



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 8 6

Alexander Dietl

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

Alexander Dietl (2020):

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

Social Ecology Working Paper 186
Vienna, May 2020

ISSN 1726-3816

Social Ecology Working Papers
Editorial Board: Christoph Görg, Barbara Smetschka, Helmut Haberl
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>

© 2020 by Institute of Social Ecology Vienna

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

von

Alexander Dietl

** Masterarbeit verfasst am Institut für Soziale Ökologie, Studium der Sozial- und Humanökologie. Diese Arbeit wurde von Mag. rer. nat. Dr. rer. nat. Michaela Clarissa Theurl betreut. Die vorliegende Fassung ist eine geringfügig überarbeitete Version der Masterarbeit.*

Kurzfassung

Urbane Landwirtschaft (UL) wird immer häufiger als mögliche Option diskutiert, Städte auf sozialer, ökologischer und ökonomischer Ebene nachhaltiger zu gestalten und darüber hinaus das urbane Lebensmittelangebot zu erhöhen. Während das allgemeine Potenzial UL, zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beizutragen, bereits eingehend untersucht wurde, sind umfassende Analysen, welche die Stärken und Schwächen der verschiedenen Formen UL vergleichend gegenüber stellen, bisher noch rar. Insbesondere die Quantifizierung ökologischer Nachhaltigkeitsaspekte mittels Lebenszyklusanalysen (LCA) liefert hierbei nützliche Daten für Entscheidungsprozesse.

Die vorliegende Arbeit setzt sich zum Ziel einige dieser Forschungslücken zu schließen und damit einen Beitrag zum aufkommenden Diskurs über UL im globalen Norden mit Schwerpunkt auf die Stadt Wien zu leisten. Verschiedene methodische Ansätze werden kombiniert, um ein umfassendes und detailliertes Bild des multifunktionalen Potenzials der analysierten Formen UL darzustellen. Dabei werden wichtige Nachhaltigkeitsaspekte sowie zu berücksichtigende Herausforderungen aufgezeigt: (i) Eine Typologie von sieben relevanten idealtypischen Formen UL in Europa beschreibt und vergleicht systematisch deren Konzepte, Ziele und Wirkungen sowie Ressourcen-, Energie- und Raumanforderungen. (ii) Auf dieser Grundlage wird für jede der sieben Formen UL eine systematische, multikriterielle Nachhaltigkeitsbewertung durchgeführt. Ausgehend von einer umfassenden Literaturrecherche werden 39 Nachhaltigkeitsindikatoren definiert, individuell bewertet und mit ExpertInnen diskutiert. In einem dritten Schritt (iii) werden die Treibhausgasemissionen (THGE) von einem Kilogramm Tomaten aus zwei Gemeinschaftsgarten-Projekten in Wien (einem Dachgarten und einem Projekt auf einem Acker) mit Hilfe einer LCA quantifiziert. Die Systemgrenze umfasst Auswirkungen von der Rohstoffgewinnung bis zum Konsum entlang vier Phasen: Substratproduktion, Infrastruktur, Düngermanagement und Bodenbearbeitung.

Die evaluierten Formen UL erreichen zwischen 16 und 41% des potenziellen maximalen Nachhaltigkeitswerts und bilden zwei Cluster: (i) Formen mit multifunktionalem Charakter: *gemeinschaftlich-solidarische Anbauformen* (37-41%) mit Stärken auf sozialer (z. B. sozialer Zusammenhalt und Bildung), ökologischer (z. B. grüne Infrastrukturen und Verwertung organischer urbaner Abfälle) und ökonomischer (z.B. Einsparungen auf Haushaltsebene und Etablierung alternativer Betriebsmodelle) Ebene. (ii) Formen mit eher spezifischen Stärken: *technisch-innovative Anbauformen* (16-18%) (z. B. Nahrungsmittelproduktion, Schaffung von Arbeitsplätzen sowie Forschung und Innovation). Die Unterschiede sind demnach hauptsächlich auf den Grad der Multifunktionalität entlang der analysierten Nachhaltigkeitsaspekte zurückzuführen. Wie die niedrigen Gesamtwerte bereits andeuten, zeigen sich sowohl Verbesserungspotenziale als auch mögliche Barrieren und Risiken für alle analysierten Formen UL. Die THGE der beiden analysierten Fallbeispiele weisen erhebliche Unterschiede auf: Im Vergleich zum Acker-System (60 g CO₂e/kg Produkt) sind die THGE der im Dachgarten-System produzierten Tomaten fast viermal höher (221 g CO₂e/kg Produkt). Der Unterschied ist hauptsächlich auf den Einsatz von Kompostsubstrat im Dachgarten-System zurückzuführen, welches allein die Gesamt-THGE der Acker-Tomaten um einen Faktor 2,3 übersteigt und damit einen bedeutenden THGE-Hotspot in der Produktion von Dachgarten Tomaten darstellt. Die Ergebnisse liegen im Bereich vergleichbarer städtischer sowie ökologischer Produktionssysteme, was darauf hinweist, dass gemeinschaftliche UL-Projekte – neben ihren sozialökologischen Benefits – in Wien eine bedeutende Rolle bei der THGE-Mitigation des städtischen Obst- und Gemüsekonsums spielen könnten. Durch ein

umfassendes Verständnis darüber, wie die verschiedenen Formen UL potenziell zur Bewältigung großer sozialökologischer Herausforderungen in Städten (wie der Klimakrise und zunehmender Urbanisierung) beitragen, kann die vorliegende Studie stadtpolitische EntscheidungsträgerInnen und Stakeholder bei der Integration von UL in stadtweite Entwicklungsstrategien und Planungsinstrumente unterstützen.

Abstract

There has been growing discussion concerning urban agriculture (UA) as a viable way of making cities more sustainable on a social, ecological and economic level as well as increasing urban food supply. While the overall potential of UA to contribute to sustainable urban development has been extensively investigated, comprehensive analyses comparing the strengths and weaknesses of the various forms of UA are still scarce. In particular, the use of life cycle analysis (LCA) in quantifying the ecological sustainability of UA provides useful data for decision-making processes.

The aim of this thesis is to close some of these research gaps by contributing to the emerging discourse on UA in the global north, with a focus on the city of Vienna, Austria. Different methodological approaches are combined in order to provide a comprehensive and detailed picture of the multifunctional potential of the analysed forms of UA. Important sustainability aspects and challenges to consider are shown: (i) a typology of seven relevant ideal-typical forms of UA in Europe is developed, systematically describing and comparing their concepts, goals and effects, as well as resource, energy and spatial requirements. (ii) On this basis, a systematic, multi-criteria sustainability assessment is carried out for each of the seven forms of UA. Starting with a comprehensive literature review, 39 sustainability indicators are defined, individually assessed and discussed with experts. In a third step (iii), an LCA is conducted to analyse the carbon footprint of 1 kg tomatoes from community garden projects in Vienna, a rooftop garden (RTG) and a project on a field (FP). The system boundary encompasses impacts from raw material extraction to the point of consumption and discerned four stages: substrate production, infrastructure, fertilizer management and soil tillage.

The evaluated UA forms reach between 16 and 41% of the potential maximum urban sustainability value and form two clusters: (i) forms with a multifunctional character: *community gardens and farms* (37-41%) with potential benefits on social (e.g. community building and education), ecological (e.g. green infrastructure and recycling of organic urban waste) and economic (e.g. savings at the household level and establishment of alternative operating models) levels; and (ii) forms with more specific strengths: *technically innovative forms of cultivation* (16-18%) (e.g. food production, job creation as well as research and innovation). The differences are mainly due to the degree of multifunctionality along the analysed sustainability aspects. As the low overall values indicate, there is room for improvement as well as possible barriers and risks for all analysed forms of UA. The carbon footprints of the two case studies show considerable differences: compared to the FP system (60 g CO₂e/kg of product), greenhouse gas (GHG) emissions of the tomatoes produced in the RTG system are almost four times higher (221 g CO₂e/kg of product). The difference is mainly caused by the use of compost substrate in the RTG system, which alone exceeds the total emissions of FP tomatoes by a factor of 2.3, thus representing a significant GHG hotspot in the production of RTG tomatoes. The results are within the range of comparable urban and organic production systems, which indicates that community-based UA projects – in addition to their socio-ecological benefits – could play a vital role in mitigating GHG emissions related to urban fruit and vegetable consumption in Vienna. With a comprehensive understanding of how the different forms of UA potentially contribute to overcoming major socio-ecological challenges in cities (such as the climate crisis and increasing urbanization) the present study can support urban policy-makers and stakeholders in integrating UA into city-wide development strategies and planning tools.

Inhalt

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	9
TABELLENVERZEICHNIS	10
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	11
1 EINLEITUNG	9
1.1 ZIELE, RAHMENSETZUNG UND FORSCHUNGSFRAGEN	13
1.2 AUFBAU DER ARBEIT	14
2 EINE SOZIALÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG URBANER LANDWIRTSCHAFT	15
2.1 BEGRIFFSDEFINITION URBANE LANDWIRTSCHAFT.....	15
2.2 EIN RÜCKBLICK AUF DIE URSPRÜNGE URBANER LANDWIRTSCHAFT.....	16
2.3 DAS INDUSTRIELLE ERNÄHRUNGSSYSTEM, GESELLSCHAFT UND UMWELT	17
2.3.1 <i>Folgen für die Gesellschaft</i>	18
2.3.2 <i>Auswirkungen des Ernährungssystems auf die Umwelt</i>	19
2.4 URBANE LANDWIRTSCHAFT ALS ANTWORT AUF DIE KRISE DES HERKÖMMLICHEN ERNÄHRUNGSSYSTEMS?.....	22
2.5 ANBAUFORMEN URBANER LANDWIRTSCHAFT IN DER LITERATUR	24
2.5.1 <i>Gemeinschaftsgärten</i>	27
2.5.2 <i>Selbsterntefelder</i>	28
2.5.3 <i>Community Supported Agriculture – Solidarische Landwirtschaft</i>	28
2.5.4 <i>Community Made Agriculture</i>	29
2.5.5 <i>Gemeinschaftliche Dachgärten</i>	30
2.5.6 <i>Kommerzielle Dachfarmen</i>	31
2.5.7 <i>Indoor Farmen</i>	32
2.6 URBANE LANDWIRTSCHAFT UND NACHHALTIGE STADTENTWICKLUNG	33
2.6.1 <i>Die soziale Dimension</i>	33
2.6.2 <i>Die ökologische Dimension</i>	34
2.6.3 <i>Die ökonomische Dimension</i>	37
2.6.4 <i>Herausforderungen, Barrieren und Risiken</i>	38
2.7 AKTUELLE ENTWICKLUNGEN ZUR URBANEN LANDWIRTSCHAFT IN WIEN	40
3 METHODISCHE UMSETZUNG.....	42
3.1 TYPOLOGISIERUNG DER FORMEN URBANER LANDWIRTSCHAFT.....	42
3.1.1 <i>Identifizierung und Auswahl von Kategorien, Unterkategorien und Ausprägungen</i>	43
3.2 NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG DER IDENTIFIZIERTEN ANBAUFORMEN URBANER LANDWIRTSCHAFT	44
3.3 INTERVIEWS UND FRAGEBOGENERHEBUNGEN.....	47
3.4 ÖKOBILANZIERUNG	48
3.4.1 <i>Ziele und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz</i>	49
3.4.2 <i>Sachbilanz: Datenmaterial, Datenquellen und Datenqualität</i>	50
3.4.3 <i>Wirkungsabschätzung</i>	51
3.4.4 <i>Bewertung, Auswertung und Interpretation</i>	52
3.5 ÖKOBILANZ SPEZIFIKATIONEN FÜR DIESE ARBEIT	52
3.5.1 <i>Ziel und Untersuchungsrahmen</i>	52
3.5.2 <i>Details zur Fallstudie Community-Made-Agricultures (CMA) in Wien</i>	53
3.5.3 <i>Spezifizierung der Systemgrenzen und der funktionellen Einheit</i>	56
3.5.4 <i>Sachbilanz</i>	57
3.5.5 <i>Wirkungsabschätzung</i>	63
4 ERGEBNISSE: CHARAKTERISIERUNG DER ANBAUFORMEN URBANER LANDWIRTSCHAFT.....	65
5 ERGEBNISSE & DISKUSSION: NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG DER ANBAUFORMEN.....	69
5.1 ERGEBNISSE.....	69
5.1.1 <i>Analyse sozialer Aspekte</i>	71

5.1.2	<i>Analyse ökologischer Aspekte</i>	72
5.1.3	<i>Analyse ökonomischer Aspekte</i>	74
5.2	DISKUSSION.....	75
5.2.1	<i>Methodische Stärken und Limitationen</i>	76
6	ERGEBNISSE & DISKUSSION: ÖKOBILANZIERUNG	77
6.1	ERGEBNISSE DER FALLSTUDIE WIEN.....	77
6.1.1	<i>Gesamtergebnisse</i>	77
6.1.2	<i>Vergleich von CMA-Dachgarten und CMA-Ackerboden</i>	78
6.2	DISKUSSION.....	81
6.2.1	<i>Hotspots der Fallbeispiele</i>	81
6.2.2	<i>Vorteile lokaler Produktion</i>	82
6.2.3	<i>Sensitivitätsanalyse: Erntemengen</i>	83
6.2.4	<i>Sensitivitätsanalyse: Substrat I</i>	84
6.2.5	<i>Sensitivitätsanalyse: Substrat II</i>	87
6.2.6	<i>Verortung der Ergebnisse in der Literatur</i>	88
6.2.7	<i>Exkurs: Potenzialabschätzung der Tomatenproduktion auf Wiens Dachflächen</i>	92
6.2.8	<i>Methodische Stärken und Limitationen</i>	93
7	SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR EINE NACHHALTIGE STADTENTWICKLUNG IN WIEN	94
7.1.1	<i>Wichtige Erkenntnisse und Handlungsfelder</i>	95
8	ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT	98
9	LITERATUR	100
10	ANHANG	112
10.1	FRAGEBÖGEN UND INTERVIEWLEITFADEN DER EMPIRISCHEN DATENERHEBUNG.....	112
10.2	BEWERTUNGSTABELLEN DER NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG	116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilung verschiedener Typen urbaner Landwirtschaft über das Stadtgebiet. Unterscheidung von boden- und gebäudegebundener Landwirtschaft sowie von Stadtrand und dichtem Stadtgebiet.	25
Abbildung 2: 1 – Gemeinschaftsgarten, 2 – Selbsterntefeld, 3 – Community Made Agriculture, 4 – Community Supported Agriculture, 5 – Gemeinschaftliche Dachfarm, 6 – Kommerzielle Dachfarm, 7 – Indoor Farm.	26
Abbildung 3: Karte der verschiedenen Garteninitiativen in Wien. Die Zahlen stehen für die Anzahl der Projekte in dem jeweiligen Gebiet.	41
Abbildung 4: Die einzelnen Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14040.	49
Abbildung 5: Teil des Community Made-Dachgartens (oben rechts) im 6. Wiener Gemeindebezirk (oben links) und ein Abschnitt der Community Made-Ackerboden (unten links) im 21. Wiener Gemeindebezirk.....	54
Abbildung 6: Darstellung der für diese Arbeit verwendeten Systemgrenzen der Ökobilanzierungen.	56
Abbildung 7: Treibhausgas-Bilanz der offenen Kompostierung (in kg CO ₂ e/t Ausgangsmaterial).	61
Abbildung 8: Nachhaltigkeitsbewertung der identifizierten Anbauformen urbaner Landwirtschaft entlang sozialer, ökologischer und ökonomischer Aspekte. Die Anbauformen wurden übergeordnet in boden- und gebäudegebundene Formen unterteilt.	70
Abbildung 9: Differenzierte Darstellung der sozialen, ökologischen und ökonomischen Aspekte.	71
Abbildung 10: Treibhausgasemissionen über die Lebenszyklusphasen „Substratproduktion“, „Infrastruktur“, „Düngermanagement“ und „Bodenbearbeitung“ der beiden Fallbeispiele. Die Ergebnisse beziehen sich auf 1 kg frische Tomaten zum Zeitpunkt des Konsums.	78
Abbildung 11: Sensitivitätsanalyse - Vergleich der real geschätzten Ertragsmengen (links) mit potenziellen Idealerträgen (rechts) gerechnet auf g CO ₂ e/kg Tomate.	84
Abbildung 12: Sensitivitätsanalyse - Potenzielle Treibhausgaseinsparungen durch die Substitution von Torfsubstrat im Fall des CMA-Dachgartens.	86
Abbildung 13: Sensitivitätsanalyse - Vergleich der Treibhausgasemissionen unterschiedlicher Szenarien hinsichtlich der Nutzungsdauer des Kompostsubstrats in den Hochbeeten des CMA-Dachgartens.	87
Abbildung 14: Vergleich der berechneten Treibhausgasemissionen (in g CO ₂ e/kg Tomate) und Erntemengen (in kg/m ²) der Fallbeispiele mit alternativen Anbausystemen im urbanen und ruralen Kontext.	88
Abbildung 15: Fragebogen Mobilitätsverhalten der CMA Mitglieder.	112

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Darstellung der Typologisierung zugrundeliegender Kategorien und Unterkategorien sowie deren mögliche Ausprägungen.	43
Tabelle 2: Liste der ausgewählten Nachhaltigkeitsindikatoren (geclustert in soziale, ökologische und ökonomische Indikatoren) für die Bewertung urbaner Anbauformen. Grün hinterlegte Indikatoren leisten potenziell einen positiven, rot hinterlegte einen negativen Beitrag zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung.	46
Tabelle 3: Sachbilanz der Materialien und Prozesse bezogen auf die funktionelle Einheit: 1 kg frische Tomaten, angebaut in einem Jahr. Der Lebenszyklus ist in vier Phasen unterteilt: Substrat Produktion, Infrastruktur, Düngermanagement und Bodenbearbeitung. Zur Übersicht sind die jährlichen Erntemengen der untersuchten Systeme ebenfalls abgebildet.	58
Tabelle 4: Ausgewählte Emissionskoeffizienten der Materialien und Prozesse in kg CO ₂ -Äquivalenten pro Kilogramm Produkt/Liter Produkt/Kilometer Transportstrecke entlang der Lebenszyklusphasen.	63
Tabelle 5: Datenquellen der verschiedenen Materialien und Prozesse entlang der Lebenszyklusphasen. EPDM = Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk, PE = Polyethylen, PET = Polyethylenterephthalat, PP= Polypropylen, PVC = Polyvinylchlorid.	64
Tabelle 6: Systematische Charakterisierung und vergleichende Übersicht der sieben identifizierten Anbauformen urbaner Landwirtschaft, entlang der Kategorien „Beteiligte, Organisation & Ziele“, „Anbausystem“, „Räumliche Aspekte“ und „Produkte & Erzeugnisse“.....	66
Tabelle 7: Treibhausgasemissionen in g CO ₂ e bezogen auf 1 kg frische Tomaten zum Zeitpunkt des Konsums entlang der untersuchten Fallbeispiele „CMA-Dachgarten“ und „CMA-Ackerboden“. .	79
Tabelle 8: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Soziale Aspekte).....	116
Tabelle 9: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Ökologische Aspekte).	117
Tabelle 10: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Ökonomische Aspekte) und Gesamtscore der Anbauformen.	118

Abkürzungsverzeichnis

CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ e	CO ₂ -Equivalents; CO ₂ -Äquivalente
CMA	Community Made Agriculture
CSA	Community Supported Agriculture
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk
FE	Funktionelle Einheit
FP	Field Project
GHG	Greenhouse Gas Emissions
GWP	Global Warming Potential
ha	Hektar
i-RTG	Integrated Rooftop Greenhouse
kcal	Kilokalorien
kg	Kilogramm
km	Kilometer
l	Liter
LCA	Life Cycle Assessment oder Life Cycle Analysis
m ²	Quadratmeter
N ₂ O	Lachgas
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PP	Polypropylen
PVC	Polyvinylchlorid
RTG	Rooftop Garden
SO ₂	Schwefeldioxid
t	Tonne
THGE	Treibhausgasemissionen
UA	Urban Agriculture
UL	Urbane Landwirtschaft
W	Watt

1 Einleitung

Im Jahr 2050 werden bereits etwa 83% der europäischen Bevölkerung in Städten wohnen (United Nations 2014). Dieser Umstand bringt Städte, angesichts der damit in Verbindung stehenden Herausforderungen, in eine immer verantwortungsvollere Position. Als Zentren, in denen sich Bevölkerungsaufkommen, politische Machtverhältnisse und ökonomische Aktivitäten aggregieren, haben Städte einen zunehmend bedeutsameren Einfluss auf die Form und das Ausmaß anthropogener Material- und Energieflüsse und bieten damit entscheidende Stellschrauben in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung (Dearing et al. 2014; Céspedes Restrepo und Morales-Pinzón 2018; John et al. 2019).

Der Fokus nachhaltiger Stadtentwicklung war bislang – neben sozialen Aspekten – hauptsächlich auf die Dekarbonisierung des Transport- und Energiesektors, die Energieeffizienz von Gebäuden und teilweise auf Begrünungsmaßnahmen gerichtet (IPCC 2014b). Diese Maßnahmen sind insgesamt wichtige Bausteine, um der Klimakrise und der steigenden Ressourcennachfrage zu begegnen. Ein sehr bedeutender Aspekt wurde dabei allerdings lange weitgehend isoliert von Städten und deren Entwicklung betrachtet: die Umweltauswirkungen der Lebensmittelversorgung wachsender urbaner Räume (Billen et al. 2009; Benjamin Goldstein et al. 2017).

Die Produktion, die Verarbeitung und der Transport unserer Lebensmittel tragen maßgebend zu einer Vielzahl schwerer Umweltbelastungen, wie der Nitratbelastung durch Überdüngung, der Bodendegradation sowie der Beschleunigung der Erderwärmung, bei (Gliessman 2015; Steffen et al. 2015; IPCC 2018). Gleichzeitig agiert das global vernetzte Ernährungssystem zunehmend losgelöst von den Menschen und der Politik der Städte, wodurch die Transparenz über die Bedingungen, in welchen die Lebensmittel hergestellt werden, sowie die demokratische Teilhabe über diese Prozesse weitgehend verloren gehen (Stierand 2016, S. 310).

Eine der großen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts liegt demnach darin, die wachsende Weltbevölkerung zu ernähren, und gleichzeitig die oben genannten ökologischen und gesellschaftlichen Probleme deutlich zu reduzieren.

Davon ausgehend hat die stetige Ausdehnung urbaner Gebiete, gepaart mit dem steigenden gesellschaftlichen Bewusstsein über die sich zuspitzende Krise des vorherrschenden Ernährungssystems, in den vergangenen Jahren zu einer vermehrten Wiedereingliederung und Diversifizierung urbaner Formen der Lebensmittelproduktion in die Städte des globalen Nordens geführt (Mok et al. 2013; Ackerman et al. 2014; Exner et al. 2016; Tuijl et al. 2018). Begleitet wird diese Entwicklung vielerorts von der Etablierung alternativer Versorgungsnetzwerke und zivilgesellschaftlichen Gegenbewegungen zum Status Quo (Opitz et al. 2017; Tuijl et al. 2018). Meist unter dem Begriff urbane Landwirtschaft (UL) zusammengefasst, setzen sich viele dieser Initiativen, Projekte und Konzepte zum Ziel, die urbane Ernährungssicherheit durch eine gerechte und sozial integrative Produktion zu stärken und dabei die ökologischen und gesellschaftlichen Herausforderungen, die mit der steigenden Urbanisierung einhergehen, ein Stück weit abzufedern.

Neue Formen UL

Im globalen Norden sind demnach – neben der traditionellen Landwirtschaft in den Randbezirken und dem Gemüseanbau auf privaten Flächen – in den vergangenen Jahren zahlreiche *neue* Formen urbaner Landwirtschaft (UL) und alternativer Versorgungsnetzwerke entstanden. Obwohl die Lebensmittelproduktion per se kein neues Phänomen in Städten ist,

unterscheiden sich viele Formen des Anbaus in der Stadt heute in einigen Faktoren sehr deutlich von traditionellen Anbauformen (Pfeiffer et al. 2015). In ihrer Arbeit definieren Pfeiffer et al. (2015) eindeutige Merkmale UL, wie den limitierten und meist unkonventionellen Zugang zu Anbauflächen, die Nutzung von (neugewonnenem) urbanem Boden und alternativen Anbausubstraten, die (stadtspezifischen) rechtlichen- und politischen Rahmenbedingungen, die sozialen und gemeinschaftlichen Synergien und die Involvierung von AkteurInnen ohne landwirtschaftlichen Hintergrund, welche die Entwicklung neuer Anbauformen begünstigen. Weitere Untersuchungen (Prain und De Zeeuw 2007; Sanyé-Mengual et al. 2019) bestätigen und ergänzen diese Erkenntnisse, indem sie aufzeigen, dass die Entstehung neuer Formen UL oftmals in direktem Zusammenhang mit stadtspezifischen Herausforderungen und Gegebenheiten, wie geringem sozialen Zusammenhalt, begrenzten räumlichen Möglichkeiten, multiplen Geschäftszweigen sowie direktem Marktzugang, steht. Diese spezifischen Voraussetzungen und Rahmenbedingungen bringen demnach neue und innovative Praktiken der Lebensmittelproduktion hervor, welche an die räumlichen und gesellschaftlichen Strukturen der Stadt angepasst sind (Sanyé-Mengual et al. 2019). Die Ausformungen reichen von gemeinschaftlichen und solidarischen Modellen, bis hin zu technisch-innovativ geprägten Anbaukonzepten auf oder in Gebäuden (Berges et al. 2014; Eigenbrod und Gruda 2015; Thomaier et al. 2015). Die Bandbreite an Initiativen und Projekten ist demnach sehr divers, und deren Ausrichtung und Wirkungsweisen hängen sehr stark von den Zielen und Motiven der InitiatorInnen ab (Sanyé-Mengual et al. 2019).

UL und nachhaltige Stadtentwicklung

Ähnlich divers und vielfältig sind auch die potenziellen Beiträge für eine nachhaltige Stadtentwicklung und Raumplanung, die mit der Produktion im urbanen Kontext einhergehen. Viele Untersuchungen zeigen auf, dass UL sehr multifunktional wirksam ist und neben der Nahrungsmittelbereitstellung oft mit einer Reihe an Funktionen und Leistungen einhergeht, welche das soziale, ökologische und ökonomische Gefüge einer Stadt positiv beeinflussen können (Lin et al. 2015; Pons et al. 2015; Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Goldstein et al. 2016; Martin et al. 2016; Santo et al. 2016; Sanyé-Mengual, Specht, et al. 2018; Tuijl et al. 2018; Martin und Molin 2019):

- *Urbane Ökosysteme und Ressourcenschonung:* Die Ausweitung urbaner Grünflächen in Form von UL wirkt sich nicht nur positiv auf das Stadtbild aus, sondern hilft unter anderem auch, dem städtischen Hitzeinseleffekt entgegenzuwirken (Rößler 2015), die Biodiversität zu fördern (Lin et al. 2015; Baldock et al. 2019), sowie die Folgen von Starkregenfällen zu kompensieren (Stovin 2010). Durch die lokale Produktion und Verkürzung langer Distributionsketten werden zudem Transportemissionen reduziert (Benis und Ferrão 2017), und der Anteil an Lebensmittelabfällen, die durch den Transport und die Lagerung entstehen, wird wesentlich verringert (Benis und Ferrão 2017). Darüber hinaus können stadinterne Kreisläufe - beispielsweise durch die Wiederverwertung organischer Abfälle - geschlossen werden (Specht et al. 2014, S. 41; Grard et al. 2018).
- *Sozialer Zusammenhalt und gerechte Verteilung:* Auf gesellschaftlicher Ebene helfen gemeinschaftliche Projekte unter anderem dabei, ein partizipatives und integratives Umfeld zu schaffen, welches die soziale Gemeinschaft stärkt (Rogge et al. 2018, S. 2–3). Menschen werden für einen bewussteren Umgang mit Nahrungsmitteln sensibilisiert und Wissensaneignung rund um Nahrungsmittel, deren Anbau und natürliche Kreisläufe im gemeinsamen Tun ermöglicht (Martin et al. 2016). Nicht zuletzt kann durch die städtische

Produktion die Ernährungssicherheit, also die Versorgung mit ausreichend und qualitativ hochwertigen Lebensmitteln, erhöht werden (Algert et al. 2016; Martin et al. 2016).

- *Lokale Versorgungsnetze, Forschung und Entwicklung*: Der Anbau von Lebensmitteln im Stadtgebiet birgt zudem Vorteile einer markt- und nachfrageorientierten Produktion (Schulz et al. 2013, S. 30), schafft neue Jobmöglichkeiten, stärkt die lokale Wirtschaft (Sanyé-Mengual et al. 2019) und ermöglicht durch die Lage mehr Transparenz und Austausch zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen (Schulz et al. 2013, S. 30). Durch die Produktion in der Stadt können zudem Transportwege, Lagerung und Kühlung reduziert und damit Kosten und Ressourcen eingespart werden (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Sanjuan-Delmás et al. 2018). Außerdem agieren viele der technisch-innovativen Anbauprojekte an der Schnittstelle zu Forschung und Entwicklung und helfen damit, neue Anbausysteme weiterzuentwickeln (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015).

Trotz des multifunktionalen Potenzials UL, gibt es nach wie vor Herausforderungen und Bedenken hinsichtlich deren Ausweitung (Ackerman et al. 2014; Goldstein et al. 2016; Specht und Sanyé-Mengual 2017; Sanyé-Mengual et al. 2019). Diese reichen von Nutzungskonflikten, über die potenzielle Kontaminierung der Lebensmittel mit Schadstoffen, bis hin zur technischen und finanziellen Umsetzung der Projekte.

Die Herausforderungen, aber auch die Potenziale UL sind dabei unter den verschiedenen Anbauformen und -systemen sehr unterschiedlich ausgeprägt und müssen demnach immer in deren spezifischem Kontext untersucht werden, was in früheren Arbeiten bisher nur am Rande behandelt wurde (Ackerman et al. 2014; Berges et al. 2014; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018).

Nur wenige Arbeiten haben sich bislang mit den spezifischen Voraussetzungen, Eigenschaften, sowie Vor- und Nachteilen der jeweiligen Anbauformen im Detail auseinandergesetzt (Eigenbrod und Gruda 2015; Thomaier et al. 2015; Artmann und Sartison 2018). Um UL sinnvoll in Städte integrieren zu können und dabei gleichzeitig die Realisierung möglichst vieler Synergien auf sozialer, ökologischer und ökonomischer Ebene zu ermöglichen, bedarf es aber genau dieser systematischen und multidimensionalen Analyse aller relevanten Anbauformen. Nur so können Risiken bestmöglich abgedeckt und positive Eigenschaften verstärkt werden. Gleichzeitig sind gewisse soziale, ökologische und ökonomische Faktoren und Eigenschaften (wie beispielsweise die Stärkung des sozialen Zusammenhalts, die Treibhausgasemissionen oder die ökonomische Rentabilität) einiger Anbauformen und -systeme bislang kaum erforscht, weshalb es hier einer verstärkten und fundierten Wissensgrundlage bedarf.

UL im Kontext Wien

Die Landwirtschaft spielt bereits jetzt eine bedeutende Rolle in Wien, da etwa 14% der Stadtfläche landwirtschaftlich genutzt werden (AgSTEP 2014; BMNT 2019). Dieser Anteil bezieht sich allerdings überwiegend auf die traditionelle Landwirtschaft in den Wiener Außenbezirken (AgSTEP 2014; BMNT 2019). Hinsichtlich neuer Formen UL (Kapitel 2.5) sind bislang hauptsächlich solidarisch-gemeinschaftliche Bottom-up Projekte auf Brach- und Nischenflächen sowie am Stadtrand etabliert. Projekte, welche versuchen den begrenzten urbanen Raum besser zu nutzen und dabei potenziell Ressourcen und Energie einzusparen (wie bspw. *Dachgärten* und *vertical farms*) (Thomaier et al. 2015), existieren bis jetzt nur vereinzelt (Kapitel 2.7).

Mit dem *Milan Urban Food Policy Pact* (MUFPP) (MUFPP 2015) hat Wien im Jahr 2015 ein Abkommen unterzeichnet, welches Städte in die Verantwortung nimmt, aktiv an der Schaffung sozial gerechter und ökologisch nachhaltiger Ernährungssysteme mitzuwirken. Ein

wesentlicher Bestandteil des Abkommens besteht darin diverse Formen der UL zu fördern und auszuweiten. Mit einem ganzheitlich gedachten Konzept sollen möglichst viele Synergien auf allen Ebenen der Nachhaltigkeit erzielt, und somit das Ernährungssystem als Ganzes resilienter gestaltet werden. Neue Formen der UL und deren Integration in bestehende Strukturen der Stadt, sowie konkrete Maßnahmen zur Erreichung der im MUFPP formulierten Ziele, sind bislang allerdings kaum in den Strategieplänen der Stadt, wie etwa der *Smart City Wien-Strategie* (Magistrat der Stadt Wien 2019c), zu finden.

Demzufolge eignet sich Wien hervorragend als Forschungsfeld, um zu klären, welche Formen der UL besonders zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beitragen, und wie diese bestmöglich in die Strukturen der Stadt integriert werden können.

Anbauformen und Anbausysteme urbaner Landwirtschaft

Die vorliegende Arbeit unterscheidet zwischen Anbauformen und Anbausystemen. Da diese Begriffe zentral für die Nachvollziehbarkeit der vorliegenden Arbeit sind, werden sie nachfolgend näher definiert.

Unter Anbauformen werden die verschiedenen Konzepte UL, sowie deren Ziele, Organisationsformen und räumliche Rahmenbedingungen verstanden. Demgegenüber beschreibt das Anbausystem die Ausgestaltung der Anbaubedingungen. Dabei sind Faktoren wie der Nährboden (Ackerboden, Substrat, Hydroponik, etc.), die Nährstoffversorgung (organisch oder künstlich), die Schädlings- und Unkrautbekämpfung (Mischkultur, mechanisch, thermisch oder chemisch), sowie die Rahmenbedingungen des Anbaus (Anbau im Freiland, Anbau im Folientunnel oder Glashaus, Anbau unter kontrollierten Wachstumsbedingungen mithilfe von künstlichen Licht- und Wärmequellen) entscheidend.

Gewisse Anbauformen der UL greifen hierbei oftmals auf sehr ähnliche Anbausysteme zurück (siehe Kapitel 2.5). Beispielsweise bauen Gemeinschaftsgärten (*Anbauform*) ihr Gemüse meist entweder direkt im Boden oder in Hochbeten unter freiem Himmel an und verwenden dafür größtenteils organische Düngemittel, sowie natürliche Methoden der Schädlings- und Unkrautbekämpfung (*Anbausystem*). Demgegenüber existieren sowohl kommerzielle Dachfarmen, die in gebäudeintegrierten Glashäusern unter kontrollierten Anbaubedingungen mit Hilfe von Hydroponik-Systemen Gemüse anbauen, als auch Dachfarmen, die auf einer Substratschicht unter freiem Himmel, mit Hilfe von ökologischen Dünge- und Schädlingsbekämpfungsmethoden wirtschaften.

Ein und dieselbe Anbauform kann demnach potenziell mit unterschiedlichen Anbausystemen umgesetzt werden, weshalb diese Begriffe in der vorliegenden Arbeit getrennt voneinander betrachtet werden. Wie in Kapitel 3.1 noch näher beschrieben wird, werden die jeweiligen Anbauformen aufgrund der hohen Vielfalt an Projekten, Initiativen und Ausrichtungen zu Idealtypen zusammengefasst, welche die am häufigsten vorkommenden Eigenschaften und Ziele der jeweiligen Anbauformen mit den am häufigsten verwendeten Anbausystemen dieser Anbauformen vereinen.

Wenn also im Text von gewissen *Anbauformen* die Rede ist, muss dabei stets bedacht werden, dass diese unter Umständen auch mit anderen *Anbausystemen* realisiert werden können. Im Gegensatz zu anderen Studien, welche explizit die jeweiligen Anbausysteme UL analysieren (Goldstein et al. 2014, 2016) liegt der Betrachtungswinkel dieser Untersuchung auf den Anbauformen als Gesamtkonzept. Dieser Fokus ermöglicht es neben den ökologischen Implikationen UL auch die gesellschaftlichen und ökonomischen Dimensionen geeignet abzubilden und vergleichbar zu machen.

1.1 Ziele, Rahmensetzung und Forschungsfragen

Zwei übergeordnete Vorhaben bilden den Rahmen dieser Forschungsarbeit: i) eine systematische Analyse und vergleichende Gegenüberstellung der Eigenschaften und Nachhaltigkeitsimplikationen relevanter neuer Anbauformen im urbanen Raum und ii) eine Quantifizierung der Treibhausgasemissionen (THGE) der Tomatenproduktion zweier Fallbeispiele in Wien.

Wie in der Einleitung dargelegt, beschäftigen sich bereits viele Untersuchungen mit den Nachhaltigkeitsaspekten der UL und erforschen deren ökologische, soziale und ökonomische Effekte und Wirkungsmechanismen in Städten. Der Großteil dieser Untersuchungen legt den Fokus dabei auf nur eine der Nachhaltigkeitsdimensionen, wodurch Wechselwirkungen und etwaige Synergien mit anderen Bereichen nicht aufgezeigt werden können.

Mit Blick auf die Vielschichtigkeit und Diversität der Anbauformen im urbanen Kontext, setzt sich die vorliegende Arbeit zum Ziel auf den bestehenden Erkenntnissen aufzubauen, sie zu systematisieren und miteinander in Bezug zu setzen. Demnach werden die relevanten Anbauformen im globalen Norden systematisch charakterisiert, um deren Wirkungsweisen, Synergien und Herausforderungen in allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen vergleichend zu analysieren. Dies ermöglicht eine differenzierte Einschätzung darüber, ob und unter welchen Voraussetzungen die verschiedenen Formen UL zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beitragen können. Weiters wird durch die empirische Erhebung von Daten und die anschließende Bewertung von zwei ausgewählten Fallbeispielen in Wien mit Hilfe einer Ökobilanzierung spezifisches Wissen erarbeitet, welches ein genaueres Verständnis der ökologischen Effekte und Implikationen dieser Anbauformen ermöglicht. Als Fallbeispiele dienen i) ein CMA Projekt auf einem Ackerboden und ii) ein Dachgarten-Projekt (ebenfalls mit einem CMA Konzept) in Wien (Kapitel 3.5.2).

Nachfolgend werden die Ergebnisse mit ähnlichen Studien zu Anbausystemen urbaner, sowie traditioneller Landwirtschaft verglichen, um Stärken und Schwachstellen sichtbar und vergleichbar zu machen.

Abschließend werden die Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung und der Ökobilanzierung im Kontext einer nachhaltigen Stadtentwicklung in Wien betrachtet und mögliche Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet.

Folgende Fragen bilden den roten Faden, an dem sich die Arbeit maßgeblich orientiert:

1. *Welche Formen der urbanen Landwirtschaft gibt es im globalen Norden und welche Eigenschaften weisen diese auf?*
 - 1.1 *Für welche dieser Formen könnte eine Ausweitung, im Hinblick auf relevante Nachhaltigkeitsindikatoren, in Wien sinnvoll sein? Wo liegen ihre Potenziale und Herausforderungen?*
2. *Wie unterscheiden sich die THGE der Anbausysteme der Fallbeispiele (CMA-Dachgarten und CMA-Ackerboden), welche Prozesse weisen besonders hohe THGE auf und welche Einsparungspotenziale lassen sich daraus ableiten?*
 - 2.1 *Welche Implikationen hinsichtlich ökologischer und sozialer Aspekte sind mit einer Ausweitung dieser Anbauformen in Wien zu erwarten?*

Wie in der Einleitung erwähnt eignet sich Wien aufgrund der geschilderten Rahmenbedingungen als übergeordneter Forschungsrahmen. Aufbauend auf den daraus gewonnenen Daten können künftige Potenziale, Möglichkeiten und Barrieren für die Ausweitung diverser Anbauformen und -systeme identifiziert, und damit potenziell wertvolle Erkenntnisse

für die städtische Raumplanung, sowie für weitere Forschungsvorhaben in Wien und anderen Städten des globalen Nordens ausgearbeitet werden. Darüber hinaus können die Ergebnisse der Ökobilanzierung KonsumentInnen und ProduzentInnen fundiert über die ökologischen Hotspots im urbanen Gemüseanbau informieren. Nicht zuletzt erleichtert die Durchführung der Untersuchung im Forschungsgebiet den Zugang zu Daten und lokalem ExpertInnenwissen.

Herangehensweise und verwendete Methoden

Die Herausforderung im empirischen Teil dieser Arbeit liegt darin, die Idee der Nachhaltigkeit im Kontext von UL in einem ganzheitlichen Sinn abzubilden und greifbar zu machen. Ökologische, ökonomische und soziale Aspekte möglichst gleichermaßen abzubilden ist eine Aufgabe, die nach der Verknüpfung verschiedener Methoden verlangt.

Mit Hilfe einer Typologisierung, die auf bestehenden Arbeiten aufbaut und diese mit weiteren Kategorien ergänzt, wird das dynamische und heterogene Feld, in dem diverse AkteurInnen und Initiativen mit sehr unterschiedlichen Zielen und Ausrichtungen aufeinandertreffen, dargestellt. Diese Typologisierung ist die Basis für die darauffolgende Nachhaltigkeitsbewertung. Auf Grundlage vorangegangener Arbeiten und gezielter Literaturrecherche werden relevante Indikatoren identifiziert, entlang derer die Anbauformen im Rahmen eines ExpertInnenworkshops analysiert werden. Dadurch können die Multifunktionalität, sowie die Stärken und Schwächen der verschiedenen Formen UL sichtbar gemacht werden.

Im Rahmen einer Ökobilanzierung von zwei ausgewählten Fallbeispielen werden auf Grundlage von Interviews und Datenerhebungen vor Ort in weiterer Folge die ökologischen Auswirkungen quantifiziert. Im Wesentlichen werden hierbei die THGE der Material- und Ressourcenströme, die für den Gemüseanbau in den ausgewählten Projekten benötigt werden, gemessen. Die ökonomischen und sozialen Details werden in diesem Abschnitt ausgeklammert. In der Ökobilanzierung liegt der Fokus auf den spezifischen *Anbausystemen* und deren Management, da diese Parameter hauptverantwortlich für die Emissionen von THGE sind (Theurl et al. 2014; Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017). Untersucht werden demnach zwei unterschiedliche und spezifische Anbausysteme in Wien, die nach dem Konzept der CMA (Kapitel 2.5.4) wirtschaften.

1.2 Aufbau der Arbeit

In Kapitel 2 liegt der Fokus auf der sozialökologischen Kontextualisierung des Forschungsthemas und seiner aktuellen Relevanz. Von der historischen Bedeutung urbaner Lebensmittelproduktion wird der Bogen zu den heutigen Triebfedern UL gespannt. Vor dem Hintergrund der Krise des vorherrschenden Ernährungssystems wird UL folgend als Teil einer nachhaltigen Lösung für globale Trends und Herausforderungen wie die Klimakrise, Urbanisierung und Ernährungssicherheit diskutiert. Kapitel 3 stellt die methodische Vorgangsweise, etwaige Adaptionen und Erweiterungen, sowie die Datengrundlage- und Qualität dieser Arbeit vor. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse der Typologisierung präsentiert. Darauf aufbauend werden die Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung vorgestellt und hinsichtlich Schlüsselerkenntnissen sowie methodischen Vor- und Nachteilen diskutiert. Anschließend werden in Kapitel 5 die Ergebnisse der Ökobilanzierung gezeigt und folgend im Kontext vergleichbarer Untersuchungen und anderer Anbauweisen in und außerhalb von Städten verglichen und analysiert. Dadurch werden mögliche Vor- und Nachteile der jeweiligen Systeme identifiziert und Einsparungspotenziale von THGE sichtbar gemacht. In Kapitel 7 werden die Erkenntnisse der Arbeit zusammengeführt und bedeutende Schlussfolgerungen für eine nachhaltige Stadtentwicklung in Wien abgeleitet. Kapitel 8

rekapituliert die Ergebnisse und gibt einen Ausblick auf künftige Forschungsvorhaben im Bereich der UL.

2 Eine Sozialökologische Betrachtung urbaner Landwirtschaft

2.1 Begriffsdefinition urbane Landwirtschaft

Beginnt man sich mit UL zu beschäftigen, drängen sich sofort folgende Fragen auf: durch was zeichnen sich landwirtschaftliche und gärtnerische Aktivitäten im urbanen Raum eigentlich aus? Welche Aspekte unterscheiden sich von der Landwirtschaft in ruralen Gebieten? Aus der Literatur ist erkennbar, dass sich viele der gängigen Definitionen auf die reine Produktionskomponente der UL beschränken. Mougeot (2000) definiert UL beispielsweise als:

“An industry located within (intra-urban) or on the fringe (peri-urban) of a town, city or metropolis, which grows or raises, processes and distributes a diversity of food and non-food products, (re-) using largely human and material resources, products and services found in and around that urban area, and in turn supplying (...) resources, products and services largely to that area.”

Mougeot beschreibt also die Erzeugung, Verarbeitung und Verteilung landwirtschaftlicher Produkte in Städten und dem städtischen Umland und sieht diese Prozesse hauptsächlich durch Ressourcen und Dienstleistungen des städtischen Umfelds versorgt. Ähnlich der Definition von Mougeot, fokussiert sich die FAO (2007, S. 5) auf den Produktions- und Versorgungscharakter der UL und schließt ebenfalls – neben Nahrungsmitteln – weitere Produkte wie Holz oder Biokraftstoffe in ihre Definition mit ein.

Bei Betrachtung der Praxis von UL scheint die Reduktion auf die Produktion – vor allem im globalen Norden – nicht mehr zeitgemäß. Die dynamische Entwicklung der UL hat in den vergangenen Jahren viele neue Formen und Konzepte der Nahrungsmittelproduktion in Städten hervorgebracht. Neben der Produktion von Lebensmitteln stärken viele Projekte auch die urbanen Ökosysteme, schaffen Räume für Umweltbildung und Integration, verbessern den sozialen Zusammenhalt, stellen Arbeitsplätze bereit und leisten über Direktvermarktung einen Beitrag zur lokalen Wirtschaft (Golden 2013; Martin et al. 2016; Tuijl et al. 2018).

Die Ausformungen reichen von Gemeinschaftsgärten, die meist das Soziale und Gemeinschaftliche in den Vordergrund stellen, über „Community Made Agriculture“-Projekte, die eher auf Subsistenz ausgerichtet sind, bis hin zu hoch technisch-innovativen Projekten, die maximale Erträge und Profit zum Ziel haben (Berges et al. 2014; McClintock 2014; Thomaier et al. 2015; Tuijl et al. 2018). Es zeigt sich ein sehr vielschichtiger und multifunktionaler Charakter, der sich auch in der Definition dieser Praktiken wiederfinden sollte.

Die Vielfalt an möglichen Konzepten, Wirkungsweisen und Ausrichtungen verdeutlichen allerdings auch, warum bislang keine Einigung auf eine global einheitliche Definition möglich war. Je nach Rahmen und Betrachtungswinkel der Forschenden unterscheiden sich die im Fokus stehenden Aspekte. So erheben einige den Anspruch einer globalen Gültigkeit, während andere in einem spezifischen Kontext erstellt wurden (Sanyé-Mengual 2015, S. 9–12). Es bleibt die Frage, ob eine allumfassende Definition in einem derart heterogenen Kontext überhaupt möglich und sinnvoll ist.

Da sich die vorliegende Arbeit stark mit der Multifunktionalität UL im globalen Norden beschäftigt, dient folgende Definition der COST (Cooperation in Science and Technology) Action „Urban Agriculture Europe“ von Lohrberg et al. (2016) als Grundlage für diese Arbeit:

“Urban agriculture are farming operations taking place in and around the city that beyond food production provides environmental services (soil, water and climate protection; resource efficiency; biodiversity), social services (social inclusion, education, health, leisure, cultural heritage) and supports local economies by a significant direct urban market orientation.”

UL wird im Rahmen dieser Arbeit demnach als multifunktionale Praxis innerhalb von und um Städte herum verstanden, welche, neben der Nahrungsmittelproduktion, diverse ökosoziale Leistungen bereitstellt und dabei die lokale Wirtschaft stärkt. Zudem liegt der Fokus auf dem Anbau von Gemüse und Obst, da die Vieh- und Fischzucht (mit Ausnahme von Aquaponik-Systemen)¹ in Städten des globalen Nordens kaum Relevanz hat.

Diese Arbeit beschäftigt sich dabei ausschließlich mit den *neuen Formen* (siehe Kapitel 2.5) UL, welche im globalen Norden von größerer Relevanz sind. Die für die städtische Versorgung mit Fokus auf die Stadt Wien durchaus bedeutsame Landwirtschaft im peri-urbanen Raum (AgSTEP 2014; LK Wien 2017) wird im Rahmen dieser Analyse nicht berücksichtigt.

2.2 Ein Rückblick auf die Ursprünge urbaner Landwirtschaft

Die Produktion von Lebensmitteln in urbanen Gebieten ist kein neuer Trend, ganz im Gegenteil: die lokale Lebensmittelproduktion in Städten und deren Umland war über weite Strecken der Geschichte vielmehr die fundamentale Grundlage deren Erhalts (Stierand 2016). Die Möglichkeiten Lebensmittel zu transportieren waren beschränkt und – mit Ausnahme von Wasserwegen – sehr energieintensiv (Krausmann et al. 2008, S. 640). Zudem war das Wissen um die Konservierung von leicht verderblichen Lebensmitteln noch nicht ausgereift (Stierand 2016). Demnach wurde der Großteil der in Städten konsumierten Nahrungsmittel bis zum Beginn der Industrialisierung, Mitte des 19. bis Anfang des 20. Jahrhunderts, von urbaner bzw. peri-urbaner Landwirtschaft produziert.

Mit der Fortschreitenden Industrialisierung in Europa verließen Millionen von LandwirtInnen ihre Höfe und zogen, in der Hoffnung auf ein besseres Leben, in die sich rasch vergrößernden Städte. Äcker und Gärten mussten zunehmend den neuen Fabriken, Häusern, Straßen und Parks weichen; die Landwirtschaft wurde sukzessive aus den Städten verdrängt (Lohrberg et al. 2016) – eine Entwicklung, die sich bis heute fortgesetzt hat, einhergehend mit einem stetigen Relevanzverlust der Lebensmittelproduktion in Städten.

Dieser Trend wurde im 20. Jahrhundert des globalen Nordens nur vereinzelt unterbrochen, beispielsweise im ersten und zweiten Weltkrieg, wo die Lebensmittelproduktion in den industrialisierten Städten krisenbedingt wieder Fuß fassen konnte. In Österreich und Deutschland versuchten sich vor allem ärmere Bevölkerungsgruppen während der Weltkriege und wirtschaftlichen Krisenzeiten mit der Selbstversorgung in Kleingärten, oft auch Schrebergärten² genannt, über Wasser zu halten (Czeike 2004).

In Wien befanden sich die Schrebergartenzentren im Prater, auf der Schmelz, in Floridsdorf, auf der Simmeringer Heide und am Laaerberg (Hautmann 1978 in Hallwirth 2016: 114). Die Stadtregierung hatte diese Flächen mit zunehmenden Nahrungsmittelengpässen an

¹ Aquaponik-Systeme verbinden die Aufzucht von Fischen und die Kultivierung von Nutzpflanzen in Hydrokultur. In diesem geschlossenen Kreislauf dienen die nährstoffhaltigen Ausscheidungen der Fische als Dünger der Nutzpflanzen.

² Mitte des 19. Jh. wurde der erste Schreberverein, benannt nach Daniel Moritz Gottlieb Schrebers, gegründet. Was als Gartenbeschäftigung zur Stärkung der Verbindung von Mensch und Natur begann, entwickelte sich rasch zu Kleingartenvereinen: den Schrebergärten.

bedürftige StadtbürgerInnen abgegeben, um ihnen die Selbstversorgung zu ermöglichen. Im ersten Weltkrieg wurden so rund 164 ha von ca. 160.000 StadtbürgerInnen auf diese Weise bewirtschaftet. Die Stadt stellte dabei Unterstützung in Form von Gemüsesamen, Düngemitteln, Werkzeugen und gärtnerischem Know-how zu Verfügung, wodurch die Schrebergärten zu einer spürbaren Entlastung der dramatischen Nahrungsmittelsituation beitragen konnten (Loewenfeld-Russ 1926 in Hallwirth 2016: 114). Laut Aufzeichnungen konnten die Schrebergärten Wiens und dessen Umgebung im Jahr 1918 rund 1.200 Waggons Gemüse produzieren (Loewenfeld-Russ 1926 in Hallwirth 2016: 114), davon etwa 720 Tonnen Kartoffeln (Hautmann 1978 in Hallwirth 2016: 114). Um diese Zahl besser einordnen zu können: die Wiener Handelsgärtner produzierten im selben Zeitraum 7000 Waggons (Loewenfeld-Russ 1926 in Hallwirth 2016: 114). Damit konnten allein die Schrebergärten 17% der Wiener Gemüseernte im Jahr 1918 bereitstellen.

Seiner Zeit voraus war Leberecht Migge im Deutschland der Nachkriegszeit des ersten Weltkriegs. Er entwarf in seinem „grünen Manifest“ (Migge 1919) städtebauliche Konzepte, die die Nutzung von Freiflächen zur Nahrungsmittelversorgung der StadtbewohnerInnen propagierten (Hubenthal 2011). Dabei versuchte er Klein- und Bürgergärten mit Freizeit- und Sportstätten zu verknüpfen und so soziale Begegnungsorte zu schaffen. Zudem schlug er die Verwertung kommunaler Abfälle in diesen Gärten vor, was als früherer Ansatz einer ökologischen Kreislaufwirtschaft verstanden werden kann (Hubenthal 2011). Mit Beginn des zweiten Weltkriegs wurden seine städtebaulichen Ideen jedoch zunehmend von anderen Prioritäten überlagert und danach nicht wieder verfolgt.

In den USA sollten die *War* und *Victory Gardens* die Bevölkerung zum Gärtnern animieren, um kriegsbedingte Nahrungsmittelengpässe besser überwinden zu können. Zudem wurden die Programme der US Regierung als Propagandamittel genutzt, welches das Gärtnern mit Patriotismus und ziviler Verantwortung zu verknüpfen versuchte (Mok et al. 2013). Die Mobilisierung war äußerst erfolgreich: Im Jahr 1944, als die Produktion ihren Höhepunkt erreicht hatte, produzierten 20 Millionen *Victory Gardens* etwa 40% der gesamten Gemüseernte der USA (Mok et al. 2013).

Ähnliche Formen der Selbstversorgung in Krisenzeiten wurden auch in England gefördert, wo die sogenannten *Allotment Gardens* heute noch eine bedeutende Rolle spielen (Garnett 1999). Die *Dig for Victory* Kampagne im zweiten Weltkrieg war ähnlich jener in den USA konzeptioniert und propagiert worden. Im Jahr 1944 konnten die Kleingärten in England etwa die Hälfte der gesamten Gemüseernte im Land beisteuern (Crouch und Ward 1997).

