Agricultural Guidance Interpreting the Corporate Accounting and Reporting standard for the agricultural sector.
- GHG Protocol, 2013b, S. 20 – 136, Technical Guidance for Calculating Scope 3 Emissions Version 1.0.
- GHG Protocol, 2013c, Category 15: Investments.
- GHG Protocol, 2020a, Companies and Organizations, Verfügbar in: [<https://ghgprotocol.org/companies-and-organizations>] abgerufen am 10.01.2021.
- GHG Protocol, 2020b, Life Cycle Databases, Verfügbar in: [<https://ghgprotocol.org/life-cycle-databases>] abgerufen am 10.01.2021.
- Google, 2021, Emil Behring Weg 1, Verfügbar in: [<https://www.google.at/maps/place/Emil-Behring-Weg+1,+1230+Wien/@48.1705569,16.2966247,12.5z/data=!4m5!3m4!1s0x476da88075571bf5:0x748a0a840c320f43!8m2!3d48.160206!4d16.2944189>] abgerufen am 10.01.2021.
- Gössling, S., Lohmann, M., Grimm, B. and Scott, D., 2017, S. 3, Leisure travel distribution patterns of Germans: Insights for climate policy. Case Studies In Transport, Case Studies on Transport Policy, vol. 5 Elsevier.
- Graichen, J., Gores, S., Herold, A., 2010, S. 8, Überarbeitung des Emissionsinventars des Flugverkehrs, Umweltbundesamt Deutschland.
- Grassl, H., Brockhagen, D., 2007, S. 2, Climate forcing of aviation emissions in high altitudes and comparison of metrics, IPCC.

- Grau, D., 2021, DIN EN ISO 14044:2018-05, Verfügbar in: [<https://www.beuth.de/de/norm/din-en-iso-14044/279938986>] abgerufen am 15.05.2021.
- Graver, B., Zhang, K., Rutherford, D., 2019, S. 1, CO₂ emissions from commercial aviation, 2018, ICCT.
- Greenalpha, 2021, Emissionsbudget eines Flughafens, firmeninterne Darstellung, Greenalpha GmbH.
- Gschösser, F., Wallbaum, H., 2013, S. 8457, Life Cycle Assessment of Representative Swiss Road Pavements for National Roads with an Accompanying Life Cycle Cost Analysis, Environmental Science & Technology, vol. 47 ACS Publications.
- Gunster, S., Fleet, D., Paterson, M., Saurette, P., 2018, S. 1 – 18, Why don't you act like you believe it? Competing Visions of climate hypocrisy, Simon Fraser University.
- Hartmann, D.L., Klein Tank, A.M.G., Rusticucci, M., Alexander, L.V., Brönnimann, S., Charabi, Y., Dentener, F.J., Dlugokencky, E.J., Easterling, D.R., Kaplan, A., Soden, B.J., Thorne, P.W., Wild, M., Zhai, P.M., 2013, S. 161 – 230, The Physical Science Basis, IPCC.
- Haq, G., Weiss, M., 2015, S. 327 – 329, CO₂ labelling of passenger cars in Europe: Status, challenges, and future prospects, Energy Policy, vol. 95 Elsevier.
- Hegerl, G.C., Zwiers, F. W., Braconnot, P., Gillett, N.P., Luo, Y., Marengo Orsini, J.A., Nicholls, N., Penner, J.E., Stott, P.A., 2007, S. 727, Understanding and Attributing Climate Change. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC.
- Heinfellner, H., Ibesich, N., Lichtblau, G., Nagl, C., Schodl, B., Stranner, G., 2015, S. 9 – 11, PKW-Emissionen zwischen Norm- und Realverbrauch, Umweltbundesamt Österreich.
- Hilberg, S., 2015, S. 45 – 60, Umweltgeologie eine Einführung in die Grundlagen und Praxis, Springer Spektrum.
- Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I., Diedhiou, A., Djalante, R., Ebi, K.L., Engelbrecht, F., Guiot, J., Hijjoka, Y., Mehrotra, S., Payne, A., Seneviratne, S.I., Thomas, A., Warren, R., Zhou, G., 2018, S. 57 – 63, Impacts of 1.5 ° C of Global Warming on Natural and Human Systems, IPCC.
- Höpfner, M., Milz, M., Buehler, S., Orphal, J., Stiller, G., 2012, S. 1 – 5, The natural greenhouse effect of atmospheric oxygen (O₂) and nitrogen (N₂), Geophysical Research Letters, vol. 39 AGU.
- ICAO, s.a., ECCAIRS Aviation Data Definition Standard, Verfügbar in: [[https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiVrJP54JHuAhUswQIHVVpIBykQFjAAegQIBRAC&url=https%3A%2F%2Fwww.icao.int%2Fsafety%2Fairnavigation%2FAIG%2Fdocuments%2FADREP%2520Taxonomy%2FECCAIRS%2520Aviation%25201.3.0.12%2520\(Entities%252](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiVrJP54JHuAhUswQIHVVpIBykQFjAAegQIBRAC&url=https%3A%2F%2Fwww.icao.int%2Fsafety%2Fairnavigation%2FAIG%2Fdocuments%2FADREP%2520Taxonomy%2FECCAIRS%2520Aviation%25201.3.0.12%2520(Entities%252)]

0and%2520Attributes).en.id.pdf&usg=AovVaw17qKbUI2_V5Mh8sXTqDhOI] abgerufen am 10.01.2021.

- ICCT, 2019, S. 3, CO₂ emission standards for passenger cars and light-commercial vehicles in the european union.
- IEA, 2020a, CO₂ Emissions from electricity and heat by energy source, Germany, Verfügbar in: [<https://www.iea.org/data-and-statistics/?country=GERMANY&fuel=CO2%20emissions&indicator=CO2EleBySource>] abgerufen am 10.01.2021.
- IEA, 2020b, CO₂ Emissions from electricity and heat by energy source, Austria, Verfügbar in: [<https://www.iea.org/data-and-statistics/?country=AUSTRIA&fuel=CO2%20emissions&indicator=CO2EleBySource>] abgerufen am 10.01.2021.
- IEA, 2021a, Data and Statistics, CO₂ Emissions, CO₂ Emissions by sector, World, Verfügbar in: [<https://www.iea.org/data-and-statistics?country=WORLD&fuel=CO2%20emissions&indicator=CO2BySector>] abgerufen am 11.01.2021.
- IEA, 2021b, Data and Statistics, Prices, Gasoline Prices, Verfügbar in: [<https://www.iea.org/data-and-statistics?country=AUSTRIA&fuel=Prices&indicator=GasPrice>] abgerufen am 11.01.2021.
- International Transport Forum, 2021, Passenger transport: Inland passenger transport, Verfügbar in: [<https://stats.oecd.org/#>] abgerufen am 09.01.2021.
- Ioannidou, A., Vasileiadis, A., Melas, D., 2014, S. 2, Time lag between the tropopause height and ⁷Be activity concentrations on surface air, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 129 Elsevier.
- IPCC, 2014, S. 5 – 73, Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2018, S. 12, Summary for Policymakers. 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, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.
- IPCC, 2019a, S. 4 – 28, Technical Summary.
- IPCC, 2019b, S. 7 – 15, Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Ismer, R., Haußner, M., Meßerschmidt, K., Neuhoff, K., 2019, S. 7 – 16, Sozialverträglicher CO₂ Preis: Vorschlag für einen Pro Kopf Bonus durch Krankenversicherungen, German Institute for Economic Research.
- Jannsen, N., Kallweit, M., 2018, S. 831 – 832, Auswirkungen des neuen WLTP- Prüfverfahrens, Wirtschaftsdienst, vol. 98.

