



SEC 

Institute of
Social Ecology

S O C I A L E C O L O G Y W O R K I N G P A P E R 1 9 6

Michael Pölzler

**Ökobilanzielle Untersuchung
unterschiedlicher Stadtentwicklungsszenarien
am Beispiel der Stadt Wien**

Michael, Pözlner (2022):

Ökobilanzielle Untersuchung
unterschiedlicher Stadtentwicklungsszenarien
am Beispiel der Stadt Wien

Social Ecology Working Paper 196
Vienna, January 2022

ISSN 1726-3816

Social Ecology Working Papers
Editorial Board: Karlheinz Erb, Fridolin Krausmann, Barbara Smetschka
sec.workingpapers@boku.ac.at

Institute of Social Ecology Vienna (SEC)
Department of Economics and Social Sciences (WiSo)
University of Natural Resources & Life Sciences, Vienna (BOKU)
Schottenfeldgasse 29
1070 Vienna, Austria
<https://boku.ac.at/wiso/sec>

©2022 by Institute of Social Ecology Vienna

**Ökobilanzielle Untersuchung
unterschiedlicher Stadtentwicklungsszenarien
am Beispiel der Stadt Wien***

von

Michael Pözlner

* Masterarbeit verfasst am Institut für Soziale Ökologie, Studium Umwelt- und Bioressourcenmanagement. Diese Arbeit wurde von Univ.-Prof. Dr. Fridolin Krausmann und Mag. DI Dr.techn. Jakob Lederer betreut und ist im Rahmen des Forschungsprojektes "Transformation of Cities into a Low Carbon Future and its Impact on Urban Metabolism, Environment, and Society (TransLoC)", gefördert vom "Wiener Wissenschafts-, Forschungs- und Technologiefonds (WWTF)" im Rahmen des Programms "Environmental Systems Research (ESR)", entstanden. (Die vorliegende Fassung ist eine geringfügig überarbeitete Version der Masterarbeit.)

Kurzfassung

Städte tragen maßgeblich zum materiellen Ressourcenverbrauch und den damit verbundenen Umwelt- und Klimaauswirkungen bei. Dabei spielt aufgrund seiner hohen Material- und Energieverbräuche vor allem der Bau- und Gebäudesektor eine Schlüsselrolle. Eine Reihe von Städten, darunter auch Wien, haben in ihren Strategien zur nachhaltigen Entwicklung eine Reduzierung des Rohstoffverbrauchs als Leitziel definiert. Im Bau- und Gebäudesektor konzentrieren sich dabei viele Strategien auf einen Kreislaufwirtschaftsansatz und das Recycling von Abbruchabfällen. Untersuchungen am Beispiel der Stadt Wien haben gezeigt, dass jedoch besonders in der umfassenden Sanierung und der Vermeidung von Abriss ein großes Potential für die Reduktion des Rohstoffverbrauchs liegt. Aufbauend auf diesen Untersuchungen und den Erkenntnissen zum Rohstoffverbrauch, wird in dieser Arbeit untersucht, in welchem Umfang sich verschiedene Szenarien bezüglich Abbruch und Sanierung von Gebäuden in Wien auf weitere Aspekte nachhaltiger Entwicklung auswirken, wie den Primärenergieverbrauch, die emittierten Treibhausgase und Luftschadstoffe, aber auch die Ressourcenverknappung und den Flächenverbrauch. Anhand einer szenariobasierten Ökobilanz am Beispiel der Stadt Wien werden die Umweltwirkungen, die durch die Material- und Energieflüsse des Bau- und Gebäudesektors verursacht werden, für den Zeitraum von 2016 bis 2050 quantifiziert. Die Ergebnisse zeigen, dass das Sanierungsszenario „RENO“, für das man die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude sowie die Vermeidung des Abrisses annimmt, die geringsten Umwelteinflüsse in Bezug auf Treibhausgasemissionen, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität, aber auch auf den Primärenergieverbrauch und die Flächennutzung zur Folge hat. Eine Verringerung der genannten Umwelteinflüsse von 4 bis 15 % gegenüber dem Business-As-Usual-Szenario „BAU“, das die Fortsetzung der aktuellen Praxis beschreibt, kann damit erreicht werden. In Bezug auf die Treibhausgasemissionen bedeutet das ein Einsparungspotenzial von 5,5 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten während des Untersuchungszeitraums (2016-2050). Um die Umweltwirkungen des Bau- und Gebäudesektors darüber hinaus nachhaltig reduzieren zu können, bedarf es dringend einer vollständigen Dekarbonisierung des Energiesystems sowie alternativer und umweltschonender Herstellungsprozesse von energieintensiven Baustoffen.

Abstract

Cities contribute significantly to material resource consumption and associated environmental and climate impacts. In particular, the building construction sector plays a key role due to its high material and energy consumption. In their sustainable development strategies, several cities, including Vienna, have defined a reduction in raw material consumption as a sustainability target. In the building construction sector, many strategies focus on a circular economy approach and the recycling of demolition waste. Previous studies using the example of the city of Vienna have shown, however, that there is large potential for reducing the consumption of raw materials, especially by comprehensive renovation and the avoidance of demolition. Building on the findings from these studies on the consumption of raw materials, this thesis examines the extent to which different scenarios of urban development (with respect to demolition and renovation) affect other aspects of sustainable development, such as primary energy consumption, greenhouse gas emissions and air pollutants, but also resource depletion and land use. Using Vienna as a case study, the environmental impacts caused by the material and energy flows of the building construction sector are quantified in a scenario-based life cycle assessment for the period from 2016 to 2050. The results show that the renovation scenario "RENO", for which the comprehensive renovation of old residential and service buildings and the avoidance of demolition is assumed, results in the lowest environmental impacts in terms of greenhouse gas emissions, eutrophication, human and ecotoxicity, but also primary energy consumption and land use. A reduction of the different environmental impacts of 4 to 15 % compared to the business-as-usual scenario "BAU", which describes the continuation of current practice, can thus be achieved. In terms of greenhouse gas emissions, this means a potential saving of 5.5 million tons of CO₂ equivalents during the investigation period (2016-2050). To be able to reduce the environmental impacts of the building construction sector beyond this, there is an urgent need for a complete decarbonization of the energy system as well as alternative and environmentally friendly manufacturing processes for energy-intensive building materials.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	11
1.1 Forschungsfragen	12
1.2 Aufbau der Arbeit	12
2. Einführung ins Thema und Methode	13
2.1 Historische und zukünftige Entwicklungen des globalen materiellen Ressourcenverbrauch	13
2.1.1 Materialflussrechnung (MFA)	13
2.1.2 Historische Entwicklung des globalen materiellen Ressourcenverbrauchs.....	13
2.1.3 Zukünftige Entwicklung des globalen materiellen Ressourcenverbrauchs	15
2.2 Urbaner Metabolismus und die Rolle der Stadt in Bezug auf den Klimawandel	16
2.2.1 Urbaner Metabolismus.....	16
2.2.2 Energieverbrauch und THG-Emissionen von Städten auf globaler Ebene.....	17
2.2.3 Vergleich der THG-Emissionen von Städten in unterschiedlich entwickelten Ländern.....	17
2.2.4 Klimastrategien.....	18
2.3 Der Bau- und Gebäudesektor im Kontext des materiellen Ressourcenverbrauchs und des Klimawandels	19
2.4 Einführung in die Ökobilanzierung (LCA).....	20
2.4.1 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmen	20
2.4.2 Sachbilanz oder auch LCI (Life Cycle Inventory)	20
2.4.3 Wirkungsabschätzung oder auch LCIA (Life Cycle Impact Assessment)	20
2.4.4 Auswertung	21
2.4.5 Lebenswegmodule in Bezug auf Bauprodukte und Gebäude.....	21
3. Case Study: Darstellung der Ökobilanzierung und der angewandten Methoden	23
3.1 Hintergrund	23
3.1.1 Szenarien	23
3.1.1.1 <i>Business-as-usual-scenario (BAU)</i>	24
3.1.1.2 <i>Demolishing-old-buildings-scenario (DEMO)</i>	24
3.1.1.3 <i>Restricted-demolition-but-renovation-of-old-buildings (RENO)</i>	24
3.1.2 Ergebnisse der Untersuchungen von Lederer et al. (2021a)	25
3.2 Ziel und Untersuchungsrahmen	25
3.2.1 Ziel	25
3.2.2 Funktionelle Einheit.....	25
3.2.3 Systemgrenzen	25
3.2.4 Auswahl der betrachteten Lebenswegmodule.....	25
3.2.4.1 <i>Herstellungsphase bzw. Produktion (A1-A3)</i>	26
3.2.4.2 <i>Transport (A4)</i>	26
3.2.4.3 <i>Energieeinsatz während der Nutzung (B6)</i>	27
3.2.4.4 <i>Transport (C2)</i>	27
3.2.4.5 <i>Abfallbehandlung (C3)</i>	27
3.2.4.6 <i>Deponierung (C4)</i>	27
3.2.4.7 <i>Ergänzende Information bzw. Recyclingpotential (D)</i>	27
3.2.5 Einschränkungen und Annahmen.....	27
3.3 Sachbilanz	28
3.3.1 Materialflüsse	28
3.3.2 Energieflüsse.....	28

3.4	Auswahl der Datensätze und damit verbundene Annahmen	31
3.4.1	Datenbanken	32
3.4.1.1	baubook	32
3.4.1.2	ÖKOBAUDAT 2020-II	33
3.4.1.3	ecoinvent 3.6.....	33
3.4.2	Transport	33
3.4.3	Beton	33
3.4.3.1	Herstellung (A1-A3).....	33
3.4.3.2	Transport (A4)	33
3.4.3.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	34
3.4.4	Ziegel	34
3.4.4.1	Herstellung (A1-A3).....	34
3.4.4.2	Transport (A4)	34
3.4.4.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	34
3.4.5	Kies & Sand	34
3.4.5.1	Herstellung (A1-A3).....	34
3.4.5.2	Transport (A4)	34
3.4.5.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	35
3.4.6	Holz.....	35
3.4.6.1	Herstellung (A1-A3).....	35
3.4.6.2	Transport (A4)	35
3.4.6.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	35
3.4.7	Eisen/Stahl.....	35
3.4.7.1	Herstellung (A1-A3).....	35
3.4.7.2	Transport (A4)	36
3.4.7.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	36
3.4.8	Glas	36
3.4.8.1	Herstellung (A1-A3).....	36
3.4.8.2	Transport (A4)	36
3.4.8.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	36
3.4.9	Mineralwolle.....	37
3.4.9.1	Herstellung (A1-A3).....	37
3.4.9.2	Transport (A4)	37
3.4.9.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	37
3.4.10	Polystyrol	37
3.4.10.1	Herstellung (A1-A3).....	37
3.4.10.2	Transport (A4)	37
3.4.10.3	End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2).....	38
3.4.11	Fernwärme.....	38
3.4.12	Gas	38
3.4.13	Erneuerbare	38
3.4.14	Strom	38
3.4.15	Sonstige Fossile	38
3.5	Wirkungsabschätzung.....	39
3.6	Ergebnisse und Interpretation.....	40
3.6.1	Total nicht erneuerbare Primärenergie (PENRT)	40
3.6.2	Total erneuerbare Primärenergie (PERT)	41
3.6.3	Globales Erwärmungspotenzial (GWP).....	42
3.6.4	Eutrophierungspotenzial (EP).....	44
3.6.5	Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE).....	45
3.6.6	Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF)	47
3.6.7	Humantoxizität (HT)	47
3.6.8	Ökotoxizität (ET)	49
3.6.9	Flächennutzung (LU).....	49
4.	Zusammenfassung der Ergebnisse und Diskussion	51

4.1	Vergleichende Betrachtung der Umweltwirkungen der Szenarien	51
4.2	Der Einfluss des Baustoffrecyclings im Vergleich zu anderen Phasen des Lebensweges auf die Ergebnisse der Ökobilanz.....	53
4.3	Korrelationen der Wirkungsindikatoren	53
4.4	Kritische Reflexion	53
4.4.1	Annahmen	53
4.4.2	Nicht-Berücksichtigung von Materialflüssen	54
4.4.3	Technischer Fortschritt.....	54
5.	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	55
5.1	Dekarbonisierung des Energiesystems.....	55
5.2	Dekarbonisierung der Zementindustrie	56
5.3	Dekarbonisierung der Eisen- und Stahlindustrie.....	56
5.4	Material Passports und BIM	56
	Literaturverzeichnis.....	57

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung der globalen Materialbestände und -flüsse von 1900 bis 2010. (A) Ressourcenverbrauch von Materialien nach Nutzung	14
Abbildung 2: Globaler materieller Ressourcenverbrauch nach vier Kategorien (Biomasse, fossile Brennstoffe, Metallerze und nichtmetallische Mineralien)	15
Abbildung 3: Phasen einer Ökobilanz Quelle: ÖNORM EN ISO 14040, 2006	21
Abbildung 4: Lebenswegmodule gemäß ÖNORM EN 15978. Modulare Gliederung der Informationen zur Gebäudebewertung für die verschiedenen Lebenszyklusphasen eines Gebäudes	22
Abbildung 5: Auswahl der Lebenswegmodule	26
Abbildung 6: Total nicht erneuerbare Primärenergie (PENRT) in [MJ] pro Kopf und Jahr	41
Abbildung 7: Total erneuerbare Primärenergie (PENRT) in [MJ] pro Kopf und Jahr	42
Abbildung 8: Globales Erwärmungspotenzial (GWP) in [kg CO ₂ eq] pro Kopf und Jahr	42
Abbildung 9: GWP resultierend aus (a) den Materialinputs (b) den Materialoutputs (c) den Recyclingpotentialen (Gutschriften) und (d) den Energieverbräuchen jeweils in [kg CO ₂ eq] pro Kopf und Jahr	43
Abbildung 10: Eutrophierungspotenzial (EP) in [kg PO ₄ ³⁻ eq] pro Kopf und Jahr	45
Abbildung 11: Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE) in [kg Sb eq] pro Kopf und Jahr	46
Abbildung 12: Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE) der Materialinputs in [kg Sb eq] pro Kopf und Jahr	46
Abbildung 13: Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF) in [MJ] pro Kopf und Jahr	47
Abbildung 14: Humantoxizität nicht-krebserregend (HTnc) in [CUTh] pro Kopf und Jahr	48
Abbildung 15: Humantoxizität krebserregend (HTc) in [CUTh] pro Kopf und Jahr	48
Abbildung 16: Ökotoxizität (ET) in [CUTe] pro Kopf und Jahr	49
Abbildung 17: Flächennutzung (LU) in [Punkte] pro Kopf und Jahr	50

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Jährliche Sanierungs-, Neubau- und Dachgeschoßausbauraten	24
Tabelle 2: Kumulierte Materialflüsse des Gebäudesektors in Wien in Kilotonnen (kt) für den Zeitraum 2016-2050	28
Tabelle 3: Kumulierter Endenergieverbrauch für Raumwärme und Warmwasser des Gebäudesektors in Wien in Gigawattstunden (GWh) für den Zeitraum 2016-2050	29
Tabelle 4: Annahmen wesentlicher Paramater für die Berechnung des Endenergieverbrauchs	30
Tabelle 5: Verteilung des Endenergieverbrauchs für Raumwärme	30
Tabelle 6: Verteilung des Endenergieverbrauchs für Warmwasser	31
Tabelle 7: Zusammenfassung der Annahmen zu den einzelnen Lebenswegmodulen der Ökobilanz	32
Tabelle 8: Ausgewählte Wirkungsindikatoren auf Grundlage ihrer relativen Bedeutung für die Schutzgüter menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen.....	40
Tabelle 9: Überblick zu den Ergebnissen der Ökobilanzierung	52

Abkürzungsverzeichnis

ADPE	Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen
ADPF	Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe
CO ₂	Kohlendioxid
CTU	Comparative Toxic Unit
CZ	Tschechien
DE	Deutschland
EP	Eutrophierungspotenzial
eq	Äquivalente
ET	Ökotoxizität
Gt	Gigatonnen
GWP	Globales Erwärmungspotenzial
HTc	Humantoxizität krebserregend
HTnc	Humantoxizität nicht-krebserregend
kg	Kilogramm
km	Kilometer
kt	Kilotonne
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
LU	Flächennutzung
MFA	Materialflussrechnung
MJ	Megajoule
N-WG	Nicht-Wohngebäude
PENRT	Total nicht erneuerbare Primärenergie
PERT	Total erneuerbare Primärenergie
Pg	Petagramm
PO ₄ ³⁻	Phosphat
Sb	Antimon
t	Tonne
UIV	Urban Innovation Vienna
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
WG	Wohngebäude

1. Einleitung

Eine wachsende Weltwirtschaft, wachsender Wohlstand sowie Bevölkerungswachstum treiben die globale Ressourcennutzung an (Plank et al. 2018). Sowohl die Stoffzuflüsse als auch der Output an Abfällen und Emissionen wachsen seit der Jahrtausendwende mit einer jährlichen Rate von etwa 3 % pro Jahr und sind direkt bzw. indirekt dafür verantwortlich, dass sich die Menschheit kritischen planetaren Grenzen nähert oder diese sogar überschreitet (Krausmann et al. 2018; Steffen et al. 2015).

Aktuell lebt bereits mehr als die Hälfte der Weltbevölkerung in städtischen Gebieten (UN 2019). Was die Fläche betrifft, nehmen diese zwar weniger als ein Prozent der Landmasse der Welt ein (Esch et al. 2017), in Bezug auf den materiellen Ressourcenverbrauch und die damit verbundenen Umwelt- und Klimaauswirkungen weisen sie aber einen überproportional hohen Fußabdruck auf. Städte verbrauchen über zwei Drittel der Weltenergie und sind für bis zu 80 % der globalen Treibhausgasemissionen verantwortlich, wobei Verkehr und Gebäude zu den größten Verursachern zählen (IPCC 2014; Hoornweg, Sugar, und Gómez 2011). 90 % der städtischen Gebiete der Welt liegen an Küsten und sind deshalb besonders vulnerabel gegenüber einigen der verheerenden Auswirkungen des Klimawandels, wie dem Anstieg des Meeresspiegels und starken Küstenstürmen (C40 2020).

Als Teil des globalen Umwelt- und Klimaproblems haben Städte auch die Möglichkeit, an dessen Lösung mitzuwirken. Weltweit entwickeln Städte Strategien mit qualitativen und quantitativen Zielen für eine nachhaltige Entwicklung in den kommenden Jahrzehnten. Auch die Stadt Wien hat in diesem Kontext eine Smart City Rahmenstrategie veröffentlicht und konkrete Leitziele definiert. Die Reduktion des (stofflichen) Ressourcenverbrauchs von 50 % bis 2050 bildet eines dieser Leitziele (Stadt Wien 2019).

Wissenschaftliche Studien für die Städte Guangzhou, Lissabon, Paris, Stockholm und Wien haben gezeigt, dass der Gebäudesektor für mehr als 60 % des Verbrauchs an materiellen Ressourcen in Städten verantwortlich ist (Barles 2009; Cui, Wang, und Feng 2019; Rosado, Kalmykova, und Patrício 2016; Kalmykova, Rosado, und Patrício 2016; Rosado, Niza, und Ferrão 2014). Dem Gebäudesektor kommt aufgrund dieser Gewichtung bei der Reduktion des materiellen Ressourcenverbrauches einer Stadt eine Schlüsselrolle und Stellschraubenfunktion zu. Die meisten Städte streben eine Reduzierung des Rohstoffverbrauchs im Gebäudesektor durch einen Kreislaufwirtschaftsansatz, d. h. durch Wiederverwendung und Recycling inklusive Verwendung der Sekundärrohstoffe an, um primäre Primärrohstoffe zu substituieren (Gravagnuolo, Angrisano, und Girard 2019; Jones und Comfort 2018; Petit-Boix und Leipold 2018; Prendeville, Cherim, und Bocken 2018). Eine Reduktion des Rohstoffbedarfs durch die Vermeidung des Abrisses (d. h. die Verlängerung der Lebensdauer) von Gebäuden wird jedoch in den Nachhaltigkeitsstrategien der meisten Städte kaum erwähnt, obwohl besonders darin ein großes Potenzial zur Erreichung der Reduktionsziele des Rohstoffverbrauchs liegt (Foster und Kreinin 2020; Göswein et al. 2019; Lederer, Gassner, Kleemann, et al. 2020). Lederer et al. (2021a) untersuchen in einer szenariobasierten Case Study am Beispiel der Stadt Wien, wie sich unterschiedliche Vorgehensweisen der Stadtentwicklung in Bezug auf Abbruch und Sanierung von Gebäuden auf den Verbrauch von materiellen Ressourcen im Gebäudesektor auswirken. Sie definieren dafür drei konkrete Szenarien für den Zeitraum von 2016 bis 2050. Die Ergebnisse zeigen, dass das „Sanierungsszenario“, für das man die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude und keine Gebäudeabbrüche („zero-demolition“) annimmt, die größte Einsparung an materiellen Ressourcen ergeben würde. Die Betrachtungen von Lederer et al. (2021a) geben jedoch keinen Aufschluss darüber, in welchem Umfang die

verschiedenen Szenarien zur Erreichung anderer Ziele einer nachhaltigen Entwicklung beitragen, wie zum Beispiel zur Reduktion des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen. Weiters erheben Lederer et al. (2021a) zwar, wie viele Baurestmassen bei den jeweiligen Szenarien entstehen, untersuchen jedoch nicht, inwieweit deren Recycling zur Reduktion von Umweltauswirkungen beitragen kann. Diese Arbeit versucht, ausgehend von den Szenarien von Lederer et al. (2021a) die aufgezeigte Lücke zu schließen.

Im nachfolgenden Kapitel werden die Fragestellungen erörtert und eine konkrete Zielsetzung definiert, die den Rahmen dieser Masterarbeit bildet.

1.1 Forschungsfragen

Die bereits zitierte Studie von Lederer et al. (2021a) gibt Aufschluss darüber, wie sich unterschiedliche Szenarien der Stadtentwicklung im Gebäudesektor auf den Materialkonsum auswirken, nicht jedoch über ihre Umweltauswirkungen. Im Rahmen der Masterarbeit soll daher eine szenariobasierte Ökobilanz des Gebäudebestands der Stadt Wien durchgeführt werden, mit deren Hilfe folgende Fragen beantwortet werden sollen:

- In welchem Ausmaß wirken sich unterschiedliche Szenarien der Stadtentwicklung im Gebäudesektor auf den Energieverbrauch, die Treibhausgasemissionen, aber auch auf sonstige Emissionen und den Flächenverbrauch aus (unter Annahme verschiedener Heizsysteme und Energieträger)?
- Inwieweit beeinflusst das Recycling von Baurestmassen die Ergebnisse der Ökobilanz?

1.2 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Masterarbeit setzt sich aus zwei Teilen zusammen; einem theoretischen und einem empirischen Teil. Der theoretische Teil dient neben der Einführung in das Thema auch der Kontextualisierung und Legitimierung des empirischen Teils. Dabei wird zum einen fach einschlägige Literatur zum globalen Ressourcenverbrauch, dem städtischen Metabolismus und dem Verbrauch von Materialressourcen im Gebäudesektor sowie den damit verbundenen Auswirkungen auf den Klimawandel untersucht; zum anderen wird auch die Notwendigkeit einer Ökobilanz des städtischen Gebäudebestandes aufgezeigt. Daraufauf folgt die Methode der Ökobilanzierung nach den ISO Normen 14040 und 14044 zur Ermittlung der Umweltaspekte und -auswirkungen eines Produktsystems erläutert. In Bezug auf Bauprodukte und Gebäude werden die Module des Lebensweges nach EN 15804 und EN 15978 behandelt.

Der empirische Teil der Arbeit besteht aus der Durchführung einer szenariobasierten Ökobilanz des Gebäudebestandes der Stadt Wien. Die Ökobilanzierung wird nach den Anforderungen der ISO Normen 14040 und 14044 und in Anlehnung an die Lebenswegmodule der EN 15804 bzw. 15987 erstellt. Die genaue Vorgehensweise ist in Kapitel 3 erläutert. Die Ökobilanzierung fußt auf den von Lederer et al. (2021a) definierten Szenarien der Stadtentwicklung und bedient sich der Ergebnisse zu den hochgerechneten Materialflüsse ebendieser Untersuchung. Die Hochrechnung der Energieflüsse, bezogen auf die Szenarien, wird in Anlehnung an Berechnungen von UIV (2019) und auf Basis der Daten von Statistik Austria (2017) selbstständig durchgeführt. Für die Wirkungsabschätzung werden Datensätze aus Ökobilanzdatenbanken mit den Material- und Energieflüssen verknüpft, relevante Wirkungsindikatoren gewählt und Annahmen getroffen, um potenzielle Umweltwirkungen aufzeigen zu können. Daraufauf folgen die Ergebnisse der jeweiligen Szenarien zusammengefasst, verglichen und anschließend diskutiert. Die Schlussfolgerung inklusive eines Ausblicks bildet den Abschluss der Arbeit.

2. Einführung ins Thema und Methode

Die Themeneinführung bietet einen Überblick zum globalen Ressourcenverbrauch, dem städtischen Metabolismus und dem Verbrauch von Materialressourcen im Gebäudesektor sowie den damit verbundenen Auswirkungen auf den Klimawandel. Weiters werden die Methode der Ökobilanz nach den ISO Normen 14040 und 14044 sowie die Lebenswegmodule nach EN 15804 bzw. 15987 kurz beschrieben.

2.1 Historische und zukünftige Entwicklungen des globalen materiellen Ressourcenverbrauch

Unter materiellen Ressourcen werden in dieser Arbeit entsprechend den Grundlagen der Materialflussrechnung sämtliche Materialien in den Hauptgruppen Biomasse (wie Holz und Pflanzen für Nahrungsmittel, Energie und pflanzliche Materialien), fossile Energieträger (wie Kohle, Gas und Öl), Metalle (wie Eisen, Aluminium und Kupfer) und nichtmetallische Mineralien (einschließlich Sand, Kies und Kalkstein) verstanden, die in der Wirtschaft verwendet werden (UN IRP 2017).

2.1.1 Materialflussrechnung (MFA)

Die Materialflussrechnung (Material Flow Accounting, auch MFA) bietet die Grundlage zur Ermittlung und Beschreibung der Ressourcennutzung in einer Ökonomie. Die MFA ist ein Massenbilanz-Ansatz, bei dem alle Materialien erfasst werden, die aus der Natur entnommen werden und in sozioökonomischen Prozessen verwendet werden. Das ursprüngliche Konzept der MFA wurde von Ayres and Kneese (1969) entworfen. In den 1990er Jahren begannen Wissenschaftler in Japan (Nationales Institut für Umweltstudien), Deutschland (Wuppertal Institut) und Österreich (Institut für Soziale Ökologie) mit Forschungstätigkeiten zur MFA. In den folgenden Jahren wurde die MFA methodisch und konzeptionell weiterentwickelt, es entstanden Forschungsnetzwerke und es wurden in Abstimmung mit statistischen Ämtern entsprechende Indikatoren definiert (Fischer-Kowalski and Hüttler 1998; Fischer-Kowalski et al. 2011).

In der jüngeren Vergangenheit hat die Forschung zum gesellschaftlichen Stoffwechsel – in der Literatur auch „sozioökonomischer Metabolismus“ – zugenommen (Haberl et al. 2019). In diesem Zusammenhang ist die wirtschaftsräumliche Materialflussrechnungen (Economy-Wide Material Flow Accounting, auch EW-MFA) ein wichtiges Instrument, das Daten und Indikatoren für komplexe und methodisch umfangreiche Analysen ermöglicht. In der Nachhaltigkeitswissenschaft ist dieser Ansatz weit verbreitet, um biophysikalische Eigenschaften von Wirtschaftssystemen zu untersuchen, und in der Umweltpolitik, um Fortschritte in Richtung einer nachhaltigeren Ressourcennutzung zu überwachen und zu steuern (Bringezu et al. 2009; Hashimoto und Moriguchi 2004).

2.1.2 Historische Entwicklung des globalen materiellen Ressourcenverbrauchs

Auf globaler Ebene treiben eine wachsende Weltwirtschaft und wachsender Wohlstand sowie das Bevölkerungswachstum die globale Ressourcennutzung an (Plank et al. 2018). Mit der rasch fortschreitenden Industrialisierung der Volkswirtschaften Europas und der USA sowie dem Entstehen städtisch-industrieller Zentren rund um den Globus in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts stieg die Nutzung von Kohle, Metallen und Baumineralien sprunghaft an (Krausmann et al. 2016). Im Laufe des 20. Jahrhunderts hat sich die Weltbevölkerung vervierfacht und die Weltwirtschaft verzwanzigfacht. Krausmann et al. (2016) zeigen, dass der globale Material- und Energieverbrauch wesentlich schneller gewachsen sind als die

Bevölkerung, jedoch geringer als das Bruttoinlandsprodukt (BIP). Ab 2000 beschleunigte sich das Wachstum wieder und zwischen 2000 und 2010 stieg der globale Materialverbrauch um 41 % und übertraf damit, gemessen am BIP, sogar den Anstieg der globalen Wirtschaftsleistung (The World Bank Group 2010).

In ihrer Studie geben Krausmann et al. (2017) einen umfassenden Überblick über die Entwicklung der globalen Materialbestände in Gebäuden, Infrastruktur und langlebigen Gütern im 20. Jahrhundert und den damit verbundenen Materialflüssen. Wie Abbildung 1-A zeigt, ist die globale Ressourcenentnahme (Global Resource Extraction) im Laufe des Jahrhunderts um das Zehnfache gestiegen: von 7 Pg/Jahr (1 Pg = 1 Gt) im Jahr 1900 auf 78 Pg/Jahr im Jahr 2010. Über den gesamten Betrachtungszeitraum (1900-2010) wuchsen die globalen Materialbestände um das 23-fache (Abbildung 1-B). Der Primärinput in die Bestände stieg von 1 Pg/Jahr auf 36 Pg/Jahr, wobei Sand und Kies für die Beton- und Asphaltherstellung im Jahr 2010 mit 79 % die größten Primärmaterialzuflüsse darstellten.