Mit dem Abklingen der krisenbetroffenen Phasen Mitte des 20. Jahrhunderts verlor die Nahrungsmittelproduktion in den Städten des globalen Nordens zunehmend an Bedeutung. Viele der Initiativen verschwanden langsam wieder und wurden beispielsweise durch Industriegebäude oder Wohnhäuser ersetzt (Mok et al. 2013).

2.3 Das industrielle Ernährungssystem, Gesellschaft und Umwelt

Nach dieser Renaissance der Selbstversorgung entwickelte sich die Versorgungssituation rasch wieder in die entgegengesetzte Richtung. Mit dem Aufkommen neuer Technologien wie Gefriertruhen und Kühlschränke, sowie der Etablierung von Supermärkten, mit deren immer größer werdenden Produktpaletten, war die Selbstversorgung für immer weniger Menschen eine attraktive Option (Pelto und Pelto 1983; Mok et al. 2013).

Die Jahre ab 1950 waren bestimmt von einem steilen wirtschaftlichen Aufstieg. Dieser Wohlstandsgewinn löste einen beispiellosen Anstieg des Ressourcen- und Energiebedarfs der Industrienationen aus und führte zu einer massiven Umstrukturierung der Gesellschaft und des Ernährungssystems im globalen Norden (Pfister 2010; Pingali 2012). Angetrieben von

beinahe unbegrenzt verfügbarer Energie in Form von fossilen Brennstoffen, neuen technologischen und wissenschaftlichen Errungenschaften, steigenden Lohnniveaus, der Urbanisierung und neuen Konsummustern, verschwanden die lokal verwurzelten und verwalteten Ernährungssysteme zunehmend. Mit der „green revolution“ (Pingali 2012) und der damit einhergehenden Rationalisierung und Effizienzsteigerung der Landwirtschaft, wurden sie zunehmend durch ein global vernetztes und auf Maximierung getrimmtes Ernährungssystem ersetzt; eine Entwicklung, die Gesellschaft und Umwelt nachhaltig verändern sollte.

2.3.1 Folgen für die Gesellschaft

Entfremdung von KonsumentInnen und ProduzentInnen

Die Industrialisierung des Ernährungssystems hatte also zur Folge, dass Produktions- und Versorgungsketten zunehmend der Logik der Profitmaximierung untergeordnet wurden. Neue, immer globaler agierende AkteurInnen bestimmten den Markt, wodurch Produktion und Verarbeitung immer öfter in wirtschaftlich rentable Gebiete verlagert wurden, meist mit der Konsequenz von wesentlich längeren Versorgungsdistanzen und einer Konzentration der Erzeugung in wirtschaftlich rentablen Standorten (Stierand 2012, S. 4). Die einst enge Beziehung zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen wurde durch diese Entwicklungen schlussendlich getrennt. Zusammen mit diesem Relevanzverlust der lokalen Ebene des Ernährungssystems entfernte sich auch die Organisation der Nahrungsmittelversorgung - also die lokale Ernährungspolitik - immer weiter von den Städten (Stierand 2016, S. 310).

Heute sind Ernährungssysteme hauptsächlich national bzw. international organisiert, mit der Folge, dass Raum, Zeit oder Saisonalität bei der Lebensmittelversorgung kaum mehr von Bedeutung sind (Stierand 2016, S. 310). Dadurch haben die KonsumentInnen zwar ganzjährig eine vielfältige Auswahl an Lebensmitteln zur Verfügung, jedoch auf Kosten der Transparenz und Solidarität, die ein lokales Ernährungssystem gewährleisten kann. Der Bezug zu den Lebensmitteln, deren Produktionsbedingungen und die damit einhergehenden Probleme gingen in der urbanen Bevölkerung zunehmend verloren (Viljoen et al. 2005, S. 21). StadtbewohnerInnen wurden damit zu passiven KonsumentInnen eines national und global vernetzten Ernährungssystems.

Transformation der Ernährungsmuster

Das industrielle Ernährungssystem ermöglichte demnach immer mehr StadtbewohnerInnen im globalen Norden die Auswahl aus einem riesigen Angebot an Nahrungsmitteln, ohne sich dabei um die Produktion der Lebensmittel sorgen zu müssen. Dank intensivem Einsatz von Maschinenleistung, Dünger und Pestiziden, wurde für diese Versorgung zudem immer weniger Arbeitsaufwand notwendig (Erb et al. 2016).

Diese intensive Form der Produktion führte zudem dazu, dass Lebensmittel immer günstiger wurden und damit der Anteil des Einkommens, welcher für Nahrungsmittel ausgegeben wurde, seit dem 20. Jahrhundert kontinuierlich stark sank: Wurden im zweiten Weltkrieg noch etwa 45% des durchschnittlichen Einkommens für Nahrungsmittel ausgegeben, waren es 2012 in Deutschland nur mehr etwa 15% (Stierand 2012, S. 12). Durch den sinkenden Preis der Lebensmittel, dem gleichzeitigen Anstieg der Kaufkraft und Veränderungen in den Lebensmittelvorlieben wandelten sich die Ernährungsmuster in den vergangenen Jahrzehnten stark. Es werden heute nicht nur insgesamt wesentlich mehr Kalorien konsumiert als früher, auch die Zusammensetzung hat sich stark verändert.

In Europa ist die tägliche Kalorienzufuhr zwischen 1961 und 2013 um 13% auf 3,200 kcal/Tag angestiegen (Clark et al. 2018, S. 112–113). In demselben Zeitraum ist der Kalorienbedarf in den USA um ganze 30%, auf 3,680 kcal/Tag angewachsen. Der Anteil an tierischen Produkten (Fleisch, Fisch, Milchprodukte und Eier) hat sich dabei in den USA um 7%, und in Europa um 20% erhöht (Clark et al. 2018, S. 112–113). Damit haben sich die tierischen Kalorien sowohl in den USA als auch in Europa bei etwa bei 1000 kcal/Tag eingependelt. Neben dem Konsum von tierischen Produkten hat auch der Konsum von zucker- und fetthaltigen Lebensmitteln stark zugenommen. Global ist zu beobachten, dass sich die Ernährungsmuster der Schwellenländer mit steigendem Wohlstandsniveau und wachsenden Urbanisierungsraten jenen des globalen Nordens angleichen. Eine Ernährung, die auf tierischen Produkten, Fetten und Zucker basiert, geht meist mit erhöhten Prävalenzen ernährungsbedingter Krankheiten einher (Tilman und Clark 2014; Clark et al. 2018). Die zunehmende Adaption derartiger Ernährungsmuster hat dazu geführt, dass ernährungsbedingte Krankheiten global mittlerweile für mehr Todesfälle verantwortlich sind, als Unterernährung und Infektionskrankheiten zusammengenommen (Clark et al. 2018, S. 113). Setzt sich dieser Trend fort, gehen ExpertInnen angesichts des prognostizierten Bevölkerungswachstums davon aus, dass sich die landwirtschaftliche Produktion im Zeitraum von 2005 bis 2050 um 60-100% erhöhen müsste (Clark et al. 2018, S. 114).

Die vermeintliche Erfolgsgeschichte der industriellen Landwirtschaft offenbart demnach bei genauerer Betrachtung deutliche Schwachstellen: die gesellschaftlichen Konsequenzen der zunehmenden Entfremdung der AkteurInnen im Ernährungssystem, gepaart mit einem problematischen Wandel der Ernährungsmuster und den negativen Folgen für Agrarökosysteme stellen Gesellschaft und Umwelt vor immer größere Herausforderungen.

Bei Verknüpfung der gesellschaftlichen und der ökologischen Komponente des Ernährungssystems wird die Krise desselbigen umso deutlicher. Sehr beispielhaft zeigt sich dies in der Rolle der Landwirtschaft vor- und nach der industriellen Revolution: Die Landwirtschaft und deren Produkte waren vor der Verwendung fossiler Brennstoffe von zentraler Bedeutung für die Bereitstellung von Primärenergie. Mit der Industrialisierung der Landwirtschaft, die hauptsächlich auf fossilen Brennstoffen beruhte, wandelte sich die Landwirtschaft von einer Bereitstellerin zu einer großen Konsumentin von Energie. Die Arbeits- und Flächeneffizienz sind demnach gegen die einstige Energieeffizienz getauscht worden (Krausmann, 2016).

2.3.2 Auswirkungen des Ernährungssystems auf die Umwelt

Die Umweltbelastungen des vorherrschenden Ernährungssystems sind vielfältig und in ihrer Größenordnung mitunter die bedeutendsten. Viele dieser Belastungen beeinflussen sich zudem wechselseitig und müssen in der vorliegenden Arbeit somit in ihrer Gesamtheit analysiert werden. Anschließend werden einige der gravierendsten Auswirkungen des vorherrschenden Ernährungssystems, sowie deren Zusammenwirken, diskutiert.

Bodenversiegelung

Heute werden etwa 40% der weltweit kultivierbaren Fläche für die landwirtschaftliche Nutzung beansprucht (FAOSTAT, 2019). Durch die steigende Urbanisierung, aber auch den Bau neuer Häuser, Straßen und Infrastruktur in ruralen Gebieten, werden zunehmend ursprünglich landwirtschaftlich genutzte Flächen versiegelt. In Österreich geschieht diese Bebauung in einem besonders raschen Tempo. Jeden Tag werden hier etwa 15 ha Boden (21 Fußballfelder) versiegelt (UBA o. J.).

Da Städte und Siedlungen meist in sehr fruchtbaren Regionen entstanden sind, gehen durch diese Entwicklung stetig sehr wertvolle Anbauflächen verloren (Viljoen et al. 2005, S. 33). Auch in Wien zeigt sich diese Problematik: etwa 14% der Fläche Wiens wurde 2018 landwirtschaftlich bewirtschaftet (BMNT 2018). Der agrarstrukturelle Entwicklungsplan (AgSTEP 2014), welcher den Erhalt landwirtschaftlicher Flächen in den Stadtentwicklungsplan integrieren soll, sieht 81% dieser Flächen als Vorrangflächen für die landwirtschaftliche Nutzung vor. Die übrigen 19% werden als „weitere landwirtschaftliche Flächen“ (AgSTEP 2014, S. 13) bezeichnet und sind nicht im Speziellen vor Versiegelung geschützt. Die Stadt Wien hält sich damit also auch landwirtschaftliche Flächenvorräte für potenzielle Nachverdichtungen bereit.

Bodendegradierung, Landnutzungswandel und Biodiversität

Neben der Versiegelung bedroht ein weiterer Faktor jährlich große Flächen an fruchtbarem Boden: die Degradation. Schätzungen zufolge sind heute etwa 33% der globalen Landfläche in irgendeiner Form von Degradation betroffen (Lal 2015): einerseits durch direkte anthropogene Ursachen, beispielsweise den intensiven Einsatz von agrochemischen Düngemitteln und Landmaschinen, andererseits durch indirekte anthropogene Ursachen, wie den Klimawandel und dessen Folgen. Die Konsequenz ist der Verlust an Bodenqualität, wodurch neben der Nahrungsmittelproduktion auch viele weitere Ökosystemdienstleistungen³ verloren gehen (Lal 2015).

Um den Verlust von Boden und dessen Ökosystemdienstleistungen nicht weiter voranzutreiben, müssen die Bewirtschaftungs- und Produktionspraktiken sowie die Umwandlung von potenziell nutzbaren Flächen in landwirtschaftlich genutzte Flächen hinterfragt werden. Auf die Probleme, die diese Entwicklung aufwirft, wird von den verschiedenen AkteurInnen mit teils sehr unterschiedlichen Lösungsansätzen reagiert. Einige ForscherInnen und Agrarbetriebe sehen die Lösung in einer weiteren Intensivierung der genutzten Flächen. Die Idee, auf den bereits genutzten Flächen den Ertrag stetig zu erhöhen, während die restlichen Flächen geschont werden, scheint auf den ersten Blick eine mögliche Option zu sein (Fischer et al. 2011). Jedoch deuten die Befunde der Wissenschaft in eine eindeutige Richtung: Je intensiver landwirtschaftliche Flächen bewirtschaftet werden, desto schwerwiegender sind die negativen Folgen für die Biodiversität, die betroffenen Ökosysteme, sowie deren Funktionen und Dienstleistungen (Tscharntke et al. 2012; Lal 2015; Erb et al. 2016). Eine mögliche Lösung könnte laut Muller und KollegInnen (2017) ein globaler Umstieg auf biologische Landwirtschaft sein. Nach ihren Berechnungen könne die wachsende Weltbevölkerung selbst im Jahr 2050 rein biologisch ernährt werden, und dass bei einer nur geringen Ausweitung der landwirtschaftlich genutzten Fläche sowie insgesamt wesentlich geringeren Umweltbelastungen. Um dieses Ziel zu erreichen, müssten jedoch die Lebensmittelabfälle sowie der Verzehr von tierischen Produkten erheblich reduziert werden. Einen möglichen Mittelweg der beiden Ansätze schlagen Grass und KollegInnen (2019) vor: Durch ein Landschaftsdesign, welches auf eine gezielte und kontextspezifische Kombination von Intensivierung und Extensivierung setzt, können Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen bestmöglich erhalten werden.

³ Unter Ökosystemdienstleistungen werden natürliche Prozesse, Ressourcen und Qualitäten von Ökosystemen verstanden, die einen Vorteil bzw. Nutzen für die Gesellschaft bereitstellen.

Wasserverbrauch und -verschmutzung

Ein weiterer Problempunkt der intensiven Bewirtschaftung ist der hohe Wasserverbrauch: Global betrachtet, beansprucht die Landwirtschaft etwa 70% des entnommenen Süßwassers für sich (Chartzoulakis und Bertaki 2015). Ein Großteil dieser Menge wird zur Bewässerung von Pflanzen verwendet, eine äußerst ineffiziente Praxis: nur etwa 60% des Wassers wird von den Wurzeln aufgenommen, der Rest ist damit für die weitere Verwendung verloren (Chartzoulakis und Bertaki 2015, S. 150; Gliessman 2015, S. 8). In vielen Gebieten ist die Landwirtschaft zudem auf das oftmals ohnehin rare Grundwasser angewiesen. Die intensive Nutzung von Grundwasserreserven ist nicht nachhaltig und führt meist zu ökologischen Problemen und sozialen Konflikten (Shah 2014). Darüber hinaus ist die Landwirtschaft für einen Großteil der Wasserverschmutzung verantwortlich: Düngemittel, Pestizide und Abwässer der Nutztierhaltung werden in die Flüsse sowie das Grundwasser gespült und verunreinigen dort große Mengen Wasser (Gliessman 2015, S. 8).

Emission von Treibhausgasen

Nicht zuletzt setzen die Prozesse der industriellen Landwirtschaft sowie die Verteilung unserer Lebensmittel große Mengen an THGE frei. Das Ernährungssystem emittiert etwa ein Drittel der globalen THGE (Edenhofer et al. 2014; Tubiello et al. 2014) – nur die Elektrizitäts- und Wärmeproduktion stößt global mehr THGE aus (Edenhofer et al. 2014) – und trägt damit wesentlich zur Klimakrise bei. Vor allem die Erzeugung tierischer Produkte ist für diesen hohen Wert verantwortlich – 14,5% der gesamten THGE sind allein auf die Nutztierhaltung zurückzuführen (Gerber und FAO 2013). Im Übrigen ist auch bei den zuvor diskutierten Umweltbelastungen (wie der Degradation, dem Landnutzungswandel sowie der Wasserverschmutzung) die Nutztierhaltung ein bedeutender Faktor (Sakadevan und Nguyen 2017). Dabei beeinflussen sich das Ernährungssystem und die Klimakrise wechselseitig. Die Auswirkungen der Klimakrise stellen das Ernährungssystem vor enorme Herausforderungen: Die Zunahme an Extremwetterereignissen führt bereits jetzt zu immer häufigeren Ernteausfällen und einer stärkeren Schwankung der Erntemengen (Vermeulen et al. 2012; Lesk et al. 2016). Dies wirkt sich in weiterer Folge auf die Nahrungsmittelpreise, die Versorgungssicherheit, die Nahrungsmittelqualität und insbesondere die Ernährungssicherheit aus. Vulnerable Bevölkerungsgruppen sind von dieser Entwicklung besonders betroffen (Vermeulen et al. 2012).

Die vielfältigen Problemfelder, von Versiegelung und Degradation, über Biodiversitätsverlust und Wasserverschmutzung bis zur Klimakrise zeigen überdeutlich, dass das industrielle Ernährungssystem in einer Sackgasse angelangt ist. Die Logik des Ernährungssystems befeuert seine Krise selbst und beraubt sich damit seiner eigenen, unersetzlichen Grundlagen: Der Bodenqualität, intakten Ökosystemen und einem stabilen Klima. Um die negativen Auswirkungen der industriellen Landwirtschaft auf die Ökosysteme und das Klima zu minimieren, müssen die vorherrschenden Praktiken der Nahrungsmittelproduktion grundlegend hinterfragt und nachhaltige Methoden forciert werden.

Wie dieser Abschnitt zeigt, beschränkt sich die Krise des Ernährungssystems nicht nur auf die ökologische Ebene. Umwelt und Gesellschaft können nicht getrennt voneinander betrachtet werden. Auswirkungen auf der einen Seite gehen immer auch mit Wechselwirkungen auf der anderen Seite einher (Fischer-Kowalski and Erb, 2016). Wir haben es also mit einer sozialökologischen Krise zu tun.

Ausgehend von der enormen Produktionssteigerung Mitte des 20. Jahrhunderts hat sich das Ernährungssystem immer weiter von den KonsumentInnen entfernt. Kontrolliert von einer

immer geringer werdenden Zahl an global agierenden AkteurInnen, ist der Fokus zunehmend auf die Profitmaximierung gelenkt worden. Es ist ein System entstanden, in welchem die Umwelt und die Gesellschaft einen hohen Preis für den Überfluss an Lebensmitteln bezahlen. Ein Blick in die Zukunft offenbart die Dringlichkeit eines tiefgreifenden Wandels: Einhergehend mit steigendem Wohlstand und Urbanisierung nehmen Gesellschaften zunehmend Ernährungsgewohnheiten an, die als besonders bedenklich für Umwelt und Gesundheit gleichermaßen gelten (Clark et al., 2018). Angesichts der Prognosen von etwa neun Milliarden Menschen bei einer globalen Urbanisierungsrate von annähernd 70% im Jahr 2050 (United Nations 2014), müssen geeignete Antworten auf diese Entwicklungen gefunden werden.

2.4 Urbane Landwirtschaft als Antwort auf die Krise des herkömmlichen Ernährungssystems?

Ausgehend von der Krise des Ernährungssystems und dem zunehmenden Bedürfnis vieler StadtbewohnerInnen, wieder mehr Bezug zu ihren Nahrungsmitteln und deren Produktionsbedingungen herzustellen, werden auch die Städte des globalen Nordens wieder vermehrt als potenzieller Raum der Produktion und Verteilung von Lebensmitteln wahrgenommen. Jährlich entstehen neue Projekte, Initiativen und Unternehmen mit dem Anliegen, die Nahrungsmittelproduktion wieder vermehrt in die Stadt und damit in den Alltag und die Lebenswelt der KonsumentInnen zu bringen (Mok et al. 2013; Ackerman et al. 2014; McClintock 2014; Tuijl et al. 2018). Wie in Kapitel 1 bereits dargelegt, bringen die stadtspezifischen räumlichen, sozialen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen neue und innovative Formen der Lebensmittelproduktion und -verteilung hervor, die an die räumlichen und gesellschaftlichen Strukturen der Stadt angepasst sind.

Vieler dieser neuen urbanen Versorgungsstrukturen im globalen Norden stehen stellvertretend für die Ideen und Ansätze der *alternative food networks*⁴ oder der *Ernährungssouveränität*⁵ und umfassen Gemeinschaftsgärten, solidarische Landwirtschaft, Selbsterntefelder und *Foodcoops*⁶. Die Projekte und Initiativen zeichnen sich unter anderem meist durch kurze Distributionsketten, eine enge Verbindung von KonsumentInnen und ProduzentInnen, nachhaltige Produktionsweisen oder das Anliegen der KonsumentInnen, wieder mehr Kontrolle und Einfluss auf die konsumierten Lebensmittel zu erlangen, aus (Zoll et al. 2018; Krikser et al. 2019).

Dieser zivilgesellschaftlichen Strömung stehen AkteurInnen gegenüber, die meist an der Schnittstelle zwischen Forschung und Unternehmertum agieren. Sie beschäftigen sich mit der Frage, wie innovative Anbaukonzepte im urbanen Raum Synergieeffekte mit den

⁴ alternative food networks umfassen sämtliche Anbau- und Distributionsformen, die sich außerhalb des konventionellen Ernährungssystems bewegen. Sie zeichnen sich durch kurze Verteilungsketten, enge Beziehungen zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen, sowie ökologische Anbaumethoden aus (Jarosz 2008)

⁵ Unter Ernährungssouveränität das Recht aller Menschen auf gesunde, kulturell entsprechende und nachhaltig produzierte Nahrungsmittel. Dabei werden die Menschen, welche die Lebensmittel produzieren, verteilen und konsumieren ins Zentrum der Ernährungssysteme gestellt, nicht die Interessen der Märkte und transnationaler Unternehmen (Nyeleni o. J.).

⁶ „Eine FoodCoop (Food Cooperative, zu Deutsch: Lebensmittelkooperative) ist der Zusammenschluss von Personen und Haushalten, die selbstorganisiert biologische Produkte direkt von lokalen Bauernhöfen, Gärtnereien, Imkereien etc. beziehen. [...]“ (Food Coops Österreich o. J.)

vorhandenen Ressourcen- und Energieflüssen nutzen, und damit zu einer Steigerung der globalen Produktionsfläche beitragen könnten (Thomaier et al. 2015).

In den vergangenen 10 bis 20 Jahren ist eine starke Zunahme der Quantität und Diversität von AkteurInnen und Projekten rund um die UL zu beobachten (Mok et al. 2013; Eigenbrod und Gruda 2015). Dieses neu entfachte Momentum hat dazu geführt, dass die Lebensmittelproduktion in Städten auch von wissenschaftlicher und politischer Seite vermehrt als geeignete Strategie diskutiert wird, den gesellschaftlichen, ökologischen und ökonomischen Herausforderungen unserer Zeit zu begegnen (Ackerman et al. 2014; Eigenbrod und Gruda 2015; Martin et al. 2016; Piorr et al. 2018; Tuijl et al. 2018). Forscher unterschiedlichster Disziplinen beschäftigen sich mittlerweile mit dem Potenzial von UL, um das vorherrschende Ernährungssystem ein Stück weit neu zu gestalten (Viljoen et al. 2005; Hamilton et al. 2014; Opitz et al. 2016).

So konnte beobachtet werden, dass viele Projekte – neben der Nahrungsmittelproduktion – eine Reihe an positiven sozialen und gesellschaftlichen Nebeneffekten mit sich bringen. Gemeinschaftliche Projekte stärken den sozialen Zusammenhalt und schaffen Räume für die informelle Vermittlung von Wissen rund um den Anbau und die soziale Interaktion (Martin et al. 2016). Zudem steigt mit der Präsenz urbaner Projekte die Solidarität mit städtischen ProduzentInnen und die Wertschätzung von Lebensmitteln (Pole und Gray 2013; Tuijl et al. 2018, S. 14–15).

Vor allem Projekte in sehr dicht verbauten Gebieten und auf Dachflächen erhöhen den urbanen Grünanteil und werden damit als geeignete Maßnahme gehandelt, um die Folgen des Klimawandels in Städten abzufedern (Dubbeling 2014; Rößler 2015) und zu mehr Biodiversität beizutragen (Lin et al. 2015; Baldock et al. 2019). Darüber hinaus können urbane Gärten und Farmen vorhandene Ressourcen- und Energieflüsse nutzen – vor allem die Verwertung organischer Abfälle zeigt hierbei großes Potenzial (Specht et al. 2014, S. 31; Grard et al. 2018). Andere Initiativen beschäftigen sich mit neuen technologisch-innovativen Lösungen im Bereich der UL, wie *Vertical-* oder *Rooftop-Farming*. Diese hauptsächlich auf Kommerzialisierung, Forschung und Entwicklung ausgerichteten Anbauformen bergen das Potenzial die lokale Wirtschaft zu stärken, Arbeitsplätze zu schaffen und werden auch hinsichtlich ihres Beitrags zur künftigen Versorgungssicherheit in Städten diskutiert (Thomaier et al. 2015; Kalantari et al. 2018; Sanyé-Mengual et al. 2019).

Lebensmittelproduktion im urbanen Kontext des globalen Nordens vereint heute also ein breites Feld an AkteurInnen, Konzepten sowie Funktionen und wird dabei meist nicht mehr rein auf die Produktion reduziert, sondern als multifunktionell wirksame Praxis verstanden. Es geht darum urbane und rurale Gebiete nicht länger als getrennt voneinander zu betrachten, sondern die Lebensmittelproduktion wieder in die Lebenswelt und den Alltag der StadtbwohnerInnen zu integrieren und damit zu einem resilienten urbanen Ernährungssystem⁷ sowie einer nachhaltigen Stadt- und Raumplanung beizutragen.

Aufgrund der Heterogenität der Projekte und AkteurInnen in diesem Feld kann die stadtplanerische Integration der diversen Formen nie strikt Bottom-up oder Top-down passieren: Die Einbindung aller relevanten Stakeholder muss bestenfalls immer gegeben sein (Kost und Kölking 2017). Eine offene Diskussion und Zusammenarbeit zwischen GärtnerInnen, PolitikerInnen, LandwirtInnen, WissenschaftlerInnen, StadtplanerInnen, EigentümerInnen

⁷ Das urbane Ernährungssystem umfasst sämtliche Prozesse, welche unsere Lebensmittel durchlaufen, von der Produktion über Verarbeitung, Transport, Verkauf, Konsum bis hin zur Beseitigung der Verarbeitungs- und Essensreste, sowie alle AkteurInnen und Institutionen, die diese Prozesse beeinflussen und prägen (Moschitz et al. 2015).

und vor allem den betroffenen AnwohnerInnen muss diese Entwicklungen begleiten. Der Einbezug aller relevanten AkteurInnen in die Planungs- und Umsetzungsphase kann diesen Prozess zwar mitunter verlängern, die Praxis zeigt allerdings, dass jene Projekte dadurch wesentlich mehr Akzeptanz durch die Bevölkerung genießen und somit erfolgreicher und dauerhafter bestehen können (Kost und Kölking 2017).

Die diversen Formen zeigen demnach das Potenzial auf sozialer, ökologischer und ökonomischer Ebene zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beitragen zu können. UL ist damit nicht nur in die physischen Strukturen der Stadt eingebettet, sondern auch in den sozialen und kulturellen Austausch, den Warenverkehr und die Material- und Energieflüsse einer Stadt (Lohrberg et al. 2016, S. 22).

Gleichzeitig sind mit der Integration und Ausweitung UL auch einige Risiken und Herausforderungen verbunden. In einer Stakeholder-Untersuchung zu UL wurden einige der Risiken identifiziert, die mit der Ausweitung von UL in Verbindung stehen (Specht und Sanyé-Mengual 2017): speziell die potenzielle Kontamination der Lebensmittel stellte für viele TeilnehmerInnen ein hohes Risiko dar. Ebenso wurde der hohe Ressourcen- und Kapitalaufwand der technologisch aufwendigen Lösungen sowie mögliche Nutzungskonflikte im urbanen Raum thematisiert. Zudem laufen jegliche Innovationen prinzipiell Gefahr von der Gesellschaft a priori abgelehnt zu werden, auch wenn diese objektiv betrachtet mehr Vor- als Nachteile mit sich bringen (Sanyé-Mengual, Specht, et al. 2018, S. 1–2).

2.5 Anbauformen urbaner Landwirtschaft in der Literatur

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die vielfältigen Anbauformen im globalen Norden, die sich in der Literatur zu UL wiederfinden. Diese Übersicht dient damit als Grundlage der Struktur (Kapitel 3.1) für die nachfolgende Typologisierung der Idealtypen und deren Charakterisierung in Kapitel 4.

Wie bereits in Kapitel 1 und 2.1 beschrieben, stößt man bei der Auseinandersetzung mit dem Thema UL rasch auf sehr verschiedene Anbauformen und -systeme. Im Folgenden werden nun jene Formen UL beschrieben, die im globalen Norden von größerer Relevanz sind (**Abbildung 1**) und somit auch die künftige Stadtentwicklung in Wien und den Städten des globalen Nordens prägen könnten. Dabei liegt der Fokus auf den *neuen und innovativen Formen UL*. Die für die städtische Lebensmittelproduktion zum Teil durchaus bedeutsamen traditionellen Anbauformen, wie Betriebe auf Ackerflächen oder in Glashäusern im peri-urbanen Raum, werden in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Auch die einst für die Versorgung in Wien sehr wichtigen Schrebergärten sowie private Gärten, Balkone und Terrassen sind von der Analyse ausgenommen. Gleiches gilt für das sogenannte „Guerilla Gardening“ (Tracey 2007), unter dem der unbewilligte Anbau auf städtischen Grünflächen verstanden wird.

Der Fokus liegt demnach auf neuartigen Anbauformen, die entweder durch innovative Anbautechniken einen Beitrag zur Versorgungssicherheit urbaner Räume leisten können, oder die durch ihren multifunktionalen Charakter das Potenzial besitzen, einen Beitrag zur nachhaltigen Stadtentwicklung zu leisten. Es werden also nur jene neuen Anbauformen berücksichtigt, deren Wirkungsweisen potenziell über das jeweilige Projekt hinausgehen, sei es durch einen Beitrag zur städtischen Versorgungssicherheit, die Stärkung des sozialen Zusammenhalts, oder die Schaffung von neuen Grünflächen.

Übergeordnet werden die verschiedenen Anbauformen in zwei Gruppen unterteilt: boden- und gebäudegebundene Anbauformen (**Abbildung 1**). Die Unterteilung ist zum einen auf die Überlegung zurückzuführen, dass boden- und gebäudegebundene Anbauformen mitunter sehr unterschiedliche Voraussetzungen (u.a. hinsichtlich räumlicher Aspekte, Infrastruktur und Ressourcenbedarf) für ihre Verwirklichung benötigen. Zum anderen stehen

bodengebundene Anbauformen im urbanen Umfeld immer in Konkurrenz zu anderen Nutzungsformen (Wohnraum, Infrastruktur, etc.), wohingegen gebäudegebundene Anbauformen oftmals Flächen nutzen, die entweder zuvor gänzlich ungenutzt waren (etwa Dachflächen), oder für andere Nutzungsformen eher unattraktiv sind (bspw. leerstehende Industriegebäude).

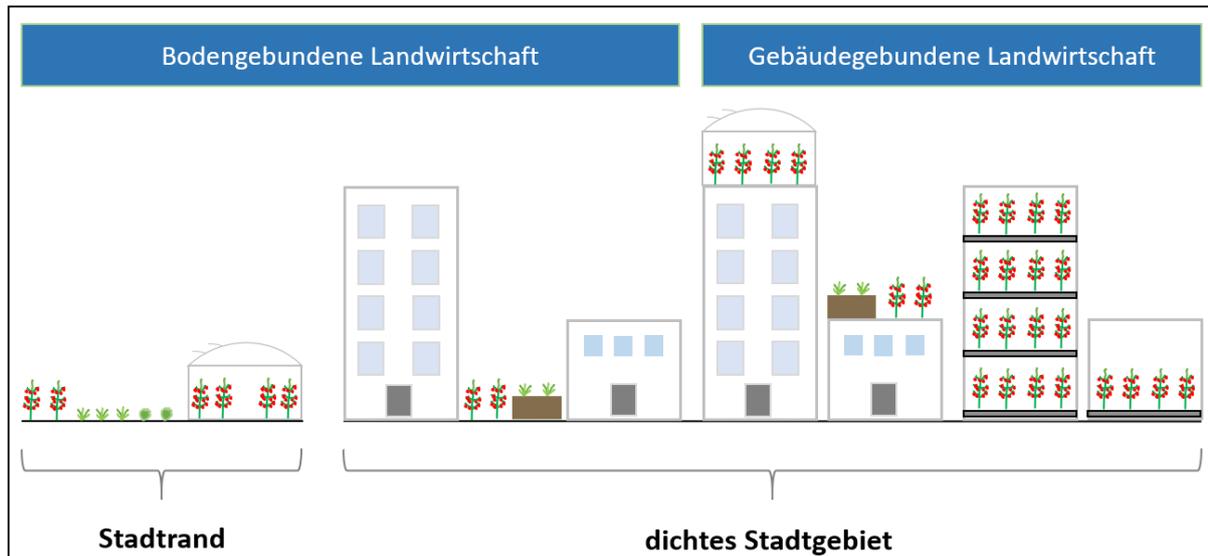


Abbildung 1: Verteilung verschiedener Typen urbaner Landwirtschaft über das Stadtgebiet. Unterscheidung von boden- und gebäudegebundener Landwirtschaft sowie von Stadtrand und dichtem Stadtgebiet (eigene Darstellung nach Sanyé-Mengual (2015, p. 15)).

Bodengebundene Anbauformen

Unter bodengebundenen Anbauformen werden in dieser Arbeit sämtliche Typen UL summiert, die direkt auf Acker-, Grün-, oder Brachflächen stattfinden. Neben den traditionellen Anbauformen wie landwirtschaftliche Betriebe, die am Stadtrand Getreide, Gemüse oder Wein anbauen, und solchen, die sich von den ruralen Landwirten nur durch ihre Nähe zur Stadt unterscheiden, nutzen vor allem auch einige neue Anbauformen oftmals freie Acker-, Grün-, oder Brachflächen vom Stadtrand bis in die Innenstadt für den kollektiven Anbau von Lebensmitteln. Die in dieser Arbeit analysierten bodengebundenen Anbauformen sind i) Gemeinschaftsgärten (Kapitel 2.5.1), ii) Selbsterntefelder (Kapitel 2.5.2), iii) Community Supported Agriculture (Kapitel 2.5.3) und iv) Community Made Agriculture (Kapitel 2.5.4) (siehe **Abbildung 2**).

Urbane Gärten können groß- oder kleinflächig in Parks oder Brachflächen vorkommen, aber auch in kleinen Nischen oder Innenhöfen verortet sein (Viljoen et al. 2005, S. 15). Neue Anbauformen im peri-urbanen Raum nutzen dagegen meist Acker- oder Wiesenflächen (Kapitel 2.5.1-2.5.4). Wie in Kapitel 2.3.2 erläutert, stehen die fruchtbaren Flächen am Stadtrand allerdings zunehmend unter Druck, da der Bau von Infrastruktur, Siedlungen und Straßen stetig voranschreitet (Viljoen et al. 2005, S. 32). In dichter besiedelten Gebieten prallen umso mehr Interessen der verschiedenen AkteurInnen aufeinander: Gewerbliche Investoren, Versorgungsträger, NaturschützerInnen, private Baufirmen und nicht zuletzt die Zivilgesellschaft verhandeln um die verbliebenen Freiflächen (Schulz et al. 2013, S. 36).

Den Anbauformen in der Stadt kommt dabei zugute, dass sie sehr flexibel gestaltbar sind und sich somit schnell an verändernde Umstände in der Gesellschaft oder des Raums anpassen können (Viljoen et al. 2005, S. 83). Aufgrund ihres multifunktionalen Charakters und ihres

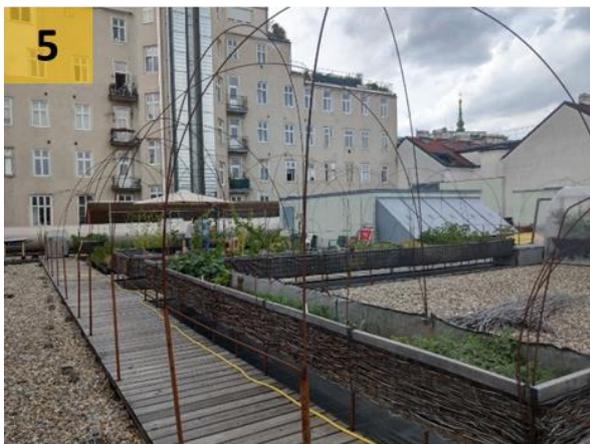


Abbildung 2: 1 – Gemeinschaftsgarten, 2 – Selbsterntefeld, 3 – Community Made Agriculture, 4 – Community Supported Agriculture, 5 – Gemeinschaftliche Dachfarm, 6 – Kommerzielle Dachfarm, 7 – Indoor Farm (Bildquellen: 1: © b2c media; 2: © Bio Forschung Austria; 3: © Daniel Delang; 4: © Netzwerk Solawie e.V; 5: © Alexander Dietl; 6: © Gotham Greens/Julie McMahon; 7: © SkyGreens)

Potenzials, zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beizutragen (Berges et al. 2014, S. 27), könnte derartigen Projekten in Zukunft mehr Raum gegeben werden.

Gebäudegebundene Anbauformen („Zero-Acreage Farming“)

Da geeignete Flächen für landwirtschaftliche Aktivitäten im urbanen Kontext äußerst rar und mit einer Reihe an Nutzungskonflikten behaftet sind, setzen immer mehr Initiativen auf den Anbau auf, in oder um Gebäude. Specht et al. (2014: 35) haben dafür den Begriff „Zero-acreage farming“ (ZFarming) eingeführt:

“We introduce the term “Zero-acreage farming” (ZFarming) to describe all types of urban agriculture characterized by the non-use of farmland or open space, thereby differentiating building-related forms of urban agriculture from those in parks, gardens, urban wastelands, and so on.”

Damit umfasst diese Definition sämtliche Anbautypen, von Balkonen, Terrassen, Dachgärten, Dachglashäusern und essbaren Fassaden, bis hin zu hochtechnologischen Formen wie vertikalen und Indoor Farmen. Abgesehen von privaten Balkonen, Terrassen und Dachgärten, setzen die meisten ZFarming Typen auf neue Anbaumethoden wie Aeroponik, Hydroponik und Aquaponik, welche alle ohne Erde auskommen. ZFarming wird dabei als Unterkategorie von UL verstanden, die nicht in Konkurrenz zu den bodengebundenen Typen steht, sondern diese ergänzt (Specht et al. 2014, S. 35). Die in dieser Arbeit analysierten gebäudegebundenen Anbauformen sind i) gemeinschaftliche Dachgärten (Kapitel 2.5.5), ii) kommerzielle Dachfarmen (Kapitel 2.5.6) und iii) Indoor Farmen (Kapitel 2.5.7) (siehe **Abbildung 2**).

Auch wenn einige Eigenschaften der ZFarming-Initiativen mit jenen der bodengebundenen überlappen, überwiegen gesamt betrachtet die Unterschiede. Der größte Unterschied lässt sich bei dem Potenzial, Ressourcen durch Synergien zwischen Gebäuden und Anbausystemen zu sparen und zu rezyklieren, festmachen – z.B. durch die Nutzung von aufbereitetem Wasser aus Industrie- oder Wohngebäuden, Abwärme von Gebäuden und Industrie, oder organischer urbaner Abfälle (Specht et al. 2014; Thomaier et al. 2015). Zudem benötigen ZFarming Projekte meist ein wesentlich größeres Know-how in Bereichen der Technologie und Architektur und sind damit oft mit deutlich höheren Investitionskosten verbunden. Im Kontext der Nutzungskonflikte, denen bodengebundene Initiativen oft ausgesetzt sind, bieten gebäudegebundene Projekte die Möglichkeit, zuvor ungenutzten Raum langfristig zu nutzen (Specht et al. 2014; Thomaier et al. 2015).

Obwohl ZFarming noch vor einigen Herausforderungen steht, hat es speziell in sehr dicht besiedelten Städten, in denen die Flächen für bodenbasierte Projekte nicht ausreichen, großes Potenzial, zu einer nachhaltigen Lebensmittelversorgung beizutragen.

2.5.1 Gemeinschaftsgärten

Ihren Ursprung haben die Gemeinschaftsgärten in der *Community Garden* Bewegung im New York der 1970er Jahre, wo brachliegende Flächen von der ansässigen Bevölkerung begrünt, und zum kollektiven Gemüseanbau genutzt wurden (Appel et al. 2011, S. 34). Diese neu entstandenen grünen Freiräume führten zu einer Revitalisierung der zum Teil stark vernachlässigten Stadtteile. Heute ist diese Bewegung zu einem globalen Phänomen geworden.

Die Gärten können in kleinen Nischenflächen innerhalb einer Nachbarschaft – oder auch großflächiger – in Parks oder brachliegenden Flächen, entstehen. Dabei machen sich oft private Einzelpersonen oder Gruppen auf die Suche nach geeigneten Flächen. Diese Bottom-

up-Initiativen werden nach einiger Zeit meist von den zuständigen Kommunen unterstützt und gefördert (BMU 2015, S. 7). Gemeinschaftsgärten sind dabei oft weit mehr als gemeinschaftlicher Anbau von Obst und Gemüse. Das meist sehr heterogene Kollektiv an GärtnerInnen bildet einen Raum des sozialen Miteinanders, in dem unter anderem Bildungs- und Integrationsprozesse ermöglicht werden (Appel et al. 2011, S. 35–36). Für die Mitglieder stellen die Gärten also einen gemeinschaftlichen Raum dar, in dem kultureller Austausch, die gemeinsame Mitgestaltung eines Stadtteils sowie das miteinander Agieren und Kommunizieren, im Zentrum stehen. Die Versorgung mit Lebensmitteln kann zwar je nach Größe und Interesse der Mitglieder ebenfalls ein wichtiges Element eines Gemeinschaftsgartens darstellen, überwiegend steht allerdings das Ausprobieren und Begreifen von natürlichen Kreisläufen im Gemüseanbau und saisonaler Abläufe sowie der Kontakt zur Natur im Allgemeinen im Mittelpunkt (Appel et al. 2011, S. 35–36).

Je nach Zusammensetzung der Mitglieder und deren Interessen können sehr unterschiedliche Ziele verfolgt werden. Zu den unterschiedlichen Ausprägungen werden unter anderem auch die Nachbarschafts- und Quartiersgärten sowie die interkulturellen Gärten gezählt (BMU 2015, S. 7).

Seit der *Community Garden* Bewegung hat sich das Konzept der Gemeinschaftsgärten schnell in vielen Städten und speziell im globalen Norden durchgesetzt (Gartenpolylog o. J.). Auch in Österreich – insbesondere in Wien – gibt es zahllose Projekte mit sehr unterschiedlichen Zielen und Herangehensweisen; der Gartenpolylog listet sämtliche Gemeinschaftsgärten in Österreich auf seiner Homepage (Gartenpolylog o. J.).

2.5.2 Selbsterntefelder

Selbsterntefelder haben ihren Ursprung 1986 in Österreich und sind gewissermaßen eine Art „betreutes Ackerland“ (Appel et al. 2011, S. 39). Dabei wird ein Stück Ackerland – meist am Stadtrand – von professionellen Bio-BäuerInnen parzelliert und mit diversen Gemüsepflanzen vorbepflanzt. Diese Parzellen können im Anschluss saisonweise von interessierten BürgerInnen gepachtet werden (Opitz et al. 2017, S. 8). Zuständigkeiten wie Jäten, Gießen und Ernten gehen je nach Pachtvertrag an die GärtnerInnen über.

Alle Arbeiten vor und nach der Erntesaison werden von den BäuerInnen übernommen. Damit haben die GärtnerInnen über die gesamte Ernteperiode frisches, ökologisch produziertes Gemüse, ohne dafür große finanzielle Vorleistungen tätigen zu müssen (Opitz et al. 2017, S. 8). Gleichzeitig erlangen sie Einblicke in den ökologischen Landbau und sind durch die saisonale Verpachtung nicht dauerhaft an das Konzept gebunden. Die BäuerInnen indes profitieren ebenfalls, da sie bereits vor der Saison ihre Einkünfte erhalten und die arbeitsintensiven Tätigkeiten an die GärtnerInnen übertragen – eine Win-win-Situation (Opitz et al. 2017, S. 8).

Seit der Gründung des ersten Selbsterntefeldes in Österreich wurde das Konzept vor allem in Deutschland immer beliebter, wo es mittlerweile zahlreiche Möglichkeiten zur Selbsternte gibt (Opitz et al. 2017, S. 8). In Österreich ist das Konzept hauptsächlich in und rund um die Landeshauptstädte sehr beliebt. In Wien gibt es momentan elf Selbsterntefelder (Gartenpolylog o. J.), verteilt über die Wiener Randbezirke.

2.5.3 Community Supported Agriculture – Solidarische Landwirtschaft

Das Konzept der *Community Supported Agriculture (CSA)* ist eine lokale Direktvermarktungsform, bei welcher KonsumentInnen und ProduzentInnen eine solidarische Gemeinschaft bilden, woraus sich der im deutschen Sprachraum gebräuchliche Begriff „solidarische Landwirtschaft“ (SoLawi) ableiten lässt (Engel et al. 2016, S. 13). Die Grundidee

hinter CSAs besteht darin, eine definierte Anzahl an Menschen regelmäßig mit Lebensmitteln zu versorgen, während diese im Gegenzug den landwirtschaftlichen Betrieb über Mitgliedsbeiträge finanziell absichern (Engel et al. 2016, S. 8).

Dieses Konzept ermöglicht Vorteile für KonsumentInnen und ProduzentInnen gleichermaßen. Der Produzent / die Produzentin kann sich durch die finanzielle Unabhängigkeit aus dem von Konkurrenz geprägten Massenmarkt lösen und sich damit auf Qualität und ökologische Prinzipien fokussieren. Die KonsumentInnen profitieren von der dadurch gewonnenen Qualität der Produkte, sowie der Transparenz und dem direkten Austausch mit den Bauern und Bäuerinnen (Engel et al. 2016, S. 8). Solidarität bedeutet in diesem Zusammenhang allerdings auch, dass sich die ErzeugerInnen und die KonsumentInnen das Risiko möglicher Ernteauffälle teilen. Die ErzeugerInnen erhalten die Mitgliedsbeiträge unabhängig von der erwirtschafteten Erntemenge; fallen die Ernten also geringer aus, bekommen die Mitglieder folgend auch einen kleineren Warenkorb, als in ertragsstarken Saisonen (Engel et al. 2016, S. 5).

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist der verstärkte Austausch zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen. In einigen CSA-Modellen ist die regelmäßige Mitarbeit der Mitglieder am Feld auch vorgesehen (Engel et al. 2016, S. 8), wodurch das Verständnis für die Abläufe des ökologischen Landbaus gestärkt wird. Aufgrund ihres Konzepts stellen CSAs, ebenso wie beispielsweise *Food Coops*, eine alternative Vermarktungsform zum Einzelhandel dar und können dadurch zu den *Alternative Food Networks* gezählt werden.

In den vergangenen Jahren hat das Interesse an CSAs stetig zugenommen und so gibt es in Europa zurzeit etwa 2.800 CSA-Betriebe. In ganz Österreich gibt es momentan etwa 27, zwei davon sind auch in Wien aktiv: Der CSA Biohof Radl (Bio Hof Radl o. J.) im 22. Wiener Gemeindebezirk und unweit der Wiener Stadtgrenze die Pionierin der CSA in Österreich, GELA (Gemeinsame Landwirtschaft) Ochsenherz (GELA Ochsenherz o. J.).

2.5.4 Community Made Agriculture

Das Konzept der *Community Made Agriculture (CMA)* wurde im Jahr 2012 von einer kleinen Gruppe an Hobby-GärtnerInnen in Wien ins Leben gerufen. Bei dieser Sonderform der solidarischen Landwirtschaft geht es den TeilnehmerInnen darum, die Lebensmittelproduktion wieder selbst in die Hand zu nehmen und so einen möglichst hohen Anteil an Gemüse, Kräutern und Obst aus dem Eigenanbau zu beziehen. Die Selbstversorgung wird von den CMAs auch als gelebter Protest gegen das industrielle Ernährungssystem und dessen sozioökonomische und ökologische Konsequenzen verstanden: „*Leben nicht auf Kosten von anderen! Nicht zu Lasten der Natur und auch nicht zu Lasten von Personen in Billiglohnländern.*“ ist das Motto der Initiativen (Garteln in Wien o. J.).

Angebaut wird auf Ackerflächen, in Gewächshäusern oder auch auf Dachflächen in der Stadt. Die Gruppe der CMA - meist Menschen ohne professionellen gärtnerischen Hintergrund - pachtet dazu ein Stück Anbaufläche, um dieses gemeinschaftlich zu bewirtschaften und zu gestalten. CMAs sind dabei sehr ähnlich wie Gemeinschaftsgärten organisiert, jedoch wird die Anbaufläche in der Regel nicht parzelliert (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview LaaerbergbauerInnen 2019; Interview LobauerInnen" 2019; Interview Wilde Rauke 2019). Je nach Kompetenzen und persönlichen Möglichkeiten der beteiligten Personen wird die Fläche gemeinsam bewirtschaftet und die Ernte im Verhältnis zur geleisteten Arbeit aufgeteilt. Diese Arbeitsaufteilung führt dazu, dass die GärtnerInnen sich voll und ganz auf einen Aufgabenbereich fokussieren können, was die Erträge steigern und den Ressourcen- und Arbeitsaufwand minimieren soll. Der Anbau nach ökologischen Richtlinien hat dabei einen

hohen Stellenwert und es wird versucht mit möglichst niedrigem Einsatz von Maschinen und externen Energiequellen zu arbeiten.

Im Gegensatz zu Gemeinschaftsgärten werden CMAs bislang nicht mit Fördermitteln der Stadt unterstützt (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview LaaerbergbauerInnen 2019; Interview LobauerInnen" 2019; Interview Wilde Rauke 2019). Die meist als Verein organisierten Gruppen teilen sich die Kosten der Pacht und etwaiger Anschaffungen untereinander auf. Für Menschen mit geringen finanziellen Mitteln gibt es meist die Möglichkeit auf eine Reduktion der Beiträge, damit das gemeinsame Gärtnern nicht nur bessergestellten Gesellschaftsmitgliedern vorbehalten ist (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview LaaerbergbauerInnen 2019; Interview LobauerInnen" 2019; Interview Wilde Rauke 2019).

Auch wenn die Selbstversorgung und die gemeinsame Gestaltung bei den meisten Mitgliedern an oberster Stelle stehen, sind CMAs – ähnlich zu den Gemeinschaftsgärten – durchaus auch ein Ort, welcher Raum für Begegnung, Weitergabe von Wissen, Forschen, Experimentieren sowie soziales Miteinander aller Altersgruppen bietet (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview LaaerbergbauerInnen 2019; Interview LobauerInnen" 2019; Interview Wilde Rauke 2019).

Da das Konzept erst vor einigen Jahren ins Leben gerufen wurde, ist die Idee bisher – in dieser speziellen Form – nicht über die Wiener Stadtgrenzen hinausgetragen worden. Zurzeit existieren sieben CMA Projekte in der Bundeshauptstadt (Garteln in Wien o. J.): im 6., 10., 21., und 22. Wiener Gemeindebezirk.

2.5.5 Gemeinschaftliche Dachgärten

Hinsichtlich ihres Konzepts sind gemeinschaftliche Dachgärten meist wie Gemeinschaftsgärten (Orsini et al. 2014, S. 782) oder auch CMAs (siehe Kapitel 3.5.2) organisiert. Prinzipiell kommen dafür sämtliche Dachflächen in Frage, die die statischen und sicherheitstechnischen Voraussetzungen erfüllen. Die AutorInnen rund um das Projekt „*Es wächst etwas auf dem Dach*“ (ZALF 2013, S. 20) haben in ihrer Untersuchung vier Faktoren bestimmt, die die Eignung eines Daches für die Nutzung als Dachgarten beeinflussen:

- i. Der Neigungswinkel des Daches ist entscheidend. Flachdächer sind für die Nutzung am besten geeignet. Je nach geplanter Anbaumethode können auch leicht geneigte Dächer für den Gemüseanbau in Frage kommen.
- ii. Je nach Dachkonstruktion sind sehr unterschiedliche Voraussetzungen hinsichtlich Bauphysik und Traglasten pro m² zu befolgen. Dies bestimmt, welche Anbauform (Gewächshaus, Hochbeete, etc.) welche Mengen und welche Art des Substrats für die Dachfarm in Frage kommen. Unter Umständen ist der Anbau erst nach einer Verstärkung der statischen Konstruktion möglich.
- iii. Je nach Lage des Daches ist die Zeit der möglichen Sonnenstunden sehr unterschiedlich. Eine ausreichende Besonnung ist für das Pflanzenwachstum notwendig, wobei auch zu starke Hitzeentwicklung zu eingeschränktem Wachstum führen kann.
- iv. Je nach Projekt muss die Zugänglichkeit zu der Dachfläche für alle Beteiligten möglich sein. Die baulichen und organisatorischen Rahmenbedingungen müssen entsprechend erfüllt sein.

Je nach Typ des gemeinschaftlichen Dachgartens stehen zudem auch unterschiedliche Schwerpunkte und Zielgruppen im Mittelpunkt (ZALF 2013, S. 12). Bei Projekten, die auf die Eigenversorgung und die Erholung durch gärtnerische Aktivität im städtischen Umfeld abzielen, eignen sich vor allem Dächer von Wohnhäusern oder Firmen, damit die

HausbewohnerInnen bzw. die Beschäftigten das Gärtnern bestmöglich in ihren Alltag integrieren können. Auf Schulen, Jugendzentren oder auch Krankenhäusern können Projekte realisiert werden, wobei neben dem Gärtnern auch die Vermittlung von gesundheitlichem und ökologischem Wissen, sowie das soziale Miteinander eine hohe Priorität haben. Im Gegensatz zu den kommerziellen Dachfarmen bauen die gemeinschaftlichen größtenteils unter freiem Himmel an und haben dadurch einen weit geringeren Bedarf an Infrastruktur und Ressourcen.

Die meist von privaten Gruppen initiierten Projekte wurden bereits in vielen Städten verwirklicht. In Bologna existiert seit 2011 ein Gemeinschaftsdachgarten auf einem sozialen Wohnbau (BiodiverCity o. J.). Das Projekt wird von der Universität Bologna unterstützt und war schon mehrfach Teil von Untersuchungen zu nachhaltiger Stadtentwicklung (Orsini et al. 2014; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015; Sanyé-Mengual, Specht, et al. 2018). In Barcelona wurde 2018 ein Gemeinschaftsdachgarten mit Fokus auf Menschen mit Beeinträchtigungen ins Leben gerufen (BCNUEJ o. J.). Damit soll Menschen ermöglicht werden körperlich aktiv zu werden, soziale Kontakte zu knüpfen, Stress abzubauen und ihr Wohlergehen zu steigern.

In Wien fasst der Trend des Gemüseanbaus auf Dachflächen bislang nur zögerlich Fuß. In der autofreien Mustersiedlung in Wien Floridsdorf wird in 42 Hochbeeten auf den Dachflächen der Wohnanlagen Obst und Gemüse angebaut (Autofreie Siedlung o. J.). Auch im 6. Wiener Gemeindebezirk existiert seit 2015 ein gemeinschaftlicher Dachgarten auf dem 2.000 m² großen Dach einer Parkgarage (Gartenpolylog o. J.). Bei den übrigen Dachgärten, wie beispielsweise jenem der Sargfabrik (Sargfabrik o. J.), steht eher der Erholungsraum als der gemeinschaftliche Anbau im Vordergrund.