- Jöhrens, J., Helms, H., 2013, S. 34 – 37, Konzept zur zukünftigen Beurteilung der Effizienz von Kraftfahrzeugen, Umweltbundesamt Deutschland.
- Jolliet, O., Saade-Sbeih, M., Shaked, S., Jolliet, A., Crettaz, P., 2016, S. 1 – 20, Environmental Life Cycle Assessment, Taylor & Francis Group.
- Jungbluth, N., Meili, C., 2018, S. 12, Aviation and Climate Change: Best practice for calculation of the global warming potential, ESU-Services.
- Khandelwal, B., Karakurt, A., Sekaran, P.R., Sethi, V., Singh, R., 2013, S. 57, Hydrogen powered aircraft: The future of air transport, Progress in Aerospace Sciences, vol. 60 Elsevier.
- Klöpffer, W., Grahl, B., 2014, S. 27 – 140, Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice, WILEY.
- Kottek, M., Griesner, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006, S. 261, World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated, Meteorologische Zeitschrift, vol. 15 Schweizerbart.
- Krutzler, T., Wiesenberger, H., Heller, C., Gössl, M., Stranner, G., Storch, A., Heinfellner, H., Winter, R., Kellner, M., Schindler, I., 2016, S. 20 – 27, Szenario erneuerbare Energie 2030 und 2050, Umweltbundesamt Österreich.
- Lee, D.S., Fahey, D.W., Forster, P.M., Newton, P.J., Wit, R.C.N., Lim, L.L., Owen, B., Sausen, R., 2009a, S. 3525, Aviation and global climate change in the 21st century, Atmospheric Environment, vol. 43 Elsevier.
- Lee, D.S., Pitari, G., Grewe, V., Gierens, K., Penner, J.E., Petzold, A., Prather, M.J., Schumann, U., Bais, A., Bernsten, T., Iachetti, D., Lim, L.L., Sausen, R., 2009b, S. 4714, Transport impacts on atmosphere and climate: Aviation, Atmospheric Environment, vol. 44 Elsevier.
- Leopoldina, 2013, S. 16 – 32, Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen, Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina.
- Lettl, T., s.a., S. 3 – 4, Rechtsgutachten zu kartellrechtlichen Fragen der Marktkonzentration am Beispiel Agrarsektor und Lebensmitteleinzelhandel, Universität Potsdam.
- Li, P., Peng, C., Wang, M., Li, W., Zhao, P., Wang, K., Yang, Y., Zhu, Q., 2017, S. 245 – 253, Quantification of the response of global terrestrial net primary production to multifactor global change, Ecological Indicators, vol. 76 Elsevier.
- Magistratsabteilung 5, 2017, S. 39, Beteiligungsbericht 2017 der Stadt Wien.
- Maik, A., McBain, D., Wiedmann, T., Lenzen M., Murray, J., 2018, S. 300 – 301, Advancements in Input-Output Models and Indicators for Consumption-Based Accounting, Journal of Industrial Ecology, vol. 32 WILEY.
- Matthey, A., Bünger, B., 2020, S. 8, Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten Kostensätze, Umweltbundesamt Deutschland.
- Maurer, F., Zettl, A., Pinterits, F., 2017, S. 10, Chemie-Skript Zum MedAT 201.

- MCC, 2021, That's how fast the carbon clock is ticking, Verfügbar in: [<https://www.mcc-berlin.net/en/research/co2-budget.html>] abgerufen am 14.01.2021.
- Memmler, M., Lauf, T., Schneider, S., 2018, S. 29 – 58, Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2017, Umweltbundesamt Deutschland.
- Mobile.de, 2021, VW Golf (Fünftürer), Verfügbar in: [<https://www.mobile.de/auto/vw/golf/2008/fuenftuerer/modell/daten-fakten>] abgerufen am 09.01.2021.
- Mock, P., Kühlwein, J., Tietge, U., Franco, V., Bandivadekar, A., German, J., 2014, S. 4 – 8, The WLTP: How a new test procedure for cars will affect fuel consumption values in the EU, ICCT.
- Milkoreit, M., 2019, S. 1020, The Paris Agreement on Climate Change – Made in the USA?, American Political Science Association, Cambridge University Press.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhang, H., 2013, S. 661 – 684, The Physical Science Basis, IPCC.
- NASA, 2020, Seasonal Changes in Carbon Dioxide, Verfügbar in: [<https://svs.gsfc.nasa.gov/4565>] abgerufen am 10.01.2021.
- Neu, U., 2020, S. 7, Die Auswirkungen der Flugverkehrsemissionen auf das Klima, Swiss academies communications, vol. 15 SCNAT.
- Neumann, M., 2016, S. 3, ESTIMATING NET PRIMARY PRODUCTION USING REMOTE SENSING AND TERRESTRIAL FOREST INVENTORY DATA.
- Nikoleris, T., Gupta, G., Kistler, M., 2011, S. 305 – 306, Detailed estimation of fuel consumption and emissions during aircraft taxi operations at Dallas/Fort Worth International Airport, Transportation Research Part D: Transport and Environment, vol. 16 Elsevier.
- NOAA, s.a.a, CO₂ expressed as a mole fraction in dry air, micromol/mol, abbreviated as ppm, Verfügbar in: [https://www.esrl.noaa.gov/gmd/webdata/ccgg/trends/co2/co2_annmean_gl.txt] abgerufen am 22.04.2021.
- NOAA, s.a.b, CH₄ expressed as a mole fraction in dry air, nanomol/mol, abbreviated as ppb, Verfügbar in: [https://www.esrl.noaa.gov/gmd/webdata/ccgg/trends/ch4/ch4_annmean_gl.txt] abgerufen am 22.04.2021.
- OEGB, 2019, S. 5, Zahlen Daten Fakten Verfügbar in: [<https://konzern.oebb.at/de/ueber-den-konzern/die-oebb-in-zahlen>] abgerufen am 11.01.2021.