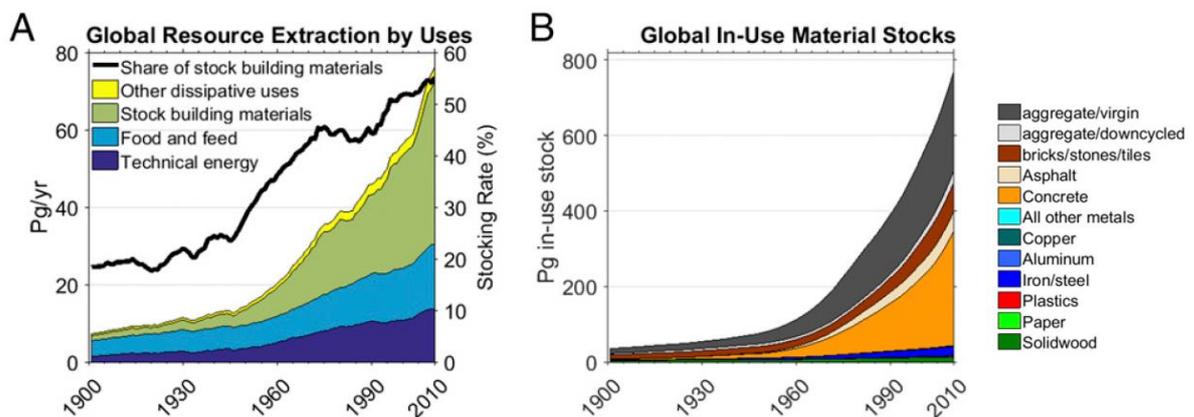


Abbildung 1: Entwicklung der globalen Materialbestände und -flüsse von 1900 bis 2010. (A) Ressourcenverbrauch von Materialien nach Nutzung. (B) Entwicklung der globalen Materialbestände. Quelle: Krausmann et al., 2017

Der materielle Ressourcenverbrauch hat sich nicht in allen Weltregionen gleichmäßig entwickelt. Global aggregierte Trends in der Ressourcennutzung wie in Abbildung 1 verschleiern erhebliche regionale Unterschiede. Seit dem zweiten Weltkrieg waren vor allem die Industrienationen des globalen Nordens sowie zunehmend auch Schwellenländer die wesentlichen Treiber des globalen Ressourcenverbrauchs. Erkennbar ist dabei eine immer stärkere Angleichung der Materialverbräuche von Schwellenländern an die Konsumniveaus der Industrieländer. (Schaffartzik et al. 2014; Schandl und West 2010)

Seit der Jahrtausendwende sind sowohl die Stoffzuflüsse als auch der Output an Abfällen und Emissionen mit einer jährlichen Rate von etwa 3 % pro Jahr gewachsen, was dazu führt, dass sich die Menschheit kritischen planetaren Grenzen nähert oder diese sogar überschreitet (Krausmann et al. 2018; Steffen et al. 2015). Um die Outputs und damit einhergehenden Umweltbelastungen zu verkleinern, müssen in erster Linie die Inputs verringert werden, da alle Ressourceninputs irgendwann zu Abfällen oder Emissionen werden (Haberl et al. 2019). In diesem Zusammenhang hat sich in den vergangenen Jahren die Steigerung der Ressourceneffizienz als ein zentrales Thema in der Umweltpolitik etabliert (EU-Kommission 2011a; 2011b; UN 2015). Der Zusammenhang zwischen Ressourceneffizienz und Klimawandel ist vermehrt Gegenstand wissenschaftlicher Studien (Hatfield-Dodds et al. 2017; Scott et al. 2018) und wird

auch vom UN International Resource Panel (IRP) in seinen jüngsten Berichten herausgestrichen (UN IRP 2017; 2018a; 2019).

2.1.3 Zukünftige Entwicklung des globalen materiellen Ressourcenverbrauchs

Die zukünftige Entwicklung des materiellen Ressourcenverbrauchs sowie der Materialbestände und der Ressourceneffizienz sind zentrale Faktoren für eine nachhaltige Entwicklung und den Umwelt- bzw. Klimaschutz.

Schätzungen zur zukünftigen Entwicklung der Materialbestände werden durch exogene Annahmen zur wirtschaftlichen Aktivität (BIP-getriebene Szenarien) und Bevölkerung (bevölkerungsgetriebene Szenarien) bestimmt (Krausmann, Wiedenhofer, und Haberl 2020). Die Weltbevölkerung wird bis 2050 auf über neun Milliarden Menschen ansteigen (UN 2019) und der materielle Wohlstand in Industrie- und Entwicklungsländern wird sich in unterschiedlichem Maße angleichen (UN IRP 2017).

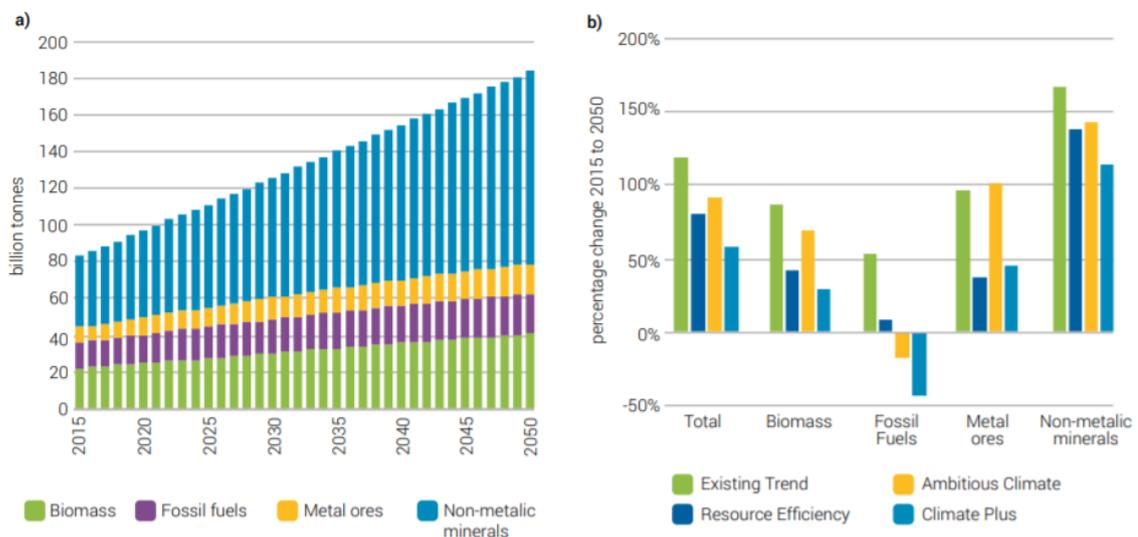


Abbildung 2: Globaler materieller Ressourcenverbrauch nach vier Kategorien (Biomasse, fossile Brennstoffe, Metallerze und nichtmetallische Mineralien). (a) 2015-2050 für das „Existing Trends“-Szenario und (b) Veränderung von 2015 bis 2050 für vier Szenarien.

Quelle: UN IRP, 2017

Der IRP hat in seinem im Jahr 2017 veröffentlichten Bericht vier unterschiedliche Zukunftsszenarien für die Entwicklung des materiellen Ressourcenverbrauchs und den damit verbundenen Treibhausgasemissionen ausgearbeitet. Jedes der vier Szenarien stellt eine spezifische Kombination möglicher zukünftiger Ressourcennutzungstrends und zukünftiger Treibhausgas-Emissionspfade dar (siehe Abbildung 2-b). Der globale materielle Ressourcenverbrauch unter dem „Existing Trends“-Szenario, also einer Fortsetzung der bestehenden Trends, würde bis 2050 auf 184 Gt ansteigen; das würde einer Verdoppelung des Niveaus von 2015 gleichkommen (siehe Abbildung 2-a). Die Kombination von Ressourceneffizienz und Maßnahmen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen („Climate Plus“-Szenario) würde zu einer erheblichen Verringerung des Ressourcenverbrauchs auf 132 Milliarden Tonnen führen, womit dieses Szenario die größten Chancen hat, die globale Erwärmung auf unter 2°C gegenüber vorindustriellen Werten zu begrenzen. Die Autoren der Studie unterstreichen des Weiteren, dass

gezielte Ressourceneffizienz-Maßnahmen die globalen Treibhausgasemissionen um 63 % reduzieren könnten und somit einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten würden.

2.2 Urbaner Metabolismus und die Rolle der Stadt in Bezug auf den Klimawandel

Aktuell lebt bereits mehr als die Hälfte der Weltbevölkerung in Städten (UN 2019). Das fortschreitende Bevölkerungswachstum wird zum Wachstum bestehender Städte, aber auch zum Bau neuer Städte führen (UN IRP 2018b). Was die Größe betrifft, nehmen Städte zwar nur 0,4-0,9% Prozent der Landfläche der Welt ein (Esch et al. 2017), in Bezug auf den materiellen Ressourcenverbrauch und die damit verbundenen Umwelt- und Klimaauswirkungen hinterlassen sie aber einen enormen Fußabdruck im globalen Hinterland (C40 2020). Der Einflussbereich einer Stadt endet nicht mit den administrativen Stadtgrenzen, so sind Städte in hohem Maße von ihrem regionalen und globalen Umland abhängig (z. B. für die Versorgung mit Rohstoffen, Energie, Nahrungsmitteln und Wasser) (Galderisi und Trecozzi, 2018). Gleichmaßen wirken sich auch viele Umwelteinflüsse, die von oder in Städten verursacht werden, nicht nur lokal, sondern auch regional und, wie im Falle der Treibhausgase, sogar global aus.

2.2.1 *Urbaner Metabolismus*

Das Konzept des urbanen Metabolismus geht auf Wolman (1965) zurück, der als Erster eine Stadt als Ökosystem beschrieben hat. Es handelt sich dabei um eine Beschreibung und Quantifizierung der durch die menschlichen Siedlungsaktivitäten hervorgerufenen Energie- und Stoffflüsse. In den darauffolgenden Jahren wurde der Ansatz weiterentwickelt und die Materialflussrechnung bzw. -analyse (MFA) etablierte sich als wichtige Methode für die Untersuchung des urbanen Metabolismus.

Wie bereits in Kapitel 2.1.2 angemerkt, variiert der materielle Ressourcenverbrauch in den verschiedenen Weltregionen sehr stark. Die Größenordnung des Materialverbrauchs von Städten hängt neben der Bevölkerungszahl und dem Flächenverbrauch davon ab, wie die beanspruchten Flächen genutzt werden und welche Materialintensitäten (Tonnen pro km² oder Tonnen pro ha) sich daraus ergeben. Aufgrund von intervenierenden Faktoren, wie z. B. der Bedeutung von Industrie oder Dienstleistungen in der lokalen Wirtschaft, dem Entwicklungsstand sowie der Geografie und der Kultur der Stadt bzw. dem Land, in dem sich die Stadt befindet, gibt es jedoch keine eindeutigen Beziehungen. Des Weiteren ist die Zahl der durchgeführten Materialflussanalysen von Städten nach wie vor sehr limitiert, die Vorgehensweise nicht ausreichend standardisiert und die Ergebnisse daher schwer vergleichbar. (UN IRP 2018b)

Saldivar-Sali (2010) hat in ihrer Arbeit Untersuchungen zum urbanen Stoffwechsel von 155 global repräsentativen Städten durchgeführt. Basierend auf den Schätzungen der Materialverbräuche in diesen Untersuchungen hat das International Resource Panel (IRP) eine allgemeine Unterscheidung vorgenommen zwischen afrikanischen und asiatischen Regionen mit einem städtischen Materialverbrauch pro Kopf von weniger als 10 Tonnen pro Person und europäischen und amerikanischen Regionen mit einem städtischen Materialverbrauch pro Kopf von über 10 Tonnen pro Person. (UN IRP 2018b; Saldivar-Sali 2010)

Schätzungen des IRP zufolge wird der Ressourcenbedarf der städtischen Gebiete unter einer Fortsetzung der aktuellen Trends („Business-As-Usual“) von 40 Milliarden Tonnen im Jahr 2010 auf fast 90 Milliarden Tonnen im Jahr 2050 ansteigen. Die Spanne der Werte für den durchschnittlichen städtischen Materialverbrauch pro Kopf in den verschiedenen

Weltregionen liegt bei 8-17 Tonnen pro Person und Jahr im Jahr 2050, mit höheren Werten im globalen Norden und niedrigeren Werten im globalen Süden. (UN IRP 2018b)

2.2.2 Energieverbrauch und THG-Emissionen von Städten auf globaler Ebene

Aufgrund unterschiedlicher Definitionen der Emissionsbilanzierung gestaltet sich die Abschätzung des städtischen Anteils an den globalen Energieverbräuchen und THG-Emissionen schwierig. Hinzu kommt, dass es ähnlich wie bei den Materialverbräuchen (siehe 2.2.1) einen Mangel an Daten gibt, der hohe Unsicherheiten in den Abschätzungen mit sich bringt. Erhebungen von Emissionsdaten werden darüber hinaus hauptsächlich für große Städte in entwickelten Ländern durchgeführt. (IPCC 2014)

Städtische Energieverbräuche und THG-Emissionen werden von einer Vielzahl physischer, wirtschaftlicher und sozialer Faktoren und Entwicklungsniveaus beeinflusst, die für jede Stadt spezifisch sind. Zu den wesentlichsten Einflussfaktoren gehören Einkommen, Bevölkerungsdynamik, Stadtform, Infrastruktur, Standortfaktoren, Technologie, Wirtschaftsstruktur und Marktversagen. (IPCC 2014)

Die Arbeitsgruppe III des IPCC schätzt in ihrem Beitrag zum fünften Sachstandsbericht, dass städtische Gebiete für 67-76 % des globalen Energieverbrauchs verantwortlich sind. Unter Verwendung der Scope-1-Bilanzierung, d. h. der Berücksichtigung der direkten und physisch innerhalb der Stadtgrenzen anfallenden Emissionen, liegt der Anteil der Städte an den globalen CO₂-Emissionen bei etwa 44 %. (IPCC 2014)

Wenn zusätzlich die indirekten Emissionen (Scope 2 und 3) berücksichtigt werden, können Städte mit bis zu 80 % der globalen THG-Emissionen in Verbindung gebracht werden (Hoorweg, Sugar, und Gómez 2011). Indirekte Emissionen entstehen außerhalb der Stadtgrenze als Folge von Aktivitäten innerhalb der Stadtgrenze (C40 2018). Vorgelagerte und nachgelagerte Lieferkettenindustrien, wie z. B. der Energie-, Bergbau- und Landwirtschaftssektor, befinden sich typischerweise außerhalb der Stadt, sind jedoch eng mit der Nachfrage in der Stadt verknüpft (Chen, Hadjikakou, und Wiedmann 2017).

2.2.3 Vergleich der THG-Emissionen von Städten in unterschiedlich entwickelten Ländern

Die Tatsache, dass Städte direkt und indirekt für über zwei Drittel des globalen Energieverbrauches und für bis zu 80 % der globalen THG-Emissionen verantwortlich sind, obwohl nur knapp über 50 % der Weltbevölkerung in ihnen lebt, könnte zum Schluss führen, dass Städte grundsätzlich ineffizient sind.

Rybski et al. (2016) haben CO₂-Emissionsinventare von 256 Städten aus 33 Ländern analysiert und eine funktionale Beziehung zwischen den direkten Emissionen und der Stadtgröße (ausgedrückt durch die Einwohnerzahl) in Abhängigkeit des Bruttoinlandsprodukts festgestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass in Entwicklungsländern in großen Städten mehr CO₂ pro Kopf emittiert wird, während für Industrieländer das Gegenteil festgestellt werden konnte; was auf eine bessere Effizienz von Großstädten in Industrienationen hindeutet. Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse, dass in Entwicklungsländern kleine Städte CO₂-effizienter sind, während dies in entwickelten Ländern für große Städte gilt. Rybski et al. (2016) kommen deshalb zum Schluss, dass aus Sicht des Klimaschutzes die Urbanisierung in entwickelten Ländern wünschenswert ist und in Entwicklungsländern von effizienzsteigernden Mechanismen begleitet werden sollte. Dass es allerdings auch zur Verlagerung der Emissionen außerhalb der Stadtgrenze kommen kann, behandeln die Untersuchungen nicht. Hierzu müssten auch die indirekten Emissionen,

die etwa durch grenzüberschreitende Produktionsketten und klimaschädliche Konsumgewohnheiten entstehen, berücksichtigt werden. Dazu eignet sich etwa die Methode der konsumbasierten CO₂-Fußabdruck-Bilanzierung, die in der Wissenschaft zunehmend an Bedeutung gewinnt (C40 2018).

Das Kompetenzzentrum Urban Innovation Vienna (UIV) hat einen Bundesländervergleich angestellt, in dem Wien hinsichtlich seiner Energie und Klimaschutzperformance mit den restlichen Bundesländern Österreichs, die zum Großteil der Typologie des ländlichen Raums entsprechen, verglichen wird (UIV 2020). Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass Wien im Bundesländervergleich pro Kopf die niedrigsten direkten THG-Emissionen aufweist und bestätigen damit den von Rybski et al. (2016) aufgezeigten Zusammenhang. Ebenso hat Wien im Vergleich zu den restlichen Bundesländern pro Kopf den geringsten Energieeinsatz der Haushalte für Heizen und Warmwasser sowie den geringsten Bodenverbrauch (UIV 2020). Die wesentlichen Ursachen für die aufgezeigten Effizienzdefizite des restlichen – größtenteils ländlich geprägten – Österreichs im Vergleich mit Wien sind freistehende Ein- und Zweifamilienhäuser, die aufgrund ihres Oberflächen-Volumen-Verhältnis aus energetischer Sicht ungünstig sind, sowie der höhere Anteil des motorisierten Individualverkehrs. Wie auch bei den Untersuchungen von Rybski et al. (2016), bleiben jedoch auch bei der Bilanzierung von UIV (2020) die indirekten Emissionen, die außerhalb der Stadtgrenze anfallen, weitestgehend unberücksichtigt. Eine konsumbasierte CO₂-Fußabdruck-Bilanzierung zeigt, dass die von der Stadt Wien bilanzierten Emissionen deutlich überstiegen werden, wenn man auch sämtliche indirekte Emissionen erfasst (Schmid 2020).

2.2.4 Klimastrategien

Unabhängig davon, wie hoch der Beitrag von städtischen Gebieten – und den Bewohner dieser Gebiete – an den gesamten Treibhausgasemissionen ist, könnten sie die Auswirkungen des Klimawandels am stärksten zu spüren bekommen. Global betrachtet liegen 90 Prozent der städtischen Gebiete an Küsten und sind besonders vulnerabel gegenüber den negativen Folgen des Klimawandels, wie dem Anstieg des Meeresspiegels und starken Küstentürmen (C40 2020). Der Klimawandel erfordert in Städten einerseits Klimaschutzmaßnahmen, die rasch zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen führen und den fortschreitenden Klimawandel bremsen, sowie andererseits Maßnahmen zur Anpassung an nicht mehr vermeidbare Auswirkungen.

Als Teil des Klimaproblems haben Städte die Möglichkeit, an dessen Lösung mitzuwirken, vor allem, weil ein beträchtlicher Teil der städtischen Gebiete, in denen bis 2050 voraussichtlich rund vier Milliarden Menschen leben werden, erst gebaut werden müssen (UN IRP 2013). Gleichzeitig wird die Infrastruktur in bestehenden Städten in der Europäischen Union, den Vereinigten Staaten, Australien, und anderswo in den nächsten Jahren und Jahrzehnten erneuert oder saniert (UN IRP 2017). Für eine nachhaltige Nutzung der globalen Ressourcen bis 2050 muss die durchschnittliche Materialintensität des Pro-Kopf-Verbrauchs von den prognostizierten 8-17 Tonnen auf 6-8 Tonnen pro Kopf und Jahr reduziert werden (UN IRP 2018b). Dazu sind der Übergang zu energieeffizienten Gebäuden, Fernwärmesystemen und Verkehrssystemen notwendig, die auf einem kompakten und nachhaltigen Flächennutzungsplan aufbauen (UN IRP 2018b).

Der Erfolg von globalen Strategien zur Bekämpfung des Klimawandels wird nach Galderisi und Treccozi (2018) stark vom lokalen politischen Willen und der effektiven Einbindung von Staaten sowie Städten beeinflusst. Lokalen Behörden kommt dabei eine Schlüsselrolle bei der Erreichung effektiver Minderungsziele der THG-Emissionen und einer langfristigen

Dekarbonisierung des Energiesystems zu. In Europa unterstützt die EU-Kommission die lokalen Behörden beim Übergang zu kohlenstoffarmen und nachhaltigen Städten mit unterschiedlichen Initiativen (Galderisi und Treccozi, 2018). 2008 wurde z. B. der „Konvent der Bürgermeister für Klima und Energie“ ins Leben gerufen, der darauf abzielt, lokale Programme zu fördern und zu koordinieren. Diese Initiative, die heute mehr als 5900 Unterschriften von Bürgermeistern zählt, stellt eine Verpflichtung der lokalen Behörden dar, die europäischen Minderungsstrategien umzusetzen und erfolgreich kohlenstofffreie Städte zu errichten. Eine weitere Initiative war die 2011 gegründete „Smart Cities and Communities Initiative“. Diese stellte Mittel zur Verfügung, um lokale Maßnahmen zu fördern, die die Verbreitung von sauberen Energietechnologien gewährleisten und die CO₂-Reduktion in verschiedenen Sektoren wie Verkehr, Gebäude und Industrie sicherstellen.

2.3 Der Bau- und Gebäudesektor im Kontext des materiellen Ressourcenverbrauchs und des Klimawandels

Im Kontext des materiellen Ressourcenverbrauchs haben wissenschaftliche Studien für die Städte Guangzhou, Lissabon, Paris, Stockholm und Wien gezeigt, dass der Gebäudesektor für mehr als 60 % des materiellen Ressourcenverbrauchs von Städten verantwortlich ist (Barles 2009; Cui, Wang, und Feng 2019; Rosado, Kalmykova, und Patrício 2016; Kalmykova, Rosado, und Patrício 2016; Rosado, Niza, und Ferrão 2014).

Untersuchungen von Deetman et al. (2020) zeigen, dass die Nachfrage nach Baustoffen in den meisten Regionen, selbst in entwickelten Ländern, weiter steigen wird. Darüber hinaus schätzen sie, dass die weltweite Nachfrage nach Stahl und Zement für den Bausektor bis 2050 um 31 % bzw. 14 % im Vergleich zu den letzten Jahren (2010-2015) wachsen wird. Die treibenden Kräfte dahinter sind ein erwartetes Wachstum des weltweiten Wohngebäudebestands von etwa 50 % und ein Wachstum des Gebäudebestands für Dienstleistungen von etwa 150 % (Deetman et al. 2020).

Der Bau- und Gebäudesektor ist für die Verursachung von 38 % der globalen energiebedingten CO₂-Emissionen sowie 35 % des globalen Energieverbrauchs verantwortlich (UN 2020). Weiters bilden Bau- und Abbruchabfälle nach ihrem Volumen den größten Abfallstrom in der EU und stellen rund ein Drittel des gesamten Abfallaufkommens dar (Eurostat 2016).

Die umwelt- bzw. klimarelevanten Auswirkungen des Bausektors und das große verbleibende Potential in Richtung Ressourceneffizienz machen ihn zurecht zu einem der fünf Schwerpunktbereiche des Kreislaufwirtschaftspakets der EU-Kommission (EU-Kommission 2015). Eine verbindliche Verordnung bzw. Richtlinie für Bau- und Abbruchabfälle, wie sie etwa für Batterien, Verpackungen, Elektro-Altgeräte oder Altfahrzeuge auf EU-Ebene existiert, gibt es allerdings zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht.

In Bezug auf Klimastrategien (siehe Kapitel 2.2.4) streben die meisten Städte eine Reduzierung des Rohstoffverbrauchs im Gebäudesektor durch einen Kreislaufwirtschaftsansatz, Wiederverwendung und Recycling inklusive Verwendung der Sekundärrohstoffe an, um primäre Primärrohstoffe zu substituieren (Gravagnuolo, Angrisano und Girard 2019; Jones und Comfort 2018; Petit-Boix und Leipold 2018; Prendeville, Cherim und Bocken 2018). Eine Reduktion des Rohstoffbedarfs durch Verlängerung der Lebensdauer (z. B.: durch Sanierung statt Abrisses) von Gebäuden wird jedoch in den Nachhaltigkeitsstrategien der meisten Städte kaum erwähnt, obwohl genau darin ein großes Potenzial zur Erreichung der Reduktionsziele des Rohstoffverbrauchs liegt (Foster und Kreinin 2020; Göswein et al. 2019; Lederer, Gassner, Kleemann, et al. 2020).

In einer szenariobasierten MFA – die auch die Grundlage für die Case Study (siehe Kapitel 3) der vorliegenden Arbeit darstellt – untersuchen Lederer et al. (2021a) am Beispiel der Stadt Wien, wie sich unterschiedliche Vorgehensweisen der Stadtentwicklung in Bezug auf Abbruch und Sanierung von Gebäuden auf den Verbrauch von Materialressourcen im Gebäudesektor auswirken. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude sowie die Vermeidung des Abrisses die größte Einsparung an Materialressourcen ergeben würde.

2.4 Einführung in die Ökobilanzierung (LCA)

Die Ökobilanz oder auch LCA (Life Cycle Assessment) ist eine standardisierte Methode, um Umweltaspekte und potenzielle Umweltwirkungen von Produktsystemen zu analysieren. Wesentlich ist dabei das Denken in Systemen und im Lebenszyklus. Mithilfe der „Cradle-to-Grave“-Sichtweise, also von der Wiege bis zur Bahre, wird der Lebensweg eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung und -erzeugung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung bis hin zur endgültigen Beseitigung untersucht (Klöpffer und Grahl 2009).

Der in den ISO-Normen 14040 und 14044 definierte Prozess der Ökobilanzierung gliedert sich in vier Hauptphasen, die iterativ durchlaufen werden können (siehe Abbildung 3):

2.4.1 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmen

In dieser Phase werden vor allem qualitative Merkmale der Ökobilanz beschrieben. Die Definition eines Ziels und der Rahmenbedingungen umfasst die Ziel- bzw. Nutzergruppe der Ökobilanz sowie die funktionale Einheit und Systemgrenzen, die für die spätere Vergleichbarkeit der Ergebnisse von zentraler Bedeutung sind. Des Weiteren werden in dieser Phase Aussagen zu Einschränkungen, Annahmen und den Abschneidekriterien getroffen.

2.4.2 Sachbilanz oder auch LCI (Life Cycle Inventory)

Die Sachbilanz beinhaltet gemäß ISO 14040 die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges. Diese Stoffflussanalyse umfasst sowohl die Inputs und Outputs aus der „Technosphäre“ (Produkte, Materialien, Hilfsstoffe, Wärme, Elektrizität) als auch aus der „Biosphäre“ (Ressourcen und Emissionen). Die Sachbilanz ist i.d.R. die aufwendigste Phase einer Ökobilanz, da eine Vielzahl von Daten gesammelt werden müssen. Durch Ökobilanzdatenbanken, auch Sachbilanz-Datenbanken genannt, kann der Aufwand wesentlich reduziert werden (siehe Kapitel 3.4.1).

2.4.3 Wirkungsabschätzung oder auch LCIA (Life Cycle Impact Assessment)

In der Phase der Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz ermittelten Output-Ströme gemäß ihren Umweltwirkungen sogenannten Wirkungskategorien (z. B. Klimawandel, Ökotoxizität, Überdüngung etc.) zugeordnet. Bei der Verwendung von Ökobilanzdatenbanken findet dazu eine Verknüpfung der Datensätze – die immer auf einen Referenzfluss bezogen sind – mit den in der Sachbilanz erhobenen und quantifizierten Stoff- und Energieflüssen statt.

Bereits in der Phase der Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens (siehe Kapitel 2.4.1) muss dokumentiert werden, welche Wirkungen in der Ökobilanz betrachtet werden sollen. Dabei gibt es oft Standardmethoden, die für bestimmte Anwendungsfälle bestimmte Wirkungskategorien vorsehen. In diesen Fällen ist kritisch zu überprüfen, ob die gewählten Kategorien alle relevanten Wirkungen abdecken (siehe Kapitel 3.5). Um einzelne Ressourcenverbräuche und Emissionen innerhalb einer Wirkungskategorie vergleichbar zu machen, findet

im Rahmen einer „Charakterisierung“ eine Gewichtung mit Äquivalenzfaktoren statt. So wird z. B. für die Wirkungskategorie „Klimawandel“ der Wirkungsindikator „Global Warming Potential“ (GWP) verwendet, welcher alle Treibhausgasemissionen in der Einheit „kg CO₂-Äquivalentemissionen“ vereint. In Ökobilanzdatenbanken sind die Datensätze zu Produkten und Prozessen i.d.R. bereits so aufbereitet, dass sie Werte zu den jeweiligen Wirkungsindikatoren ausweisen und eine Charakterisierung deshalb nicht notwendig ist.

2.4.4 Auswertung

In dieser Phase erfolgt eine kritische Überprüfung der Vollständigkeit, Zuverlässigkeit und Konsistenz der Ökobilanz. Darüber hinaus enthält diese Phase der Ökobilanz eine Interpretation der Ergebnisse sowie eine Schlussfolgerung.

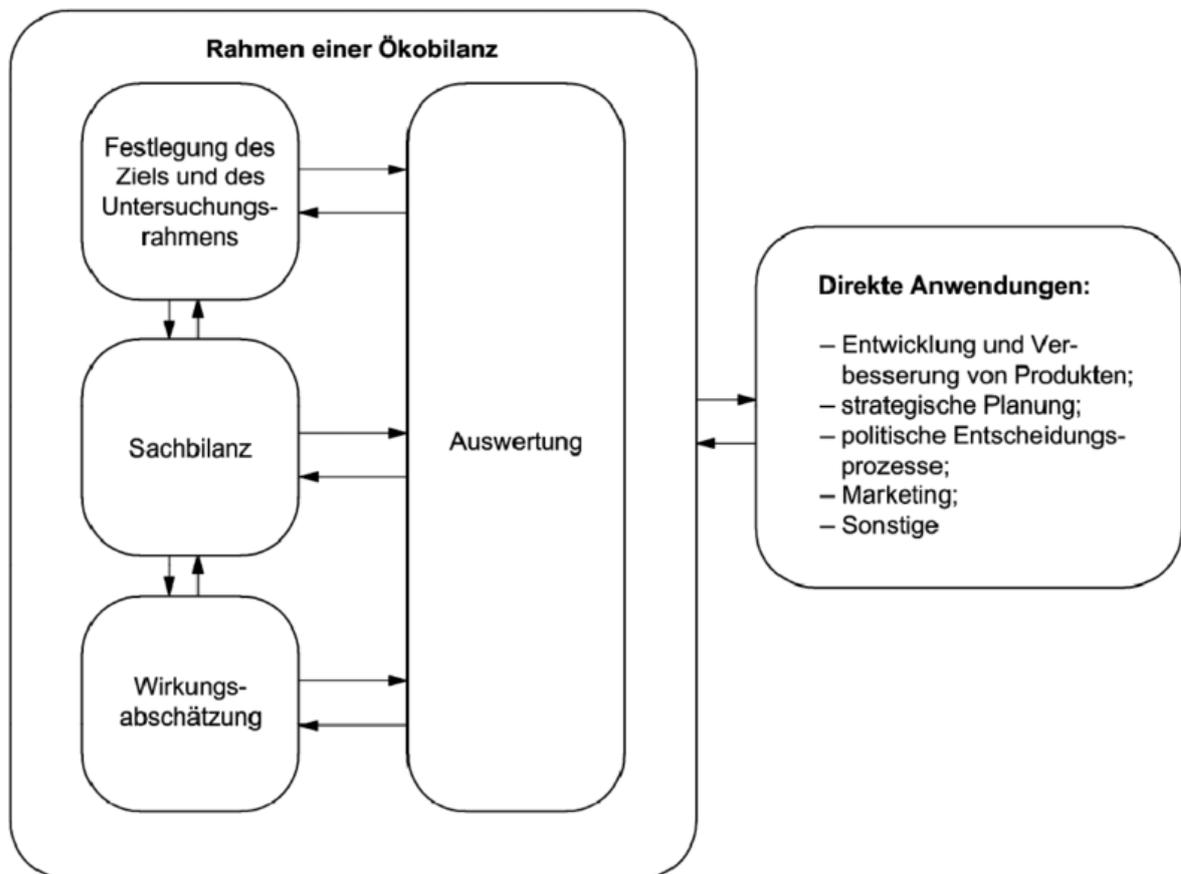


Abbildung 3: Phasen einer Ökobilanz
Quelle: ÖNORM EN ISO 14040, 2006

2.4.5 Lebenswegmodule in Bezug auf Bauprodukte und Gebäude

Die eindeutige Untergliederung des Lebensweges von Baumaterialien und Gebäuden in Lebenszyklusabschnitte, sogenannte „Informationsmodule“, landläufig auch als „Lebenswegmodule“ bezeichnet, ist eine wesentliche Errungenschaft der ÖNORM EN 15804 (Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltdeklarationen für Produkte – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte). Auf Gebäudeebene sieht die ÖNORM EN 15978 (Nachhaltigkeit von Bauwerken

– Bewertung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden – Berechnungsmethode) dieselbe Untergliederung vor.