2.5.6 Kommerzielle Dachfarmen

Die Voraussetzungen, die ein Dach für die Errichtung einer kommerziellen Dachfarm erfüllen muss, sind jener der gemeinschaftlichen sehr ähnlich. Jedoch ist der Bedarf an Ressourcen und technischem Know-how meist weit höher: Die für den Markt ausgerichtete Produktion setzt meist auf hochtechnologische Praktiken wie Hydroponik oder Aeroponik unter kontrollierten Anbaubedingungen in Glashäusern – dadurch sollen die Erträge maximiert und die finanziellen Kosten sowie die Umweltbelastungen minimiert werden (Sanyé-Mengual 2015, S. 19). Eine Sonderform, die bezüglich Ressourcenschonung im Anbauprozess besonders hohes Potenzial aufweist, sind die sogenannten *Integrated Rooftop-greenhouses (iRTG)*. Dabei werden sowohl die Abwärme, als auch das Abwasser des Gebäudes genutzt, wodurch der laufende Wasser- und Energiebedarf deutlich gesenkt werden können (Pons et al. 2015). Bisher gestaltet sich die Umsetzung derartiger Projekte bei bestehenden Gebäuden jedoch noch schwierig.

Der kommerzielle Anbau direkt in der Stadt geht mit einer Reihe potenzieller Synergien und Vorteile in der Lebensmittelkette einher. Durch den oftmals direkten Verkauf am Produktionsstandort wird eine Menge an energieintensiver Liefer- und Lagerungsinfrastruktur eingespart und es entstehen durch den Wegfall des Transports weniger Lebensmittelabfälle (Specht et al. 2014, S. 40). Ein weiterer Vorteil ist der engere Kontakt von ProduzentInnen und KonsumentInnen, welcher unter anderem zu mehr Transparenz und Vertrauen führt (Schulz et al. 2013, S. 31).

Initiatoren sind meist innovative Start-ups oder bestehende landwirtschaftliche Betriebe, welche versuchen, neue Märkte im städtischen Umfeld zu erschließen (ZALF 2013, S. 12). Viele der bereits etablierten Projekte befinden sich in Nordamerika. Bekanntes Beispiel ist die „Brooklyn Grange“ (Brooklyn Grange Farm o. J.) in New York, welche das Dach eines ehemaligen Industriegebäudes bewirtschaftet. Weiters errichtete „Lufa Farms“ (Lufa Farms o. J.) in Canada das erste kommerzielle Dachglashaus der Welt. „Gotham Greens“ (Gotham

Greens o. J.) in New York baut in einem 1.400 m² großen Dachglashaus mittels Hydroponik-System Gemüse an. Beide Firmen haben bereits weitere Projekte verwirklicht.

In Europa befinden sich viele Projekte dieser Art noch in der Aufbauphase. Eines der wenigen bereits laufenden Projekte befindet sich in den Niederlanden, auf einer ehemaligen Philips-Fabrik. Hier produziert „Space and Matter“ (Space and Matter o. J.) seit 2016 Fisch und Gemüse in einem Aquaponik-Dachglashaus. „Dakakker“ (Dakakker o. J.), ein ebenfalls in den Niederlanden verortetes Projekt, befindet sich an der Schnittstelle von Kommerzialisierung, Gemeinschaft und Bildung. Hier werden Gemüse und Honig produziert und verkauft sowie Workshops und Exkursionen angeboten, alles unter freiem Himmel. In Paris entsteht gerade die vorerst größte Dachfarm Europas (The Guardian o. J.). Auf etwa 14.000 m² Fläche soll sie in der Hochsaison künftig 1.000 kg Gemüse und Obst pro Tag produzieren. Ein vom Institut für Umweltwissenschaften und Technologie (ICTA) gestütztes Projekt zur Erforschung von *iRTGs* befindet sich seit 2014 in Barcelona: Ein gebäudeintegriertes Dachglashaus auf dem Institutsgebäude (Pons et al. 2015; Sanyé-Mengual 2015).

Weder in Wien noch in ganz Österreich, existieren bisher vergleichbare Projekte. Im Rahmen der Biennale 2017 in Wien wurde lediglich das Pilotprojekt „Urban Oasis“ (VFI o. J.) gestartet, in dem die Abwärme eines U-Bahn-Schachts zur Beheizung eines kleinen Glashauses genutzt wurde. Obwohl die Testphase positiv verlaufen ist, folgen bisher allerdings keine weiteren Projekte in diese Richtung.

2.5.7 Indoor Farmen

Indoor Farmen – oft auch *vertical farms* genannt – setzen meist auf hochtechnologische und automatisierte Anbaumethoden innerhalb von Gebäuden. Die „high tech answer to local food movements“ (Vogl 2008, S. 752) versucht dabei – ähnlich den *iRTGs* – möglichst viele Synergien zwischen dem Gebäude und dem Gemüseanbau zu nutzen.

Geprägt wurde das Konzept von Dickson Despommier (Despommier 2011), einem visionären Akteur in Sachen *vertical farming*. Meist werden die Pflanzen mittels Aqua- oder Hydroponik-Systemen in Regalen übereinandergestapelt und dabei entweder mittels natürlichem Sonnenlicht, LEDs, oder einer Mischung der beiden Quellen, mit dem nötigen Lichtspektrum versorgt (Benke und Tomkins 2017). Durch die kontrollierten Anbaubedingungen kann unabhängig von saisonalen Licht- und Wetterbedingungen sowie weitgehend ohne den Einsatz von Pestiziden gewirtschaftet werden (Benke und Tomkins 2017). Hinzu kommen die erwähnten potenziellen Synergien und Vorteile, die mit der Produktion im städtischen Umfeld einhergehen.

Trotz ihrer vielen Vorteile haben *Indoor Farmen* nach wie vor einen hohen Bedarf an Ressourcen und Energie, wodurch ihre Umweltbilanz im Vergleich zu vielen anderen Anbauformen bisher noch schlechter abschneidet (Martin und Molin 2019). Ein höherer Anteil erneuerbarer Energiequellen im Strommix sowie effizientere Beleuchtungssysteme könnten diesen Nachteil in Zukunft ausgleichen (Martin und Molin 2019).

Viele derartige Projekte versuchen dabei, leerstehende Gebäudeflächen für den Anbau zu nutzen. Das Projekt „The Plant“ (The Plant Chicago o. J.) in Chicago nutzt beispielsweise ein altes Industriegebäude, das zuvor Verpackungen von Fleischwaren herstellte. In New York wurde ein altes Stahlwerk von der Firma „AeroFarms“ (Aero Farms o. J.) zu einer vertikalen Farm umfunktioniert. Die Firma „InFarm“ (In Farm o. J.) aus Berlin versucht hingegen, fertige Produktionsmodule direkt dort zu installieren, wo die Lebensmittel gebraucht werden, beispielsweise in Restaurants oder Supermärkten.

Ein wichtiger Akteur in Wien ist zurzeit das „Vertical Farm Institute“ (VFI o. J.), gemeinsam mit anderen AkteurInnen innovativer urbaner Lebensmittelversorgung wird am Zukunftshof

(Zukunftshof o. J.) im 10. Wiener Gemeindebezirk gerade eine der ersten vertikalen Farmen Wiens errichtet.

Zwar nicht vertikal, aber gebäudeintern, betreibt die Firma „Blün“ (Blün o. J.) im 22. Wiener Gemeindebezirk am Stadtrand eine Aquaponik-Farm, in der Fische, frisches Gemüse und Kräuter produziert werden.

Eine ähnliche Form der Lebensmittelproduktion, die allerdings meist mit einem geringeren Bedarf an Energie und Ressourcen auskommt, ist die Pilzzucht in der Stadt. Seit 2015 produziert „Hut und Stiel“ (Hut und Stiel o. J.) in einem Gebäude im 22. Wiener Gemeindebezirk Speisepilze auf Basis von Kaffeesudresten, die das Unternehmen von diversen Kaffeehäusern zur Verfügung gestellt bekommt.

2.6 Urbane Landwirtschaft und nachhaltige Stadtentwicklung

UL hat das Potenzial auf sozialer, ökologischer und ökonomischer Ebene positive Impulse in Richtung einer nachhaltigen Stadtentwicklung beizutragen. Anknüpfend an Kapitel 2.4 und im Kontext der vorgestellten Formen UL (Kapitel 2.5), werden folgend mögliche Synergien, Potenziale und Herausforderungen von UL und nachhaltiger Stadtentwicklung entlang sozialer, ökologischer und ökonomischer Faktoren im Detail diskutiert.

2.6.1 Die soziale Dimension

Viele Untersuchungen deuten darauf hin, dass sich UL positiv auf das soziale Gefüge einer Stadt auswirken kann. Ein oftmals hervorgebrachtes Argument für UL ist deren potenzieller Beitrag zur Steigerung der Ernährungssicherheit in Städten. Obwohl UL vor allem im globalen Süden viele StadtbewohnerInnen vor chronischer Unterernährung bewahrt (Orsini et al. 2013), ist dieser Aspekt auch im globalen Norden nach wie vor von Bedeutung. In Städten des globalen Nordens trägt UL beispielsweise dazu bei, dass frische und gesunde Lebensmittel vermehrt auch für benachteiligte Bevölkerungsgruppen verfügbar sind (Algert et al. 2016; Martin et al. 2016). Viele Initiativen UL sind getragen von der Idee der Ernährungssouveränität, also dem Recht aller Menschen auf gesunde, kulturell entsprechende und nachhaltig produzierte Nahrungsmittel. Hier kann UL zu einer Reduktion der Ungleichheit und zu einer verbesserten Ernährungsqualität der Stadtbevölkerung beitragen (Martin et al. 2016, S. 10).

Einige Untersuchungen haben das Produktionspotenzial UL aus verschiedenen Perspektiven betrachtet (Grewal und Grewal 2012; McClintock et al. 2013; Orsini et al. 2014). In Cleveland könnten unter verschiedenen Szenarien 4-18% der gesamt verzehrten Lebensmittelmasse in der Stadt produziert werden (Grewal und Grewal 2012). Da in den Szenarios allerdings hauptsächlich von Gemüseanbau ausgegangen wird – und Gemüse zu großen Teilen aus Wasser besteht – schwankt der reale Beitrag zur Lebensmittelversorgung zwischen 1,8 und 7,3% (Grewal und Grewal 2012). In Oakland könnten durch die Produktion auf 6,5% der potenziell landwirtschaftlich nutzbaren Bodenflächen zwischen 3% und 7,3% des gesamten Lebensmittelbedarfs der Stadt gedeckt werden (McClintock et al. 2013). Für Bologna gehen Orsini et al. (2014) davon aus, dass durch die Nutzung aller geeigneten Dachflächen etwa 77% des gesamten Gemüsebedarfs der Stadt produziert werden könnten. Für die englische Stadt Sheffield haben Edmondson et al. (2020) sämtliche potenziell für den Anbau in Frage kommenden Boden- und Dachflächen identifiziert. Sie gehen auf Grundlage ihrer Berechnungen davon aus, dass auf diesen Flächen ohne weiteres der Obst- und Gemüsebedarf der Stadtbevölkerung produziert werden könnte. Obwohl diesen Studien sehr unterschiedliche Annahmen und Berechnungen zugrunde liegen, deuten sie dennoch darauf

hin, dass UL einen wesentlichen Beitrag zu einem lokal vernetzten Ernährungssystem leisten kann.

Viele Anbauformen tragen zu einer Ausweitung des urbanen Grünraums bei, was wiederum mit einer Steigerung der Gesundheit der Stadtbevölkerung in Verbindung gebracht werden kann (Brown und Jameton 2000; Hartig et al. 2014). Damit bietet UL den StadtbewohnerInnen eine Möglichkeit, sich in einem natürlichen Umfeld aufzuhalten und körperlich zu betätigen, was sowohl die körperliche, als auch die psychische Gesundheit (Martin et al. 2016, S. 10) positiv beeinflussen kann.

Einen noch bedeutsameren Beitrag leisten gemeinschaftliche UL-Initiativen bei der Vermittlung von Wissen zu natürlichen Nährstoffkreisläufen, Lebensmitteln und deren Anbaumethoden. Viele Initiativen schaffen einen Raum, der es zulässt zu lernen, zu erforschen, auszuprobieren, sich auszutauschen, und zwar nicht nur hinsichtlich Themen des Gemüseanbaus, sondern auch hinsichtlich der Stärkung sozialer Netzwerke und Fähigkeiten, sowie verschiedener Formen des Zusammenlebens (Rogge et al. 2018, S. 2–3). Martin et al. (2016: 11) folgern, dass mit Hilfe dieses aktiven Lernprozesses ein nachhaltigerer Lerneffekt erzielt werden kann, als mit anderen Umweltbildungsprogrammen. Vor allem im Kontext von Schul- und Bildungseinrichtungen gelten derartige Projekte als sehr sinnvoll und auf vielen Ebenen erfolgreich (Rogers 2018). Darüber hinaus ermöglichen viele Gemeinschaftsprojekte durch Workshops, Trainings und Touren auch einer breiteren Öffentlichkeit, an diesem Wissen teilzuhaben (Tuijl et al. 2018, S. 15).

Nicht zuletzt treffen bei vielen gemeinschaftlichen Projekten Menschen mit verschiedenen sozialen und kulturellen Hintergründen aufeinander, wodurch der gesellschaftliche Zusammenhalt und kulturelle Austausch während des gemeinsamen Gärtnerns gefördert wird (Rogge et al. 2018; Stefani et al. 2018). Eine besondere Form des gemeinsamen Gärtnerns stellen interkulturelle Gärten dar (BMU 2015, S. 7). Hier gärtnern MigrantInnen und Einheimische Seite an Seite, tauschen Wissen und Erfahrungen aus, bauen Brücken und fördern damit die Integration (BMU 2015, S. 7). Andere Projekte unterstützen Menschen vom Rande der Gesellschaft dabei, sich wieder zu integrieren, wie beispielsweise in der CMA „Wilde Rauke“ (Kapitel 3.5.2), wo schwer vermittelbare Jugendliche auf Jobsuche Arbeits- und Trainingserfahrung sammeln können – oder bei einem Garten-Projekt in den USA (Masi et al. 2014), das Ex-Häftlingen den Weg zurück in die Gesellschaft erleichtern soll.

2.6.2 Die ökologische Dimension

UL kann auf vielen Ebenen zu einer ökologischen Stadtentwicklung beitragen und stellt eine Reihe an Ökosystemdienstleistungen bereit. Wie alle urbanen Grünflächen, können auch alle bodengebundenen Formen UL, sowie offene Dachgärten zur grünen Infrastruktur einer Stadt gezählt werden. Grüne Infrastruktur kann als zusammenhängendes geplantes Netzwerk verschiedener natürlicher und naturnaher Flächen verstanden werden, die sehr unterschiedliche Funktionen erfüllen (Coutts und Hahn 2015). Unter anderem führt dieses zu einer Verbesserung des urbanen Mikroklimas und damit zu einer Reduktion des Hitzeinseleffekts in dicht verbauten Stadtteilen, schafft Lebensräume für diverse Tier- und Pflanzenarten und erhöht dadurch die genetische Vielfalt in der Stadt, auch über die Grenzen der Gärten hinaus (Lin et al. 2015: 3). Der Hitzeinseleffekt beschreibt das Phänomen einer starken Hitzeakkumulation in dicht bebauten Stadtgebieten, die – auf Grund der Materialbeschaffenheit – oft auch in den Nachtstunden nur geringfügig abnimmt. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Effekt im Zuge der Klimaerwärmung verstärkt und häufiger auftreten wird (Haas et al. 2018).

Das wurzeldurchsetzte Anbausubstrat der Gärten ist zudem in der Lage, große Niederschlagsmengen zu speichern und verzögert wieder abzugeben. Insbesondere bei bepflanzten Dachflächen, an denen das Regenwasser ohne Bepflanzung ansonsten sehr schnell abfließen würde, kann dies zu einer Entlastung des Kanalsystems und damit zur Vermeidung örtlicher Überschwemmungen beitragen (Stovin 2010; Whittinghill et al. 2015). Durch die Verwendung von Regenwassersammelsystemen fungieren beispielsweise auch Dachglashäuser auf ähnliche Weise (Thomaier et al. 2015, S. 6).

Durch das hohe Bevölkerungsaufkommen, die verdichteten materiellen und wirtschaftlichen Strukturen und dem damit verbundenen Ressourcen- und Energieverbrauch, sind die THGE in städtischen Gebieten meist besonders hoch. UL könnte dabei helfen, diese Emissionen teilweise zu kompensieren, indem Kohlenstoff sequestriert und im Boden gespeichert wird. Kulak et al. (2013) berechneten, dass eine Gemeinschaftsfarm in London die THGE potenziell um 34 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Hektar reduzieren kann. Auch wenn dies im Vergleich zu den Emissionen einer Stadt gering erscheint, sind die Einsparungen höher als die Kohlenstoffsequestrationsraten von urbanen Park- und Waldflächen (Kulak et al. 2013). Dazu konnten Edmondson et al. (2014) zeigen, dass die Bodenqualität bei den meisten Anbauformen durch die Zugabe von Kompost und biologischen Düngemitteln aufgebaut sowie aufrechterhalten wird und damit Kohlenstoff in den Boden eingelagert wird.

Studien wie diese deuten darauf hin, dass UL die THGE auf dem Produktionsstandort verringern kann, während eine größere Verfügbarkeit urban produzierter Lebensmittel Emissionen durch Transport, Lagerung, Verpackung und Ausschussware einsparen könnte. Theurl (2016) betont in ihrer Untersuchung zum Klimaaspekt lokaler Nahrungsmittelsysteme allerdings, dass die Transportemissionen pro kg Produkt, abhängig von der Art des Produkts, oftmals wesentlich geringer sind als die THGE, die auf die jeweilige landwirtschaftliche Produktionsweise zurückzuführen sind. Wichtig ist es hierbei die absoluten Zahlen und nicht nur das Verhältnis der Produktions- und Transportemissionen zu beachten: Tomaten, welche mit Hilfe von künstlicher Beleuchtung und Beheizung produziert werden, emittieren pro kg bereits während der Produktion sehr hohe Mengen an THGE, wodurch der anschließende Transport verhältnismäßig gering ausfällt. Bei Tomaten aus biologischem Anbau können die Transportemissionen pro kg durch die emissionsarme Produktion mit bis zu 50% der Gesamtemissionen wesentlich stärker ins Gewicht fallen. Auf der anderen Seite konnten Benis und Ferrão (2017) zeigen, dass die THGE des Ernährungssystems in Lissabon durch eine Ausweitung UL wesentlich reduziert werden können, wobei die vermiedenen Lebensmittelabfälle durch kürzere Distributionswege hier den größten Einfluss haben.

In Städten fallen große Mengen an organischem Abfall in Form von Baum- und Strauchschnitt, Laub, Lebensmittelresten und teilweise Tiermist an. UL bietet die Möglichkeit, diese potenziellen Ressourcen zu nutzen und damit lokale Nährstoffkreisläufe zu schließen (Specht et al. 2014, S. 41). Laut Dorr et al. (2017) können die THGE durch den Einsatz von lokalem Kompost, als Ersatz von anderen Substraten und Düngemitteln, deutlich gesenkt werden. Darüber hinaus zeigte Grard et al. (2018), dass die Verwendung von städtischem Kompost als Substrat für Dachgärten mit einer Reihe an Ökosystemdienstleistungen, wie beispielsweise einer hohen Wasserspeicherkapazität, einhergeht. Eine Sonderform hinsichtlich Nährstoffkreisläufen stellt Aquaponik dar; durch die Koppelung von Fisch- und Gemüsezucht kommt diese Anbauform – bis auf die verstoffwechselte Fischnahrung – ohne äußere Inputs von Nährstoffen aus (Graber et al. 2011).

Durch die Integration gebäudegebundener Anbauformen in das städtische Umfeld ergeben sich zudem einige Möglichkeiten zur Einsparung, Wiederverwertung und synergetischen Nutzung von Wasser und Energie. Eine Übersichtsarbeit von Thomaier et al. (2015) zu

gebäudegebundenen Anbauformen zeigt, dass viele dieser Projekte durch den Einsatz von Hydro- und Aeroponik-Systemen für die gleichen Erntemengen bis zu 75% weniger Wasser benötigen, als die konventionelle Landwirtschaft. Dazu kann der externe Wasserbedarf durch die Nutzung des gebäudeeigenen Grauwassers⁸ zusätzlich reduziert werden (Thomaier et al. 2015).

Hinsichtlich Energie können gebäudegebundene Anbauformen zu einer höheren Energieeffizienz von Wohn- und Industriegebäuden beitragen (Thomaier et al. 2015). Bei offenen Dachgärten ergeben sich die gleichen Vorteile, wie sie bei Gründächern bereits länger erforscht sind: Die Substratschicht heizt sich wesentlich geringer auf, als andere Deckungsmaterialien, wirkt isolierend und verbessert so die Energiebilanz des Gebäudes (Castleton et al. 2010). Bei Dachglashäusern ergeben sich ähnliche Effekte: Das Glashaus wirkt ebenfalls als zusätzliche Isolationsschicht des Gebäudes. Zudem können gebäudeintegrierte Systeme Wärmeenergie einsparen, indem sie überschüssige Abwärme des Gebäudes zur Beheizung nutzen (Thomaier et al. 2015, S. 6).

Ökobilanzierungen verschiedener Formen urbaner Landwirtschaft

Der potenzielle Beitrag UL hinsichtlich der ökologischen Nachhaltigkeitsaspekte wurde bereits in vielen Studien von der System- bis zur nationalen Ebene untersucht und fokussiert meist auf den Vergleich mit konventionellen Anbausystemen (Hall et al. 2014; Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Goldstein et al. 2016; Benis und Ferrão 2017; Dorr et al. 2017; Sanjuan-Delmás et al. 2018; Piezer et al. 2019). Die Ergebnisse der Ökobilanzierungen hängen dabei wesentlich mit den Anbauformen, deren Management und den klimatischen Bedingungen des Anbauortes zusammen.

Bei Studien aus klimatisch wärmeren Gebieten sind vor allem die Vorteile kürzerer Distributionsketten (wie reduzierter Transport, Verpackungen und Lagerung), sowie die darauf resultierenden Emissionseinsparungen, hervorzuheben (Sanyé-Mengual 2015; Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Benis und Ferrão 2017; Cleveland et al. 2017; Pérez-Neira und Grollmus-Venegas 2018; Sanjuan-Delmás et al. 2018). Diese Vorteile zeigen sich – bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus der Lebensmittelproduktion – über verschiedene Anbauformen und -systeme hinweg: Von integrierten Glashäusern auf Dächern (Sanjuan-Delmás et al. 2018), über gemeinschaftliche Dachgärten (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015), bis hin zum Anbau in privaten Gärten (Cleveland et al. 2017) ergeben sich laut den AutorInnen – hinsichtlich der THGE – Vorteile gegenüber konventionell produziertem Gemüse.

Bisherige Studien aus kühleren Regionen deuten darauf hin, dass die potenziellen Vorteile stärker von den jeweiligen Anbauformen, dem eingesetzten System, dessen Management und den erzielten Erträgen abhängen (Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017). Diese Faktoren bestimmen hierbei wesentlich, ob UL ökologische Vorteile gegenüber konventioneller Landwirtschaft bietet und damit zu einer Senkung der THGE des Ernährungssystems beitragen kann (Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017). Goldstein et al. (2016) berechneten unter anderem die THGE einer Dachfarm in Boston und verglichen ihre Ergebnisse anschließend mit der gleichen Fläche an Photovoltaikpanelen. Die AutorInnen schließen daraus, dass die energetische Nutzung urbaner Dachflächen mittels Photovoltaikpanelen in klimatisch kühleren Regionen hinsichtlich der THGE und unter den derzeitigen Bedingungen gegenüber dem Gemüseanbau zu bevorzugen ist.

⁸ Unter Grauwasser wird gering verschmutztes (fäkalienfreies) Abwasser verstanden, das etwa beim Duschen, Baden oder Händewaschen anfällt.

Eine Untersuchung einer Indoor-Hydroponik-Farm in Schweden hebt die guten Erträge, die mit dieser Anbauform erzielt werden können, hervor, zeigt aber auf, dass die Umweltauswirkungen der hohen Inputs an Energie und Materialien diese Anbauform bislang meist nicht rechtfertigen (Martin und Molin 2019).

2.6.3 Die ökonomische Dimension

Die Integration verschiedener Anbauformen in das städtische Umfeld geht auch auf ökonomischer Ebene mit einigen Vorteilen einher. Wie schon auf der ökologischen Seite, können durch die Reduktion von Transportwegen, Lagerung und Verpackungsmaterial nicht nur Emissionen, sondern auch Kosten eingespart werden (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Sanjuan-Delmás et al. 2018). Gleichzeitig können ProduzentInnen im Stadtgebiet wesentlich flexibler auf Markt- und Nachfrageänderungen reagieren (Schulz et al. 2013, S. 30). Insbesondere integrierte Glashäuser auf Supermarktdächern, wie jenes von *Gotham Greens* (Gotham Greens o. J.) in New York, können von diesen Effekten sowie der oben erwähnten synergetischen Nutzung von Wasser und Energie profitieren. Zusätzlich kann der enge Kontakt von ProduzentInnen und KonsumentInnen durch Erlebnis- und Bildungsveranstaltungen zur Vertrauensbildung und zu mehr Transparenz beim urbanen Ernährungssystem beitragen (Schulz et al. 2013, S. 30).

Der kommerzielle Anbau und Vertrieb von Lebensmitteln in der Stadt trägt zudem zu einer Diversifizierung der lokalen Wirtschaft bei und schafft damit neue Arbeitsplätze in der Produktion, dem Verkauf und der Zuliefererkette (Sanyé-Mengual et al. 2019). Darüber hinaus trägt UL zur Forschung, Entwicklung und Wissensbildung bei. Viele der technologischen Anbauformen sind bzw. waren Pionierprojekte und dienen oftmals als Labor, um neue urbanspezifische Anbautechnologien zu testen und zu erforschen. So haben einige urbane Farmen ein Forschungs- und Entwicklungslabor am Produktionsstandort, wie die *Sky Green Farm* (Sky Greens o. J.) in Singapur, oder sie sind direkt mit einer Forschungseinrichtung verknüpft, wie das Dachglashaus am Institut für Umweltwissenschaften und Technologie (ICTA) (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015).

Solidarische ökonomische Modelle wie CSA und Selbsterntefelder ermöglichen es den städtischen LandwirtInnen, ohne den Preis- und Produktionsdruck des Marktes in einem Zusammenschluss mit den KonsumentInnen zu produzieren bzw. zu arbeiten (Engel et al. 2016; Opitz et al. 2017; Krikser et al. 2019). Dabei werden das gegenseitige Vertrauen sowie die Transparenz über die Produktionsabläufe gestärkt und den BäuerInnen wird bestenfalls ermöglicht, möglichst nachhaltige Bewirtschaftungsmethoden einzusetzen. Nicht zuletzt ist den BäuerInnen durch diese Konzepte potenziell ein regelmäßiges Einkommen abseits der globalen Marktlogik gesichert.

Ein bisher wenig beachteter Aspekt UL geht auf die oben beschriebenen Effekte des Gärtnerns auf die physische und psychische Gesundheit sowie dessen integrative und gemeinschaftsbildende Momente zurück. Bei einer Ausweitung dieser Initiativen könnten demnach die volkswirtschaftlichen Ausgaben im Gesundheits- und Sozialwesen entlastet werden (Brown und Jameton 2000; Sanyé-Mengual et al. 2019, S. 15). Zudem müssten Städte für die von Garteninitiativen betreuten Flächen weniger Geld für die Instandhaltung investieren: Eine Studie aus San Francisco beziffert diesen Betrag mit durchschnittlich 4.100 USD pro Garten und Jahr (Golden 2013, S. 14).

In einer Stakeholder-Befragung zu den Vor- und Nachteilen UL von Sanyé-Mengual et al. (2019) wird positiv hervorgehoben, dass den Mitgliedern von Gärtnerinitiativen durch die Selbstversorgung insgesamt geringere Kosten für die Nahrungsmittelversorgung entstehen. Glavan et al. (2016) bestätigt diese Einschätzung prinzipiell, jedoch muss für die

Bewirtschaftung oftmals viel Zeit investiert werden – Zeit, die nicht in diese Berechnung miteingeflossen ist. Krikser et al. (2019) zeigen, dass GemeinschaftsgärtnerInnen eine andere Idee von Kosten und Nutzen in den Vordergrund stellen und auch den vielen sozialen Aspekten – neben den angebauten Lebensmitteln – viel Wert zuschreiben.

2.6.4 Herausforderungen, Barrieren und Risiken

Trotz all der im vorigen Abschnitt beschriebenen potenziellen Vorteile von UL, gibt es nach wie vor auch einige Hürden und Herausforderungen, die eine Ausweitung bisher erschweren. Mit fortschreitender Urbanisierung wird in Zukunft immer mehr Platz für Wohnraum, Infrastruktur und Straßen benötigt werden (Angel et al. 2011; John et al. 2019). Abhängig von der räumlichen Lage sind der Erhalt und die Ausweitung von bodengebundenen Anbauformen demnach meist mit einigen Nutzungskonflikten verbunden, die gemeinsam mit allen beteiligten AkteurInnen verhandelt werden müssen (Schmidt 2016, S. 104–106). Die Projekte zählen oftmals nur eine geringe Anzahl an Beteiligten und benötigen dafür öffentliche Flächen, die möglicherweise für Parks, Erholungsflächen, Wohnraum oder Infrastruktur genutzt werden könnten (Schmidt 2016, S. 104–106). Hier gilt es in Zukunft Lösungen zu finden, die alle Aspekte in dieser Debatte und vor allem die vielschichtigen und unterschiedlichen Bedürfnisse der Stadtbevölkerung, berücksichtigen.

Doch nicht nur die Ausweitung bodengebundener Anbauformen geht mit potenziellen Nutzungskonflikten einher. Die Dachflächen urbaner Gebiete werden oftmals auch hinsichtlich ihres Energiegewinnungspotenzials mittels Photovoltaikpanelen diskutiert (Mansouri Kouhestani et al. 2019). Wie weiter oben bereits erwähnt, berechnen Goldstein et al. (2016), dass die energetische Nutzung von Dachflächen in nördlichen Städten der USA aus Sicht der THGE-Vermeidung dem Gemüseanbau zu bevorzugen ist. Eine kontextspezifische Abwägung der Vor- und Nachteile – auch unter Einbezug weiterer ökologischer und gesellschaftlicher Aspekte – sollte demnach jeder Planung derartiger Projekte vorangehen.

Viele der für Gemeinschaftsprojekte genutzten Flächen sind nur für eine Zwischennutzung genehmigt (Schulz et al. 2013, S. 26). Daher versuchen viele Initiativen, auf ungenutzte Brach- oder Dachflächen auszuweichen, was aufgrund von Boden- und Gebäudespekulation letzten Endes auch auf diesen Flächen die langfristige Planungssicherheit einschränkt (Schulz et al. 2013, S. 26). Solange viele Projekte also nur als Zwischennutzung geduldet werden, sind die vielen positiven sozialen, ökologischen und ökonomischen Effekte nur von beschränkter Dauer.

Gemeinschaftsprojekte gehen zwar wie oben beschrieben mit einer Reihe an positiven Begleiteffekten einher, dafür ist allerdings ein hoher Grad an Selbstorganisation und Planung, die für manche TeilnehmerInnen nicht selten mehr Zeit als das eigentliche Gärtnern in Anspruch nehmen, nötig (Krikser et al. 2019). Gespräche mit LeiterInnen derartiger Projekte in Wien haben auch gezeigt, dass die Vereinbarkeit verschiedener Ideen, Erwartungen und Motivationen sowie die Überwindung etwaiger Sprachbarrieren bei sehr diversen Gruppen mitunter eine Schwierigkeit darstellen können (Interview LaaerbergbauerInnen 2019; Interview LobauerInnen" 2019).

Exner und Schützenberger (2018) konnten in ihrer Untersuchung zu Gemeinschaftsgärten in Wien zudem feststellen, dass deren Mitglieder in soziokultureller Hinsicht meist deutlich von der Durchschnittsbevölkerung Wiens abweichen. Vor allem in Projekten, die von interessierten BürgerInnen initiiert wurden, ist der Großteil der Mitglieder der „creative class“ (Exner und Schützenberger 2018, S. 193) zugehörig. Die TeilnehmerInnen weisen demnach meist einen hohen Bildungsstatus auf, sind gut vernetzt und haben den Anspruch die Stadt nach ihren Vorstellungen mitzugestalten (Exner und Schützenberger 2018). In von der Stadt

initiierten und begleiteten Projekten orientiert sich die Heterogenität der Mitglieder laut den AutorInnen näher an der lokalen Durchschnittsbevölkerung, jedoch ist auch hier ein ähnliches Muster beobachtet worden. Derartige Projekte sind demnach oft von den Ideen einer soziokulturellen Elite geprägt und geformt, wodurch der Zugang und die Mitgestaltung für die Durchschnittsbevölkerung erschwert wird. Die Untersuchung zeigt, dass Gemeinschaftsprojekte die Einbindung *aller* Bevölkerungsgruppen stärker in den Fokus rücken sollten.

Technisch-innovative Formen UL haben – trotz der Nutzung urbaner Synergien – sowohl in der Errichtung als auch im laufenden Betrieb einen hohen Bedarf an Ressourcen und Energie. Wie in Kapitel 2.5.7 bereits thematisiert, rechtfertigt der hohe Energiebedarf vieler *Indoor Farmen* ihre Verbreitung bislang nur in bestimmten Fällen (Martin und Molin 2019). Produkte integrierter Dachglashäuser haben dagegen – auf den gesamten Lebenszyklus gerechnet – bereits oftmals eine bessere Ökobilanz als jene aus konventioneller Anbauweise (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Sanjuan-Delmás et al. 2018). Gleichzeitig ist die Integration derartiger Systeme in bestehende Gebäude eine große technische und bauphysische Herausforderung (Specht et al. 2014: 47). Diese Aufgabe geht meist mit sehr hohen Investitionskosten einher, wodurch eine ökonomisch lohnenswerte Umsetzung bislang nicht immer gelingt (Specht et al. 2014: 47).

Durch die oftmals sehr hohen Investitionskosten dieser Anbauformen ist vor allem zu Beginn meist eine Ausrichtung hin zu einem hohen Preissegment nötig (ZALF 2013, S. 28). Deshalb fokussieren viele dieser Projekte auf spezielle Salate, Kräuter und Sprossen, die in der Gourmet-Gastronomie und einigen Supermärkten hoch gefragt sind (ZALF 2013, S. 28). Folgend bleibt der Beitrag zum urbanen Ernährungssystem bislang unter dem eigentlichen Potenzial, da nur ein sehr kleines Spektrum der möglichen Kulturen produziert wird.

Ein weiterer Aspekt, der oftmals negativ hervorgehoben wird, ist die potenzielle Kontaminierung der Produkte mit Schadstoffen von Verkehr, Industrie oder belasteten Böden. Säumel et al. (2012) haben den Einfluss von Straßenverkehr auf Gemüse aus Stadtgärten untersucht und dabei festgestellt, dass Gemüse aus Gärten, die sehr nahe an vielbefahrenen Straßen liegen, erhöhte Schwermetallwerte aufweist. Die Werte nehmen deutlich ab, wenn sich zwischen Straße und Garten physische Barrieren wie Häuser, Bäume oder Büsche befinden, die die Schadstoffe abfangen (Säumel et al. 2012). Um die Kontamination der Ernte zu vermeiden, sollten demnach möglichst geschützte Standorte gewählt werden.

Ein paradoxer Effekt, der mit der Ausweitung des urbanen Grünraums in Zusammenhang steht, wird in der wissenschaftlichen Literatur immer häufiger erwähnt: die grüne Gentrifizierung (Gould und Lewis 2016). Die Ausweitung von Grünraum, und damit potenziell auch von einigen Formen UL, führt in benachteiligten Stadtteilen oftmals zu einer Aufwertung und folglich zu höheren Miet- und Grundstückspreisen sowie einer Veränderung der Infrastruktur und Einkaufsmöglichkeiten (Wolch et al. 2014). Nicht selten werden jene Bevölkerungsschichten, die eigentlich von dem neu geschaffenen Grünraum profitieren sollten, nach und nach aus ihrer sich wandelnden Wohngegend verdrängt (Wolch et al. 2014). Kritiker merken zudem an, dass gewisse Formen UL – neben den oben genannten Effekten – die Neoliberalisierung von Städten verstärkt. Nämlich dahingehend, dass mit der Ausweitung von Gemeinschaftsgärten Leistungen und Absicherungen, die eigentlich vonseiten der Stadt bereitgestellt werden sollten, wieder zunehmend an die Zivilgesellschaft delegiert werden (McClintock 2014).

2.7 Aktuelle Entwicklungen zur urbanen Landwirtschaft in Wien

Obwohl die Schaffung von neuem Wohnraum und der benötigten Infrastruktur – wie auch in anderen Großstädten – meist auf Kosten von landwirtschaftlichen Flächen geschieht (AgSTEP 2014; Viljoen 2018, S. 45), spielt die Landwirtschaft in Wien nach wie vor eine bedeutende Rolle. 2018 wurden 14% der Fläche Wiens – ca. 5.000 Hektar – landwirtschaftlich bewirtschaftet, bereits etwa 32% davon nach biologischen Richtlinien (AgSTEP 2014; BMNT 2019). Besonders beim Gemüseanbau sticht die Bundeshauptstadt hervor: Mit etwa 60.000 Tonnen werden in Wien ca. 13% des gesamt in Österreich produzierten Gemüses angebaut. Ermöglicht wird dieses hohe Produktionsvolumen hauptsächlich durch das relativ warme Klima und moderne, ressourcenintensive Anbausysteme, mit denen das Gemüse Wiens größtenteils in Glasgewächshäusern produziert wird (Viljoen 2018, S. 45).

In Folge der zunehmenden Skepsis gegenüber dem global vernetzten Ernährungssystem sind trotz der verhältnismäßig ausgeprägten lokalen Produktion auch in Wien viele neue Initiativen, Projekte und Vereine im Bereich der UL entstanden.

Vor allem die gemeinschaftlichen und solidarischen Anbauformen sind in Wien bereits sehr etabliert (Kapitel 2.5). Diverse Formen von Gemeinschaftsgärten sind in Wien weit verbreitet – mittlerweile befinden sich in beinahe allen Wiener Bezirken derartige Initiativen und Vereine, die entweder von Seiten der Zivilgesellschaft, oder von der Stadt (durch die Lokale Agenda 21 (Lokale Agenda 21 o. J.) und die Gebietsbetreuung (Gebietsbetreuung Wien o. J.) selbst ins Leben gerufen wurden (siehe dazu **Abbildung 3**). Hinzu kommen solidarisch genutzte Ackerflächen am Stadtrand, in Form von solidarischer Landwirtschaft (CSA), gemeinschaftlicher Landwirtschaft (CMA) und Selbsterntefeldern. Die in **Abbildung 3** unter „Andere Garteninitiative“ geführten Projekte umfassen Bepflanzungen und Gärten, die vor allem repräsentative Zwecke erfüllen und die die jeweiligen BewohnerInnen für den Gemüseanbau in ihrer Stadt sensibilisieren sollen.

Die diversen Formen des gemeinschaftlichen und solidarischen Anbaus sind also bereits gut in den Strukturen Wiens verankert. Exner et al. (2016) kritisieren dabei allerdings, dass gemeinschaftliche Formen der Lebensmittelproduktion nicht in den Stadtentwicklungsplänen Wiens berücksichtigt werden. Damit sind zum einen die ohnehin zunehmend von Versiegelung betroffenen (AgSTEP 2014) landwirtschaftlichen Flächen nur der gewerblichen Landwirtschaft vorbehalten. Zum anderen ist auch das Bestehen von Initiativen innerhalb der Stadt nicht dauerhaft gesichert, wenn sich diese nicht in den Planungsinstrumenten der Stadt widerfinden (Exner et al. 2016).

Auf gewerblicher Ebene sind die neuartigen Anbauformen und Projekte UL, die sich durch innovative Anbautechniken, Vertriebsmethoden oder Produktspezialisierungen auszeichnen, in Wien noch weniger stark vertreten. Viljoen (2018) hat in ihrer Diplomarbeit jene innovativen Formen UL in Wien untersucht. Darunter fallen beispielsweise die Kombination von Fischzucht und Gemüseanbau (Aquaponik) der Firma *Blün* im 22. Bezirk, die *Gugumuk Schneckenfarm* im 10. Bezirk, die Pilzzucht auf Basis von Kaffeeabfällen der Firma *Hut und Stil* oder die Produktion von Sprossen und Salaten unter künstlichen Anbaubedingungen mithilfe von LEDs, unweit der Stadtgrenze des 22. Bezirks der Firma *Herbeus Greens*.

Mit dem Zukunftshof (Zukunftshof o. J.) im 10. Bezirk entsteht zurzeit ein Projekt, welches versucht viele dieser innovativen AkteurInnen und Anbautechniken UL zu vereinen. Das Potenzial UL durch die Verwirklichung innovativer Anbautechniken und deren intelligenter Verknüpfung zu einer nachhaltigen Lebensmittelversorgung beizutragen, soll für ForscherInnen, StadtplanerInnen und die Zivilgesellschaft veranschaulicht werden.

Neben AkteurInnen wie den zuständigen Magistratsabteilungen der Stadt Wien, der lokalen Agenda 21 und der Gebietsbetreuung, aber auch der Bio Forschung Austria, die eng mit BäuerInnen und GärtnerInnen in der Stadt zusammenarbeiten und beratend zur Seite stehen, beschäftigen sich zunehmend auch NGOs und zivilgesellschaftliche Foren mit der urbanen Lebensmittelproduktion.



Abbildung 3: Karte der verschiedenen Garteninitiativen in Wien. Die Zahlen stehen für die Anzahl der Projekte in dem jeweiligen Gebiet. (Bildquelle: Gartenpolylog o.J.).

Mit dem Ernährungsrat Wien (Ernährungsrat Wien o. J.) hat sich 2016 ein Forum für BürgerInnen geformt, die das Ernährungssystem der Stadt Wien zukunftsfähiger gestalten wollen. Unter dem Motto „vernetzen – verstehen – verändern“ steht übergeordnet die Zusammenführung diverser AkteurInnen im Ernährungssystem Wien. Gemeinsam werden konkrete Strategien und mögliche Handlungsspielräume ausgelotet, die das Ernährungssystem in eine sozial gerechtere und ökologisch nachhaltigere Richtung weiterentwickeln. Bei dem 2016 auch von Wien unterzeichneten *Milan Urban Food Policy Pact* (MUFPP 2015), in dem es um die Etablierung eines nachhaltigen Ernährungssystems geht, sieht sich der Ernährungsrat Wien als zivilgesellschaftlicher Player in der Umsetzung dieser Ziele. Innerhalb des Arbeitskreises Stadtlandwirtschaft und Raumplanung setzt sich der Ernährungsrat zudem konkret für den Erhalt und die bedachte Ausweitung diverser Formen der urbanen und peri-urbanen Lebensmittelproduktion ein.

3 Methodische Umsetzung

In diesem Kapitel liegt der Fokus auf den methodischen Rahmenbedingungen dieser Arbeit. Die verschiedenen Methoden, Daten und Herangehensweisen, mit deren Hilfe die leitenden Forschungsfragen beantwortet werden sollen, werden vorgestellt und für den Kontext dieser Arbeit gegebenenfalls adaptiert.

3.1 Typologisierung der Formen urbaner Landwirtschaft

Die Typologisierung bildet die Grundlage für eine systematische Untersuchung der Voraussetzungen, Eigenschaften sowie potenziellen Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Anbauformen UL. Einerseits ist die Typologisierung der unterschiedlichen Formen notwendig, um eine gute Übersicht der Anbauformen und -systeme zu erhalten. Zum anderen ist es – gemeinsam mit einer nachfolgenden Nachhaltigkeitsbewertung – die Grundlage für die Auswahl relevanter Fallbeispiele der Ökobilanzierung. Startpunkt ist eine umfangreiche Literaturrecherche von sehr unterschiedlich ausgeprägten Formen UL (Kapitel 2.5), die mittels einer Typologisierung zu Idealtypen zusammengefasst werden.

Wie Kapitel 2.5 zu entnehmen ist, sind die für diese Arbeit definierten Anbauformen in ihren Eigenschaften auch innerhalb einer Anbauform teilweise sehr heterogen. So können kommerzielle Dachfarmen beispielsweise mit gebäudeintegrierten Glashäusern oder mit offenen Anbausystemen realisiert werden, was mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften der Anbauformen einhergeht.

Die Bildung von Idealtypen hat das Ziel homogene Gruppen mit möglichst ähnlichen Eigenschaften systematisch zu eruieren, welche man anschließend qualitativ beschreiben und darstellen kann. Solche Eigenschaften werden durch bestimmte Kategorien, Unterkategorien und deren Ausprägungen definiert (Kelle und Kluge 2010, S. 86–87). Eine Kategorie ist im Fall dieser Untersuchung beispielsweise das verwendete *Anbausystem* der Formen UL. Die Unterkategorien (bei den *Anbausystemen* sind das: *Substrat, Nährstoffversorgung, ...*) und deren Ausprägungen (bei den *Substraten* sind das: *Erde, Kompostsubstrate, Hydrokultur, ...*) helfen dabei die unterschiedlichen Anbauformen einzuordnen und zu beschreiben (siehe **Tabelle 1**).

Dabei sollen sich die sogenannten Objekte – in der vorliegenden Arbeit sind das die möglichen Ausprägungsformen der in Kapitel 2.5 beschriebenen Anbauformen UL (beispielsweise die verschiedenen Möglichkeiten, wie Gemeinschaftsgärten organisiert und ausgestaltet sein können) – innerhalb eines Typs möglichst ähnlich und die Typen untereinander möglichst heterogen sein (Kelle und Kluge 2010, S. 85). In diesem Prozess entstehen demnach konstruierte Typen, also Mischformen aus einem real empirischen und einem Idealtyp (Kelle und Kluge 2010, S. 83).

Diese konstruierten Typen weisen schlussendlich jene Eigenschaften auf, die in der Literatur am häufigsten mit den jeweiligen Anbauformen in Verbindung gebracht werden. Zu beachten gilt, dass damit nicht alle theoretisch möglichen Ausprägungsformen charakterisiert und beschrieben werden, sondern nur jene, die in der Praxis am häufigsten wiederzufinden sind.

Zur Bestimmung von relevanten Kategorien, Unterkategorien und deren möglichen Ausprägungen werden Arbeiten herangezogen, welche sich bereits mit der Typologisierung von Formen UL befassen haben. Darüber hinaus wurden Kategorien, Unterkategorien und Ausprägungen, die im Zuge der Literaturrecherche bereits eindeutig identifiziert und in Bezug auf die vorliegende Arbeit als bedeutend eingestuft wurden, in die Typologisierung aufgenommen. Das hier vorliegende Resultat (Kapitel 4) ist demnach eine Synthese von

bereits existenten Typologien UL, die mit eigenständig identifizierten Anbauformen, Kategorien und Unterkategorien ergänzt und weiterentwickelt wurden.

3.1.1 Identifizierung und Auswahl von Kategorien, Unterkategorien und Ausprägungen

Tabelle 1: Darstellung der Typologisierung zugrundeliegender Kategorien und Unterkategorien sowie deren mögliche Ausprägungen.

Kategorien	Unterkategorien	mögliche Ausprägungen	Quellen
Beteiligte, Organisation und Fokus	AkteurInnen	etwa Privatpersonen, BäuerInnen/GärtnerInnen, Unternehmen/Betriebe, Start-ups, Forschungseinrichtungen, etc.	eigene Zusammenstellung basierend auf: Berges et al. 2014; McClintock 2014
	Organisation	Vereine, Betriebe/Unternehmen, Start-ups, (solidarische) Kooperationen, Forschungsprojekte, flache/steile Hierarchien, etc.	
	Ziele	Sozio-kultureller Austausch, Kontakt zur Natur, Subsistenz, alternative Vertriebswege, Austausch zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen, Erschließung neuer Vertriebswege, Forschung & Entwicklung, umweltschonende Produktion, etc.	
Anbausystem	Substrat	Erde, Kompostsubstrat, Torfsubstrat, Hydrokultur, etc.	eigene Zusammenstellung basierend auf: Goldstein et al. 2014; Thomaier et al. 2015
	Nährstoffversorgung	natürliche/künstliche Nährstoffversorgung (hohe/niedrige Verluste)	
	Schädlingskontrolle	natürliche/künstliche Schädlingsbekämpfung (hoher/niedriger Bedarf)	
	Wasserbedarf	wetter- und standortbedingt, Wiederaufbereitung (geschlossene Hydroponik-Systeme, geringer Bedarf)	
	Energieversorgung	Sonne, Stromnetz, Photovoltaik, Gebäudesynergien	
	Ressourcen & Infrastrukturbedarf	von sehr gering (Anbau mit Hilfe recycelter Materialien und geringen Inputs) bis sehr hoch (künstliche Anbausysteme in Gebäuden und hohe Inputs)	
Potenzial urbaner Synergien	von gering (eine potenzielle Synergie) bis hoch (mehr als drei potenzielle Synergien) (etwa Wiederverwertung von organischen Abfällen, Nutzung von Gebäudeabwärme/Isolation von Gebäuden, Wiederaufbereitung und Nutzung von Gebäudeabwasser, Abschwächung von Starkregen, etc.)		
Räumliche Aspekte	Flächentyp	Brachflächen, Grünflächen, Nischenflächen, Ackerflächen, Dachflächen, Gebäude/Keller/Hallen	eigene Zusammenstellung basierend auf: Goldstein et al. 2014; McClintock 2014; Tuijl et al. 2018
	Standort	von Stadtmitte bis Stadtrand	
Produkte und Erzeugnisse	Anbauperiode	saisonal/ganzjährig	eigene Zusammenstellung basierend auf: Berges et al. 2014; Schmidt 2016
	Erntemengen/m ²	von gering bis sehr hoch (gemessen an den für Österreich typischen Erntemengen der jeweiligen Kulturen)	
	Diversität der Produkte	niedrige Diversität (Fokus auf spezifische Kulturen) bis hohe Diversität (Fokus auf Sorten und Artenvielfalt)	
	Verteilungsebene	Mikroebene: Keine Weiterverteilung der Erzeugnisse der ProduzentInnen an andere Personen außerhalb der Familie und des FreundInnenkreises. Mesoebene: Die Erzeugnisse werden mit FreundInnen und Bekannten geteilt und zirkulieren innerhalb einer definierbaren Gemeinschaft. Makroebene: Die Erzeugnisse werden nicht innerhalb einer spezifischen Gruppe geteilt und die KonsumentInnen stehen in keiner definierten Verbindung mit den ProduzentInnen.	

Um die AkteurlInnen, Ausrichtungen, Ziele und Eigenschaften der Formen UL systematisch einordnen und beschreiben zu können, müssen geeignete Kategorien, Unterkategorien und die dazugehörigen Ausprägungen identifiziert und definiert werden. Dies ermöglicht eine sinnvolle und übersichtsstiftende Analyse der Anbauformen. Dazu werden im Folgenden die Rahmenbedingungen, die Struktur sowie die zugrundeliegenden Annahmen der anschließenden Charakterisierung der Anbauformen vorgestellt.

Verschiedene Arbeiten haben sich bereits mit der Typologisierung der Formen UL beschäftigt (Berges et al. 2014; Goldstein et al. 2014; McClintock 2014; Thomaier et al. 2015; Tuijl et al. 2018) und bilden damit eine erste Orientierung für die folgende Typologisierung und Beschreibung. Dabei haben sich einige Kategorien, Unterkategorien und Ausprägungen für die Unterscheidung der vielfältigen Anbauformen als besonders bedeutend hervorgehoben, welche bei der Typologisierung in dieser Arbeit die wesentliche Struktur bilden werden.

Table 1 zeigt nun die vier für diese Arbeit definierten Kategorien mit den 16 Unterkategorien sowie entsprechenden Ausprägungen, welche hauptsächlich auf Grundlage vorangegangener Arbeiten ausgewählt und teilweise für diese Arbeit adaptiert und erweitert wurden.

Wie bereits im vorherigen Kapitel besprochen, kann mit der folgenden Typologisierung nicht auf jede Ausprägung der jeweiligen Anbauformen im Detail eingegangen werden: Die in Kapitel 4 charakterisierten Anbauformen sind als Idealtypen zu verstehen, welche in der Realität durchaus miteinander überlappen (McClintock 2014) und mitunter auch von den beschriebenen Formen abweichen können. So kann eine CMA beispielsweise Subsistenz- und sozio-kulturelle Interessen durch den Verkauf von Erzeugnissen um eine kommerzielle Komponente ergänzen. Ebenfalls denkbar ist eine kommerziell betriebene Dachfarm mit dem Konzept einer CSA. Die folgende Typologie ist demnach nicht als starre Struktur der unterschiedlichen Anbauformen zu verstehen, sondern dient als systematische Übersicht der häufigsten Ausprägungen UL.

Die vorliegende Arbeit knüpft also an bisherige Erkenntnisse an, systematisiert und erweitert diese mit Hilfe der Kombination von verschiedenen Kategorien, um die Ziele, Voraussetzungen und Eigenschaften diverser Formen UL übersichtlich darzustellen. Damit können die Anbauformen UL auf einer sehr differenzierten Weise betrachtet und verglichen werden.

3.2 Nachhaltigkeitsbewertung der identifizierten Anbauformen urbaner Landwirtschaft

Aufbauend auf der vorangegangenen Typologisierung werden die charakterisierten Anbauformen folgend umfassend nach relevanten Nachhaltigkeitsindikatoren (siehe **Table 2**) bewertet. Mit diesem Schritt sollen jene Formen UL identifiziert werden, die das größte Potenzial besitzen, zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung sowie einem gerechten und resilienten städtischen Ernährungssystem beizutragen. Durch den Einbezug möglichst vielfältiger und multidimensionaler Nachhaltigkeitsindikatoren soll zudem der multifunktionale Charakter, welcher viele Formen UL ausmacht, entsprechend sichtbar gemacht und quantifiziert werden.

Die relevanten Nachhaltigkeitsindikatoren, entlang derer die verschiedenen Formen analysiert und bewertet werden, sind einerseits auf Basis einer umfassenden Literaturrecherche (u.a. Kulak et al. 2013; ZALF 2013; Berges et al. 2014; Pons et al. 2015; Thomaier et al. 2015; Algert et al. 2016; Goldstein et al. 2016, 2017; Martin et al. 2016; Dorr et al. 2017; Specht und Sanyé-Mengual 2017; Exner und Schützenberger 2018; Grard et al.

2018; Rogge et al. 2018; Martin und Molin 2019) und andererseits in Anlehnung an ähnliche Bewertungsschemata (Artmann und Sartison 2018; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018; Sanyé-Mengual et al. 2019) identifiziert und ausgewählt worden.