- Pattberg, P., 2017, S. 5 – 15, The emergence of carbon disclosure: Exploring the role of governance entrepreneurs, Environment and Planning C: Politics and Space, vol. 35 SAGE .
- PEM, 2015, S. 3 – 10, PRODUKTIONSPROZESS EINER LITHIUMIONENBATTERIEZELLE, Universität Aachen.
- Penner, J.E., Lister, D.H., Griggs, D.J., Dokken, D.J., McFarland, M., 1999, S. 11 – 23, IPCC SPECIAL REPORT AVIATION AND THE GLOBAL ATMOSPHERE Summary for Policymakers, IPCC.
- ProBas, 2021a, Willkommen bei ProBas!,
Verfügbar in : [<https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>] abgerufen am 09.01.2021.
- ProBas, 2021b, Blei,
Verfügbar in:
[<https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/prozessdetails.php?id={882A8600-F915-4B84-BD38-C103658BDCCD}>] abgerufen am 11.01.2021.
- Pers. Kontakt, Prokop, G., 2021, Flächeninanspruchnahme und Versiegelung der Schieneninfrastruktur 2012 bis 2019.
- Qiao, Q., Zhao, F., Liu, Z., Jiang, S., Hao, H., 2016, S. 1 – 11, Comparative Study on Life Cycle CO₂ Emissions from the Production of Electric and Conventional Vehicles in China, Energy Procedia, vol. 105 Elsevier.
- Radonjic, G., Tompa, S., 2018, S. 11, Carbon footprint calculation in telecommunications companies – The importance and relevance of scope 3 greenhouse gases emissions, Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 98 Elsevier.
- Rogelj, J., Shindell, D., Jiang, K., Fifita, S., Forster, P., Ginzburg, V., Handa, C., Kheshgi, H., Kobayashi, S., Kriegler, E., Mundaca, L., Séférian, R., Vilarino, M.V., 2018, S. 95, Mitigation Pathways Compatible with 1.5 ° C in the Context of Sustainable Development. 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, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty, IPCC.
- Schäuble, D., Jahn, J., Cremonese, L., Quitzow, R., 2020, S. 7, Internationale Wasserstoffpolitik Eine kurze Bestandsaufnahme, IASS Potsdam.
- Schienencontrol, s.a., S. 6, Entwicklungen Schienenverkehr in Europa: Internationalisierung und Wettbewerb steigt
Verfügbar in: [https://www.schienecontrol.gv.at/files/1-Homepage-Schiene-Control/1g-Presse/pressemappen/pressemappen2018/6.IRG-Rail-Marktbericht.pdf&usg=AovVaw1T60f6PG6dqV2OcxuwUTc_] abgerufen am 11.01.2021.
- Schönwiese, C.D., 2020, S. 336 – 340, Klimatologie, UTB.

- Schulze, E.D., Luysart, S., Ciais, P., Freibauer, A., Janssens, I.A., 2009, S. 843, Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance, *Nature Geoscience*, vol. 2.
- Schulze, E.D., Ciais, P., Luysaert, S., Schumpf, M., Janssens, I.A., Thiruchittampalam, B., Thelokes, J., Saurat, M., Bringezu, S., Lelieveld, J., Lohila, A., Remann, C., Jung, M., Bastviken, D., Abril, G., Grassi, G., Leip, A., Freibauer, A., Kutsch, W., Don, A., Nieschulze, J., Börner, A., Gash, J.H., Dolman, A.J., 2010, S. 1453, The European carbon balance. Part 4: integration of carbon and other trace-gas fluxes, *Global Change Biology*, vol. 16 WILEY.
- Science Based Target Initiative, 2018, S. 9, Value Change in the Value Chain: Best Practices in Scope 3 Greenhouse gas Management.
- Shanbag, A., Manjare, S., 2020, S. 22 – 27, Life Cycle Assessment of Tyre Manufacturing Process, *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, vol. 8 SDEWES.
- Smiatek, G., Kunstmann, H., Senatore, A., 2016, S. 7710 – 7713, EURO-CORDEX regional climate model analysis for the Greater Alpine Region: Performance and expected future change, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 121 AGU.
- Soratana, K., Rasutis, D., Azarabadi, H., Eranki, P.L., Landis, A.E., 2016, S. 271 – 276, Guayule as an alternative source of natural rubber: A comparative life cycle assessment with Hevea and synthetic rubber, *Journal of Cleaner Production*, vol. 159 Elsevier.
- Statistik Austria, 2019, KFZ Bestand 2019, Verfügbar in: [https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/verkehr/strasse/kraftfahrzeuge_-_bestand/index.html] abgerufen am 11.01.2021.
- Steininger, K., Munoz, P., Karstensen, J., Peters, G.P., Strohmaier, R., Velazquez, E., 2018, S. 226 – 239, Austria's consumption-based greenhouse gas emissions: Identifying sectoral sources and destinations, *Global Environmental Change*, vol. 48 Elsevier.
- Swiss, 2016, Flying in all directions, Verfügbar in: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUK Ewi7vIDi7pHuAhUE3KQKHQT_Dig4ChAWMBJ6BAgJEAI&url=https%3A%2F%2Fwww.swiss.com%2FCMSContent%2Fweb%2FsiteCollectionDocuments%2F777%2FSWISS_Factsheet_B777-300ER_EN.pdf&usq=AovVaw2wluWb6LvFAtiZz-phMAah] abgerufen am 10.01.2021.
- Thatcher, M., 2005, S. 350 – 370, The Third Force? Independent Regulatory Agencies and Elected Politicians in Europe, *Governance*, vol. 18, WILEY.
- Thielmann, A., Wietschel, M., Funke, S., Grimm, A., Hettesheimer, T., Langkau, S., Loibl, A., Moll, C., Neef, C., Plötz, P., Sievers, L., Espinoza, L.T., Edler, J., 2020, S. 16,17, Batterien für Elektroautos: Faktencheck und Handlungsbedarf, Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung ISI.

- Tietge, U., Diaz, S., Mock, P., Bandivadekar, A., Dornoff, J., Ligterink, N., 2019, S. 3, 48 – 51, From laboratory to road a 2018 update of official and “real-world” fuel consumption and CO₂ values for passenger cars in Europe, ICCT.
- Total SE, 2019, Factbook 2019, Verfügbar in: [<https://www.total.com/investors/publications-and-regulated-information/reports-and-publications>] abgerufen am 10.01.2021.
- Turgut, E.T., Usanmaz, O., Rosen, M.A., 2013, S. 7, Empirical model assessment of commercial aircraft emissions according to flight phases, International Journal of Energy and Environmental Engineering, vol. 4 Springer Open Journal.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2012, S. 2 – 4, Klimawirksamkeit des Flugverkehrs Aktueller wissenschaftlicher Kenntnisstand über die Effekte des Flugverkehrs.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2020a, Atmosphärische Treibhausgas-Konzentrationen, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/atmosphaerische-treibhausgas-konzentrationen#kohlendioxid->] abgerufen am 10.01.2021.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2020b, Lachgas und Methan, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan>] abgerufen am 10.01.2021.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2020c, Kühlschranks, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/elektrogeraete/kuehlschrank#unsere-tipps>] abgerufen am 10.01.2021.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2021a, Kompensation von Treibhausgasemissionen, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/mobilitaet/kompensation-von-treibhausgasemissionen#unsere-tipps>] abgerufen am 11.01.2021.
- Umweltbundesamt Deutschland, 2021b, Weltweiter Autobestand, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.de/bild/weltweiter-autobestand>] abgerufen am 12.01.2021.
- Umweltbundesamt Österreich, 2016, S. 79, Elfter Umweltkontrollbericht.
- Umweltbundesamt Österreich, 2018, Klimaschutzbericht 2018.
- Umweltbundesamt Österreich, 2019a, Klimaschutzbericht 2019.
- Umweltbundesamt Österreich, 2019b, S. 9, 38 – 43, Staatliche und unternehmensbezogene THG-Emissionen.
- Umweltbundesamt Österreich, 2019c, Flächeninanspruchnahme in Österreich 2019, Umweltbundesamt, Österreich Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme>] abgerufen am 11.01.2021.
- Umweltbundesamt Österreich, 2020a, Emissionsfaktoren bezogen auf Fahrzeugkilometer,

Verfügbar in:

[<https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/mobilitaet/mobilitaetsdaten/emissionsfaktoren-verkehrsmittel>] abgerufen am 09.01.2021.

