

Universität für Bodenkultur Wien

Department für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

Institut für Soziale Ökologie



CO₂- und Material-Fußabdruck für Wien

Eine Analyse der nachhaltigen Ressourcennutzung in Wien
vor dem Hintergrund der Reduktionsziele in der Smart Klima City Strategie

Projekt „MOCAM – Monitoring der CO₂ Emissionen und
des Materialfußabdrucks für Wien“

Endbericht



Nina Eisenmenger, Lisa Kaufmann, Gerald Kalt,
Christian Dorninger, Mareo Perkovic

BOKU Wien, Institut für Soziale Ökologie (SEC)



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN

Jakob Lederer, Johann Fellner

TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik
und Technische Biowissenschaften



Stephan Lutter

WU Wien, Institute for Ecological Economics

Wien, Dez. 2022

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
Zusammenfassung.....	4
1 Grundlagen: Urbaner Metabolismus.....	6
1.1 Umweltprobleme entstehen durch gesellschaftliche Interaktion mit unserer natürlichen Umwelt.....	6
1.2 Der urbane Metabolismus und die Smart Klima City Strategie Wien.....	8
1.3 Inhalt und Aufbau des Berichtes.....	9
2 Umweltgesamtrechnungen als biophysisches Rechensystem – Methoden und Daten	11
2.1 Produktions- und konsumbasierte Perspektive.....	11
2.2 Wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (<i>economy-wide material flow accounts; EW-MFA</i>).....	13
2.3 Lebenszyklusanalyse (<i>life-cycle assessment, LCA</i>)	16
2.4 Treibhausgasemissionen – CO ₂ -Emissionen	17
2.5 Methodenanwendung in diesem Projekt	18
3 Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck	21
3.1 Entnahme von Rohstoffen innerhalb der Wiener Stadtgrenzen (DE, <i>domestic extraction</i>)..	21
3.2 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC).....	24
3.3 Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	32
4 Treibhausgasemissionen in Wien	42
4.1 Produktionsbasierte CO ₂ -Emissionen	42
4.2 Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	45
5 Ressourcenproduktivität, Entkoppelung, und die Leitziele der Smart Klima City Strategie Wien	46
5.1 Das Konzept der Entkoppelung und die politische Umsetzung von Ressourcenproduktivität (Ressourceneffizienz).....	46
5.2 Findet Entkoppelung statt? Eine kritische Diskussion	47
5.3 Dematerialisierung und Dekarbonisierung in Wien – Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Materialverbrauch bzw. CO ₂ -Emissionen.....	49
5.4 Die Entwicklung von Materialverbrauch und Treibhausgasemissionen in Relation zu den Zielen der Smart Klima City Strategie Wien.....	51
6 Sektorale Hotspots (bottom-up Berechnungen)	53
6.1 Sektoraler Hotspot: Landwirtschaft und Ernährung.....	56
6.2 Sektoraler Hotspot: Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter...	61
6.3 Sektoraler Hotspot: Abwasserwirtschaft	64
6.4 Sektoraler Hotspot: Bausektor – Gebäude	67

6.5	Sektoraler Hotspot: Bausektor – Infrastruktur	70
6.6	Sektoraler Hotspot: Energiesektor.....	73
6.7	Sektoraler Hotspot: Verkehrssektor – Fahrzeuge.....	77
6.8	Sektoraler Hotspot: Tourismus	80
6.9	Sektoraler Hotspot: Gesundheits- und Sozialwesen.....	81
7	Kreislaufwirtschaft in Wien	83
8	Verstetigung der Berechnungen.....	88
8.1	Resümee aus der Pilot-Phase: Methodenentwicklung und erste Datenerhebung	88
8.2	Prozessvorschlag zum Aufbau einer regelmäßigen Datenerhebung und -Berichterstattung	90
9	Zusammenfassung und Ausblick	92
9.1	Zusammenfassung der Projektergebnisse.....	92
9.2	Methodenentwicklung und Ausblick	94
	Literaturverzeichnis.....	97
10	Anhang.....	106
10.1	Abbildungsverzeichnis	106
10.2	Abkürzungsverzeichnis.....	108
10.3	Glossar	109
10.4	Datentabellen	112
10.5	Materialkategorien in der Materialflussrechnung.....	113
10.6	Methodenbeschreibung zur top-down Berechnung des Materialverbrauch Wiens (produktions- und konsumbasiert).....	114
10.7	Methodenbeschreibung für den bottom-up Ansatz für den Sektor Biomasse und das Ernährungssystem.....	117
10.8	Methodenbeschreibung für die Berechnung der Materialflüsse und CO ₂ -Emissionen für folgende Sektoren: Abfall, Abwasser, Bauen, Verkehr, Energie.....	122

Zusammenfassung

Das Projekt „MOCAM – Monitoring der CO₂-Emissionen und des Materialfußabdrucks Wiens“, beauftragt durch die Stadt Wien Abteilung Wirtschaft, Arbeit und Statistik, Laufzeit 2021-2022, war ein Pilotprojekt, in dem die Daten zu den produktions- und konsumbasierten Materialflüssen und CO₂-Emissionen für Wien für die Jahre 2010 und 2019 zusammengestellt bzw. berechnet wurden. Die Daten für die produktions-basierten CO₂-Emissionen Wiens sind Teil der regelmäßigen Berichterstattung (Umweltbundesamt GmbH 2021a) und wurden für das MOCAM Projekt zusammengefasst. Die Berechnung der Materialflüsse dagegen wurde erstmalig durchgeführt; in einzelnen Bereichen/Sektoren konnte auf bestehenden Projektergebnissen aufgebaut werden, für andere Bereiche/Sektoren wurden Methoden erst entwickelt und getestet.

Methoden

Im vorliegenden Projekt wurden verschiedene Methoden angewandt und kombiniert. Aufgrund der schwierigen Datenlage wurden oftmals zwei Rechnungen parallel für denselben Indikatoren durchgeführt (top-down und bottom-up Rechnung, siehe nächster Absatz), um die Daten gegeneinander zu Vergleichen. Die empirischen Arbeiten resultierten (noch) nicht in einer einzigen robusten Zahl für die produktionsbasierte und konsumbasierte Betrachtungsweise, sondern spannen einen Bereich auf, in dem die tatsächlichen Ergebnisse zu erwarten sind.

Top-Down Ansatz

Beim top-down Ansatz wurden Methoden der wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung (Krausmann, Schandl, u. a. 2017; UN 2017; Eurostat 2018) angewandt, die ausgehend von einem systemischen Blick auf ganz Wien und seine Einwohner*innen die Materialflüsse entlang der vier Hauptmaterialgruppen (Biomasse, Metalle, nicht-metallische Mineralstoffe, fossile Energieträger) und Emissionen berechnen. Diese systemische Betrachtung ermöglicht ein Erfassen aller Materialflüsse ohne Doppelzählungen und in Konsistenz mit volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen. Die hier präsentierten Ergebnisse der top-down Berechnung sind eine erste Pilot-Rechnung und stellen eine mögliche Obergrenze für den tatsächlichen Materialverbrauch Wiens dar. Eine Weiterentwicklung und Konsolidierung der Methode ist jedoch unbedingt nötig.

Auch die CO₂-Emissionen sind nach einer wirtschaftsraumbezogenen Betrachtungsweise erhoben. Im Falle der produktionsbasierten CO₂-Emissionen sind die hier präsentierten Daten eine Zusammenstellung der Daten aus der Bundesländer Luftschatstoffinventur(Umweltbundesamt GmbH 2021a). Die konsumbasierten Daten zum CO₂-Fußabdruck wurden mit der gleichen Methode wie der Materialfußabdruck in dieser Pilotstudie berechnet.

Bottom-up Ansatz

Beim bottom-up Ansatz wurden die Materialflüsse im Sinne der Lebenszyklusanalyse ausgehend von bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten oder Sektoren, die einen hohen Materialverbrauch und viele CO₂-Emissionen verursachen, erfasst. Basierend auf einer Analyse für Österreich (BMK und BMLRT 2020; B. Plank u. a. 2020) wurden für Wien folgende Sektoren als Hotspots ausgewählt: Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion, Energiewirtschaft, Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Gesundheits- und Sozialwesen, Abfall- und Abwassersektor, Verkehr/Fahrzeuge, und Tourismus. In der Datenarbeit konnte auf Vorarbeiten an den Instituten der BOKU Wien und TU Wien zurückgegriffen werden.

Für den Vergleich mit den top-down Ergebnissen wurden die Ergebnisse aus der bottom-up Berechnung zusammengefasst. Gesundheits- und Tourismussektor wurden dabei nicht inkludiert, um Doppelzählungen zu vermeiden (fossile Energieträger z.B. sind schon in den Daten des Energiesektors erfasst, Nahrungsmittel sind im Sektor Landwirtschaft/Ernährung erfasst). Das bottom-up Ergebnis umfasst daher nicht alle Wirtschaftssektoren und auch nicht alle Konsumgüter, die von der Endnachfrage verbraucht werden. Der wahrscheinlich größte Bereich, der nicht erfasst sind, sind die vielen Konsumgüter, die von v.a. privaten Haushalten und der öffentlichen Hand über Handel und v.a. Online-Handel bezogen werden. Die im Sektor „Abfallwirtschaft“ berechneten Mengen geben hier eine erste Abschätzung durch die Mengen des Verpackungsmüll. Doch es wird davon ausgegangen, dass die Menge der fehlenden Materialien im Vergleich zu den im bottom-up Ansatz erfassten Massen gering ist. Die Summe der bottom-up Berechnungen wurde daher als robuste Mindestabschätzung für den Materialverbrauch in Wien betrachtet.

Ausblick

Für das Monitoring der Headline Indikatoren im Rahmen der Smart Klima City Strategie ist eine Berechnung des Materialverbrauchs der Stadt Wien über eine konsistente top-down Methode zu empfehlen, da so etwaige Doppelzählungen oder Inkonsistenzen durch die Kombination verschiedener Berechnungsmethoden (darunterliegende Konventionen wie z.B. Definition der Systemgrenzen) vermieden werden können. **Im nächsten Schritt ist nun eine Konsolidierung der Methoden in der top-down Berechnung notwendig, damit robuste und umfassende Ergebnisse zu Materialverbrauch und Material-Fußabdruck bereitgestellt werden können, die ein Monitoring der Indikatoren der Smart Klima City Strategie Wien ermöglichen.**

1 Grundlagen: Urbaner Metabolismus

Städte sind wichtige Bausteine in der Transformation unserer Gesellschaften in Richtung Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeit (UN IRP 2013; UN IRP 2018). 80% der globalen Wirtschaftsleistung werden in Städten erwirtschaftet, über die Hälfte der Weltbevölkerung lebt in Städten, und 75% des globalen Material- und Energieverbrauchs steht mit städtischem Konsum in Verbindung. Die UN prognostiziert, dass sich diese Dynamik auch in Zukunft fortsetzen wird; laut Hochrechnungen werden bis 2050 bis zu 70% der Weltbevölkerung in Städten leben (UN IRP 2018). Wien belegte 2022 0,5% der Fläche Österreichs, 22% der Österreichischen Bevölkerung lebte in Wien, 25% des Österreichischen BIP wurde in Wien erwirtschaftet¹. In der Bewältigung der verschiedenen Umweltkrisen (Klimakrise, Biodiversitätskrise, Ressourcenknappheit, Gesundheitskrise durch Verschmutzungen, etc.) sind urbane Zentren daher wesentliche Hebelpunkte.

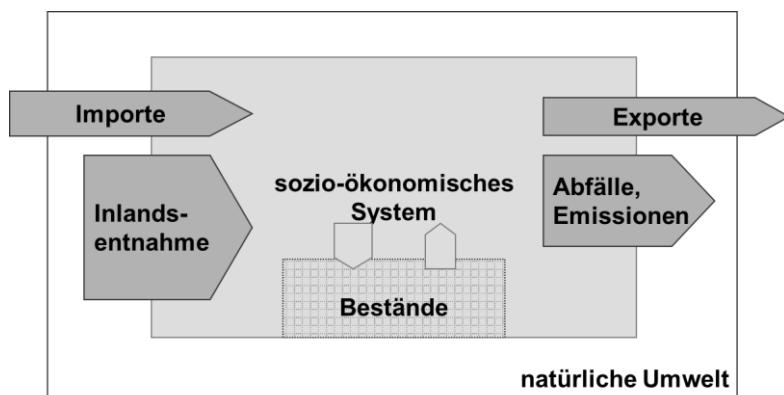
1.1 Umweltprobleme entstehen durch gesellschaftliche Interaktion mit unserer natürlichen Umwelt.

Wir nutzen Landfläche für Ackerbau und Forstwirtschaft sowie für unsere Gebäude und Infrastrukturen und gestalten diese so, dass sie den für uns bestmöglichen Nutzen bringen (Haberl u. a. 2019). Andere natürliche Ressourcen wie Materialen, Energie und Wasser benötigen wir, um uns einerseits zu ernähren und unsere vielfältigen ökonomischen, sozialen und kulturellen Aktivitäten zu ermöglichen und andererseits, um unsere materiellen Bestände (Gebäude, Infrastrukturen, Gebrauchsgüter) aufzubauen, zu erhalten und zu betreiben (Krausmann, Schandl, u. a. 2017). Diese Ressourcen werden im Laufe der gesellschaftlichen Nutzung umgewandelt, mit anderen Stoffen kombiniert, verbunden, oder vermengt, verbleiben als Produkte ein oder viele Jahre in gesellschaftlicher Verwendung, und erreichen schließlich das Ende der Nutzungsphase. Die angefallenen Abfälle werden gesammelt, getrennt, verwertet und schließlich deponiert. Der Großteil der genutzten Ressourcen aber wird in gasförmige oder flüssige Abfallstoffe umgewandelt und als Emissionen in die Luft oder ins Wasser abgegeben (Abbildung 1). In der wissenschaftlichen Debatte wird für diese Gesellschaft-Natur-Interaktionen der Begriff des **gesellschaftlichen Metabolismus** verwendet (Pauliuk und Hertwich 2015; Haberl u. a. 2019). Dabei wird die gesellschaftliche Ressourcennutzung analog zum Stoffwechsel von Organismen betrachtet. Stoffe werden dem System zugeführt und ermöglichen das Überleben, das Wachsen und Erhalt des Bestands.

Diese systemische Perspektive auf unsere Gesellschaft hat einen wichtigen Vorteil: den physikalischen Grundgesetzen folgend, **müssen die Ressourceninputs mengenmäßig gleich den stofflichen Outputs sein**, korrigiert um Veränderung der Bestände. Jeder Ressourceninput verursacht also einen Output am Ende der Nutzung, der Anfang und das Ende der Ressourcennutzung stehen in direktem Zusammenhang. **Wenn wir also die Emissionen reduzieren wollen, müssen wir die Inputs reduzieren**. Gleichzeitig macht eine solche systemische und massenbilanzierte Perspektive **konkurrierende Nutzungen**, z.B. im Falle von Biomasse für die Energiebereitstellung, die Nahrungsmittelproduktion, und die stoffliche Nutzung in Gebäuden oder für Bioplastik, sichtbar und gegeneinander verrechenbar.

¹ <https://www.wien.gv.at/statistik/pdf/wieninzahlen-2022.pdf>

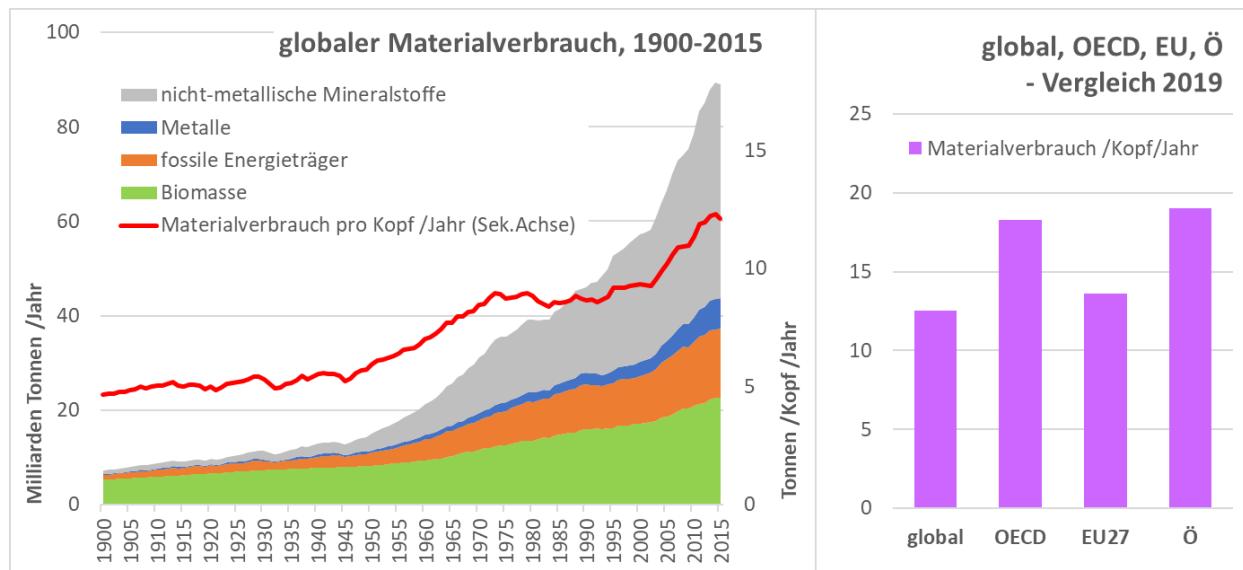
Abbildung 1: die schematische Darstellung des gesellschaftlichen Metabolismus und der Materialflüsse



Erläuterungen: Details zum Konzept des gesellschaftlichen Metabolismus siehe Krausmann, Schandl, u. a. 2017; BMK und BMLRT 2020

Die globale Rohstoffnutzung stieg zwischen 1900 und 2015 um das 12-fache (Krausmann u. a. 2018; UN IRP 2019a). Insbesondere seit 2002 hat sie sich beschleunigt und ist eng an das Wirtschaftswachstum gekoppelt. Im Jahr 2015 erreichte die jährliche Rohstoffgewinnung 89 Milliarden Tonnen, die Abfallströme 20 Milliarden Tonnen und die Treibhausgasemissionen 46 Milliarden Tonnen (Krausmann u. a. 2018). Gleichzeitig erhöhten sich die globalen Materialbestände im 20. Jahrhundert um das 23-fache (Krausmann, Wiedenhofer, u. a. 2017), und im Jahr 2015 wurden 75 % des globalen Materialeinsatzes für die Erweiterung, den Erhalt und den Betrieb von Materialbeständen verwendet (Krausmann u. a. 2018). **Der produktionsbasierte Materialverbrauch Österreichs (DMC) lag 2018 bei 19 Tonnen/Kopf/Jahr** und damit über dem globalen (2018 bei 12,3 Tonnen/Kopf/Jahr) und auch dem EU-Durchschnitt (14 Tonnen/Kopf/Jahr) (BMK und BMLRT 2020).

Abbildung 2: der globale Materialverbrauch und der produktionsbasierte Materialverbrauch für die OECD, die EU und Österreich



Datenquellen: globale Zeitreihe: Krausmann et al. 2018; OECD, EU: UN IRP database, heruntergeladen im Juli 2022, Ö: Statistik Austria 2019a

Diese biophysischen Flüsse stehen in direktem Zusammenhang mit unseren Beständen (Häuser, Autos, Einrichtungsgegenstände, Kanalisation, Betriebsinfrastruktur), die wir brauchen und nutzen,

damit wir unsere individuellen und gesellschaftlichen Bedürfnisse befriedigen können (Haberl u. a. 2021). Dazu ein Beispiel: Menschen müssen sich und etwaige Haustiere ernähren (konzeptionell gelten Menschen und Tiere als Bestände). Dazu kaufen sie Nahrungsmittel in Geschäften und Einkaufszentren (Gebäude mit angeschlossener Infrastruktur) und müssen in den meisten Fällen mit einem Verkehrsmittel dorthin fahren (Fahrzeuge, öffentliche Verkehrsinfrastruktur, etc.). Die betroffenen Bestände (Menschen, Tiere, Gebäude, Infrastruktur, Fahrzeuge, Verkehrsflächen) erfordern einen dauerhaften Zufluss an Ressourcen zur Erhaltung. In diesem Beispiel sind das Nahrungsmittel (biotische Rohstoffe), abiotische Rohstoffe zum Aufbau und Erhalt der Gebäude/Infrastruktur sowie Energie zur Beheizung, Kühlung, Beleuchtung, Bewegung der Bestände. Wie wir unseren Einkauf erledigen, hängt zu einem erheblichen Anteil von der Art und Ausgestaltung der Bestände ab: Die Entfernung zur Einkaufsmöglichkeit bestimmt das Verkehrsmittel und die nötige Verkehrsinfrastruktur. Welche Lebensmittel wir kaufen, bestimmt, ob Ställe für Viehhaltung oder Ackerflächen gebraucht werden und – je nach Regionalität unseres Einkaufskorbes – wie weit und über welche Transportinfrastruktur (Straßen, Schiene, Lagerhallen, Logistikzentren etc.) diese Lebensmittel bewegt werden müssen (Haberl u. a. 2021).

1.2 Der urbane Metabolismus und die Smart Klima City Strategie Wien

Studien zum **urbanen Metabolismus** (Yetano Roche u. a. 2014; C. A. Kennedy u. a. 2015; Beloin-Saint-Pierre u. a. 2017) betrachten Städte als wichtige „Bausteine in der nachhaltigen Entwicklung“ (UN IRP 2013) und als spezielle Einheiten innerhalb eines Nationalstaates. Städte sind hoch dynamisch und eingebettet in nationale und globale Produktionsnetzwerke (C. A. Kennedy u. a. 2015). Städte haben wenig landwirtschaftliche oder industrielle Produktion, aber einen dominanten tertiären Sektor und einen hohen Endverbrauch. Daher greifen Städte auf **komplexe Lieferketten aus ihrem nationalen Hinterland oder aus anderen Ländern** zurück (Millward-Hopkins u. a. 2017; Athanassiadis u. a. 2018; Fry u. a. 2018; Chen u. a. 2019), was zu verhältnismäßig geringem Pro-Kopf-Ressourcenverbrauch und -Emissionen in der Stadt selbst, aber mitunter zu großen Auswirkungen außerhalb der Stadt führt.

Die globale Ressourcennutzung entwickelt sich rasant, und der städtische Konsum wird zu einem dominanten Treiber darin (Baynes und Musango 2018; Moran u. a. 2018). Nachhaltigkeitsstrategien und ein robustes Monitoring auf Stadtbene sind daher dringend erforderlich. Sie müssen konsequent maßstabsübergreifend integriert und mit nationalen/globalen Strategien und Zielen verknüpft werden (Haberl u. a. 2019; Ottelin u. a. 2019; UN IRP 2019a), damit Synergien und Konflikte im Bereich der Ressourcenschonung und des Klimaschutzes erkannt und Maßnahmen zur Erreichung konkreter politischer Ziele entwickelt werden können.

Wien hat diese Verantwortung erkannt und sich dem Klimaschutz und der Stadtentwicklung hin zu mehr Lebensqualität, Förderung von Innovation und der Ressourcenschonung verschrieben. 2014 wurde die erste **Smart City Rahmenstrategie Wien** beschlossen und veröffentlicht, die eine breit angelegte und integrativ gedachte Nachhaltigkeitsstrategie darstellt, um die sozialökologische Transformation der Stadt voranzutreiben. 2019 wurde die Smart City Strategie überarbeitet (Stadt Wien 2021), um die Ziele des Pariser Klimaschutzabkommens von 2015 zu integrieren. Nach dem Beschluss der Klimaneutralität Wiens bis 2040 im Jahr 2020 wurden die Klimaschutzziele in der nunmehr Smart Klima City Strategie Wien nochmals angepasst und 2021 veröffentlicht (Stadt Wien 2021).

Die Smart Klima City Strategie Wien hat drei Leitziele definiert: **Lebensqualität, Ressourcenschonung und Innovation**. Unter dem Leitziel „Ressourcenschonung“ schreibt die Smart Klima City Strategie vier Ziele fest (siehe Tabelle 1), die eine Reduktion der Treibhausgasemissionen, des Materialfußabdrucks (konsumbasiert; MF; siehe Ausführungen in Kapitel 2), und des Endenergieverbrauchs, sowie ein maximales Emissionsbudget ab 2021 umfassen. Im Konkreten: Wien soll bis 2040 klimaneutral sein, den Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) um 40% und den Endenergieverbrauch um 45% reduzieren. In der Smart Klima City Strategie wird zudem betont, dass Materialverbrauch und Treibhausgasemissionen in direktem Zusammenhang stehen und der Verbrauch beider Ressourcen in absoluten Mengen reduziert werden muss. Beides – die integrierte Betrachtung als auch die Fokussierung auf absoluten Mengen – ist eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Nachhaltigkeitsstrategie (Eisenmenger u. a. 2020).

Tabelle 1: die Ziele der Smart Klima City Strategie Wien unter dem Leitziel Ressourcenschonung

	2030	2040	2050	Basisjahr
Treibhausgasemissionen Pro-Kopf	-55%	Klimaneutral		2005
Materialfußabdruck Pro-Kopf	-30%	-40%	-50%	2019
Endenergieverbrauch Pro-Kopf	-30%	-45%		2005

Quelle Stadt Wien 2021; Erklärungen zum Materialfußabdruck finden sich in Kapitel 2.1.

Die Ziele der Smart Klima City Strategie Wien sind ambitioniert und müssen jetzt über entsprechende Indikatoren messbar gemacht werden. Dazu hat die Stadt Wien ein **Forschungsprojekt beauftragt**, in dem die Daten für die Treibhausgasemissionen zusammengefasst und die Materialflussdaten erstmals erhoben wurden. Der vorliegende Bericht präsentiert die Ergebnisse dieser Pilotstudie.

1.3 Inhalt und Aufbau des Berichtes

Dieser Bericht zeigt die Ergebnisse der Pilotrechnung zum Materialverbrauch für Wien aus gesamtstädtischer Perspektive und für wichtige „Hotspots“ bzw. Aktivitätsfelder. Zusätzlich zu den Materialflüssen, die erstmals für Wien erhoben wurden, fasst dieser Bericht die Daten zu den Treibhausgasemissionen zusammen, wie sie im Bericht „Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990–2019“ des Umweltbundesamt GmbH (2021a) veröffentlicht wurden.

Im folgenden **Kapitel 2** werden die Methoden und Daten vorgestellt, die den später präsentierten Ergebnissen zugrunde liegen.

Kapitel 3 präsentiert die Ergebnisse der Materialflussrechnung für Wien für die Jahre 2010 und 2019². Die Daten werden entlang der aggregierten Hauptindikatoren – innerstädtische Entnahme (DE), innerstädtischer Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) und Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) – vorgestellt.

Kapitel 4 widmet sich den Treibhausgasemissionen in Wien und zeigt deren Menge, die zeitliche Entwicklung und die größten Verursacher.

² Das Jahr 2019 wurde statt dem Jahr 2020 gewählt, weil während der Projektlaufzeit die notwendigen Daten zur Berechnung der Materialflüsse und Indikatoren für das Jahr 2020 noch nicht zur Verfügung standen. Außerdem wäre 2020 das erste Jahr der Covid-19-Pandemie gewesen; es ist zu erwarten, dass dieses Jahr sehr stark von den vorhergehenden Jahren abweicht, genauere Analysen und Covid-19-bezogene Interpretationen wären notwendig gewesen, die über den Projektrahmen hinausgegangen wären.

Kapitel 5 setzt die Ergebnisse zu Materialflüssen und Treibhausgasemissionen in Relation zum Wirtschaftswachstum und diskutiert, ob eine Entkoppelung von wirtschaftlicher und biophysischer Entwicklung in Wien erreicht wurde.

In **Kapitel 6** geht der Bericht etwas mehr ins Detail. Es werden sieben sektorale Hotspots herausgegriffen, die gesamtwirtschaftlich sowohl durch hohen Materialeinsatz als auch hohe Emissionen gekennzeichnet sind. Diese Hotspots sind:

- Landwirtschaft und Ernährung,
- Bausektor (Hochbau, Tiefbau),
- Transportsektor,
- Abfall- u Abwasserwirtschaft,
- Energiewirtschaft,
- Tourismus,
- Gesundheits- u Sozialwesen.

In **Kapitel 7** wird das Konzept der Kreislaufwirtschaft vorgestellt und dessen Anwendung auf Wien diskutiert.

Kapitel 8 beschreibt die Möglichkeiten einer Verfestigung der Datenerhebung und Indikatoren-Berechnung.

Das abschließende **Kapitel 9** fasst die Ergebnisse zusammen und gibt einen Ausblick.

Im **Anhang** findet sich:

- 10.1 Abbildungsverzeichnis
- 10.2 Abkürzungsverzeichnis
- 10.3 Glossar
- 10.4 Datentabellen
- 10.5 Materialkategorien in der Materialflussrechnung
- 10.6 Methodenbeschreibung zur top-down Berechnung des Materialverbrauchs (produktionsbasiert und konsumbasiert)
- 10.7 Methodenbeschreibung für bottom-up Ansatz für den Sektor Biomasse und das Ernährungssystem
- 10.8 Methodenbeschreibung für die Berechnung der Materialflüsse und CO₂-Emissionen für folgende Sektoren: Abfall, Abwasser, Bauen, Verkehr, Energie

2 Umweltgesamtrechnungen als biophysisches Rechensystem – Methoden und Daten

Alle Umweltprobleme, die wir derzeit erleben, sind Folge der Qualität und Quantität unseres gesellschaftlichen Metabolismus, das heißt unserer biophysischen Flüsse und Bestände. Damit wir Maßnahmen zur Reduktion der Ressourcenflüsse entwickeln können, müssen wir erst über deren Menge und Zusammensetzung Bescheid wissen. Analog zur volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung wurden dazu die Umweltgesamtrechnungen (EU 2011; BMK 2021a) als Teil des UN *System of Environmental Economic Accounting* (UN 2017) entwickelt. Darin finden sich unter anderem die Materialflussrechnung, die Luftemissionsrechnung oder -Inventur, Abfall-, Energie- und Wassergesamtrechnung. Die Umweltgesamtrechnungen haben die gleiche Struktur wie die Tabellen der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, um einen direkten Vergleich der monetären und physischen Größen sowie Aussagen zu Produktivität und Effizienz zu ermöglichen.

2.1 Produktions- und konsumbasierte Perspektive

Im Bereich der Umweltindikatoren haben sich zwei Perspektiven etabliert, eine produktionsbasierte und eine konsumbasierte Perspektive. Erstere fokussiert auf den Wirtschaftsstandort (also die Stadt oder das Land) und den Ressourcenbedarf aller Produktions- und Konsumaktivitäten innerhalb des Wirtschaftsstandorts. Die zweite, konsumbasierte Perspektive betrachtet den gesamten Ressourceneinsatz entlang der Lieferketten der in der Stadt (oder dem Land) konsumierten Güter. Die Umweltgesamtrechnungen sind zwar analog zur wirtschaftlichen Gesamtrechnung konzipiert dennoch gibt es einen wesentlichen Unterschied zwischen der Betrachtung von Geldflüssen und Materialflüssen: der Geldwert eines Produktes wächst über den Produktionsprozess hinweg, der Materialgehalt eines Produktes jedoch nimmt im Laufe des Produktionsprozesses ab; das Produkt wird immer leichter, weil Abfälle und Emissionen wegfallen. Wenn z.B. Österreich höherverarbeitete Güter importiert anstatt sie selbst zu produzieren, dann ist der produktionsbasierte Materialverbrauch niedriger. Das Land scheint ressourcenschonender zu wirtschaften. Im Falle der Emissionen ist es noch deutlicher, dass diese nicht in der Masse des gehandelten Gutes inkludiert sind, sondern entlang der Produktionskette angefallen sind und am jeweiligen Produktionsstandort an die Natur abgegeben wurden.

Zu Beginn ihrer Etablierung wurden in der Umweltberichterstattung zuerst **produktionsbasierte Indikatoren erstellt, die den Materialverbrauch innerhalb z.B. Österreichs und seinen Produktions- und Konsumaktivitäten abbildeten**; oder die Emissionen, die in Österreich durch Produktion und Konsum in die Luft abgegeben wurden. Mit zunehmender Globalisierung und rasch wachsenden Import- und Exportmengen – sowohl von Zwischen- als auch Endprodukten – wurde klar, dass eine zweite Perspektive benötigt wird, welche die globalen Umweltbelastungen durch den lokalen Konsum besser abbildet. Denn die Konsumaktivitäten von Österreich beispielsweise haben nicht nur Umweltauswirkungen innerhalb der österreichischen Grenzen, sondern wirken durch globale Produktionsketten über unsere Grenzen hinaus. Rohstoffentnahme und Produktion sind vielfach räumlich entkoppelt vom Ort des Konsums. Es ist daher notwendig, auch die globale Rohstoffentnahme und den globalen Rohstoffverbrauch zu berechnen, welche durch den Endkonsum in z.B. Österreich verursacht werden. Gleichermaßen für die Emissionen, die im Ausland durch Produktions- und Transportprozesse der importierten Güter angefallen sind.

In der konsumbasierten Perspektive werden die Rohstoffe und Emissionen, die irgendwo auf der Welt in der Produktion der nach Österreich importierten Konsumgüter verbraucht und emittiert wurden, dem österreichischen Endkonsum zugerechnet. Gleichzeitig wird bei der konsumbasierten Perspektive jener Materialverbrauch und die Emissionen, der in Österreich in der Produktion von österreichischen Exportgütern stattfindet, jenen Ländern zugerechnet, in denen die Güter dem Endkonsum zukommen. Die konsumbasierten Indikatoren werden meist „Fußabdruck“-Indikatoren genannt. Der entsprechende Indikator der Materialflussrechnung ist der „Materialfußabdruck“ (*MF, material footprint*; T. O. Wiedmann u. a. 2015), manchmal auch Rohmaterialverbrauch (*RMC, raw material consumption*; Schoer u. a. 2012; Schaffartzik, Eisenmenger, u. a. 2014; Wang u. a. 2014) genannt. Der konsumbasierte Indikator für die Treibhausgase wird Kohlenstofffußabdruck (*carbon footprint*; T. Wiedmann und Minx 2007; Hertwich und Peters 2009; Moran u. a. 2018) genannt.

Konsumbasierte Indikatoren werden auch für andere Ressourcen oder Umweltprobleme berechnet (Galli u. a. 2012; Steen-Olsen u. a. 2012; Vanham u. a. 2019), so zum Beispiel: Wasserfußabdruck (*water footprint or virtual water flows*; Hoekstra und Chapagain 2006; Hoekstra und Mekonnen 2012), Biodiversitätsfußabdruck (Lenzen u. a. 2012; Marques u. a. 2019), Landfußabdruck oder Biomassefußabdruck (Erb 2004; Kastner u. a. 2013; Bruckner u. a. 2015; Kalt u. a. 2021) etc.

Die Konsumperspektive ist eine notwendige Ergänzung zur Produktionsperspektive, kann aber nicht als Ersatz derselben dienen; **beide Perspektiven haben ihre Vorteile** und ihre Berechtigung und sollten in Kombination verwendet werden. In der folgenden Auflistung sind die Themen zusammengefasst, die der jeweilige Indikator adressieren kann:

Produktionsbasierte Materialfluss-Indikatoren fokussieren auf (am Beispiel von Wien):

- ... den tatsächlichen Materialverbrauch innerhalb der administrativen Grenzen Wiens. Die produktionsbasierte Sichtweise wird daher oftmals auch als „territoriale“ Perspektive bezeichnet;
- ... das Referenzsystem Wien und die Umweltbelastungen, die durch den Materialverbrauch in Wien verursacht werden;
- ... die Gesamtmenge der Materialien, die in Wien bewegt und verbraucht werden. Der produktionsbasierte Materialverbrauch kann auch als Abfallpotential beschrieben werden;
- ... jene Aktivitäten, die durch Wiener Politikmaßnahmen direkt adressiert werden können.

Konsumbasierte Materialfluss-Indikatoren fokussieren auf (am Beispiel von Wien):

- ... den gesamten Rohmaterialverbrauch für Güter des Endkonsums der Wiener*innen, egal wo auf der Welt die Rohstoffe entnommen und verbraucht wurden.
- ... die globale Ebene als Referenzsystem und die Auswirkung von Wien auf die ganze Welt.
- ... Fragen der Verteilungsgerechtigkeit, denn der Nutzen durch Materialverbrauch und die Belastungen durch die Produktion von Rohstoffen und Gütern sind global sehr ungleich verteilt (Dorninger u. a. 2021; Schaffartzik und Krausmann 2021)
- ... die Verantwortung der Konsument*innen für ihre Konsumaktivitäten

Industrialisierte Ökonomien importieren gemessen in Tonnen üblicherweise mehr Güter als sie exportieren; sie sind Netto-Importeure. Durch das „Veredeln“ der importierten Waren kreieren sie jedoch – im Idealfall – einen monetären Handelsüberschuss. **Industrieregionen lagern so Umweltbelastungen aus**, weil material- bzw. emissionsintensive Produktionsprozesse im Ausland stattfinden. Der konsumbasierte Materialfußabdruck ist daher für Netto-Importeure größer als der produktionsbasierte Materialverbrauch.

Das Auseinanderdriften von Produktion und Konsum trifft für städtische Bereiche noch stärker zu als für Nationalstaaten, da die Entnahme und Verarbeitung von Materialien im Gegensatz zum Konsum in Städten besonders gering sind.

In der Nachhaltigkeitsbewertung eines Landes oder einer Stadt sollte die produktionsbasierte Perspektive unbedingt einer konsumbasierten Fußabdruck-Perspektive gegenübergestellt werden (Barles 2015; Kalmykova u. a. 2016; Millward-Hopkins u. a. 2017; Athanassiadis u. a. 2018; Fry u. a. 2018; Chen u. a. 2019; Ottelin u. a. 2019; Heinonen u. a. 2020). Nur so können die gesamten Umweltauswirkungen betrachtet werden, die durch den innerstädtischen Konsum verursacht werden, egal ob diese innerhalb oder außerhalb der Stadtgrenzen anfallen. Denn Städte sind zum einen für ihre Produktions- und Konsumstruktur innerhalb der Stadtgrenzen verantwortlich. Zum anderen konzentrieren sich in Städten üblicherweise Konsumaktivitäten, während in der Stadt kaum Produktionsstandorte, vor allem keine materialintensiven, zu finden sind. Doch eine Stadt ist, gerade weil sie stark von Zulieferungen aus dem näheren und weiteren Hinterland abhängig ist, auch für die Umweltbelastungen außerhalb des eigenen Territoriums mitverantwortlich.

Die Zielsetzung in der Smart Klima City Strategie (siehe Tabelle 1) hat dieses wichtige Thema erkannt und adressiert gleichermaßen eine produktions- wie auch eine konsumbasierte Perspektive: die Treibhausgasemissionen und der Endenergieverbrauch werden über produktionsbasierte Indikatoren gemessen, während der Materialverbrauch über den konsumbasierten Materialfußabdruck gemessen wird.

2.2 Wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (*economy-wide material flow accounts; EW-MFA*)

Zur Beschreibung und Analyse des gesellschaftlichen Metabolismus eines Landes, einer Region oder einer Stadt hat sich seit den 1990er Jahren die Methode der Materialflussrechnung etabliert (Eurostat 2001; BMLFUW und BMWFJ 2011; Krausmann, Schandl, u. a. 2017; Eurostat 2018). Die Systemgrenzen und die Datenquellen sind großteils die gleichen wie jene der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung; die Ergebnisse der Materialflussrechnung zeigen daher ein biophysisches Pendant zur ökonomischen Rechnung (s.o.).

Die Methoden der Materialflussrechnung wurden in den vergangenen Jahrzehnten vor allem für nationale Betrachtungen entwickelt und basieren großteils auf Daten aus der amtlichen Statistik. Seit 2011 ist die Materialflussrechnung Teil der regelmäßigen statistischen Berichterstattung in der EU (EU 2011; European Commission 2011b), der UN (UN 2017) und somit auch Österreichs (BMK 2021a). Sie umfasst dabei sowohl die produktions- wie auch die konsumbasierte Perspektive. Die Methode hat mittlerweile einen hohen Grad an Reife und Standardisierung erreicht (Krausmann, Schandl, u. a. 2017; OECD 2018; UN IRP 2019a), und harmonisierte Daten für alle Länder der Welt werden von internationalen Datenbanken zur Verfügung gestellt (Eurostat 2019; UN IRP 2019b).

Im Folgenden werden die wichtigsten methodischen Konventionen der Materialflussrechnung zusammengefasst. Weitere Details zu Methoden, Daten, und Analyse bieten Krausmann et al. (2017), die Berichte Ressourcennutzung in Österreich (BMLFUW und BMWFJ 2011; BMLFUW und BMWFJ 2015; BMK und BMLRT 2020) und das Eurostat Handbuch (Eurostat 2018).

Für Städte gibt es mittlerweile auch eine Reihe an Studien, die sich dem urbanen Metabolismus widmen³. Die Datenerhebung auf der Stadt Ebene ist jedoch ungleich schwieriger vor allem, weil die Importe in und Exporte aus der Stadt große Mengen ausmachen, dafür aber oftmals keine oder nur unzureichende Daten in der amtlichen Statistik vorliegen. Daher müssen für die Stadt andere Methoden angewandt werden, die noch in Entwicklung und somit noch nicht harmonisiert sind (Zhang 2013; Chen u. a. 2019; Heinonen u. a. 2020). Materialflussanalysen für Städte haben somit bis auf Weiteres immer einen Pilot-Charakter.

2.2.1 Inputs und Outputs in der Materialflussrechnung

Die Materialflussrechnung beginnt mit der produktionsbasierten Perspektive und erfasst alle Materialien, die aus der Natur entnommen und in gesellschaftlicher Produktion und Konsum verwendet werden (Inputs). Das sind Rohstoffentnahmen in der Land- und Forstwirtschaft (Ernte, Holzeinschlag, Jagd etc.) und die Entnahme in Bergbauaktivitäten (Förderung von Erzen, nicht-metallischen Mineralstoffen, fossilen Energieträgern).

Die entnommenen Materialien werden von Gesellschaften für zwei Zwecke eingesetzt:

- (1) **energetische Nutzung** von Biomasse als Nahrungsmittel und fossilen und biogenen Brennstoffen zur Bereitstellung technischer Energie;
- (2) **stoffliche Nutzung** von Materialien, die in gesellschaftliche Bestände eingehen und dort Jahre oder Jahrzehnte verbleiben, oder innerhalb eines Jahres schon in der Abfallverwertung landen.

Im Zuge der gesellschaftlichen Verwendung werden die Materialinputs in **Abfälle und Emissionen** (in das Wasser und die Luft) umgewandelt und so an die Natur abgegeben (Outputs). Den Hauptsätzen der Thermodynamik folgend müssten alle physischen Inputs einem physischen Output entsprechen, korrigiert um die Bestandsveränderungen. Eine zu große Menge an Abfällen oder Emissionen ist somit eine direkte Folge der Menge an Ressourceninputs.

Nationalstaaten oder Städte beziehen Materialien auch aus ihrem sozio-ökonomischen Umfeld. Das sind z.B. die anderen Bundesländer, die EU-Länder und die globale Ökonomie. Die entsprechenden Materialflüsse für Wien sind Importe in die und Exporte aus der Stadt.

Die Materialflüsse werden in der **Einheit metrische Tonnen** pro Jahr gerechnet. Bei der produktionsbasierten Perspektive werden die gehandelten Güter mit ihrem tatsächlichen Gewicht erhoben („direkter Handel“). In der Anwendung der konsumbasierten Perspektive werden diese in sogenannte „Rohmaterialäquivalente“ umgerechnet, um die Entnahmen entlang der Lieferketten zu quantifizieren („indirekter Handel“; s.u.). Wasser wird nicht in der Materialflussrechnung mitberücksichtigt, sondern in eigenen Wassergesamtrechnungen erfasst.

2.2.2 Die Materialflussdaten werden in vier Materialkategorien erfasst

Die Materialflussrechnung unterteilt die vielen unterschiedlichen Materialien in vier Hauptkategorien, sowie eine Reihe von Sub-Kategorien (siehe zum Beispiel: Eurostat 2018 oder Tabelle 20 in Kapitel 10.5 im Anhang).

³ Siehe zum Beispiel: (C. Kennedy u. a. 2007; Barles 2009; Barles 2010; C. Kennedy und Hoornweg 2012; Zhang 2013; Yetano Roche u. a. 2014; Barles 2015; C. A. Kennedy u. a. 2015; Kalmykova u. a. 2016; Athanassiadis u. a. 2017; Beloin-Saint-Pierre u. a. 2017; Millward-Hopkins u. a. 2017; Athanassiadis u. a. 2018; Bahers u. a. 2018; Fry u. a. 2018; Fry u. a. 2018; Petit-Boix und Leipold 2018; Chen u. a. 2019; Ottelin u. a. 2019; Heinonen u. a. 2020; Lanau u. a. 2021)

Die vier Materialkategorien sind:

- **Biomasse** beinhaltet alle biotischen Rohstoffe aus organischer Substanz wie lebende Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen, aber auch tote organische Substanz (Totholz, Laub, Stroh etc.). Die Gruppe dieser Materialien ist auch unter den Begriffen nachwachsende oder erneuerbare Rohstoffe bekannt.
- Als **fossile Energieträger** werden alle nicht-metallischen mineralischen Energierohstoffe zusammengefasst. Zu den konventionellen Energierohstoffen zählen Braun- und Steinkohle, Erdöl und Erdgas. Zukünftige Bedeutung kommt den nicht konventionellen Energierohstoffen wie z.B. Gashydrat und Schiefergas zu.
- **Metalle** werden in der Materialflussrechnung als bergbauliche Rohproduktion also als Roherz inkludiert. Neben dem reinen Metall ist also auch das umgebende Taubgestein inkludiert.
- **Nicht-metallische Mineralstoffe** umfassen die große Menge der Baurohstoffe (Sand, Schotter, Kalkstein, Tone, Dolomit, etc.) aber auch alle weiteren Industriemineralen (Salze, Phosphate, Düngemittel, etc.)

Zu Ermittlung der direkten Importe und Exporte (Erläuterungen siehe Kapitel 2.2.1) werden die gehandelten Waren jener Materialkategorie zugerechnet, aus der sie hauptsächlich bestehen (z.B. ein importiertes Auto zählt als Metallimport). Bei den importierten und exportierten Produkten gibt es jedoch auch höher verarbeitete Güter, deren materielle Zusammensetzung unklar ist (z.B. Kunstwerke). Unter den Sub-Kategorien finden sich daher später auch die Kategorie „**Produkte**“.

2.2.3 Indikatoren der Materialflussrechnung

Die wichtigsten Indikatoren aus der Materialflussrechnung sind:

- **Inlandsmaterialentnahme** (DE, *domestic extraction*) bzw. auf der Stadtebene innerstädtische Materialentnahme. Die innerstädtische Materialentnahme umfasst alle Rohstoffe, die auf den Landflächen der Stadt aus der Natur entnommen werden. Die innerstädtische Entnahme entspricht einer produktionsbasierten Perspektive, weil die entnommenen Rohstoffe direkt aus der Natur entnommen werden und in die lokale Produktion einfließen und von dort entweder in den innerstädtischen Konsum eingehen oder aus der Stadt exportiert werden.
- **Inlandsmaterialverbrauch** (produktionsbasiert, DMC, *domestic material consumption*) bzw. auf der Stadtebene innerstädtischer Materialverbrauch. Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) berechnet sich aus der innerstädtischen Entnahme (DE) zuzüglich der direkten Importe und abzüglich der direkten Exporte (Erläuterungen siehe Kapitel 2.2.1) und umfasst alle Materialien, die im gesellschaftlichen System verbraucht wurden, sei es in wirtschaftlichen Produktionsprozessen oder im Endkonsum. Der Inlandsmaterialverbrauch (produktionsbasiert, DMC) wird auch als Abfallpotential bezeichnet, weil er jene Materialien umfasst, die innerhalb des betrachteten Systems früher oder später in Abfälle oder Emissionen umgewandelt werden.
- **Materialfußabdruck** (konsumbasiert, MF, *material footprint*). Dieser repräsentiert alle Materialien, die global entnommen und entlang internationaler Produktionsketten verbraucht wurden, um den Endkonsum der betrachteten Stadt zu befriedigen. Der Materialfußabdruck ergibt sich aus der Inlandsmaterialentnahme (DE) zuzüglich der indirekten Importe (Importe in Rohmaterialäquivalenten) und abzüglich der indirekten Exporte (Exporte in Rohmaterialäquivalenten) (siehe auch Kapitel 2.1 und Kapitel 2.2.1).

Die oben genannten Indikatoren zeigen die Gesamtmengen, also die absoluten Mengen in Tonnen pro Jahr. Absolute Indikatoren werden auch in Relation zu anderen Faktoren gezeigt, zum Beispiel in Relation zur Bevölkerungszahl oder zur Wirtschaftsleistung. Solche relativen Indikatoren ermöglichen einen leichteren Vergleich zw. Ländern oder Städten unterschiedlicher Größe. Die häufigsten relativen Indikatoren in der Materialflussrechnung sind:

- **Materialverbrauch Pro-Kopf.** Dies wird auch als „materieller Lebensstandard“ bezeichnet, beschreibt also, wieviel Material (und damit biophysische Güter) einer*einem Einwohner*in zur Verfügung steht.
- **Materialfußabdruck Pro-Kopf.** Dieser Indikator quantifiziert die Menge an Rohstoffentnahme im In- oder Ausland, für die der Konsum jede*r Einwohner*in im Durchschnitt verantwortlich ist.
- **Ressourcenproduktivität (RP, resource productivity).** Die Ressourcenproduktivität ist analog zur Arbeitsproduktivität angelegt und errechnet sich aus Wirtschaftsleistung (BIP oder BRP) dividiert durch Materialverbrauch (produktionsbasiert) oder Materialfußabdruck (konsumbasiert). Die Ressourcenproduktivität gibt an, wieviel Wirtschaftsoutput mit den verbrauchten Ressourcen erwirtschaftet werden konnte. Auf der städtischen Ebene ist die Ressourcenproduktivität das Verhältnis aus Bruttoregionalprodukt zu Materialverbrauch (produktionsbasiert, BRP/DMC) oder Bruttoregionalprodukt zu Materialfußabdruck (konsumbasiert, BRP/MF).

Indikatoren der Materialflussrechnung haben sich als Leit-Indikatoren für Programme zur nachhaltigen Ressourcennutzung etabliert, so zum Beispiel in der EU-Initiative zur Ressourceneffizienz (European Commission 2011a; European Commission 2011b), in den UN-Nachhaltigkeitszielen (SDG 8 und SDG 12; UN 2015), und in der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie⁴. In Österreich werden Daten und Indikatoren der Materialflussrechnung jährlich von Statistik Austria erhoben und publiziert (Statistik Austria 2019a).

2.3 Lebenszyklusanalyse (*life-cycle assessment, LCA*)

Die Lebenszyklusanalyse (LCA) ist eine weitere Methode innerhalb der Gruppe der Materialflussrechnung (OECD 2008). Zum Unterschied zur wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung fokussiert eine Lebenszyklusanalyse stärker auf Produkte, Prozesse, Dienstleistungen und den dadurch verursachten Materialfluss (de Brujin u. a. 2006; Finnveden u. a. 2009; Guinée u. a. 2011; Kirchain Jr u. a. 2017). In der Lebenszyklusanalyse startet man meistens bei einer Referenzeinheit (z.B. ein Wohngebäude gebaut in der Periode xy, oder ein Auto mit einer best. Leistung) und berechnet die Materialinputs, die in der Produktion angefallen sind, sowie die daraus entstehenden Umweltauswirkungen (z.B. Treibhauswirkung, Versauerung, Ökotoxizität, etc.)⁵. Im Vergleich zur wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung kann eine Lebenszyklusanalyse einen deutlich detaillierteren Blick auf Produktionsprozesse, Technologieunterschiede, Effizienzmaßnahmen etc. einnehmen. Gleichzeitig aber sind Daten einer Lebenszyklusanalyse meist nicht so leicht auf die Makro-Ebene aggregierbar, da vor allem Doppelzählungen durch Überschneidungen in Produktionsschritten oder in Lieferketten nicht einfach zu vermeiden sind.

⁴ https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/Kreislaufwirtschaft/strategie.html

⁵ DIN ISO Norm: <https://www.beuth.de/de/norm/din-en-iso-14040/325953744> und European Platform on Life Cycle Assessment: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/>

Auch sind die Systemgrenzen in einer Lebenszyklusanalyse nicht standardisiert vordefiniert, sondern werden entsprechend der Fragestellung und der gewählten Referenzeinheit festgelegt.

Mehr Details finden sich in der Methodenbeschreibung in Kapitel 10.8 im Anhang. Auf eine detaillierte Beschreibung der Methode im Haupttext wird verzichtet, weil für ein Monitoring auf Stadtebene eine produktfokussierte Betrachtung und ein Aufsummieren von Ergebnissen der Lebenszyklusanalyse nicht zu empfehlen ist. Dennoch bieten Berechnungen der Lebenszyklusanalyse wichtige Detailinformationen auf disaggregierter Ebene, die in der Entwicklung von Maßnahmenpaketen eine wichtige Rolle spielen kann.

2.4 Treibhausgasemissionen – CO₂-Emissionen

Die Luftemissionsrechnung hat sich seit Beginn der Berichterstattung rund um den Klimawandel rasch entwickelt und ist mittlerweile eine gut etablierte Methode mit standardisiertem Methodeninventar. In Österreich erhebt das Umweltbundesamt die **Luftemissionsinventur** (Umweltbundesamt GmbH 2022), welche nach der produktionsbasierten Perspektive (auch „Inlandsprinzip“) alle Emissionen auf Österreichischem Staatsgebiet erfasst. Die Daten der Luftemissionsinventur finden weiter Eingang in die internationale Berichterstattung des Weltklimarats (IPCC). Die Statistik Austria erhebt ebenfalls Luftemissionsdaten, diese jedoch nach dem „Inländerprinzip“; d.h. hier werden alle Emissionen berücksichtigt, die von Österreicher*innen oder von österreichischen Betrieben ausgestoßen werden, egal ob auf Österreichischem Staatsgebiet oder außerhalb (Statistik Austria 2022). Die Daten werden für Österreich aber auch für die Österreichischen Bundesländer erhoben. Daten zum CO₂-Fußabdruck werden bis jetzt noch nicht in der amtlichen Berichterstattung erfasst.

Die Inventur erhebt folgende anthropogene Luftemissionen: die **Treibhausgasemissionen (THG)**, das sind Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und fluorierte Gase (F-Gase). Diese Gruppe wird üblicherweise in der **Einheit Tonnen CO₂-Äquivalente** (im Folgenden abgekürzt als Tonnen CO₂-Äqu) berichtet. Die Umrechnung der Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalente erfolgt über Treibhausgaspotenziale⁶, die aussagen, wie stark das einzelne Gas zur Klimaerwärmung beiträgt. So ist Methan beispielsweise bezogen auf 20 Jahre 84-mal klimaschädlicher als Kohlendioxid. Eine Tonne Methan entspricht daher 84 Tonnen CO₂-Äqu.

Zu den Luftemissionen zählen neben den Treibhausgasemissionen auch weitere Luftschadstoffe, wie Stickstoffoxide (NO_x), Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC), Schwefeldioxid (SO₂) und Ammoniak (NH₃), Kohlenstoffmonoxid (CO) sowie Schwermetalle (HM), und die Feinstaubfraktionen (TSP, PM₁₀, PM_{2,5}), und Persistente Organische Schadstoffe (POP) (Quelle und Details: Umweltbundesamt GmbH 2022).

Der vorliegende Bericht wird auf die Treibhausgasemissionen fokussieren. Die produktionsbasierten Treibhausgasemissionen werden CO₂-Emissionen genannt, der Fußabdruck wird im folgenden CO₂-Fußabdruck genannt. Beide Indikatoren werden in der Einheit CO₂-Äquivalente angegeben. Weitere Informationen zu gesamten Palette der Luftschadstoffe für Österreich gesamt oder die Bundesländer können dem Klimaschutzbericht 2021 (Umweltbundesamt GmbH 2021b) oder der Bundeländer Luftschadstoff-Inventur 1990-2019 (Umweltbundesamt GmbH 2021a) entnommen werden.

⁶ Siehe: https://ghgprotocol.org/sites/default/files/Global-Warming-Potential-Values%20%28Feb%202016%202016%29_1.pdf

2.5 Methodenanwendung in diesem Projekt

Im vorliegenden Projekt wurden verschiedene Methoden angewandt und kombiniert. Aufgrund der schwierigen Datenlage wurden oftmals zwei Rechnungen parallel für denselben Indikator durchgeführt (top-down und bottom-up Rechnung, siehe nächster Absatz), um die Daten gegeneinander zu vergleichen. Die empirischen Arbeiten resultierten (noch) nicht in einer einzigen robusten Zahl für die produktionsbasierte und konsumbasierte Betrachtungsweise, sondern spannen einen Bereich auf, in dem die tatsächlichen Ergebnisse zu erwarten sind. Weitere Methodenentwicklung und -Konsolidierung ist notwendig (siehe Kapitel 9.2).

2.5.1 Top-Down Ansatz

Beim top-down Ansatz wurden Methoden der wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung (*economy-wide MFA*, EW-MFA; UN 2017; Eurostat 2018) angewandt, die ausgehend von einem systemischen Blick auf ganz Wien und seine Einwohner*innen die Materialflüsse entlang der vier Hauptmaterialgruppen (siehe Kapitel 2.2.2) und Emissionen berechnen. Diese systemische Betrachtung ermöglicht ein Erfassen aller Materialflüsse ohne Doppelzählungen und in Konsistenz mit volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen. Die hier präsentierten Ergebnisse der top-down Berechnung sind eine erste Pilot-Rechnung und stellen eine mögliche Obergrenze für den tatsächlichen Materialverbrauch Wiens dar. Eine Weiterentwicklung und Konsolidierung der Methode ist jedoch unbedingt nötig.

Auch die CO₂-Emissionen sind nach einer wirtschaftsraumbezogenen Betrachtungsweise erhoben (siehe unten). Im Falle der produktionsbasierten CO₂-Emissionen sind die hier präsentierten Daten eine Zusammenstellung der Daten aus der Bundesländer Luftschadstoffinventur (UBA 2020). Die konsumbasierten Daten zum CO₂-Fußabdruck wurden mit der gleichen Methode wie der Materialfußabdruck in dieser Pilotstudie berechnet.

2.5.2 Bottom-up Ansatz

Beim bottom-up Ansatz wurden die Materialflüsse im Sinne der oben beschriebenen Lebenszyklusanalyse ausgehend von bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten oder Sektoren, die einen hohen Materialverbrauch und viele CO₂-Emissionen verursachen, erfasst. Basierend auf einer Analyse für Österreich (BMK und BMLRT 2020; B. Plank u. a. 2020) wurden für Wien folgende Sektoren als Hotspots ausgewählt: Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion, Energiewirtschaft, Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Gesundheits- und Sozialwesen, Abfall- und Abwassersektor, Verkehr/Fahrzeuge, und Tourismus. In der Datenarbeit konnte auf Vorarbeiten an den Instituten der BOKU Wien und TU Wien (siehe Kapitel 10.7 und 10.8) zurückgegriffen werden.

Für den Vergleich mit den top-down Ergebnissen wurden die Ergebnisse aus der bottom-up Berechnung zusammengerechnet. Gesundheits- und Tourismussektor wurden dabei nicht inkludiert, um Doppelzählungen zu vermeiden (fossile Energieträger z.B. sind schon in den Daten des Energiesektors erfasst, Nahrungsmittel sind im Sektor Landwirtschaft/Ernährung erfasst). Das bottom-up Ergebnis umfasst daher nicht alle Wirtschaftssektoren und auch nicht alle Konsumgüter, die von der Endnachfrage verbraucht werden. Der wahrscheinlich größte Bereich, der nicht erfasst sind, sind die vielen Konsumgüter, die von v.a. privaten Haushalten und der öffentlichen Hand über Handel und v.a. Online-Handel bezogen werden. Die im Sektor „Abfallwirtschaft“ berechneten Mengen geben hier eine erste Abschätzung durch die darin zusammengestellten Mengen des Verpackungsmüll. Doch es wird davon ausgegangen, dass die Menge der fehlenden Materialien im

Vergleich zu den im bottom-up Ansatz erfassten Massen gering ist. Die Summe der bottom-up Berechnungen wurde daher als robuste Mindestabschätzung für den Materialverbrauch in Wien betrachtet.

Detaillierte Methodenbeschreibungen zu den Berechnungen finden sich in den Kapiteln 10.6. 10.7 und 10.8 im Anhang.

2.5.3 Die Methodenanwendung im Detail

Die unterschiedlichen Methoden, wie in diesem Kapitel beschrieben, werden hier als Aufzählung entsprechend der Indikatoren und Detailgrad der Materialkategorien aufgelistet. Die Daten wurden für zwei Zeitpunkte berechnet, das sind die Jahre 2010 und 2019. In den Fällen, wo für z.B. das Jahr 2019 keine Daten verfügbar waren, wurde ein alternatives Jahr in zeitlich nahem Abstand gewählt. Die zeitliche Abdeckung ist in der folgenden Auflistung erwähnt.

Berechnung der Indikatoren zur Materialentnahme (DE):

- **Bottom-up Ansatz:** Materialkategorie Biomasse: Hotspot-Sektor Landwirtschaft und Ernährung. Jahre: 2010 und 2019.

Berechnung der Indikatoren zum produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC):

- **Top-down Ansatz:** Die Daten wurden über die Konsumausgaben der Wiener Haushalte berechnet (siehe Kapitel 10.6) und liegen für die vier Hauptmaterialgruppen vor (siehe Kapitel 2.2.2 und die Tabelle in Kapitel 10.5). Jahre: 2010 und 2020.
- **Bottom-up Ansatz:** Die Daten bilden die Summe aus den Berechnungen der Hotspot-Sektoren. Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor.
 - Materialkategorie Biomasse: Hotspot-Sektor Landwirtschaft und Ernährung;
 - Materialkategorie fossile Energieträger: Hotspot-Sektor Energiewirtschaft;
 - Materialkategorie nicht-metallische Mineralstoffe: Hotspot-Sektoren Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Verkehr/Fahrzeuge, Abfallwirtschaft;
 - Materialkategorie Metalle: Hotspot-Sektoren Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Verkehr/Fahrzeuge, Abfallwirtschaft.

Zeitpunkte siehe Hotspot-Sektoren unten.

Der Gesundheits- und Tourismussektor wurden in der bottom-up Summe nicht inkludiert, um Doppelzählungen zu vermeiden (fossile Energieträger z.B. sind schon in den Daten des Energiesektors erfasst, Nahrungsmittel sind im Sektor Landwirtschaft/Ernährung erfasst)..

Berechnung der Indikatoren zum konsumbasierten Materialfußabdruck (MF):

- **Top-down Ansatz:** Die Daten wurden über die Endnachfrage Wiens berechnet (siehe Kapitel 10.6) und liegen für die vier Hauptmaterialgruppen vor (siehe Kapitel 2.2.2 und die Tabelle in Kapitel 10.5). Jahre: 2010 und 2019.
- **Bottom-up Ansatz:** Die Daten bilden die Summe aus den Berechnungen der Hotspot-Sektoren. Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor.
 - Materialkategorie Biomasse: Hotspot-Sektor Landwirtschaft und Ernährung;
 - Materialkategorie fossile Energieträger: Hotspot-Sektor Energiewirtschaft;
 - Materialkategorie nicht-metallische Mineralstoffe: Hotspot-Sektoren Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Verkehr/Fahrzeuge, Abfallwirtschaft;
 - Materialkategorie Metalle: Hotspot-Sektoren Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Verkehr/Fahrzeuge, Abfallwirtschaft.

Zeitpunkte siehe Hotspot-Sektoren unten.