Wie **Tabelle 2** zudem zu entnehmen ist, werden für diese Arbeit drei Nachhaltigkeitsdimensionen festgelegt i) soziale Aspekte ii) ökologische Aspekte und iii) ökonomische Aspekte. Pro Nachhaltigkeitsdimension werden 13 Indikatoren zu unterschiedlichen Bereichen einer nachhaltigen Stadtentwicklung ausgewählt. Da die Indikatoren auch innerhalb der Dimensionen auf verschiedene Gebiete abzielen, wurden diese in vier Bereiche unterteilt, in denen sie vorwiegend wirksam sind:

- i) gesamtgesellschaftlich,
- ii) auf das individuelle Projekt/Vorhaben bezogen,
- iii) die Regulierung ökologischer Systeme und
- iv) das Ressourcen- und Energiemanagement.

In der sozialen und ökonomischen Dimension sind die Indikatoren, die Veränderungen auf gesamtgesellschaftlicher Ebene beschreiben, und Indikatoren, die auf individueller- bzw. auf Projektebene wirksam sind. In der ökologischen Dimension wurden die Indikatoren in die Bereiche „Regulierung ökologischer Systeme“ und „Ressourcen- und Energiemanagement“ unterteilt.

Aufbauend auf den Erkenntnissen vorangegangener Untersuchungen wird bei den Indikatoren zudem zwischen jenen unterschieden, die in der jeweiligen Dimension potenziell einen förderlichen Beitrag zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung leisten können (grün hinterlegt), und jenen, die ein potenzielles Hindernis für eine solche Entwicklung darstellen (rot hinterlegt) (*siehe Tabelle 2*).

Damit ermöglichen die Ergebnisse einen differenzierteren Blick auf die Nachhaltigkeitsimplikationen der unterschiedlichen Anbauformen UL, womit potenzielle Wirkungen explizit gemacht werden. Die umfassenden Bewertungstabellen der sozialen, ökologischen und ökonomischen Indikatoren befinden sich im Anhang (**Tabelle 8/Tabelle 9/Tabelle 10** im Anhang 10.2).

Die Bewertung der Typen entlang der verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen basiert auf persönlichen Einschätzungen, welche auf Grundlage bisheriger Ergebnisse aus der Literatur abgeleitet wurden. Diese Vorabbewertung wurde in einem ExpertInnenworkshop ausführlich diskutiert und gemeinsam adaptiert.

Die einzelnen Indikatoren, wie beispielsweise „Stärkung der lokalen Gemeinschaft“ oder „hoher Ressourcen- und Energiebedarf“ wurden auf einer Skala von +4 bis -4 bewertet. Eigenschaften, die sich förderlich auf die jeweilige Nachhaltigkeitsdimension auswirken, wurden im Bereich von +1 bis +4 bewertet und Eigenschaften, die sich hinderlich auswirken, im Bereich von -1 bis -4. In einigen Fällen, die (etwa in der Diskussion mit den ExpertInnen) nach einer feineren Abstufung verlangt haben, wurden auch Halbpunkte vergeben. Wenn sich eine Eigenschaft weder positiv noch negativ auswirkt, wurde der jeweilige Anbautypus neutral und damit mit 0 bewertet. Wie **Tabelle 2** zeigt, ist das Verhältnis der potenziell „förderlichen“ und potenziell „hinderlichen“ Indikatoren nicht gleich über die drei Dimensionen verteilt, wodurch sich die maximal erreichbare Punktezahl der untersuchten Dimensionen unterscheidet (soziale Aspekte max.: 44, ökologische Aspekte max.: 40, ökonomische Aspekte max.: 32).

Tabelle 2: Liste der ausgewählten Nachhaltigkeitsindikatoren (geclustert in soziale, ökologische und ökonomische Indikatoren) für die Bewertung urbaner Anbauformen. Grün hinterlegte Indikatoren leisten potenziell einen positiven, rot hinterlegte einen negativen Beitrag zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung.

Soziale Aspekte		Ökologische Aspekte		Ökonomische Aspekte		
Gesamtgesellschaftlich	Ernährungssicherheit (Bereitstellung von frischen Nahrungsmitteln)	Regulierung ökologischer Systeme	Reduktion von Hitzeinseleffekt	Gesamtgesellschaftlich	lokale Wertschöpfung und Schaffung von Arbeitsplätzen	
	Umweltgerechtigkeit (Zugang zu Grünraum, bessere Luftqualität, etc.)		Steigerung der Biodiversität		Volkswirtschaftliche Einsparungen durch erbrachte Leistungen (soziale Leistungen, Bildung, Pflege von Grünflächen, etc...)	
	Ernährungssouveränität		Verbesserung der Bodenqualität und Schutz vor Erosion		Geringere Kosten im Gesundheitssektor durch gesunde Ernährung	
	Möglichkeit zur Teilnahme		Schaffung von grüner Infrastruktur/urbanem Grünraum		alternative ökonomische Modelle	
	öffentliche Wahrnehmung		Abschwächung von Starkregen		Aufwertung eines Stadtteils/Gebäudes	
	Integration und Inklusion sozial benachteiligter Menschen		Treibhausgas-Mitigationspotenzial		Innovation, Forschung und Entwicklung	
	Stärkung der lokalen Gemeinschaft	Kontaminierung durch Schadstoffe	potenzielle Gentrifizierung durch Aufwertung			
	Verbindung von KonsumentInnen und ProduzentInnen	Ressourcen- und Energiemanagement	kurze Transportwege		Individuelle-/Projekt -Ebene	wirtschaftliche Rentabilität
	Nutzungskonflikte		Schließung lokaler Kreisläufe			Einsparungen durch Eigenproduktion
Individuelle-/Projekt -Ebene	Informelle Bildung (u.a. Umwelt, Anbau und Ernährung)		Potenzial urbaner Synergieeffekte (Gebäudewärme, Abwasser, Isolierung)	hohe Kosten der Produkte		
	Freizeit, Gesundheit und Erholung (mental/körperlich)		niedriger Wasserbedarf (interne Wiederverwertung)	begrenzte Grundrechte		
	Naturerfahrung	Angewiesenheit auf künstliche Düngemittel	Angewiesenheit auf Förderungen			
	hoher Organisationsaufwand	hoher Ressourcen- und Energiebedarf	hohe Investitionskosten			

Anschließend werden die Punkte der sozialen, ökologischen und ökonomischen Indikatoren summiert und die diversen Anbautypen miteinander verglichen. Für eine verständlichere und übersichtlichere Darstellung der Ergebnisse werden diese in ähnlichen Bewertungen in der Regel normiert (Gusenbauer et al. 2019). Die vorliegende Arbeit folgt diesem Beispiel. Zu diesem Zweck werden die Ergebnisse der jeweiligen Dimensionen auf die Summe der potenziellen Maximalwerte (44+40+32=116) bezogen, wodurch die akkumulierten Ergebnisse auf einer Skala zwischen 0% und 100% liegen.

Zur Veranschaulichung ein Beispiel: Nehmen wir an, Anbauform X erreicht 28 Punkte in der Dimension „soziale Aspekte“, 20 Punkte in der Dimension „ökologische Aspekte“ und 12 Punkte in der Dimension „ökonomische Aspekte“. Damit tragen die „sozialen Aspekte“ 24% (28/116), die ökologischen Aspekte 17% (20/116) und die ökonomischen Aspekte 10% (12/116), bezogen auf den potenziellen Maximalscore von 100% (116), bei. Anbauform X

erreicht demnach insgesamt 51% der potenziellen Maximalpunktezahl, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung erreichbar ist.

Ein Aspekt, der in diesem Prozess aufgetaucht ist, ist die Gewichtung der verschiedenen Indikatoren. Ist beispielsweise die Ressourcenschonung oder die Steigerung der Biodiversität von größerer Bedeutung, als die Stärkung des sozialen Zusammenhalts in urbanen Gebieten? Fragen wie diese werden – abhängig von der subjektiven Perspektive des oder der Beantwortenden – daher sehr individuell beantwortet werden. Auch mit einer möglichst objektiven Herangehensweise sind diese Fragen nicht endgültig festzumachen. Vor dem Hintergrund dieser Herausforderung wurde in der vorliegenden Analyse von einer Gewichtung der einzelnen Indikatoren abgesehen. Die verschiedenen Indikatoren, entlang derer die Anbauformen bewertet wurden, fließen demnach alle in gleichem Ausmaß in die Analyse mit ein. Diese Einschränkung muss bei der Betrachtung der Ergebnisse berücksichtigt werden.

An dieser Stelle muss nochmals hervorgehoben werden, dass es sich bei den analysierten Anbauformen um Idealtypen der jeweiligen Anbauform handelt – diese repräsentieren demnach mehr oder weniger einen Durchschnitt der Eigenschaften, die sich in der realen Praxis wiederfinden lassen. Dadurch können die Eigenschaften und Ergebnisse dieser Bewertung zum Teil von etwaigen Praxisbeispielen abweichen und geben damit eher Aufschluss über die Richtung der möglichen Vor- und Nachteile und sind nicht als endgültige Befunde zu verstehen.

3.3 Interviews und Fragebogenerhebungen

Um das Konzept der CMA, dessen Hintergründe, Prinzipien und Wirkungsweisen besser kennenzulernen sowie um geeignete Fallbeispiele zu finden, wurden zunächst leitfadengestützte Interviews (siehe Anhang 10.1) mit vier VertreterInnen unterschiedlicher CMA Projekte in Wien geführt. Neben den in Kapitel 3.5.2 vorgestellten Fallbeispielen wurden auch die CMAs der LoBauerInnen (LoBauerInnen o. J.), sowie der LaaerbergbauerInnen (LaaerbergbauerInnen o. J.), besucht und Interviews mit deren VertreterInnen geführt.

Ein weiterer wichtiger Aspekt der Interviewerhebung war zudem die Sammlung von Daten und Informationen für die Bilanzierung der THGE der untersuchten Fallbeispiele. Dabei wurden Informationen zu den Anbaubedingungen, verwendeten Materialien und Geräten, Energiequellen, Düngemitteln und ähnlichen Aspekten gesammelt (eine detaillierte Auflistung der gesammelten Daten befindet sich in Kapitel 3.5.4), um diese Daten anschließend mit Emissionskoeffizienten verknüpfen zu können.

Im Fall des *Dachgartens* im 6. Wiener Bezirk wurden Informationen zu den Materialien, die für den Bau der Hochbeete, des Folientunnels und der Kompostierungsboxen benötigt wurden, sowie die damit in Verbindung stehenden Transportkilometer direkt vor Ort erfragt. Zudem wurden die Substrat- und Mulchmengen pro Quadratmeter gemessen und Schätzungen zu den jährlichen Dünge- und Erntemengen erhoben. Weitere Details zur fallspezifischen Datengrundlage befinden sich wie oben erwähnt in Kapitel 3.5.3 & 3.5.4.

Im Fall der untersuchten CMA im 21. Wiener Bezirk wurden die fehlenden Daten mithilfe eines Fragebogens (Anhang 10.1), der per E-Mail an den Vorsitzenden des Gartenvereins übermittelt wurde, erhoben.

Um das Mobilitätsverhalten und die damit verknüpften Emissionen der GärtnerInnen erfassen zu können, wurde ein Fragebogen entworfen (**Abbildung 15** im Anhang 10.1), womit sowohl die am häufigsten verwendeten Transportmittel, als auch die ungefähren Transportdistanzen der GärtnerInnen erhoben werden konnten. Dabei wurden das Mobilitätsverhalten während der Vorbereitung der Beete über die Anbauperiode bis hin zur Ernte erhoben, damit dieser

Aspekt ebenfalls angemessen im Lebenszyklus der untersuchten Produkte abgebildet werden kann. Um eine möglichst hohe Rücklaufquote zu erzielen, wurde der Fragebogen so knapp und simpel wie möglich gestaltet.

Die Fragebögen wurden persönlich an die jeweiligen InterviewpartnerInnen ausgehändigt, mit der Bitte, die GärtnerInnen bei anstehenden Mitgliederversammlungen zum Ausfüllen der Fragebögen zu motivieren. Innerhalb weniger Wochen konnten ausreichend Mobilitätsdaten gesammelt werden, um das Mobilitätsverhalten der Mitglieder in der Ökobilanzierung zu berücksichtigen.

3.4 Ökobilanzierung

Um die Umweltbelastungen der verschiedenen Anbauformen objektiv zu vergleichen, werden mit Hilfe der Ökobilanzierung (im Englischen als Life Cycle Assessment (LCA) bekannt) alle relevanten Belastungen ermittelt und quantifiziert (ISO 14044 2006). Eine Ökobilanzierung analysiert Produkte, Prozesse und Dienstleistungen. Damit können Bereiche eines Lebenszyklus, die besonders hohe Umweltbelastungen aufweisen, die sogenannten „Hotspots“, identifiziert werden. Gleichzeitig ermöglicht diese Betrachtungsweise die Prüfung von potenziell weniger belastenden alternativen Materialien und Prozessabläufen über die diversen Lebenszyklusphasen, von der Gewinnung der Rohmaterialien über die Produktion, bis hin zum Management der Materialien nach deren Nutzung (ISO 14044 2006). Durch die Betrachtung möglichst des gesamten Lebenszyklus eines Produktes, Prozesses oder einer Dienstleistung, kann das Übersehen negativer Umwelteffekte (beispielsweise bei der Extraktion der Rohmaterialien oder der Abfallverwertung) vermieden werden. Die internationale Rahmennorm ISO 14044 (ISO 14044 2006, S. 5) definiert Ökobilanz folgendermaßen:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potenziellen Umweltauswirkungen [...] im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung (d.h. „von der Wiege bis zur Bahre“).“

Der Fokus liegt also ausschließlich auf den Umweltaspekten der diversen Lebenszyklen – soziale, ökonomische und weitere relevante Aspekte werden in dieser Bilanzierungsdefinition und damit auch in dieser Arbeit, ausgeklammert.

Die Erstellung einer Ökobilanz erfolgt im Rahmen festgelegter ISO (International Standards Organisation)-Normen: Die ISO 14040 und 14044 Standards geben vor, wie die Erstellung und die Dokumentation einer Ökobilanz zu erfolgen hat (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006). Das vereinheitlichte Vorgehen soll sicherstellen, dass die erhobenen Ergebnisse mit anderen Studien vergleichbar sind, die Berechnung nachvollziehbar und somit eine transparente Analyse gewährleistet ist. Werden Ergebnisse einer Ökobilanzierung veröffentlicht, ist zudem ein externes Fachgutachten durch ein dazu berechtigtes Institut zu erstellen (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006).

Die ISO Norm 14044 definiert einen einheitlichen Ablauf der Ökobilanz in vier miteinander in Verbindung und Wechselwirkung stehenden Phasen (siehe **Abbildung 4** (ISO 14044 2006, S. 5)):

1. Festlegung von Zielen und Systemgrenzen
2. Erstellung einer Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung

4. Auswertung und Interpretation

Bedeutend ist hierbei der iterative Charakter der Ökobilanzierung, welcher vorsieht, dass die verschiedenen methodischen Phasen mit steigendem Erkenntnisgewinn erneut evaluiert und gegebenenfalls angepasst werden können.



Abbildung 4: Die einzelnen Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14040 (eigene Darstellung).

3.4.1 Ziele und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz

Zu Beginn einer Ökobilanz werden die Ziele und der Umfang des Forschungsvorhabens definiert. Der Untersuchungsgegenstand, der Umfang, die Relevanz des Themas, sowie die Zielgruppe der Ergebnisse werden erfasst und festgelegt. Die Ziel- und Umfangsdefinition einer Ökobilanz bilden demnach das Fundament der Forschungsarbeit, nach der sich nachfolgende Entscheidungen hinsichtlich des Untersuchungsrahmens und der Wahl der funktionellen Einheit ausrichten. Aufgrund des iterativen Charakters dieser Methode müssen die definierten Ziele der Ökobilanz mit steigendem Erkenntnisgewinn gegebenenfalls angepasst bzw. konkretisiert werden (ISO 14044 2006, S. 15).

Funktionelle Einheit

Die Bestimmung der funktionellen Einheit (FE) ist ein wesentlicher Bestandteil jeder Ökobilanz und muss zu Beginn definiert werden. Die FE beschreibt und definiert die Funktion eines Produkts, Prozesses oder einer Dienstleistung.

Sämtliche Inputs und Outputs, die mit den untersuchten Material- und Energieflüssen der Lebenszyklen in Verbindung stehen, müssen für alle untersuchten Indikatoren auf eine definierte Einheit normiert werden (ISO 14044 2006, S. 17). Dies ermöglicht, dass Umweltwirkungen verschiedener Produkte, Prozesse oder Dienstleistungen auf die gleiche Basis bezogen und in weiterer Folge sehr einfach mit einander verglichen werden können.

Bei der Bestimmung der Einheit ist es wichtig, die Zielsetzung der jeweiligen Arbeit sowie die adressierte Zielgruppe der Studie zu berücksichtigen. Will man beispielsweise die Ökobilanz von verschiedenen Fruchtsäften untersuchen und dabei hauptsächlich an die EndkonsumentInnen adressieren, wäre ein Liter verpackter Fruchtsaft eine geeignete FE, auf die sämtliche Umweltauswirkungen bezogen werden.

Systemgrenzen und Spezifikation

Die Systemgrenzen der Ökobilanz bestimmen, welche Prozesse, sowie Material- und Energieflüsse in der Bilanzierung berücksichtigt werden. Die Bestimmung, welche

Lebenszyklusabschnitte in die Berechnung einfließen und welche nicht berücksichtigt werden, ist ein bedeutender Abschnitt jeder Ökobilanzierung. Das Vorgehen orientiert sich dabei vorrangig an der Zielsetzung des Forschungsvorhabens und muss mit diesem konsistent sein. Ein möglichst transparentes und einheitliches Vorgehen bei der Definition der Systemgrenzen ist entscheidend für die spätere Vergleichbarkeit und Nachvollziehbarkeit der errechneten Ergebnisse (ISO 14044 2006, S. 17–18).

Ein weiterer wichtiger Aspekt in diesem Zusammenhang ist die genaue Zuordnung der In- und Outputs zu den jeweiligen Materialien, Produkten oder Prozessen. Diese sogenannten Allokationsverfahren müssen für sämtliche Lebenszyklen dokumentiert und erläutert werden (ISO 14044 2006, S. 28).

Oftmals können die Umweltbelastungen eines gewissen Prozesses nicht eindeutig zugeordnet werden, beispielsweise wenn bei der Herstellung eines Hauptproduktes auch Nebenprodukte entstehen. Die ISO spricht dabei von einem Koppelprodukt (ISO 14044 2006, S. 29).

Auch beim Recycling oder der Wiederverwendung von Produkten müssen die Emissionen der Erstherstellung entsprechend aufgeteilt werden (ISO 14044 2006, S. 30–31). Infrage kommende Prozesse müssen identifiziert und nach einem Schema behandelt werden (ISO 14044 2006, S. 29):

- i. Wann immer möglich, sollten derartige Allokationen vermieden werden durch:
 - a. Teilung eines Koppelprozesses auf zwei Teilprozesse,
 - b. Erweiterung des Produktsystems, indem zusätzliche Funktionen berücksichtigt werden, die sich auf die jeweiligen Koppelprozesse beziehen.
- ii. Sollte eine Allokation unvermeidbar sein, müssen die Umweltbelastungen der unterschiedlichen Produkte oder Prozesse deren zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen (z.B. Masseverhältnis) zugeordnet werden. Es soll also das jeweilige physikalische Verhältnis der Input- und Output-Flüsse berücksichtigt werden. Doch diese Vorgangsweise hat seine Grenzen: Beim Abbau von Diamanten würden bei dieser Vorgangsweise beinahe alle Umweltbelastungen dem „tauben Gestein“, welches beim Abbau die größte Masse ausmacht, angerechnet werden, was in der Regel nicht dem Ziel einer Ökobilanzierung entspricht (Klöpffer und Grahl 2009).
- iii. Wenn die physikalische Beziehung zwischen Produkt A und B nicht als Grundlage der Allokation herangezogen werden kann, schlägt die ISO-Norm eine Allokation auf Grundlage des ökonomischen Werts der Produkte oder Prozesse vor.

Wenn mehrere Allokationsmöglichkeiten in Frage kommen, sieht die ISO-Norm die Durchführung von Sensitivitätsanalysen vor, um mögliche Unsicherheiten in den Ergebnissen besser einschätzen zu können (ISO 14044 2006, S. 28). Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen kann überprüft werden, wie empfindlich das Ergebnis auf kleine Änderungen von Systemannahmen oder des Datenmaterials reagiert.

Je nach Ökobilanzierung können Allokationen, die meist das Ergebnis von subjektiven Einschätzungen und individuellen Entscheidungen sind, das Endergebnis stark beeinflussen. Bis heute sind sie ein viel diskutiertes Thema in der Ökobilanzierungs-Community und immer wieder werden Versuche unternommen, diese Prozesse systematischer und einheitlicher zu gestalten (Schrijvers et al. 2016).

3.4.2 Sachbilanz: Datenmaterial, Datenquellen und Datenqualität

Den nächsten Schritt der Ökobilanz bildet die Sachbilanz (ISO 14044 2006, S. 23–24). Dabei werden sämtliche In- und Output-Flüsse (Rohstoffe sowie Umweltbelastungen), die sich aus dem Ziel des Forschungsvorhabens und im Speziellen aus den Systemgrenzen ableiten,

aufgelistet und katalogisiert. Sämtliche relevanten Material- und Energieflüsse müssen auf geeignete Einheiten gerechnet und anschließend an die funktionelle Einheit angeglichen werden.

Im Zuge der Datenerhebung und der anschließenden Berechnung wird für jeden Prozess, jedes Material und jeden Energieinput innerhalb des beobachteten Systems eine vollständige Auflistung der Massen- und Energiedaten, mit Bezug auf die funktionelle Einheit der Studie, bereitgestellt. Die entweder durch Messung, Schätzung oder Berechnung gesammelten Daten dienen dazu, die ablaufenden Prozesse quantitativ zu bestimmen (ISO 14044 2006, S. 23). Alle durchgeführten Schritte, die Datenquellen sowie die Vorgehensweise bei Sonderfällen müssen transparent und nachvollziehbar dokumentiert werden. Die Sachbilanz bildet damit die Grundlage für die nachfolgende Wirkungsabschätzung.

3.4.3 Wirkungsabschätzung

Ausgehend von den in der Sachbilanz errechneten Umwelteinflüssen, hilft die anschließende Wirkungsabschätzung dabei, die Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltauswirkungen für den gesamten Lebenszyklus zu bestimmen (ISO 14044 2006, S. 33; Klöpffer und Grahl 2009, S. 195). Die Auswahl der Umweltauswirkungen, die in der Analyse berücksichtigt werden, leitet sich dabei aus der Zielsetzung der Arbeit ab und muss im Vorhinein argumentiert werden. Das von der ISO vorgesehene Vorgehen umfasst folgende Schritte (ISO 14044 2006, S. 35):

- Identifizierung und Definition der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den gewählten Wirkungskategorien
- Berechnung der Wirkungsindikatorwerte
- Einschätzung der potenziellen Auswirkungen der Wirkungsindikatorwerte auf die Wirkungsendpunkte

Sämtliche in diesem Prozess getroffene Entscheidungen müssen sowohl mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Untersuchung übereinstimmen als auch transparent und nachvollziehbar dokumentiert werden.

Es existieren Wirkungsabschätzungen für verschiedenste Bereiche, die meist natürliche Ökosysteme, die menschliche Gesundheit, und/oder die Verfügbarkeit von Ressourcen und Raum betreffen (Klöpffer und Grahl 2009). Ohne Wertung der tatsächlichen Relevanz für Menschen und Ökosysteme werden folgend exemplarisch vier häufig verwendete Wirkungsabschätzungen vorgestellt:

- Bei der Messung des *Treibhauspotenzials* werden die Auswirkungen der anthropogenen Emissionen von Treibhausgasen, wie Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), oder Lachgas (N₂O), auf die Erwärmung der Erdatmosphäre abgeschätzt (Klöpffer und Grahl 2009).
- Das *Versauerungspotenzial* misst die Versauerung von terrestrischen oder aquatischen Ökosystemen. Gemessen wird das Versauerungspotenzial üblicherweise in der Maßeinheit SO₂-Äquivalente, also säurebildenden Schadstoffen wie Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, oder Fluorwasserstoff, die Anteilig zu ihrem Säurebildungspotenzial auf die Maßeinheit von Schwefeldioxid berechnet und addiert werden (Klöpffer und Grahl 2009).
- Die *Naturraumbeanspruchung* misst, wie viel m² an Naturraum für die in der Sachbilanz berechneten Materialien und Prozesse beansprucht werden. Daraus kann

auf eine potenzielle Verringerung der Biodiversität, Landerosion oder anderwärtige Beeinträchtigung der Landschaft geschlossen werden (Klöpffer und Grahl 2009).

- Die *Humantoxizität* berücksichtigt sämtliche potenziell für den Menschen toxische Emissionen und Schadstoffe, die von den Materialien und Prozessen der Sachbilanz ausgehen, und schätzt deren Auswirkungen auf den menschlichen Organismus ab (Klöpffer und Grahl 2009).

Wie oben erwähnt existiert noch eine Vielzahl weiterer Wirkungskategorien und -abschätzungen, die in einer Ökobilanzierung, abhängig von Ziel und Rahmenbedingungen der Untersuchung, zum Einsatz kommen können (Klöpffer und Grahl 2009).

3.4.4 Bewertung, Auswertung und Interpretation

In der letzten Phase der Ökobilanzierung werden die Ergebnisse der Sachbilanz, sowie der Wirkungsabschätzung im Kontext des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Untersuchung reflektiert (ISO 14044 2006, S. 45). Es werden noch einmal mit einem etwas distanzierteren Blick die Gesamtheit der Untersuchung betrachtet und etwaige Lücken in der Vollständigkeit und Konsistenz identifiziert.

Bilanzen bewerten zudem die Aussagekraft der Ergebnisse auf Grundlage der Datenqualität, der getroffenen Annahmen und der Entscheidungen. Sensitivitätsprüfungen können in diesem Schritt helfen, die Auswirkungen von alternativen Datenquellen, Allokationsentscheidungen oder Systemgrenzen zu bewerten, um damit die Validität der Ergebnisse zu prüfen.

Im Anschluss an die kritische Auseinandersetzung mit den Ergebnissen können die sogenannten *Hotspots*, also Bereiche des Lebenszyklus, die besonders hohe Umweltbelastungen aufweisen, identifiziert und mögliche Handlungsempfehlungen formuliert werden. Auch in diesem Schritt sollte stets sorgfältig geprüft werden, welche Aussagen und Empfehlungen tatsächlich aus den berechneten Ergebnissen abgeleitet werden können (Klöpffer und Grahl 2009, S. 355ff). Es wird demnach deutlich, dass die Interpretation der Ergebnisse jeder Ökobilanzierung stark von der subjektiven Einschätzung der oder des Auswertenden abhängt. Umso wichtiger ist hier abermals eine transparente Vorgehensweise.

3.5 Ökobilanz Spezifikationen für diese Arbeit

Dieses Kapitel befasst sich mit der Spezifikation der Ziele, Herangehensweisen und Rahmenbedingungen der folgenden Ökobilanzierung und geht dabei genauer auf das zugrundeliegende Datenmaterial, dessen Qualität, sowie etwaige Annahmen und Herausforderungen ein.

3.5.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Das Ziel der folgenden Ökobilanzierung ist die Quantifizierung der THGE, die mit der Tomatenproduktion unter zwei verschiedenen Produktionssystemen UL in Wien einhergehen: i) einer *Community-Made-Agriculture* auf einer gepachteten Ackerfläche im 21. Wiener Gemeindebezirk (nachfolgend *CMA-Ackerboden* bezeichnet) und ii) einem gemeinschaftlichen Dachgarten auf einer gepachteten Dachfläche im 6. Wiener Gemeindebezirk, welcher ebenfalls nach dem Konzept einer CMA wirtschaftet wird (nachfolgend *CMA-Dachgarten* bezeichnet).

Je nach Anbauform und dessen Anbausystem können sich die benötigten Ressourcen und infrastrukturellen Voraussetzungen sehr stark unterscheiden. Demnach werden im Speziellen jene Lebenszyklusphasen identifiziert, die in der Regel besonders hohe Emissionen aufweisen, um diese anschließend mit dem anderen Anbausystem zu vergleichen. Zudem werden die Ergebnisse im Anschluss vergleichbaren Ökobilanzierungen gegenübergestellt, um die Daten

in einem breiteren Kontext zu betrachten und damit die möglichen Vor- und Nachteile urbaner Lebensmittelproduktion besser einschätzen zu können. Da die Transportwege der Gartenmitglieder während der Anbauphase bis zur Ernte einen bedeutenden Anteil der Gesamtemissionen ausmachen können (Königstetter 2016), werden diese ebenfalls quantifiziert.

Der Betrachtungsrahmen reicht also von der Extraktion der Rohmaterialien bis zur Endkonsumation: „*cradle to consumer*“. Die Ergebnisse richten sich an StadtplanerInnen, urbane GärtnerInnen, Forschende und interessierte KonsumentInnen.

Die Untersuchung der Tomatenproduktion ist auf zweierlei Tatsachen begründet: i) Tomaten sind das beliebteste Gemüse in Österreich (Spectra 2017); pro Kopf werden hierzulande etwa 29 Kilogramm im Jahr verzehrt (Statistik Austria 2019). Sechs der 29 Kilogramm (21%) Tomaten werden dabei in Österreich produziert und ganze 23 (79%) werden importiert (Statistik Austria 2019). Miteinbezogen sind hier ebenfalls verarbeitete Tomaten, beispielsweise in Form von Tomatenmark oder Ketchup (Statistik Austria 2019). ii) Es existiert bereits eine Vielzahl an Ökobilanzierungen zu Tomaten in verschiedensten Anbausystemen (Theurl et al. 2014; Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017; Sanjuan-Delmás et al. 2018), wodurch die Ergebnisse dieser Untersuchung anschließend in einem größeren Kontext verortet werden können.

Wie diese vorangegangenen Untersuchungen zeigen konnten, sind die THGE der Tomatenversorgung von Faktoren wie dem Produktionssystem, der Verarbeitung, den Verpackungsmaterialien und den Distributionswegen abhängig und weisen dementsprechend mitunter sehr starke Unterschiede auf (Theurl et al. 2014; Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017; Sanjuan-Delmás et al. 2018). Aus der aktuellen Dringlichkeit heraus, die THGE der Lebensmittelversorgung ehestmöglich und drastisch zu reduzieren (IPCC 2014b, 2018), fokussiert auch diese Arbeit auf Quantifizierung der THGE. Ziel ist es herauszufinden, ob und unter welchen Voraussetzungen gemeinschaftliche urbane Anbauformen auf Ackerflächen und Dächern zu einer Reduktion der ernährungsbedingten anthropogenen THGE in Wien, sowie geographisch und gesellschaftlich ähnlichen Städten, beitragen können.

3.5.2 Details zur Fallstudie *Community-Made-Agricultures (CMA)* in Wien

Wie oben erwähnt, gärtner die TeilnehmerInnen der untersuchten Fallbeispiele nach dem Konzept der CMA. Da es sich bei dieser speziellen Form des gemeinschaftlichen Anbaus um ein relativ neues Konzept handelt (siehe Kapitel 2.5.4), gibt es bislang keine direkt vergleichbaren Untersuchungen. Im Gegensatz zu vielen anderen Gemeinschaftsprojekten steht die Selbstversorgung hierbei im Zentrum dieser Initiativen, weshalb die Ermittlung der THGE derartiger Anbauformen von besonderem Interesse ist.

Damit trägt diese Untersuchung dazu bei, ein grundlegendes Verständnis, um die THGE-Hotspots im Lebenszyklus dieser Anbauform in zwei sehr unterschiedlichen Kontexten, zu schaffen. Das Schließen dieser Datenlücke war – neben ihren potenziell sehr multifunktionalen Eigenschaften – ein ausschlaggebender Grund für die Auswahl dieser Fallbeispiele.

Wie die Kapitel 2.5 und 2.6 sowie die Ergebnisse der Typologie und Nachhaltigkeitsbewertung (Kapitel 4 und 5) zeigen, unterscheiden sich auch die beiden Fallbeispiele aufgrund ihrer verschiedenen räumlichen Verortung sehr deutlich in ihren Voraussetzungen und Potenzialen für eine nachhaltige Stadtentwicklung, obwohl sich ihre Grundkonzepte sehr ähnlich sind. Wie sich diese Unterschiede schlussendlich in den THGE der Tomatenproduktion widerspiegeln, ist Gegenstand der folgenden Ökobilanzierung.

Vorstellung der untersuchten Projekte

CMA-Dachgarten „Gartenwerkstadt“

Der in **Abbildung 5** gezeigte CMA-Dachgarten dient in dieser Untersuchung als Fallbeispiel für gemeinschaftliche Dachgärten in Wien. Mit der Unterstützung der Stadt Wien wurde der Dachgarten „Gartenwerkstadt“ im Jahr 2015 auf einem gemieteten Garagendach im 6. Wiener Gemeindebezirk errichtet. Der nach dem Konzept der CMA (Kapitel 2.5.4) geführte Dachgarten erstreckt sich über 2.000 m² und besitzt zurzeit etwa 120 m² Anbaufläche in Form von Hochbeeten – davon etwa 14 m² in einem Folientunnel (für die in dieser Ökobilanzierung untersuchten Tomaten wurden zum Zeitpunkt der Untersuchung etwa 9 m² Anbaufläche genutzt). Aufgrund statischer Einschränkungen können nur an gewissen Stellen Hochbeete errichtet werden, wodurch die mögliche Anbaufläche reduziert wird. Die speziell angefertigten Hochbeete zeichnen sich durch eine möglichst leichte Bauweise aus, wodurch die Höchstlast des Daches selbst bei starkem Regen nicht überschritten wird.



Abbildung 5: Teil des *Community Made*-Dachgartens (oben rechts) im 6. Wiener Gemeindebezirk (oben links) und ein Abschnitt der *Community Made*-Ackerboden (unten links) im 21. Wiener Gemeindebezirk.

Je nach Kompetenzen und persönlichen Möglichkeiten teilen sich die momentan etwa 30 Mitglieder die Bewirtschaftung der Anbaufläche. Die Wahl der Sorten orientiert sich zum einen an den Vorlieben der Mitglieder und zum anderen an den speziellen Bedingungen eines Dachgartens. Laut den Mitgliedern gedeihen allerdings bisher beinahe alle ausgewählten Kulturen. Unter anderem werden Erdäpfel, Salate, Kohlgemüse, Zwiebel, Paprika, Melanzani und Zucchini bis hin zu Tomaten und Erdbeeren angebaut. Durch die sehr exponierte Lage benötigen die Kulturen im Hochsommer oftmals mehr Wasser als üblich. Die GärtnerInnen achten beim Anbau darauf, die Fruchtfolgen bestmöglich einzuhalten, auf Gründüngung wurde jedoch auf Grund der begrenzten Anbaufläche bisher verzichtet. Um dennoch für eine

ausreichende Nährstoffversorgung der Pflanzen zu sorgen, wurden zwei Wurmkompostierungsboxen angefertigt, in welchen die Pflanzenreste des Daches, sowie der Hauskompost der Mitglieder zu nährstoffreichem Kompost und Wurmtee⁹ verarbeitet werden. Auf künstliche Düngemittel oder Pestizide wird bewusst verzichtet. Die Pflanzen werden, soweit wie möglich, aus selbst gewonnenem Saatgut aufgezogen. Vereinzelt wird auch auf Jungpflanzen von ausgewählten Gärtnereien zurückgegriffen.

Neben dem gemeinschaftlichen Anbau von Obst und Gemüse dient die Dachfläche auch als Treffpunkt für die Mitglieder. Für Interessierte gibt es einmal pro Woche die Möglichkeit den Dachgarten zu besichtigen. Zudem finden auf der geschaffenen Gemeinschaftsterrasse immer wieder angeleitete Trainingseinheiten statt. Weitere Projekte, die den Dachgarten auch für Nicht-GärtnerInnen zugänglich machen sollen, sind in Planung.

CMA-Ackerboden „Wilde Rauke“

Die divers bepflanzte Ackerfläche in **Abbildung 5** zeigt einen Abschnitt der CMA *Wilde Rauke* – dem zweiten Fallbeispiel dieser Untersuchung. Das Projekt wurde 2012 gestartet und war damit eines der ersten, in denen das Konzept der CMA umgesetzt wurde. Die Gruppe an GärtnerInnen schloss sich zu einem Verein zusammen und pachtete 2013 eine ein Hektar große Ackerfläche im 21. Wiener Gemeindebezirk. Mittlerweile werden etwa 1.000 m² für den Anbau von Gemüse genutzt (auf etwa 43 m² werden die untersuchten Tomaten produziert), 2.000 m² sind für Obstbäume sowie Beerensträucher bestimmt und auf einem kleinen Bereich wurden eine Gartenhütte sowie ein überdachter Gemeinschaftsbereich geschaffen. Ein Teil der übrigen Fläche ist seit einigen Jahren der Ökowerkstatt „Spacelab_Umwelt“ für arbeitslose Jugendliche gewidmet. Der Rest liegt brach und wird regelmäßig zur Gewinnung von Mulchmaterial gemäht.

Die Gruppe aus derzeit etwa 25 Mitgliedern aller Alters- und Bevölkerungsschichten teilen sich die Bewirtschaftung der Anbaufläche – seit 2014 mit BIO-Zertifikat – nach Interessen und Kompetenzen untereinander auf. Wie bei CMAs üblich, richtet sich die Wahl der Kulturen nach den Vorlieben und Erfahrungen der Mitglieder. Durch die große Fläche bleibt viel Platz zum Experimentieren – somit wird mittlerweile eine sehr diverse Auswahl an Obst und Gemüse auf der Ackerfläche angebaut. Inzwischen schaffen es die GärtnerInnen, sich über die Hälfte des Jahres annähernd vollständig mit Gemüse zu versorgen. Da ein ressourcenschonender und möglichst nachhaltiger Anbau im Zentrum der CMA steht, kommt sie, seit der Errichtung einer kleinen Photovoltaik-Anlage, beinahe ohne externe Inputs von Energie und Ressourcen aus. Der durch die trockene Lage relativ hohe Wasserbedarf wird durch ein selbst konstruiertes Bewässerungssystem, welches durch die Energie der PV-Anlage versorgt ist, geregelt. Die Nährstoffversorgung der Pflanzen ist über ein mittlerweile ausgereiftes Kompostmanagement und eine konsequente Fruchtfolge mit Gründüngung gewährleistet, wodurch der Nährstoffkreislauf bestmöglich geschlossen wird. Bei zusätzlichem Bedarf an Nährstoffen kann auf Pferdemit eines nahegelegenen Reiterhofs zurückgegriffen werden. Die Aufzucht der Pflanzen erfolgt beinahe ausschließlich aus Saatgut von BIO-SaatgutherstellerInnen der Region – bestimmte Kulturen werden vereinzelt auch aus selbst gewonnenem Saatgut gezogen.

Wie in Kapitel 2.5.4 beschrieben, steckt hinter dem Gedanken der CMA auch ein politischer Beweggrund. Bei der *Wilden Rauke* hat dieser Aspekt einen besonderen Stellenwert: Die GärtnerInnen sehen ihren Versuch der Selbstversorgung als kritisches Statement gegen das

⁹ Als Wurmtee bezeichnet man die nährstoffreiche Flüssigkeit, die beim Kompostierungsprozess in einem Wurmkomposter entsteht.

vorherrschende industrialisierte globale Ernährungssystem und gleichzeitig als Schritt in Richtung gelebter Ernährungssouveränität. Diese Ideen, sowie Themen rund um den biologischen Anbau, werden mittels Führungen und diversen Veranstaltungen an Interessierte weitergegeben. Zudem pflegt die *Wilde Rauke* engen Kontakt zu Schulen und der Universität für Bodenkultur, um Alternativen in der Landwirtschaft zu diskutieren und zu vermitteln.

3.5.3 Spezifizierung der Systemgrenzen und der funktionellen Einheit

Die in **Abbildung 6** dargestellten Systemgrenzen wurden gewählt, um die Vergleichbarkeit zwischen den Anbausystemen sowie mit ähnlichen Vergleichsstudien (z.B.: Theurl et al. 2014; Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017; Sanjuan-Delmás et al. 2018) bestmöglich zu gewährleisten. In die Berechnung fließen demnach sämtliche Vorleistungen mit ein: Von der Produktion der nötigen Infrastruktur und der Anlieferung von Materialien (die berücksichtigte Infrastruktur beschränkt sich rein auf die für den Anbau benötigten Materialien über einen Beobachtungszeitraum von zehn Jahren) über die Kompost- und Substratherstellung bis hin zur Saatgutherstellung und Jungpflanzenaufzucht. Im nächsten Schritt werden die Material- und Energieflüsse der unterschiedlichen Anbausysteme abgebildet, die in der Anbauphase der Tomaten benötigt werden. Diese können je nach Anbauform sehr unterschiedliche Schwerpunkte aufweisen.

Ist es bei Dachgärten beispielsweise die Infrastruktur, oder die aufwändige Gestaltung der Beete, können beim gemeinschaftlichen Anbau am Acker die Transportbewegungen der Mitglieder stärker ins Gewicht fallen. All diesen möglichen Inputs wird in dieser Ökobilanzierung besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Schlussendlich werden die Verpackung sowie der Transport der Produkte zu den KonsumentInnen analysiert. Die Systemgrenze beginnt demnach bei der Extraktion der nötigen Rohstoffe und endet bei der Haustüre der KonsumentInnen – „*cradle to consumer*“. Wenn es für den Vergleich mit weiteren Studien nötig ist, kann beispielsweise der Transport der fertigen Lebensmittel zu den KonsumentInnen aus der Berechnung ausgeklammert werden – „*cradle to farmgate*“.

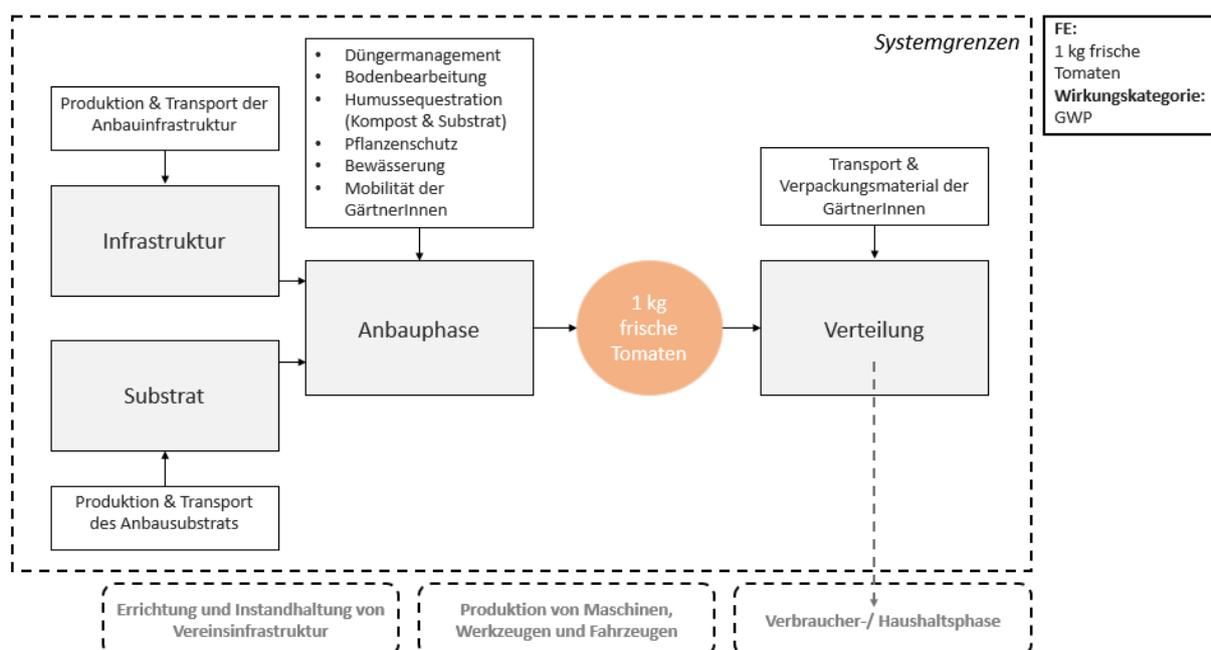


Abbildung 6: Darstellung der für diese Arbeit verwendeten Systemgrenzen der Ökobilanzierungen. *GWP = Global Warming Potential (Treibhausgaspotential); FE = funktionelle Einheit; kg = Kilogramm.*

Eine Fragebogenerhebung (**Abbildung 15** in Anhang 10.1) hat ergeben, dass die TeilnehmerInnen beider Gartenprojekten ausschließlich mit dem Rad, zu Fuß, oder in seltenen Fällen mit den öffentlichen Verkehrsmitteln anreisen. Da von der Mitgliedermobilität folgend nur sehr geringe Emissionen anfallen, wurde dieser Prozess nicht in der Bilanzierung abgebildet. Wie die Interviews mit den Initiativen (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview Wilde Rauke 2019) ergeben haben, gilt gleiches für die Transportbehältnisse: Da die TeilnehmerInnen das Gemüse ausschließlich in mitgebrachten und wiederverwertbaren Behältnissen transportieren, werden auch diese Materialien nicht in der Bilanzierung berücksichtigt.

Einige Bereiche des Lebenszyklus und damit Material- und Energieflüsse, die nur peripher mit dem Anbau in Verbindung stehen, werden in der Berechnung nicht berücksichtigt: Die gesamte Haushaltsphase, von der Verarbeitung der Lebensmittel bis zur Abfallwirtschaft oder Kompostierung sind kein Bestandteil der Berechnung. Zudem wird nur jene Infrastruktur berücksichtigt, die direkt mit dem Anbau der Lebensmittel in Verbindung steht: Bewässerungssysteme, Materialien der Beete, Folientunnel, Kompostierungsbehälter und etwaige Photovoltaikanlagen. Die Errichtung von Gebäuden, die von den Vereinsmitgliedern genutzt werden, die Herstellung von Transportmitteln, sowie die Abfallverwertung des verwendeten Equipments fließen nicht in die Bewertung mit ein.

Zudem werden die Emissionen von Materialien, die aus anderen Projekten wiederverwertet wurden (in diesem Fall Stahlgitter und Teichfolie für die Errichtung des Dachgartens), nicht in vollem Ausmaß in der Bilanzierung berücksichtigt (mehr dazu in Kapitel 3.5.4).

Die funktionelle Einheit, auf die sich sämtliche THGE dieser Ökobilanzierung beziehen, ist 1 Kilogramm frische Tomaten (nachfolgend: 1 Kilogramm Tomaten).

3.5.4 Sachbilanz

Die für die Sachbilanz benötigten Daten und Materialien wurden durch eigene Messungen am Produktionsstandort, in Interviews und Fragebogenerhebungen mit den Vereinsmitgliedern (siehe Anhang 10.1) und, wenn nicht anders möglich, durch konservative Annahmen und Schätzungen ermittelt. Etwaige Gewichtangaben und Umrechnungsfaktoren (beispielsweise das Gewicht eines Kubikmeters Kompost) wurden durch Internetrecherchen zusammengetragen. Zu folgenden Materialien und Prozessen wurden Primärdaten direkt auf den jeweiligen Produktionsstandorten gemessen oder von den Vereinsmitgliedern bezogen: i) Anbaubedingungen (Freiland, Folientunnel, oder Glashaus) ii) Materialmengen für Beete, Geräte, Anbauinfrastruktur, Kompostierungsbehälter, etc. iii) Düngermanagement iv) Pflanzenschutzmittel v) Bodenbearbeitung vi) Energie- und Kraftstoffbedarf innerhalb der Lebenszyklusphasen vii) durchschnittliche Erntemengen pro Saison viii) Transportwege und Fortbewegungsmittel der GärtnerInnen (**Abbildung 15** im Anhang 10.1)

Für beinahe alle genannten Faktoren konnten einigermaßen belastbare Primärdaten zur Erstellung der Sachbilanz gesammelt werden. Einzig für die erzielten Erntemengen konnten die GärtnerInnen in beiden Fallbeispielen keine exakten Aufzeichnungen zu Verfügung stellen, weshalb hier auf Schätzungen der GärtnerInnen zurückgegriffen werden musste. Dem Autor ist der bestimmende Einfluss der Erntemengen auf das Gesamtergebnis bewusst. Diesem Umstand wurde daher mit einer spezifischen Sensitivitätsanalyse der Erntemengen begegnet (Kapitel 6.2.3).

Die Sachbilanz in **Tabelle 3** zeigt die materiellen Flüsse beider Produktionssysteme, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1 kg Tomaten in einem Anbaujahr, aufgeschlüsselt nach den

Lebenszyklusphasen. Diese Daten dienen als Grundlage für die nachfolgende Berechnung der THGE (der Wirkungsabschätzung).

Tabelle 3: Sachbilanz der Materialien und Prozesse bezogen auf die funktionelle Einheit: 1 kg frische Tomaten, angebaut in einem Jahr. Der Lebenszyklus ist in vier Phasen unterteilt: Substrat Produktion, Infrastruktur, Düngermanagement und Bodenbearbeitung. Zur Übersicht sind die jährlichen Erntemengen der untersuchten Systeme ebenfalls abgebildet.

Lebenszyklusphase	Komponente	Einheit	Produktionssystem	
			CMA Dachgarten	CMA Ackerboden
Substrat Produktion	Kompost MA48	kg/kg	1,113	-
Infrastruktur	Stahlgitter	kg/kg	0,024	-
	Hasengitter	kg/kg	0,015	-
	Teichfolie	kg/kg	0,006	-
	Unkrautvlies	kg/kg	0,002	-
	Folie unter Beeten	kg/kg	0,001	-
	Folie für Folientunnel	kg/kg	0,001	-
	Verzinkter Stahl für Folientunnel	kg/kg	0,010	-
	Schlauch 2 cm	kg/kg	0,002	-
	Schlauch 1,5 cm	kg/kg	0,001	-
	Holz Wurmkomposter	kg/kg	0,036	-
	Vlies Wurmkomposter	kg/kg	0,0003	-
	Abwasserrohr	kg/kg	0,0001	-
	Photovoltaikanlagen 300W	kg/kg	-	0,0006
	Akkumulatoren	kg/kg	-	0,003
	Schlauch 3,3 cm	kg/kg	-	0,001
	Schlauch 1,6 cm	kg/kg	-	0,001
	Wassertanks	kg/kg	-	0,003
	Diesel - Kraftstoff Tranporter <3,5t	l/kg	0,004	-
	Lkw <7,5t	kg/km	-	0,001
	Lkw >32t	kg/km	-	0,045
Überseeschiff	kg/km	-	0,291	
Düngermanagement	Kompostdüngung	kg/kg	0,159	0,106
	Pferdemist	kg/kg	-	0,106
	Würmer	kg/kg	k.A.	-
	Benzin - Häckseln der Pflanzenreste (Kompost)	l/kg	-	0,004
Bodenbearbeitung	Diesel - Mähen der Wiese (Mulch)	l/kg	-	0,002
	Benzin - Mähen zwischen Beeten (Mulch)	l/kg	-	0,004
	Mulch (Strohballen)	kg/kg	0,050	-
Ernte	Erntemengen	kg/m ²	10	5

Substrat-Produktion

CMA-Dachgarten

Im *Dachgarten* wurde zum Befüllen der Hochbeete frei verfügbare Komposterde der MA 48 verwendet (300 L Substrat pro m² Anbaufläche). Die Komposterde besteht nach Angaben der MA 48 größtenteils

aus Baum-, Strauch- und Rasenschnitt, Laub sowie kleine Mengen Fallobst (Magistrat der Stadt Wien 2013). Lebensmittelabfälle stellen einen geringeren Anteil dar, da diese hauptsächlich in der Wiener Biogasanlage verwertet werden. Das Ausgangsmaterial wird mittels offener Kompostierung zu Kompost weiterverarbeitet und anschließend mit Strukturmaterial (Baum- und Strauchschnitt) vermengt.

Zur Berechnung der THGE wurde eine Studie zur Verwertung biogener Abfälle des Umweltbundesamt Österreich (Lampert et al. 2011) herangezogen. Lampert et al. (2011) haben die THGE der offenen Kompostierung, von der Anlieferung der Ausgangsmaterialien, über den Energie- und Kraftstoffverbrauch des Kompostierungsprozesses, bis hin zu den N₂O- und CH₄-Emissionen der Kompostierung, Ausbringung sowie nachfolgenden Bodenprozessen, bilanziert.

In ihren Berechnungen gehen Lampert et al. (2011) davon aus, dass durch den Einsatz von Kompost Emissionen, die durch die Produktion und Aufbringung von künstlichen Düngemitteln entstehen würden, eingespart werden. Die auf diese Weise eingesparten Emissionen ziehen die AutorInnen in Form einer Gutschrift von den Emissionen der Kompostproduktion ab. Da der Einsatz von künstlichen Düngemitteln bei dieser Form des Anbaus in Wien allerdings sehr unüblich ist (siehe Kapitel 2.5.4), wurde von einer Gutschrift dieser Emissionen in dieser Untersuchung abgesehen.

Ebenfalls gutgeschrieben wurde der potenziell durch die Aufbringung von Kompost im Boden gebundene Kohlenstoff (Lampert et al. 2011). Da es sich bei dem untersuchten Fallbeispiel um einen Dachgarten handelt, welcher in Hochbeeten wirtschaftet, ist diese Gutschrift ebenfalls strittig. Aufgrund der Angabe der GärtnerInnen (Interview Gartenwerkstatt 2019), dass die Substrate grundsätzlich in den Hochbeeten verbleiben sollen und für die Aufrechterhaltung der Nährstoffbalance regelmäßig mit frischem organischem Material (in Form von Kompost) befüllt werden, ist auch in dieser Untersuchung von einer Kohlenstoffspeicherung in den Hochbeeten ausgegangen und die Gutschrift gemäß übernommen worden.

Infrastruktur

CMA-Dachgarten

Für die Umgestaltung einer Dachfläche in einen für Produktion geeigneten *CMA-Dachgarten* ist anfänglich ein hoher Einsatz an Materialien und Arbeit notwendig. Im untersuchten Dachgarten mussten die Flächen, an denen künftig die Hochbeete stehen würden, zuerst von einer etwa 5 cm hohen Schicht Schotter befreit werden. Anschließend wurde eine Folie aus Polypropylen verlegt, um die Dachabdichtung vor UV-Strahlung zu schützen. Die Hochbeete wurden aus Baustahlgittern geformt und dann mit Hasengitter, EPDM-Folie (ein synthetisches Gummimaterial) und einem Unkrautvlies ausgekleidet. Zudem wurde auf dem Dach ein kleiner Folientunnel (3 x 8m) aus verzinkten Stahlstangen und einer Polyethylen-Folie errichtet, in dem zur Hälfte Tomaten angebaut werden. Für die Bewässerung werden zurzeit noch handelsübliche Gartenschläuche verwendet. Zur Kompostierung auf dem Dach wurden Wurmboxen aus Lärchenholz gebaut. Diese sind mit einem PVC-Rohr zur Ableitung des Wurmtees bestückt und zusätzlich mit Unkrautvlies ausgekleidet. Für die Erdwürmer konnten keine geeigneten Daten gefunden werden. Aufgrund der geringen Menge kann davon ausgegangen werden, dass diese Emissionen keinen bedeutenden Anteil an der funktionellen Einheit ausmachen. Einige Materialien wie die Stahlgitter und die Teichfolie wurden von anderen Projekten und Baustellen wiederverwertet, wodurch diesem Projekt dementsprechend weniger (10% der ursprünglichen Emissionen) Emissionen angerechnet werden. Die Materialien wurden laut den GärtnerInnen mit einem Kleintransporter

angeliefert. Dazu mussten sie insgesamt eine Strecke von 270 km zurücklegen, wofür etwa 28 Liter Diesel verbraucht wurden. Gebaute Wege aus Terrassenbrettern und eine Gemeinschaftsplattform mit Sitzgelegenheiten wurden nicht in die Berechnungen einbezogen.