Der Lebensweg des Gebäudes wird dabei wie in Abbildung 4 in die Module A bis C unterteilt, die die Herstellungsphase, die Errichtungsphase, die Nutzungsphase sowie die Phase der Entsorgung inklusive aller notwendigen Transporte beschreiben. Vorteile und Belastungen durch Wiederverwendung, Rückgewinnung oder Recycling eines Produktes dürfen nicht mit den Aufwendungen am Anfang des Lebenszyklus gegengerechnet werden und müssen in einem separaten Modul D ausgewiesen werden.

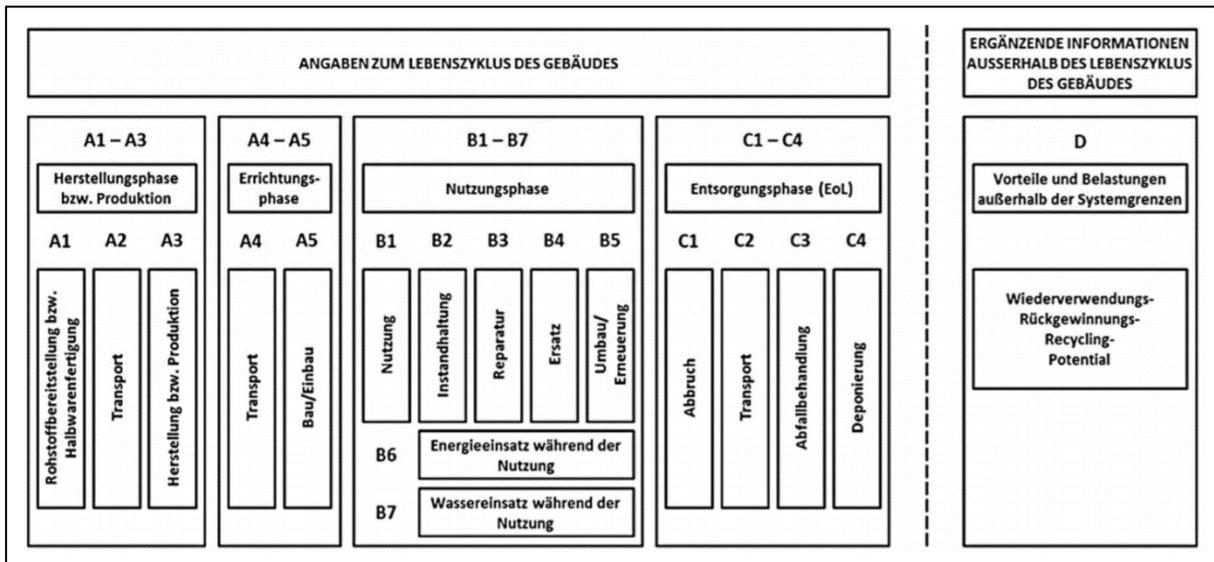


Abbildung 4: Lebenswegmodule gemäß ÖNORM EN 15978. Modulare Gliederung der Informationen zur Gebäudebewertung für die verschiedenen Lebenszyklusphasen eines Gebäudes.

Quelle: ÖNORM EN 15978, 2012

Jene Lebenswegmodule, die im Rahmen der Case Study dieser Arbeit einen signifikanten Einfluss auf das Gesamtergebnis der Ökobilanzierung haben und deshalb in der Berechnung betrachtet werden, sind in Kapitel 3.2.4 ausführlicher beschrieben.

3. Case Study: Darstellung der Ökobilanzierung und der angewandten Methoden

Die in Kapitel 1.1 definierten Forschungsfragen der vorliegenden Arbeit werden unter Heranziehung einer konkreten Case Study beantwortet. Es handelt sich dabei um eine szenariobasierte Ökobilanz sämtlicher Gebäude des Systems Stadt Wien. Im folgenden Kapitel werden zunächst die Untersuchungen von Lederer et al. (2021a) und die darin definierten Szenarien, die auch als (Daten-)Grundlage in dieser Arbeit dienen, erläutert. Anschließend wird die konkrete Vorgehensweise der Ökobilanzierung nach ISO 14040 und 14044 bzw. EN 15978 dargestellt.

3.1 Hintergrund

Weltweit entwickeln Städte Strategien mit qualitativen und quantitativen Zielen für eine nachhaltige Entwicklung in den kommenden Jahrzehnten. Auch die Stadt Wien hat in diesem Kontext eine Smart City Rahmenstrategie veröffentlicht und konkrete Leitziele definiert. Die Reduktion des (stofflichen) Ressourcenverbrauchs um 50 % bis 2050 bildet eines dieser Leitziele (Stadt Wien 2019). Lederer et al. (2021a) untersuchen in einer szenariobasierten MFA am Beispiel der Stadt Wien, wie sich unterschiedliche Vorgehensweisen der Stadtentwicklung hinsichtlich des Abbruchs und der Sanierung von Gebäuden auf die Materialflüsse und -bestände des Gebäudesektors auswirken. Sie betrachten dabei den Zeitraum von 2016 bis 2050 und definieren drei unterschiedliche Szenarien (siehe Kapitel 3.1.1), die lediglich in der Zusammensetzung der Referenzgröße, in Bezug auf das Alter der Bauwerke und die Nutzungskategorien variieren. Weiters zielen die Szenarien darauf ab, vergangene Entwicklungen des materiellen Ressourcenverbrauchs und politische Optionen in der Stadt Wien zu berücksichtigen (Lederer, Gassner, Keringer, et al. 2020; Lederer, Gassner, Kleemann, et al. 2020).

Der zukünftige Bedarf an Gebäuden im Zieljahr der Projektion (2050) wird durch Multiplikation des Gebäudebedarfs pro Kopf mit der prognostizierten Bevölkerung ermittelt. Der Gebäudebedarf pro Kopf wird dabei in Form der Referenzgrößen ausgedrückt. Diese sind die Nettogrundfläche ($NFA_{\text{conditioned}}$) für Wohngebäude und das oberirdische Bruttovolumen bis zur Traufe (GV_{eaves}) für Nichtwohngebäude, beide definiert in Lederer et al. (2021b). Der Gebäudebedarf pro Kopf, wird als konstant mit dem Wert des Jahres 2015 angenommen, wie er von Lederer, Gassner, Keringer, et al. (2020) ermittelt wurde. Die entsprechenden Werte sind $40 \text{ m}^2 NFA_{\text{conditioned}}/\text{Kopf}$ für Wohngebäude, $69 \text{ m}^3 GV_{\text{eaves}}/\text{Kopf}$ für Dienstleistungsgebäude, $27 \text{ m}^3 GV_{\text{eaves}}/\text{Kopf}$ für Industriegebäude und $72 \text{ m}^3 GV_{\text{eaves}}/\text{Kopf}$ für sonstige Gebäude.

Für die Bevölkerungsprognose werden die Daten der Österreichischen Raumordnungskonferenz (OeROK) verwendet, wonach die Bevölkerung Wiens von 1.840.226 im Jahr 2015 auf 2.286.094 im Jahr 2050 steigen wird (OeROK 2014).

3.1.1 Szenarien

Die in 3.1.1.1 bis 3.1.1.3 beschriebenen Szenarien wurden von Lederer et al. (2021a) definiert und werden auch für die vorliegende Arbeit in dieser Form verwendet. Tabelle 1 enthält eine Zusammenfassung der daraus abgeleiteten Sanierungs-, Neubau- und Dachgeschoßausbauraten für Wohngebäude (WG) und Nichtwohngebäude (N-WG). Das Sanierungsszenario (RENO) weist mit 1,04 % für WG und 0,79 % für N-WG die höchsten jährlichen Sanierungsraten sowie die höchste jährliche Dachgeschoßausbauraten für WG (0,27 %) auf. Im Gegensatz dazu wird im Abrisszenario (DEMO) von geringen Sanierungsraten (0,16 % für WG bzw. 0,23 % für N-WG) und einer geringen Dachgeschoßausbauraten (0,15 %), aber relativ hohen Neubauraten

(0,61 % für WG und 1,03 % für N-WG) ausgegangen. Das Business-as-usual-Szenario (BAU) befindet sich in der Ausprägung seiner Werte jeweils zwischen den beiden Extremszenarien DEMO und RENO.

Tabelle 1: Jährliche Sanierungs-, Neubau- und Dachgeschoßausbauraten. Ausgewiesen für Wohngebäude (WG) und Nichtwohngebäude (N-WG) in Wien im Zeitraum von 2016-2050 und bezogen auf die Szenarien BAU, DEMO und RENO.

		BAU	DEMO	RENO
Jährliche Sanierungsrate (2016-2050)	WG	0,59 %	0,16 %	1,04 %
	N-WG	0,45 %	0,23 %	0,79 %
Jährliche Neubaurate (2016-2050)	WG	0,49 %	0,61 %	0,31 %
	N-WG	0,85 %	1,03 %	0,79 %
Jährliche Dachgeschoßausbauraten (2016-2050)	WG	0,19 %	0,15 %	0,27 %
	N-WG	-	-	-

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung nach Lederer et al. (2021a)

3.1.1.1 Business-as-usual-scenario (BAU)

In diesem Szenario entsprechen die Anzahl, Größe und Alterskategorie aller jährlich abgerissenen Gebäude dem durchschnittlichen Jahresmittelwert für den Zeitraum 1991-2015. Das heißt, eine Fortsetzung der aktuellen Praxis wird angenommen.

3.1.1.2 Demolishing-old-buildings-scenario (DEMO)

Im DEMO-Szenario entsprechen die jährliche Anzahl, Größe und Alterskategorie der abgerissenen Wohn- und Dienstleistungsgebäude den höchsten Jahreswerten im Zeitraum 1991-2015. Die jährliche Anzahl, Größe und Altersklasse der abgerissenen Industrie- und sonstigen Gebäude entsprechen dem Mittelwert des Zeitraums 1991-2015. Aufgrund des Abrisses einer höheren Anzahl Wohn- und Dienstleistungsgebäuden als im BAU-Szenario müssen mehr neue Gebäude gebaut werden. Dies wiederum reduziert die verfügbaren Mittel für die Sanierung alter Gebäude (Seebauer, Friesenecker, und Eisfeld 2019). Die Anzahl der renovierten Wohn- und Dienstleistungsgebäude entspricht somit dem minimalen jährlichen Renovierungsniveau der Jahre 1991-2015 für Wohngebäude und 50 % des Durchschnittswertes 1991-2015 für Dienstleistungsgebäude. Für letztere wurde, aufgrund der jährlichen Verteilung der Renovierungsaktivitäten zwischen 1991-2015 und der Reduzierung der öffentlichen Förderung bei der Renovierung durch Wärmedämmung zwischen 2013-2017, der Wert von 0,5 (50 %) verwendet (Seebauer, Friesenecker, und Eisfeld 2019).

3.1.1.3 Restricted-demolition-but-renovation-of-old-buildings (RENO)

Um Gebäude, die vor 1946 errichtet wurden, als kulturelles Erbe zu schützen, fügte die Stadt Wien 2018 ihrem Gemeindebaugesetz einen neuen Paragraphen hinzu (Lederer, Gassner, Keringer, et al. 2020). Für dieses Szenario wurde in Übereinstimmung mit diesem Paragraphen angenommen, dass keine Dienstleistungs- und Wohngebäude, die vor dem Jahr 1946 errichtet wurden, abgerissen werden. Die Anzahl, Größe und

Alterskategorien der Gebäude mit geringerem Denkmalwert (Wohn- und Dienstleistungsgebäude, die nach 1946 errichtet wurden; Industrie- und andere Gebäude aller Alterskategorien), die jährlich abgerissen werden, beziehen sich wie im BAU-Szenario auf die entsprechenden Mittelwerte der Jahre 1991-2015. Eine geringere Anzahl an abgerissenen Gebäuden führt zu einer geringeren Anzahl an neu zu errichtenden Gebäuden. In diesem Fall stehen mehr öffentliche Mittel für die (thermische) Sanierung von Altbauten zur Verfügung (Seebauer, Friesenecker, und Eisfeld 2019). Aus diesem Grund wird in diesem Szenario angenommen, dass alle verbleibenden Wohn- und Dienstleistungsgebäude, die vor dem Jahr 1981 gebaut und bisher nicht saniert wurden, bis zum Jahr 2050 saniert werden.

3.1.2 Ergebnisse der Untersuchungen von Lederer et al. (2021a)

Die Ergebnisse von Lederer et al. (2021a) zeigen, dass das „Sanierungsszenario“ RENO, für das man die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude und keine Gebäudeabbrüche („zero-demolition“) annimmt, die größte Einsparung an Materialressourcen ergeben würde (siehe Tabelle 2). Die Betrachtungen geben jedoch keinen Aufschluss darüber, in welchem Umfang die verschiedenen Szenarien andere Ziele einer nachhaltigen Entwicklung erreichen, wie die Reduktion des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen. Weiters erheben Lederer et al. (2021a) zwar, wie viele Baurestmassen bei den jeweiligen Szenarien entstehen, untersuchen jedoch nicht, inwieweit deren Recycling zur Reduktion von Umweltauswirkungen beitragen kann. Für einen Vergleich der Umweltauswirkungen der Szenarien wird im Rahmen dieser Case Study eine Ökobilanzierung durchgeführt, die auf den in Abschnitt 3.1.1 beschriebenen Szenarien von Lederer et al. (2021a) sowie den daraus abgeleiteten Hochrechnungen der Materialflüsse basiert.

3.2 Ziel und Untersuchungsrahmen

3.2.1 Ziel

Ziel ist die Quantifizierung der Umweltauswirkungen unterschiedlicher Szenarien der Stadtentwicklung mithilfe einer Ökobilanz am Beispiel der Stadt Wien.

3.2.2 Funktionelle Einheit

Der Gebäudebestand Wiens mit ausgewählten kumulierten Material- und Energieflüssen für den Zeitraum von 2016 bis 2050.

3.2.3 Systemgrenzen

Die vorliegende Ökobilanz wird nach dem Cradle-to-Grave-Ansatz („von der Wiege bis zur Bahre“) durchgeführt, wobei einzelne Module des Lebensweges aufgrund ihres zu geringen Einflusses auf das Gesamtergebnis nicht berücksichtigt wurden (siehe Kapitel 3.2.4). Bei der Betrachtung des Energieverbrauchs wurden nur Aufwendungen für Raumwärme und Warmwasser berücksichtigt, da andere Verbräuche z. B. durch Haushaltsgeräte, Licht, Klimatisierung etc. weitgehend unabhängig von den einzelnen Szenarien sind.

3.2.4 Auswahl der betrachteten Lebenswegmodule

Wie in Kapitel 2.4.5 beschrieben, untergliedern die Normen zur Nachhaltigkeit von Bauwerken den Lebenszyklus von Bauprodukten und Gebäuden in Module. Für die vorliegende Ökobilanzierung gilt es dabei zunächst zu eruieren, welche dieser Lebenswegmodule relevant sind bzw.

einen signifikanten Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Für die betrachteten Baustoffe nach Lederer et al. (2021a) kommen dabei grundsätzlich alle Module bis auf B6 und B7 in Frage, da diese den Energieeinsatz bzw. den Wassereinsatz während der Nutzung des Gebäudes betreffen.

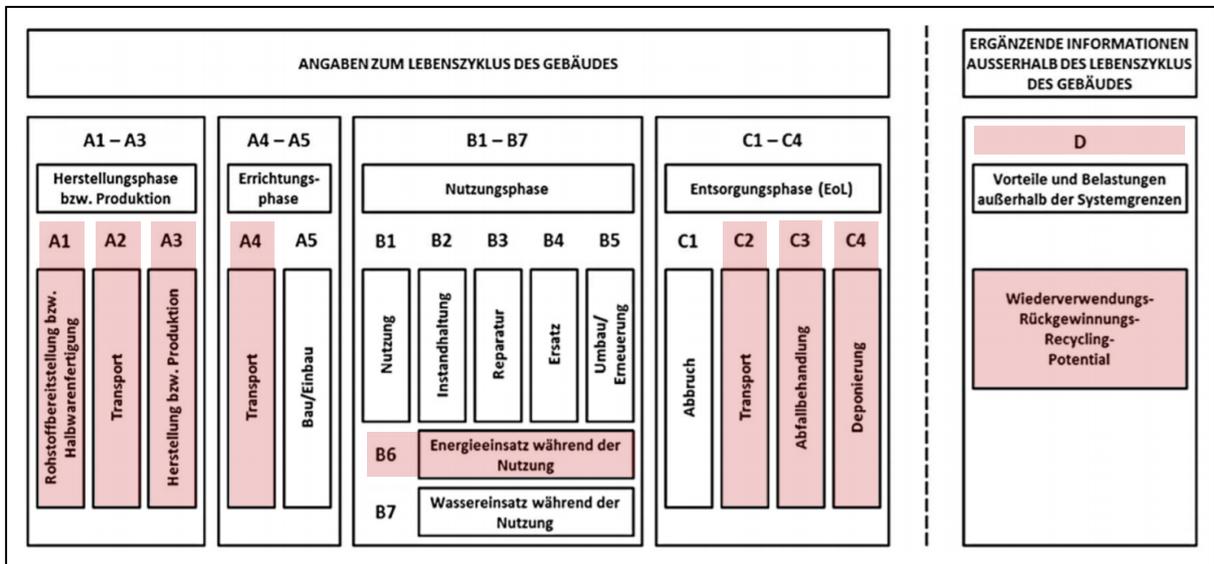


Abbildung 5: Auswahl der Lebenswegmodule. Für die weitere Vorgehensweise werden die rot markierten Lebenswegmodule betrachtet. Diese wurden nach ihrer relativen Relevanz an der Gesamtköbilanz, bezogen auf die Primärenergie und das Treibhausgaspotential, ausgewählt.

Quelle: ÖNORM EN 15978, 2012

Für die Abschätzung der relativen Relevanz der baustoffbezogenen Lebenswegmodule wurden für jeden Baustoff repräsentative Datensätze der Ökobilanzdatenbank ÖKOBAUDAT untersucht und schlussendlich jene Lebenswegmodule ausgewählt, die gesamt mindestens einen Anteil von 95 % der Primärenergie bzw. des Wirkungsindikators Treibhauspotential (GWP) ausmachen (siehe rot markierte Module in Abbildung 5). Die restlichen Lebenswegmodule, wie die Module A5 (Einbau) und C1 (Abbruch), wurden im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz aufgrund der vernachlässigbaren Anteile nicht weiter betrachtet.

Die folgenden Unterkapitel enthalten eine Beschreibung der in dieser Ökobilanz betrachteten Lebenswegmodule in Anlehnung an ÖNORM EN 15978:

3.2.4.1 Herstellungsphase bzw. Produktion (A1-A3)

Die Herstellungsphase umfasst die Rohstoffbeschaffung (A1), den Transport zur Produktionsstätte (A2) und die Produktion inklusive aller notwendigen Prozesse (A3). Die ÖNORM EN 15804 regelt die Berechnung der umweltbezogenen Qualität der unterschiedlichen Materialien. In den meisten Ökobilanzdatenbanken, die Datensätze zu Bauprodukten bereitstellen, sind die Phasen A1 bis A3 zu einem Wert („A1-A3“) zusammengefasst, was dem „Cradle-to-Gate“-Ansatz („von der Wiege bis zum Werkstor“) entspricht.

3.2.4.2 Transport (A4)

Das Modul A4 beinhaltet den in der Errichtungsphase durchgeführten Transport der fertigen Produkte vom Werk auf die Baustelle.

3.2.4.3 Energieeinsatz während der Nutzung (B6)

Im Modul B6 wird der Energieverbrauch im Betrieb eines Gebäudes abgebildet. In der vorliegenden Ökobilanzierung werden nur Aufwendungen für Raumwärme und Warmwasser berücksichtigt, da andere Verbräuche, z. B. durch Haushaltsgeräte, Licht, Klimatisierung etc., unabhängig von den einzelnen Szenarien sind.

3.2.4.4 Transport (C2)

Das Modul C2 beinhaltet den Transport der Abbruchabfälle, die das jeweilige End-of-Life-Bauprodukt umfassen, zur Abfallbehandlungsanlage bzw. Deponie. Die Transporte in der vorliegenden Ökobilanz werden gemäß dem modellierten End-of-Life Szenario abgeschätzt.

3.2.4.5 Abfallbehandlung (C3)

Modul C3 beinhaltet sämtliche Vorgänge der Abfallbehandlung, von der Sammlung der Materialien bis hin zur Wiederverwendung, dem Recycling sowie der thermischen Verwertung. Die in dieser Ökobilanz modellierten End-of-Life Szenarien der jeweiligen Baustoffe definieren in welcher prozentuellen Verteilung – abhängig von der Recyclingquote – die Datensätze der Abfallbehandlung (C3) mit den Datensätzen der Deponierung (C4) kombiniert werden.

3.2.4.6 Deponierung (C4)

Das Modul C4 umfasst die endgültige Beseitigung der Abfälle auf einer Deponie. Wie im vorangegangenen Unterpunkt 3.2.4.5 angemerkt, ist die Betrachtung dieses Moduls vom modellierten End-of-Life Szenario des jeweiligen Baustoffs und der Recyclingquote abhängig.

3.2.4.7 Ergänzende Information bzw. Recyclingpotential (D)

Vorteile und Belastungen durch Wiederverwendung, Rückgewinnung oder Recycling eines Produktes dürfen gemäß EN 15804 nicht mit den Aufwendungen am Anfang des Lebenszyklus verrechnet werden. Sie werden stattdessen separat im Modul D abgebildet, das bei „Gutschriften“ – z. B. aus der Energierückgewinnung bei einer thermischen Verwertung – einen negativen Wert annimmt. Es spielt dabei keine Rolle, ob die Wiederverwendung, die Rückgewinnung oder das Recycling innerhalb oder außerhalb Wiens, also des betrachteten Systems, stattfindet.

3.2.5 Einschränkungen und Annahmen

Es werden Ökobilanzdaten der Gegenwart herangezogen (Dezember 2020), die weder den technischen Fortschritt noch die möglichen Veränderungen des Strom- und Fernwärmemix bis zum Jahr 2050 abbilden. Die anteilmäßige Zusammensetzung der von Lederer et al. (2021a) definierten Baustoffe sowie dazugehörige Transportdistanzen und End-of-Life Szenarien wurden recherchiert, berechnet und angenommen (siehe Kapitel 3.4). Das Recyclingpotential wurde von den Datensätzen der ÖKOBAUDAT übernommen, welche allerdings die Gutschriften (durch Substitutionen) für die länderspezifischen Gegebenheiten in Deutschland abbilden. Der aktuelle deutsche Strommix führt durch den geringeren Anteil an erneuerbaren Energieträgern zu etwas höheren Gutschriften für Energiegewinnung aus thermischer Verwertung als in Österreich. Die Unterschiede sind bezogen auf die Gesamtergebnisse marginal und werden in weiterer Folge vernachlässigt. Weiters gibt es für das Recyclingpotential keine Ökobilanzdaten zu den Wirkungsindikatoren Humantoxizität, Ökotoxizität und Landnutzung in der ÖKOBAUDAT, weshalb auch in dieser Ökobilanz das Recyclingpotential für die genannten Indikatoren nicht angegeben werden kann.

3.3 Sachbilanz

Die Sachbilanz enthält alle für diese Ökobilanz relevanten Material- und Energieflüsse. Es handelt sich dabei um kumulierte Werte für den Zeitraum von 2016 bis 2050, die sich in Bezug auf die jeweiligen in Kapitel 3.1.1 definierten Szenarien der Stadtentwicklung unterscheiden.

3.3.1 Materialflüsse

In Tabelle 2 sind die von Lederer et al. (2021a) berechneten, kumulierten und auf die Baustoffe bezogenen Materialflüsse des Gebäudesektors in Wien von 2016 bis 2050 in Kilotonnen (kt) dargestellt. Sie beziehen sich auf die ebenfalls von Lederer et al. (2021a) definierten und in 3.1.1 erläuterten Szenarien. Wie in 3.1.2 beschrieben, weist das Sanierungsszenario (RENO) den geringsten sowie das Abrisszenario (DEMO) den höchsten Gesamtverbrauch an Materialressourcen auf. Betrachtet man einzelne Baustoffe, ergeben sich für das RENO-Szenario aufgrund vermehrter thermischer Sanierung höhere Verbräuche bei den Dämmstoffen (Mineralwolle und Polystyrol). Bei den Massivbaustoffen, wie Beton und Ziegel, sind hingegen die Verbräuche im DEMO-Szenario deutlich höher.

Tabelle 2: Kumulierte Materialflüsse des Gebäudesektors in Wien in Kilotonnen (kt) für den Zeitraum 2016-2050. Die Materialinputs- und -outputs der mengenmäßig relevantesten Baustoffe sind in Bezug auf die Szenarien BAU, DEMO und RENO dargestellt.

Baustoffe	BAU		DEMO		RENO	
	Inputs	Outputs	Inputs	Outputs	Inputs	Outputs
	kt	kt	kt	kt	kt	kt
Beton	80 371	-10 739	89 820	-16 543	71 729	-9 312
Ziegel	7 642	-10 721	8 581	-15 867	6 516	-2 439
Kies & Sand	6 129	-1 597	7 027	-2 407	5 174	-842
Holz	616	-274	657	-403	596	-74
Eisen/Stahl	6 847	-482	7 900	-751	5 587	-440
Glas	388	-44	293	-67	486	-22
Mineralwolle	209	-14	166	-22	261	-9
Polystyrol	345	-17	273	-26	424	-14
Gesamt	102 547	-23 888	114 717	-36 087	90 774	-13 153

Quelle: Eigene Darstellung nach Lederer et al. (2021a)

3.3.2 Energieflüsse

Tabelle 3 zeigt den berechneten Endenergieverbrauch (EEV) für die Bereitstellung von Raumwärme und Warmwasser des Gebäudesektor in Wien von 2016 bis 2050 in Gigawattstunden (GWh) bezogen auf die unterschiedlichen Energieträger und die von Lederer et al. (2021a) definierten Szenarien.

Tabelle 3: Kumulierter Endenergieverbrauch für Raumwärme und Warmwasser des Gebäudesektors in Wien in Gigawattstunden (GWh) für den Zeitraum 2016-2050. Dargestellt in Bezug auf die verschiedenen Energieträger und die Szenarien BAU, DEMO und RENO.

Energieträger	BAU	DEMO	RENO
	GWh	GWh	GWh
Fernwärme	223 453	224 418	218 991
Gas	201 725	211 778	190 215
Erneuerbare	20 656	21 540	19 515
Strom	41 605	41 630	40 001
Sonstige Fossile	16 647	16 680	16 507
Gesamt	504 085	516 046	485 229

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung nach Statistik Austria (2017), UIV (2019) und Lederer et al. (2021a)

Der methodische Ansatz der Berechnung sowie Annahmen zur Verteilung des EEV auf die Energieträger, wesentlichen Parameterwerten (siehe Tabelle 4) und zukünftigen Entwicklungen folgen den Berechnungen des Kompetenzzentrums Urban Innovation Vienna – kurz UIV (2019). Ausgangspunkt für die Berechnung des EEV und der Verteilung der Energieträger ist das Basisjahr 2016. Anhand von Tauschraten wird – getrennt für WG und N-WG – abgeschätzt, wie viele Heiz- und Warmwassersysteme bis 2050 jährlich erneuert werden, bzw. wie hoch der entsprechende EEV pro Energieträger ist. Die von UIV (2019) getroffenen Annahmen bilden die Verteilung der Energieträger nach dem erfolgten Tausch, im unsanierten Bestand sowie im Neubau – getrennt für Raumwärme und Warmwasser – ab (siehe Tabelle 5 und Tabelle 6). Für Dachgeschoßausbauten wurde angenommen, dass sich die Verteilung der Energieträger wie im unsanierten Bestand verhält, da es im Rahmen eines Dachgeschoßausbaus üblicherweise nicht zum Tausch des Heiz- bzw. Warmwassersystems kommt.

Wesentliche Einflussfaktoren für die szenariobasierte Berechnung sind überdies die von Lederer et al. (2021a) abgeleiteten Sanierungs- bzw. Neubauraten, die in Tabelle 1 zusammengefasst sind. Die von Lederer et al. (2021a) definierten Gebäudekategorien werden den Berechnungen von UIV (2019) zugeordnet, wobei „Residential buildings“ den Wohngebäuden (WG) sowie „Service buildings“ den Nicht-Wohngebäuden (N-WG) zugerechnet werden. „Industrial buildings“ und „Other buildings“ werden in weiterer Folge aufgrund der Tatsache, dass es sich dabei mehrheitlich um unbeheizte bzw. nicht zuordenbare Gebäude handelt, nicht berücksichtigt. Die kumulierten Energieflüsse basieren analog zur Hochrechnung der kumulierten Materialflüsse von Lederer et al. (2021a) auf einer Bevölkerungsanzahl im Zieljahr der Projektion (2050) von 2.286.094 und einem linearen Verlauf zwischen 2016 und 2050.

Tabelle 4: Annahmen wesentlicher Parameter für die Berechnung des Endenergieverbrauchs. Dargestellt für Wohngebäude (WG) und Nichtwohngebäude (N-WG) in Wien für den Zeitraum von 2016-2050.

	Parameter	Annahme	Quelle
Gebäudesanierung	Reduktion Heizenergie durch Sanierung WG	64 %	Abschätzung nach UIV (2019)
	Reduktion Heizenergie durch Sanierung N-WG	64 %	Abschätzung nach UIV (2019)
Gebäudeneubau	WG: spez. Energieverbrauch Raumwärme	35 kWh/m ² a	UIV (2019)
	N-WG: spez. Energieverbrauch Raumwärme	35 kWh/m ² a	UIV (2019)
Dachgeschoßausbauten	WG: spez. Energieverbrauch Raumwärme	50 kWh/m ² a	Popp (2016)
	N-WG: spez. Energieverbrauch Raumwärme	50 kWh/m ² a	Popp (2016)
Warmwasser	Wachstumsrate des Pro-Kopf-Warmwasserbedarfs WG	0 % p.a.	UIV (2019)
	Wachstumsrate des Pro-Kopf-Warmwasserbedarfs N-WG	0 % p.a.	UIV (2019)
Einfluss der Klimaveränderung	Reduktion Heizgradtage (HGT) in % p.a. (ab 2016)	nicht berücksichtigt	UIV (2019)
	Erhöhung Kühlgradtage (KGT) in % p.a. (ab 2016)	nicht berücksichtigt	UIV (2019)

Quelle: Eigene Darstellung nach UIV (2019)

Tabelle 5: Verteilung des Endenergieverbrauchs für Raumwärme. Dargestellt für Wohngebäude (WG) und Nichtwohngebäude (N-WG) in Wien in den Jahren 2016 und 2050.

