

DER ÖFFENTLICHE SEKTOR THE PUBLIC SECTOR

The impact of welfare on household debt

Martino Comelli

Transdisciplinary research on virtual participation processes in Austrian mountain UNESCO Biosphere Reserves - Digitalisation for sustainable development as a relevant research field

Valerie Braun, Georg Aichholzer, Monika Auinger, Arne Arnberger, Renate Eder, Michael Jungmeier, Christine Klenovec, Christina Pichler-Koban, Franz Rauch, Dietmar Rossmann, Markus Schaflechner, Andreas Weiss & Lisa Wolf

Der Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs

Alexander Graßl

Resilience Planning: Grundlagen und Aspekte eines Planungsverständnisses

Tobias Maroschek

Willingness-to-pay for reducing greenhouse gas emissions: Differences between urban and rural areas

Harald Baron & Michael Getzner

The role of municipal and provincial social expenditure in reducing local income inequality

Tatjana Neuhuber & Antonia Schneider

Sind Hoffnungen in Bezug auf privates Kapital im Sinne von „nachhaltigen Investitionen“ als Treiber für den sozial-ökologischen Umbau im Gebäudebereich berechtigt?

Michael Getzner



Technische Universität Wien
Institut für Raumplanung
Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik

1 | 2022

48. Jahrgang

“Der öffentliche Sektor - The Public Sector”, als Printzeitschrift im Jahr 1975 gegründet, erscheint seit 2015 als elektronisches Open-Access-Journal des Forschungsbereichs Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik im Institut für Raumplanung der Technischen Universität Wien. Seit 2017 ist “Der öffentliche Sektor” Mitglied des Directory of Open Access Journals (DOAJ), gemeinsam mit 10.000 anderen Open-access-Zeitschriften aus der ganzen Welt.

Das zweisprachige Journal lädt zum Diskurs über die Bedeutung und Herausforderungen staatlicher Aufgabenerfüllung, mit besonderem Augenmerk auf die Wechselwirkung zwischen gesellschaftlichem und wirtschaftlichem Wandel, politischer Steuerung und räumlicher Entwicklung auf unterschiedlichen Ebenen. Gleichzeitig sollen verschiedene Rollenmodelle in der Aufgabenverteilung zwischen öffentlichem, privatem und zivilgesellschaftlichem Sektor hinterfragt und diskutiert werden.

In einem multidisziplinären Ansatz werden Fachleute verschiedener Disziplinen angesprochen: Finanzwissenschaft und Fiskalpolitik, Raumplanung, Infrastrukturplanung und -politik, Bodenmanagement und -politik, Ressourcenökonomie, Planungsrecht, Immobilienwirtschaft und Wohnungswesen, Politikwissenschaft, Volkswirtschaftslehre, Stadtsoziologie sowie andere verwandte Gebiete.

“Der öffentliche Sektor - The Public Sector” versteht sich als Wissensspeicher und Kommunikationsplattform zwischen Wissenschaft und Praxis einerseits und zwischen Jungakademiker*innen und erfahrenen Expert*innen andererseits.

Jede Ausgabe ist einem Schwerpunktthema gewidmet, zu dem ein spezifischer “Call for Papers” eingerichtet wird. Darüber hinaus werden auch andere geeignete Beiträge aus den oben genannten Themenkreisen veröffentlicht. Die Herausgeber ermutigen insbesondere junge Wissenschaftler*innen, Artikel zur Veröffentlichung einzureichen. Nach Prüfung und Akzeptanz des Abstracts werden alle eingereichten Artikel einer Review durch ein oder mehrere Mitglieder des Editorial Board unterzogen, fallweise werden auch externe Reviewer*innen beigezogen. Es werden keine Autorengebühren eingehoben. Publikationssprachen sind Deutsch oder Englisch.

Impressum

Eigentümer, Herausgeber und Verleger

Forschungsbereich für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, Institut für Raumplanung der Technischen Universität Wien; vertreten durch Univ.-Prof. Dr. Michael Getzner; Karlsplatz 13, 1040 Wien, Tel. +43/1/58801-280321
E-Mail: oes (at) ifip.tuwien.ac.at
Web: <http://www.ifip.tuwien.ac.at>

Redaktion und inhaltliche Verantwortung dieser Ausgabe

Univ.-Prof. Dr. Michael Getzner
E-Mail: michael.getzner (at) tuwien.ac.at

Layout und Bearbeitung

Stud.-Ass. Anna Kalthorn, BSc
E-Mail: anna.kalthorn (at) tuwien.ac.at

Umsetzung im reposiTUM

Universitätsbibliothek der TU Wien
Web: repositum.tuwien.ac.at

48. Jahrgang

Heft 1 | 2022 – Juli 2022

ISSN 1563-4604 (Print)
ISSN 2412-3862 (Online)

“Der öffentliche Sektor - The Public Sector” was founded in 1975 as a print journal and is published by the Department of Public Finance and Infrastructure Policy at the Institute of Spatial Planning at TU Wien since 2015 as an open-access journal provided. Since 2017 “The Public Sector” is member of the Directory of Open Access Journals (DOAJ), along with 10,000 open-access publications from all around the world.

The aim of the bilingual journal is to advance the discussion on public intervention in a socio-economic and spatial context, studying the interrelations between economic and social change, policy design and policy impacts on different spatial levels. At the same time, it encourages the discussion on roles of and co-operation between the public, private and the different non-profit sectors.

It follows a multi-disciplinary approach, addressing experts from various disciplines and fields such as public economics, urban and regional planning, infrastructure policy, fiscal policy, environmental economics, land use policy and planning, planning law, real estate management and housing economics, political science, urban sociology and other related fields.

“Der öffentliche Sektor - The Public Sector” considers itself as a platform for exchange between science and practice, as well as between young academics and senior experts.

The journal adopts a focused thematic format with specific calls for papers. Each issue is devoted to a particular theme selected by the editorial board. However, papers that fall into the broad research fields mentioned above will also be published. The journal especially encourages young researchers to submit papers. After acceptance of the abstract, all papers will be reviewed by one or more members of the advisory board and eventually also by external reviewers. No open-access or paper submission fees will be charged. Publication languages are English and German.

See all issues of “The Public Sector” at

» oes.tuwien.ac.at

Der Öffentliche Sektor - The Public Sector erscheint zweimal pro Jahr als Open-Access-Zeitschrift unter der Creative Commons-Lizenz CC-BY-NC (non-commercial). Printausgaben können zum Selbstkostenpreis bestellt werden bei:

Ilse Bednar
c/o Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik (E280-3) im Institut für Raumplanung der Technischen Universität Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien
E-Mail: oes (at) ifip.tuwien.ac.at

Open Access Online

Web: oes.tuwien.ac.at

Druck

druck.at Druck- und Handelsgesellschaft mbH, Aredstraße 7
A-2544 Leobersdorf, Tel. +43/2256/64131

Bankverbindung

Technische Universität Wien, Institut für Raumplanung
IBAN: AT72 1200 0514 2900 0401 | BIC: BKAUATWW
UID: ATU37675002 | DVR: 0005886 | Handelsgericht Wien



Inhalt

Editorial	5
<i>Michael Getzner</i>	
The impact of welfare on household debt	7
<i>Martino Comelli</i>	
Transdisciplinary research on virtual participation processes in Austrian mountain UNESCO Biosphere Reserves - Digitalisation for sustainable development as a relevant research field	9
<i>Valerie Braun, Georg Aichholzer, Monika Auinger, Arne Arnberger, Renate Eder, Michael Jungmeier, Christine Klenovec, Christina Pichler-Koban, Franz Rauch, Dietmar Rossmann, Markus Schaflechner, Andreas Weiss, Lisa Wolf</i>	
Der Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs	17
<i>Alexander Graßl</i>	
Resilience Planning: Grundlagen und Aspekte eines Planungsverständnisses	35
<i>Tobias Maroschek</i>	
Willingness-to-pay for reducing greenhouse gas emissions: Differences between urban and rural areas*	47
<i>Harald Baron & Michael Getzner</i>	
The role of municipal and provincial social expenditure in reducing local income inequality*	61
<i>Tatjana Neuhuber & Antonia Schneider</i>	
Sind Hoffnungen in Bezug auf privates Kapital im Sinne von „nachhaltigen Investitionen“ als Treiber für den sozial-ökologischen Umbau im Gebäudebereich berechtigt?	71
<i>Michael Getzner</i>	
Die AutorInnen dieser Ausgabe	78

Editorial

Michael Getzner

Liebe Leser*innen,

es freut mich, Ihnen als Herausgeber eine weitere Ausgabe unserer Zeitschrift „Der Öffentliche Sektor – The Public Sector“ zu präsentieren.

Für diese Ausgabe haben wir eine große Vielfalt an thematischen Beiträgen gesammelt, welche sich mit den verschiedenen Perspektiven der staatlichen Planung in unterschiedlichen Politikbereichen befassen. Eingeleitet wird diese Ausgabe durch eine kurze Vorstellung des Beitrags von M. Comelli, dem Preisträger des Egon-Matzner-Preises für Sozio-Ökonomie 2021.

Themen, die die Grundlagen der Planung aus umwelt- und ressourcenpolitischer Sicht betrachten, schließen sich an: Zunächst behandeln V. Braun und Mitautor*innen ausgewählte Aspekte der Partizipation am Beispiel von UNESCO Biosphärenparks.

A. Graßl stellt in seinem Beitrag einen Zusammenhang zwischen dem Zersiedlungsgrad und der lokalen Infrastruktur am Beispiel der Gemeindestraßen dar.

T. Maroschek diskutiert das Konzept der Resilienz in der Planung.

Der Beitrag von H. Baron und M. Getzner analysiert die Zahlungsbereitschaft österreichischer Haushalte zur Verminderung von Treibhausgasemissionen.

Die Potenziale von Gemeindeausgaben zur Reduktion lokaler Ungleichheit untersuchen T. Neuhuber und A. Schneider.

Ein Beitrag von M. Getzner zu „grünen Investitionen“ rundet diese Ausgabe des Öffentlichen Sektors ab.

In eigener Sache: Heuer feiert unser Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik sein 50-jähriges Bestehen.

Wir begehen dieses Jubiläum mit einer Tagung zu „Gutes Leben für Alle: Perspektiven der Daseinsvorsorge und Alltagsökonomie“ – am 21. September 2022 im Kuppelsaal der TU Wien. Anmeldungen erbitten wir unter <https://www.tuwien.at/ar/ifip/50-jahre-ifip>.



Ich wünsche Ihnen eine interessante Lektüre, und würde mich freuen, Sie bei unserer Jubiläumstagung begrüßen zu dürfen.

The impact of welfare on household debt

Martino Comelli

After the Second World War, lives in Europe and North America followed a typical pattern—after secondary education, it was common to get a job and to keep it for life. It was a time when industrial jobs offered that kind of stable and full-time employment. European welfare developed during this period and had to deal with two main social problems: unemployment and old age. Most of the welfare “services” for kids and the elderly were assigned to outside of the formal job market.

With globalization intensifying in the 1990s, many of those stable industrial jobs moved away because they became less profitable. While global inequality decreased—driven by the rise of China and India—it rose sharply in the industrialized west and primarily impacted the middle classes.

As a reaction, policymakers tried to make the labor market flexible, hoping that it would make it easier to create and find new jobs. However, this only weakened, fragmented, and deskilled labor. Since a large share of productive industrial jobs were offshored, job creation has been concentrated in the service sector. This is more unstable than the industrial sector and has a marked tendency to depress wages—especially at the lower end of the spectrum in jobs related to personal services, food, and care.

At the same time, the traditional family has become more unstable. Earlier, the family was not just a social union, but served as a redistribution device and economic unit where a breadwinner redistributed market income and a caregiver created welfare. While intergenerational redistribution still occurs within the family (vertical redistribution from parents to kids), traditional familial roles are less common. As women received better education and were more integrated into the formal—but unstable—labor market, families became less stable.

Welfare systems have tried to adapt to this brave new world and face new social problems that have appeared alongside the old ones. In addition to facing unemployment and old age, societies must now deal with new forms of precarity: low-quality employment; low wages and working poverty; difficult reconciliation of work and family time; low fertility rates and the postponement of childbirth; family instability; the need for formal childcare and eldercare; little or discontinuous contribution to social

welfare, pension, or unemployment programs (social security rewards long careers); and decreased savings rates—to name a few.

These labor market and family dynamics created an unstable situation in western countries, where, for the first time since the Second World War, new generations can expect to have a lower standard of living than the previous generations. In this scenario, finance plays a large part. Financial markets were seen as a substitute for low labor productivity and a decaying social security system. The role of social policy has also been oriented more towards the concept of “financial inclusion”, with the idea that if people with modest revenue are integrated into financial markets, then they would get a share of the wealth. In many countries, pensions were restructured into pension funds to be capitalized on by financial markets—linking worker savings to market fates. Housing is increasingly seen as a security asset that will allow higher welfare in an “asset-based welfare” system. This new exposure to financial markets also exposes households to financial crises.

This new form of inequality, stemming from labor, family, and financial instability, acts as generational cleavage, as the liberalization in the labor market and the reform of the social security system disproportionately target younger generations, while older workers keep their privileges. Policymakers had little interest in unsettling the rights of the current voters and found it easier to shift the effects of those reforms onto people who could not yet vote. While the age and generational dimensions of those transitions are significant, social policy has been mostly blind to the age-orientation of welfare, perhaps because most of the welfare spending was (and is) primarily focused on retirement and pensions. These new social risks suggest that the age-orientation of welfare is an important dimension of how welfare works. Given their universalist nature, some systems—like social-democratic welfare regimes—were more prepared to adapt to this new world than others. The Christian-democratic system, for example, remained anchored to the idea of job stability and the traditional family and struggled to adapt to new changes. However, internal variability within clusters is large, and some traditionally Christian-democratic countries now focus their spending and generosity on younger generations as well.

In my paper “The impact of welfare on household debt”, I study the impact of the age-orientation of welfare on the larger macroeconomic context, focusing specifically on household debt. I explain how different tiers of household financialization have appeared due to how welfare states redistribute services among the active and elder populations. Household debt is part of the wave of household financialization and has increased significantly in the last 30 years, along with the rise of financialization and the assetification of housing. However, the rise in household debt varies intensely between OECD countries. Many scholars have pointed out that a trade-off might exist between household debt levels and welfare generosity—debt has increased because of a lack of welfare provision.

Rather than take this direction, I start by showing that household debt is traditional and is mainly a feature of the middle-upper class—banks do not usually lend to poor people. Contrary to the trade-off hypothesis, I find that countries that spend more on their active population tend to have higher levels of aggregate indebtedness, but very low levels of consumer credit. This shows how strong social protection can make people more confident in their financial decisions. However, if mortgages are a marker of privilege, then another common type of debt, consumer credit, is often a marker of need. If we break down debt, we see that the debt in Nordic countries is made of mortgages—in other words, long-term investments—and the use of consumer credit is essentially absent. Welfare makes people less risk-averse and empowers them to make financial decisions that will affect them for several years.

Conversely, in continental European countries, debt is low in general. This is because the cost of failure is higher—there are fewer safety nets. This is especially true for young people with unstable jobs who commit to long-term investments more cautiously. Where social protection focuses on “traditional” pensioners and the unemployed, indebtedness remains the prerogative of the wealthy and is mainly avoided. Those seeking to access credit must first obtain job stability, and that can take a while. This is also shown by the high rate of young people who are not in education, employment, or training (NEET). Decomposing debt, we see that mortgages are low and consumer credit is minimal, with the partial exception of Central-Eastern European countries, where the use of consumer credit is a bit higher.

The United States, Canada, and the UK—usually depicted as heavily indebted societies—are not more indebted than Nordic countries. A noticeable difference between the two clusters is found in the composition of debt. In liberal countries, in addition to having a large number of mortgages in the higher strata of the population, consumer credit is more present overall. Since an underdeveloped welfare state is present, people tend to use credit cards or other forms of consumer credit to deal with life’s necessities,

which creates a trade-off between welfare and consumer credit where credit is used as a substitute for social policy.

Further studies are needed to fully grasp the consequences of the age orientation of welfare in the economy and how it might have an impact on countries’ economic performance or financial stability or instability. With regards to the study of the varieties of capitalism, welfare and the state are often marginalized, as this field focuses more on intra-firm relations. However, the state is a central structuring force for different varieties and growth strategies. In this case, it is apparent that two clusters of countries (social democratic and liberal) have a lot of debt, but for very different reasons. This has created consequences in terms of financial stability, inequality, and growth potential. The full extent of those consequences is still to be explored.

Disclaimer: This is a short version of the article by last year's (2021) Egon Matzner Award winner. The article was published in [Sociological Spectrum](#).

Transdisciplinary research on virtual participation processes in Austrian mountain UNESCO Biosphere Reserves - Digitalisation for sustainable development as a relevant research field

Valerie Braun, Georg Aichholzer, Monika Auinger, Arne Arnberger, Renate Eder, Michael Jungmeier, Christine Klenovec, Christina Pichler-Koban, Franz Rauch, Dietmar Rossmann, Markus Schaflechner, Andreas Weiss, Lisa Wolf

UNESCO Biosphere Reserves (BRs) are internationally recognized model regions for sustainable development and used to conducting participation processes. This research explored the need and research design options for multi-channel participation approaches including digital systems for Austrian BRs. With the support of an online survey and a two-day virtual workshop with people from the management and stakeholders of three Austrian BRs as well as researchers from different Austrian scientific institutes, traditional participation formats were discussed. This inter- and transdisciplinary approach indicated that Austrian BRs face difficulties to reach certain target groups using traditional participation formats. Participants agreed on the need to try new approaches and that the gradual introduction of digital transformation in rural areas is important. The study shows the great need for action and research in the field of e-participation to implement multi-channel participation systems with new online components. The role and effects of electronic support for civic participation and the effects on BR management and decision-making need to be evaluated, as well as the wider impacts on local democracy and sustainable development.

1 Introduction

The Covid-19 pandemic has reinforced a growing use of digital communication tools in nearly all societal groups and sectors of society. In early spring 2020, public life came to an unforeseen standstill, and digital communication methods had to be installed as quickly as possible, especially in areas of work where information sharing is vital and necessary. For this purpose, already existing communication tools like video conference tools or virtual collaboration platform' etc. have been widely used. Yet the participation of the interested public who wants to take part or become involved in societal democratic and consultative processes need different approaches. E-par-

ticipation could be a solution which aims to support active citizenship with the latest technology developments, increasing access to and availability of participation in order to promote fair and efficient society and government (Sæbø et al. 2011).

E-participation tools are especially important in areas where active stakeholder participation is part of the concept as in UNESCO Biosphere Reserves (BRs) which are model regions for sustainable development. BRs are experienced in participation processes which are supposed to involve local communities and all interested stakeholders in planning and management (UNESCO 2019). The BR concept as advocated by UNESCO is considered a permanent

intervention towards sustainable development (Jungmeier et al. 2011). In recent decades, the concept of top-down governance of protected areas has evolved into more bottom-up participatory approaches aimed at societal transformation in accordance with sustainable development (Mose & Weixlbaumer 2007; Vilsmaier 2010). Participation processes are essential management tasks of BRs but depend on active support from the local population (Arnberger & Schoissengeier 2012; Borsdorf et al. 2020; Huber & Arnberger 2021; Jungmeier et al. 2021; Stoll-Kleemann 1999). A participatory and transparent approach that takes into consideration the views of all stakeholders is crucial for the successful progress of the management of protected areas (Karthäuser et al. 2011).

The manifold subjects of participatory decision-making may include land-use regulations, conflicts related to natural resources, the allocation of subsidies, budgets or investments. Recently, topics such as power plants, wind farms, solar energy systems, the return of predators like wolves or otters, pressures of high recreational use or investments in tourism infrastructure have triggered heated debates in BRs in Austria and many other countries.

Existing participatory processes in BRs are normally based on few stakeholder groups, who, due to issues of mobility, time, finances, language and other constraints, do not necessarily represent the diversity of groups interested in protected areas like BRs (Larson & Lach 2008; Martinez & McMullin 2004; Mosler & Tobias 2000). Dominant stakeholder groups are landowners, politicians and representatives of important user groups like hunters (e.g. Borsdorf et al. 2020; Jungmeier et al. 2019). They exert a strong influence on management processes, outcomes and policies of the BRs. According to a study in a BR in Austria it is especially challenging to reach and mobilize teenagers and elderly women for taking part in the participatory processes; possible reasons could be the assessment of older women that they cannot make a relevant contribution, the lack of appeal to young people and the thematic interest (Snajdr 2016). The extent of the representation of the total resident population in societal democratic and consultative processes has not yet been studied in more detail and might even vary across the different Austrian BRs.

The progress of e-participation and e-government worldwide is well documented (cf. UN 2020a) including application and best practice examples in various contexts. The recent document from the “International Observatory on Participatory Democracy” on its 15th award on best practices lists a wide variety of success stories including examples about e-government. The examples illustrate that e-participation is possible in various settings and topics and could therefore also be transferable to BRs.

Previous research has shown that the quality of information provision and participation are crucial factors influencing residents’ attitudes and acceptance of protected areas (Josephs & Humphries 2018; Schenk et al. 2007; Stoll-Kleemann 1999; Xu et al. 2006). Although a wide and diverse set of participatory tools for conservation and protected area management exists (Borrini-Feyerabend et al. 2013; Stoll-Kleemann & Welp 2008), there is little practical and scientific evidence on the effects of transdisciplinary approaches in e-participation in the context of BRs. Little is known on whether e-participation can address segments of local populations so far underrepresented in the governance of BRs (cf. Gibson et al. 2005 for positive effects), and whether their inclusion in participation processes may influence or even change management strategies and policies. Whereas, for example, e-participation and multi-channel designs in participatory budgeting are fairly well researched as participatory democracy practices in different contexts (Sintomer et al. 2008; OIDP 2021), there is a big research gap in the BR context.

This pilot-study explored the need and research design options for multi-channel participation approaches in Austrian BRs. Multi-channel (also called blended or hybrid) participation processes integrate multiple forms of engagement processes (cf. Spada & Allegretti 2017). In particular, they extend traditional forms and means of interaction (face-to-face, via mail, telephone, etc.) with new digital forms known as online- or e-participation (e.g. e-consultation, e-deliberation, e-participative budgeting) (cf. Aichholzer & Rose 2020). An interdisciplinary team of researchers and representatives of three Austrian BRs participated in the pilot-study to address if the Covid-19 pandemic has changed the participation processes in the BRs, if there is a need for multi-channel participation, if the current participation system involves all local groups and which user groups are so far underrepresented, if there are current efforts of BRs in e-participation and if digital participation formats have an impact on the representation and diversity of actively involved stakeholders. The pilot-study was focused on a workshop financed by the FWF programme # Connecting Minds (CMW 55-G)

2 Study areas

Currently four BRs in Austria are recognised by UNESCO: Großes Walsertal BR, Wienerwald BR, Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge BR and Unteres Murtal BR. The four regions differ significantly in their physio-geographical situation, size, and economic and demographic developments (Table 1). Due to capacity reasons, the recently established Unteres Murtal BR could not participate in the study and is not represented in the results.

	Großes Walsertal BR	Wienerwald BR	Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge BR
Size (ha)	19,200	105,645	149,600
Size of the core zone (ha)	3,304	5,576	8,192
Population	3,400	855,000	33,350
Communities	6 municipalities (Vorarlberg)	51 municipalities (Lower Austria), 7 districts (Vienna)	15 municipalities in Salzburg and 4 in Carinthia
Demography	population stable	population growth	Population decline, ageing population
Rural/peri-urban/urban	rural/remote	periurban/urban	rural
Recognised by UNESCO	2000	2005	2012
Initiative	regional development	political decision	regional development
National/international	provincial	2 provinces	2 provinces
Landscape	cultural landscape/ Alpine mountain landscapes	forest/cultural landscapes (hills)	cultural landscapes/ Alpine mountain landscapes

Table 1: The mountainous UNESCO BRs in Austria.

3 Methods

In cooperation with BR managers, a research design was developed. This included a short survey on e-planning topics and a 2-day workshop. The online survey included questions on digitalisation and was conducted before the workshop among the management and key stakeholders in all three BRs (N = 69; response rate > 50%).

The workshop took place exclusively online. A team of researchers and representatives of all three UNESCO BR regions (see Table 2) met online via the communication platform Zoom in November 2020. The meeting was

divided in the following sessions: introduction, panel discussions on the status quo of participation; on how to implement e-participation in the management of the BRs; on how to identify target groups, and on how to evaluate and to transfer the results. Further discussions developed around the selection of virtual tools and platforms as well as on democratic principles. Additionally, stakeholders from the regions were invited to discuss on the different ways virtual tools could expand the range of participation. Discussions in small groups were possible within break-out sessions. The visualisation and documentation of the workshop happened via the virtual whiteboard Miro.