CMA-Ackerboden

Der Materialeinsatz für die Umgestaltung der Ackerfläche war wesentlich geringer. Den größten Arbeitsaufwand machte das händische Anlegen und Umgraben der knapp 1.000 m² Anbaufläche aus. Für die Beete wurden keine externen Materialien benötigt, da die GärtnerInnen auf Einfassungen und gekaufte Wuchshilfen verzichteten und stattdessen die vorhandenen Ressourcen, beispielsweise Äste, nutzen. Für die Bewässerung wurde ein System bestehend aus Wassertanks und Bewässerungsschläuchen errichtet, welches sich über die gesamte Anbaufläche erstreckt. Mit Hilfe einer Wasserpumpe wird Brunnenwasser in die Wassertanks gefüllt und von dort zu den Pflanzen weitergeleitet. Die Energie für die Wasserpumpe stammt von einer Photovoltaikanalage. Mangels exakter Daten der verwendeten Paneele, wurden LCA Daten eines ähnlichen Modells übernommen. Chen et al. (2016) rechnen in ihrer Untersuchung mit einer FU von 1 kWp (Kilowatt Peak). Dafür werden etwa 7 m² Dachfläche benötigt. Die CMA besitzt vier Paneele mit je 1,62 m², die Impacts wurden dementsprechend umgerechnet. Zur Zwischenspeicherung des Stroms werden zwei Bleisäure-Akkus verwendet. Der Emissionsfaktor für die THGE der Blei-Akkus wurde ebenfalls aus der Literatur bezogen (Chen et al. 2017). Chen et al. (2017) haben die Umweltbelastungen der Bleisäureakku-Produktion in China untersucht und sind dabei von einem 50% Recyclinganteil ausgegangen. Laut Davidson et al. (2016) sind bei der Batterieproduktion in Europa Recyclinganteile von bis zu 80% üblich. Da die Emissionen mit dem Anteil an Recyclingmaterial stark sinken (Chen et al. 2017), kann davon ausgegangen werden, dass die Emissionen hierbei geringfügig überschätzt wurden. Für die Wasserpumpe konnten keine Emissionsfaktoren gefunden werden. Da aber sowohl die Photovoltaikanlage als auch die Akkumulatoren vernachlässigbare Emissionen (bezogen auf die funktionelle Einheit) aufweisen, kann davon ausgegangen werden, dass dies auf Grund der großen Flächen auch für Wasserpumpen zutrifft. Die Transportdistanzen der verwendeten Materialien wurden mit Hilfe von Google Maps modelliert und anschließend mit Emissionsfaktoren quantifiziert. Eine auf dem Gelände befindliche Gartenhütte wurde nicht in den Berechnungen berücksichtigt.

Düngermanagement

CMA-Dachgarten

Pro Quadratmeter Anbaufläche werden die Tomaten im *CMA-Dachgarten* jährlich mit einem Liter Wurmkompost gedüngt. Mangels verlässlicher Daten werden für die N₂O- und CH₄-Emissionen bei der Gartenkompostierung und Ausbringung des Komposts die Daten der offenen Industriekompostierung in Österreich (Lampert et al. 2011) abgeändert verwendet. Folgend werden die getroffenen Annahmen und Abänderungen näher beschrieben (siehe dazu auch **Abbildung 7**):

- *Annahme*: die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien (Baum-, Strauch- und Rasenschnitt, Laub und Fallobst bei der Kompostierung der MA 48 (Magistrat der Stadt Wien 2013, S. 48). Strauch- und Rasenschnitt, Pflanzenreste sowie Bioabfälle der GärtnerInnen bei den Fallbeispielen (Interview Gartenwerkstatt 2019; Interview Wilde Rauke 2019) sowie der Kompostierungsprozess (ähnlich dem offenen kommunalen Kompostierungsprozess, wird der Kompost auch bei den Fallbeispielen regelmäßig

umgesetzt, um eine angemessene Sauerstoffzufuhr zu gewährleisten und damit eine übermäßige Methanproduktion zu vermeiden) der verschiedenen Systeme sind sehr ähnlich.

- *Abänderung der Daten I:* da die THGE laut Literatur stark vom Kompostierungsprozess (regelmäßiges Wenden und richtige Bewässerung) abhängen (Lampert und Neubauer 2015) und davon auszugehen ist, dass dieser Prozess bei der industriellen Verarbeitung professioneller und kontrollierter abläuft, wurden die Kompostierungsemissionen der Fallbeispiele um 20% höher angesetzt als jene des industriellen Prozesses (Lampert et al. 2011).
- *Abänderung der Daten II:* neben den Emissionen, die mit dem Kompostierungsprozess in Zusammenhang stehen, kommen bei dem Emissionsfaktor der industriellen Kompostierung auch Faktoren wie die Anlieferung des Materials und der benötigte Maschineneinsatz hinzu. Diese Faktoren, sowie eine Gutschrift für die vermiedene Produktion und Ausbringung von Kunstdünger wurden nicht berücksichtigt. Lediglich die THGE (in Form von N₂O), die mit der Applikation des Kompostmaterials entstehen, sowie die Bindung von Kohlenstoff im Boden wurden übernommen.

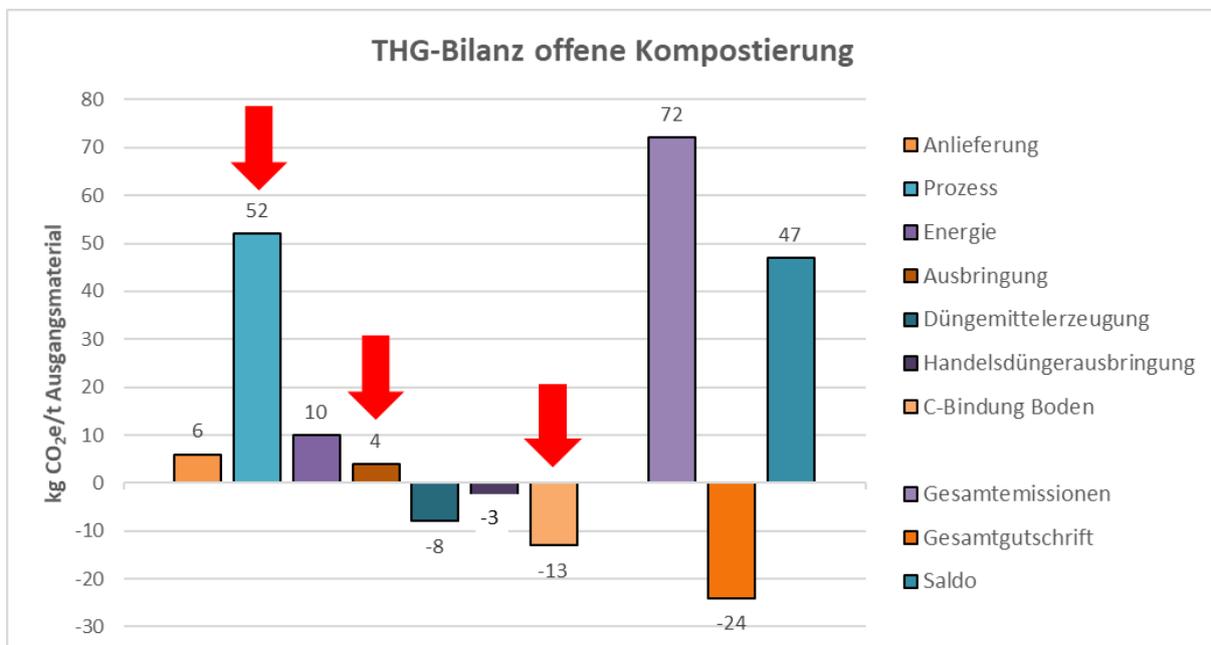


Abbildung 7: Treibhausgas-Bilanz der offenen Kompostierung (in kg CO₂e/t Ausgangsmaterial). Rote Pfeile: jene Prozesse, die für den Gartenkompostierungsprozess übernommen bzw. abgeändert wurden. (angepasste Abbildung aus Lampert et al. 2011, S. 51)

CMA-Ackerboden

Im *CMA-Ackerboden* werden die Tomaten pro Quadratmeter jährlich mit einem Liter selbst hergestelltem Kompost gedüngt. Die Emissionen des Kompostierungsprozesses wurden wie oben beschrieben übernommen. Grobes Pflanzenmaterial wird vor der Kompostierung gehäckselt. Die Emissionen des Häckselprozesses wurden anteilig auf die funktionelle Einheit bezogen. Zusätzlich werden zum Beginn der Saison etwa ein Liter Pferdemist eines nahegelegenen Reiterhofs unter die Erde gemischt. Da die Emissionsfaktoren für Pferdemistdünger bisher nur sehr ungenau bestimmt werden konnten (Eriksson et al. 2016; Maltais-Landry et al. 2019), wurden diese nicht in der Bilanzierung berücksichtigt. Die

Ergebnisse von Maltais-Landry et al. (2019) deuten allerdings darauf hin, dass Pferdemist im Vergleich zu Hühnermist weniger THGE emittiert und stärker zum Humusaufbau beiträgt.

Bodenbearbeitung

CMA-Dachgarten

Da auf dem Dach nicht genügend Mulchmaterial in Form von Pflanzenresten vorhanden ist, wird Stroh von bekannten Bauern zugekauft, wovon etwa ein halbes Kilo pro Anbausaison und Quadratmeter in den Beeten verteilt wird.

CMA-Ackerboden

Ebenso wie im Dachgarten, werden auch in der CMA die Tomaten regelmäßig mit Mulch versorgt. Hierfür wird größtenteils der Rasenschnitt einer angrenzenden Grünfläche verwendet. Die Emissionen des Diesel- und Benzinverbrauchs der Mähfahrzeuge und -geräte wurden ebenfalls anteilig auf die funktionelle Einheit berechnet.

Extrapolation der Daten

Es wird für diese Untersuchung angenommen, dass die Gartenprojekte noch 10 Jahre in dieser Form bestehen werden. Die erhobenen Daten zur Infrastruktur und die Angaben zu Erntemengen, Dünger- und Mulchmengen sind Momentaufnahmen (in Form von Messungen und Schätzungen) einer Anbausaison und werden zum Zweck dieser Untersuchung extrapoliert. Zukünftige Veränderungen können folglich nicht abgebildet werden. Jene Materialien, deren Nutzungsdauer den Beobachtungszeitraum überschreiten und welche nach ihrem zehnjährigen Einsatz im Garten wiederverwertet werden können, wurden nur anteilig ihrer verbrauchten Nutzungsdauer der funktionellen Einheit von 1 kg Tomaten/Jahr angerechnet. Die im Dachgarten verwendeten Stahlgitter haben beispielsweise eine Nutzungsdauer von 20 Jahren. Auf die zehnjährige Beobachtungsdauer werden der funktionellen Einheit damit nur die Hälfte der Emissionen zugerechnet.

Allokationsverfahren

Stahlgitter und eine Teichfolie, die für die Errichtung der Hochbeete des Dachgartens benötigt wurden, konnten vor der Deponierung bzw. dem Recycling gerettet werden. Damit wurde die Verwendungsdauer der Materialien wesentlich verlängert und gleichzeitig eine Neuanschaffung verhindert. Bei der Wiederverwertung von Materialien in Ökobilanzierungen sind einige Faktoren zu beachten: müssen die Materialien vor ihrer Nutzung energieintensive Prozesse (bspw. eine Reinigung, Bearbeitung, o.ä.) durchlaufen? Können die wiederverwendeten Materialien eine Neuanschaffung zu 100 % ersetzen? Müssen die Materialien vor ihrer neuen Nutzung über lange Distanzen transportiert werden? (Sandin und Peters 2018; Cruz Rios et al. 2019)

Die Stahlgitter und die Teichfolie konnten ohne weitere energieintensive Bearbeitungsschritte oder langen Transport weiterverwendet werden, womit eine Neuanschaffung zu 100% vermieden werden konnte. Folgend wurden die Produktionsemissionen der Stahlgitter und der Teichfolie nicht in vollem Ausmaß berücksichtigt und lediglich ein Anteil von 10% der ursprünglichen Emissionen für den Recyclingprozess angerechnet.

3.5.5 Wirkungsabschätzung

Die untersuchten Umweltauswirkungen der Material- und Energieflüsse, über den gesamten Lebenszyklus hinweg, beschränken sich in dieser Arbeit auf die THGE (kg CO₂ Äquivalente). Untersucht wird demnach das Treibhauspotenzial (über 100 Jahre nach IPCC Standards (IPCC 2014a)), welches mit der Produktion der funktionellen Einheit unter den jeweiligen systemischen Bedingungen einhergeht.

Zur Berechnung der THGE mussten für sämtliche Prozesse sowie Material- und Energieinputs geeignete Emissionskoeffizienten gesammelt werden. Diese wurden zum einen aus einschlägiger Literatur und zum anderen aus Ökobilanzierungsdatenbanken wie GEMISv4.9-Österreich oder Ecolnvent v2.0 übernommen (Frischknecht et al. 2005; UBA 2014). **Tabelle 4** & **Tabelle 5** zeigen eine Übersicht der in dieser Arbeit verwendeten Emissionskoeffizienten und deren Quellen.

Tabelle 4: Ausgewählte Emissionskoeffizienten der Materialien und Prozesse in kg CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Produkt/Liter Produkt/Kilometer Transportstrecke entlang der Lebenszyklusphasen.

Lebenszyklusphase	Komponente	Einheit	Produktionssystem	
			CMA Dachgarten	CMA Ackerboden
Substrat Produktion	Kompost MA48	kg CO ₂ e/kg	0,13	-
Infrastruktur	Stahlgitter	kg CO ₂ e/kg	1,02	-
	Hasengitter	kg CO ₂ e/kg	1,31	-
	Teichfolie	kg CO ₂ e/kg	3,29	-
	Unkrautvlies	kg CO ₂ e/kg	3,24	-
	Folie unter Beeten	kg CO ₂ e/kg	3,24	-
	Folie für Folientunnel	kg CO ₂ e/kg	3,04	-
	Verzinkter Stahl für Folientunnel	kg CO ₂ e/kg	1,43	-
	Gartenschlauch	kg CO ₂ e/kg	2,60	-
	Holz Wurmkomposter	kg CO ₂ e/kg	0,14	-
	Vlies Wurmkomposter	kg CO ₂ e/kg	3,24	-
	Abwasserrohr	kg CO ₂ e/kg	2,60	-
	Photovoltaikanlagen 300W	kg CO ₂ e/kg	-	3,88
	Akkumulatoren	kg CO ₂ e/kg	-	0,17
	Bewässerungsschlauch	kg CO ₂ e/kg	-	3,04
	Wassertanks	kg CO ₂ e/kg	-	3,04
	Diesel - Kraftstoff Tranporter <3,5t	kg CO ₂ e/km	0,32	-
	Lkw <7,5t	kg CO ₂ e/km	-	0,0002
	Lkw >32t	kg CO ₂ e/km	-	0,0001
	Überseeschiff	kg CO ₂ e/km	-	0,00001
	Düngermanagement	Kompostdüngung	kg CO ₂ e/kg	0,12
Benzin - Häckseln der Pflanzenreste		kg CO ₂ e/l	-	2,73
Bodenbearbeitung	Diesel - Mähen der Wiese	kg CO ₂ e/l	-	3,08
	Benzin - Mähen zwischen Beeten	kg CO ₂ e/l	-	2,73
	Mulch (Strohballen)	kg CO ₂ e/kg	0,27	-

Wie im vorherigen Kapitel erläutert, entstehen beim Prozess der Kompostierung (und somit auch bei der Herstellung des Substrats) signifikante Mengen N₂O und CH₄, beide potente

Treibhausgase, welche die Klimawirksamkeit von CO₂ deutlich übersteigen (N₂O um den Faktor 298; CH₄ um den Faktor 25) (IPCC 2014a). Bei der Ausbringung des organischen Materials auf die Erde entstehen zusätzliche N₂O-Emissionen (direkte N₂O-Emissionen). Durch die Auswaschung von reaktiven Stickstoffverbindungen aus den organischen Düngemitteln in umliegende Ökosysteme entsteht zudem aufgrund chemischer Reaktionen im Erdreich ebenfalls N₂O (indirekte N₂O-Emissionen). Diese Prozesse und die damit in Verbindung stehenden Emissionen (berechnet in CO₂ Äquivalenten) wurden über den angegebenen Emissionsfaktor von Lampert et al. (2011) (siehe) abgebildet und demnach ebenfalls in dieser Bilanzierung berücksichtigt.

Tabelle 5: Datenquellen der verschiedenen Materialien und Prozesse entlang der Lebenszyklusphasen. EPDM = Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk, PE = Polyethylen, PET = Polyethylenterephthalat, PP= Polypropylen, PVC = Polyvinylchlorid.

CMA- Dachgarten		CMA-Ackerboden	
Materialien & Prozesse	Quelle (Jahr)	Materialien & Prozesse	Quelle (Jahr)
Substrat			
Kompostsubstrat	Lampert et al. (2011) Knappe et al. (2011)		
Infrastruktur		Infrastruktur	
Stahlgitter	GEMIS4.9-Österreich (2012)	Photovoltaikanlagen 300W	Chen et al. (2016)
Hasengitter (Stahl)	GEMIS4.9-Österreich (2012)	Akkumulatoren (Bleisäure)	Chen et al. (2017)
Teichfolie (EPDM)	GEMIS4.9-Österreich (2000)	Bewässerungsschlauch (PET)	GEMIS4.9-Österreich (2010)
Abwasserrohr (PVC)	GEMIS4.9-Österreich (1999)	Wassertanks (PET)	GEMIS4.9-Österreich (2010)
Verzinkter Stahl	GEMIS4.9-Österreich (2005)	Lkw <7,5 t	GEMIS4.9-Österreich (2004)
Folie für Folientunnel (PET)	GEMIS4.9-Österreich (2010)	Lkw >32 t	GEMIS4.9-Österreich (2004)
Gartenschlauch (PVC)	GEMIS4.9-Österreich (1999)	Überseeschiff	GEMIS4.9-Österreich (2012)
Unkrautvlies (PE)	EcoInvent v2.0 (2008)		
Folie unter Beeten (PP)	EcoInvent v2.0 (2008)		
Holz Wurmkomposter	EcoInvent v2.0 (2008)		
Transporter <3,5 t	Umweltbundesamt (2019)		
Düngermanagement		Düngermanagement	
Kompostierung	Lampert et al. (2011)	Kompostierung	Lampert et al. (2011)
Bodenbearbeitung		Bodenbearbeitung	
Mulch (Strohballen)	EcoInvent v2.0 (2008)	Diesel	Umweltbundesamt (2019)
		Benzin	Umweltbundesamt (2019)

4 Ergebnisse: Charakterisierung der Anbauformen urbaner Landwirtschaft

Systematisierung einer komplexen Realität: *Tabelle 6* zeigt die systematische Charakterisierung der diversen identifizierten und zu Idealtypen zusammengefassten Formen UL, mit speziellem Fokus auf die vier in Kapitel 3.1.1 definierten Kategorien i) „Beteiligte, Organisation & Ziele“ ii) „Anbausystem“, iii) „Räumliche Aspekte“ und iv) „Produkte & Erzeugnisse“.

Wie in Kapitel 3.1 bereits beschrieben, handelt es sich bei den nachfolgend charakterisierten Anbauformen um Idealtypen. Das bedeutet, dass sich nicht jedes mögliche Beispiel von urbaner Landwirtschaft genau in einer der definierten Kategorien platzieren lässt. Die Komplexität und Vielfalt an Anbauformen in der Realität führt vielmehr dazu, dass diese mitunter auch in ihren Eigenschaften überlappen und somit durchaus auch Hybride aus den hier beschriebenen Formen UL denkbar sind (beispielsweise ein kommerzieller Dachgarten mit einem CSA Konzept) (McClintock 2014). Die folgende Typologie sowie deren Kategorien und Ausprägungen sind demnach nicht als starre und gegebene Struktur zu verstehen, sondern spiegelt viel eher *typische* Ausprägungen und Eigenschaften von Anbauformen im urbanen Raum wider. Trotz dieser methodologisch inhärenten Einschränkungen ermöglicht die folgende Typologie einen umfassenden und systematischen Überblick über das Zusammenspiel von AkteurInnen, Ambitionen, Orten, Böden, Anbausystemen und Produkten sowie damit verbundene sozialökologische Implikationen, welches sich in UL manifestiert.

Grundsätzlich lassen sich die Anbauformen in *Tabelle 6* in zwei Gruppen unterteilen: die boden- und die gebäudegebundene Anbauformen. Überdies scheint eine Unterscheidung zwischen jenen Anbauformen, die hauptsächlich von Privatpersonen und gemeinschaftlich-solidarischen Interessen getragen werden und dabei sehr multifunktional agieren, und jenen, die von interdisziplinären AkteurInnen und sehr konkreten Interessen in Richtung Kommerzialisierung, Innovation und Forschung vorangetrieben werden, sinnvoll. Folgend werden demnach Gemeinschaftsgärten, Selbsterntefelder, CMAs, CSAs und gemeinschaftliche Dachgärten unter dem Begriff *gemeinschaftlich-solidarische Anbauformen* (GSAF) und kommerzielle Dach- und IndoorFarmen unter *technisch-innovative Anbauformen* (TIAF) zusammengefasst.

Während gemeinschaftliche Initiativen beispielsweise eher geringe Erträge erzielen, aber mitunter diverse sozio-kulturelle und ökologische Qualitäten aufweisen, beschränken sich kommerzielle Projekte auf den effizienten Anbau und können damit einen bedeutenden Beitrag zur Nahrungsmittelversorgung und der Entwicklung neuer Anbausysteme leisten. Überdies sind die Ansprüche auf Energie und Ressourcen sowie die Möglichkeit, in diesem Bereich urbane Synergien zu nutzen, zwischen den boden- und den gebäudegebunden Anbauformen sehr unterschiedlich verteilt.

Beteiligte, Organisation & Ziele

In dieser Kategorie ergeben sich drei logische Cluster aus den sieben Anbauformen, die nachfolgend näher beschrieben werden: i) Gemeinschaftsgärten, CMA und gemeinschaftliche Dachgärten ii) Selbsterntefelder und CSA iii) kommerzielle Dachfarmen und Indoor Farmen.

Tabelle 6: Systematische Charakterisierung und vergleichende Übersicht der sieben identifizierten Anbauformen urbaner Landwirtschaft, entlang der Kategorien „Beteiligte, Organisation & Ziele“, „Anbausystem“, „Räumliche Aspekte“ und „Produkte & Erzeugnisse“.

Kategorien	Unterkategorien	Bodengebunden				Gebäudegebunden "Zero Acre Farming"		
		Gemeinschaftsgärten	Community made agriculture (CMA)	Selbsterntefelder	Community supported agriculture (CSA)	Dachgärten (Subsistenz und Gemeinschaft)	Dachfarmen (kommerziell, geschlossen)	Indoor/Vertical Farming
Beteiligte, Organisation & Fokus	AkteurInnen	Privatpersonen (<i>meist kein gärtnerischer Hintergrund</i>)	Privatpersonen (<i>meist kein gärtnerischer Hintergrund</i>)	LandwirtInnen/GärtnerInnen und Privatpersonen	LandwirtInnen/GärtnerInnen und Privatpersonen	Privatpersonen (<i>meist kein gärtnerischer Hintergrund</i>)	UnternehmerInnen - interdisziplinäre AkteureInnen	UnternehmerInnen - interdisziplinäre AkteureInnen
	Organisation	meist in Form eines Vereins organisiert; flache Hierarchien	meist in Form eines Vereins organisiert; flache Hierarchien	Kooperation zwischen ProduzentInnen und KonsumentInnen	Kooperation zwischen ProduzentInnen und KonsumentInnen	meist in Form eines Vereins organisiert; flache Hierarchien	Unternehmen/Start-ups oder Forschungseinrichtungen	Unternehmen/Start-ups oder Forschungseinrichtungen
	Ziele (oberstes hat meist Priorität)	<ul style="list-style-type: none"> • Sozio-kultureller Austausch • Kontakt zur Natur • Subsistenz 	<ul style="list-style-type: none"> • Subsistenz • Sozio-kultureller Austausch • Kontakt zur Natur 	<i>KonsumentInnen:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Subsistenz • Kontakt zu Natur und ProduzentInnen <i>LandwirtInnen:</i> <ul style="list-style-type: none"> • alternative Vertriebswege • Austausch mit KonsumentInnen 	<i>KonsumentInnen:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Lebensmittelversorgung • Kontakt zu Natur und ProduzentInnen <i>LandwirtInnen:</i> <ul style="list-style-type: none"> • alternative Vertriebswege • Austausch mit KonsumentInnen 	<ul style="list-style-type: none"> • Sozio-kultureller Austausch • Subsistenz • Kontakt zur Natur 	<ul style="list-style-type: none"> • Erschließung neuer Märkte • Forschung & Entwicklung • Reduktion der Umweltbelastungen durch lokale Produktion 	<ul style="list-style-type: none"> • Erschließung neuer Märkte • Forschung & Entwicklung • Reduktion der Umweltbelastungen durch lokale Produktion
Anbausystem	Typ	offen (Anbau unter freiem Himmel)	offen (Anbau unter freiem Himmel)	offen (Anbau unter freiem Himmel)	offen/teilgeschlossen (Anbau unter freiem Himmel & Glashaus/Folientunnel)	offen (Anbau unter freiem Himmel)	geschlossen (kontrollierte Anbaubedingungen im Glashaus)	geschlossen (kontrollierte Anbaubedingungen im Gebäude)
	Substrat	Erde/ Kompostsubstrat/ Torfsubstrat	Erde/ Kompostsubstrat	Erde/ Kompostsubstrat	Erde/ Kompostsubstrat	Erde/ Kompostsubstrat/ Torfsubstrat	meist Hydrokultur, selten Substratmischungen	meist Hydrokultur, selten Substratmischungen
	Nährstoffversorgung	meist natürliche Düngemittel, hohe Verluste	natürliche Düngemittel, hohe Verluste	natürliche Düngemittel, hohe Verluste	natürliche Düngemittel, hohe Verluste	meist natürliche Düngemittel, hohe Verluste	meist künstliche Düngemittel, niedrige Verluste	meist künstliche Düngemittel, niedrige Verluste
	Schädlingskontrolle	hoch/natürlich	hoch/natürlich	hoch/natürlich	hoch/natürlich	hoch/natürlich	gering/natürlich	gering/natürlich
	Wasserbedarf	wetterabhängig	wetterabhängig	wetterabhängig	wetterabhängig	wetterabhängig	gering (wiederverwertung)	gering (wiederverwertung)
	Energieversorgung	Sonne	Sonne & Photovoltaik	Sonne	Sonne & Photovoltaik	Sonne & Photovoltaik	Sonne/Stromnetz/ Photovoltaik/ Gebäudesynergien	Stromnetz/Photovoltaik Gebäudesynergien/ (selten Sonne)
	Ressourcen & Infrastrukturbedarf	sehr gering	gering	gering	mäßig	mäßig	hoch	sehr hoch
Potenzial urbane Synergien	gering	gering	gering	gering	hoch	hoch	hoch	
Räumliche Aspekte	Flächentyp	Brachflächen, Grünflächen, allgemein ungenutzte Flächen	Acker- und Grünflächen	Ackerflächen	Ackerflächen	geeignete Dachflächen (Neigung, Statik, Licht- und Windverhältnisse)	geeignete Dachflächen (Neigung, Statik, Licht- und Windverhältnisse)	meist leerstehende Gebäude, z.T neu errichtete Hallen
	Standort	gesamtes Stadtgebiet höhere Dichte rund um Stadtzentrum	meist Flächen am Stadtrand in Siedlungsnähe	Stadtrand (gute öffentliche Anbindung von Vorteil)	Stadtrand oder nahe am Stadtgebiet	auf gesamtem Stadtgebiet möglich	auf gesamtem Stadtgebiet möglich	auf gesamtem Stadtgebiet möglich, tendenziell eher in äußeren Bezirken
Produkte & Erzeugnisse	Anbauperiode	saisonal	saisonal	saisonal	saisonal	saisonal	ganzjährig	ganzjährig
	Erntemengen/m ²	geringe bis mäßige Erträge	mäßige bis hohe Erträge	mäßige bis hohe Erträge	hohe Erträge	geringe bis hohe Erträge	sehr hohe Erträge	sehr hohe Erträge
	Diversität der Produkte	hohe Diversität	hohe Diversität	hohe Diversität	hohe Diversität	hohe Diversität	niedrig/ meist Fokus auf Cash Crops	niedrig/ meist Fokus auf Cash Crops
	Verteilungsebene	Mikro- bis Mesoebene	Mesoebene	Mesoebene	Mesoebene	Mesoebene	Makroebene	Makroebene

Gemeinschaftsgärten, CMA und gemeinschaftliche Dachgärten eint, dass sie in der Regel von Privatpersonen ins Leben gerufen und betrieben werden, die meist kein professionelles Vorwissen im Anbau von Lebensmitteln mitbringen. Das Wissen über den Anbau von Lebensmitteln hat allerdings zwischen diesen Anbauformen unterschiedliche Priorität.

Während bei Gemeinschaftsgärten und gemeinschaftlichen Dachgärten vorwiegend der sozio-kulturelle Austausch, die Zeit im Freien und der Kontakt zur Natur im Vordergrund stehen hat der Anbau von Gemüse meist einen geringeren Stellenwert. Hier geht es mehr um die Erfahrung des Anbaus und das Teilen von Wissen, als um die tatsächliche Selbstversorgung (also die Subsistenz).

Auch bei CMAs spielt der sozio-kulturelle Austausch, das Teilen von Erfahrungen und Wissen, sowie der Kontakt zur Natur eine bedeutende Rolle, jedoch hat die Selbstversorgung mit Lebensmitteln für viele CMA-Mitglieder Priorität. Dies ist in den Prinzipien vieler dieser Initiativen begründet, die sich oftmals als Gegenbewegung zum traditionellen Ernährungssystem verstehen. Gemein ist all diesen Anbauformen ihre Form der Organisation: Sie sind meist in Vereinen mit flachen Hierarchien organisiert, wodurch Inklusion, Partizipation und die aktive Mitgestaltung der Projekte allen TeilnehmerInnen ermöglicht werden soll.

Selbsterntefelder und CSAs sind hierbei geprägt durch eine Kooperation einerseits von professionellen LandwirtInnen bzw. GärtnerInnen, die alternative Vermarktungs- und Vertriebswege abseits des Großhandels erschließen möchten und dabei einen engeren Austausch mit interessierten GärtnerInnen und KonsumentInnen suchen, und andererseits von Privatpersonen, die Interesse an der Erfahrung des Anbaus und der Versorgung mit Lebensmitteln sowie einem regen Austausch mit regionalen LandwirtInnen haben.

In beiden Fällen eröffnen sich für die LandwirtInnen alternative Absatzmöglichkeiten, die ihnen eine Produktion bzw. ein Arbeiten ohne den Druck und die Preisschwankungen des globalen Lebensmittelmarktes ermöglicht.

Während für KonsumentInnen von CSAs eine möglichst ganzjährige Versorgung mit Lebensmitteln durch professionelle LandwirtInnen im Mittelpunkt steht, ist es bei Mitgliedern von Selbsterntefeldern die Erfahrung des Anbaus und die professionell gestützte Selbstversorgung.

Die letzte Gruppe, die TIAF, sind in den Merkmalen dieser Kategorie beinahe ident: Meist handelt es sich um interdisziplinäre AkteurInnen mit unternehmerischem, landwirtschaftlichem oder wissenschaftlichem Hintergrund, die in Form von Unternehmen, Start-ups oder Forschungsprojekten organisiert sind.

Bei beiden Anbauformen steht je nach Ausrichtung des Projekts und der Zusammensetzung der AkteurInnen die Erschließung urbaner Nischenmärkte, die Erforschung und Entwicklung neuer und innovativer Anbautechniken, und/oder eine umweltschonendere Lebensmittelversorgung durch jene neuen Anbautechniken sowie die Realisierung urbaner Synergieeffekte (Nutzung von Gebäudeabwärme, Wiederaufbereitung von Abwasser, etc.) im Zentrum.

Anbausysteme

Die Anbausysteme der identifizierten Anbauformen UL sind mitunter sehr unterschiedlich und gehen folgend mit verschiedenen Voraussetzungen hinsichtlich ihres Bedarfs an Infrastruktur, Ressourcen und Energie einher.

Besonders die TIAF stechen hier hervor: Ihr Anbau unter kontrollierten und technisch ausgeklügelten Anbaubedingungen (in Glashäusern auf Dächern, oder innerhalb von Gebäuden mit Hilfe von Hydroponik-Systemen) ermöglicht es Ressourcen wie Wasser und

Nährstoffe intern zu rezyklieren und die Pflanzen weitgehend vor Schädlingen und Krankheiten zu schützen.

Durch den Anbau auf oder innerhalb von Gebäuden ist es diesen Anbausystemen zudem potenziell möglich eine Reihe an urbanen Synergien, wie die Nutzung von Gebäudeabwärme, eine zusätzliche Gebäudeisolation oder die Wiederverwertung von Abwasser zu realisieren. Gleichzeitig benötigen die kontrollierten Anbausysteme allerdings hohe materielle Inputs für die Errichtung und Instandhaltung der Systeme sowie Energie für die Aufrechterhaltung der künstlichen Anbaubedingungen, was eine umweltschonende Bewirtschaftung in der Praxis oftmals schwierig gestaltet.

Die untersuchten bodengebundenen Anbauformen, die bis auf wenige Ausnahmen (etwa Folientunnel oder Glashäuser bei CSAs) unter freiem Himmel, auf Ackerflächen, Grünflächen oder in Hochbeeten wirtschaften, kommen meist mit wesentlich geringeren Material- und Energiemengen aus. Besonders Gemeinschaftsgärten zeichnen sich hier durch ihre oft simplen und kreativen Anbausysteme sowie die Arbeit per Hand mit einem sehr geringen Bedarf an Ressourcen und Infrastruktur aus. Da diese Anbauformen allerdings von saisonalen Wetterbedingungen abhängig sind und keine internen Wiederverwertungsmechanismen besitzen, sind der Bedarf und die Verluste an Wasser und Nährstoffen in der Regel höher als bei den TIAF.

Urbane Synergien beschränken sich bei dieser Gruppe auf die Wiederverwertung von urbanen organischen Abfällen.

Eine Sonderform stellen in diesem Zusammenhang die gemeinschaftlichen Dachgärten dar. Ihre Anbausysteme sind jenen der Gemeinschaftsgärten meist sehr ähnlich, jedoch ist für die Errichtung eines Dachgartens üblicherweise ein höherer Bedarf an Ressourcen und Infrastruktur nötig.

Hinsichtlich urbaner Synergien haben gemeinschaftliche Dachgärten sehr ähnliche Voraussetzungen wie die beschriebenen bodengebundenen Anbauformen, jedoch ergibt sich durch ihren Anbau auf Dachflächen ein weiteres Potenzial: die Substratschicht, die für den Anbau auf die Dachfläche aufgetragen wird, fungiert einerseits als zusätzliche Isolationsschicht und kann andererseits Regenwasser aufnehmen und damit Starkregenereignisse abschwächen.

Räumliche Aspekte

Hinsichtlich räumlicher Aspekte und Voraussetzungen scheint eine getrennte Betrachtung von boden- und gebäudegebundenen Anbauformen UL sinnvoll.

Bodengebundene Anbauformen beanspruchen generell Flächen, die in wachsenden urbanen Räumen für Wohnraum und Infrastruktur benötigt werden und damit immer rarer werden, was potenzielle Nutzungskonflikte mit sich bringt.

Während Gemeinschaftsgärten in der Wahl ihrer Flächen noch relativ flexibel sind und neben Grünflächen auch auf Brachflächen sowie versiegelten Böden im gesamten Stadtgebiet realisierbar sind (etwa durch den Anbau in Hochbeeten oder ähnlichen Konstruktionen), sind möglichen Flächen für CMAs, Selbsterntefelder und CSAs schwieriger zu finden.

Für CMAs, Selbsterntefelder und CSAs werden Ackerflächen benötigt (im Fall von CMAs sind auch Grünflächen denkbar), die aufgrund des urbanen Bevölkerungswachstums immer weiter zurückgedrängt werden. Für CMAs und Selbsterntefelder müssen diese zudem möglichst nahe zu potenziellen TeilnehmerInnen gelegen sein, damit die regelmäßige Anreise möglichst einfach in den Alltag integriert werden kann.

Bei gebäudegebundenen Projekten sind die Nutzungskonflikte meist wesentlich geringer ausgeprägt, jedoch ist das Finden von geeigneten Flächen auch hier nicht immer unproblematisch.

Anbauprojekte auf Dachflächen (sowohl gemeinschaftliche als auch kommerzielle) sind prinzipiell auf dem gesamten Stadtgebiet realisierbar. Während für kommerzielle Projekte sämtliche Dachflächen in Frage kommen, eignen sich für gemeinschaftliche Projekte speziell die Dachflächen von Wohnhäusern für die Umsetzung. Die tatsächliche Umsetzung gestaltet sich in der Praxis aufgrund einer Reihe von Faktoren (Neigungswinkel des Daches, statisch- und sicherheitstechnische Voraussetzungen, Licht- und Windverhältnisse, finanzielle Hürden, etc.) mitunter sehr schwierig, was die Auswahl der möglichen Flächen auch hier einschränkt. Beim Anbau innerhalb von Gebäuden ist prinzipiell der Konflikt um Wohnraum gegeben, weshalb dieser meist in leerstehenden Industriegebäuden, Kellern oder ähnlichen – für Wohnraum ungeeigneten – Flächen praktiziert wird. Auch hierbei ergeben sich allerdings Hürden der Umsetzung, wie die Findung geeigneter Räumlichkeiten und die hohen Kosten der Umsetzung.

Produkte & Erzeugnisse

Im Bereich der Produkte und Erzeugnisse wird eine deutliche Trennlinie zwischen den Anbauformen sichtbar.

Die GSAF setzen allesamt auf größtmögliche Vielfalt und orientieren sich dabei an regional und saisonal geeigneten Sorten. Je nach Wetter- und Umweltbedingungen, sowie der Expertise der GärtnerInnen und BäuerInnen lassen sich dabei geringe bis hohe¹⁰ Beträge erzielen. Während Gemeinschaftsgärten, CMAs und Selbsterntefelder üblicherweise nur von Frühjahr bis Herbst produzieren, streben CSAs meist eine ganzjährige saisonale Produktion an. Die so produzierten Lebensmittel werden in diesen Anbauformen nur mit einer definierten Personengruppe geteilt und sind generell nicht für den Markt bestimmt.

Die TIAF setzen meist auf spezifische Kulturen, wie frische Tomaten, Sprossen und Salate, die bei einem eher kaufkräftigen KundInnenstamm und der Gastronomie sehr gefragt sind. Durch die künstlichen Anbaubedingungen können diese Anbauformen ganzjährig produzieren und damit Mengen jenseits des Durchschnitts liefern. Sofern diese Projekte nicht mit dem Konzept einer CSA umgesetzt sind, sind sämtliche Produkte für den Verkauf im Handel bestimmt.

5 Ergebnisse & Diskussion: Nachhaltigkeitsbewertung der Anbauformen

5.1 Ergebnisse

Abbildung 8 zeigt die normierten akkumulierten Nachhaltigkeitswerte (in %) der untersuchten Anbauformen relativ zu den maximal möglichen Werten. Die Ergebnisse reichen von 16,3% (IndoorFarmen) bis 41,0% (Gemeinschaftliche Dachgärten) des potenziellen Maximalwerts (100%). Anhand von 39 Indikatoren wurden die potenziellen Qualitäten und Risiken der diversen Anbauformen entlang der Dimensionen sozialer, ökologischer und ökonomischer Nachhaltigkeit bewertet (die detaillierte Bewertungstabelle befindet sich im Anhang (**Tabelle 8/Tabelle 9/Tabelle 10** im Anhang 10.2)).

¹⁰ Die Bezeichnungen gering, mäßig, hoch und sehr hoch orientieren sich hierbei an den für Österreich typischen Erntemengen der jeweiligen Kulturen.

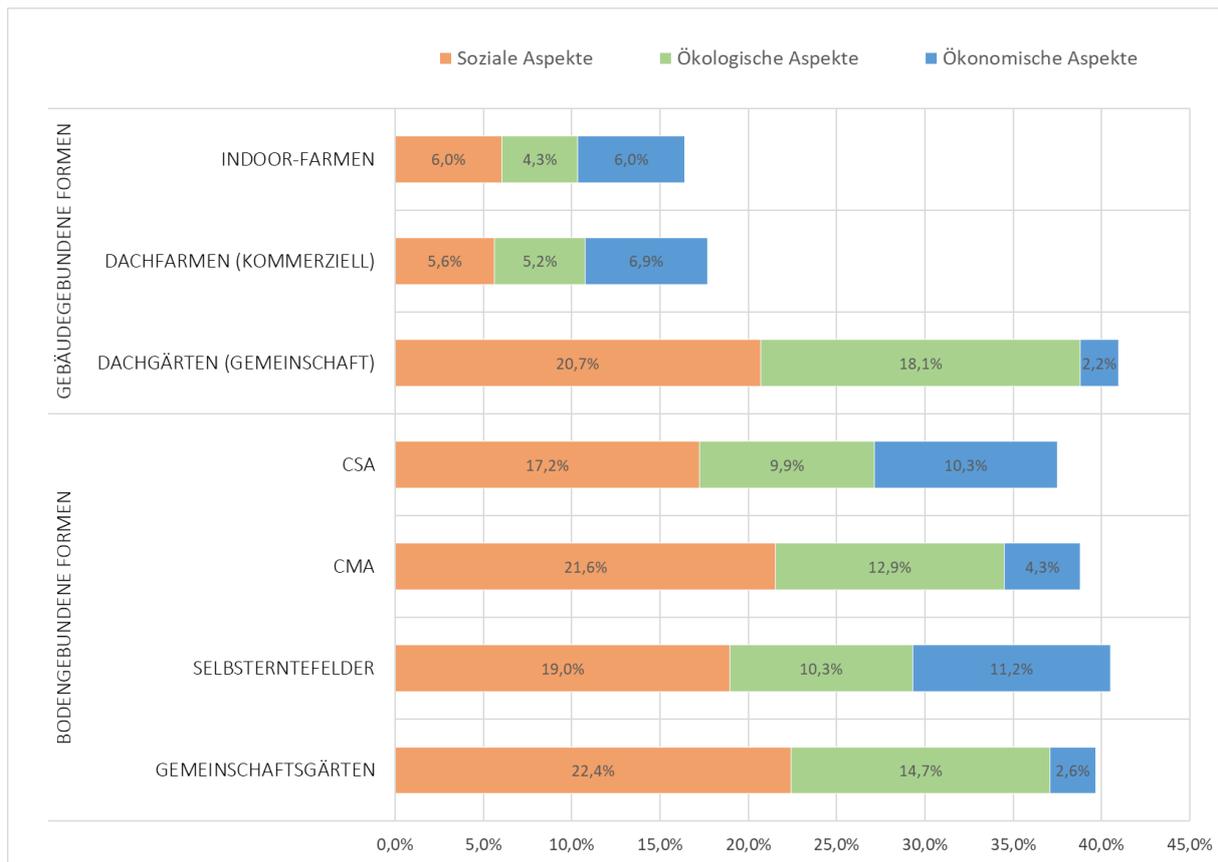


Abbildung 8: Nachhaltigkeitsbewertung der identifizierten Anbauformen urbaner Landwirtschaft entlang sozialer, ökologischer und ökonomischer Aspekte. Die Anbauformen wurden übergeordnet in boden- und gebäudegebundene Formen unterteilt.

Auf den ersten Blick zeigt **Abbildung 8** eine klare Differenz der prozentuellen akkumulierten Nachhaltigkeitswerte zwischen den GSAF und den TIAF, welche abgesehen von den ökonomischen Aspekten deutlich geringere Werte, als die übrigen Anbauformen aufweisen. Interessanterweise schneiden die GSAF gesamt betrachtet sehr ähnlich ab. Ihre Werte liegen zwischen 37,4% und 41,0%. Unterschiede werden hier erst beim Blick auf die einzelnen Dimensionen und deren Verhältnisse deutlich. Auch die Ergebnisse der TIAF liegen sehr nah beieinander (zwischen 16,3% und 17,7%) und weisen darüber hinaus auch im Verhältnis der einzelnen Dimensionen kaum Unterschiede auf.

Eine Erklärung für diesen deutlichen Unterschied ist im multifunktionalen Charakter der GSAF zu finden. All diese Anbauformen weisen ein sehr breitgefächertes Wirkungsspektrum mit besonders ausgeprägten Qualitäten in der sozialen Dimension auf. Dies macht deutlich, dass dieser Unterschied weniger mit der räumlichen Unterscheidung zwischen boden- und gebäudegebundenen Anbauformen, sondern vielmehr mit den konzeptionellen Ausrichtungen und den damit verbundenen Eigenschaften in Zusammenhang steht.

Durch die Unterteilung der sozialen, ökologischen und ökonomischen Aspekte in insgesamt sechs Sub-Kategorien ermöglicht **Abbildung 9** eine differenziertere Betrachtung der Ergebnisse. Wie der direkte Vergleich zwischen **Abbildung 8** und **Abbildung 9** verdeutlicht, gehen durch die Zusammenfassung der Nachhaltigkeitsaspekte in soziale, ökologische und ökonomische Dimensionen einige Informationen verloren, die für die Einordnung der verschiedenen Anbauformen durchaus von Bedeutung sind. Bei der Darstellung in **Abbildung 9** muss allerdings beachtet werden, dass nicht in allen Sub-Gruppen gleich viele %-Punkte

vergeben werden konnten, da sich unterschiedlich viele Indikatoren in den jeweiligen Bereichen befinden (siehe dazu **Tabelle 2** in Kapitel 3.2).

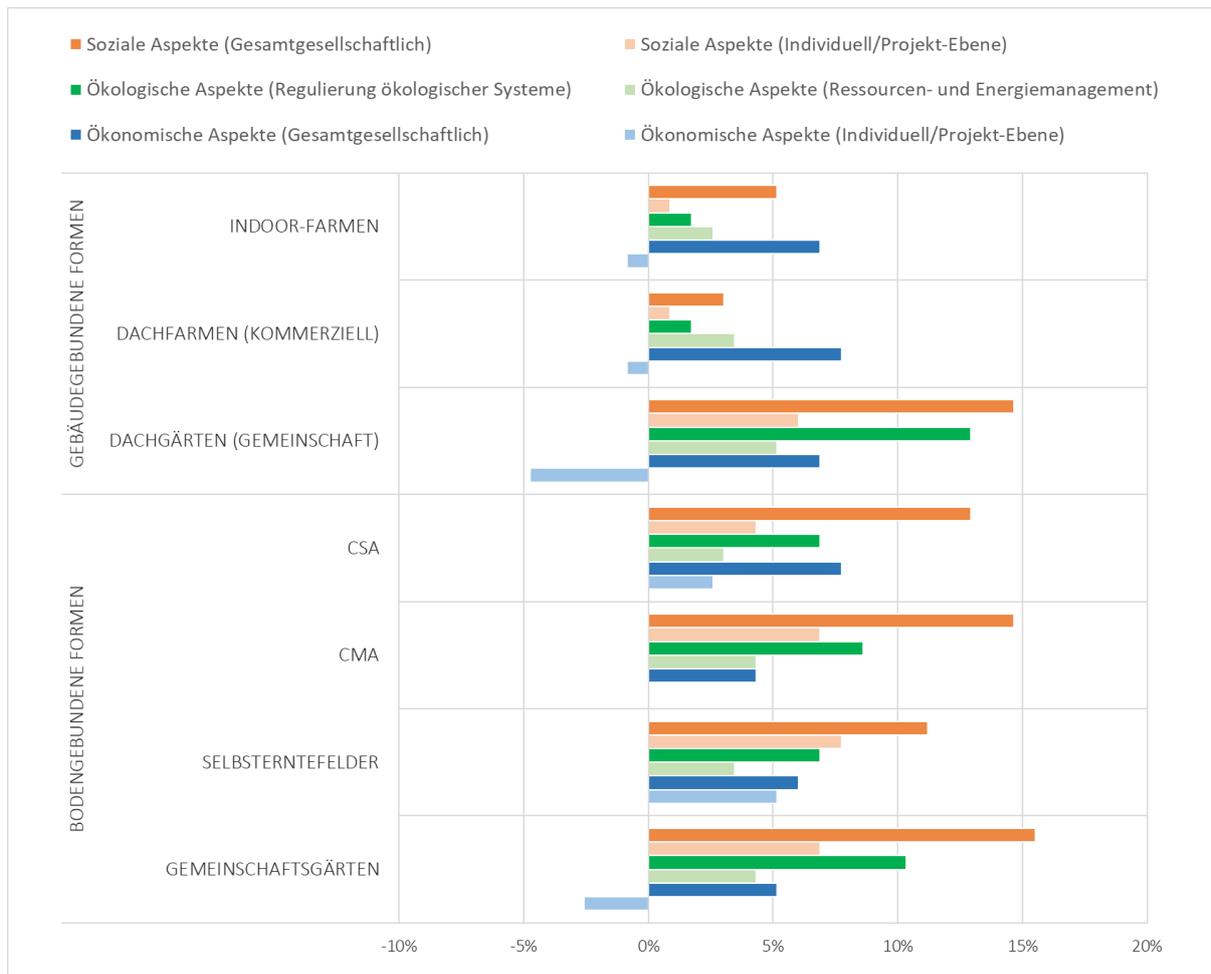


Abbildung 9: Differenzierte Darstellung der sozialen, ökologischen und ökonomischen Aspekte. Getrennte Betrachtung der sozialen und ökonomischen Dimension: „gesamtgesellschaftlich“ (rot/blau) und „individuell bzw. auf Projektebene“ (hellrot/hellblau) wirksame Aspekte. Getrennte Betrachtung der ökologischen Dimension: Aspekte, die zur „Regulierung ökologischer Systeme“ (grün) beitragen und Aspekte, die auf das „Ressourcen- und Energiemanagement“ abzielen (hellgrün).

Nachfolgend werden die Anbaubauformen detailliert entlang der drei Dimensionen analysiert, wodurch deren Multifunktionalität sowie Stärken und Schwächen innerhalb der analysierten Sub-Kategorien besser nachvollzogen werden können.

5.1.1 Analyse sozialer Aspekte

Die sozialen Nachhaltigkeitsaspekte spielen bei allen bewerteten Anbauformen eine wichtige Rolle. Bei den GSAF spiegeln diese sogar über alle Anbauformen hinweg die bedeutendste Dimension wider. Eine genauere Betrachtung dieser Dimension wird folgend Aufschluss über die Schlüsselfaktoren der untersuchten Anbauformen sowie mögliche Kompromisse zwischen den untersuchten Indikatoren geben.

Gesamtgesellschaftlich wirksame Aspekte

Gemeinschaftsgärten, CMAs und gemeinschaftliche Dachfarmen zeichnen sich hier vor allem durch eine breite Streuung an Qualitäten und speziellen Stärken im Bereich des sozialen Zusammenhalts, der Integration und Inklusion von sozial benachteiligten Menschen, sowie der Ernährungssouveränität in urbanen Gebieten aus. Die Bereitstellung von frischen Nahrungsmitteln (und damit der Beitrag zur Ernährungssicherheit) spielt bei diesen Anbauformen eine verhältnismäßig kleinere Rolle, da diese Anbauformen nicht auf die Produktion von großen Mengen ausgerichtet sind, sondern meist nur für den privaten Gebrauch produzieren. Vor allem hinsichtlich Nutzungskonflikten um urbane Flächen zeigen Gemeinschaftsgärten und CMAs Schwachstellen.

Bei den Selbsterntefelder und CSAs sind die Stärken und Schwächen etwas anders verteilt: Die generelle Möglichkeit zur Teilnahme an dieser Art von Projekten bzw. Kooperationen, sowie die Stärkung des Austausches und des gegenseitigen Verständnisses zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen sind die großen gemeinsamen Vorteile dieser Anbauformen. CSAs können durch die professionelle und vielfältige Produktion darüber hinaus einen signifikanten Beitrag zur Ernährungssicherheit und -souveränität in der Stadt leisten. Auch bei diesen Anbauformen ergeben sich Schwachstellen im Bereich der Nutzungskonflikte um Flächen im urbanen Raum.

Die TIAF weisen in diesem Bereich ein sehr ähnliches und vor allem einseitiges Profil auf: Durch ihre auf Effizienz ausgerichteten Anbausysteme können sie einen potenziell großen Beitrag zur Ernährungssicherheit in der Stadt leisten. Weiters ermöglichen sie durch die Produktion in der Stadt einen engeren Austausch zwischen KonsumentInnen und ProduzentInnen. Im Vergleich zu den anderen Anbauformen decken sie damit allerdings nur ein sehr kleines Wirkungsspektrum ab, was ihr schlechtes Abschneiden in dieser Kategorie erklärt. Die hohe Produktionsleistung geht hierbei demnach auf Kosten der Multifunktionalität.

Aspekte auf individueller Ebene und Projekt-Ebene

In der Sub-Gruppe zu den auf individueller Ebene beziehungsweise auf Projekt-Ebene wirksamen Aspekten heben sich vor allem die Gemeinschaftsgärten, Selbsterntefelder, CMAs und gemeinschaftlichen Dachgärten hervor. Sie können die mentale und körperliche Gesundheit der TeilnehmerInnen durch den aktiven, gemeinsamen Anbau im Freien steigern und sind Multiplikatoren von Wissen rund um den Anbau, die Ernährung und urbane Ökosysteme. Abgesehen von den Selbsterntefeldern steht diesen Qualitäten allerdings meist ein hoher Organisationsaufwand durch die TeilnehmerInnen gegenüber.

Durch ihren stärkeren Fokus auf die Produktion sind die BürgerInnen der Stadt bei den CSAs und den TIAF weniger stark involviert, weshalb diese in diesem Bereich kaum einen Beitrag leisten können. Einzig CSAs können durch die regelmäßige Einbindung der KonsumentInnen in den Betriebsablauf Wissen rund um den Anbau, und damit ein Verständnis über die Lebensmittelproduktion in der Stadt, beziehungsweise im peri-urbanen Raum, weitergeben.