Raumwärme 2016		Gesamter EEV	Fernwärme	Gas	Erneuerbare	Strom	Sonstige Fossile
WG	Bestand	100 %	31,30 %	54,70 %	4,30 %	5,20 %	4,50 %
N-WG	Bestand	100 %	55,50 %	22,60 %	3,00 %	11,10 %	7,80 %
Raumwärme 2050		Gesamter EEV	Fernwärme	Gas	Erneuerbare	Strom	Sonstige Fossile
WG	Unsanierter Bestand und DG-Ausbau	100 %	34,60 %	54,40 %	4,70 %	5,20 %	1,10 %
	Sanierter Bestand	100 %	65,10 %	23,70 %	6,00 %	3,90 %	1,30 %
	Neubau	100 %	72,00 %	12,50 %	11,60 %	3,90 %	0,00 %
N-WG	Unsanierter Bestand und DG-Ausbau	100 %	58,80 %	24,50 %	3,80 %	11,10 %	1,80 %
	Sanierter Bestand	100 %	73,10 %	12,10 %	5,60 %	7,00 %	2,20 %
	Neubau	100 %	75,20 %	9,30 %	11,60 %	3,90 %	0,00 %

Quelle: Eigene Darstellung nach Statistik Austria (2017) und UIV (2019)

Tabelle 6: Verteilung des Endenergieverbrauchs für Warmwasser. Dargestellt für Wohngebäude (WG) und Nichtwohngebäude (N-WG) in Wien in den Jahren 2016 und 2050.

Warmwasser 2016		Gesamter EEV	Fernwärme	Gas	Erneuerbare	Strom	Sonstige Fossile
WG	Bestand	100 %	34,10 %	47,70 %	1,50 %	14,70 %	2,10 %
N-WG	Bestand	100 %	56,30 %	18,70 %	1,80 %	16,10 %	7,20 %
Warmwasser 2050		Gesamter EEV	Fernwärme	Gas	Erneuerbare	Strom	Sonstige Fossile
WG	Unsaniertes Bestand und DG-Ausbau	100 %	37,00 %	46,50 %	1,60 %	14,40 %	0,50 %
	Saniertes Bestand	100 %	67,40 %	19,50 %	2,00 %	10,50 %	0,60 %
	Neubau	100 %	72,00 %	12,50 %	11,60 %	3,90 %	0,00 %
N-WG	Unsaniertes Bestand und DG-Ausbau	100 %	59,60 %	20,30 %	2,30 %	16,10 %	1,70 %
	Saniertes Bestand	100 %	74,30 %	10,10 %	3,40 %	10,20 %	2,00 %
	Neubau	100 %	75,20 %	9,30 %	11,60 %	3,90 %	0,00 %

Quelle: Eigene Darstellung nach Statistik Austria (2017) und UIV (2019)

3.4 Auswahl der Datensätze und damit verbundene Annahmen

Die Umweltauswirkungen bzw. Charakterisierungsfaktoren der in Kapitel 3.3 angeführten Baustoffe und Energieträger wurden aus einschlägigen Ökobilanzdatenbanken sowie Umweltproduktdeklarationen (EPDs) bezogen. Dabei werden sämtliche in Kapitel 3.2.4 ausgewählten Module des Lebensweges von Gebäuden betrachtet. Lederer et al. (2021a) clustern die Baustoffe grob in Übergruppen. Für die Ökobilanz ist es notwendig, eine möglichst detaillierte Zusammensetzung der jeweiligen Baustoffgruppe heranzuziehen, da unterschiedliche Bauprodukte innerhalb einer Baustoff-Übergruppe sehr unterschiedliche Umweltauswirkungen haben können. Betrachtet man z. B. den nach Lederer et al. (2021a) definierten Baustoff Mineralwolle, so muss hier aufgrund der verbauten Menge in Glas- und Steinwolle unterschieden werden. Glaswolle ist in seiner Herstellung energieaufwendiger und mit höheren Umweltwirkungen verbunden als Steinwolle (Bau EPD GmbH 2019a; 2019b). Eine Kombination der verwendeten Datensätze entsprechend der verbauten Mengen wird daher durchgeführt. Analog zum beschriebenen Beispiel wird diese Vorgehensweise auch für alle anderen Baustoffe und Energieträger angewendet. Tabelle 7 enthält eine zusammenfassende Übersicht zu den Abschätzungen und Annahmen bezüglich der materiellen Zusammensetzung der Baustoff Übergruppe und der daraus resultierenden Kombination der Ökobilanzdaten, der Transportdistanzen und des End-of-Life-Szenarios. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise erfolgt in den Kapiteln 3.4.3 bis 3.4.10.

Tabelle 7: Zusammenfassung der Annahmen zu den einzelnen Lebenswegmodulen der Ökobilanz. Bezüglich (1) der gewählten bzw. kombinierten Datensätze in der Herstellungsphase, (2) den Transportdistanzen und (3) des Entsorgungsszenarios (inklusive der Information, ob es Gutschriften im Rahmen des Recyclingpotentials gibt).

Baustoffe	Herstellungsphase (A1-A3)	Transport (A4)	Transport (C2)	Verwertung/Beseitigung (C3&C4)	Recycling-potential
Beton	Beton-Richtwert	10 km	27 km	90 % stoffliche Verwertung 10 % Deponierung	ja
Ziegel	Mauerziegel-Richtwert	33 km	27 km	80 % stoffliche Verwertung 20 % Deponierung	ja
Kies & Sand	Sand/Kies-Richtwert	20 km	26 km	100 % stoffliche Verwertung	ja
Holz	70 % Schnittholz 30 % Faserplatten	225 km	50 km	90 % thermische Verwertung 10 % stoffliche Verwertung	ja
Eisen/Stahl	70 % Betonstahl 30 % Stahlträger	210 km	230 km	100 % stoffliche Verwertung	nein
Glas	Flachglas-Richtwert	100 km	253 km	100 % stoffliche Verwertung	ja
Mineralwolle	2/3 Glaswolle 1/3 Steinwolle	323 km	32 km	100 % Deponierung	nein
Polystyrol	70 % EPS 30 % XPS	79 km	15 km	100 % therm. Verwertung	ja

Quellen: Eigene Darstellung nach BMLFUW (2015); Mantau, Döring, und Hiller (2013); Windsperger (2010); World Steel Association (2016); Bau EPD GmbH (2020); Huber (2013); Eibensteiner (2016); Mötzl (2009)

3.4.1 Datenbanken

Die Ökobilanzdaten werden aus drei unterschiedlichen Datenbanken (baubook, ÖKBAUDAT, ecoinvent) bezogen. Grund dafür ist, dass eine einzige Datenbank nicht die notwendigen Ökobilanzdaten zu allen Baustoffen, Prozessen und Energieträgern sowie zu allen gewählten Wirkungsindikatoren (siehe Kapitel 3.2.5) enthält. So beinhalten zum Beispiel die baubook-Plattform und die ÖKBAUDAT keine Informationen zu Humantoxizität, Ökotoxizität und Flächen-nutzung, weshalb für diese Wirkungskategorie die ecoinvent-Datenbank herangezogen wird. Weiters wird versucht, möglichst viele Datensätze zu verwenden, die die Länderspezifika Österreichs abbilden. Ist das nicht möglich, wird einerseits auf Datensätze von Nachbarländern mit vergleichbaren Strukturen wie z. B. Deutschland oder die Schweiz zurückgegriffen und andererseits auf europaweite bzw. global anwendbare Datensätze. Die folgenden drei Unterkapitel enthalten eine kurze Beschreibung der verwendeten Datenbanken.

3.4.1.1 baubook

Die Web-Plattform baubook ist eine vom Österreichischen Institut für Baubiologie und -ökologie (IBO) und dem Energieinstitut Vorarlberg verwaltete Datenbank für bauphysikalische und bauökologische Kennzahlen. Die Plattform bietet sowohl Datensätze zu spezifischen Bauprodukten als auch Richtwerte zu vielen Baustoffe und Prozessen. Die Datensätze werden

nach einer Anmeldung kostenlos zur Verfügung gestellt. Sie bilden im Grunde die länderspezifische Situation Österreichs ab, wobei für die Ökobilanzierung des Stromverbrauchs allerdings auf einen europäischen Strommix zurückgegriffen wird. Dieses Vorgehen führt im Vergleich zu einer Verwendung des österreichischen Strommix zu höheren Belastungen in den betrachteten Wirkungsindikatoren. (baubook 2020; IBO 2020)

3.4.1.2 ÖKOBAUDAT 2020-II

Die ÖKOBAUDAT ist eine vom Deutschen Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat (BMI) herausgegebene Datenbank für die Ökobilanzierung von Gebäuden. Die Datensätze sind konform zur EN 15804 und bilden die länderspezifische Situation Deutschlands ab. Sie stehen kostenlos und uneingeschränkt zur Verfügung. Die Besonderheit der Datenbank ist die Aufbereitung und Zuordnung der Daten zu den unterschiedlichen Lebenswegmodulen der EN 15978 bzw. der EN 15804. In der vorliegenden Arbeit werden Datensätze der Version 2020-II verwendet. (BMI 2020)

3.4.1.3 ecoinvent 3.6

Die ecoinvent-Datenbank ist international eine der am weitesten verbreiteten LCA-Datenbanken und bietet vollständig verknüpfte Prozessketten für alle in der Datenbank vorhandenen Produkte. ecoinvent enthält mehrere tausend internationale Ökoinventare aus unterschiedlichen Bereichen wie der Landwirtschaft, der Energiebereitstellung, dem Transportwesen, der Metallindustrie, der Bauwirtschaft, und der Abfallentsorgung. In der vorliegenden Arbeit werden Datensätze der Version 3.6 verwendet. (ecoinvent 2020)

3.4.2 Transport

Im Rahmen dieser Ökobilanz werden gemäß Kapitel 3.2.4 die in EN 15978 definierten Transportmodule (A4 und C2) modelliert. Die dafür benötigten Ökobilanzdaten werden aus baubook, ÖKOBAUDAT und econinvent bezogen. Für sämtliche Baustoffe wird ein LKW-Transport angenommen, wobei die Datensätze bezogen auf die Nutzlasten und angepasst an die jeweilige Art des Transports (Bereitstellung auf Baustelle bzw. Entsorgung) gewählt werden. Weiters müssen für die Wirkungsabschätzung die durchschnittlichen Transportdistanzen vom Produktionsort zur Baustelle (Modul A4) bzw. im End-of-Life vom Gebäudestandort zur Abfallbehandlung (Modul C2) ermittelt werden (siehe Tabelle 7). Dieser Schritt wird für jeden Baustoff separat durchgeführt. Für die Ermittlung der Entfernungen wird dabei als Zielort (bei Modul A4) bzw. Ausgangsort (bei Modul C2) das Zentrum Wiens herangezogen.

3.4.3 Beton

3.4.3.1 Herstellung (A1-A3)

Für die Herstellungsphase des Betons werden Richtwerte für Normalbeton (C30/37) aus dem baubook, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank verwendet.

3.4.3.2 Transport (A4)

Der Transport A4 wird für Transportbeton geschätzt, da dieser lt. Reinhard Böcskör vom Verein Betonmarketing Österreich über 80 % des Gesamtaufkommens darstellt. In Wien gibt es ein flächendeckendes Netz von Mischwerken (z. B. in Kagran, Liesing, Erdberg betrieben von Rohrdorfer und in Freudenau, Gerasdorf betrieben von Wopfinger), was zu einer Annahme einer durchschnittlichen Transportdistanz von 10 km führt.

3.4.3.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Betonabbruch (SN 31427) und Bauschutt (SN 31 409) - welcher zumeist auch Beton enthält - können als Recycling-Baustoff verwertet werden, sofern eine Qualitätsklasse gemäß Recycling-Baustoffverordnung eingehalten wird. Der zurückgewonnene Baustoff wird dabei kaum für gleichwertige Anwendungen verwendet, sondern kommt häufig etwa als Schütt- und Füllmaterial zur Stabilisierung im Tief- und Wegebau zum Einsatz. Aufgrund dieses Qualitätsverlustes handelt es sich um ein Downcycling. Verwertbare Stoffe sind z. B. Beton- und Stahlbetonabbruch, Betonfertigteile (z. B. Säulen, Deckenelemente) oder Betonfundamente (WKO 2018). Ist keine stoffliche Verwertung möglich, z. B. bei Betonabbrüchen aus Industriebereichen oder mit Schadstoffen verunreinigten Betonabbrüchen, ist eine Beseitigung auf einer Baurestmassendeponie erforderlich. In Österreich werden rund 80 % der Fraktion Bauschutt und 99 % der Fraktion Betonabbruch einer stofflichen Verwertung zugeführt (BMLFUW 2015). Für das End-of-Life Szenario Beton wird deshalb eine mittlere Verwertungsquote von 90 % des Betons angenommen. Für die restlichen 10 % wird eine Beseitigung auf einer Baurestmassendeponie in der Nähe von Wien modelliert. Die Datensätze für die Abfallbehandlung und die Beseitigung werden der ecoinvent-Datenbank und dem baubook entnommen. Eine durchschnittliche Transportdistanz zu einer Baurestmassenaufbereitungsanlage bzw. einer Baurestmassendeponie von 27 km wird auf Grundlage einer Abschätzung angenommen.

3.4.4 Ziegel

3.4.4.1 Herstellung (A1-A3)

Für die Herstellungsphase des Baustoffes Ziegel werden die Ökobilanzdaten eines allgemeinen Datensatzes für Mauerziegel aus der ÖKOBAUDAT bzw. ecoinvent herangezogen.

3.4.4.2 Transport (A4)

Die durchschnittliche Transportdistanz wird unter Berücksichtigung der Wienerberger Produktionsstätten in Hennersdorf und Göllersdorf abgeschätzt und mit 20 km angenommen.

3.4.4.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Ziegelabfälle werden als Bauschutt mit der SN 31409 entsorgt und aktuell zu rund 80 % stofflich verwertet (BMLFUW 2015). Bei der Modellierung des End-of-Life Szenarios wurde deshalb ein Recycling bzw. Downcycling der Ziegel-Abfälle von 80 % angenommen. Die restlichen 20 % werden auf einer Baurestmassendeponie deponiert. Gutschriften infolge des Recyclings von Ziegelbruch sind in Modul D deklariert und werden der ÖKÖBAUDAT 2020-II entnommen. Weiters wurden Datensätze aus ecoinvent verwendet. Eine durchschnittliche Transportdistanz zu einer Baurestmassenaufbereitungsanlage bzw. einer Baurestmassendeponien von 27 km wird auf Grundlage einer Abschätzung angenommen.

3.4.5 Kies & Sand

3.4.5.1 Herstellung (A1-A3)

Für die Herstellungsphase von Kies und Sand werden Richtwerte aus dem baubook, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank verwendet.

3.4.5.2 Transport (A4)

Die Kiesgewinnungsstandorte für den Großraum Wien befinden sich im Nordosten der Stadt. Hier betreibt z. B. die Pannnonia Group ihre Produktionsstandorte in Gerasdorf und Markgrafeneusiedl. Eine durchschnittliche Transportdistanz von 20 km wird angenommen.

3.4.5.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Kies und Sand wird in Baurestmassenaufbereitungsanlagen aufbereitet und in Modul C3 deklariert. Die Datensätze werden der ecoinvent-Datenbank und der ÖKOBAUDAT entnommen. Eine durchschnittliche Transportdistanz zu einer Baurestmassenaufbereitungsanlage von 26 km wird auf Grundlage einer Abschätzung angenommen.

3.4.6 Holz

3.4.6.1 Herstellung (A1-A3)

Der Baustoff Holz wird in sehr vielen verschiedenen Formen verwendet. Am häufigsten wird Holz dabei als Schnittholz verwendet. In Deutschland sind knapp zwei Drittel der Holzprodukte in der Bauindustrie Schnittholz (auf das Volumen bezogen). 19 % entfallen auf Faserplatten (LDF, MDF und HDF) und der Rest auf Spanplatten OSB-Platten, Furnier, Sperrholz und Sonstiges (Mantau, Döring und Hiller 2013). Es ist anzunehmen, dass eine vergleichbare Verteilung auch für die Bauindustrie in Österreich respektive Wien zutrifft. Aus diesem Grund wird eine Kombination der Ökobilanzdaten von Schnittholz (70 %) und Faserplatten (30 %) vorgenommen. Es werden Datensätze der ecoinvent-Datenbank und der ÖKOBAUDAT verwendet.

3.4.6.2 Transport (A4)

Die durchschnittliche Transportdistanz wird anhand der Lage der größten Holzverarbeitungsbetriebe in Österreich und dem angrenzenden Ausland abgeschätzt. Eine durchschnittliche Entfernung von 225 km wird angenommen.

3.4.6.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Holzabfälle werden in Österreich thermisch (Verbrennung) bzw. stofflich (i.d.R. Holz-Recycling) verwertet. Der thermischen Verwertung wird jenes Altholz zugeführt, das für das Recycling in der Spanplattenindustrie nicht geeignet ist. Bei "Altholz thermisch" (SN 17202-01) handelt es sich um mit Schadstoffen behandelte Althölzer, Verbundstoffe und Holzfasern (O.Ö. LAVU AG 2019). Für die stoffliche Verwertung/Verwendung gemäß Recycling-Holzverordnung (BGBl. II 60/2012) kommen unbehandelte Hölzer wie Dachstühle, Träme, Dippelbäume, Pfosten oder Bauteile zur direkten Wiederverwendung wie Türen, Fenster oder Böden in Frage. Der Anteil des stofflich verwerteten Altholzes lag in Österreich 2010 bei etwa 10 % (Windsperger 2010). Dieser Wert wird auch für das End-of-Life Szenario des Wiener Gebäudesektors herangezogen. Für die restlichen 90 % wird eine thermische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage modelliert. Die Datensätze werden der ecoinvent-Datenbank, der ÖKOBAUDAT und dem baubook entnommen. Eine durchschnittliche Transportdistanz zu Aufbereitungsbetrieben bzw. Müllverbrennungsanlagen von 50 km wird angenommen.

3.4.7 Eisen/Stahl

3.4.7.1 Herstellung (A1-A3)

Die anteilige Zusammensetzung des Stahls, der im Hochbau eingesetzt werden kann, wird auf der Datengrundlage der World Steel Association (2016) abgeschätzt. Diese hat für das Jahr 2010 eine Stahlproduktion von 265 kt Betonstahl und 110 kt Stahlträger für Österreich ausgewiesen. Unter Vernachlässigung der In- und Exporte wird aufgrund dieser Daten eine Kombination der Ökobilanz-Datensätze von Betonstahl (70 %) und Stahlprofil (30 %) vorgenommen. Die Ökobilanzdaten basieren auf einer Umweltproduktdeklaration (Bau EPD GmbH 2020) sowie Datensätzen aus ecoinvent und der ÖKOBAUDAT.

3.4.7.2 Transport (A4)

Analog zu den Ökobilanzdaten der Herstellung, die sich im Verhältnis zur Masse anteilig aus den Ökobilanzdaten von Bewehrungsstahl (80 %) und Stahlprofil (20 %) zusammensetzen, werden auch die Transportdistanzen mit derselben Verteilung abgeschätzt. Der einzige Hersteller von Betonstahl befindet sich rund 200 km von Wien entfernt in Marienhütte bei Graz. Profilstahl, Rohre und andere Produkte für die Bauwirtschaft produziert z. B. voestalpine im Werk in Krems an der Donau (75 km von Wien entfernt); häufig werden sie aber auch aus dem Ausland importiert. Auf Grundlage einer Abschätzung wird eine durchschnittliche Transportdistanz von 210 km angenommen.

3.4.7.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Eisen- und Stahlabfälle werden in österreichischen und ausländischen Stahlwerken verwertet (BMLFUW 2015). Ausgebaute Betonstähle, die im Zuge von Betonrecycling gewonnen werden, können zu 100 % einem Recyclingprozess zugeführt werden. Da Betonstahl allerdings bereits aus 100 % Sekundärmaterial produziert wird, können im Modul D (Recyclingpotential) keine Gutschriften ausgewiesen werden (Bau EPD GmbH 2020). Diese dürfen nur für substituierten Primäranteil angerechnet werden. Die Ökobilanzdaten basieren auf einer Umweltproduktdeklaration (Bau EPD GmbH 2020) sowie einem ecoinvent-Datensätzen. Davon ausgehend, dass die Eisen- und Stahlabfälle nach einer Vorsortierung wieder zu Produktionswerken gebracht werden, wird auf Basis der Abschätzung der Entfernung des Moduls A4 eine Transportdistanz von 230 km für das End-of-Life angenommen.

3.4.8 Glas

3.4.8.1 Herstellung (A1-A3)

Für den Baustoff Glas werden die Ökobilanzdaten eines allgemeinen Datensatzes für Flachglas bzw. Einfach-Glas aus dem baubook, der ÖKOBAUDAT und ecoinvent verwendet.

3.4.8.2 Transport (A4)

Die größten Glasproduzenten Österreichs sind über das ganze Land verteilt, weshalb eine durchschnittliche Transportdistanz von 100 km angenommen wird.

3.4.8.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Flachgläser (ohne anhaftende Verschmutzungen und ohne Störstoffe) wie Fenstergläser, Isolierglas, Spiegelglas und Drahtglas werden in Österreich getrennt erfasst. Grundvoraussetzung für eine Verwertung ist eine sortenreine Sammlung der Scheiben. In Österreich kann für die Fraktion Flachglas (SN 31408) von einer gänzlichen Verwertung der anfallenden Abfälle ausgegangen werden (BMLFUW 2015; 2014). Die aufbereiteten Flachglasscherben werden beispielsweise wieder zur Herstellung von Flachglas verwendet oder bei der Herstellung von Behälterglas, Gussglas und Mineralwolle aus Glasfasern bis hin zur Produktion von Glasbausteinen eingesetzt (BMLFUW 2015). Die Datensätze werden der ecoinvent-Datenbank, der ÖKOBAUDAT und dem baubook entnommen. Auf Basis des EDM-Portals (2020) wird Transportentfernungen zu Verwertungsanlagen von Altglas in Österreich untersucht und eine durchschnittliche Transportdistanz – die auch Wege zu Sortieranlagen inkludiert – von 253 km angenommen.

3.4.9 Mineralwolle

3.4.9.1 Herstellung (A1-A3)

Baustoffe aus Mineralwolle sind zu einer überwiegenden Mehrheit Wärmedämmstoffe aus Glas- und Steinwolle. Die verbrauchten Mengen setzen sich dabei derzeit aus rund 2/3 Glaswolle und 1/3 Steinwolle zusammen (Huber 2013). Andere Mineralfasererzeugnisse werden kaum verwendet bzw. produziert (Stadt Wien 2012). Auf Basis der Recherche wird eine Kombination der Datensätze von Glaswolle (2/3) und Steinwolle (1/3) vorgenommen. Die Ökobilanzdaten basieren auf Umweltproduktdeklarationen (Bau EPD GmbH 2019a; 2019b) sowie Datensätzen aus ecoinvent.

3.4.9.2 Transport (A4)

In Österreich gibt es aktuell keine Produktionsstandorte für Mineralwolle (ORF NÖ 2015). Dämmstoffe aus Mineralwolle werden deshalb mehrheitlich aus Deutschland und Osteuropa importiert und in Österreich vertrieben. Auf Basis von Produktionsstandorten in der Slowakei, Ungarn, Tschechien und Deutschland wird eine durchschnittliche Entfernung von 323 km abgeschätzt und angenommen.

3.4.9.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Dämmstoffabfälle aus Mineralwolle können grundsätzlich wieder direkt in der Dämmstoffproduktion eingesetzt werden. In Deutschland verarbeitet z. B. die Fa. ROCKWOOL auf diese Weise Dämmstoffabfälle aus Steinwolle zu Recycling-Formsteinen. Grundvoraussetzung ist die Anlieferung der Dämmstoffabfälle zum Werk (BBSR 2011). In Österreich gibt es derzeit keine Produktionsstandorte für Mineralwolle. Aufgrund der hohen Transportkosten aus Österreich zu den nächstgelegenen Produktionsstätten stellt diese Möglichkeit zum jetzigen Zeitpunkt aus ökonomischer Sicht keine Alternative zur Deponierung auf Baurestmassendeponien dar (Huber 2013). Eine Wiederverwendung oder stoffliche Verwertung findet deshalb unter den aktuellen wirtschaftlichen und technischen Rahmenbedingungen nicht statt (Bau EPD GmbH 2019a; 2019b).

Als End-of-Life Szenario wird die Deponierung auf einer Baurestmassen- oder Massenabfalldeponie in unmittelbarer Nähe zu Wien angenommen. Es werden 100 % des Abfallaufkommens deponiert. Die Ökobilanzdaten basieren auf Umweltproduktdeklarationen (Bau EPD GmbH 2019a; 2019b), sowie Datensätzen aus ecoinvent und der ÖKOBAUDAT. Eine durchschnittliche Transportdistanz von 32 km wird auf Grundlage einer Abschätzung angenommen.

3.4.10 Polystyrol

3.4.10.1 Herstellung (A1-A3)

Die im Gebäudesektor eingesetzten Produkte aus Polystyrol sind vorwiegend Wärmedämmstoffe aus expandiertem Polystyrol (EPS) und extrudiertes Polystyrol (XPS). Diese werden in Österreich etwa im Verhältnis von 70 % EPS zu 30 % XPS eingesetzt (Eibensteiner 2016). Aus diesem Grund wird eine Kombination der Ökobilanzdaten mit ebendieser Verteilung vorgenommen. Es werden Datensätze des baubooks, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank verwendet.

3.4.10.2 Transport (A4)

Unter Berücksichtigung der größten Produzenten von Polystyrol-Dämmstoffen in der Nähe von Wien wird eine durchschnittliche Transportdistanz von 79 km abgeschätzt und angenommen.

3.4.10.3 End-of-Life (C3-C4) inkl. Transport (C2)

Dämmmaterialien aus Polystyrol (wie EPS und XPS) stellen energiereiche Rohstoffe oder Ersatzbrennstoffe für Anlagen zur Mitverbrennung und Abfallverbrennungsanlagen dar (Mötzl 2009). Die Wiederverwertung von Polystyrol-Abfällen (SN 57108) von Baustellen und gebrauchten Dämmstoffen aus Abbrüchen ist in der Praxis nach wie vor nicht umsetzbar, da dieses Material meist zu hohe Verschmutzungen aufweist (Huber 2013). Als End-of-Life Szenario wird die Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage in Wien angenommen. Die Datensätze werden der ecoinvent-Datenbank und der ÖKOBAUDAT entnommen. Eine durchschnittliche Transportdistanz von 15 km zu einer Müllverbrennungsanlage wird angenommen.

3.4.11 Fernwärme

Die Fernwärme in Wien wird in Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen und Heizwerken mehrheitlich durch das Verbrennen von Erdgas, Siedlungsabfällen und Biomasse gewonnen. Anhand des Umwandlungsausstoßes der Energiebilanz (Statistik Austria 2020) wurde eine Zusammensetzung der Fernwärme von 65 % Erdgas, 20 % Abfällen und 15 % Biomasse angenommen. Der Fachverband der Gas- und Wärmeversorgungsunternehmen (FGW) sieht im Rahmen seines Dekarbonisierungsplans eine Erhöhung des durchschnittlichen erneuerbaren Energieanteils in der Fernwärme um 1,5 % pro Jahr vor, weshalb davon auszugehen ist, dass der Erdgas-Anteil in den kommenden Jahren abnimmt (APA 2020). Von einer Modellierung dieser Entwicklung in der aktuellen Ökobilanz wird jedoch abgesehen, da die Kontinuität in der Vorgehensweise in Bezug auf gegenwärtige Ökobilanzdaten sonst nicht gegeben wäre. Die Datensätze werden der ecoinvent-Datenbank und der ÖKOBAUDAT entnommen.

3.4.12 Gas

Für Energieträger Gas werden Richtwerte für Erdgas aus dem baubook, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank verwendet.

3.4.13 Erneuerbare

Die erneuerbare Wärmeversorgung findet gemäß den Berechnungen von UIV (2019) überwiegend durch Wärmepumpen statt, weshalb ein Datensatz für Wärmeerzeugung aus ecoinvent bzw. der ÖKOBAUDAT herangezogen wird. Anteile erneuerbarer Stromproduktion aus Wasserkraft, Wind, PV etc. werden durch den verwendeten Strommix-Datensatz im Energieträger Strom (Kapitel 3.4.14) berücksichtigt.

3.4.14 Strom

Ähnlich wie der Fernwärme-Mix (siehe Kapitel 3.4.11) wird auch der Strommix eine Dekarbonisierung durchlaufen. Die Vorgehensweise ist hier aufgrund der in Kapitel 3.2.5 getroffenen Annahmen und Einschränkungen dieselbe wie im Falle der Fernwärme. Die Datensätze werden dem baubook, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank entnommen.

3.4.15 Sonstige Fossile

Die verschwindend geringen Verbrauchsmengen des Energieträgers Kohle werden gemeinsam mit den Ölprodukten behandelt und anhand der Ökobilanzdatensätze von Heizöl aus dem baubook, der ÖKOBAUDAT und der ecoinvent-Datenbank bewertet.

3.5 Wirkungsabschätzung

Bei der Wirkungsabschätzung werden gemäß ISO 14044 die Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen des Produktsystems ermittelt. Dabei werden in der vorliegenden Ökobilanz Charakterisierungsfaktoren herangezogen, die auf den Methoden der EN 15804, CML 2001, ReCiPe und USEtox beruhen und in Ökobilanzdatenbanken (siehe Kapitel 3.4.1) ausgewiesen sind. Für die Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz erhobenen Stoff- und Energieflüsse entsprechend des betrachteten Wirkungsindikators, wie in der untenstehenden Formel dargestellt, mit den Charakterisierungsfaktoren verknüpft. Die Ergebnisauswertung und Darstellung wird für jeden ausgewählten Wirkungsindikator getrennt auf Midpoint-Ebene durchgeführt bzw. für die Flächennutzung auf Endpoint-Ebene (Jolliet et al. 2004).

$$I(a) = \sum_j CF_y * y(a)$$

I	Wirkungsindikator	CF	Charakterisierungsfaktor
a	betrachtetes System	y	Stoff- bzw. Energiefluss

In einem ersten Schritt werden jene Wirkungsindikatoren ausgewählt, die für die Erreichung der in 3.2.1 definierten Zielsetzung notwendig sind. Ein grundsätzliches Bestreben ist dabei eine umfassende Betrachtung der Schutzgüter menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen. Nach EN 15804 und EN 15978 werden gängige Wirkungsindikatoren zur Beschreibung von Primärenergiebedarf, Treibhausgasemissionen, Eutrophierung (u. a. durch Stickoxide) und Ressourcenverbrauch gewählt. Zusätzlich werden die Wirkungsindikatoren Ökotoxizität und Humantoxizität ausgewählt, die einer Studie von Fischer, Schulter und Maydl (2014) zufolge für die Umweltrelevanz von Bauprodukten und Gebäuden eine hohe relative Bedeutung haben, aber keine Berücksichtigung im aktuellen Normenwerk finden. Um eine vergleichende Aussage bezüglich der Naturraumbeanspruchung der einzelnen Szenarien treffen zu können, wurde der Wirkungsindikator Flächennutzung ausgewählt. Eine Zusammenfassung der in dieser Ökobilanz betrachteten Wirkungsindikatoren findet sich in Tabelle 8 wieder. Wirkungsindikatoren, die die Kategorien Ozonabbaupotential, Versauerung („Waldsterben“) und Photochemische Ozonbildung („Sommersmog“) beschreiben, wurden nicht ausgewählt. Die Politik hat genannte Umweltprobleme durch verschärfte Gesetzgebung wie z. B. Luftreinhaltemaßnahmen (Waldsterben und Sommersmog) und das Montrealer Protokoll (Ozonabbau) weitestgehend in den Griff bekommen. Die Untersuchungen von Fischer, Schulter und Maydl (2014) bestätigen, dass die genannten Kategorien für den Bausektor – relativ betrachtet – vernachlässigbar sind.