Number of participants	Disciplines
10 researchers	ecology, e-democracy, education for sustainable development, electronic governance, e-participation, human geography, landscape planning, mountain research, outdoor recreation, protected area management, sociology, technology assessment, technology risk assessment, transdisciplinarity, visitor management and protected area planning
	Institutions
6 representatives and 12 stakeholders of Austrian BR	Großes Walsertal Biosphere Reserves (BR) Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge BR Wienerwald BR

Table 2: Participants of the workshop

4 Results

All BR administrations had to react immediately to the Covid-19 pandemic. Like many other institutions, the administrations had to suspend or digitalize meetings and workshops. According to the BR managements, the reaction of various BR partners and stakeholders towards digitalization was unexpectedly positive. The experience of the severe restrictions on personal contacts and mobility has highlighted the need for developing and establishing new methods of digital participation in decision-making processes. The participants of the BRs welcomed the research idea because BRs are designed as learning places for sustainable development and are therefore ideal model regions for working on topics of current and future social relevance. The discussion on the status quo of public participation in BR governance showed that a transformation in e-participation is necessary as a complement to on-site participation. This was also mirrored in the online survey with a high response rate. Most respondents (47 out of 69) were of the opinion that digitalization was a great opportunity for BRs especially in rural areas and many expected that additional groups could be reached for participation in the BRs.

The discussion on the status quo of public participation in BR governance showed that the BR representatives and the scientific team were well aware of the need for change as well as of the big transformative challenge of e-participation. The BRs agreed that possible target groups for e-participation should be young people because of their absence in activities in all three involved BRs and specific disadvantaged groups which need to be identified separately. These groups could possibly be different in the three BRs.

There are already existing examples of virtual participation processes (e.g., Youth Forum Nockberge in Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge BR; bottom-up processes for the partner companies in Wienerwald BR; virtual village square for former inhabitants of Großes Walsertal BR who are currently living abroad).

Respondents stated that an e-participation process should in any case enhance participation in a quantitative and qualitative way and should provide a socio-demographic balance of participants. The questions of how an e-participation process should be evaluated; how the results should be transferred (e.g., horizontal, vertical, cross-sectoral) and how interdisciplinary and transdisciplinary knowledge should be integrated (e.g., co-creation) needs to be addressed in further studies.

The workshop partners were convinced that urgent problems with future-oriented participation processes will result in socially robust solutions in an inter- and transdisciplinary manner. They believed that inter- and transdisciplinary knowledge integration is very important including

cross-disciplinary explication of key concepts and methods as well as of BR goals and management.

The discussion highlighted that the e-participation touches on a number of very fundamental ethical questions. In addition to aspects of gender, diversity, participation and representation, questions of data security, personal rights and privacy play an important role. At the interface with democratic principles, for example, the secrecy of the ballot or the power of the moderator to exclude someone from the discourse must be taken into account.

5 Discussion and recommendations for the implementation of e-participation / multi-channel participation in BRS

Basically, in participation we can distinguish three levels of interaction: information, consultation and co-decision (cooperation). Participatory methods can fulfil several functions for citizens: easier access to information, awareness raising and opinion forming, exchange of experience and discussion, making suggestions, contributing to problem-solving and decision-making, and strengthening actions (Aichholzer & Strauß 2010). BRs, in cooperation with research institutions, have experimented with participatory governance, using methods such as memory mapping, participatory observation, standardized questionnaires, qualitative interviews, Delphi surveys, feedback loops, expert workshops and so on (Jungmeier et al. 2011). Some of these methods may also be applied online (e.g. Delphi survey), but they have mainly been designed for use in a non-digital environment.

For the evaluation of an e-participatory process, the IA001 framework (input, activities, output, outcome, impact: see Kubicek & Aichholzer 2016, 31 ff) which is a practice-oriented approach and is anchored in the context of the theory of change could be a viable approach. An e-participation process should address self-reflexivity and the importance of capacity building and training. The selection of virtual tools and platforms which consider e.g., accessibility, usability, security, costs, is very important to gain trust and achieve transparency. With regard to transferability, transfer partners play an important role to discuss the possibilities and limits of the tools to contribute to deeper reflection and outreach.

The implementation, adaptation and evaluation of integrated multi-channel or cross-media participation systems with newly adapted e-participation components relies on transdisciplinary collaboration to test novel approaches in participation processes within the BR governance. Transdisciplinary collaboration aims to enhance public partici-

pation and BR governance and to generate new practical and scientific knowledge. So far, e-government in the environmental sector is rather focused on the provision of information and services (Koliouska et al. 2015). Few examples put the emphasis on active participation (Lee 2017).

Today a variety of online tools is available for local participation, including social media (Schauppenlehner et al. 2012, 2014, 2016). Yet, for a participatory process, digital platforms need to include additional functions to facilitate citizen information and discussion, including data visualisation tools, mapping, and aggregation of opinion (Cho et al. 2020). In addition, concerns about privacy and surveillance raise questions about the use of commercial social media as communication channels for participation endeavours, with recent years having seen the rise of so-called alternative social media platforms, which respond to these concerns and represent viable alternatives (Gow 2020; Schauppenlehner et al. 2016).

Heaton and da Silva (2020: 17) argue that “civic engagement and participation transcend the type of media used”. They present participatory projects around environmental issues as examples of how personal outreach and social media can complement each other. Since BRs are testing sites for inter- and transdisciplinary approaches, e-participation and decision-making through online workshops and a variety of e-tools could provide good-practice examples on how e-participation could work in an environment already used to and experienced in participation processes.

Lindner and Aichholzer (2020) describe e-democracy as a broad range of uses of information and communication technology (ICT) to support democratic communication, including any means of digital inclusion of the public (individual citizens, informal groups and civil society organizations). The spectrum ranges from passive forms of social media or online monitoring, informing about societal developments, making decision-making processes and underlying documents accessible and transparent, to more active and collaborative forms, such as involving citizens in decision-making through online voting and online spaces for public consultation, debates on key policy issues and the joint production of policy documents (ibid.). Since the 1990s, expectations have been high for the new media to strengthen the ties between citizens and their governments and to renew democracy (ibid.), but decades later, the main achievement of e-democracy still seems to be the political and government provision of information. Moreover, a number of digital skills are required to benefit from this information: operational skills with computers, browsing and navigation skills on the internet, information skills to searching for information on the web and strategic skills with using internet applications (van Dijk 2013) (in sum: digital literacy).

A well-known issue is how participation is socially skewed in favor of those with higher socio-economic status (SES) and education levels, which calls for careful corrective design measures by practitioners (Ryfe & Stalsburg 2012). This was also a concern reported by workshop participants. The observed limited progress in broadening and deepening citizen participation despite the steady expansion of e-participation tools (Le Blanc 2020) is a fact that needs more inter- and transdisciplinary research. This certainly includes the question how citizens value policy outcomes (output legitimacy) and how far these relate to citizen concerns expressed via participation (input legitimacy) (Scharpf 1997).

The UN E-Government Survey of 2020 found that the uptake of e-participation opportunities is relatively low, varying highly across contexts (such as countries, sectors, nature of participation), stating: “[...] available survey data for Europe indicate that, in spite of a rapid increase in the availability of online services between 2014 and 2019, the proportion of individuals engaging in e-consultation or e-voting has not changed at the scale of the region.” (UN 2020a: 131). While the report notes that the global Covid-19 pandemic has reinvigorated the role of e-government, it also maintains that countries with very advanced e-government still face challenges regarding e-participation, citing reasons such as digital divide, lack of clear objectives, failures in stakeholder analysis, and not linking e-participation initiatives with formal institutional processes, and others (UN 2020a). The report also highlights a positive global trend in the use of ICT to offer opportunities for e-participation that go beyond the provision of information, a trend aligned with goal 16 of the 2030 Agenda for Sustainable Development. Target 16.7 specifically addresses the need for responsive, inclusive, participatory and representative decision-making. It focuses on supporting national efforts to promote open, transparent and inclusive participation and decision-making in development, including e-participation, as well as the promotion and use of open government data (UN 2020b). The use of ICT is already increasing in protected area management (Hennig et al. 2013; Job et al. 2016). However, the use of this technology focuses more on visitor information and management than on resident’s participation.

6 Conclusion

Covid-19 has necessitated drastic government measures and brought about an enormous expansion of executive government power, often in contradiction with SDG target 16.6, “develop effective, accountable, and transparent institutions at all levels” (UN 2020b). In line with SDG target 16, e-participation can bring about open, transparent and inclusive participation in BRs integrating local people on the broadest possible basis. Due to the integration of disruptive technologies into the everyday life of BRs, the

transformation challenge at regional level is high. It will have considerable effects on the institutions themselves. However, if BRs are understood as model regions embedded in the global networks of UNESCO institutions, e-participation can provide important impulses of European

or global dimension. In particular, the transfer potential associated with the educational formats in BRs (e.g. GEO Nature Day, Biosphere Reserve Schools) must be taken into account (Falkner & Rauch 2020).

References

- OIDP [International Observatory on Participatory Democracy] 2021. 15th Award best Practice in Citizen Participation. <https://www.oidp.net/docs/repo/doc1092.pdf>
- Aichholzer G, Strauß S. 2010. Beteiligung von Bürger(inne)n an lokaler Klimaschutzpolitik – Untersuchung traditioneller und elektronischer Partizipationsformen. *GAIA* 19(4):308–310. <http://epub.oeaw.ac.at/0xc1aa5576%20x002a7acd.pdf>
- Arnberger A, Schoissengeier R. 2012. The other side of the border: Austrian local residents' attitudes towards the neighbouring Czech Šumava National Park. *Journal for Nature Conservation* 20(3):135–143. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.01.005>.
- Borrini-Feyerabend G, Dudley N, Jaeger T, Lassen B, Pathak Broome N, Phillips A, Sandwith T. 2013. Governance of Protected Areas: From understanding to action. Best Practice Protected Area Guidelines Series 20. Gland: IUCN.
- Borsdorf A, Jungmeier M, Braun V, Heinrich K. editors. 2020: Biosphäre 4.0. – UNESCO Biosphere Reserves als Modellregionen einer nachhaltigen Entwicklung. Springer Spektrum, 334 S. ISBN 978-3-662-60707-7.
- Cho S, Mossberger K, Swindell D. 2020. Experimenting with Public Engagement Platforms in Local Government. *Sage Journals*. <https://doi.org/10.1177/1078087419897821>.
- Falkner J, Rauch F. 2020. SCIENCE_LINKnockberge – kooperativ Forschen, Lehren und Lernen. In: Borsdorf A, Jungmeier M, Braun V, Heinrich K. (editors). 2020. Biosphäre 4.0. pp 161-170. Springer Spektrum, 161-170. ISBN 978-3-662-60707-7.
- Gow, G A. 2020. Alternative Social Media for Outreach and Engagement: Considering Technology Stewardship as a Pathway to Adoption. In: Adria M. (editor). Using New Media for Citizen Engagement and Participation. pp:160-180. IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1828-1.ch009>
- Heaton L, da Silva P D. 2020. Civic Engagement in Local Environmental Initiatives: Reaping the Benefits of a Diverse Media Landscape. In: Adria M. (editor). Using New Media for Citizen Engagement and Participation. pp:16-34. IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1828-1.ch002>
- Henning S, Vogler R, Moller M. 2013. Use of modern information and communication technology in large protected areas. 5th Symposium for Research in Protected Areas, Mittersill, June 10–12: 289–294.
- Huber M, Arnberger A. 2021. Factors Influencing the Level of Local Participation in Planning and Management of the Planned Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge Biosphere Reserve in Austria. *Sustainability* 13(17):9685. <https://doi.org/10.3390/su13179685>
- Otero I, Darbellay F, Reynard E, Hetényi G, Perga M-E, Rüegg J, Prasicek G, Cracco M, Fontcuberta A, de Vaan M, García J, Bussard J, Clivaz C, Moos C, Guisan A, Schaepli B, Mapelli N, de Bellefroid B. 2020. Designing Inter- and Transdisciplinary Research on Mountains: What Place for the Unexpected? *Mountain Research and Development* 40(4):D10-D20. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-20-00036.1>
- Job H, Schamel J, Butzmann E. 2016. Besuchermanagement in Großschutzgebieten im Zeitalter moderner Informations- und Kommunikationstechnologien. *Natur und Landschaft* 91(1):32-38. <https://doi.org/10.17433/1.2016.50153378.32-38>
- Josephs LI, Humphries AT. 2018. Identifying social factors that undermine support for nature-based coastal management. *Journal of Environmental Management* 212:32-38. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.085>
- Jungmeier M, Paul-Horn I, Pichler-Koban C, Zollner D. 2019. "Was bleibt?" Partizipationsprozesse in Biosphärenparks – ein Forschungsprojekt in der Nachschau. In: Ukowitz M, Hübner R. (editors): Wege der Vermittlung. Intervention – Partizipation. Interventionsforschung Band 3. Springer, Wiesbaden. pp 137–155. https://doi.org/10.1007/978-3-658-22048-8_6.
- Jungmeier M, Borsdorf A, Braun V, Häring V, Hammer T, Pichler-Koban C. 2021. Pärke, Parks and Reservate – biosphere reserves in Austria, Germany and Switzerland on their way towards Biosphere 4.0? *eco.mont – Journal on protected mountain areas research and management* 13(s1):15-26. <https://doi.org/10.1553/eco.mont-13-s1s15>
- Jungmeier M, Paul-Horn I, Zollner D, Borsdorf F, Grasenick K, Lange S, Reutz-Hornsteiner B. 2011. Biosphere reserves as a long-term intervention in a region – strategies, processes, topics and principles of different participative planning and management regimes of biosphere reserves. *eco.mont – Journal on protected mountain areas research and management* 3(1):29–36. http://austriaca.at/0xc1aa5576_0x0028b18b.pdf
- Karthäuser JM, Filli F, Mose I. 2011. Perception of and attitudes towards a new Swiss biosphere reserve – a comparison of residents' and visitors' views. *eco.mont – Journal on protected mountain areas research and management* 3(2):5–12. https://doi.org/10.1007/978-3-658-22048-8_6

org/10.1553/eco.mont-3-2s5

- Koliouka C, Andreopoulou Z, Kiomourtzi F, Manos B. 2015. E-Government for National Forest Parks in Greece. 7th International Conference on Information and Communication Technologies in Agriculture, Food and Environment. Kavala, Greece, September 17–20: 117–123. https://www.researchgate.net/profile/Christiana_Koliouka/publication/283571712_E-Government_for_National_Forest_Parks_in_Greece/links/5640518e08ae8d-65c0151893/E-Government-for-National-Forest-Parks-in-Greece.pdf
- Kubicek H, Aichholzer G. 2016. Closing the Evaluation Gap in e-Participation Research and Practice. In: Aichholzer G, Kubicek H, Torres L. (editors). *Evaluating e-Participation. Frameworks, Practice, Evidence*. pp: 11-45. Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer. ISBN 9783319254012; eBook: ISBN 9783319254036.
- Larson KL, Lach D. 2008. Participants and non-participants of place based groups: An assessment of attitudes and implications for public participation in water resource management. *Journal of Environmental Management* 88:817-830. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.04.008>
- Le Blanc D. 2020. E-participation: a quick overview of recent qualitative trends. DESA Working Paper No. 163, ST/ESA/2020/DWP/163, United Nations Department of Economic and Social Affairs. https://www.un.org/esa/desa/papers/2020/wp163_2020.pdf
- Lee YB. 2017. Exploring the Relationship between E-Government Development and Environmental Sustainability: A Study of Small Island Developing States. *Sustainability* 9:732. <https://doi.org/10.3390/su9050732>.
- Lindner R, Aichholzer G. 2020. E-Democracy: Conceptual Foundations and Recent Trends. In: Hennen L, van Keulen I, Korthagen I, Aichholzer G, Lindner R, Nielsen RØ. (editors). *European E-Democracy in Practice*. pp: 11–46. *Studies in Digital Politics and Governance*.
- Mose I, Weixlbaumer N. 2007. A New Paradigm for Protected Areas in Europe? In: Mose I, editor. *Protected Areas and Regional Development in Europe*. pp 3–20.
- Mosler H, Tobias R. 2000. Die Organisation kollektiver Aktionen durch Beeinflussung der individuellen Teilnahmeentscheidung: Eine Simulationsstudie. *Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie* 2:264-290. <https://doi.org/10.1007/s11577-000-0032-8>
- Ryfe DM, Stalsburg B. 2012. The participation and recruitment challenge. *Democracy in motion: Evaluating the practice and impact of deliberative civic engagement*. In: Nabatchi T, Gastil J, Leighninger M, Weiksner GM. (editors). *Democracy in motion: Evaluating the practice and impact of deliberative civic engagement*. pp: 43-58. New York, NY: Oxford University Press.
- Sæbø Ø, Flak LS, Sein MK. 2011. Understanding the dynamics in e-Participation initiatives: Looking through the genre and stakeholder lenses. *Government Information Quarterly* 28(3):416-425.
- Scharpf FW. 1997. Economic integration, democracy and the welfare state. *Journal of European Public Policy* 4(1):18-36.
- Schauppenlehner T, Blamhofer S, Horn M, Ogris A, Schuhmacher Ch, Höglhammer A, Muhar A, Eder R, Taczanowska K. 2012. Can We Make an App for that? Integration of School Students within a Research-education Cooperation. In: Jekel T, Car A, Strobl J, Griesbner G (Herausgeber). *6th GI_Forum 2012: Geovizualisation, Society and Learning, Salzburg, Austria, 03.07.2012- 06.07.2012*
- Schauppenlehner T, Eder R, Höglhammer A, Muhar A. 2014. Methods for the involvement of adolescents in participation processes. In: Reimann M, Sepp K, Pärna E, Tuula R. (editors.). *The 7th International Conference on Monitoring and Management of Visitors in Recreational and Protected Areas (MMV): Local Community and Outdoor Recreation*. Tallinn University, Tallinn, Estonia. pp: 45–46.
- Schauppenlehner T, Eder R, Gabriel S, Salak B, Muhar A. 2016. Enabling pupils to contribute to societal challenges and participatory processes. In: Institute of Geography and Spatial Planning, University of Lisbon, *International Journal of E-Planning Research 2016 Annual Conference Abstracts*
- Schauppenlehner T, Eder R, Gabriel G, Muhar A, Salak B. 2016. Daten teilen und die Privatsphäre schützen: Der gordische Knoten in Citizen Science Projekten? In: Heigl F, Dörler D, Weigelhofer G. *Citizen Science-Quo vadis! Zweite Österreichische Citizen Science Konferenz 2016*. Arbeitsgruppe Citizen Science, Institut für Zoologie, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Schenk A, Hunziker M, Kienast F. 2007. Factors influencing the acceptance of nature conservation measures – A qualitative study in Switzerland. *Journal of Environmental Management* 83(1):66–79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.01.010>
- Sintomer Y, Carsten Herzberg C, Röcke A. 2008. Participatory budgeting in Europe: Potentials and challenges. *International Journal of Urban and Regional Research* 32(1):164–178.
- Snajdr JV. 2016. Intergenerational learning - Age-specific motives and obstacles for participation in the Biosphere Reserve Salzburger Lungau and Kärntner Nockberge. *Diplomarbeit / Masterarbeit - Institut für Nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, BOKU-Universität für Bodenkultur*.
- Stoll-Kleemann S. 1999. *Akzeptanzprobleme bei der Ausweisung von Großschutzgebieten*. Frankfurt am Main: Lang. ISBN: 978-3-631-35186-4.
- Stoll-Kleemann S, Welp M. 2008. Participatory and integrated management of biosphere reserves: Lessons from case studies and a global survey. *GAIA—Ecological Perspectives for Science and Society* 17(S1):161–168. <https://doi.org/10.14512/gaia>
- UN 2020a. *E-Government Survey 2020. Digital Government in the Decade of Action for Sustainable Development. With addendum on COVID-19 Response*. Department of Economic and Social Affairs. <https://publicadministration.un.org/egovkb/Portals/egovkb/>

Documents/un/2020-Survey/2020%20UN%20E-Government%20Survey%20(Full%20Report).pdf

UN 2020b. Participation and Accountability. Post-conflict environments and Covid-19. <https://publicadministration.un.org/en/developmentmtg>

UNESCO 2019. Man and the Biosphere (MAB) Programme. <https://en.unesco.org/mab>

Vilsmaier U. 2010. Transdisciplinarity and protected areas: A matter of research horizon. *eco.mont – Journal on protected mountain areas research and management* 3(2):5–12. http://austriaca.at/0xc1aa5576_0x0024d22e.pdf

van Dijk JAGM. 2012. Digital Democracy: Vision and Reality. In: Snellen IThM, Thaens M, Van De Donk WBHJ. *Public Administration in the Information Age: Revisited*. pp. 49-62.

Xu J, Chen L, Lu Y, Fu B. 2006. Local people's perceptions as decision support for protected area management in Wolong Biosphere Reserve, China. *Journal of Environmental Management* 78:362–372. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.003>

Der Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs

Alexander Graßl

Ziel dieses Beitrags ist es, den Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs mittels quantitativer Methoden empirisch zu untersuchen. Dazu wurden der Grad der Zersiedelung anhand des Messansatzes gewichtete Zersiedelung von Jaeger und Schwick (2014) und die Längen der Gemeindestraßennetze aller Gemeinden Österreichs mittels einer neu entwickelten Methode zur Abfrage und Berechnung aus dem Verkehrsgraph GIP.at ermittelt sowie deren Zusammenhang anhand einer Regressionsanalyse statistisch untersucht. Im Rahmen der angewandten Methode konnte mit den verfügbaren Datengrundlagen ein geringer, negativ gerichteter Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,086$ festgestellt werden. Da bisherige Untersuchungen zu dieser Thematik durchaus einen starken Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen nachweisen konnten, werden die hier ermittelten Ergebnisse kritisch betrachtet und mögliche Ansätze für weiterführende Analysen hinsichtlich der Eignung der verwendeten Methodik sowie Verbesserungspotenziale zu deren Anwendung dargelegt.

1 Einleitung & Problemstellung

Jährlich steigt der Flächenverbrauch für Bauflächen in Österreich derzeit um durchschnittlich etwa 17 km². Im Jahr 2019 war ein Anstieg von über 26 km² zu verzeichnen (Umweltbundesamt GmbH 2020: 1). Zahlen wie diese verdeutlichen den seit langem bestehenden und mit problematischen Folgen verbundenen Trend der zunehmenden Bodenversiegelung in Österreich. Als einer der Haupttreiber dieser Entwicklung kann die Zersiedelung betrachtet werden. Ausgelöst durch demografische und ökonomische Veränderungen sowie durch soziokulturelle Treiber wie dem Trend zum Einfamilienhaus entsteht eine hohe Nachfrage nach Wohn- und Betriebsansiedlungen am Stadtrand oder auf der grünen Wiese. Durch die angebotsseitige Bereitstellung von Bauland, Förderungen und den entsprechenden Ausbau sozialer und technischer Infrastruktur wird diese Nachfrage befriedigt und als Ergeb-

nis eine immer stärker zersiedelte Landschaft sichtbar (Cerveny/Schweighofer/Veigl 2011: 32). Vereinfacht kann nach Kellenberger (2010, zitiert nach Cerveny/Schweighofer/Veigl 2011: 13) „von Zersiedelung [...] gesprochen werden, wenn die Siedlungsfläche schneller wächst als die Bevölkerung“. Die Konsequenzen einer solchen Entwicklung sind evident. Direkte negative Auswirkungen auf die Umwelt durch die Flächenversiegelung werden besonders in Zeiten des Klimawandels bemerkbar und die Kosten für die öffentliche Infrastruktur, beispielsweise für Straßen, Strom- und Wasserversorgung sowie Internetanbindung steigen. Der wachsende Individualverkehr in Siedlungsformen, die durch öffentliche Verkehrsmittel kaum finanziell vertretbar erschlossen werden können, verursacht weitere volkswirtschaftliche Kosten. Aus diesen und vielen weiteren Gründen ist die Vermeidung weiterer Zersiedelung bereits Teil der Agenda verschiedenster Akteur:innen der Raumplanung. So haben beispielsweise alle Bundesländer

Österreichs entsprechende Zielsetzungen zum sparsamen Umgang mit der Ressource Boden in den Landesraumordnungsprogrammen verankert, was auch verdeutlicht, dass es sich bei der Begrenzung der Zersiedelung um einen der zentralen Aufgabenbereiche und eine der größten Herausforderungen der Raumplanung und Raumordnung handelt.