5.1.2 Analyse ökologischer Aspekte

Im Gegensatz zu den sozialen Aspekten, die relativ betrachtet über alle Anbauformen hinweg eine wichtige Rolle spielen, sind die ökologischen Aspekte weniger gleichmäßig entlang der analysierten Anbauformen ausgeprägt. Vor allem Gemeinschaftsgärten, CMAs und gemeinschaftliche Dachgärten können hier größere Beiträge leisten. Die Hintergründe dieses Ergebnisses werden folgend näher beleuchtet.

Regulierung ökologischer Systeme

In diesem Bereich stechen vor allem Gemeinschaftsgärten und gemeinschaftliche Dachgärten hervor. Woran liegt das? Durch die meist zentrale Verortung in der Stadt und ihre offenen Anbausysteme leisten diese Anbauformen potenziell einen Beitrag zur Schaffung von multifunktionalen Grünflächen in der Stadt. Dadurch können sie zu einer Vielzahl an positiven Begleiteffekten wie der Reduktion des Hitzeinseleffekts, der Steigerung der Biodiversität sowie der Abschwächung von Starkregenereignissen beitragen. Auf der anderen Seite macht sie die zentrale Lage potenziell anfälliger für die Kontamination mit Luftschadstoffen, was in diesem Bereich ihre einzige Schwachstelle darstellt.

Da Selbsterntefelder, CMAs und CSAs vorwiegend auf Ackerflächen am Stadtrand verortet sind, können diese Anbauformen nicht auf dieselbe Weise zur Schaffung von neuem Grünraum beitragen. Ihre Stärken in diesen Bereich liegen in der Verbesserung der Bodenqualität durch Humusaufbau und im Schutz vor Erosion sowie dem Schutz und der Steigerung der Biodiversität durch die Schaffung von naturnahen und vielfältigen Anbauflächen (im Grunde alles Qualitäten einer ökologischen Bewirtschaftung).

Der Anbau in kontrollierten und in der Regel abgeschlossenen Anbausystemen schränkt das mögliche Wirkungsspektrum der TIAF in diesem Bereich stark ein. Einzig bei der Abschwächung von Starkregenereignissen können diese Anbauformen durch die Verwendung von Regenwassersammelsystemen potenziell einen positiven Beitrag leisten.

Ressourcen- und Energiemanagement

Gemeinschaftsgärten, CMAs und gemeinschaftliche Dachgärten sind meist in unmittelbarer Nähe zu ihren Mitgliedern gelegen, wodurch die Emissionen und Ressourcen, die für den Lebensmitteltransport benötigt werden, potenziell stark reduziert werden können. Zudem können sie durch die Kompostierung organischer Abfälle natürliche Nährstoffkreisläufe schließen und damit den Einsatz von künstlichen Düngemitteln substituieren. Der Anbau auf Dachflächen ermöglicht es den Dachgärten darüber hinaus urbane Synergieeffekte, wie die zusätzliche Isolierung von Gebäuden, zu realisieren.

Selbsterntefelder und CSAs können ebenfalls von der Schließung lokaler Nährstoffkreisläufe profitieren. Bei der Reduzierung der Transportwege kommt es hierbei allerdings stärker auf die spezifische Lage und Erreichbarkeit der Projekte an: Müssen für die Auslieferung (CSA) bzw. die Gartenarbeit (Selbsterntefelder) viele Strecken mit Kleintransportern oder Autos zurückgelegt werden, können die damit in Verbindung stehenden Umweltbelastungen, gerechnet etwa auf ein Kilogramm produziertes Gemüse, rasch sehr hoch ausfallen (Königstetter 2016; Theurl 2016).

TIAF präsentieren sich in dieser Kategorie sehr widersprüchlich. Durch die Produktion direkt im Stadtgebiet können weite Distributionswege vermieden werden. Gleichzeitig ermöglicht die Integration dieser Anbausysteme in urbane Strukturen die Realisierung vieler bereits angesprochener Synergien (Nutzung der Gebäudeabwärme, Abwassernutzung, Isolation des Gebäudes, etc.), wodurch Ressourcen- und Energie eingespart werden können. Mit Hilfe von technisch ausgeklügelten Anbautechniken können zudem Wasser und Nährstoffe intern recycelt werden, was den Bedarf dieser Ressourcen potenziell stark senkt. Insgesamt betrachtet, benötigen diese Anbauformen (abgesehen von wenigen Ausnahmen) bislang allerdings sehr hohe Mengen an Nährstoffen, Ressourcen und Energie für deren Betrieb, wodurch die vermeintliche Effizienz dieser Systeme keine nennenswerten Einsparungen in diesem Bereich ermöglicht.

5.1.3 Analyse ökonomischer Aspekte

Wie zu erwarten setzen sich die auf Kommerzialisierung und Vermarktung ausgerichteten Anbauformen in der ökonomischen Dimension von den gemeinschaftlichen Anbauformen ab. Interessanterweise schneiden die solidarischen Konzepte, Selbsterntefelder und CSA in diesem Bereich besser ab als die TIAF, welche in der Regel einen starken Fokus auf den gewinnbringenden Verkauf ihrer Produkte legen. Woran das liegt, und welche übrigen Faktoren in diesem Bereich von Bedeutung sind, wird folgend genauer untersucht.

Gesamtgesellschaftlich wirksame Aspekte

Wie die Analyse der sozialen Aspekte zeigen konnte, geht der gemeinschaftliche Anbau (in Form von Gemeinschaftsgärten, CMAs und gemeinschaftlichen Dachgärten) in der Stadt mit einer Reihe an Qualitäten einher, die das soziale Gefüge einer Stadt (u.a. durch Inklusion und Integration benachteiligter und sozial schwacher BürgerInnen) sowie die Lebensqualität auf individueller Ebene (u.a. durch den sozialen Austausch und den Anbau im Freien) positiv beeinflussen können. Darüber hinaus leisten sie informelle Bildungsarbeit zu einer Reihe von Themen rund um Anbau sowie Ernährung und ersparen der Stadt Ressourcen und Personaleinsatz durch die eigenständige Pflege von Grünflächen. Viele dieser Leistungen werden üblicherweise von Bund oder Stadt abgedeckt. Folgend ergeben sich durch diese Anbauformen potenziell volkswirtschaftliche Einsparungen, die bei einer weiteren Verbreitung dieser Anbauformen mitbedacht werden müssen.

Selbsterntefelder und CSAs zeichnen sich in diesem Bereich vor allem durch die Etablierung alternativer ökonomischer Modelle aus, die landwirtschaftlichen Betrieben ein finanzielles Auskommen und damit ein dauerhaftes Überleben unabhängig von der globalen Marktlogik ermöglichen können. Darüber hinaus stärken sie die lokale Wertschöpfung und schaffen Arbeitsplätze. Die oben angesprochenen volkswirtschaftlichen Einsparungen durch Leistungen im Sozial- und Bildungsbereich kommen – wenn auch wesentlich schwächer – auch bei diesen Anbauformen zu tragen.

Die große Stärke der TIAF in diesem Bereich liegt in der Schaffung neuer Jobmöglichkeiten und der Stärkung lokaler Wertschöpfungsketten durch die Produktion in der Stadt. Darüber hinaus leisten sie durch den Einsatz und die Erforschung neuartiger und technisch innovativer Anbaukonzepte Pionierarbeit im Bereich Innovation, Forschung und Entwicklung und helfen somit dabei Lebensmittelproduktionssysteme an die besonderen städtischen Bedingungen und Strukturen anzupassen, womit derartige Produktionssysteme künftig weniger Ressourcen und Energie beanspruchen sollen.

Aspekte auf individueller Ebene und Projekt-Ebene

Bei den Gemeinschaftsgärten, CMAs und gemeinschaftlichen Dachgärten überwiegen in diesem Bereich die negativen Aspekte oder halten sich im Fall der CMA die Waage. Eine Stärke dieser Anbauformen ist, dass die Mitglieder während der Anbausaison potenziell Geld durch die Eigenproduktion von Lebensmitteln einsparen können. Demgegenüber stehen bei all diesen Anbauformen allerdings Einschränkungen in unterschiedlicher Ausprägung: meist haben diese Projekte an ihrem Standort nur begrenzte Grundrechte, wodurch eine längerfristige Planung und eigenständige Gestaltung oftmals schwierig sind. Gemeinschaftsgärten und Dachgärten sind zudem auf Förderungen und finanzielle Unterstützung angewiesen. Bei Dachgärten kommen darüber hinaus zum Teil hohe Investitionskosten für deren Errichtung hinzu, was eine Umsetzung zusätzlich erschwert.

Selbsterntfelder und CSAs sind Anbauformen, die den betreibenden BauerInnen eine wirtschaftliche und existenzsichernde Beschäftigung/Produktion ermöglichen. Selbsterntfelder bieten den TeilnehmerInnen zudem ebenfalls die Möglichkeit Geld durch die Eigenproduktion von Lebensmitteln einzusparen.

Sind TIAF einmal etabliert, können diese ebenfalls meist wirtschaftlich rentabel produzieren. Durch die sehr hohen Investitionskosten zur Errichtung derartiger Systeme sowie die hohen laufenden Kosten für Ressourcen, Energie und Instandhaltung fokussieren diese Anbauformen allerdings meist auf ein sehr hochpreisiges und einseitiges Segment, wodurch die produzierten Lebensmittel in der Regel nur für finanziell besser gestellte Bevölkerungsgruppen und die Gastronomie zugänglich sind.

5.2 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen letztendlich, dass sich die Multifunktionalität der untersuchten GSAF – trotz deren genannten Schwächen – auch in der Detailbetrachtung widerspiegelt. So können diese Anbauformen potenziell auf unterschiedlichen Ebenen zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beitragen, wobei sich viele der Effekte auf sozialer und ökologischer Ebene nicht gegenseitig ausschließen, sondern sogar ergänzen. GSAF, und im speziellen Gemeinschaftsgärten (auf dem Dach und auf dem Boden), helfen durch ihre Eigenschaften also dabei produktive grüne Infrastrukturen in Städten auszuweiten, welche gleichzeitig als soziale Lern-, Begegnungs- und Erholungsorte fungieren. Dieser Befund deckt sich größtenteils mit früheren Untersuchungen und Metastudien, welche sich mit den Nachhaltigkeitsaspekten UL beschäftigt haben (Hirsch et al. 2016; Santo et al. 2016; Rogge et al. 2018; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018). Jedoch ermöglicht diese Bewertung eine wesentlich differenziertere Betrachtung, als viele frühere Arbeiten.

Während frühere Untersuchungen bei gemeinschaftlichen Anbauformen wie Gemeinschafts- und Dachgärten beispielsweise vor allem deren soziale Qualitäten hervorgehoben haben (Martin et al. 2016; Rogge et al. 2018) spiegeln sich in den Ergebnissen durchaus auch deren Potenziale auf ökologischer Ebene wider. Hier zeigt sich die Stärke einer multidimensionalen Bewertung, welche einen möglichst umfassenden Blick auf die untersuchten Anbauformen ermöglicht.

Die Bewertung der TIAF offenbart ein wesentlich eingeschränkteres Wirkungsspektrum und damit einhergehend geringere Gesamtwerte. In gewissen Bereichen ermöglicht ihr Fokus auf innovative und meist marktorientierte Produktion allerdings deutliche Vorteile gegenüber den übrigen Anbauformen: In der Nahrungsmittelbereitstellung, der Nutzung urbaner Synergieeffekte, der Schaffung von Jobs und der Stärkung lokaler Wirtschaftskreisläufe sowie im Beitrag zu Forschung und Entwicklung. Zudem muss festgehalten werden, dass bei dieser Bewertung Idealtypen betrachtet wurden. Es existieren allerdings durchaus vereinzelt auch Praxisbeispiele von TIAF (etwa eine offene Dachfarm in Boston (Goldstein et al. 2016)), die durch die Nutzung offener Anbausysteme und eine stärkere Einbindung der Bevölkerung, vor allem hinsichtlich sozialer und ökologischer Aspekte, möglicherweise deutlich bessere Werte erreicht hätten. Da gebäudegebundenen Formen des Anbaus wie die hier untersuchten TIAF meist ungenutzten Raum auf- oder innerhalb von Gebäuden nutzen, müssen sie nicht als Konkurrenz zu anderen Anbauformen verstanden werden, sondern können diese vielmehr komplementieren (Specht et al. 2014).

Obwohl die Ergebnisse also prinzipiell darauf hinweisen, dass GSAF in einer nachhaltigen Stadtentwicklung wesentlich mehr Beiträge leisten können, sollten die untersuchten Anbauformen nicht a priori als Gegenpole betrachtet werden. Im Gegenteil: in der Praxis sollte versucht werden, die Vorteile der GSAF und der TIAF ergänzend zu einander zu

betrachten, sowie diese konzeptionell dahingehend zu gestalten, dass beschriebene Schwachstellen weitestgehend abgefedert werden.

Insgesamt ist festzustellen, dass das Potenzial aller Anbauformen durchaus ausbaufähig ist. Die untersuchten Anbauformen konnten hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeitswerte nur zwischen 16,3% (Indoor Farmen) und 41% (gemeinschaftliche Dachgärten) der möglichen 100% erreichen. Das schlechte Abschneiden ist vorrangig auf zwei Aspekte zurückzuführen: i) den positiven Eigenschaften der Anbauformen stehen eine Reihe an Risiken und Herausforderungen gegenüber, die als Punkteabzug bewertet wurden. Bei den GSAF sind das vor allem Nutzungskonflikte um urbanen Raum, zudem kommen bei den Gemeinschafts- und Dachgärten sowie CMAs unter anderem ein hoher Organisationaufwand und begrenzte Grund- und Gestaltungsrechte hinzu. Der hohe Ressourcen- und Energiebedarf, hohe Investitionskosten und meist sehr teure Erzeugnisse sind die wesentlichen Schwachstellen der TIAF. ii) Durch die Gestaltung des multidimensionalen Bewertungsmodells ist es zudem kaum möglich 100% der möglichen Punkte zu erreichen. Es wird ein sehr breites Spektrum an Indikatoren bewertet. Dadurch gibt es auch Indikatoren, wie „Reduktion von Hitzeinseleffekt“, „lokale Wertschöpfung und Schaffung von Arbeitsplätzen“ und „Wirtschaftliche Rentabilität“, die nicht von allen Anbauformen gleichermaßen erreicht werden können. Diese Tatsache zeigt, dass Nachhaltigkeit letztendlich auch in diesem Bewertungsmodell nichts endgültiges ist, sondern vielmehr ein „never-ending process“ (Brunori et al. 2016, S. 2), dem man sich auf viele Wege annähern kann.

5.2.1 Methodische Stärken und Limitationen

Die Nachhaltigkeitsaspekte UL wurden bisher meist entweder sehr allgemein oder hinsichtlich spezifischer Nachhaltigkeitsaspekte untersucht. Neben den Ökobilanzierungen zu Systemen UL haben einige Arbeiten bereits versucht sich den diversen ökologischen Qualitäten UL mit dem Konzept der Ökosystemdienstleistungen zu nähern (Lin et al. 2015; Aerts et al. 2016; Grard et al. 2018), andere haben die sozialen Aspekte genauer beleuchtet (Martin et al. 2016; Rogge et al. 2018). Nur wenige haben sich bisher explizit mit den ökonomischen Qualitäten UL auseinandergesetzt (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015; Krikser et al. 2019). Ansätze, die all diese Aspekte integrieren, sind bisher sehr rar (Sanyé-Mengual 2015; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018; Sanyé-Mengual et al. 2019) und wurden bisher noch nie im Kontext spezifischer Anbauformen angewandt. Die Untersuchung von Anbausystemen UL entlang aller Nachhaltigkeitsdimensionen steht damit noch am Anfang. Folgend existiert bisher kein standardisiertes Bewertungsschema, an dem diese Arbeit hätte anknüpfen können. Die detaillierte Nachhaltigkeitsbewertung von Anbauformen UL in dieser Arbeit stellt den ersten Versuch einer Bewertung dieser Art dar.

Die Bewertung der einzelnen Anbauformen beruht in dieser Untersuchung einerseits auf dem Vergleich und der Analyse wissenschaftlicher Befunde und andererseits auf einem ExpertInnenworkshop, in dessen Rahmen strittige Punkte nochmals diskutiert und angepasst wurden. Es wurde während des gesamten Prozesses versucht möglichst objektiv und unvoreingenommen vorzugehen. Jedoch schränken Faktoren wie die subjektive Zusammenstellung der Nachhaltigkeitsindikatoren sowie deren Bewertung die Generalisierbarkeit der Ergebnisse zu einem gewissen Grad ein.

Die Indikatoren wurden auf Basis einer Literaturrecherche (u.a. Kulak et al. 2013; ZALF 2013; Berges et al. 2014; Pons et al. 2015; Thomaier et al. 2015; Algert et al. 2016; Goldstein et al. 2016, 2017; Martin et al. 2016; Dorr et al. 2017; Specht und Sanyé-Mengual 2017; Exner und Schützenberger 2018; Grard et al. 2018; Rogge et al. 2018; Martin und Molin 2019) ausgewählt und repräsentieren Qualitäten und Risiken, die in der wissenschaftlichen Literatur häufig mit

den unterschiedlichen Anbauformen in Zusammenhang gebracht werden. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass die Studienlage in diesem Forschungsfeld teilweise nicht ausreicht, um generalisierbare Aussagen zu allen spezifischen Indikatoren zu treffen. In einigen Fällen mussten Annahmen getroffen werden, die in dieser spezifischen Form nur mangelhaft wissenschaftlich untersucht worden sind (bspw., dass Gemeinschaftsgärten die Biodiversität in Städten steigern können, oder dass durch die Schaffung von Anbauprojekten in Stadtvierteln die Gefahr einer Gentrifizierung steigt). Um eine subjektive Verzerrung der Ergebnisse gänzlich ausschließen zu können und die Robustheit der Ergebnisse zu erhöhen, bedarf es demnach einerseits einer belastbareren Wissensgrundlage und andererseits der Einbindung verschiedenster Stakeholder und ExpertInnen in diesem Bereich.

Die in dieser Arbeit gestaltete Nachhaltigkeitsbewertung der verschiedenen Anbauformen soll dabei helfen, die Vielschichtigkeit und Multifunktionalität, die UL oft in sich vereint, abzubilden und vergleichbar zu machen. Wie bereits an anderer Stelle diskutiert (Kapitel 3.2), ist mit dem multidimensionalen Ansatz die Problematik verbunden, dass die diversen Indikatoren, entlang derer die Anbauformen bewertet wurden, nicht immer unmittelbar miteinander vergleichbar sind. Ist Biodiversität mehr wert als sozialer Zusammenhalt? Ist ökonomische Rentabilität wichtiger als eine klimaresiliente Stadt? Diese Fragen sind nicht einfach – und zum Teil unmöglich – zu beantworten, wodurch eine Gewichtung der einzelnen Aspekte eine wesentlich breitere Diskussion erfordert (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018), als dies in Rahmen einer Masterarbeit gewährleistet werden kann. Demnach wurden die einzelnen Indikatoren in dieser Studie als gleichwertig betrachtet, was der Relevanz einiger womöglich nicht gerecht wird. Der Vorteil dieser Herangehensweise liegt damit allerdings in der Qualität, die Multifunktionalität in ihrer Fülle und Diversität abzubilden. Durch die breite Streuung an Indikatoren und deren gleichwertiger Beurteilung, schneiden multifunktional wirksame Anbauformen prinzipiell besser ab, als eher einseitige wirksame.

Trotz der methodologisch inhärenten Limitationen dieses Bewertungsmodells, ermöglicht es erstmals eine ganzheitliche Betrachtung der unterschiedlichen Qualitäten und Herausforderungen entlang diverser Anbauformen im urbanen Kontext und liefert schlüssige sowie vergleichbare Ergebnisse. Damit stellt diese Bewertung also ein Novum dar, auf dem künftige Arbeiten in diesem Bereich aufbauen können. Es wäre auch denkbar dieses Bewertungsmodell künftig für die Analyse real existierender Projekte und Initiativen UL anzuwenden.

6 Ergebnisse & Diskussion: Ökobilanzierung

6.1 Ergebnisse der Fallstudie Wien

6.1.1 Gesamtergebnisse

Abbildung 10 zeigt die Ergebnisse der Ökobilanzierung in g CO₂e pro kg Produkt zum Zeitpunkt des Konsums, entlang der vier untersuchten Lebenszyklusphasen, „Substratproduktion“, „Infrastruktur“, „Düngermanagement“ und „Bodenbearbeitung“ in aggregierter Form. **Tabelle 7** bildet die Ergebnisse zudem aufgeschlüsselt nach den in der Sachbilanz definierten Materialflüssen ab.

Die im *CMA-Dachgarten* produzierten Tomaten emittieren zum Zeitpunkt des Konsums 211 g CO₂e pro kg Produkt. Vor allem die Substratherstellung ist bei diesem Anbausystem ein ausschlaggebender Treibhausgas-Emittent: Pro kg Produkt werden in diesem Prozess 137 g CO₂e, und damit 62% der Gesamtemissionen, emittiert. Da für die Errichtung der Hochbeete,

des Folientunnels und weiterer Anbauinfrastruktur des *CMA-Dachgartens* diverse Materialien benötigt wurden, sticht auch diese Lebenszyklusphase hervor. Die Produktion und Anlieferung dieser Materialien ist pro kg Produkt für 52 g CO₂e verantwortlich, was 24% der Gesamtemissionen entspricht. Das Düngermanagement und die Bodenbearbeitung haben mit 19, respektive 14 g CO₂e pro kg Produkt einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf die Gesamtemissionen.

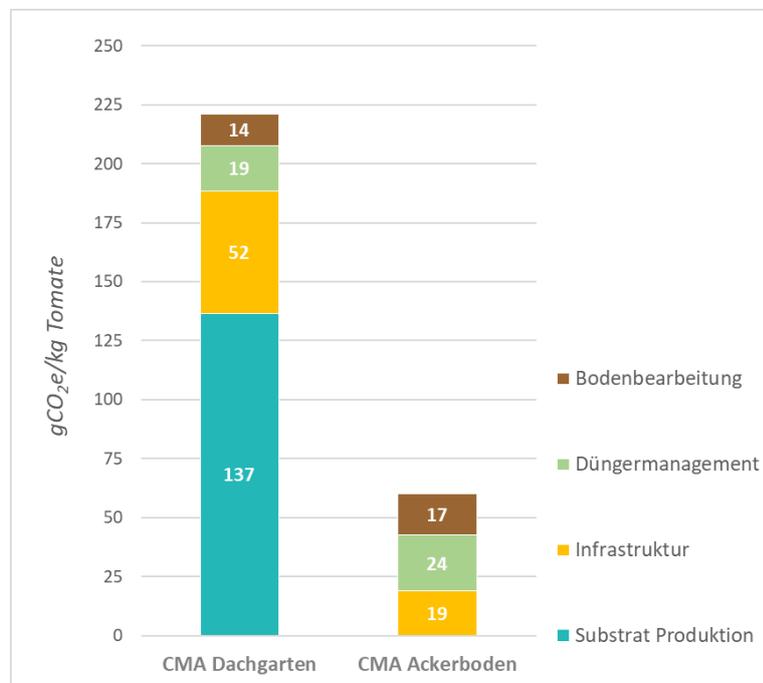


Abbildung 10: Treibhausgasemissionen über die Lebenszyklusphasen „Substratproduktion“, „Infrastruktur“, „Düngermanagement“ und „Bodenbearbeitung“ der beiden Fallbeispiele. Die Ergebnisse beziehen sich auf 1 kg frische Tomaten zum Zeitpunkt des Konsums.

Die am *CMA-Ackerboden* produzierten Tomaten emittieren zum Zeitpunkt des Konsums gesamt 60 g CO₂e pro kg. Mit 32/40/28% (Infrastruktur/Düngermanagement/Bodenbearbeitung) Anteil an den Gesamtemissionen liegen die beobachteten Lebenszyklusabschnitte hier sehr nah beieinander, wodurch kein eindeutiger Emissions-Hotspot aus den Ergebnissen hervorgeht. Die Anbauinfrastruktur des *CMA-Ackerbodens* beschränkt sich lediglich auf eine Photovoltaikanlage und ein Bewässerungssystem, die sich gemeinsam in 19 g CO₂e pro kg Produkt niederschlagen. Das Düngermanagement, welches aus der Kompostierung und dem Häckseln von Pflanzenresten besteht, ist mit 24 g CO₂e pro kg Produkt für den größten Anteil der Gesamtemissionen verantwortlich. Auf das Gesamtergebnis bezogen ist dieser „Vorsprung“ auf Grund der geringen Unterschiede der einzelnen Lebenszyklusphasen allerdings unerheblich. Dem Prozess der Bodenbearbeitung, bestehend aus dem Mähen von Mulchschnitt, werden pro kg Produkt 17 g CO₂e zugeordnet.

6.1.2 Vergleich von CMA-Dachgarten und CMA-Ackerboden

Die Gegenüberstellung der beiden Anbausysteme offenbart deutliche Unterschiede: Bei Tomaten aus dem *CMA-Dachgarten* wird im Vergleich zum *CMA-Ackerboden* mehr als die dreifache Menge an THGE pro kg Produkt emittiert. Dieser Unterschied ist vor allem aufgrund der verschiedenen Erntemengen bemerkenswert: im *CMA-Dachgarten* werden über die

gesamte Ernteperiode in einem Jahr etwa 10 und am *CMA-Ackerboden* etwa 5 kg Tomaten geerntet. Das System des *CMA-Ackerbodens* konnte demnach trotz der geringen Erntemengen die Emissionen seiner Tomatenproduktion auf einem deutlich niedrigeren Niveau halten. Zurückzuführen ist das vor allem auf das Hochbeet-Substrat des Dachgartens sowie auf dessen höheren Bedarf an Anbauinfrastruktur pro m² Anbaufläche. Besonders deutlich wird der Vergleich bei einem Blick auf die Emissionen des Substrats: mit 137 g CO₂e pro kg Produkt übersteigen dessen Emissionen die Gesamtemissionen des *CMA-Ackerbodens* bereits um mehr als das Zweifache. Die Gesamtemissionen des *CMA-Ackerbodens* sind zudem mit 60 g CO₂e pro kg Produkt nur geringfügig höher als die THGE der Anbauinfrastruktur des Dachgartens (52 g CO₂e pro kg Produkt). Da beide Anbausysteme auf eine ökologische Bewirtschaftung und möglichst geringen (*CMA-Ackerboden*) bis keinen (*CMA-Dachgarten*) Einsatz von Maschinen setzen, sind deren Emissionen im Bereich des Düngermanagements und der Bodenbearbeitung auf einem vergleichbar niedrigen Level.

Tabelle 7: Treibhausgasemissionen in g CO₂e bezogen auf 1 kg frische Tomaten zum Zeitpunkt des Konsums entlang der untersuchten Fallbeispiele „CMA-Dachgarten“ und „CMA-Ackerboden“.

Lebenszyklusphase	Komponente	Einheit	Produktionssystem	
			CMA-Dachgarten	CMA-Ackerboden
Substrat	Kompost (inkl. N ₂ O und CH ₄ Emissionen)	kg CO ₂ e/kg	136,6	
Infrastruktur	Stahlgitter (Hochbeet)	kg CO ₂ e/kg	2,4	
	Hasengitter (Hochbeet)	kg CO ₂ e/kg	2,7	
	Teichfolie (Hochbeet)	kg CO ₂ e/kg	2,1	
	Vlies (Hochbeet)	kg CO ₂ e/kg	6,5	
	Folie (Dachfläche)	kg CO ₂ e/kg	2,2	
	Folie (Folientunnel)	kg CO ₂ e/kg	5,2	
	Stahlstangen (Folientunnel)	kg CO ₂ e/kg	14,9	
	Holz (Komposter)	kg CO ₂ e/kg	5,0	
	Vlies (Komposter)	kg CO ₂ e/kg	1,1	
	PVC Abwasserrohr (Komposter)	kg CO ₂ e/kg	0,2	
	Schläuche (Bewässerung)	kg CO ₂ e/kg	6,0	5,7
	Photovoltaik-Paneele (Bewässerung)	kg CO ₂ e/kg		2,2
	Akkumulatoren (Bewässerung)	kg CO ₂ e/kg		0,4
	Wassertanks (Bewässerung)	kg CO ₂ e/kg		10,2
	Transport (Kleintransporter)	kg CO ₂ e/kg	3,7	
Transport (LKW)	kg CO ₂ e/kg		0,3	
Transport (Überseeschiff)	kg CO ₂ e/kg		0,03	
Düngermanagement	Kompostdünger (inkl. N ₂ O und CH ₄ Emissionen)	kg CO ₂ e/kg	19,1	12,7
	Benzin - Häckseln der Pflanzenreste (Kompost)	kg CO ₂ e/kg		11,1
Bodenbearbeitung	Mulch (Strohballen)	kg CO ₂ e/kg	13,5	
	Diesel - Mähen der Wiese (Mulch)	kg CO ₂ e/kg		6,3
	Benzin - Mähen zwischen Beeten (Mulch)	kg CO ₂ e/kg		11,1
Gesamt		kg CO ₂ e/kg	221	60

Infrastruktur

Ein Blick auf die Infrastruktur, die rund um den Anbau benötigt wird, zeigt auch in diesem Bereich signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten Fallbeispielen. Der *CMA-Dachgarten* emittiert in diesem Lebenszyklusabschnitt 52 g CO₂e. Im Vergleich dazu sind die

Emissionen der Anbauinfrastruktur des *CMA-Ackerbodens* mit 19 g CO₂e pro kg Produkt weniger als halb so hoch, was beachtlich ist. **Tabelle 7** kann durch die detaillierte Auflistung der Emissionen sämtlicher Materialien und Prozesse entlang der Lebenszyklusphasen dabei helfen, diese Differenz besser nachzuvollziehen.

Für die Umgestaltung der Dachfläche in einen für die Gemüseproduktion geeigneten Dachgarten waren eine Reihe an Materialien notwendig, die allesamt zu dem Standort im 6. Wiener Gemeindebezirk transportiert werden mussten. Deutlich hervorzuheben sind die Materialien des Folientunnels: Die Stahlrohre tragen mit 15 g CO₂e und die Folie mit 5 g CO₂e zum Gesamtergebnis bei. Allein der Folientunnel ist damit für 9% der Gesamtemissionen der Tomatenproduktion des *CMA-Dachgartens* verantwortlich. Weitere nennenswerte Emissionen gehen auf das verwendete Unkrautvlies der Hochbeete (6,5 g CO₂e pro kg Produkt), die Bewässerungsschläuche (6 g CO₂e pro kg Produkt), sowie auf das Holz der Kompostierungskisten (5 g CO₂e pro kg Produkt) zurück. Baustahlgitter und Teichfolie, beides wichtige Bestandteile der Hochbeete, waren Reste von Baustellen und konnten demnach für die Errichtung des Dachgartens wiederverwertet werden. Durch die Wiederverwertung werden die angerechneten Emissionen dieser Materialien beträchtlich geschmälert (um 90%) (Kapitel 3.5.4), wodurch diese nur mehr mit 2,4 g CO₂e (Stahlgitter) und 2,1 g CO₂e (Teichfolie) zu den Gesamtemissionen beitragen. Die übrigen Materialien und Prozesse der Anbauinfrastruktur sind für 0,2 g CO₂e (PVC-Abwasserrohr) bis 3,7 g CO₂e (Transport der Materialien) pro kg Produkt verantwortlich. Obwohl die Emissionen dieser Lebenszyklusphase die des *CMA-Ackerbodens* deutlich übersteigen, zeigt die Vorgangsweise des Dachgartens dennoch, dass derartige Projekte ihre Emissionen durch die Nutzung wiederverwerteter Materialien (in diesem Fall Stahlgitter und Teichfolie) erheblich senken können.

Da der *CMA-Ackerboden* seine Beete direkt auf dem Ackerboden angelegt hat, ist der Materialeinsatz, verglichen mit dem des Dachgartens, wesentlich geringer. Die einzig nötigen Infrastrukturen sind das Bewässerungssystem und dessen Energieversorgung mittels Photovoltaikanlage. Da die Infrastruktur für einen Bereich von 1.000 m² genutzt wird, verteilen sich die Emissionen dieser Materialien auf eine große Fläche, wodurch sie, auf die funktionelle Einheit dieser Arbeit gerechnet, weniger stark ins Gewicht fallen. Dennoch stechen die Emissionen der Wasserspeicherkanister mit 10,2 g CO₂e pro kg Produkt deutlich hervor und machen damit über 50% der Gesamtemissionen in diesem Bereich aus. Die einzig darüber hinaus relevante Emissionsquelle ist auf die Bewässerungsschläuche des *CMA-Ackerbodens* zurückzuführen, welche mit 5,7 g CO₂e für etwa 30% der Emissionen der Anbauinfrastruktur verantwortlich sind. Die übrigen Materialien und Prozesse emittieren gemeinsam weniger als 3 g CO₂e pro kg Produkt und sind damit im Hinblick auf das Gesamtergebnis nicht weiter relevant. Insgesamt zeigt der *CMA-Ackerboden* ziemlich eindrucksvoll, wie mit möglichst geringem Ressourcenaufwand die nötige Infrastruktur für die Gemüseproduktion bereitgestellt werden kann.

Düngermanagement

Im Bereich des Düngermanagements liegen die zwei untersuchten Fallbeispiele hinsichtlich der THGE ihrer Tomatenproduktion nur geringfügig auseinander. Obwohl die Tomaten im *CMA-Dachgarten* mit der dreifachen Menge an Kompost gedüngt werden, liegen dessen Emissionen im Bereich des Düngermanagements mit 19,1 g CO₂e pro kg Produkt geringfügig unter jenen des *CMA-Ackerbodens*. Für die Düngung der Tomaten wird am *CMA-Ackerboden* lediglich ein Liter Kompost pro m² Tomatenanbaufläche im Jahr eingearbeitet, was 12,7 g CO₂e der Gesamtemissionen ausmacht. Für eine bessere Kompostierung werden größere Pflanzenreste allerdings zusätzlich maschinell gehäckselt, wodurch 11,1 g CO₂e pro kg Produkt

entstehen. Mangels geeigneter Koeffizienten (Kapitel 3.5.4) nicht abgebildet sind die potenziellen Emissionen des Pferdemists, welcher am *CMA-Ackerboden* ebenfalls jährlich im Volumen von einem Liter pro m² Tomatenanbaufläche zur Nährstoffaufbesserung beigemischt wird. Bei deren Einbezug würden sich die Düngeemissionen vermutlich einander annähern, wodurch der Emissionsunterschied der beiden Anbausysteme deutlicher ausfallen würde.

Bodenbearbeitung

Beide untersuchten Anbausysteme setzen auf eine schonende händische Bodenbearbeitung, wodurch sich deren Emissionen in dieser Lebenszyklusphase auf das Mulchen der Tomatenpflanzen beschränken. Da auf dem Dach des *CMA-Dachgartens* nicht genügend geeignetes Pflanzenmaterial zum Mulchen der Tomaten vorhanden ist, kaufen die GärtnerInnen Stroh eines Wiener Bauern zu. Die mit dem Mähen des Strohs verbundenen Emissionen belaufen sich auf 13,5 g CO₂e pro kg Produkt. Das Stroh, welches zum Mulchen der Tomaten am *CMA-Ackerboden* verwendet wird, kann durch das Mähen von Brachflächen, die direkt an die Anbauflächen angrenzen, sowie das Mähen zwischen den Beeten, gewonnen werden. Mit 17,4 g CO₂e pro kg Produkt sind die mit diesen Prozessen verbundenen Emissionen nur geringfügig höher, als jene des Dachgartens.

Hotspot Substratproduktion

Bei Tomaten aus dem *CMA-Dachgarten* macht die Substratproduktion den Löwenanteil aus und ist damit ein Hotspot, der im Detail betrachtet werden sollte. Zum Befüllen der Hochbeete wurde Kompostsubstrat der MA 48, welche für die Abfallbewirtschaftung in Wien verantwortlich ist, verwendet. Obwohl das Kompostieren von organischen Materialien der Stadt um ein vielfaches klimafreundlicher ist als deren – in Österreich mittlerweile verbotene – Deponierung (Lampert und Neubauer 2015, S. 9), werden auch bei der Kompostierung hochpotente THGE wie N₂O und CH₄ frei, die vor allem durch einen Mangel an Sauerstoff während der Zersetzung des organischen Materials entstehen (Sánchez et al. 2015: 39). Der Verbleib des Substrats in den Hochbeeten wurde, aufgrund der regelmäßigen Zugabe von Wurmkompost und Mulchmaterial, mit 15 Jahren bereits sehr großzügig berechnet. Dennoch ergeben sich aus der Menge von 300 l Substrat pro m² verhältnismäßig immer noch große Emissionen.

Wie Untersuchungen zu Kompostierungsprozessen zeigen konnten, bestimmen Faktoren wie regelmäßiges Wenden, Luftfeuchtigkeit, Temperatur und die Komposition des Ausgangsmaterials maßgebend wie viele THGE bei der Kompostierung entstehen (Lampert und Neubauer 2015; Pardo et al. 2015). Daher sollten diese Faktoren speziell im Amateurgartenbau beim Management der Kompostierung berücksichtigt werden.

6.2 Diskussion

6.2.1 Hotspots der Fallbeispiele

Wie die Ergebnisse der Ökobilanz bereits zeigen konnten, sind die Gesamtemissionen der beiden Fallbeispiele sehr unterschiedlich und auch die Hotspots in beiden Systemen sehr ungleich verteilt. Während beim *CMA-Ackerboden* keine der Lebenszyklusphasen besonders auffällige Emissionen aufweist, zeigen sich beim *CMA-Dachgarten* gleich zwei Hotspots: die Anbauinfrastruktur und die Substratproduktion.

Substratproduktion

Der Einbezug der durch die Kompostsubstratproduktion entstehenden THGE wird in vergleichbaren Ökobilanzierungen sehr unterschiedlich gehandhabt, was die Resultate dementsprechend beeinflusst. Während Dorr et al. (2017), ähnlich der vorliegenden Untersuchung, die THGE der Substratproduktion in ihren Berechnungen berücksichtigen, fließen diese Emissionen in anderen Studien nicht offensichtlich in die Bilanzierung der THGE mit ein (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015; Goldstein et al. 2016). Sanyé-Mengual et al. (2015a) listen in der Sachbilanz zwar ca. 2 kg Substrat (in Form „potting soil“ (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015, S. 1480)) pro Kilogramm Tomate auf, arbeiten in weiterer Folge aber nicht im Detail dessen Beschaffenheit, Herkunft und Umweltbelastungen heraus. Goldstein et al. (2016) gehen ebenfalls nicht im Speziellen auf die THGE des Blähtonsubstrats ein. Zudem lassen die AutorInnen die Emissionen des Kompostdüngers, welcher aus einer lokalen Abfallverwertungsanlage stammt, ebenfalls nicht in die Bilanzierung einfließen. Sie argumentieren, dass UL bislang keinen Einfluss auf die Kompostproduktion in urbanen Räumen hat, wodurch die entstehenden Emissionen nicht auf das Fallbeispiel zurückzuführen werden können. Sollte UL in Zukunft eine größere Rolle hinsichtlich der Kompostproduktion in Städten spielen, müsste diese Vorgangsweise aus Sicht der AutorInnen neu bewertet werden.

Ein weiterer nicht unwesentlicher Aspekt ist die potenzielle Schwermetallbelastung von Kompostsubstraten. Da in der vorliegenden Ökobilanzierung neben den THGE keine weiteren Umweltbelastungsindikatoren berücksichtigt werden, muss an dieser Stelle dennoch bemerkt werden, dass Kompostsubstrat vielfach wegen seiner Schwermetallbelastung in der Kritik steht (Eymann et al. 2015). Eymann et al. (2015) merken allerdings an, dass die gemessenen Schwermetallemissionen in den Boden dabei deutlich unter den in der Schweiz geltenden Grenzwerten liegt, was auch in einer deutschen Untersuchung bestätigt wurde (Knappe et al. 2012). Österreichische Ökobilanzierungen zur Produktion und Anwendung von Kompost haben diesen Faktor bislang nicht näher betrachtet (Lampert et al. 2011; Lampert und Neubauer 2015).

Infrastruktur

Auch wenn die THGE der Anbauinfrastruktur des *CMA-Dachgartens* in dieser Arbeit relativ betrachtet einen Hotspot darstellen, zeigt der Vergleich mit ähnlichen Anbausystemen UL in Bologna (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015), Paris (Dorr et al. 2017) und Boston (Goldstein et al. 2016), dass diese auf einem durchaus üblichen (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015; Dorr et al. 2017) und im Vergleich zum Dachgarten in Boston (Goldstein et al. 2016) sogar auf einem niedrigen Niveau liegen. Eine Möglichkeit, wie die Emissionen in diesem Bereich dennoch weiter gesenkt werden können, zeigt der *CMA-Dachgarten* am Beispiel der Stahlgitter und Teichfolie für die Hochbeet-Konstruktion. Werden die notwendigen Materialien der Anbauinfrastruktur möglichst aus wiederverwerteten Materialien von Baustellen, anderen Gärten oder diversen anderwärtigen Quellen bezogen, lassen sich die Emissionen hierbei drastisch senken. Vor allem in urbanen Gebieten gibt es potenziell einen großen Pool an noch verwertbaren Materialien, die teilweise auch für den Bau von Dachgärten in Frage kommen könnten (Allesch et al. 2019).

6.2.2 Vorteile lokaler Produktion

Das Ziel dieser Ökobilanzierung war die Berechnung der THGE der Tomatenproduktion, von der Produktion der Rohmaterialien bis zum Zeitpunkt des Konsums. Üblicherweise werden

Tomaten nach der Ernte abgepackt und müssen anschließend einige Transportwege zurücklegen, bis sie bei den KonsumentInnen angekommen sind. Da die Verpackung und der Transport mitunter einen großen Anteil der Gesamtemissionen ausmachen können (Theurl et al. 2014; Königstetter 2016), wurden diese Prozesse ebenfalls in dieser Untersuchung berücksichtigt. Vor allem im Fall von gemeinschaftlichen Projekten ist die Mobilität der Mitglieder zu den Gärten durchaus ein Faktor, der die THGE eines Produkts in die Höhe treiben kann. Man stelle sich vor, sämtliche Mitglieder der *CMAs* pendeln regelmäßig 15 km mit dem eigenen PKW, um die anfälligen Arbeiten zu verrichten.

Wie in Kapitel 3.5.3 bereits erwähnt, legen die Mitglieder beider Fallbeispiele beinahe alle für den Anbau relevanten Wege zu Fuß, mit dem Fahrrad und in Einzelfällen mit den öffentlichen Verkehrsmitteln zurück. Zudem wird das Gemüse in wiederverwendbaren Behältnissen transportiert, wodurch auch das Verpackungsmaterial nicht in die Berechnung miteingeflossen ist. Aus diesen Gründen enden die – THGE relevanten – Lebenszyklusphasen bereits in der Anbauphase und es entstehen bis zum Konsum der Tomaten keine weiteren THGE.

Obwohl bereits gut belegt ist, dass lokale Produktion und die Verkürzung langer Transportwege nicht immer mit weniger Umweltbelastungen einhergehen (Born und Purcell 2006; Theurl et al. 2014; Brunori et al. 2016; Theurl 2016), zeigt das Wegfallen der Distributionsemissionen in den untersuchten Fallbeispielen sehr beispielhaft die potenziellen Vorteile urbaner Produktion auf. Vor allem für gemeinschaftliche Projekte, in denen sehr viele Menschen regelmäßig zwischen ihrem Zuhause und den jeweiligen Gärten pendeln, sind weitgehend emissionsfreie Fortbewegungsmittel und wiederverwendbare Transportbehältnisse essentiell, um die THGE der produzierten Lebensmittel, über den gesamten Lebenszyklus betrachtet, gering zu halten.

6.2.3 Sensitivitätsanalyse: Erntemengen

Ein Faktor, der die finalen Emissionen verschiedener Anbausysteme maßgebend beeinflusst, ist deren erzielte Erntemenge pro Anbausaison. Die THGE sämtlicher Prozesse, Materialien und Ressourcen, die für die Produktion benötigt werden, werden allesamt auf die funktionelle Einheit von 1 kg Tomaten bezogen. Umso höher also die Erntemengen in einem Anbausystem sind, auf desto mehr Tomaten werden diese Emissionen aufgeteilt, wodurch diese pro Kilogramm Tomate sinken.

Interessanterweise sind die Emissionen für 1 kg Tomaten des *CMA-Ackerbodens* wesentlich geringer, als die des *CMA-Dachgartens*, obwohl der *CMA-Ackerboden* nur die Hälfte an Tomaten ernten konnte. Da es sich bei den Erntemengen jedoch um Schätzungen der GärtnerInnen handelt (Kapitel 3.5.4), und diese mitunter starken Schwankungen (z.B. aufgrund von Pflanzenkrankheiten, Witterungsbedingungen, der Sortenwahl oder der Anbauperiode) unterworfen sind, soll diese Sensitivitätsanalyse den Grad der Unsicherheit der ursprünglichen Ergebnisse aufzeigen.

In sehr ähnlich organisierten Dachgärten in Bologna und Boston wurden die Erntemengen genau dokumentiert; hier konnten die GärtnerInnen 13 (Bologna) und 16 (Boston) Kilogramm Tomaten pro Quadratmeter ernten (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015; Goldstein et al. 2016). Da in dem untersuchten Fallbeispiel – im Gegensatz zu den Gärten in Bologna und Boston – ein Großteil des Anbaus der Tomaten in einem Folientunnel stattfindet, wodurch die Erntemengen im Normalfall höher liegen, als im Freiland (FIBL 2005; Theurl 2008), scheinen Erntemengen im Bereich der Vergleichsbeispiele durchaus realistisch. Theurl (2008: 41) ermittelte im Zuge ihrer Recherchen zu den Erntemengen österreichischer Tomatenproduktionssysteme ähnliche Werte: In einem unbeheizten Folientunnel unter

biologischen Anbaubedingungen kann demnach mit etwa 16 kg/m² gerechnet werden. Die Erntemengen im Freiland sind je nach Intensität der Anbauweise stärkeren Schwankungen unterworfen (Theurl 2008: 41): Im Durchschnitt können hier etwa 15 kg/m² geerntet werden. Zum Zweck dieser Sensitivitätsanalyse werden für den *Dachgarten* Erntemengen von 13 kg/m² und für die *CMA* acht kg/m² angenommen.

Abbildung 11 zeigt die Emissionen in Abhängigkeit der unterschiedlichen Erntemengen. Die THGE sinken im Verhältnis zu den gesteigerten Erträgen, was diese im Fall des *CMA-Dachgartens* um 21% und im Fall des *CMA-Ackerbodens* um 38% reduziert. Der *CMA-Ackerboden* könnte seine ohnehin bereits geringen Emissionen demnach also durch die Optimierung der Ertragsmengen weiter senken, als der Dachgarten. In beiden Fallbeispiel wäre eine Steigerung der Erträge durchaus möglich und sinnvoll. Die Wahl größerer und für die regionalen Klimaverhältnisse angepasster Sorten könnte die Erträge – auf Kosten der Sortenvielfalt – beispielsweise steigern. Im Fall der im Freiland gezogenen Pflanzen könnten Überdachungen übermäßiger Feuchtigkeit und damit Pilzbefall vorbeugen (FIBL 2005). Ob die dadurch resultierenden Ertragssteigerungen den zusätzlichen Materialbedarf rechtfertigen würden, kann an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden.

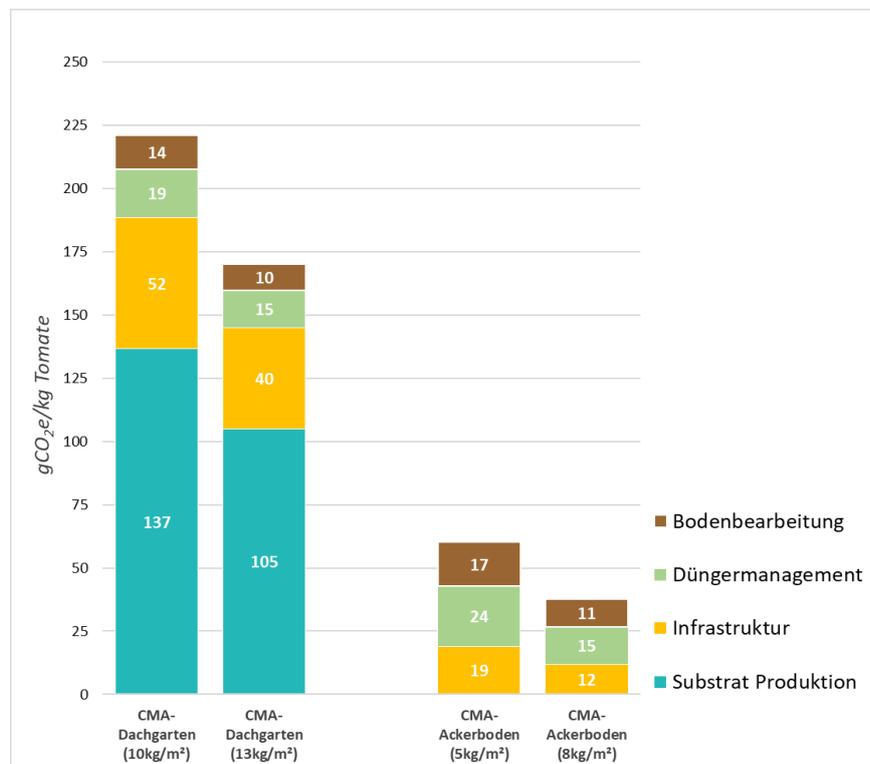


Abbildung 11: Sensitivitätsanalyse - Vergleich der real geschätzten Ertragsmengen (links) mit potenziellen Idealerträgen (rechts) gerechnet auf g CO₂e/kg Tomate.

6.2.4 Sensitivitätsanalyse: Substrat I

Wie die Ergebnisse der Ökobilanzierung bereits zeigen konnten (Kapitel 6.1), ist die Substratproduktion zur Befüllung der Hochbeete – unter den angenommenen Bedingungen – für den mit Abstand größten Anteil der THGE des untersuchten *CMA-Dachgartens* verantwortlich. Es wird nun untersucht, welche alternativen Substratmischungen für diese Form des Gemüseanbaus genutzt werden könnten und mit welchen Vor- oder Nachteilen dies einhergehen würde.

Der heute mit Abstand wichtigste Bestandteil von Substraten des kommerziellen Gemüseanbaus ist Torf (Kitir et al. 2018). Torf hat hervorragende Eigenschaften für den Erwerbsgemüsebau: Er kann Wasser und Nährstoffe gut speichern und gibt diese kontinuierlich an die Pflanzen ab. Seine Struktur ermöglicht eine optimale Drainage und Versorgung der Wurzeln mit Sauerstoff. Zudem ist er steril, frei von ungewollten Beikräutern sowie Krankheitserregern und darüber hinaus zu konstant günstigen Preisen zu erwerben. Damit ist Torf ein verlässliches, sicheres und kostengünstiges Substrat für den Erwerbsgemüsebau (Kitir et al. 2018).

Gleichzeitig ist der Abbau und die Nutzung von Torf auch mit einer Vielzahl negativer Umweltauswirkungen verbunden (Eymann et al. 2015). Torfmoore sind sensible Ökosysteme und speichern etwa ein Drittel des insgesamt im Boden gebundenen Kohlenstoffs, obwohl sie weltweit nur auf etwa 3% der Landoberfläche vorkommen. Bei der für den Torfabbau nötigen Entwässerung der Moore kommt der gebundene Kohlenstoff in Kontakt mit Sauerstoff, wodurch – neben anderen Treibhausgasen – große Mengen CO₂ in die Luft entweichen. Auch bei der folgenden Nutzung des Torfs als Substrat im Gemüseanbau wird der gebundene Kohlenstoff kontinuierlich zu CO₂ abgebaut. Die Verwendung von Torf ist demnach nicht nachhaltig und alternative Substrate mit ähnlich guten Eigenschaften müssen gefunden werden (Eymann et al. 2015).

Verschiedene Untersuchungen haben bereits auf die guten Anbaueigenschaften von Kompost hingewiesen und sehen diesen als potenziellen Torfersatz (Knappe et al. 2012; Eymann et al. 2015). Ein Bericht des österreichischen Umweltbundesamtes bewertet die Verwendung von Kompost zwar in vielerlei Hinsicht positiv, schätzt eine Substitution von Torf allerdings nur unter bestimmten Voraussetzungen als realistisch ein (Lampert et al. 2011). Ein ähnlicher Bericht des deutschen Umweltbundesamtes bewertet Kompost – sofern dessen Ausgangsmaterial die richtigen Eigenschaften aufweist – als vollständiges Torfersatzprodukt (Knappe et al. 2012). Die AutorInnen rechnen vor, dass durch die Substitution von Torf mit Kompost große Mengen THGE eingespart werden können. Bei einer 100% Torfsubstituierung verbleiben pro Tonne Fertigkompost Netto 225 kg CO_{2e} im Boden, die durch den Abbau und die Nutzung von Torf emittiert worden wären (Knappe et al. 2012, S. 59). Durch den Einsatz von Kompostsubstraten könnten demnach beispielsweise Erwerbsgemüsebau-Betriebe auf vielen Ebenen Umweltschäden und Emissionen ihrer Produktion verringern.

Was bedeutet das nun für die vorliegende Untersuchung? Zum Zweck der Veranschaulichung zeigt **Abbildung 12**, was es für die THGE der Tomatenproduktion des *CMA-Dachgartens* bedeuten würde, wenn dieser anstelle des Kompostsubstrats, Torfsubstrat zur Befüllung der Hochbeete verwendet hätte. Weil der Torfgehalt der Substratmischungen im Gemüsebau meist zwischen 70% und 100% schwankt (Eymann et al. 2015), wird in diesem Szenario von einem Substitutionsgrad von 85% ausgegangen. Dadurch sinken die Netto im Boden verbliebenen Emissionen auf 158 kg CO_{2e} pro Tonne Kompost. **Abbildung 12** verdeutlicht, dass der Dachgarten in dieser Sensitivitätsanalyse, unter der Annahme, dass die Nutzung von Kompostsubstrat den Abbau und die Nutzung von Torf im Gemüsebau substituiert, pro kg produzierter Tomaten etwa 83 g CO_{2e} aus der Atmosphäre *entziehen* würde.

Da Projekte wie der untersuchte Dachgarten in der Regel einen einigermaßen Umwelt- und Ressourcenbewussten Zugang zum Gemüseanbau haben, wissen deren Mitglieder oftmals um die Problematik von Torfsubstraten Bescheid und versuchen daher auf alternativen umzusteigen. Natürlich kann dadurch nicht generell davon ausgegangen werden, dass gemeinschaftliche Projekte gänzlich auf Torf verzichten. Da Torfsubstrate in gemeinschaftlichen urbanen Anbauprojekten allerdings eher die Ausnahme als die Regel

darstellen, ist die Gutschrift (zumindest in vollem Ausmaß) im Fall des *CMA-Dachgartens* zu hinterfragen. Zudem ergibt sich durch derartige Gutschriften ein weiteres Problem: Gärten, die besonders viel Substrat pro m² einsetzen, würden nach dieser Logik profitieren und mehr THGE einsparen als Gärten, die besonders sparsam mit ihren Substraten umgehen.