Daten in den Hotspot-Sektoren:

- **Landwirtschaft und Ernährung:** Berechnung (siehe Kapitel 10.7) durch die wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (siehe Kapitel 2.2). Jahre: 2010 und 2019.
- **Abfallwirtschaft:** Berechnung (siehe Kapitel 10.8) durch die Lebenszyklusanalyse (LCA, *life-cycle assessment*; siehe Kapitel 2.3). Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor. Jahre: 2010 und 2016.
- **Abwasserwirtschaft:** Berechnung (siehe Kapitel 10.8) durch die Lebenszyklusanalyse (LCA, *life-cycle assessment*; siehe Kapitel 2.3). Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor. Jahre: 2010 und 2019.
- **Bausektor – Gebäude:** Berechnung (siehe Kapitel 10.8) durch die Lebenszyklusanalyse (LCA, *life-cycle assessment*; siehe Kapitel 2.3). Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor. Jahre: 2010 und 2018.
- **Bausektor – Infrastruktur:** Berechnung (siehe Kapitel 10.8) durch die Lebenszyklusanalyse (LCA, *life-cycle assessment*; siehe Kapitel 2.3). Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor. Jahre: 2010 und 2019.
- **Energie sektor:** Berechnung aus Daten der Energiebilanz, die eine wirtschaftsraumbezogene Perspektive darstellt (siehe Kapitel 2.2 und 10.7). Jahre: 2010 und 2019.
- **Verkehrssektor – Fahrzeuge:** Berechnung (siehe Kapitel 10.8) durch die Lebenszyklusanalyse (LCA, *life-cycle assessment*; siehe Kapitel 2.3). Die Daten liegen für die vier Materialkategorien und weitere Sub-Gruppen vor. Jahre: 2010 und 2019.
- **Gesundheits- und Sozialwesen:** die Daten des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) konnten über verfügbare Methoden nicht berechnet werden. Die Daten zum konsumbasierten Materialfußabdruck wurden über die wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (siehe Kapitel 2.2 und 10.6.2) berechnet. Die Daten liegen für die vier Materialkategorien vor. Jahre: 2010 und 2020.
- **Tourismus:** die Daten des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) konnten über verfügbare Methoden nicht berechnet werden. Die Daten zum konsumbasierten Materialfußabdruck wurden über die wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (siehe Kapitel 2.2 und 10.6.2) berechnet. Die Daten liegen für die vier Materialkategorien vor. Jahre: 2010 und 2020.

3 Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck

Aufgrund der städtischen Landnutzungsstruktur ist die Rohstoffentnahme in Wien vergleichsweise begrenzt (siehe Abbildung 3). Mehr als 50% der Fläche ist versiegelt und damit der Produktion von Biomasse oder der Entnahme von abiotischen Rohstoffen entzogen. Verbleibende Flächen werden vor allem landwirtschaftlich genutzt. Um den Rohstoffbedarf der Endnachfrage zu decken, ist Wien jedoch stark von Importen aus anderen Regionen des näheren oder weiteren Umlandes oder aus dem Ausland abhängig.

Der Materialverbrauch wird entsprechend der Ausführungen in Kapitel 2.2.3 entlang von drei Indikatoren vorgestellt:

1. Innerstädtische Entnahme von Rohstoffen (produktionsbasiert; DE) innerhalb der Wiener Stadtgrenzen
2. Produktionsbasierter Materialverbrauch in Wien (DMC)
3. Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) als globaler Rohstoffbedarf der Wiener Endnachfrage

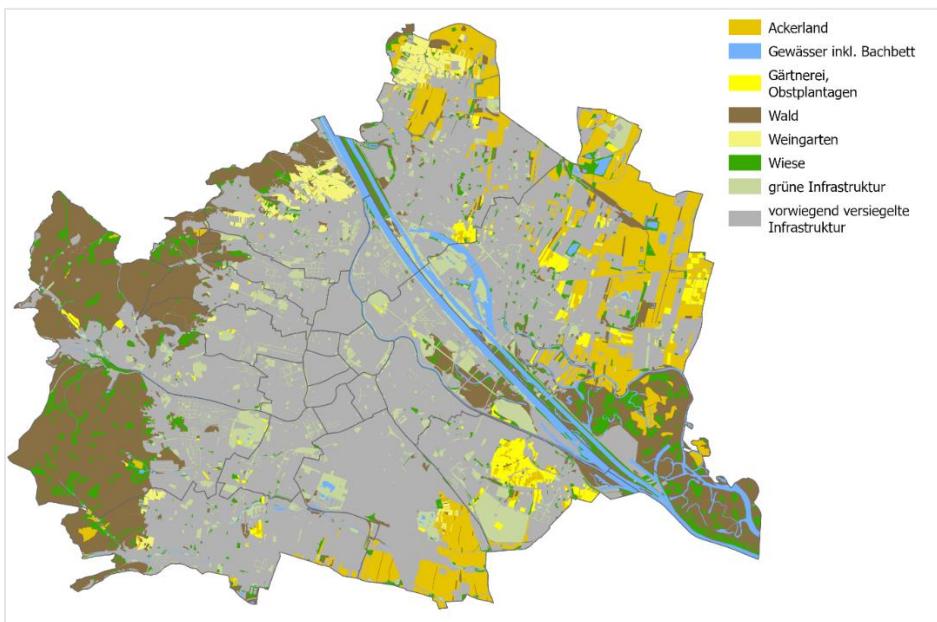
3.1 Entnahme von Rohstoffen innerhalb der Wiener Stadtgrenzen (DE, *domestic extraction*)

In Wien beschränkt sich die Rohstoffentnahme (DE) auf kleinere Aktivitäten land- und forstwirtschaftlicher Produktion an den Stadträndern. Metallische oder nicht-metallische Minerale werden in Wien nicht entnommen, ebenso werden keine fossilen Energieträger gefördert.

3.1.1 Landwirtschaft in Wien – innerstädtische Entnahme von Biomasse (DE, *domestic extraction*)

Landwirtschaftliche Ernte findet auf Ackerflächen an den nördlichen, östlichen und südlichen Rändern der Stadt statt, wie auch in Gärtnereien und Obstplantagen der Stadt. Weingärten sind hauptsächlich im Norden der Stadt (19. und 21. Gemeindebezirk) zu finden. Während diese landwirtschaftlichen Nutzungen auf 14% der gesamten Stadtfläche stattfinden, repräsentieren sie 68% der innerstädtischen Entnahme (2019). Info-Box 1 zeigt die Landnutzungsintensität innerhalb Wiens anhand des Indikators der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion (HANPP).

Abbildung 3: Landnutzung in Wien

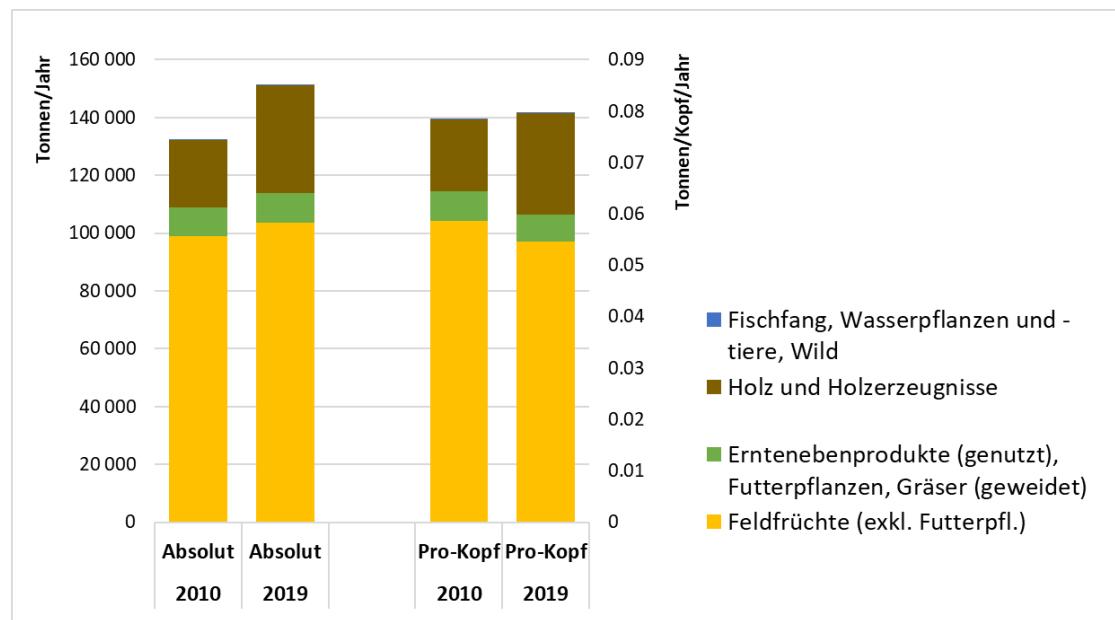


Datenquelle: Realnutzungskartierung 2018 (www.data.gv.at)

Die landwirtschaftliche Ernte beschränkt sich in Wien auf den Anbau von Feldfrüchten wie beispielsweise Gemüse, Getreide oder Zuckerrüben. Trotz des Rückgangs landwirtschaftlich genutzter Fläche blieb die Entnahme der Feldfrüchte in den letzten zehn Jahren auf etwa dem gleichen Niveau von 99.085 Tonnen im Jahr 2010 bzw. 103.499 Tonnen in 2019, wodurch sich eine Steigerung der Flächenproduktivität (d.h. wieviel Tonnen Biomasse auf einem Hektar Fläche geerntet werden kann) ergab (siehe Abbildung 4). Die Gemüseernte hatte den größten Anteil, gefolgt von Getreide- und Zuckerrübenernte. Eine Besonderheit stellt der Wiener Anbau von Gurken und Melanzani dar, deren städtische Produktion sogar 60% der gesamten Ernte in Österreich ausmacht.

Die zweitgrößte innerstädtische Biomasse-Entnahme ist die Holzentnahme aus den Wäldern Wiens, die im Jahr 2010 23.460 Tonnen und 2019 37.303 Tonnen betrug. Zusätzlich wurden 9.782 (2010) bzw. 10.245 (2019) Tonnen Erntebenenprodukte und geerntete oder geweidete Gräser sowie 209 (2010) bzw. 165 (2019) Tonnen aus der Jagd von Wildtieren sowie dem Fischfang dem gesellschaftlichen Stoffwechsel zugeführt.

Abbildung 4: Biomasse Entnahme (domestic extraction, DE) innerhalb der Wiener Stadtgrenzen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

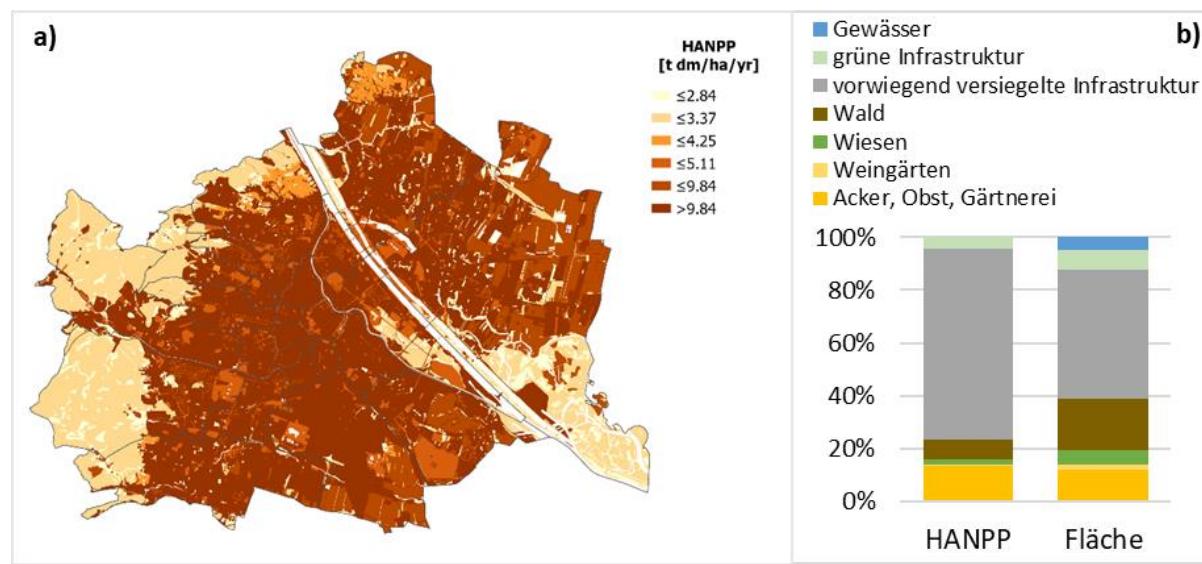
Im Jahr 2019 belief sich die Biomasse-Entnahme in Wien auf insgesamt 151.211 Tonnen pro Jahr oder 0,08 Tonnen/Kopf/Jahr. Absolut erhöhte sich die Biomasse-Entnahme damit um 14% von 132.536 Tonnen in 2010. Aufgrund des Bevölkerungswachstums blieb die Biomasse-Entnahme Pro-Kopf in etwa konstant (0,08 Tonnen/Kopf/Jahr). Im Vergleich dazu lag die Biomasse-Entnahme in ganz Österreich 2019 bei 4 Tonnen/Kopf/Jahr (Statistik Austria 2019a; BMK und BMLRT 2020) und in den EU27 Ländern bei 3,3 Tonnen/Kopf/Jahr (Eurostat 2019). Die globale Entnahme von Biomasse-Materialien lag 2019 bei durchschnittlich 3,1 Tonnen/Kopf/Jahr (UN IRP 2019b).

Info-Box 1: Landnutzungsintensität anhand des Indikators der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion (HANPP)

Mit Hilfe des Indikators HANPP (*Human Appropriation of Net Primary Production* oder menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion) kann die gesellschaftliche Landnutzungsintensität gemessen werden. Der Indikator zeigt an, wieviel der ursprünglichen ökologischen Produktivität (das ist die Biomasse, die hier jährlich in Abwesenheit von Menschen wachsen würde) durch gesellschaftliche Nutzung der Fläche angeeignet wird. Jede menschliche Aneignung von pflanzlicher Produktion bedeutet, dass diese Biomasse den natürlichen Ökosystemen und ihren Stoffkreisläufen nicht mehr zur Verfügung stehen. Diese Aneignung kann durch zwei unterschiedliche Arten erfolgen: Einerseits durch Landnutzungsänderungen (z.B. Entwaldung einer Fläche zur landwirtschaftlichen Nutzung), und andererseits durch die Entnahme der Biomasse zur menschlichen Nutzung. Die Wiener HANPP ist am stärksten geprägt durch die Landnutzungsänderung, die durch die Versiegelung von Fläche erfolgt (insgesamt 72% der Wiener HANPP, siehe Abbildung 5). Die hohe Produktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen führt aber auch zu einer hohen HANPP auf diesen Flächen und zwar hier durch die Biomasse-Entnahme, die Ernte (Kaufmann u. a. 2021). Würden wir die HANPP wieder reduzieren (z.B. durch Entsiegelung von Flächen), würde wieder mehr Biomasse (und damit Energie) für die Ökosysteme und zur Verfügung stehen, was auch zu einer Steigerung der Biodiversität führt (Haberl u. a. 2014). Mehr über die Methode und die Wiener HANPP kann im HANPP Explorer erkundet werden:

https://cities.ait.ac.at/uilab/edb/home/dev/HANPP_Explorer/

Abbildung 5: HANPP Wien. a) HANPP-Intensität der verschiedenen Landnutzungskategorien; b) Anteile der Landnutzungskategorien an der gesamten HANPP und der Fläche.



Erläuterungen: Grafik b) linker Balken: Anteile der Landnutzungskategorien an der gesamten HANPP, rechter Balken: Anteile an der Fläche. Bezugsjahr: 2018.

3.2 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Der Materialverbrauch (produktionsbasiert, DMC, *domestic material consumption*) in Wien umfasst alle Materialien, die als Rohstoffe oder Güter innerhalb der Wiener Stadtgrenzen verwendet und verbraucht werden. Die Materialflüsse können durch unterschiedliche Aktivitäten verursacht werden, beispielsweise Betriebe und ihre Produktionsprozesse, Konsumaktivitäten der Wiener Haushalte und der öffentlichen Hand, und Investitionsaktivitäten in städtischen Gebäuden und Infrastruktur. In weiterer Folge wird der Materialverbrauch (produktionsbasiert, DMC) je nach Datenverfügbarkeit mit beiden methodischen Ansätzen – top-down und bottom-up – oder nur mit einer der beiden Methoden analysiert.

3.2.1 Gesamter Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) Wiens, top-down und bottom up Berechnung

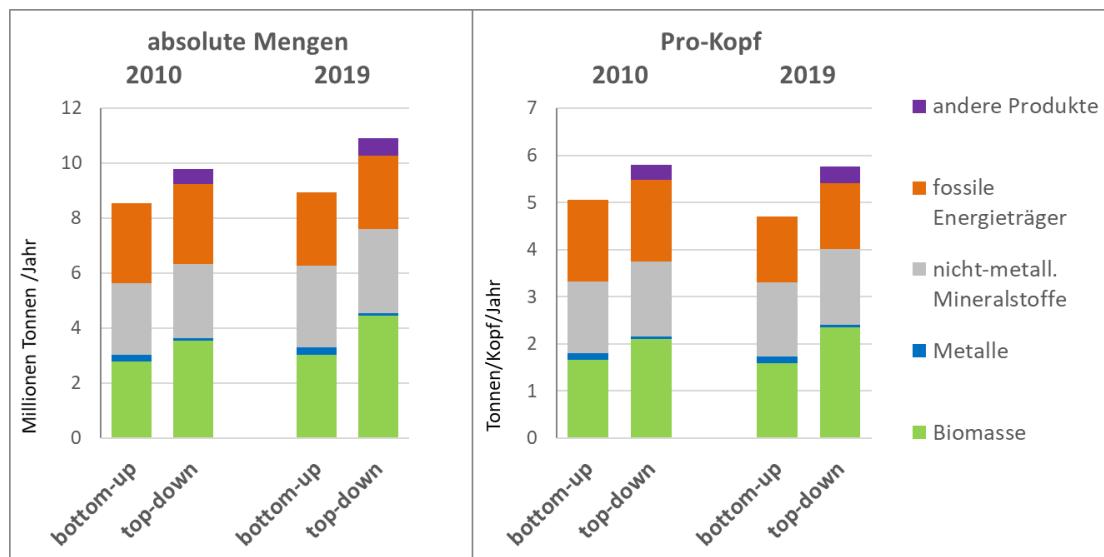
Auf der nationalen Ebene würde man den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) als inländische Rohstoffentnahme plus Importe und abzüglich der Exporte berechnen (siehe Kapitel 2.2.3). Für Wien gibt es leider keine vollständigen Daten zu Importen und Exporten. Daher mussten andere Berechnungsmethoden zur Abschätzung des Materialverbrauchs gewählt werden (Erläuterungen dazu siehe Kapitel 10.6 im Anhang). Die Datenlage und die darauf aufbauenden und im Folgenden präsentierten Ergebnisse sind als erste Pilotrechnung zu betrachten. Für eine Standardisierung der Ergebnisse braucht es weitere Schritte, die im Kapitel 9 zusammengefasst sind.

Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) Wiens verteilt sich vor allem auf drei Materialgruppen, das sind nicht-metallische Mineralstoffe zum Aufbau und Sanierung von Gebäuden und Infrastruktur, Biomasse für die Ernährung der Wiener*innen, und fossile Energieträger, v.a. Öl und Gas und alle Produkte daraus, die für den Endenergieverbrauch verwendet werden. Zusätzlich dazu werden in Wien noch eine Vielzahl an Gebrauchs- und Konsumgütern genutzt (z.B. Elektrogeräte, Spielzeuge, Sportgeräte, Einrichtungsstücke, aber auch Maschinen und Instrumente

jeglicher Art etc.), die v.a. aus Metallen und fossile Energieträger (in Form von Plastik) bestehen. Diese werden größtenteils importiert. Im Sinne der Materialflussrechnung werden sie also den (direkten⁷) Importen zugerechnet und zwar mit dem Gewicht zum Zeitpunkt des Grenzübergangs nach Wien; die Importe werden jener Materialgruppe zugerechnet, aus der sie hauptsächlich bestehen (siehe Kapitel 2.2.1).

Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) Wiens wurde nach verschiedenen Methoden berechnet (siehe Kapitel 2.2.3, 2.5, sowie Kapitel 10.6, 10.7, 10.8 im Anhang). Das Ergebnis aus der bottom-up Berechnung in Abbildung 6 zeigt eine wahrscheinliche Mindestabschätzung, die zweite, top-down-basierte Berechnung einen möglichen Maximalwert. Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) in Wien betrug 2019 zwischen 9 (bottom-up) und 11 Millionen Tonnen (top-down), das sind rund 5-6 Tonnen/Kopf/Jahr. 2010 betrug der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) zw. 9 (bottom-up) und 10 (top-down) Millionen Tonnen/Jahr, das sind Pro-Kopf ebenfalls 5-6 Tonnen/Kopf/Jahr. Der absolute Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) stieg in beiden Berechnungsmethoden um 5-11%. Der Pro-Kopf-Verbrauch sank in beiden Berechnungsvarianten um 1% (bottom-up) bzw. 6% (top-down). Grund für diese Entwicklungen war einerseits die wachsende Bevölkerung in Wien zwischen 2010 und 2019, andererseits aber die Reduktion im Verbrauch an fossilen Energieträgern im betrachteten Zeitraum (-20%). Die Nutzung der anderen Materialgruppen blieb relativ konstant. Neben den vier Materialkategorien wurden 2019 rund 0,5-0,7 Millionen Tonnen/Jahr „andere Produkte“⁸ verbraucht, die wegen der komplexen Zusammensetzung nicht einer der vier Materialkategorien zugeordnet werden können (siehe Abbildung 6).

Abbildung 6 produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC) in Wien nach 4 Materialkategorien, 2010 und 2019 (2020), in Millionen Tonnen /Jahr und Tonnen/Kopf/Jahr



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 2.5 und Kapitel 10.6, 10.7, 10.8 im Anhang.

Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) lag mit 5-6 Tonnen/Kopf/Jahr deutlich höher als die innerstädtische Entnahme (DE) und rückte näher an den Österreichischen Durchschnittsverbrauch von 19 Tonnen/Kopf/Jahr (2019) heran. Dennoch betrug der

⁷ Erläuterungen siehe Kapitel 2.2.1

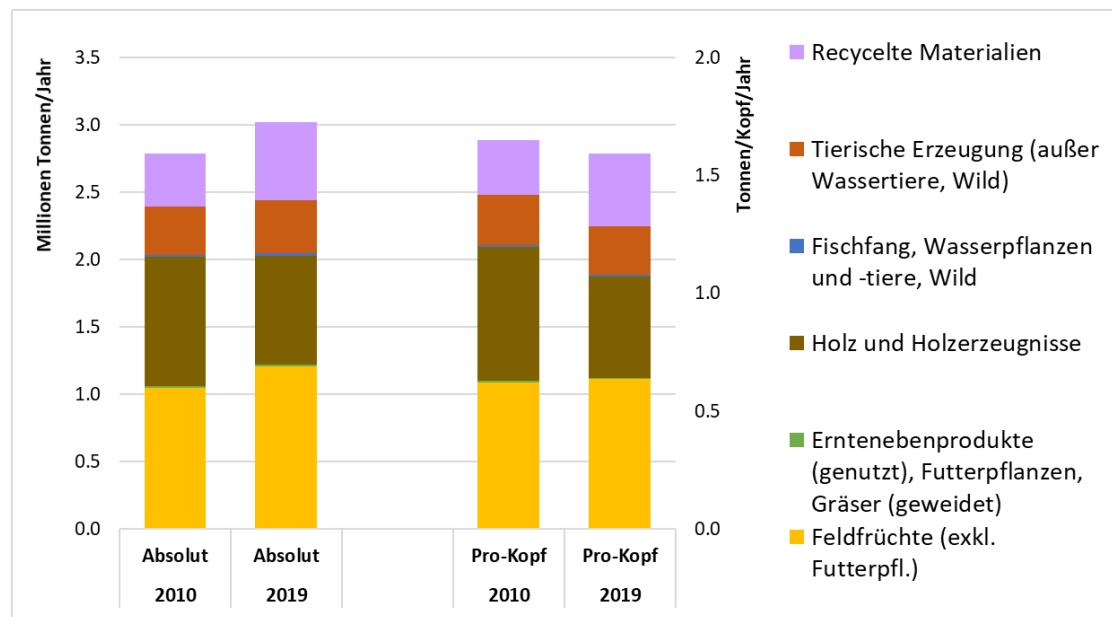
⁸ z.B. Kunstwerke, Möbel, Bekleidungszubehör; oder unspezifische Produktkategorien wie z.B. Instrumente und Apparaturen anders nicht genannt, Kommunikationsgeräte, etc.

Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) Wiens nur knapp ein Drittel des Österreichischen Durchschnitts. Dieser deutliche Unterschied erklärt sich durch die wenigen Betriebe in der verarbeitenden Industrie innerhalb Wiens, die – gemessen am produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) – deutlich materialintensiver sind als Betriebe des Tertiärsektors. Außerdem ist Wien in Bezug auf die hier lebende Bevölkerung deutlich dichter gebaut, wodurch sich die Menge an verwendeten nicht-metallischen Mineralstoffen (v.a. Baurohstoffe) Pro-Kopf deutlich reduziert. Der durchschnittliche Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) in der EU lag 2019 bei 14 Tonnen/Kopf/Jahr (Eurostat 2019) und damit unter dem Verbrauch Österreichs; dies liegt am niedrigeren Verbrauch an nicht-metallischen Mineralstoffen in der EU (für eine Diskussion der Unterschiede siehe BMLFUW und BMWFJ 2011; BMK und BMLRT 2020). Der globale Materialverbrauch entspricht allen Materialien, die in einem Jahr entnommen und verbraucht wurden. Der globale Durchschnitt lag im Jahr 2019 bei 7 Tonnen/Kopf/Jahr (UN IRP 2019b). In den folgenden Kapiteln wird der Materialverbrauch (produktionsbasiert, DMC) entlang der vier Materialkategorien präsentiert. Die Ergebnisse für die Biomasse sind dabei etwas ausführlicher dargestellt, weil hier auf Ergebnisse aus anderen Projekten zurückgegriffen werden konnte.

3.2.2 Produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse zur Ernährung, stofflichen und energetischen Nutzung (DMC), bottom-up Berechnung

Rund ein Drittel des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) entfällt auf Biomasse-Materialien (siehe grüner Balken in Abbildung 6). Laut bottom-up Berechnung für das Jahr 2019 betrug der Wiener Verbrauch an Biomasse-Materialien 3 Millionen Tonnen pro Jahr (siehe Abbildung 7). Mit 40% nahmen Feldfrüchte den größten Anteil ein, gefolgt von Holz und Holzerzeugnissen (27%). Etwa 19% des innerstädtischen Biomasse-Verbrauchs kam aus recyceltem Material und 13% aus der tierischen Erzeugung. Fische und Wild machten nur etwa 1% des Verbrauchs aus. Seit 2010 stieg der Verbrauch an Biomasse-Materialien um 8% von 2,8 Millionen Tonnen auf 3 Millionen Tonnen, während die Bevölkerung im gleichen Zeitraum um 12% wuchs. Der Verbrauch an Feldfrüchten stieg von 1,1 auf 1,2 Millionen Tonnen, hauptsächlich begründet durch vermehrte Nachfrage im Bereich der Ernährung. Aufgrund der zunehmenden Energiegewinnung aus Abfällen stieg auch der weiterverwertete (recycelte) Anteil der Biomasse von 0,4 auf 0,6 Millionen Tonnen im Jahr 2019. Dies kompensiert einen gleichzeitig reduzierten Verbrauch von Holz und Holzerzeugnissen in der Energiegewinnung.

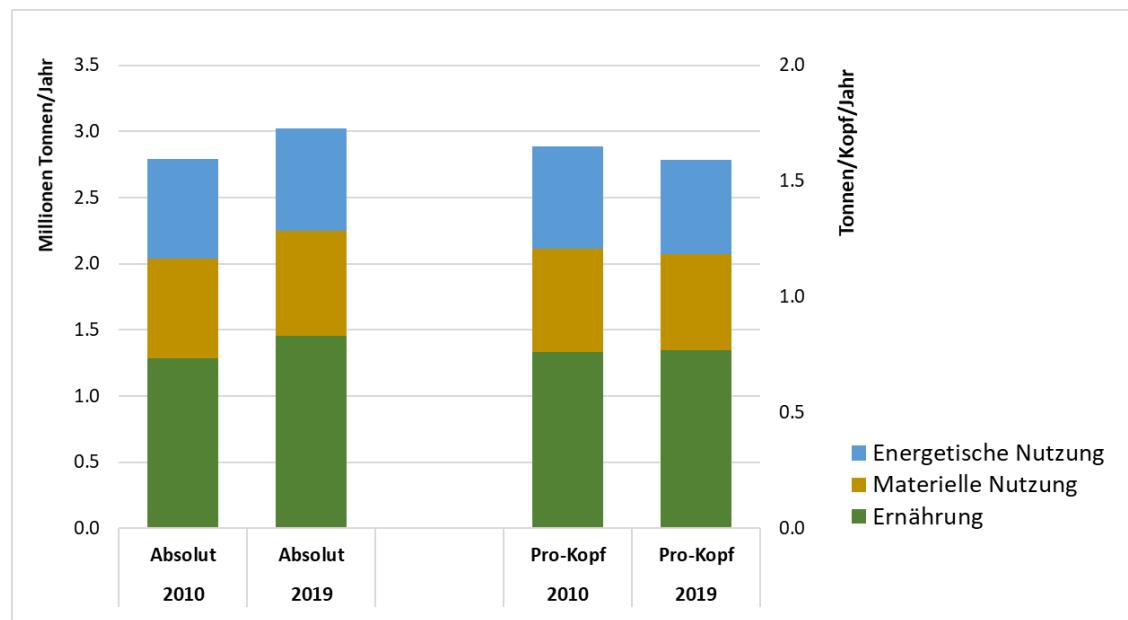
Abbildung 7: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

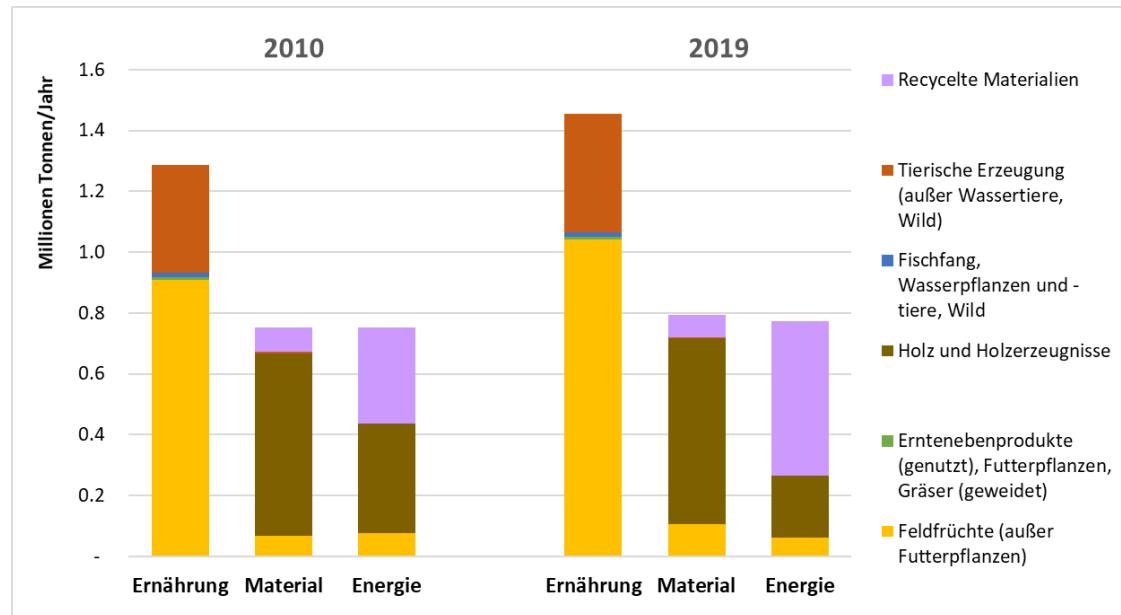
Nach Verwendungsgruppen gegliedert, kann in etwa die Hälfte der in Wien konsumierten Biomasse der Ernährung zugerechnet werden. Jeweils ein Viertel wird zur Gewinnung von Energie verwendet sowie zur materiellen Nutzung (Möbel, Papier, Textilien, etc.). Im Vergleich der Jahre 2010 und 2019 gab es hauptsächlich eine Zunahme im Bereich der Ernährung, der mit dem Bevölkerungsanstieg in Zusammenhang steht (Abbildung 8 zeigt Abbildung 7 nach Verwendungszeck aufgeteilt). Die für die Ernährung konsumierte Biomasse Pro-Kopf blieb im Zeitraum in etwa konstant bei 0,8 t Pro-Kopf. Während auch der gesamte Biomasse-Verbrauch für die energetische bzw. materielle Nutzung in etwa gleichblieb, zeigte sich im Energiesektor eine Veränderung der Materialzusammensetzung von Holz zu recycelter Biomasse, wie z.B. eine Zunahme der Energiegewinnung aus Hausmüll inklusive des enthaltenen Bioanteils (siehe Abbildung 9, diese zeigt Abbildung 7 nach Material-Subgruppen). Es wurden der Natur also weniger Rohstoffe zur Energiegewinnung entnommen. Betrachtet man jedoch Wiens gesamten energetischen Bruttoinlandsverbrauch dominieren weiterhin fossile Energieträger wie Gas und Öl, während solche auf biophysischer Basis wie biogene Brenn- und Treibstoffe oder Holz weiterhin nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Abbildung 8: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Verwendungsgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

Abbildung 9: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Material-Subgruppen und Verwendung, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

3.2.3 Produktionsbasierter Materialverbrauch von fossilen Energieträgern (DMC), top-down Berechnung

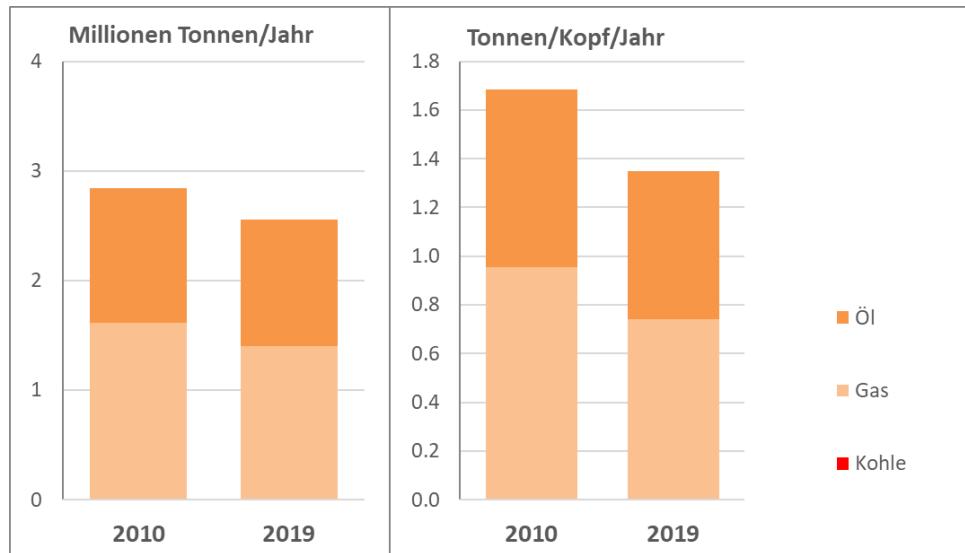
Wie im Fall der Biomasse betrug auch der Anteil der fossilen Energieträger rund ein Drittel des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) (siehe orangener Balken in Abbildung 6).

Zusammengestellt wurden die Materialinputs fossiler Energieträger in den Energiesektor nach dem

top-down Ansatz aus den Daten der Energiebilanz Wien⁹ zu Energieeinsatz bzw. Energieverbrauch. Eine detaillierte Beschreibung der Methoden, Daten und Ergebnisse findet sich in Kapitel 10.8.8.

Der Großteil der fossilen Energieträger wird für die Bereitstellung von Energie verwendet. Dennoch gibt es auch eine kleine Menge an fossilen Energieträgern, die in die stoffliche Nutzung gehen, darunter v.a. in die Produktion von Plastik. Innerhalb Wiens ist dieser Teil verschwindend gering und wird hier nicht erfasst. In der konsumbasierten Sichtweise spielen diese stofflichen Anteile eine größere Rolle und werden berücksichtigt.

Abbildung 10: produktionsbasierter Materialverbrauch von fossilen Energieträgern (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8.8

Der Verbrauch an fossilen Energieträgern in Wien betrug im Jahr 2019 2,6 Millionen Tonnen/Jahr (siehe Abbildung 10). 55% davon wird durch Gas bereitgestellt und 45% durch Öl. Neben fossilen Energieträgern wurden noch 0,8 Millionen Tonnen biogene Brennstoffe verwendet. 2010 betrug der Materialverbrauch (produktionsbasiert, DMC) 2,8 Millionen Tonnen/Jahr, er ist daher in den 9 Jahren um 10% gesunken. Die Reduktion ist zu einem guten Teil auf den geringeren Einsatz von Gas zurückzuführen (-13%); die Reduktion bei Öl betrug -6%. Betrachtet man die Energieflüsse in Energieeinheiten (siehe dazu auch den Energiebericht der Stadt Wien. MA 20 2021) so kommt eine vierte wichtige Kategorie hinzu, das ist die Fernwärme. Wärme hat jedoch keine Masse, daher ist diese in der Materialflussrechnung nicht sichtbar.

Die gesamte Energie (inkl. Strom), die in Wien bereitgestellt wird, wird vor allem im Verkehr (38% im Jahr 2019), Dienstleistungen (25% im Jahr 2019) und durch private Haushalte (31% im Jahr 2019) verbraucht. Der Verbrauch in Industrie und Landwirtschaft ist dagegen vergleichsweise gering (6% insgesamt) (Stadt Wien. MA 20 2021).

Beim Energiesektor muss berücksichtigt werden, dass er eine spezielle Stellung in der industriellen Produktion und gesellschaftlichen Nutzung einnimmt. Der Energiesektor wandelt Energie in eine nutzbare Form um (Transformation), braucht dafür selbst Energie (Eigenverbrauch) und stellt die

⁹

https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html

nutzbare Endenergie schließlich allen anderen Sektoren und der Endnachfrage zur Verfügung. Alle Materialflüsse an fossilen Energieträgern finden daher durch den Energiesektor Eingang in die Ökonomie und werden durch ihn an die Endnachfrage weiterverteilt. Hinzu kommt, dass eine Diskussion des Energiesektors aus einer materiellen Perspektive, d.h. in Materialflüssen gemessen in Tonnen, einen speziellen Blick anwendet: bei der Umwandlung von Energieträgern in Strom werden Energieträger (biogene Brennstoffe, Gas, etc.) mit einer bestimmten Masse in Strom umgewandelt, der selbst keine Masse beinhaltet. Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) des Energiesektors erscheint daher sehr hoch, obwohl der Energiesektor hier nur als Zwischenstation gesehen werden muss; der Endverbrauch wird durch andere Sektoren oder die Endnachfrage gesteuert. D.h. Energieverbrauch, der durch das Heizen von Gebäuden oder durch das Fahren von Fahrzeugen entsteht, ist in den Daten als Verbrauch im Energiesektor abgebildet. In den konsumbasierten Berechnungen ist der Energieverbrauch in Produktion und Transport des importierten Gutes aufgrund der Art der Berechnung jedoch sehr wohl dem jeweiligen Endverbrauch zugeordnet. Will man Fragen der Energieeffizienz oder der Reduktion des Energieverbrauchs diskutieren, so ist es notwendig, den Energiesektor und die Energiefüsse auch entsprechend seiner Energieeinheiten in der Diskussion zu berücksichtigen. Zusätzlich könnte in einem nächsten Schritt die Berechnungsmethode angepasst werden, damit die Ergebnisse besser an die relevanten Fragen anschlussfähig sind.

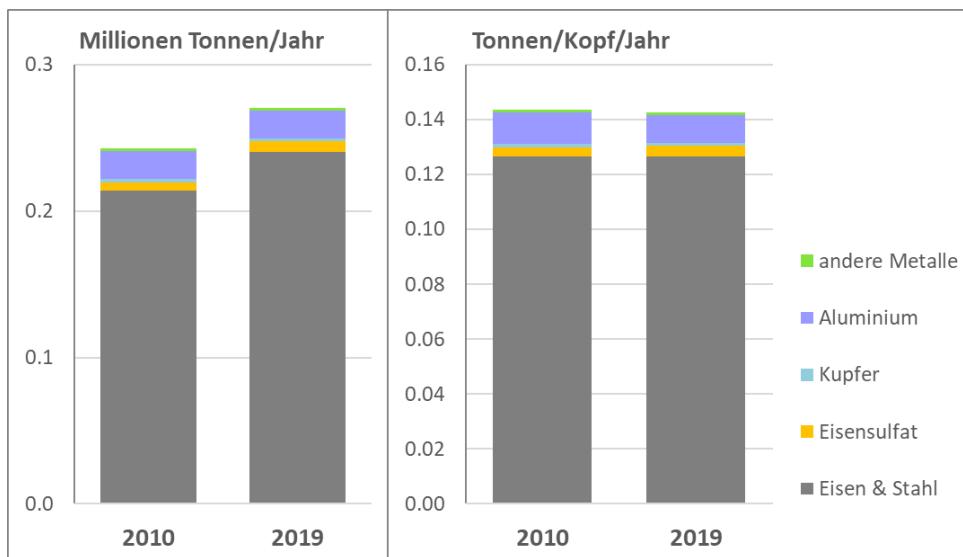
3.2.4 Produktionsbasierter Materialverbrauch von metallischen und nicht-metallischen Mineralstoffen (DMC), bottom-up Berechnung

Metallische (ca. 3% des produktionsbasierten Materialverbrauchs; blauer Balken in Abbildung 6) und nicht-metallische Mineralstoffe (rund 30% des produktionsbasierten Materialverbrauchs; grauer Balken in Abbildung 6) sind vor allem in Gütern enthalten, die in anthropogenen Beständen akkumuliert werden (Gebäude, Infrastruktur, Fahrzeuge, Haushaltsgeräte, elektrische Geräte aller Art, etc.). In die Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs werden diese Produkte im Fall einer Stadt wie Wien nicht aus Rohstoffentnahmen innerhalb der Stadtgrenzen produziert, sondern werden über direkte Importe, d.h. mit dem Gewicht, das sie zum Zeitpunkt des Imports haben, eingerechnet (siehe Kapitel 2.2.1).

Der produktionsbasierte Materialverbrauch von Metallen lag im Jahr 2019 insgesamt bei 0,3 Millionen Tonnen. Der Großteil dieser Materialkategorie entfiel auf Eisen und Stahl (89% des produktionsbasierten Materialverbrauchs an Metallen; siehe Abbildung 11). Das meiste davon wird in der Bauwirtschaft und in Fahrzeugen (siehe Ausführungen zu den sektoralen Hotspots, Kapitel 6.4, 6.5 und 6.7) verwendet. Der zweitwichtigste metallische Rohstoff ist Aluminium (7% in 2019), das in den gleichen Sektoren in Verwendung ist wie Eisen/Stahl.

3. Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck

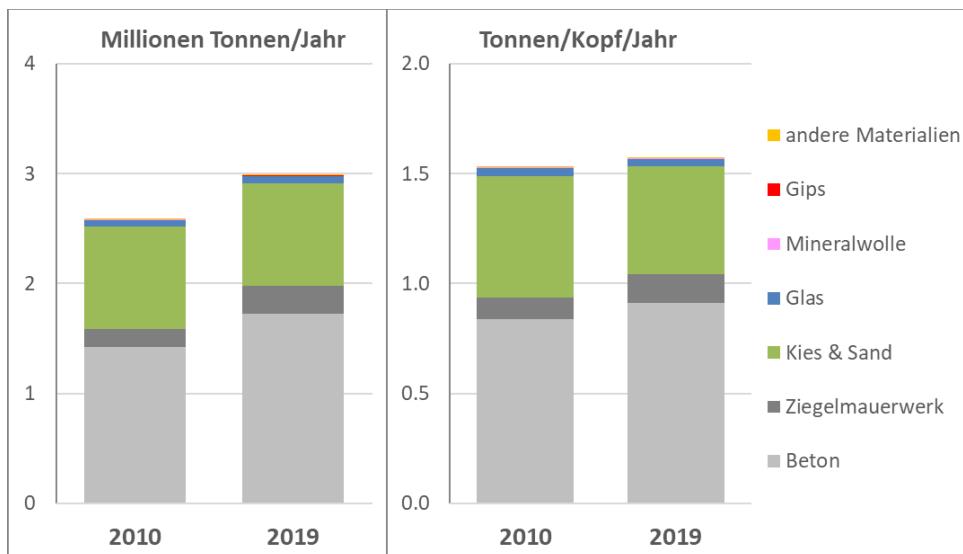
Abbildung 11: produktionsbasierter Materialverbrauch von Metallen (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8

In den Sektoren Bauen (Gebäude und Infrastruktur) und Fahrzeuge (siehe Daten und Methoden in Kapitel 10.8 im Anhang) wurden in Wien im Jahr 2019 3 Millionen Tonnen/Jahr nicht-metallische Mineralstoffe verbraucht (Abbildung 12). Die wichtigsten Materialien in dieser Kategorie sind Beton (58% in 2019) und Kies & Sand (31% in 2019), beides wichtige Grundstoffe in der Bauwirtschaft (Hoch- und Tiefbau). Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) an nicht-metallischen Mineralstoffen lag 2010 bei 2,6 Millionen Tonnen/Jahr, der produktionsbasierte Verbrauch ist in Wien daher um 15% gestiegen.

Abbildung 12: produktionsbasierter Materialverbrauch von nicht-metallischen Mineralstoffen (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8

Metallische und nicht-metallische Mineralstoffe verlieren während der Nutzung nur wenige ihrer Materialeigenschaften, daher sind speziell diese Materialien sehr gut für die Wiederverwendung/-verwertung geeignet. Doch muss bedacht werden, dass Bestände zum Großteil mehrere Jahre bis

Jahrzehnte in gesellschaftlichen Beständen gebunden sind. Und selbst dann, wenn Bestände nicht mehr genutzt werden, werden sie oftmals nicht abgerissen und daher (noch) nicht der Abfallverwertung zugeführt. Beispiele hierfür sind leerstehende Gebäude oder Infrastrukturen, oder alte Handys etc. Der jahrelange Verbleib in gesellschaftlichen Beständen führt dazu, dass es eine deutliche zeitliche Verzögerung zwischen den materiellen Inputs in Bestände und den entsprechenden materiellen Outputs aus den Beständen in die Abfallverwertung gibt. Outputs (Abfälle) haben daher eine materielle Zusammensetzung und Verarbeitung, die schon Jahrzehnte alt ist, wodurch die Wiederverwertung/-verwendung deutlich erschwert wird. Diese zeitliche Verzögerung führt auch dazu, dass Maßnahmen zur Steigerung der Kreislaufwirtschaft, die heute gesetzt werden, vielfach erst in einigen Jahren bzw. Jahrzehnten wirksam werden.

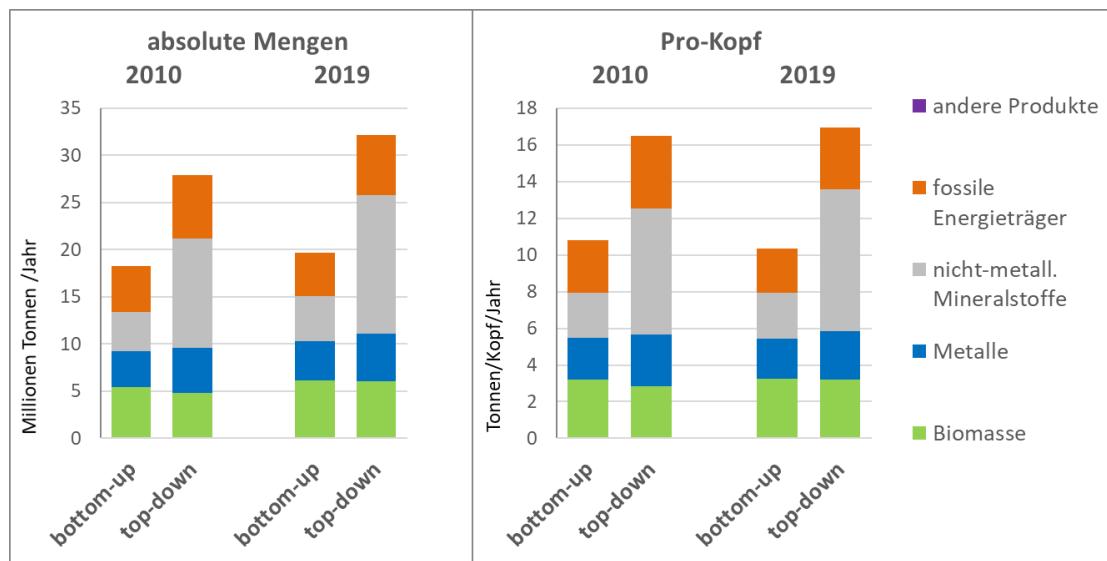
3.3 Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)

Für einen Vergleich der gesamten Materialmenge, die entnommen wurde, um die Endnachfrage (also den Konsum) der Wiener*innen zu befriedigen, eignet sich der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF). Er beschreibt alle Rohstoffe, die egal wo auf der Welt entnommen wurden und in der Produktion der in Wien konsumierten Güter verbraucht wurden. Im Gegensatz zum produktionsbasierten Verbrauch (DMC, siehe Kapitel 3.2) berücksichtigt der Materialfußabdruck (konsumbasiert, MF) auch den materiellen Einsatz in der Herstellung der Produkte, der außerhalb der Stadt anfällt. In weiterer Folge wird der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) für die aggregierte Betrachtung mit beiden methodischen Ansätzen – top-down und bottom-up – analysiert. Die einzelnen Materialgruppen werden aufgrund eingeschränkter Datenverfügbarkeit nur mit dem bottom-up-Ansatz berechnet.

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) Wiens lag 2019 zwischen 20 (bottom-up) und 32 (top-down) Millionen Tonnen und zeigt – wie schon für den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) beschrieben – die wahrscheinliche Mindestabschätzung (bottom-up Berechnung) sowie das Ergebnis aus einer top-down Rechnung, die einen möglichen Maximalwert darstellt (siehe Abbildung 13). Eine Konsolidierung der Methoden und daraus folgend der Ergebnisse ist in einem nächsten Schritt notwendig (siehe Kapitel 8 und 9). Im Jahr 2010 lag der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) bei 18 Millionen Tonnen/Jahr (bottom-up) bzw. 28 Millionen Tonnen/Jahr (top-down). Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) stieg in den 10 Jahren um 8-15%.

Bezogen auf die Bevölkerung zeigt der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) im Jahr 2019 eine große Bandbreite von 10 Tonnen/Kopf/Jahr (bottom-up) bzw. 17 Tonnen/Kopf/Jahr (top-down) je nach Berechnungsmethode. Im Vergleich dazu ist der Materialfußabdruck (konsumbasiert, MF) Österreichs deutlich höher bei 25 Tonnen/Kopf/Jahr, der europäische Materialfußabdruck ist mit 15 Tonnen/Kopf/Jahr nur halb so hoch wie jener für Österreich und leicht höher als jener für Wien (BMK und BMLRT 2020). 2010 lag der Pro-Kopf-Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) in Wien bei 11 Tonnen/Kopf/Jahr (bottom-up) bzw. 17 Tonnen/Kopf/Jahr (top down). Der konsumbasierte Pro-Kopf-Materialfußabdruck blieb daher in den 10 Jahren und innerhalb der Berechnungsmethode relativ konstant; nach der bottom-up Berechnung ist der konsumbasierte Pro-Kopf-Materialfußabdruck leicht gesunken (-4%), nach der top-down Berechnung leicht gestiegen (+3%).

Abbildung 13: konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) Wien nach vier Materialkategorien, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 2.5 und Kapitel 10.6, 10.7, 10.8 im Anhang.

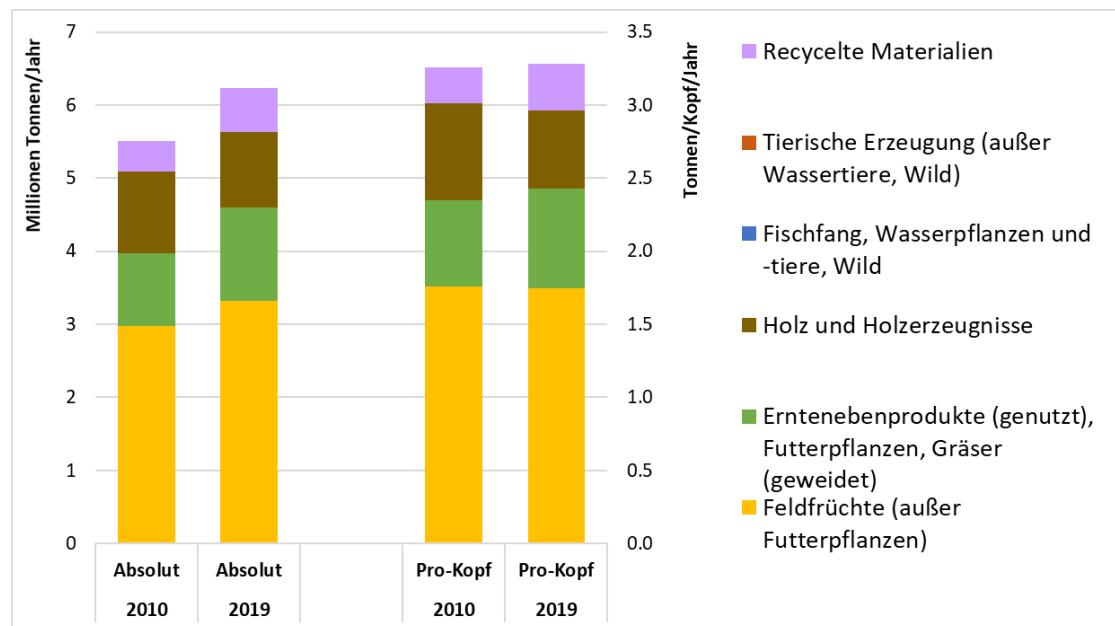
Die große Bandbreite in dem Ergebnis für den Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) für Wien ergibt sich durch einen starken Unterschied in den Baurohstoffen (graue Balken in Abbildung 13), der mehrere Gründe haben kann: in der bottom-up Rechnung wurde auf den Bausektor und den Materialbedarf an Baurohstoffen durch diesen fokussiert. In der top-down Rechnung wird zusätzlich ein etwaiger Verbrauch an Baurohstoffen für Transportinfrastruktur oder Produktionsstätten in und außerhalb Wiens entlang der vielfältigen Produktions- und Lieferketten aller in Wien konsumierten Güter berücksichtigt. Zum Vergleich, der durchschnittliche Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) an Baurohstoffen einer*r Österreicher*in lag 2019 bei 11 Tonnen/Kopf/Jahr, auf EU-Ebene lag der Durchschnitt bei 7 Tonnen/Kopf/Jahr (BMK und BMLRT 2020). Auch methodische Schwierigkeiten durch die Verwendung von monetären Input-Output-Tabellen zur Berechnung des Materialfußabdrucks in der top-down Methode (Lenzen 2011; Bouwmeester und Oosterhaven 2013; Steen-Olsen u. a. 2014; de Koning u. a. 2015; Piñero u. a. 2015) sind in den Ergebnissen zu berücksichtigen.

In den folgenden Kapiteln wird der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) entlang der vier Materialkategorien dargestellt. Die Ergebnisse für die Biomasse sind dabei etwas ausführlicher dargestellt, weil hier auf Ergebnisse aus anderen Projekten zurückgegriffen werden konnte.

3.3.1 Konsumbasierter Materialfußabdruck von Biomasse-Materialien (MF), bottom-up Berechnung

Biomasse-Materialien umfassen nach der bottom-up-Methode 31% des gesamten konsumbasierten Materialfußabdruck (grüner Balken in Abbildung 13). Der konsumbasierte Biomasse-Fußabdruck Wiens war im Jahr 2019 mit 6 Millionen Tonnen/Jahr mehr als doppelt so hoch wie der produktionsbasierte Biomasseverbrauch. Beim konsumbasierten Biomasse-Fußabdruck entfällt wie beim produktionsbasierten Biomasse-Materialverbrauch mehr als die Hälfte auf Feldfrüchte (53%), gefolgt von den Erntebenenprodukten, Futterpflanzen und Gräser (21%). Der Biomasse-Fußabdruck (konsumbasiert) ist ähnlich wie der Biomasse-Materialverbrauch (produktionsbasiert) von 5,5 Millionen Tonnen/Jahr im Jahr 2010 auf 6,2 Millionen Tonnen/Jahr 2019 angestiegen. Pro-Kopf entspricht dies einem Biomasse-Fußabdruck von 3,3 Tonnen/Jahr.

Abbildung 14: konsumbasierter Biomasse-Fußabdruck (MF) nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

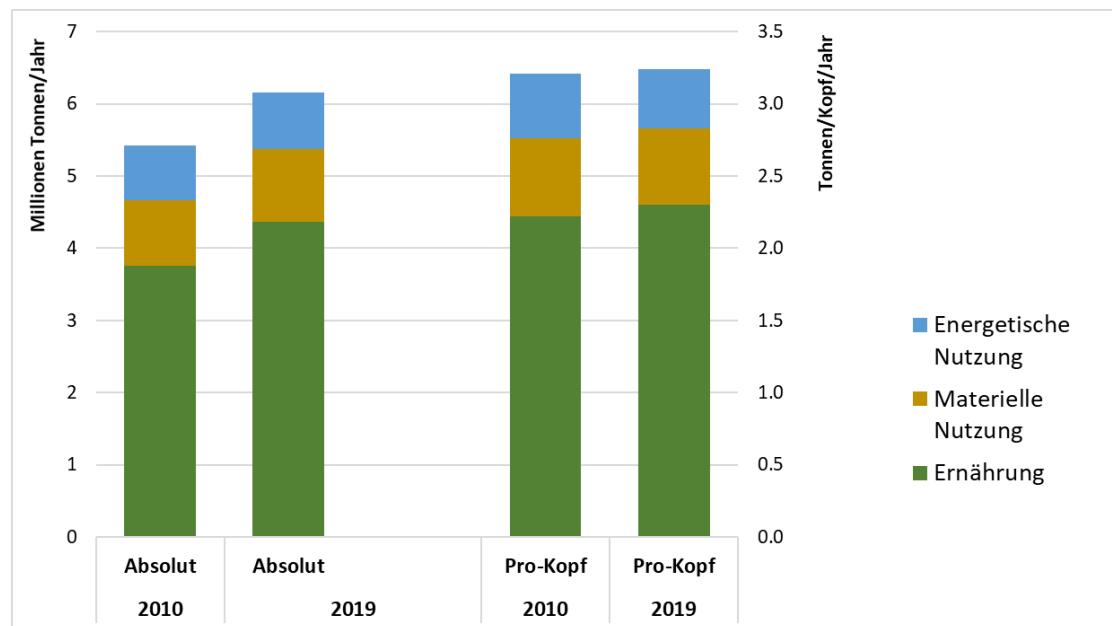
Die Darstellung des konsumbasierten Biomasse-Fußabdrucks nach Verwendungsgruppen (Abbildung 15) hebt die Bedeutung der Ernährung hervor. 71% des Biomasse-Fußabdrucks, das sind 4,4 Millionen Tonnen/Jahr, wurden im Jahr 2019 für die Ernährung benötigt, darunter vor allem Feldfrüchte, Erntebenenprodukte, Futterpflanzen und Gräser¹⁰.

Der Anteil der Futtermittel (das sind Feldfrüchte, Erntebenenprodukte, Futterpflanzen und Gräser/Heu, das verfüttert wird) betrug insgesamt 45% des konsumbasierten Materialfußabdrucks der Ernährung. Dies zeigt deutlich, welche Bedeutung tierische Produkte in der Ressourcennutzung haben. Für die Herstellung tierischer Produkte wie Rindfleisch, Milch und Milchprodukte, Schweinefleisch und Eier (0,4 Millionen Tonnen/Jahr; siehe Abbildung 8) wird das fünffache an Futtermittel (2 Millionen Tonnen/Jahr) benötigt. Der Anstieg des Biomasse-Fußabdrucks von 5,4 Millionen Tonnen/Jahr im Jahr 2010 auf 6,2 Millionen Tonnen/Jahr im Jahr 2019 ist daher durch den Bevölkerungsanstieg und den anhaltend hohen Fleischkonsum zu erklären. Innerhalb der tierischen Produkte ging der Konsum von Schweinefleisch leicht zurück, der Konsum von Eiern und Geflügel nahm jedoch im gleichen Zeitraum zu.

¹⁰ Zur Erklärung: Die Materialflussanalyse beinhaltet auch Rohstoffe, die als Nebenprodukte anfallen bzw. die für die Viehhaltung benötigt werden, wie z.B. Stroh, das als Einstreu verwendet wird, oder Gras, das von Weidetieren auf der Weide gefressen wird (Für weitere Details siehe BMLFUW und BMWFJ 2011; BMLFUW und BMWFJ 2015; Eurostat 2018).

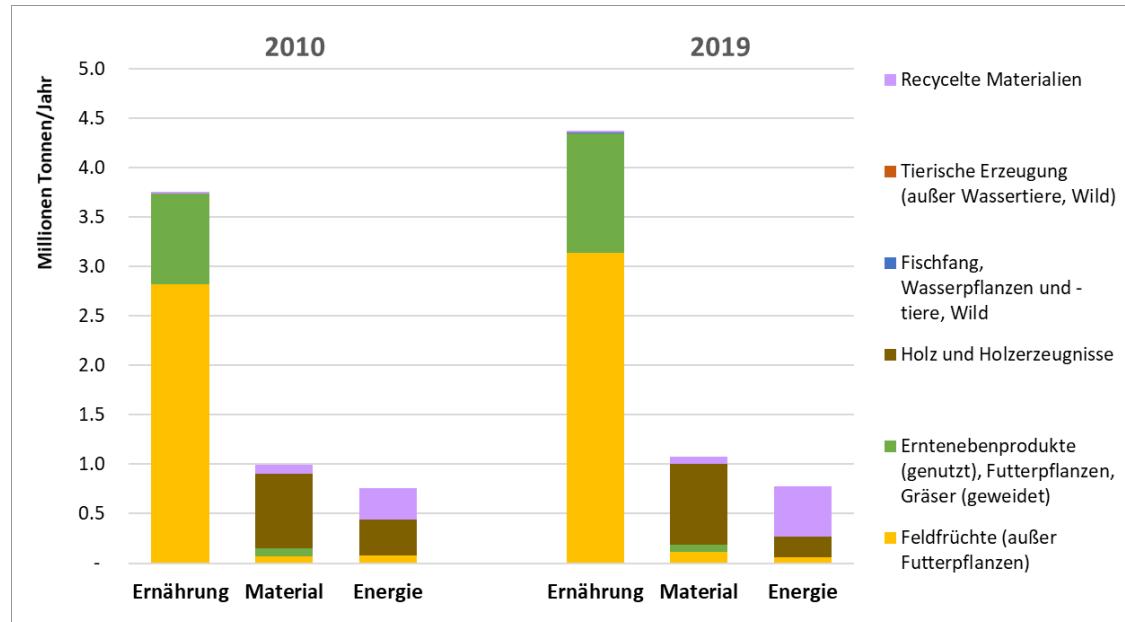
3. Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck

Abbildung 15: Konsumbasierter Materialfußabdruck von Biomasse (DMC) in Wien nach Verwendungsgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

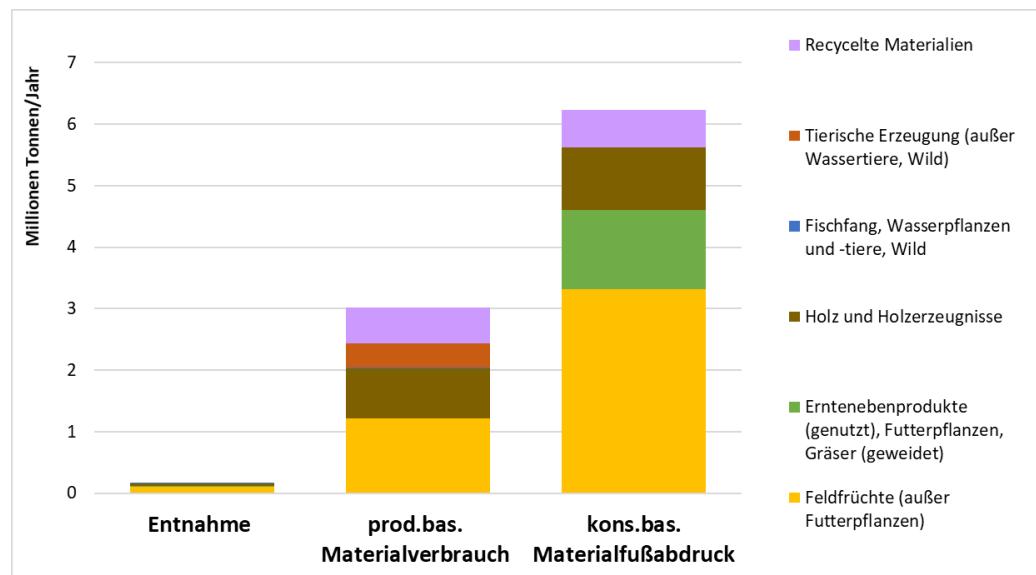
Abbildung 16: Konsumbasierter Materialfußabdruck von Biomasse (DMC) in Wien nach Material-Subgruppen und Verwendung, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 im Anhang.