„Die Nutzung von Grundflächen hat unter Beachtung eines sparsamen Flächenverbrauches, einer wirtschaftlichen Aufschließung sowie weit gehender Vermeidung gegenseitiger nachteiliger Beeinträchtigungen zu erfolgen. Die Zersiedelung der Landschaft ist zu vermeiden.“

(§3 Abs 1 Z 2 StROG)

Ziel dieses Beitrags ist es daher, den Zusammenhang zwischen Zersiedelung und der Länge kommunaler Infrastrukturnetze, einer der greifbarsten Auswirkungen dieser, zu untersuchen. Die mit Abstand am deutlichsten wahrnehmbare Art von Infrastruktur ist dabei das Netz an Gemeindestraßen, weshalb diese Gegenstand der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Analyse sind. Da sich die Kosten für Errichtung und Instandhaltung schätzungsweise aus der Straßennetzlänge mittels einschlägiger Kalkulationstools berechnen lassen, liegt der Fokus dieser Arbeit auf der Länge der Gemeindestraßen. Ziel des Beitrags ist es, eine empirisch-quantitativ belegte Aussage darüber treffen zu können, wie stark der Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Gemeindestraßenlänge in den Gemeinden Österreichs ist. Da die im Rahmen des Beitrags angewandten Methoden bisher noch nicht für vergleichende Untersuchungen dieser Art genutzt worden sind, lautet die Forschungsfrage jedoch zunächst, ob ein quantitativ feststellbarer Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und der Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs besteht.

Gestützt auf die Hypothese, dass ein solcher Zusammenhang messbar sei, ist es zunächst unerlässlich, anhand einer Literaturrecherche zu bereits durchgeführten Untersuchungen zu dieser Thematik zu ermitteln, ob das Thema bereits Gegenstand der Forschung war, mit welchen Methoden bisherige Analysen durchgeführt wurden und welche Ergebnisse daraus hervorgingen. Dies dient nicht nur der Beantwortung der Frage, ob eine weitere Verfolgung der Thematik überhaupt von Relevanz ist, sondern ermöglicht auch die Entwicklung erster Ansätze hinsichtlich möglicher Datenquellen und Methoden für die weitere Durchführung. Ausführungen zu dieser Recherche befinden sich im folgenden Kapitel Stand der Forschung. Im darauf folgenden Kapitel 3 werden die angewandten Methoden, Schritte der Durchführung sowie die Ergebnisse der Analyse des Zersiedelungsgrades beschrieben. In Kapitel 4 werden die zur Ermittlung der Länge der Gemeindestraßen verfolgte Methode, deren Anwendung sowie die daraus resultierenden Ergebnisse erläutert. Kapitel

5 bezieht sich auf den Fokus dieser Arbeit, die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen. Dabei werden analog zu den Kapiteln 3 und 4 Methodik, Schritte der Durchführung sowie die Ergebnisse in entsprechenden Unterkapiteln erläutert.

2 Stand der Forschung

Die Tatsache, dass mit steigender Zersiedelung auch die Netzlängen und Kosten für kommunale Infrastruktur zunehmen, erscheint aus Sicht der Raumplanung zunächst trivial und wurde bereits mehrfach wissenschaftlich untersucht. Quantitative Analysen zu Art und Ausmaß dieses Zusammenhangs waren jedoch bisher selten Gegenstand diesbezüglicher Untersuchungen. Als Beispiel für eine Analyse des Einflusses der Zersiedelung auf den kommunalen Infrastrukturaufwand ist die Analyse von sozialen Kosten im Zusammenhang mit unterschiedlichen Siedlungsformen aus dem Jahr 1984 von Hezel, Höfler, Kandel und Linhardt anzuführen. Als soziale Kosten wurden im Rahmen dieser Analyse „solche [definiert], die im Zusammenhang mit der Besiedelung entstehen, durch die Allgemeinheit oder Dritte getragen werden und als vermeidbar angesehen werden“ (Hezel et al. 1984: 41). Zu diesem Zweck wurden zunächst vier modellhafte Siedlungstypen mit unterschiedlicher Bebauungsstruktur und -dichte festgelegt und mittels präziser Analysen ermittelt, welche sozialen Kosten durch diese verursacht werden. Diese deduktive Methode mit „synthetisch gebildeten Modellen“ (ebd.: 44) wurde 1984 verfolgt, da ein empirischer Ansatz zu diesem Zeitpunkt mit Problemen im Zusammenhang mit der Datenbeschaffung (ebd.: 44) verbunden gewesen wäre.

Eine weitere Untersuchung zu dieser Thematik stellt die Analyse Siedlungsstruktur und Infrastrukturaufwand von Braumann aus dem Jahr 1988 dar. Hierbei wurde anhand dreier ausgewählter Gemeinden im Bundesland Salzburg versucht, den Grad der Zersiedelung quantitativ zu erfassen und deren Ausgaben für kommunale Infrastruktur gegenüberzustellen (Braumann 1988: 58). Zur Quantifizierung des Zersiedelungsgrades wurde für jede der Gemeinden ein Zersiedelungsindex ermittelt, welcher anhand der Verteilung aller Gebäude auf die einzelnen Ortsteile berechnet wird (ebd.: 81). Anschließend wurden diese Werte mit einem eigens ermittelten Infrastrukturindex, welcher auf Grundlage des „relativen Aufwandes an Straßenlänge und Wasserleitungslänge je Gebäude“ (ebd.: 67) gebildet wurde, verglichen. Laut Braumann kann der festgestellte Zusammenhang, wenngleich die Aussagekraft durch die geringe Anzahl untersuchter Gemeinden eingeschränkt ist, als „grundsätzlicher Nachweis für den direkten Zusammenhang zwischen der Art der Siedlungsstruktur und dem erforderlichen Aufwand für eine ordnungsgemäß ausgebaute Infrastruktur gelten“ (ebd.: 68). Aufbauend auf dem Grundprinzip der vorliegenden

Untersuchung von Braumann könnte der Untersuchungsgegenstand jedoch nach heutigem Stand der Technik, insbesondere durch die breite Verfügbarkeit entsprechender Geodaten mittels GIS-Analysen noch deutlich präziser und großflächiger beleuchtet werden.

Eine aktuellere Untersuchung von Doubek und Hiebl aus dem Jahr 2001 beschäftigte sich ebenfalls mit einer quantitativen Analyse des Einflusses der Siedlungsdichte auf Infrastrukturkosten. Der Fokus lag hierbei jedoch nicht auf den Kosten für bauliche Infrastruktur, sondern für soziale Dienste. Hierzu wurden insgesamt 22 Gemeinden mit unterschiedlicher Siedlungsstruktur und -dynamik ausgewählt (Doubek/Hiebl 2001: 13-18) und „in Interviews hinterfragt, welche sozialen Dienste [...] angeboten werden und wie diese Leistungen organisiert und finanziert werden“ (ebd.: 9). Die Untersuchungsgemeinden wurden nach Siedlungstypen kategorisiert und schließlich die Kosten für die sozialen Dienste (ebd.: 35-45) je Siedlungstyp untersucht. Die addierten Ausgaben für Transportkosten im Zusammenhang mit Kinderbegleitdienst, innergemeindlichem Schüler:innentransport, Heimhilfe sowie Essen auf Rädern unterscheiden sich dabei in kompakten und stark zersiedelten Orten sowie dynamischen Streusiedlungen signifikant (ebd.: 76f.).

Ähnlich zu den bereits genannten Untersuchungen verwendeten auch Einig und Spangenberg 2006 im Rahmen der Analyse „Siedlungsentwicklung und Infrastrukturkosten – Bilanzierung und Strategieentwicklung“ eine Typisierung der Siedlungsstruktur als Beschreibungsansatz. Dabei wurden 72 verschiedene Strukturtypen festgelegt, für welche anhand statistischer Datenauswertungen spezifische Nettoeinzwohner:innendichten modelliert wurden (Einig/Spangenberg 2006: 54-57). Auch hier konnte ein starker Zusammenhang zwischen Siedlungsstruktur und Kosten für sowohl soziale als auch technische Infrastruktur festgestellt werden.

Die hier knapp zusammengefassten Analysen konnten nachweisen, dass eine deutlich nachweisbare Korrelation zwischen Ausgaben für Infrastruktur und Siedlungsdichte, und somit auch mit der Zersiedelung besteht. Die erläuterten Methoden weisen zwar an vielen Stellen deutliche Stärken hinsichtlich ihrer Genauigkeit auf, sind jedoch vielfach nur sehr zeit- und ressourcenintensiv umsetzbar, was neben der vor 20 bis 30 Jahren deutlich geringeren Verfüg- und Verarbeitbarkeit von entsprechend notwendigen Daten dazu führte, dass derartige Analysen nur modellhaft oder räumlich sehr stark eingegrenzt durchgeführt wurden. Aufgrund anderer Rahmenbedingungen kann bei einer Vereinfachung der zu ermittelnden Kenngrößen auf die Gesamtlänge bestimmter Infrastruktureinrichtungen, wie hier der kommunal unterhaltenen Straßen, eine deutlich großräumigere Untersuchung angestrebt werden. Der Grad der Zersiedelung, welcher hierbei als Erklärungsgröße herangezogen wird, kann mittels verfügbarer Methoden zur Geodatenanalyse stark standardisiert

anhand verschiedener Eingangsgrößen berechnet werden, wodurch eine möglichst hohe Vergleichbarkeit der Gemeinden untereinander erreicht werden kann.

3 Messung des Zersiedelungsgrades

Um eine vergleichende Analyse des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen durchführen zu können, ist es zunächst erforderlich, den Grad der Zersiedelung zu analysieren. Im ersten Schritt wird eine im Rahmen dieser Forschungsfrage gut anwendbare Vorgehensweise zur Quantifizierung des Zersiedelungsgrades ausgewählt und beschrieben. Darauf folgend werden die Schritte der Anwendung der gewählten Methode erläutert und in Kapitel 3.3 die Ergebnisse der Analyse des Zersiedelungsgrades der Gemeinden Österreichs beschrieben.

3.1 Methodik zur Messung des Zersiedelungsgrades

Um einen großflächigen, statistischen Vergleich zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen für alle Gemeinden in Österreich zu ermöglichen, ist es aus Gründen der Ressourceneffizienz und Objektivität vorteilhaft, eine quantitative Analyse einer qualitativen vorzuziehen. Da derartige Befunde sowohl eine Grundlage für weiterführende Analysen bilden, als auch für die Bewertung bestehender und zu entwickelnder Raumordnungsinstrumente zur flächensparenden Siedlungsentwicklung eingesetzt werden können, sprachen sich auch Behnisch/Jaeger/Krüger (2018: 25) in einem Beitrag in *Nachrichten der ARL* für die Quantifizierung der Zersiedelung aus. Einen weiteren Grund zur quantitativen Messung der Zersiedelung stellt im angeführten Beitrag auch die von den Autoren am Beispiel Deutschlands kritisierte reine „Mengendiskussion“ (ebd.: 25) zum Flächenverbrauch, bei der räumliche Anordnung sowie Nutzung der Siedlungsflächen wenig bis keine Berücksichtigung finden, dar. Die angeführten Defizite treffen dabei im Wesentlichen auch auf die Diskussion in Österreich zu. Im 15. Raumordnungsbericht werden entsprechend überwiegend am Flächenverbrauch orientierte Indikatoren angeführt (Dallhammer et al. 2018: 39-42). Zwar werden neben der absoluten Flächeninanspruchnahme für Siedlungszwecke auch der Anteil der versiegelten Fläche am Dauersiedlungsraum, versiegelte Fläche je Einwohner:in sowie gewidmetes bebautes und unbebautes Bauland je Einwohner:in ermittelt, analysiert und bewertet (ebd.: 41-45), jedoch stützen sich die Ausführungen damit insgesamt auf eher simplere Indikatoren. Diese bieten zwar Vorteile hinsichtlich einfacherer Berechnung und Kommunikation, verzerren jedoch durch die allenfalls vereinfacht betrachtete Nutzungs-

dichte sowie die nicht berücksichtigte Verteilung der Siedlungsbereiche im Raum die Analyseergebnisse zu einem gewissen Grad und können daher kaum eine Vergleichsebene für alle der über 2.000 Gemeinden in Österreich schaffen. Um den Grad der Zersiedelung möglichst realitätsgetreu erfassen zu können, bedarf es daher komplexerer Analysemethoden. Als Beispiele für solche sind drei Zersiedelungsindikatoren, welche in der jüngeren Vergangenheit in Deutschland angewandt wurden, anzuführen (Schwarzak/Behnisch 2017: 80).

Der von Ackermann 2008 vorgeschlagene Indikator setzt dabei bei der Vermessung der „Form und Ausdehnung von siedlungsfreien Flächen durch geometrische Linienpaare“ (ebd.: 80) mit dem Ziel an, die Zersiedelung anhand einer ihrer unmittelbaren Folgen, dem Verlust an unversiegelten Flächen, zu messen. Während sich dieser Ansatz sehr gut zur Quantifizierung der Auswirkungen von Zersiedelungsprozessen eignet (ebd.: 80), ist er für eine vollumfängliche Messung des Zersiedelungsgrades eher weniger geeignet, da hierbei aufgrund des Fokus auf den Freiraum die Nutzungsdichte des Siedlungsraumes unbeachtet bleibt.

Einen weiteren Messansatz stellt das 2012 entwickelte Verfahren von Fina (2013: 142-159) dar. Dabei wurde Bezug auf die von Galster et al. (2001: 687-698) vorgeschlagene Definition und Messung der Zersiedelung genommen, wobei bei Fina die räumliche Anordnung der Siedlungsflächen im Vordergrund stand (Schwarzak/Behnisch 2017: 80). Der entwickelte Ansatz zur Messung der Dispersion stützt sich dabei auf zwei Teilindikatoren. Der sogenannte *Dispersion Index* stellt das Verhältnis zwischen der tatsächlichen Verteilung der Siedlungsflächen im Raum und einer errechneten, fiktiven maximalen räumlichen Dispersion im Zusammenhang mit dem *Level of urbanization* dar (Fina 2013: 149). Als zweiter Teilindikator werden sogenannte *Function Triangles* ermittelt. Diese bilden die Distanzen zwischen verschiedenen Raumnutzungsfunktionen im analysierten Gebiet ab (ebd.: 152-155). Um aussagekräftigere Ergebnisse zu erhalten, können die beiden Indikatoren auch nach Einwohner:innen und Arbeitsplätzen gewichtet werden (ebd.: 154f.). Allgemein kann der angeführte Zersiedelungsindikator, welcher sich im Wesentlichen auf Distanzmessungen zwischen einzelnen Einheiten im Raum bezieht, dadurch auch Aspekte der Nutzungsdichte mitberücksichtigen und bietet damit bereits einen entscheidenden Vorteil gegenüber dem Indikator von Ackermann. Jedoch befindet sich dieser „bisher in der Erprobungsphase“ (Schwarzak/Behnisch 2017: 81), wurde noch nicht flächendeckend angewendet und könnte auch hinsichtlich der Datenverfügbarkeit schwer durchführbar sein, weswegen er in dieser Arbeit keine Anwendung findet.

Einen weiteren Messansatz der jüngeren Vergangenheit zur quantitativen Messung der Zersiedelung stellt der 2010 entwickelte *Multiindikatoren-Ansatz* von Siedentop und Fina (ebd.: 81) dar. Mit dem Grundansatz, für verschie-

dene Auswirkungen auch einzelne Indikatoren zu verwenden (Siedentop/Fina 2010: 78), werden insgesamt neun verschiedene Indikatoren zu den drei Dimensionen *Density*, *Pattern* und *Surface* betrachtet (ebd.: 81). Die einzelnen Analysen wurden jeweils auf Rasterbasis mit einer Zellengröße von 10x10 km durchgeführt. Die Stärken dieses Ansatzes liegen dabei in seiner hohen Komplexität. Durch die Untersuchung zahlreicher Analyseschichten kann eine umfangreiche Betrachtung des Phänomens der Zersiedelung erreicht werden. Dies kann für viele Anwendungsbereiche vorteilhaft sein, stellt jedoch für die im Rahmen dieses Beitrags durchgeführte Analyse keinen sinnvollen Ansatzpunkt dar. Neben dem Aspekt, dass für den Zweck einer vergleichenden Analyse mit dem Infrastrukturaufwand für einen großen, bundesweiten Analyserraum eine weniger komplexe Beschreibung der Siedlungsstruktur, im Optimalfall nur ein Indikatorwert, vorteilhaft wäre, könnte auch die verwendete Rasterweite, welche bei Flächenstaaten wie Deutschland durchaus angemessen erscheint, im Fall einer Analyse im Maßstab Österreichs ungeeignet sein und die Siedlungsstruktur insbesondere in alpinen Regionen möglicherweise nicht hochauflösend genug abbilden.

In der Schweiz wurde 2014 von Jaeger und Schwick ein weiterer Ansatz zur Messung der Zersiedelung, der Indikator *gewichtete Zersiedelung*, vorgestellt. Dieser stellt eine Weiterentwicklung des von ebendiesen, Bertiller und Kienast bereits 2010 entwickelten Ansatzes, welcher eine Definition und Berechnung des Zersiedelungsgrades anhand der vier Indizes *Dispersion*, *Total sprawl*, *Urban permeation* und *Sprawl per capita* vorsieht (Jaeger et al. 2010a: 428f.), dar. Der ursprüngliche Ansatz wurde dabei auf Grundlage einer ebenfalls 2010 von den selben Autoren vorgenommenen vergleichenden Analyse verschiedener Definitionen und dreier Messansätze zur Zersiedelung (*Amount of urban area*, *Proximity* und *Contagion*) anhand von 13 Eignungskriterien (Jaeger et al.: 2010b: 400-403) entwickelt, da diese zu dem Ergebnis gelangte, dass die untersuchten Indikatoren einzeln betrachtet in ihrer Aussagekraft hinsichtlich einer allgemeinen Messung des Zersiedelungsgrades begrenzt sind (ebd.: 405). Der im Rahmen dieses Beitrags verwendete Indikator *gewichtete Zersiedelung*, welcher 2014 von Jaeger und Schwick als Weiterentwicklung der beschriebenen Analysemethode vorgeschlagen wurde, bindet neben den bereits zuvor entwickelten Indizes der Streuung (*Dispersion*) und der urbanen Durchdringung (*Urban Permeation*) auch die Flächeninanspruchnahme je Einwohner:in und Arbeitsplatz, oder die Nutzungsdichte in die Berechnung ein (Jaeger/Schwick 2014: 296). Als „neuer, gut dokumentierter und international anerkannter“ (Schwarzak/Behnisch 2017: 81) Untersuchungsansatz erscheint dieser geeignet für die hier durchzuführende Analyse.

Die gewichtete Zersiedelung, auch „weighted urban proliferation“ genannt, welche sich aus den angeführten Teilindikatoren zusammensetzt, wird anhand dreier Parameter errechnet: Gesamtgröße der Siedlungsfläche, Streuung

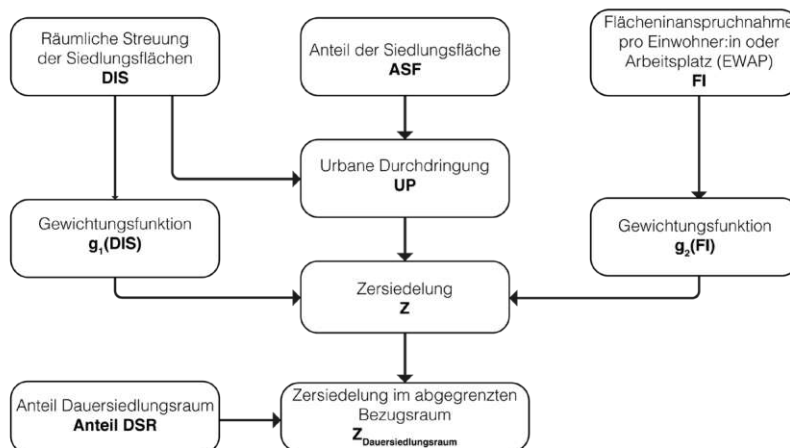


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der Rechnungsschritte zum Zersiedelungsgrad
Quelle: Schwick et al. 2018: 29, eigene Adaption

der Siedlungsfläche und Flächeninanspruchnahme je Einwohner:in und Arbeitsplatz (Schwick et al. 2018: 27) (siehe Abb. 1). Die Analyse wurde dabei bewusst auf wenige Komponenten begrenzt und umfasst beispielsweise keine Untersuchung der Eigenschaften einzelner Gebäude (ebd.: 28), da einerseits historische, gebäudespezifische Daten kaum verfügbar (Jaeger/Bertiller 2006: 12) sind und andererseits eine „Abgrenzung, welche Gebäude in die Landschaft passen und welche nicht, in vielen Fällen kontrovers“ (ebd.: 12) und quantitativ kaum zu bewältigen wäre.

Die Streuung der Siedlungsfläche beschreibt dabei die morphologische Struktur der Siedlungsräume. Hierzu werden auf Rasterbasis die Distanzen aller Mittelpunkte besiedelter Rasterzellen innerhalb des bebauten Raumes zueinander innerhalb eines festgelegten Betrachtungshorizontes gemessen und ein Mittelwert gebildet, wobei durch die sogenannte Aufwandsfunktion größere Distanzen stärker gewichtet werden und zu jeder gemessenen Distanz ein

von der Zellengröße der verwendeten Rasterdaten abhängiger Zellinnenbetrag addiert wird (ebd.: 201) (siehe Abb. 2). Da nur Entfernungen innerhalb des Betrachtungshorizontes gemessen werden, ist die genaue Festlegung dessen stark von der Maßstabsebene abhängig, für welche der Grad der Zersiedelung ermittelt werden soll. Wird hierzu ein niedriger Wert gewählt, beeinflussen entfernter gelegene Siedlungsbereiche den Grad der Zersiedelung nicht. Da die Siedlungsbereiche in der Schweiz in der Regel etwa 2 km voneinander entfernt liegen und sich dieser Wert bei mehreren Berechnungen des Zersiedelungsindex bewährt hat, empfehlen Jaeger/Schwick (2014: 300) einen Betrachtungshorizont von 2.000 m. Das Ergebnis dieser Analyse wird in der Einheit „Durchsiedelungseinheiten pro Quadratmeter Siedlungsfläche“ angegeben und liegt in der Regel im Wertebereich zwischen 0 und 50, wobei höhere Werte möglich sind. (Schwick et al. 2018: 29). Anzumerken ist hierbei, dass der Begriff „Durchsiedelungseinheit“ in vorhandener Literatur zur Messmethode nicht genauer erläutert wird.

$$DIS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{n_i} \left(\sum_{j=1}^{n_i} \left(\sqrt{\frac{2 \cdot d_{ij}}{1m} + 1} - 1 \right) + \left(\sqrt{0,97428 \cdot \frac{b}{1m} + 1,046} - 0,996249 \right) \right) \left[\frac{DSE}{m^2} \right]$$

↑
Mittelwert über alle Zellen *i*

↑
Mittelwert der gewichteten Distanzen der Zelle *i* zu jeder Zelle *j*

↑
Mittels Aufwandsfunktion gewichtete Distanz *d_{ij}* von der besiedelten Zelle *i* zur besiedelten Zelle *j*

↑
Zellinnenbetrag, abhängig von der Zellengröße *b*

↑
Einheit: Durchsiedelungseinheiten pro m²

↑
Mittelwert über alle Zellen *i*

↑
Mittelwert der gewichteten Distanzen der Zelle *i* zu jeder Zelle *j*

↑
Mittels Aufwandsfunktion gewichtete Distanz *d_{ij}* von der besiedelten Zelle *i* zur besiedelten Zelle *j*

↑
Zellinnenbetrag, abhängig von der Zellengröße *b*

↑
Einheit: Durchsiedelungseinheiten pro m²

Abbildung 2: Formel zur Berechnung der räumlichen Streuung der Siedlungsflächen
Quelle: Schwick et al. 2018: 201, eigene Adaption

Der Anteil der Siedlungsfläche innerhalb des Betrachtungsraumes wird dabei als Zahl im Wertebereich zwischen 0 und 1 angegeben (ebd.: 30).

Den dritten Parameter stellt die Flächeninanspruchnahme je Person und Arbeitsplatz dar. Während dieser Aspekt in der ursprünglichen Version des Zersiedelungsindikators noch als Nutzungsdichte definiert war und erst durch die daraus errechnete Gewichtungsfunktion der Kehrwert gebildet wird (Jaeger/Schwick 2014: 299), damit hohe Nutzungsdichten zu einem geringen Zersiedelungsgrad als Ergebnis führen, wird der Wert in neueren Publikationen von Beginn an als *Flächeninanspruchnahme pro Einwohner:in und Arbeitsplatz* definiert (Schwick et al. 2018: 29) und entsprechend gewichtet. Der Wert wird in der Einheit $m^2/EWAP$ (Quadratmeter pro Einwohner:in und Arbeitsplatz) angegeben.