Tabelle 8: Ausgewählte Wirkungsindikatoren auf Grundlage ihrer relativen Bedeutung für die Schutzgüter menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen

Intervention	Wirkungsindikator	Kürzel	Einheit
Energie	Total nicht erneuerbare Primärenergie	PENRT	[MJ]
	Total erneuerbare Primärenergie	PERT	[MJ]
Treibhausgase	Globales Erwärmungspotenzial	GWP	[kg CO ₂ eq]
NO _x , NH ₃	Eutrophierungspotenzial	EP	[kg PO ₄ ³⁻ eq]
Ressourcenverbrauch	Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen	ADPE	[kg Sb eq]
	Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe	ADPF	[MJ]
NO _x , SO _x , VOCs, PAKs	Humantoxizität nicht-krebserregend	HTnc	[CTU]
	Humantoxizität krebserregend	HTc	[CTU]
Schwermetalle und Pestizide	Ökotoxizität	ET	[CTU]
Flächenverbrauch	Flächennutzung	LU	Punkte

3.6 Ergebnisse und Interpretation

In den folgenden Kapiteln und Abbildungen sind die Ergebnisse der einzelnen Wirkungsindikatoren bezogen auf die Szenarien der Stadtentwicklung nach Lederer et al. (2021a) dargestellt. Dabei handelt es sich um die durchschnittlichen jährlichen Umwelteinflüsse des Gebäudebestands der Stadt Wien pro Kopf für den Zeitraum von 2016-2050. Die Ergebnisse bilden die Umwelteinflüsse jener Prozesse ab, die während des Untersuchungszeitraums stattfinden. Diese inkludieren den Energieeinsatz (für Raumwärme und Warmwasser) in der Nutzung sämtlicher Gebäude sowie die gesamte Prozesskette für die Erstellung neuer Gebäude. Dabei sind alle relevanten Phasen von der Gewinnung der Rohmaterialien bis hin zu den Transporten abgebildet. Weiters sind die Prozesse für Sanierungen und Gebäudeabriss im Untersuchungszeitraum berücksichtigt.

Die folgenden Abbildungen zeigen zudem, in welcher Größenordnung die Materialinputs und -outputs, der Energieeinsatz für Raumwärme (RW) und Warmwasser (WW), sowie das Recyclingpotential – das für alle Wirkungsindikatoren außer Humantoxizität, Ökotoxizität und Flächennutzung berücksichtigt wurde – die Gesamtergebnisse beeinflussen.

3.6.1 Total nicht erneuerbare Primärenergie (PENRT)

PENRT betrachtet den zur Herstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung erforderlichen Gesamtbedarf an energetischen und stofflichen nicht erneuerbaren Ressourcen. Im BAU-Szenario, das die Fortsetzung der aktuellen Praxis darstellt, werden pro Kopf und Jahr 23641 MJ aufgewendet. Die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude im Rahmen des RENO-Szenarios würde eine Einsparung von 4 % an nicht erneuerbarer Primärenergie bedeuten; höhere Neubauraten und der zugleich vermehrte Abriss im Rahmen des DEMO-Szenarios hingegen eine Zunahme von 3 %.

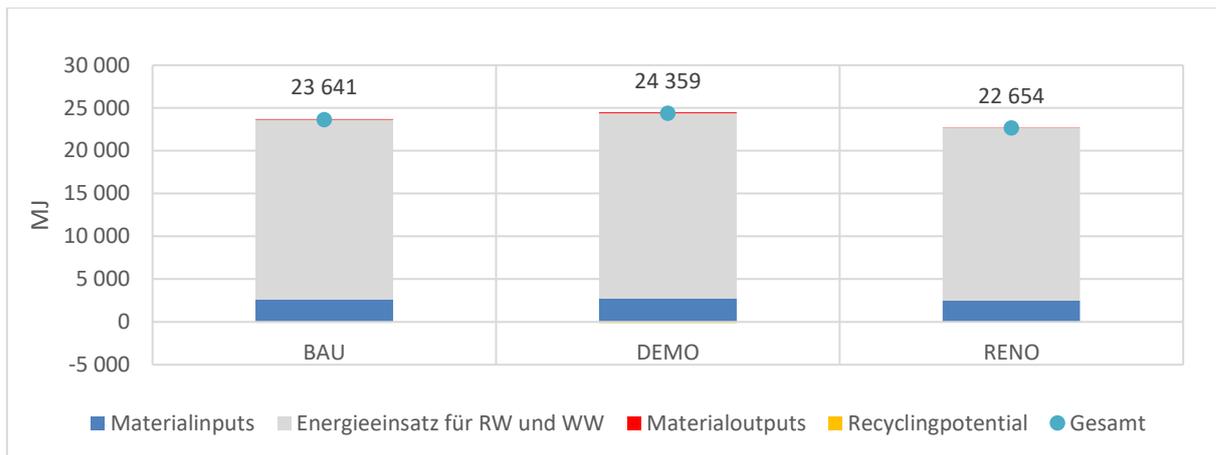


Abbildung 6: Total nicht erneuerbare Primärenergie (PENRT) in [MJ] pro Kopf und Jahr

Wie in Abbildung 6 ersichtlich, wird die PENRT in allen drei Szenarien vor allem durch den Energieeinsatz für die Bereitstellung von Raumwärme und Warmwasser während der Nutzungsphase des Gebäudes dominiert. Dabei sind vor allem die fossilen Energieträger (Erdgas und Öl) für einen großen Teil des nicht erneuerbaren Primärenergiebedarfs verantwortlich. Gemäß UIV (2019) wurde berechnet, dass der Austausch von alten Heizsystemen – in Wien vorrangig Gasthermen – abhängig von der Sanierungsrate im RENO-Szenario am schnellsten vorstättengeht, was sich im Ergebnis widerspiegelt. Weiters sind der Energieverbrauch für die Herstellung zusätzlicher Baustoffe für Neubauten (Materialinputs) – v. a. von Beton, Stahl und Eisen – sowie in sehr geringem Ausmaß die Abfallbehandlung und Entsorgung von Abbruchabfällen (Materialoutputs) für den höheren Gesamtwert des DEMO-Szenarios verantwortlich. Das Recyclingpotential der Baustoffe durch etwaige Gutschriften aus der Verwertung bzw. der Wiederverwendung hat keinen nennenswerten Einfluss auf das Pro-Kopf-Gesamtergebnis.

3.6.2 Total erneuerbare Primärenergie (PERT)

PERT betrachtet den zur Herstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung erforderlichen Gesamtbedarf an energetischen und stofflichen erneuerbaren Ressourcen. Der Anteil der totalen erneuerbaren an der gesamten Primärenergie (nicht erneuerbare und erneuerbare) liegt bei allen Szenarien unter 15 %. Analog zur nicht erneuerbaren Primärenergie ist auch bei der erneuerbaren Primärenergie, wie in Abbildung 7 erkennbar, der Energieeinsatz für Raumwärme und Warmwasser und somit die Nutzungsphase der größte Einflussfaktor. Für den Energieeinsatz sind dabei der Anteil der erneuerbaren Energieerzeugung aus dem Strom- und Fernwärmemix sowie die erneuerbare Wärmeversorgung, die vorrangig durch Wärmepumpen bereitgestellt wird, verantwortlich. Im BAU-Szenario werden pro Kopf und Jahr 3967 MJ erneuerbare Primärenergie aufgewendet. Im Szenario-Vergleich weist das Abrisszenario (DEMO) einen um 2 % höheren Wert auf, was zum einen am größeren Gesamtenergieverbrauch in der Nutzungsphase und zum anderen an den zusätzlichen Materialinputs und -outputs liegt. Im Gegensatz dazu birgt das RENO-Szenario Einsparungen von 4 % im Vergleich zum BAU-Szenario.

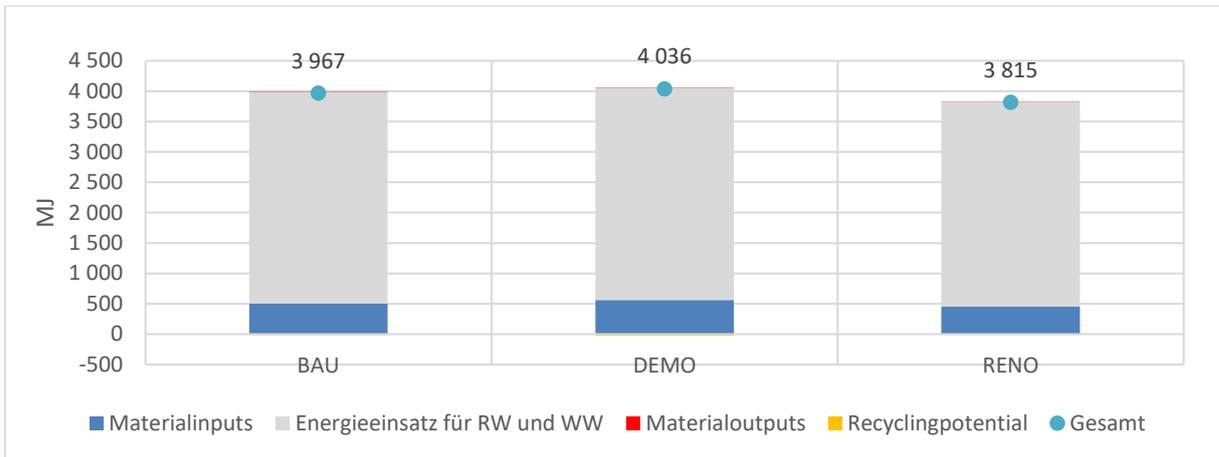


Abbildung 7: Total erneuerbare Primärenergie (PENRT) in [MJ] pro Kopf und Jahr

3.6.3 Globales Erwärmungspotenzial (GWP)

Das Globale Erwärmungspotenzial (auch Treibhauspotential genannt) wird in dieser Ökobilanz gemäß EN 15804 für einen Zeithorizont von 100 Jahren (GWP100) betrachtet. Es gibt Auskunft über den relativen Beitrag der einzelnen Szenarien dieser Ökobilanz und den damit verbundenen Aktivitäten am Treibhauseffekt, d. h. der Erderwärmung. Das GWP wird, wie in der Praxis üblich, bezogen auf das Strahlungspotenzial (radiative forcing) in kg CO₂-Äquivalenten angegeben (Klöpffer und Grahl 2009). Dabei hat z. B. eine Tonne Methan (CH₄) im Zeitraum von 100 Jahren die Umweltauswirkung von rund 25 Tonnen CO₂ (IPCC 2007). Das GWP gilt unter LCA-Experten und Nutzern als einer der wesentlichen und richtungsweisenden Indikatoren einer Ökobilanz (Gloria, Lippiatt, und Cooper 2007). Es ist gut verständlich und kommunizierbar, weshalb es auch häufig im Rahmen eines Carbon Footprints (CO₂-Fußabdruck) für Unternehmen (CCF) oder Produkte (PCF) berechnet wird. Aus genannten Gründen wird das GWP in der vorliegenden Untersuchung näheren Betrachtungen unterzogen.

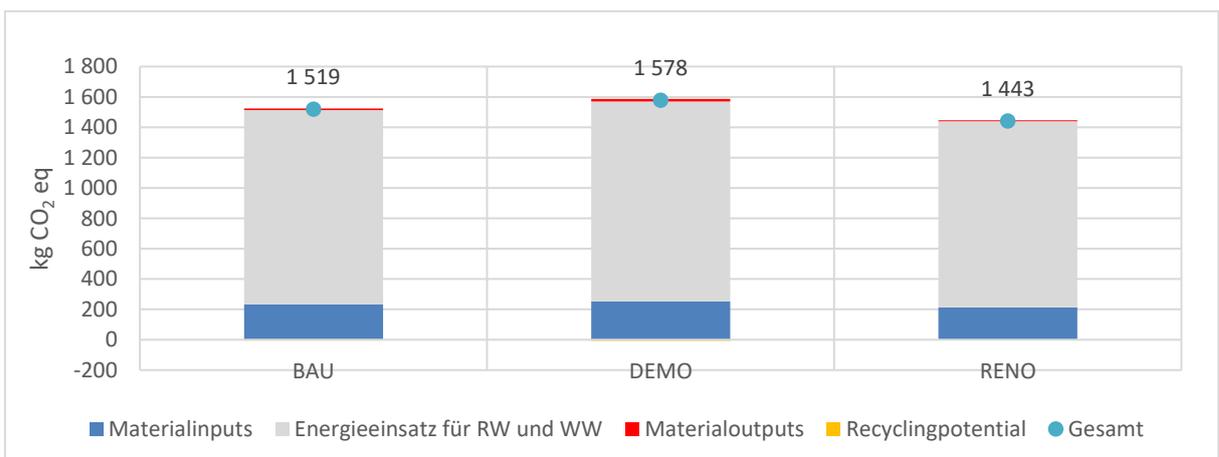


Abbildung 8: Globales Erwärmungspotenzial (GWP) in [kg CO₂ eq] pro Kopf und Jahr

Abbildung 8 zeigt bezogen auf die anteilmäßige Verursachung ein ähnliches Bild wie die Indikatoren zur erneuerbaren und nicht erneuerbaren Primärenergie. Im BAU-Szenario werden pro Kopf und Jahr 1519 kg CO₂ eq emittiert, die zu über 80 % auf den Energieeinsatz für

Raumwärme und Warmwasser zurückzuführen sind. Im Szenario-Vergleich würde das DEMO-Szenario zu einer Zunahme der THG-Emissionen um 4 % führen, während das RENO-Szenario eine Abnahme um 5 % zur Folge hätte. Durch die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude im RENO-Szenario könnten pro Kopf und Jahr 77 kg CO₂ eq eingespart werden. Kumuliert, d. h. bezogen auf den kompletten Untersuchungszeitraum (2016-2050) und die Gesamtbevölkerung Wiens, wären es 5,5 Millionen Tonnen CO₂ eq.

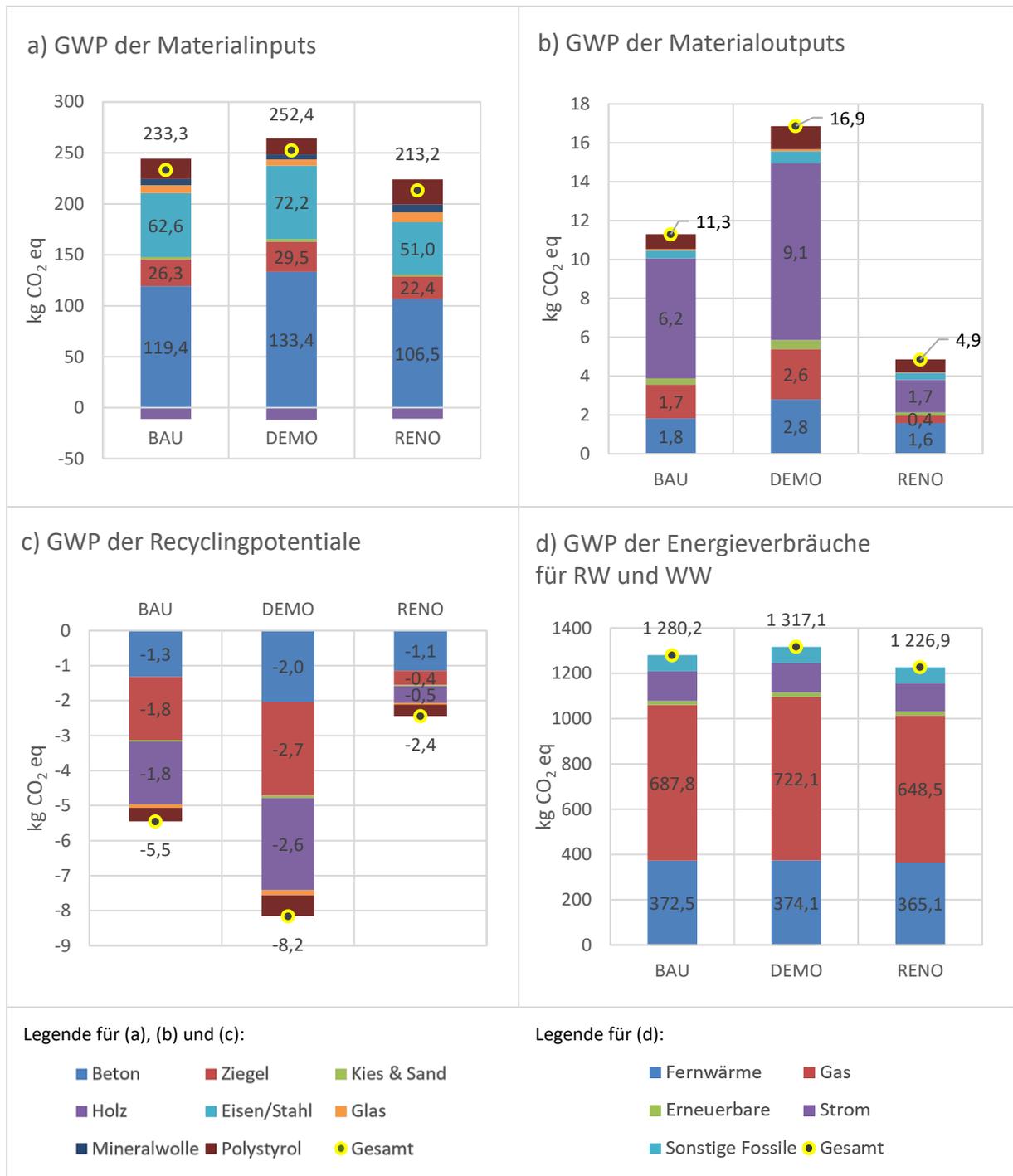


Abbildung 9: GWP resultierend aus (a) den Materialinputs (b) den Materialoutputs (c) den Recyclingpotentialen (Gutschriften) und (d) den Energieverbräuchen jeweils in [kg CO₂ eq] pro Kopf und Jahr

Abbildung 9 zeigt einen detaillierten Vergleich der Szenarien, indem das GWP (a) der Materialinputs, (b) der Materialoutputs und (c) der Recyclingpotentiale, die aufgrund von Gutschriften (z. B. durch Energierückgewinnung in der thermischen Verwertung) einen negativen Wert annehmen, bezogen auf die Baustoffe betrachtet wird. In (d) wird das GWP der Energieverbräuche bezogen auf die Energieträger aufgeschlüsselt.

Bei den Materialinputs, die die Herstellungsphase (A1-A3) und den Transport zur Baustelle (A4) abbilden, sind in allen drei Szenarien Beton sowie Eisen bzw. Stahl für einen großen Teil der Treibhausgas-Emissionen verantwortlich. Bei Beton liegt das zum einen an der verbauten Masse (fast 80 % der Materialinputs) und zum anderen am Zement, der für die Herstellung des Betons als Bindemittel benötigt wird und bei dessen Herstellung hohe Mengen an CO₂ emittiert werden. Eisen bzw. Stahl ist ebenfalls sehr energieintensiv in seiner Herstellung und verursacht primärenergiebedingt einen hohen CO₂-Ausstoß. Hinzu kommen bei Eisen bzw. Stahl die relativ großen Transportdistanzen, die ebenfalls einen Einfluss haben. Bezogen auf die Masse weist Polystyrol in der Herstellungsphase relativ gesehen das höchste GWP auf, was unter anderem an der geringen Dichte des Dämmstoffes liegt.

Die Materialoutputs betrachten die Entsorgungsphase der Baustoffe inklusive der dafür notwendigen Transporte. Dabei weist der Baustoff Holz in allen Szenarien das höchste GWP auf. Das liegt am CO₂-Ausstoß der thermischen Verwertung. Dabei handelt es sich allerdings um jenes CO₂, das Bäume im Rahmen der Photosynthese während ihres Wachstums aufgenommen haben. Dieser sogenannte biogene Kohlenstoff wird in der Herstellungsphase von Holz ausgewiesen, weshalb er durch die „Gutschrift“, wie in (a) ersichtlich, einen negativen Wert annimmt. Überdies fällt eine Gutschrift durch die Energierückgewinnung während der thermischen Verwertung an, die im Recyclingpotential (c) ausgewiesen ist.

Die höheren Abbruchmengen im DEMO Szenario führen zu den in (c) ersichtlichen höheren Recyclingpotentialen im Vergleich mit den anderen Szenarien. Betrachtet man allerdings sämtliche materialflussbezogenen Treibhausgas-Emissionen (a, b und c), wird ersichtlich, dass das Recyclingpotential in dieser Größenordnung das hohe GWP der Energieverbräuche sowie der Materialinputs und -outputs des DEMO Szenarios nicht kompensieren kann. Die Gutschriften (durch das Recyclingpotential) im DEMO-Szenario sind zwar um rund 6 kg CO₂ eq höher als im RENO-Szenario, können aber die zusätzlichen Emissionen von rund 41 kg CO₂ eq der Materialinputs und 91 kg CO₂ eq der Energieverbräuche des DEMO-Szenarios im Vergleich zum RENO-Szenario bei Weitem nicht kompensieren. Das GWP der Energieverbräuche für Raumwärme und Warmwasser (d) ist mehrheitlich geprägt durch den fossilen Energieträger Erdgas. Fernwärme, der im Zeitraum von 2016 bis 2050 gemäß den Hochrechnungen am meisten eingesetzte Energieträger, ist über alle Szenarien hinweg für fast 30 % des energiebezogenen-GWPs verantwortlich. Die höheren Sanierungsraten im RENO-Szenario führen einerseits zu einem rascheren Umstieg auf regenerativen Energieträger und andererseits zu thermisch effizienteren Gebäuden mit einem geringeren Heizwärmebedarf.

3.6.4 Eutrophierungspotenzial (EP)

Eutrophierung bezeichnet die Überdüngung von Ökosystemen durch Nährstoffemissionen wie Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Sie führt in terrestrischen Systemen zum Verlust der Biodiversität und in Binnengewässern zur erhöhten Produktion von Biomasse bis hin zum Fischsterben. Der Anschaulichkeit halber wird das Eutrophierungspotenzial (EP) auf 1 kg Phosphatäquivalente (PO₄³⁻ eq) bezogen. (Klöpffer und Grahl 2009)

Das Eutrophierungspotential des Gebäudebestands resultiert zu einem großen Teil aus dem Verbrennen fossiler Energieträger (in der Herstellung der Baustoffe sowie in der Energiebereitstellung) und der Auswaschung der dabei entstehenden Stickoxide (NOx) in die Umwelt. Überdies ist in allen drei Szenarien der Energieträger Strom allein für mehr als 40 % des gesamten Eutrophierungspotentials verantwortlich. Eine Recherche des ecoinvent-Datensatzes hat gezeigt, dass das hohe Eutrophierungspotential des verwendeten Strommix-Datensatzes primär aus den Strom-Importen aus Deutschland und Tschechien resultiert. Die in diesen Ländern abgebaute und energetisch genutzte Braunkohle wird durch die Importe den Umweltwirkungen des österreichischen Strommix aliquot „angelastet“.

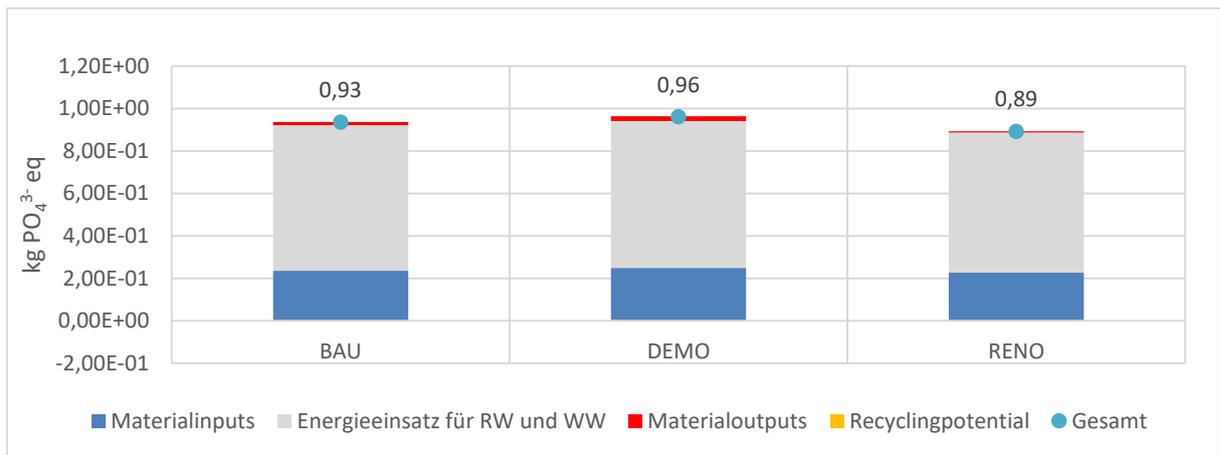


Abbildung 10: Eutrophierungspotenzial (EP) in [kg PO₄³⁻ eq] pro Kopf und Jahr

Wie in Abbildung 10 ersichtlich, weist das BAU-Szenario ein Eutrophierungspotenzial von 0,93 kg PO₄³⁻ eq pro Kopf und Jahr auf. Der Szenario-Vergleich zeigt, dass das DEMO-Szenario, genauso wie bei den schon zuvor untersuchten Wirkungsindikatoren PERNT, PERT und GWP, auch in Bezug auf die Eutrophierung die größte Umweltwirkung birgt. Der vermehrte Abriss hätte ein um 3 % höheres Eutrophierungspotenzial zufolge, wohingegen durch die umfassende Sanierung alter Gebäude (RENO-Szenario) eine Einsparung von 5 % erreicht werden könnte.

3.6.5 Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE)

Der Wirkungsindikator ADPE beschreibt nach EN 15804 die Verminderung des globalen Bestandes an nicht erneuerbaren Rohstoffen (Erde, Stein, Kies, Metalle, Mineralien etc.). Das Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Brennstoffe wird, bezogen auf das sehr selten vorkommende Element Antimon, in kg Antimon-Äquivalenten (Sb eq) ausgedrückt.

In Abbildung 11 ist ersichtlich, dass das Sanierungsszenario (RENO) für den betrachteten Indikator die größte Umweltwirkung aufweist. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind jedoch sehr gering. Im Vergleich zum BAU-Szenario weist das DEMO-Szenario ein um 1 % geringeres und das RENO-Szenario ein um 2 % höheres APDE auf. Auffällig ist der hohe Anteil des Materialinputs, von über 70 % am Gesamtergebnis, bei allen drei Szenarien.

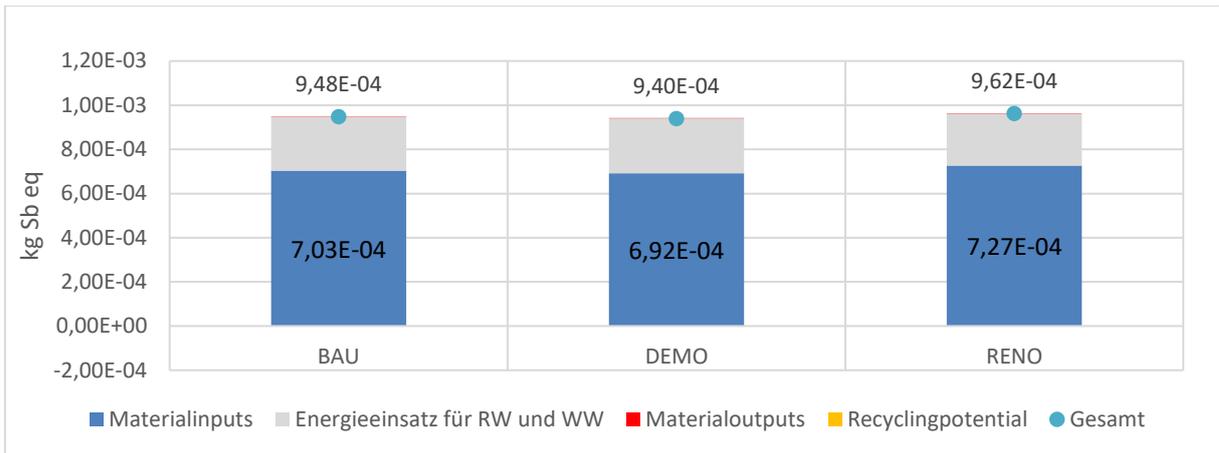


Abbildung 11: Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE) in [kg Sb eq] pro Kopf und Jahr

Abbildung 12 zeigt, welche eingesetzten Baustoffe (Materialinputs) dabei einen besonders großen Einfluss haben. Darin sind die Lebenswegmodule Herstellung (A1-A3) und Transport zur Baustelle (A4) inkludiert. Der durch den Transport verursachte Abbau nicht fossiler Ressourcen nimmt allerdings einen verschwindend geringen Wert an, weshalb Abbildung 12 im Grunde eine Betrachtung des ADPE der Herstellungsphase der Baustoffe darstellt. Besonders der Dämmstoff Mineralwolle weist dabei einen sehr ausgeprägten Wert auf. Durch die höheren verbauten Mengen im RENO-Szenario, ist er mit $3,02E-04$ kg Sb eq für mehr als 30 % des Gesamtergebnisses ($9,62E-04$ kg Sb eq) des Sanierungsszenarios (RENO) verantwortlich. Grund dafür sind die verwendeten Rohstoffe für die Glaswolleherstellung; insbesondere das selten vorkommende Mineral Borax. In der für die Berechnung herangezogenen Umweltproduktdeklaration von Glaswolle (Bau EPD GmbH 2019a) wird der Massenanteil von Borax, das brandhemmende Eigenschaften hat, mit 5-10 % angegeben. Ein weiteres seltenes Mineral, das häufig bei der Herstellung von Steinwolle verwendet wird, ist Anorthosit. In der verwendeten Steinwolle-EPD (Bau EPD GmbH 2019b) wird Anorthosit allerdings nicht als Rohstoff genannt.