Der Vergleich des konsumbasierten Biomasse-Fußabdrucks mit der innerstädtischen Entnahme (DE) und dem produktionsbasierten Biomasse-Materialverbrauch (DMC) zeigt typische urbane Charakteristiken. Während die Materialentnahme innerhalb der Stadt sehr gering ist, ist der produktionsbasierte Materialverbrauch um den Faktor 20 höher. Die verbrauchten Materialien werden daher zum Großteil importiert. Der konsumbasierte Biomasse-Fußabdruck ist dann nochmal gut doppelt so hoch (Faktor 2) als der produktionsbasierte Biomasse-Materialverbrauch innerhalb der städtischen Grenzen (Abbildung 17).

Abbildung 17: Biomasse – Vergleich von innerstädtischer Entnahme, produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasiertem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung



Erläuterung: die Details der Biomasse-Entnahme (DE) können Abbildung 4 entnommen werden. Aufgrund der sehr kleinen Werte für „tierische Erzeugung“ und „Fischfang“ im Biomasse-Fußabdruck (MF) werden die Zahlen nicht gesondert ausgewiesen.

Während Biomasse für agrarische Gesellschaften die primäre Ressource für gesellschaftliche Aktivitäten darstellte, wird sie als solche im Zuge der Industrialisierung von fossilen Energieträgern abgelöst. Damit nimmt der Anteil und auch der Stellenwert der Biomasse im gesellschaftlichen Materialverbrauch zwar ab, absolut gesehen steigt die Entnahme der Biomasse aber weiterhin an (Krausmann u. a. 2018). Neben der Ernährung als Hauptnutzung von Biomasse, wird diese auch materiell (z.B. Baustoffe) oder energetisch (z.B. Brennholz) eingesetzt.

In Anbetracht der dramatischen Auswirkungen der Klimakrise, die v.a. durch das Verbrennen fossiler Energieträger verursacht wird, bekommt die Nutzung von Biomasse-Materialien wieder eine neue, wichtige Bedeutung. Der gesellschaftliche Austausch fossiler Ressourcen durch nachwachsende Rohstoffe wird mit dem Schlagwort „Bioökonomie“ zusammengefasst und findet Einzug in politische Strategien auf verschiedenen Ebenen. Österreichs Strategie für Bioökonomie wurde beispielsweise 2019 vorgestellt (BMNT, BMBWF, BMVIT 2019) und auch die Bioökonomie-Strategie der Europäischen Kommission stellt in enger Verknüpfung mit der Kreislaufwirtschafts-Strategie ein zentrales Element des European Green New Deal dar (European Commission 2018b). Gleichzeitig werden die Potentiale und Grenzen einer solchen Bioökonomie kritisch diskutiert, wie beispielsweise die Auswirkungen von Bioenergie auf Treibhausgasemissionen (Kalt u. a. 2020) oder die häufig außer Acht gelassenen Zeitdimension bei der Bewertung von Holz zur Energienutzung (Erb und Gingrich 2022).

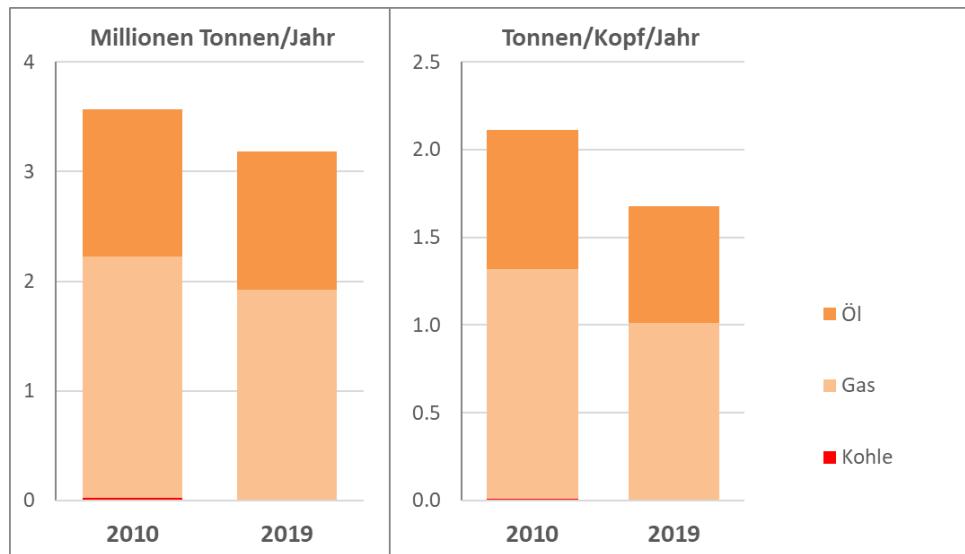
3.3.2 Konsumbasierter Materialfußabdruck fossiler Energieträger (MF), top-down Berechnung

Der Anteil fossiler Energieträger (oranger Balken in Abbildung 13) am konsumbasierten Materialfußabdruck beträgt rund 20%. Die Berechnung des Materialfußabdrucks (konsumbasiert; MF) fossiler Energieträger ergibt sich aus der Summe der bottom-up Berechnungen des

3. Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck

Materialfußabdrucks fossiler Energieträger in den einzelnen sektoralen Hotspots. Eine detaillierte Beschreibung der Methoden, Daten und Ergebnisse findet sich in Kapitel 10.8.8 im Anhang.

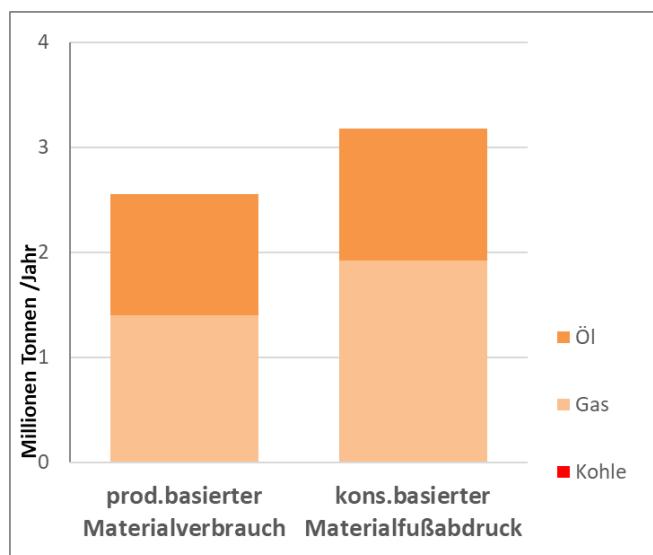
Abbildung 18: Konsumbasiertes Materialverbrauch von fossilen Energieträgern (MF) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019



Quelle: (Stadt Wien. MA 20 2021); Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8.8

Der konsumbasierte Verbrauch an fossilen Energieträgern in Wien betrug im Jahr 2019 3,2 Millionen Tonnen/Jahr. Im Vergleich dazu lag der Materialfußabdruck fossiler Energieträger (konsumbasiert; MF) 2010 bei 3,6 Millionen Tonnen/Jahr, der Materialfußabdruck fossiler Energieträger sank folglich um 11%. Die Reduktion ist wahrscheinlich ganz analog zum produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) auf den geringeren Einsatz von Gas und Öl zurückzuführen. Mehr Details siehe Kapitel 6.6. Bei den Daten zu fossilen Energieträgern ist die spezielle Stellung des Energiesektors zu berücksichtigen – siehe dazu die Diskussion in Kapitel 3.2.3.

Abbildung 19: fossile Energieträger – Vergleich von produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasiertem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung



Quelle: (Stadt Wien. MA 20 2021); Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8.8

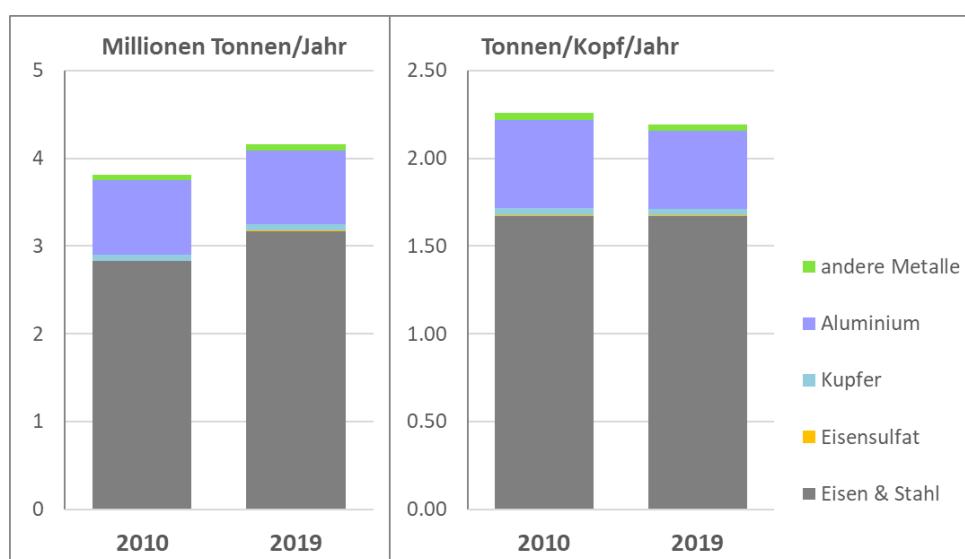
In Wien werden keine fossilen Energieträger entnommen, daher zeigt der Indikatorenvergleich nur den produktionsbasierten Materialverbrauch und den konsumbasierten Materialfußabdruck (Abbildung 19). Der konsumbasierte Materialverbrauch lag 2019 bei 3,2 Millionen Tonnen/Jahr, das sind insgesamt um 24% mehr als der produktionsbasierte Materialverbrauch (2,6 Millionen Tonnen/Jahr). Der größte und überproportionale Unterschied zeigt sich in der Kategorie Gas (+37%).

3.3.3 Konsumbasierter Materialfußabdruck von Metallen und nicht-metallischen Mineralstoffen (MF), bottom-up Berechnung

Der Anteil von nicht-metallischen Mineralstoffen (grauer Balken in Abbildung 13) und Metallen (blauer Balken in Abbildung 13) am konsumbasierten Materialfußabdruck (MF) beträgt jeweils 24% bzw. 20%.

Der konsumbasierte Materialfußabdruck für Metalle lag 2019 bei 4,2 Millionen Tonnen/Jahr, das sind um 9% mehr als im Jahr 2010 (3,8 Millionen Tonnen). Der konsumbasierte Materialfußabdruck für Metalle setzt sich – sehr ähnlich dem produktionsbasierten Indikator – vor allem aus Eisen und Stahl (76% im Jahr 2019) und Aluminium (20% in 2019) zusammen (siehe Abbildung 20), wobei der Anteil an Aluminium durch den indirekten Materialverbrauch im Ausland deutlich größer ist, als in der produktionsbasierten Sichtweise. Auch hat sich der Anteil an Kupfererzen im Vergleich zur produktionsbasierten Sichtweise deutlich erhöht, wobei deren Anteil am gesamten Materialfußabdruck von Metallen immer noch relativ gering ist (2%). Der Verbrauch an Metallen ist – wie in der produktionsbasierten Sichtweise – vor allem den Sektoren Bauwirtschaft (Gebäude und Infrastruktur) sowie Verkehr/Fahrzeuge zuzuordnen.

Abbildung 20: konsumbasierter Materialfußabdruck von Metallen (MF), Wien, nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019

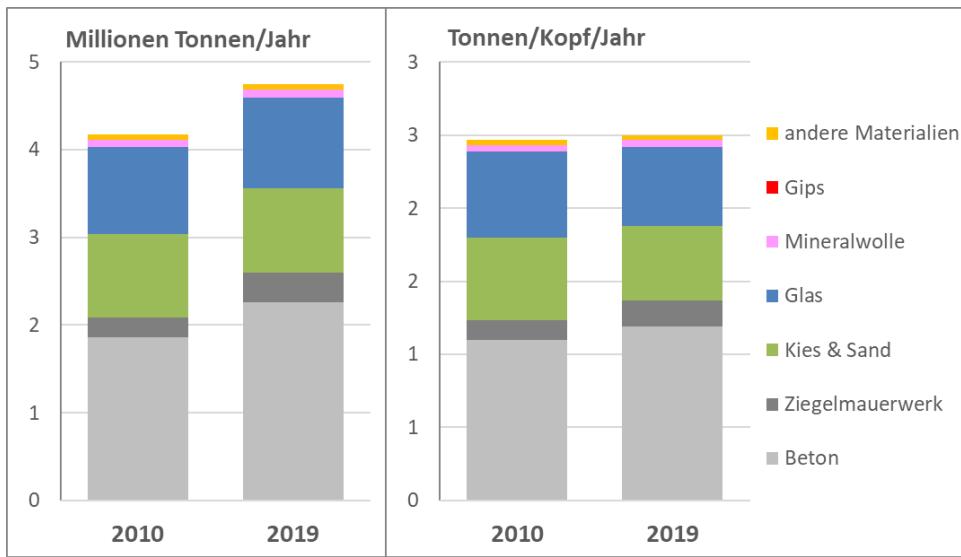


Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8

Der konsumbasierte Materialverbrauch an nicht-metallischen Mineralstoffen (Abbildung 21) lag 2019 bei 4,7 Millionen Tonnen/Jahr und stieg seit 2010 (4,2 Millionen Tonnen/Jahr) um 14%. Der konsumbasierte Materialfußabdruck an nicht-metallischen Mineralstoffen setzte sich hauptsächlich aus Beton (48% im Jahr 2019), Glas (22% in 2019), Kies und Sand (20% in 2019), sowie zu einem kleineren Anteil auch aus Ziegelmauerwerk (7% in 2019) zusammen (siehe Abbildung 21). Auch bei

den nicht-metallischen Mineralstoffen sind die Hauptverwendungssektoren die Bauwirtschaft (Gebäude und Infrastruktur) und der Verkehrssektor.

Abbildung 21: konsumbasierter Materialfußabdruck von nicht-metallischen Mineralstoffen (MF), Wien, nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019

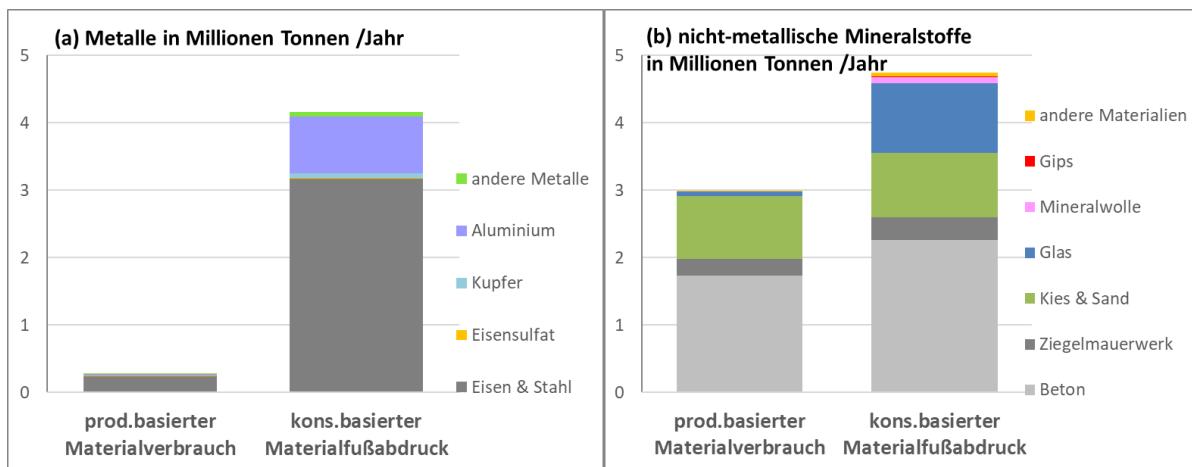


Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8

Anders als beim produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) teilt sich der konsumbasiert Materialfußabdruck (MF) zu gleichen Teilen auf Metalle und nicht-metallische Mineralstoffe auf. Die größere Bedeutung der Metalle im Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) zeigt die Charakteristika der Metallverarbeitung, bei der ein Roherz durch schrittweise Reduktion der Masse zu einem konzentrierten Metall verarbeitet wird, das dann in die Weiterverarbeitung geht. Die Massenreduktion von Roherz zu konzentriertem Metall ist je nach Metall unterschiedlich: Eisenerz z.B. hat einen Metallgehalt von 40-65%, Kupfererz dagegen einen Metallgehalt von rund 1%; (Eurostat 2018, 53). Der konsumbasierte Materialfußabdruck der Metalle ist daher um den Faktor 15 größer als der produktionsbasierte Materialverbrauch (siehe Abbildung 22a); in keiner anderen Materialkategorie ist der Unterschied derart groß.

Die sektorale Betrachtung zeigt, dass der Materialfußabdruck (konsumbasiert, MF) in Zusammenhang mit Bauaktivitäten rund um Gebäude um 30% anstieg, während der Materialfußabdruck verbunden mit Infrastrukturbautätigkeit um rund 15% sank.

Abbildung 22: Metalle und nicht-metallische Mineralstoffe – Vergleich von produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasiertem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8

Der konsumbasierte Materialfußabdruck der nicht-metallischen Mineralstoffe dagegen ist nur um 60% größer als der produktionsbasierte Materialverbrauch. Der größte Unterschied ergibt sich in der Subgruppe Glas (Faktor 15), bei den anderen, mengenmäßig relevanten Subgruppen ist der Unterschied zwischen den beiden Sichtweisen bei einem Faktor kleiner 1,3.

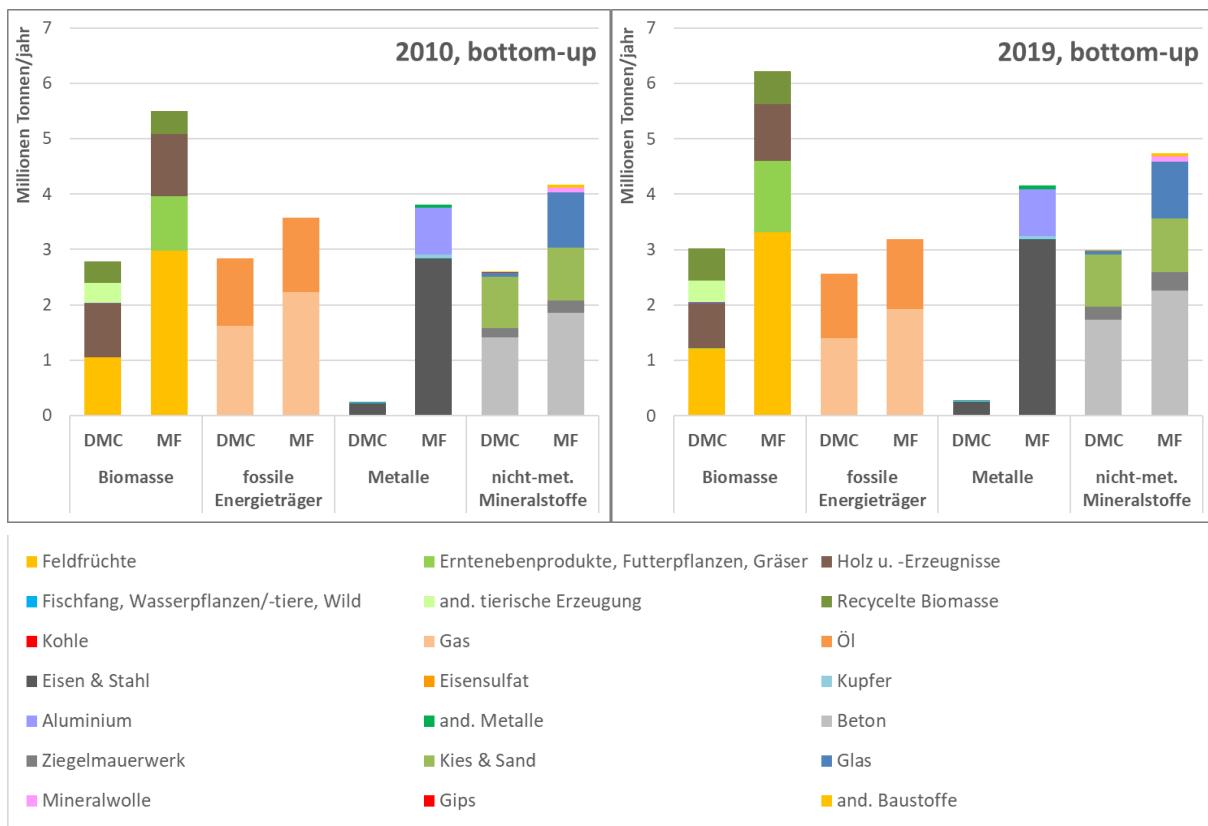
3.3.4 Zusammenfassung produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC) und konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) nach Sub-Kategorien; bottom-up Berechnung

Die bisher beschriebenen Ergebnisse der bottom-up Berechnung sind hier nochmals zusammengefasst (Abbildung 23). Der größte produktionsbasierte Materialverbrauch in absoluten Mengen zeigt sich für die Materialkategorien Biomasse und nicht-metallische Mineralstoffe (jeweils 3 Millionen Tonnen/Jahr in 2019). Der Verbrauch an fossilen Energieträgern lag 2010 noch gleichauf, ist allerdings bis 2019 auf 2,6 Millionen Tonnen/Jahr gesunken. Den größten Beitrag zum gesamten produktionsbasierten Materialverbrauch im Jahr 2019 verursachten Feldfrüchte (14% des gesamten produktionsbasierten Materialverbrauchs, 2019, bottom-up Berechnung), Holz (9%), Beton (20%), Kies&Sand (11%), Öl (13%) und Gas (16%).

Im Vergleich dazu zeigte sich der größte konsumbasierte Materialfußabdruck in absoluten Mengen für die Materialkategorie Biomasse (6,2 Millionen Tonnen/Jahr in 2019) gefolgt von nicht-metallischen Mineralstoffen (4,7 Millionen Tonnen/Jahr) und Metallen (4,2 Millionen Tonnen/Jahr). Der Verbrauch an fossilen Energieträgern lag 2019 bei 3,2 Millionen Tonnen/Jahr. Die Metalle und nicht-metallischen Mineralstoffe wurden für Bauaktivitäten (Gebäude- und Straßenbau) verwendet. Den größten Beitrag zum gesamten konsumbasierten Materialfußabdruck im Jahr 2019 verursachten Feldfrüchte (18% des gesamten konsumbasierten Materialfußabdruck, 2019, bottom-up Berechnung), Beton (12%), Eisen&Stahl (17%), und Gas (10%), sowie Ernteebenenprodukte (7%), Holz (6%), Öl (7%), und Kies&Sand (5%).

3. Ergebnisse: Materialverbrauch in Wien – Entnahme, Verbrauch, Fußabdruck

Abbildung 23: produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC) und konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) nach Sub-Kategorien, 2010 und 2019, bottom-up Berechnung



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.7 und 10.8

4 Treibhausgasemissionen in Wien

Bei der Betrachtung von Treibhausgasemissionen in Wien ist – gleich wie beim Materialverbrauch – eine Unterscheidung zwischen produktionsbasierten Emissionen (auch territoriale Emissionen genannt) im Gegensatz zu konsumbasierten Treibhausgasemissions-Fußabdrücken entscheidend. Dicht besiedelte und hochentwickelte Gebiete wie europäische Hauptstädte, aber auch einzelne Nationalstaaten, weisen eine relativ kleine emissionsintensive Produktion und Industrie auf ihrem eigenen Territorium aus, bedingen aber durch ihren Konsum und ihre Nachfrage über nationale und globale Wertschöpfungs- und Lieferketten die Produktion von Emissionen weltweit. Letztere sind sowohl für Wien als auch für Österreich insgesamt höher als die offiziell ausgewiesene Statistik der produktionsbasierten Emissionen. Dies liegt daran, dass für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen, die exportiert werden, weniger THG-Emissionen entstanden sind als für Güter und Dienstleistungen, die importiert werden.

Der vorliegende Bericht fokussiert auf die Treibhausgasemissionen, dargestellt als CO₂-Äquivalente. Die produktionsbasierten Treibhausgasemissionen werden im Folgenden CO₂-Emissionen genannt, der Fußabdruck wird CO₂-Fußabdruck genannt. Beide Indikatoren werden in der Einheit CO₂-Äquivalente angegeben (siehe Kapitel 2.4).

Die Berechnung erfolgt über dieselbe Logik wie sie auch für Materialien im vorigen Kapitel beschrieben wurde: Der CO₂-Fußabdruck (konsumbasiert) ergibt sich aus den produktionsbasierten CO₂-Emissionen abzüglich der Emissionen, die für Güter und Dienstleistungen des Exportes entstanden, und zuzüglich der Emissionen, die in der Produktion anderer Bundesländer oder in Drittstaaten zur Deckung des Konsums in Wien (über Wiener Importe) auftraten. Da CO₂-Emissionen ungleich Materialien weder aus der Natur entnommen noch direkt gehandelt werden können, sondern nur als vorgelagerte Flüsse indirekt mit gehandelten Gütern und Dienstleistungen in Verbindung stehen, gibt es bei dieser Rechnung auch nur die beiden Indikatoren: produktionsbasierte CO₂-Emissionen und konsumbasierter CO₂-Fußabdruck.

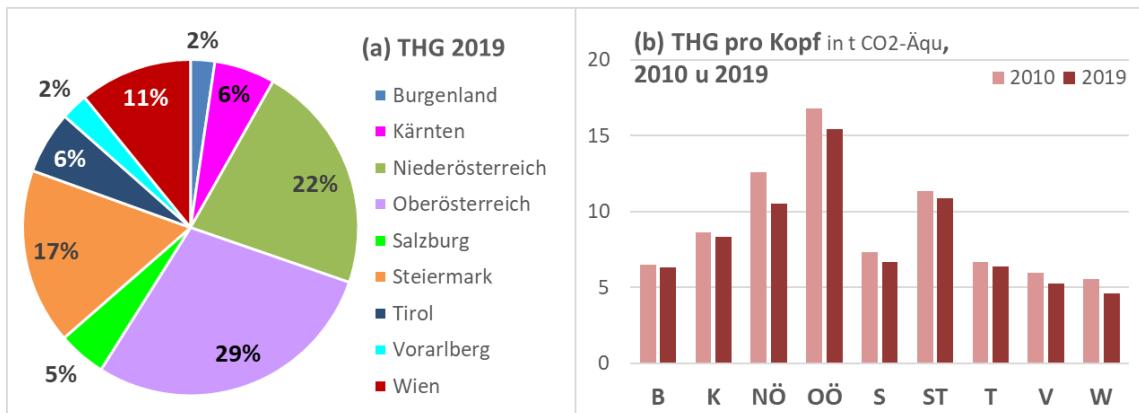
4.1 Produktionsbasierte CO₂-Emissionen

In Österreich stiegen die produktionsbasierten CO₂-Emissionen in den letzten 30 Jahren von 78 Millionen Tonnen CO₂-Äqu (1990) auf 80 Millionen Tonnen CO₂-Äqu in 2019. Das ist ein Anstieg um 1,8% (Umweltbundesamt GmbH 2021b). 94% der CO₂-Emissionen werden durch die Sektoren Energie und Industrie sowie durch den Verkehr verursacht. Die Verkehrsemissionen sind außerdem geprägt durch die stärkste Steigerung (+74%), während die Emissionen der anderen Sektoren reduziert werden konnten. Der größte Anteil innerhalb der Treibhausgasemissionen entfällt auf Kohlenstoffdioxid (CO₂), nämlich 85%.

Wien ist im Jahr 2019 für 11% der österreichischen produktionsbasierten CO₂-Emissionen (8,7 Millionen Tonnen CO₂-Äqu) verantwortlich (Abbildung 24a) (Umweltbundesamt GmbH 2021a) und liegt damit an vierter Stelle hinter Oberösterreich (29%), Niederösterreich (22%), und der Steiermark (17%). Um die unterschiedliche Bundesländergröße zu berücksichtigen, können die Emissionen in Pro-Kopf-Werten verglichen werden (Abbildung 24b). Aus dieser Perspektive sind 2019 die höchsten Treibhausgasemissionen in Oberösterreich zu beobachten (15,4 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf), gefolgt von der Steiermark (10,9 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf) und Niederösterreich (10,5 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf). An vierter Stelle der Pro-Kopf-Emissionen steht Kärnten (8,3 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf), dann Salzburg und

Tirol (6,7 und 6,4 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf), das Burgenland (6,3 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf), Vorarlberg (5,3 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf) und an letzter Stelle mit den niedrigsten Pro-Kopf-Emissionen findet sich Wien (4,6 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf). Wien konnte seine Pro-Kopf-Emissionen zwischen 1990 (5,5 Tonnen CO₂-Äqu /Kopf) und 2019 um 15% senken. Die niedrigen Pro-Kopf-Emissionen in Wien liegen jedoch zu einem guten Teil daran, dass in Wien selbst kaum industrielle Produktion stattfindet, der Konsum Wiens also durch Importe aus anderen Bundesländern oder anderen Ländern gedeckt wird.

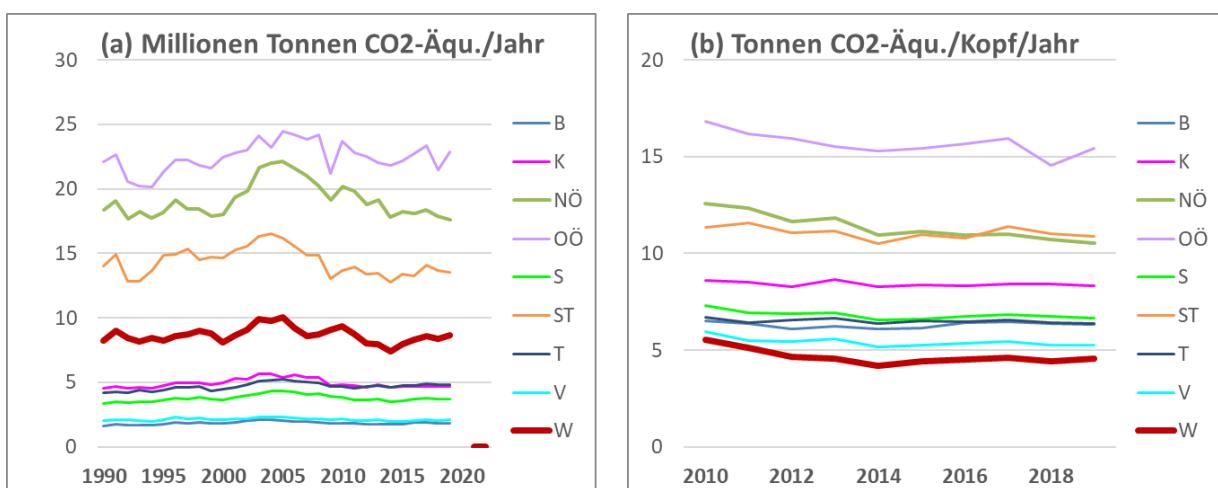
Abbildung 24: Treibhausgasemissionen (THG) 2019 in Prozent der Bundesländer, (a) nach Gesamtemissionen, (b) nach Emissionen Pro-Kopf; top-down Ansatz



Quelle: (Umweltbundesamt GmbH 2022)

Betrachtet man die Jahre 2010-2019, so sanken in Österreich die produktionsbasierten CO₂-Emissionen von 84 Millionen Tonnen CO₂-Äqu auf 80 Millionen Tonnen CO₂-Äqu (-5%). In Wien sanken die Emissionen zwischen 2010 und 2019 ebenfalls, und zwar um -7% (Abbildung 25). Auch in den Bundesländern Steiermark (-1%), Kärnten, Oberösterreich (jeweils -3%), Salzburg (-4%) und Vorarlberg (-7%) konnten die Emissionen reduziert werden. Die deutlichste Reduktion konnte mit -13% in Niederösterreich erzielt werden. Nur im Burgenland (+1%) und Tirol (+2%) stiegen die CO₂-Emissionen in dieser Periode leicht.

Abbildung 25: Treibhausgasemissionen (THG) der Österreichischen Bundesländer in (a) Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente (1990-2019) und (b) Tonnen CO₂-Äqu Pro-Kopf (2009-2019); top-down Ansatz

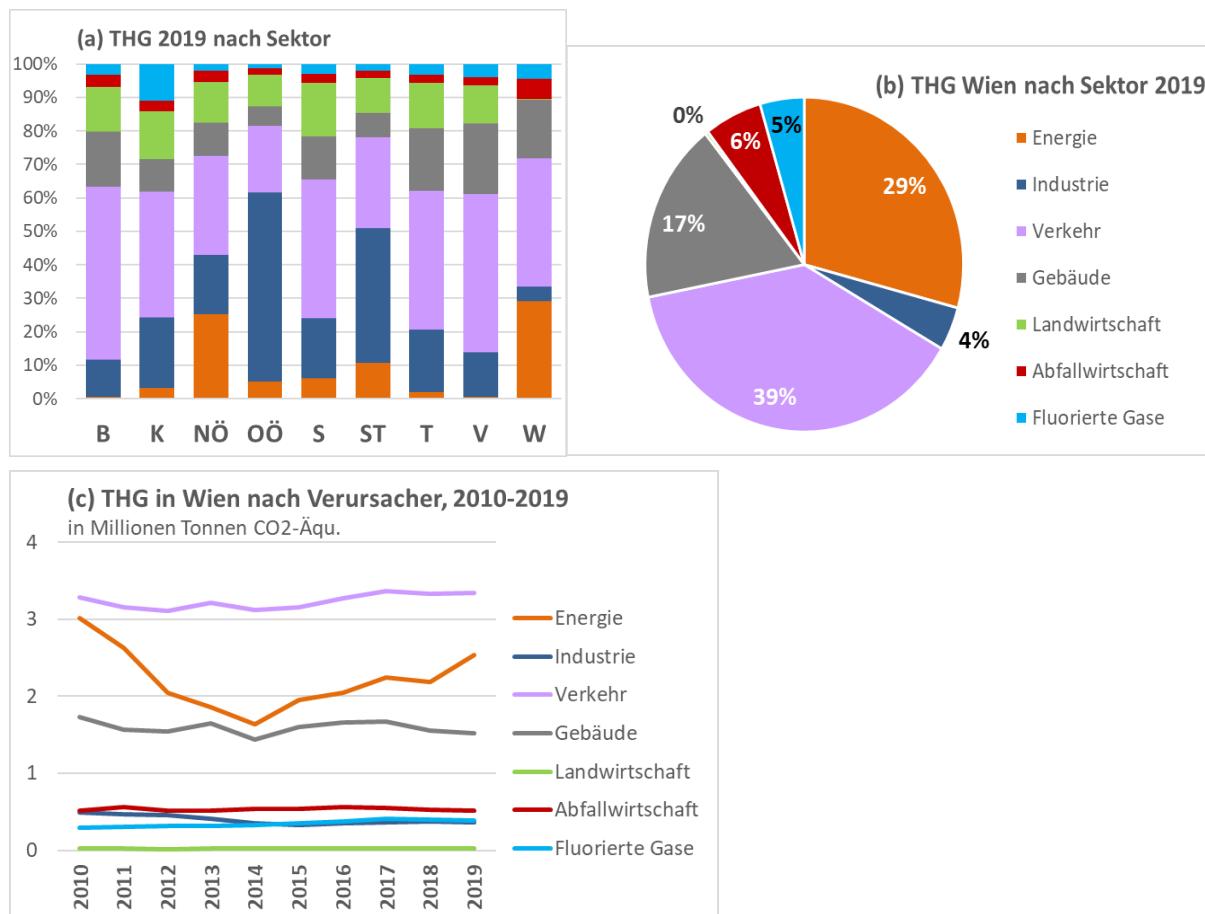


Quelle: (Umweltbundesamt GmbH 2022)

Erläuterungen: B = Burgenland, K = Kärnten, NÖ = Niederösterreich, OÖ = Oberösterreich, S = Salzburg, ST = Steiermark, T = Tirol, V = Vorarlberg, W = Wien.

Die Hauptverursacher der produktionsbasierten CO₂-Emissionen in Wien waren im Jahr 2019 der Verkehr (39%), die Energieerzeugung (29%), und die Gebäude (17%) (Abbildung 26b). Diesen drei Sektoren sind 85% der CO₂-Emissionen in Wien zuzuschreiben. Die produktionsbasierten Emissionen blieben in der Periode 2010-2019 relativ konstant, nur in der Energieerzeugung sanken die Emissionen zwischen 2010 und 2014 um -21%; danach kam es jedoch wieder zu einem Anstieg um 17% (Abbildung 26c). Dieser Anstieg der letzten Jahre lag am vermehrten Einsatz von Erdgas zur Stromproduktion (siehe: Umweltbundesamt GmbH 2021a).

Abbildung 26: Treibhausgasemissionen (THG) nach Sektoren, (a) alle Bundesländer für 2019, (b) Wien nach Sektoren, 2019, (c) Wien nach Verursacher, 2010-2019; top-down Ansatz



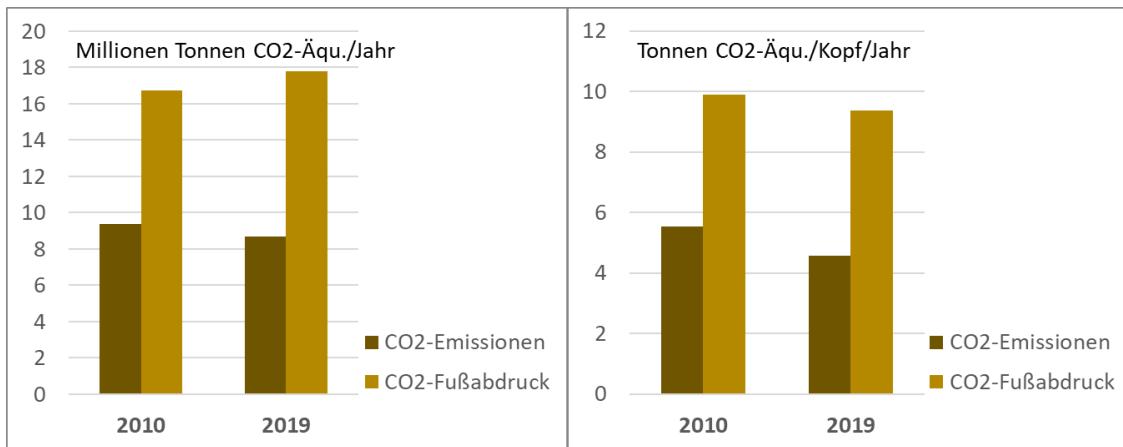
Quelle: (Umweltbundesamt GmbH 2022)

Im Vergleich zu den anderen Bundesländern (siehe Abbildung 26a) zeigt sich, dass in Wien die produktionsbasierten CO₂-Emissionen der Industrie wegen der kleinen Zahl an Produktionsstandorten vergleichsweise gering waren. Ebenso waren kaum CO₂-Emissionen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten zu verzeichnen. Deutlich höhere Emissionen waren aber im Bereich der Energiebereitstellung zu sehen, die nur in Niederösterreich einen ähnlich hohen Anteil aufweisen (für Details siehe die Ausführungen in der Bundesländer Luftschatstoff-Inventur 1990–2019 des Umweltbundesamt GmbH 2021a).

4.2 Konsumbasierter CO₂-Fußabdruck

Der CO₂-Fußabdruck quantifiziert alle Treibhausgasemissionen, die durch die innerstädtische Endnachfrage innerhalb und außerhalb Wiens verursacht werden. Zusätzlich zu den produktionsbasierten CO₂-Emissionen inkludiert der konsumbasierte CO₂-Fußabdruck daher auch jene CO₂-Emissionen, die entlang der Produktions- und Lieferketten der nach Wien importierten Produkte angefallen sind. Im Vergleich zu den produktionsbasierten CO₂-Emissionen (8,7 Millionen Tonnen CO₂-Äqu./Jahr) war der konsumbasierte CO₂-Fußabdruck 2019 doppelt so hoch bei 18 Millionen Tonnen CO₂-Äqu./Jahr. 2010 lag der CO₂-Fußabdruck bei 17 Millionen Tonnen CO₂-Äqu./Jahr und ist bis 2019 folglich um 6% gestiegen. Aufgrund des Bevölkerungswachstums in Wien sind die Pro-Kopf-CO₂-Emissionen zwischen 2010 von 10 Tonnen CO₂-Äqu./Kopf/Jahr auf 9,4 Tonnen CO₂-Äqu./Kopf/Jahr gesunken (siehe Abbildung 27).

Abbildung 27: produktionsbasierte CO₂-Emissionen und konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, 2010 und 2019; top-down Berechnung



Datenquellen und Methoden: CO₂-Emissionen: Bundesländerinventur des UBA (Umweltbundesamt GmbH 2022), CO₂-Fußabdruck: top-down Berechnung siehe Kapitel 10.6 im Anhang. CO₂-Fußabdruck 2019 ist berechnet auf Basis der Endnachfrage von 2020.

5 Ressourcenproduktivität, Entkoppelung, und die Leitziele der Smart Klima City Strategie Wien

In der politischen Debatte ist die Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Ressourcennutzung (oder Umweltbelastung) seit Jahrzehnten ein wichtiges Ziel und Hoffnungsträger in der Bekämpfung der globalen Nachhaltigkeitskrisen. Doch empirische Studien zeigen kaum Evidenz für eine erfolgreiche Entkoppelung, wodurch kritische Stimmen immer deutlicher werden. Dieses Kapitel widmet sich daher zuerst den konzeptuellen und empirischen Grundlagen von Entkoppelung sowie der politischen Umsetzung, und dann den empirischen Ergebnissen für Wien bezogen auf Materialverbrauch und CO₂-Emissionen.

5.1 Das Konzept der Entkoppelung und die politische Umsetzung von Ressourcenproduktivität (Ressourceneffizienz)

Die meisten der aktuellen politischen Programme haben sich einem „Green Growth“ (Grünes Wachstum, z.B. OECD¹¹) oder der Umsetzung einer „Green Economy“ (Grüne Ökonomie, z.B. UNEP¹²) verschrieben. Aktuellste Beispiele sind die UN Nachhaltigkeitsziele (UN 2015) und der Europäische Green Deal (Europäische Kommission 2019). Die Grundidee einer Grünen Ökonomie ist eine Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Umweltbelastung (UN IRP 2011; Haberl u. a. 2020), d.h. die Wirtschaft soll wachsen und so Wohlstand ermöglichen, während die Umweltbelastung reduziert und eine nachhaltige Entwicklung umgesetzt werden soll.

Entkoppelung kann dabei auf zwei Arten erreicht werden:

- **Absolute Entkoppelung** beschreibt eine wachsende Wirtschaft bei sinkendem Ressourcenverbrauch.
- **Relative Entkoppelung** wird erreicht, wenn die Wirtschaft schneller wächst als der Ressourcenverbrauch. Der Ressourcenverbrauch wird hier aber nicht reduziert, sondern wächst, allerdings langsamer als die Wirtschaft.

In einer Analyse von Entkoppelung können für die Umweltbelastung viele verschiedene Indikatoren verwendet werden. Neben Materialverbrauch (wie oben genannt) auch CO₂- oder Treibhausgasemissionen, Wassereinsatz, Energieverbrauch etc. In Bezug auf Material wird die Entkoppelung auch Dematerialisierung genannt, in Bezug auf die Treibhausgasemissionen Dekarbonisierung.

Ein Indikator, mit dem Entkoppelung gemessen werden kann, ist die Ressourcenproduktivität (auch Ressourceneffizienz; siehe Kapitel 2.2.3). Ressourcenproduktivität (RP) wird ganz analog zur Arbeitsproduktivität verwendet (Weizsäcker u. a. 2012) und beschreibt das Verhältnis zwischen monetärem Output und Ressourcenverbrauch. Die Ressourcenproduktivität stellt dar, wieviel Wirtschaftsoutput (z.B. Bruttoregionalprodukt) mit einer Einheit Materialverbrauch erwirtschaftet werden kann, und wird meist berechnet als Wirtschaftsoutput pro produktionsbasiertem Materialverbrauch (BIP/DMC) oder Wirtschaftsoutput pro konsumbasiertem Materialfußabdruck (BIP/MF). In der Anwendung für Wien wird die Ressourcenproduktivität ganz analog als Bruttoregionalprodukt pro produktionsbasiertem Materialverbrauch (BRP/DMC) oder pro

¹¹ www.oecd.org/greengrowth/

¹² <https://www.unep.org/explore-topics/green-economy>

konsumbasiertem Materialfußabdruck (BRP/MF) dargestellt. Bei der absoluten Entkopplung steigt die Ressourcenproduktivität (BRP/DMC oder BRP/MF) in höheren Raten als das Wirtschaftswachstum. Bei der relativen Entkopplung steigt sie langsamer als das Wirtschaftswachstum.

Der Kehrwert der Ressourcenproduktivität ist die Materialintensität, die sich als produktionsbasierter Materialverbrauch pro Wirtschaftsoutput (DMC/BRP) oder konsumbasierter Materialfußabdruck pro Wirtschaftsoutput (MF/BRP) errechnet. Beide Indikatoren, Ressourcenproduktivität und Materialintensität, betrachten im Wesentlichen das gleiche, sie unterscheiden sich nur durch den leicht unterschiedlichen Blickwinkel bzw. das Ziel, das im Fokus steht. Bei der Ressourcenproduktivität liegt der Fokus auf dem Wirtschaftswachstum, das von der Umweltbelastung abgekoppelt werden soll. Bei der Materialintensität liegt der Fokus eher auf der Umweltbelastung, die reduziert werden soll.

Ressourcenproduktivität ist als Indikator mittlerweile in vielen politischen Programmen verankert: die EU Leitinitiative (European Commission 2011a) und die daran angelegte Roadmap (European Commission 2011b) zu einem ressourceneffizienten Europa legt eine Steigerung der Ressourceneffizienz als Ziel fest. Der darin vorgeschlagene Leitindikator ist Bruttoinlandsprodukt geteilt durch produktionsbasierter Materialverbrauch (BIP/DMC) bzw. Bruttoinlandsprodukt geteilt durch konsumbasierter Materialfußabdruck (BIP/MF). Auch in den UN Nachhaltigkeitszielen SDG 8 und SDG 12 (UN 2015) ist eine Steigerung der Ressourceneffizienz festgelegt. In der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie (BMK 2022) ist ebenfalls eine Steigerung der Ressourcenproduktivität festgeschrieben, hier sogar mit einer konkreten Zielsetzung von +50% bis 2030. Auch in der Smart Klima City Strategie der Stadt Wien ist eine Steigerung der Ressourcenproduktivität festgeschrieben (Stadt Wien 2019; Stadt Wien 2021).

5.2 Findet Entkopplung statt? Eine kritische Diskussion

Schon seit den 1970er Jahren (Meadows u. a. 1972) und bis heute (Rockström u. a. 2009; Steffen u. a. 2015; Fanning u. a. 2022) wird die Bedeutung der begrenzten natürlichen Ressourcen diskutiert. Die Möglichkeiten und Wirkkräfte von Entkopplung oder einem „*Green Growth*“ oder einer Transformation einer Wirtschaft hin zu einer „*Green Economy*“ werden in diesem Zusammenhang sehr kritisch betrachtet (Hickel 2019; Hickel und Kallis 2019; Jackson und Victor 2019).

Viele empirische Studien zur Entkopplung wurden über Jahrzehnte erstellt, die als Grundlage für eine systematische Bewertung von Entkopplung dienen und eine kritische Sichtweise bestätigen. Fast alle empirischen Ergebnisse zeigen, dass relative Entkopplung in industrialisierten Ländern durchaus häufig vorkommt, während **absolute Entkopplung kaum zu beobachten** ist (UN IRP 2011; OECD 2018; UN IRP 2019a; Haberl u. a. 2020). Das heißt, man sieht, dass der Ressourcenverbrauch pro Einheit Wirtschaftsoutput gesenkt werden kann, aber die absolute Menge an Ressourcenverbrauch oder Umweltbelastung insgesamt so gut wie nie reduziert werden konnte. Ausnahmen sind Krisen-Zeiten wie beispielsweise die Finanzkrise 2009.

Wenn wir aber die vielen Umweltkrisen im Sinne des gesellschaftlichen Metabolismus ernst nehmen, dann ist klar, dass wir die absoluten Mengen reduzieren müssen; wir müssen die CO₂-Emissionen reduzieren, ebenso wie den Materialverbrauch, den Flächenverbrauch (z.B. versiegelte Fläche), den Wasserverbrauch, die Menge der Abfälle, etc. Wir brauchen also eine absolute Entkopplung. Und diese muss deutlich ausfallen: entsprechend den aktuellen politischen Zielsetzungen müssen die CO₂-

Emissionen bis 2040 auf null reduziert werden, der Materialverbrauch in Österreich muss bis 2050 mehr als halbiert werden (BMK 2022), etc.

Eine zweite, wichtige Unterscheidung ist, ob eine Entkoppelung **mit produktionsbasierten oder konsumbasierten Umweltindikatoren gemessen** wird. Absolute Entkoppelung wird in der Literatur, wenn, dann unter Heranziehen von produktionsbasierten Indikatoren beobachtet. Wechselt man auf konsumbasierte Indikatoren, dann ist für die gleichen Länder und Betrachtungszeiträume keine absolute Entkoppelung mehr zu sehen (T. O. Wiedmann u. a. 2015; Eisenmenger u. a. 2020; Haberl u. a. 2020). Das bedeutet, dass Materialentnahmen ins Ausland ausgelagert wurden.

Als drittes Kriterium ist der **zeitliche Betrachtungsraum** zu definieren. Auch wenn der Materialverbrauch zum Beispiel über 10 Jahre betrachtet steigt, mag es innerhalb der Dekade kürzere Abschnitte geben, wo der Materialverbrauch stagniert oder auch einmal sinkt. Je nach gewähltem Zeitabschnitt, kann die Entkoppelung eine relative oder absolute sein. Da wir hinsichtlich der Umweltbelastungen eine langfristige Reduktion brauchen, muss Entkoppelung über mehrere Jahre, idealerweise sogar Jahrzehnte analysiert werden. Nur wenn eine absolute Reduktion als langfristige Entwicklung zu beobachten ist, kann man von einer erfolgreichen, nachhaltigen Entwicklung sprechen.

Doch warum ist Entkoppelung so schwer zu erreichen? Was sind die Hindernisse in der Umsetzung eines *green growth*? Hier ein paar Faktoren (für eine detaillierte Diskussion siehe: Parrique u. a. 2019)

- **Rebound Effekt:** Wenn die Ressourceneffizienz in Produktionsprozessen steigt, dann können Kosten eingespart werden, das Produkt oder die Nutzung des Produktes wird billiger bzw. braucht weniger Ressourcen. Diese Einsparungen führen jedoch meist zu mehr Konsumaktivität, wodurch der Ressourcenverbrauch wieder steigt. Effizienzgewinne werden also durch steigende Konsumaktivitäten ausgeglichen bzw. in den meisten Fällen sogar überkompensiert (OECD 2018; UN IRP 2019a).
- **Problemverschiebungen:** Oft ist die Reduktion von Umweltbelastung in Bezug auf eine Ressource oder ein Umweltmedium mit der Erhöhung von Umweltbelastung in anderen Bereichen verbunden. Ein wichtiges Beispiel hier wäre der Ersatz von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energiequellen. Eine Substitution von fossilen Energieträgern durch Biomasse würde zwar vordergründig eine gewisse Menge an CO₂-Emissionen einsparen, jedoch würde die Menge an Biomasse, die zusätzlich notwendig würde, andere Probleme verursachen wie Konflikte um Landflächen, weiterer Verlust an Biodiversität, Gefährdung von CO₂-Senken durch verstärkte Waldnutzung, Ausweitung der Biomasseproduktion auf weniger produktive Flächen, Nutzungskonkurrenzen (Biomasse für Ernährung, Treibstoffe, Textilien, Bioplastik, ...) etc.
- Unterschätzung der **Bedeutung der Dienstleistungssektoren:** Eine Tertiarisierung der Wirtschaft wird oft als Lösung gesehen, um Wirtschaftswachstum von materialintensiven Primärsektoren weg zu verlagern, hin zu wenig materialintensiven Dienstleistungssektoren. Doch diese Annahme täuscht, denn das Wachstum in Dienstleistungssektoren geht nicht einher mit einem Rückgang der Produktion in Primär- und Sekundärsektoren in derselben Größenordnung, sondern entwickelt sich meist zusätzlich (für Details siehe Parrique u. a. 2019). Hinzu kommt, dass Dienstleistungssektoren aus einer produktionsbasierten Sicht weniger Material verbrauchen oder CO₂-Emissionen verursachen. Eine konsumbasierte Sichtweise jedoch zeigt, dass der Materialfußabdruck bzw. CO₂-Fußabdruck weit größer ist

(siehe zum Beispiel Pichler u. a. 2019 für den Gesundheitssektor, oder die Berechnungen für Wien in Kapitel 6.8 und 6.9)

- **Kreislaufwirtschaft und Recycling:** In den letzten Jahren wird zunehmend das große Potential von verstärkten Recycling-Aktivitäten und dem Umbau der Wirtschaft in eine Kreislaufwirtschaft hervorgestrichen. Doch die gesamtwirtschaftliche Zirkularitätsrate lag 2019 für Österreich bei 12% (Circle Economy und ARA 2019; Eurostat 2019; Eurostat 2021a) und das weitere Steigerungspotential ist begrenzt. Siehe dazu die Ausführungen in Kapitel 7.
- **Technologiewandel:** Große Hoffnung liegt in der Entwicklung von neuen Technologien mit deutlich gesteigerter Ressourceneffizienz. Doch bisher fehlen die empirischen Belege, dass technologischer Wandel ausreichend rasch und ausreichend deutlich zur Reduktion von Ressourcenverbrauch beitragen kann (OECD 2018; Parrique u. a. 2019).

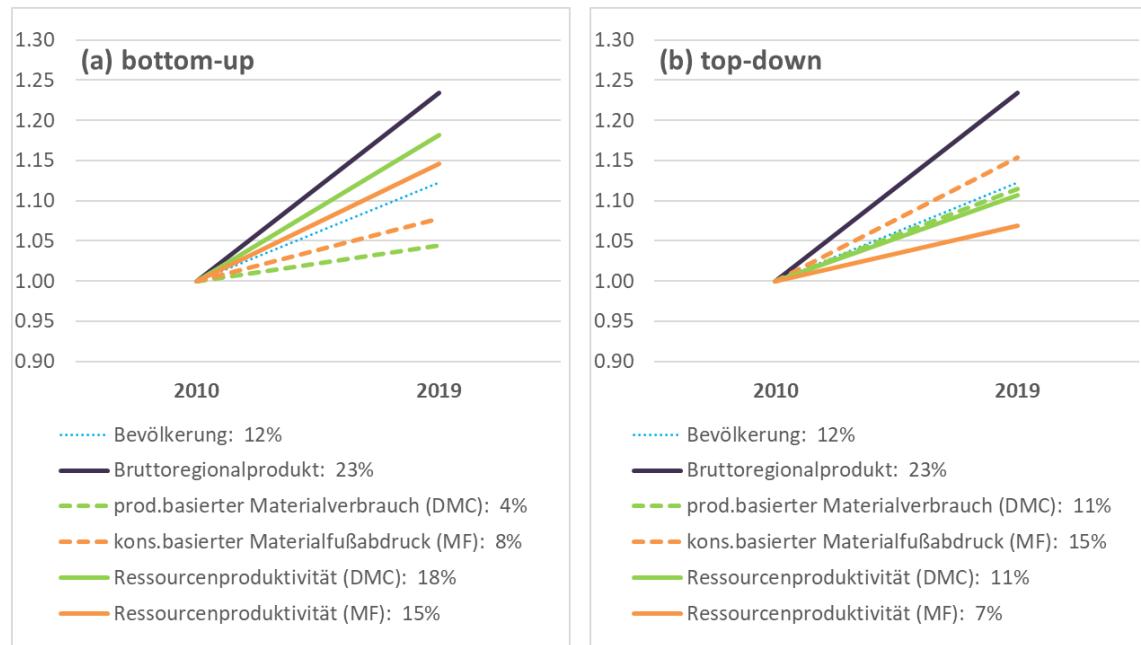
Die vielfältigen Umweltkrisen unserer Zeit brauchen eine deutliche Reduktion der vielfältigen Umweltbelastungen und das möglichst rasch. Das kann nur durch eine absolute Entkoppelung erreicht werden.

5.3 Dematerialisierung und Dekarbonisierung in Wien – Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Materialverbrauch bzw. CO₂-Emissionen

Die Entwicklung des Materialverbrauchs in absoluten Mengen zeigte in Wien zwischen 2010 und 2019 einen absoluten Anstieg und zwar für beide Perspektiven (siehe Abbildung 28), das heißt hinsichtlich des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC; +4% nach bottom-up Berechnung, +11% nach top-down Berechnung) genauso wie des konsumbasierten Materialfußabdrucks (MF; +8% bottom-up, +15% top-down), siehe Kapitel 3.2 und 3.3 für die Ergebnisse der Materialflussindikatoren. Die Ressourcenproduktivität stieg ebenfalls, allerdings in beiden Fällen langsamer als das Bruttoregionalprodukt Wiens (+23%). Die Ressourcenproduktivität in Bezug auf den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) stieg um 18% (bottom-up) bzw. 11% (top-down), in Bezug auf den konsumbasierten Materialfußabdruck (MF) um 15% (bottom-up) bzw. 7% (top-down). Die steigende Ressourcenproduktivität ergibt sich aus einer relativen Entkoppelung von Bruttoregionalprodukt und Materialverbrauch (produktionsbasiert) und Materialfußabdruck (konsumbasiert); der Wiener Verbrauch ist also relativ gesehen etwas materialeffizienter geworden. Der Materialverbrauch und auch der Materialfußabdruck konnten jedoch nicht absolut gesenkt werden, **eine absolute Entkoppelung ist daher nicht erreicht.**

5. Ressourcenproduktivität, Entkoppelung, und die Leitziele der Smart Klima City Strategie Wien

Abbildung 28: Materialverbrauch, Materialproduktivität, Wirtschaftsleistung (BRP), und Bevölkerung in Wien; 2010 und 2019 als indexierte Darstellung; (a) bottom-up Berechnung, (b) top-down Berechnung.

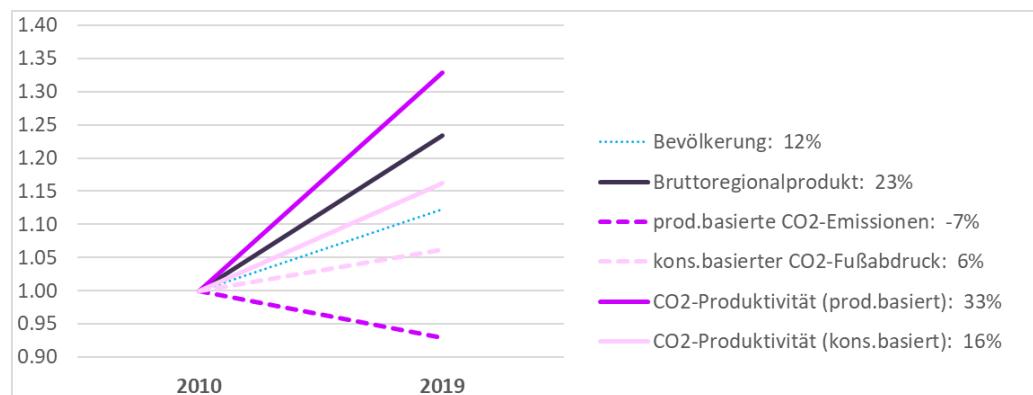


Erläuterungen: Die %-Angaben in der Legende geben das Wachstum im Zeitraum 2010 bis 2019 an.

Die absolute Menge an produktionsbasierten CO₂-Emissionen ist in Wien im Zeitraum 2010 bis 2019 um 7% gefallen (in der Dekade davor sind die Emissionen um 16% gestiegen). In Folge stieg die produktionsbasierte CO₂-Produktivität (Bruttoregionalprodukt pro CO₂-Emissionen) zwischen 2010 und 2019 um 33%; die produktionsbasierte CO₂-Produktivität stieg daher schneller als das Bruttoregionalprodukt. **In Bezug auf die produktionsbasierten CO₂-Emissionen war eine absolute Entkoppelung zu beobachten.**

Anders ist das Bild, wenn man zur konsumbasierten Perspektive wechselt. Hier stieg der CO₂-Fußabdruck zwischen 2010 und 2019 um 6% an. Die konsumbasierte CO₂-Produktivität berechnet als Bruttoregionalprodukt pro CO₂-Fußabdruck stieg daher in diesem Zeitraum um 6%. **Aus konsumbasierter Perspektive ist keine absolute Entkoppelung erreicht**, sondern nur eine relative Entkoppelung.

Abbildung 29: Entkoppelung von CO₂-Emissionen, CO₂-Produktivität, Bruttoregionalprodukt und Bevölkerung in Wien; 2010 und 2019 als indexierte Darstellung. Top-down Berechnung.



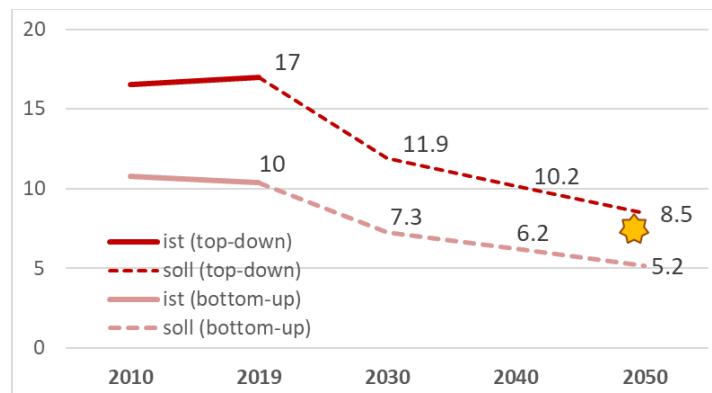
Erläuterungen: Die %-Angaben in der Legende geben das Wachstum im Zeitraum 2000-2019 an.