- Umweltbundesamt Österreich, 2020b, Dokumentation der Emissionsfaktoren, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/mobilitaet/mobilitaetsdaten/emissionsfaktoren-verkehrsmittel>] abgerufen am 11.01.2021.
- Umweltbundesamt Österreich, 2021a, Treibhausgas-Bilanz 2019 nach Sektoren, Verfügbar in: [<https://www.umweltbundesamt.at/news210119/sectoren>] abgerufen am 25.05.2021.
- Umweltbundesamt Österreich, 2021b, Berechnung von Treibhausgas (THG)-Emissionen verschiedener Energieträger, Verfügbar in: [<https://secure.umweltbundesamt.at/co2mon/co2mon.html>] abgerufen am 26.01.2021.
- Umweltbundesamt Österreich, 2021c, Höhere Geschwindigkeit führt zu höherer Umweltbelastung, Verfügbar in [<https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/mobilitaet/mobilitaetsdaten/tempo>] abgerufen am 11.01.2021.
- UN, 2020a, Climate Action, Verfügbar in: [<https://www.un.org/sustainabledevelopment/climate-action/#ParisAgreement>], abgerufen am 10.01.2021.
- UN, 2020b, Promote sustained, inclusive and sustainable economic growth, full and productive employment and decent work for all, Verfügbar in: [<https://sdgs.un.org/goals/goal8>] abgerufen am 10.01.2021.
- UNFCCC, 2020, Detailed data by party, Verfügbar in: [https://di.unfccc.int/detailed_data_by_party] abgerufen am 10.01.2021.
- Volkswagen, 2019, S. 71, Nachhaltigkeitsbericht 2019.
- Volkswagen, 2021, Leistungsstark und skalierbar: das neue ID. Batteriesystem, Verfügbar in: [<https://www.volkswagenag.com/de/news/stories/2018/10/powerful-and-scalable-the-new-id-battery-system.html#>] abgerufen am 09.01.2021.
- Wadhams, P., 2016, S. 93 – 97, Abschied vom Eis ein Weckruf aus der Arktis, Springer.
- Wegener Center für Klima und Globalen Wandel, 2020, Wegener Center Statement 9.10.2020—ein Update zum Ref-NEKP der Wissenschaft: Treibhausgasbudget für Österreich auf dem Weg zur Klimaneutralität 2040.
- Wietschel, M., 2019, S. 16, Klimabilanz, Kosten und Potenziale verschiedener Kraftstoffarten und Antriebssysteme für Pkw und Lkw, Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung ISI.
- Wilkerson, J.T., Jacobson, M.Z., Balasubramanian, S. Wayson, R.L., 2004, S. 2972, Analysis of emission data from global commercial aviation: 2004 and 2006, Atmospheric Chemistry and Physics, vol. 10 EGU.

- Winther, M., Rypdal, K., Sorensen, L., Kalivoda, M., Bukovnik, M., Kilde, N., De Lauretis, R., Falk, R., Romano, D., Deransy, R., Box, L., Carbo, L., Meana, N.T., Whiteley, M., 2019, S. 12, EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019.
- WMO, 2020a, Greenhouse Gases,
Verfügbar in: [<https://public.wmo.int/en/our-mandate/focus-areas/environment/greenhouse%20gases>] abgerufen am 10.01.2021.
- WMO, 2020b, CO₂ Crosses 400 ppm Threshold Throughout Northern Hemisphere,
Verfügbar in: [<https://public.wmo.int/en/meteoworld/co2-crosses-400-ppm-threshold-throughout-northern-hemisphere>] abgerufen am 10.01.2021.
- WMO, 2020c, Greenhouse gas concentrations in atmosphere reach yet another high,
Verfügbar in: [<https://public.wmo.int/en/media/press-release/greenhouse-gas-concentrations-atmosphere-reach-yet-another-high>] abgerufen am 10.01.2021.
- Wolters, S., Schaller, S., Götz, M., 2018, S. 7, Freiwillige CO₂-Kompensation durch Klimaschutzprojekte, Umweltbundesamt Deutschland.
- WRI, 2020, GHG Protocol: The Gold Standard for Accounting for Greenhouse Gas Emissions, World Resources Institute,
Verfügbar in: [<https://www.wri.org/blog/2011/10/ghg-protocol-gold-standard-accounting-greenhouse-gas-emissions>] abgerufen am 10.01.2021.
- ZAMG, 2020, Lithosphäre,
Verfügbar in: [<https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimasystem/geosphaeren/lithosphaere>] abgerufen am 10.01.2021.
- ZAMG, 2021, Atmosphäre,
Verfügbar in: [<https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimasystem/geosphaeren/atmosphaere>] abgerufen am 14.01.2021.
- Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg, 2020, Zahl der Elektroautos steigt weltweit von 5,6 auf 7,9 Millionen,
Verfügbar in: [<https://www.zsw-bw.de/presse/aktuelles/detailansicht/news/detail/News/zahl-der-elektroautos-steigt-weltweit-von-56-auf-79-millionen.html>] abgerufen am 22.04.2021.

7. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: THG - Emissionen bis 1,5 °C Ziel (MCC, 2021)	1
Abbildung 2: Globale fossile CO ₂ - Emissionen 1960 – 2020 (Andrew, 2021)	2
Abbildung 3: THG - Emissionen bis 2 ° C Ziel (MCC, 2021)	3
Abbildung 4: Strahlungsbilanz der Erde (Hartmann et al., 2013)	7
Abbildung 5: Verteilung der globalen THG – Emissionen (IPCC, 2014).....	8
Abbildung 6: Projektionen der Veränderung der globalen Mitteltemperatur bis 2100 (IPCC, 2014)	9
Abbildung 7: Projektionen des Meeresspiegelanstiegs unter den verschiedenen RCPs (Church et al., 2013)	11
Abbildung 8: Jährliche anthropogene CO ₂ – Emissionen unter den „Representative Concentration Pathways“ (IPCC, 2018)	13
Abbildung 9: Potentielle Risiken durch die fortschreitende Erderwärmung (Hoegh-Guldberg et al., 2018).....	14
Abbildung 10: Anteil THG - Emissionen 2017 und ihre prozentuelle Verteilung (inklusive Emissionshandel) (Umweltbundesamt Österreich, 2021a)	16
Abbildung 11: Prozentuelle Abweichung der Emissionen unter einem konsumbasierten Ansatz zu einem produktionsbasierten Ansatz (Steininger, 2018).....	17
Abbildung 12: Scope 1, 2, 3 Kategorien nach GHG Protocol (GHG Protocol, 2011b).....	22
Abbildung 13: Emission eines Auto Lebenszyklus nach Fritz et al., 2016.....	30
Abbildung 14: Vereinfachte Darstellung PKW Lebenszyklus (Fritz et al., 2016)	30
Abbildung 15: Verschiedene Arten des Wasserstoffs (Erdgas-Suedwest, 2021)	41
Abbildung 16: NPP für Österreich (Neumann et al., 2015)	43
Abbildung 17: Bodentypenkarte (FAO, 2007).....	45
Abbildung 18: NPP nach geografischer Lage global (Leopoldina, 2013)	48
Abbildung 19: NPP für die EU 25 2013 (Leopoldina, 2013)	49
Abbildung 20: Verteilung der globalen Emissionen nach IEA (IEA, 2021a)	50
Abbildung 21: Preis pro Liter Benzin (in Euro) in ausgewählten Ländern (IEA, 2021b).....	54
Abbildung 22: Momentane THG - Kalkulation von den meisten Flughäfen (Greenalpha, 2021)	55