Um aus diesen Komponenten schließlich einen Indikator zum Grad der Zersiedelung zu berechnen, werden diese zum Teil noch gewichtet. Die Flächeninanspruchnahme pro Einwohner und Arbeitsplatz wird dabei in Form der Gewichtungsfunktion $g_2(AD)$ (siehe Abb. 3) mit Wertebereich zwischen 0 und 1 bewertet, was sicherstellen soll, dass einerseits Räume mit besonders geringer Nutzungsdichte als stärker zersiedelt beschrieben werden und andererseits, dass „Innenstädte nicht als zersiedelt bewertet werden, obwohl der Anteil an Siedlungsfläche an der untersuchten Landschaft [...] sehr hoch ist“ (ebd.: 30). Der Aspekt der Streuung beeinflusst den gesamten Zersiedelungsindex auf zweifache Weise: Einerseits durch eine Gewichtungsfunktion $g_1(DIS)$ (siehe Abb. 4) mit Wertebereich zwischen 0,5 und 1,5, welche so festgelegt wurde, dass diese bei einer Streuung von $43,986 \text{ DSE}/m^2$, was dem schweizer Durchschnitt von 1960 entspricht, den Wert 1 annimmt, andererseits durch die urbane Durchdringung. Diese stellt das Produkt aus der Streuung und dem Anteil der Siedlungsfläche innerhalb des Betrachtungsraumes dar (siehe Abb. 5), „beschreibt den Grad, zu dem die untersuchte Landschaft von Siedlungsflächen durchdrungen ist“ (ebd.: 30) und wird wie die Streuung in der Einheit *Durchsiedelungseinheiten pro Quadratmeter* angegeben.

Um den Grad der Zersiedelung zu berechnen, wird schließlich das Produkt aus den beiden genannten Gewichtungsfunktionen und der urbanen Durchdringung (UP , *Degree of urban permeation*) gebildet (siehe Abb. 6).

$$g_2(AD) = \frac{e^{4,159 - 0,000613125 \frac{km^2}{EWAP} \cdot AD}}{1 + e^{4,159 - 0,000613125 \frac{km^2}{EWAP} \cdot AD}}$$

Abbildung 3: Formel $g_2(AD)$
Quelle: Schwick et al. 2018: 202

$$g_1(DIS) = 0,5 + \frac{e^{0,294432 \frac{m^2}{DSE} \cdot DIS - 12,955}}{1 + e^{0,294432 \frac{m^2}{DSE} \cdot DIS - 12,955}}$$

Abbildung 4: Formel $g_1(DIS)$
Quelle: Schwick et al. 2018: 202

$$UP = ASF \cdot DIS$$

Abbildung 5: Formel UP
Quelle: Schwick et al. 2018: 29

$$Z = UP \cdot g_1(DIS) \cdot g_2(AD)$$

Abbildung 6: Formel Z
Quelle: Schwick et al. 2018: 29

Da sich der so errechnete Wert des Zersiedelungsgrades auf die gesamte Fläche des Untersuchungsraumes bezieht, ist es zudem „sinnvoll, unbebaubare Flächen aus den Bezugsräumen auszuklammern“ (ebd.: 35). Schwick et al. (2018: 230) nahmen diese Abgrenzung mittels verschiedener Datenquellen zu den einzelnen Ausschlussflächen vor. Da für Österreich durch die Statistik Austria Erhebungen zum Dauersiedlungsraum durchgeführt werden, ist dieser Schritt hier nicht notwendig. Um die Eingrenzung des Bezugsraumes vorzunehmen, muss der Zersiedelungsindikator lediglich nachträglich durch den Anteil der Siedlungsfläche am Dauersiedlungsraum dividiert werden (siehe Abb. 7), da „in den unbesiedelbaren Gebieten in der Regel keine Siedlungsflächen liegen [und sich daher] die Werte der Dispersion, die Zahl der Einwohner:innen und Arbeitsplätze sowie der Wert der Flächeninanspruchnahme pro Person nicht“ (ebd.: 37) ändern.

$$Z_{\text{Dauersiedlungsraum}} = \frac{Z}{\text{Anteil DSR}}$$

Abbildung 7: Formel $Z_{\text{Dauersiedlungsraum}}$
Quelle: Schwick et al. 2018: 37, eigene Darstellung

Dass bei dieser Analysemitmethode mit dem Anteil des Siedlungsraumes am Dauersiedlungsraum auch ein Aspekt in den Grad der Zersiedelung miteinbezogen wird, von dem nicht anzunehmen ist, dass dieser die Länge der Gemeindestraßen beeinflusst, sollte im Rahmen dieser Analyse dennoch zunächst kein Problem darstellen, da bei der Messung des Zersiedelungsgrades auch die beiden anderen genannten Parameter berücksichtigt werden.

3.2 Durchführung der Analyse der gewichteten Zersiedelung

Um den Grad der Zersiedelung gemäß der beschriebenen Methodik für alle Gemeinden Österreichs zu berechnen, ist zunächst die Akquise geeigneter Datenquellen auf Gemeindeebene erforderlich.

Die Berechnung der Streuung der Siedlungsflächen erfordert allgemein einen georeferenzierten Datensatz zu bebauten und unbebauten Flächen. Als intuitivste Vorgehensweise erscheint hierbei zunächst die Verwendung der digitalen Landbedeckungskartierung *CORINE Land Cover*. Da der Datensatz jedoch gemäß dessen technischer Spezifikation nur Flächen über 25 Hektar erfasst (European Environment Agency 2017), kann diese Kartierung insbesondere hinsichtlich der Erfassung von kleinen Siedlungsräumen, welche erheblich zur Zersiedelung beitragen, deutliche Unschärfen aufweisen und wäre somit nur bedingt zur Erfassung der räumlichen Streuung der Siedlungsflächen geeignet. Eine präzisere Möglichkeit der Abgrenzung bietet hierbei der Datensatz *Dauersiedlungsraum* der Statistik Austria, welcher eine auf 250 m-Rasterzellen basierte räumliche Klassifizierung von nicht bebaubaren, bebaubaren und bebauten Flächen nach der 2008 von Wonka (432-435) entwickelten Methode zur Neuabgrenzung des Dauersiedlungsraumes zum Datenstand 2011 (Statistik Austria 2020) enthält. Da dies der aktuellste verfügbare Datensatz ist, werden auch die im Folgenden erläuterten weiteren zur Analyse erforderlichen Datensätze mit Datenstand 2011 verwendet.

Der Anteil der Siedlungsfläche am Bezugsraum wird ermittelt, indem die Siedlungsfläche aus dem beschriebenen Datensatz berechnet und durch die Gesamtfläche der jeweiligen Gemeinde, welche mittels GIS aus den Geodatenansätzen der Statistik Austria zur Verwaltungsgliederung des Bundesgebietes in politische Gemeinden (Gebietsstand 2011) errechnet werden kann, dividiert wird. Eine Differenzierung zwischen bebaubaren und nicht bebaubaren Flächen wird zu einem späteren Zeitpunkt in einem zusätzlichen Schritt vorgenommen.

Die Flächeninanspruchnahme pro Einwohner:in und Arbeitsplatz kann mithilfe von einem der angeführten und einem weiteren Datensatz ermittelt werden. Die Anzahl an Einwohner:innen und Beschäftigten in den Arbeitsstätten kann auf Gemeindeebene anhand der Daten der Abgestimmten Erwerbsstatistik 2011 und die Flächen der Gemeinden jeweils mittels Geoinformationssystem aus der Gliederung in politische Gemeinden berechnet werden.

Da das für die Berechnung der gewichteten Zersiedelung gemäß der beschriebenen Methodik entwickelte Tool *Urban Sprawl Metrics* kostenlos online zur Verfügung steht (Wetzel 2020), kann der Zersiedelungsgrad bei Verfügbarkeit der entsprechenden Datengrundlagen mit

wenig Aufwand berechnet werden. Das in die „Standard ArcGIS-Toolbox [implementierte]“ (ebd.: 48) Werkzeug erlaubt eine individuelle Festlegung des Betrachtungshorizontes und erfordert darüber hinaus lediglich die Festlegung eines Rasterdatensatzes, welcher die Informationen zu den bebauten und unbebauten Flächen enthält sowie einen Vektordatensatz mit den statistischen Einheiten, für welche der Grad der Zersiedelung berechnet werden soll (in diesem Fall die Gemeinden) und der Anzahl an Einwohner:innen und Arbeitsplätzen je Einheit.

Zur Durchführung der Analyse müssen die verwendeten Datengrundlagen zunächst entsprechend vorbereitet werden, damit alle Informationen in verwendbarer Form vorliegen. Zur Berechnung der räumlichen Streuung der Siedlungsflächen muss ein Rasterdatensatz mit dem Wert 1 für bebaute und 0 für unbebaute Flächen vorliegen. Da der verwendete Datensatz *Dauersiedlungsraum* der Statistik Austria zwar Rasterdaten enthält, diese jedoch technisch als Vektordaten vorliegen, ist es zunächst erforderlich, diese in einen tatsächlichen Rasterdatensatz zu konvertieren, wofür das Tool *Feature to Raster* verwendet wird. Mit dem Werkzeug *Reclassify* werden den Rasterzellen, welche für *nicht Dauersiedlungsraum* den Wert 1, für *besiedelbaren Raum* den Wert 2 und für *Siedlungsraum* den Wert 3 aufweisen, neue Werte zugewiesen, sodass bebaute Zellen den Wert 1 und alle übrigen den Wert 0 annehmen. Der zweite verwendete Datensatz mit den Grenzen der zu untersuchenden Gemeinden wird dabei mittels Table Join mit einer Tabelle verknüpft, in der die Summe der davor mit einem Tabellenkalkulationsprogramm addierten Zahlen zu Beschäftigten in den Arbeitsstätten sowie Einwohner:innen jeder Gemeinde aus der Abgestimmten Erwerbsstatistik 2011 der Statistik Austria enthalten ist.

Mit den vorliegenden Daten kann die Berechnung der gewichteten Zersiedelung mit dem Tool vorgenommen werden, wobei für den zu wählenden Betrachtungshorizont der empfohlene und voreingestellte Wert von 2.000 m angegeben wird. Die Berechnungsergebnisse werden anschließend in dem Vektordatensatz mit den Gemeindegrenzen in einem neuen Feld gespeichert, wobei die Zwischenergebnisse der einzelnen Berechnungsschritte ebenfalls in zusätzlichen Feldern angegeben werden. Da bei dem so berechneten Wert für die gewichtete Zersiedelung nicht zwischen bebaubarer und nicht bebaubarer Fläche unterschieden wird und sich dieser somit auf die Gesamtflächen der Gemeinden bezieht, muss ein abschließender Berechnungsschritt durchgeführt werden, damit sich die Ergebnisse korrekterweise nur auf den Dauersiedlungsraum beziehen. Hierbei ist, wie in Kapitel 3.1 beschrieben, lediglich eine Anpassung des Bezugsraumes hinsichtlich des Parameters *Anteil der Siedlungsfläche (ASF)* vorzunehmen. Da die gewichtete Zersiedelung aus dem Produkt der Teilindikatoren berechnet wird, muss der Wert lediglich durch den Anteil des Dauersiedlungsraumes an der gesamten Gemeindefläche dividiert werden. Da die

intuitivste Methode, diesen Anteil aus dem Tabellendatensatz *Dauersiedlungsraum der Gemeinden* zu ermitteln, aufgrund unterschiedlicher Gebietsstände der Gemeindedaten nicht möglich ist, ist es erforderlich, diesen für den verwendeten Gebietsstand von 2011 zu berechnen. Hierzu werden der bereits verwendete Rasterdatensatz im Vektorformat sowie der Datensatz mit den entsprechenden Gemeindegrenzen nochmals verwendet. Zunächst werden die Flächen der einzelnen Gemeinden mit dem Werkzeug *Calculate Area* berechnet. In einem zweiten Schritt werden mit dem Tool *Intersect* die Flächen des Dauersiedlungsraums an den Gemeindegrenzen durchtrennt. Anschließend werden aus dem neuen Datensatz mit Gemeindegrenzen und Daten zum Dauersiedlungsraum mittels SQL-Abfrage diejenigen Flächen ausgewählt, welche dem Dauersiedlungsraum entsprechen. Dies trifft auf den Siedlungsraum und auf den besiedelbaren Raum zu, wobei folgende Abfrage verwendet wurde:

```
SELECT * FROM dsr_gem_intersect WHERE „NAME_1“ = ‚Besiedelbarer Raum‘ OR „NAME_1“ = ‚Siedlungsraum‘
```

Die Größe der Flächen wird wiederum mit dem Werkzeug *Calculate Area* berechnet. Anschließend werden diese mit dem Tool *Summarize* zur Summe je Gemeinde aggregiert, wodurch schließlich ein Datensatz entsteht, welcher sowohl die Fläche des Dauersiedlungsraumes als auch die Gesamtfläche jeder Gemeinde enthält. In einem letzten Schritt wird die Division der Fläche des Dauersiedlungsraumes durch die Gesamtgemeindefläche vorgenommen. Hierzu wird die entsprechende Datentabelle nun mittels *Table Join* mit dem Datensatz, welcher die Werte der gewichteten Zersiedelung enthält, verknüpft und diese

entsprechend durch den Anteil des Dauersiedlungsraumes dividiert, wodurch das korrekte Endergebnis für die gewichtete Zersiedelung berechnet ist.

3.3 Gewichtete Zersiedelung in den Gemeinden Österreichs

Auf Grundlage der in den vorigen Kapiteln beschriebenen Methode wurde der Zersiedelungsgrad jeder der zum Gebietsstand 2011 rund 2380 Gemeinden Österreichs in der Einheit DSE/m² (Durchsiedelungseinheiten pro Quadratmeter) berechnet.

Bei Betrachtung der Verteilung der errechneten Werte der gewichteten Zersiedelung (siehe Abb. 8) ist zunächst festzustellen, dass diese in Österreich im Wertebereich zwischen 0 DSE/m² (Wien Innere Stadt, Mariahilf, Neubau und Josefstadt) und 63,97 DSE/m² (Hirtenberg, NÖ) liegen mit einem Durchschnittswert von 21,73 DSE/m². Während 718 Gemeinden eine gewichtete Zersiedelung zwischen 16 und 24 DSE/m² aufweisen, werden Werte unter 1 DSE/m² nur selten erreicht. Mit Ausnahme von sieben Gemeinden ist dies nur bei zehn der Wiener Gemeindebezirke der Fall, wobei sich die betreffenden Kommunen hinsichtlich ihrer Einwohner:innenanzahl zwar stark unterscheiden, jedoch mit Ausnahme von Weiden an der March (77,1 %), Wien-Leopoldstadt (84,6 %), Wien-Ottakring (81,1 %) und Wien-Brigittenau (85,3 %) sehr hohe Werte für den Anteil des Dauersiedlungsraums an der Gesamtfläche zwischen 98 und 100 % aufweisen. Besonders hohe Werte über 55 DSE/m² sind in den Gemeinden Judendorf-Straßengel (55,21 DSE/m²), Kennelbach (56,76 DSE/m²), Maria Enz-

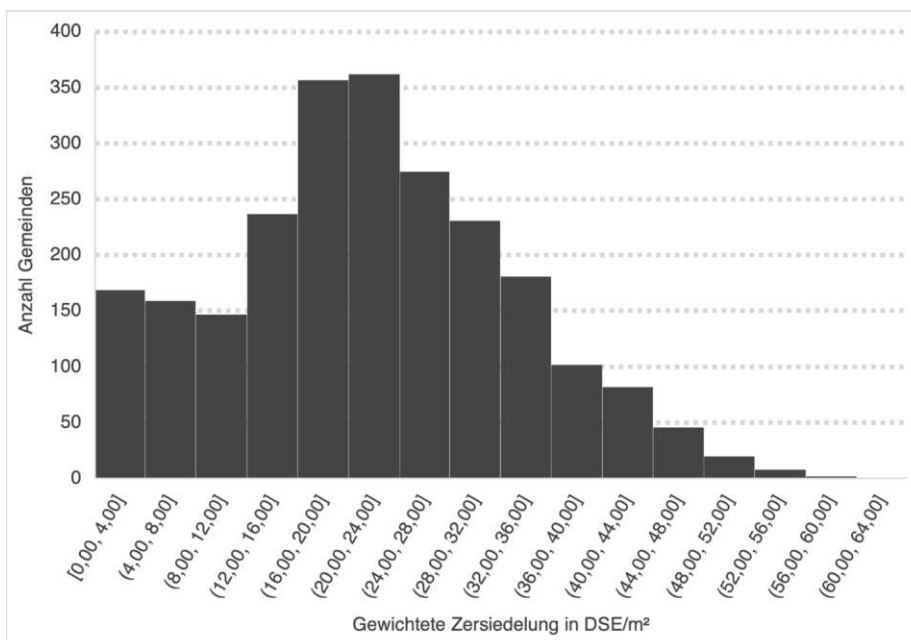


Abbildung 8: Histogramm der berechneten Zersiedelungsgrade
 Quelle: Statistik Austria 2011a; 2011b; 2016, Wetzels; 2020, eigene Darstellung

ersdorf (56,96 DSE/m²) und Hirtenberg (63,97 DSE/m²) zu beobachten. Auffällig ist hierbei, dass die genannten Gemeinden mit Ausnahme von Hirtenberg ausschließlich im Umfeld zentralerer Orte liegen.

Bei der räumlichen Betrachtung der Berechnungsergebnisse ist diese Tendenz zu höheren Werten der gewichteten Zersiedelung im Umland größerer Städte verstärkt zu beobachten. Besonders um Graz, Klagenfurt und Salzburg ist dies deutlich ausgeprägt, wobei um Wien nur bei Gemeinden im nordwestlichen, westlichen und südwestlichen Umland ein hoher Zersiedelungsgrad ermittelt wurde, wohingegen für die restlichen Umlandgemeinden eher niedrigere Werte errechnet wurden. Zudem wurden mit Ausnahme von Wien selbst für Großstädte teils hohe Werte berechnet. So wurde beispielsweise für Graz eine gewichtete Zersiedelung von 46,55 DSE/m² ermittelt. Besonders niedrige Zersiedelungsgrade sind vor allem im Burgenland, in einigen alpin geprägten Gemeinden in Kärnten, Salzburg und der Steiermark sowie im Waldviertel, Weinviertel und vielen niederösterreichischen Gemeinden südöstlich von Wien zu beobachten. Besonders hohe Werte für die gewichtete Zersiedelung sind über die bereits angeführten Umlandbereiche der Zentralräume hinaus auch allgemein in Vorarlberg, in einigen Gemeinden im Süden Oberösterreichs sowie im Inntal in Tirol festgestellt worden.

Allgemein wurden durch die verwendete Berechnungsmethode insgesamt vergleichsweise hohe Werte ermittelt. Schwick et al. (2018: 66) empfehlen für deren Untersuchung der Gemeinden der Schweiz folgende Klassifizierung der Werte der gewichteten Zersiedelung:

- 4-6 DSE/m²- schwache Zersiedelung
- 6-10 DSE/m²- mittelhohe Zersiedelung
- 10-16 DSE/m²- hohe Zersiedelung
- 16-30 DSE/m²- sehr hohe Zersiedelung sowie
- >30 DSE/m²- extrem hohe Zersiedelung

Demnach weisen über 400 österreichische Gemeinden eine extrem hohe Zersiedelung auf, darunter auch Großstädte wie Graz (46,55 DSE/m²) und Salzburg (37,48 DSE/m²). Die stark unterschiedlichen berechneten Zersiedelungsgrade lassen den Schluss zu, dass eine der verwendeten Datengrundlagen möglicherweise nur bedingt für die Analysemethode geeignet ist. Da anzunehmen ist, dass die amtlich erhobenen Daten zu Einwohner:innen und Arbeitsplätzen auf Gemeindeebene hinreichend genau erfasst werden, kann nur der Datensatz *Dauersiedlungsraum* ursächlich für die analytische Unschärfe sein. Da auch hierbei die angewandte Methode zur Ermittlung der Daten nicht auf eine ungenaue Erfassung schließen lässt, ist anzunehmen, dass die Größe der Rasterzellen von 250 m möglicherweise ursächlich für die Unschärfe ist: Einerseits aufgrund des höheren Zellinnenbetrags und andererseits aufgrund einer möglichen Überschätzung der Siedlungsfläche. Auch wurden bei anderen Untersuchungen mit der selben Analysemethode meist Daten mit höherer Auflösung verwendet. So wurde die angeführte Untersuchung von Schwick et al. (ebd.: 69) mit hochauflösenden Vektordaten aus der Schweizer Arealstatistik durchgeführt. Eine flächendeckende Analyse der Gemein-

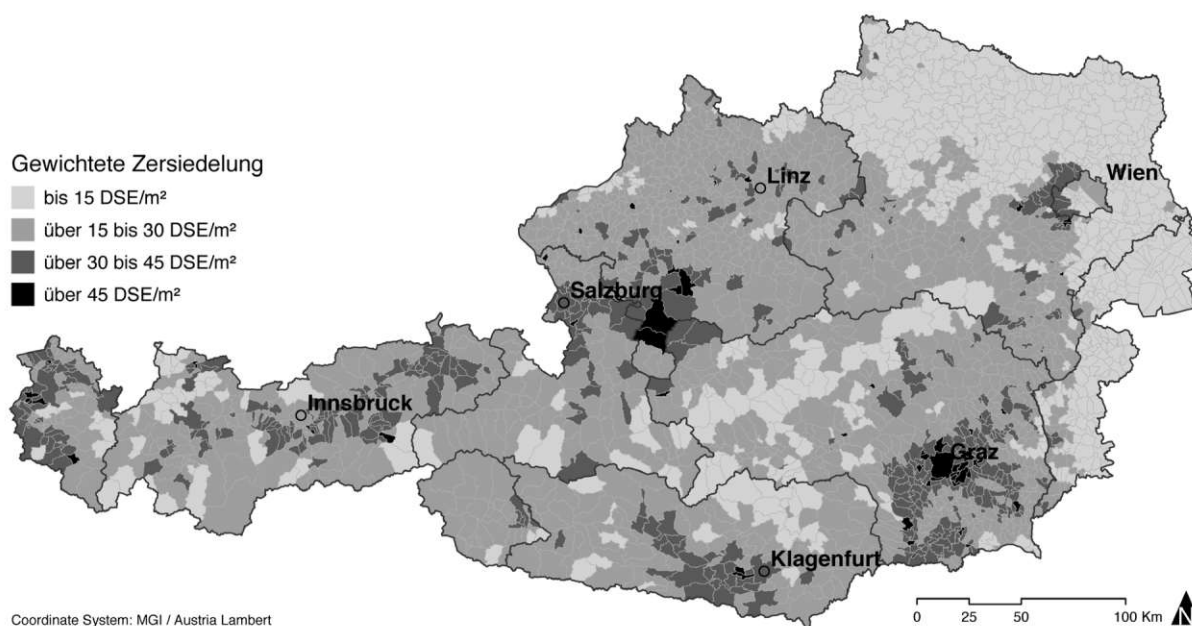


Abbildung 9: Karte der berechneten Zersiedelungsgrade

Quelle: Statistik Austria 2011a; 2011b; 2016, Wetzels; 2020, eigene Darstellung

den in Deutschland aus dem Jahr 2017, welche eine maximale gewichtete Zersiedelung von 45,11 DSE/m² ergab, stützte sich auf genauere Vektordaten aus dem digitalen Basislandschaftsmodell, welche auf Basis von 15m-Rasterzellen generalisiert zur Berechnung verwendet wurden (Schwarzak/Behnisch 2017: 85-89). Da jedoch trotz der genannten Unschärfe auch teilweise durchaus plausible Werte berechnet wurden und derzeit keine genaueren Datengrundlagen für eine erneute Analyse vorliegen, werden die hier ermittelten Berechnungsergebnisse der Messung des Zersiedelungsgrades dennoch in der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Gemeindestraßenlänge in Kapitel 5 Anwendung finden.

4 Messung der Länge der Gemeindestraßen

Um den Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und der Länge der Gemeindestraßen untersuchen zu können, bedarf es mangels vorhandener flächendeckender Daten auf Gemeindeebene zur Kommunalstraßenlänge eines eigenen Ansatzes um diese zu berechnen. Eine Methode mit einer möglichen Datenquelle hierzu, die Schritte zur Anwendung dieser sowie die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchung werden im Folgenden näher erläutert.