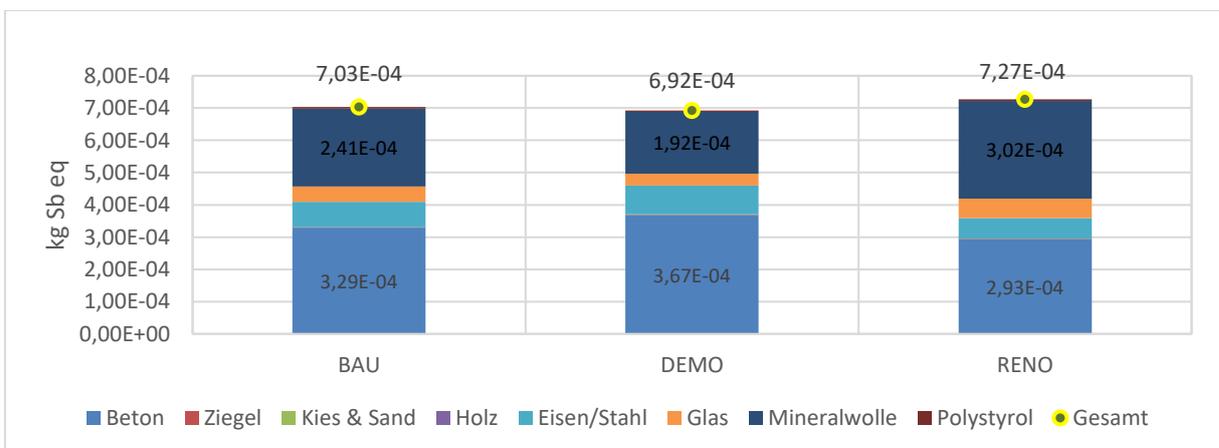


Abbildung 12: Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE) der Materialinputs in [kg Sb eq] pro Kopf und Jahr

3.6.6 Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF)

Der Wirkungsindikator ADPF beschreibt die Verminderung des globalen Bestandes an fossilen Brennstoffen (Erdöl, Erdgas, Kohle etc.). Es wird, wie der Primärenergieverbrauch, in MJ angegeben und aus dem unteren Heizwert berechnet. Der Wirkungsindikator gleicht deshalb in seiner Ausprägung und Umweltwirkung stark der nicht erneuerbaren Primärenergie (PENRT) aus Kapitel 3.6.1. Beide betrachten sowohl energetisch als auch stofflich genutzte fossile Ressourcen, weshalb die Interpretation der Ergebnisse in Abbildung 13 analog zum Wirkungsindikator PENRT ist.

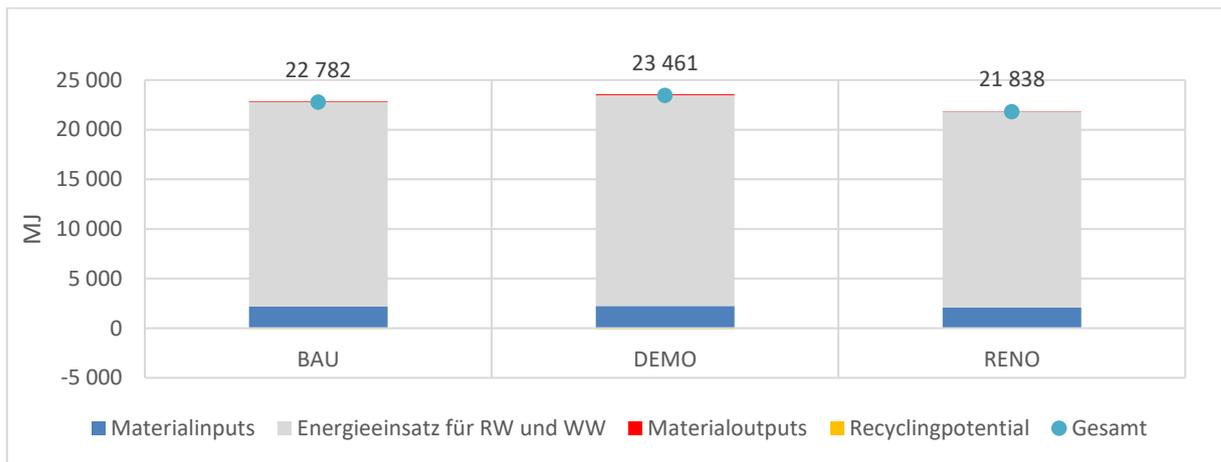


Abbildung 13: Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF) in [MJ] pro Kopf und Jahr

3.6.7 Humantoxizität (HT)

Die Humantoxizität beschreibt die Wirkungen toxischer Moleküle (Chemikalien, Partikelemissionen etc.) auf das Individuum, d. h. die persönliche Gesundheit des Menschen (auch des noch nicht geborenen). Zur Darstellung der Humantoxizität wurde in dieser Arbeit auf ecoinvent-Datensätze zurückgegriffen, die auf dem USEtox-Modell basieren und in Humantoxizität krebserregend (HTc) und nicht-krebserregend (HTnc) untergliedert werden. Die vergleichbare Toxizitätseinheit für Menschen wird in Comparative Toxic Unit (CTUh) angegeben und drückt den erwarteten Anstieg der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus. (Klöpffer und Grahl 2009; Rosenbaum et al. 2008)

Abbildung 14 zeigt, dass die nicht-krebserregende humantoxische Wirkung der Szenarien im Wesentlichen zu etwa ähnlichen großen Anteilen von den Materialinputs und dem Energieeinsatz für Raumwärme und Warmwasser verursacht werden. Das End-of-Life der Baustoffe scheint keinen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis zu haben. Das Recyclingpotential kann für diesen Wirkungsindikator sowie die in weiterer Folge beschriebenen Wirkungsindikatoren der Ökotoxizität und Flächennutzung aufgrund fehlender Datensätze nicht modelliert werden.

Das BAU-Szenario weist ein HTnc von 3,30 CTUh pro Kopf und Jahr auf. Die nicht-krebserregende humantoxische Wirkung im DEMO-Szenario ist dabei um 8 % höher, während sie im RENO-Szenario um 10 % geringer ist.

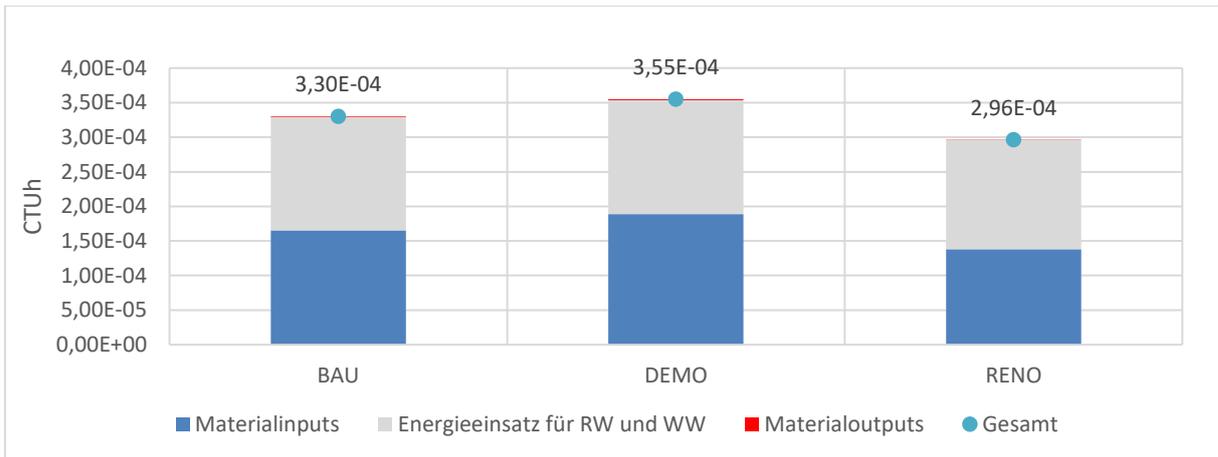


Abbildung 14: Humantoxizität nicht-krebserregend (HTnc) in [CUTh] pro Kopf und Jahr

Krebserregende humantoxische Wirkungen werden wie in Abbildung 15 ersichtlich vor allem durch die Materialinputs bzw. die darin modellierte Herstellungsphase der Baustoffe verursacht. Eine genauere Betrachtung der Ergebnisse zeigt, dass der Gesamtwert des Wirkungsindekators HTc bei allen drei Szenarien zu rund 75 bis 80 % durch die Herstellung (A1-A3) und den Transport (A4) von Eisen bzw. Stahl geprägt ist. Die Inputmengen an Eisen und Stahl in das betrachtete System variieren stark zwischen den einzelnen Szenarien (siehe Tabelle 2). Im DEMO-Szenario werden dabei im Zeitraum von 2016-2050 um 15 % mehr Eisen und Stahl produziert als im BAU-Szenario (6847 kt), während es im RENO-Szenario um 18 % weniger sind. In ähnlicher Ausprägung fallen deshalb auch die Unterschiede in Bezug auf die krebserregenden humantoxischen Wirkungen der Szenarien aus. Diese sind im DEMO-Szenario um 12 % höher bzw. im RENO-Szenario um 15 % geringer als im BAU-Szenario (1,67E-04 CTU_h pro Kopf und Jahr).

Die Eisen- und Stahlproduktion ist nicht nur wegen der energieintensiven Prozesse und den dabei entstehenden Partikelemissionen, die respiratorische Krankheiten nach sich ziehen können, eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit. Metalle sind ein gesundheitlicher Risikofaktor, weil sie etwa bei hoher Aufnahme im Organismus in Geweben gebunden bleiben und ein Schädigungspotential für die Funktionen des Gehirns, des Rückenmarks und der Niere aufweisen. Des Weiteren können nicht abbaubare mineralische Staubpartikel dauerhafte Entzündungsreaktionen auslösen. (Foth 2011)

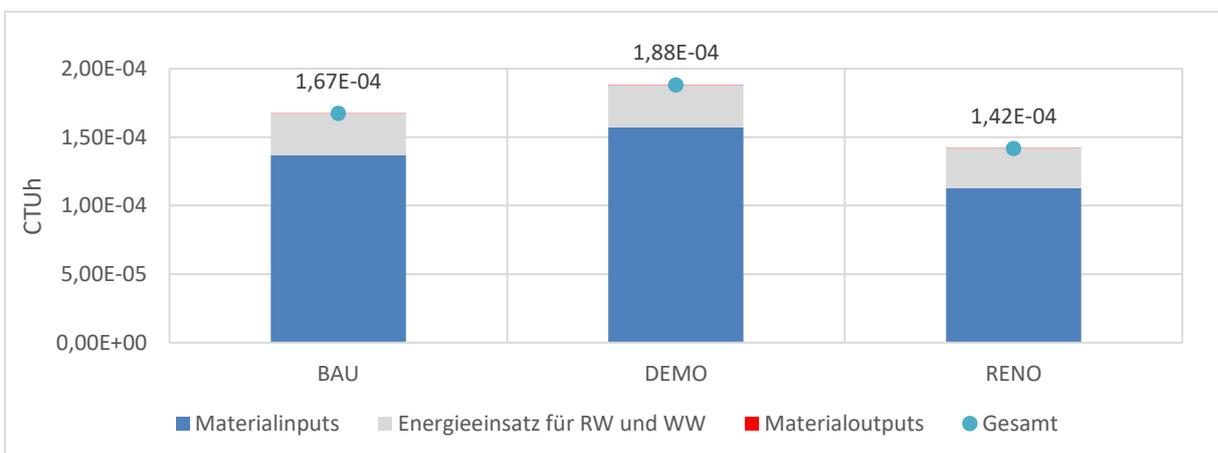


Abbildung 15: Humantoxizität krebserregend (HTc) in [CUTh] pro Kopf und Jahr

3.6.8 Ökotoxizität (ET)

Die primären Schutzziele bei der Betrachtung der Ökotoxizität sind die Ökosysteme sowie die Vielfalt der Arten. Chemische Verbindungen können schädliche Effekte auf Lebewesen, deren Population und die natürliche Umgebung verursachen. Die Ökotoxizität wird ähnlich der Humantoxizität in Comparative Toxic Units (CTUe) angegeben. Die Einheit beschreibt hierbei den potenziellen Anteil betroffener Arten pro Masseneinheit einer emittierten Chemikalie. (Klöpffer und Grahl 2009; Rosenbaum et al. 2008)

Wie Abbildung 16 verdeutlicht, sind die Materialinputs und der Energieeinsatz für Raumwärme und Warmwasser in etwa in gleichem Ausmaß für die ermittelten Umweltwirkungen in Bezug auf die Ökotoxizität verantwortlich. Bei den Materialinputs ist wie bei der Humantoxizität in Kapitel 3.6.7 die Herstellung und der Transport von Eisen bzw. Stahl der Hauptinflussfaktor. Die Einflüsse des Energieeinsatzes für Raumwärme und Warmwasser resultieren wie beim EP (siehe Kapitel 3.6.4) zu einer überwiegenden Mehrheit aus den Strom-Importen und den darin mitbilanzierten Aufwendungen für den Abbau sowie die energetische Nutzung von Braunkohle.

Im Vergleich zum BAU-Szenario (11695 CTUe) weisen das DEMO-Szenario eine um 7 % höhere und das RENO-Szenario eine um 10 % geringere ökotoxische Wirkung auf.

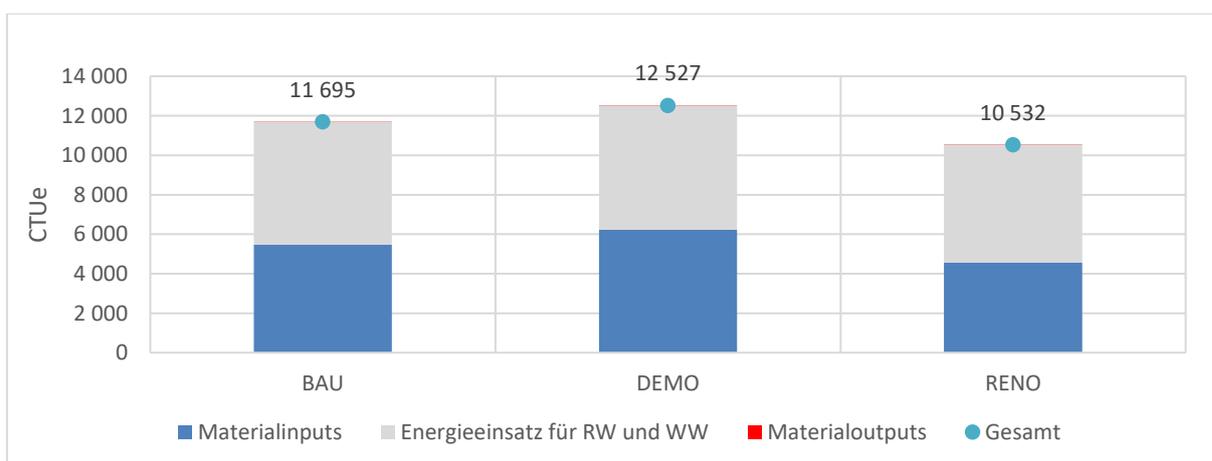


Abbildung 16: Ökotoxizität (ET) in [CTUe] pro Kopf und Jahr

3.6.9 Flächennutzung (LU)

Mit Hilfe des Wirkungsindikators der Flächennutzung werden flächenbezogene Umweltbelastungen wie z. B. die Verringerung der biologischen Diversität, Landerosion, Beeinträchtigung der Landschaft etc. beschrieben und bewertet. Im Allgemeinen kann die Flächennutzung deshalb als Naturraumbeanspruchung gesehen werden. (Klöpffer und Grahl 2009)

Für den Vergleich der Szenarien wurden Datensätze aus ecoinvent herangezogen, die eine Wirkungsabschätzung auf Endpoint-Ebene, d. h. am Ende der Wirkungskette, darstellen. Diese weisen die Flächennutzung in Punkten aus. Je höher die Punkteanzahl desto höher die Umweltwirkung.

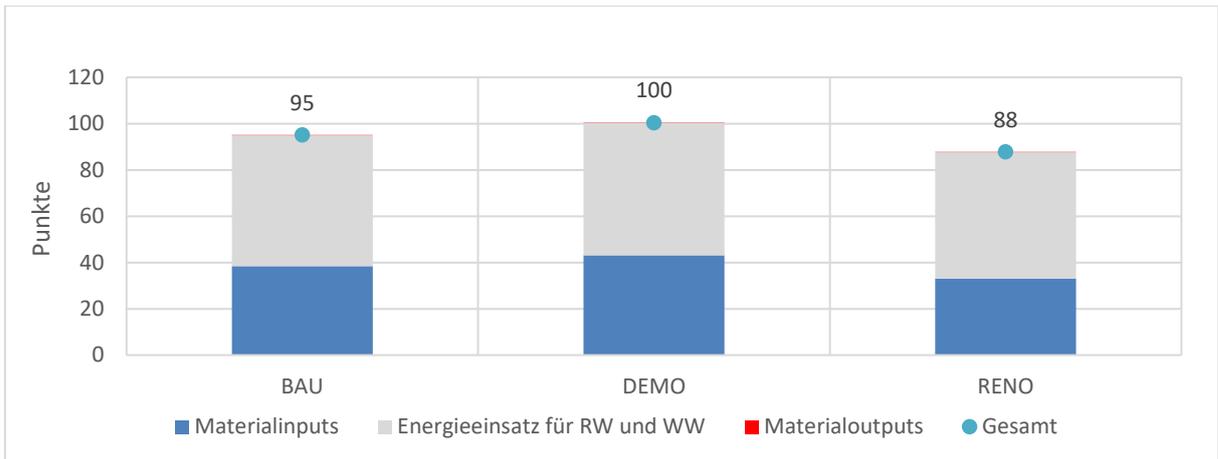


Abbildung 17: Flächennutzung (LU) in [Punkte] pro Kopf und Jahr

Wie Abbildung 17 zeigt, verursacht die Flächennutzung im DEMO-Szenario die größten Umweltwirkungen. Den größten Einfluss hat dabei in Bezug auf die Materialinputs die Herstellung von Eisen bzw. Stahl und damit verbundene Rohstoffgewinnung (Kohle- und Eisenerzabbau). Darüber hinaus hat die Gewinnung von Sand und Schotter, die für Wien im Nordosten der Stadt stattfindet, einen bedeutenden – auch optisch wahrnehmbaren – Einfluss auf die Flächennutzung und den Flächenverbrauch. Für den größten Anteil in Bezug auf den Energieeinsatz für Raumwärme und Warmwasser ist der Stromverbrauch verantwortlich. Dabei ist der Braunkohleabbau, der durch die Strom-Importe aus Deutschland und Tschechien im österreichischen Strommix berücksichtigt wird, der wesentliche Einflussfaktor.

Die Umweltwirkung in Bezug auf die Flächennutzung des BAU-Szenarios, welches die Fortsetzung der aktuellen Praxis darstellt, kann pro Kopf und Jahr mit 95 Punkten beziffert werden. Im Vergleich dazu weist das DEMO Szenario eine um 5 % höhere und das RENO-Szenario eine um 8 % geringere Umweltwirkung auf.

4. Zusammenfassung der Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Ökobilanzierung zusammengefasst und hinsichtlich der Forschungsfragen diskutiert.

4.1 Vergleichende Betrachtung der Umweltwirkungen der Szenarien

Tabelle 9 gibt einen Überblick darüber, (1) welches Szenario bezogen auf die jeweiligen Wirkungsindikatoren zu den geringsten Umwelteinflüssen führt („Best“), (2) welches Szenario zu den größten Umwelteinflüssen führt („Worst“) und (3) welche wesentlichen Einflussfaktoren bzw. Treiber dafür verantwortlich sind.

Die zusammenfassende Darstellung zeigt, dass durch die umfassende Sanierung alter Wohn- und Dienstleistungsgebäude und die Vermeidung von Abriss im Rahmen des RENO-Szenarios eine Verringerung der Umweltwirkungen von 4 bis 15 % erreicht werden kann. Am geringsten sind die Einsparungspotenziale dabei für die Wirkungsindikatoren PENRT, PERT, GWP, EP und ADPF mit 4 bis 5 %. Größer sind die Einsparungspotenziale in Bezug auf die Flächennutzung (8 %) sowie die öko- und humantoxischen Wirkungen (10 bzw. 15 %). Einzig der abiotische Abbau nicht fossiler Ressourcen (ADPE) steigt im Rahmen des RENO-Szenarios geringfügig um 2 % an. Das liegt wie in 3.6.5 beschrieben v. a. am Dämmstoff Mineralwolle, der im RENO-Szenario in einer größeren Quantität verbaut wird und bei dessen Herstellung seltene Rohstoffe wie z. B. Borax zum Einsatz kommen.

Das Abrisszenario (DEMO) weist hingegen bei allen Indikatoren mit Ausnahme des ADPEs die höchsten Umweltwirkungen auf. Die Umweltwirkungen des BAU-Szenarios liegen bei allen Wirkungsindikatoren zwischen den beiden Extremszenarien, weshalb in Tabelle 9 auch die prozentualen Unterschiede zum DEMO- bzw. RENO-Szenario dargestellt sind.

Die vergleichbar geringeren Umweltwirkungen des RENO-Szenarios sind die Folge dreier wesentlicher, miteinander in Zusammenhang stehender, Faktoren: (1) Die insgesamt geringeren Materialinputs, was zu geringeren Umwelteinflüssen durch den Einsatz von Baustoffen führt. Im Gegensatz dazu werden im DEMO-Szenario Baustoffe, die in ihrer Herstellung energieintensive Prozesse benötigen, wie z. B. Eisen/Stahl und Zement (als Bindemittel in Beton) in großen Mengen verbaut. (2) Des Weiteren sind die Materialoutputs aufgrund der sehr geringen Abrissraten im RENO-Szenario wesentlich geringer, was ebenso geringere Umwelteinflüsse in der Entsorgungsphase zur Folge hat. (3) Die höheren Sanierungsraten im RENO-Szenario führen zu geringeren Energieverbräuchen. Gründe dafür sind die thermische Sanierung von Bestandsgebäuden, die einen geringeren Heizwärmebedarf zur Folge hat, sowie die größere Austauschrate von Gas- und Ölheizungen zugunsten von Fernwärme und erneuerbarer Energie. Verbrennungsprozesse von fossilen Energieträgern bei der Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung und die vorgelagerten Industrieprozesse zur Energieträgerherstellung spielen eine wesentliche Rolle bei den meisten Wirkungsindikatoren. Weiters ist der Energieeinsatz des Energieträgers Strom im RENO-Szenario geringer, was für einige Wirkungsindikatoren wie z. B. die Eutrophierung, die Ökotoxizität oder die Flächennutzung aufgrund der braunkohlelastigen Stromimporte aus Deutschland und Tschechien von großer Relevanz ist.

Tabelle 9: Überblick zu den Ergebnissen der Ökobilanzierung. Bezogen auf die jeweiligen Wirkungsindikatoren: „Best“ = Szenario mit den geringsten Umweltwirkungen und „Worst“ = Szenario mit den größten Umweltwirkungen. Die Prozentwerte in den Klammern stellen die prozentualen Unterschiede zu den Umweltwirkungen im BAU-Szenario dar.

Wirkungsindikator	Best	Worst	Wesentliche Einflussfaktoren
Total nicht erneuerbare Primärenergie	RENO (-4 %)	DEMO (+3 %)	Fossile Energieträger (Erdgas und Erdgas-Anteil bei Fernwärme)
Total erneuerbare Primärenergie	RENO (- 4 %)	DEMO (+2 %)	(1) Fernwärme (Biomasse-Anteil) (2) Erneuerbare
Globales Erwärmungspotenzial	RENO (-5 %)	DEMO (+4 %)	(1) Erdgas im Energieeinsatz, (2) Baustoffe, die in ihrer Herstellung energieintensiv sind und in großen Mengen verbaut werden (Eisen/Stahl und Zement)
Eutrophierungspotenzial	RENO (-5 %)	DEMO (+3 %)	(1) Strom-Mix, der braunkohlelastige Importe aus DE und CZ beinhaltet (2) Zementherstellung für den Baustoff Beton
Potenzial für den abiotischen Abbau nicht fossiler Ressourcen	DEMO (-1 %)	RENO (+2 %)	Fossile Energieträger (Erdgas und Erdgas-Anteil bei Fernwärme)
Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe	RENO (-4 %)	DEMO (+3 %)	Herstellungsphase von Mineralwolle; insbesondere die Verwendung von Borax bei ebendieser
Humantoxizität - nicht-krebserregend - krebserregend	RENO (-10 %) (-15 %)	DEMO (+8 %) (+12 %)	(1) Strom-Mix, der braunkohlelastige Importe aus DE und CZ beinhaltet (2) Eisen- und Stahlproduktion
Ökotoxizität	RENO (-10 %)	DEMO (+7 %)	(1) Strom-Mix, der braunkohlelastige Importe aus DE und CZ beinhaltet. (2) Eisen- und Stahlproduktion
Flächennutzung	RENO (-8 %)	DEMO (+5 %)	(1) Strom-Mix, der braunkohlelastige Importe aus DE und CZ beinhaltet (2) Eisen- und Stahlproduktion

4.2 Der Einfluss des Baustoffrecyclings im Vergleich zu anderen Phasen des Lebensweges auf die Ergebnisse der Ökobilanz

Die Betrachtung der anteilmäßigen Einflüsse der einzelnen Lebenswegmodule der Ökobilanz nach EN 15978 an den Wirkungsindikatoren zeigt ein eindeutiges Bild. Die Herstellung der Baustoffe (Module A1-A3) sowie der Energieeinsatz während der Nutzung für Raumwärme und Warmwasser (Modul B6) sind durchwegs für mehr als 90 % der Umweltwirkungen des Gebäudesektors verantwortlich.

Die Transportmodule A4 und C2, welche in den Ergebnisdarstellungen in den Materialinputs bzw. Materialoutputs mitinbegriffen sind, wirken sich nur im einstelligen Prozentbereich auf das Gesamtergebnis der unterschiedlichen Wirkungsindikatoren aus. Das liegt unter anderem an den geringen Transportdistanzen für Massivbaustoffe, wie Beton und Ziegel. Ebenso haben die Verwertung (C3) und Deponierung (C4) nur sehr geringe Einflüsse auf das Gesamtergebnis. Das Recyclingpotential (D), das nach EN 15978 separat ausgewiesen werden muss und zu Gutschriften führt, ist im Vergleich zu den Aufwendungen der Materialherstellung und des Energieeinsatzes ebenfalls entsprechend klein. Es betrachtet Gutschriften aus der Wiederverwendung sowie aus der thermischen und stofflichen Verwertung (Recycling). Die angenommenen Recyclingraten sowie die daraus entstehenden Ausprägungen der Gutschriften repräsentieren aktuelle Gegebenheiten. Mit zunehmenden technischen Möglichkeiten werden die Recyclingquoten steigen sowie auch effizienteres Recycling möglich. Trotz des vergleichsweise geringen Einflusses sollte man die Relevanz dieses Moduls angesichts der präsentierten Ergebnisse nicht unterschätzen. Seine relative Bedeutung wird aufgrund der großen und dominierenden Umwelteinflüsse der Herstellungsphase und des Energieeinsatzes in den Hintergrund gestellt, was aber nicht bedeutet, dass es an dieser Stelle nicht ebenso Maßnahmen für eine nachhaltige Entwicklung und Dekarbonisierung bedarf. Bedenkt man die Endlichkeit der auf der Erde vorhandenen Ressourcen, sind geschlossene Materialkreisläufe im Sinne einer Kreislaufwirtschaft unerlässlich.

4.3 Korrelationen der Wirkungsindikatoren

Betrachtet man die Gesamtergebnisse der Ökobilanz sowie die Umweltwirkung einzelner Baustoffe in ihren Phasen, sind bei manchen Wirkungsindikatoren eindeutige Korrelationen erkennbar. Das GWP zeigt in den betrachteten Lebenswegmodulen oft einen direkt proportionalen Zusammenhang mit der nicht erneuerbaren Primärenergie (PENRT) sowie dem Potenzial für den abiotischen Abbau fossiler Brennstoffe (ADPF). Indirekt proportional zum GWP verhält sich im Gegensatz dazu meist die erneuerbare Primärenergie (PERT). Eine direkt proportionale Korrelation miteinander weisen die Wirkungsindikatoren HTnc, ET und LU auf; sowohl in den anteilmäßigen Ausprägungen der Umweltwirkungen der Herstellungsphase als auch in den Gesamtergebnissen der Ökobilanz.

4.4 Kritische Reflexion

Im Rahmen der Durchführung einer Ökobilanz ist auch eine kritische Auseinandersetzung mit der angewandten Methode sowie den Ergebnissen erforderlich.

4.4.1 Annahmen

Die betrachtete Ökobilanz quantifiziert die Umweltwirkungen ausgewählter Material- und Energieflüsse des Gebäudebestands der Stadt Wien. Wie in Kapitel 3.4 beschrieben, mussten für die Durchführung Annahmen zur materiellen Zusammensetzung der Baustoff-

Übergruppen, zu Transportwegen, und den End-of-Life-Szenarien der Baustoffe getroffen werden. Dies stellt eine in der Praxis übliche Vorgehensweise bei Datenlücken dar, beeinflusst allerdings die Genauigkeit der Gesamtergebnisse. Werden diese, so wie in der vorliegenden Arbeit, in einer vergleichenden Szenario-Analyse gegenübergestellt, korrelieren die Ungenauigkeiten der Ergebnisse der einzelnen Szenarien, weshalb die Unsicherheiten geringer sind (Blengini und Di Carlo 2010). Über- bzw. Unterschätzungen einzelner Faktoren betreffen alle Szenarien und wirken sich daher nur geringfügig auf den direkten Vergleich der Gesamtergebnisse der Szenarien aus.

4.4.2 Nicht-Berücksichtigung von Materialflüssen

Im Rahmen dieser Ökobilanz wurden die Materialflüsse jener Baustoffe betrachtet, die von Lederer et al. (2021a) als mengenmäßig am relevantesten betrachtet werden. In Bezug auf die Umweltauswirkungen könnten allerdings auch andere, nicht berücksichtigte Baustoffe relevant sein; etwa bituminöse Abdichtungen, die häufig bei erdberührten Bauteilen und Flachdächern zum Einsatz kommen und heute großtechnisch aus Erdöl gewonnen werden.

4.4.3 Technischer Fortschritt

Der technische Fortschritt, der bis 2050 ohne Frage stattfinden wird, wurde in der vorliegenden Ökobilanz nicht berücksichtigt. Zu unsicher ist die Entwicklung einzelner Faktoren, die damit zusammenhängen, um seriöse Annahmen darüber treffen zu können. Einzelne Baustoffe werden durch umweltschonende Herstellungsprozesse geringere Umweltwirkungen haben als durch die aktuellen Charakterisierungsfaktoren dargestellt. Transporte werden in naher Zukunft voraussichtlich mit elektrisch angetriebenen LKWs durchgeführt werden können, was zu geringen Emissionen bei den Transporten der Herstellungsphase (A2), dem Errichtungsprozess (A4) und dem End-of-Life (C2) führt.

In Bezug auf den Strom- und Fernwärmemix wurden Ökobilanzdaten aus der Gegenwart herangezogen. Dekarbonisierungsentwicklungen sowie die Erhöhung des Anteils an Erneuerbaren werden aufgrund der unsicheren Entwicklung und Zusammensetzung der Charakterisierungsfaktoren nicht abgebildet. Dass diese jedoch zu einer wesentlichen Verringerung der Umweltwirkungen durch THG-Emissionen und sonstige Emissionen (NO_x, SO_x, Schwermetalle) führen werden, steht außer Frage. In Bezug auf die Flächennutzung und den Flächenverbrauch hat die Zunahme der Erneuerbaren allerdings negative Einflüsse.

Die Gesamtergebnisse müssen aufgrund der dargelegten Umstände in ihrer absoluten Bedeutung differenziert betrachtet werden. Eine seriöse vergleichende Aussage ermöglichen die Ergebnisse wie in 4.4.1 beschrieben jedoch sehr wohl.