Vor dem Hintergrund der in Kapitel 5.2 dargestellten kritischen Diskussion von Entkoppelung und einer *Green Economy* zeigt die empirische Auswertung für Wien, dass eine deutliche Trendwende erforderlich ist, um Wien zu einer nachhaltigen Stadt zu entwickeln. **Der Materialverbrauch und die CO₂-Emissionen, die mit dem Konsum in Wien verursacht werden, liegen auf einem hohen Niveau, und es ist weder eine deutliche noch eine schnelle absolute Entkoppelung zu beobachten.**

5.4 Die Entwicklung von Materialverbrauch und Treibhausgasemissionen in Relation zu den Zielen der Smart Klima City Strategie Wien

Die Smart Klima City Strategie Wien sieht eine Reduktion des konsumbasierten Materialfußabdrucks (MF) bis 2030 um 30%, bis 2040 um 40% und bis 2050 um 50% Pro-Kopf vor. Ausgangspunkt ist das Jahr 2019, in dem Wien je nach Berechnungsmethode einen durchschnittlichen Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) von 10 Tonnen/Kopf/Jahr (bottom-up Berechnung) bis 17 Tonnen/Kopf/Jahr (top-down Berechnung) verursacht. Eine Reduktion auf 50% im Jahr 2050 würden also je nach Berechnungsmethode 5,2 Tonnen/Kopf/Jahr (ausgehend von der bottom-up Berechnung) bzw. 8,5 Tonnen/Kopf/Jahr (ausgehend von der top-down Berechnung) bedeuten (siehe Abbildung 30). Das Reduktionsziel liegt in der Größenordnung von jenem Reduktionsziel, das in der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie (BMK 2022) mit 7 Tonnen/Kopf/Jahr für Österreich im Jahr 2050 definiert wurde, siehe die Stern-Markierung in Abbildung 30.

Abbildung 30: Reduktionsziel der Smart Klima City Strategie für den konsumbasierten Materialfußabdruck (MF)

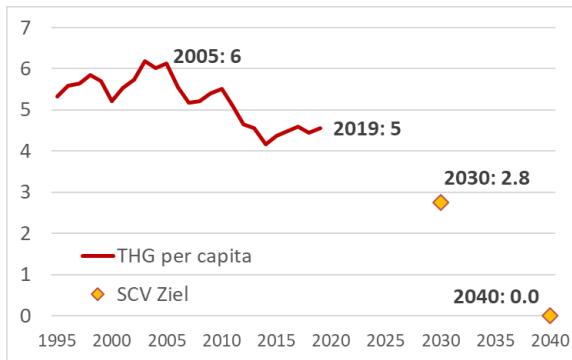


Berechnungen basierend auf den im Projekt MOCAM berechneten Werten für den konsumbasierten Materialfußabdruck nach der bottom-up und top-down Methode; siehe Kapitel 2 und 3.3. Der Stern markiert das Ziel für den Pro-Kopf Materialverbrauch von 7 Tonnen/Kopf/Jahr wie in der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie festgelegt (BMK 2022)

5. Ressourcenproduktivität, Entkoppelung, und die Leitziele der Smart Klima City Strategie Wien

Für die Treibhausgasemissionen ist das Ziel der Smart Klima City Strategie ähnlich ambitioniert: die Pro-Kopf-CO₂-Emissionen (Basisjahr 2005) sollen bis 2030 um 55% reduziert werden und bis 2040 soll Wien klimaneutral sein (siehe Abbildung 31).

Abbildung 31. Reduktionsziel der Smart City Strategie für die Treibhausgasemissionen



Daten siehe Kapitel 4

Die Berechnungen zeigen, dass die Ziele der Smart Klima City Strategie Wien ambitioniert sind. Sie zeigen auch, dass zusätzliche, integrierte Maßnahmen erforderlich sind, die Wechselwirkungen zwischen diesen verschiedenen Sphären sowie zwischen verschiedenen Ressourcen bedenken und bestmöglich ausnutzen und so eine breite Wirkung erzielen. In den letzten Jahren hat sich die Forschung daher auf Nexus-Betrachtungen (Liu u. a. 2018; Haberl u. a. 2021) fokussiert. Grundlage dafür ist die Beobachtung, dass manche Umweltprobleme aus singulärer Betrachtung heraus reduziert werden konnten, dabei aber andere Probleme verursacht wurden. In der Forschung zu Nexus-Ansätzen geht es zum Beispiel um Zusammenhänge wie Ernährung-Energie-Wasser, Ernährung-Land-Wasser, Ernährung-Futter-Faser-Treibstoff, Bestände-Flüsse-Dienstleistungen, etc. Solche Nexus-Betrachtungen ermöglicht es, politische Programme nicht unabhängig voneinander sondern integrativ zu entwickeln. So können Synergien und Zielkonflikte sichtbar und politische Maßnahmen besser gebündelt werden, damit eine tatsächliche Trendwende weg von bisherigen, eingetretenen Pfaden erreicht werden kann.

In den folgenden Kapiteln werden sektorale Hotspots genauer beleuchtet, um den möglichen Optionenraum für Maßnahmen vorzubereiten.

6 Sektorale Hotspots (bottom-up Berechnungen)

Sektorale Hotspots sind solche Sektoren oder gesellschaftlichen Aktivitäten, die einen hohen Materialverbrauch und viele CO₂-Emissionen verursachen. In einer Analyse für Österreich (BMK und BMLRT 2020; B. Plank u. a. 2020) wurden für Österreich folgende Sektoren als Hotspots identifiziert:

- Energieversorgung und Mineralölverarbeitung
- Bergbau und Bauwirtschaft
- Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion
- Gesundheits- und Sozialwesen
- Öffentliche Verwaltung

In Anlehnung daran wurden die gleichen Sektoren für eine detailliertere Analyse in diesem Pilotprojekt für die Stadt Wien ausgewählt. Zusätzlich wurden noch der Abfall- und Abwassersektor und der Sektor Verkehr/Fahrzeuge ausgewählt, ebenso wie der Tourismussektor, unter der Annahme, dass auch diese Sektoren für die Stadtebene größere Relevanz haben. Auch die öffentliche Verwaltung wäre ein interessanter Sektor, jedoch konnte dieser aufgrund von Datenverfügbarkeit nicht in die Analyse integriert werden.

Zur Einteilung der Sektoren muss gesagt werden, dass diese sich an relevanten gesellschaftlichen Aktivitäten orientieren. Die in diesem Projekt verwendete Abgrenzung der Sektoren ist eine Möglichkeit, die für dieses Projekt als sinnvoll und machbar definiert wurde. In anderen Zusammenhängen kann/mag die Definition der Sektoren anders gewählt werden. Ein Beispiel: der Sektor Biomasse und Nahrungsmittelproduktion deckt die gesamte Biomasseproduktion und den Verbrauch an Biomasseprodukten ab. Daher inkludiert der Sektor auch Holz (das tw. auch für Bautätigkeiten genutzt wird) und Papierproduktion. Der Sektor Verkehr/Fahrzeuge fokussiert auf die Neuzulassung von Fahrzeugen und deren Produktionsinputs. In einer Diskussion der Mobilität in Wien wären zusätzlich noch der Ressourcenaufwand des Baus von Straßen, U-Bahn-Tunnel, etc. relevant, welcher in diesem Projekt im Sektor Bauen/Infrastruktur inkludiert wurde.

Weiters ist in den vorliegenden Daten der gesamte Verbrauch an fossilen Energieträgern dem Energiesektor zugeordnet. Jedoch muss dabei bedacht werden, dass der Energiesektor für die Energiebereitstellung in vielen anderen Sektoren verantwortlich ist. Aus Sicht der Endnutzung muss daher berücksichtigt werden, dass Anteile des Verbrauchs im Energiesektor anderen Sektoren zugeordnet werden könnte; z.B. ist der Energieverbrauch zur Nutzung der Fahrzeuge oder zum Betrieb der Gebäude in der vorliegenden Studie dem Energiesektor zugeteilt. Siehe dazu die Diskussion in Kapitel 3.2.3.

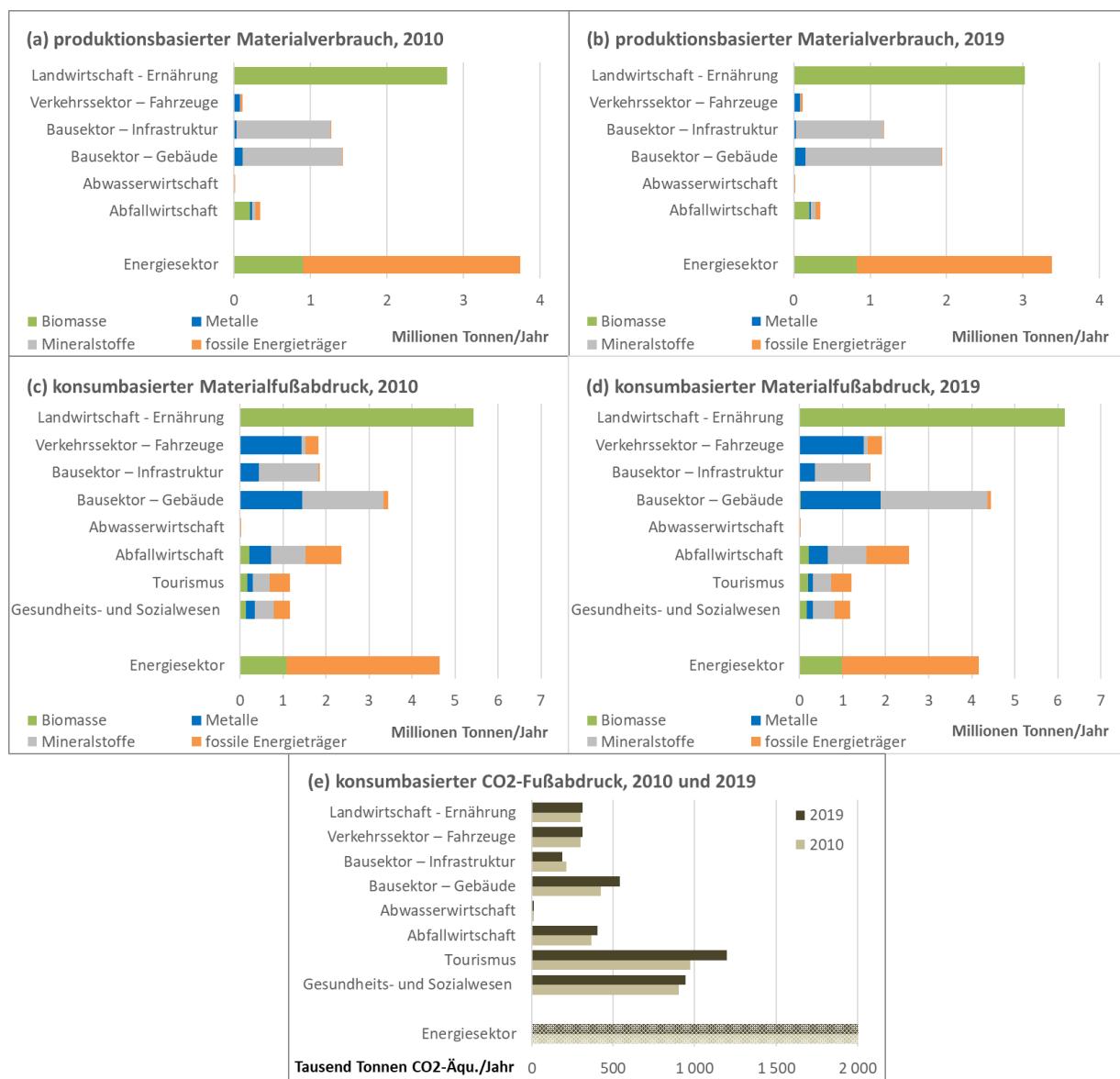
In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse für diese Sektoren genauer dargestellt. Vorab werden die Ergebnisse hier überblicksmäßig zusammengefasst.

Der größte produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) in Wien ist mit der Ernährung und den Bauaktivitäten (Gebäude und Infrastruktur) verbunden (siehe Abbildung 32). Für die Ernährung wurden 2019 3 Millionen Tonnen/Jahr verbraucht. Für Bauaktivitäten wurden 2019 insgesamt 3,1 Millionen Tonnen/Jahr Material eingesetzt, das sind 1,9 Millionen Tonnen/Jahr für Neubau und Sanierung von Gebäuden und 1,2 Millionen Tonnen/Jahr für Infrastrukturbauten. Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC), der sich durch die Neuzulassung und Inbetriebnahme der verschiedensten Fahrzeuge (PKW, Motorräder, LKW, Busse, U-Bahn, Straßenbahn, Züge) ergab, lag 2019 bei 0,1 Millionen Tonnen/Jahr (75% davon metallische Rohstoffe).

Zwischen 2010 und 2019 ist der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) in absoluten Mengen (Millionen Tonnen/Jahr) in fast allen Sektoren gestiegen. Im Sektor Verkehr/Fahrzeuge um 5%, Ernährung um 8%, Bauen/Gebäude um 37%, und der Abwasserwirtschaft um 2%. In der Energiewirtschaft (-10%) und im Sektor Bauen/Infrastruktur (-8%) konnte der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) gesenkt werden. Auch der Pro-Kopf-Verbrauch ist in allen Sektoren gestiegen außer dem Energiesektor und dem Bausektor/Infrastruktur.

Der Abfallwirtschaftssektor ist in der sektoralen Analyse inkludiert, obwohl der materielle Input in die Abfallwirtschaft die Abfälle aus anderen Sektoren oder Nutzungen sind. In einer vollständigen, wirtschaftsraumgezogenen Betrachtung wäre das Material daher schon als Materialinput in anderen Sektoren berücksichtigt. Der Materialverbrauch im Abfallwirtschaftssektor fokussierte jedoch auf den Abfallmengen durch Verpackungen (siehe Details in Kapitel 6.2 und Kapitel 10.8.4 im Anhang). Als solches kann das Ergebnis eine Indikation für jene Produkte darstellen, die in Haushalten im Handel und vor allem im online Handel gekauft wurden. Diese Produkte sind über die Berechnungsmethoden in den anderen Hotspot Sektoren großteils nicht erfasst. In den Jahren 2010 und 2019 betragen diese Abfallmengen 0,35 Millionen Tonnen/Jahr, vor allem bestehend aus Papier/Pappe/Karton (60%), Kunststoffe (20%), Glas (17%). Seit 2010 sind die Abfallmengen um 3% gestiegen. (Die Abfallmengen aus Restmüll und Gewerbemüll betragen 2019 0,5 Millionen Tonnen/Jahr.)

Abbildung 32: produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) und konsumbasierter CO₂-Fußabdruck nach sektoralen Hotspots, 2010 und 2019



Methoden und Daten siehe Kapitel 10.7, 10.8 und 10.6.2 im Anhang.

Der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) hat sich ähnlich entwickelt wie der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC), er ist in allen Sektoren gestiegen bis auf den Energiesektor und den Sektor Bauen/Infrastruktur. In absoluten Mengen verursachten Bauaktivitäten 2019 den größten konsumbasierten Materialfußabdruck (6,1 Millionen Tonnen/Jahr, davon 4,4 Millionen Tonnen/Jahr durch Gebäude und 1,6 Millionen Tonnen/Jahr durch Infrastrukturen; seit 2010 ist der MF der Bauaktivitäten um 15% gestiegen) gefolgt von Biomasse/Ernährung (6,2 Millionen Tonnen/Jahr, +14% seit 2010). Die beiden Aktivitäten lösten somit auch mehr konsumbasierten Materialverbrauch entlang der Produktionsketten aus, als die Energiewirtschaft (4,2 Millionen Tonnen/Jahr, -10% seit 2010). Im Unterschied zum produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) ist vor allem die Menge der Metalle angestiegen (siehe dazu die Erläuterungen in Kapitel 3.3.3).

Für die Aktivitäten im Gesundheits- und Sozialwesen, als auch für den Tourismus konnte der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) über den Top-down Ansatz berechnet werden. Die

Gesundheitsaktivitäten und die Tourismusaktivitäten haben im Jahr 2019 beide jeweils einen Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) von 1,2 Millionen Tonnen/Jahr verursacht. Für das Gesundheits- und Sozialwesen betrug das Wachstum seit 2010 +1%, für den Tourismus +4%. Dadurch zeigt sich, wie materialintensiv Aktivitäten des Dienstleistungssektors sind, wenn man eine konsumbasierte Perspektive einnimmt. Es kann also nicht davon ausgegangen werden, dass Gesellschaften ihren Materialverbrauch reduzieren, wenn sie ihre Wirtschaftsaktivitäten auf den tertiären Sektor verlagern und konzentrieren (siehe dazu auch die Ausführungen in Kapitel 5.2).

Den größten CO₂-Fußabdruck verursachen 2019 die Tourismusaktivitäten (1,2 Millionen Tonnen CO₂-Äqu/Jahr; vor allem Flugreisen zeichnen sich dafür verantwortlich), das Gesundheits- und Sozialwesen (0,9 Millionen Tonnen CO₂-Äqu/Jahr), Bauaktivitäten (0,7 Millionen Tonnen CO₂-Äqu/Jahr) und Fahrzeuge (0,3 Millionen Tonnen CO₂-Äqu/Jahr). Das größte Wachstum des CO₂-Fußabdrucks zwischen 2010 und 2019 verzeichneten Tourismusaktivitäten (+23%). Deutlich geringer aber immer noch im zweistelligen Bereich liegen die Wachstumsraten der Bauaktivitäten (+15%) und die Abfallwirtschaft (+10%). Einstellige Wachstumsraten zeigten die Sektoren Abwasserwirtschaft (+8%), Gesundheits- und Sozialwesen (+5%), Verkehr/Fahrzeuge und Ernährung (jeweils +4%). Der CO₂-Fußabdruck durch Bauaktivitäten setzt sich zusammen aus Bauaktivitäten zu Errichtung und Erhalt von Gebäuden, dieser ist um +28% gestiegen, damit auch deutlicher als die Tourismusaktivitäten. Der CO₂-Fußabdruck in Verbindung mit Infrastrukturbau ist dagegen um 12% gesunken.

Die größten CO₂-Emissionen waren 2019 dem Energiesektor zuzuschreiben: 10 Millionen Tonnen/Jahr, 9% weniger als im Jahr 2010. Die CO₂-Emissionen des Energiesektors sind jedoch nicht als Endverbrauch zu verstehen, sondern repräsentieren zu einem Großteil die CO₂-Emissionen, die in Betrieb / Nutzung von Fahrzeugen, Wohnungen, Straßen etc. entstehen (siehe auch die Beschreibungen am Beginn des Kapitels und auch in Kapitel 3.2.3).

6.1 Sektoraler Hotspot: Landwirtschaft und Ernährung

Landwirtschaft und Ernährung tragen maßgeblich zum gesellschaftlichen Ressourcenverbrauch bei. Die Hälfte der global bewohnbaren Landfläche wird landwirtschaftlich genutzt und über 70% davon zur Produktion tierischer Lebensmittel verwendet (Ritchie und Roser 2013). Für die Bereitstellung von Futtermittel werden 60% globaler Biomasseernte verwendet (Krausmann u. a. 2008). Landnutzung und Landwirtschaft, wie sie heute vorwiegend betrieben wird, ist eine der größten Triebkräfte der Klima- und Biodiversitätskrise. Ein Drittel aller anthropogenen Treibhausgasemissionen stehen in Zusammenhang mit der Ernährung (Crippa u. a. 2021). Allein diese Emissionen sind so groß, dass ohne eine Reduktion derselben die Einhaltung des Pariser Abkommens zur Begrenzung des Anstiegs der globalen Durchschnittstemperatur auf 1.5°C nicht möglich ist (Clark u. a. 2020). Daher ist eine Transformation des Ernährungssystems¹³ unausweichlich. Gleichzeitig aber ist eine solche Transformation besonders herausfordernd, weil Landwirtschaft mit der Sicherung der Ernährung die Grundversorgung unserer menschlichen Gesellschaft bereitstellt und dadurch zu einem sehr sensiblen Bereich der gesellschaftlichen Organisation zählt.

¹³ Während der Begriff ‚Landwirtschaft‘ die Produktionsseite von Versorgungsketten beschreibt, verweist ‚Ernährung‘ auf die Konsumseite. Zur Verdeutlichung der starken Wechselbeziehungen sowohl der biophysischen Strukturen und Akteur*innen als auch von Werten, Kultur und Traditionen entlang der gesamten Versorgungskette, wird häufig auch von ‚Ernährungssystemen‘ gesprochen (López Cifuentes et al., 2021).

Städte nehmen eine besondere Stellung ein. Die anhaltende Urbanisierung führte dazu, dass seit 2007 global gesehen die Mehrheit der Menschen in Städten leben (United Nations 2021). Städte werden daher zunehmend zu Schlüsselstellen für eine sozial-ökologische Transformation. Eine Studie „Food-Standort Wien“¹⁴, beauftragt durch die Abteilung Wirtschaft, Arbeit und Statistik (MA23) zeigte, dass der Food-Sektor in Wien fast ein Zehntel des Regionalprodukts erwirtschaftet und fast 10% der Erwerbstätigen in diesem Bereich beschäftigt sind. Urbane Ernährungssysteme unterscheiden sich in ihren Eigenschaften stark von denen in ländlichen Räumen, auch wenn sie in engem Zusammenhang stehen. Die Identifizierung und Beschreibung dieser Unterschiede sind ausschlaggebend zur Bewältigung der gegenwärtigen globalen Herausforderungen wie der Biodiversitäts- und Klimakrise, da sie ermöglichen, diesen kontextspezifisch und adäquat zu begegnen. Die Beschreibung und Analyse des urbanen Metabolismus von Biomasse für die Ernährung kann dafür ein wesentlicher Baustein sein.

6.1.1 Die Umweltwirkungen des Wiener Ernährungssystems

Ein zentrales Merkmal des urbanen Ernährungssystems ist die geringe landwirtschaftliche Produktion innerhalb der Stadtgrenzen und eine Versorgung aus dem nahen und fernen Hinterland (Seto u. a. 2012; Barthel u. a. 2019). Dies zeigt sich auch für Wien in den hier berechneten Indikatoren: die innerstädtische Entnahme (DE) macht nur 5% des produktionsbasierten Biomasse-Verbrauchs (DMC) sowie 2% des Biomasse-Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) Wiens aus – siehe Abbildung 17 in Kapitel 3.3.1. Wachsende urbane Gegenden wie Wien sind geprägt von Flächenknappheit innerhalb der Stadtgrenzen, die zu Konflikten zwischen den verschiedenen Nutzungsformen führt (beispielsweise die notwendigen Flächen für Transport, Wohnen, Arbeits- und Einkaufsstätten, aber auch Freiflächen zur Befriedigung von Erholungsbedürfnissen). Die landwirtschaftliche Produktion zur Deckung der Nachfrage in urbanen Zentren hingegen ist in ländliche Gebiete im nationalen und auch vermehrt im globalen Umland ausgelagert. Die für die Nahrungsproduktion genutzten Flächen verdeutlichen, dass urbane Landnutzung nicht an den Stadtgrenzen endet. Eine Studie, welche die Landnutzungsintensität Wiens innerhalb und außerhalb der Stadt erhob, kam zu dem Ergebnis, dass die ökologischen Auswirkungen der Wiener Ernährung (gemessen in HANPP – siehe Exkurs Box in Kapitel 3.1.1) im nahen und fernen Umland das 13fache beträgt als innerhalb der Stadt (Kaufmann u. a. 2021). Mit dieser globalen Landnutzung für den Wiener Biomasse-Konsum gehen außerdem globale Biodiversitätsverluste einher, wobei Ernährung (45% des gesamten Biodiversität-Fußabdrucks) und insbesondere der Konsum tierischer Produkte (26% des gesamten Biodiversität-Fußabdrucks) den höchsten Anteil aufweist (Semenchuk u. a. under review). Darüber hinaus wurde berechnet, dass im Jahr 2015 2,3 Millionen Tonnen CO₂-Äqu im Zusammenhang mit der Wiener Ernährung ausgestoßen wurden (Lauk u. a. 2022). Das entspricht 73% der Verkehrsemissionen, die den höchsten Emissions-Verursacher innerhalb der Stadt darstellen (UBA, 2020; S.244).

6.1.2 Optionenspielraum städtischer Verwaltungen – innerhalb und außerhalb der Stadtgrenzen

Die urbane Landwirtschaft trägt nur zu einem sehr kleinen Teil zur Ernährungsversorgung bei (5% des produktionsbasierten Wiener Materialverbrauchs), dennoch kann sie einen wichtigen Beitrag zu einer sozial-ökologischen Transformation leisten. Urbane Landwirtschaft kann viele Formen einnehmen, von eigenständigen Betrieben hin zu *urban gardening* in Hochbeeten oder

¹⁴ <https://www.wien.gv.at/wirtschaft/standort/food-studie.html>

Selbsterntefelder. Sie alle haben gemeinsam, dass Treibhausgasemissionen durch kurze Transportwege eingespart werden können (Pradhan u. a. 2020). Selbstversorgungsprojekte wie *urban gardening* werden darüber hinaus mit indirekten Einsparungseffekten in Zusammenhang gebracht, wie eine Studie aus Madrid nahelegt: Teilnehmer*innen an *urban gardening*-Projekten reduzierten ihren CO₂-Fußabdruck um bis zu 12% jährlich im Vergleich zur Kontrollgruppe und zwar durch eine Veränderung ihrer Ernährungsweisen insbesondere einer Reduktion des Fleischkonsums (Puigdueta u. a. 2021). Aber auch neben den rein biophysischen Effekten, wirkt sich urbane Landwirtschaft positiv auf den sozialen Zusammenhalt, die Ernährungskompetenz sowie die Erholung der Bevölkerung aus. Städte sind außerdem ein blühendes Umfeld für Innovationen, die – wenn gefördert – einen wichtigen Beitrag zu einem nachhaltigen Ernährungssystem leisten können, wie sich an Beispielen wie der urbanen Pilzzucht oder Aquaponik-Anlagen (Kombination aus Gemüseanbau und Fischzucht) gezeigt hat (Gugerell und Penker 2020). Auch in der Studie „Food-Standort Wien“¹⁵, beauftragt durch die Abteilung Wirtschaft, Arbeit und Statistik (MA23), wurden 12 Handlungslinien beschrieben, darunter z.B. Bewusstseinsbildung in Bezug auf klimafreundlicher Ernährung oder die Vermeidung von Lebensmittelverschwendungen.

Der Großteil des mit dem urbanen Ernährungssystem in Verbindung stehenden Ressourcenverbrauchs und der damit einhergehenden Landnutzung liegt außerhalb der Stadtgrenzen. Damit ist die Steuerung der Produktionsbedingungen aus städtischer Perspektive begrenzt und Optionen zur Verringerung des Ressourcenverbrauchs liegen vor allem in der Reduktion der Biomasseimporte und damit auf der Konsumseite (Plank et al., under review). Aufgrund ihrer hohen Ressourcenintensität und ihrem Verbrauch über gesundheitlich empfohlenen Mengen in der österreichischen Bevölkerung, ist die Reduktion des Konsums tierischer Produkte zentral für einen geringeren Materialfußabdruck im Bereich der Landwirtschaft und Ernährung. Bereits vorhandene Instrumente wie Kriterien für die öffentliche Beschaffung (derzeit umgesetzt im Programm ÖkoKauf¹⁶) könnten auch hier eine Rolle spielen.

6.1.3 Treibhausgasemissionen und die benötigten Landflächen des Wiener Ernährungssystems

Eine Studie, finanziert vom Wiener Wissenschafts- und Technologie-Fonds (WWTF) analysierte die globalen Landflächen sowie den CO₂-Fußabdruck des Wiener Ernährungssystems im Jahr 2015 (Lauk u. a.). Die Bereitstellung der Wiener Lebensmittelversorgung benötigte eine Fläche von 6.390 km², was in etwa das 15fache der Wiener Stadtfläche entspricht. Es wird geschätzt, dass 8% der Fläche im Umkreis von 100 km und 24% im restlichen Österreich liegt. Der größte Anteil der Fläche liegt in den restlichen Ländern der Europäischen Union (49%) und 18% in der restlichen Welt. 8% der gesamten Fläche könnten durch die Vermeidung durch Lebensmittelabfälle und weitere 14% dieser Fläche durch eine Kalorienaufnahme laut Empfehlung vermieden werden. Insgesamt wurden 2,3 Millionen Tonnen CO₂-Emissionen pro Jahr im Zusammenhang mit dem Wiener Ernährungssystem ausgestoßen. 60% dieser Emissionen stammen aus landwirtschaftlichen Prozessen wie der Energienutzung, der Düngung inkl. Wirtschaftsdüngermanagement und der Verdauung der Wiederkäuer (enterogene Fermentation). In der Lebensmittelverarbeitung wurden 20% der Emissionen ausgestoßen und aufgrund des Transports weitere 12%.

¹⁵ <https://www.wien.gv.at/wirtschaft/standort/food-studie.html>

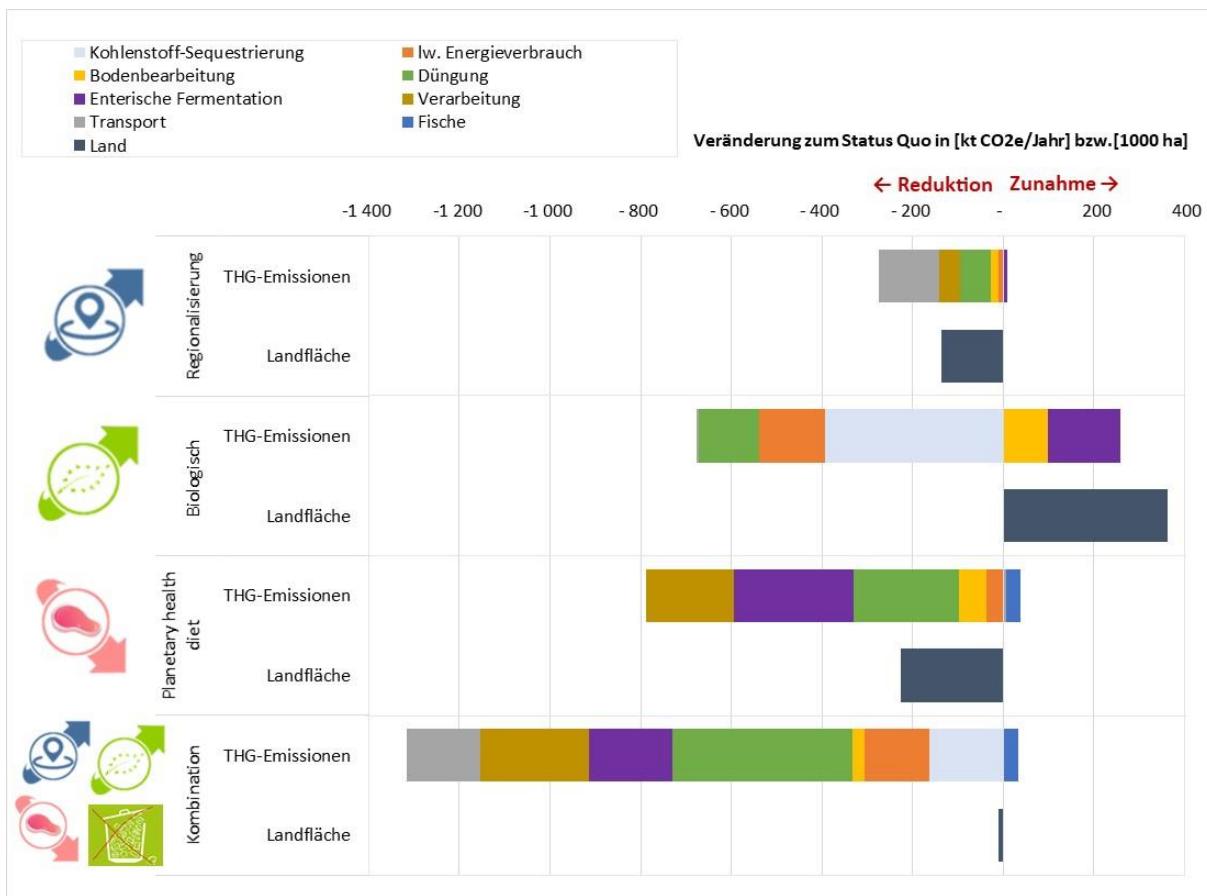
¹⁶ <https://www.wien.gv.at/umweltschutz/oekokauf/>

Verschiedene Szenarien für das Wiener Ernährungssystem wurden mit Hilfe eines kontrafaktischen Ansatzes¹⁷ berechnet. Ein regionalisiertes Ernährungssystem, indem die Wiener*innen soweit dies möglich ist, Produkte aus der Wiener Region (Umkreis von 100km) beziehen, reduzierte die Transportemissionen zwar um 51%, jedoch den gesamten CO₂-Fußabdruck nur um 12%, da die Transportemissionen nur einen kleinen Anteil der gesamten Emissionen ausmachen. Die für die Versorgung notwendige Fläche verringerte sich in diesem Szenario um 21%, da in Österreich im Vergleich zu den exportierenden Ländern vergleichsweise effizienter gewirtschaftet wird (z.B. höhere Erträge).

Eine 100%ige Umstellung der Wiener*innen auf den Konsum von Produkten aus biologischer Landwirtschaft erwirkte eine Einsparung von 18% der Treibhausgasemissionen. Dieser Effekt war hauptsächlich auf die Kohlenstoffaufnahme in Böden zurückzuführen, wobei diese nach etwa 20 Jahren einen Sättigungspunkt erreicht haben. Eine Umstellung auf Produkte aus biologischer Landwirtschaft würde jedoch auch eine Zunahme der benötigten Fläche bedeuten, denn die derzeitigen Erträge in Österreich betragen im Durchschnitt 69% der Erträge unter konventioneller Bewirtschaftungsweise. Ähnliche Effizienzeinbußen in der Tierhaltung entstehen durch den Zielkonflikt mit verbessertem Tierwohl. Den größten Effekt auf die Landfläche und den CO₂-Fußabdruck hat eine Umstellung der Ernährung. Eine Ernährung, die den Empfehlungen der EAT-Lancet Kommission folgt, kann den CO₂-Fußabdruck um 33% und den Fußabdruck 35% reduzieren. Diese Ernährungsweise reduziert den Konsum aller tierischen Produkte im Vergleich zum Status Quo bei gleichzeitiger Zunahme des Konsums von Gemüse, Hülsenfrüchte und Nüssen. Die Kombination einer regionalen und gesunden Ernährung mit biologisch produzierten Lebensmitteln und weniger tierischen Produkten, kann den Effekt des zusätzlichen Landbedarfs einer Lebensmittelproduktion mit agro-ökologischen/biologischen Methoden entgegenwirken, indem der Konsum von landintensiven tierischen Produkten eingespart wird.

¹⁷ In einem kontrafaktischen Ansatz können einzelne Parameter geändert werden, obwohl dies aufgrund systemischer Zusammenhänge und Wechselwirkungen, nur sehr unwahrscheinlich der Realität entspricht. Dies ermöglicht die einzelnen Wirkungen dieser Parameter zu analysieren.

Abbildung 33: Die Änderung des Treibhausgas (THG)-Emissionen und der benötigten Flächen der Wiener Ernährung im Vergleich zum Status Quo (Im Jahr 2015)



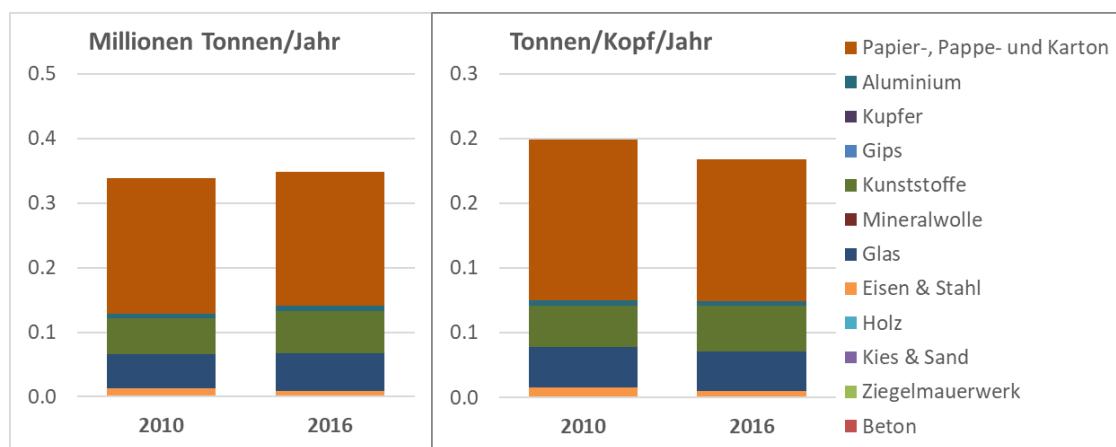
Quelle: Lauk u. a. (2022)

6.2 Sektoraler Hotspot: Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter

6.2.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) des Sektors Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter ist in Abbildung 34 und Tabelle 2 dargestellt. Insgesamt ist eine leichte Steigerung zwischen den Jahren 2010 und 2016 zu vermerken. Diese Steigerung liegt jedoch hauptsächlich am Bevölkerungswachstum, wie im folgenden Kapitel gezeigt werden kann. Die Mengenmäßig wichtigsten Subgüter hierbei sind Papier, Kunststoffe und Glas. Pro Einwohner*in sank der produktionsbasierte Materialverbrauch.

Abbildung 34 Kommunale Abfallwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

Tabelle 2 Kommunale Abfallwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

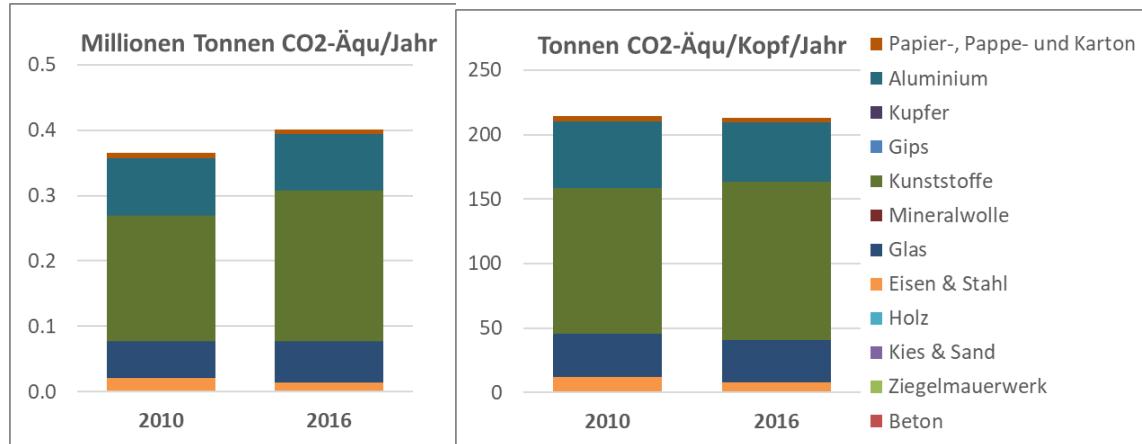
produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2016	2010	2016
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	338.964	347.433	0,199	0,184
Beton	-	-	-	-
Ziegelmauerwerk	-	-	-	-
Kies & Sand	-	-	-	-
Holz	-	-	-	-
Eisen & Stahl	13.575	9.545	0,008	0,005
Glas	52.346	57.803	0,031	0,031
Mineralwolle	-	-	-	-
Kunststoffe	54.960	65.817	0,032	0,035
Gips	-	-	-	-
Kupfer	-	-	-	-
Aluminium	7.299	7.211	0,004	0,004
Papier-, Pappe- und Karton	210.783	207.055	0,124	0,11

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

6.2.2 CO₂-Fußabdruck

Abbildung 35 und Tabelle 3 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Sektors Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter.

Abbildung 35 Kommunale Abfallwirtschaft, CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

Tabelle 3 Kommunale Abfallwirtschaft, CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2016	2010	2016
	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Kopf/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Kopf/Jahr]
gesamt	364.961	401.677	0,2	0,2
Beton	-	-	-	-
Ziegelmauerwerk	-	-	-	-
Kies & Sand	-	-	-	-
Holz	-	-	-	-
Eisen & Stahl	20.363	14.319	0,01	0,008
Glas	57.057	63.006	0,03	0,03
Mineralwolle	-	-	-	-
Kunststoffe	192.360	230.360	0,1	0,1
Gips	-	-	-	-
Kupfer	-	-	-	-
Aluminium	87.592	86.538	0,05	0,05
Papier-, Pappe- und Karton	7.588	7.454	0,004	0,004

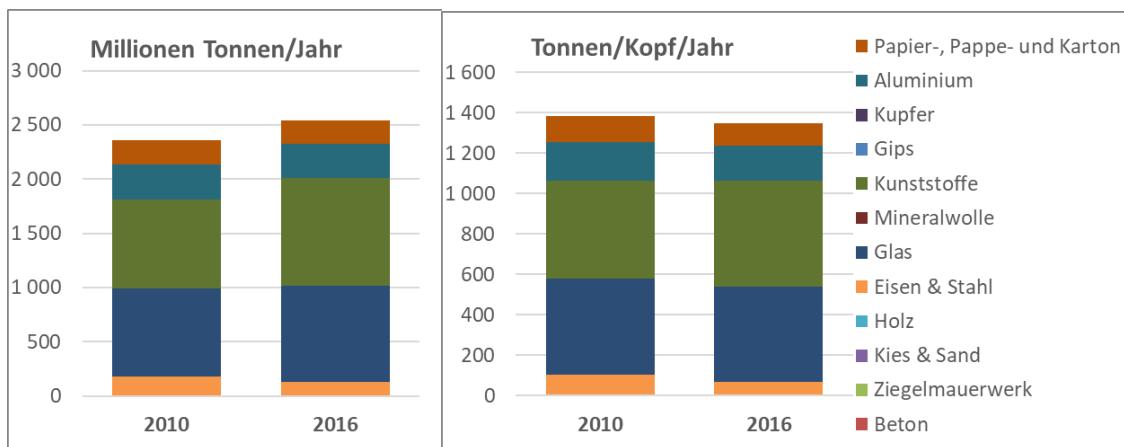
Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

Analog zum produktionsbasierten Materialverbrauch ergab sich auch hier eine Steigerung zwischen 2010 und 2016. Die CO₂ Emissionen fallen zum Großteil außerhalb Wiens an. Das Ergebnis wird hauptsächlich von Kunststoffen dominiert, gefolgt (mit Abstand) von Aluminium und Glas.

6.2.3 konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter ist in Abbildung 36 und Tabelle 4 dargestellt.

Abbildung 36 Kommunale Abfallwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

Tabelle 4 Kommunale Abfallwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	2010	2016	2010	2016
	[Tonnen/Jahr]		[Tonnen/Kopf/Jahr]	
gesamt	2.353.876	2.540.186	1,4	1,3
Beton	-	-	-	-
Ziegelmauerwerk	-	-	-	-
Kies & Sand	-	-	-	-
Holz	-	-	-	-
Eisen & Stahl	179.328	126.099	0,1	0,07
Glas	807.703	891.912	0,5	0,5
Mineralwolle	-	-	-	-
Kunststoffe	825.499	988.573	0,5	0,5
Gips	-	-	-	-
Kupfer	-	-	-	-
Aluminium	324.238	320.335	0,1	0,2
Papier-, Pappe- und Karton	217.107	213.268	0,1	0,1

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.4 im Anhang.

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) findet zur Gänze außerhalb Wiens statt. Wie beim produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) kann auch hier eine leichte Steigerung zwischen 2010 und 2016 vernommen werden. Die für das Ergebnis wichtigsten Subgüter sind Glas und Kunststoffe in ungefähr der gleichen Größenordnung. Danach folgen Aluminium und Eisen.

Analog zum produktionsbasierten Materialverbrauch Pro-Kopf ist auch für den Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) ein leichter Rückgang zwischen 2010 und 2016 bemerkbar.

6.2.4 Ausblick und Empfehlungen

Im Bereich Abfallwirtschaft wäre es sinnvoll, eine Zeitreihe der Materialflüsse zu bilden. Gleichzeitig wären die Recyclingraten der jeweiligen Subgüter relevante Größen, um Maßnahmen zur Reduktion des Materialverbrauchs, CO₂- und Materialfußabdrucks bewerten zu können. Methodisch sollte daher eine komplette Materialflussanalyse nach Baccini und Brunner (2012) durchgeführt werden,

um Materialinputs, -outputs und Lageränderungen und deren Auswirkungen auf den CO₂- und Materialfußabdruck bewerten zu können.

All dies wird gerade im Projekt CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft an der TU Wien¹⁸ und gemeinsam mit den wichtigsten Akteuren (MA48, Wien Energie), durchgeführt.

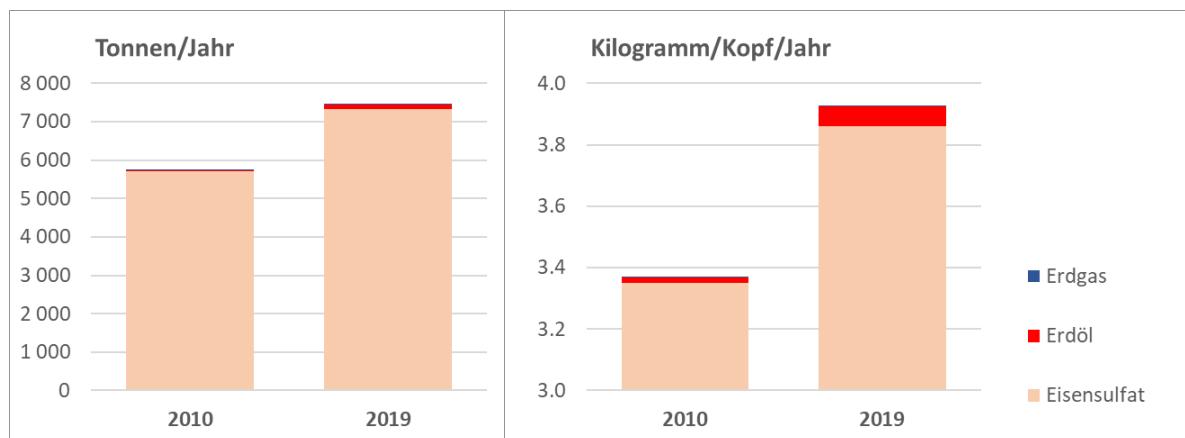
6.3 Sektoraler Hotspot: Abwasserwirtschaft

6.3.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Der Produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) des Sektors Abwasserwirtschaft ist in Abbildung 37 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 5 dargestellt. Zusätzlich zu den Materialien wurden 2019 205 Millionen Tonnen/Jahr Abwasser verarbeitet (2010: 220 Millionen Tonnen/Jahr).

Abbildung 37 Abwasserwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 5 Abwasserwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	5.735	7.446	0,003	0,004
Eisensulfat	5.707	7.325	3,35	0,004
Erdöl	26	121	0,015	0,00006
Erdgas	2	0,03	0,0013	0

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Insgesamt ist eine leichte Steigerung zwischen den Jahren 2010 und 2019 zu vermerken. Diese Steigerung liegt an einer Änderung der Abwasserreinigungsanlage. Nach dem Abwasser ist das wichtigste Subgut Eisensulfat, das für die Phosphorfällung benötigt wird. Wie schon im

¹⁸

https://www.vt.tuwien.ac.at/mechanische_verfahrenstechnik_und_luftreinhaltetechnik/cd_labor_fuer_recycling_basierte_kreislaufwirtschaft/

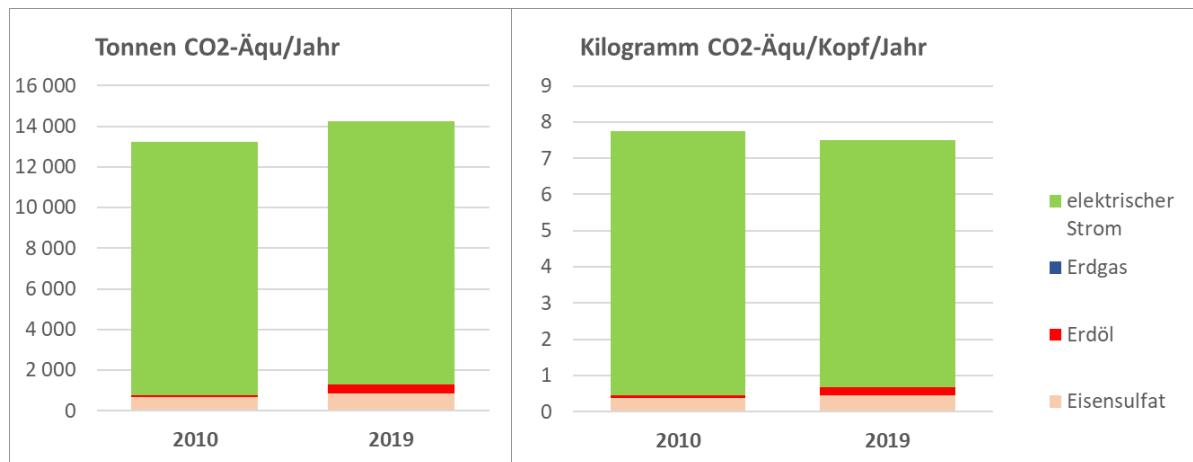
vorhergehenden Kapitel angedeutet, sank der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) Pro-Kopf.

6.3.2 CO₂-Fußabdruck

Abbildung 38 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 6 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Sektors Abwasserwirtschaft.

Abbildung 38 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 6 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Kopf/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Kopf/Jahr]
gesamt	13.217	14.238	0,008	0,008
Eisensulfat	653	838	0,0004	0,0004
Erdöl	99	462	0,00006	0,0002
Erdgas	7	0,09	0	0
elektrischer Strom	12.458	12.938	0,007	0,007

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

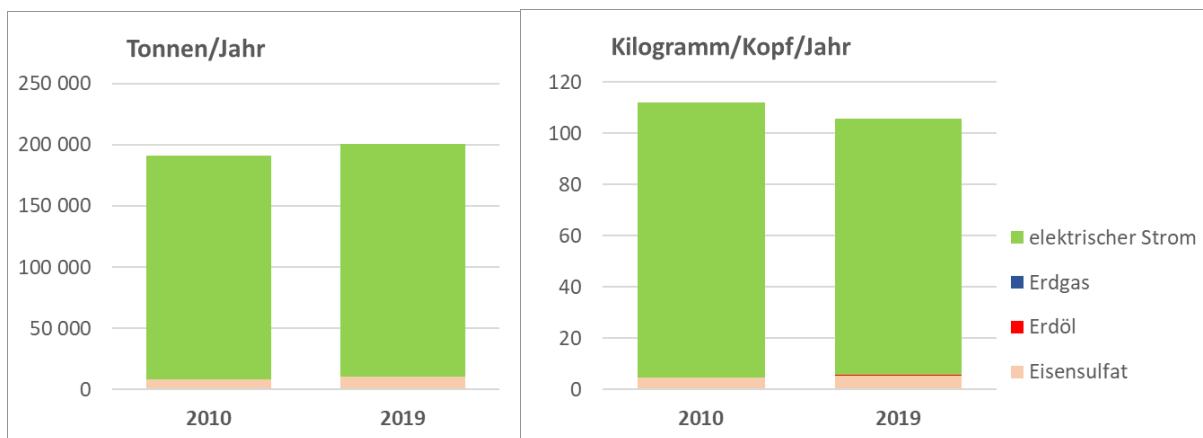
Analog zum produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) ergab sich auch hier eine Steigerung zwischen 2010 und 2019. Das Ergebnis wird wenig überraschend vom Stromverbrauch dominiert. Wesentlich ist, dass der Stromverbrauch auch in der Energiewirtschaft bereits Berücksichtigung findet und bei einer Aufsummierung aller Sektoren nicht doppelt gezählt werden darf. Gleiches gilt für die fossilen Brennstoffe Erdöl und Erdgas.

6.3.3 Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Abwasserwirtschaft ist in Abbildung 39 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 7 dargestellt.

Abbildung 39 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Tabelle 7 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	191.006	200.460	0,1	0,1
Eisensulfat	8.104	10.402	0,004	0,005
Erdöl	28	132	0,00002	0,00007
Erdgas	3	0,04	0,000002	0
elektrischer Strom	182.870	189.926	0,1	0,1

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.5 im Anhang.

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) findet zur Gänze außerhalb Wiens statt. Wie beim produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) kann auch hier eine leichte Steigerung zwischen 2010 und 2019 vernommen werden. Für das Ergebnis bestimmend ist der Verbrauch an elektrischem Strom. Analog zum Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) Pro-Kopf ist zwischen 2010 und 2019 ein leichter Rückgang bemerkbar, aufgrund des Bevölkerungswachstums.

6.3.4 Ausblick und Empfehlungen

Aus Sicht der Abwasserwirtschaft wäre es zielführend zusätzlich zum Input an Betriebsmittel und Energie(trägern) auch den Output der Abwasserwirtschaft (Klärschlamm und gereinigtes Abwasser) und den Umgang des Outputs (z.B. enthaltende Energie, Phosphor) zu analysieren. Es erscheint hier sinnvoller sich auf einzelne Stoffflüsse (z.B. Phosphor) zu konzentrieren, als eine gesamthaft Massenbilanz des Outputs zu bewerten.

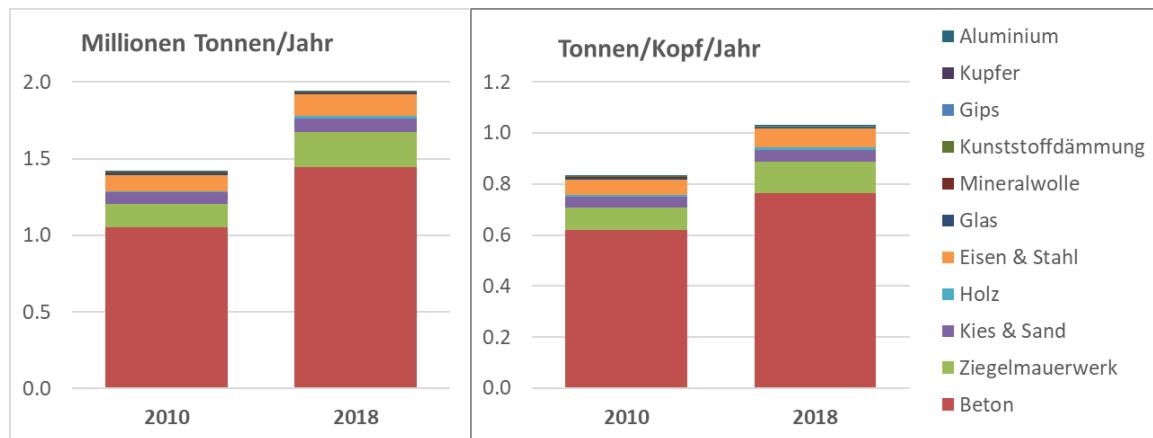
6.4 Sektoraler Hotspot: Bausektor – Gebäude

6.4.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Abbildung 40 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 8 zeigen die Ergebnisse für den Materialinput des Bausektors – Gebäude.

Abbildung 40 Bausektor - Gebäude, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 8 Bausektor - Gebäude, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2018	2010	2018
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	1.417.345	1.937.065	0,8	1,03
Beton	1.053.229	1.443.843	0,6	0,8
Ziegelmauerwerk	150.811	230.874	0,09	0,1
Kies & Sand	74.538	87.666	0,04	0,05
Holz	9.974	17.171	0,006	0,009
Eisen & Stahl	104.947	137.452	0,06	0,07
Glas	9.392	6.621	0,006	0,004
Mineralwolle	4.793	5.319	0,003	0,003
Kunststoffe	7.661	5.623	0,004	0,003
Gips	844	1.510	0,0005	0,0008
Kupfer	176	151	0,0001	0,0001
Aluminium	980	835	0,0006	0,0004
Papier-, Pappe- und Karton	-	-	-	-

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Zwischen 2010 und 2018 nahm der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) stark zu. Dies ist vor allem dem Beton geschuldet, welcher über zwei Drittel des Materialverbrauchs ausmacht. Nachdem dieser als Stahlbeton eingebaut wird, steigt auch die Menge an Stahl proportional zu Beton. Auch für die anderen Baustoffe sind größtenteils Zuwächse im Materialverbrauch

(produktionsbasiert; DMC) zu verzeichnen. Der Verbrauch an Ziegel liegt in der gleichen Größenordnung wie Stahl. Der Rückgang bei Kunststoffen röhrt daher, dass im Jahr 2018 laut der Daten bedeutend weniger Wohngebäude thermisch saniert wurden. Der Neubau, welche im Jahr 2018 im Vergleich zu 2010 zunahm, konnte dies nicht wettmachen.

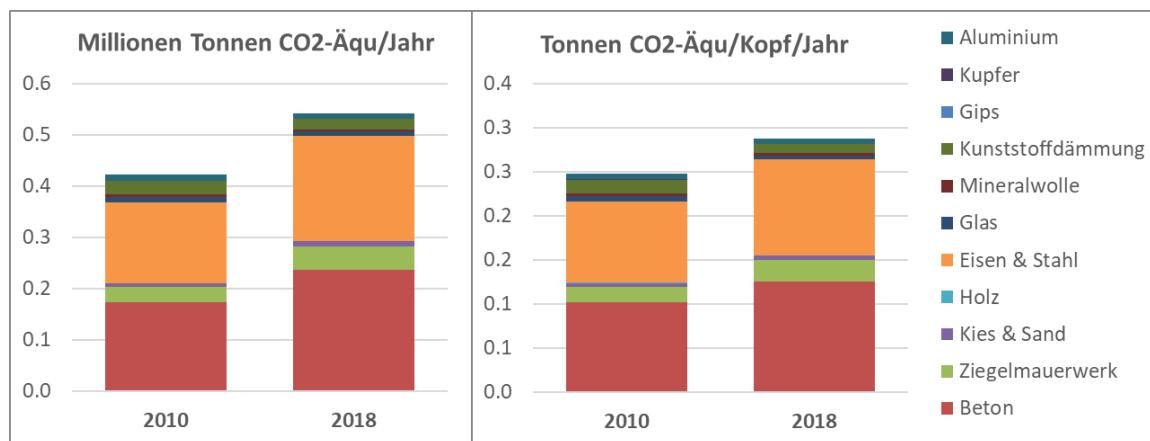
Zwar ist Pro-Kopf der Anstieg des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) im Bausektor/Gebäude zwischen 2010 und 2018 aufgrund des Bevölkerungswachstums geringer als in absoluten Zahlen, aber trotzdem bemerkenswert.

6.4.2 Konsumbasierter CO₂-Fußabdruck

Abbildung 41 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 9 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Sektors Bausektor – Gebäude. Auch hier fallen die Emissionen des CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens an.

Abbildung 41: Bausektor - Gebäude, CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 9: Bausektor - Gebäude, CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2018	2010	2018
	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Kopf/Jahr]		
gesamt	422.186	541.166	0,2	0,3
Beton	172.730	236.790	0,1	0,1
Ziegelmauerwerk	30.011	45.944	0,02	0,002
Kies & Sand	7.677	9.030	0,005	0,005
Holz	280	481	0,0002	0,0003
Eisen & Stahl	157.421	206.178	0,09	0,1
Glas	10.237	7.217	0,006	0,004
Mineralwolle	4.487	4.979	0,003	0,003
Kunststoffe	26.814	19.680	0,02	0,010
Gips	191	341	0,0001	0,0002
Kupfer	584	502	0,0003	0,0003
Aluminium	11.755	10.025	0,007	0,005
Papier-, Pappe- und Karton	-	-	-	-

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Beton und Stahl sind von etwa gleich hoher Bedeutung für das Zustandekommen der Ergebnisse für den CO₂-Fußabdruck des Sektors Bausektor – Gebäude. Ebenfalls relevante Größen sind die Subgüter Ziegelmauerwerk und Kunststoffe, wenn auch in bedeutend geringerem Ausmaß.

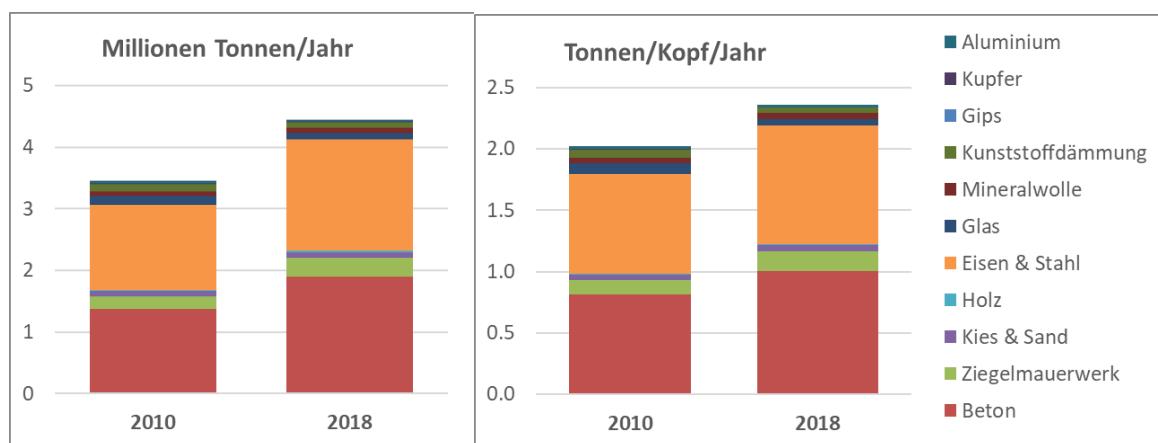
Wie beim produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) sind die Steigerungen des CO₂-Fußabdrucks des Sektors Bausektor - Gebäude geringer, wenn sie in Pro-Kopf-Werten ausgedrückt werden. D.h., die Bevölkerung wuchs zwischen 2010 und 2018 schneller als der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) und des CO₂-Fußabdrucks des Sektors Bausektor - Gebäude.

6.4.3 Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Bausektor – Gebäude ist in Abbildung 42 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 10 dargestellt.

Abbildung 42: Bausektor - Gebäude, konsumbasierter Materialfußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Tabelle 10: Bausektor - Gebäude, konsumbasierter Materialfußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	2010	2018	2010	2018
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	3.448.792	4.449.140	2	2,4
Beton	1.379.731	1.891.434	0,8	1,003
Ziegelmauerwerk	203.595	311.680	0,1	0,2
Kies & Sand	76.775	90.296	0,05	0,05
Holz	11.968	20.605	0,007	0,01
Eisen & Stahl	1.386.352	1.815.738	0,8	1
Glas	144.919	102.158	0,09	0,05
Mineralwolle	79.714	88.455	0,05	0,05
Kunststoffe	115.072	84.456	0,07	0,04
Gips	1.139	2.038	0,0007	0,001
Kupfer	6.015	5.169	0,0035	0,002
Aluminium	43.513	37.111	0,03	0,02
Papier-, Pappe- und Karton	-	-	-	-

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.6 im Anhang.

Die Zunahme des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Bausektor – Gebäude zwischen 2010 und 2018 verläuft analog zur Zunahme des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC). Wie beim CO₂-Fußabdruck dominieren Stahl und Beton in gleichen Maßen. Die Ergebnisse des Materialfußabdrucks (konsumbasiert; MF) Pro-Kopf des Sektors Bausektor – Gebäude verlaufen ähnlich wie die des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) und des CO₂-Fußabdrucks.

6.4.4 Ausblick und Empfehlungen

Für den Bausektor gilt grundsätzlich das gleiche wie für die Abfallwirtschaft. Ein großer Unterschied zum Abfallsektor ist jedoch, dass die Datenbasis bedeutend schwieriger ist. Diese sollte und könnte auch verbessert werden, wobei das Projekt TransLoC an der TU Wien bis zum Projektende im Dezember 2022 noch einiges dazu beitragen wird können. Darüberhinausgehende Datenerhebungen, Auswertungen und Modellierungen könnten auch gemacht werden, jedoch bedarf es dafür das notwendige Wissen im Bereich Ingenieurwissenschaften und Raumplanung.