4.1 Methodik zur Messung der Straßenslängen

Um die Länge der Gemeindestraßen als zweite Komponente im Rahmen der Analyse dieser Arbeit ermitteln zu können, bedarf es aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit einer eigenen Auswertung von bestehenden Geodaten. Die hier zu ermittelnden Infrastrukturlängen von kommunal unterhaltenen Straßen werden in Österreich nicht flächendeckend einheitlich publiziert, wenngleich einzelne Gemeinden und Bundesländer diesbezügliche Daten veröffentlichen. Da der hier auf das gesamte Bundesgebiet der Republik Österreich festgelegte Untersuchungsraum aufgrund seiner Größe ressourcenbedingt kaum eine Auswertung einzelner kommunaler Datensätze, welche ohnehin nicht in standardisierter Form vorliegen, zulässt und eine händische Erfassung mit sehr hohem Aufwand verbunden wäre, erfordert diese Analyse eine einheitliche Datengrundlage, anhand derer die benötigten Straßennetzlängen ermittelt werden können. Da zum Zeitpunkt der Recherche keine methodenbezogene Literatur zu derartigen Analysen vorliegt, wird zunächst der Ansatz gewählt, anhand der Quellenangaben bestehender Analysen zu den Längen der Straßennetze mögliche Anhaltspunkte zu ermitteln, wie diese berechnet werden können. Datenauswertungen zu den Netzlängen der Straßeninfrastruktur publiziert beispielsweise das Bundesmi-

nisterium für Verkehr, Innovation und Technologie im Rahmen der *Statistik Straße und Verkehr* (Abteilung IV/IVVS1 2020: 4). Dort werden unter anderem auch aktuelle Zahlen zu den Infrastrukturlängen von Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen veröffentlicht, jedoch nur auf Länderebene, wodurch diese Daten für die hier durchzuführende Analyse nicht ausreichend präzise sind. Jedoch weisen die Angaben zu den dort verwendeten Datenquellen auf eine geeignete Möglichkeit zur Erfassung der Netzlängen hin. Die im Rahmen der Untersuchung ausgewertete Datengrundlage, die Graphenintegrationsplattform des Österreichischen Instituts für Verkehrsdateninfrastruktur, bildet, alle zwei Monate aktualisiert, sämtliche Verkehrswege innerhalb Österreichs ab und enthält präzise Informationen zu den einzelnen Infrastrukturabschnitten. Mit dem Anspruch, eine einheitliche und vollständige räumliche Referenzbasis für alle Verkehrsnetze zu schaffen, werden bei der Graphenintegrationsplattform verschiedene Datenbanken und GIS-Systeme von einer Vielzahl an Datenbereitstellenden, beispielsweise der ASFINAG, Verkehrsverbänden und den Bundesländern, zur Verkehrsinfrastruktur zu einem zentralen Datenmodell zusammengefasst (Kollarits 2011: 106-110). Da dieser Datensatz auch Angaben zu den Unterhaltszuständigkeiten der einzelnen Infrastrukturabschnitten enthält, können daraus mit überschaubarem Aufwand die hier untersuchten kommunal instand gehaltenen Straßen extrahiert und deren Gesamtlänge je Gemeinde anschließend mittels GIS ermittelt werden. Daraus kann schließlich die Länge der Gemeindestraßen je Einwohner:in und Arbeitsplatz für jede der untersuchten Gemeinden ermittelt werden. Wenngleich bei der Graphenintegrationsplattform keine absolute Gewähr auf Vollständigkeit vorliegt, kann dennoch davon ausgegangen werden, dass die Daten in den meisten Gemeinden vollständig sind, da diese, wie bereits angeführt, von offiziellen Stellen bereitgestellt werden. Die Bezugnahme zu Einwohner:innen und Arbeitsplätzen findet hierbei Anwendung, damit ein Vergleich zwischen den unterschiedlich großen Gemeinden möglich ist.

4.2 Messung der Straßenslängen mithilfe der Graphenintegrationsplattform

Um die Straßennetzlängen der Gemeindestraßen für alle Gemeinden Österreichs mittels der zuvor angeführten Vorgehensweise zu berechnen, ist zunächst die Sichtung und Analyse der Struktur des verwendeten Datensatzes erforderlich, da die in Kapitel 4.1 beschriebene Methode auf Grundlage einer konkreten Datenquelle entwickelt wurde.

Der hierbei verwendete Datensatz, die Graphenintegrationsplattform **GIP.at**, ist eine umfassende Datenbank zur Verkehrsinfrastruktur in Österreich (ikp Salzburg GmbH 2018: 6). Da hierbei auch die Geometrie der Infrastrukturabschnitte in Form von Vektordaten erfasst ist, können anhand dieser mittels GIS auch die Längen der Abschnitte

errechnet werden. Das georeferenzierte, aus Knoten und Kanten aufgebaute Basisnetzwerk enthält zudem auch weiterführende Informationen zu den einzelnen Infrastrukturabschnitten. Diese Informationen sind zur Ermittlung der zu untersuchenden kommunal unterhaltenen Straßen von zentraler Bedeutung. Allgemein enthält der Datensatz folgende Informationen zu den Kanten:

- Abschnittsname
- Subnetz
- Abschnittskategorie
- Status
- Bauliche Struktur
- Verkehrsbedeutung
- Erhalter
- Regionalcode

(Fellendorf/Habenstreit 2019: 26)

Für die weitere Analyse werden dabei die Daten zu den Merkmalen *Abschnittskategorie*, *Status*, *Verkehrsbedeutung*, *Erhalter* und der *Regionalcode* ausgewertet.

Die Geodatenanalyse zu den Gesamtlängen der kommunal unterhaltenen Straßen je Gemeinde wird dabei in fünf Schritten vorgenommen. Zuerst werden mittels SQL-Abfrage die entsprechenden Infrastrukturabschnitte gefiltert, sodass nicht zu untersuchende Abschnitte, wie beispielsweise Autobahnen, Eisenbahnstrecken oder Forstwege nicht in die weiteren Berechnungen miteinbezogen werden. Darauf folgend werden die verbleibenden Linienabschnitte an den Gemeindegrenzen getrennt und den entsprechenden Gemeinden zugeordnet. Daraus können deren Längen, welche im dritten Schritt berechnet werden, im vierten Schritt aggregiert werden, womit die Gesamtnetzlänge je Gemeinde vorliegt. Im letzten Schritt wird die Straßenlänge jeder Gemeinde durch die Summe der Einwohner:innen und Arbeitsplätze dividiert, um schließlich die Gemeindestraßenlänge je Einwohner:in und Arbeitsplatz zu berechnen.

Um die für die weitere Analyse relevanten Straßenabschnitte aus dem gesamten Datensatz zu extrahieren, wird zunächst eine SQL-Abfrage formuliert, welche nur Abschnitte erfasst, welche die folgenden Bedingungen erfüllen:

- Im Betrieb
- Von den Gemeinden unterhalten
- In Österreich befindlich

Die erste der genannten Bedingungen kann intuitiv durch das Merkmal *Status* (BAUSTATUS) abgefragt werden. Da hierbei, möglicherweise aufgrund verschiedener Klassifizierungen der Straßen in den unterschiedlichen in der GIP zusammengefassten Datensätzen, nicht alle kommunal unterhaltenen Straßen erfasst sind, wird dieser Teil der Abfrage um einen Ausdruck erweitert, welcher anhand der im Datensatz enthaltenen Information zur Zuständigkeit für die Erhaltung auch weitere Abschnitte miteinbezieht, welche durch die *Abschnittskategorie* nicht erfasst werden. Da die sehr umfassende Datenbank zu den Erhalter:innen der Straßen in den Bundesländern und Bezirken nicht einheitlich geführt wird, existieren hierbei zahlreiche Ausprägungen *Sonstige*, welche ebenfalls miteinbezogen werden müssen, um alle relevanten Abschnitte zu erfassen. Da dadurch jedoch wiederum viele privat unterhaltene Infrastrukturabschnitte wie beispielsweise Wege der inneren Erschließung, Parkplätze oder Forstwege erfasst werden, wird dieser Teil der Abfrage um einen Ausdruck ergänzt, welcher ausschließlich Sammelstraßen, Straßen des innerörtlichen Netzes, Gemeindeverbindungsstraßen sowie Straßen des regionalen, zentralörtlichen, transregionalen und transnationalen Netzes, wobei hinsichtlich der beiden letzteren anzunehmen ist, dass diese selten kommunal erhalten werden, über das Merkmal *Verkehrsbedeutung* (FRC) miteinbezieht. Die Verortung im Bundesgebiet Österreichs, kann mittels eines Ausdrucks bewerkstelligt werden, welcher nur mit AT beginnende Ausprägungen des Merkmals *Regionalcode* (REGCODE) erfasst, da die Graphenintegrationsplattform zum Teil auch in Nachbarländern gelegene Infrastrukturabschnitte enthält. Da die Analyse des Zersiedelungsgrades zum Datenstand 2011 erfolgt, wäre es auch bei der Errechnung der Infrastrukturnetzlängen vorteilhaft, nur Abschnitte in die Berechnung miteinzubeziehen, welche zu diesem Zeitpunkt bereits im Betrieb waren. Jedoch ist anzunehmen, dass durch das Attribut *Gültigkeitsdatum* nicht zuverlässig alle im Jahr 2011 im Betrieb befindlichen Straßen erfasst werden, weshalb das Gültigkeitsdatum hier keine Berücksichtigung findet und die daraus resultierende analytische Unschärfe in Kauf genommen werden muss. Der Ausdruck für die gesamte SQL-Abfrage, wobei die Attributausprägungen im Basisdatensatz nur mit Codes angegeben werden, welche auf sogenannte Lookuptabellen (Geoland.at 2020a) verweisen, lautet daher:

```
SELECT * FROM EDGE_OGD WHERE „BAUSTATUS“ = 5
AND
(„FRC“ >= 0 AND „FRC“ <= 7
AND
((„sust_int“ > 10100 AND „sust_int“ < 10933) OR („sust_int“ > 20100 AND „sust_int“ < 71002) OR („sust_int“ > 80100 AND „sust_int“ < 99002 ) OR („sust_int“ = 900009)) OR („EDGE CAT“ = ‚G‘))
AND
„REGCODE“ LIKE ‚AT%‘
```

Das Feld *sust_int* beinhaltet dabei den Zahlenwert des Attributs *Erhalter*, da im originalen Datensatz auch nicht numerische Ausprägungen des Feldes bestehen, welche jedoch ausschließlich für nicht kommunale Erhalter verwendet werden, und diese in mit SQL-Operatoren intuitiver verwendbare Integer-Werte umgewandelt wurden.

Die Teilung der verbleibenden Straßenabschnitte an den Gemeindegrenzen wird durch das Tool *Intersect* vorgenommen. Durch diesen Schritt sind die Abschnitte in jedem Fall eindeutig einer Gemeinde zuordenbar, selbst wenn die einzelnen Geobjekte im ursprünglichen Datensatz über Gemeindegrenzen hinaus reichen. Die Zuordnung der Straßenabschnitte zu den Gemeinden wird ebenfalls in diesem Schritt vorgenommen.

Im dritten Schritt werden anhand der Daten zur Geometrie der Abschnitte deren Längen durch das Tool *Calculate Geometry* berechnet.

Im letzten Schritt werden die so ermittelten Längen durch das GIS-Tool *Summarize* je Gemeinde aggregiert und so die Gesamtnetzlänge der Gemeindestraßen für jedes Gemeindegebiet berechnet sowie die ermittelten Werte durch die Summe Anzahlen der Einwohner:innen und Beschäftigten in den Arbeitsstätten gemäß der Abgestimmten Erwerbsstatistik 2011 je Kommune dividiert.

4.3 Gemeindestraßenlängen in den Gemeinden Österreichs

Hinsichtlich der Ergebnisse der erläuterten Berechnungsmethode zur Länge der Gemeindestraßen je Einwohner:in und Arbeitsplatz kann zunächst festgestellt werden, dass diese in über 700 der rund 2.300 Gemeinden Österreichs im Bereich zwischen 6 und 12 m liegt (siehe Abb. 10). In 129 Gemeinden ergab die Berechnung eine Straßenlänge von 0 bis 3 m je Einwohner:in und Arbeitsplatz sowie in 46 Gemeinden über 54 m. Der Wertebereich der Analyse reicht von 0 m bis zu 96,5 m, wobei der Wert 0 in fünf Gemeinden, von denen vier im Bundesland Salzburg und eine in Vorarlberg liegen, erreicht wird. Den Maximalwert von 69,5 m je Einwohner:in und Arbeitsplatz erreicht die Gemeinde Gressenberg im Bundesland Steiermark. Der ungewichtete Mittelwert über alle 2.379 Gemeinden Österreichs zum Gebietsstand 2011 liegt bei etwa 16,08 m. Insgesamt ist bei genauer Betrachtung der Berechnungsergebnisse jedoch festzustellen, dass in vielen Gemeinden in den Bundesländern Salzburg und Vorarlberg teils sehr niedrige Werte zu beobachten sind. Den niedrigsten Wert, welcher außerhalb dieser Bundesländer ermittelt wurde, stellen 0,37 m Straßenlänge im Wiener Gemeindebezirk Neubau dar, wobei ungeachtet der fünf Gemeinden, für welche 0 m errechnet wurden, 13 Kommunen, von denen alle Salzburg oder Vorarlberg liegen, noch niedrigere Werte aufweisen. Da dies bei augenscheinlicher Betrachtung wenig plausibel erscheint, ist anzunehmen, dass bei den vorliegenden Daten der Graphenintegrationsplattform in den genannten Bundesländern Inkonsistenzen bestehen und die Berechnungsergebnisse sollten daher entsprechend kritisch betrachtet werden. Eine fallweise

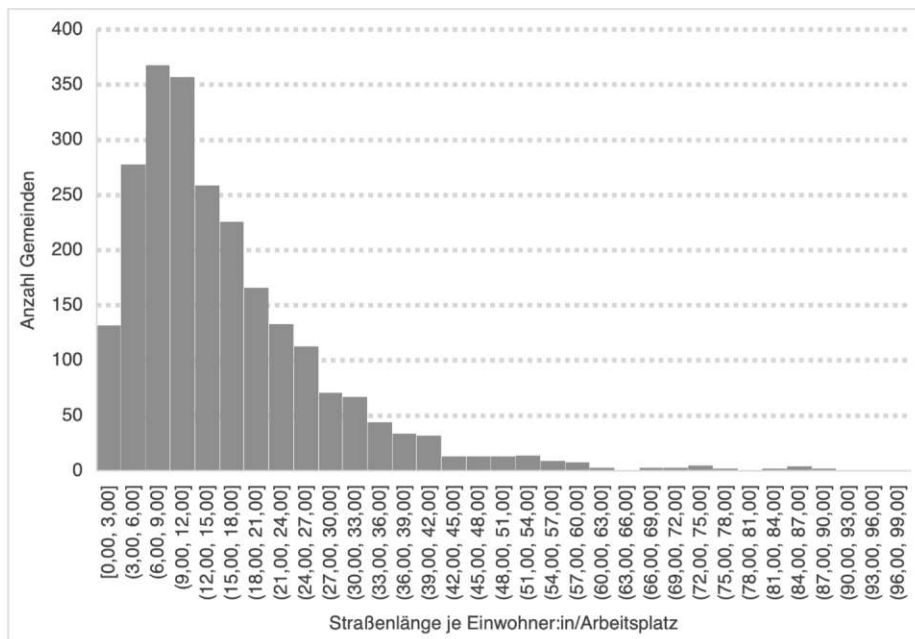


Abbildung 10: Histogramm der berechneten Gemeindestraßenlängen
 Quelle: geoland.at 2020b, Statistik Austria 2011a; 2011b, eigene Darstellung

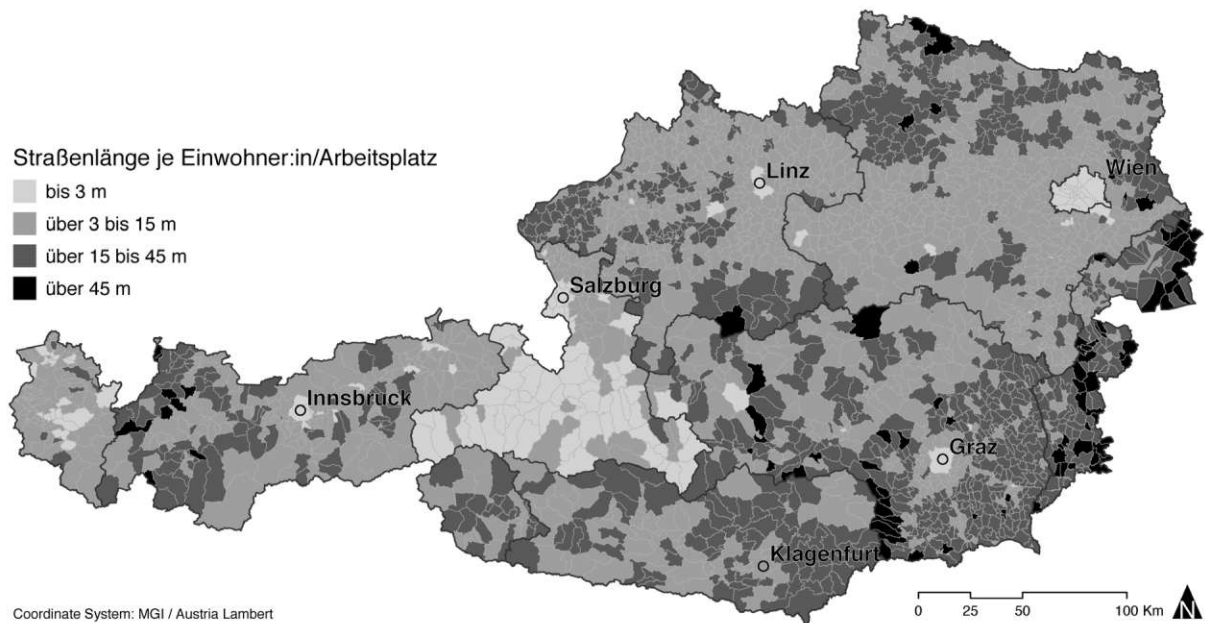


Abbildung 11: Karte der berechneten Gemeindestraßenlängen
 Quelle: geoland.at 2020b, Statistik Austria 2011a; 2011b, eigene Darstellung

Prüfung für die Gemeinde St. Gerold in Vorarlberg, bei der eine Straßenlänge von 0 m berechnet wurde, hat dabei gezeigt, dass die Gemeindestraßen dort im Datenmodell als Gemeindewege bezeichnet werden und die Annahme entsprechend bestätigt. Da die Kategorie *Gemeindeweg* jedoch auch für Infrastrukturabschnitte verwendet wird, welche im Rahmen dieser Analyse nicht erfasst werden sollen und eine weitere Differenzierung nicht möglich ist, können analytische Unschärfen in Vorarlberg nicht ausgeschlossen werden. Die beispielhafte Überprüfung der Gemeinde Großmain im Bundesland Salzburg bestätigt hierbei eine ähnliche Problematik. Dort sind Gemeindestraßen als *Sonstige Straßen* definiert und das *Land Salzburg* als Erhalter angegeben. Ein Vergleich der auf Bundesländerebene aggregierten berechneten absoluten Straßenlängen mit den Werten der *Statistik Straße und Verkehr* des Bundesministeriums für Verkehr Innovation und Technologie lässt die Annahme zu, dass die Berechnungsergebnisse für die Gemeinden in den übrigen Bundesländern plausibel sind (Abteilung IV/IVVS1 2020: 4).

Bei räumlicher Betrachtung der Analyseergebnisse ist festzustellen, dass mit Ausnahme der Bundesländer Vorarlberg und Salzburg vor allem in zentraleren Räumen wie Wien (0,37 – 2,53 m), Graz (2,79 m) und Linz (2,04 m) deutlich geringere Netzlängen je Einwohner:in und Arbeitsplatz als in anderen Gemeinden zu beobachten sind und nur sehr wenige andere Kommunen Werte unter 3 m erreichen (siehe Abb. 11). Besonders hohe Berechnungsergebnisse über 45 m je Einwohner:in und Arbeitsplatz treten insbesondere bei einigen Gemeinden im Burgenland, im Waldviertel sowie im Westen Tirols und vereinzelt im Bundesland Steiermark auf.

Da die berechneten Straßenlängen je Einwohner:in und Arbeitsplatz mit Ausnahme einiger Werte von Gemeinden in Salzburg und Vorarlberg allgemein plausibel erscheinen, ist anzunehmen, dass die Berechnungsergebnisse der anderen Bundesländer für die weitere Analyse im Rahmen dieser Arbeit allgemein geeignet sind, wenngleich, wie in Kapitel 4.1 angeführt, keine absolute Gewähr auf Vollständigkeit des Datensatzes besteht.

5 Analyse des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen

Um den Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und Gemeindestraßenlänge aus den zuvor berechneten Daten zu den beiden Aspekten zu analysieren, wird eine quantitative, statistische Untersuchung vorgenommen. Die gewählte Methode sowie deren Anwendung werden im Folgenden knapp beschrieben. Die Ergebnisse dieses Analyseschrittes werden abschließend näher beleuchtet und interpretiert sowie mögliche Ansätze zu aufgetretenen Unklarheiten und Verbesserungspotenziale zur durchgeführten Untersuchung knapp erläutert.

5.1 Methodik zur Analyse des Zusammenhangs

Den dritten Teil der Analyse und Hauptaspekt zur Beantwortung der formulierten Forschungsfrage stellt die statistische Auswertung des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Gemeindestraßenlänge je Einwohner:in und Arbeitsplatz dar. Um die passende statistische Methodik zu ermitteln, wurde ein online verfügbares Entscheidungstool verwendet, welches anhand mehrerer Abfragen zu den zu untersuchenden Zusammenhängen, Skalenniveaus und Verteilungen der zu analysierenden Datensätze eine begründete Empfehlung zur Wahl eines Berechnungsverfahrens abgibt (Schwarz/Enzler-Bruderer 2019). Da es sich bei den vorliegenden Werten um zwei metrische Variablen handelt und ein gerichteter vermuteter Zusammenhang untersucht werden soll, wird eine Regressionsanalyse durchgeführt. Da die Wahl des anschließend verwendeten Verfahrens in jedem Fall von der Linearität der zu untersuchenden Korrelation abhängt, wird zunächst mittels Streudiagramm geprüft, ob eher eine lineare oder eine nichtlineare Korrelation vorliegt. Schließlich wird der Zusammenhang zwischen den beiden Variablen *Zersiedelungsgrad* und *Gemeindestraßenlänge je Einwohner:in* und Arbeitsplatz ermittelt und das entsprechende Bestimmtheitsmaß R^2 mit Wertebereich von 0 bis 1, wobei 1 einer absoluten Korrelation entspricht, quantitativ berechnet.

Das Bestimmtheitsmaß R^2 gibt dabei grafisch betrachtet an, wie gut sich die Verteilung der einzelnen Werte durch eine Gerade oder Kurve annähern lässt und wird anschließend als vom Wert 1 subtrahierter Quotient aus der Summe der quadrierten Abweichungen der Einzelwerte von der Regressionsgeraden, den sogenannten Residuen und der gesamten Quadratsumme (Cleff 2015: 146) der abhängigen Variable berechnet.

5.2 Durchführung der statistischen Analyse des Zusammenhangs

Um mittels der Ergebnisse der beiden vorigen Untersuchungen im Rahmen der beschriebenen Methodik den Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs analysieren zu können, ist es zunächst erforderlich, die bestehenden Analyseergebnisse mittels Tabellenkalkulationssoftware in einem Datensatz zusammenzuführen, bevor die nicht zu analysierenden Daten der Gemeinden in Salzburg und Vorarlberg entfernt und der Dateiimport in das verwendete Statistikprogramm SPSS vorgenommen werden.

Wie im vorigen Kapitel beschrieben wird anschließend zunächst ein Streudiagramm erstellt, um abschätzen zu können, welches Verfahren zur Regressionsanalyse Anwendung findet. Da dieses auf keinen eindeutig linearen Zusammenhang schließen lässt, wird folglich eine

Regressionsanalyse mit Kurvenanpassung durchgeführt. Hierzu wird der Zersiedelungsgrad als unabhängige sowie die Länge der Gemeindestraßen je Einwohner:in und Arbeitsplatz als abhängige Variable definiert und die Analyse für verschiedene Funktionsformen durchgeführt. Das Endergebnis in Tabellenform enthält eine Zusammenfassung, welchen Wert das Bestimmtheitsmaß R^2 bei der jeweils analysierten Art des Zusammenhangs annimmt.

5.3 Ergebnisse der Analyse des Zusammenhangs

Bereits das Streudiagramm, welches zunächst Anwendung findet, zeigt ein unerwartetes Ergebnis. Die grafische Darstellung der Gemeindestraßenlängen in Bezug auf die gemessenen Werte der gewichteten Zersiedelung zeigt einerseits, dass kein sehr starker Zusammenhang zwischen den beiden Größen festgestellt wurde und deutet andererseits deutlich darauf hin, dass die eingangs aufgestellte Arbeitshypothese, dass ein quantitativ feststellbarer Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs bestehe, widerlegt wurde.

Die daraufhin durchgeführte Regressionsanalyse konnte dies auch bestätigen. Der höchste Wert für R^2 wurde dabei für einen linearen Zusammenhang festgestellt und liegt mit 0,086 nahe 0 (siehe Tabelle 1), wodurch der bei graphischer Interpretation des Streudiagramms entstandene Eindruck eines geringen Zusammenhangs bestätigt wurde. Die Gleichung der ermittelten Regressionsgeraden lautet: $y = 24,223 - 0,333x$.