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

In Bezug auf die unterschiedlichen Szenarien der Stadtentwicklung konnten Lederer et al. (2021a) zeigen, dass das Sanierungsszenario am besten geeignet ist, um die Nachhaltigkeitsziele in Städten wie Wien hinsichtlich der Reduzierung des Rohstoffverbrauchs des Gebäudesektors zu erreichen. Im Rahmen des vorliegenden ökobilanziellen Vergleichs konnte überdies aufgezeigt werden, dass die vermehrte Sanierung von Bestandsgebäuden und die Vermeidung von Abriss einen wesentlichen Beitrag zum Umwelt- und Klimaschutz leisten können. Eine Verringerung der betrachteten Umweltwirkungen von 4 bis 15 % könnte damit erreicht werden. Besonders groß wären die Einsparungspotenziale in Bezug auf die Flächennutzung (8 %) sowie die öko- und humantoxischen Wirkungen (10 bzw. 15 %). Einzig der abiotische Abbau nicht fossiler Ressourcen würde im Rahmen des RENO-Szenarios, v. a. aufgrund der erhöhten Mineralwolleproduktion, geringfügig um 2 % steigen.

Um die Umweltwirkungen des Gebäudesektors darüber hinaus nachhaltig reduzieren zu können, bedarf es dringend einer vollständigen Dekarbonisierung des Energiesystems. Dazu müssen der Anteil erneuerbarer Energieträger am Strommix vergrößert werden, der Umstieg von fossil betriebenen Raumheizungen auf nachhaltige Heizungssysteme gefördert werden sowie eine Reduktion des Erdgas-Anteils bei der Fernwärme durchgeführt werden. Hinsichtlich der Herstellung von Baustoffen braucht es alternative und umweltschonende Herstellungsprozesse, v. a. von Baustoffen mit großen Umweltwirkungen, wie etwa Beton oder Stahl. Weitere notwendige Maßnahmen, um die globalen Ziele des Kreislaufwirtschaftspakets, des Pariser Übereinkommens und des European Green Deals zu erreichen, sind gesteigerte Ressourceneffizienz durch einen Kreislaufwirtschaftsansatz in der Planung, der das End-of-Life der Baustoffe berücksichtigt, sowie eine Dekarbonisierung des Verkehrs durch alternative, elektrische Antriebssysteme. Der Wandel des Bau- und Gebäudesektors zu einer Kreislaufwirtschaft hat neben den ökologischen Vorteilen auch ökonomisches Potenzial. Ein Zuwachs an Arbeitsplätzen in den Bereichen kreislauforientierte Planung, Rückbau, Trennung und Recycling von Baumaterialien sowie neue Märkte für Sekundärrohstoffe könnten entstehen.

Die Umweltwirkungen der Flächennutzung durch die Material- und Energieflüsse wurden im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz anhand der Endpoint-Methode ReCiPe ermittelt. Für eine konkretere Aussage hinsichtlich der Flächennutzung sowie des Flächenverbrauchs sind weitere Untersuchungen notwendig, die auch die Flächenwirkung der Gebäude in den unterschiedlichen Szenarien miteinbeziehen. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass im DEMO-Szenario aufgrund der geringeren Raumhöhen von Neubauten flächeneffizienter gebaut wird. Im Vergleich zum RENO-Szenario ist die insgesamt bebaute Fläche im DEMO-Szenario daher geringer. Demgegenüber steht ein erhöhter Rohstoffverbrauch durch Neubauten, der zu zusätzlichem Flächenverbrauch infolge der Rohstoffgewinnung und der Baustoffproduktion führt.

5.1 Dekarbonisierung des Energiesystems

Das Regierungsprogramm 2020-2024 der aktuellen österreichischen Bundesregierung sieht einen schrittweisen Ausstieg aus Kohle, Öl und Gas vor. Ab 2025 soll es keine Neuanschlüsse von Gaskesseln im Neubau mehr geben. Des Weiteren soll es keinen weiteren Ausbau des Gasnetzes für die Raumwärmeversorgung geben. Bis 2035 sollen alle Öl- und Kohleheizungen ausgetauscht werden. Gelingen soll der Umstieg auf erneuerbare Energieträger durch die Bereitstellung von Förderungen wie z. B. dem „Raus aus Öl und Gas“-Bonus. (Die neue Volkspartei und Die Grünen 2020)

5.2 Dekarbonisierung der Zementindustrie

Die Zementindustrie ist für rund 5 bis 8 % der gesamten vom Menschen verursachten CO₂-Emissionen weltweit verantwortlich (Andrew 2018). Die Europäische Zementvereinigung strebt im Rahmen der sogenannten „5C Strategie“ (5C Approach) eine Dekarbonisierung und Klimaneutralität bis 2050 an (Cembureau 2021).

Neben dem Einsatz von Ersatzbrennstoffen und der Verringerung des Klinkeranteils im Zement wird in Österreich zukünftig auch auf innovative branchenübergreifende Lösungen gesetzt, um das Ziel der Klimaneutralität zu erreichen. Gemeinsam mit OMV, VERBUND und Borealis unterzeichneten die Lafarge Zementwerke eine Absichtserklärung für die Errichtung einer Anlage zur CO₂-Abscheidung und -Nutzung im großindustriellen Maßstab bis 2030 unter dem Projekttitel „Carbon2ProductAustria“ (C2PAT). Dabei sollen rund 700.000 t CO₂ abgeschieden werden und mithilfe von Wasserstoff zu Kohlenwasserstoffen verarbeitet werden. Diese Kohlenwasserstoffe sollen im weiteren Produktionsprozess für die Herstellung von Kraftstoffen (OMV) sowie für die Erzeugung von Kunststoffen (Borealis) genutzt werden. Der eingesetzte Wasserstoff soll durch VERBUND in einem Elektrolyseprozess auf Basis von Strom aus erneuerbaren Energien erzeugt werden. (OMV AG 2020)

5.3 Dekarbonisierung der Eisen- und Stahlindustrie

Die voestalpine ist mit ihren Stahlwerken in Linz und Donawitz, die im Kalenderjahr 2018 mehr als 10 Mio. t CO₂-eq verursachten, einer der Hauptemittenten von Treibhausgasen in Österreich. Eine Dekarbonisierung der Rohstahlproduktion ist für die Erreichung der Pariser Klimaziele von 2015 unerlässlich. Die Forschungs- und Entwicklungsprogramme der voestalpine zielen darauf ab, die Stahlproduktion von einem auf Kohle basierenden Ansatz auf einen auf Wasserstoff basierenden umzustellen. (voestalpine AG 2019)

5.4 Material Passports und BIM

Die Betrachtungsweise eines Bauwerks als Materialbank, in der Rohstoffe nur auf Zeit gelagert werden, ist im Sinne einer Kreislaufwirtschaft unumgänglich. Dazu muss der Fokus insbesondere auf einer lebenszyklusorientierten Planung liegen, in welcher bereits Rückbauszenarien und die Wiederverwendung bzw. -verwertung von Baustoffen berücksichtigt werden. Digitale Planungsmethoden wie Building Information Model (BIM) und neue Material- und Produktdeklarationen, sogenannte Material Passports, können dabei eine große Rolle spielen.

Die Integration der BIM-Methode in die LCA-Berechnung führt zu einem verringerten Arbeits- und Zeitaufwand und ermöglicht den Einsatz von LCAs in der frühen Planungsphase. Aktuell werden Ökobilanzierungen von Gebäuden in Österreich zumeist als Teil von Nachhaltigkeitszertifizierungen (z. B. DGNB oder klimaaktiv), nach der Fertigstellung des Gebäudes durchgeführt. In diesem Stadium ist allerdings eine aktive Minderung der Umwelteinflüsse nicht mehr möglich. Es handelt sich daher lediglich um eine reine Feststellung der ökologischen Nachhaltigkeit eines schon umgesetzten Gebäudes. Ein wesentlich größerer Nutzen ergibt sich, wenn ein LCA bereits in der frühen Planungsphase durchgeführt wird – in einer Phase, in der noch auf eventuelle Verbesserungspotentiale reagiert werden kann (Obrecht et al. 2020).

Literaturverzeichnis

- Andrew, Robbie M. 2018. „Global CO₂ emissions from cement production“. *Earth System Science Data Discussions*, 1–52.
- APA. 2020. „Fernwärme wird zu 100 Prozent klimaneutral“. 2020. https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20200309_OTS0051/fernwaerme-wird-zu-100-prozent-klimaneutral.
- Ayres, Robert U, und Allen V Kneese. 1969. „Production , Consumption , and Externalities“ 59 (3): 282–97.
- Barles, Sabine. 2009. „Urban metabolism of Paris and its region“. *Journal of Industrial Ecology* 13 (6): 898–913.
- Bau EPD GmbH. 2019a. „Umweltproduktdeklaration für ISOVER Glaswolle“. 2019. <http://www.bau-epd.at/wp-content/uploads/2019/10/20190516-Bau-EPD-ISOVER-GLASWOLLE-2019-1-Ecoinvent.pdf>. Abgerufen am 02.01.2021.
- . 2019b. „Umweltproduktdeklaration für ISOVER Steinwolle“. 2019. <http://www.bau-epd.at/wp-content/uploads/2019/05/20190516-Bau-EPD-ISOVER-STEINWOLLE-2019-1-Ecoinvent.pdf>. Abgerufen am 02.01.2021.
- . 2020. „Umweltproduktdeklaration für Betonstahl aus dem Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH“. 2020. http://www.bau-epd.at/wp-content/uploads/2020/03/BAU-EPD-MARIENHUETTE-2020-1-ECOINVENT-Baustahl_20200326.pdf. Abgerufen am 12.12.2020.
- baubook. 2020. „deklerationszentrale“. 2020. <https://www.baubook.info/zentrale/>. Abgerufen am 27.12.2020.
- BBSR. 2011. „Künstliche Mineralfaserdämmstoffe“. *Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR)*. http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BerichteKompakt/2011/DL_1_2011.pdf?__blob=publicationFile&v=2. Abgerufen am 29.12.2020.
- Blengini, Gian Andrea, und Tiziana Di Carlo. 2010. „The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings“. *Energy and Buildings* 42 (6): 869–80.
- BMI. 2020. „ÖKOBAUDAT“. 2020. <https://www.oekobaudat.de>. Abgerufen am 07.02.2021.
- BMLFUW. 2014. „Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2013“.
- . 2015. „Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft“.
- Bringezu, Stefan, Isabel van de Sand, Helmut Schütz, Raimund Bleischwitz, und Stefan Moll. 2009. „Analysing global resource use of national and regional economies across various levels“. In *Sustainable Resource Management. Global Trends, Visions and Policies*, herausgegeben von Stefan Bringezu und Raimund Bleischwitz, 10–52. Sheffield, UK: Greenleaf Publishing.
- C40. 2018. „Consumption-Based GHG emissions of C40 cities“. 2018. <https://www.c40.org/researches/consumption-based-emissions>. Abgerufen am 04.04.2021.

- . 2020. „Why Cities?“ 2020. https://www.c40.org/why_cities. Abgerufen am 13.10.2020.
- Cembureau. 2021. „The 5C Approach: Exploring concrete solutions for a carbon neutral future“. 2021. <https://lowcarboneyconomy.cembureau.eu/5-years-on/the-5c-approach/>. Abgerufen am 03.03.2021.
- Chen, Guangwu, Michalis Hadjikakou, und Thomas Wiedmann. 2017. „Urban carbon transformations: unravelling spatial and inter-sectoral linkages for key city industries based on multi-region input–output analysis“. *Journal of Cleaner Production* 163: 224–40.
- Cui, Xuezhu, Xuetong Wang, und Yunyu Feng. 2019. „Examining urban metabolism: A material flow perspective on cities and their sustainability“. *Journal of Cleaner Production* 214: 767–81.
- Deetman, Sebastiaan, Sylvia Marinova, Ester van der Voet, Detlef P. van Vuuren, Oreane Edelenbosch, und Reinout Heijungs. 2020. „Modelling global material stocks and flows for residential and service sector buildings towards 2050“. *Journal of Cleaner Production* 245 (Februar): 118658.
- Die neue Volkspartei, und Die Grünen. 2020. „Aus Verantwortung für Österreich“. *Regierungsprogramm 2020-2024*. https://www.dieneuevolkspartei.at/Download/Regierungsprogramm_2020.pdf. Abgerufen am 02.04.2021.
- ecoinvent. 2020. „Why ecoinvent“. 2020. <https://www.ecoinvent.org/database/buy-a-licence/why-ecoinvent/why-ecoinvent.html>. Abgerufen am 27.12.2020.
- Eibensteiner, Friedrich. 2016. „STREC. EPS/XPS Recycling im Baubereich“. <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/Mediendateien/Formulare/Dokumente> UWD Abt_US/us_AWBO_Endbericht_Studie_STREC_EPS_XPS_Recycling.pdf. Abgerufen am 03.01.2021.
- Esch, Thomas, Wieke Heldens, Andreas Hirner, Manfred Keil, Mattia Marconcini, Achim Roth, Julian Zeidler, Stefan Dech, und Emanuele Strano. 2017. „Breaking new ground in mapping human settlements from space – The Global Urban Footprint“. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 134 (February 2018): 30–42.
- EU-Kommission. 2011a. „A resource-efficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy“. Brüssel, Belgien.
- . 2011b. „Roadmap to a Resource Efficient Europe“. Brüssel, Belgien.
- . 2015. „Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft“. Brüssel, Belgien.
- Eurostat. 2016. „Waste generation by economic activities and households, EU-28, 2016 (%)“. 2016. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Waste_generation_by_economic_activities_and_households,_EU-28,_2016_\(%25\)-de.png](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Waste_generation_by_economic_activities_and_households,_EU-28,_2016_(%25)-de.png). Abgerufen am 15.10.2020.
- Fischer-Kowalski, M., F. Krausmann, S. Giljum, S. Lutter, A. Mayer, S. Bringezu, Y. Moriguchi, H. Schütz, H. Schandl, und H. Weisz. 2011. „Methodology and indicators of economy-wide material flow accounting: State of the art and reliability across sources“. *Journal of Industrial Ecology* 15 (6): 855–76.

- Fischer-Kowalski, Marina, und Walter Hüttler. 1998. „Society’s Metabolism“. *Journal of Industrial Ecology* 2.
- Fischer, G., D. Schulner, und P. Maydl. 2014. „Ökoindikatoren-Bau“. TU Graz. https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/hdz_pdf/zukunftssicheres_bauen_02_oeko_indikatoren.pdf. Abgerufen am 01.11.2020.
- Foster, Gillian, und Halliki Kreinin. 2020. „A review of environmental impact indicators of cultural heritage buildings: a circular economy perspective“. *Environmental Research Letters* 15 (4).
- Foth, Heidi. 2011. „Schlacken aus der Metallurgie“. In *Humantoxikologische Bewertung von Schlacken aus der Stahlindustrie*, Band 1, 151–62. Neuruppin-Nietwerder, Deutschland: Karl J. Thomé-Kozmiensky, Andrea Versteyl.
- Galderisi, Adriana, und Erica Trecozzi. 2018. „European Strategies and Initiatives to Tackle Climate Change“. In *Smart, Resilient and Transition Cities*, 39–46. Elsevier Inc.
- Gloria, Thomas P., Barbara C. Lippiatt, und Jennifer Cooper. 2007. „Life cycle impact assessment weights to support environmentally preferable purchasing in the United States“. *Environmental Science and Technology* 41 (21): 7551–57.
- Göswein, Verena, José Dinis Silvestre, Guillaume Habert, und Fausto Freire. 2019. „Dynamic Assessment of Construction Materials in Urban Building Stocks: A Critical Review“. *Environmental Science and Technology* 53 (17): 9992–10006.
- Gravagnuolo, Antonia, Mariarosaria Angrisano, und Luigi Fusco Girard. 2019. „Circular economy strategies in eight historic port cities: Criteria and indicators towards a circular city assessment framework“. *Sustainability* 11 (13).
- 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 (3): 173–84.
- Hashimoto, Seiji, und Yuichi Moriguchi. 2004. „Proposal of six indicators of material cycles for describing society’s metabolism: From the viewpoint of material flow analysis“. *Resources, Conservation and Recycling* 40 (3): 185–200.
- Hatfield-Dodds, Steve, Heinz Schandl, David Newth, Michael Obersteiner, Yiyong Cai, Tim Baynes, James West, und Petr Havlik. 2017. „Assessing global resource use and greenhouse emissions to 2050, with ambitious resource efficiency and climate mitigation policies“. *Journal of Cleaner Production* 144: 403–14.
- Hoornweg, Daniel, Lorraine Sugar, und Claudia Lorena Trejos Gómez. 2011. „Cities and greenhouse gas emissions: moving forward“. *Environment and Urbanization* 23 (1): 207–27.
- Huber, Michael. 2013. „Entsorgung von Dämmstoffabfällen in Österreich“. Universität für Bodenkultur.
- IBO. 2020. „IBO-RICHTWERTE FÜR BAUMATERIALIEN“. 2020. https://www.ibo.at/fileadmin/ibo/materialoekologie/IBO-Richtwerte-2017_Methode_v32_2020-12-28.pdf. Abgerufen am 08.01.2021.
- IPCC. 2007. „Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change“.

- Herausgegeben von K.B. Averyt Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis und M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- . 2014. „Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change“. Herausgegeben von K. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner und T. Zwickel and J.C. Minx Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow. *Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Jolliet, Olivier, Ruedi Müller-Wenk, Jane Bare, Alan Brent, Mark Goedkoop, Reinout Heijungs, Norihiro Itsubo, u. a. 2004. „The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative“. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (6): 394–404.
- Jones, Peter, und Daphne Comfort. 2018. „Winning hearts and minds: A commentary on circular cities“. *Journal of Public Affairs* 18 (4): 1–7.
- 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.
- Klöpffer, Walter, und Birgit Grahl. 2009. *Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wirtschaftliches Grundwissen*. 1. Edition. Wiley-VCH.
- 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: 131–40.
- Krausmann, Fridolin, Anke Schaffartzik, Andreas Mayer, Nina Eisenmenger, Simone Gingrich, Helmut Haberl, und Marina Fischer-Kowalski. 2016. „Long-Term Trends in Global Material and Energy Use“. In *Social Ecology: Society-Nature Relations across Time and Space*, 199–211. Springer.
- Krausmann, Fridolin, Dominik Wiedenhofer, und Helmut Haberl. 2020. „Growing stocks of buildings, infrastructures and machinery as key challenge for compliance with climate targets“. *Global Environmental Change* 61: 102034.
- 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 of the United States of America* 114 (8): 1880–85.
- Lederer, Jakob, Johann Fellner, Andreas Gassner, Karin Gruhler, und Georg Schiller. 2021b. „Determining the material intensities of buildings selected by random sampling: A case study from Vienna“. *Journal of Industrial Ecology*, 1–16.
- Lederer, Jakob, Andreas Gassner, Johann Fellner, Ursula Mollay, und Christof Schremmer. 2021a. „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.
- Lederer, Jakob, Andreas Gassner, Florian Keringer, Ursula Mollay, Christoph Schremmer, und Johann Fellner. 2020. „Material flows and stocks in the urban building sector: A case

- study from Vienna for the years 1990-2015“. *Sustainability* 12 (1): 300.
- Lederer, Jakob, Andreas Gassner, Fritz Kleemann, und Johann Fellner. 2020. „Potentials for a circular economy of mineral construction materials and demolition waste in urban areas: a case study from Vienna“. *Resources, Conservation and Recycling* 161: 104942.
- Mantau, U., P. Döring, und D. Hiller. 2013. „Holzeinsatz im Bauwesen - Verwendungsstrukturen nach Gebäuden und Gewerken“. *Holzverwendung im Bauwesen - Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“*, S. 1-69.
- Mötzl, Hidegrund. 2009. „Entsorgungswege der Baustoffe“.
- O.Ö. LAVU AG. 2019. „ASZ Handbuch. Altholz thermisch“. 2019. http://www.altstoffsammelzentrum.at/fileadmin/user_upload/redakteure/asz/Abfallarten_Mutationen/a3_altstoffe/3702_Altholz_thermisch.pdf. Abgerufen am 29.12.2020.
- Obrecht, Tajda Potrč, Martin Röck, Endrit Hoxha, und Alexander Passer. 2020. „BIM and LCA integration: A systematic literature review“. *Sustainability* 12 (14).
- OeROK. 2014. „ÖROK-Regionalprognosen 2014“. 2014. <https://www.oerok.gv.at/raum/daten-und-grundlagen/oerok-prognosen/oerokprognosen-2014>. Abgerufen am 16.11.2020.
- OMV AG. 2020. „Carbon2ProductAustria (C2PAT)“. 2020. https://www.omv.com/en/news/200624_lafarge-omv-verbund-and-borealis-join-hands-to-capture-and-utilize-co2-on-an-industrial-scale. Abgerufen am 25.02.2021.
- ORF NÖ. 2015. „Glaswolle: Isover stellt Produktion ein“. 2015. <https://noe.orf.at/v2/news/stories/2707304/>. Abgerufen am 02.01.2021.
- Petit-Boix, Anna, und Sina Leipold. 2018. „Circular economy in cities: Reviewing how environmental research aligns with local practices“. *Journal of Cleaner Production* 195: 1270–81.
- Plank, Barbara, Nina Eisenmenger, Anke Schaffartzik, und Dominik Wiedenhofer. 2018. „International Trade Drives Global Resource Use: A Structural Decomposition Analysis of Raw Material Consumption from 1990-2010“. *Environmental Science and Technology* 52 (7): 4190–98.
- Popp, Roland. 2016. „Energieeinsparung und Wärmeschutz“. In *Dachgeschoßausbau in Wien*, herausgegeben von Wolfgang Kirchmayer, Andreas Kolbitsch, und Roland Popp, 2. Aufl. Verlag Österreich GmbH.
- Prendeville, Sharon, Emma Cherim, und Nancy Bocken. 2018. „Circular Cities: Mapping Six Cities in Transition“. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 26: 171–94.
- Rosado, Leonardo, Yuliya Kalmykova, und João Patrício. 2016. „Urban metabolism profiles. An empirical analysis of the material flow characteristics of three metropolitan areas in Sweden“. *Journal of Cleaner Production* 126: 206–17.
- Rosado, Leonardo, Samuel Niza, und Paulo Ferrão. 2014. „A Material Flow Accounting Case Study of the Lisbon Metropolitan Area using the Urban Metabolism Analyst Model“. *Journal of Industrial Ecology* 18 (1): 84–101.
- Rosenbaum, Ralph K., Till M. Bachmann, Lois Swirsky Gold, Mark A.J. Huijbregts, Olivier Jolliet, Ronnie Juraske, Annette Koehler, u. a. 2008. „USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in

- life cycle impact assessment“. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7): 532–46.
- Rybski, Diego, Dominik E. Reusser, Anna Lena Winz, Christina Fichtner, Till Sterzel, und Jürgen P. Kropp. 2016. „Cities as nuclei of sustainability?“ *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science* 44 (3): 425–40.
- Saldivar-Sali, Artessa. 2010. „A Global Typology of Cities : Classification Tree Analysis of Urban Resource Consumption“. *Masters Thesis Massachusetts Institute of Technology*.
- Schaffartzik, Anke, Andreas Mayer, Simone Gingrich, Nina Eisenmenger, Christian Loy, und Fridolin Krausmann. 2014. „The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950-2010“. *Global Environmental Change* 26 (1): 87–97.
- Schandl, Heinz, und Jim West. 2010. „Resource use and resource efficiency in the Asia-Pacific region“. *Global Environmental Change* 20 (4): 636–47.
- Schmid, Florian. 2020. „Vienna ’ s GHG emissions from a production vs . consumption-based accounting perspective - A comparative analysis“. *Wirtschaftsuniversität Wien*.
- Scott, Kate, Katy Roelich, Anne Owen, und John Barrett. 2018. „Extending European energy efficiency standards to include material use: an analysis“. *Climate Policy* 18 (5): 627–41.
- Seebauer, Sebastian, Michael Friesenecker, und Kristina Eisfeld. 2019. „Integrating climate and social housing policy to alleviate energy poverty: an analysis of targets and instruments in Austria“. *Energy Sources, Part B: Economics, Planning and Policy* 14 (7–9): 304–26.
- Stadt Wien. 2012. „Projekt ‚Künstliche Mineralfasern‘“. <https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/mineralfasern.pdf>. Abgerufen am 02.01.2021.
- . 2019. *Smart City Wien - Rahmenstrategie 2019-2050*. Wien.
- Statistik Austria. 2017. „Nutzenergieanalyse für Wien 1993-2016“.
- . 2020. „Energiebilanz Wien 1988 bis 2019 (Detailinformation)“. 2020. https://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_umwelt_innovation_mobilitaet/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html. Abgerufen am 02.12.2020.
- Steffen, Will, Katherine Richardson, Johan Rockström, Sarah E. Cornell, Ingo Fetzer, Elena M. Bennett, Reinette Biggs, u. a. 2015. „Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet“. *Science* 347 (6223).
- The World Bank Group. 2010. „World Development Indicators (online version)“. 2010. <https://datacatalog.worldbank.org/>. Abgerufen am 29.11.2020.
- UIV. 2019. „Wiens Klima- & Energie- ziele für 2030 & 2050. Dokumentation von Berechnungen im Rahmen der Aktualisierung der Smart City Wien Rahmenstrategie 2018/2019“.
- . 2020. „Klimaschutz und Energiewende: Ein Bundesländervergleich“. 2020. https://www.urbaninnovation.at/tools/uploads/Bundeslandervergleich_STW_169_2020_END.pdf. Abgerufen am 27.01.2021.
- UN. 2015. „Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development“.
- . 2019. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. Demographic Research*. Bd. 12. New York, USA: United Nations.

- <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>. Abgerufen am 13.10.2020.
- . 2020. „2020 Global Status Report for Buildings and Construction: Towards a Zero-emission, Efficient and Resilient Buildings and Construction Sector“. Nairobi, Kenya.
- UN IRP. 2013. „City-Level Decoupling: Urban resource flows and the governance of infrastructure transitions“.
- . 2017. „Assessing global resource use: A systems approach to resource efficiency and pollution reduction“. Nairobi, Kenya.
- . 2018a. „Resource Efficiency for Sustainable Development: Key Messages for the Group of 20 (Report of the International Resource Panel)“. Nairobi, Kenya. https://www.resourcepanel.org/sites/default/files/documents/document/media/think_piece_-_resource_efficiency_-_key_messages_for_the_g20_270818.pdf. Abgerufen am 12.11.2020.
- . 2018b. „The Weight of Cities: Resource Requirements of Future Urbanization. United Nations Environment Programme“. Nairobi, Kenya.
- . 2019. „Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want“. Nairobi, Kenya.
- voestalpine AG. 2019. „Corporate Responsibility Report“. https://reports.voestalpine.com/2019/cr-bericht/servicesseiten/downloads/files/gesamt_va_cr19.pdf?cat=b. Abgerufen am 26.02.2021.
- Windsperger, Andreas. 2010. „Optimierung der Ressourceneffizienz der Holznutzung. Modellierung der Holzverarbeitungsprozesse zur Darstellung der Auswirkungen von Entwicklungen auf die Leistungscharakteristik“. Bd. 62. BMVIT.
- WKO. 2018. „Baurestmassen: Leitfaden zum richtigen Umgang mit Baurestmassen auf Baustellen“.
- Wolman, Abel. 1965. „The Metabolism of Cities“. *Scientific American* 213 (3): 179–90.
- World Steel Association. 2016. „Steel Statistical Yearbook 2016“. <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:37ad1117-fefc-4df3-b84f-6295478ae460/Steel+Statistical+Yearbook+2016.pdf>. Abgerufen am 27.12.2020.

Kontakt

Michael Pözlner

michael_poelzler@hotmail.com

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 1

Umweltbelastungen in Österreich als Folge menschlichen Handelns. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Hg.; Wien (1987)

Band 2

Environmental Policy as an Interplay of Professionals and Movements - the Case of Austria. Paper to the ISA Conference on Environmental Constraints and Opportunities in the Social Organisation of Space, Udine 1989.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1989)

Band 3

Umwelt & Öffentlichkeit. Dokumentation der gleichnamigen Tagung, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut in Wien, (1990)

Band 4

Umweltpolitik auf Gemeindeebene. Politikbezogene Weiterbildung für Umweltgemeinderäte.

Lackner, C.; Wien (1990)

Band 5

Verursacher von Umweltbelastungen. Grundsätzliche Überlegungen zu einem mit der VGR verknüpfbaren Emittenteninformationssystem.

Fischer-Kowalski, M., Kisser, M., Payer, H., Steurer A.; Wien (1990)

Band 6

Umweltbildung in Österreich, Teil I: Volkshochschulen. Fischer-Kowalski, M., Fröhlich, U.; Harauer, R., Vymazal R.; Wien (1990)

Band 7

Amtliche Umweltberichterstattung in Österreich.

Fischer-Kowalski, M., Lackner, C., Steurer, A.; Wien (1990)

Band 8

Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österr. VGR. Dokumentation des gleichnamigen Workshop, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut, Wien (1991)

Band 9

A Model for the Linkage between Economy and Environment. Paper to the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Dell'Mour, R., Fleissner, P., Hofkirchner, W.; Steurer A.; Wien (1991)

Band 10

Verursacherbezogene Umweltindikatoren - Kurzfassung. Forschungsbericht gem. mit dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Steurer, A., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 11

Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Haberl, H.; Wien (1991)

Band 12

Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Wenzl, P.; Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 13+

Transportintensität und Emissionen. Beschreibung österr. Wirtschaftssektoren mittels Input-Output-Modellierung. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Dell'Mour, R.; Fleissner, P.; Hofkirchner, W.; Steurer, A.; Wien (1991)

Band 14

Indikatoren für die Materialintensität der österreichischen Wirtschaft. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Ökologie-Institut.

Payer, H. unter Mitarbeit von K. Turetschek; Wien (1991)

Band 15

Die Emissionen der österreichischen Wirtschaft. Systematik und Ermittelbarkeit. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut.

Payer, H.; Zangerl-Weisz, H. unter Mitarbeit von R.Fellinger; Wien (1991)

Band 16

Umwelt als Thema der allgemeinen und politischen Erwachsenenbildung in Österreich.

Fischer-Kowalski M., Fröhlich, U.; Harauer, R.; Vymazal, R.; Wien (1991)

Band 17

Causer related environmental indicators - A contribution to the environmental satellite-system of the Austrian SNA. Paper for the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H., Steurer, A.; Wien (1991)

Band 18

Emissions and Purposive Interventions into Life Processes - Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper to the ÖGBPT Workshop on Ecologic Bioprocessing, Graz 1991.

Fischer-Kowalski M., Haberl, H., Wenzl, P., Zangerl-Weisz, H.; Wien (1991)

Band 19

Defensivkosten zugunsten des Waldes in Österreich. Forschungsbericht gem. m. dem Österreichischen Institut für Wirtschaftsforschung.

Fischer-Kowalski et al.; Wien (1991)

Band 20*

Basisdaten für ein Input/Output-Modell zur Kopplung ökonomischer Daten mit Emissionsdaten für den Bereich des Straßenverkehrs.

Steurer, A.; Wien (1991)

Band 22

A Paradise for Paradigms - Outlining an Information System on Physical Exchanges between the Economy and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Wien (1992)

Band 23

Purposive Interventions into Life-Processes - An Attempt to Describe the Structural Dimensions of the Man-Animal-Relationship. Paper to the Internat. Conference on "Science and the Human-Animal-Relationship", Amsterdam 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 24

Purposive Interventions into Life Processes: A Neglected "Environmental" Dimension of the Society-Nature Relationship. Paper to the 1. Europ. Conference of Sociology, Vienna 1992.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1992)

Band 25

Informationsgrundlagen struktureller Ökologisierung. Beitrag zur Tagung "Strategien der Kreislaufwirtschaft: Ganzheitl. Umweltschutz/Integrated Environmental Protection", Graz 1992.