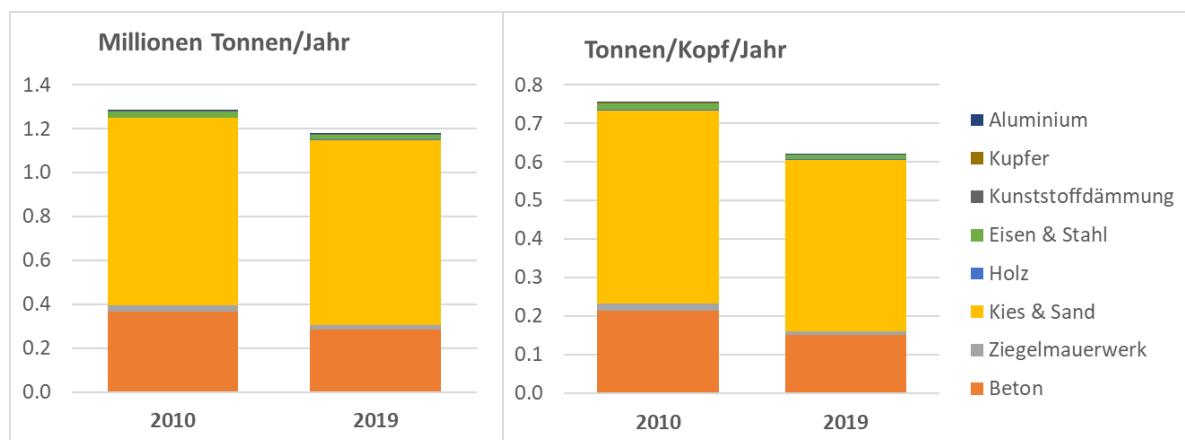
6.5 Sektoraler Hotspot: Bausektor – Infrastruktur

6.5.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Abbildung 43 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 11 zeigen die Ergebnisse für den Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) des Bausektors – Infrastruktur.

Abbildung 43: Bausektor - Infrastruktur, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 11: Bausektor - Infrastruktur, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]	[Tonnen/Kopf/Jahr]
gesamt	1.269.901	1.173.626	0,7	0,6
Beton	364.771	284.008	0,2	0,1
Ziegelmauerwerk	16.164	16.603	0,01	0,009
Kies & Sand	854.991	845.234	0,5	0,4

Holz	1.850	1.888	0,001	0,001
Eisen & Stahl	28.535	22.919	0,02	0,01
Kunststoffe	2.009	1.545	0,001	0,0008
Kupfer	849	746	0,0005	0,0004
Aluminium	732	682	0,0004	0,0004

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

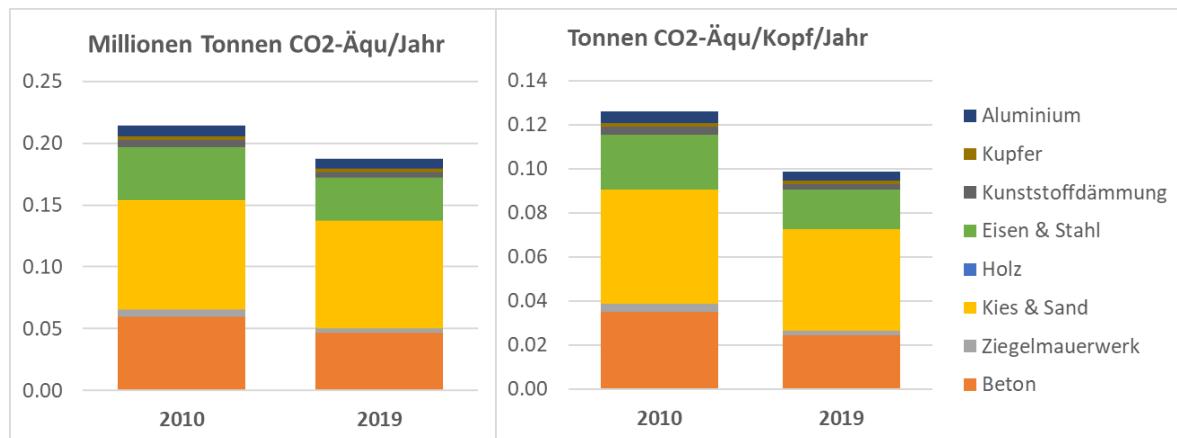
Zwischen 2010 und 2019 war der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) näherungsweise konstant mit einer leicht abnehmenden Tendenz. Dies ist vor allem dem Beton geschuldet. Pro-Kopf betrachtet gab es aufgrund des signifikanten Bevölkerungswachstums eine deutliche Abnahme des Materialverbrauchs (produktionsbasiert; DMC) von rund 750 kg/Kopf/Jahr im Jahr 2010 auf etwa 620 kg/Kopf/Jahr im Jahr 2019.

6.5.2 CO₂-Fußabdruck

Abbildung 44 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 12 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Sektors Bausektor – Infrastruktur. Auch hier fallen die Emissionen des CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens an.

Abbildung 44: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 12: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Kopf/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu /Kopf/Jahr]
gesamt	211.592	186.681	0,1	0,1
Beton	59.822	46.577	0,04	0,025
Ziegelmauerwerk	3.217	3.304	0,002	0,002
Kies & Sand	88.064	87.059	0,05	0,05
Holz	52	53	0	0
Eisen & Stahl	42.803	34.379	0,03	0,02
Kunststoffe	6.026	4.635	0,004	0,002

Kupfer	2.820	2.478	0,002	0,001
Aluminium	8.789	8.196	0,005	0,004

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Kies & Sand ist gemeinsam mit Beton und Eisen & Stahl am Bedeutendsten für die Gesamtemissionen an Treibhausgasen, die im Bereich von rund 200 000 Tonnen CO₂-Äqu/Jahr liegen.

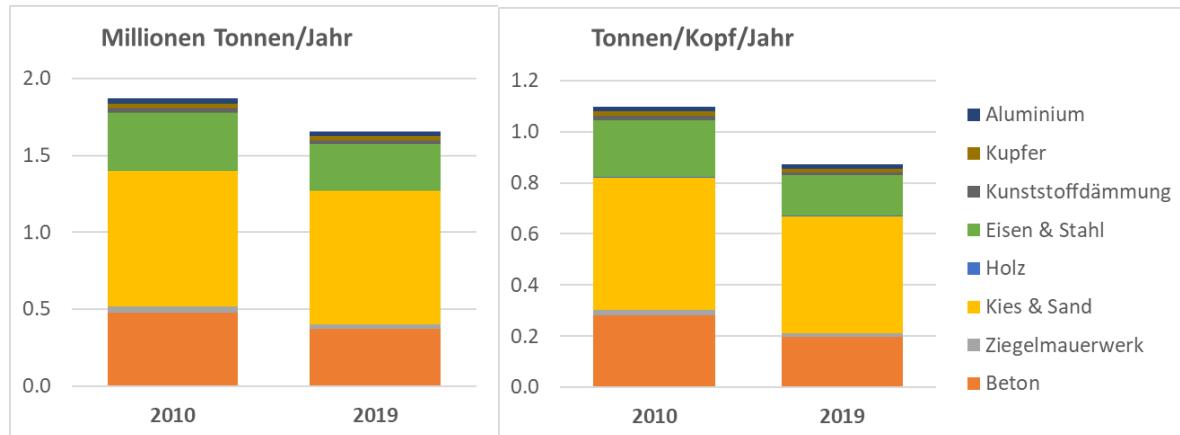
Wie beim produktionsbasierten Materialverbrauch ist die Reduktion des CO₂-Fußabdrucks des Sektors Bausektor – Infrastruktur größer, wenn sie in Pro-Kopf-Werten ausgedrückt werden.

6.5.3 Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Bausektor – Infrastruktur ist in Abbildung 45 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 13 dargestellt.

Abbildung 45: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Tabelle 13: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]		[Tonnen/Kopf/Jahr]	
gesamt	1.851.236	1.649.154	1,1	0,9
Beton	477.850	372.050	0,3	0,2
Ziegelmauerwerk	21.821	22.414	0,01	0,01
Kies & Sand	880.640	870.591	0,5	0,5
Holz	2.220	2.265	0,001	0,001
Eisen & Stahl	376.949	302.763	0,2	0,2
Kunststoffe	30.169	23.206	0,02	0,01
Kupfer	29.052	25.527	0,02	0,01
Aluminium	32.533	30.337	0,02	0,02

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.7 im Anhang.

Die leichte Abnahme des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Sektors Bausektor – Infrastruktur zwischen 2010 und 2019 verläuft analog zur Abnahme des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC). Wie beim CO₂-Fußabdruck dominieren Sand & Kies, Stahl und Beton.

Die Ergebnisse des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) Pro-Kopf des Sektors Bausektor – Infrastruktur verlaufen ähnlich wie die des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) und des CO₂-Fußabdrucks.

6.5.4 Ausblick und Empfehlungen

Für den Bausektor – Infrastruktur ist die aktuell öffentlich zur Verfügung stehende Datenlage unzufriedenstellend. Für Neubauten, Umbauten und Erneuerungen von Straßen wurden zwar über die Stadt Wien Abteilung Straßenverwaltung und Straßenbau detaillierte Informationen zur Verfügung gestellt. Für Erneuerungen von Brücken oder Neubauten konnten solche Informationen nicht erhoben werden.

Ähnlich (unzufriedenstellende Datenlage über jährliche Neuverlegungen bzw. Erneuerungen) verhält es sich mit wenigen Ausnahmen bezüglich der Infrastruktur, die von den Wiener Netzen betrieben und gewartet wird (Stromkabel, Gas und Fernwärme). Ebenso konnte für die Wasserversorgung das Kanalnetz im Rahmen des zeitlich doch sehr limitierten Projekts keine fundierte Datenbasis geschaffen werden.

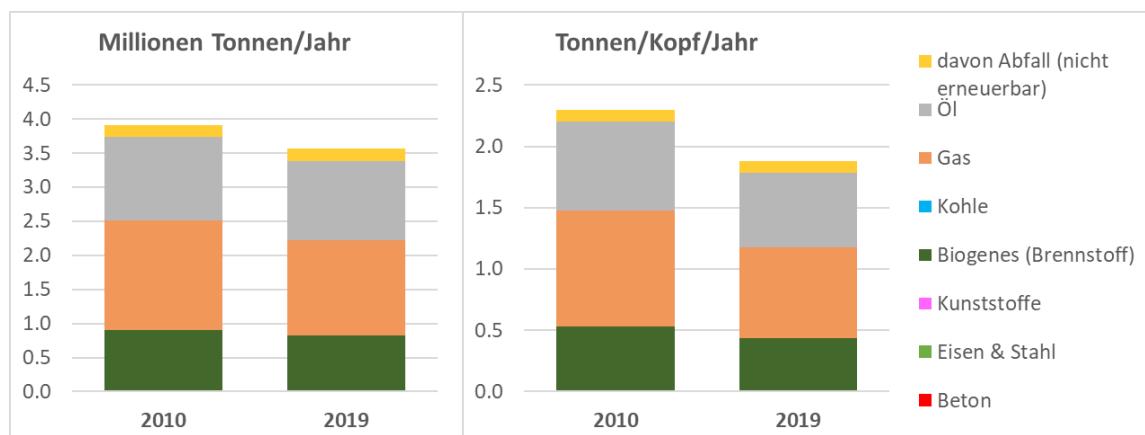
6.6 Sektoraler Hotspot: Energiesektor

6.6.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)

Abbildung 46 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Tabelle 14 zeigen die Ergebnisse für den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) des Energiesektors.

Abbildung 46: Energiesektor, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Tabelle 14: Energiesektor, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

Produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]		[Tonnen/Kopf/Jahr]	
gesamt	3.907.852	3.568.904	2,3	1,9
Beton	292	-	0,0002	-
Eisen & Stahl	103	2	0,0001	0
Kunststoffe	12	-	0	-
Biogenes (Brennstoff)	899.111	821.833	0,5	0,4
Kohle	2.828	414	0,002	0,0002
Gas	1.612.495	1.402.991	0,9	0,7
Öl	1.228.481	1.154.977	0,7	0,6
davon Abfall (nicht erneuerbar)	164.531	188.688	0,1	0,1

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Zwischen 2010 und 2019 hat der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) um rund 10% abgenommen. Primär wurde weniger Gas verbraucht. Über 99% des gesamten Materialverbrauchs (produktionsbasiert; DMC) ist den Brennstoffen geschuldet. Baumaterialien wie Beton und Stahl spielen eine marginale Rolle für den gesamten Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC).

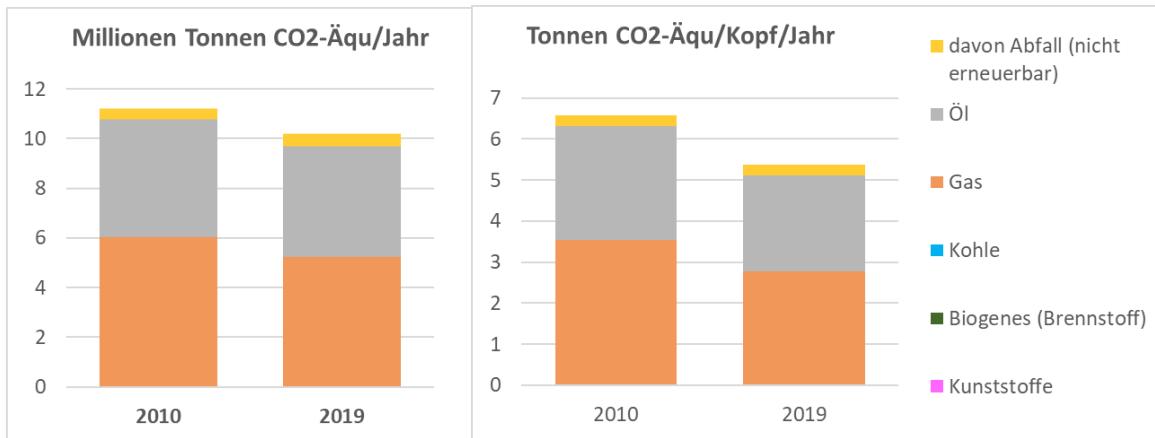
Pro-Kopf betrachtet führt die absolute Reduktion des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC)s aufgrund des signifikanten Bevölkerungswachstums zu einer deutlichen Abnahme des produktionsbasierten Materialverbrauchs (- 18%) von rund 2,3 Tonnen/Kopf/Jahr im Jahr 2010 auf etwa 1,9 Tonnen/Kopf/Jahr im Jahr 2019.

6.6.2 CO₂-Fußabdruck

Abbildung 50 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 18 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Energiesektors. Ungleich zu den anderen Sektoren erfolgt hier der überwiegende Anteil der Emissionen des CO₂-Fußabdrucks innerhalb Wiens (rund 78% des gesamten CO₂-Fußabdrucks).

Abbildung 47: Energiesektor, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Tabelle 15: Energiesektor, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu/Kopf/Jahr]		
gesamt	11.192.487	10.182.786	6,6	5,4
Beton	48	-	0	-
Eisen & Stahl	154	3	0,0001	0
Kunststoffe	35	-	0	-
Biogenes (Brennstoff)	25.175	23.011	0,01	0,01
Kohle	8.271	1.210	0,005	0,0006
Gas	6.002.545	5.222.662	3,5	2,8
Öl	4.729.653	4.446.660	2,8	2,3
davon Abfall (nicht erneuerbar)	426.606	489.240	0,3	0,3

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

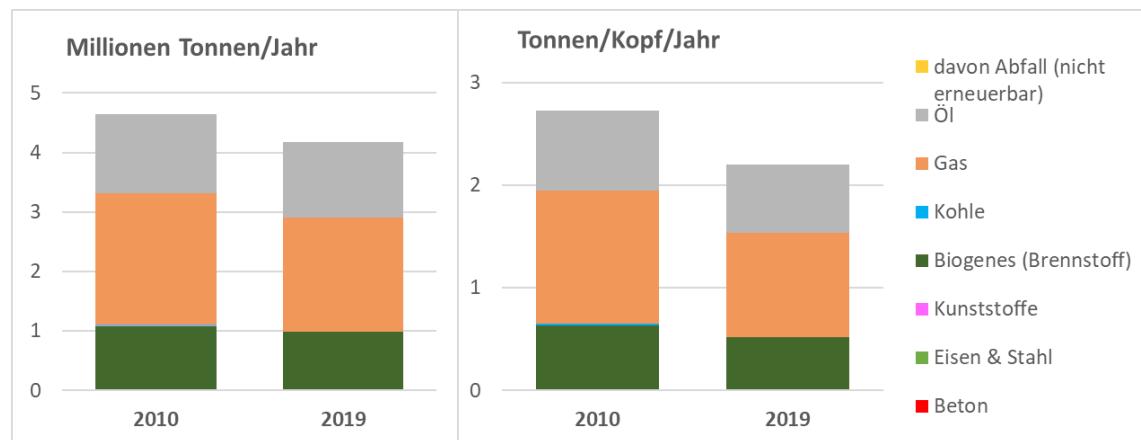
Über 95% des gesamten CO₂-Fußabdruck stammen von der Verwendung von Gas und Öl. Die gesamte CO₂-Fußabdruck beträgt im Jahr 2019 über 10 Mio. Tonnen an CO₂-Äqu und hat somit seit 2010 um rund 1 Million Tonnen abgenommen. Wie beim Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) ergibt sich bei Betrachtung von Pro-Kopf-Werten auch für den CO₂-Fußabdruck eine stärkere Reduktion im Vergleich zur Verwendung von absoluten Zahlen für den Energiesektor (von 2010 auf 2019 um rund 18%).

6.6.3 Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Energiesektors ist in Abbildung 48 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Tabelle 16 dargestellt.

Abbildung 48: Energiesektor, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Tabelle 16: Energiesektor, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter Materialfußabdruck (MF)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]		[Tonnen/Kopf/Jahr]	
gesamt	4.649.088	4.170.186	2,7	2,2
Beton	382	-	0,0002	-
Eisen & Stahl	1.356	26	0,0008	0
Kunststoffe	177	-	0,0001	-
Biogenes (Brennstoff)	1.078.933	986.200	0,6	0,5
Kohle	20.076	2.938	0,01	0,002
Gas	2.209.118	1.922.098	1,3	1,01
Öl	1.339.045	1.258.925	0,8	0,7
davon Abfall (nicht erneuerbar)	-	-	-	-

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.8 im Anhang.

Die Abnahme des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Energiesektors zwischen 2010 und 2019 verläuft analog zur Abnahme des Materialinputs. Wie beim CO₂-Fußabdruck dominieren Gas und Öl. Abfall (nicht erneuerbar) wurde nicht berücksichtigt, da es ansonsten mit der Abfallwirtschaft zu Doppelzählungen kommen könnte.

Die Ergebnisse des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) Pro-Kopf des Energiesektors verlaufen ähnlich wie die des Materialinputs und des CO₂-Fußabdrucks. Zwischen 2010 und 2019 trat eine deutliche Reduktion auf.

6.6.4 Ausblick und Empfehlungen

Für den Energiesektor stehen durch die Statistik Austria bereits detaillierte Informationen zu den Energieflüssen und den eingesetzten Energieträgern zu Verfügung. Aktuell werden diese Daten bereits im jährlichen Energiebericht der Stadt Wien anschaulich aufbereitet und ausgewertet.

Demzufolge besteht aus Sicht der Autoren*innen hinsichtlich der Analyse des Energiesektors kein Änderungsbedarf zur aktuellen Praxis der Stadt Wien. Die Daten können aggregiert auch relativ einfach einen gesamthaften Ressourcenbericht inkludiert werden.

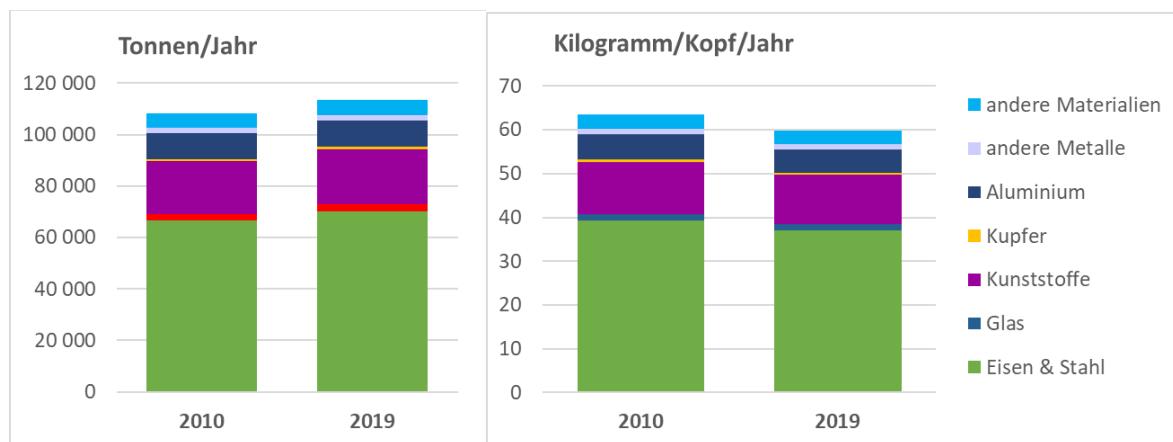
6.7 Sektoraler Hotspot: Verkehrssektor – Fahrzeuge

6.7.1 Produktionsbasierter Materialverbrauch

Abbildung 49 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 17 zeigen den Materialinput des Verkehrssektors - Fahrzeuge.

Abbildung 49: Verkehrssektor/Fahrzeuge, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 17: Verkehrssektor/Fahrzeuge, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019

produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC)	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen/Jahr]		[Tonnen /Kopf/Jahr]	
gesamt	108.166	113.500	0,06	0,06
Eisen & Stahl	66.769	70.271	0,04	0,04
Glas	2.457	2.570	0,001	0,001
Kunststoffe	20.317	21.396	0,01	0,01
Kupfer	1.025	1.041	0,0006	0,0006

Aluminium	9.990	10.219	0,006	0,005
andere Metalle	1.944	2.050	0,001	0,001
andere Materialien	5.665	5.952	0,003	0,003

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Zwischen 2010 und 2019 war der Materialinput näherungsweise konstant mit einer leicht zunehmenden Tendenz (+4%). Die wichtiger Materialkategorie ist Eisen & Stahl mit über 60% am gesamten Materialverbrauch.

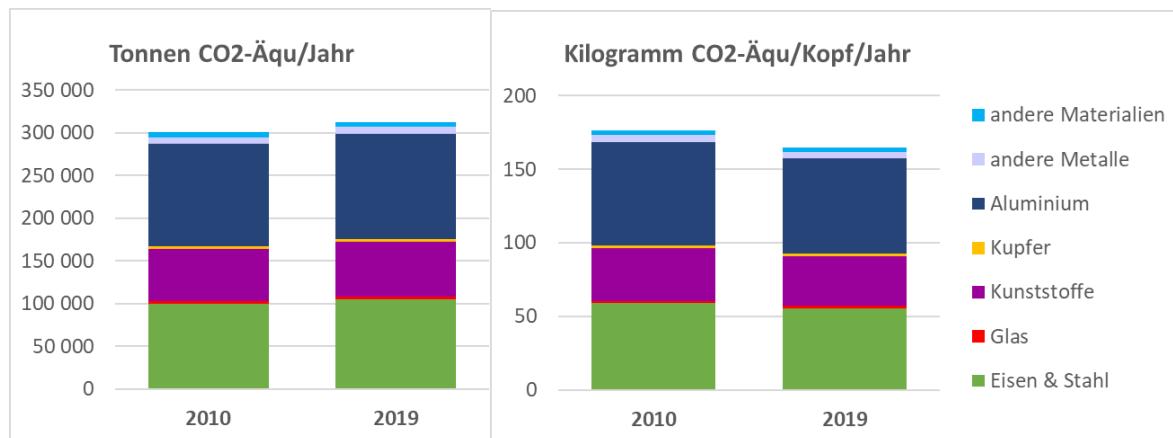
Pro-Kopf betrachtet gab es aufgrund des signifikanten Bevölkerungswachstums eine geringfügige Abnahme des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) (- 6%) von rund 0,064 Tonnen/Kopf/Jahr im Jahr 2010 auf etwa 0,06 Tonnen/Kopf/Jahr im Jahr 2019.

6.7.2 CO₂-Fußabdruck

Abbildung 50 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 18 zeigen den gesamten CO₂-Fußabdruck des Sektors Verkehrssektor - Fahrzeuge. Auch hier erfolgen die Emissionen des CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens.

Abbildung 50: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 18: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasierter CO₂-Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019

Konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck	2010	2019	2010	2019
	[Tonnen CO ₂ -Äqu./Jahr]	[Tonnen CO ₂ -Äqu./Kopf/Jahr]		
gesamt	300.502	312.637	0,2	0,2
Eisen & Stahl	100.153	105.407	0,06	0,06
Glas	2.678	2.801	0,002	0,002
Kunststoffe	60.950	64.188	0,04	0,03
Kupfer	3.402	3.456	0,002	0,002
Aluminium	119.876	122.633	0,07	0,06
andere Metalle	7.778	8.200	0,005	0,004

andere Materialien	5.665	5.952	0,003	0,003
--------------------	-------	-------	-------	-------

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Stahl und Aluminium sind nahezu gleichbedeutend für die Gesamtemissionen an Treibhausgasen, die im Bereich von rund 300 000 Tonnen CO₂-Äqu/Jahr liegen, wobei diese beiden Materialien für mehr als zwei Drittel der Gesamtemissionen verantwortlich sind.

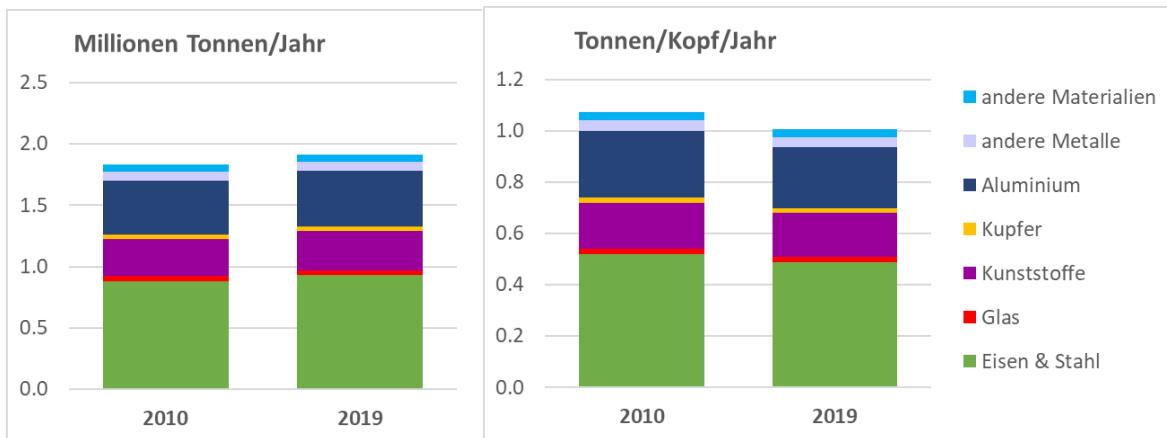
Wie beim Materialinput ergibt sich bei Betrachtung von Pro-Kopf-Werten auch für den CO₂-Fußabdrucks eine Reduktion für den Sektor Verkehr – Fahrzeuge.

6.7.3 Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) des Verkehrssektors - Fahrzeuge ist in Abbildung 51 und Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 19 dargestellt.

Abbildung 51: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Tabelle 19: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019

konsumbasiert Materialfußabdruck (MF)	2010	2019	2010	2019
	(Tonnen/Jahr)		[Tonnen/Kopf/Jahr]	
gesamt	1.828.574	1.910.127	1,07	1,
Eisen & Stahl	882.012	928.284	0,5	0,5
Glas	37.910	39.652	0,02	0,02
Kunststoffe	305.156	321.366	0,2	0,2
Kupfer	35.047	35.606	0,02	0,02
Aluminium	443.741	453.946	0,3	0,2
andere Metalle	68.057	71.750	0,04	0,04
andere Materialien	56.650	59.524	0,03	0,03

Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8 und 10.8.9 im Anhang.

Die leichte Zunahme des Materialfußabdrucks (konsumbasiert; MF) des Sektors Verkehr – Fahrzeuge zwischen 2010 und 2019 verläuft analog zur Abnahme des Materialinputs. Wie beim CO₂-Fußabdruck dominieren Eisen & Stahl und Aluminium, gefolgt von Kunststoffen.

Die Ergebnisse des Materialfußabdrucks (konsumbasiert; MF) Pro-Kopf des Sektors Verkehr – Fahrzeuge verlaufen ähnlich wie die des Materialinputs und des CO₂-Fußabdrucks.

6.7.4 Ausblick und Empfehlungen

Für den Verkehrssektor stehen für Kraftfahrzeuge detaillierte Informationen durch die Statistik Austria zur Verfügung mit denen auch einfache Weise der Ressourcenbedarf für Kraftfahrzeuge berechnet werden kann.

Für Fahrzeuge des öffentlichen Verkehrs (z.B. U-Bahn, Straßenbahnen, Züge) wäre es aus Sicht der Autor*innen sinnvoll, wenn von den Betreibern des Verkehrsnetzes (Wr. Linien, OEBB) Informationen über neuangeschaffte Fahrzeuge der Stadt Wien in geeigneter Form zur Verfügung gestellt werden könnten, wobei anzumerken ist, dass weniger als 5% des Materialinputs und damit auch des Material- und des CO₂-Fußabdrucks den Fahrzeugen des öffentlichen Verkehrs zuzuschreiben ist.

6.8 Sektoraler Hotspot: Tourismus

Der Tourismussektor umfasst eine Vielzahl an Aktivitäten, quer über verschiedene Wirtschaftssektoren verstreut. Dazu gehören folgende Dienstleistungen (Statistik Austria 2021; siehe auch Abbildung 52):

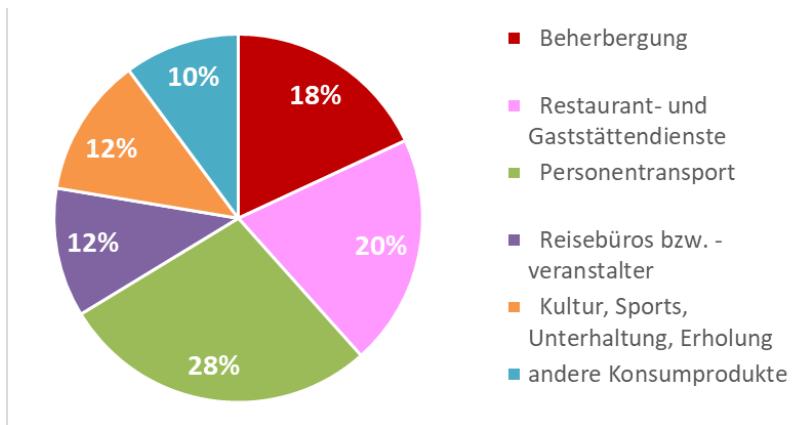
- Beherbergung
- Restaurants, Gaststättendienste
- Personentransport
- Reisebüro, -Veranstalter
- Kultur, Sport, Unterhaltung, Erholung
- Andere Konsumprodukte

Diese Dienstleistungen des Tourismus werden von ganz unterschiedlichen Personen in Anspruch genommen. Zum einen sind das nicht in Wien lebende Österreicher*innen, die nach Wien kommen, zum anderen sind es Wiener*innen, die aus Wien ausreisen, und schließlich auch Wiener*innen, die innerstädtisch Tourismusaktivitäten nutzen. Letztere Gruppe ist auf der Stadtebene fast nicht relevant. Eine weitere Unterscheidung kann in Bezug auf Tourismus getroffen werden, das ist die Unterscheidung nach Geschäfts- und Urlaubsreisen.

Die direkte und indirekte Wertschöpfung des Tourismus in Wien beträgt 5% (in ganz Österreich sind es 6%); eine größere Rolle spielt der Tourismus in Tirol (14%) und Salzburg (11%) aber auch in Kärnten (8%) und dem Burgenland (7%) (Statistik Austria 2021).

54% der Tourist*innen in Wien kommen aus dem Ausland, 84% davon übernachten mindestens einmal (Statistik Austria 2021). 45% der Tourist*innen kommen aus Österreich, 15% davon sind Geschäftsreisende. Fast die Hälfte der touristischen Dienstleistungen in Wien entfallen auf den Personentransport (28%) und Restaurants (20%); gemeinsam mit Beherbergung (18%) sind dies 68% der touristischen Güter und Dienstleistungen, die in Wien konsumiert wurden (siehe Abbildung 52) (Statistik Austria 2021). Die Verteilung ist sehr ähnlich wie in ganz Österreich, nur spielt der Personentransport eine geringere Rolle, die Beherbergung dagegen eine größere.

Abbildung 52: touristischer Konsum nach Gütern, Wien 2018



Datenquellen: Statistik Austria, Regionale Tourismussatellitenkonten, <https://www.statistik.at/statistiken/tourismus-und-verkehr/tourismus/tourismus-satellitenkonto/regionale-tourismussatellitenkonten>

Der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) der Tourismusaktivitäten betrug im Jahr 2010: 0,9 Millionen Tonnen/Jahr und ist bis 2020 auf 1,2 Millionen Tonnen/Jahr angestiegen (+4%). Ein Drittel der Materialien sind Baurohstoffe, 17% Biomasse und 40% sind fossile Energieträger. Der CO₂-Fußabdruck der Tourismusaktivitäten betrug 2020 1,2 Millionen Tonnen, das sind 7% des gesamten Wiener CO₂-Fußabdrucks.

Die sektorale Gliederung in der top-down Berechnung erlaubt die Unterteilung der Tourismusaktivitäten in drei Gruppen, das sind: (1) Kunst, Erholung, Unterhaltung, (2) Hotels und Restaurants, (3) Land- und Lufttransport. Der Beitrag dieser drei Aktivitäten ist ganz unterschiedlich: den größten Beitrag (66%) leisten Transportaktivitäten, darunter vor allem der Beitrag durch Treibstoffe für Flugreisen. 31% werden durch Hotellerie und Restaurants verursacht (siehe Abbildung 53). Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) ist von 2010 (1,16 Millionen Tonnen/Jahr) um 4% auf 1,2 Millionen Tonnen/Jahr gestiegen. Der Konsum von Hotellerie/Gastronomie ist um 18% gesunken, der Beitrag von Transport und Kunst/Erholung/Unterhaltung dagegen um 3% gewachsen.

Abbildung 53: Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) der Tourismusausgaben in Millionen Tonnen/Jahr, Wien, 2010 und 2020



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8.2 im Anhang

6.9 Sektoraler Hotspot: Gesundheits- und Sozialwesen

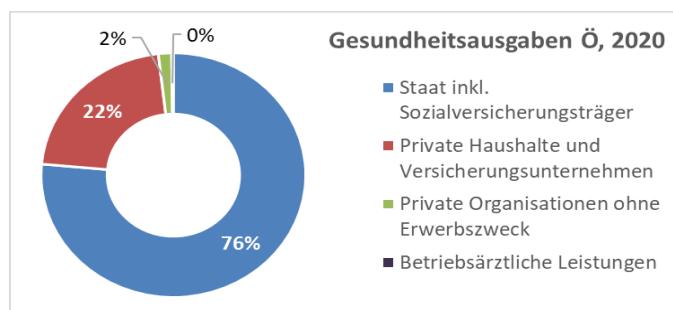
Das Gesundheits- und Sozialwesen umfasst – ganz wie der Tourismussektor – unterschiedliche Aktivitäten und ökonomische Bereiche. Die Statistik Austria erhebt aus diesem Grund die Gesundheitsausgaben nach dem Konzept der *System of Health Accounts* (Statistics Austria 2020). Dabei werden folgende Aktivitäten berücksichtigt:

- Stationäre Gesundheitsversorgung
- Ambulante Gesundheitsversorgung

- Häusliche Pflege
- Krankentransport und Rettungsdienste
- Pharmazeutische Erzeugnisse und medizinische Ge- und Verbrauchsgüter
- Prävention
- Verwaltung der Gesundheitsversorgung: Staat inkl. Sozialversicherungsträger

Diese Kategorien werden getrennt berichtet nach dem Kostenträger, das sind (1) Staat inkl. Sozialversicherungsträger und (2) Private Haushalte und Versicherungsunternehmen. Weiters werden Gesundheitsausgaben von Privaten Organisationen ohne Erwerbszweck, Betriebsärztliche Leistungen, und Investitionen berichtet. In Österreich werden 76% der Gesundheitsausgaben durch den Staat (inkl. Sozialversicherungsträger) getragen (siehe Abbildung 54).

Abbildung 54: Gesundheitsausgaben in Österreich nach dem System of Health Accounts



Quelle: Statistik Austria, System of Health Accounts (SHA) (Statistics Austria 2020)

Unter den Dienstleistungssektoren ist der Gesundheitssektor, gemessen am BIP, der größte und der am schnellsten wachsende Sektor (Weiss u. a. 2020). Auch in Bezug auf die Umweltwirkungen (Materialverbrauch und CO₂-Emissionen) findet sich der Gesundheitssektor unter den top-5 Sektoren mit dem höchsten Ressourcenverbrauch (BMK und BMLRT 2020; B. Plank u. a. 2020). Eine Studie von Pichler et al. (2019) berechnete den CO₂-Fußabdruck des Gesundheitssektors für alle OECD Länder und zeigte, dass durchschnittlich 5% des nationalen CF mit dem Gesundheitssektor in Verbindung stehen; In Österreich sind es 7%. Der Großteil dieser Emissionen, in Österreich mehr als ein Drittel, wird im eigenen Land emittiert. Das heißt, über die Hälfte der verursachten Emissionen werden entlang der Produktionskette im Ausland emittiert.

Die Berechnung in der Studie von Pichler et al. (2019) ermittelten für 2014 einen CO₂-Fußabdruck des Gesundheitssektors von 6,8 Millionen Tonnen CO₂-Äqu, das sind 0,8 Tonnen/Kopf/Jahr. Innerhalb der OECD Länder lag Österreich damit an der 8. Stelle, in nur 3 EU-Ländern war der Pro-Kopf-CO₂-Fußabdruck größer (1,24 Tonnen/Kopf/Jahr in Luxemburg, 0,93 Tonnen/Kopf/Jahr in den Niederlanden, 0,88 Tonnen/Kopf/Jahr in Estland). Drei Aktivitäten verursachten den größten Anteil (80%) am CO₂-Fußabdruck, das sind Pharmazeutika und medizinische Güter, Krankenhäuser und ambulante Gesundheitsdienste. Vor allem der Energieverbrauch im Betrieb und Transportaktivitäten tragen zum CO₂-Fußabdruck bei.

Die Gesundheitsausgaben in Wien betragen 2020 3.821 Millionen Euro, das sind 28% der Gesundheitsausgaben in ganz Österreich. Der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) des Gesundheits- und Sozialwesens und der Produktion/Vertrieb von Pharmazeutika betrug in Wien im Jahr 2020 1,2 Millionen Tonnen oder 0,6 Tonnen/Kopf/Jahr, das sind 4% des gesamten Wiener Materialfußabdrucks. 20% des Materialfußabdrucks werden durch die Herstellung von Pharmazeutika verursacht (siehe Abbildung 55). Der CO₂-Fußabdruck des Gesundheits- und

Sozialwesens betrug 2020 0,9 Millionen Tonnen CO₂-Äqu/Jahr das sind 5% des gesamten CO₂-Fußabdrucks von Wien. Die Ausgaben betragen 7% der gesamten Endnachfrage Wiens.

Abbildung 55: Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) der Gesundheitsausgaben, Wien, 2020



Methoden und Datenquellen siehe Kapitel 10.8.2 im Anhang “

7 Kreislaufwirtschaft in Wien

Im Zuge der Industrialisierung hat sich unsere Industrieproduktion zu einer linearen Wirtschaftsweise entwickelt, in der Ressourcen entnommen, verwendet und am Ende der Nutzungsphase entsorgt werden (*take-make-dispose*; Merli u. a. 2018). Die Kreislaufwirtschaft versucht genau diese „Wegwerfgewohnheit“ zu durchbrechen, indem natürliche Ressourcen länger in gesellschaftlicher Nutzung verbleiben sollen. Das bedeutet, dass Materialien, die ans Ende ihres Lebenszyklus gelangt sind, wieder in das Produktionssystem zurückgeführt werden sollen. Inputseitig soll dadurch die Entnahme von Primärressourcen aus der Natur reduziert werden, der Materialverbrauch von Gesellschaften innerhalb ökologisch vertraglicher Grenzen bleiben und die Reproduktionskapazitäten von ökologischen Kreisläufen nicht überschritten werden (Circle Economy und ARA 2019; BMK 2022). Mit der Verschärfung der Klimakrise und der politischen Priorisierung derselben, wird zunehmend auch der positive Beitrag der Kreislaufwirtschaft zur Dekarbonisierung diskutiert (Circle Economy und ARA 2019; Ellen Mac Arthur Foundation 2019; Cantzler u. a. 2020)

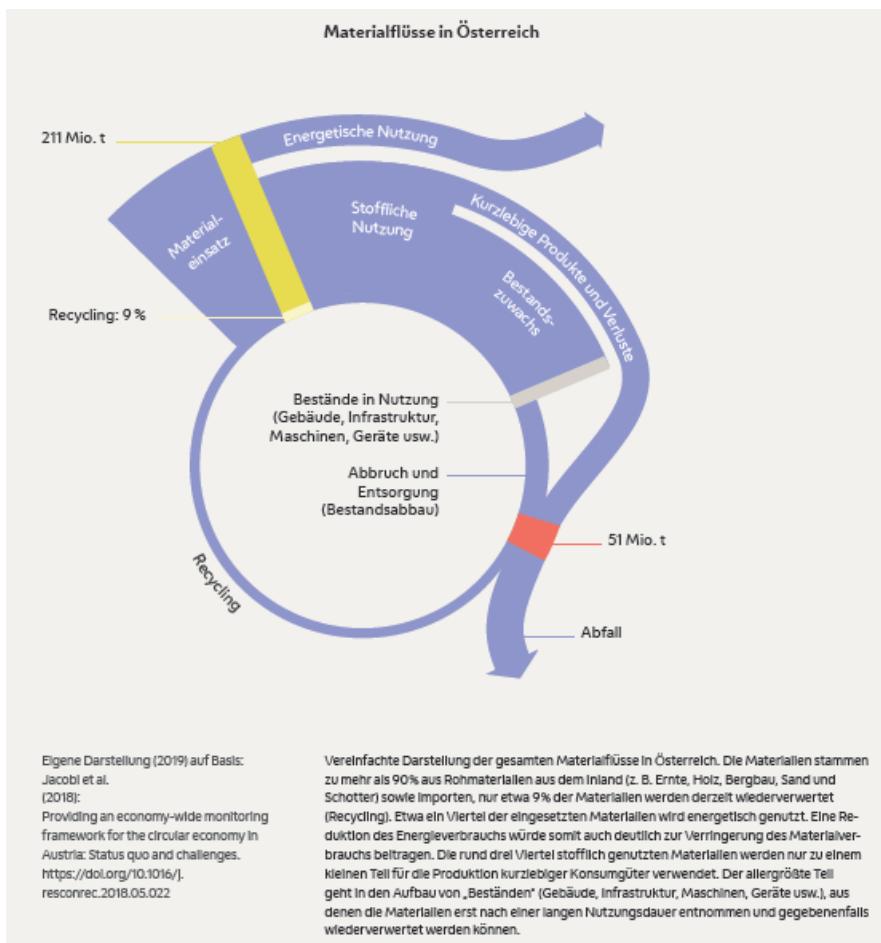
Die Kreislaufwirtschaft ist in den letzten Jahren zu einem wichtigen analytischen Konzept aber auch politischen Programm geworden. In der wissenschaftlichen Literatur war das Konzept der Kreislaufwirtschaft schon länger etabliert, v.a. in der Abfallwirtschaft mit Fokus auf Recyclingquoten zu einzelnen Materialien oder Substanzen im Rahmen der Abfallverwertung. In den letzten Jahren wurde zusätzlich zum Fokus der Abfallverwertung eine gesamtwirtschaftliche Perspektive entwickelt, welche die Recyclingflüsse zu Indikatoren der gesamt-wirtschaftlichen Ressourcennutzung, insbesondere Materialinputs, gesellschaftliche Bestände und gesamtwirtschaftliche Outputs, in Beziehung setzt (Haas u. a. 2015; Mayer u. a. 2018; Haas u. a. 2020). Die politische Implementierung der Kreislaufwirtschaft begann in der EU mit dem *zero waste program* (European Commission 2014) und den *circular economy action plans* (European Commission 2015; European Commission 2018a; European Commission 2020). Im Jahr 2021 hat nun auch Österreich einen Entwurf für eine nationale Kreislaufwirtschaftsstrategie veröffentlicht (BMK 2022).

Für die Messung und Monitoring der Kreislaufwirtschaft wurde auf EU-Ebene ein **Indikatoren-Set** entwickelt, **das die verschiedenen Dimensionen der Kreislaufwirtschaft erfasst** (Nuss u. a. 2017; Mayer u. a. 2018; Eurostat 2021a). Folgende drei Haupt-Indikatoren sind genannt:

- Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (*Circular Material Use Rate*, CMU), welche den Anteil der rezyklierten Materialien am gesamten Materialinput misst. Dieser Indikator wird auch Input-Recycling Rate genannt (Mayer u. a. 2018).
- Die Output-Recyclingrate, die den Anteil der rezyklierten Stoffe am Abfallaufkommen misst.
- Der Anteil fossiler CO₂-Emissionen an den Treibhausgasemissionen, der die nicht-erneuerbaren Treibhausgasemissionen darstellt.

In den EU Programmen zur Kreislaufwirtschaft wird die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) als Haupt-Indikator verwendet, ebenso in der Österreichischen Kreislaufwirtschaftsstrategie (BMK 2022).

Abbildung 56: Kreislaufwirtschaft Österreichs im Jahr 2014



Quelle: (Stadt Wien 2021)

Eine Analyse der Österreichischen Kreislaufwirtschaft (Jacobi u. a. 2018; Circle Economy und ARA 2019; BMK und BMLRT 2020) zeigte, dass im Jahr 2014 30% des Abfallaufkommens rezykliert wird (Output-Recyclingrate). Die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) dagegen lag bei nur 9%. Bis 2019 ist diese auf 12% angestiegen (Eurostat 2019; BMK und BMLRT 2020). Der Anteil fossiler CO₂-Emissionen an den Treibhausgasemissionen lag 2014 bei 45%.

Die Umsetzung der Kreislaufwirtschaft auf der Stadt-Ebene steht noch vor einigen Herausforderungen – weniger hinsichtlich der Vision, sondern vielmehr in Bezug auf die konkrete Konzeptualisierung, Messung und Bewertung. Die Schwierigkeiten in der Umsetzung ergeben sich aus den typischen Merkmalen einer Stadt: wenig Produktion und viel Konsum (Korhonen u. a. 2018; Petit-Boix und Leipold 2018). Dies bedeutet, dass eine Stadt durch wenige Produktionsstandorte nur ein sehr begrenztes Potenzial zur Schließung von Stoffkreisläufen innerhalb der Stadtgrenzen hat. Dennoch ist Wien für seine Abfallstoffe verantwortlich und hat für die Kreislaufführung derselben Sorge zu tragen. Eine Bewertung der Kreislaufwirtschaft für Wien muss daher über die Stadtgrenzen hinausblicken, eine Diskussion der Wiener Kreislauffähigkeit braucht daher eine geographisch integrierte Analyse; Wien muss als eingebettet in das regionale, nationale und EU-weite Umland betrachtet werden (Ottelin u. a. 2019; Wiedenhofer u. a. 2020). Gleichzeitig aber müssen Indikatoren festgelegt werden, die für Wien anwendbar aber auch aussagekräftig sind und eine passende Grundlage für die Maßnahmenentwicklung bieten.

Im vorliegenden Pilotprojekt konnte die konzeptuelle Diskussion der Kreislauffähigkeit einer Stadt und die Diskussion geeigneter Indikatoren nicht geführt werden. Dennoch wurde testweise die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (*Circular Material Use Rate*, CMU) in grober Annäherung für die Stadt Wien berechnet und verschiedene Optionen der Steigerung der Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) diskutiert. Dies kann jedoch nur als erste grobe Annäherung verstanden werden, für eine umfassende Bewertung braucht es eine tiefergehende Analyse und Diskussion. An der BOKU wird im Projekt VICE (*City of Vienna as a circular economy? Options and limitations of transforming a city towards circularity*. Laufzeit 2022-2023. Gefördert durch den Jubiläumsfonds der Stadt Wien für die Universität für Bodenkultur Wien.¹⁹⁾ genau zu diesen Fragen weiter geforscht; Ergebnisse sind Ende 2023 zu erwarten.

Eine Berechnung der Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (*Circular Material Use Rate*, CMU) für Wien ist noch nicht vollumfänglich möglich. Für eine erste, ganz grobe Abschätzung können folgende Überlegungen angestellt werden: die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) berechnet sich aus dem Anteil der rezyklierten Stoffe am produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC). Die Menge des Abfallaufkommens in Wien liegt bei rund 1 Millionen Tonnen in 2019 (Datensatz der TU Wien). Verwendet man die gleiche Recycling-Rate wie für Österreich (ca. 40%; siehe BMK 2021b) und für Baurestmassen 70% (Datensatz der TU Wien), dann ergeben sich ca. 0,6 Millionen Tonnen rezykliertes Material. In Relation zum DMC ergibt sich daraus eine mögliche **Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) von 6% bis 7%**, das ist ca. halb so groß wie die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) für Österreich gesamt (Hinweis: diese Nutzungsrate stellt nur eine erste grobe Schätzung dar, siehe voriger Absatz). Grundsätzlich erklärt sich diese niedrigere Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) durch die Tatsache, dass Wien als urbanes Zentrum im Vergleich zu Österreich kaum Produktionsstandorte und damit kaum Möglichkeiten für innerstädtisches Recycling hat. Dennoch können Überlegungen angestellt werden, wie die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) in Wien erhöht werden könnte.

Die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) errechnet sich aus der Summe der recycelten Materialien dividiert durch den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC). Will man die Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (CMU) erhöhen, dann bieten sich mehrere Möglichkeiten:

- 1) **Erhöhen der Output-Recyclingraten** für jene Materialien, die in die stoffliche Nutzung gehen. Die Recyclingraten liegen in Österreich derzeit zw. 40% (BMK 2021b) und bei Baurestmassen zw. 70% (Österreich, 2015; Deloitte 2014) und 90% (Österreich, 2018; Eurostat 2021b), hier könnte also noch ein gewisses Potential bestehen. Einige EU-Zielsetzungen adressieren diese Verwertungsaktivitäten und eine Erhöhung der Recyclingraten wie z.B. Batterien und Akkumulatoren, Bau- und Abbruchabfälle, Altfahrzeuge, Verpackungsabfälle, Klärschlamm, Altöl, Elektro- und Elektronikgeräte, etc. (siehe Europäische Kommission 2021).
- 2) Eine **Reduktion der Lebensmittelabfälle und kaskadische Nutzung derselben** würde eine Reduktion des Inputs an Primärrohstoffen bewirken.
- 3) **Reduktion des Primärmaterialeinsatzes** bei konstantem oder steigendem Input an Sekundärmaterialien. Der größte Materialinput sind Baurohstoffe. Eine Reduktion wäre durch eine Stabilisierung der gebauten Bestände (kein Netto-Zubau von Beständen) möglich, oder noch stärker durch einen Rückbau der bestehenden Gebäude und Infrastruktur. Letzteres würde zum einen die Menge an Abbruchmaterial erhöhen, das zum Teil als

¹⁹⁾ https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&menue_id_in=300&id_in=14595

Sekundärrohstoffe rezykliert werden könnte und zum anderen die zukünftig notwendigen Materialinputs für Sanierung und Erhalt entsprechend reduzieren.

Maßnahmen zur Förderung der Kreislaufwirtschaft sind sehr vielfältig. Eine Gliederung derselben erleichtert den Überblick. In der Literatur wird dazu eine Gruppierung vorgeschlagen (Morseletto 2020), die hier zusammengefasst wird:

- Maßnahmen zur Veränderung des Produktangebots (*Refuse, Rethink, Reduce*) und der Verwendung (*sharing etc.*)
- Ressourceneffizienz in der Produktion
- Verlängerung der Lebensdauer von Produkten und Teilen daraus (*Reuse, Repair, Refurbish, Remanufacture, Repurpose*)
- Wiederverwendung und -Verwertung von Materialien (*Recycle, Recovery*)

Um das gesamte Potential der Kreislaufwirtschaft auszuschöpfen, müssen alle Aspekte der Kreislaufwirtschaft bedacht und entwickelt werden.

Doch die Herausforderungen in der Umsetzung einer Kreislaufwirtschaft sind komplex, die Maßnahmen setzen an vielen unterschiedlichen Ebenen an. Ob eine bestimmte Maßnahme tatsächlich den gewünschten Effekt bringt, oder ob sie durch Nebeneffekte gar die angestrebten Verbesserungen aushebelt, muss im Detail betrachtet und immer in Referenz zum großen Ganzen gesehen werden, das ist die absolute Reduktion von Primärmaterialverbrauch.

Im Folgenden eine Auflistung der wichtigsten Fragen, die in einer erfolgreichen Analyse der Kreislaufwirtschaft untersucht werden müssen:

- **Recycling oder Downcycling?** In den Recyclingaktivitäten muss beobachtet werden, ob Sekundärstoffe zur selben Qualität wie das ursprüngliche Ausgangsmaterial rezykliert und daher in der ursprünglichen Verwendung wiederverwertet werden können; oder ob die Sekundärstoffe von minderer Qualität sind und daher nur in anderen Verwendungszusammenhängen zum Einsatz kommen. Im zweiteren Fall ist nicht notwendigerweise davon auszugehen, dass die Sekundärrohstoffe einen tatsächlichen Ersatz für Primärrohstoffe darstellen. Es muss daher geprüft werden, ob durch die Sekundärrohstoffe nicht teilweise neue Einsatzgebiete und somit eine Ausweitung des Ressourcenverbrauchs verursacht wird.
- **Lange Lebensdauern von Beständen** von mehreren Jahrzehnten bedeuten, dass Abbruchmaterial in viel kleineren Mengen d.h. deutlich weniger als die inputseitig benötigten Ressourcen zur Verfügung steht. Außerdem muss bei Abbruchmaterial die Zeitverzögerung und Effekte durch Materialzusammensetzung und Produktdesign berücksichtigt werden: Bestände haben Lebensdauern von mehreren Jahren oder Jahrzehnten. Heutiges Abbruchmaterial entspricht daher den technischen Standards von vor Jahrzehnten (Verbundwerkstoffe) und ist nach heutigen Maßstäben und Notwendigkeiten kaum oder anders zu rezyklieren.
- **Infrastrukturen und gesellschaftliche Praktiken** (Haberl u. a. 2021) **schränken zukünftige Entwicklungspfade ein** (*path-dependencies* und *lock-in*). Sinnvolle Maßnahmen werden manchmal nicht wirksam, weil gesellschaftliche Rahmenbedingungen eine erfolgreiche Umsetzung strukturell verhindern.
- **Thermodynamik.** Die materielle und energetische Nutzung von Ressourcen unterliegt physikalischen Grenzen. Dissipation (Verteilung von vormals konzentrierten Stoffen)

bedeutet, dass ein hoher Energieaufwand notwendig ist, um Stoffe für die weitere Nutzung wieder zu bündeln.

- **Kreislaufprozesse brauchen Energie.** Energie selbst kann nicht zirkulär geführt, sondern maximal kaskadisch genutzt werden. Energiewende und erneuerbare Energie führen zu einer erhöhten Konkurrenz zw. verschiedenen Nutzungsarten: Nahrungsmittel, energetische Nutzung (Ersatz von fossilen Energieträgern), stoffliche Nutzung (Bioökonomie)
- Durch den **Rebound effect** (Jevon's Paradoxon oder Boomerang Effekt) führen Effizienzgewinne zu mehr Konsumaktivität und in Folge steigendem Ressourcenverbrauch. Effizienzgewinne werden also durch steigende Konsumaktivitäten ausgehebelt und überkompensiert. (Siehe Ausführungen in Kapitel 5.2 und OECD 2018; UN IRP 2019a).
- **Kritische Sicht auf die Klimaneutralität von Biomasse.** Die Nutzung biotischer Rohstoffe wird vielfach als per definitionem zirkulär angenommen. Doch auch biotische Rohstoffe sind nicht per se CO₂-neutral sondern z.B. Wälder können auch zu Kohlenstoff-Quellen werden.

Bei all den vielen verschiedenen Maßnahmen und Betrachtungsebenen und etwaigen Synergien oder Zielkonflikten muss der Erfolg von Kreislaufwirtschaftsmaßnahmen an einer Stelle bewertet werden: **die Ressourceninputs an Primärrohstoffen und die Outputs (Abfälle und Emissionen) müssen in absoluten Mengen reduziert werden!** Nur dann trägt eine Kreislaufwirtschaft erfolgreich zur Bekämpfung der verschiedenen Umweltkrisen bei.

8 Verstetigung der Berechnungen

Diese Pilotstudie zur Berechnung des Materialverbrauchs und der CO₂-Emissionen Wiens hatte das Ziel, einen Grundstein in der Datenerhebung zu legen und ein regelmäßiges Monitoring der Ressourcenziele in der Smart Klima City Strategie vorzubereiten und zu ermöglichen.

Ausgangspunkt: Die empirische Datenbasis für den Materialverbrauch in Wien musste zu einem guten Teil erst entwickelt werden, ebenso gibt es für die Stadtbene noch keine standardisierten Methoden zur Berechnung. Die Daten für die CO₂-Emissionen dagegen sind schon Teil einer regelmäßigen Berichterstattung durch das Umweltbundesamt (UBA 2020). Detaillierte Beschreibungen zu den angewandten Methoden siehe Kapitel 2.5.

8.1 Resümee aus der Pilot-Phase: Methodenentwicklung und erste Datenerhebung

Folgendes Resümee hinsichtlich der Methodenentwicklung kann aus dem Pilotprojekt MOCAM gezogen werden:

8.1.1 Resümee zum bottom-up Ansatz

Der **bottom-up Ansatz** fokussiert auf die material- und CO₂-intensiven Aktivitäten, das sind z.B. Ernährung und Bauen. Für diese Bereiche gibt es aus Vorprojekten Erhebungsmethoden, welche für eine Anwendung zur Berechnung der Indikatoren in der Smart Klima City Strategie Wien angepasst werden konnten. Die Methoden und Daten für diese Bereiche können als robust angesehen werden.

Die Summe aus den sektoralen bottom-up Daten kann als Mindestabschätzung des produktionsbasierten Materialverbrauchs sowie des konsumbasierten Materialfußabdrucks in Wien angesehen werden. Auf nationaler Ebene entfällt 94% des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) für Österreich auf die Materialkategorien Biomasse, nicht-metallische Mineralstoffe, fossile Energieträger. Die bottom-up Daten für Wien decken einen guten Teil dieses Materialverbrauchs in den Kategorien ab, daher könnte ein doch niedrigerer aber dennoch ähnlich hoher Prozentsatz angenommen werden. Eine solche Abdeckung kann als eine solide Mindestabschätzung des Materialverbrauchs in Wien darstellen.

Gleichzeitig muss betreffend den bottom-up Ansatz **kritisch bemerkt** werden, dass darin unterschiedliche Daten, Systemgrenzen, und Berechnungsmethoden kombiniert und Ergebnisse daraus summiert werden, die sehr wahrscheinlich zu Inkonsistenzen und Doppelzählungen führen. Die Summenbildung aus verschiedenen bottom-up Ergebnissen ist für eine regelmäßige Berichterstattung für Wien daher nicht zu empfehlen! Dennoch bietet eine bottom-up Analyse einen guten Ausgangspunkt für Detailanalysen in bestimmten Aktivitätsbereichen, die dann allerdings gegenüber einem systemischen Datensatz diskutiert und eingeordnet werden müssen.

Weiterführende Datenerhebung der bottom-up Daten durch die Stadt Wien: ist möglich, erfordert allerdings eine aufwändige Einarbeitsphase, da hier sehr viele unterschiedliche Datenquellen, Koeffizienten, und Methoden verstanden und angewandt werden müssen.

8.1.2 Resümee zur top-down Berechnung

Die **top-down Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs** hat sich als schwierig erwiesen. In der Pilotstudie wurden drei Berechnungsmethoden entsprechend international gängiger

Konventionen verfolgt, die allesamt noch Probleme aufweisen (siehe Kapitel 10.6 im Anhang). Die drei Berechnungsmethoden für den produktionsbasierten Materialverbrauch sind Folgende:

1. **Transportstatistik:** Da in Wien selbst nur Biomasse extrahiert wird, bedarf es zur Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs zusätzlich Daten zu den physischen Importen und Exporten Wiens. Die Import- und Exportdaten aus der Transportstatistik wären eine ideale Datenquelle, da Wien als NUTS2 Region (Bundesländerebene) diese Daten sowohl monetär als auch physisch jährlich berichtet. Diese würden eine Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) in analoger Weise zur nationalen, österreichischen Ebene ermöglichen und zugleich eine gute Ausgangsbasis für die Berechnung des konsumbasierten Materialfußabdruck darstellen. Leider ist die Qualität dieser Daten (für die biophysische Einheit Tonnen) nicht ausreichend. Wie im Kapitel 10.6 im Anhang näher beschrieben, sind die Daten und Ergebnisse unplausibel. Es wäre daher zu empfehlen, die Datenerhebung und Datenqualität in Kooperation mit den zuständigen Stellen zu verbessern.
2. **Haushalts-Konsumausgaben:** Statistik Austria erhebt alle fünf Jahre (zuletzt 2019/20) detaillierte und repräsentative Konsumausgaben der Haushalte für alle Bundesländer. Diese monetären Daten für Wien können mit Preisen aus dem Verbraucherpreisindex (VPI) in physische Einheiten umgerechnet werden. Jedoch sind auch hier die Ergebnisse für die Haushalte unplausibel gering (tw. niedriger als in der bottom-up Berechnung). Weiters liefert diese Methode nur eine Abschätzung der direkten Haushaltsnachfrage nach Gütern, ohne der Nachfrage der öffentlichen Hand oder Unternehmen (die nicht an private Haushalte liefern), bspw. für Infrastruktur, Gebäude, etc. Dieser Ansatz könnte jedoch mit einem weiteren Schritt der Methodenentwicklung (z.B. Verbesserung der Korrespondenztabellen zwischen Konsumausgaben und VPI) zumindest im fünf Jahre Rhythmus verstetigt werden. Für eine jährliche Berechnung der Indikatoren könnte eine Fortschreibung der VPI-Preise angedacht und getestet werden.
3. **Downscaling aus nationalen Daten:** Den durchschnittlichen produktionsbasierten Materialverbrauch pro Kopf in Österreich mit den Bevölkerungszahlen Wiens hochzurechnen ergibt eine grobe Abschätzung des Wiener produktionsbasierten Materialverbrauchs, jedoch ohne auf regionale Unterschiede eingehen zu können, welche für Wien aufgrund der urbanen Struktur doch erheblich sind. Ein downscaling von nationalen Durchschnittsdaten kann zwar leicht verstetigt werden, ist aber nicht als Datengrundlage für ein Monitoring zu empfehlen.