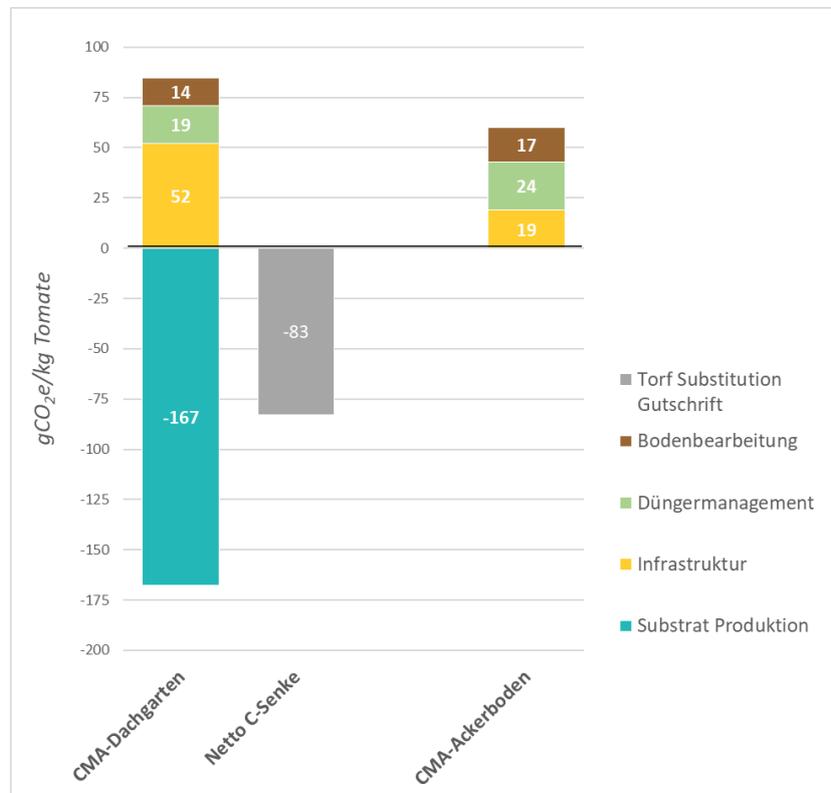


Abbildung 12: Sensitivitätsanalyse - Potenzielle Treibhausgaseinsparungen durch die Substitution von Torfsubstrat im Fall des CMA-Dachgartens.

Bleibt die Frage, ob bei einer weiteren Skalierung entsprechender Anbauformen, bzw. durch die vermehrte Nutzung von Kompostsubstraten im Erwerbsgemüsebau, genügend Kompostsubstrate für eine stabile und sichere Produktion zu Verfügung stehen würden. Eymann et al. (2015) zeigen auf, dass prinzipiell genügend Grünabfall in Form von Ernterückständen der Landwirtschaft, sowie Reste aus der Holzindustrie, zur Produktion von qualitativ hochwertigem Substrat zur Verfügung stehen. Doch nur durch eine Steigerung der – bisweilen mangelhaften – Qualitätskriterien im Kompostierungsmanagement könnte das gewonnene Endprodukt tatsächlich flächendeckend den hohen Anforderungen des Gemüseanbaus gerecht werden.

Eine weitere Hürde stellt die zunehmende Nachfrage nach erneuerbaren Energiequellen dar (Eymann et al. 2015). Ernterückstände und Reste der Holzindustrie können beispielsweise in Biogas-, oder Hackschnitzelanlagen verwertet werden. Dies könnte die Verfügbarkeit und damit die Preise nachhaltiger Substrate zukünftig negativ beeinflussen.

Ein genereller Umstieg von Torf auf Kompostsubstrate hätte demnach aus ökologischer Perspektive vielseitige Vorteile. Jedoch müsste der Umstieg geplant und entsprechend begleitet werden, sodass die Verfügbarkeit und die Preise auf Dauer auf einem stabilen Niveau gehalten werden können.

6.2.5 Sensitivitätsanalyse: Substrat II

Eine weitere potenzielle Unsicherheit, die mit dem Substrat des *CMA-Dachgartens* in Verbindung steht, ist dessen Verbleib in den Hochbeeten. Die Beete sind bei der Errichtung mit einer 30 cm hohen Schicht Substrat befüllt worden und die GärtnerInnen des Dachgartens gehen davon aus, dass das Substrat zumindest 15 Jahre lang genutzt werden kann, ohne es auszutauschen beziehungsweise nachzufüllen. Durch Zugabe von externem Mulch (in Form von Stroh), sowie kompostierten organischen Abfällen der Mitglieder, soll der Humusgehalt und die Nährstoffbalance in den Beeten aufrechterhalten werden (Kapitel 3.5.4).

Da es sich bei der Datenerhebung um eine Momentaufnahme des Dachgartens handelt und damit nur abgeschätzt werden kann, ob die Qualität und Quantität des Substrats in den kommenden Jahren tatsächlich aufrechterhalten wird, werden drei alternative Szenarien (5, 8 und 11 Jahre Nutzungsdauer) in Betracht gezogen.

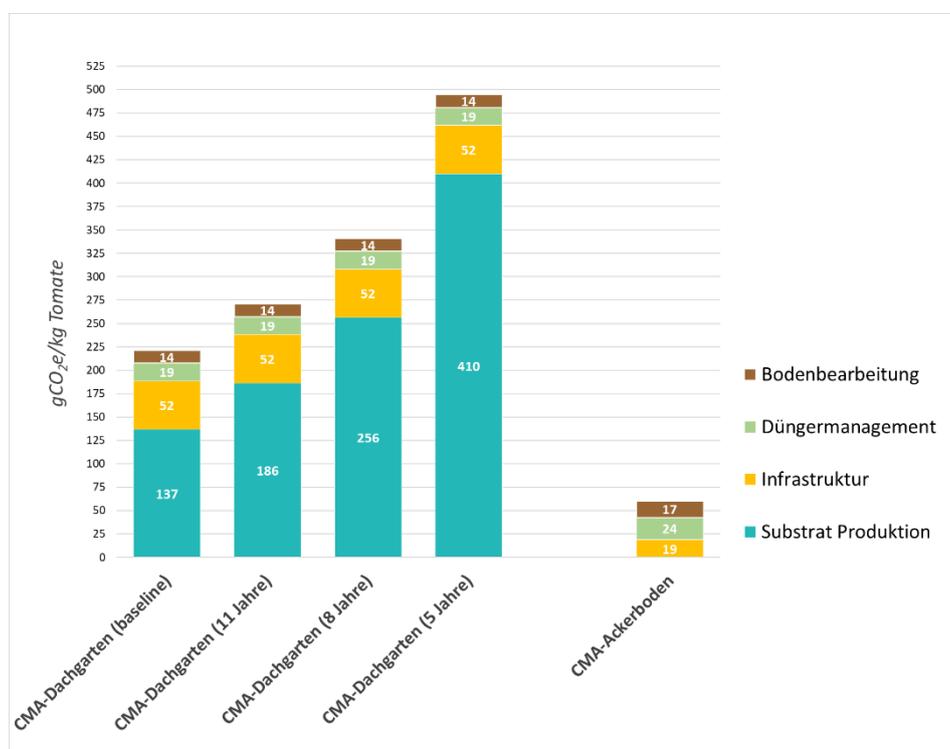


Abbildung 13: Sensitivitätsanalyse - Vergleich der Treibhausgasemissionen unterschiedlicher Szenarien hinsichtlich der Nutzungsdauer des Kompostsubstrats in den Hochbeeten des CMA-Dachgartens.

Abbildung 13 zeigt, wie sich die verschiedenen Szenarien der Nutzungsdauer auf das Gesamtergebnis pro kg Produkt auswirken. Da das Substrat bereits im ursprünglich berechneten Szenario (15 Jahre Nutzungsdauer) zu mehr als 50% der Gesamtemissionen beiträgt, reagiert das Gesamtergebnis sehr empfindlich auf eine potenzielle Verkürzung der Nutzungsdauer. Muss das Substrat nach 11 Jahren erneuert werden, steigen die Emissionen pro kg Produkt um etwa 23% auf 271 g CO₂e an. Bei einer Nutzungsdauer von 8 Jahren ist bereits mit einer Erhöhung um 54% (auf 341 g CO₂e) zu rechnen. Muss das Substrat sogar alle 5 Jahre erneuert werden, steigen die Emissionen pro kg Produkt um ganze 124% (auf 495 g CO₂e) an. Die Sensitivitätsanalyse verdeutlicht also, dass dieser Parameter sehr großen Einfluss auf das Gesamtergebnis nimmt, was die Ergebnisse mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Für eine klimaschonende Produktion ist es für derartige Anbausysteme demnach essenziell die Nutzungsdauer ihrer Substrate bestmöglich zu verlängern. Die Strategie der GärtnerInnen des *CMA- Dachgartens*, die Qualität und Quantität des Substrats durch die regelmäßige Zugabe von organischem Material aufrechtzuerhalten, zeigt bereits, wie dies gelingen könnte. Um die tatsächliche Nutzungsdauer und das Fruchten etwaiger Lösungsansätze besser abschätzen zu können, bedarf es allerdings weiterer Forschung in diesem Bereich.

6.2.6 Verortung der Ergebnisse in der Literatur

Abbildung 14 zeigt eine Gegenüberstellung der THGE der untersuchten Fallbeispiele mit anderen Anbausystemen der Tomatenproduktion aus verschiedenen Ländern sowie in urbanen und ruralen Gebieten. Bei dem Vergleich müssen einige Unterschiede in den Regionen und Systemgrenzen der Untersuchungen berücksichtigt werden. In den Klammern nach den Systembezeichnungen sind die Kürzel der Länder, in denen der Anbau stattfindet, angegeben. Die Fallbeispiele dieser Arbeit sind an erster und dritter Stelle zu finden.

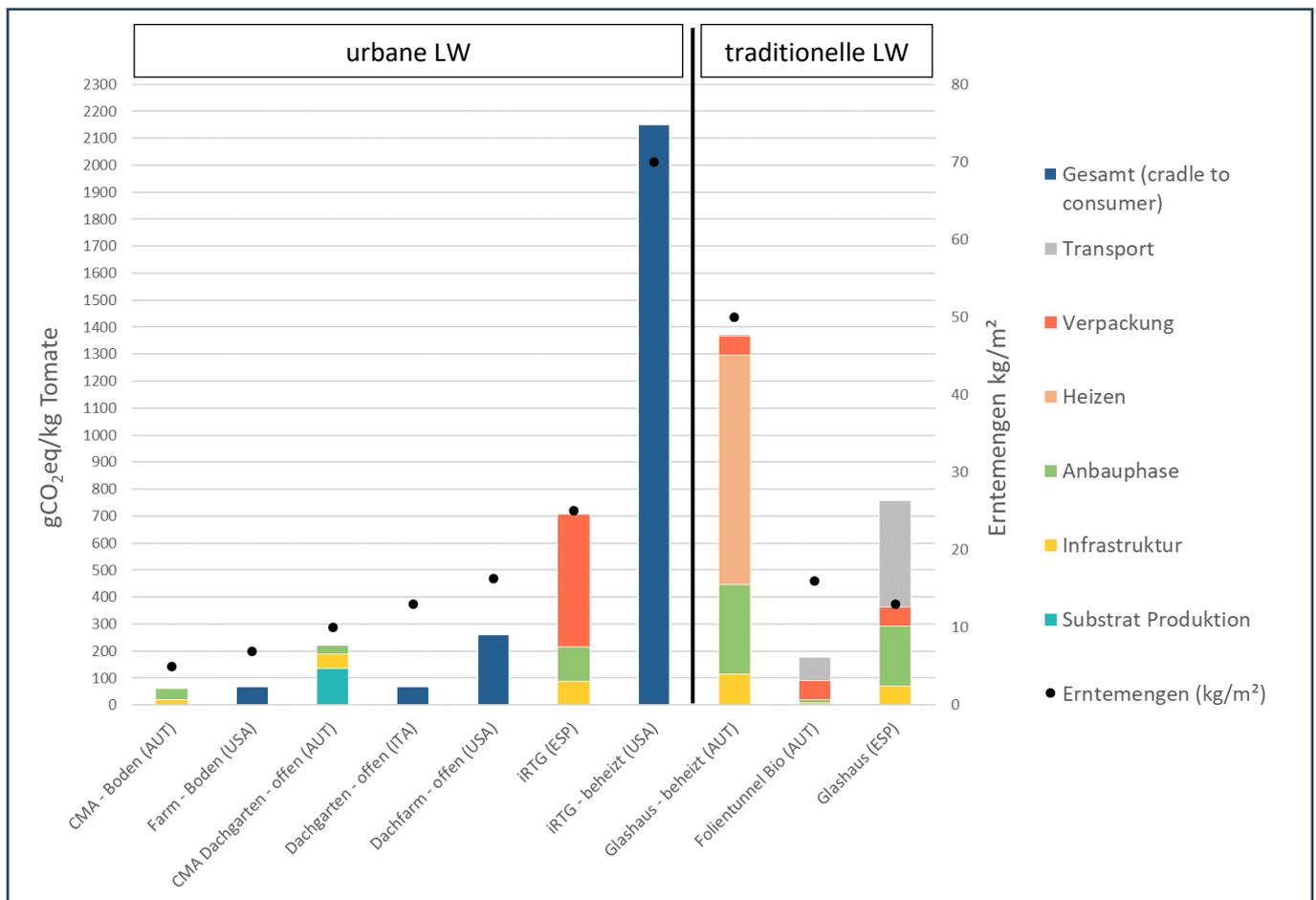


Abbildung 14: Vergleich der berechneten Treibhausgasemissionen (in g CO₂e/kg Tomate) und Erntemengen (in kg/m²) der Fallbeispiele mit alternativen Anbausystemen im urbanen und ruralen Kontext (Achse links). Die schwarzen Punkte über bzw. in den Balken zeigen die Erntemengen der jeweiligen Systeme (Achse rechts). iRTG = integrated Rooftop-Greenhouse; LW= Landwirtschaft.

Die Systemgrenzen der Untersuchungen zu UL sind unterschiedlich gewählt und reichen von „*cradle to farmgate*“ (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015), über „*cradle to shelf*“ (Goldstein et al. 2016), bis hin zu „*cradle to consumer*“ (Sanyé-Mengual 2015). Da die KonsumentInnen allerdings bei diesen Initiativen (laut den AutorInnen) – bis auf das integrierte Dachglashaus –

sehr nahe an den jeweiligen Produktionsstandorten wohnen, das Gemüse direkt von dort beziehen und für den Transport ausschließlich emissionsfreie Fortbewegungsmittel benutzen, fallen in keiner der Initiativen Emissionen für die Distribution oder die Mobilität der EndkonsumentInnen an. Effektiv reicht der beobachtete Lebenszyklus der Untersuchungen also bei allen Untersuchungen von der Produktion der Rohmaterialien bis zu den EndkonsumentInnen.

Die Systemgrenzen der traditionellen Systeme sind „*cradle to shelf*“ (Theurl et al. 2014); hier reicht der beobachtete Lebenszyklus von der Produktion der Rohmaterialien bis zum Supermarktregal. Dabei wurde der Transport in diesen Studien von dem jeweiligen Produktionsstandort bis nach Wien modelliert und zeigt damit die Vor- und Nachteile regionaler Tomatenproduktion. Im Fall dieser Untersuchungen sind demnach die Transportemissionen der KonsumentInnen nicht abgebildet, was im direkten Vergleich der unterschiedlichen Systeme berücksichtigt werden muss.

Vergleich der Fallbeispiele mit anderen Untersuchungen zu urbaner Landwirtschaft

Der Vergleich der Fallbeispiele mit anderen Anbausystemen UL zeigt, dass die Ergebnisse hinsichtlich ihrer THGE größtenteils im Bereich der bisherigen Untersuchungen anderer Regionen liegen.

Der untersuchte *CMA-Ackerboden* und eine gemeinschaftlich organisierte Farm in den USA (Goldstein et al. 2016) weisen auf die funktionelle Einheit gerechnet beinahe dieselben Emissionen auf. Die geringen Emissionen sind hauptsächlich auf den sehr niedrigen Inputbedarf der Systeme zurückzuführen. Bis auf das Bewässerungssystem benötigen beide Systeme kaum externe Inputs für den Gemüseanbau. Auch den Kompost für die Düngung der Pflanzen beziehen beide Systeme aus eigener Kompostierung. Die geringen Inputs korrelieren in diesen Systemen mit sehr geringen Erträgen pro m².

Bei den Dachgärten und Dach-Glashäusern sind sowohl von Seiten der benötigten Inputs, als auch von Seiten etwaiger Gutschriften durch urbane Synergien große Unterschiede zu beobachten.

Beim Vergleich des Dachgartens in Wien mit einem sehr ähnlichen System in Italien (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015) zeigen sich große Unterschiede in den THGE: Die Emissionen eines Kilogramms Tomaten sind in dem Wiener Dachgarten mehr als dreimal so hoch. Da die Erntemengen nur geringfügig auseinanderliegen, können die Unterschiede nicht allein darauf zurückgeführt werden. Beide Dachgärten bauen die Tomaten in selbstgefertigten Hochbeeten, gefüllt mit Substrat, an. Wie bereits weiter oben diskutiert, macht die Substratproduktion im Fall des Wiener Dachgartens den Großteil der emittierten Emissionen aus. Der Garten in Italien benutzt Pflanzenerde für den Hochbeet-Anbau (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015). Die AutorInnen gehen allerdings nicht im Detail auf deren Beschaffenheit, Herkunft und Emissionen ein. Mangels transparenter Informationen kann überdies nicht ausgeschlossen werden, dass die Emissionen des Substrats gänzlich aus der Berechnung ausgenommen wurden.

Dagegen unterscheiden sich die Emissionen der Dachfarm in den USA (Goldstein et al. 2016), verglichen mit dem Wiener Dachgarten, gesamt betrachtet nur geringfügig. Jedoch setzen sich die relevanten Inputs hierbei sehr unterschiedlich zusammen. Wie weiter oben erwähnt, wurde auch bei der Bilanzierung der THGE der Dachfarm in den USA weder das Anbausubstrat noch der extern bezogene Kompostdünger angemessen in die Bilanzierung einbezogen. Ein Großteil der Emissionen ist auf die sicherheitstechnische Verstärkung und Erweiterung der Dachfläche zurückzuführen, welche im Fall dieser Farm beinahe gänzlich mit Substrat bedeckt

ist und somit sehr hohe Lasten tragen muss. Gleichzeitig rechneten die AutorInnen dieser Untersuchung den durch die Vegetationsschicht vermiedenen Energieaufwand (zurückzuführen auf die zusätzliche Dämmleistung) als Gutschrift der funktionellen Einheit zu, was die Gesamtemissionen beträchtlich schmälert (Goldstein et al. 2016, S. 988). Die Erntemengen unterscheiden sich, im Kontext der anderen Anbausysteme, mit 10 (AUT) und 16 (USA) Kilogramm nur geringfügig. Dennoch konnten die höheren Erträge die Emissionen der Inputs in diesem Fall teilweise kompensieren.

Der Vergleich mit einem gebäudeintegrierten Hydrokultur-Dachglashaus in Spanien (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015) zeigt über den gesamten Lebenszyklus die bisher größten Unterschiede: für einen Kilogramm Tomaten werden in dem Glashaus, verglichen mit den offenen Dachgärten, die drei- bis zehnfache Menge an THGE emittiert. Vor allem die sehr hohen Emissionen der Verpackungsmaterialien (492 g CO₂e = 69%) sind hier für einen Großteil der Emissionen verantwortlich. Wenn die Umweltauswirkungen der Infrastruktur und des Anbaus isoliert betrachtet werden, zeigt sich, dass sich diese Produktionsform hinsichtlich ihrer THGE auf einem ähnlichen Niveau wie die restlichen Anbausysteme UL befindet. Die hohen Erträge dieses Systems konnten demnach dessen Emissionen weitgehend kompensieren.

Ein System hebt sich deutlich vom Rest der Fallbeispiele ab: Das integrierte Hydroponik-Dachglashaus in den USA (Goldstein et al. 2016). Mit 2170 g CO₂e pro Kilogramm Tomate übersteigen die THGE dieses Systems sämtliche hier betrachteten Systeme UL um 68 bis 97 %. Obwohl für die Errichtung des Glashauses große Menge an Stahl, Glas, Aluminium und weitere Materialien notwendig waren, sind die Emissionen der Glashausstruktur, verglichen mit den anderen Systemen, nicht auffällig hoch. Der mit Abstand bedeutendste Hotspot dieses Systems liegt in dessen saisonaler Beheizung und Beleuchtung. Ähnlich zu dem Dachglashaus in Spanien (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015), bezieht auch dieses die Abwärme des Gebäudes, auf dem es errichtet ist. Durch das wesentlich kühlere Klima benötigt das Glashaus in Boston allerdings zusätzlich Wärme, gespeist aus einer Gasheizung. Darüber hinaus werden die Pflanzen in dunklen Jahresperioden immer wieder mit künstlichem Licht versorgt, was laut den AutorInnen ebenfalls maßgebend zu den hohen THGE beiträgt. Aus der Untersuchung ist allerdings nicht transparent ersichtlich, in welchem Verhältnis Beheizung und Licht zu den Gesamtemissionen beitragen. Die äußerst ineffiziente Produktionsweise konnte in diesem Fall auch nicht von den sehr hohen Ertragsmengen kompensiert werden.

Insgesamt zeigt sich, dass die Performance der untersuchten Anbauformen genauso divers und verschieden ist, wie die Formen der UL selbst. Abhängig von den klimatischen Bedingungen, der Form der Distribution und den Inputs (sowie deren Quellen), die die verschiedenen Systeme benötigen, entscheidet sich, ob das jeweilige Anbausystem aus einer Klimaperspektive gut oder schlecht abschneidet. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Systeme mit möglichst geringer Inputabhängigkeit deutliche Vorteile aufweisen. Doch auch das sehr inputabhängige integrierte Dachglashaus in Spanien konnte von Seiten der THGE – die Verpackung ausgenommen – einen Wert innerhalb der Bandbreite der Systeme mit geringer Inputabhängigkeit erreichen. Sollten die Möglichkeiten der synergetischen Nutzung von Gebäudeabwärme in Zukunft weiter ausreifen und sich der Elektrizitätsmix mehr in Richtung erneuerbarer Energiequellen entwickeln, könnte auch das integrierte Glashaus in den USA seine Produktionsemissionen deutlich senken (Goldstein et al. 2016, S. 991) und – angesichts seiner hohen Ertragsmengen – möglicherweise eine ernsthafte Alternative bzw. Ergänzung zu traditionellen Anbausystemen darstellen. Unter kühleren klimatischen Bedingungen ist diese Form des Anbaus aus heutiger Sicht allerdings keine geeignete Option, um die Emissionen der Gemüseversorgung in den Wintermonaten zu reduzieren.

Vergleich der Fallbeispiele mit konventioneller und biologischer Tomatenproduktion

Besonders interessant ist der Vergleich der THGE der Wiener Fallbeispiele mit jenen konventioneller bzw. biologischer Tomatenproduktion (Theurl et al. 2014). Bis auf den biologischen Anbau in einem Folientunnel in Österreich sind die Emissionen konventionell produzierter Tomaten, über den gesamten Lebenszyklus betrachtet, um ein Vielfaches höher als jene der Wiener Fallbeispiele, sodass der Emissionsunterschied letzterer beinahe irrelevant erscheint. Was lässt die urbane und biologische Landwirtschaft in diesem Vergleich so viel besser abschneiden?

Um die Anbauperiode auf beinahe das ganze Jahr auszuweiten, setzt das Wiener Glashaus auf Beheizung, wodurch allein über 60% der Emissionen (848 g CO₂e) entstehen, was laut der Autorin – durch die Nutzung von Fernwärme – im Vergleich zu anderen Studien bereits sehr gering ist. Ein weiterer bedeutender Faktor ist die Anbauphase. Wobei die Düngung der Pflanzen hierbei eine eher untergeordnete Rolle spielt, ist es vor allem die Anreicherung des Glashauses mit CO₂, welche die Emissionen in dieser Phase in die Höhe treibt und für 280 g CO₂e pro kg Tomate verantwortlich ist. Auch bei diesem Fallbeispiel konnten die THGE durch die hohen Erträge nicht maßgebend gesenkt werden.

Obwohl die Emissionen der konventionell in einem Folientunnel aufgezogenen Tomaten aus Spanien, von „*cradle to shelf*“, nur etwa die Hälfte der Emissionen des Wiener Glashauses emittieren, sind diese mit 680 g CO₂e pro Kilogramm Tomate dennoch deutlich höher, als jene der Fallbeispiele aus Wien. Eine Schlüsselphase ist hierbei vor allem der Transport der Tomaten in den Supermarkt nach Wien: 392 g CO₂e pro Kilogramm werden hierfür emittiert, was 58% der gesamten THGE entspricht. Auch die Emissionen der Gemüseanbauphase liegen in diesem Anbausystem deutlich über jenen der biologischen und urbanen Landwirtschaft in Österreich. Laut Theurl (2014) liegt dies vor allem an dessen hohem Düngemittel- und Maschineneinsatz. Trotz der sehr hohen Inputs dieses Systems sind dessen Erntemengen nur im Durchschnitt der beobachteten Systeme angesiedelt.

Sowohl die regional in Wien als auch die in Spanien produzierten Tomaten weisen einige Schwachstellen in ihrem Lebenszyklus auf, welche ihre THGE pro kg Produkt deutlich über jene der Fallbeispiele steigen lassen. Allein die biologisch produzierten Tomaten aus Österreich können durch die sehr inputarme Anbauweise ähnlich geringe, bzw. im Fall des Dachgartens sogar geringere, Emissionen erzielen. Nachteil dieser Anbausysteme ist deren kurze Anbauperiode, welche durch das wärmere Klima und die Beheizung deutlich verlängert werden kann.

Um also auch in den Wintermonaten frische und regionale Tomaten mit möglichst geringer CO₂-Bilanz verzehren zu können, müssten die Emissionen der in Wien produzierten Tomaten künftig gesenkt werden. Hier könnten Modelle wie das integrierte Dachglashaus in Spanien (Sanyé-Mengual, Oliver-Solà, et al. 2015) zukunftsweisend sein. Durch die Realisierung urbaner Synergien kann die Abwärme von Gebäuden und Industrie verstärkt für die Lebensmittelproduktion in Städten genutzt werden und das potenziell auch bei bodengebundenen Systemen. Dadurch könnte auch in den Wintermonaten eine emissionsarme Alternative zu gewissen importierten Lebensmitteln geschaffen werden. Interessante Forschungsgebiete für künftige Arbeiten wären demnach die Potentialeinschätzung derartiger Maßnahmen in einem stadtweiten Kontext, der infrastrukturelle Aufwand derartiger Maßnahmen und die Frage unter welchen Voraussetzungen damit tatsächlich eine Minderung der THGE der Gemüseproduktion erreicht werden kann.

6.2.7 Exkurs: Potenzialabschätzung der Tomatenproduktion auf Wiens Dachflächen

UL wird oftmals als Maßnahme diskutiert, um die Ernährungssicherheit in Städten zu erhöhen; die Ausweitung der verschiedenen Anbauformen, vom Stadtrand bis in dicht bebaute Gebiete, könnte das Angebot an lokal produzierten Lebensmitteln erhöhen und benachteiligten Bevölkerungsgruppen den Zugang zu frischen Nahrungsmitteln erleichtern (Sanyé-Mengual et al. 2019). Während die diskutierten Untersuchungen in Kapitel 2.6.1 verdeutlichen konnten, dass die innerstädtischen Anbauflächen in den meisten Städten des globalen Nordens keinen bedeutenden Beitrag zur Vollversorgung mit sämtlichen Lebensmitteln leisten könnten, ist die Vollversorgung mit Obst- und Gemüse ein durchaus realistisches Szenario.

Im Kontext der hier untersuchten Anbausysteme UL ist ein Blick auf die zum Teil sehr weit auseinanderliegenden Ertragsmengen der unterschiedlichen Tomaten-Produktionssysteme aufschlussreich (**Abbildung 14** in Kapitel 6.2.6). Sehr inputabhängige Systeme, wie beheizte Glashäuser, können durch die konstante ganzjährige Produktion sehr hohe Erträge pro Quadratmeter und Jahr erzielen. Die Ertragsmengen der untersuchten Fallbeispiele liegen weit unter jenen der Hohertrags-Systeme und könnten durch Verbesserungsmaßnahmen (wie z.B. Überdachung der Pflanzen, Sortenwahl und professionelle Unterstützung) bestenfalls auf ein Ertragsniveau im Bereich der Bio-Landwirtschaft gehoben werden. Welchen Beitrag könnten die verschiedenen Anbausysteme zur Lebensmittelbereitstellung in Wien damit tatsächlich leisten? Zwar liegt eine differenzierte und umfassende Potenzialabschätzung für sämtliche in Wien verfügbaren Flächen außerhalb des Rahmens dieser Forschungsarbeit, jedoch kann die folgende Analyse des Tomatenproduktionspotenzials von gemeinschaftlichen Dachgärten und Dachglashäusern einen groben Orientierungsrahmen für die Situation in Wien liefern.

Die Stadt Wien hat im Jahr 2011 ein Gründachkataster erstellt, um zu prüfen welche Dachflächen potenziell für extensive oder intensive Begrünung geeignet sind (Magistrat der Stadt Wien 2011). Der Bericht kommt zu dem Ergebnis, dass etwa 1.000 ha der Dachflächen Wiens einen Neigungswinkel von 0-5° aufweisen und damit für eine intensive Begrünung geeignet sind. Einschränkende Faktoren wie die statischen Voraussetzungen der Gebäude wurden für diese Analyse nicht berücksichtigt, wodurch die real nutzbaren Flächen folgend geringer ausfallen würden.

Angenommen, dass etwa 50% dieser Flächen tatsächlich für den Gemüseanbau geeignet sind, könnten mit den jetzigen Ertragsmengen des Dachgartens (10 kg Tomaten/m²) jährlich 50.000 t Tomaten auf diesen Flächen produziert werden, was bei einem Tomatenverzehr (inkl. verarbeiteter Produkte) von 29 kg pro Kopf und Jahr 90% des gesamten Tomatenbedarfs Wiens entspricht. Würden 10% dieser Flächen zudem mit gebäudeintegrierten Dachglashäusern (50 kg Tomaten/m²) bestückt werden, erhöht sich die Menge an produzierten Tomaten pro Jahr auf 70.000 t, womit unter den oben genannten Voraussetzungen 127% des gesamten Tomatenbedarfs in Wien gedeckt werden könnte.

Nun ist dieses Szenario zwar in naher Zukunft illusorisch und in der Praxis weit komplexer, als es mit einer simplen Überschlagsrechnung abgebildet werden kann. Die produktive Nutzung von Dachflächen ist etwa durch Faktoren wie die Lage, Statik und Eigentumsverhältnisse bislang stark eingeschränkt und in Wien kaum realisiert. Dennoch veranschaulichen die Szenarios, welches Produktionspotenzial grundsätzlich auf den Dachflächen Wiens vorhanden ist.

6.2.8 Methodische Stärken und Limitationen

Die einer Ökobilanzierung zugrundeliegenden Daten sind immer in einem spezifischen System zu einer spezifischen Zeit gemessen worden. Das bedeutet, dass der Lebenszyklus eines Produkts oder eines Prozesses (in diesem Fall 1 kg Tomaten) unter gewissen Bedingungen gemessen wurde. Bedingungen, die das Endergebnis maßgebend beeinflussen können. Die Übernahme dieser Daten ist immer mit Unsicherheiten verbunden, weil sich die Produktionsbedingungen und die damit verknüpften Umweltbelastungen auch für ein und dasselbe Produkt unterscheiden können, wie sich in dieser Arbeit auch am Beispiel von Tomaten bewahrheitet hat. Diesen Unsicherheiten wurde in dieser Arbeit mit Sensitivitätsanalysen und dem Vergleich der Ergebnisse mit ähnlichen Untersuchungen begegnet. Bis auf die diskutierten Unsicherheiten der Erntemengen sowie der Substratmissionen deutet die hohe Übereinstimmung mit ähnlichen Systemen UL aber auf eine valide Datenbasis hin.

Eine weitere Einschränkung dieser Arbeit ist die Beschränkung der Ökobilanzierung auf die THGE der untersuchten Systeme. Wie andere Arbeiten zeigen konnten (Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2015; Goldstein et al. 2016; Dorr et al. 2017), sind beim Anbau im urbanen Kontext noch weitere Wirkungsindikatoren wie die Humantoxizität, die Eutrophierung, der Wasser- und Ressourcenverbrauch oder der Landverbrauch durchaus relevante Faktoren und sollten demnach in künftigen Arbeiten ebenfalls berücksichtigt werden.

Lücken in, oder das Fehlen von Primärdaten und Informationen zu den jeweiligen Anbausystemen haben dazu geführt, dass in manchen Fällen auf Annahmen und Schätzungen zurückgegriffen werden musste. Um diese Lücken zu schließen, wurde zunächst auf zu Verfügung stehende Literatur oder andere Quellen zurückgegriffen, um die fehlenden Daten und Informationen dennoch bestmöglich berücksichtigen zu können. In einigen Fällen (wie bspw. bei der Wasserpumpe des *CMA-Ackerbodens*) konnten jedoch trotz intensiver Suche keine passenden Daten gefunden werden. Sämtliche Schätzungen und Annahmen sowie das Ausklammern von einzelnen Materialien und Prozessen wurden allerdings über den gesamten Text hinweg dokumentiert und deren Effekte auf etwaige Unsicherheiten in den Gesamtergebnissen in den anschließenden Sensitivitätsanalysen bestmöglich getestet.

Durch Betrachtung des gesamten Lebenszyklus der Tomatenproduktion sowie der vor- und nachgelagerten Prozesse bis zum Konsum, konnten erstmals die THGE der Tomatenproduktion in CMA-Projekten in Wien quantifiziert werden. Durch den Vergleich eines boden- und eines gebäudegebundenen gemeinschaftlich bewirtschafteten Anbausystems konnten zudem deren Stärken und Schwächen dargestellt und analysiert werden. Damit leistet diese Arbeit einen Beitrag zum bisher wenig bearbeiteten Forschungsfeld der UL in Wien, auf dem künftige Arbeiten aufbauen können. Gleichzeitig ermöglichen die Erkenntnisse anderen gemeinschaftlichen Anbauprojekten wertvolle Einblicke in den Lebenszyklus und die potenziellen Emissionshotspots von gemeinschaftlich produziertem Gemüse. Die Erkenntnisse können demnach dabei helfen die THGE der Produktion vergleichbarer Projekte in Zukunft zu senken.

7 Schlussfolgerungen für eine nachhaltige Stadtentwicklung in Wien

Die Erkenntnisse dieser Arbeit unterstreichen das Potenzial und die Bedeutung der Forderungen und Ziele des – auch von Wien unterzeichneten – „Milan Urban Food Policy Pact“ (MUFPP) (MUFPP 2015) und weisen damit auf den nötigen Handlungsbedarf der politischen EntscheidungsträgerInnen hin, Strukturen für eine diverse und sozial inklusive städtische Lebensmittelproduktion auszuweiten und zu festigen.

Wie frühere Arbeiten bereits verdeutlicht haben, können mit Hilfe von UL zudem auch viele der Sustainable Development Goals (SDGs) (UN 2015) adressiert werden (BCFN, MUFPP 2018; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018), wodurch sich potenziell vielseitige Synergien hinsichtlich einer nachhaltigen Stadtentwicklung realisieren lassen. Anhand der untersuchten Fallbeispiele offenbaren sich hier ebenfalls diverse Anknüpfungspunkte: Durch den gemeinschaftlichen Anbau in der Stadt kann die Versorgung mit frischen Lebensmitteln erhöht (SDG 2 „zero hunger“), das physische und psychische Wohlergehen sowie Ernährungsgewohnheiten der StadtbewohnerInnen verbessert (SDG 3 „good health and well-being“), die THGE der Produktion durch extensive Anbausysteme und kurze Transportwege verringert (SDG 13 „climate action“) und nicht zuletzt die nachhaltige Stadtentwicklung – etwa durch die Schaffung von grünen Infrastrukturen und die Stärkung des sozialen Zusammenhalts – begünstigt werden („SDG 11 „sustainable cities and communities“). Damit wirkt UL nicht nur auf lokaler Ebene, sondern ist mitunter durchaus auch in globale Wirkungszusammenhänge verwoben. Gleichzeitig deuten die diskutierten Herausforderungen und Risiken (Kapitel 2.6.4 & 5) – die in unterschiedlicher Ausprägung mit den untersuchten Anbauformen UL einhergehen – auch darauf hin, dass diese Potenziale nur unter gewissen Voraussetzungen ohne Zielkonflikte realisierbar sind.

Viele der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Schwachstellen und Einschränkungen wie mögliche Nutzungskonflikte um urbanen Raum, die Kontaminierung von Pflanzen und städtischem Grundwasser, hoher Ressourcen- und Energieverbrauch, grüne Gentrifizierung, aber auch eingeschränkte Gestaltungs- und Planungsfreiheit von gemeinschaftlichen Initiativen können allerdings durch die Schaffung von geeigneten Rahmenbedingungen, die aktive Einbindung von Stakeholdern und bedachten gesamtstädtischen Konzepten deutlich abgemildert werden (Eigenbrod und Gruda 2015; Specht und Sanyé-Mengual 2017; BCFN, MUFPP 2018; Sanyé-Mengual, Orsini, et al. 2018). Darüber hinaus werden durch derartige Maßnahmen meist nicht nur Risiken minimiert, sondern in der Regel auch bestehende Potenziale verstärkt: *„Integrating urban horticulture into urban planning processes and supporting it through policies makes it more sustainable“* (Eigenbrod und Gruda 2015, S. 493).

Wie in Kapitel 2.7 bereits diskutiert, ist Wien in dieser Hinsicht nicht untätig und bekennt sich zu einer großflächigen peri-urbanen Landwirtschaft, mit dem größten Bio-Anteil in ganz Österreich (AgSTEP 2014; BMNT 2019). Zudem werden viele der gemeinschaftlichen und solidarischen Projekte in Wien von der Stadtverwaltung in ihrer Entstehung und Koordination unterstützt. Insgesamt nutzt die Stadt das multifunktionale Potenzial von UL bisher allerdings nur sehr begrenzt (Jauschneg et al. 2015). Vor allem gemeinschaftlich-solidarische und innovative Formen UL sind bis auf vereinzelte Maßnahmen noch kaum in der Stadtpolitik angekommen. Beispielsweise werden im agrarstrukturellen Stadtentwicklungsplan nur betriebliche Flächen vor Versiegelung durch Wohnraum und Infrastruktur geschützt. Anderwärtig genutzte Anbauflächen werden in diesem Planungsinstrument nicht berücksichtigt (AgSTEP 2014; Exner et al. 2016). Damit wirkt die Stadt der Schaffung einer diversen Produktionslandschaft entgegen und erschwert darüber hinaus das Entstehen von

neuen, aber auch das Bestehen von vorhandenen Initiativen und Projekten, die nicht in das vorgesehene Raster passen (Exner et al. 2016). Dieses Muster spiegelt sich auch in weiteren Strategie- und Stadtentwicklungsplänen Wiens wider, wo die in dieser Arbeit behandelten Anbauformen kaum bis gar nicht berücksichtigt werden.

Speziell hinsichtlich der „Smart City Wien Rahmenstrategie“ (Magistrat der Stadt Wien 2019c), welche vor dem Hintergrund der SDGs entwickelt wurde, würden sich hier zahlreiche Synergien ergeben. Zudem könnten etwa Gemeinschafts- und Dachgärten in Form von gemeinschaftlich nutzbarer, essbarer grüner Infrastruktur zentrale Elemente des „Urban Heat Islands“ - Strategieplan Wien (Magistrat der Stadt Wien 2015) darstellen. Auch in einer Reihe weiterer Strategiepläne, Leitfäden und Fachkonzepte der Stadt finden sich vielfältige inhaltliche Überschneidungen (Jauschneq et al. 2015): Bestehende Maßnahmen aus den oben genannten Strategie- und Planungspapieren, aber auch aus dem „Fachkonzept Grün- und Freiraum“ (Magistrat der Stadt Wien 2019a), dem „Leitfaden für Fassadenbegrünung“ (Magistrat der Stadt Wien 2019b), dem „Leitfaden für Oberflächenentwässerung“ (Magistrat der Stadt Wien 2018) und dem „Masterplan für eine partizipative Stadtentwicklung“ (Magistrat der Stadt Wien 2017) könnten im Sinne der Zielvorgabe des MUFPP sowie der SDGs, mit dem Potenzial einer diversen, lebendigen sowie natur- und bürgernahen UL abgestimmt und zusammengedacht werden.

Im Gegensatz zu vielen anderen Städten des globalen Nordens (etwa Paris, Milan (BCFN, MUFPP 2018) London, Bristol, Toronto, Vancouver, Chicago und Los Angeles (Sonnino 2016) existiert in Wien bislang also noch keine gesamtstädtische, vernetzt gedachte Strategie zur Schaffung einer diversen und multifunktionalen Produktionslandschaft oder gar eines nachhaltigen urbanen Ernährungssystems im Ganzen. Ein solches konsistentes, gesamtstädtisches Konzept sowie entsprechende politische und institutionelle Rahmenbedingungen sind, wie oben erwähnt, äußerst wichtig, um die weitere Etablierung UL nachhaltig zu fördern und in die richtigen Bahnen zu lenken. Hierbei müssen mögliche Risiken und Schwachstellen berücksichtigt und mit geeigneten Maßnahmen abgefedert werden. Die Stadt sowie ihre gesellschaftlich-sozialen, ökologischen und ökonomischen Strukturen könnten von dieser Entwicklung enorm profitieren.

7.1.1 Wichtige Erkenntnisse und Handlungsfelder

In diesem Zusammenhang leiten sich sowohl aus der vorliegenden Arbeit als auch aus der Literatur zu UL wichtige Erkenntnisse ab, die bei der Schaffung von geeigneten Strukturen und Rahmenbedingungen für UL in Wien von besonderer Bedeutung sind und dementsprechend berücksichtigt werden sollten:

- **Strukturen für bürger- und naturnahe Lebensmittelproduktion schaffen:** Sowohl die Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung als auch die der Ökobilanzierung verdeutlichen, dass die Stadt Wien auf vielen Ebenen von gemeinschaftlichen und solidarischen Anbauformen profitieren kann, indem etwa das sozial-gesellschaftliche Gefüge der Stadt und urbane Ökosysteme gestärkt sowie Treibhausgasemissionen der Nahrungsmittelversorgung – wie im Fall der untersuchten CMA-Projekte – gesenkt werden. Es sind also vor allem natur- und bürgernahe Produktionssysteme, die die Stadt und ihr Ernährungssystem nachhaltiger gestalten können. Dementsprechend sollte diesen Formen des Anbaus mehr Aufmerksamkeit, Raum und Unterstützung von Seiten der Stadt entgegengebracht werden. Hierfür bedarf es integrativer gesamtstädtischer Strategien und Rahmenbedingungen, die in enger Zusammenarbeit und Abstimmung mit relevanten Stakeholdern und unter Einbezug der Zivilbevölkerung erarbeitet werden (Jauschneq et al. 2015; MUFPP 2015; BCFN, MUFPP 2018). Auf diese Weise geschaffene, lokal vernetzte

Anlauf- und Koordinationsstellen in den Stadtbezirken, die Know-how und Informationen rund um UL bereitstellen und verbreiten, Projekten, Betrieben und Start-ups im UL-Bereich mit Förderungen, Plattformen und Wissen zur Seite stehen sowie AkteurInnen vernetzen, können hier ein erster Startpunkt sein (MUFPP 2015; BCFN, MUFPP 2018).

- **Flächen identifizieren, bereitstellen und erhalten:** Damit eine multifunktionale UL auf breiter Ebene Fuß fassen kann, braucht sie geeignete Flächen. Hierfür müsste Wien mögliche Flächen identifizieren, diese transparent kommunizieren (etwa auf einer online zugänglichen Karte) und für diverse gärtnerische und landwirtschaftliche Nutzungen zugänglich machen, sodass interessierte BürgerInnen und potenzielle Flächen unbürokratisch verknüpft werden können. Um diese Flächen dauerhaft und langfristig planbar für bestehende sowie zukünftige Projekte und Initiativen zu erhalten, bedarf es beispielsweise einer eigenen Widmungskategorie für Formen der produktiven und multifunktionalen Raumnutzung, die in oben genannte städtische Planungsinstrumente aufgenommen wird (Jauschneg et al. 2015).
- **Dachflächen beleben:** Hierbei sollten auch Flächen für gebäudegebundene UL berücksichtigt werden. Wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, ist es – vor allem auch im Sinne von Klimawandelanpassungsmaßnahmen (Haas et al. 2018) – sinnvoll, die Etablierung von offenen und möglichst ökologisch bewirtschafteten Dachgärten und -farmen zu unterstützen. Diese produktiven grünen Infrastrukturen beleben ungenutzten urbanen Raum, können das Angebot an frisch produzierten Lebensmitteln erhöhen und gehen gleichzeitig mit vielfältigen Benefits hinsichtlich sozialer und ökologischer Aspekte einher.
- **Soziale Ungleichheit verringern und positive Begleiteffekte verstärken:** Ein dichtes und umsichtig geplantes Netz an Projekten und Initiativen über die Bezirke hinweg kann Verdrängungsdynamiken entgegenwirken (Wolch et al. 2014), produktive und soziale integrative Naherholungsräume sowie grüne Infrastrukturen schaffen und die Auseinandersetzung der StadtbewohnerInnen mit Themen rund um die UL wie Ernährung, urbane Ökosysteme und Biodiversität in der Stadt erhöhen. Darüber hinaus ermöglicht UL den StadtbewohnerInnen ihre Gartenbesuche ohne lange Anreise in ihren Alltag zu integrieren. Dies entspricht dem Leitbild der „Stadt der kurzen Wege“ (Kaucic 2012) und kann, wie die Fallbeispiele ebenfalls veranschaulichen konnten, innerstädtische Mobilitätsemissionen reduzieren.
- **Vielfalt und Bürgerbeteiligung ermöglichen Akzeptanz und Resilienz:** Für eine gute Etablierung neuer UL Projekte ist es wichtig Top-down Koordination mit Bottom-up Prozessen zusammenzudenken und sämtliche Stakeholder in wichtige Entscheidungsprozesse miteinzubeziehen. Erfahrungen zeigen, dass Initiativen und Projekte auf diese Weise wesentlich besser auf die Bedürfnisse und Erwartungen der ansässigen Bevölkerung zugeschnitten werden können, wodurch diese mehr Akzeptanz in ihrem Umfeld genießen und damit erfolgreicher und dauerhafter bestehen können (Gaspero et al. 2016; Kost und Kölling 2017). Insgesamt ist es hierbei bedeutend, sowohl Raum für experimentelle und innovative Bottom-up Projekte bereitzustellen, als auch partizipative Top-down Projekte zu initiieren. Je nach Charakter eines Projekts werden verschiedene Bevölkerungsgruppen angesprochen, durch eine diverse Projektlandschaft kann man diesem Umstand begegnen und so möglichst breiten Zuspruch von UL unter der Stadtbevölkerung erreichen (Jauschneg et al. 2015).
- **Bewusstsein und Wissen verbreiten:** Eine diverse und im Alltag präsente UL kann ein ganz grundsätzliches Bewusstsein und Wissen zu Ernährung, Lebensmittelproduktion, urbanen

Ökosystemen und globalen Zusammenhängen bei den StadtbewohnerInnen, aber auch städtischen Institutionen verankern. Hier gilt es auch bestehende Wissensvermittlungsplattformen im Bereich UL zu stärken, zu vernetzen und auszuweiten. Speziell eine weitere Etablierung von Schulgärten, bzw. die Vernetzung von Schulen und bestehenden Projekten sowie die Integration der Thematik in den Unterricht könnte in diesem Zusammenhang große Wirkung entfalten (Rogers 2018).

- **Solidarität und Transparenz im urbanen Ernährungssystem stärken:** Ein verstärkter Austausch zwischen StadtbewohnerInnen und ruralen sowie peri-urbanen ProduzentInnen, über verschiedenste Vermarktungswege und -formen wie CSA und Selbsterntefelder, kann zudem die Transparenz, das Vertrauen und damit die Solidarität mit lokalen ProduzentInnen erhöhen. Ein verstärkter Austausch zwischen landwirtschaftlichen ProduzentInnen und städtischen KonsumentInnen sollte demnach auch über die Stadtgrenzen hinweg gefördert und propagiert werden.
- **Realisierung innovativer Anbausysteme und urbaner Synergien prüfen und erforschen:** Obgleich ihres insgesamt sehr eingeschränkten Potenzials zu einer nachhaltigen Stadtentwicklung beizutragen, können technisch-innovative Anbauformen wie Dachglashäuser und Vertical Farms urbane Ernährungssysteme potenziell mit der Bereitstellung großer Mengen frischer Lebensmittel und der Schaffung von Arbeitsplätzen bereichern. Dementsprechend sollte auch deren sinnvolle Integration in und auf Gebäuden in Wien geprüft und in Betracht gezogen werden. Hierbei ist es allerdings essenziell, dass deren Produktionspotenziale nicht auf sehr klimaschädlichen Produktionssystemen basieren. Nur mithilfe einer durchdachten Realisierung urbaner Synergieeffekte (etwa durch Austausch von Wasser, Wärme und CO₂ mit Gebäuden) können diese Systeme ohne unverhältnismäßig hohen Ressourcen- und Energiebedarf umgesetzt werden (Kapitel 5 & 6.2.6). Gezielte Forschung und die Unterstützung von Pilotprojekten können dabei helfen, produktive *und* nachhaltige Anbausysteme für Wien zu entwickeln.

Vor dem Hintergrund globaler Krisen, steigender Temperaturen und zunehmender Urbanisierung kann mit Hilfe von UL also vielen sozialen, ökologischen und ökonomischen Herausforderungen im urbanen Kontext begegnet und die Versorgungssicherheit mit frischen Lebensmitteln erhöht werden. Hierfür sollten multifunktionale Anbauformen nicht nur in bestehende Stadt- und Raumentwicklungspläne integriert werden, sondern es bedarf auch umfassender und eigenständiger Strategien, Strukturen und Rahmenbedingungen, die die Schaffung und den Erhalt einer nachhaltigen und multifunktionalen urbanen Produktionslandschaft ermöglichen. In diesem Zusammenhang ist es besonders wichtig, dass nicht das Motto „lokal um jeden Preis“, sondern „so nachhaltig wie möglich“ die Entwicklungen begleiten (Eigenbrod und Gruda 2015). Die Ökobilanzierung der CMA-Projekte in dieser Arbeit sowie die Potenzialabschätzung für Dachflächen in Wien (Kapitel 6.2.7) konnten hierbei verdeutlichen, dass auch gemeinschaftliche Anbauformen – richtig umgesetzt – einen nicht unwesentlichen Beitrag zu einer klimaschonenderen Versorgung mit Gemüse und Obst spielen können.

Insgesamt sollten vor allem potenzielle Synergien zwischen den diversen Anbauformen, von Stadtmitte bis Stadtrand und darüber hinaus, im Vordergrund stehen. Traditionelle rurale und peri-urbane Landwirtschaft, gemeinschaftlich-solidarische sowie technisch-innovative urbane Produktion sind keine Gegensätze, sondern können sich auf vielen Ebenen ergänzen und dadurch Diversität und Resilienz schaffen.

8 Zusammenfassung und Fazit

Die vorliegende Arbeit hat sich zum Ziel gesetzt, die unterschiedlichen neuen Formen städtischer Lebensmittelproduktion, von Gemeinschaftsgärten bis Vertical Farming, mithilfe relevanter Faktoren systematisch zu einer Typologisierung zusammenzufassen und zu charakterisieren, um diese nachfolgend nach sozialen, ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu analysieren und zu bewerten. Anhand einer Ökobilanzierung zweier Fallbeispiele aus Wien wurden zudem die ökologischen Implikationen gemeinschaftlicher Produktion in Städten quantifiziert.

Die Ergebnisse der multidimensionalen Nachhaltigkeitsbewertung haben gezeigt, dass die diversen Anbauformen Stärken und Schwächen in sehr unterschiedlichen Bereichen aufweisen. Insgesamt wird allerdings deutlich, dass vor allem gemeinschaftliche und solidarische Anbaukonzepte – obgleich ihrer vergleichsweise geringen Erntemengen und potenziellen Nutzungskonflikte – in Städten mit vielfältigen positiven sozialen (z. B. sozialer Zusammenhalt und Bildung), ökologischen (z.B. grüne Infrastrukturen und Verwertung organischer urbaner Abfälle) und ökonomischen (z.B. Einsparungen auf Haushaltsebene und Etablierung alternativer Betriebsmodelle) Begleiteffekten einhergehen, wodurch diese insgesamt gegenüber technisch-innovativen Anbauformen zu bevorzugen sind. Dies bedeutet allerdings nicht, dass Anbauformen, die auf innovative marktorientierte Produktion fokussieren, per se kein Platz in Wien oder anderen Städten Europas eingeräumt werden sollte. Durch den Anbau auf- oder innerhalb von Gebäuden können intelligent umgesetzte Systeme – etwa durch die Nutzung von Gebäudeabwärme – ressourcen- und energieschonend große Mengen an Lebensmitteln produzieren und lokale Wertschöpfungsketten stärken. Jedoch sollte in diesem Zusammenhang immer bedacht werden, dass die Vorteile lokaler Produktion nur dann nachhaltig sind, wenn diese auch tatsächlich auf umweltschonenden Produktionsbedingungen basieren, was – im Fall technisch-innovativer urbaner Anbauformen – in der Praxis bisher nur selten erreicht werden konnte.

Die Ergebnisse der Ökobilanzierung offenbaren deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Fallbeispielen: Berechnet auf 1 Kilogramm Tomaten emittiert der untersuchte *CMA-Dachgarten* – trotz doppelter Erntemengen im Vergleich zum *CMA-Ackerboden* (10 kg / m² im Jahr) – beinahe die vierfache Menge der THGE des untersuchten *CMA-Ackerbodens*. Die deutliche Differenz der THGE ist hauptsächlich auf die Anbauinfrastruktur des *CMA-Dachgartens* sowie dessen Einsatz von Kompostsubstrat zurückzuführen. Allein Letzteres übersteigt die Gesamt-THGE der *CMA-Ackerboden*-Tomaten um den Faktor 2,3 und repräsentiert damit den bedeutendsten THGE-Hotspot im Lebenszyklus der *CMA-Dachgarten*-Tomaten.