Abbildung 23: Lage fiktiver Flughafen Emil Behring Weg (Google, 2021)..... 57
Abbildung 24: Bewertete Flugphasen (eigene Darstellung) 61

8. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Szenarioanalysen nach den verschiedenen RCPs (IPCC, 2014).....	10
Tabelle 2: THG - Parameter im Auto Testzyklus (Mock et al., 2014)	26
Tabelle 3: Scope 3 Emissionen verschiedener Hersteller*Innen (Volkswagen, 2019; CDP, 2021a,b).....	28
Tabelle 4: Emission pro PKW nach der Kategorie Scope 3.1 (Volkswagen, 2019; CDP, 2021a,b; General Motors, 2020)	28
Tabelle 5: Emissionsfaktoren für verschiedene Materialien eines PKWs (Ademe, 2021; Probas, 2021a; Soratana et al., 2016), für alle orange markierten Felder konnten in diesen Quellen keine Werte gefunden werden	32
Tabelle 6: Zusammensetzung einer Lithium Ionen Batterie nach Qiao et al., 2016	34
Tabelle 7: Korrekturfaktoren für die Nutzungsphase eines PKWs	36
Tabelle 8: Ergebnis der Berechnung der Emission der Fahrzeugflotte nach verschiedenen Faktoren.....	37
Tabelle 9: Emission nach Strommix der Nutzungsphase von 217.500 km (Memmler, Lauf, Schneider, 2018; EEA, 2021; Umweltbundesamt Österreich, 2021b).....	38
Tabelle 10: Emissionspotential nach FAO für Beispielländer (FAO, 2021a,b)	46
Tabelle 11: Verkehrsaufteilung für ein Jahr auf der Straße (nach ASFINAG, 2017)	50
Tabelle 12: Radiative Forcing im Flugverkehr	58
Tabelle 13: Emission Weighting Factor für den Flugverkehr.....	59
Tabelle 14: Verbrauch verschiedener Flugzeugtypen mit dem jeweiligen Beispielmotor (EASA, 2021a).....	63
Tabelle 15: Flugdestination mit den höchsten Emissionswerten der „Cruise“ Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)	65
Tabelle 16: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Take - Off" Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)	65
Tabelle 17: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Climb - Out" Phase pro Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021).....	66
Tabelle 18: Flugdestinationen mit den höchsten Emissionen der "Approach" Phase Jahr, Reihung nach Emissionsbudget pro Jahr (EASA, 2021a; Flughafen Wien, 2019; Georg, 2021)	66

Tabelle 19: Vergleich der Emissionskoeffizienten nach Ademe und ProBas (Ademe, 2021; ProBas, 2021a).....	70
Tabelle 20: Emissionen des Betriebes nach FAO und NPP für 20, 50 und 100 Jahre (Leopoldina, 2013; FAO, 2021a,b)	73
Tabelle 21: Verbrauch verschiedener Motorentypen einer potentiellen Kurzstreckenmaschine (EASA, 2021)	74
Tabelle 22: Berechnete Emissionsbelastung der drei Betriebe (eigene Berechnung).....	75
Tabelle 23: Prozentsatz des Anteils des Verbrauchs pro Betriebsjahr am verbleibenden österreichischen THG Budget von 700 Mio. Tonnen (nach Wegener Center für Klima und Globalen Wandel, 2020), vereinbar mit dem 1,5 °C Ziel.....	76
Tabelle 24: benötigte Materialien VW Golf in kg (Danilecki et al., 2015).....	105
Tabelle 25: benötigte Materialien für einen PKW nach Qiao et al., 2016	106
Tabelle 26: Emissionsfaktoren einer Batterie (Ademe, 2021; Dunn et al., 2016), für alle weißen Felder konnten keine Zahlenwerte gefunden werden.....	107
Tabelle 27: Emissionen verschiedener Energieträger (Memmler, Lauf, Schneider, 2018; EEA, 2021; Umweltbundesamt Österreich, 2021)	108
Tabelle 28: Flugliste des fiktiven Flughafens Emil Behring Weg, Flughäufigkeit in Anlehnung an den Flughafen Wien Schwechat.....	109
Tabelle 29: Verbrauch nach Flugphasen von drei gängigen Motorentypen (EASA, 2021a,b)	114
Tabelle 30: Flächeninanspruchnahme des Infrastrukturbetriebs (eigene Berechnung).....	115

9. Abkürzungsverzeichnis

- > größer
- < kleiner
- °C Grad Celsius
- a Jahr
- ADAC Allgemeiner Deutscher Automobil Club
- Ademe Agence de la transition écologique
- AG Aktiengesellschaft
- AMOC Atlantic Meridional Overturning Circulation
- ASFINAG Autobahnen- und Schnellstraßen- Finanzierungs- AG
- BPP Bruttonährproduktion
- BSc. Bachelor of Science
- bspw. beispielsweise
- bzw. beziehungsweise
- C Kohlenstoff
- ca. circa
- CBA Consumption Based Accounting
- CDP Carbon Disclosure Project
- CH₄ Methan
- CO₂ Kohlendioxid
- d.h. das heißt
- DEFRA Department for Environment, Food and Rural Affairs
- Dr. Doktor
- e – Golf elektronisch angetriebener Golf
- EASA European Union Aviation Safety Agency
- EEA European Environment Agency
- EMPA Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
- et al. und andere
- ETH Eidgenössische Technische Hochschule
- etc. et cetera
- EU Europäische Union
- EU ETS Europäische Union Emission Trading System
- Eurostat Statistische Amt der Europäischen Union
- EWF Emission Weighting Factor
- FAO Food and Agriculture Organisation

• FFF	Fridays For Future
• g	Gramm
• g C m ⁻² a ⁻¹	Gramm Kohlenstoff pro Quadratmeter pro Jahr
• g CO ₂ / km	Gramm Kohlendioxid pro Kilometer
• g / km	Gramm pro Kilometer
• GCM	Global Climate Model
• GEMIS	Globales Emissions – Modell integrierter Systeme
• GHG Protocol	Greenhouse Gas Protocol
• GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
• Gt	Gigatonne
• GWP	Global Warming Potential
• H ₂ O	Wasser
• ha	Hektar
• HBF	Hauptbahnhof
• IASS	Institute for Advanced Sustainability Studies
• ICAO	International Civil Aviation Organisation
• ICCT	International Council on Clean Transportation
• IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
• ISO	International Organisation for Standardisation
• KFZ	Kraftfahrzeug
• kg	Kilogramm
• km	Kilometer
• km / h	Kilometer pro Stunde
• km ²	Quadratkilometer
• kWh	Kilowattstunde
• LCA	Life Cycle Assessment
• LKW	Lastkraftwagen
• LTO	Landing and Take Off
• m	Meter
• m ²	Quadratmeter
• Mag.	Magister
• MAX	maximal
• Mia.	Milliarden
• Mio.	Millionen
• MK	Mark