Für die **top-down Berechnung des konsumbasierten Materialfußabdruck** werden in der internationalen Forschungslandschaft sowie in statistischen Ämtern üblicherweise zwei Methoden verwendet (Schaffartzik, Eisenmenger, u. a. 2014; Eisenmenger u. a. 2016):

1. Im **Koeffizientenansatz** werden die **direkten²⁰, physischen Importe** mit Koeffizienten (Materialintensitätskoeffizienten) multipliziert, welche die vorgelagerten Materialinputs abbilden. Diese Berechnungsmethode wird z.B. auf Europäischer Ebene von Eurostat angewandt, wo die Mitgliedsstaaten selbst die Berechnung über ein Berechnungstool durchführen können. Der notwendige Dateninput sind hierfür allerdings die Importe und Exporte. Da diese für Wien derzeit nicht zur Verfügung stehen, kann der Koeffizientenansatz nicht in der Form angewandt werden. Dennoch wäre dieser Ansatz für die Stadt Wien

²⁰ Erläuterungen siehe Kapitel 2.2.1

- durchaus zu empfehlen, weil die Berechnung relativ einfach, rasch und konsistent durchgeführt werden kann, es ist keine komplexe Modellierung erforderlich.
2. In einer Variante kann der **Koeffizientenansatz** auch auf die **Endnachfragedaten Wiens** angewandt werden. Für diese Berechnung benötigt man Endnachfragedaten Wiens (der Haushalte, der öffentlichen Hand, als auch für Investitionen) in einer für die biophysischen Betrachtung nützlichen Disaggregierung. Für diesen Bericht haben wir diese Methode verwendet und auf einer Fallstudie, welche Endnachfragedaten Wiens für ein einzelnes Jahr (2015) modelliert hat, aufgebaut. Diese wurden mit sektorspezifischen Koeffizienten zum Materialfußabdruck modelliert. Für eine Verstetigung bedarf es einer fortlaufenden Zeitreihe für die Wiener Endnachfrage (nach Sektoren disaggregiert) basierend auf Daten der amtlichen Statistik, welche mit vorhandenen globalen Modellen auch für zukünftige Jahre verknüpft werden kann.
 3. Schließlich kann der konsumbasierte Materialfußabdruck auch über ein regionales **Input-Output Modell** für Wien, welches in ein globales Input-Output Modell eingebettet ist, berechnet werden. Die Input-Output-basierte Modellierung der Materialfußabdruck-Daten ist jene Methode, die sich auf internationaler Ebene (EU, OECD, UN) und in der Wissenschaft durchgesetzt hat. Hierfür benötigt man ein Input-Output Modell für Wien, welches in ein globales um Umweltindikatoren erweitertes Input-Output Modell integriert wird. Das WIFO als auch die Statistik Austria unternehmen bzw. haben bereits Schritte in diese Richtung unternommen. Inwiefern hier realistische und nachvollziehbare Ergebnisse, auch hinsichtlich einer Verstetigung, erreicht werden, ist noch nicht vollständig geklärt. Denn die Datenqualität der Ergebnisse aus Input-Output-Modellrechnungen hängt maßgeblich von Faktoren wie z.B. dem sektoralen Detail in der Input-Output-Tabelle ab. Eine Kooperation mit Statistik Austria könnte hier ein möglicher Entwicklungspfad sein.

Weiterführende Datenerhebung des konsumbasierten Materialverbrauchs durch die Stadt Wien: derzeit noch nicht möglich. Die bisherigen Berechnungen haben aufgrund der fehlenden Import-/Exportdaten für Wien case-study-Charakter und sind daher als Einzelergebnisse zu werten. Für eine breitere Anwendung müssen die Methoden noch weiterentwickelt und konsolidiert werden.

8.2 Prozessvorschlag zum Aufbau einer regelmäßigen Datenerhebung und -Berichterstattung

Die Erhebung der Materialflussdaten steht noch in den Anfängen und muss in den nächsten Jahren weiterentwickelt und konsolidiert werden. Dieser Prozess könnten entlang der folgenden Schritte organisiert werden:

1. Methodenentwicklung und erste Datenerhebung in einer Pilotstudie; erstes Indikatorenset verfügbar. (→ abgedeckt im Projekt MOCAM.)
2. Weiterentwicklung und Konsolidierung der Berechnungsmethoden; Ausweitung auf drei Zeitpunkte, z.B. 2010, 2015, 2019; Revision des Indikatorensets.
3. Ausweitung der Berechnung auf mehrere Zeitpunkte oder eine Zeitreihe, z.B. 2010-2020; Revision des Methoden- und des Indikatorensets. Finalisierung von Methoden, finales Datenset.
4. Update der Indikatoren in regelmäßigen Abständen; Maßnahmen in Richtung Automatisierung der Daten-Updates.
5. Methodenrevision nach 5-10 Jahren Anwendung

Die Methodenentwicklung ist vor allem für die produktionsbasierten Materialflussdaten und für die konsumbasierten Fußabdruckdaten notwendig. Die produktionsbasierten CO₂-Emissionen können direkt aus der Bundesländer Schadstoffinventur des Umweltbundesamt (UBA 2020) übernommen werden. Außerdem können die produktionsbasierten Daten zum Materialverbrauch von fossilen Energieträgern aus der Energiebilanz (siehe Kapitel 2.5) bezogen werden.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Globale Nachhaltigkeitsprobleme werden durch den wachsenden Ressourcenverbrauch angetrieben, der zwischen 1900 und 2015 um das 12-fache stieg (Krausmann u. a. 2018; UN IRP 2019a).

Insbesondere seit 2002 hat sich die Ressourcennutzung beschleunigt und ist erneut eng an das Wirtschaftswachstum gekoppelt, wobei im Jahr 2015 die jährliche Rohstoffgewinnung 89 Milliarden Tonnen/Jahr, die Abfallströme 20 Milliarden Tonnen/Jahr und die Treibhausgasemissionen 46 Milliarden Tonnen/Jahr (Krausmann u. a. 2018) erreichten. Die globalen Materialbestände erhöhten sich im 20. Jahrhundert um das 23-fache (Krausmann, Wiedenhofer, u. a. 2017), und im Jahr 2015 wurden 75 % der globalen Materialentnahme für die Erweiterung, den Erhalt und den Betrieb von Materialbeständen verwendet (Krausmann u. a. 2018). Der Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC) Österreichs lag 2018 bei 19 Tonnen/Kopf/Jahr und damit über dem globalen (2018 bei 12,3 Tonnen/Kopf/Jahr) und auch Europäischen Durchschnitt (14 Tonnen/Kopf/Jahr) (BMK und BMLRT 2020). **Der städtische Konsum ist ein dominanter Treiber** der Ressourcennutzung (Baynes und Musango 2018; Moran u. a. 2018). Nachhaltigkeitsstrategien und ein robustes Monitoring auf Stadtebene sind daher dringend erforderlich. Solche Bemühungen müssen konsequent maßstabsübergreifend integriert, also mit nationalen/globalen Strategien und Zielen verknüpft werden (Haberl u. a. 2019; Ottelin u. a. 2019; UN IRP 2019a).

Die Themen **Klimawandel, Ressourcenschonung und Kreislaufwirtschaft** sind mittlerweile wichtige Bestandteile der politischen Agenda, siehe z. B. der europäische Green Deal, die UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) oder lokale Initiativen wie die Smart City Wien Rahmenstrategie 2019-2050 (SCWR) (Stadt Wien 2019) bzw. deren Update, die **Smart Klima City Strategie Wien** (Stadt Wien 2021). Die Smart Klima City Strategie ist ein ambitioniertes Programm der Stadt Wien, in dem Ressourcenschonung als eines der drei Hauptziele definiert ist; Wien strebt **eine Reduktion der Treibhausgasemissionen, des Energieverbrauchs und des materiellen Fußabdrucks der Stadt** an. Die Smart Klima City Strategie erkennt an, dass die Kreislaufwirtschaft eine Schlüsselrolle bei der Verknüpfung dieser Ziele und der Erreichung einer Gesamtreduzierung der Umweltbelastungen spielt.

Das Projekt MOCAM war ein Pilotprojekt, in dem die Daten zu den produktions- und konsumbasierten Materialflüssen und CO₂-Emissionen für Wien für die Jahre 2010 und 2019 zusammengestellt bzw. berechnet wurden. Die Daten für die produktions-basierten CO₂-Emissionen Wiens sind Teil der regelmäßigen Berichterstattung (Umweltbundesamt GmbH 2021a). Die Daten wurden für das MOCAM Projekt zusammengefasst. Die Berechnung der Materialflüsse dagegen wurde erstmalig durchgeführt; in einzelnen Bereichen/Sektoren konnte auf bestehenden Projektergebnissen aufgebaut werden, für andere Bereiche/Sektoren jedoch wurden Methoden erst entwickelt und getestet.

9.1 Zusammenfassung der Projektergebnisse

Aktuelle Umweltprobleme sind eine direkte Folge der Art und Menge der Ressourcen, die wir in Produktion und Konsum nutzen. Angesichts der aktuellen komplexen ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Herausforderungen ist es daher wichtig, in den Klima- und Ressourcenprogrammen einen **systemisch umfassenden Blick auf die Materialflüsse und Emissionen Wiens** zu richten. So werden Synergien und Zielkonflikte zwischen Ressourceneffizienz, Klimaschutz, Kreislaufwirtschaft

und Bioökonomie sichtbar gemacht, und politische Maßnahmen können besser auf einander abgestimmt und gebündelt werden.

Neben produktionsbasierten Indikatoren sollten konsumbasierte Analysen ergänzend verwendet werden. Beide Ansätze bieten verschiedene, jedoch gleichermaßen wichtige und einander ergänzende Perspektiven. Die produktionsbasierte Sichtweise zeigt, wie viele Materialien in Produktion und Konsum in Wien verwendet und wie viele Emissionen emittiert werden. Auf diese Materialverwendung und Emissionen kann die Stadt Wien direkten Einfluss nehmen. Die konsumbasierte Sichtweise fokussiert auf die globale Verantwortung des innerstädtischen Konsums durch die Endnachfrage von Haushalten, der öffentlichen Hand, NGOs oder Investitionen. Städte sind sowohl für ihre Produktions- und Konsumstruktur innerhalb der eigenen Grenzen als auch für die damit einhergehenden Umweltbelastungen außerhalb des eigenen Territoriums, die durch den innerstädtischen Konsum induziert werden, verantwortlich.

Wien konnte keine absolute Dematerialisierung oder Dekarbonisierung erreichen. Sowohl der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) als auch der CO₂-Fußabdruck stiegen in den betrachteten 10 Jahren an. Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) stieg zwischen 2010 und 2019 um 4-11%, der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) um 8-15%. Die produktionsbasierten Treibhausgasemissionen sanken zwar zwischen 2010 und 2019 (-7%), der CO₂-Fußabdruck stieg jedoch (+6%).

Die vielfältigen Umweltkrisen unserer Zeit erfordern eine Reduktion des Ressourcenverbrauchs. Daher muss eine absolute Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch als Ziel definiert werden, die eine **absolute Reduktion des Ressourcenverbrauchs** impliziert. In den Jahren 2010 bis 2019 erreichte Wien keine absolute Entkoppelung in Bezug auf seinen produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) oder konsumbasierte Materialfußabdruck (MF). Durch die sinkenden produktionsbasierten CO₂-Emissionen konnte Wien allerdings eine absolute Entkoppelung für diesen Indikator erreichen. Eine relative Entkoppelung konnte in Wien für alle Indikatoren erreicht werden. Der Materialverbrauch und die CO₂-Emissionen, die mit dem Konsum in Wien verursacht werden, liegt **auf einem hohen Niveau: der produktionsbasierte Materialverbrauch lag 2019 zwischen 5 (bottom-up) und 6 (top-down) Tonnen/Kopf/Jahr, der konsumbasierte Materialfußabdruck lag 2019 bei 10-17 Tonnen/Kopf/Jahr. In den Jahren zwischen 2010 und 2019 ist keine deutliche oder ausreichende absolute Entkoppelung zu beobachten.** Es sind daher umfassendere und wirksamere Maßnahmen notwendig, um die notwendige Trendwende zu erreichen.

Das **Identifizieren von sektoralen Hotspots** ermöglicht, Synergien zwischen Materialverbrauch und Treibhausgasemissionen zu nutzen. Integrierte Sichtweisen auf einer niedrigeren Skalenebene helfen, mögliche Hebelpunkte zu identifizieren und unbewusste Zielkonflikte sichtbar zu machen und zu vermeiden. Die sektorale Analyse zeigte, dass folgende Sektoren/Bereiche als Hotspots für Ressourcenschonung und Klimaschutz in Wien gelten: Bauen, Mobilität, Ernährung, Gesundheit. Das bedeutet, dass auch **Dienstleistungsaktivitäten in einer konsumbasierten Perspektive material- und emissionsintensiv sind.**

Im Bereich der Landwirtschaft und Ernährung ist eine **Transformation des urbanen Ernährungssystems** dringlich und unausweichlich. Dabei muss berücksichtigt werden, dass urbane Landnutzung nicht an der Stadtgrenze endet. Einer der wichtigsten Hebel ist die Reduktion des CO₂-Fußabdrucks durch eine **Umstellung der Ernährung**. Vor allem die Reduktion des Konsums tierischer Produkte ist ein zentraler Ansatzpunkt für die Stadt – wie für die gesamte Bevölkerung.

Gebäude- und Infrastruktur-Bestände sind Triebkräfte hinter der Beständigkeit von Rohstoffflüssen und Emissionen. Rund drei Viertel unseres produktionsbasierten Materialverbrauchs werden in langlebigen Gütern, Gebäuden und Infrastruktur über mehrere Jahre/Jahrzehnte in gesellschaftlicher Nutzung gehalten. Dieser Trend ist für die meisten industrialisierten Länder zu beobachten (Wiedenhofer u. a. 2021) und zeigt sich gleichermaßen für Wien. Kreislaufwirtschaftsmaßnahmen helfen, Baurohstoffe und Metalle länger in der Nutzung zu halten, und können neben Recycling auch durch viele andere Maßnahmen zu Ressourcenersparnis beitragen. Aber bisher wenig berücksichtigt ist die Menge der gebauten Bestände, die mit jedem Gebäude und jeder Straße Ressourcenflüsse und Emissionen in der Zukunft verursachen werden. **Wir müssen daher die Menge unserer Bestände stabilisieren oder besser reduzieren, wenn wir Materialflüsse und Emissionen senken wollen.**

Trotz vieler Bemühungen sehen wir in Wien ein Wachstum des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) und konsumbasierten Materialfußabdrucks (MF) und des CO₂-Fußabdrucks auf global gesehen hohem Niveau. Es braucht daher eine gebündelte Anstrengung, damit Wien den Ressourcenverbrauch absolut reduzieren kann! **Für eine Erreichung der Ziele in der Smart Klima City Wien Strategie braucht es eine deutliche Wende!**

9.2 Methodenentwicklung und Ausblick

Das Projekt MOCAM war ein Pilotprojekt, in dem derzeit verfügbaren sowie neuen Daten und Methoden zur Berechnung der produktions- und konsumbasierten Materialflüsse und Kohlenstoff-Emissionen recherchiert und angewandt wurden. Die produktionsbasierten Treibhausgasemissionen konnten aus bestehenden Berichten zusammengestellt werden. Die Berechnung der Materialflüsse dagegen war neu. In einzelnen Bereichen/Sektoren konnte auf bestehenden Projektergebnissen aufgebaut werden (Biomasse und Ernährung, Gebäude und Infrastruktur), für andere Bereiche/Sektoren und für Gesamtebene der Stadt mussten Methoden erst entwickelt und getestet werden (siehe auch Kapitel 2).

Im vorliegenden Projekt wurden verschiedene Methoden angewandt und kombiniert. Aufgrund der schwierigen Datenlage wurden oftmals zwei Rechnungen parallel für denselben Indikatoren durchgeführt (top-down und bottom-up Rechnung, siehe nächster Absatz), um die Daten gegeneinander zu vergleichen. Die empirischen Arbeiten resultierten (noch) nicht in einer einzigen robusten Zahl für die produktionsbasierte und konsumbasierte Betrachtungsweise, sondern spannen einen Bereich auf, in dem die tatsächlichen Ergebnisse zu erwarten sind. Weitere Methodenentwicklung und -Konsolidierung sind notwendig (siehe Kapitel 2 und 9.2).

Beim **top-down Ansatz** wurden Methoden der wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung (*economy-wide MFA*, EW-MFA; UN 2017; Eurostat 2018) angewandt, die ausgehend von einem systemischen Blick auf ganz Wien und seine Einwohner*innen die Materialflüsse entlang der vier Hauptmaterialgruppen (siehe Kapitel 2.2.2) und Emissionen berechnen. Diese systemische Betrachtung ermöglicht ein Erfassen aller Materialflüsse ohne Doppelzählungen und in Konsistenz mit volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen. Die hier präsentierten Ergebnisse der top-down Berechnung sind eine erste Pilot-Rechnung und stellen eine wahrscheinliche Obergrenze für den tatsächlichen Materialverbrauch Wiens dar.

Auch die CO₂-Emissionen sind nach einer wirtschaftsraumbezogenen Betrachtungsweise erhoben (siehe unten). Im Falle der produktionsbasierten CO₂-Emissionen sind die hier präsentierten Daten eine Zusammenstellung der Daten aus der Bundesländer Luftschatstoffinventur (UBA 2020). Die

konsumbasierten Daten zum CO₂-Fußabdruck wurden mit der gleichen Methode wie der Materialfußabdruck in dieser Pilotstudie berechnet.

Beim **bottom-up Ansatz** wurden die Materialflüsse im Sinne der oben beschriebenen Lebenszyklusanalyse ausgehend von bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten oder Sektoren, die einen hohen Materialverbrauch und viele CO₂-Emissionen verursachen, erfasst. Basierend auf einer Analyse für Österreich (BMK und BMLRT 2020; B. Plank u. a. 2020) wurden für Wien folgende Sektoren als Hotspots ausgewählt: Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion, Energiewirtschaft, Bauwirtschaft (Gebäude, Infrastruktur), Gesundheits- und Sozialwesen, Abfall- und Abwassersektor, Verkehr/Fahrzeuge, und Tourismus. In der Datenarbeit konnte auf Vorrarbeiten an den Instituten der BOKU Wien und TU Wien (siehe Kapitel 10.7 und 10.8) zurückgegriffen werden.

Für den Vergleich mit den top-down Ergebnissen wurden die Ergebnisse aus der bottom-up Berechnung zusammengefasst. Gesundheits- und Tourismussektor wurden dabei nicht inkludiert, um Doppelzählungen zu vermeiden (fossile Energieträger z.B. sind schon in den Daten des Energiesektors erfasst, Nahrungsmittel sind im Sektor Landwirtschaft/Ernährung erfasst). Das bottom-up Ergebnis umfasst daher nicht alle Wirtschaftssektoren und auch nicht alle Konsumgüter, die von der Endnachfrage verbraucht werden. Der wahrscheinlich größte Bereich, der nicht erfasst sind, sind die vielen Konsumgüter, die von v.a. privaten Haushalten über Handel und v.a. Online-Handel bezogen werden. Die im Sektor „Abfallwirtschaft“ berechneten Mengen geben hier eine erste Abschätzung durch die Mengen des Verpackungsmüll. Doch es wird davon ausgegangen, dass die Gesamtmenge der fehlenden Materialien im Vergleich zu den im bottom-up Ansatz erfassten Massen gering ist. Die Summe der bottom-up Berechnungen wurde daher als robuste Mindestabschätzung für den Materialverbrauch in Wien betrachtet.

Im nächsten Schritt ist eine **Konsolidierung der Methoden** notwendig, damit robuste und umfassende Ergebnisse bereitgestellt werden können, die ein Monitoring der Indikatoren der Smart Klima City Strategie Wien ermöglichen. Dabei ist eine Berechnung des Materialverbrauchs Wiens über eine konsistente top-down Methode zu empfehlen, da so etwaige Doppelzählungen oder Inkonsistenzen durch die Kombination verschiedener Berechnungsmethoden (darunterliegende Konventionen wie z.B. Definition der Systemgrenzen) vermieden werden können. Gleichzeitig ist festzuhalten, dass die bottom-up Berechnungen wichtige und detaillierte Ergänzungen für die Analyse und Maßnahmenentwicklung bereitstellen und idealerweise parallel weitergeführt werden sollten.

Die nächsten Schritte dabei sind:

- **produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC):** Konsolidierung der Berechnung über die Konsumausgaben durch Überarbeitung der verwendeten Preise und Korrespondenztabellen und Ergänzen der Konsumausgaben der Haushalte um die öffentlichen Ausgaben der Stadt Wien (insbesondere im Bereich der Gebäude, Straßen und Infrastrukturen).
- **Konsumbasierter Material- und CO₂-Fußabdruck:** Konsolidierung der Methoden, insbesondere der Daten zur Endnachfrage Wiens nach Produktgruppen. Hierfür können Ergebnisse aus dem Projekt „Stadt Wien als Kreislaufwirtschaft? Möglichkeiten und Grenzen der Transformation einer Stadt zur Kreislauffähigkeit. VICE“ (Laufzeit 2022-2023, gefördert durch den Jubiläumsfonds der Stadt Wien für die Universität für Bodenkultur Wien) genutzt werden, die gegen Ende 2023 vorliegen werden. Außerdem hat sich eine Kooperation zwischen BOKU/SEC und dem WIFO ergeben, die hierzu nützliche Inputs liefern kann.

- Für den **Bausektor** sind Weiterentwicklungen im Projekt TransLoC an der TU Wien bis zu dessen Projektende im Dezember 2022 zu erwarten. Weitere Entwicklungen und Detailanalysen im Bereich Bauen, Infrastruktur, Abfall- und Abwasserwirtschaft werden außerdem im Projekt CD-Labor für Recyclingbasierte Kreislaufwirtschaft an der TU Wien²¹ und gemeinsam mit den wichtigsten Akteuren (MA48, Wien Energie), durchgeführt.
- **Kreislaufwirtschaft und der Headline Indikator Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (Circular Material Use Rate, CMU):** Eine konsistente Berechnung der Kreislaufwirtschaft auf Gesamtebene für Wien erfordert eine massenbilanzierte Erfassung von materiellen Inputs, Bestandsveränderungen, und materiellen Outputs (inkl. Emissionen). Das Projekt „Stadt Wien als Kreislaufwirtschaft? Möglichkeiten und Grenzen der Transformation einer Stadt zur Kreislauffähigkeit. VICE“ (Laufzeit 2022-2023, gefördert durch den Jubiläumsfonds der Stadt Wien für die Universität für Bodenkultur Wien) an der SEC, BOKU Wien, wird die ersten Schritte einer solchen massenbilanzierten Fluss- und Bestandsrechnung für Wien erarbeiten.
- **Inlands- oder Inländerprinzip:** Die top-down Berechnung folgt derzeit dem „Inländerprinzip“, d.h. es wird der produktionsbasierte Materialverbrauch aller Wiener*innen berechnet, egal ob dieser in Wien oder außerhalb Wiens stattfindet. Damit ist die Berechnung konsistent mit den EW-MFA Konventionen von Statistik Austria (Neubauer und Gierlinger 2022) und Eurostat (2018). Zum Vergleich, die Daten des UN International Resource Panel (UN IRP 2019b) berechnen den produktionsbasierten Materialverbrauch nach dem Inlandsprinzip. Die Berechnungen im Projekt MOCAM folgen Inlandsprinzip. Am Beispiel der Biomasse bedeutet das, dass alle Konsumaktivitäten von Biomasseprodukten berücksichtigt werden, die in Wien über den Handel getätigten werden. Einkäufe von Tourist*innen oder Einkäufe von Gaststätten, deren Speisen dann von Tourist*innen konsumiert werden, sind inkludiert. Welche Perspektive für Wien die am besten passendste ist, und mit welchen anderen Berichtssystemen eine Konsistenz notwendig ist, muss diskutiert und entschieden werden.

²¹

https://www.vt.tuwien.ac.at/mechanische_verfahrenstechnik_und_luftreinhaltetechnik/cd_labor_fuer_recycling_basierte_kreislaufwirtschaft/

Literaturverzeichnis

- Athanassiadis, Aristide, Philippe Bouillard, Robert H. Crawford, und Ahmed Z. Khan. 2017. Towards a Dynamic Approach to Urban Metabolism: Tracing the Temporal Evolution of Brussels' Urban Metabolism from 1970 to 2010: Towards a Dynamic Approach to Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 21: 307–319.
<https://doi.org/10.1111/jiec.12451>.
- Athanassiadis, Aristide, Maarten Christis, Philippe Bouillard, An Vercalsteren, Robert H. Crawford, und Ahmed Z. Khan. 2018. Comparing a territorial-based and a consumption-based approach to assess the local and global environmental performance of cities. *Journal of Cleaner Production* 173: 112–123.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.068>.
- Baccini, P., und Paul H. Brunner. 2012. *Metabolism of the anthroposphere: analysis, evaluation, design*. 2nd ed. Cambridge, Mass: MIT Press.
- Bahers, Jean-Baptiste, Sabine Barles, und Mathieu Durand. 2018. Urban Metabolism of Intermediate Cities: The Material Flow Analysis, Hinterlands and the Logistics-Hub Function of Rennes and Le Mans (France): Urban Metabolism of Intermediate Cities. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.12778>.
- Barles, Sabine. 2009. Urban Metabolism of Paris and Its Region. *Journal of Industrial Ecology* 13: 898–913.
<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00169.x>.
- Barles, Sabine. 2010. Society, energy and materials: the contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning and Management* 53: 439–455.
<https://doi.org/10.1080/09640561003703772>.
- Barles, Sabine. 2015. The main characteristics of urban socio-ecological trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th century. *Ecological Economics* 118: 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.027>.
- Barthel, Stephan, Christian Isendahl, Benjamin N Vis, Axel Drescher, Daniel L Evans, und Arjan van Timmeren. 2019. Global urbanization and food production in direct competition for land: Leverage places to mitigate impacts on SDG2 and on the Earth System. *The Anthropocene Review* 6. SAGE Publications: 71–97.
<https://doi.org/10.1177/2053019619856672>.
- Baynes, Timothy Malcolm, und Josephine Kaviti Musango. 2018. Estimating current and future global urban domestic material consumption. *Environmental Research Letters* 13: 065012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac391>.
- Beloin-Saint-Pierre, Didier, Benedetto Rugani, Sébastien Lasvaux, Adélaïde Mailhac, Emil Popovici, Galdric Sibiude, Enrico Benetto, und Nicoleta Schiopu. 2017. A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation. *Journal of Cleaner Production* 163: S223–S240.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.014>.
- Beyer, C., und G. Svetelsky. 2018. *Straßenbahnjournal-Wiki*. Das Straßenbahnjournal. Wien.
- BMK. 2021a. Umweltgesamtrechnungen.
- BMK. 2021b. *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2021 (Referenzjahr 2019)*. Wien.
- BMK. 2022. Kreislaufwirtschafts-Strategie.
- BMK und BMLRT. 2020. *Ressourcennutzung in Österreich 2020. Band 3*. AutorInnen: Nina Eisenmenger, Barbara Plank, Eva Milota, Sylvia Gierlinger.
- BMLFUW und BMWFJ. 2011. *Ressourcennutzung in Österreich – Bericht 2011*. AutorInnen: Nina Eisenmenger, Anke Schaffartzik, Fridolin Krausmann, Eva Milota. Wien.
- BMLFUW und BMWFW. 2015. *Ressourcennutzung in Österreich – Bericht 2015*. AutorInnen: Anke Schaffartzik, Nina Eisenmenger, Fridolin Krausmann, Eva Milota.
- BMNT, BMBWF, BMVIT. 2019. *Bioökonomie - Eine Strategie für Österreich*. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
- Bouwman, A. F., K. W. Van der Hoek, B. Eickhout, und I. Soenaro. 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84: 121–153. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.05.006>.
- Bouwmeester, Maaike C., und Jan Oosterhaven. 2013. Specification and Aggregation Errors in Environmentally Extended Input–Output Models. *Environmental and Resource Economics* 56: 307–335. <https://doi.org/10.1007/s10640-013-9649-8>.
- Bringezu, Stefan, Simon Kaiser, Sebastian Turnau, und Clemens Mostert. 2019. Generelle Vorgehensweise und beispielhafte Anwendung für Prozesse der CO₂-NutzungBestimmung des Materialfußabdrucks mit ökobilanziellen Methoden und Softwarelösungen. Universität Kassel. <https://doi.org/10.17170/KOBRA-202003241101>.
- Bruckner, Martin, Günther Fischer, Sylvia Tramberend, und Stefan Giljum. 2015. Measuring telecouplings in the global land system: A review and comparative evaluation of land footprint accounting methods. *Ecological Economics* 114: 11–21. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.008>.

- de Bruijn, Hans, Robbert van Duin, und Mark A. J. Huijbregts. 2006. *Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards*. Herausgegeben von Jeroen B. Guinée, Marieke Gorree, Reinout Heijungs, und Gjalt Hupkes. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Burgholzer, Alban, Marian Mraz, Cornelia Schenk, und Julian Sommergruber. 2016. *Fortschrittsbericht über die Umsetzung des Klimaschutzprogramms (KlIP) der Stadt Wien. Datenstand 31.12.2015*. Wien: Austrian Energy Agency GmbH.
- Cantzler, Jasmin, Felix Creutzig, Eva Ayargarnchanakul, Aneequa Javaid, Liwah Wong, und Willi Haas. 2020. Saving resources and the climate? A systematic review of the circular economy and its mitigation potential. *Environmental Research Letters* 15: 123001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbeb7>.
- Chen, Guangwu, Yuli Shan, Yuanchao Hu, Kangkang Tong, Thomas Wiedmann, Anu Ramaswami, Dabo Guan, Lei Shi, und Yafei Wang. 2019. Review on City-Level Carbon Accounting. *Environmental Science & Technology* 53: 5545–5558. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07071>.
- Cherry, Christopher R., Jonathan X. Weinert, und Yang Xinmiao. 2009. Comparative environmental impacts of electric bikes in China. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 14: 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.11.003>.
- Circle Economy und ARA. 2019. *The Circularity Gap Report Austria. Closing the Circularity Gap in Austria*. Authors: Marc de Wit (Circle Economy), Willi Haas (BOKU), Michelle Steenmeijer (Circle Economy), Doris Virág (BOKU), Joost van Barneveld (Circle Economy), Jaccoo Verstraeten-Jochemsen (Circle Economy).
- Clark, Michael A., Nina G. G. Domingo, Kimberly Colgan, Sumil K. Thakrar, David Tilman, John Lynch, Inês L. Azevedo, und Jason D. Hill. 2020. Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. *Science* 370. American Association for the Advancement of Science: 705–708. <https://doi.org/10.1126/science.aba7357>.
- Crippa, M., E. Solazzo, D. Guizzardi, F. Monforti-Ferrario, F. N. Tubiello, und A. Leip. 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*. Nature Publishing Group: 1–12. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00225-9>.
- Deloitte. 2014. *Construction and Demolition Waste management in Austria. V2 – September 2015*. UK: Deloitte SA.
- Dorninger, Christian, Alf Hornborg, David J. Abson, Henrik von Wehrden, Anke Schaffartzik, Stefan Giljum, John-Oliver Engler, Robert L. Feller, Klaus Hubacek, und Hanspeter Wieland. 2021. Global patterns of ecologically unequal exchange: Implications for sustainability in the 21st century. *Ecological Economics* 179: 106824. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106824>.
- Dötzl, D., M. Ossberger, N.A.A. Ksiliakova, H. Daxbeck, S. Neumayer, J. Fellner, J. Lederer, und A. Gassner. 2018. *Entwicklung und Implementierung eines ökonomisch und ökologisch orientieren Ressourcenmanagements (Projekt Urban Flows)*. Wien: Ressourcen Management Agentur (RMA).
- ebsWien_Hauptkläranlage. 2012. *Aktualisierte Umwelterklärung 2012*. Wien: ebswien Kläranlage & tierservice Ges.m.b.H.
- Eisenmenger, Nina, Melanie Pichler, Nora Krenmayr, Dominik Noll, Barbara Plank, Ekaterina Schalmann, Marie-Theres Wandl, und Simone Gingrich. 2020. The Sustainable Development Goals prioritize economic growth over sustainable resource use: a critical reflection on the SDGs from a socio-ecological perspective. *Sustainability Science* 15: 1101–1110. <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00813-x>.
- Eisenmenger, Nina, Dominik Wiedenhofer, Anke Schaffartzik, Stefan Giljum, Martin Bruckner, Heinz Schandl, Thomas Wiedmann, Manfred Lenzen, Arnold Tukker, und Arjan de Koning. 2016. Consumption-based material flow indicators — Comparing six ways of calculating the Austrian raw material consumption providing six results. *Ecological Economics* 128: 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.010>.
- Ellen Mac Arthur Foundation. 2019. *Completing the Picture. How the Circular Economy Tackles Climate Change*. Material Economics.
- Erb, Karl-Heinz. 2004. Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on Ecological Footprint assessments. *Land Use Policy* 21: 247–259. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.010>.
- Erb, Karl-Heinz, und Simone Gingrich. 2022. Biomass—Critical limits to a vital resource. *One Earth* 5: 7–9. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.12.014>.
- EU. 2011. *Regulation on European environmental economic accounts*. Regulation (EU) No 691/2011. Official Journal of the European Union. Brussels: European Parliament and of the Council.
- Europäische Kommission. 2019. *Der europäische Grüne Deal*. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen COM(2019) 640 final. Brüssel.
- Europäische Kommission. 2021. Abfall und Recycling.
- European Commission. 2011a. *A resource-efficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2011) 21. Brussels.

- European Commission. 2011b. *Roadmap to a Resource Efficient Europe*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2011) 571 final. Brussels.
- European Commission. 2014. *Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2014) 398 final/2. Brussels.
- European Commission. 2015. *Closing the loop. An EU action plan for the Circular Economy*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2015) 614 final. Brussels.
- European Commission. 2018a. *A monitoring framework for the circular economy*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2018) 29 final. Strasbourg.
- European Commission. 2020. *A new Circular Economy Action Plan. For a cleaner and more competitive Europe*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM(2020) 98 final. Brussels.
- European Commission, Directorate-General for Research and Innovation. 2018b. *A sustainable bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment : updated bioeconomy strategy*. LU: Publications Office of the European Union.
- Eurostat. 2001. *Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide*. Official Publications of the European Communities. Luxembourg: European Commission.
- Eurostat. 2018. *Economy-wide material flow accounts. Handbook 2018 edition*. Luxembourg: European Union.
- Eurostat. 2019. Eurostat databases. Material flows and resource productivity.
- Eurostat. 2021a. Circular economy - material flows. Statistics explained.
- Eurostat. 2021b. Recovery rate of construction and demolition waste.
- Eurostat. 2022. Eurostat database. International trade.
- Fanning, Andrew L., Daniel W. O'Neill, Jason Hickel, und Nicolas Roux. 2022. The social shortfall and ecological overshoot of nations. *Nature Sustainability* 5: 26–36. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00799-z>.
- Finnveden, Göran, Michael Z. Hauschild, Tomas Ekvall, Jeroen Guinée, Reinout Heijungs, Stefanie Hellweg, Annette Koehler, David Pennington, und Sangwon Suh. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91: 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>.
- Froehlich, Halley E., Claire A. Runge, Rebecca R. Gentry, Steven D. Gaines, und Benjamin S. Halpern. 2018. Comparative terrestrial feed and land use of an aquaculture-dominant world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115. National Academy of Sciences: 5295–5300. <https://doi.org/10.1073/pnas.1801692115>.
- Fry, Jacob, Manfred Lenzen, Yutong Jin, Takako Wakayama, Timothy Baynes, Thomas Wiedmann, Arunima Malik, u. a. 2018. Assessing carbon footprints of cities under limited information. *Journal of Cleaner Production* 176: 1254–1270. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.073>.
- Galli, Alessandro, Thomas Wiedmann, Ertug Ercin, Doris Knoblauch, Brad Ewing, und Stefan Giljum. 2012. Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators* 16: 100–112. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>.
- Galychyn, Oleksandr, B.D. Fath, Izhar Hussain Shah, Elvira Buonocore, und Pier Paolo Franzese. 2022. A multi-criteria framework for assessing urban socio-ecological systems: The energy nexus of the urban economy and environment. *Cleaner Environmental Systems* 5: 100080. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2022.100080>.
- Gassner, Andreas. 2021. Development and Dynamics of Material Stocks of an Urban Transport System: A Case Study from Vienna. Application/pdf. TU Wien. <https://doi.org/10.34726/HSS.2021.96121>.
- Gassner, Andreas, Jakob Lederer, und Johann Fellner. 2020. Material stock development of the transport sector in the city of Vienna. *Journal of Industrial Ecology* 24: 1364–1378. <https://doi.org/10.1111/jiec.13024>.
- Gassner, Andreas, Jakob Lederer, Gerald Kovacic, Ursula Mollay, Christof Schremmer, und Johann Fellner. 2021. Projection of material flows and stocks in the urban transport sector until 2050 – A scenario-based analysis for the city of Vienna. *Journal of Cleaner Production* 311: 127591. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127591>.
- Gruber, Ernst, Raimund Gutmann, Margarete Huber, und Lukas Oberhuemer. 2018. *Leistungsfähigen Wohnraum schaffen - Stadt weiter bauen. Potenziale der Nachverdichtung in einer wachsenden Stadt: Herausforderungen und Bausteine einer sozialverträglichen Umsetzung*. Stadtpunkte Nr 25. Wien: AK Wien.
- Gugerell, Christina, und Marianne Penker. 2020. Change Agents' Perspectives on Spatial–Relational Proximities and Urban Food Niches. *Sustainability* 12. Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 2333. <https://doi.org/10.3390/su12062333>.

- Guinée, Jeroen B., Reinout Heijungs, Gjalt Huppes, Alessandra Zamagni, Paolo Masoni, Roberto Buonamici, Tomas Ekwall, und Tomas Rydberg. 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future †. *Environmental Science & Technology* 45: 90–96. NE-box. <https://doi.org/10.1021/es101316v>.
- Haas, Willi, Fridolin Krausmann, Dominik Wiedenhofer, und Markus Heinz. 2015. How Circular is the Global Economy? An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. *Journal of Industrial Ecology* 19: 765–777. <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>.
- Haas, Willi, Fridolin Krausmann, Dominik Wiedenhofer, Christian Lauk, und Andreas Mayer. 2020. Spaceship earth's odyssey to a circular economy - a century long perspective. *Resources, Conservation and Recycling* 163: 105076. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105076>.
- Haberl, Helmut, Karl-Heinz Erb, und Fridolin Krausmann. 2014. Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 363–391. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-121912-094620>.
- Haberl, Helmut, Martin Schmid, Willi Haas, Dominik Wiedenhofer, Henrike Rau, und Verena Winiwarter. 2021. Stocks, flows, services and practices: Nexus approaches to sustainable social metabolism. *Ecological Economics* 182: 106949. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.106949>.
- Haberl, Helmut, Dominik Wiedenhofer, Stefan Pauliuk, Fridolin Krausmann, Daniel B. Müller, und Marina Fischer-Kowalski. 2019. Contributions of sociometabolic research to sustainability science. *Nature Sustainability* 2: 173–184. NE-box. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0225-2>.
- Haberl, Helmut, Dominik Wiedenhofer, Doris Virág, Gerald Kalt, Barbara Plank, Paul Brockway, Tomer Fishman, u. a. 2020. A systematic review of the evidence on decoupling of GDP, resource use and GHG emissions, part II: synthesizing the insights. *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab842a>.
- Hanika, Alexander. 2019. *Kleinräumige Bevölkerungsprognose für Österreich 2018 bis 2040 mit einer Projektion bis 2060 und Modellfortschreibung bis 2075 (ÖROK-Prognose)*. Wien: Geschäftsstelle der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK).
- Heinonen, Jukka, Juudit Ottelin, Sanna Ala-Mantila, Thomas Wiedmann, Jack Clarke, und Seppo Junnila. 2020. Spatial consumption-based carbon footprint assessments - A review of recent developments in the field. *Journal of Cleaner Production* 256: 120335. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120335>.
- Helminger, E. 1978. Der absolute und spezifische Materialaufwand für Brückenträgerwerke aus Spannbeton im Zuge neuzeitlicher Straßen. *Bautechnik* 55.
- Herrero, M., P. Havlik, H. Valin, A. Notenbaert, M. C. Rufino, P. K. Thornton, M. Blummel, F. Weiss, D. Grace, und M. Obersteiner. 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 20888–20893. <https://doi.org/10.1073/pnas.1308149110>.
- Hertwich, Edgar G., und Glen P. Peters. 2009. Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. *Environmental Science & Technology* 43: 6414–6420. NE-box. <https://doi.org/10.1021/es803496a>.
- Hickel, Jason. 2019. The contradiction of the sustainable development goals: Growth versus ecology on a finite planet. *Sustainable Development* 27: 873–884. <https://doi.org/10.1002/sd.1947>.
- Hickel, Jason, und Giorgos Kallis. 2019. Is Green Growth Possible? *New Political Economy*: 1–18. <https://doi.org/10.1080/13563467.2019.1598964>.
- Hoekstra, A. Y., und A. K. Chapagain. 2006. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21: 35–48. NE-box. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9039-x>.
- Hoekstra, A. Y., und M. M. Mekonnen. 2012. The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 3232–3237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>.
- Jackson, Tim, und Peter A. Victor. 2019. Unraveling the claims for (and against) green growth. *Science* 366: 950–951. <https://doi.org/10.1126/science.aay0749>.
- Jacobi, Nikolai, Willi Haas, Dominik Wiedenhofer, und Andreas Mayer. 2018. Providing an economy-wide monitoring framework for the circular economy in Austria: Status quo and challenges. *Resources, Conservation and Recycling* 137: 156–166. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.022>.
- Kalmykova, Yuliya, Leonardo Rosado, und João Patrício. 2016. Resource consumption drivers and pathways to reduction: economy, policy and lifestyle impact on material flows at the national and urban scale. *Journal of Cleaner Production* 132: 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.027>.
- Kalt, Gerald, Lisa Kaufmann, Thomas Kastner, und Fridolin Krausmann. 2021. Tracing Austria's biomass consumption to source countries: A product-level comparison between bioenergy, food and material. *Ecological Economics* 188: 107129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107129>.
- Kalt, Gerald, Christian Lauk, Andreas Mayer, Michaela C. Theurl, Katrin Kaltenegger, Wilfried Winiwarter, Karl-Heinz Erb, Sarah Matej, und Helmut Haberl. 2020. Greenhouse gas implications of mobilizing agricultural biomass for energy: a reassessment of global potentials in 2050 under different food-system pathways. *Environmental Research Letters* 15. IOP Publishing: 034066. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6c2e>.

- Kastner, Thomas, Karl Heinz Erb, und Helmut Haberl. 2013. Global trade with cropland products: does it reduce cropland demand? gehalten auf der Research Seminar of Social Ecology Vienna, April 24, Vienna, Austria.
- Kastner, Thomas, Michael Kastner, und Sanderine Nonhebel. 2011. Tracing distant environmental impacts of agricultural products from a consumer perspective. *Ecological Economics* 70: 1032–1040. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.01.012>.
- Kaufmann, Lisa, Barbara Smetschka, Sarah Matej, Karl-Heinz Erb, Anna Kozlowska, und Ernst Gebetsroither-Geringer. 2021. Urban Land Use and Food Supply: the Example of Vienna. In *REAL CORP 2021 Proceedings*. Vienna. https://archive.corp.at/cdrom2021/papers2021/CORP2021_112.pdf.
- Kennedy, Christopher A., Iain Stewart, Angelo Facchini, Igor Cersosimo, Renata Mele, Bin Chen, Mariko Uda, u. a. 2015. Energy and material flows of megacities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 5985–5990. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504315112>.
- Kennedy, Christopher, John Cuddihy, und Joshua Engel-Yan. 2007. The Changing Metabolism of Cities. *Journal of Industrial Ecology* 11: 43–59. <https://doi.org/10.1162/jie.2007.1107>.
- Kennedy, Christopher, und Daniel Hoornweg. 2012. Mainstreaming Urban Metabolism: Mainstreaming Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 16: 780–782. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00548.x>.
- Kirchain Jr, Randolph E., Jeremy R. Gregory, und Elsa A. Olivetti. 2017. Environmental life-cycle assessment. *Nature Materials* 16: 693–697. <https://doi.org/10.1038/nmat4923>.
- Kleemann, Fritz, Jakob Lederer, Helmut Rechberger, und Johann Fellner. 2017. GIS-based Analysis of Vienna's Material Stock in Buildings: GIS-based Analysis of Material Stock in Buildings. *Journal of Industrial Ecology* 21: 368–380. <https://doi.org/10.1111/jiec.12446>.
- Kleemann, Fritz, Hubert Lehner, Anna Szczypinska, Jakob Lederer, und Johann Fellner. 2017. Using change detection data to assess amount and composition of demolition waste from buildings in Vienna. *Resources, Conservation and Recycling* 123: 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.010>.
- de Koning, Arjan, Martin Bruckner, Stephan Lutter, Richard Wood, Konstantin Stadler, und Arnold Tukker. 2015. Effect of aggregation and disaggregation on embodied material use of products in input–output analysis. *Ecological Economics* 116: 289–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.05.008>.
- Korhonen, Jouni, Antero Honkasalo, und Jyri Seppälä. 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics* 143: 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.
- Kral, Ulrich, Astrid Allesch, und Helmut Rechberger. 2017. *Der städtische Untergrund als Rohstoffmine? Potential an Sekundärressourcen in der erdverlegten Infrastruktur*. Schriftenreihe 27/2017. Nachhaltig Wirtschaften. Berichte aus Energie- und Umweltforschung. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
- Kranzl, Lukas, Michael Bayr, Andreas Müller, und Marcus Hummel. 2012. *Effekte einer Steigerung der thermischen Sanierungsrate öffentlicher Gebäude Kurzstudie im Auftrag von GLOBAL 2000*. Wien: Global 2000.
- Krausmann, Fridolin, Karl-Heinz Erb, Simone Gingrich, Christian Lauk, und Helmut Haberl. 2008. Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics* 65: 471–487. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.012>.
- Krausmann, Fridolin, Christian Lauk, Willi Haas, und Dominik Wiedenhofer. 2018. From resource extraction to outflows of wastes and emissions: The socioeconomic metabolism of the global economy, 1900–2015. *Global Environmental Change* 52: 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.07.003>.
- Krausmann, Fridolin, Heinz Schandl, Nina Eisenmenger, Stefan Giljum, und Tim Jackson. 2017. Material Flow Accounting: Measuring Global Material Use for Sustainable Development. *Annual Review of Environment and Resources* 42: 647–675. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060726>.
- Krausmann, Fridolin, Dominik Wiedenhofer, Christian Lauk, Willi Haas, Hiroki Tanikawa, Tomer Fishman, Alessio Miatto, Heinz Schandl, und Helmut Haberl. 2017. Global socioeconomic material stocks rise 23-fold over the 20th century and require half of annual resource use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 1880–1885. <https://doi.org/10.1073/pnas.1613773114>.
- Lanau, Maud, Ruichang Mao, und Gang Liu. 2021. Cities as organisms: Urban metabolism of the four main Danish cities. *Cities* 118: 103336. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103336>.
- Lauk, Christian, Lisa Kaufmann, Michaela C. Theurl, Fritz Wittmann, Michael Eder, Stefan Hörtenhuber, Bernhard Freyer, und Fridolin Krausmann. 2022. Demand side options to reduce greenhouse gas emissions and the land footprint of urban food systems: A scenario analysis for the City of Vienna. *Journal of Cleaner Production* 359: 132064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132064>.
- Lauk, Christian, Lisa Kaufmann, Michaela C. Theurl, Fritz Wittmann, Michael Eder, Stefan Hörtenhuber, Bernhard Freyer, und Fridolin Krausmann. Demand side options to reduce greenhouse gas emissions and the land footprint of urban food systems: A scenario analysis for the City of Vienna. *Under review. Journal of Cleaner Production*.
- Lederer, Jakob, Johann Fellner, Andreas Gassner, Karin Gruhler, und Georg Schiller. 2021. Determining the material intensities of buildings selected by random sampling: A case study from Vienna. *Journal of Industrial Ecology* 25: 848–863. <https://doi.org/10.1111/jiec.13100>.

- Lederer, Jakob, Andreas Gassner, Johann Fellner, Ursula Mollay, und Christof Schremmer. 2021. Raw materials consumption and demolition waste generation of the urban building sector 2016–2050: A scenario-based material flow analysis of Vienna. *Journal of Cleaner Production* 288: 125566. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125566>.
- Lederer, Jakob, Andreas Gassner, Florian Keringer, Ursula Mollay, Christoph Schremmer, und Johann Fellner. 2019. Material Flows and Stocks in the Urban Building Sector: A Case Study from Vienna for the Years 1990–2015. *Sustainability* 12: 300. <https://doi.org/10.3390/su12010300>.
- Lenzen, Manfred. 2011. AGGREGATION VERSUS DISAGGREGATION IN INPUT–OUTPUT ANALYSIS OF THE ENVIRONMENT. *Economic Systems Research* 23: 73–89. <https://doi.org/10.1080/09535314.2010.548793>.
- Lenzen, Manfred, Arne Geschke, Muhammad Daaniyall Abd Rahman, Yanyan Xiao, Jacob Fry, Rachel Reyes, Erik Dietzenbacher, u. a. 2017. The Global MRIO Lab – charting the world economy. *Economic Systems Research* 29: 158–186. <https://doi.org/10.1080/09535314.2017.1301887>.
- Lenzen, Manfred, Daniel Moran, Keiichiro Kanemoto, Barney Foran, L. Lobefaro, und Arne Geschke. 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature* 486: 109–112. NE-box.
- Liu, Jianguo, Vanessa Hull, H. Charles J. Godfray, David Tilman, Peter Gleick, Holger Hoff, Claudia Pahl-Wostl, u. a. 2018. Nexus approaches to global sustainable development. *Nature Sustainability* 1: 466–476. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0135-8>.
- Lünser, Heiko. 1999. Sachbilanzen von Brücken. In *Ökobilanzen im Brückenbau*, Heiko Lünser, 19–54. Basel: Birkhäuser Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-8776-2_5.
- MA23. 2022. *Auszug zu Neubauten aus dem Allgemeinen Gebäude- und Wohnungsregister (AGWR)*. Wien.
- MA37. 2022. *Bewilligte Dachgeschoßausbauten in den Jahren 2018 und 2019*. Wien.
- Marques, Alexandra, Inês S. Martins, Thomas Kastner, Christoph Plutzar, Michaela C. Theurl, Nina Eisenmenger, Mark A. J. Huijbregts, u. a. 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution*. NE-box. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3>.
- Mayer, Andreas, Willi Haas, Dominik Wiedenhofer, Fridolin Krausmann, Philip Nuss, und Gian Andrea Blengini. 2018. Measuring Progress towards a Circular Economy. A Monitoring Framework for Economy-wide Material Loop Closing in the EU28. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.12809>.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers, und W.W. Behrens. 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. New York: Universe Books.
- Merli, Roberto, Michele Preziosi, und Alessia Acampora. 2018. How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production* 178: 703–722. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.112>.
- Millward-Hopkins, Joel, Andrew Gouldson, Kate Scott, John Barrett, und Andrew Sudmant. 2017. Uncovering blind spots in urban carbon management: the role of consumption-based carbon accounting in Bristol, UK. *Regional Environmental Change* 17: 1467–1478. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1112-x>.
- Moran, Daniel, Keiichiro Kanemoto, Magnus Jiborn, Richard Wood, Johannes Többen, und Karen C Seto. 2018. Carbon footprints of 13 000 cities. *Environmental Research Letters* 13: 064041. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac72a>.
- Morseletto, Piero. 2020. Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling* 153: 104553. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553>.
- Neubauer, Milla, und Sylvia Gierlinger. 2022. *Umweltgesamtrechnungen Modul Materialflussrechnung. Zeitreihe 2000 bis 2020. Projektbericht*. Wien: Statistik Austria.
- Nuss, Philip, Gian Andrea Blengini, Willi Haas, Andreas Mayer, Viorel Nita, und Pennington David. 2017. *Development of a Sankey Diagram of Material Flows in the EU Economy based on Eurostat Data*. EUR 28811. JRC Technical Reports. Luxembourg: Publication Office of the European Union.
- OEBB. 2019. *Die Reihen 4023, 4024 und 4124*. Wien: Österreichisches Bundesbahnen AG (OEBB).
- OECD. 2008. *Measuring Material Flows and Resource Productivity. Volume I. The OECD Guide*. Paris: OECD.
- OECD. 2018. *Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and Environmental Consequences*. ENV/EPOC/WPEI(2015)1. Paris: OECD Publishing.
- Ottelin, Juudit, Sanna Ala-Mantila, Jukka Heinonen, Thomas Wiedmann, Jack Clarke, und Seppo Junnila. 2019. What can we learn from consumption-based carbon footprints at different spatial scales? Review of policy implications. *Environmental Research Letters* 14: 093001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2212>.
- Parrique, Timothée, Jonathan Barth, François Briens, Christian Kerschner, Alejo Kraus-Polk, Anna Kuokkanen, und Joachim H. Spangenberg. 2019. *Decoupling Debunked. Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability*. European Environmental Bureau.
- Pauliuk, Stefan, und Edgar G. Hertwich. 2015. Socioeconomic metabolism as paradigm for studying the biophysical basis of human societies. *Ecological Economics* 119: 83–93. NE-box. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.08.012>.

- Petit-Boix, Anna, und Sina Leipold. 2018. Circular economy in cities: Reviewing how environmental research aligns with local practices. *Journal of Cleaner Production* 195: 1270–1281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.281>.
- Pichler, Peter-Paul, Ingram S Jaccard, Ulli Weisz, und Helga Weisz. 2019. International comparison of health care carbon footprints. *Environmental Research Letters* 14: 064004. NE-box. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab19e1>.
- Piñero, Pablo, Mari Heikkilä, Ilmo Mäenpää, und Eva Pongrácz. 2015. Sector aggregation bias in environmentally extended input output modeling of raw material flows in Finland. *Ecological Economics* 119: 217–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.002>.
- Plank, Barbara, Nina Eisenmenger, und Anke Schaffartzik. 2020. Do material efficiency improvements backfire?: Insights from an index decomposition analysis about the link between CO₂ emissions and material use for Austria. *Journal of Industrial Ecology*: jiec.13076. <https://doi.org/10.1111/jiec.13076>.
- Plank, Christina, Christoph Görg, Gerald Kalt, Lisa Kaufmann, Stefan Dullinger, und Fridolin Krausmann. "Biomass from somewhere?": Governing the spatial mismatch of Viennese biomass consumption and its impact on biodiversity. [under review]. *Land Use Policy*.
- Pradhan, Prajal, Steffen Kriewald, Luís Costa, Diego Rybski, Tim G. Benton, Günther Fischer, und Jürgen P. Kropp. 2020. Urban Food Systems: How Regionalization Can Contribute to Climate Change Mitigation. *Environmental Science & Technology* 54. American Chemical Society: 10551–10560. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02739>.
- Puigdueta, Ivanka, Eduardo Aguilera, José Luis Cruz, Ana Iglesias, und Alberto Sanz-Cobena. 2021. Urban agriculture may change food consumption towards low carbon diets. *Global Food Security* 28: 100507. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2021.100507>.
- Ritchie, Hannah, und Max Roser. 2013. Land Use. *Our World in Data*.
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric Lambin, Timothy M. Lenton, u. a. 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14. NE-box.
- Roux, Nicolas, Thomas Kastner, Karl-Heinz Erb, und Helmut Haberl. 2020. Does agricultural trade reduce pressure on land ecosystems? Decomposing drivers of the embodied human appropriation of net primary production. *Ecological Economics*: 106915. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106915>.
- Schaffartzik, Anke, Nina Eisenmenger, Fridolin Krausmann, und Helga Weisz. 2014. Consumption-based Material Flow Accounting: Austrian Trade and Consumption in Raw Material Equivalents 1995-2007. *Journal of Industrial Ecology* 18: 102–112. <https://doi.org/10.1111/jiec.12055>.
- Schaffartzik, Anke, und Fridolin Krausmann. 2021. A socio-metabolic perspective on (material) growth and inequality. In *The Routledge Handbook of the Political Economy of the Environment*, Hrsg. Éloi Laurent und Klara Zwickl, 1. Aufl. London: Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780367814533>.
- Schaffartzik, Anke, M. Sachs, Dominik Wiedenhofer, und Nina Eisenmenger. 2014. *Environmentally Extended Input-Output Analysis*. 154. IFF Social Ecology Working Papers. Vienna: Institute of Social Ecology, IFF, Alpen-Adria University Klagenfurt-Graz-Vienna.
- Schoer, Karl, Jan Weinzettel, Jan Kovanda, Jürgen Giegrich, und Christoph Lauwigi. 2012. Raw Material Consumption of the European Union – Concept, Calculation Method, and Results. *Environmental Science & Technology* 46: 8903–8909. NE-box. <https://doi.org/10.1021/es300434c>.
- Semenchuk, Philipp, Gerald Kalt, Lisa Kaufmann, Thomas Kastner, Sarah Matej, Giorgio Bidoglio, Karlheinz Erb, u. a. under review. Effects of urban biomass consumption on global vertebrate richness: the example of Vienna, Austria. *subm. Global Environmental Change*.
- Seto, Karen C., Anette Reenberg, Christopher G. Boone, Michail Frakias, Dagmar Haase, Tobias Langanke, Peter Marcotullio, Darla K. Munroe, Branislav Olah, und David Simon. 2012. Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 7687–7692. <https://doi.org/10.1073/pnas.1117622109>.
- Stadt Wien. 2019. *Smart City Wien Rahmenstrategie 2019-2050. Die Wiener Strategie für eine nachhaltige Entwicklung*. Wien: Magistrat der Stadt Wien.
- Stadt Wien. 2021. *Smart Klima City Strategie Wien. Der Weg zur Klimamusterstadt*. Wien: Magistrat der Stadt Wien.
- Stadt Wien. MA 20. 2021. *Energie! voraus. Energiebericht der Stadt Wien. Berichtsjahr 2021/Daten 2019/Emissiondaten 2018*. Wien: MA 20 Energieplanung.
- Stadtverkehr Austria. 2019. Autobus Wien.
- Statistics Austria. 2020. *Standard-documentation Meta information (Definitions, comments, methods, quality) on Health expenditure according to System of Health Accounts for Austria. This documentation is valid from the reference period: 1990. Status: 07.01.2020*. Vienna: Statistics Austria.
- Statistik Austria. 2013. *Konsumerhebung 2009/10. Standard-Dokumentation*. Wien: Statistik Austria.
- Statistik Austria. 2019a. Materialflussrechnung.
- Statistik Austria. 2019b. STATcube - Statistische Datenbank.
- Statistik Austria. 2021. Regionale Tourismussatellitenkonten.

- Statistik Austria. 2022. Luftemissionsrechnung.
- Steen-Olsen, Kjartan, Anne Owen, Edgar G. Hertwich, und Manfred Lenzen. 2014. EFFECTS OF SECTOR AGGREGATION ON CO₂ MULTIPLIERS IN MULTIREGIONAL INPUT–OUTPUT ANALYSES. *Economic Systems Research* 26: 284–302. NE-box. <https://doi.org/10.1080/09535314.2014.934325>.
- Steen-Olsen, Kjartan, Jan Weinzettel, Gemma Cranston, A. Ertug Ercin, und Edgar G. Hertwich. 2012. Carbon, Land, and Water Footprint Accounts for the European Union: Consumption, Production, and Displacements through International Trade. *Environmental Science & Technology* 46: 10883–10891. NE-box. <https://doi.org/10.1021/es301949t>.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockstrom, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, u. a. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855–1259855. NE-box. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Steger, Sören, Miriam Fekkak, und Stefan Bringezu. 2011. *Materialbestand und Materialflüsse in Infrastrukturen : Meilensteinbericht des Arbeitspakets 2.3 des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRess)*. 2.4. Ressourceneffizienz Paper. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie.
- UBA. 2020. *BUNDESÄLDER LUFTSCHADSTOFF-INVENTUR 1990–2018. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2020)*. REP-0746. Wien: Umweltbundesamt.
- Umweltbundesamt. 2022. ProBas. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme.
- Umweltbundesamt GmbH. 2019. Berechnung von Treibhausgas (THG)-Emissionen verschiedener Energieträger.
- Umweltbundesamt GmbH. 2021a. *Bundesländer Luftschatdstoff-Inventur 1990–2019. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2021)*.
- Umweltbundesamt GmbH. 2021b. *Klimaschutzbericht 2021*. AutorInnen: Michael Anderl, Andreas Bartel, Konstantin Geiger, Bernd Gugele, Michael Gössl, Simone Haider, Holger Heinfellner, Christian Heller, Traute Köther, Thomas Krutzler, Verena Kuschel, Christoph Lampert, Henrik Neier, Katja Pazdernik, Daniela Perl, Stephan Poupa, Andrea Prutsch, Maria Purzner, Elisabeth Rigler, Wolfgang Schieder, Carmen Schmid, Günther Schmidt, Barbara Schodl, Alexander Storch, Gudrun Stranner, Bettina Schwarzl, Elisabeth Schwaiger, Johanna Vogel, Peter Weiss, Herbert Wiesenberger, Manuela Wieser und Andreas Zechmeister. Wien: Umweltbundesamt GmbH.
- Umweltbundesamt GmbH. 2022. Emissionsinventur.
- UN. 2015. Sustainable development goals. 17 Goals to Transform Our World.
- UN. 2017. System of Environmental Economic Accounting (SEEA).
- UN IRP. 2011. *Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth*. Report of the International Resource Panel. Authors: Marina Fischer-Kowalski, Mark Swilling, Ernst U. von Weizsäcker, Y. Ren, Yuichi Moriguchi, W. Crane, Fridolin Krausmann, Nina Eisenmenger, Stefan Giljum, P. Hennicke, P. Romero Lankao, A. Siriban Manalang, S. Sewerin. Paris: United Nations Environment Programme.
- UN IRP. 2013. *City-Level Decoupling: Urban resource flows and the governance of infrastructure transitions. A Report of the Working Group on Cities of the International Resource Panel*. Report of the International Resource Panel. Authors: Mark Swilling, Blake Robinson, Simon Marvin, Mike Hodson. Paris: United Nations Environment Programme.
- UN IRP. 2018. *The Weight of Cities: Resource Requirements of Future Urbanization*. Report of the International Resource Panel. Lead Authors: Mark Swilling, Maarten Hajer, Tim Baynes, Joe Bergesen, Françoise Labbé, Josephine Kaviti Musango, Anu Ramaswami, Blake Robinson, Serge Salat, Sangwon Suh. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.
- UN IRP. 2019a. *Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want*. Report of the International Resource Panel. Authors: Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H., Clement, J., and Cabernard, L., Che, N., Chen, D., Droz-Georget , H., Ekins, P., Fischer-Kowalski, M., Flörke, M., Frank, S., Froemelt , A., Geschke, A., Haupt , M., Havlik, P., Hüfner, R., Lenzen, M., Lieber, M., Liu, B., Lu, Y., Lutter, S., Mehr , J., Miatto, A., Newth, D., Oberschelp , C., Obersteiner, M., Pfister, S., Piccoli, E., Schaldach, R., Schüngel, J., Sonderegger, T., Sudheshwar, A., Tanikawa, H., van Der Voet, E., Walker, C., West, J., Wang, Z., Zhu, B. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.
- UN IRP. 2019b. Global Material Flows Database.
- United Nations. 2021. World Urbanization Prospects - Population Division - United Nations.
- Vanham, Davy, Adrian Leip, Alessandro Galli, Thomas Kastner, Martin Bruckner, Aimable Uwizeye, Kimo van Dijk, u. a. 2019. Environmental footprint family to address local to planetary sustainability and deliver on the SDGs. *Science of The Total Environment* 693: 133642. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133642>.
- Wang, Heming, Xin Tian, Hiroki Tanikawa, Miao Chang, Seiji Hashimoto, Yuichi Moriguchi, und Zhongwu Lu. 2014. Exploring China's Materialization Process with Economic Transition: Analysis of Raw Material Consumption and Its Socioeconomic Drivers. *Environmental Science & Technology* 48: 5025–5032. <https://doi.org/10.1021/es405812w>.
- Weisz, Ulli, Peter-Paul Pichler, Ingram S. Jaccard, Willi Haas, Sarah Matej, Florian Bachner, Peter Nowak, und Helga Weisz. 2020. Carbon emission trends and sustainability options in Austrian health care. *Resources, Conservation and Recycling* 160: 104862. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104862>.