Die im Rahmen dieser Untersuchung berechneten Ergebnisse sind vor dem Hintergrund einschlägiger Annahmen in der Raumplanung und insbesondere auch früherer Untersuchungen zur Thematik erstaunlich. Daher kann angenommen werden, dass entweder die hier angewandte Methode zur Messung des Zersiedelungsgrades für Analysen in Bezug auf Straßenlängen ungeeignet, oder die verwendeten Datengrundlagen ursächlich für das Ergebnis der hier durchgeführten Untersuchung sind. Als Aspekt, welcher auf Ersteres hindeutet, ist der Miteinbezug des Anteils der Siedlungsfläche am Dauersiedlungsraum anzuführen. Dass dieser Parameter, wie in Kapitel 3 angeführt, möglicherweise keinen bis wenig Einfluss auf die Länge von Straßennetzen hat, könnte zu dem hier ermittelten Ergebnis beigetragen haben. Diesbezüglich wäre eine vertiefende Analyse und Bewertung der Messmethode *gewichtete Zersiedelung* notwendig. Die möglicherweise bedingte Aussagekraft der gewichteten Zersiedelung könnte auch in Kombination den verwendeten Datengrundlagen zu diesem Ergebnis geführt haben. Dass die verwendeten Daten ebenfalls ursächlich für den nicht feststellbaren Zusammenhang sein könnten, erscheint plausibel, da bisherige Analysen des Zersiedelungsgrades mithilfe der gewichteten Zersiedelung, wie in Kapitel 3

angeführt, mit deutlich genaueren Datensätzen zur Siedlungsfläche zu stark abweichenden Ergebnissen gelangen. Nicht zuletzt aufgrund der Tatsache, dass Rasterdaten zum Siedlungsraum mit geringer Auflösung aufgrund der zentralen Bedeutung innerhalb der Messmethode auf dreierlei Art den berechneten Wert des Zersiedelungsgrades beeinflussen, könnten die Datengrundlagen Ursache sein. Da bei einer Überschätzung der Siedlungsfläche tendenziell hohe Werte für die räumliche Streuung der Siedlungsflächen berechnet, der Anteil der Siedlungsfläche am Dauersiedlungsraum überschätzt und die Nutzungsdichte der besiedelten Fläche unterschätzt werden, könnte die Auflösung der Rasterdaten ein zentrales Problem in der Anwendung der Methode dargestellt haben. Auch hierbei könnten vertiefende, vergleichende Analysen über Berechnungsergebnisse der gewichteten Zersiedelung mit verschiedenen Rasterzellengrößen Klarheit verschaffen. Somit bestehen trotz der möglicherweise nicht sinnvoll verwendbaren Untersuchungsergebnisse der Analyse des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen dennoch Gründe, sich in vertiefender Forschung weiter mit der Thematik zu beschäftigen.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Aufbauend auf die Arbeitshypothese, dass ein quantitativ feststellbarer Zusammenhang zwischen Zersiedelungsgrad und der Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs bestehe, wird der Einfluss der Zersiedelung auf die Straßenlänge mittels quantitativer Ansätze für alle Gemeinden in Österreich statistisch untersucht. Hierzu wird mit dem Messansatz *gewichtete Zersiedelung* der Grad der Zersiedelung aller Gemeinden mittels Geodatenanalyse anhand der drei Parameter *räumliche Streuung der Siedlungsflächen*, *Anteil der Siedlungsfläche am Dauersiedlungsraum* und *Nutzungsdichte* berechnet und in einem zweiten Schritt durch die Abfrage und Auswertung vorhandener Geodaten der Graphenintegrationsplattform die Länge der kommunalen Straßen auf Gemeindeebene ermittelt. In einem dritten Analyseschritt wird der Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Länge der Gemeindestraßen mittels einer Regressionsanalyse quantitativ untersucht. Im Rahmen der Analyse zum Zersiedelungsgrad wurden Werte zwischen 0 DSE/m² in einigen Gemeindebezirken Wiens und 63,97 DSE/m² in der Gemeinde Hirtenberg berechnet, wobei vorwiegend im näheren Umfeld größerer Städte besonders hohe Zersiedelungsgrade ermittelt wurden. Teilweise wurden selbst für Großstädte hohe Werte berechnet, beispielsweise eine gewichtete Zersiedelung von 46,55 DSE/m² für die Stadt Graz, wodurch die Ergebnisse teils unplausibel erscheinen. Die Ermittlung der Länge der Gemeindestraßen je Einwohner:in und Arbeitsplatz führte zu Ergebnissen zwischen 0 m in einigen Gemeinden in Salzburg und Vorarlberg und

96,5 m in der Gemeinde Gressenberg. Besonders niedrige Werte wurden hierbei überwiegend für größere Städte, besonders hohe Werte insbesondere für Gemeinden im Burgenland und der Steiermark ermittelt. Die Regressionsanalyse des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen hat mit einem Wert von $R^2 = 0,086$ für eine lineare Korrelation nur einen geringen und zudem negativen Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Gemeindestraßenlänge nachweisen können.

Im Rahmen bisheriger Untersuchungen zum Einfluss der Zersiedelung auf die Kosten oder Längen kommunal unterhaltener Straßen konnte meist ein sehr deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. Als Beispiel ist hierbei die vergleichende Analyse der sozialen Kosten unterschiedlicher Siedlungsformen auf Basis modellhafter Siedlungstypen von Hezel et al. (1984) anzuführen. Diese führte, wie viele weitere Analysen zu dem Ergebnis, dass die Siedlungsform die Länge der Straßen stark beeinflusst. Eine weitere Untersuchung stellt die 1988 durchgeführte empirische Analyse *Siedlungsstruktur und Infrastrukturaufwand* von Braumann (1988) anhand dreier Gemeinden in Salzburg dar, welche ebenfalls einen starken Zusammenhang zwischen Zersiedelung und Gemeindestraßenlänge nachweisen konnte. Abschließend ist somit festzuhalten, dass das im Rahmen dieses Beitrags ermittelte Ergebnis im starken Kontrast zu bisherigen Untersuchungen steht und daher vertiefende Analysen diesbezüglich notwendig wären.

Obwohl die durchgeführte Untersuchung die Arbeitshypothese sehr deutlich widerlegen konnte, sind die Ergebnisse der Analyse des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Gemeindestraßenlänge aufgrund der angeführten analytischen Unschärfe hinsichtlich der Messung des Grades der Zersiedelung kritisch zu sehen. Da bisherige Literatur zur Thematik die genannte Hypothese deutlich stützt, ist davon auszugehen, dass entweder die angewandte Methode, die verwendete Datengrundlage oder beides in Kombination nur bedingt für derartige Untersuchungen geeignet ist. Entsprechend bedarf es weiterer, vertiefender Untersuchungen zu den Ursachen der festgestellten analytischen Unschärfe und, bei entsprechender Verfügbarkeit, einer neuerlichen Untersuchung mit höher auflösenden Rasterdaten zum Siedlungsraum, um eine fundiertere Aussage über den Einfluss des Zersiedelungsgrades auf die Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs treffen zu können.

Dieser Beitrag basiert auf der Bachelorarbeit „Zur Messung des Zusammenhangs zwischen Zersiedelungsgrad und Länge der Gemeindestraßen in den Gemeinden Österreichs“, die im Wintersemester 2020/21, betreut durch Univ.Prof.i.R. Mag.rer.soc.oec. Dr.rer.oec. Wilfried Schönböck, am Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik verfasst wurde.

Quellenverzeichnis

- Abteilung IV/IVVS1 – Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie** (2020): Statistik Straße und Verkehr. URL: <https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:8b-9905-fb79-4acf-88cc-ba7ab644019e/Statistik%20Stra%C3%9Fen%20und%20Verkehr2020.pdf> (Oktober 2020).
- Behnisch, Martin/Jaeger, Jochen A. G./Krüger, Tobias** (2018): Welche Vorteile bietet die Quantifizierung der Zersiedelung?. Nachrichten der ARL 48(1): 25–30.
- Braumann, Christoph** (1988): Siedlungsstruktur und Infrastrukturaufwand: Auswirkungen unterschiedlicher Siedlungsstrukturen auf den Aufwand für die kommunale Infrastruktur, gezeigt an ausgewählten Salzburger Gemeinden. Schriftenreihe des Salzburger Institutes für Raumforschung 9. Salzburger Institut für Raumforschung, Salzburg.
- Cervený, Michael/Schweighofer, Martin/Veigl, Andreas** (2011): Ermittlung der „Support Measures“ für den Wohnbau: Zusammenhänge zur Zersiedelung in Österreich. Empfehlungen zur „Ökologisierung“ (Bericht zu Arbeitspaket AP3 des Projekts ZERSiedelt). Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik (ÖGUT). URL: <https://www.zersiedelt.at/zersiedelung-studien-oesterreich/AP3-zersiedelt-foerderungen-wohnbau-oekologisieren.pdf> (Oktober 2020).
- Cleff, Thomas** (2015): Deskriptive Statistik und Explorative Datenanalyse. Gabler Verlag, Wiesbaden.
- Dallhammer, Erich/Neugebauer, Wolfgang/Gaugitsch, Roland/Fessler, Daniela** (2018): Rahmenbedingungen und Trends der räumlichen Entwicklung. 15. Raumordnungsbericht: Analysen und Berichte zur räumlichen Entwicklung Österreichs 2015-2017/204: 19–51.
- Doubek, Claudia/Hiebl, Ulrike** (2001): Soziale Infrastruktur, Aufgabefeld der Gemeinden: Expertengutachten des Österreichischen Instituts für Raumplanung (ÖIR). Schriftenreihe der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK), 158. Geschäftsstelle der Österreichischen Raumordnungskonferenz, Wien.
- Einig, Klaus/Spangenberg, Martin** (2006): Siedlungsentwicklung und Infrastrukturfolgekosten- Bilanzierung und Strategieentwicklung: Endbericht. BBR-Online-Publikation 2006/3. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn.
- European Environment Agency** (2017): Copernicus Land Service – Pan-European Component: CORINE Land Cover. URL: https://land.copernicus.eu/user-corner/publications/clc-flyer/at_download/file (Jänner 2021).
- Fellendorf, Martin/Habenstreit, Cornelia** (2019): Standardbeschreibung der Graphenintegrationsplattform. URL: http://www.gip.gv.at/assets/downloads/GIP_Standardbeschreibung_2.3.pdf (Dezember 2020).
- Fina, Stefan** (2013): Indikatoren der Raumentwicklung- Flächeninanspruchnahme und Landschaftszersiedelung. URL: <http://hdl.handle.net/10900/49928> (Dezember 2020).
- Galster, George/Hanson, Royce/Ratcliffe, Michael R./Wolman, Harold/Coleman, Stephen/Freihage, Jason** (2001): Wrestling Sprawl to the Ground: Defining and measuring an elusive concept. Housing Policy Debate 12(4): 681–717. Fannie Mae Foundation, Washington D.C..
- Geoland.at** (2020a): Intermodales Verkehrsreferenzsystem Österreich (GIP.at) Österreich, D – Lookuptabellen. URL: http://open.gip.gv.at/ogd/D_lookuptabellen.zip (Dezember 2020).
- Geoland.at** (2020b): Intermodales Verkehrsreferenzsystem Österreich (GIP.at) Österreich, B – GIP Network: Basisnetz. URL: http://open.gip.gv.at/ogd/B_gip_network_ogd.zip (Dezember 2020).
- Hezel, Dieter/Höfler, Horst/Kandel, Lutz/Linhardt, Achim** (1984): Siedlungsformen und soziale Kosten: Vergleichende Analyse der sozialen Kosten unterschiedlicher Siedlungsformen. Beiträge zur kommunalen und regionalen Planung 7. Lang, Frankfurt am Main.
- ikp Salzburg GmbH**. (2018): 10 Jahre GIP: Von der Idee zum Erfolgsprojekt. URL: <http://www.gip.gv.at/assets/downloads/10JahreGip.pdf> (Februar 2021). Österreichischer Verein für Verkehrsdateninfrastruktur, Klagenfurt.
- Jaeger, Jochen A. G./Bertiller, René** (2006): Aufgaben und Grenzen von Messgrößen für die Landschaftsstruktur- das Beispiel Zersiedelung. Tanner, Karl M./Bürgi, Matthias/Coch, Thomas (Hrsg.): Landschaftsqualitäten. Haupt, Bern.
- Jaeger, Jochen A. G./Bertiller, René/Schwick, Christian/Cavens, Duncan/Kienast, Felix** (2010a): Urban permeation of landscapes and sprawl per capita: New measures of urban sprawl. Ecological Indicators 10(2): 427–441. Elsevier, Amsterdam.
- Jaeger, Jochen A. G./Bertiller, René/Schwick, Christian/Kienast, Felix** (2010b): Suitability criteria for measures of urban sprawl. Ecological Indicators 10(2): 397–406. Elsevier, Amsterdam.

- Jaeger, Jochen A. G./Schwick, Christian (2014):** Improving the measurement of urban sprawl: Weighted Urban Proliferation (WUP) and its application to Switzerland. *Ecological Indicators* 38: 294–308. Elsevier. Amsterdam.
- Kollarits, Stefan (2011):** GIP — ein Ansatz zur integrierten Modellierung von Verkehrsnetzen. *HMD Praxis der Wirtschaftsinformatik* 48(4): 104–113. Springer. Wiesbaden.
- Schwarz, Jürg/Enzler-Bruderer, Heidi (2019):** Methodenberatung: Datenanalyse mit SPSS. Universität Zürich. URL: https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse_spss.html (Februar 2021).
- Schwarzak, Marco/Behnisch, Martin (2017):** Zersiedelung in Deutschland messen und beschreiben – Anwendung der Schweizer Methode der gewichteten Zersiedelung. Wende, Wolfgang/Walz, Ulrich (Hrsg.): *Die räumliche Wirkung der Landschaftsplanung: Evaluation, Indikatoren und Trends*: 77–96. Springer Spektrum. Wiesbaden.
- Schwick, Christian/Jaeger, Jochen A. G./Hersperger, Anna/Cathomas, Gierina/Muggli, Rudolf (2018):** Zersiedelung messen und begrenzen: Massnahmen und Zielvorgaben für die Schweiz, ihre Kantone und Gemeinden. *Bristol-Schriftenreihe* 57. Haupt. Bern.
- Siedentop, Stefan/Fina, Stefan (2010):** Monitoring urban sprawl in Germany: towards a GIS-based measurement and assessment approach. *Journal of Land Use Science* 5(2): 73–104. Taylor & Francis. London.
- Statistik Austria (2020):** Dauersiedlungsraum. URL: https://www.statistik.at/web_de/klassifikationen/regionale_gliederungen/dauersiedlungsraum/index.html (Jänner 2021).
- Statistik Austria (2016):** Dauersiedlungsraum, Metadaten. URL: https://data.statistik.gv.at/web/meta.jsp?dataset=OGDEXT_DSR_1 (November 2020).
- Statistik Austria (2011a):** Gliederung Österreichs in Gemeinden, Metadaten. URL: https://data.statistik.gv.at/web/meta.jsp?dataset=OGDEXT_GEM_1 (November 2020).
- Statistik Austria (2011b):** Gemeindeergebnisse der Abgestimmten Erwerbsstatistik und Arbeitsstättenzählung 2011, Metadaten. URL: https://data.statistik.gv.at/web/meta.jsp?dataset=OGDEXT_AEST_GEMTAB_1 (November 2020).
- StROG 2010: Steiermärkisches Raumordnungsgesetz 2010.** LGBl. Nr. 49/2010 idF LGBl. Nr. 6/2020.
- Umweltbundesamt GmbH (2020):** Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich. URL: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/boden/bodenverbrauch_oesterr_2019.pdf (Februar 2021).
- Wetzel, Simeon (2020):** Landscape Metrics Tools. URL: <https://gitlab.com/simeonwetzel/landscape-metrics-tools> (November 2020).
- Wonka, Erich (2008):** Neuabgrenzung des Dauersiedlungsraums. URL: https://www.statistik.at/wcm/idc/idcplg?IdcService=GET_PDF_FILE&RevisionSelectionMethod=LatestReleased&dDocName=058172 (Februar 2021).

Resilience Planning: Grundlagen und Aspekte eines Planungsverständnisses

Tobias Maroschek

Der Aufsatz bietet einen Überblick über die Grundlagen und Ansätze der Resilienztheorien anhand einer qualitativen Literaturrecherche. Eine kritische Auseinandersetzung mit gängigen Begriffen, sowie das Hinterfragen der normativen Wirkungsweise von Resilienz und dem Versuch des Schaffens eines Verständnisses für relevante theoretische Aspekte bilden das Fundament der Arbeit. Auch auf relevante Konzepte wie die Idee von „Adaptive Cycles“ und „Panarchy“ oder auch die unterschiedlichen Verständnisse von „Equilibria“ wird eingegangen. Eine kritische Auseinandersetzung mit normativen Aspekten und Trade-offs von Resilienzstrategien finden sich ebenfalls in der Arbeit.

1 Grundlagen des Resilienzbe- griffs

Bevor der Term Resilienz Einzug in die Wissenschaften hielt, war der Begriff „resilire“ (wortwörtlich „zurückspringen“ bzw. „abprallen“) im Lateinischen gebräuchlich. Physiker_innen machten sich das Wort als Erste zu eigen, um die Eigenschaften einer Druckfeder oder den Widerstand eines Materials gegenüber externer Einflüsse zu beschreiben. Erst 1973 in Folge der Veröffentlichung des Artikels „Resilience and Stability of Ecological Systems“ von C. S. Holling und der damit einhergehenden erstmaligen Unterscheidung zwischen Resilienz im Ingenieurwesen und der Ökologie, wurde der Begriff in der Ökologie geläufig (Davoudi 2012: 300). Holling beschrieb das Gleichgewicht von Ökosystemen und deren Fähigkeit nach Störungen ihren ursprünglichen Zustand wieder herzustellen. Dabei unterschied er erstmals zwischen der Stabilität, als Fähigkeit das ursprüngliche ökologische Gleichgewicht wieder herzustellen und der Resilienz, die er als Widerstand gegenüber einwirkenden Kräften definierte (Holling 1973: 14). Auf diesen beiden Ansätzen aufbauend entwickelten sich einerseits ein auf Stabilität begründetes Verständnis und andererseits ein auf Widerstandsfähigkeit fundiertes Verständnis. Diese unterschiedlichen Ansätze zeigt Holling

(1986: 292–315) in seinem von der Cambridge University Press veröffentlichten Beitrag im Buch „Sustainable Development of the Biosphere“ auf.

Das auf der Fähigkeit zur Rückkehr zum ursprünglichen Zustand begründete Verständnis findet Einzug in die Planungstheorie als „technische Resilienz“ (aus dem Englischen „Engineering“), während das auf Widerstandsfähigkeit beruhende Verständnis als ökologische Resilienz geläufig bleibt (Zampieri 2021: 1 f.). Die verschiedenen Auffassungen und Theorien im Bereich der Resilienz und Planungspraxis sind in den folgenden Kapiteln des Aufsatzes ausführlich erläutert. Von der Physik und weiter über Holling findet der Resilienzbegriff Einzug in zahlreichen wissenschaftlichen Disziplinen. In der Klimaforschung (Adger 2006: 268) und der Psychologie (Friborg et al., 2003, S. 65) sowie im Katastrophenmanagement (Park et al. 2013: 356), selbst in Veröffentlichungen der Vereinten Nationen (UNHABITAT 2021), findet der Term Anwendung. Das Wort Resilienz hat sich dabei zunehmend zu einem Dachbegriff, aber auch einem Schlagwort entwickelt und wird oft mit dem Begriff „Nachhaltigkeit“ in einem Atemzug verwendet (Davoudi 2012: 299). Beide Begriffe werden dabei oft in ähnlichen Kontexten angewandt, beispielsweise in Stadtentwicklungsstrategien oder Fragen des Klimawandels (Stadt Wien 2019: 20 ff.), da Nachhaltigkeitskonzepte oft

auch einen Fokus auf Resilienz legen. Die Begriffe können aber eindeutig voneinander abgegrenzt werden und sind nicht gegeneinander austauschbar.

Die drei nachfolgenden Unterkapitel sollen die Grundlagen für ein Verständnis der Resilienztheorien schaffen. Dafür sollen einerseits Resilienz und Nachhaltigkeit, als oft auswechselbar verwendete Begriffe, gegenübergestellt werden und andererseits, dass für die Theorie essentielle Konzept der externen Schocks definiert werden. Zuletzt soll anhand der Ergebnisse einer Literaturübersicht auf die Schwierigkeiten eingegangen werden, beim Versuch Resilienz im urbanen, wie auch im allgemeinen wissenschaftlichen Kontext einheitlich zu definieren.

1.1 Resilienz und Nachhaltigkeit: Gemeinsamkeiten und Unterschiede

Um den eindeutigen Unterschied zum Resilienz begriff zu verdeutlichen und die verschiedenen Resilienztheorien klar von „Nachhaltigkeit“ trennen zu können, soll an dieser Stelle eine gängige Definition der nachhaltigen Entwicklung zitiert werden: *„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.“* (Brundtland 1987: 37). Aus dieser Definition und den wissenschaftlichen Theorien rund um Nachhaltigkeit und Resilienz lassen sich Unterschiede in fünf Bereichen feststellen. Im Bereich der theoretischen Voraussetzungen definiert sich Nachhaltigkeit über den Ansatz, dass Stabilität und Gleichgewicht der Norm entsprechen, während Resilienz von einer nichtlinearen, unvorhersehbaren und chaotischen Norm ausgeht. Beim Zielansatz lässt sich zwischen normativen Idealen in der Nachhaltigkeitstheorie und strategisch, sich selbst organisierenden Systemen im Resilienzverständnis unterscheiden. Auch bei dem methodischen Zugang und dem Forschungsfokus lassen sich Unterschiede feststellen. Typische Methoden im Bereich der angewandten Resilienz zeichnen sich durch die Reduktion der Verwundbarkeit und Steigerung der Anpassungsfähigkeit (Flexibilität) aus, während im Bereich der Nachhaltigkeit der Fokus vor allem auf einer sparsamen Verwendung von Ressourcen und einer Kultur des Erhaltens (Umwelt) liegt. Nachhaltigkeitsforschung beschäftigt sich typischerweise mit dem Verbrauch von Ressourcen und den Einflüssen von wirtschaftlicher Entwicklung auf Umwelt und Soziales. Resilienzforschung orientiert sich stärker am Katastrophenmanagement, den Auswirkungen des Klimawandels und Netzwerken sozialen Kapitals. Als letzter Bereich, der als Konsequenz der zuvor genannten Abgrenzungen zu verstehen ist, sind die Unterschiede in der Kritik zu nennen. „Nachhaltigkeit“ wird eher für seine lose Definition und den stark politisierten Gebrauch kritisiert. Resilienz wird hingegen dafür kritisiert, dass Kausalitäten für Veränderungen in der Umwelt und im sozialen Gefüge nicht ausreichend adressiert werden, sowie für

seine „Machtblindheit“ (Lew et al. 2016: 6). Die Gemeinsamkeiten zwischen Resilienz und Nachhaltigkeit finden sich in der Annahme, dass eine Harmonie zwischen Natur und Mensch möglich ist, dass die Forschung ihren Fokus auf die Folgen des Klimawandels, Globalisierung und den Wandel von sozialen Systemen legt, dass Bildung und Regierungsprogramme als Schlüsselemente betrachtet werden und, dass das Ziel die gesteigerte Überlebenschance eines Systems ist (ebd.: 5).

1.2 Externe Schocks

Metropolregionen und Agglomerationen sind komplexe geographische und wirtschaftliche Gefüge, die einem ständigen Wandel unterliegen und zu einem gegebenen Zeitpunkt parallel unterschiedliche, zum Teil entgegengesetzte (Wachstum und Schrumpfung) Trends durchleben können (Kourtit et al. 2014: 1). Die urbane Wirtschaft ist regelmäßig von unerwarteten Entwicklungen betroffen (und in Folge auch die Bewohner_innen einer Stadt), die Produkt wirtschaftlicher Kreisläufe, aber auch externer Schocks sein können. Wobei unter externen Schocks unkontrollierbare Einflüsse/ Störungen unterschiedlichen Ausmaßes, von außerhalb auf das System einwirkend, gemeint sind. Plötzliche Entlassungen großer Gruppen von Arbeitnehmer_innen, wirtschaftliche Rezessionen, Umweltkatastrophen und große Migrationsbewegungen sind typische Beispiele (Borsekova et al. 2018: 381 f.). Dabei sind externe Schocks nicht zwingend akute, punktuelle Ereignisse oder von kurzer Dauer, sie können auch als „chronic slow burn“ wirken (Davoudi 2012: 304). Als Beispiel für einen langsam voranschreitenden externen Schock kann eine zunehmende Überalterung einer Bevölkerung genannt werden (Borsekova et al. 2018: 381). Schocks oder Krisen zeichnen sich dadurch aus, dass sie entweder unvorhergesehen eintreten und/oder keine ausreichenden Vorbereitungen durch die Betroffenen umgesetzt wurden. Vorbereitet sein mindert den Einfluss von Krisen und kann diese sogar verhindern (Bundy et al. 2017: 1661–1664). Resilient sind im Kontext externer Schocks jene Städte, die in Folge einer Krise (z.B. Naturkatastrophe/ Klimawandel) ihre kritische Infrastruktur aufrecht erhalten können und die in der Lage sind, nicht essentielle Wirtschaftszweige möglichst schnell wieder hochzufahren. Im Fokus stehen dabei meist Transportnetze, sowie Strom- und Nahrungsmittelversorgung (Caputo et al. 2015: 222).