- mm Millimeter
- N₂O Lachgas
- NCM Lithium Nickel Kobalt Mangan Dioxid
- NEFC Neuer Europäischer Fahrzyklus
- NPP Netto Primär Produktion
- PBA Produktion Based Accounting
- pH pondus Hydrogenii
- PKW Personenkraftwagen
- ppb parts per billion
- ppm parts per million
- ProBas Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme
- Prof. Professor
- RCP Regional Concentration Pathways
- RF Radiative Forcing
- RFI Radiative Forcing Index
- s.a. sina anno
- t Tonne
- THG Treibhausgas
- UN United Nations
- Univ. Universitäts
- USA United States of America
- UTB Uni-Taschenbücher
- UV Ultra Violett
- v.a. vor allem
- vol. Volume
- VW Volkswagen
- Wh Wattstunde
- WLTP Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure
- WRI World Resources Institute
- z.B. zum Beispiel

10. Annex I

Tabelle 24: benötigte Materialien VW Golf in kg (Danilecki et al., 2015)

	1976-1983	1983-1987	1991-1997	1997-2003	2006-2008	2008-2012
Materials	VW Golf MK1	VW Golf MK2	VW Golf MK3	VW Golf MK4	VW Golf MK5	VW Golf MK 6
Steel, Cast Iron, Cast Steel	566,9	595	658,3	733,8	694,1	736,1
Aluminium and aluminium alloys	49,3	54,9	72,1	84,5	82,8	97,4
ABS	10,9	11,4	17,6	20,4	21,3	25,2
PP	22,1	19,4	34,8	44,7	44,6	52,2
PA	4,8	5	9,9	9,6	10,3	11,1
PS	3,2	4,7	5,3	7,54	7,5	7,5
PC	0	0	0	0	0,1	0,1
PUR	6	6,2	8,1	10,2	9,9	11
PVC	0	0	1,4	1,7	1,6	1,8
PE	0,7	6,8	9,5	9,2	16,1	17
PET	0,2	0,2	1,2	1,2	0,8	0,8
PMMA	0,5	0,6	0,8	1,8	0	0
ASA	0	0	0,4	0,3	0,7	0,5
Glass	24,5	16,8	34,5	34,6	29,2	40,9
Fabrics	5,5	5,8	6,8	6,9	6,6	6,7
Gum	39,6	39,3	40,2	57,8	53,6	54
Copper, Zinc, Tin, Nickel, Magnesium	9,2	10,3	18,6	21,1	21,9	25,2
Lead	0,3	0,3	0,8	0,3	0	0,9
Gear Oil	2,1	1,7	1,7	2,4	3,1	5,5
Engine Oil	2,4	2,8	2,8	3,2	3,1	3
Power Steering Fluid	0	0,6	1	0,7	0,7	0
Brake Fluid	0,5	0,5	0,5	0,4	0,6	0,7
Coolant Fluid	5,4	5,4	4,4	5,5	4,3	5,7
Windshield Washer Fluid	1,4	2,5	2,5	1,8	5,3	2
Petrol	33,8	41,3	41,3	41,3	41,3	41,3
Multi Material Components	8	8,4	12,7	12,5	12,7	10,3
Electronics and electro technical Components	32,1	33,5	40,7	48,6	45,7	48,8

Tabelle 25: benötigte Materialien für einen PKW nach Qiao et al., 2016

Powertrain		
Steel	131,219	kg
Cast Iron	95,0092	kg
Cast Aluminium	56,8062	kg
Copper/Brass	9,6338	kg
Average Plastic	30,8946	kg
Rubber	8,6372	kg
Transmissions System		
Steel	24,42	kg
Cast Iron	24,42	kg
Wrought Aluminium	24,42	kg
Average Plastic	4,07	kg
Rubber	4,07	kg
Chassis		
Steel	259,869	kg
Cast Iron	21,321	kg
Cast Aluminium	3,09	kg
Copper/Brass	3,708	kg
Average Plastic	5,562	kg
Rubber	13,596	kg
Others	12,36	kg
Body		
Steel	346,281	kg
Wrought Aluminium	3,549	kg
Copper/Brass	9,633	kg
Glass	32,955	kg
Average Plastic	91,767	kg
Rubber	2,535	kg
Others	20,28	kg
Lead Acid Battery		
PP	0,9943	kg
Lead	11,247	kg
Sulfuric Acid	1,2877	kg
Fibre Glass	0,3423	kg
Water	2,2983	kg
Others	0,1304	kg

Tires		
Rubber	6,0697	kg
Steel	3,0303	kg
Engine Oil		
	3,9	kg
Brake Oil		
	0,9	kg
Transmission Fluid		
	10,9	kg
Powertrain Coolant		
	10,4	kg
Windshield fluid		
	2,7	kg
Gesamt	1265,506	kg

Tabelle 26: Emissionsfaktoren einer Batterie (Ademe, 2021; Dunn et al., 2016), für alle weißen Felder konnten keine Zahlenwerte gefunden werden

Emissionsfaktoren		
Active Material LFP	4	kg/kg
Active Material NCM	9,9	kg/kg
Graphite / Carbon	5,3	kg/kg
Binder		kg/kg
LiPF6	12	kg/kg
Ethylene Carbonate		kg/kg
Dimethyl Carbonate		kg/kg
PE	1,98	kg/kg
PET	3,27	kg/kg
Thermal Insulation		kg/kg
Glycol		kg/kg
Electronic Parts		kg/kg

Tabelle 27: Emissionen verschiedener Energieträger (Memmler, Lauf, Schneider, 2018; EEA, 2021; Umweltbundesamt Österreich, 2021)

Photovoltaik	67,321	g/kWh	6,7321E-05	t/kWh
Windenergie On Shore	10,584	g/kWh	1,0584E-05	t/kWh
Windenergie Off Shore	6,085	g/kWh	6,085E-06	t/kWh
Laufwasser	2,702	g/kWh	2,702E-06	t/kWh
Speicherwasser, Pumpspeicher, natürlicher Zufluss	25,651	g/kWh	2,5651E-05	t/kWh
Tiefengeothermie	192,03	g/kWh	0,00019203	t/kWh
Strommix Österreich	197	g/kWh	0,000197	t/kWh
Strommix EE Österreich	4,61672608	g/kWh	4,6167E-06	t/kWh
Strommix Deutschland	516	g/kWh	0,000516	t/kWh
Strommix EU- 27	414	g/kWh	0,000414	t/kWh
Strommix Niederlande	412	g/kWh	0,000412	t/kWh
Strommix Finnland	217	g/kWh	0,000217	t/kWh
Strommix Spanien	162	g/kWh	0,000162	t/kWh
Braunkohle	1148	g/kWh	0,001148	t/kWh