- Weizsäcker, Ernst Ulrich von, Karlson Hargroves, und Michael Smith. 2012. *Faktor Fünf Die Formel für nachhaltiges Wachstum*.
- Whetstone, Alice, Yuliya Kalmykova, Leonardo Rosado, und Alexandra Lavers Westin. 2020. Informing Sustainable Consumption in Urban Districts: A Method for Transforming Household Expenditures into Physical Quantities. *Sustainability* 12: 802. <https://doi.org/10.3390/su12030802>.
- Wiedenhofer, Dominik, Tomer Fishman, Barbara Plank, Alessio Miatto, Christian Lauk, Willi Haas, Helmut Haberl, und Fridolin Krausmann. 2021. Prospects for a saturation of humanity's resource use? An analysis of material stocks and flows in nine world regions from 1900 to 2035. *Global Environmental Change* 71: 102410. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102410>.
- Wiedenhofer, Dominik, Stefan Pauliuk, Andreas Mayer, Doris Virág, und Willi Haas. 2020. Monitoring a sustainable circular economy: from the systems level to actors and organizations. In *Handbook of the Circular Economy*, Hrsg. Miguel Brandão, David Lazarevic, und Göran Finnveden, 176–193. Cheltenham (UK), Northampton (MA): Edward Elgar Publishing.
- Wiedmann, Thomas, und Jan Minx. 2007. A Definition of „Carbon Footprint“. In *Ecological Economics Research Trends*, Hrsg. Carolyn C. Pertsova, 1–11. New York: Nova Science Publishers.
- Wiedmann, Thomas O., Heinz Schandl, Manfred Lenzen, Daniel Moran, Sangwon Suh, James West, und Keiichiro Kanemoto. 2015. The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 6271–6276. NE-box. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110>.
- Wiener Linien. 2019. *Company information „Figures, Data, Facts“ for the years 1990 to 2016*. Wien: Wiener Linien.
- Wohnfonds Wien. 2022. *Anzahl der thermisch sanierten Wohneinheiten in Wien nach Bauperiode*. Wien.
- Yetano Roche, María, Stefan Lechtenböhmer, Manfred Fischedick, Marie-Christine Gröne, Chun Xia, und Carmen Dienst. 2014. Concepts and Methodologies for Measuring the Sustainability of Cities. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 519–547. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012913-101223>.
- Zhang, Yan. 2013. Urban metabolism: A review of research methodologies. *Environmental Pollution* 178: 463–473. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.052>.
- Zimmer, W., U.R. Fritzsche, F. Hacker, C. Hochfeld, K. Hünecke, W. Jenseit, L. Rausch, und M. Schmied. 2009. *RENEWBILITY – „Stoffstromanalyse nachhaltige Mobilität im Kontext erneuerbarer Energien bis 2030“*. Endbericht Teil 1 und 2. Freiburg: Öko-Institut e.V.

10 Anhang

10.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: die schematische Darstellung des gesellschaftlichen Metabolismus und der Materialflüsse	7
Abbildung 2: der globale Materialverbrauch und der produktionsbasierte Materialverbrauch für die OECD, die EU und Österreich	7
Abbildung 3: Landnutzung in Wien	22
Abbildung 4: Biomasse Entnahme (domestic extraction, DE) innerhalb der Wiener Stadtgrenzen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	23
Abbildung 5: HANPP Wien. a) HANPP-Intensität der verschiedenen Landnutzungskategorien; b) Anteile der Landnutzungskategorien an der gesamten HANPP und der Fläche	24
Abbildung 6 produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC) in Wien nach 4 Materialkategorien, 2010 und 2019 (2020), in Millionen Tonnen /Jahr und Tonnen/Kopf/Jahr	25
Abbildung 7: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	27
Abbildung 8: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Verwendungsgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	28
Abbildung 9: produktionsbasierter Materialverbrauch von Biomasse (DMC) in Wien nach Material-Subgruppen und Verwendung, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	28
Abbildung 10: produktionsbasierter Materialverbrauch von fossilen Energieträgern (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	29
Abbildung 11: produktionsbasierter Materialverbrauch von Metallen (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	31
Abbildung 12: produktionsbasierter Materialverbrauch von nicht-metallischen Mineralstoffen (DMC) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	31
Abbildung 13: konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) Wien nach vier Materialkategorien, 2010 und 2019	33
Abbildung 14: konsumbasierter Biomasse-Fußabdruck (MF) nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	34
Abbildung 15: Konsumbasierter Materialfußabdruck von Biomasse (DMC) in Wien nach Verwendungsgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	35
Abbildung 16: Konsumbasierter Materialfußabdruck von Biomasse (DMC) in Wien nach Material-Subgruppen und Verwendung, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	35
Abbildung 17: Biomasse – Vergleich von innerstädtischer Entnahme, produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasiertem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung	36
Abbildung 18: Konsumbasierter Materialverbrauch von fossilen Energieträgern (MF) in Wien nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	37
Abbildung 19: fossile Energieträger – Vergleich von produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasiertem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung	37
Abbildung 20: konsumbasierter Materialfußabdruck von Metallen (MF), Wien, nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	38

Abbildung 21: konsumbasierter Materialfußabdruck von nicht-metallischen Mineralstoffen (MF), Wien, nach Subgruppen, bottom-up Berechnung, 2010 und 2019	39
Abbildung 22: Metalle und nicht-metallische Mineralstoffe – Vergleich von produktionsbasiertem Materialverbrauch und konsumbasierterem Fußabdruck im Jahr 2019, bottom-up Berechnung	40
Abbildung 23: produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC) und konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) nach Sub-Kategorien, 2010 und 2019, bottom-up Berechnung	41
Abbildung 24: Treibhausgasemissionen (THG) 2019 in Prozent der Bundesländer, (a) nach Gesamtemissionen, (b) nach Emissionen Pro-Kopf; top-down Ansatz.....	43
Abbildung 25: Treibhausgasemissionen (THG) der Österreichischen Bundesländer in (a) Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente (1990-2019) und (b) Tonnen CO ₂ -Äqu Pro-Kopf (2009-2019); top-down Ansatz	43
Abbildung 26: Treibhausgasemissionen (THG) nach Sektoren, (a) alle Bundesländer für 2019, (b) Wien nach Sektoren, 2019, (c) Wien nach Verursacher, 2010-2019; top-down Ansatz.....	44
Abbildung 27: produktionsbasierte CO ₂ -Emissionen und konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck, 2010 und 2019; top-down Berechnung	45
Abbildung 28: Materialverbrauch, Materialproduktivität, Wirtschaftsleistung (BRP), und Bevölkerung in Wien; 2010 und 2019 als indexierte Darstellung; (a) bottom-up Berechnung, (b) top-down Berechnung	50
Abbildung 29: Entkoppelung von CO ₂ -Emissionen, CO ₂ -Produktivität, Bruttoregionalprodukt und Bevölkerung in Wien; 2010 und 2019 als indexierte Darstellung. Top-down Berechnung.	50
Abbildung 30: Reduktionsziel der Smart Klima City Strategie für den konsumbasierten Materialfußabdruck (MF)	51
Abbildung 31. Reduktionsziel der Smart City Strategie für die Treibhausgasemissionen.....	52
Abbildung 32: produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), konsumbasierter Materialfußabdruck (MF) und konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck nach sektoralen Hotspots, 2010 und 2019	55
Abbildung 33: Die Änderung des Treibhausgas (THG)-Emissionen und der benötigten Flächen der Wiener Ernährung im Vergleich zum Status Quo (Im Jahr 2015)	60
Abbildung 34 Kommunale Abfallwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	61
Abbildung 35 Kommunale Abfallwirtschaft, CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	62
Abbildung 36 Kommunale Abfallwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019	63
Abbildung 37 Abwasserwirtschaft, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	64
Abbildung 38 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	65
Abbildung 39 Abwasserwirtschaft, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019	66
Abbildung 40 Bausektor - Gebäude, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	67
Abbildung 41: Bausektor - Gebäude, CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	68
Abbildung 42: Bausektor - Gebäude, konsumbasierter Materialfußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	69
Abbildung 43: Bausektor - Infrastruktur, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	70
Abbildung 44: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	71
Abbildung 45: Bausektor - Infrastruktur, konsumbasierter Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019	72
Abbildung 46: Energiesektor, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	73
Abbildung 47: Energiesektor, konsumbasierter CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019	74

Abbildung 48: Energiesektor, konsumbasiert Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019	75
Abbildung 49: Verkehrssektor/Fahrzeuge, produktionsbasierter Materialverbrauch (DMC), bottom-up, 2010 und 2019	77
Abbildung 50: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasiert CO ₂ -Fußabdruck, bottom-up, 2010 und 2019.....	78
Abbildung 51: Verkehrssektor/Fahrzeuge, konsumbasiert Materialfußabdruck (MF), bottom-up, 2010 und 2019	79
Abbildung 52: touristischer Konsum nach Gütern, Wien 2018.....	80
Abbildung 53: Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) der Tourismusausgaben in Millionen Tonnen/Jahr, Wien, 2010 und 2020	81
Abbildung 54: Gesundheitsausgaben in Österreich nach dem System of Health Accounts	81
Abbildung 55: Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) der Gesundheitsausgaben, Wien, 2020	82
Abbildung 56: Kreislaufwirtschaft Österreichs im Jahr 2014	84
Abbildung 57: Siedlungsabfall (Restmüll) in t/Jahr	128

10.2 Abkürzungsverzeichnis

BRP	Bruttoregionalprodukt
DE	Inlandsentnahme (<i>domestic extraction</i>); für Wien: innerstädtische Entnahme
DMC	produktionsbasierter Materialverbrauch oder Inlandsmaterialverbrauch (<i>domestic material consumption</i>); für Wien: innerstädtischer Materialverbrauch (produktionsbasiert)
EE-MRIO	<i>environmentally-extended multi-region input-output models</i>
EW-MFA	wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (<i>economy-wide material flow accounting</i>)
LCA	Lebenszyklusanalyse (<i>life cycle analysis</i>)
MF	Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)
MFA	Materialflussrechnung (<i>material flow accounting</i>)
RP	Ressourcenproduktivität (<i>resource productivity</i>)

10.3 Glossar

(Natürliche) Ressourcen sind Materialen, Energie, Wasser, Landflächen, in manchen Anwendungen auch Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) und Ökosysteme. Der Begriff Ressourcen wird oft auch als Synonym für Rohstoffe verwendet.

gesellschaftlicher Metabolismus beschreibt das Konzept, in dem gesellschaftliche Ressourcennutzung analog zum Stoffwechsel von Organismen betrachtet wird. Stoffe werden dem System zugeführt und ermöglichen das Überleben, das Wachsen und den Erhalt des Bestands.

(Rohstoff)-Entnahme ist die Gewinnung von Rohstoffen aus der Umwelt oder deren räumliche Verlagerung innerhalb der Umwelt und erfolgt in Aktivitäten wie Land- und Forstwirtschaft (Ernte, Holzeinschlag, Jagd etc.) und in Bergbautätigkeiten (Förderung von Erzen, nicht-metallischen Mineralstoffen, fossilen Energieträgern).

Endkonsum ist die Gesamtheit der Güter für den Konsum, Anlageinvestitionen, Vorratsveränderungen und Exporte in andere Länder Güter, die also in der Volkswirtschaft nicht weiterverarbeitet werden.

Energetische Nutzung von Materialien ist die Nutzung von Biomasse als Nahrungsmittel, und von fossilen und biogenen Brennstoffen zur Bereitstellung technischer Energie.

Stoffliche Nutzung von Materialien ist die Nutzung von Materialien, die in gesellschaftliche Bestände eingehen und dort Jahre oder Jahrzehnte verbleiben, oder innerhalb eines Jahres schon in der Abfallverwertung landen.

Inputs in der Materialflussanalyse sind:

- Rohstoffentnahme
- Importe aus anderen sozioökonomischen Systemen

Outputs in der Materialflussanalyse sind:

- Exporte in andere sozioökonomische Systeme
- Abfälle und Emissionen als Abgaben an die Natur

Biomasse ist die Gesamtheit der biotischen Rohstoffe aus organischer Substanz wie lebende Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen, aber auch tote organische Substanz (Totholz, Laub, Stroh etc.).

Fossile Energieträger sind alle nicht-metallischen mineralischen Energierohstoffe. Zu den konventionellen Energierohstoffen zählen Braun- und Steinkohle, Erdöl und Erdgas. Zukünftige Bedeutung kommt den nicht konventionellen Energierohstoffen wie z.B. Gashydrat und Schiefergas zu.

Metalle entsprechen im Sinne der Materialflussanalyse der bergbauliche Rohproduktion also dem Roherz.

Nicht-metallische Mineralstoffe sind Baurohstoffe (Sand, Schotter, Kalkstein, Tone, Dolomit, etc.) und Industriemineralen (Salze, Phosphate, Düngemittel, etc.).

(Direkte) Importe und Exporte sind verarbeitete Produkte (Grundstoffe, Halbwaren, Fertigwaren), die nach Österreich oder Wien eingeführt werden. Im Falle von Österreich sind dies die Waren, die in der Außenhandelsstatistik erfasst werden. In der Materialflussrechnung

werden Importe (und Exporte) mit dem Gewicht zum Zeitpunkt des Imports berücksichtigt.

Inlandsmaterialverbrauch (produktionsbasiert, DMC, domestic material consumption), auf der Stadtebene innerstädtischer Materialverbrauch, berechnet sich aus der innerstädtischen Entnahme (DE) zuzüglich der direkten Importe und abzüglich der direkten Exporte. Das sind alle Materialien, die im gesellschaftlichen System verbraucht wurden, sei es in wirtschaftlichen Produktionsprozessen oder im Endkonsum. Der Inlandsmaterialverbrauch (produktionsbasiert, DMC) wird auch als Abfallpotential bezeichnet, weil er jene Materialien umfasst, die innerhalb des betrachteten Systems früher oder später in Abfälle oder Emissionen umgewandelt werden.

Materialfußabdruck (konsumbasiert, MF, material footprint) repräsentiert alle Materialien, die global entnommen und entlang internationaler Produktionsketten verbraucht wurden, um den Endkonsum der betrachteten Stadt zu befriedigen. Der Materialfußabdruck ergibt sich aus der Inlandsmaterialentnahme (DE) zuzüglich der indirekten Importe (Importe in Rohmaterialäquivalenten) und abzüglich der indirekten Exporte (Exporte in Rohmaterialäquivalenten)

Ressourcenproduktivität (RP, resource productivity) errechnet sich aus Wirtschaftsleistung (BIP oder BRP) dividiert durch Materialverbrauch (produktionsbasiert) oder Materialfußabdruck (konsumbasiert). Die Ressourcenproduktivität gibt an, wieviel Output mit den verbrauchten Ressourcen erwirtschaftet werden konnte. Auf der städtischen Ebene ist die Ressourcenproduktivität das Verhältnis aus Bruttoregionalprodukt zu Materialverbrauch (produktionsbasiert, BRP/DMC) oder Bruttoregionalprodukt zu Materialfußabdruck (konsumbasiert, BRP/MF).

Lebenszyklusanalyse (LCA) ist eine Methode innerhalb der Gruppe der Materialflussrechnung (OECD 2008), die stärker auf Produkte, Prozesse, Dienstleistungen und den dadurch verursachten Materialverbrauch oder die damit verbundene Umweltbelastung fokussiert.

Bottom-up Ansatz beschreibt einen der beiden für diesen Bericht verwendeten methodischen Ansätze, der im Sinne der Lebenszyklusanalyse die Materialflüsse ausgehend von bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten oder Sektoren, die einen hohen Materialverbrauch und viele CO₂-Emissionen verursachen, erfasst.

Top-down Ansatz beschreibt einen der beiden für diesen Bericht verwendeten methodischen Ansätze, welcher Methoden der wirtschaftsraumbezogenen Materialflussrechnung anwendet. Dabei werden ausgehend von einem systemischen Blick auf ganz Wien und seine Einwohner*innen die Materialflüsse entlang der vier Hauptmaterialkategorien und Emissionen berechnen. Diese systemische Betrachtung ermöglicht ein Erfassen aller Materialflüsse ohne Doppelzählungen und in Konsistenz mit volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen.

Treibhausgasemissionen (THG) sind ein Teil der anthropogene Luftemissionen; das sind Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und fluorierte Gase (F-Gase). Treibhausgase werden üblicherweise in der Einheit CO₂-Äquivalente berichtet. In diesem Bericht werden CO₂-Emissionen und Treibhausgasemissionen synonym verwendet.

CO₂-Äquivalente (CO₂-Äqu) ist die Einheit, in der unterschiedliche Treibhausgase mit einander vergleichbar gemacht werden. Die Umrechnung der Treibhausgasemissionen in CO₂-

Äquivalente erfolgt über Treibhausgaspotenziale, die aussagen, wie stark das einzelne Gas zur Klimaerwärmung beiträgt. So ist Methan beispielsweise bezogen auf 20 Jahre 84 Mal mehr klimaschädlich als Kohlendioxid. Eine Tonne Methan entspricht daher 84 Tonnen CO₂-Äqu.

Bioökonomie bezeichnet einen wirtschaftlichen Ansatz, der darauf abzielt, fossile Ressourcen (Roh- und Kraftstoffe) in möglichst vielen Bereichen und Anwendungen durch nachwachsende Rohstoffe zu ersetzen. Die Bioökonomie soll dabei helfen, globale Herausforderungen wie Klimawandel, Nahrungsmittel- und Wasserknappheit sowie zunehmende Umweltverschmutzung zu bewältigen und gleichzeitig wirtschaftliche Entwicklungen zu stärken.

Absolute Entkoppelung beschreibt eine wachsende Wirtschaft bei sinkendem Ressourcenverbrauch. Die Ressourcenproduktivität (BRP/DMC oder BRP/MF) steigt in höheren Raten als das Wirtschaftswachstum.

Relative Entkoppelung beschreibt eine Entwicklung, wo die Wirtschaft schneller wächst als der Ressourcenverbrauch. Der Ressourcenverbrauch wird hier aber nicht reduziert. Die Ressourcenproduktivität steigt in diesem Fall langsamer als das Wirtschaftswachstum.

Wirtschaftsoutput ist in diesem Bericht ein Synonym für das Bruttoregionalprodukt.

Nutzungsrate wiederverwendbarer Stoffe (*Circular Material Use Rate, CMU*) ist der Anteil der rezyklierten Materialien am gesamten Materialinput.

Die **wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung (EW-MFA, economy-wide material flow analysis)** ist ein Bilanzierungsinstrument für materielle Inputs und Outputs eines gesellschaftlichen Systems. Die wirtschaftsraumbezogene Materialflussrechnung ist komplementär zur volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) und Bestandteil der Umweltgesamtrechnungen. Sie erfasst alle Materialentnahmen im Land, Importe und Exporte sowie Bestandsveränderungen und Outputs an die Natur.

10.4 Datentabellen

Datentabelle 1: Materialflüsse Wien, 2010 und 2019

gesamtwirtschaftliche Materialflüsse WIEN	Materialflüsse				Materialflüsse pro Kopf			
	bottom-up		top-down		bottom-up		top-down	
	2010	2019	2010	2019	2010	2019	2010	2019
Einheit: 1000 Tonnen pro Jahr						Einheit: Tonnen/Kopf/Jahr		
innerstädtische Entnahme (DE)	132	151			0.08	0.08		
Biomasse	132	151			0.08	0.08		
Metalle								
nicht-metallische Mineralstoffe								
fossile Energieträger								
innerstädtischer Materialverbrauch (DMC)	8 552	8 931	9 798	10 923	5.06	4.71	5.8	5.8
Biomasse u. Produkte	2 791	3 020	3 547	4 453	1.7	1.6	2.1	2.3
Metalle u. Produkte	243	270	87	97	0.1	0.1	0.1	0.1
Bauernstoffe	2 590	2 988	2 689	3 066	1.5	1.6	1.6	1.6
fossile Energieträger	2 929	2 653	2 929	2 653	1.7	1.4	1.7	1.4
andere Produkte			546	654			0.3	0.3
Material-Fußabdruck (MF)	18 252	19 663	27 890	32 193	10.80	10.36	16.5	17.0
Biomasse u. Produkte	5 422	6 156	4 834	6 048	3.2	3.2	2.9	3.2
Metalle u. Produkte	3 816	4 163	4 766	5 054	2.3	2.2	2.8	2.7
Bauernstoffe	4 169	4 742	11 561	14 670	2.5	2.5	6.8	7.7
fossile Energieträger	4 844	4 602	6 730	6 421	2.9	2.4	4.0	3.4

Datentabelle 2: Treibhausgasemissionen in Wien nach Verursacher, 2000, 2005, 2010, 2019

Treibhausgasemissionen	2000	2005	2010	2018	2019
	Einheit: 1.000 Tonnen CO2-Äquivalente				
gesamt	8 082	10 065	9 357	8 401	8 691
Energie	2 247	3 030	3 011	2 181	2 537
Industrie	508	530	490	377	366
Verkehr	2 864	3 797	3 285	3 335	3 344
Gebäude	1 916	1 905	1 726	1 556	1 515
Landwirtschaft	29	33	28	28	28
Abfallwirtschaft	347	504	519	521	511
Fluorierte Gase	171	266	296	403	390

Datentabelle 3: CO₂-Emissionen und CO₂-Fußabdruck, Wien, 2010 und 2019

	2010	2019	2010	2019
	1.000 t CO ₂ -Äquivalente (Jahr)	Tonnen CO ₂ -Äqu./Kopf/Jahr	1.000 t CO ₂ -Äquivalente (Jahr)	Tonnen CO ₂ -Äqu./Kopf/Jahr
CO ₂ -Emissionen	9 357	8 691	5.5	4.6
CO ₂ -Fußabdruck	16 733	17 769	9.9	9.4

10.5 Materialkategorien in der Materialflussrechnung

Tabelle 20: die Materialkategorien der MFA und ihre Subkategorien

Biomasse	
	Feldfrüchte (außer Futterpflanzen) → Das sind: Getreide, Rüben, Zuckerpflanzen, Hülsenfrüchte, Nüsse, ölhaltige Pflanzen, Gemüse, Obst, Faserpflanzen.
	Erntebenenprodukte (genutzt), Futterpflanzen, Gräser (geweidet)
	Holz und Holzerzeugnisse
	Fischfang, Wasserpflanzen und -tiere, Wild
	Tierische Erzeugung (außer Wassertiere, Wild)
Metalle	
	Eisen
	Nichteisen-Metalle Das sind: Kupfer, Nickel, Blei, Zink, Zinn, Gold, Silber, Platin, Aluminumerze, Uranerze, etc.
Nicht-metallische Mineralstoffe	
	Basaltische Gesteine, Kalk, Dolomit, Schiefer
	Kalkstein und Gips
	Sand und Kies
	Tone und Kaolin
	Salz und Chemische und Düngemittelminerale
	Andere Bergbau- und Steinbruchprodukte
Fossile Energieträger	
	Kohle und andere feste Energieträger
	Erdöl
	Erdgas
	Andere flüssige und gasförmige Energieträger

10.6 Methodenbeschreibung zur top-down Berechnung des Materialverbrauch Wiens (produktions- und konsumbasiert)

Die Rohstoffentnahme innerhalb der administrativen Grenzen Wiens beschränkt sich auf Biomasse (siehe Kapitel 1 und Kapitel 10.7 hier im Anhang).

“). Um den Materialverbrauch an Produktion und Konsum zu decken, ist Wien daher auf Importe angewiesen. Das Erfassen der Handelsverflechtungen Wiens mit den Bundesländern und dem Ausland war daher die größere Herausforderung in diesem Projekt.

Die top-down Berechnungen folgen den international harmonisierten Methoden zur gesamt-wirtschaftlichen Materialflussrechnung (Krausmann, Schandl, u. a. 2017; UN 2017; Eurostat 2018). Durch das Fehlen der Import- und Exportdaten mussten für die Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) und des konsumbasierten Materialfußabdruck (MF) für Wien jedoch verschiedene methodische Ansätze getestet und durchgeführt werden.

10.6.1 Innerstädtischer Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC)

Auf der nationalen Ebene würde man den produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC; siehe Methodenbeschreibung in Krausmann, Schandl, u. a. 2017; Eurostat 2018; BMK und BMLRT 2020) als inländische Rohstoffentnahme plus Importe abzüglich der Exporte berechnen. Für Wien gibt es leider keine vollständigen Daten zu den Importen und Exporten, siehe Ausführungen dazu im folgenden Abschnitt. Für die Berechnung des DMC musste daher eine andere Berechnungsmethode gewählt werden.

10.6.1.1 Berechnung direkter Importe und Exporte

In der amtlichen Statistik wird für Österreich und die Bundesländer der Güterverkehr²² und das entsprechende Transportaufkommen (in Tonnen) erfasst, gegliedert nach Straße/Schiene/Schiff/Flug/Pipeline und nach Güterart (NST Abteilungen) und Empfang und Versand. Verwendet man die darin berichteten Daten für die Berechnung des DMC, so würde sich der Netto-Import Wiens 2010 auf rund 1 Tonnen/Kopf/Jahr belaufen, der DMC wäre somit weniger als 2 Tonnen/Kopf/Jahr. Darunter zum Beispiel Netto-Exporte an fossilen Energieträgern. Die über den Güterverkehr berichteten Netto-Import aus dem Ausland liegen außerdem bei rund 0,5 Tonnen/Kopf/Jahr. Der Handel Wiens mit internationalen Partnern wird auch in der Außenhandelsstatistik der Statistik Austria²³ (in monetären als auch physischen Einheiten, v.a. Tonnen) berichtet, wobei hier die Außenhandelsstatistik dafür rund 6 Tonnen/Kopf/Jahr ausweist. Die Daten aus dem Transportaufkommen über den Güterverkehr konnten daher nicht für die Berechnungen herangezogen werden.

Berechnung des direkten Materialbedarfs über Konsumausgaben der Wiener Haushalte

Die physischen Importe nach und Exporte aus Wien standen nicht zur Verfügung, der DMC konnte nicht als DE + Importe – Exporte (Krausmann, Schandl, u. a. 2017; Eurostat 2018) berechnet werden. In diesem Projekt wurde daher ein anderer Zugang gewählt, der den produktionsbasierten

²² <https://www.statistik.at/statistiken/tourismus-und-verkehr/gueterverkehr>

²³ <https://www.statistik.at/statistiken/internationaler-handel/internationaler-warenhandel/regionaldaten-nach-bundeslaendern>

Materialverbrauch (DMC) der Wiener Haushalte über die Konsumausgaben modelliert, basierend auf den Arbeiten von Whetstone et al. (2020). Ausgangspunkt bilden die Konsumerhebung der Statistik Austria (2013) und der Preisstatistik ebenfalls der Statistik Austria²⁴ als Datengrundlagen. Die Ausgaben der Wiener Haushalte wurden aus der Gesamt-Österreich Datentabelle gefiltert, ihren Haushaltsgewichten entsprechend gewichtet, um die repräsentativen Gesamtausgaben aller Wiener Haushalte aus der Stichprobe zu erhalten, und den COICOP Ausgabeposten auf der 7-Steller Ebene zugeordnet. Daraus ergeben sich Ausgaben auf 749 Positionen, die unter- und übergelagerte Ebenen fassen die Daten zusammen. Um Doppelzählungen zu vermeiden, wurden die Daten auf der 4-Steller Ebene weiterverwendet (123 einzelne Ausgabepositionen ohne Überschneidung). Die nach den Haushalten gewichteten Ausgaben wurden weiters mit den jeweils geltenden Durchschnittspreisen aus dem Verbraucherpreisindex, VPI (Preise pro kg) in Tonnen umgerechnet und den Materialkategorien der Materialflussrechnung zugeordnet. Die Ergebnisse aus dieser Rechnung lieferten für Biomasse zum Beispiel deutlich niedrigere Werte als die bottom-up Berechnung. Daher wurde eine Parallelrechnung erstellt mit Durchschnittspreisen aus den Gütern der Außenhandelsstatistik (EU trade by CPA 2.1 [DS-1062396]; Eurostat 2022), die plausiblere Ergebnisse lieferte und in den Ergebnissen verwendet wurde. In einem nächsten Schritt müsste die Aggregation der VPI Preise überarbeitet werden. Das Ergebnis der top-down Berechnung ergibt nun die direkten Materialflüsse pro Jahr wieder, die mit den Konsumausgaben der Wiener Haushalte verbunden sind. Neben den Ausgaben der Haushalte induzieren auch öffentliche Ausgaben der Gemeinde Wien Materialflüsse und Emissionen. Vor allem die Ressourcenflüsse in Verbindung mit Bauaktivitäten sind in öffentlichen Ausgaben begründet, private Ausgaben spielen hier eine untergeordnete Rolle. Eine Berechnung der Materialflüsse basierend auf öffentlichen Ausgaben konnten im Rahmen des MOCAM Projektes nur getestet werden und müssen in einem nächsten Schritt ergänzt werden. In den top-down Ergebnissen wurden daher für die Materialkategorie nicht-metallische Mineralstoffe vorerst die Daten aus der bottom-up Berechnung herangezogen.

Unsicherheiten ergaben sich bei dieser Rechnung, weil für einige Ausgabeposten keine Preise aus dem VPI verfügbar waren und diese aus anderen Quellen recherchiert werden mussten. Weiters sind hier keine Materialflüsse wie Verpackungen und Materialien, die nicht direkt von Haushalten nachgefragt werden, enthalten. Betriebswirtschaftliche Investitionen und Ausgaben der öffentlichen Hand müssten noch ergänzt werden.

10.6.2 Konsumbasierte Sichtweise: Berechnung des konsumbasierten Material- und CO₂-Fußabdrucks Wiens anhand der Umwelterweiterten Input-Output Modellierung (*environmentally-extended Input-Output Modelling, EEIO*)

Mithilfe von um Umweltindikatoren erweiterte monetäre Input-Output Tabellen kann man den Ressourcen-Fußabdruck eines sozioökonomischen Systems modellieren (Schaffartzik, Sachs, u. a. 2014). Ein Ressourcen-Fußabdruck beinhaltet die globalen direkten und indirekten Flüsse welche für die Befriedigung der Endnachfrage in einem Land oder einer Stadt notwendig sind. Für den Bericht wurde das kürzlich veröffentlichte GLORIA Modell (Lenzen u. a. 2017) verwendet, welches die weltweiten Ressourcenextraktionen mit globalen Lieferketten und nationaler Endnachfrage koppelt. GLORIA weist mit 120 ökonomischen Sektoren eine hohe Disaggregation auf und beinhaltet neben Material und Treibhausgasemissionen noch eine Vielzahl weiterer Umweltindikatoren. In diesem

²⁴ <https://www.statistik.at/statistiken/volkswirtschaft-und-oeffentliche-finanzen/preise-und-preisindizes/verbraucherpreisindex-vpi/hvpi>

Projekt wurde das Modell GLORIA verwendet, um die österreichischen Fußabdrücke nach Materialkategorien und den CO₂-Fußabdruck nach Sektoren für die Jahre 2010, 2015 und 2020 zu berechnen. Mithilfe der Endnachfrage je Sektor wurden die Ressourcenintensitäten (Einheit Material pro Einheit Endnachfrage) für die Endnachfrage pro Sektor berechnet.

Um den Material- und CO₂-Fußabdruck für Wien zu berechnen, wurden die Endnachfragedaten (*final demand*) aus einer Studie zurückgegriffen, welche mithilfe von Standortquotienten eine Input-Output Tabelle für Wien modelliert hat (Galychyn u. a. 2022). Diese Endnachfragdaten sind nach volkswirtschaftlichen Sektoren gegliedert und umfassen sowohl die Nachfrage der Haushalte, als auch der Betriebe und der öffentlichen Hand. Um die Daten aus GLORIA mit den Endnachfragedaten für Wien aus der Studie kompatibel zu stellen, wurde eine Konkordanztabelle für die Sektoren erstellt, wobei schlussendlich 46 Sektoren unterschieden werden konnten.

Der finale Schritt in der Modellierung der Fußabdrücke Wiens bestand darin, die durchschnittlichen österreichischen Ressourcenintensitäten nach Sektoren aus dem GLORIA Modell mit den Endnachfragedaten für Wien je Sektor hochzurechnen. So konnten die Fußabdrücke je Sektor für Biomasse, fossile Brennstoffe, Metalle, Baumineralien, sowie Treibhausgasemissionen berechnet werden.

Unsicherheiten bestehen bei dieser Rechnung insbesondere bei der Verwendung der Endnachfragedaten aus der Studie von Galychyn et al. (2022), diese sollten idealerweise mit Daten der Statistik Austria oder dem WIFO abgeglichen werden. Weiters wurde eine Annahme getroffen, wonach die österreichischen Durchschnittswerte an Ressourcenintensitäten je Sektorenendnachfrage verwendet und damit angenommen wurde, dass die Liefer- und Vorleistungsketten für Endnachfrage in Wien dem österreichischen Durchschnitt entsprechen. Schließlich musste auf unterschiedliche Analysezeitpunkte zurückgegriffen werden. Während die Studie von Galychyn et al. (2022) die Wiener Endnachfrage je Sektor für das Jahr 2015 modelliert haben, fokussiert dieser Bericht auf die Jahre 2010 und 2020. Daher wurden die Endnachfragedaten Wiens mit dem BRP Wiens für die beiden Jahre skaliert. Die österreichweiten Rechnungen aus GLORIA wurden jedoch spezifisch für die Jahre 2010 und 2020 durchgeführt.

10.7 Methodenbeschreibung für den bottom-up Ansatz für den Sektor Biomasse und das Ernährungssystem

10.7.1 Innerstädtische Entnahme (DE „Domestic Extraction“)

Der Berechnung der Biomasse-Entnahme liegen vorwiegend Daten der Statistik Austria aus der Feldfrucht-, Obst- und Gemüseproduktion in Wien zugrunde. Für die Extrapolation der Erntenebenproduktmengen wurden auf standardisierte Faktoren aus der Materialflussrechnung zurückgegriffen (Krausmann et al. 2018). Diese sowie die geernteten Mengen von Grünland wurden außerdem auf einen Trockenmassegehalt von 85% standardisiert.

Tabelle 21: Erntefaktoren (harvest factors) und Wiederverwendungsrate (recovery rate) für Berechnung der genutzten Erntenebenprodukte in Wien

	Erntefaktoren	Wiederverwendungsrate
Getreide, Hülsenfrüchte	1,0	0,7
Raps und andere Ölfrüchte	1,9	0,7

Quellen: Faktoren für Westeuropa aus Krausmann et al. (2018)

Die Wiener Holzeinschlagsmeldungen des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (Stand Okt. 2021) berichten die Menge an Rohholz zur stofflichen und energetischen Nutzung aus Wien. Dieses in Festmeter berichtete Volumen wurde gemäß dem Standard in der Materialflussrechnung in einen Trockenmassegehalt von 85% (Faktor 0,68) umgerechnet und die entsprechende Menge an Rinde hinzugeschätzt (Faktor 1,1).

Die Fangstatistiken wurden vom Wiener Fischereiausschuss für die Jahre 2017-2020 zur Verfügung gestellt und diesem von den Fischereiausübungsberechtigten berichtet. Die Statistik Austria veröffentlicht mit den Jagdstatistiken außerdem die Anzahl der Abschüsse in Wien für ein bestimmtes Jahr. Diese Stückzahl wurde mit Hilfe von durchschnittlichen Werten für das Gewicht²⁵ für in Europa geschossenen Tieren in physische Mengen umgerechnet.

Daten Statistik Austria:

- Feldfruchtproduktion nach Kulturart, Bundesländer und Jahr in Tonnen [alle Kulturarten, Wien, 2010, 2019], Download am 6.5.2021
- Obstproduktion nach Kulturart, Bundesländer und Jahr in Tonnen [alle Kulturarten, Wien, 2010, 2019], Download am 6.5.2021
- Gemüseproduktion nach Kulturart, Bundesländer und Jahr in Tonnen [alle Kulturarten, Wien, 2010, 2019], Download am 6.5.2021
- Weinproduktion nach Weinsorten, Bundesländer und Jahr in Hektoliter [alle Weinsorten, Wien, 2010, 2019]
- Jagdstatistik Wildabschüsse, [Wien, 2010, 2019], Download am 6.5.2021

²⁵ <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191533/2013-EW-MFA-Guide-10Sep2013.pdf/54087dfb-1fb0-40f2-b1e4-64ed22ae3f4c> (Tabelle 8 auf S. 23)

10.7.2 Innerstädtischer Materialverbrauch (produktionsbasiert; DMC)

Der produktionsbasierte Materialverbrauch (DMC) berechnet sich in den üblichen nationalen Materialflussberechnungen aus der Inlandsentnahme + Importe - Exporte²⁶. Die Importe und Exporte von Nationalstaaten sind meist leicht verfügbare Daten (Außenhandelsstatistik) und können somit zur Berechnung des produktionsbasierten Materialverbrauchs (DMC) angewendet werden. Studien, die sich auf sub-nationalen Regionen beziehen, wie beispielsweise hier Wien, können auf diese Daten nicht zurückgreifen, da die Handelsvolumen von sub-nationalen Entitäten nur selten erfasst werden. Daher ist es hier notwendig, von der standardisierten Berechnung der Materialflussrechnung ab- und auf alternative Wege zur Abschätzung des Wiener Materialverbrauchs (produktionsbasiert; DMC) auszuweichen. Im Bereich der Biomasse wird daher versucht, systematisch alle gesellschaftlichen Bereiche zu durchleuchten, in denen biophysische Materialien konsumiert werden. Dabei wird einerseits zwischen landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Produkten unterschieden, sowie deren Endnutzungen, d.h. für die Ernährung, zur materiellen und energetischen Nutzung.

10.7.2.1 Ernährung

Die Abschätzung des Materialkonsums aus dem Ernährungssektor erfolgte auf Basis der Versorgungsbilanzen der Statistik Austria. Diese berichten den Ernährungsverbrauch eines*r durchschnittlichen Österreicher*in pro Produkt und Jahr, welche mit Hilfe der Wiener Bevölkerungsstatistik auf den Wiener Ernährungsverbrauch schließen lässt. Der Ernährungsverbrauch ist die Menge eines Produktes, die der Bevölkerung zum Verbrauch zu Verfügung steht²⁷. Dabei beinhaltet er die Verluste, die im Haushalt anfallen und kann damit nicht mit der Nahrungsaufnahme gleichgesetzt werden. Da die Versorgungsbilanzen nicht alle Produkte abdecken, wurde der Ernährungsverbrauch Wiens zusätzlich ergänzt durch Werte der „Food Balances“ der FAOSTAT. Dies betrifft weitestgehend Produkte, die in der österreichischen Landwirtschaft von geringerer Bedeutung sind (z.B. Kaffee). Zwischen den Beobachtungsjahren 2010 und 2019 erfolgte eine Änderung der Berechnungsmethodik, die jedoch aufgrund der geringen Anzahl sowie Bedeutung der Produkte hier vernachlässigbar ist. Darüber hinaus wurden Produkte der innerstädtischen Entnahme (DE) dem produktionsbasierten Materialverbrauch (DMC) zugeschlagen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht exportiert werden, wie den Jagdabschuss, die geangelt Fische sowie die Ernte von Grünland und die genutzten Ernterückstände.

Daten:

- Versorgungsbilanzen: Nahrungsverbrauch Pro-Kopf in kg nach Produkte nach Jahr, [alle Produkte, 2010, 2019], Download am 24.9.2021
- Food Balances, old and new methodology, [Austria, Food supply quantity, Coffee, Cocoa, Tea, Pepper, Pimento, Cloves, Spices, 2010, 2019], Download am 24.9.2021

Energie und Material

Im Energie- und Materialbereich werden Biomasse-Materialien sowohl aus der land- als auch der forstwirtschaftlichen Produktion genutzt. Zusätzlich spielen sekundäre Nutzungen eine Rolle z.B. in der Papierindustrie. Im Energiebereich fundierte die Wiener Gesamtenergiebilanz als zentrale Datenquelle. Zur detaillierteren Abschätzung der in Wien genützten flüssigen Biokraftstoffe wurden

²⁶ Direkte Importe und Exporte, siehe Kapitel 2.2.1.

²⁷

http://www.statistik.at/web_de/wcmsprod/groups/gd/documents/stddok/002045.pdf#pagemode=bookmarks

zusätzlich die jährlichen Biokraftstoffberichte des heutigen Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (Stand: Okt. 2021) herangezogen. Zur Abschätzung der materiellen Nutzung landwirtschaftlicher Produkte dienten die Versorgungsbilanzen der Statistik Austria als Grundlage. Der Posten „Industrielle Verwertung“ gibt die Menge eines Produkts an, die im Laufe des Bezugsjahres zu industriellen Zwecken verarbeitet wird. Von diesem Aufkommen wurden die Mengen, die in der heimischen Bioethanol und Biodieselproduktion laut Biokraftstoffbericht verarbeitet werden, abgezogen. Die restlichen Primärprodukte wie Weizen und Erdäpfel zur Stärkeproduktion, Körnermais für Zitronensäure, Glucose und Stärke sowie Gerste für die Malzproduktion herangezogen. Da diese Produktion nicht in Wien stattfindet, wird nur der Konsum Wien an diesen Materialien als Verpackung oder in Reinigungsmitteln und Kosmetika abgeschätzt (5%). Darüber hinaus wurde der Verbrauch von Baum- und Schafwolle sowie Seide in Wien abgeschätzt. Hier wurde aufgrund der geringen Produktionsmengen innerhalb Österreichs und der geringen Datenverfügbarkeit auf den Ansatz der „*apparent consumption*“ zurückgegriffen, nachdem der Konsum aus Produktion plus Import minus Export berechnet wird. Dieser Konsum für Österreich wurde mit Hilfe des Wiener Bevölkerung auf städtische Ebene skaliert. Der hier gewählte Ansatz sowie die berücksichtigten Produkte beruht auf der Methode von Kalt et al., (2021) und wird dort expliziter erklärt.

Für die energetische und materielle Nutzung forstwirtschaftlicher Produkte in Wien wurde für diesen Bericht auf Ergebnisse eines Holzfluss-Modells zurück, das sowohl die Volumina der inländischen Entnahme, des internationalen Handels als auch die der Verarbeitungsindustrie des österreichischen Holzsektors quantifiziert. Dies ist notwendig, da für forstwirtschaftliche Produkte keine Nutzungs bilanzen erstellt werden. Die Methodik dieses Modells kann genauer in Kalt et al., (2021) nachgelesen werden. Für die Identifikation der Flüsse nach Wien wurde einerseits wieder auf die Wiener Energiebilanz (siehe flüssige Biokraftstoffe) und andererseits verschiedene Proxy-Indikatoren verwendet. Dazu zählten die Bevölkerungsstatistik, Arbeitnehmer*innen und Erwerbstätigen, die nominelle Bruttowertschöpfung zu Herstellungspreisen, verfügbares Einkommen der privaten Haushalte, die Nutzflächen fertiggestellter Wohnungen sowie der Güterverkehr jeweils aufgeschlüsselt nach Bundesländern (alle Statistik Austria).

Daten

- Gesamtenergiebilanz Wien - Detailinformation, Energetischer Endverbrauch in Tonnen, Bioethanol, Biodiesel, sonst. Biogene flüssig
- Biokraftstoffberichte 2011, 2020
(<https://www.bmk.gv.at/themen/energie/energieversorgung/biomasse/JahrIternative-kraftstoffe/biokraftstoffbericht.html>)
- Bevölkerungsstatistik
- Arbeitnehmer*innen und Erwerbstätige
- nominelle Bruttowertschöpfung zu Herstellungspreisen
- verfügbares Einkommen der privaten Haushalte
- Nutzflächen fertiggestellter Wohnungen
- Güterverkehr nach Bundesländern

10.7.3 Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF)

Der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) beschreibt den innerstädtischen Materialverbrauch inklusive dessen materiellen Vorleistungen (= in Rohmaterialäquivalenten, RME). Wird dieser für ein Land berechnet, so setzt er sich zusammen aus der Inlandsentnahme zuzüglich der RME der Importe sowie der RME der Exporte. Er beschreibt den Bedarf an Rohstoffen, die sowohl national als auch global für den Konsum in Wien notwendig ist. Wie auch bei den anderen Indikatoren wird hier für die Berechnung des Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) von der üblichen Vorgangsweise wie im Folgenden beschrieben abgewichen.

Für alle pflanzlichen landwirtschaftlichen Produkte wurden Mengen, die für die Saat einer Kulturpflanze verwendet wird und die Verluste, die zwischen der Ernte und dem Handel auftreten, auf Basis der Versorgungsbilanzen hinzugeschätzt. Die materiellen Vorleistungen der tierischen landwirtschaftlichen Produkte sind die eingesetzten Futtermittel, die für das Wachstum und Erhaltung der Nutztiere notwendig ist. Sogenannte Futterkonversions-Faktoren (*feed conversion ratios*) geben die Menge an Futtermittel an, die es braucht um eine bestimmte Menge eines Produkts (z.B. Milch oder Fleisch) pro Jahr zu produzieren. Sie sind ein Effizienzmaß und von vielen Faktoren abhängig wie beispielsweise Futtermittel, Tierrassen oder Haltungssysteme. Aufgrund der daraus resultierenden Komplexität und der schwierigen Datenverfügbarkeit insbesondere in Bezug auf die gegrasten und geernteten Mengen auf Grünland, kann es zu großen Abweichungen der Koeffizienten abhängig von den berücksichtigten Faktoren geben. Aus diesem Grund wurde in dieser Berechnung auf zwei etablierte globale Datensätze zurückgegriffen und der Mittelwert der beiden Ergebnisse ermittelt.

Bouwman et al. (2005) berichten Konversionsfaktoren für 17 Weltregionen und 5 tierische Produkte für das Jahr 1995 sowie Abschätzungen für das Jahr 2030. Hier greifen wir auf den Mittelwert der beiden Jahre zurück. Herrero et al. (2013) beschreiben die Effizienzen von Tierhaltungssystemen in 29 Weltregionen für 7 tierische Produkte. Um die Differenzen in den unterschiedlichen Herkunftsregionen der importierten tierischen Produkte berücksichtigen zu können, wird auf Basis eines globalen Handelsdatensatzes (Kastner u. a. 2011; Roux u. a. 2020), die Vorleistungen der importierten als auch der in Österreich produzierten tierischen Produkte länderspezifisch berechnet. Den Futtermittel-Input der in Wien konsumierten Fische wird mit Hilfe des Konversionskoeffizienten von 1,45 hinzugeschätzt (Froehlich u. a. 2018). Für Produkte aus Wolle wird pro Tonne 114 Tonnen Gras (mit einem Wassergehalt von 15%) angenommen, sowie für Produkte aus Seide pro Tonne 63 Tonnen an Blätter für Seidenraupen.

Öle, Zucker, Wein, Bier werden in den Versorgungsbilanzen in Produktmenge berichtet. Um die materiellen Vorleistungen dieser Produkte abzuschätzen, muss auf die Menge der Primärprodukte geschlossen werden. Bier wird dabei zunächst in Malz (1,7 t Malz/ 1000l Bier) und dann in die dafür benötigte Menge Gerste umgerechnet (1 t Gerste ergibt 0,79 t Malz). Dem Wiener Weinkonsum wird die Menge dafür benötigte Weintrauben zugerechnet (0,65l aus 1 kg Trauben). Für Zucker wird als Primärprodukt hauptsächlich Zuckerrübe angenommen (0,15 t Zucker aus 1t Zuckerrübe), obwohl auch aus Zuckerrohr gewonnener Zucker konsumiert wird, wenn auch zu einem kleineren Anteil. Für die Pflanzenöle wird auf Basis der Versorgungsbilanzen für Ölsaaten die vier wichtigsten Primärprodukte abgeschätzt und mit einem Faktor von 0,41 für Raps und Rübsen, 0,44 für Sonnenblumenkerne, 0,21 für Sojabohnen und 0,39 für sonstige Ölsaaten auf das gesamte Volumen geschlossen. Darüber hinaus werden die Vorleistungen der flüssigen Biokraftstoffe mit Hilfe von Konversionseffizienzfaktoren abgeschätzt (Getreide und Zuckerrohr: 0,65, Ölfrüchte: 0,99)

Ähnlich wie bei der Berechnung des innerstädtischen Verbrauchs an Holzprodukten wurden auch deren Vorleistungen dem österreichischen Holzfluss-Modell, welches in Kalt et al. (2021) genauer beschrieben wird, entnommen. Die hier berücksichtigten Vorleistungen im Holzsektor entsprechen der Primärbiomasse, wie sie für Österreich in genannten Artikel beschrieben wird.

10.8 Methodenbeschreibung für die Berechnung der Materialflüsse und CO₂-Emissionen für folgende Sektoren: Abfall, Abwasser, Bauen, Verkehr, Energie

Zur Berechnung des konsumbasierten CO₂- und des Materialfußabdrucks sind grundsätzlich 1) die Materialflüsse und 2) der Verbrauch an Energie relevant. Sämtliche Materialflüsse werden in Anlehnung an die Methode der Stoff- oder Materialflussanalyse nach Baccini und Brunner (2012) und im Bottom-Up Ansatz berechnet.

10.8.1 Materialflüsse

Bei der Materialflussanalyse (MFA) nach Baccini und Brunner (2012) wird zunächst das betrachtete System anhand seiner Systemgrenzen definiert. Im vorliegenden Fall sind die räumlichen Systemgrenzen die Grenzen Wiens. Die zeitlichen Systemgrenzen sind die Jahre 2010 und 2018/2019. Das bedeutet, dass die MFA für zwei unterschiedliche, nicht aufeinanderfolgende Jahre gerechnet wird. Weiters wird bei einer Materialflussrechnung danach unterschieden, ob sie auf Güter-, Subgüter-, oder Stoffebene berechnet wird. Im vorliegenden Fall wird sie auf Güter- und Subgüterebene gerechnet. Eine Materialflussrechnung basiert üblicherweise auf dem Satz der Massenerhaltung und es werden Materialinputs-, Materialoutputs- und Lageränderungen berücksichtigt.

Die Daten werden entlang der wichtigsten Materialflüsse für Subgüter (Beton, Ziegelmauerwerk, Kies & Sand, Holz, Eisen & Stahl, Glas, Mineralwolle, Kunststoffe, Gips, Kupfer, Aluminium, Papier, Pappe & Karton) berechnet. Daten, die nicht zur Verfügung gestellt wurden, werden nicht berücksichtigt.

Bottom-Up Ansatz für die Sektoren Abfall, Abwasser, Bauen, Verkehr

Der bottom-up Ansatz TU verwendet den Massenanteil bezogen auf eine Referenzeinheit und multipliziert diesen mit der Gesamtmenge der Referenzeinheiten je betrachteter Zeiteinheit, um Materialflüsse zu berechnen (Lederer et al., 2021a). Der bottom-up Ansatz TU kann durch Formel 1 dargestellt werden:

$$m_{ij} = c_{ij} \times \sum_{m=1}^{m=n} RV_{mj} \quad \text{Formel 1}$$

m_{ij} Masse des Subgut i im Materialfluss j je Referenzeinheit RV_m in [kg/RV]

c_{ij} Massenanteil des Subgutes i pro Referenzeinheit RV_m in [kg/RV]

RV_{mj} Referenzeinheit des Materialfluss j in [RV/Jahr]

Durch Berechnung der Summe aller m_{ij} für alle Materialflüsse j kann die Summe der Materialflüsse für ein Subgut m_i berechnet werden (Lederer et al., 2021a), wie in Formel 2 dargestellt ist.

$$m_i = \sum_{j=1}^{j=l} m_{ij} \quad \text{Formel 2}$$

Um den Materialfluss M aller betrachteten Subgüter k zu berechnen, werden diese einfach aufsummiert, dargestellt in Formel 3.

$$M = \sum_{i=1}^{i=k} m_i \quad \text{Formel 3}$$

Die jeweiligen Daten zu den Materialflüssen, Materialzusammensetzungen sowie Referenzeinheiten werden für alle betrachteten Sektoren in den zugehörigen Unterkapiteln 10.8.4 und die folgenden dargestellt.

Top-down Ansatz für den Sektor Energie

Die Energieflüsse der Stadt Wien wurden aus der Energiebilanz Wien, zusammenstellt von der Statistik Austria²⁸, übernommen, da es zu den Energieflüssen bereits sehr detaillierte statistische Informationen gibt.

Die Daten für die Energieflüssen werden jährlich von der Statistik Austria aktualisiert und zum Großteil bereits im erscheinenden Energiebericht der Stadt Wien (Stadt Wien. MA 20 2021) spezifisch analysiert und verglichen. Für das gegenständliche Projekt erfolgte eine Aggregierung der Energiebilanz-Daten, da der Detailierungsgrad der Primärdaten die Ziele des gegenständlichen Projekts zum Teil wesentlich übersteigt.

Im Konkreten wurde der Energieverbrauch nach vier Gruppen (Sektoren) unterteilt:

- Industrie (produzierender Bereich)
- Private Haushalte und Dienstleistungen
- Verkehr und
- Transportverluste

Für diese 4 Gruppen (Sektoren) wurde darüberhinausgehend zwischen

- direkten Endverbrauch von den Brennstoffen in den einzelnen Bereichen (Sektoren),
- Verbrauch von elektrischer Energie (ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)
- Verbrauch von Fernwärme (ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)
- Umwandlungsverluste für die Bereitstellung von elektrischer Energie und Fernwärme (ebenfalls ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)

unterschieden.

Um von der in der Energiebilanz angegebenen Energiemengen (in MWh oder TJ) auf die Materialflüsse an Brennstoffen umzurechnen, wurden folgende Heizwerte vom Umweltbundesamt (2021) verwendet mit denen unter Zuhilfenahme von Formel 4 die Massen an Energieträgern abgeleitet wurden.

$$m_i = \frac{E_i}{HW_i} \quad \text{Formel 4}$$

m_i Massenfluss des Brennstoffs i

E_i Energiemenge bereitgestellt durch den Brennstoff i

HW_i Heizwert des Brennstoffs i

²⁸

https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html

Tabelle 22 Heizwerte der unterschiedlichen Brennstoffe in [kWh/kg] bzw. [MJ/kg]

Energieträger	Heizwert HW [kWh/kg]	Heizwert HW [MJ/kg]
Erdgas	11,89	42,8
Öl*	11,50	41,4
Kohle	8,06	29,0
Biomasse (erneuerbar)	4,72	17,0
Abfall (nicht erneuerbar)	8,89	32,0

* Mischung aus Heizöl EL, Diesel und Benzin

10.8.2 Berechnung des konsumbasierten Materialfußabdrucks (MF)

Der konsumbasierte Materialfußabdruck (MF) ist definiert als die gesamte Menge an Materialien, die durch die Produktion, Bereitstellung und Nutzung von Materialinputs entstehen. Nachdem in Wien keine Förderung der Rohstoffe für den direkten Materialinput stattfindet, existiert für diesen Indikator und im Gegensatz zum CO₂-Fußabdruck nur ein Materialfußabdruck außerhalb Wiens. Der Materialfußabdruck innerhalb Wiens $MF_{exterritorial}$ ist demnach 0. Berechnet wird er nach Formel 6 in Anlehnung an Bringezu et al. (2019) wobei $CF_{i,MF}$ der Charakterisierungsfaktor zur Berechnung der Materialfußabdrucks für ein Subgut i ist in [kg/kg], welcher durch Multiplikation mit dem Materialfluss der Materialinputs M_i [kg/Jahr] zur Berechnung des Materialfußabdrucks $MF_{exterritorial}$ ist.

$$MF_{exterritorial} = m_i \times CF_{i,MF} \quad \text{Formel 5}$$

Die Charakterisierungsfaktoren $CF_{i,MF}$ stammen auch hier aus der ProBas Datenbank des Deutschen Umweltbundesamt (2022), da die Österreichischen Daten nur gegen Bezahlung abrufbar sind. Verwendet wurden so weit wie möglich die aktuellsten Daten, sprich für das Jahr 2020. Es wäre sicher ratsam, wenn User dieses Berichts für weitere Verwendung außerhalb dieses Werkvertrages sich diese Daten beim Österreichischen Umweltbundesamt.

Tabelle 23 Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des konsumbasiert Materialfußabdruck [kg / kg]

Subgut	Charakterisierungsfaktor $CF_{MF,territorial}$	Charakterisierungsfaktor $CF_{MF,exterritorial}$	Charakterisierungsfaktor $CF_{MF,gesamt}$
Beton	0,00	1,31	1,31
Ziegelmauerwerk	0,00	1,35	1,35
Kies & Sand	0,00	1,03	1,03
Holz	0,00	1,20	1,20
Eisen & Stahl	0,00	13,21	13,21
Glas	0,00	15,43	15,43
Mineralwolle	0,00	16,63	16,63
Kunststoffdämmung	0,00	15,02	15,02
Gips	0,00	1,35	1,35
Kupfer	0,00	34,20	34,20
Aluminium	0,00	44,42	44,42
Kunststoff-Verpackungen (PET)	0,00	9,70	9,70
Papier-, Pappe-, Kartonverpackungen	0,00	1,03	1,03

Kohle (Steinkohle)*	0,00	7,10	7,10
Erdgas*	0,00	1,37	1,37
Erdöl (Heizöl, Diesel, Benzin)*	0,00	1,09	1,09

* ProBas Datenbank²⁹, (Umweltbundesamt 2022)

10.8.3 Berechnung des CO₂-Fußabdrucks

Der CO₂-Fußabdruck ist definiert als die Menge an CO₂-Äquivalent, die durch die Produktion, Bereitstellung und Nutzung von Materialien entstehen (Müller et al., 2020). Laut Vertrag zum gegenständlichen Projekt wird beim CO₂-Fußabdruck nach Treibhausgasemissionen (THG) basierend auf territorialen CO₂-Äquivalenten ($THG_{territorial}$), sprich jene, die in Wien entstehen, und exterritorialen CO₂-Äquivalenten, die aufgrund des Materialkonsums in Wien außerhalb der Standgrenzen entstehen ($THG_{exterritorial}$). Beides zusammen ergibt den CO₂-Fußabdruck, von manchen auch als Carbon Footprint bezeichnet, also die gesamten Treibhausgasemissionen inklusive der Vorketten (THG_{gesamt}) in [kg CO₂-Äquivalent] wie in Formel 3 dargestellt.

$$THG_{gesamt} = THG_{territorial} + THG_{exterritorial} \quad \text{Formel 6}$$

Die Berechnung der jeweiligen CO₂-Fußabdruck, also der Treibhausgasemissionen, erfolgt unter Anwendung von Formel 4 in Anlehnung an Müller et al. (2020) bzw. Bringezu et al. (2019) wobei $CF_{i,THG,territorial}$ der Charakterisierungsfaktor zur Berechnung der territorialen Treibhausgasemissionen für ein Subgut i ist.

$$THG_{territorial} = m_i \times CF_{i,THG,territorial} \quad \text{Formel 7}$$

Analog wird Formel 5 wird zur Berechnung des exterritorialen Fußabdrucks $THG_{exterritorial}$ verwendet, wobei $CF_{i,THG,exterritorial}$ der Charakterisierungsfaktor zur Berechnung der territorialen Treibhausgasemissionen für ein Subgut i ist.

$$THG_{exterritorial} = m_i \times CF_{i,THG,exterritorial} \quad \text{Formel 8}$$

Die Zuordnung zu territorial und exterritorial wird in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

CO₂-Fußabdruck

Nachdem sämtliche Materialien in den betrachteten Sektoren importiert werden müssen, wird beim CO₂-Fußabdruck innerhalb der Grenzen Wiens nur der Verbrauch an Energie im Energiesektor berücksichtigt, da hier die durch Stromproduktion (zB in Kraftwerken und Müllverbrennungsanlagen) sowie Warmwasser-, Raum- und sonstige Wärmebereitstellung (zB in Kraftwerken, Müllverbrennungsanlagen, Raum-, Betriebs- und Wasserheizungen) anfallenden CO₂-Emissionen tatsächlich in Wien anfallen. Die angewandten Charakterisierungsfaktoren $CF_{THG,i}$ für die Subgüter $i - k$ sind in Tabelle 24 dargestellt.

CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens für Energieträger

Für Energieträger existiert neben dem Fußabdruck innerhalb Wiens auch ein exterritorialer CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens aufgrund der Förderung, Raffinierung und des Transportes der Energieträger nach Wien. Die angewandten Charakterisierungsfaktoren $CF_{THG,i}$ für die Subgüter $i - k$ sind in Tabelle 24 dargestellt. Die Daten stammen von der ProBas Datenbank des Österreichischen

²⁹ <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>

Umweltbundesamt (2021) und sie beziehen sich auf Österreich. ProBas steht für Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme, neben der Österreichischen existiert auch die viel größere ProBas Datenbank des Deutschen Umweltbundesamts.

Tabelle 24 Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des CO₂-Fußabdrucks von Energieträgern in [kg CO₂,äq/kWh]

Energieträger	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,territorial}</i>	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,exterritorial}</i>	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,gesamt}</i>
Stromaufbringung Österreich	0,173	0,045	0,219
Kraftwerkspark Österreich	0,139	0,041	0,180
Heizöl extraleicht	0,271	0,061	0,332
Erdgas	0,200	0,068	0,268
Flüssiggas	0,231	0,081	0,312
Diesel (inkl. Beimischung*)	0,255	0,066	0,321
Benzin (inkl. Beimischung*)	0,270	0,071	0,342
Holzpellets**	0,006	0,020	0,027
Holz**	0,006	0,006	0,012
Biodiesel**	0,005	0,166	0,170
Bioethanol**	0,001	0,208	0,209
Fernwärme	0,141	0,059	0,200

Quelle: (Umweltbundesamt GmbH 2019)

CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens von Materialien

Zusätzlich zu den Energieträgern tragen auch die verbrauchten Materialien zum CO₂-Fußabdruck von Wien bei. Nachdem sämtliche Materialien in den betrachteten Sektoren importiert werden müssen, ergibt sich, dass deren CO₂-Fußabdruck zur Gänze dem exterritorialen CO₂-Fußabdruck außerhalb Wiens zugerechnet werden kann. Zwar findet etwa ein Teil der Transporte bei der Anlieferung auch in Wien statt, jedoch ist aufgrund der geringen Größe der Stadt dieser Anteil im Vergleich zum Transport außerhalb Wiens so verschwindend gering, dass er vernachlässigt werden kann. Die angewandten Charakterisierungsfaktoren *CF_i* für die Subgüter *i – k* sind in Tabelle 25 dargestellt. Die Daten stammen aus der ProBas Datenbank des Deutschen Umweltbundesamt (2022), da die Österreichischen Daten nur gegen Bezahlung abrufbar sind. Verwendet wurden so weit wie möglich die aktuellsten Daten, sprich für das Jahr 2020. Es wäre sicher ratsam, wen User dieses Berichts für weitere Verwendung außerhalb dieses Werkvertrages sich diese Daten beim Österreichischen Umweltbundesamt.