1.3 Urbane Resilienz

Dass der Begriff Resilienz eine Vielzahl von Bedeutungen in verschiedenen wissenschaftlichen Kontexten aufweist (Davoudi 2012: 302 f., Holling 1973: 14), resultiert nicht in einer eindeutigen Verwendung des Begriffs im urbanen Kontext (Meerow et al. 2016: 39 f.). Eine im Jahr 2016 von Meerow et al. angelegte Durchsicht fand in 25 wissen-

schaftlichen Arbeiten, aus einer Vielzahl von wissenschaftlichen Disziplinen, 25 verschiedene und unterschiedlich kohärente Definitionen bzw. Verwendungen für den Begriff „Urban Resilience“. Die in der Arbeit von Meerow et al. angeführten Auffassungen lassen sich in rein technische, theoretische, soziologische (politische) und wirtschaftliche Verständnisse unterteilen. „[...] the degree to which cities tolerate alteration before reorganizing around a new set of structures and processes“ (Alberti et al. 2003: 1170) oder „[...] the ability of a system to adjust in the face of changing conditions“ (Pickett et al. 2004: 373) als Beispiele für rein theoriebasierte Erklärungsversuche, während Wagner und Breil (2013) dem ein stärker soziologisch geprägtes Verständnis gegenüberstellen: „[...] the general capacity and ability of a community to withstand stress, survive, adapt and bounce back from a crisis or disaster and rapidly move on“. Durch die Anwendung des Begriffs in einer Vielzahl von Disziplinen ist die Inkonsistenz der Bedeutung nicht verwunderlich. Ein Risiko der Verwendung als Dachbegriff ohne genauer definierter Bedeutung ist, dass der Begriff schlussendlich keine Bedeutung mehr hat (Meerow et al. 2016: 42).

Bei der zuvor erwähnten, von Meerow et al. (2016) durchgeführten, Analyse von 25 wissenschaftlichen Arbeiten, konnten bei der Verwendung von „urban resilience“ sechs Spannungsverhältnisse (ebd.: 43) ausgemacht werden. Einerseits kann diese Verständnis-klassifizierung die Auffassungen einen und ein gemeinsames Verständnis ermöglichen, andererseits aber eine vollends eindeutige Terminologie verunmöglichen (Borsekova et al. 2018: 382). Die sechs definierten Charakteristika (vgl. Abb. 1)

sind: Verständnis von „urban“, die Idee von Gleichgewicht, Resilienz als etwas Positives, Wege wie Resilienz erreicht werden kann, Verständnis von Anpassung und der Zeitraum der Umsetzung. Die Mehrheit der Autor_innen ist sich einig, dass es in ihren Verständnissen kein natürliches Gleichgewicht gibt, dass Resilienz grundsätzlich etwas Gutes ist (100 Prozent Zustimmung), dass Resilienz etwas mit Anpassungsfähigkeit zu tun hat und dass der Handlungsraum zeitunabhängig ist. Mehrheitliche Zustimmung (relative Mehrheiten) gibt es für die Idee, dass Resilienz nur durch Ausdauer oder gar nicht systematisch erreicht werden kann und dass der Begriff „urban“ (ebenfalls ein Begriff, der keine einheitliche Definition aufweist) einen komplexen und netzwerkartigen Zustand beschreibt (Meerow et al. 2016: 43 f.). In Abbildung 1 können die unterschiedlichen Aussagen und die dazugehörigen Auffassungen nach Art der Zustimmung genau abgelesen werden, wobei die Gesamtheit der Kreisdiagramme, die 25 von Meerow et al. (2016) untersuchten Artikel repräsentiert. Uneinigkeit ist einerseits auf die wissenschaftlich nicht eindeutig geklärten Verwendung des Begriffs „urban“ zurückzuführen und der Meinungsvielfalt bei der Frage, auf welche Art und Weise resiliente Strukturen in Städten geschaffen werden können. Ein integrativer Ansatz zur Vereinheitlichung der Verständnisse, der Gemeinsamkeiten hervorhebt, aber genug Interpretationsraum lässt, sodass die unterschiedlichen Perspektiven wiedererkannt werden können, resultiert in folgendem Definitionsvorschlag: *“Urban resilience refers to the ability of an urban system-and all its constituent socio-ecological and socio-technical networks across temporal and spatial scales-to maintain or rapidly return to desired functions*

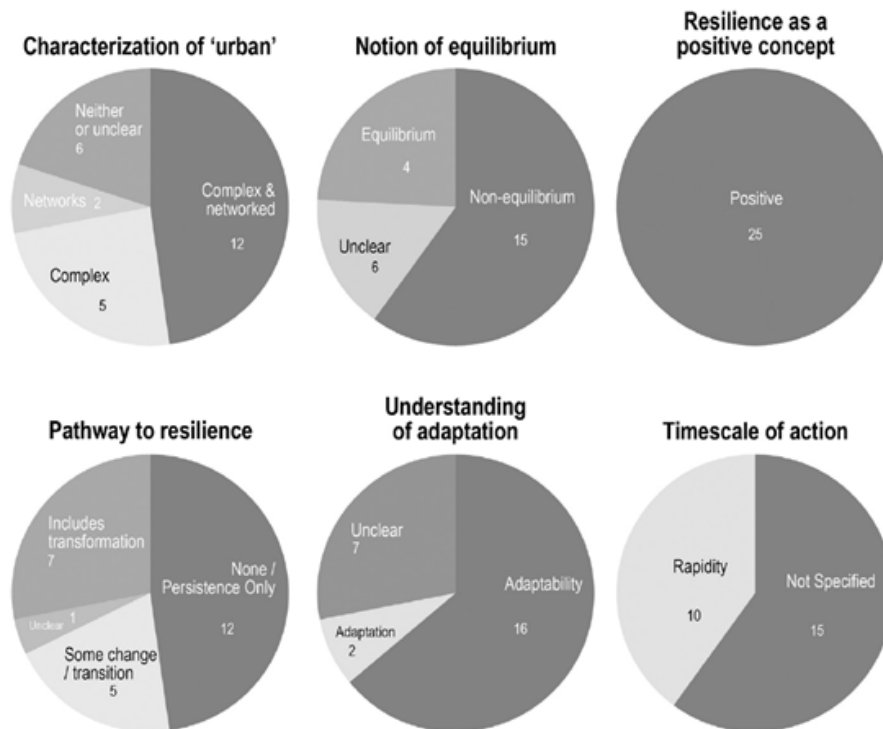


Abbildung 1: Sechs konzeptionelle Spannungen bei Definitionen von urbaner Resilienz (Meerow et al. 2016: 43)

in the face of a disturbance, to adapt to change, and to quickly transform systems that limit current or future adaptive capacity.”(Meerow et al. 2016: 45)

2 Aspekte und Konzepte der Resilienztheorien

Die folgenden Kapitel beschäftigen sich mit den in der Planungstheorie gebräuchlichen Ansätzen zur Erklärung von Resilienz, deren Herleitung und den Unterschieden zwischen den Theorien. Unter dem Punkt „Resilience Thinking“ wird auf Aspekte und Interpretationsvielfalt der in der Praxis angewandten Evolutionären Resilienz (vgl. 2.2.3) eingegangen, wodurch Schwierigkeiten in der Anwendung sichtbar werden. Weiters werden dem planungstheoretischen Verständnis von Resilienz innewohnende Konzepte wie „Equilibria“ oder auch die Idee der „Adaptive Cycles“ untersucht, deren unterschiedliche Interpretation die Basis für die Resilienztheorien bilden. In jeweils eigenen Unterkapiteln werden das normative Verständnis von Resilienz und die Wirkweise von Trade-offs, sowie deren gesellschaftspolitischen Konsequenzen hinterfragt.

2.1 Normative Aspekte

In Folge des Wandels von Hollings (1973) Verständnis als ein deskriptives Konzept, welches sowohl positiv als auch negativ sein kann (vgl. Kapitel 2.2.1 Engineering Resilience), hin zu einer Art über Entwicklungen zu denken (vgl. Kapitel 2.3 Resilience Thinking), werden der Resilienztheorie normative Vorstellungen beigegeben (Meerow et al. 2016: 40). Weiters wird Resilienz von politischen Entscheidungsträger_innen und Wissenschaftler_innen als normativ erstrebenswert betrachtet (Meerow und Newell 2019: 311 f.). In diesem Kontext gibt Vale (2014: 195) zu bedenken, dass die Resilienztheorie nur dann einen brauchbaren Leitfaden für Entwicklung ermöglicht, wenn ein ethischer Imperativ garantiert, dass Investitionen in die Förderung von resilienten Strukturen gerecht mit jenen geteilt werden, die bereits am meisten gelitten bzw. in absehbarer Zeit mit gravierenden Folgen zu rechnen haben. Ansonsten könnten auch autoritäre Regime, die nach einer humanitären Katastrophe ihre Macht wieder herstellen als resilient erachtet werden (ebd.). Die Idee von Resilienz ist demzufolge ein zutiefst politisch relevantes Konzept. In Folge der Anwendung von Resilienz auf so vielfältige Systeme, wie etwa dicht bewohnte Städte, ist die Resilienztheorie unausweichlich normativ (ebd.). Wenn also die wichtigste Aufgabe von Regierungen ist, Bürger_innen vor Schaden zu schützen, dann ist die Zerstörung von dicht bewohnten Städten die größtmögliche Herausforderung. Cote und Nightingale (2012: 478) verweisen in diesem Kontext auf die Gefahr der Überbetonung von physischen Krisen, wie etwa im Naturkatastrophenmanagement und

des Unterschätzens von politökonomischen Faktoren bei der Definition von Verwundbarkeit. Aus diesem Grund betonen sie die Notwendigkeit, sich von abstrakten Ideen wie „Flexibilität und Diversität“ abzuwenden und einen stärkeren Fokus auf kulturelle, sowie politische Kategorien zu legen (Cote und Nightingale 2012: 484).

„Resilienz für wen und für was?“, ist die Kernfrage der ontologischen, sowie erkenntnistheoretischen Auseinandersetzung mit den normativen Vorstellungen von Resilienz (Cote und Nightingale 2012: 475 f.). Welcher Zustand soll nach einer Krise wiederhergestellt werden, ist der erreichte Zustand „erstrebenswert“ und wer darf das beurteilen? Die Frage ob etwas erstrebenswert ist, ist auch von politischen Ideologien abhängig (Davoudi 2012: 305). Diese Schwachstelle des Konzepts ist eine direkte Konsequenz der Ableitung aus der Ökologie.

Die Antwort auf die Frage wofür Resilienzkonzepte normativ stehen sollen, kann wissenschaftlich nicht eindeutig beantwortet werden, da sich Fragen der Ethik und Moral aufdrängen (Cote und Nightingale 2012: 484). Trotzdem lässt sich feststellen, dass Machtkonstruktionen rund um Entscheidungsträger_innen eben jene normativen Aspekte bedingen und dass deren Ausblenden die damit einhergehenden sozialen Implikationen ignoriert (ebd.). Ganz allgemein lässt sich dennoch festhalten, dass es das Ziel von Resilienzstrategien ist, Systeme zu verbessern oder zumindest auf einem gleichen Level zu halten und ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber Krisen zu steigern. Ob resilient zu sein eine Transformation, Anpassung oder „bouncing back“ (Herstellen des Ursprungszustand) bedeutet wird im politischen und akademischen Spektrum unterschiedlich interpretiert. Dennoch verweisen eine Vielzahl an Autor_innen auf die Frage der Gerechtigkeit und darauf, dass kulturelle und politische Aspekte Teil der Debatte sein sollten, um Vor- und Nachteile von Resilienzstrategien angemessen über ein System zu verteilen (Davoudi 2012: 305 f.; Cote und Nightingale 2012: 482–485; Vale 2014: 195 f.). Aufbauend auf dem normativen Verständnis des Resilienzkonzepts werden in dem anschließenden Kapitel die drei in der Planungstheorie gebräuchlichen Resilienztheorien in ihrer entstehungsgeschichtlichen Abfolge beschrieben.

2.2 Resilienz in der Planungstheorie

2.2.1 Engineering Resilience

Das Konzept der technischen Resilienz (Engineering Resilience) ist die älteste wissenschaftliche Auffassung der Resilienztheorie. Sie fand ihre ursprüngliche Anwendung in den Materialwissenschaften und der klassischen Physik. Dort wird Resilienz über die thermo-dynamische Arbeit, die verrichtet werden muss, um eine elastische Verformung, z.B. Dehnung, eines festen Materials zu bewirken, definiert (Park et al. 2013: 356). Holling (1973: 11–14) beschreibt in Anlehnung an diese Theorie Ökosysteme

und ihr Verhalten nach Störungen und verwendete dabei zum ersten Mal den Begriff „Engineering Resilience“ (Holling 1996: 33 f.). Dabei liegt der Fokus auf einer Störung von außen, wie etwa einer mehrjährigen Dürre und der Zeit, die das jeweilige Ökosystem dafür benötigt, um sein ursprüngliches Gleichgewicht wieder herzustellen. Die Idee von Resilienz und die Möglichkeit sich von ihren technischen Aspekten zu distanzieren (vgl. folgendes Kapitel) fand großen Anklang und wurde Bestandteil der SES-Forschung (socio-ecological-systems), was auch zur Anwendung in der Planungstheorie führte (Caputo et al. 2015: 3). Im urbanen Kontext wird die Theorie dazu genutzt, um die Resilienz einer Stadt und ihrer Wirtschaft zu messen: „*The faster the system bounces back, the more resilient it is*“ (Davoudi 2012; 300). Typische Anwendungsbeispiele sind etwa Erdbeben, Überflutungen und andere Naturkatastrophen, sowie soziale Umbrüche oder auch Banken Krisen. Die Zeit, die von einem System benötigt wird, um sich zu Erholen beschreibt die Resilienz (ebd.) und wird als Schlüsselkonzept in allen Resilienztheorien als „Bounce-Back-Ability“ (dt: Fähigkeit zurückzuspringen) bezeichnet (Davoudi 2012: 301). Im Kontext von technischer Resilienz wird dabei die Phrase „bouncing back“ verwendet (Borsekova et al. 2018: 382). Die Theorie und ihre Anwendung, z.B. durch Regierungen, sind grundlegend reaktionär (Nunes et al. 2019: 425).

Die Forschung im Bereich der technischen Resilienz beschäftigt sich vor allem mit der Suche nach Charakteristika im Verhalten eines Systems, wenn es sich nahe seines oder in seinem Gleichgewicht befindet. Beständigkeit und Wiederherstellung sind dabei die untersuchten Indikatoren (Nunes et al. 2019: 425). „Engineering Resilience“ entspricht somit der modernistischen Idee einer „good City“, in der es ein räumliches Gleichgewicht gibt. Das zeigt sich, wie Davoudi (2012: 301) feststellt, beispielsweise im Hauptwerk der modernistischen Stadtentwicklung, der Charta von Athen (1933), die ein Gleichgewicht zwischen den Funktionen der Stadt idealisierte. Aus der technischen Resilienz kann die Annahme eines einzigen „globalen Gleichgewichts“ der Stabilität abgeleitet werden. Selbst sollten andere Equilibria nachweisbar sein, wären diese in der Konsequenz durch Sicherheitsvorkehrungen abzulehnen, da nur durch ein singuläres Gleichgewicht ein konstant vorhersehbares System implementiert werden kann, das aus technischer Sicht störungssicher ist (Nunes et al. 2019: 425). Die Annahme, dass es in einem urbanen System nur ein Gleichgewicht gibt und dass es das Ziel von Resilienz sein sollte, eben jenes Equilibrium wieder herzustellen, wird inzwischen aus verschiedenen Gründen (siehe Kapitel 2.4) kritisch gesehen (Davoudi 2012: 302 f.).

2.2.2 Ecological Resilience

Das Konzept der Ecological Resilience (dt: ökologischen Resilienz) als aktuelleres Verständnis der Resilienztheorie stammt ebenfalls von Holling (1973; 1996). Die Idee rückt vom „Zurückspringen“ ab und legt ihren Fokus auf die

Frage wie viel Störung ein System aushalten kann, bevor es seine Struktur verändert (Holling 1996: 33 f.). Häufig verwendete Schlagwörter im Kontext ökologischer Resilienz sind „Beständigkeit“ und „Robustheit“ (Nunes et al. 2019: 425). Die wesentlichen Unterschiede zu technischer Resilienz liegen in der Ablehnung der Idee eines einzigen Gleichgewichts und den gemessenen Parametern, um das Ausmaß der Resilienz zu definieren. Systeme können in Folge von externen Schocks in andere und neue stabile Verhalten (Gleichgewichte) „kippen“ (Davoudi 2012: 300 f.). Bei der Anwendung der Theorie und dem Versuch ökologische Resilienz aufzubauen, versuchen z.B. Regierungen Vorsicht walten zu lassen und Unsicherheiten im System abzubauen. Der Forschungsfokus bei ökologischer Resilienz liegt auf der Suche nach neuen stabilen Verhältnissen (Equilibria), sowie auf der Identifikation von veränderungstreibenden Kräften und typischen Merkmalen der Reaktion auf diese. Auch das Feststellen von Schwellenwerten und das Erkennen von Vorzeichen, dass sich ein System ihnen nähert, ist Teil der Forschung (Nunes et al. 2019: 425).

Wesentlich ist auch der Unterschied in der Herkunft des Konzepts, denn technische Resilienz ist eine Translation einer Theorie aus der klassischen Physik in die Ökologie und die Systemwissenschaften, während die ökologische Resilienz genau aus diesen Wissenschaften entspringt (Davoudi 2012: 301). Trotz dieser deutlichen Verschiedenheiten teilen Vertreter_innen technischer und ökologischer Resilienz die Annahme, dass jedem System (mindestens) ein Gleichgewicht innewohnt und dass die benötigte Zeit, um dieses Equilibrium zu erreichen, etwas über die Resilienz aussagt. Weiters wird in beiden Ansätzen Resilienz als „Asset“ betrachtet, welches ein System im Gleichgewicht aufweist und außerhalb des Gleichgewichts nicht (ebd.: 301, 304; Nunes et al. 2019: 425). Bei der angewandten ökologischen Resilienz spricht man im Kontext der „Bounce-Back-Ability“ von dem „bouncing forward“ (dt: nach vorne springen), das den Prozess nach einem externen Schock in ein neues, anderes Gleichgewicht beschreibt (Nunes et al. 2019: 425). Die Abgrenzung zur technischen Resilienz und die Möglichkeit neue Equilibria zu finden und sich somit weiterzuentwickeln, erweitert die Anwendungsbereiche im Rahmen städtischer Entwicklungsstrategien. Adger (2000: 352) beschreibt angewandte Beispiele von ökologischer Resilienz im Kontext menschlicher Gemeinschaften (stärker auf rurale Gemeinschaften bezogen als auf urbane) als Abhängigkeiten von Ressourcen. Er nennt explizit Beispiele, wie Einkommensstabilität, soziales Gleichgewicht und Migration. Anhand dieser zeigt er auf, dass menschliche Gemeinschaften einen Buffer/Widerstand gegen externe Einflüsse aufweisen und es nach einer Überbelastung zu einer Neuorganisation der Gemeinschaft kommt. Ein veranschaulichendes Beispiel stammt aus New Orleans: Die Stadt wurde 2005 von Hurricane Katrina und den damit einhergehenden, weit bis in das Landesinnere strömenden, Fluten regelrecht verwüstet. Das wurde zum Teil erst durch das Versagen von Kata-

strophenschutzmaßnahmen, wie z.B. Dämmen, ermöglicht. Die Dämme repräsentieren dabei Maßnahmen zur Steigerung der ökologischen Resilienz, da sie erst in Folge von Extremereignissen ihre systemerhaltende Funktion verlieren. Die Stadt organisiert sich in Folge des externen Schocks neu und viele Häuser, sowie Gemeinschaften (und somit das vorherrschende Equilibrium) werden wieder aufgebaut (Campanella 2006: 143 ff.).

2.2.3 Evolutionary Resilience

Der dritte Ansatz und somit die jüngste Ergänzung der Resilienztheorie, beruht auf der Idee einer sich weiterentwickelnden und sich anpassenden „evolutionary Resilience“. Kritische Arbeiten der frühen 2000er Jahre, die die bestehenden Auffassungen von Resilienz hinterfragten und sowohl innere als auch äußere Störeinflüsse berücksichtigen, führten schließlich 2010 zur Etablierung eines dritten Verständnisses (Nunes et al. 2019: 424 f.). Der verwendete Begriff für das Konzept ist dabei nicht einheitlich. Geläufig ist neben dem Begriff „evolutionary resilience“ (Davoudi 2012: 302 f.) auch der etwas ältere Term „socio-ecological resilience“ (abgekürzt SES resilience) (Folke et al. 2010: 21 ff.). Davoudi (2012) stützt sich bei der Verwendung der Bezeichnung „evolutionary resilience“ im Planungskontext auf Simmie und Martin (2010), die die Parallelen der sozio-ökologischen Resilienz zur Evolutionstheorie hervorheben. Im Fokus der Theorie sind dabei Begriffe wie Anpassungsfähigkeit, Transformationskraft, Innovation und Wissensgewinn. Diese stehen den Annahmen gegenüber, dass Unvorhersehbarkeit und Strukturwandel, wie auch die Koppelung von Systemen (Kodependenz), zukünftige Entwicklungen prägen werden. Evolutionäre Resilienz zeichnet sich demzufolge durch das Wechselspiel von Störung (externem Schock) und Neuorganisation, sowie Erhalt und Entwicklung aus (Nunes et al. 2019: 425). Folke et al. (2010: 21–27) bezweifeln die Vorstellung eines singulären Gleichgewichts in einem sozio-ökologischen System (wie der Wechselwirkung Mensch/ natürliche Umwelt), während Davoudi (2012: 302) die Idee eines Equilibrium generell ablehnt. Ein System würde, im Sinne der evolutionären Resilienz, nach einer Störung nicht zu seinem ursprünglichen Zustand zurückkehren. Das System würde sich transformieren und anpassen, um den veränderten Gegebenheiten zu entsprechen (ebd.). Ein weiterer Unterschied des evolutionären Resilienzverständnisses zu den Auffassungen der technischen und ökologischen Resilienz, liegt in der Ablehnung der proportionalen Relation von externen Einflüssen und der Schwere der Störung. Davoudi argumentiert, dass dabei interne Belastungen externe Einflüsse spontan verstärken können. „[...] *small-scale changes in systems can amplify and cascade into major shifts [...]*“ (Davoudi 2012: 303). Andere vermeintlich „extreme“ Störungen können hingegen nur geringe oder gar keine Auswirkungen haben. Aus diesem Umstand lässt sich ableiten, dass Reaktionen auf vergangene externe Schocks, sogar unter ähnlichen oder exakt denselben Umständen, keine zuverlässigen Indika-

toren für das zukünftige Verhalten von Systemen sind. Die Sinnhaftigkeit von konventionellen Planungswerkzeugen, wie etwa Trendextrapolationen, zur Vorhersage von künftigen Entwicklungen, wird demzufolge durch ein evolutives Verständnis von Resilienz angezweifelt (Davoudi 2012: 302 f.).

Die Forschung im Bereich der „evolutionary resilience“ beschäftigt sich mit der Suche nach dynamischen Zuständen (während einer Transformation) und den Eigenschaften, die ein System annimmt, wenn es einen Grenzbereich zwischen zwei Zuständen erreicht. Dabei sollen treibende Elemente, sowie Verknüpfungen und Wechselwirkungen zwischen Systemen identifiziert werden, um künftige Veränderungen vorhersagen und sinnvolle Maßnahmen vorschlagen zu können (Nunes et al. 2019: 425). Für die Steuerung von Entwicklung kann daraus ein Vorbeugungsprinzip abgeleitet werden, dessen Fokus auf der Reduktion von Unsicherheiten liegen sollte (ebd.). Meerow et al. (2016: 43 f.) heben den Weiterentwicklungsansatz, der in Folge der Reduktion von Unsicherheit ermöglicht wird, als Unterschied zwischen den beiden älteren Resilienztheorien und der Evolutionären Resilienz durch die Frage, ob ein System „fail-safe“ (dt: ausfallsicher) oder „safe-to-fail“ (dt: es ist ungefährlich zu versagen) ist, hervor.