11. Annex II

Tabelle 28: Flugliste des fiktiven Flughafens Emil Behring Weg, Flughäufigkeit in Anlehnung an den Flughafen Wien Schwechat

Flugdestination	Flüge pro Jahr	Flugdistanz km	Flugzeit Std.	Cruise Zeit sec.
Addis Ababa	312	4843,58	4,99689472	15774,82101
Algiers	104	1674,2	1,76084039	5163,025406
Alicante	104	1754,45	1,84524335	5070,876074
Altenrhein	1144	514,47	0,54109399	501,938359
Amman	572	2445,22	2,57176092	8736,339328
Amsterdam	4004	946,36	0,99533444	3259,203968
Ankara	520	1602,36	1,68528265	6067,017531
Antalya	1612	1720,67	1,80971523	6514,974821
Athens	1144	1119,31	1,17723465	4238,044754
Bangkok	832	8441,9	8,13887346	29299,94447
Barcelona	2340	1342,06	1,41151204	5081,443338
Bari	416	787,16	0,82789578	2980,424823
Basel	988	659,73	0,69387124	2497,936466
Bastia	52	833,55	0,87668648	3156,071334
Beijing	416	7462,07	7,19421499	25899,17396
Belgrade	1768	489,81	0,51515783	1854,568172
Bergen	208	1522,68	1,60147918	5765,325054
Berlin Schönefeld	364	505,81	0,53198583	1915,148991
Berlin Tegel	4524	531	0,55847942	2010,525917
Bilbao	208	1587,23	1,66936966	6009,730794
Billund	104	968,89	1,01903037	3668,509333
Birmingham	208	1376,75	1,44799726	5212,790125
Bolgona	1248	565,49	0,59475429	2141,115444
Bordeaux	104	1345,55	1,41518265	5094,657529
Brindisi	52	848,68	0,89259946	3213,358071
Bristol	104	1396,65	1,46892709	5288,137518
Brussels	2392	907,34	0,95429514	3435,462497
Bucharest Otopeni	2704	856,74	0,90107657	3243,875658
Budapest	1092	235,31	0,24748737	890,9545265
Cagliari	104	1155,67	1,2154763	4375,714664
Cairo	676	2382,49	2,50578463	9020,824656
Calvi	104	1156,5	1,21634925	4378,857294
Cape Town	104	9137,04	8,80906104	31712,61974

Casablanca Mohamed V	104	2567,35	2,70021119	9720,760289
Catania	728	1196,64	1,25856651	4530,839423
Chania	572	1546,32	1,62634256	5854,833213
Chicago O'Hare International	364	7546,1	7,27522869	26190,82327
Chisinau	676	952,11	1,001382	3604,9752
Cluj - Napoca	104	566,2	0,59550103	2143,803718
Cologne / Bonn	1612	730,22	0,76800912	2764,832835
Copenhagen	2132	861,55	0,90613549	3262,087766
Dalaman	52	1626,5	1,7106719	6158,418841
Delhi	208	5563,73	5,36401692	19310,46092
Dnipropetrovsk	364	1377,27	1,44854417	5214,759002
Doha	884	3986,74	4,11293301	14806,55884
Dortmund	364	727,44	0,76508525	2754,306918
Dubai	728	4241,98	4,37625217	15754,50781
Dublin	1456	1684,87	1,77206257	6379,425239
Dubrovnik	884	645,3	0,67869448	2443,30014
Duesseldorf	3796	770,12	0,80997396	2915,906251
Edinburgh	156	1570,65	1,65193164	5946,953921
Eindhoven	104	859,35	0,90382164	3253,757904
Erbil	364	2612,88	2,74809738	9893,150581
Faro	208	2331,32	2,45196656	8827,079626
Florence	728	631,85	0,66454844	2392,374389
Frankfurt	4680	603,98	0,63523616	2286,850176
Fuerteventura	156	3395,6	3,5713234	12856,76423
Funchal	156	3257,56	3,42613978	12334,10321
Gaziantep	52	2122,77	2,23262403	8037,446518
Gdansk	104	681,45	0,71671526	2580,174927
Geneva	1768	804,36	0,84598589	3045,549203
Genoa	52	709,91	0,74664807	2687,933058
Goteborg	156	1096,41	1,15314957	4151,338457
Gran Canaria	156	3537,35	3,720409	13393,47242
Graz	1352	152,4	0,16028675	577,0322971
Guangzhou	156	8601,52	8,29276382	29853,94974
Hamburg	3432	749,85	0,78865498	2839,157927
Hannover	1144	661,03	0,69523852	2502,858657
Helsinki	728	1455,08	1,53038086	5509,371095
Iasi	364	847,88	0,89175806	3210,32903
Ibiza	624	1589,12	1,67135747	6016,886903

Innsbruck	1612	390,58	0,41079264	1478,853508
Irakleion	468	1604,4	1,68742822	6074,741585
Istanbul Ataturk	1456	1268,76	1,33441874	4803,907463
Istanbul Sabiha Gokcen	1196	1280,97	1,34726061	4850,1382
Izmir	468	1392,35	1,46440456	5271,856423
Jeddah	260	3329,07	3,50135045	12604,86161
Kalamata	156	1322,24	1,39066635	5006,398849
Karpathos	156	1670,4	1,75684374	6324,637462
Kavala	104	1050,13	1,10447457	3976,10844
Kayseri	156	1860,35	1,95662371	7043,845367
Kefallinia	52	1158,6	1,21855792	4386,808527
Kerkyra	416	998,15	1,04980458	3779,296505
Kharkiv	156	1459,39	1,5349139	5525,690053
Kiev Borispol	1664	1078,44	1,13424962	4083,298626
Kiev Zhuliany Intl	572	1054,01	1,10855536	3990,799288
Klagenfurt	1404	232,22	0,24423746	879,2548559
Kos	260	1540,95	1,62069466	5834,500776
Kosice	728	364,53	0,38339455	1380,220363
Krakow	936	325,05	0,34187144	1230,737193
Krasnodar	260	1757,55	1,84850378	6654,613608
Kutaisi	156	2141,42	2,25223918	8108,061035
Kuwait	156	7018,51	6,76657681	24359,67652
Lamezia Terme	208	1033,54	1,08702603	3913,293703
Lanzarote	52	3337,37	3,51007998	12636,28791
Larnaca	1144	2054,96	2,16130484	7780,697437
Leipzig / Halle	572	464,26	0,4882856	1757,828178
Linz	52	161,91	0,17028889	613,0400212
Lisbon	936	2295,02	2,41378803	8689,636894
Ljubljana	728	262,92	0,27652619	995,4943016
London Gatwick	1404	1228,73	1,29231717	4652,341827
London Heathrow	3224	1257,43	1,32250241	4761,008671
London Luton	208	1271,91	1,33773175	4815,834311
London Stansted	676	1222,75	1,28602771	4629,699746
Los Angeles	364	9821,49	9,46894234	34088,19242
Luxembourg	1300	759,19	0,79847833	2874,521979
Lviv	572	581,29	0,61137195	2200,939003
Lyon	728	915,52	0,96289846	3466,43444
Madrid	1924	1809,95	1,9036155	6853,015789