Steurer, A., Fischer-Kowalski, M.; Wien (1992)

Band 26

Stoffstrombilanz Österreich 1988.

Steurer, A.; Wien (1992)

Band 28+

Naturschutzaufwendungen in Österreich.

Gutachten für den WWF Österreich. Payer, H.; Wien (1992)

Band 29+

Indikatoren der Nachhaltigkeit für die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung - angewandt auf die Region.

Payer, H. (1992). In: KudlMudl SonderNr. 1992:Tagungsbericht über das Dorfsymposium "Zukunft der Region - Region der Zukunft?"

Band 31+

Leerzeichen. Neuere Texte zur Anthropologie.

Macho, T.; Wien (1993)

Band 32

Metabolism and Colonisation. Modes of Production and the Physical Exchange between Societies and Nature.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1993)

Band 33

Theoretische Überlegungen zur ökologischen Bedeutung der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion.

Haberl, H.; Wien (1993)

Band 34

Stoffstrombilanz Österreich 1970-1990 - Inputseite.

Steurer, A.; Wien (1994)

Band 35

Der Gesamtenergieinput des Sozio-ökonomischen Systems in Österreich 1960-1991. Zur Erweiterung des Begriffes "Energieverbrauch".

Haberl, H.; Wien (1994)

Band 36

Ökologie und Sozialpolitik.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1994)

Band 37

Stoffströme der Chemieproduktion 1970-1990.

Payer, H., unter Mitarbeit von Zangerl-Weisz, H. und Fellinger, R.; Wien (1994)

Band 38

Wasser und Wirtschaftswachstum. Untersuchung von Abhängigkeiten und Entkoppelungen, Wasserbilanz Österreich 1991.

Hüttler, W., Payer, H. unter Mitarbeit von Schandl, H.; Wien (1994)

Band 39

Politische Jahreszeiten. 12 Beiträge zur politischen Wende 1989 in Ostmitteleuropa.

Macho, T.; Wien (1994)

Band 40

On the Cultural Evolution of Social Metabolism with Nature. Sustainability Problems Quantified.

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H.; Wien (1994)

Band 41

Weiterbildungslehrgänge für das Berufsfeld ökologischer Beratung. Erhebung u. Einschätzung der Angebote in Österreich sowie von ausgewählten Beispielen in Deutschland, der Schweiz, Frankreich, England und europaweiten Lehrgängen.

Rauch, F.; Wien (1994)

Band 42+

Soziale Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M., Madlener, R., Payer, H., Pfeffer, T., Schandl, H.; Wien (1995)

Band 43

Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluß von Ökosystemen. Sozio-ökonomische Aneignung von Nettoprimärproduktion in den Bezirken Österreichs.

Haberl, H.; Wien (1995)

Band 44

Materialfluß Österreich 1990.

Hüttler, W., Payer, H.; Schandl, H.; Wien (1996)

Band 45

National Material Flow Analysis for Austria 1992. Society's Metabolism and Sustainable Development.

Hüttler, W., Payer, H., Schandl, H.; Wien (1997)

Band 46

Society's Metabolism. On the Development of Concepts and Methodology of Material Flow Analysis. A Review of the Literature.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (1997)

Band 47+

Materialbilanz Chemie-Methodik sektoraler Materialbilanzen.

Schandl, H., Weisz, H. Wien (1997)

Band 48

Physical Flows and Moral Positions. An Essay in Memory of Wildavsky.

Thompson, M.; Wien (1997)

Band 49

Stoffwechsel in einem indischen Dorf. Fallstudie Merkar.

Mehta, L., Winiwarter, V.; Wien (1997)

Band 50+

Materialfluß Österreich- die materielle Basis der Österreichischen Gesellschaft im Zeitraum 1960-1995.

Schandl, H.; Wien (1998)

Band 51+

Bodenfruchtbarkeit und Schädlinge im Kontext von Agrargesellschaften.

Dirlinger, H., Fliegenschnee, M., Krausmann, F., Liska, G., Schmid, M. A.; Wien (1997)

Band 52+

Der Naturbegriff und das Gesellschaft-Natur-Verhältnis in der frühen Soziologie.

Lutz, J. Wien (1998)

Band 53+

NEMO: Entwicklungsprogramm für ein Nationales Emissionsmonitoring.

Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Jorde, T.; Wien (1998)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 54+

Was ist Umweltgeschichte?

Winiwarter, V.; Wien (1998)

Band 55+

Agrarische Produktion als Interaktion von Natur und Gesellschaft: Fallstudie SangSaeng.

Grünbühel, C. M., Schandl, H., Winiwarter, V.; Wien (1999)

Band 56+

MFA 1996 - Implementierung der nationalen Materialflußrechnung

in die amtliche Umweltberichterstattung

Payer, H., Hüttler, W., Schandl, H.; Wien (1998)

Band 57+

Colonizing Landscapes: Human Appropriation of Net Primary Production and its Influence on Standing Crop and Biomass Turnover in Austria.

Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N. B., Weisz, H.; Wien (1999)

Band 58+

Die Beeinflussung des oberirdischen Standing Crop und Turnover in Österreich durch die menschliche Gesellschaft.

Erb, K. H.; Wien (1999)

Band 59+

Das Leitbild "Nachhaltige Stadt".

Astleithner, F.; Wien (1999)

Band 60+

Materialflüsse im Krankenhaus, Entwicklung einer Input-Output Methodik.

Weisz, B. U.; Wien (2001)

Band 61+

Metabolismus der Privathaushalte am Beispiel Österreichs.

Hutter, D.; Wien (2001)

Band 62+

Der ökologische Fußabdruck des österreichischen Außenhandels.

Erb, K.H., Krausmann, F., Schulz, N. B.; Wien (2002)

Band 63+

Material Flow Accounting in Amazonia: A Tool for Sustainable Development.

Amann, C., Bruckner, W., Fischer-Kowalski, M., Grünbühel, C. M.; Wien (2002)

Band 64+

Energieflüsse im österreichischen Landwirtschaftssektor 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Darge, E.; Wien (2002)

Band 65+

Biomasseeinsatz und Landnutzung Österreich 1995-2020.

Haberl, H.; Krausmann, F.; Erb, K.H.; Schulz, N. B.; Adensam, H.; Wien (2002)

Band 66+

Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt. Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität.

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Schulz, N. B., Plutzer, C., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Weisz, H.; Sauberer, N., Pollheimer, M.; Wien (2002)

Band 67+

Materialflussrechnung London.

Bongardt, B.; Wien (2002)

Band 68+

Gesellschaftliche Stickstoffflüsse des österreichischen Landwirtschaftssektors 1950-1995, Eine humanökologische Untersuchung.

Gaube, V.; Wien (2002)

Band 69+

The transformation of society's natural relations: from the agrarian to the industrial system. Research strategy for an empirically informed approach towards a European Environmental History.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Schandl, H.; Wien (2003)

Band 70+

Long Term Industrial Transformation: A Comparative Study on the Development of Social Metabolism and Land Use in Austria and the United Kingdom 1830-2000.

Krausmann, F., Schandl, H., Schulz, N. B.; Wien (2003)

Band 72+

Land Use and Socio-economic Metabolism in Preindustrial Agricultural Systems: Four Nineteenth-century Austrian Villages in Comparison.

Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 73+

Handbook of Physical Accounting Measuring bio-physical dimensions of socio-economic activities MFA – EFA – HANPP.

Schandl, H., Grünbühel, C. M., Haberl, H., Weisz, H.; Wien (2004)

Band 74+

Materialflüsse in den USA, Saudi Arabien und der Schweiz.

Eisenmenger, N.; Kratochvil, R.; Krausmann, F.; Baart, I.; Colard, A.; Ehartner, Ch.; Eichinger, M.; Hempel, G.; Lehrner, A.; Müllauer, R.; Nourbakhch-Sabet, R.; Paler, M.; Patsch, B.; Rieder, F.; Schembera, E.; Schieder, W.; Schmiedl, C.; Schwarzlmüller, E.; Stadler, W.; Wirl, C.; Zandl, S.; Zika, M.; Wien (2005)

Band 75+

Towards a model predicting freight transport from material flows.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2004)

Band 76+

The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption.

Weisz, H., Krausmann, F., Amann, Ch., Eisenmenger, N., Erb, K.H., Hubacek, K., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2005)

Band 77+

Arbeitszeit und Nachhaltige Entwicklung in Europa: Ausgleich von Produktivitätsgewinn in Zeit statt Geld?

Proinger, J.; Wien (2005)

Mit + gekennzeichnete Bände sind unter <http://short.boku.ac.at/sec-workingpapers> Im PDF-Format und in Farbe downloadbar.

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 78+

Sozial-Ökologische Charakteristika von Agrarsystemen. Ein globaler Überblick und Vergleich.

Lauk, C.; Wien (2005)

Band 79+

Verbrauchsorientierte Abrechnung von Wasser als Water-Demand-Management-Strategie. Eine Analyse anhand eines Vergleichs zwischen Wien und Barcelona.

Machold, P.; Wien (2005)

Band 80+

Ecology, Rituals and System-Dynamics. An attempt to model the Socio-Ecological System of Trinket Island.

Wildenberg, M.; Wien (2005)

Band 81+

Southeast Asia in Transition. Socio-economic transitions, environmental impact and sustainable development.

Fischer-Kowalski, M., Schandl, H., Grünbühel, C., Haas, W., Erb, K.-H., Weisz, H., Haberl, H.; Wien (2004)

Band 83+

HANPP-relevante Charakteristika von Wanderfeldbau und anderen Langbrachesystemen.

Lauk, C.; Wien (2006)

Band 84+

Management unternehmerischer Nachhaltigkeit mit Hilfe der Sustainability Balanced Scorecard.

Zeithofer, M.; Wien (2006)

Band 85+

Nicht-nachhaltige Trends in Österreich: Maßnahmenvorschläge zum Ressourceneinsatz.

Haberl, H., Jasch, C., Adensam, H., Gaube, V.; Wien (2006)

Band 87+

Accounting for raw material equivalents of traded goods. A comparison of input-output approaches in physical, monetary, and mixed units.

Weisz, H.; Wien (2006)

Band 88+

Vom Materialfluss zum Gütertransport. Eine Analyse anhand der EU15 – Länder (1970-2000).

Rainer, G.; Wien (2006)

Band 89+

Nutzen der MFA für das Treibhausgas-Monitoring im Rahmen eines Full Carbon Accounting-Ansatzes; Feasibilitystudie; Endbericht zum Projekt BMLFUW-UW.1.4.18/0046-V/10/2005.

Erb, K.-H., Kastner, T., Zandl, S., Weisz, H., Haberl, H., Jonas, M.; Wien (2006)

Band 90+

Local Material Flow Analysis in Social Context in Tat Hamelt, Northern Mountain Region, Vietnam.

Hobbes, M.; Kleijn, R.; Wien (2006)

Band 91+

Auswirkungen des thailändischen logging ban auf die Wälder von Laos.

Hirsch, H.; Wien (2006)

Band 92+

Human appropriation of net primary production (HANPP) in the Philippines 1910-2003: a socio-ecological analysis.

Kastner, T.; Wien (2007)

Band 93+

Landnutzung und landwirtschaftliche Entscheidungsstrukturen. Partizipative Entwicklung von Szenarien für das Traisental mit Hilfe eines agentenbasierten Modells.

Adensam, H., V. Gaube, H. Haberl, J. Lutz, H. Reisinger, J. Breinesberger, A. Colard, B. Aigner, R. Maier, Punz, W.; Wien (2007)

Band 94+

The Work of Konstantin G. Gofman and colleagues: An early example of Material Flow Analysis from the Soviet Union.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2007)

Band 95+

Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen; Schlußbericht des deutsch-österreichischen Verbundprojektes.

Newig, J., Gaube, V., Berkhoff, K., Kaldrack, K., Kastens, B., Lutz, J., Schlußmeier, B., Adensam, H., Haberl, H., Pahl-Wostl, C., Colard, A., Aigner, B., Maier, R., Punz, W.; Wien (2007)

Band 96+

Rekonstruktion der Arbeitszeit in der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert am Beispiel von Theyern in Niederösterreich.

Schaschl, E.; Wien (2007)

Band 97+

Arbeit, gesellschaftlicher Stoffwechsel und nachhaltige Entwicklung.

Fischer-Kowalski, M.; Schaffartzik, A., Wien (2007)

Band 98+

Local Material Flow Analysis in Social Context at the forest fringe in the Sierra Madre, the Philippines.

Hobbes, M., Kleijn, R. (Hrsg); Wien (2007)

Band 99+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in Spain, 1955-2003: A socio-ecological analysis.

Schwarzlmüller, E.; Wien (2008)

Band 100+

Scaling issues in long-term socio-ecological biodiversity research: A review of European cases.

Dirnböck, T., Bezák, P., Dullinger S., Haberl, H., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Peterseil, J., Redpath, S., Singh, S., Travis, J., Wijdeven, S.M.J.; Wien (2008)

Band 101+

Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) in the United Kingdom, 1800-2000: A socio-ecological analysis.

Musel, A.; Wien (2008)

Band 102 +

Wie kann Wissenschaft gesellschaftliche Veränderung bewirken? Eine Hommage an Alvin Gouldner, und ein Versuch, mit seinen Mitteln heutige Klimapolitik zu verstehen.

Fischer-Kowalski, M.; Wien (2008)

Band 103+

Sozialökologische Dimensionen der österreichischen Ernährung – Eine Szenarianalyse.

Lackner, M.; Wien (2008)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 104+

Fundamentals of Complex Evolving Systems: A Primer.
Weis, E.; Wien (2008)

Band 105+

Umweltpolitische Prozesse aus diskurstheoretischer Perspektive: Eine Analyse des Südtiroler Feinstaubproblems von der Problemkonstruktion bis zur Umsetzung von Regulierungsmaßnahmen.
Paler, M.; Wien (2008)

Band 106+

Ein integriertes Modell für Reichraming. Partizipative Entwicklung von Szenarien für die Gemeinde Reichraming (Eisenwurzten) mit Hilfe eines agentenbasierten Landnutzungsmodells.
Gaupe, V., Kaiser, C., Widenberg, M., Adensam, H., Fleissner, P., Kobler, J., Lutz, J., Smetschka, B., Wolf, A., Richter, A., Haberl, H.; Wien (2008)

Band 107+

Der soziale Metabolismus lokaler Produktionssysteme: Reichraming in der oberösterreichischen Eisenwurzten 1830-2000.
Gingrich, S., Krausmann, F.; Wien (2008)

Band 108+

Akteursanalyse zum besseren Verständnis der Entwicklungsoptionen von Bioenergie in Reichraming. Eine sozialökologische Studie.
Vrzak, E.; Wien (2008)

Band 109+

Direktvermarktung in Reichraming aus sozial-ökologischer Perspektive.
Zeithofer, M.; Wien (2008)

Band 110+

CO₂-Bilanz der Tomatenproduktion: Analyse acht verschiedener Produktionssysteme in Österreich, Spanien und Italien.
Theurl, M.; Wien (2008)

Band 111+

Die Rolle von Arbeitszeit und Einkommen bei Rebound-Effekten in Dematerialisierungs- und Dekarbonisierungsstrategien. Eine Literaturstudie.
Bruckner, M.; Wien (2008)

Band 112+

Von Kommunikation zu materiellen Effekten - Ansatzpunkte für eine sozial-ökologische Lesart von Luhmanns Theorie Sozialer Systeme.
Rieder, F.; Wien (2008)

Band 114+

Across a Moving Threshold: energy, carbon and the efficiency of meeting global human development needs.
Steinberger, J. K., Roberts, J.T.; Wien (2008)

Band 115

Towards a low carbon society: Setting targets for a reduction of global resource use.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Ayres, R.U.; Wien (2010)

Band 116+

Eating the Planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely - a scoping study.
Erb, K-H., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., Müller, C., Bondeau, A., Waha, K., Pollack, G.; Wien (2009)

Band 117+

Gesellschaftliche Naturverhältnisse: Energiequellen und die globale Transformation des gesellschaftlichen Stoffwechsels.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 118+

Zurück zur Fläche? Eine Untersuchung der biophysischen Ökonomie Brasiliens zwischen 1970 und 2005.
Mayer, A.; Wien (2010)

Band 119+

Das nachhaltige Krankenhaus: Erprobungsphase.
Weisz, U., Haas, W., Pelikan, J.M., Schmied, H., Himpelmann, M., Purzner, K., Hartl, S., David, H.; Wien (2009)

Band 120+

**LOCAL STUDIES MANUAL
A researcher's guide for investigating the social metabolism of local rural systems.**
Singh, S.J., Ringhofer, L., Haas, W., Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2010)

Band 121+

Sociometabolic regimes in indigenous communities and the crucial role of working time: A comparison of case studies.
Fischer-Kowalski, M., Singh, S.J., Ringhofer, L., Grünbühel C.M., Lauk, C., Remesch, A.; Wien (2010)

Band 122+

Klimapolitik im Bereich Gebäude und Raumwärme. Entwicklung, Problemfelder und Instrumente der Länder Österreich, Deutschland und Schweiz.
Jöbstl, R.; Wien (2012)

Band 123+

Trends and Developments of the Use of Natural Resources in the European Union.
Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Steinberger, J.K., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Weisz, U.; Wien (2011)

Band 125+

Raw Material Equivalents (RME) of Austria's Trade.
Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Krausmann, F., Weisz, H.; Wien (2013)

Band 126+

Masterstudium "Sozial- und Humanökologie": Selbstevaluation 2005-2010.
Schmid, M., Mayer A., Miechtner, G.; Wien (2010)

Band 127+

Bericht des Zentrums für Evaluation und Forschungsberatung (ZEF). Das Masterstudium „Sozial- und Humanökologie“.
Mayring, P., Fenzl, T.; Wien (2010)

Band 128+

Die langfristigen Trends der Material- und Energieflüsse in den USA in den Jahren 1850 bis 2005.
Gierlinger, S.; Wien (2010)

Band 129+

Die Verzehrssteuer 1829 – 1913 als Grundlage einer umwelthistorischen Untersuchung des Metabolismus der Stadt Wien. Hauer, F.; Wien (2010)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

- Band 130+
Human Appropriation of Net Primary Production in South Africa, 1961- 2006. A socio-ecological analysis.
Niedertscheider, M.; Wien (2011)
- Band 131+
The socio-metabolic transition. Long term historical trends and patterns in global material and energy use.
Krausmann, F.; Wien (2011)
- Band 132+
„Urlaub am Bauernhof“ oder „Bauernhof ohne Urlaub“? Eine sozial-ökologische Untersuchung der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung und Zeitverwendung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Gemeinde Andelsbuch, Bregenzerwald.
Winder, M.; Wien (2011)
- Band 133+
Spatial and Socio-economic Drivers of Direct and Indirect Household Energy Consumption in Australia.
Wiedenhofer, D.; Wien (2011)
- Band 134+
Die Wiener Verzehrungssteuer. Auswertung nach einzelnen Steuerposten (1830 – 1913).
Hauer, F., Gierlinger, S., Nagele, C., Albrecht, J., Uschmann, T., Martsch, M.; Wien (2012)
- Band 135+
Zeit für Veränderung? Über die geschlechtsspezifische Arbeitsteilung und Zeitverwendung in landwirtschaftlichen Betrieben und deren Auswirkungen auf Landnutzungsveränderungen in der Region „Westlicher Wienerwald“. Eine sozial-ökologische Untersuchung.
Madner, V.; Wien (2013)
- Band 136+
The Impact of Industrial Grain Fed Livestock Production on Food Security: an extended literature review.
Erb, K-H., Mayer, A., Kastner, T., Sallet, K-E., Haberl, H.; Wien (2012)
- Band 137+
Human appropriation of net primary production in Africa: Patterns, trajectories, processes and policy implications.
Fetzel, T., Niedertscheider, M., Erb, K-H., Gaube, V., Gingrich, S., Haberl, H., Krausmann, F., Lauk, C., Plutzer, C.; Wien (2012)
- Band 138+
VERSCHMUTZT – VERBAUT – VERGESSEN: Eine Umweltgeschichte des Wienflusses von 1780 bis 1910.
Pollack, G.; Wien (2013)
- Band 139+
Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950-2010. Trends und Drivers als Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage.
Willerstorfer, T.; Wien (2013)
- Band 140+
Veränderungen im sektoralen Energieverbrauch ausgewählter europäischer Länder von 1960 bis 2005.
Draxler, V.; Wien (2014)
- Band 141+
Wie das ERP (European Recovery Program) die Entwicklung des alpinen, ländlichen Raumes in Vorarlberg prägte.
Groß, R.; Wien (2013)
- Band 142+
Exploring local opportunities and barriers for a sustainability transition on a Greek island.
Petridis, P., Hickisch, R., Klimek, M., Fischer, R., Fuchs, N., Kostakiotis, G., Wendland, M., Zipperer, M., Fischer-Kowalski, M.; Wien (2013)
- Band 143+
Climate Change Mitigation in Latin America: A Mapping of Current Policies, Plans and Programs.
Ringhofer, L., Singh, S.J., Smetschka, B.; Wien (2013)
- Band 144+
Arbeitszeit und Energieverbrauch: Grundsatzfragen diskutiert an der historischen Entwicklung in Österreich.
Weisz, U., Possanner, N.; Wien (2013)
- Band 145+
Barrieren und Chancen für die Realisierung nachhaltiger Mobilität. Eine Analyse der Zeitabhängigkeit von Mobilitätsmustern am Beispiel von Krems/Donau.
Gross, A.; Wien (2013)
- Band 147+
The rise of the semi-periphery: A physical perspective on the global division of labour. Material flow analysis of global trade flows (1970-2005).
Loy, C.; Wien (2013)
- Band 148+
Historische Energietransitionen im Ländervergleich. Energienutzung, Bevölkerung, Wirtschaftliche Entwicklung.
Pallua, I.; Wien (2013)
- Band 149+
Socio-Ecological Impacts of Land Grabbing for Nature Conservation on a Pastoral Community: A HANPP-based Case Study in Ololosokwan Village, Northern Tanzania.
Bartels, L. E.; Wien (2014)
- Band 150+
Teilweise waren Frauen auch Traktorist. Geschlechtliche Arbeitsteilung in landwirtschaftlichen Betrieben Ostdeutschlands heute – Unterschiede in der biologischen und konventionellen Bewirtschaftung.
Fehlinger, J.; Wien (2014)
- Band 151+
Economy-wide Material Flow Accounting Introduction and guide.
Krausmann, F., Weisz, H., Schütz, H., Haas, W., Schaffartzik, A.; Wien (2014)
- Band 152+
Large scale societal transitions in the past. The Role of Social Revolutions and the 1970s Syndrome.
Fischer-Kowalski, M., Hausknot, D. (Editors); Wien (2014)
- Band 153+
Die Anfänge der mineralischen Düngung in Österreich-Ungarn (1848-1914).
Mayrhofer, I.; Wien (2014)
- Band 154+
Environmentally Extended Input-Output Analysis.
Schaffartzik, A., Sachs, M., Wiedenhofer, D., Eisenmenger, N.; Wien (2014)
- Band 155+
Rural Metabolism: Material flows in an Austrian village in 1830 and 2001.
Haas, W., Krausmann, F.; Wien (2015)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 156+

A proposal for a workable analysis of Energy Return On Investment (EROI) in agroecosystems. Part I: Analytical approach.

Tello, E., Galán, E., Cunfer, G., Guzmán-Casado, G.I., Gonzales de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Sacristán, V., Marco, I., Padró, R., Moreno-Delgado, D.; Wien (2015)

Band 157+

Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Landwirtschaft und Landnutzung in der LEADER Region Mostviertel-Mitte.

Riegler, M.; Wien (2014)

Band 158+

Ökobilanzierung im Zierpflanzenbau. Treibhausgasemissionen der Produktion von Zierpflanzen am Beispiel eines traditionellen Endverkaufsbetriebs in Österreich.

Wandl, M. T.; Wien (2015)

Band 159+

CO₂-Emissionen und Ressourcennutzung im Bergtourismus. Zur Frage der nachhaltigen Bewirtschaftung einer alpinen Schutzhütte und des Carbon Footprint ihrer Gäste.

Fink, R.; Wien (2015)

Band 160+

Social Multi-Criteria Evaluation (SMCE) in Theory and Practice: Introducing the software OPTamos.

Singh, S. J., Smetschka, B., Grima, N., Ringhofer, L., Petridis, P., Biely, K.; Wien (2016)

Band 161+

„Und dann war das Auto auch wieder weg“ – Biografische Betrachtung autofreier Mobilität.

Sattlegger, L.; Wien (2015)

Band 162+

Die Konstruktion von traditional ecological knowledge: Eine kritische Analyse wissenschaftlicher Umwelt- und Naturschutzdiskurse.

Andrej, M.; Wien (2015)

Band 163+

Stickstoffflüsse von der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Lebensmittelverzehr in Österreich von 1965 bis 2010.

Sinnhuber, L.; Wien (2015)

Band 164+

Socio-ecological Impacts of Brick Kilns in the Western Ghats: A socio-metabolic Analysis of small-scale Brick Industries in the Mumbai Metropolitan Region, Maharashtra, India.

Noll, D.; Wien (2015)

Band 165+

Wachsende Fahrradnutzung in Wien und ihre Relevanz für Klima und Gesundheit.

Maier, P.; Wien (2015)

Band 166+

Auswirkungen von Krieg und Besatzung auf die Ressourcennutzung auf dem Truppenübungsplatz Döllersheim/Allentsteig in den Jahren 1938-1957.

Mittas, S.; Wien (2016)

Band 167+

Zwischen Kolonie und Provinz. Herrschaft und Planung in der Kameralprovinz Temeswarer Banat im 18. Jahrhundert.

Veichtlbauer, O.; Wien (2016)

Band 168+

The Relevance of Governance Quality for Sustainable Resource Use. Greece as a Case Study.

Kolar, J.; Wien (2016)

Band 169+

Environmental Conflicts in Austria from 1950 to 2015

Wendering, S.; Wien (2016)

Band 170+

Die sozial-ökologischen Auswirkungen der Palmölproduktion in ländlichen Gemeinden. Eine regionale Materialflussanalyse in der Mikroregion Tomé-Açu, Brasilien.

Kottusch, C.; Wien (2016)

Band 171+

Die Versorgung der Zivilbevölkerung mit Lebensmitteln und Ersatzlebensmitteln während des Ersten Weltkriegs.

Hallwirth, L.; Wien (2016)

Band 172+

Erntenebenprodukte als Ressource. Produktionsmengen, Verwendung und Nutzungspotentiale von Erntenebenprodukten des Zuckerrohrs.

Buchberger, A.; Wien (2017)

Band 173+

Ernährungsempfehlungen in Österreich. Analyse von Webinhalten der Bundesministerien BMG und BMLFUW hinsichtlich Synergien zwischen gesunder und nachhaltiger Ernährung.

Bürger, C.; Wien (2017)

Band 174+

Kraftwerke, Flussbäder und Hochwässer. Eine Umweltgeschichte des mittleren Kamp ab 1890.

Spitzbart-Glasl, C.; Wien (2018)

Band 175+

Von Überlebensstrategie zur biologischen Landwirtschaft. Eine HANPP-Analyse des Landnutzungswandels in Montenegro von 1962 bis 2011.

Koppensteiner, S.; Wien (2018)

Band 176+

Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich. Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen.

Wolbart, N.; Wien (2019)

Band 177+

Environmental inequality in Austria: How equally is the air pollution burden spread in Styria?

Brenner, A.-K.; Wien (2019)

Band 178+

5th Summer School on “Aquatic and Social Ecology” on Samothraki, Greece.

Fischer-Kowalski, M., Petridis, P. (Editors); Wien (2019)

Band 179+

Das Verkehrssystem im Stock-Flow-Service-Nexus. Analyse der Materialbestände und -flüsse für verschiedene Formen von Mobilität in Wien.

Virág, D.; Wien (2019)

Band 180+

Der Wolf und das Waldviertel. Sozial-ökologische Betrachtung der Mensch-Wolf-Interaktion.

Herzog, O. I.; Wien (2019)

WORKING PAPERS SOCIAL ECOLOGY

Band 181+

Die Lausmädchen. Frauen in der österreichischen Anti-Atom-Bewegung. Ca. 1970 bis 1990.

Hosp, L., Wien (2019)

Band 182+

Material stocks and sustainable resource use in the United States of America from 1870 to 2017.

Dammerer, Q., Wien (2020)

Band 183+

Vienna's GHG emissions from a production vs. consumption-based accounting perspective - A comparative analysis.

Schmid, F., Wien (2020)

Band 184+

6th Summer School on "Aquatic and Social Ecology" on Samothraki, Greece

Petridis, P., Fischer Kowalski, M. (Eds.), Wien (2020)

Band 185+

Cars for Future? Zukunftsvorstellungen über (Auto)Mobilität von Seiten technikwissenschaftlicher Akteur*innen.

Krenmayr, N., Wawerda, E., Wien (2020)

Band 186+

Wie Städte von urbaner Landwirtschaft profitieren können: eine Typologie, Nachhaltigkeitsanalyse und Ökobilanzierung gängiger urbaner Anbauformen, mit Fallbeispielen aus Wien

Dietl, A., Wien (2020)

Band 187+

A Socio-Metabolic Assessment of Material Stocks in the Electricity Infrastructure

Thunshirn, P., Wien (2020)

Band 188+

"Hochwasserschutz statt Enteignung?" Eine sozial-ökologische Konfliktperspektive auf den Hochwasserschutz im Eferdinger Becken

Thalhammer, M., Wien (2020)

Band 189+

„Energieautonomie Vorarlberg“ – Regionale Energietransition im Schnittfeld von Klimaschutz, Gesellschaft, Energie- und Standortpolitik

Jochum, M., Wien (2020)

Band 190+

More water, more prosperity? Land Concentration Processes in Irrigated Areas and its Implications for Food Sovereignty

Alter, E., Wien (2020)

Band 191+

Eine umwelthistorische Betrachtung der Abfallentsorgung am Land zwischen 1951-1990 am Beispiel der Gemeinde Rainbach im Mühlkreis

Stadler, S., Wien (2021)

Band 192+

Effects of agroforestry on the carbon dynamics of an agroecological landscape: Human Appropriation of Net Primary Production in two land use scenarios in the Eisenwurzen region, Austria

Bertsch-Hörmann, B., Wien (2021)

Band 193+

Measures to foster active mobility and co-benefits for climate and health in Vienna

Chiu Shuen, K., Wien (2021)

Band 194+

Die Materialflüsse und Inputs in die sozioökonomischen Materialbestände Österreichs 1918-2015.

Eine erweiterte Material- und Energieflussanalyse

Köstinger, A., Wien (2021)

Band 195+

The Solid Waste Management Structure of the Greek Island of Samothraki.

Current Challenges and Initiatives. A Case Study Approach.

Huda, K., Wien (2021)

Band 196+

Ökobilanzielle Untersuchung unterschiedlicher Stadtentwicklungsszenarien am Beispiel der Stadt Wien

Pölzer, M., Wien (2022)