Der Vergleich der Ergebnisse mit anderen urbanen, konventionellen und biologischen Anbausystemen offenbart letztendlich, dass die THGE der Tomaten aus den untersuchten Fallbeispielen pro Kilogramm auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie die biologisch produzierten Tomaten aus Österreich liegen. Dieser Befund sowie die Produktionsabschätzung für Dachflächen in Wien (Kapitel 6.2.7) zeigen auf, dass gemeinschaftliche urbane Produktion – neben ihren sozialökologischen Benefits – auch einen bedeutenden Beitrag zu einer klimaschonenden Versorgung mit Obst- und Gemüse in Städten leisten kann.

Durch die ganzheitliche und vergleichende Herangehensweise der Nachhaltigkeitsbewertung in der vorliegenden Arbeit, konnten die Stärken und Schwächen der vielfältigen Anbauformen erstmals in diesem Umfang dargestellt und herausgearbeitet werden. Die Bewertung veranschaulicht vor allem, wie wichtig eine umfassende und multikriterielle Betrachtungsweise der unterschiedlichen Nachhaltigkeitsdimensionen ist, um ein möglichst

vollständiges Bild der bedeutenden Einflussfaktoren sowie deren Dynamiken untereinander zu erlangen. Die Fallstudie gemeinschaftlicher Anbauformen in Wien konnte ebenfalls erstmals detaillierte Einblicke in die THGE der Tomatenproduktion von CMA-Projekten liefern und damit verdeutlichen, wie wichtig die Berücksichtigung sämtlicher vor- und nachgelagerter Prozesse – von der Rohstoffgewinnung bis zum Zeitpunkt des Konsums – für den Vergleich der Umweltauswirkungen verschiedener urbaner Anbausysteme ist. Künftige Arbeiten können hier ansetzen und diese Erkenntnisse weiter vertiefen. Vor allem die sozialen Implikationen der diversen Anbauformen, die Stärkung städtischer Ökosystemdienstleistungen durch UL, die symbiotische Nutzung urbaner Material- und Energieflüsse sowie gesamtstädtische THGE-Einsparungspotenziale durch urbane Produktion, sind Themenfelder, die noch weiterer Forschung bedürfen.

Fundierte Erkenntnisse – wie sie diese Arbeit liefern kann – sind eine wichtige Grundlage, die StadtplanerInnen, lokale EntscheidungsträgerInnen, urbane GärtnerInnen und alle weiteren Stakeholder dabei unterstützen kann, die Potenziale und Herausforderungen der unterschiedlichen Anbauformen besser einzuschätzen und dementsprechend in künftigen Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen. Auf diese Weise kann die Einbettung einer diversen und multifunktionalen UL in solide politische sowie institutionelle Strukturen und Rahmenbedingungen eine Verstärkung der Vorteile der individuellen Anbauformen UL sowie eine Milderung möglicher Risiken und Herausforderungen ermöglichen. Dadurch können Städte und deren Ernährungssysteme nachhaltiger und produktiver gestaltet werden.

9 Literatur

- Ackerman, Kubi et al. 2014. Sustainable Food Systems for Future Cities: The Potential of Urban Agriculture. *The Economic and Social Review* 45: 189–206.
- Aero Farms. o. J. Aero Farms - Vertical Farm New York. <https://aerofarms.com>.
- Aerts, Raf, Valerie Dewaelheyens, und Wouter MJ Achten. 2016. *Potential ecosystem services of urban agriculture: a review*. PeerJ Inc. <https://peerj.com/preprints/2286>. Zugegriffen: 7. September 2019.
- AgSTEP. 2014. *Agrarstruktureller Entwicklungsplan für Wien 2014. Abschlussbericht des Arbeitskreises*. MA 58, Wien. <https://www.wien.gv.at/umwelt/wasserrecht/pdf/agrarstruktureller-entwicklungsplan.pdf>. Zugegriffen: 19. November 2019.
- Algert, S., L. Diekmann, M. Renvall, und L. Gray. 2016. Community and home gardens increase vegetable intake and food security of residents in San Jose, California. *California Agriculture* 70: 77–82.
- Allesch, A. et al. 2019. *Energie- und Ressourceneinsparung durch Urban Mining-Ansätze*. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie,.
- Angel, Shlomo, Jason Parent, Daniel L. Civco, Alexander Blei, und David Potere. 2011. The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Progress in Planning* 75: 53–107.
- Appel, Ilka, Christina Grebe, und Maria Spitthöver. 2011. *Aktuelle Garteninitiativen: Kleingärten und neue Gärten in deutschen Großstädten*. Kassel: Kassel Univ. Press.
- Artmann, Martina, und Katharina Sartison. 2018. The Role of Urban Agriculture as a Nature-Based Solution: A Review for Developing a Systemic Assessment Framework. *Sustainability* 10: 1937.
- Autofreie Siedlung. o. J. Dachgarten der Autofreien Siedlung Wien. <https://www.autofrei.org/gemeinschaftsraume/hochbeete/>.
- Baldock, Katherine C. R. et al. 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature ecology & evolution* 3: 363–373.
- BCFN, MUFPP. 2018. *Food & Cities. The role of cities for achieving the Sustainable Development Goals*. Milan Urban Food Policy Pact.
- BCNUEJ. o. J. Gemeinschaftliches Dachgarten-Projekt in Barcelona. <http://www.bcnej.org/projects/rooftop-gardens-barcelona/>.
- Benis, Khadija, und Paulo Ferrão. 2017. Potential mitigation of the environmental impacts of food systems through urban and peri-urban agriculture (UPA) – a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 140: 784–795.
- Benke, Kurt, und Bruce Tomkins. 2017. Future food-production systems: vertical farming and controlled-environment agriculture. *Sustainability: Science, Practice and Policy* 13: 13–26.
- Berges, Regine et al. 2014. *Urbane Landwirtschaft : Innovationsfelder für die nachhaltige Stadt?* Müncheberg: Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Sozialökonomie.
- Billen, Gilles, Sabine Barles, Josette Garnier, Joséphine Rouillard, und Paul Benoit. 2009. The food-print of Paris: long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland. *Regional Environmental Change* 9: 13–24.
- Bio Hof Radl. o. J. Webseite Bio Hof Radl. <https://www.biohof-radl.at/>.
- BiodiverCity. o. J. Dachgarten Projekt „BiodiverCity“ Bologna. <https://site.unibo.it/urbangreentrain/en/inventory/biodivercity>.
- Blün. o. J. Blün - Aquaponic Farm Wien. <https://bluen.at/>.

- BMNT. 2018. *Grüner Bericht 2018: Bericht über die Situation der Österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2017*. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 59. Auflage, Wien 2018.
- BMNT. 2019. *Grüner Bericht 2019: Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft*. Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMU. 2015. *Gemeinschaftsgärten im Quartier. Handlungsleitfaden für Kommunen*. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Born, Branden, und Mark Purcell. 2006. Avoiding the Local Trap: Scale and Food Systems in Planning Research. *Journal of Planning Education and Research* 26: 195–207.
- Brooklyn Grange Farm. o.J. Webseite „Brooklyn Grange Farm“ Brooklyn. <https://www.brooklyngrangefarm.com/>.
- Brown, K. H., und A. L. Jameton. 2000. Public health implications of urban agriculture. *Journal of Public Health Policy* 21: 20–39.
- Brunori, Gianluca et al. 2016. Are Local Food Chains More Sustainable than Global Food Chains? Considerations for Assessment. *Sustainability* 8: 449.
- Castleton, H. F., V. Stovin, S. B. M. Beck, und J. B. Davison. 2010. Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. *Energy and Buildings* 42: 1582–1591.
- Céspedes Restrepo, Juan D., und Tito Morales-Pinzón. 2018. Urban metabolism and sustainability: Precedents, genesis and research perspectives. *Resources, Conservation and Recycling* 131: 216–224.
- Chartzoulakis, Konstantinos, und Maria Bertaki. 2015. Sustainable Water Management in Agriculture under Climate Change. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 4: 88–98.
- Chen, Sha et al. 2017. The Environmental Burdens of Lead-Acid Batteries in China: Insights from an Integrated Material Flow Analysis and Life Cycle Assessment of Lead. *Energies* 10: 1969.
- Chen, Wei, Jinglan Hong, Xueliang Yuan, und Jiurong Liu. 2016. Environmental impact assessment of monocrystalline silicon solar photovoltaic cell production: a case study in China. *Journal of Cleaner Production* 112: 1025–1032.
- Clark, Michael, Jason Hill, und David Tilman. 2018. The Diet, Health, and Environment Trilemma. *Annual Review of Environment and Resources* 43: 109–134.
- Cleveland, David A. et al. 2017. The potential for urban household vegetable gardens to reduce greenhouse gas emissions. *Landscape and Urban Planning* 157: 365–374.
- Coutts, Christopher, und Micah Hahn. 2015. Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12: 9768–9798.
- Crouch, David, und Colin Ward. 1997. *The allotment: its landscape and culture*. Nottingham: Five Leaves.
- Cruz Rios, Fernanda, David Grau, und Wai K. Chong. 2019. Reusing exterior wall framing systems: A cradle-to-cradle comparative life cycle assessment. *Waste Management* 94: 120–135.
- Czeike, Felix. 2004. *Historisches Lexikon Wien: in 6 Bänden. Band 5: Ru - Z*. Wien: Kremayr & Scheriau.
- Dakakker. o. J. Webseite der Dachfarm Niederlande. <https://dakakker.nl/site/>.
- Davidson, Alistair J., Steve P. Binks, und Johannes Gediga. 2016. Lead industry life cycle studies: environmental impact and life cycle assessment of lead battery and

- architectural sheet production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21: 1624–1636.
- Dearing, John A. et al. 2014. Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change* 28: 227–238.
- Despommier, Dickson D. 2011. *The vertical farm: feeding the world in the 21st century*. 1st Picador ed. New York: Picador.
- Dorr, Erica, Esther Sanyé-Mengual, Benoît Gabrielle, Baptiste J-P Grard, und Christine Aubry. 2017. Proper selection of substrates and crops enhances the sustainability of Paris rooftop garden. *Agronomy for Sustainable Development* 37: 51.
- Dubbeling, Mariëlle. 2014. Urban agriculture as a climate change and disaster risk reduction strategy, *UA Magazine*, 27, pp. 3–7.
- Edenhofer et al., Ottmar, Hrsg. 2014. *Climate change 2014: mitigation of climate change: Working Group III contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York, NY: Cambridge University Press.
- Edmondson, Jill L., Zoe G. Davies, Kevin J. Gaston, und Jonathan R. Leake. 2014. Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology* 51: 880–889.
- Edmondson, Jill L. et al. 2020. The hidden potential of urban horticulture. *Nature Food* 1: 155–159.
- Eigenbrod, Christine, und Nazim Gruda. 2015. Urban vegetable for food security in cities. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 483–498.
- Engel, A, S Pabst, E Steigberger, und L Wellmann. 2016. *Austria In: European CSA Research Group (2016): Overview of Community Supported Agriculture in Europe. Mai 2016.* <https://urgenci.net/wp-content/uploads/2016/05/Overview-of-Community-Supported-Agriculture-in-Europe-F.pdf>. Zugegriffen: 18. September 2019.
- Erb, Karl-Heinz et al. 2016. Beyond Inputs and Outputs: Opening the Black-Box of Land-Use Intensity. In *Social Ecology: Society-Nature Relations across Time and Space, Human-Environment Interactions*, Hrsg. Helmut Haberl, Marina Fischer-Kowalski, Fridolin Krausmann und Verena Winiwarter, 93–124. Cham: Springer International Publishing.
- Eriksson, Ola, Åsa Hadin, Jay Hennessy, und Daniel Jonsson. 2016. Life Cycle Assessment of Horse Manure Treatment. *Energies* 9: 1011.
- Ernährungsrat Wien. o. J. Website des Ernährungsrat Wien. <https://ernaehrungsrat-wien.at/>.
- Exner, Andreas, und Isabelle Schützenberger. 2018. Creative Natures. Community gardening, social class and city development in Vienna. *Geoforum* 92: 181–195.
- Exner, Andreas, Sarah Kumnig, Peter Krobath, Isabelle Schützenberger, und Ulrich Brand. 2016. Stadtentwicklung, urbane Landwirtschaft und zivilgesellschaftlich gestalteter Grünraum in Wien.
- Eymann, Lea, Alex Mathis, Matthias Stucki, und Simon Amrein. 2015. Torf und Torfersatzprodukte im Vergleich: Eigenschaften, Verfügbarkeit, ökologische Nachhaltigkeit und soziale Auswirkungen. Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen - Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW.
- FAO. 2007. *Profitability and sustainability of urban and peri-urban agriculture. Agricultural management, marketing and finance occasional paper*. FAO, Rome.
- FIBL. 2005. *Biologischer Anbau im Biolandbau von Tomaten. Forschungsinstitut für biologischen Landbau: Bioland Beratung GmbH, & Kompetenzzentrum Ökolandbau Niedersachsen.* https://www.bioland.de/fileadmin/dateien/HP_Dokumente/Verlag/MB_Tomaten.pdf. Zugegriffen: 20. November 2019.

- Fischer, J. et al. 2011. Conservation: Limits of Land Sparing. *Science* 334: 593–593.
- Food Coops Österreich. o. J. Food Coops Österreich. <https://foodcoops.at/>.
- Frischknecht, Rolf et al. 2005. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10: 3–9.
- Garnett, T. 1999. *City harvest: a summary of the feasibility of growing more food in London*. Sustain London (GB).
- Garteln in Wien. o. J. Community Made Agriculture. <https://www.garteln-in-wien.at/cma/>. Zugegriffen: 18. November 2019.
- Gartenpolylog. o. J. Gartenkarte Wien. <https://gartenpolylog.org/gartenkarte>.
- Gartenpolylog. o. J. Gemeinschaftsgärten. <https://gartenpolylog.org/gemeinschaftsgaerten>.
- Gartenpolylog. o. J. Projekt „Gartenwerkstadt“ auf der Webseite des Gartenpolylog. <https://gartenpolylog.org/gartenprojekt/gartenwerkstadt>.
- Gasperi, Daniela et al. 2016. Towards Regenerated and Productive Vacant Areas through Urban Horticulture: Lessons from Bologna, Italy. *Sustainability* 8: 1347.
- Gebietsbetreuung Wien. o. J. Webseite der Gebietsbetreuung Wien. <https://www.gbstern.at/>.
- GELA Ochsenherz. o. J. Gemeinsame Landwirtschaft Ochsenherz. <http://www.ochsenherz.at/>.
- Gerber, Pierre J., und FAO, Hrsg. 2013. *Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Glavan, Matjaž, Majda Črnič Istenič, Rozalija Cvejić, und Marina Pintar. 2016. Urban Gardening: From Cost Avoidance to Profit Making — Example from Ljubljana, Slovenia. *Urban Agriculture* <https://doi.org/10.5772/62301>.
- Gliessman, Stephen R. 2015. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. Third edition. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Golden, Sheila. 2013. Impacts of urban agriculture: social, health, and economic: A literature review. Univ. California – Davis.
- Goldstein, Benjamin, Michael Hauschild, John Fernández, und Morten Birkved. 2016. Testing the environmental performance of urban agriculture as a food supply in northern climates. *Journal of Cleaner Production* 135: 984–994.
- Goldstein, Benjamin, Morten Birkved, John Fernández, und Michael Hauschild. 2017. Surveying the Environmental Footprint of Urban Food Consumption: The Urban Foodprint. *Journal of Industrial Ecology* 21: 151–165.
- Goldstein, Benjamin P., Michael Z. Hauschild, John E. Fernández, und Morten Birkved. 2017. Contributions of Local Farming to Urban Sustainability in the Northeast United States. *Environmental Science & Technology* 51: 7340–7349.
- Goldstein, B.P., M. Birkved, M.Z. Hauschild, und J. Fernandez. 2014. Urban agricultural typologies and the need to quantify their potential to reduce a city’s environmental „foodprint“. In Proceedings of World SB Conference 2014.
- Gotham Greens. o. J. Webseite von Gotham Greens - Dachglashäuser in den USA. <http://www.gothamgreens.com/our-farms/>.
- Gould, Kenneth A., und Tammy L. Lewis. 2016. *Green Gentrification: Urban sustainability and the struggle for environmental justice*. Routledge.
- Graber, Andreas, Andreas Schönborn, und Ranka Junge-Berberović. 2011. Closing water, nutrient and energy cycles within cities by urban farms for fish and vegetable production. *IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control : Newsletter* 2011: 37–41.

- Grard, Baptiste J.-P. et al. 2018. Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services. *Agronomy for Sustainable Development* 38.
- Grass, Ingo et al. 2019. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature* <https://doi.org/10.1002/pan3.21>.
- Grewal, Sharanbir S., und Parwinder S. Grewal. 2012. Can cities become self-reliant in food? *Cities* 29: 1–11.
- Gusenbauer, Isabella et al. 2019. How a region benefits from regionally labelled cheese products in Austria: a model-based empirical assessment along different value chains. *Organic Agriculture* 9: 13–27.
- Haas, Willi, Hanns Moshhammer, Raya Muttarak, und Olivia Koland. 2018. *Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel: (ASR18) ; [Austrian Panel on Climate Change (APCC)] = Austrian Special Report 2018 (ASR18)*.
- Hall, Gillian et al. 2014. Potential environmental and population health impacts of local urban food systems under climate change: a life cycle analysis case study of lettuce and chicken. *Agriculture & Food Security* 3: 6.
- Hallwirth, Lena. 2016. Die Versorgung der Zivilbevölkerung mit Lebensmitteln und Ersatzlebensmitteln während des Ersten Weltkriegs*. Alpen Adria Universität Klagenfurt: Masterarbeit.
- Hamilton, Andrew J. et al. 2014. Give peas a chance? Urban agriculture in developing countries. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 45–73.
- Hartig, Terry, Richard Mitchell, Sjerp de Vries, und Howard Frumkin. 2014. Nature and health. *Annual Review of Public Health* 35: 207–228.
- Hautmann, Hans. 1978. *Hunger ist ein schlechter Koch. Die Ernährungslage der österreichischen Arbeiter im Ersten Weltkrieg. In: Bewegung und Klasse. Studien zur österreichischen Arbeitergeschichte. G. Botz, H. Hautmann, H. Konrad, J. Weidenholzer (Hrsg.). 661-682. Wien; München; Zürich: Europaverlag.*
- Hirsch, Darya, Christian H. Meyer, Johannes Klement, Martin Hamer, und Wiltrud Terlau. 2016. Urban AgriCulture and Food Systems Dynamics in the German Bonn/Rhein-Sieg Region. *International Journal on Food System Dynamics* Vol 7: 341-359 Pages.
- Hubenthal, Heidrun, Hrsg. 2011. *Leberecht Migges Konzepte nachhaltiger urbaner Landwirtschaft in: Urban Gardening: über die Rückkehr der Gärten in die Stadt.* München: Oekom.
- Hut und Stiel. o. J. Hut und Stiel - Speisepilzzucht Wien. <https://www.hutundstiel.at/>.
- In Farm. o. J. In Farm - Indoor Farming Berlin. <https://infarm.com/>.
- Interview Gartenwerkstatt. 2019. Interview Community Made Agriculture „Gartenwerkstatt“, Wien.
- Interview LaaerbergbauerInnen. 2019. Interview Community Made Agriculture „LaaerbergbauerInnen“, Wien.
- Interview LobauerInnen". 2019. Interview Community Made Agriculture „LobauerInnen“, Wien.
- Interview Wilde Rauke. 2019. Interview Community Made Agriculture „Wilde Rauke“, Wien.
- IPCC, Hrsg. 2014a. *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]*. New York: Cambridge University Press.
- IPCC. 2014b. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]*. Geneva, Switzerland: IPCC.

- IPCC. 2018. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.
- ISO 14040. 2006. Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006.
- ISO 14044. 2006. Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006, Oktober 2006, Genf. https://www.hs-magdeburg.de/fileadmin/user_upload/Einrichtungen/Hochschulbibliothek/Downloaddateien/DIN_EN_ISO_14044.pdf. Zugegriffen: 23. Juli 2019.
- Jarosz, Lucy. 2008. The City in the Country: Growing Alternative Food Networks in Metropolitan Areas. *Journal of Rural Studies* 24: 231–244.
- Jauschneg, Martina, Sonja Gruber, Sabine Luger, und Michael Erdmann. 2015. *Primärproduktive Stadt-Landschaft. Ziele, Strategiefelder und Aktionsplan für Wien*. Wien, Österreich. <https://wien.gruene.at/umwelt/jetzt-erntest-du/studie-essbares-wien.pdf>. Zugegriffen: 25. März 2020.
- John, Beatrice, Christopher Luederitz, Daniel J. Lang, und Henrik von Wehrden. 2019. Toward Sustainable Urban Metabolisms. From System Understanding to System Transformation. *Ecological Economics* 157: 402–414.
- Kalantari, Fatemeh, Osman Mohd Tahir, Raheleh Akbari Joni, und Ezaz Fatemi. 2018. Opportunities and Challenges in Sustainability of Vertical Farming: A Review. *Journal of Landscape Ecology* 11: 35–60.
- Kaucic, Jiannis. 2012. *Das Leitbild der Stadt der kurzen Wege zwischen Anspruch und Wirklichkeit*. dipl, wien: uni wien <http://othes.univie.ac.at/19629/>. Zugegriffen: 28. März 2020.
- Kelle, Udo, und Susann Kluge. 2010. *Vom Einzelfall zum Typus*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Kitir, Nurgul et al. 2018. Peat Use in Horticulture. *Peat* <https://doi.org/10.5772/intechopen.79171>.
- Klöpffer, Walter, und Birgit Grahl. 2009. *Ökobilanz (LCA): ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Knappe, Florian, Regine Vogt, Silvia Lazar, und Silke Höke. 2012. *Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltbundesamt Deutschland, 2012. ISSN 1862-4804*.
- Königstetter, Martin. 2016. Treibhausgasemissionen einer Community Supported Agriculture (CSA). Alpen Adria Universität Klagenfurt: Masterarbeit.
- Kost, Susanne, und Christina Kölling, Hrsg. 2017. *Transitorische Stadtlandschaften: welche Landwirtschaft braucht die Stadt?* Wiesbaden: Springer VS.
- Krausmann, Fridolin, Marina Fischer-Kowalski, Heinz Schandl, und Nina Eisenmenger. 2008. The Global Sociometabolic Transition: Past and Present Metabolic Profiles and Their Future Trajectories. *Journal of Industrial Ecology* 12: 637–656.

- Krikser, Thomas, Ingo Zasada, und Annette Pierr. 2019. Socio-Economic Viability of Urban Agriculture—A Comparative Analysis of Success Factors in Germany. *Sustainability* 11: 1999.
- Kulak, Michal, Anil Graves, und Julia Chatterton. 2013. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A Life Cycle Assessment perspective. *Landscape and Urban Planning* 111: 68–78.
- LaaerbergBauerInnen. o. J. „Community Made Agriculture“ LaaerbergBauerInnen. <http://www.laaerbergbauern.wien/>.
- Lal, Rattan. 2015. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability* 7: 5875–5895.
- Lampert, Christoph, und Christian Neubauer. 2015. *Praxis großer Kompostierungsanlagen und wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb. Wien, 2015 Reports, Band 0501.*
- Lampert, Christoph, Maria Tesar, und Peter Thaler. 2011. *Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle (KEVBA). Umweltbundesamt Österreich, 2011. Reports, Band 0353 ISBN: 978-3-99004-156-7 80 S.*
- Lesk, Corey, Pedram Rowhani, und Navin Ramankutty. 2016. Influence of extreme weather disasters on global crop production. *Nature* 529: 84–87.
- Lin, Brenda B., Stacy M. Philpott, und Shalene Jha. 2015. The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps. *Basic and Applied Ecology* 16: 189–201.
- LK Wien. 2017. *Landwirtschaftsbericht 2017. Berichtszeitraum 2015/2016.* Wien: Landwirtschaftskammer Wien.
- LoBauerInnen. o. J. „Community Made Agriculture“ LoBauerInnen. <https://www.lobauerinnen.at/>.
- Loewenfeld-Russ, Hans. 1926. *Die Regelung der Volksernährung im Kriege.* Wien [u.a.]: Hölder-Pichler-Tempsky.
- Lohrberg, Frank, Lilli Lička, Lionella Scazzosi, und Axel Timpe, Hrsg. 2016. *Urban agriculture Europe.* Berlin: jovis.
- Lokale Agenda 21. o. J. Webseite der Lokalen Agenda 21 Wien. <https://www.la21wien.at/>.
- Lufa Farms. o. J. Webseite „Lufa Farms“ Montreal. <https://montreal.lufa.com/en/>.
- Magistrat der Stadt Wien. 2011. *Analyse des Dachbegrünungspotentials. MA 22, Bereich Räumliche Entwicklung.* Wien. <https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/dachbegruenungspotenzial.pdf>. Zugegriffen: 12. Dezember 2019.
- Magistrat der Stadt Wien. 2013. *Behandlung von Bioabfällen – gelebte Biokreislaufwirtschaft.* Wien: MA 48 - Stadt Wien. <https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/publikationen/pdf/biokreislaufwirtschaft-de.pdf>.
- Magistrat der Stadt Wien. 2015. *Urban Heat Islands - Strategieplan Wien.* Wien: Magistrat der Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung – Magistratsabteilung 22.
- Magistrat der Stadt Wien. 2017. *Masterplan Partizipative Stadtentwicklung: frühzeitiges Beteiligen der Bevölkerung an städtebaulichen Planungs- und Widmungsprozessen.*
- Magistrat der Stadt Wien. 2018. *Oberflächenentwässerung. Leitfaden für die Bauplanung.* Wien: Magistratsdirektion – Geschäftsbereich Bauten und Technik.
- Magistrat der Stadt Wien. 2019a. *Fachkonzept Grün- und Freiraum.* Wien: Magistrat der Stadt Wien.

- Magistrat der Stadt Wien. 2019b. *Leitfaden Fassadenbegrünung*. Wien: Magistrat der Stadt Wien, MA 22 - Wiener Umweltschutzabteilung - Bereich Räumliche Entwicklung.
- Magistrat der Stadt Wien. 2019c. *Smart City Wien Rahmenstrategie 2019–2050. Die Wiener Strategie für eine nachhaltige Entwicklung*. Wien: Magistrat der Stadt Wien.
- Maltais-Landry, Gabriel, Zoran Nestic, Nicholas Grant, Brianna Thompson, und Sean M. Smukler. 2019. Greater Nitrogen Availability, Nitrous Oxide Emissions, and Vegetable Yields with Fall-Applied Chicken Relative to Horse Manure. *Agronomy* 9: 444.
- Mansouri Kouhestani, Fariborz et al. 2019. Evaluating solar energy technical and economic potential on rooftops in an urban setting: the city of Lethbridge, Canada. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 10: 13–32.
- Martin, G., Roland Clift, und Ian Christie. 2016. Urban Cultivation and Its Contributions to Sustainability: Nibbles of Food but Oodles of Social Capital. *Sustainability* 8: 409–409.
- Martin, Michael, und Elvira Molin. 2019. Environmental Assessment of an Urban Vertical Hydroponic Farming System in Sweden. *Sustainability* 11: 4124.
- Masi, Brad, Janet Fiskio, und Rumi Shammin. 2014. Urban Agriculture in Rust Belt Cities.
- McClintock, Nathan. 2014. Radical, reformist, and garden-variety neoliberal: coming to terms with urban agriculture's contradictions. *Local environment* 19: 147–171.
- McClintock, Nathan, Jenny Cooper, und Snehee Khandeshi. 2013. Assessing the potential contribution of vacant land to urban vegetable production and consumption in Oakland, California. *Landscape and Urban Planning* 111: 46–58.
- Migge, Leberecht. 1919. *Das Grüne Manifest*. Bremen: Fachbereich Stadt- und Landschaftsplanung der Gesamthochschule Kassel.
- Mok, Hoi-Fei et al. 2013. Strawberry fields forever? Urban agriculture in developed countries: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 21–43.
- Moschitz, Heidrun, Jan Landert, Judith Hecht, und Christian Schader. 2015. *Das Ernährungssystem Basel – Relevante Politiken, Institutionen und Akteure*. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), CH-Frick. <http://orgprints.org/28841/>. Zugegriffen: 13. September 2019.
- Mougeot, LJA. 2000. Urban agriculture: definition, presence, potentials and risks. In: Bakker N, Dubbeling M, Guendel S, Sabel Koschella U, de Zeeuw H (eds) *Growing cities, growing food, urban agriculture on the policy agenda*. German Foundation for International Development, Feldafing, Germany.
- MUFPP. 2015. Milan Urban Food Policy Pact. <http://www.milanurbanfoodpolicypact.org/>.
- Muller, Adrian et al. 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8.
- Nyeleni. o. J. Ernährungssouveränität. <https://nyeleni.org/spip.php?article331>.
- Opitz, Ina, Kathrin Specht, Regine Berges, Rosemarie Siebert, und Annette Piorr. 2016. Toward Sustainability: Novelties, Areas of Learning and Innovation in Urban Agriculture. *Sustainability* 8: 356.
- Opitz, L et al. 2017. Future | Food | Commons - Alternative Netzwerke zur Nahrungsmittelversorgung an der Schnittstelle zwischen Stadt und Land. agrathaer GmbH/ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg.
- Orsini, Francesco, Remi Kahane, Remi Nono-Womdim, und Giorgio Gianquinto. 2013. Urban agriculture in the developing world: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 695–720.
- Orsini, Francesco et al. 2014. Exploring the production capacity of rooftop gardens (RTGs) in urban agriculture: the potential impact on food and nutrition security, biodiversity and other ecosystem services in the city of Bologna. *Food Security* 6: 781–792.

- Pelto, Gretel H., und Pertti J. Pelto. 1983. Diet and Delocalization: Dietary Changes since 1750. *The Journal of Interdisciplinary History* 14: 507–528.
- Pérez-Neira, David, und Anibal Grollmus-Venegas. 2018. Life-cycle energy assessment and carbon footprint of peri-urban horticulture. A comparative case study of local food systems in Spain. *Landscape and Urban Planning* 172: 60–68.
- Pfeiffer, Anne, Erin Silva, und Jed Colquhoun. 2015. Innovation in urban agricultural practices: Responding to diverse production environments. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30: 79–91.
- Pfister, Christian. 2010. The „1950s Syndrome“ and the transition from a slow-going to a rapid loss of global sustainability. In *Turning Points in Environmental History*, Hrsg. Frank Uekötter, 90–117. University of Pittsburgh Press.
- Piezer, Kayla et al. 2019. Ecological network analysis of growing tomatoes in an urban rooftop greenhouse. *Science of The Total Environment* 651: 1495–1504.
- Pingali, Prabhu L. 2012. Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 12302–12308.
- Piorr, Annette et al. 2018. *Research for AGRI Committee - Urban and peri-urban agriculture in the EU*.
- Pole, Antoinette, und Margaret Gray. 2013. Farming alone? What’s up with the “C” in community supported agriculture. *Agriculture and human values*.
- Pons, Oriol et al. 2015. Roofs of the Future: Rooftop Greenhouses to Improve Buildings Metabolism. *Procedia Engineering* 123: 441–448.
- Prain, G., und H. De Zeeuw. 2007. Enhancing Technical, Organisational and Institutional Innovation in Urban Agriculture. In: *Urban Agriculture Magazine* 19, The RUAF Foundation.
- Rogers, Mary A. 2018. Urban Agriculture as a Tool for Horticultural Education and Youth Development. In *Urban Horticulture: Sustainability for the Future, Sustainable Development and Biodiversity*, Hrsg. Dilip Nandwani, 211–232. Cham: Springer International Publishing.
- Rogge, Nicole, Insa Theesfeld, und Carola Strassner. 2018. Social Sustainability through Social Interaction—A National Survey on Community Gardens in Germany. *Sustainability* 10: 1085.
- Rößler, Stefanie. 2015. Klimawandelgerechte Stadtentwicklung durch grüne Infrastruktur. *Raumforschung und Raumordnung* 73: 123–132.
- Sakadevan, K., und M.-L. Nguyen. 2017. Livestock Production and Its Impact on Nutrient Pollution and Greenhouse Gas Emissions. In *Advances in Agronomy*, Bd. 141, 147–184. Elsevier.
- Sandin, Gustav, und Greg M. Peters. 2018. Environmental impact of textile reuse and recycling – A review. *Journal of Cleaner Production* 184: 353–365.
- Sanjuan-Delmás, David et al. 2018. Environmental assessment of an integrated rooftop greenhouse for food production in cities. *Journal of Cleaner Production* 177: 326–337.
- Santo, Raychel, Anne Palmer, und Brent Kim. 2016. Vacant Lots to Vibrant Plots: A Review of the Benefits and Limitations of Urban Agriculture. Johns Hopkins University—Centre for a Livable Future: Baltimore, MD, USA.
- Sanyé-Mengual, Esther. 2015. *Sustainability assessment of urban rooftop farming using an interdisciplinary approach*. <http://purl.org/dc/dcmitype/Text>, Universitat Autònoma de Barcelona <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=117415>. Zugegriffen: 15. Mai 2019.

- Sanyé-Mengual, Esther, Jordi Oliver-Solà, Juan Ignacio Montero, und Joan Rieradevall. 2015. An environmental and economic life cycle assessment of rooftop greenhouse (RTG) implementation in Barcelona, Spain. Assessing new forms of urban agriculture from the greenhouse structure to the final product level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20: 350–366.
- Sanyé-Mengual, Esther, Francesco Orsini, et al. 2015. Techniques and crops for efficient rooftop gardens in Bologna, Italy. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 1477–1488.
- Sanyé-Mengual, Esther, Francesco Orsini, und Giorgio Gianquinto. 2018. Revisiting the Sustainability Concept of Urban Food Production from a Stakeholders' Perspective. *Sustainability* 10: 2175.
- Sanyé-Mengual, Esther, Kathrin Specht, et al. 2018. Social acceptance and perceived ecosystem services of urban agriculture in Southern Europe: The case of Bologna, Italy. *PLoS ONE* 13.
- Sanyé-Mengual, Esther, Kathrin Specht, Erofili Grapsa, Francesco Orsini, und Giorgio Gianquinto. 2019. How Can Innovation in Urban Agriculture Contribute to Sustainability? A Characterization and Evaluation Study from Five Western European Cities. *Sustainability* 11: 4221.
- Sargfabrik. o. J. Wohnprojekt Sargfabrik Wien. <https://www.sargfabrik.at/Home/Die-Sargfabrik/Verein>.
- Säumel, Ina et al. 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 165: 124–132.
- Schmidt, Dirk. 2016. *Die Rolle der urbanen Landwirtschaft in der Stadtentwicklung. Übersicht und Umgang mit neuen Formen anhand von Fallbeispielen. Masterarbeit: Technische Universität Dresden - Raumentwicklung und Naturressourcenmanagement.*
- Schrijvers, Dieuwertje L., Philippe Loubet, und Guido Sonnemann. 2016. Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21: 976–993.
- Schulz, Kristin, Thomas Weith, Wolfgang Bockelmann, und Nicole Petzke. 2013. *Urbane Landwirtschaft und 'Green Production' als Teil eines nachhaltigen Landmanagements. Müncheberg: Leibniz- Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.*
- Shah, Tushaar. 2014. *Groundwater governance and irrigated agriculture.* Stockholm: Global Water Partnership (GWP).
- Sky Greens. o. J. Sky Greens - Vertical Farm Singapur. <https://www.skygreens.com/>.
- Sonnino, Roberta. 2016. The new geography of food security: exploring the potential of urban food strategies. *The Geographical Journal* 182: 190–200.
- Space and Matter. o. J. Webseite der Indoor Farm „Space and Matter“. <http://www.spaceandmatter.nl/urbanfarmers>.
- Specht, Kathrin, und Esther Sanyé-Mengual. 2017. Risks in urban rooftop agriculture: Assessing stakeholders' perceptions to ensure efficient policymaking. *Environmental Science & Policy* 69: 13–21.
- Specht, Kathrin et al. 2014. Urban agriculture of the future: an overview of sustainability aspects of food production in and on buildings. *Agriculture and Human Values* 31: 33–51.
- Spectra. 2017. *Obst und Gemüsekonsum in Österreich. Umfrage: 12-2434 Obst und Gemüse - Mai 2017: Tabelle 1.* Spectra Marktforschung.

- https://www.spectra.at/fileadmin/news/2017/12-2434_Obst_Gemuese_Tabellen.pdf. Zugegriffen: 1. Dezember 2019.
- Statistik Austria. 2019. *Versorgungsbilanzen für pflanzliche Produkte 2017/18*. Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien 2019.
- Stefani, Monique Centrone et al. 2018. Toward the Creation of Urban Foodscapes: Case Studies of Successful Urban Agriculture Projects for Income Generation, Food Security, and Social Cohesion. In *Urban Horticulture: Sustainability for the Future, Sustainable Development and Biodiversity*, Hrsg. Dilip Nandwani, 91–106. Cham: Springer International Publishing.
- Steffen, W. et al. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855–1259855.
- Stierand, Phillip. 2012. *Stadtentwicklung mit dem Gartenspaten. Umriss einer Stadternährungsplanung*. Dortmund: Creative Commons 3.0 Deutschland Lizenz.
- Stierand, Phillip. 2016. *Urbane Landwirtschaft & Co: Die Rückkehr der Ernährungspolitik auf die lokale Ebene*. Hamm: ALB Verlag.
- Stovin, Virginia. 2010. The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal* 24: 192–199.
- The Guardian. o. J. „worlds largest urban farm to open-on a paris-rooftop“ Online Artikel. <https://www.theguardian.com/cities/2019/aug/13/worlds-largest-urban-farm-to-open-on-a-paris-rooftop>.
- The Plant Chicago. o. J. The Plant Chicago - Vertical Farming Project. <https://plantchicago.org/>.
- Theurl, Michaela C. 2016. Local Food Systems and Their Climate Impacts: A Life Cycle Perspective. In *Land Use Competition*, Hrsg. Jörg Niewöhner et al., 295–309. Cham: Springer International Publishing.
- Theurl, Michaela Clarissa. 2008. *CO₂-Bilanz der Tomatenproduktion*. dipl, wien: uni wien <http://othes.univie.ac.at/2276/>. Zugegriffen: 22. November 2019.
- Theurl, Michaela Clarissa, Helmut Haberl, Karl-Heinz Erb, und Thomas Lindenthal. 2014. Contrasted greenhouse gas emissions from local versus long-range tomato production. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 593–602.
- Thomaier, Susanne et al. 2015. Farming in and on urban buildings: Present practice and specific novelties of Zero-Acreage Farming (ZFarming). *Renewable Agriculture and Food Systems* 30: 43–54.
- Tilman, David, und Michael Clark. 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515: 518–522.
- Tracey, David. 2007. *Guerrilla gardening: a manual festo*. Gabriola Island, BC: New Society Publishers.
- Tscharntke, Teja et al. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151: 53–59.
- Tubiello, Francesco Nicola et al. 2014. *Agriculture, Forestry and Other Land Use Emissions by Sources and Removals by Sinks: 1990-2011 Analysis*. FAO.
- Tuijl, Erwin Van, Gert-Jan Hospers, und Leo Van Den Berg. 2018. Opportunities and Challenges of Urban Agriculture for Sustainable City Development. *European Spatial Research and Policy* 25: 5–22.
- UBA. 2014. *GEMIS Österreich*. Umweltbundesamt.
- UBA. o. J. Bodenversiegelung in Österreich. https://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/raumordnung/rp_flaecheninanspruehnahme/bodenversiegelung/.

- UN. 2015. *Transforming OurWorld: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. San Francisco, CA, USA: United Nations.
- United Nations. 2014. *World's population increasingly urban with more than half living in urban areas*: <https://www.un.org/en/development/desa/news/population/world-urbanization-prospects-2014.html>.
<https://www.un.org/en/development/desa/news/population/world-urbanization-prospects-2014.html>. Zugegriffen: 27. November 2019.
- Vermeulen, Sonja J., Bruce M. Campbell, und John S.I. Ingram. 2012. Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 37: 195–222.
- VFI. o. J. „Urban Oasis“ Projekt des Vertical Farm Institute Wien. <http://www.verticalfarminstitute.org/de/portfolio-items/urban-oasis-wien/>.
- VFI. o. J. Vertical Farm Institute Wien. <http://www.verticalfarminstitute.org>.
- Viljoen, André, Katrin Bohn, und Joe Howe, Hrsg. 2005. *Continuous productive urban landscapes: designing urban agriculture for sustainable cities*. Amsterdam: Architectural Press [u.a.].
- Viljoen, Simone. 2018. Urban Farming: Vienna. Urban Farming as a Component of Urban Development Strategies with reference to Vienna, Austria. Diplomarbeit: Technische Universität Wien.
- Vogl, Gretchen. 2008. Upending the traditional farm. *Science* 319: 752–753.
- Whittinghill, Leigh J., D. Bradley Rowe, Jeffery A. Andresen, und Bert M. Cregg. 2015. Comparison of stormwater runoff from sedum, native prairie, and vegetable producing green roofs. *Urban Ecosystems* 18: 13–29.
- Wolch, Jennifer R., Jason Byrne, und Joshua P. Newell. 2014. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning* 125: 234–244.
- ZALF. 2013. Es wächst etwas auf dem Dach - Digitale Landesbibliothek Berlin - Zentral- und Landesbibliothek Berlin: Idee. Planung. Umsetzung. Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung. <https://digital.zlb.de/viewer/metadata/15899201/1/>. Zugegriffen: 18. September 2019.
- Zoll, Felix et al. 2018. Individual choice or collective action? Exploring consumer motives for participating in alternative food networks. *International Journal of Consumer Studies* 42: 101–110.
- Zukunftshof. o. J. Website des Zukunftshof Wien. <https://www.zukunftshof.at/>.

10 Anhang

10.1 Fragebögen und Interviewleitfaden der empirischen Datenerhebung

*** Die Befragung ist anonym und die Daten werden vertraulich behandelt ***

Liebe GärtnerInnen!

Da ich im Rahmen meiner Masterarbeit zur urbanen Landwirtschaft in Wien den *CO2-Fußabdruck* von Gemüse unter verschiedenen Anbaubedingungen vergleichen möchte, sind auch Ihre Anfahrtswege ein relevanter Faktor in meinen Berechnungen.

1. Bitte markieren Sie auf der unten abgebildeten Wien Karte ihren (ungefähren!) Wohnort mit der nächsten freien Nummer der Tabelle.
2. Tragen Sie in der Tabelle jene zwei Fortbewegungsmittel ein, die Sie am häufigsten zum Gärtnern und Abholen des Gemüses verwenden (*das Häufigste zuerst*).

Zu Fuß (F), Fahrrad (R), öffentliche Verkehrsmittel (Ö), PKW (P), Motorrad (M)

Wichtig für PKW! Sollten Sie als Familie/Fahrgemeinschaft regelmäßig mit dem PKW anreisen, bitte nur eine Person pro Haushalt/Fahrgemeinschaft eintragen. Zudem bitte die durchschnittliche Auslastung eintragen (z.B.: 2/5 Sitze).

Beispiel: SIEHE „1“

1	P(3/5)/Ö	11		21		31		41	
2		12		22		32		42	
3		13		23		33		43	
4		14		24		34		44	
5		15		25		35		45	
6		16		26		36		46	
7		17		27		37		47	
8		18		28		38		48	
9		19		29		39		49	
10		20		30		40		50	



Abbildung 15: Fragebogen Mobilitätsverhalten der CMA Mitglieder.

Fragebogen Ökobilanzierung CMA Wilde Rauke

Benötigte Informationen für Ökobilanzierung Tomaten

Mulch

- Wie viel **m²** Gemüseanbaufläche gibt es insgesamt und wie viel **m²** entfallen davon auf die Tomatenanbaufläche?

- Schätzung des Treibstoffverbrauchs für das Mähen von den 5500m² (die Nennung des Traktormodells, bzw. des Treibstoffverbrauch/km ist als Information ausreichend, sollte eine Schätzung nicht möglich sein)

- Sollte der Rasenschnitt vom Mähen mit der Motorsense auch zum Mulchen verwendet werden, bitte eine Schätzung, wieviel Liter Benzin für das Mähen benötigt wird. Dazu bitte eine Schätzung wie oft im Jahr durchschnittlich gemäht wird.

- Wieviel **kg** Stroh wird pro Jahr zum Mulchen zugekauft? _____

Kompost & Düngung

- Schätzung der Kompostmenge (in Liter oder kg) pro **m²** Tomatenanbaufläche im Jahr: _____
- Schätzung des Pferdemists (in Liter oder kg) pro **m²** Tomatenanbaufläche im Jahr: _____
- Schätzung der Hornspäne (in Liter oder kg) die dem Kompost/den Beeten im Jahr beigemischt werden:

Bewässerung

- Wieviel Meter Schlauch wurde verlegt und in welchem Durchmesser?
 - o Schlauch in Meter: _____ Durchmesser in mm: _____
 - o Schlauch in Meter: _____ Durchmesser in mm: _____
 - o Schlauch in Meter: _____ Durchmesser in mm: _____

- Wie schwer sind die Wassertanks in leerem Zustand? _____
 - o Falls keine Informationen zum Gewicht vorhanden sind bitte die Maße der Wassertanks bekanntgeben: _____ (H/B/T)
 - o Wieviel Stück sind verbaut? _____

- Modell und Größe der Photovoltaikanlage: _____

- Modell und Größe der Akkus: _____

Erntemengen

- Schätzung der Erntemenge über die gesamte Vegetationszeit in **kg pro m²** (beispielsweise auch **2-5 kg** als Angabe möglich): _____

Interviewleitfaden für Interviews mit CMA LeiterInnen

Interviewleitfaden:

- Was hat sie dazu bewegt Teil einer CMA in Wien zu werden?
- Welche Ziele und Prinzipien begleiten ihr Gartenprojekt?
 - o Steht die Selbstversorgung oder soziale Aspekte im Vordergrund?
- Was bedeutet ökologischer Anbau für ihr Projekt?
 - o Gesundheitliche Aspekte? Ökologische Aspekte? Politisches Statement?
- Wie ist ihr Projekt organisiert? (Verein? Demokratische Mitbestimmung? Arbeitsaufteilung?)
- Sind die demografischen und sozialen Merkmale (Geschlecht, Alter, Bildung, Beschäftigung, etc.) sehr breit gefächert, oder eher homogen in ihrem Projekt?
- Wie oft sind die Mitglieder durchschnittlich im Garten (Arbeits-/Zeitaufwand)?
- Können sie bei ihren Mitgliedern, aber auch bei sich selbst, Auswirkungen des Gärtnerns auf individueller Ebene beobachten?
 - o gesteigerte Gesundheit durch Gartenaktivitäten und/oder gesünderes Ernährungsverhalten bzw. gesteigertes Bewusstsein für Nahrungsmittel
 - o Erholung, Entspannung
 - o Sinnstiftung, mehr Motivation...
 - o gesteigerter Selbstwert
 - o ...
- Welche Rolle spielt die Gemeinschaft in ihrem Projekt? Welche Effekte konnten sie in diesem Zusammenhang an sich, oder anderen, beobachten?
 - o schließen von Freundschaften
 - o sozialer Zusammenhalt
 - o Weitergabe von Wissen/Bildungseffekte
 - o größere Identifikation mit dem lokalen Grätzl
 - o Integration
 - o ...
- Wo bestehen Schwierigkeiten in der Umsetzung?
 - o Organisation
 - o Rechtliche Rahmenbedingungen
 - o Finanzierung
 - o Soziale Konflikte...
 - o ...
- Wie hoch ist der Selbstversorgungsgrad für die Mitglieder?
- Wie hoch ist die Sortenvielfalt? Welche Obst- und Gemüsesorten werden mengenmäßig am häufigsten angebaut?
- Gibt es bestimmte Maßnahmen/Prinzipien, die über biologischen Richtlinien hinausgehen? (Anfahrt nur mit dem Rad, Kreislaufwirtschaft, keine fossilen Energieträger, kein Plastik, ...)

Datenerhebung LCA: Ökologische Bewirtschaftung, Ressourcennutzung und Kreislaufwirtschaft

Boden und Pflanzen:

- Jungpflanzen (Aufzucht oder Kauf?)
- Kompostierung, Düngung?

- Pflanzenschutz? Mischkultur?
- Bodenbearbeitung (maschinell/per Hand?)

Infrastruktur und Hilfsmaterialien:

- Materialien für Beete/Glashäuser/Folientunnel
- Wasserbeschaffung Bewässerungsanlage/Brunnen (elektr./Diesel/mechanisch)
/Regenwassersammlung
- Bewässerung (per Hand/Bewässerungsanlage (Energieverbrauch))
- Energiebedarf (Strom (Photovoltaik oder Stromanbieter), Diesel/Benzin)

Ernte und Verteilung

- Wird die Ernte vor Ort an die Mitglieder verteilt?
- Wird Ernte vor Ort gewaschen?
- Wird Ernte vor Ort verpackt?
- Welche Transportbehälter werden verwendet?

Erntemengen

- Sind Aufzeichnungen zu Erntemengen vorhanden? Schätzungen?

10.2 Bewertungstabellen der Nachhaltigkeitsbewertung

Tabelle 8: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Soziale Aspekte).

4	3	2	1	0	-1	-2	-3	-4					Gebäudegebundene Systeme - "Zero Acre Farming"		
positiver Beitrag				weder noch				Risiko/ Herausforderung	Bodengebundene Systeme						
Nachhaltigkeits- dimensionen	Kategorien			Unterkategorien					Gemeinschafts- gärten	Selbsternte- felder	Community made agriculture (CMA)	Community supported agriculture (CSA)	Dachfarmen (Subsistenz, Gemeinschaft)	Dachfarmen (kommerziell)	Indoor/Vertical Farming
Soziale Aspekte	Gesamtgesellschaftlich			Ernährungssicherheit (Bereitstellung von frischen Nahrungsmitteln)	1	2	2	3	2	2	3	2	3,5	4	
				Umweltgerechtigkeit (Zugang zu Grünraum, bessere Luftqualität, etc.)	2	1	1		2						
				Ernährungssouveränität	4	2	4	3	4						
				Möglichkeit zur Teilnahme	2	4	4	3	2						
				öffentliche Wahrnehmung	4	2	2	2	1	1	1				
				Integration und Inklusion sozial benachteiligter Menschen	3		3		3						
				Stärkung der lokalen Gemeinschaft	4	1	4	2	4						
				Verbindung von Konsument & Produzent		4		4		2	2				
				Nutzungskonflikte	-2	-3	-3	-2	-1	-1	-1				
				Gesamtgesellschaftlich	18	13	17	15	17	5,5	6				
	Individuelle/Projekt Ebene			Gesundheit, Erholung und Freizeit (mental/körperlich)	4	3	4	1	4						
				Informelle Bildung (u.a. Umwelt, Anbau & Ernährung)	3	3	4	3	4	1	1				
				Naturerfahrung	3	3	3	1	2						
				hoher Organisationsaufwand	-2		-3		-3						
				Individuell/Projekt Ebene	8	9	8	5	7	1	1				
Soziale Aspekte gesamt				26	22	25	20	24	6,5	7					

Tabelle 9: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Ökologische Aspekte).

4	3	2	1	0	-1	-2	-3	-4									
positiver Beitrag				weder noch				Risiko/ Herausforderung	Bodengebundene Systeme				Gebäudegebundene Systeme - "Zero Acre Farming"				
Nachhaltigkeits- dimensionen	Kategorien		Unterkategorien		Gemeinschafts- gärten	Selbsternte- felder	Community made agriculture (CMA)	Community supported agriculture (CSA)	Dachfarmen (Subsistenz, Gemeinschaft)	Dachfarmen (kommerziell)	Indoor-Farmen						
Ökologische Apekte	Regulierung ökologischer Systeme		Reduktion von Hitzeinseleffekt		3				4								
			Stiegerung der Biodiversität		3	2	4	2	4								
			Verbesserung der Bodenqualität und Schutz vor Erosion		2	4	4	4									
			Schaffung von grüner Infrastruktur/urbanem Grünraum		3				4								
			Abschwächung von Starkregen		2						3	2	2				
			Treibhausgas-Mitigationspotezial		2	2	2	2	2								
			Kontaminierung durch Schadstoffe		-3						-2						
			Regulierung ökologischer Systeme		12	8	10	8	15	2	2						
	Ressourcen- und Energiemanagement		kurze Transportwege		3	1	2	0,5	3	3	3						
			Schließung lokaler Kreisläufe		2	3	3	3	2	1	1						
			Potenzial urbaner Synergieeffekte (Gebäudewärme, Abwasser, Isolierung)						2	4	4						
			niedriger Wasserbedarf (interne Wiederverwertung)								2	2					
			Angewiesenheit auf künstliche Düngemittel								-3	-3					
			hoher Ressourcen- und Energiebedarf								-1	-3	-4				
	Ressourcen- und Energiemanagement		5	4	5	3,5	6	4	3								
Ökologische Aspekte gesamt		17	12	15	11,5	21	6	5									

Tabelle 10: Bewertungstabelle Nachhaltigkeitsindikatoren (Ökonomische Aspekte) und Gesamtscore der Anbauformen.

4	3	2	1	0	-1	-2	-3	-4	Bodengebundene Systeme				Gebäudegebundene Systeme - "Zero Acre Farming"		
positiver Beitrag				weder noch				Risiko/ Herausforderung							
Nachhaltigkeits- dimensionen	Kategorien			Unterkategorien					Gemeinschafts- gärten	Selbsternte- felder	Community made agriculture (CMA)	Community supported agriculture (CSA)	Dachfarmen (Subsistenz, Gemeinschaft)	Dachfarmen (kommerziell)	Indoor-Farmen
Ökonomische Aspekte	Gesamtgesellschaftlich	lokale Wertschöpfung und Schaffung von Arbeitsplätzen								2		2		4	4
		Volkswirtschaftliche Einsparungen durch erbrachte Leistungen (soziale Leistungen, Bildung, Pflege von Grünflächen, etc...)							3	1	3	1	3		
		Geringere Kosten im Gesundheitssektor durch gesunde Ernährung							2	2	2	2			
		Aufwertung eines Stadtteils/Gebäudes							3				3	3	1
		Alternative ökonomische Modelle								2		4			
		Innovation, Forschung & Entwicklung											2	4	4
		potenzielle Gentrifizierung durch Aufwertung							-2				-2	-2	-1
		Gesamtgesellschaftlich							6	7	5	9	8	9	8
	Individuelle/Projekt Ebene	Wirtschaftliche Rentabilität								3		3		4	4
		Einsparungen durch Eigenproduktion							2	3	3		2		
		hohe Kosten der Produkte												-2	-2
		Begrenzte Grundrechte							-3		-3		-3		
		Angewiesenheit auf Förderungen							-2				-3		
		hohe Investitionskosten											-1,5	-3	-3
Individuell/Projekt Ebene							-3	6	0	3	-5,5	-1	-1		
Ökonomische Aspekte gesamt								3	13	5	12	2,5	8	7	
Gesamtscore (potenzieller Maximalscore: 116 Punkte)								46	47	45	43,5	47,5	20,5	19	

Kontakt

Alexander Dietl

dietl.alexander@gmx.at

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., Steuerer 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., Steuerer, 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.; Steuerer A.; Wien (1991)

Band 10

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

Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Payer, H.; Steuerer, 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.; Steuerer, 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., Steuerer, 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.; Ehgartner, 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.

Hobbess, 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.

Hobbess, 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.
Gaube, 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)