Mahe Island	52	6995,62	6,74450846	24280,23046
Malaga	624	2128,63	2,23878729	8059,634243
Male	104	7283,78	7,0223248	25280,36929
Malmo	208	839,8	0,88325992	3179,735716
Malta	624	1376,44	1,44767121	5211,616372
Manchester	520	1427,06	1,50091082	5403,278937
Marrakech	468	2761,11	2,90399833	10454,394
Marseille	104	1012,26	1,06464478	3832,721215
Mauritius	104	8669,89	8,35867964	30091,2467
Menorca	52	1340,84	1,4102289	5076,824051
Miami	208	8363,12	8,06292131	29026,51673
Milan Malpensa	2288	637,69	0,67069066	2414,486388
Milan Orio al Serio Apt	416	622,51	0,65472509	2357,010337
Minsk	728	1043,48	1,09748043	3950,929537
Montreal Dorval	364	6434,26	6,20329878	22331,87561
Moscow Domodedovo	884	1663,23	1,74930269	6297,489682
Moscow Sheremetyevo	1508	1662,42	1,74845077	6294,422778
Moscow Vnukovo	364	1644,28	1,72937202	6225,739275
Munich	2860	335,83	0,35320931	1271,553519
Mykonos	260	1402,19	1,47475379	5309,113627
Mytilini	104	1306,54	1,37415387	4946,953921
Nantes	156	1348,46	1,41824324	5105,675665
Naples	936	834,99	0,878201	3161,523608
New York J F Kennedy International	364	6788,82	6,54513166	23562,47397
New York Newark Liberty International	364	6807,56	6,56319898	23627,51631
Nice	1872	861,18	0,90574634	3260,686835
Nis	260	691,92	0,72772708	2619,8175
Nuremberg	572	410,81	0,43206955	1555,450381
Odesa	572	1094,61	1,15125642	4144,523115
Ohrid	156	854,35	0,89856289	3234,826398
Olbia	572	1036,83	1,09048629	3925,750634
Oslo	1352	1375,45	1,44662998	5207,867934
Palermo	52	1146,91	1,20626296	4342,546666
Palma De Mallorca	2444	1430,84	1,50488643	5417,591155
Paris Beauvais	208	1052,58	1,10705135	3985,384878
Paris Charles de Gaulle	4108	1037,8	1,09150649	3929,423346
Paris Orly	208	1033,39	1,08686827	3912,725758
Patrai	52	5987,17	5,77225732	20780,12634

Pisa	208	682,84	0,71817719	2585,437886
Podgorica	624	688,39	0,7240144	2606,451857
Porto	104	2114,37	2,22378933	8005,641589
Prague	1664	252,69	0,26576679	956,7604407
Preveza/Lefkada	156	1109,95	1,16739027	4202,604975
Pristina	624	424,16	0,44611042	1605,997501
Reykjavik Keflavik Intl	364	2752,31	2,89474293	10421,07455
Rhodes	364	1627,82	1,71206021	6163,416758
Riga	624	1089,9	1,14630268	4126,689637
Riyadh	416	4180,43	4,31275392	15525,9141
Rome Fiumicino	2392	765,04	0,80463107	2896,671841
Rotterdam	260	942,79	0,99157969	3569,686873
St Petersburg	624	1583,72	1,66567802	5996,440877
Salzburg W A Mozart	1092	254,84	0,26802805	964,9009882
Samos	104	1447,98	1,52291343	5482,488357
Samsun	52	1757,59	1,84854585	6654,76506
Sarajevo	728	508,89	0,53522522	1926,810799
Seoul Incheon	260	8259,1	7,96263517	28665,4866
Sevilla	104	2173,05	2,28550604	8227,821741
Shanghai Pudong International	364	8506,9	8,20154025	29525,54491
Shenzhen	104	8705,05	8,39257755	30213,27919
Sibiu	364	643,85	0,67716945	2437,810003
Skiathos	104	1156,54	1,21639132	4379,008746
Skopje	728	807,79	0,84959339	3058,536216
Sofia	1768	822,3	0,86485429	3113,475446
Split	572	519,79	0,5466893	1968,081481
Stockholm Arlanda	1404	1276,31	1,34235945	4832,494037
Stockholm Skavsta	208	1173,61	1,2343447	4443,640907
Stuttgart	3380	532,12	0,55965738	2014,766575
Taipei	676	9001	8,67790427	31240,45537
Tallinn	364	1362,26	1,43275739	5157,926621
Tbilisi	156	2339,05	2,46009659	8856,347734
Tehran Imam Khomeini International Apt	468	3179,69	3,34423998	12039,26394
Tel Aviv-Yafo	1976	2368,14	2,49069201	8966,491235
Tenerife Sur Reina Sofia	312	3551,92	3,73573301	13448,63882
Thessaloniki	572	1002,31	1,05417987	3795,047518
Thira	260	1509,71	1,58783798	5716,216728
Tirana	728	797,94	0,83923365	3021,24115

Tokyo	364	9147,79	8,81942516	31749,93058
Tokyo Narita	364	9153,65	8,82507481	31770,26933
Toronto Pearson International	676	6941,1	6,69194549	24091,00375
Tunis	156	1364,08	1,43467158	5164,81769
Tuzla	156	454,08	0,47757879	1719,283632
Urumqi	156	5324,41	5,49294452	19774,60029
Valencia	416	1657,98	1,743781	6277,611601
Varna	572	1045,9	1,10002566	3960,092386
Venice	1456	435,25	0,45777433	1647,987581
Vilnius	364	943,57	0,99240005	3572,640188
Volos	52	1115,62	1,1733537	4224,073303
Warsaw	2548	555,7	0,58445765	2104,047556
Washington Dulles International	364	7237,96	6,97814954	25121,33833
Yerevan	364	2398,48	2,52260211	9081,367612
Zadar	104	469,68	0,49398609	1778,34993
Zagreb	1612	275,47	0,28972566	1043,012381
Zakinthos Island	260	1219,21	1,28230451	4616,29624
Zurich	4108	589,47	0,61997526	2231,910946

Tabelle 29: Verbrauch nach Flugphasen von drei gängigen Motorentypen (EASA, 2021a,b)

UID No	Dtb No	Manufacturer	Engine Identification	Fuel Spec	Fuel Flow T/O (kg/sec)	Fuel Flow C/O (kg/sec)	Fuel Flow App (kg/sec)	Fuel Flow Idle (kg/sec)	Fuel LTO Cycle (kg)
4BR002	4	Rolls-Royce Deutschland	BR700-715A1-30	AVTUR	0,836	0,69	0,245	0,096	335
18CM085	18	CFM International	LEAP-1B28B2	JET A	1,061	0,864	0,277	0,098	378
21GE182	21	GE Aircraft Engines	GE90-110B1	Jet A	4,226	3,375	1,029	0,334	1391

12. Annex III

Tabelle 30: Flächeninanspruchnahme des Infrastrukturbetriebs (eigene Berechnung)

2017		
Streckenlänge	2.223,00	km
Guard Rail Länge	4.446,00	km
Streifenbreite	0,003500	km
Pannestreifenbreite	0,002500	km
Fläche Streckenverbrauch	23,781450	km ²
	23.781.450,000000	m ²
	2.378,145000	ha