Tabelle 25 Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des CO₂-Fußabdrucks von Materialien (Subgüter) in [kg CO₂,äq/kg]

Subgut	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,territorial}</i>	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,exterritorial}</i>	Charakterisierungsfaktor <i>CF_{THG,gesamt}</i>
Beton	0	0,164	0,164
Ziegelmauerwerk	0	0,199	0,199
Kies & Sand	0	0,103	0,103
Holz	0	0,028	0,028

Eisen & Stahl	0	1,5	1,5
Glas	0	1,09	1,09
Mineralwolle	0	0,936	0,936
Kunststoffdämmung	0	3,5	3,5
Kunststoffe	0	3	3
Gips	0	0,226	0,226
Kupfer	0	3,32	3,32
Aluminium	0	12	12
Kunststoff-Verpackungen (PET)	0	2,730	2,73
Papier-, Pappe-, Kartonverpackungen	0	0,036	0,036
Eisensulfat (Abwasserreingiunge)	0	0,114*	0,114*
Andere Metalle (Fahrzeuge)	0	4 [#]	4 [#]
Andere Materialien (Fahrzeuge)	0	1 [#]	1 [#]

Quelle: Umweltbundesamt, 2022

* ermittelt aus Ecoinvent Datenbank, [#]eigene Annahmen

10.8.4 Methoden und Daten nach Sektoren:

Kommunale Abfallwirtschaft – Verbrauch kurzlebiger Konsumgüter

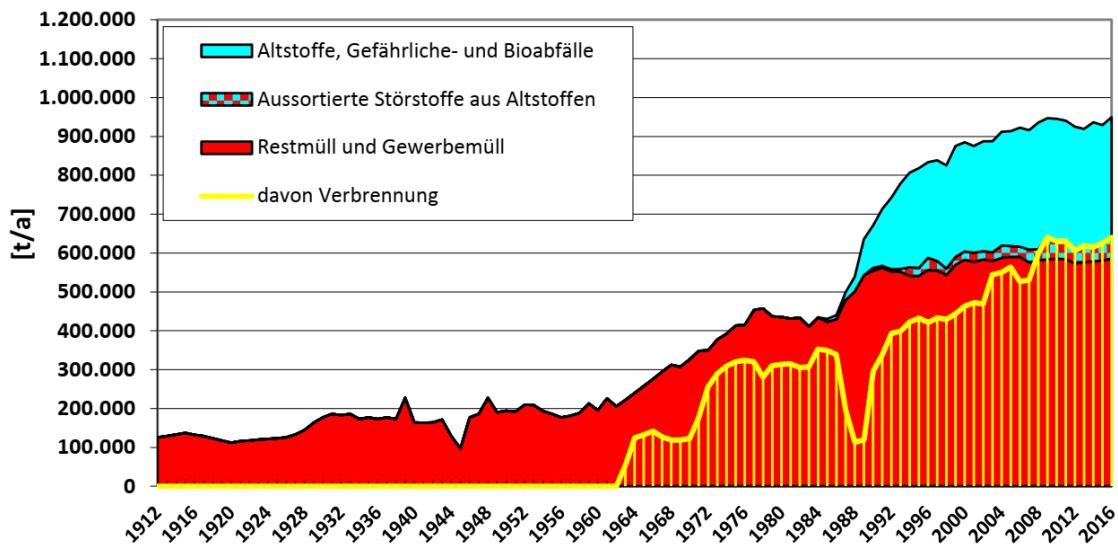
Der Abfallwirtschaftssektor kann in zweierlei Weise für die Ermittlung des CO₂- und des Materialfußabdrucks (konsumbasiert) betrachtet werden. Zum einen verbraucht der Sektor Energie, etwa bei der Abfallsammlung, bzw. erzeugt Energie, etwa durch die thermische Behandlung von Abfall. Zwar entsteht in beiden Fällen CO₂, jedoch ist dieses schon im Energiesektor berücksichtigt (siehe Kapitel 10.8.8). Auf der Materialseite verbraucht der Abfallwirtschaftssektor Materialien, etwa für Gebäude und Fahrzeuge. Ersteres ist jedoch bereits im Bausektor – Gebäude enthalten (siehe Kapitel 10.8.6) und zweiteres im Verkehrssektor – Fahrzeuge (siehe Kapitel 10.8.9).

Eine andere Betrachtungsebene für den Abfallwirtschaftssektor röhrt jedoch daher, dass er für kurzlebige Konsumgüter, also vor allem Verpackungen oder Druckwerke aus Glas, Kunststoff, Metall und Papier, Pappe und Karton (PPK), einen sehr guten Überblick bietet, wie viel davon in Wien konsumiert wird, vor allem von privaten Haushalten, aber auch von sonstigen Einrichtungen. Die hier berechneten Daten können als Vergleichswert zur top-down Berechnung für den Verbrauch von Konsumgütern betrachtet werden. Der Abfallwirtschaftssektor untersucht hier insbesondere kurzlebige Konsumgüter (Verpackungen, Druckwerke) aus Glas, Kunststoff, Metall und PPK.

Daten

Die kommunale Abfallwirtschaft der Stadt Wien besitzt eine große Datenbasis, welche die Grundlage für die Evaluierung und strategische Ausrichtung des Abfallwirtschaftssystems ist. Die wichtigsten und detailliertesten offiziellen Daten entstammen den Jahresberichten sowie persönlicher Kommunikation. Abbildung 57 zeigt etwa die durch die MA 48 gesammelten Mengen an Siedlungsabfall.

Abbildung 57: Siedlungsabfall (Restmüll) in t/Jahr



Quelle: MA 48

Referenzeinheit

Für die Referenzeinheiten werden Daten von der MA 48 verwendet. Die Daten beziehen sich auf die Jahre 2009 bis 2016. Deswegen werden die Daten für die Jahre 2010 und 2016 verwendet. Als Referenzeinheit RV_j wird 1 [kg Abfall] verwendet. Dieser wird über die Systemsammlung (Restmüll) sowie die getrennte Sammlung von Altglas, Altmetall, Altpapier und Leichtverpackung von der MA 48 gesammelt. Die Summe der Referenzeinheiten RV_j für jeden Abfallstrom stammen von der MA 48. Die betrachteten Subgüter i sind Glas, Leichtverpackungen aus Kunststoff, Aluminium, Eisen, PPK. Die Summe an Referenzeinheiten RV_j sind in Tabelle 26 dargestellt.

Massenanteil Datenquellen

Die Daten zum Massenanteil c_{ij} der Subgüter stammen von der MA 48 und werden alle fünf Jahre im Rahmen der großen Wiener Abfallanalyse erstellt. Die Massenanteile c_{ij} der Subgüter sind in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26 Menge an Referenzeinheiten RV_j und Massenanteile c_{ij} für den Abfallwirtschaftssektor

Jahr	Variable	Einheit	Restmüll	Altglas	Altmetall	Altpapier	Leichtverpackungen
2010	RV_j	[kg/Jahr]	509.140.000	26.532.000	3.688.220	127.817.000	6.186.747
	$c_{Eisen,j}$	[m%]	2,21%	0,00%	62,99%	0,00%	0,00%
	$c_{Glas,j}$	[m%]	5,14%	98,66%	0,00%	0,00%	0,00%
	$c_{Kunststoff,j}$	[m%]	9,76%	0,00%	0,00%	0,00%	85,15%
	$c_{Aluminium,j}$	[m%]	1,35%	0,00%	12,24%	0,00%	0,00%
	$c_{PPK,j}$	[m%]	17,38%	0,00%	0,00%	95,68%	0,00%
2016	RV_j	[kg/Jahr]	522.793.200	29.482.940	3.117.890	115.619.600	6.390.166
	$c_{Eisen,j}$	[m%]	1,48%	0,00%	58,00%	0,00%	0,00%
	$c_{Glas,j}$	[m%]	5,53%	98,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	$c_{Kunststoff,j}$	[m%]	11,60%	0,00%	0,00%	0,00%	81,20%
	$c_{Aluminium,j}$	[m%]	1,25%	0,00%	21,70%	0,00%	0,00%
	$c_{PPK,j}$	[m%]	18,31%	0,00%	0,00%	96,29%	0,00%

Produktionsbasierter Materialverbrauch – Berechnung

Im Excelfile wurde die Berechnung der Materialinputs in den Tabellenblättern „m2010“ und „m2016“ durchgeführt (Spalte B). Die Berechnung folgt Formel 1 und Formel 2 (Seite 122).

CO₂- und Materialfußabdruck - Berechnung

Die Berechnung des CO₂-Fußabdrucks erfolgt nach Formel 7 (innerhalb Wiens) und Formel 8 (außerhalb Wiens) unter Verwendung der Ergebnisse für den Materialverbrauch von Subgütern einerseits und Tabelle 24 (Energieträger) bzw. Tabelle 25 (Materialien) andererseits. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden. Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird nur für Auswirkungen außerhalb Wiens nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet.

10.8.5 Methoden und Daten nach Sektoren: Abwasserwirtschaft

Daten

Für die Analyse des Materialverbrauchs in der Abwasserwirtschaft stehen die jährlichen Umwelterklärungen der ebsWien Kläranlage & Tierservice Ges.m.b.H. zur Verfügung (ebsWien_Hauptkläranlage 2012). Neben der jährlich behandelten Abwassermenge wird dort u.a. der Verbrauch an Betriebsmittel bzw. auch Energieträger ausgewiesen. Zusätzlich finden sich Angaben über die anfallenden Rückstände (zb. Klärschlamm, Rechengut, Sandfang, Schotterfang, ...). Aufwendung für die Erhaltung bzw. den Ausbau des Kanalnetzes finden sich im Sektor „Infrastruktur“ und sind im gegenständlichen Projekt nicht der Abwasserwirtschaft (die sich gänzlich auf die Abwasserreinigung beschränkt) zugeordnet.

Im Rahmen der gegenständlichen Arbeit wurden folgende Betriebsmittel und Energieträger berücksichtigt, wobei um Doppelzählungen zu vermeiden, die für die Abwasserwirtschaft benötigten Energieträger vom Gesamtenergieverbrauch (ausgewiesen in der Energiewirtschaft) wieder abzuziehen sind:

- Eisensulfat Fe₂(SO₄)₃ – Fällungsmittel (ausgewiesen als t Fe pro Jahr, wieder entsprechend der Stöchiometrie von Eisensulfat mit einem Faktor 3,59 multipliziert, um den Verbrauch an Eisensulfat zu bestimmen)
- Benzin & Diesel (zusammengefasst als Öl)
- Erdgas
- Elektrische Energie

Tabelle 27 Abwassermenge, Betriebsmittel und Energieträger für die Abwasserreinigung

Jahr	Abwassermenge [m ³ /Jahr]	Eisen-Sulfat Fe ₂ (SO ₄) ₃ [t Fe/Jahr]	Benzin [l/Jahr]	Benzin [l/Jahr]	Erdgas [kg/Jahr]	elektrische Energie [MWh/Jahr]
2010	220.000.000	1.598	3.350	27.216	2.162	57.147
2019	205.000.000	2.051	2.479	140.126	28	59.352

Datenquelle: (ebsWien_Hauptkläranlage 2012)

Zusätzlich zu den Betriebsmitteln und den Energieträgern wurde in der Betrachtung auch die Abwassermenge berücksichtigt, die aber nicht in den Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) oder CO₂-Fußabdruck einfließen.

Konsumbasierter CO₂- und Materialfußabdruck – Berechnung

Die Berechnung von CO₂-Fußabdruck erfolgt nach Formel 7 (innerhalb Wiens) und Formel 8 (außerhalb Wiens) unter Verwendung der Ergebnisse für den Materialverbrauch von Subgütern sowie von Tabelle 24 für Energieträger bzw. Tabelle 25 für Materialien. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden. Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird nur für Auswirkungen außerhalb Wiens nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet.

10.8.6 Methoden und Daten nach Sektoren: Bausektor – Gebäude

Referenzeinheit

Zunächst müssen die Referenzeinheiten festgelegt werden, um nach Formel 1 (Seite 122) die Materialinputs rechnen zu können.

Referenzeinheit nach Bauperiode und Renovierungszustand der Gebäude

Die Referenzeinheit bei den Gebäuden ist 1 m² Nutzfläche. Die unterschiedenen Referenzeinheiten, welche einen Materialinput zur Folge haben, lassen sich nach dem Modell von Lederer et al. (2020) bzw. Lederer et al. (2021b) wie folgt einteilen:

1800-1918 Altbestand	Kein Materialinput
1800-1918 Thermisch saniert	Materialinput durch die Sanierung
1800-1918 Dachgeschossausbau	Materialinput durch Dachgeschossausbau
1919-1945 Altbestand	Kein Materialinput
1919-1945 Thermisch saniert	Materialinput durch die Sanierung
1919-1945 Dachgeschossausbau	Materialinput durch Dachgeschossausbau
1946-1980 Altbestand	Kein Materialinput
1946-1980 Thermisch saniert	Materialinput durch die Sanierung
1981-2000 Altbestand	Kein Materialinput
2001-2020 Neubau	Materialinput durch Neubau

Zusammengefasst kann also unterschieden werden zwischen folgenden Aktivitäten am Gebäudepark in Wien, welche einen Materialverbrauch nach sich ziehen, inklusive Annahmen und Unsicherheiten, welche in Lederer et al. (2020) im Detail beschrieben sind:

1. Thermische Sanierung der Gebäude nach Bauperiode (<1919, 1919-1945, 1946-1980)
 - Inzwischen werden auch Gebäude jüngeren Alters schon thermisch saniert, aber in geringem Umfang als bei Gebäuden, die vor 1981 errichtet wurden. Trotzdem birgt dies eine gewisse Unsicherheit mit sich.
 - Es wurden bei Wohngebäuden nur thermische Sanierungen berücksichtigt, die über den Wohlfonds Wien auch gefördert wurden. Nicht- oder sonstig geförderte Sanierungen blieben unberücksichtigt.

- Thermische Sanierungen im Nicht-Wohnbereich wurden nur für Servicegebäude angenommen. Dabei wurde, in Abwesenheit von Daten, eine Sanierungsrate von 1% des jährlichen Bestandes angenommen (Kranzl u. a. 2012).
 - Für Industrie und sonstige Gebäude wurde angenommen, dass diese nicht thermisch saniert wurden.
2. Dachgeschossausbau der Gebäude nach Bauperiode (<1919, 1919-1945, 1946-1980)
 - Hier wurde basierend auf Gruber et al. (2018) angenommen, dass Wohngebäude nach 1946 bereits über ein ausgebautes Dachgeschoss verfügen. Diese Annahme ist jedoch zu prüfen und im Fall anzupassen.
 - Dachgeschossausbauten auf Nicht-Wohngebäuden wurden vernachlässigt.
 3. Neubau der Gebäude nach Bauperiode (2001-2020)

Weiters unberücksichtigt blieben sonstige Sanierungen und Umbauarbeiten, da hierfür schlicht die Daten fehlen.

Referenzeinheit nach Nutzung der Gebäude

Neben der Bauperiode und dem Sanierungszustand werden die Gebäude auch nach deren Nutzung unterschieden. Folgende Nutzungen werden laut Allgemeinen Wohnungsregister AGWR unterschieden (linke Spalte) und den Nutzungen in dieser Arbeit, basierend auf Kleemann et al. (2017) zugeordnet (rechte Spalte):

[01] Gebäude mit einer Wohnung	Wohngebäude
[02] Gebäude mit 2 oder mehr Wohnungen	Wohngebäude
[03] Wohngebäude für Gemeinschaften	Wohngebäude
[04] Hotels und ähnliche Gebäude	Servicegebäude
[05] Bürogebäude	Servicegebäude
[06] Groß- und Einzelhandelsgebäude	Servicegebäude
[07] Gebäude des Verkehrs- und Nachrichtenwesens	Servicegebäude
[08] Industrie- und Lagergebäude	Industriegebäude
[09] Gebäude für Kultur- und Freizeit, Bildungs- und Gesundheitswesen	Servicegebäude
[10] landwirtschaftliches Nutzgebäude	Industriegebäude
[11] freistehende Privatgarage	Sonstige
[12] Kirchen, sonstige Sakralbauten	Sonstige
[13] Pseudobaulichkeit	Sonstige
[14] sonstiges Bauwerk	Sonstige

Referenzeinheit – Datenquellen und -Überblick

Thermische Sanierung der Wohn- und Servicegebäude der Bauperioden 1800-1918, 1919-1945 und 1946-1980

Die Daten für die thermische Sanierung von Wohngebäuden stammen vom Wiener Wohnfonds. In den älteren Publikationen wurden öffentlich verfügbare Daten verwendet (Burgholzer u. a. 2016). Im vorliegenden Bericht wurden über die Magistratsabteilung MA50 (Wohnbauförderung und Schlichtungsstelle für wohnrechtliche Angelegenheiten) der Wohnfonds Wien kontaktiert. Von diesem wurden Daten zur Anzahl der durch Förderung thermisch sanierten Wohneinheiten abgefragt. Die Anzahl der Wohneinheiten wurden mit dem Faktor 81,4 multipliziert, da dies laut Statistik Austria die durchschnittliche Wohnungsgröße von Wohnungen (in m² Nutzfläche), die in Wien vor 1981 errichtet wurden, darstellt (Statistik Austria 2019b). Wie schon erwähnt wurden

thermische Sanierungen von Gebäuden, die nach 1980 errichtet wurden, vernachlässigt. Wie die Daten in Tabelle 28 zeigen bewegen sich diese im Bereich von 1-8% der im jeweiligen Jahr sanierten Gebäude.

Tabelle 28 Thermisch sanierte Wohngebäude in Wien in [m² Nutzfläche/Jahr] nach Bauperiode der Gebäude und für die Jahre 2010, 2018 und 2019

Bauperiode	2010	2018	2019
1800-1918	128.612	37.851	63.818
1919-1945	136.996	43.549	46.968
1946-1980	489.295	129.263	175.824
1981-2000	19.617	16.199	3.175

Quelle: (Wohnfonds Wien 2022)

Für Nichtwohngebäude war es bedeutend schwieriger, Daten zu bekommen. Somit wurde eine Sanierungsrate von 1% für Servicegebäude angenommen (Kranzl u. a. 2012). Bei Industrie und sonstigen Gebäuden wurde angenommen, dass diese nicht saniert wurden.

Dachgeschossausbau der Bauperioden 1800-1918 und 1919-1945

Wie schon erwähnt existierten für die Anzahl an Dachgeschossausbauten in Wien über viele Jahre nur grobe Schätzungen, etwa von Gruber et al. (2018) mit etwa 400 Dachgeschossausbauten pro Jahr. Dieser Wert wird auch in der vorliegenden Arbeit für das Jahr 2010 angenommen. Eigene und bis dato unveröffentlichte Erhebungen aus dem Jahr 2018 über Luftbildauswertungen erzielten eine etwas höhere Menge von ca. 500 Dachgeschossausbauten pro Jahr. Dieselbe Auswertung lieferte auch das Ergebnis, dass Dachgeschossausbauten – sofern man nur die Bauperioden vor 1946 betrachtet – zu 80% auf Gründerzeithäusern (<1919) und zu 20% auf die Bauperiode 1919-1945 entfielen (Gassner u. a. 2020; Lederer, Gassner, u. a. 2021). Auch diese Aufteilung wird in dieser Arbeit übernommen. Aktuellere Daten der Magistratsabteilung MA37 (Baupolizei) zeigen, dass in den Jahren 2018 und 2019 jeweils 924 bzw. 1.006 zum Bau bewilligt wurden (MA37 2022). Jedoch wurde von der MA37 auch angemerkt, dass nicht jede Bewilligung genutzt wird. Trotzdem werden diese Daten für die Jahre 2018 und 2019 in der vorliegenden Arbeit übernommen, unter Verwendung der Aufteilung von 80% für die Bauperiode 1800-1918 und 20% für die Bauperiode 1919-1945 nach Lederer et al. (2019; 2021). Anhand von Planauswertungen im Jahr 2018 an der TU Wien wurde zusätzlich auch erhoben, dass ein Dachgeschossausbau etwa 411 [m² Nutzfläche] umfasst (Lederer u. a. 2019). Dieser Wert wurde nach Hinzunahme weiterer Samples auf 491 [m² Nutzfläche] nach oben korrigiert (Lederer, Gassner, u. a. 2021). Damit und mit den Annahmen aus Gruber et al. (2018) bzw. der Daten der MA37 (2022) können die Nutzflächen im Dachgeschossausbau für Wohngebäude der Bauperioden 1800-1918 und 1919-1945 abgeschätzt werden. Für die Zukunft ist davon auszugehen, dass die durchschnittliche Größe eines Dachgeschossausbaus wieder sinkt, weil größere Dachgeschosse bereits ausgebaut wurden. Weiters ist es möglich, dass bei Gebäuden, die nach 1945 errichtet wurden, die Dachgeschosse noch ausgebaut werden. Außerdem wurde angenommen, dass Servicegebäude kaum ausgebaut werden. Dies basiert zwar auf Erhebungen von Lederer et al. (2021), sollte aber überprüft werden.

Neubau

Die Daten zum Neubau stammen aus dem AGWR und wurden von der Magistratsabteilung MA 23 Wirtschaft, Arbeit und Statistik, zur Verfügung gestellt (MA23 2022). Diese Daten stellen sämtliche bestehende Gebäude nach Nutzung und in [m² Nutzfläche] dar.

Zusammenfassung der Eingangsdaten für die Anzahl der Referenzeinheiten

Zusammenfassend wurden folgende Daten für die Anzahl der Referenzeinheiten der unterschiedlichen Gebäude verwendet. Diese sind in Formel 1 (Seite 122) einzusetzen.

1. Wohngebäude sind in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29 Anzahl der Referenzeinheiten für Wohngebäude in [m² Nutzfläche / a]

Anzahl der Referenzeinheiten in [m² Nutzfläche / a] – Wohngebäude		2010	2018	2019
Nutzflächenzuwachs nach Bauperiode & Sanierungsstatus [Sum]	Einheit	1.265.549	1.055.436	1.214.477
1800-1918 Altbestand	m ²			
1800-1918 Thermisch saniert	m ²	128.612	37.851	63.818
1800-1918 Dachgeschossausbau	m ²	157.120	374.731	395.157
1919-1945 Altbestand	m ²			
1919-1945 Thermisch saniert	m ²	136.996	43.549	46.968
1919-1945 Dachgeschossausbau	m ²	39.280	93.683	98.789
1946-1980 Altbestand	m ²			
1946-1980 Thermisch saniert	m ²	489.295	129.263	175.824
1981-2000	m ²			
2001-2020	m ²	314.245	376.359	433.922

2. Servicegebäude sind in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 30 Anzahl der Referenzeinheiten für Servicegebäude in [m² Nutzfläche / a]

Anzahl der Referenzeinheiten in [m² Nutzfläche / a] – Servicegebäude		2010	2018	2019
Nutzflächenzuwachs nach Bauperiode & Sanierungsstatus [Sum]	Einheit	315.712	335.670	285.562
1800-1918 Altbestand	m ²			
1800-1918 Thermisch saniert	m ²	89.713	89.713	89.713
1800-1918 Dachgeschossausbau	m ²			
1919-1945 Altbestand	m ²			
1919-1945 Thermisch saniert	m ²	9.181	9.181	9.181
1919-1945 Dachgeschossausbau	m ²			
1946-1980 Altbestand	m ²			
1946-1980 Thermisch saniert	m ²	49.144	49.144	49.144
1981-2000	m ²			
2001-2020	m ²	167.674	187.632	137.524

3. Industriegebäude sind in Tabelle 31 dargestellt.

Tabelle 31 Anzahl der Referenzeinheiten für Industriegebäude in [m² Nutzfläche / a]

Anzahl der Referenzeinheiten in [m² Nutzfläche / a] – Industriegebäude		2010	2018	2019
Nutzflächenzuwachs nach Bauperiode & Sanierungsstatus [Sum]	Einheit	32.279	33.530	73.414
1800-1918 Altbestand	m ²			
1800-1918 Thermisch saniert	m ²			
1800-1918 Dachgeschossausbau	m ²			
1919-1945 Altbestand	m ²			
1919-1945 Thermisch saniert	m ²			
1919-1945 Dachgeschossausbau	m ²			
1946-1980 Altbestand	m ²			
1946-1980 Thermisch saniert	m ²			
1981-2000	m ²			
2001-2020	m ²	32.279	33.530	73.414

4. Sonstige-Gebäude sind in Tabelle 32 dargestellt.

Tabelle 32 Anzahl der Referenzeinheiten für Sonstige-Gebäude in [m² Nutzfläche / a]

Anzahl der Referenzeinheiten in [m ² Nutzfläche / a] – Sonstige-Gebäude		2010	2018	2019
Nutzflächenzuwachs nach Bauperiode & Sanierungsstatus [Sum]	Einheit	8.284	8.735	16.048
1800-1918 Altbestand	m ²			
1800-1918 Thermisch saniert	m ²			
1800-1918 Dachgeschossausbau	m ²			
1919-1945 Altbestand	m ²			
1919-1945 Thermisch saniert	m ²			
1919-1945 Dachgeschossausbau	m ²			
1946-1980 Altbestand	m ²			
1946-1980 Thermisch saniert	m ²			
1981-2000	m ²			
2001-2020	m ²	8.284	8.735	16.048

Massenanteil Datenquellen

Die Daten zum Massenanteil c_{ij} des Subgutes i im Materialfluss j in [kg/m² Nutzfläche] stammen von Lederer et al. (2021), mit Ausnahme der Werte für Aluminium und Kupfer, welche von Kleemann et al. (2017) genommen wurden. Die Werte sind in Tabelle 33 dargestellt und finden sich im Excelfile in den Blättern „RV-Wohngebäude“, „RV-Servicegebäude“, „RV-Industriegebäude“ und „RV-Sonstige-Gebäude“, jeweils in Spalte B ab Zelle B35. Diese Werte sind in Formel 1 (Seite 122) einzusetzen, um anhand der Menge an jeweiligen Referenzeinheiten die Materialflüsse zu berechnen.

Tabelle 33 Massenanteil c_{ij} des Subgutes i im Materialfluss j (= Materialinput) in [kg/m² Nutzfläche] basierend auf Lederer et al. (2021) und Kleemann et al. (2017)

Bauperiode	Wohngebäude	Service	Industrie	Sonstige
Beton				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	920,3	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	920,3	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	1.884,5	1.822,5	1.189,7	1.755,8
2001-2020	1.713,9	1.533,1	1.905,0	1.852,7
Ziegelmauerwerk				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	224,2	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	224,2	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	565,6	38,6	10,8	523,3
2001-2020	282,0	61,0	192,0	208,9
Kies und Sand				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	3,6	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	3,6	-	-	-

Bauperiode	Wohngebäude	Service	Industrie	Sonstige
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	174,2	121,0	106,4	151,3
2001-2020	153,9	118,0	136,8	152,3
Holz				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	23,0	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	23,0	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	15,2	-	-	4,4
2001-2020	12,1	9,3	-	12,2
Eisen & Stahl				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	58,9	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	58,9	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	110,6	116,4	127,7	269,8
2001-2020	232,8	91,4	125,2	104,1
2021-2050	232,8	91,4	125,2	104,1
Glas				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	10,4	3,1	4,3	3,0
1800-1918 Dachgeschossausbau	2,9	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	7,2	3,0	8,0	3,4
1919-1945 Dachgeschossausbau	2,9	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	6,7	3,1	4,1	2,9
1981-2000	4,9	3,3	3,5	3,3
2001-2020	6,2	3,3	6,9	5,1
Mineralwolle				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	3,9	1,9	0,5	1,2
1800-1918 Dachgeschossausbau	6,7	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	2,7	1,9	0,9	1,4
1919-1945 Dachgeschossausbau	6,7	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	2,5	2,0	0,5	1,2
1981-2000	1,6	0,4	-	0,9
2001-2020	2,3	2,1	0,8	2,1
Kunststoffdämmung				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	8,0	3,5	3,9	3,9
1800-1918 Dachgeschossausbau	2,4	-	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	5,5	3,5	7,3	4,4
1919-1945 Dachgeschossausbau	2,4	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-

Bauperiode	Wohngebäude	Service	Industrie	Sonstige
1946-1980 Thermisch saniert	5,1	3,6	3,7	3,8
1981-2000	5,8	3,5	1,0	4,1
2001-2020	4,7	3,9	6,3	6,6
Gips				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	-	-	-	-
1800-1918 Dachgeschossausbau	2,4	2,4	-	-
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	-	-	-	-
1919-1945 Dachgeschossausbau	2,4	2,4	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	-	-	-	-
1981-2000	0,0	0,0	1,5	0,0
2001-2020	0,0	0,0	11,1	0,0
Kupfer				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	0,1	0,1	0,3	0,2
1800-1918 Dachgeschossausbau	0,1	0,1	0,5	0,3
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	0,1	0,1	0,6	0,2
1919-1945 Dachgeschossausbau	0,1	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	0,1	0,1	0,3	0,2
1981-2000	0,1	0,1	0,4	0,2
2001-2020	0,1	0,1	0,5	0,3
Aluminium				
1800-1918	-	-	-	-
1800-1918 Thermisch saniert	0,8	1,0	1,3	0,8
1800-1918 Dachgeschossausbau	0,5	1,1	2,1	1,3
1919-1945	-	-	-	-
1919-1945 Thermisch saniert	0,6	1,0	2,4	0,9
1919-1945 Dachgeschossausbau	0,5	-	-	-
1946-1980	-	-	-	-
1946-1980 Thermisch saniert	0,5	1,0	1,2	0,8
1981-2000	0,6	1,1	1,7	0,8
2001-2020	0,5	1,1	2,1	1,3

Materialinputs – Berechnung

Im Excelfile wurde die Berechnung der Materialinputs in den Tabellenblättern für die Referenzeinheit der jeweiligen Gebäudetypen durchgeführt (RV-Wohngebäude, RV-Servicegebäude, RV-Industriegebäude, RV-Sonstige-Gebäude), immer ab Zeile 19. Die Berechnung folgt Formel 1 und Formel 2 (Seite 122).

Konsumbasierter CO₂- und Materialfußabdruck – Berechnung

Die Berechnung von CO₂-Fußabdruck erfolgt nach Formel 7 (innerhalb Wiens) und Formel 8 (außerhalb Wiens) unter Verwendung der Ergebnisse für die Materialinputs von Subgütern sowie von Tabelle 24 für Energieträger bzw. Tabelle 25 für Materialien. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden. Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird nur für Auswirkungen außerhalb Wiens nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet.

10.8.7 Methoden und Daten nach Sektoren: Bausektor – Infrastruktur

Referenzeinheit

Für die Analyse der Infrastruktur, die den gesamten Tiefbau umfasst, wurde folgende Bereiche im Detail analysiert:

- Verkehrsinfrastruktur
 - Straßen und Brücken
 - Infrastruktur für den öffentlichen Verkehr (U-Bahn, Straßenbahn und Schnellbahnnetz)
- Leitungen
 - Strom
 - Gas
 - Fernwärme
 - Wasserversorgung
 - Abwasser

Referenzeinheiten für die einzelnen Bereiche der analysierten Infrastruktur

Für Straßen und Brücken wurde als Referenzeinheit 1 m² Straßen bzw. Brückenfläche verwendet.

Für die Infrastruktur des öffentlichen Verkehrs und auch für sämtliche Leitungen wurde als Referenzeinheit 1 m gewählt.

Folgende Aktivitäten wurden je nach betrachteter Infrastruktur berücksichtigt:

Tabelle 34 Betrachtete Bauaktivitäten für die unterschiedlichen Infrastrukturbereiche

Infrastrukturbereich	Betrachtete Aktivitäten
Straßen	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Umbau ○ Erneuerung
Brücken ⁺	<ul style="list-style-type: none"> ○ Erneuerung
Öffentlicher Verkehr	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Erneuerung
Strom*	<ul style="list-style-type: none"> ○ Erneuerung der Leitungen ○ Verfüllung des Leitungsgrabens und Wiederherstellung der Oberfläche
Gas	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Erneuerung ○ Verfüllung des Leitungsgrabens und Wiederherstellung der Oberfläche
Fernwärme #	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Verfüllung des Leitungsgrabens und Wiederherstellung der Oberfläche
Wasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Erneuerung ○ Verfüllung des Leitungsgrabens und Wiederherstellung der Oberfläche
Abwasser	<ul style="list-style-type: none"> ○ Neubau ○ Erneuerung ○ Verfüllung des Leitungsgrabens und Wiederherstellung der Oberfläche

+ keine Angabe über Neubauten verfügbar im Rahmen des Projekts

* keine Angabe über Ausbau des Leitungsnetzes in Wien verfügbar im Rahmen des Projekts

aufgrund der Tatsache, dass es sich beim Fernwärmennetz um ein noch sehr junges Leitungsnetz handelt, sind Erneuerungsarbeiten aktuell noch von untergeordneter Bedeutung.

Referenzeinheit – Datenquellen und –Überblick

Datenquelle für Straßen & Brücken - Referenzeinheit

Basierend auf Daten der M28 (Straßenbau und Straßenverwaltung) wurden für den Neubau, den Umbau und die Erneuerung von Straßen in Wien folgende Zahlen ermittelt (siehe Tabelle 35).

Tabelle 35 Straßenbautätigkeit in Wien in den Jahren 2010 und 2019

Straßenbautätigkeit in [m ²]	2010	2019
Neubau	15.244	20.000
Umbau	357.809	330.000
Erneuerung	126.839	200.000

Für Brücken wurde lediglich – ausgehend vom Bestand an Brücken (MA28) – die Erneuerung dieser berücksichtigt, wobei dazu vereinfachender Weise angenommen wurde, dass der aktuelle Bestand über eine Zeitdauer von 70 Jahren (mittlere Lebensdauer von Brücken) vollständig erneuert wird. D.h. jährlich werden $1,42\% = 100\% / 70$ Jahre des Bestandes erneuert.

Tabelle 36 Anzahl und Art der Brücken in Wien (Bestand 2017)³⁰

Straßentyp	Art der Brücke	Anzahl an Brücken in Wien	gesamte Brückenlänge – 2017 [m]	mittlere Brückenbreite [m]	Brückenfläche – 2017 [m ²]
Autobahn	Stahlbeton	116	16.395	25	408.227
Autobahn	Stahl	7	413	32	13.216
Autobahn	Verbund	3	1.236	29	35.761
Gemeinde - Bundesstrasse	Stahlbeton	189	17.223	23	400.037
Gemeinde - Bundesstrasse	Stahl	13	3.494	21	73.439
Gemeinde - Bundesstrasse	Verbund	16	635	16	9.991
Fußgänger und Fahrrad	Stahlbeton	2	4.692	5	22.259
Fußgänger und Fahrrad	Stahl	1	6.560	4	25.208
Fußgänger und Fahrrad	Holz	26	998	4	3.848

Datenquelle für die Infrastruktur des öffentlichen Verkehrsnetzes - Referenzeinheit

Basierend auf Daten der Wiener Linien (2019), des statischen Jahrbuches der Stadt Wien sowie der OEBB wurden einerseits Informationen über die Linienlänge für U-Bahn, Straßenbahn und Schnellbahn erhoben und andererseits darauf basierend auch Zahlen zur mittleren jährlichen Erweiterung des Netzes bestimmt (siehe Tabelle 37). Als Referenzgröße wurde die Summe aus der jährliche Netzerweiterung (rechte Seite von Tabelle 37) sowie die Erneuerung des Bestands (Erneuerungsrate von $1,67\% = 100\% / 60$ Jahren) angenommen. Beispielsweise ergibt dies für die Straßenbahn eine Referenzgröße von 2,93 km Erneuerung pro Jahr.

³⁰ Quelle: https://Jahrustria-forum.org/Jahrf/AustriaWiki/Liste_der_Br%C3%BCcken_in_Wien

Tabelle 37 Linienlänge der Infrastruktur und mittl. Linienerweiterung des öffentlichen Verkehrs in Wien in [km] bzw. [km/Jahr]

Liniengl��e in [km]	2010	2019	Mittl. Linienerweiterung in [km/Jahr]	2010	2019
Straßenbahn	176	176	Straßenbahn	0	0
U-Bahn	79	87,4	U-Bahn	1,5	0,9
Schnellbahn (Zug)	187,5	190	Schnellbahn (Zug)	0,25	0,3

Datenquelle für Stromleitungen - Referenzeinheit

Basierend auf generellen Angaben der Stromleitungsl  nge aus dem Statistischen Jahrbuch der Stadt Wien wurde unter der Annahme, dass 40% der gesamten verlegten Kabellänge sich im Wr. Stadtgebiet befindet (der Versorgungsbereich der Wiener Netze mit Strom erfolgt 脿ber das Wiener Stadtgebiet hinaus und inkludiert auch angrenzende Bezirke in N  O), die Kabellänge in Wien (Bestand) abgeschätzt. Für diesen Bestand wurde eine Lebensdauer von 50 Jahr angenommen und somit eine mittlere Erneuerungsrate von 2% des Bestands abgeschätzt.

Genaue Angaben zur jährlich verlegten Länge an Kabeln und auch zum verwendeten Kabelquerschnitt sollten 脿ber die Wr. Netze beziehbar sein. Allerdings war es im Rahmen des gegenständlichen Projekts nicht möglich diese Daten bei den Wr. Netzen zu erheben.

Tabelle 38 Länge der verlegten Kabel im Wr. Stadtgebiet und mittl. erneuerte Kabellänge im Wr. Stadtgebiet [km] bzw. [km/Jahr]

Kabellänge in [km]	2010	2019	Kabelerneuerung	2010	2019
Kabel – Wr. Netze	18.742	17.708	Kabel – Wr. Netze	k.A.	k.A.
Kabel – Wr. Stadtgebiet	7.497	7.083	Kabel – Wr. Stadtgebiet	150	142

Datenquelle für Gasleitungen - Referenzeinheit

Basierend auf Angaben zum Gasleitungsnetz aus dem Statistischen Jahrbuch der Stadt Wien wurde einerseits eine mittlere jährliche Erweiterung des Gasnetzes abgeleitet und andererseits abgeschätzt, welche Leitungslänge des Netzes jährlich erneuert wird. Dazu wurde für den Bestand eine Lebensdauer von 50 Jahren angenommen, was einer mittleren Erneuerungsrate von 2% des Bestands entspricht.

Genaue Angaben zur jährlich neu verlegten bzw. erneuerten Gasleitungsl  nge sollten 脿ber die Wr. Netze beziehbar sein. Allerdings war es im Rahmen des gegenständlichen Projekts nicht möglich diese Daten zu erheben.

Tabelle 39 Länge der verlegten Gasleitungen und mittl. erneuerte Gasleitungsl  nge (inkl. einer angenommenen mittleren Neuverlegung von 20 km/Jahr) in [km] bzw. [km/Jahr]

Gasleitungen - Bestand in [km]	2010	2019	Gasleitungen (inkl. Neuverlegung) [km/Jahr]	2010	2019
Hochdruck und Mitteldruckleitungen	470	470	Hochdruck und Mitteldruckleitungen	9,4	9,4
Niederdruckleitungen	3.175	3.355	Niederdruckleitungen	83,5	87,1
Gasleitungen -Gesamt	3.645	3.825	Gasleitungen gesamt	92,9	96,5

Datenquelle für Fernwärmeleitungen - Referenzeinheit

Basierend auf Angaben zum Fernwärmeleitungsnetz und dessen Wachstum über die Zeit (durch Wiener Stadtwerke bzw. Wr. Netze³¹) wurde ein mittlerer jährlicher Netzzuwachs des Fernwärmennetzes ermittelt. Aufgrund der Tatsache, dass es sich beim Fernwärmennetz um ein relativ junges Netz handelt, wurde keine Erneuerungsarbeiten berücksichtigt.

Genaue Angaben zur jährlich neu verlegten bzw. erneuerten Fernwärmeleitungslänge sollten über die Wr. Netze beziehbar sein. Allerdings war es im Rahmen des gegenständlichen Projekts nicht möglich diese Daten zu erheben.

Tabelle 40 Länge der verlegten Fernwärmeleitungen und mittl. jährlicher Netzzuwachs in [km] bzw. [km/Jahr]

Fernwärmeleitungen - Bestand in [km]	2010	2019	Fernwärmeleitungen – mittl. Neuverlegung	2010	2019
Fernwärmeleitungen	1.139	1.301	Kabel – Wr. Netze	31	18

Datenquelle für Wasserversorgung - Referenzeinheit

Aus Angaben im Leitungsberichts³² der MA31 (Wiener Wasser) konnte die Länge an jährlich verlegten Rohrleitungen (Neuverlegung und Erneuerung) ermittelt werden.

Tabelle 41 Länge der verlegten Wasserversorgungsleitungen in [km/Jahr]

Verlegte Wasserversorgungsleitungen	2010	2019
Wasserleitungen	20	40

Datenquelle für das Abwasser (Kanalnetz) - Referenzeinheit

Basierend auf Angaben zum Kanalnetz aus dem Statistischen Jahrbuch der Stadt Wien wurde einerseits eine mittlere jährliche Erweiterung des Kanalnetzes abgeleitet und andererseits abgeschätzt, welche Leitungslänge des Kanalnetzes jährlicher erneuert wird. Dazu wurde für den Bestand eine Lebensdauer von 80 Jahren angenommen, was einer mittleren Erneuerungsrate von 1,25% des Bestands entspricht. Genaue Angaben zur jährlich neu verlegten bzw. erneuerten Kanallänge sollten über Wien Kanal beziehbar sein. Allerdings war es im Rahmen des gegenständlichen Projekts nicht möglich diese Daten zu erheben.

Tabelle 42 Länge des Kanalnetzes und mittl. erneuerte und neu verlegte Kanallänge in [km] bzw. [km/Jahr]

Kanallänge - Bestand in [km]	2010	2019	Kanalerneuerung (inkl. Neubau) [km/Jahr]	2010	2019
Abwasserkanal	2.396	2.475	Abwasserkanal	72,2	39,7

³¹ https://www.wienerstadtwerke.at/media/files/2015/wstw%20imagebrosch%C3%BCre%202015_156393.pdf

³² <https://www.wien.gv.at/statistik/leistungsbericht/ma31/index.html>

Massenanteile – Daten und Datenquellen

Massenanteile für Straßen & Brücken

Basierend auf Daten von Gassner et al. (2020; 2021) wurden mittlere Massenanteile für Straßen (unter Berücksichtigung von Neubau, Umbau und Erneuerung) errechnet. Die Daten dazu finden sich in Tabelle 45.

Tabelle 43 Massenanteile für Straßenneubau, -umbau und -erneuerung

Baumaterialien	Mittlere Materialbedarf pro m ² Straßenfläche [kg/m ²]
Asphalt	315
Beton	90
Sand, Kies, Steine	872
Summe	1.277

basierend auf Gassner et al. (2020; 2021)

Für Brücken stammen die verwendeten Massenanteile aus Helminger (1978) und Lünser (1999) – siehe Tabelle 44.

Tabelle 44 Massenanteile für Brücken in Abhängigkeit der Bauweise und des Straßentyps

Straßentyp	Art der Brücke	Stahl [kg/m ²]	Beton [kg/m ²]	Holz [kg/m ²]
Autobahn	Stahlbeton	92	1.651	-
Autobahn	Stahl	431	-	-
Autobahn	Verbund	285	762	-
Gemeinde - Bundesstrasse	Stahlbeton	89	1.545	-
Gemeinde - Bundesstrasse	Stahl	388	-	-
Gemeinde - Bundesstrasse	Verbund	160	813	-
Fußgänger und Fahrrad	Stahlbeton	79	1.251	-
Fußgänger und Fahrrad	Stahl	280	-	-
Fußgänger und Fahrrad	Holz	34	-	372

basierend auf Helminger (1978) und Lünser (1999)

Massenanteile für die Infrastruktur des öffentlichen Verkehrs

Die mittleren Massenanteile pro Referenzeinheit (Meter) der Infrastruktur für den Öffentlichen Verkehr wurden aus Gassner et al. (2020) übernommen. Die Zusammenstellung der Daten findet sich in Tabelle 45.

Tabelle 45 Massenanteile der Infrastruktur für den Öffentlichen Verkehr

Materialien	U-Bahn [kg/m]	Straßenbahn [kg/m]	Schnellbahn [kg/m]
Asphalt	439	48	-
Beton	132.279	5.375	14.260
Steine, Sand, Kies	23.647	10.225	48.591

Ziegel	4.728		2.254
Metalle	10.000	130	2.055
<i>Stahl</i>	<i>9.856</i>	<i>128</i>	<i>2.040</i>
<i>Aluminium</i>	<i>25</i>	<i>0.46</i>	<i>11.5</i>
<i>Kupfer</i>	<i>119</i>	<i>1,37</i>	<i>3,7</i>
Kunststoffe	1,8	-	-
Holz	-	-	542

Quelle: Gassner et al. (2020)

Massenanteile für Stromleitungen/Kabel (inkl. der Aufwendung für Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Für den mittleren Leiterquerschnitt der erdverlegten Kabel wurde gemäß Kral et al. (2017) ein Wert von 1.500 mm² angenommen. Unter Berücksichtigung der Dichte von Kupfer und Aluminium (beide werden als Leitermaterial verwendet, wobei es im Rahmen des Projekts nicht möglich war von den Wr. Netzen zu erheben, welches Leitermaterial aktuell und in der Vergangenheit primär eingesetzt wird), ergibt diese folgende spezifische Kabelzusammensetzung pro Referenzeinheit (Laufmeter Kabel). Zusätzlich findet sich in der nachfolgenden Tabelle der Materialaufwand für die Verlegung des Kabels, das Verfüllen der ausgehobenen Kabeltrasse und die Wiederherstellung der Oberfläche.

Tabelle 46 Massenanteile der erdverlegten Kabel (inkl. dem Materialaufwand für die Verlegung, Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Materialien	Erdkabel [kg/m]
Kupfer und Aluminium	8,74
<i>Kupfer*</i>	<i>4,37</i>
<i>Aluminium*</i>	<i>4,37</i>
Kunststoff	1,75
Asphalt	102
Beton	15,4
Steine, Sand, Kies	350

Daten basierend auf Kral et al. (2017) und Gassner et al. (2020)

* da es keine Angaben zum Anteil von Kupfer- bzw. Aluminiumkabel gibt, wurde vereinfachend angenommen, dass sich der Massenteil gleichmäßig aufteilt, was allerdings bedeutet, dass der überwiegende Anteil der verlegten Erdkabel aus Aluminium besteht

Massenanteile für Gasleitungen (inkl. der Aufwendung für Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Für die Materialanteile der Gasleitungen (unterschieden nach Hochdruck- und Mitteldruckleitungen, sowie Niederdruckleitungen) wurden Daten von Steger et al. (2011) verwendet (siehe Tabelle 47).

Detaillierte „Wien spezifische“ Daten über die verwendeten Werkstoffe und Leitungsquerschnitte sollten über die Wiener Netze beziehbar sein. Diese konnten jedoch im Rahmen des Projekts nicht erhoben werden.

Zusätzlich wurde – analog zu den Erdkabeln – auch der Materialaufwand für die Verlegung der Leitungen, das Verfüllen der ausgehobenen Leitungstrasse und die Wiederherstellung der Oberfläche berücksichtigt. Zur Berechnung dieser wurden Daten von Gassner et al. (2020) verwendet.

Tabelle 47 Massenanteile der Gasleitungen (inkl. dem Materialaufwand für die Verlegung, Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Art der Gasleitung	Materialien	Gasleitung [kg/m]
Hoch- und Mitteldruck	Stahl	88,4
	Kunststoff	3,40
Niederdruck	Stahl	7,03
	Kunststoff	5,14
	Asphalt	216
	Beton	47
	Steine, Sand, Kies	784

Daten basierend auf Steger et al. (2011) und Gassner et al. (2020)

Massenanteile für Fernwärmeleitungen (inkl. der Aufwendung für Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Für die Materialanteile der Fernwärmeleitungen (die aus Primär- und Sekundärleitungen bestehen) wurden auf Angaben der Wiener Netze aus dem Projekt „Urban Flows“ (Dötzl u. a. 2018) zurückgegriffen.

Zusätzlich wurde – analog zu den Erdkabeln – auch der Materialaufwand für die Verlegung der Leitungen, das Verfüllen der ausgehobenen Leitungstrasse und die Wiederherstellung der Oberfläche berücksichtigt. Zur Berechnung dieser wurden Daten von Gassner et al. (2020) verwendet.

Tabelle 48 Massenanteile der Fernwärmeleitungen (inkl. Materialaufwand für Verlegung, Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Materialien	Fernwärmeleitung [kg/m]
Beton	139
Stahl	60,3
Kunststoff	15,4
Steinwolle	1,0
Asphalt	371
Beton	63
Steine, Sand, Kies	3.360

Daten basierend auf Dötzl et al. (2018) & Gassner et al. (2020)

Massenanteile für Wasserversorgungsleitungen (inkl. der Aufwendung für Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Basierend auf Angaben über den Einsatz der verschiedenen Werkstoffe für Wasserleitungen aus Deutschland (Steger u. a. 2011) wurden unter der Annahme eines fiktiven mittleren Leitungsdurchmessers von 250 mm eine durchschnittliche Zusammensetzung der Wasserleitungen in Wien errechnet (siehe Tabelle 50). Detaillierte „Wien spezifische“ Daten über die verwendeten Werkstoffe und Leitungsquerschnitte sollten über Wiener Wasser (MA31) beziehbar sein. Diese konnten jedoch im Rahmen des Projekts nicht erhoben werden.

Zusätzlich wurde – analog zu den Erdkabeln – auch der Materialaufwand für die Verlegung der Leitungen, das Verfüllen der ausgehobenen Wasserleitungstrasse und die Wiederherstellung der Oberfläche berücksichtigt. Zur Berechnung wurden Daten von Gassner et al. (2020) verwendet.

Tabelle 49 Massenanteile der Wasserversorgungsleitungen (inkl. dem Materialaufwand für die Verlegung, Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Materialien	Wasserleitung [kg/m]
Eisen & Stahl	41,7
Beton bzw. Faserzement	4,55
Kunststoff	2,4
Asphalt	374
Beton	50
Steine, Sand, Kies	1.680

Daten basierend auf Steger et al. (2011) und Gassner et al. (2020)

Massenanteile für Kanalisation (inkl. der Aufwendung für Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Basierend auf Angaben über den Einsatz der verschiedenen Werkstoffe für Abwasserkanäle aus Deutschland (Steger u. a. 2011) und Angabe von Kral et al. (2017) wurde eine durchschnittliche Zusammensetzung der Abwasserkanalisation in Wien errechnet (siehe Tabelle 50). Detaillierte „Wien spezifische“ Daten über die verwendeten Werkstoffe und Leitungsquerschnitte sollten über Wien Kanal beziehbar sein. Diese konnten jedoch im Rahmen des Projekts nicht erhoben werden.

Zusätzlich wurde - analog zu den Erdkabeln - auch der Materialaufwand für die Verlegung der Kanalisationsrohre, das Verfüllen der ausgehobenen Kanaltrasse und die Wiederherstellung der Oberfläche berücksichtigt. Zur Berechnung dieser wurden Daten von Gassner et al. (2020) verwendet.

Tabelle 50 Massenanteile der Wasserversorgungsleitungen (inkl. dem Materialaufwand für die Verlegung, Verfüllung und Wiederherstellung der Oberfläche)

Materialien	Kanalisation [kg/m]
Stahl (aus Stahlbeton)	7,6
Beton bzw. Faserzement	305
Steinzeug und Mauerwerk	286
Kunststoff	9,6
Asphalt	449
Beton	76
Steine, Sand, Kies	5.700

Daten basierend auf Steger et al. (2011), Kral et al. (2017) und Gassner et al. (2020)

Materialinputs – Berechnung

Im Excelfile wurde die Berechnung der Materialinputs in den Tabellenblättern für die Referenzeinheit der jeweiligen Infrastruktur durchgeführt (RV-Straße & Brücke, RV-Öffentl.Verkehr, RV-Stromkabel, RV-Gasleitungen, RV-Fernwärme, RV-Wasserversorgung, RV-Kanal).

Konsumbasierter CO₂- und Materialfußabdruck – Berechnung

Die Berechnung von CO₂-Fußabdruck erfolgt nach Formel 7 (terrestrische) und Formel 8 (exterrestrische Wirkungen) unter Verwendung der Ergebnisse für die Materialinputs von Subgütern sowie von Tabelle 24 für Energieträger bzw. Tabelle 25 für Materialien. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden. Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird nur für exterrestrische Auswirkungen nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet. Die Berechnungen finden sich im Excelfile im Tabellenblatt „Resultat-total“. Durch Division durch die Einwohner*innenzahl nach Hanika (2019) können auch die Pro-Kopf-Werte für alle Ergebnisse berechnet werden, dargestellt im Excelfile in Tabellenblatt „Resultat-Pro-Kopf.“

10.8.8 Methoden und Daten nach Sektoren: Energiesektor

Daten und Datenquelle

Der Energiesektor der Stadt Wien wurde mithilfe eines Top-down Ansatzes analysiert. Dazu wurden Daten aus der Energiebilanz Wien über den Energieeinsatz bzw. Energieverbrauch (in MWh bzw. J) - zusammenstellt von der Statistik Austria³³ - bzw. vom jährlich erstellen Energiebericht der Stadt Wien übernommen.

In der Energiebilanz Wien wird einerseits zwischen folgenden Energieträgern unterschieden:

- Wasserkraft
- Windkraft
- Photovoltaik
- Solarenergie
- Kohle
- Gas
- Öl
- Biomasse
- Abfälle nicht erneuerbar

andererseits werden folgende „Energieformen“ bzw. „Energieverluste“ gesondert ausgewiesen:

- Elektrische Energie
- Fernwärme
- Umwandlungs- oder Transformationsverluste (jene Verluste die beispielsweise auftreten, wenn aus dem Energieträger Gas elektrischer Strom und Fernwärme erzeugt wird)
- Transportverluste (Verluste, die beim Transport vom Ort der Erzeugung zum Ort des Einsatzes auftreten, z.B. Wärmeverluste bei Fernwärme zwischen Heizwerk und Wärmeübergabestation in einem Haushalt)

Hinsichtlich des Endenergieverbrauchs erfolgt in der Energiebilanz der Statistik Austria eine Aufteilung in zahlreiche Sektoren, wobei insbesondere zwischen den einzelnen Industrien im Detail unterschieden wird (zb. Eisen- und Stahlerzeugung, Chemie und Petrochemie, Nicht Eisen Metalle, Steine und Erden, Glas, Fahrzeugbau, Maschinenbau, Bergbau, Nahrungs- und Genussmittel, Tabak,

³³

https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html

Papier und Druck, Holzverarbeitung, Bau, Textil und Leder, Sonst. Produzierender Bereich, Eisenbahn, Sonstiger Landverkehr, Transport in Rohrfernleitungen, Binnenschifffahrt, Flugverkehr, Öffentliche und Private Dienstleistungen, Private Haushalte, Landwirtschaft).

Energieinputs – Zuordnung

Im Rahmen der gegenständlichen Arbeit wurden die unterschiedlichen Energieverbräuche in folgende Gruppen (Sektoren) eingeteilt:

- Industrie (produzierender Bereich)
- Private Haushalte und Dienstleistungen
- Verkehr und
- Transportverluste

Für diese 4 Bereiche (Sektoren) wurde darüberhinausgehend zwischen

- direkten Endverbrauch von den Brennstoffen in den einzelnen Bereichen (Sektoren),
- Verbrauch von elektrischer Energie (ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)
- Verbrauch von Fernwärme (ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)
- Umwandlungsverluste für die Bereitstellung von elektrischer Energie und Fernwärme (ebenfalls ausgedrückt durch die eingesetzten Energieträger)

unterschieden.

Zusätzlich zur innerstädtischen Produktion von elektrischer Energie und Fernwärme wurde auch deren Importe berücksichtigt, wobei diese in Summe weniger als 8% des gesamten Energieverbrauchs ausmachen.

Table 1 berücksichtige Energieträger für die betrachteten Formen an Energie (Endverbrauch von Brennstoffen, elektrische Energie, Fernwärme und Umwandlungsverlusten) am Beispiel der Industrie (produzierender Bereich)

1. Direkter Endverbrauch von Brennstoffen	2. Endverbrauch über elektrische Energie	3. Endverbrauch über Fernwärme	4. Umwandlungsverlust für elektr. Energie & Fernwärme
Industrie (Produzierender Bereich)	Industrie (Produzierender Bereich)	Industrie (Produzierender Bereich)	Industrie (Produzierender Bereich)
	Wasserkraft		
	Wind		
	Photovoltaik		
		Solarenergie	Solarenergie
Biogenes	Biogenes	Biogenes	Biogenes
Kohle	Gas	Gas	Gas
Gas	Öl	Öl	Öl
Öl	Abfall (nicht erneuerbar)	Abfall (nicht erneuerbar)	Abfall (nicht erneuerbar)
Abfall (nicht erneuerbar)	Importierte elektr. Energie	Importierte Fernwärme	Importierte elektr. Energie
			Importierte Fernwärme

Materialinputs – Berechnung

Für die Umrechnung der in der Energiebilanz angegebenen Energiemengen (in MWh oder TJ) auf die Materialflüsse an Brennstoffen wurde Formel 5 und die Heizwerte aus Tabelle 22 verwendet.

Im Excelfile wurde die Berechnung der Materialinputs über Energieträger im Tabellenblatt „Resultat-Total“ ausgewiesen.

Konsumbasierter CO₂- und Materialfußabdruck – Berechnung

Die Berechnung von CO₂-Fußabdruck erfolgt nach Formel 7 (innerhalb Wiens) und Formel 8 (außerhalb Wiens) unter Verwendung der Ergebnisse für die Materialinputs einerseits und Tabelle 24 (Energieträger) bzw. Tabelle 25 (Materialien) andererseits. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden.

Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird für nur für die Auswirkungen außerhalb Wiens nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet. Die Berechnungen finden sich im Excelfile im Tabellenblatt „Resultat-total“. Die Division durch die Einwohner (Hanika 2019) ergibt die Pro-Kopf-Werte, dargestellt im Excelfile in Tabellenblatt „Resultat-Pro-Kopf.“

10.8.9 Methoden und Daten nach Sektoren: Verkehrssektor – Fahrzeug

Definition der Referenzeinheit

Für den Sektor Verkehr werden lediglich die Fahrzeuge und deren Materialbedarf analysiert, da der Energiebedarf des Verkehrs bereits im Energiesektor ausgewiesen ist und die Erhaltung der Verkehrsinfrastruktur (Straße, Schiene) im Sektor Infrastruktur analysiert wird.

Die Anzahl der jährlich neu zugelassenen Fahrzeuge – unterteilt in die unterschiedlichen Fahrzeugarten – bildet die Referenzeinheit. Fahrzeuge für den nichtmotorisierten Individualverkehr (zb. Fahrräder) wurden aufgrund der umgedeuteten Materialmenge für die gegenständliche Analyse vernachlässigt.

Referenzeinheit - Daten und Datenquellen

Fahrzeugbestände und Neuzulassungen (Input an Fahrzeugen) für den motorisierten Individualverkehr werden von der Statistik Austria³⁴ jährlich veröffentlicht. Eine Zusammenstellung daraus findet sich in Tabelle 51.

Tabelle 51 Anzahl der Neuanmeldungen an Kraftfahrzeugen für den motorisierten Individualverkehr in Wien

Kraftfahrzeug	2010	2019
Pkw	68.897	71.706
Lkw	5.638	6.752
Motorräder	6.815	5.798

Für die Fahrzeuge des öffentlichen Verkehrs musste auf Berichte der jeweiligen Verkehrsanbieter (Wiener Linien und OEBB) zurückgegriffen werden.

³⁴

https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/verkehr/strasse/kraftfahrzeuge_-_neuzulassungen/index.html

Tabelle 52 Anzahl der Neuanmeldungen an Fahrzeugen für den Öffentlichen Verkehr in Wien

Kraftfahrzeug	2010	2019	Quelle
U-Bahn-Fahrzeuge	15	5*	(Stadtverkehr Austria 2019) (Stadtverkehr_Austria, 2019; Wiener_Linien, 2019)
Straßenbahn-Fahrzeuge	19	18*	
Busse	43	49	
Züge (ÖBB)	0	0*	(OEBB 2019)

* Mittelwerte der letzten 5 Jahre, da keine Zahlen für 2019 verfügbar waren

Massenanteil – Daten und Datenquellen

Um aus den Referenzeinheiten (Anzahl der Fahrzeuge) auf die Massenflüsse der einzelnen Materialien schließen zu können, sind die Referenzeinheiten mit der mittleren Masse der jeweiligen Fahrzeuge und der deren materielle Zusammensetzung zu verknüpfen.

Im Konkreten wurden dazu folgende Daten verwendet:

Tabelle 53 Materielle Zusammensetzung von Pkws

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	60,59%	1.288
Aluminum	9,17%	
Kunststoffe	17,52%	
Gummi	2,1%	
Glas	2,35%	
Kupfer	0,9%	
andere Metalle	1,9%	
andere Materialien	5,44%	
Batterie	0,02%	
Summe	100%	

Daten gemäß Zimmer et al. (2009) und Gassner et al. (2021)

Tabelle 54 materielle Zusammensetzung von Lkws

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	67,71%	2.686
Aluminum	7,52%	
Kunststoffe	12,43%	
Gummi	3,58%	
Glas	1,75%	
Kupfer	0,74%	
andere Metalle	1,52%	
andere Materialien	4,75%	

Batterie	0,01%	
Summe	100%	

Daten gemäß Zimmer et al. (2009) und Gassner et al. (2021)

Tabelle 55 materielle Zusammensetzung von Motorrädern

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	81,3%	185
Aluminum	1,6%	
Kunststoffe	9,7%	
Gummi	3,4%	
Glas	2,1%	
Kupfer	1,1%	
andere Metalle	0,0%	
andere Materialien	0,8%	
Batterie	0,0%	
Summe	100%	

Daten gemäß Cherry et al. (2009) und Gassner et al. (2021)

Tabelle 56 materielle Zusammensetzung von U-Bahn Fahrzeugen

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	51,53%	112.000
Aluminum	29,41%	
Kunststoffe	8,47%	
Gummi	0,01%	
Glas	1,99%	
Kupfer	3,12%	
andere Metalle	0,89%	
andere Materialien	4,58%	
Batterie	0,0%	
Summe	100%	

Daten gemäß Beyer und Svetelsky (2018) und Gassner et al. (2021)

Tabelle 57 materielle Zusammensetzung von Straßenbahn-Fahrzeugen

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	67%	43.000
Aluminum	14%	
Kunststoffe	7,77%	
Gummi	1%	
Glas	3%	

Kupfer	5%	
andere Metalle	0,31%	
andere Materialien	1,92%	
Batterie	0,0%	
Summe	100%	

Daten gemäß Beyer und Svetelsky (2018) und Gassner et al. (2021)

Tabelle 58 materielle Zusammensetzung von Bussen der Wiener Linien

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	58%	12.600
Aluminum	15%	
Kunststoffe	14%	
Gummi	4%	
Glas	4%	
Kupfer	1%	
andere Metalle	1,5%	
andere Materialien	2,5%	
Batterie	0,0%	
Summe	100%	

Datenquellen: (Stadtverkehr Austria 2019) und Gassner (2021)

Tabelle 59 materielle Zusammensetzung von Zügen

Materialien	Massenanteil [%]	Gesamtmasse pro Fahrzeug [kg pro Fahrzeug]
Eisen und Stahl	71,44%	122.000
Aluminum	6,27%	
Kunststoffe	8,15%	
Gummi	0,0%	
Glas	4,53%	
Kupfer	4,39%	
andere Metalle	0,91%	
andere Materialien	4,32%	
Batterie	0,0%	
Summe	100%	

Datenquellen basierend auf Daten der Ecoinvent Datenbank – regionaler Zug

Produktionsbasierter Materialverbrauch – Berechnung

Im Excelfile wurde die Berechnung des Materialverbrauchs in den Tabellenblättern für die Referenzeinheit der jeweiligen Fahrzeugtypen (zusammengefasst für Fahrzeug des motorisierten Individualverkehrs und des Öffentlichen Verkehrs: Tabellenblatt MIV_Input und ÖV_Input)

Konsumbasierter CO₂- und Materialfußabdruck – Berechnung

Die Berechnung von CO₂-Fußabdruck erfolgt nach Formel 7 (innerhalb Wiens) und Formel 8 (außerhalb Wiens) unter Verwendung der Ergebnisse für die Materialinputs von Subgütern sowie von Tabelle 24 für Energieträger bzw. Tabelle 25 für Materialien. Anhand Formel 6 kann der gesamte CO₂-Fußabdruck berechnet werden. Der Materialfußabdruck (konsumbasiert; MF) wird nur für exterrestrische Auswirkungen nach Formel 5 unter Verwendung von Tabelle 23 berechnet. Die Berechnungen finden sich im Excelfile im Tabellenblatt „Resultat-total“. Durch Division durch die Einwohner*innenzahl nach Hanika (2019) können auch die Pro-Kopf-Werte für alle Ergebnisse berechnet werden, dargestellt im Excelfile in Tabellenblatt „Resultat-pro-Kopf.“