2.3 Resilience Thinking

„Resilience Thinking“ beschäftigt sich mit drei Aspekten der angewandten evolutionären Resilienz: der Kraft fortzubestehen (Widerstandsfähigkeit), Anpassungsfähigkeit und Transformierbarkeit (Folke et al. 2010: 27). Das Ausmaß der Fähigkeit sich an wandelnde externe Einflüsse und interne Prozesse anzupassen und dadurch Entwicklung innerhalb eines aktuellen Equilibriums entlang einer gegenwärtigen Trajektorie zuzulassen, wird als Anpassungsfähigkeit beschrieben. Transformierbarkeit meint hingegen das Ausmaß der Fähigkeit eines Systems neue und stabile Verhältnisse (Equilibria) für Entwicklung zu schaffen, sowie Schwellenwerte zu überschreiten, um auf neue Entwicklungstrajektorien zu gelangen (ebd.). Die Kraft fortzubestehen, entspricht der Resilienz aus ökologischer Perspektive, wie sie Holling (1996: 33 f.) beschrieben hat (siehe Kapitel 2.2.2). Folke et al. argumentieren, dass vorsätzliche Transformation ohne „Resilience Thinking“ nicht funktionieren kann, da einerseits eine Bewertung der relativen Vorzüge des aktuellen und des alternativen, potentiell effizienteren, Equilibriums notwendig ist und andererseits die Widerstandsfähigkeit des vermeintlich „besseren“ Entwicklungspfades zu fördern ist (2010: 27 f.). Transformation kann nicht im Vakuum stattfinden, sondern stützt sich auf bestehende Systeme und folgt auf Umwälzungen, indem sie Wissen und Funktionen neu kombiniert (ebd.). Der direkte Bezug zu evolutionärer Resilienz zeigt sich in der Annahme, dass Transformation im Kleinen, große Veränderungen der Resilienz im Gesamtsystem bewirken kann (ebd.; Davoudi 2012: 303). Der Schwer-

punkt liegt auf der Wichtigkeit des systeminternen Wandels und dessen Unvorhersehbarkeit, die die Fähigkeit der Bestandteile eines Systems fordert, sich anzupassen und Wandel zuzulassen, anstatt ihn zu vermeiden (Cote und Nightingale 2012: 477 f.).

Nunes et al. führten 2019 (426 f.) eine Gegenüberstellung von generellem Resilience Thinking (keiner wissenschaftlichen Disziplin zugeordnet) und urbanem Resilience Thinking anhand einer qualitativen Analyse von verschiedenen Definitionen von Wissenschaftler_innen durch. Dabei wurden sämtliche Referenzen den drei Kategorien „deskriptive Konzepte“, „hybride Konzepte“ und „normative Konzepte“ untergeordnet. Diese Dreiteilung entspricht nicht den drei Theorien der technischen, ökologischen und evolutionären Resilienz, weist aber eindeutige Überschneidungen auf (ebd.). In der Gegenüberstellung der deskriptiven Konzepte werden ausschließlich technische und ökologische Resilienzverständnisse thematisiert. Im Bereich der hybriden Konzepte finden sich ausschließlich evolutionäre Ansätze und die Sektion der normativen Konzepte vergleicht ausschließlich normativ-abstrakte Grundvorstellungen. Die Gegenüberstellung zeigt, dass sich urbanes Resilience Thinking direkt aus dem generellen Resilience Thinking ableiten lässt. Dafür wurden Definitionen präzisiert und auf den urbanen Kontext zugeschnitten oder aus einem fremden wissenschaftlichen Kontext für die Planungstheorie angepasst. „Luthans et al. (2006, p. 25) *The developable capacity to rebound from adversity or personal setbacks*. Campanella (2006, p. 141) *‘... the capacity of a city to rebound from destruction’*“ (Nunes et al. 2019: 426). Das Zitat veranschaulicht die Gegenüberstellung und die Ähnlichkeit des generellen und urbanen Resilience Thinking, wobei Luthans das generelle und Campanella das urbane Resilience Thinking repräsentieren (ebd.). Die Unterschiede im normativen Verständnis sind deutlicher und unterscheiden sich auf einer metaphorischen, einer nachhaltigkeitsbezogenen und einer ökosystemleistungsbezogenen Ebene. Beim generellen Resilience Thinking sollen die Grenzbereiche des Gleichgewichts sowie die Anpassungsfähigkeit im Lauf der Zeit getestet werden, während beim urbanen Resilience Thinking ausschließlich auf Flexibilität geachtet wird. Nachhaltigkeitsbezug wird beim generellen Resilience Thinking durch den Erhalt des „natürlichen Kapitals“ hergestellt, wohingegen im urbanen Resilience Thinking darunter die Fähigkeit des Systems sich selbst zu erhalten (oder sich zu verbessern) verstanden wird. Ökosystemleistungen werden aus grundlegend verschiedenen Perspektiven betrachtet. Generelles Resilience Thinking betrachtet die Fähigkeit eines Ökosystems seine Funktion zu erhalten, unabhängig von externen Einflüssen, während im urbanen Resilience Thinking unter Ökosystemleistung die Fähigkeit eines Ökosystems verstanden wird, in einem urbanen Umfeld seine positiven Auswirkungen zu erhalten und diese zu optimieren (Nunes et al. 2019: 427).

Eine weitere Unterscheidung findet sich zwischen dem spezifiziertem und dem allgemeinem Resilience Thinking (Folke et al. 2010: 24 f.). In der Umsetzung wird das Konzept von Resilienz oft auf ein näher bestimmtes und bereits bekanntes Problem, in einem bestimmten System und unter bestimmten Bedingungen angewandt. Diese Abbildung einer Anwendungssituation repräsentiert spezifiziertes Resilience Thinking. Allgemeines Resilience Thinking beschreibt hingegen den Versuch ein System gegen eine unbestimmte Art von externem Schock, auch einem vollständig neuartigem, zu festigen (ebd.). Meerow et al. (2016: 44) weisen darauf hin, dass ein zu starker Fokus auf eine spezifische Resilienz die Fähigkeit und Flexibilität eines Systems reduziert auf unerwartete Schocks zu reagieren, betonen aber auch, dass spezialisierte Qualitäten im Regelfall effektiver sind als adaptive Qualitäten im Katastrophenfall. Auch Folke et al. (2010: 24) verweisen auf sogenannte HOT-Zustände, welche die zuvor genannte These von Meerow et al. unterstützen. Die HOT (highly optimised tolerance) Theorie beschreibt den Prozess, wie Systeme eine Robustheit auf häufige Störungen entwickeln, aber zugleich zwangsläufig fragiler gegenüber unregelmäßigen Störungen werden (Carlson und Doyle 2000: 2529 f.). Weiterführend erwähnen Meerow et al. (2016: 44), dass es ein Spannungsverhältnis zwischen kurzfristigen Maßnahmen, die zumeist spezifizierend wirken, und langfristigen Maßnahmen, die allgemein Resilienz aufbauen, gibt.

2.4 Equilibrium

Die Idee des Equilibriums, eines stabilen Verhältnisses, ist in der Resilienztheorie weit verbreitet (Holling 1973; Borsekova et al. 2018; Nunes et al. 2019; Zampieri 2021) und führt zu einer der wichtigsten Unterscheidungen zwischen den verschiedenen Theorieansätzen (Meerow et al. 2016: 43). Ein Equilibrium beschreibt dabei eine Domäne (Bereich), in der in einem System Stabilität vorherrscht. Es gibt innerhalb eines Gleichgewichts folglich Schwankungen, die nicht zwingend den Verlust von Stabilität bedeuten. Von 1970 bis heute zeichnet sich eine zunehmende Ablehnung der Gleichgewichtsidee, mit Verlauf der Zeit ab (ebd.). Das frühe Resilienzkonzept nach Holling, „Engineering Resilience“ (1973), definiert ein „Single-State-Equilibrium“ als Stabilitätsdomäne, zu der nach einer Krise zurückgekehrt werden soll (Holling 1996: 33 ff.). Die darauffolgend entwickelte ökologische Resilienztheorie rückt von der Idee eines singulären Gleichgewichts ab und nimmt an, dass Systeme mehrere Stabilitätsdomänen aufweisen. In Folge einer Krise kann ein System in ein anderes Gleichgewicht kippen und muss nicht zu einem ursprünglichen Equilibrium zurückfinden (ebd.). Was diese beiden Theorien eint, ist dass sie jeweils vorab existierende Gleichgewichte voraussetzen (Davoudi 2012: 301). Die jüngste Theorie, „Evolutionary Resilience“, lehnt die Idee eines Gleichgewichts grundsätzlich ab. Stattdessen befindet sich ein System in permanentem Wandel (Nunes et al.

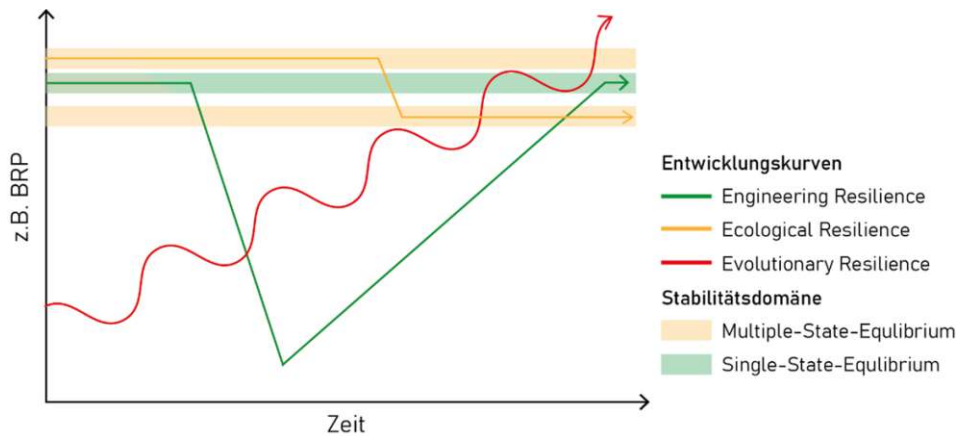


Abbildung 2: Schematische Entwicklung je Resilienztheorie (eigene Darstellung 2021)

2019: 425). Kritiker_innen der Gleichgewichtstheorie sehen vor allem die Idee eines singulären Gleichgewichts kritisch und lehnen diese als veraltete Vorstellung von Systemen ab (Meerow et al. 2016: 43). Die Anwendbarkeit, der nicht nach Gleichgewicht strebenden Vorstellung von Resilienz im urbanen Kontext, hat dazu geführt, dass Forscher_innen heute mehrheitlich Konzepte mit Fokus auf evolutionärer Resilienz unterstützen (Borsekova et al. 2018: 382).

In Abbildung 2 ist ein theoretisches Szenario, das die Entwicklung des Bruttoregionalprodukts fiktiver Regionen abbildet, dargestellt. Abhängig von dem angewandten theoretischen Verständnis werden entweder ein bestimmtes Gleichgewicht (Grün/ Engineering Resilience), irgendein Gleichgewicht (Orange/ Ecological Resilience) oder kein Gleichgewicht angestrebt. Dabei zeigen die transparenten Felder jeweilige Stabilitätsdomänen. Deutlich zu erkennen ist hier, dass in der evolutionären Resilienztheorie Stabilität keine Rolle spielt. Die jeweilige Kurve verdeutlicht auch die unterschiedlichen Zugänge zur Messung von Resilienz. Je schneller die Kurve der Engineering Resilience zu ihrem Gleichgewicht zurückkehrt, je mehr Störung auf die Kurve der Ecological Resilience einwirken muss, bis die Stabilitätsdomäne gewechselt wird und unabhängig wie stark die Schwankungen der Kurve der Evolutionary Resilience ausfallen, solange die Entwicklung weiter geht, umso resilienter ist ihr Referenzsystem (Nunes et al. 2019: 425; Davoudi 2012: 302 f.).

2.5 Anpassungsfähigkeit und Transformation

„In a SES [socio-ecological-system], adaptability is the collective capacity of the human actors in the system to manage resilience.“ (Walker et al. 2004: 7) Demzufolge ist Anpassungsfähigkeit grundsätzlich bedingt durch die Resilienz der einzelnen Bestandteile, den individuellen menschlichen Akteur_innen, eines Systems. Als Konsequenz der menschlichen Dominanz über sozioökologische Systeme, ist die Anpassungsfähigkeit weitestgehend darüber defi-

niert, wie Individuen oder Gruppen handeln und das System verwalten. Dieser Einfluss ist unabhängig davon, ob der Prozess vorsätzlich oder unabsichtlich gelenkt wird (Walker et al. 2004: 3). Berkes et al. (2002) argumentieren vier Handlungsfelder, deren Umsetzung die Resilienz und die Anpassungsfähigkeit eines Systems nachhaltig fördern soll. Einerseits müssen die Menschen in einem System lernen mit einem permanenten Wandel und der damit einhergehenden Unsicherheit zu leben (Berkes et al. 2002: 356–362). Andererseits müssen diverse Strukturen ohne einen dominanten Sektor geschaffen werden, um ein gleichzeitiges Versagen aller Sektoren unwahrscheinlicher zu machen (ebd.: 362 f.). Zudem soll Wissen interdisziplinär vernetzt und angewandt (ebd.: 370–374), sowie Möglichkeiten zur Selbstorganisation geschaffen werden (ebd.: 375–382).

Im Gegensatz zu „Anpassung“, die ein bestehendes System verändert (Walker et al. 2004: 5), beschreibt „Transformation“ die Fähigkeit ein von Grund auf neues System zu schaffen, wenn das bestehende System aus ökologischen, ökonomischen oder sozialen Gründen unhaltbar wird (ebd.: 3). Eine Transformation ist kontextabhängig, wodurch der Prozess stets individuell und einzigartig abläuft (Olsson et al. 2014: 6). Die Transformation eines Systems bedeutet, dass durch neue Komponenten und Erwerbsmöglichkeiten, neue Stabilitätsdomänen (vgl. Kapitel 2.4 Equilibrium) geschaffen werden, in die das jeweilige System folglich „kippen“ kann (Walker et al. 2004: 7). Da die Existenz bzw. die Möglichkeit der Schaffung mehrerer Stabilitätsdomänen diametral der Idee eines globalen Gleichgewichts gegenübersteht, ist die Vorstellung von Transformierbarkeit nicht mit der Theorie der Engineering Resilience vereinbar. Auch die Theorien der ökologischen und evolutionären Resilienz enthalten Widersprüche zur Idee der Transformierbarkeit: „rigidity traps“ (dt: Steifigkeitsfallen). Davon kann gesprochen werden, wenn ein System in Folge von hoher Resilienz so widerstandsfähig wird, dass es interne Innovationspotentiale unterdrückt und seine Anpassungsfähigkeit (Transformierbarkeit) verloren geht (Olsson et al. 2014: 2).

2.6 „Adaptive Cycle“ und „Panarchy“

Der „Adaptive Cycle“ in der Resilienztheorie ist eine Idee die erstmals 2002 in einer Publikation von Gunderson et al. beschrieben wurde. Die Grundannahme besteht darin, dass die Struktur von Systemen sich im Lauf der Zeit verfeinert und stetig effizienter wird, dadurch aber die Resilienz sinkt und das System in Folge kollabiert (Davoudi 2012: 303 f.). Der Wandel eines Systems läuft in vier Phasen ab (Walker et al. 2004: 2), die ursprünglich von Gunderson und Holling definiert wurden (Davoudi 2012: 303). In Abbildung 3 ist der Adaptive Cycle und die Phasen r (Wachstum/ Ausbeutung), K (Konservation), Ω (kreative Zerstörung) und α (Reorganisation) dargestellt. Jede Phase beschreibt einen konkreten Abschnitt des Kreislaufes, wobei sich die Unterschiede aus dem Verhältnis von Konnektivität und Potenzial ableiten lassen (Ostrom, 2004, S. 489). Die Phasen r und K zeichnen sich durch eine langsame und stabile Entwicklung aus, denen die Phasen Ω und α als grundlegend chaotische Zustände gegenüberstehen (Walker et al. 2004: 2). Unter r wird eine Phase hoher Resilienz verstanden. Sie ist gekennzeichnet von zunehmender Stabilität, Diversität und Akkumulation von Ressourcen (Davoudi 2012: 303). Es folgt eine K Phase. Sie zeichnet sich durch geringes Wachstum, hohen Ressourcenverbrauch für den Systemerhalt und Stabilität aus. Die Folge der lang andauernden stabilen Verhältnisse ist eine geringe Resilienz (Walker et al. 2004: 2). Während der darauffolgenden Ω Phase kommt es zu einem Kollaps des bestehenden Systems und akkumulierte Ressourcen werden freigesetzt (ebd.). Zu Beginn und während des Kollaps weist das Bezugssystem eine geringe Resilienz auf. In Folge der Anpassung an das vorherrschende Chaos nimmt die Resilienz langsam wieder zu (Davoudi 2012: 303). Die α Phase ist von großer Unsicherheit und Innovation geprägt. Das System organisiert sich neu und beginnt sich zu stabilisieren. Während dieser Phase sind Systeme besonders resilient (Davoudi 2012: 303). Im nächsten Schritt beginnt der Kreislauf erneut.

Die Idee des Adaptive Cycle verdeutlicht Gegensätze die unvereinbar scheinen. So kann ein System im Adaptive Cycle immer nur entweder flexibel oder effizient, vernetzt oder anpassungsfähig, stabil oder transformierbar sein (Davoudi 2012: 304). Um diesen Widerspruch zu beheben entwickelten Gunderson und Holling (2002: 4) das Konzept der Panarchie. Die Idee soll ein Gegenkonzept zur sequentiellen Abfolge von Phasen schaffen, bei dem in einem System mehrere Kreisläufe gleichzeitig ablaufen und sich gegenseitig beeinflussen. Die Kreisläufe müssen dabei weder synchron noch gleich schnell ablaufen und können sich auch auf unterschiedlichen Maßstäben gegenseitig beeinflussen (ebd.). Durch diese Gleichzeitigkeit von Abläufen soll eine Dynamik entstehen, in der ein System sowohl flexibel als auch stabil sein kann und scheinbar unabhängige Kreisläufe sich gegenseitig positiv beeinflussen können (Folke et al. 2010: 24). Hier wird ein eindeutiger Bezug zur evolutionären Resilienztheorie geschaffen. Denn durch die Möglichkeit aus einer Krise zu lernen, ohne zwingend einen Kollaps durchleben zu müssen, können Systeme nicht trotz, sondern durch Krisen resilienter werden (Davoudi 2012: 304; Gunderson und Holling 2002: 4).

2.7 Trade-offs

Wie im vorhergegangenen Kapitel angeführt, sind resiliente Gemeinschaften das Produkt einer Vielzahl wechselwirkender Kreisläufe. Bei einer undifferenzierten Bewertung eines Gesamtsystems, jenes im Durchschnitt als resilient zu bezeichnen, berücksichtigt nicht die Unterschiede in den einzelnen Aspekten (soziale, infrastrukturtechnische, ökonomische, institutionelle, nachbarschaftliche) des Systems (Copeland et al. 2020: 7 f.). So kann etwa die Resilienz eines Bereichs stark ausgebaut werden, in der Konsequenz aber in einem anderen Sektor abnehmen (ebd.). Wenn durch den Ausbau von technischen Maßnahmen zum Katastrophenschutz Gelder in Sozialprogrammen gekürzt werden, werden Trade-offs räumlich und in der Folge gesellschaftspolitisch, umverteilt. Ein Problem, das

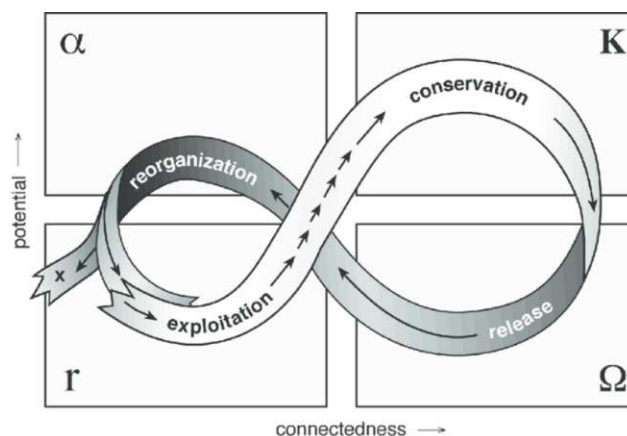


Abbildung 3: The Adaptive Cycle (Gunderson und Holling 2002: 34)

sich dabei abzeichnet, ist dass unterschiedliche Teile eines Systems nicht vergleichbar sind und die Resilienz eines Gesamtsystems nicht zwingend Auskunft über die Verteilung der Ressourcen und ihre Auswirkungen auf die Menschen im System gibt (ebd.).

Trade-offs sind auch Teil der Nachhaltigkeitsdebatte, da Ressourcen nur begrenzt zur Verfügung stehen. Die räumliche Verteilung von Trade-offs wird somit um die Dimension der Zeit ergänzt (Chelleri et al. 2015: 182). Während die Verteilung über die Zeit eine Diskussion über mögliche „Lock-ins“ erfordert, ist die räumliche Verteilung eine direkte Konsequenz von räumlicher Grenzziehung (administrativ, topographisch, kulturell) und politischen Verhältnissen (Copeland et al. 2020: 8). Beim Betrachten von Trade-offs im temporalen Kontext geht es um das Nutzen von Möglichkeiten, wenn diese sich bieten (z.B. in Folge von Katastrophen die betroffene Infrastruktur neu und besser wieder aufzubauen) und das Vermeiden von negativen Lock-ins (z.B. vor der Katastrophe als negativ anerkannte Bebauungen diese wieder gleich zu errichten), um der Gesellschaft einen langfristigen Nutzen zu generieren (Chelleri et al. 2015: 186).

Die räumliche Verteilung von Trade-offs ist in Folge der Globalisierung nicht nur lokal/ national bedeutsam, sondern kann in Folge von Umwelt- und Marktbedingungen auch global Konsequenzen auslösen (Chelleri et al. 2015: 189 ff.). So kann die internationale Nachfrage nach Produkten Einfluss auf die Diversität einer nationalen Wirtschaft und somit auch auf ihrer Resilienz nehmen (ebd.). Auf nationaler Ebene können Chancen in Folge von staatlichen Investitionen, z.B. in Infrastruktur (Zuganbindung, Hochwasserschutz, etc.), die von der Öffentlichkeit finanziert wird, von der aber nicht alle direkt profitieren, ungleich verteilt werden. Dieses Beispiel kann z.B. bei Ressourcenmangel dazu führen, dass an anderer Stelle notwendige Investitionen in soziale oder technische Infrastruktur nicht getätigt werden (ebd.). Statistisch kann es hier zu Aggregationseffekten kommen, die auf einer Ebene eine Steigerung der Resilienz indizieren, wobei in gewissen Regionen der statistischen Einheit die Resilienz in Folge der gesamtsystemischen Verbesserung abgenommen hat (Copeland et al. 2020: 8). Dieser Effekt kann umso extremer werden je mehr Redundanzen, im Sinne der Ausfallsicherheit, geschaffen werden (ebd.: 7). Cote und Nightingale (2012: 479 f.) sehen hier einen Kompromiss (Trade-off) zwischen Gerechtigkeit und Legitimität. Der plötzliche Wandel hin zu einem gerechten System könnte zu einer gewalttätigen Opposition jener führen, die in Folge des institutionellen Wandels weniger Ressourcen erhalten (ebd.).

Weitere Trade-offs finden zwischen Städten und ihrem Umland bzw. zwischen Stadtteilen sowie zwischen Individuen und der Gesellschaft statt (Chelleri et al. 2015: 191 f.). Dieser Umstand wird vor allem in Regionen mit schneller Urbanisierung und potentiell extremer Verwundbarkeit deutlich. Die Bewohner_innen von Slums sind in ihrer

unmittelbaren Umgebung zumeist stark infrastrukturell unterversorgt, wodurch die Förderung von Maßnahmen zur Steigerung der Anpassungsfähigkeit solcher Viertel deutliche Effekte haben können (ebd.). Chelleri et al. (ebd.) verweisen darauf, dass Slums zumeist in Ländern ohne große staatlich fiskalischen Möglichkeiten entstehen, weshalb der Fokus in der Förderung von neuen oder bereits bestehenden bottom-up Initiativen liegen sollte, um kostengünstig das Leben von Menschen und das System Stadt an sich zu verbessern.

3 Resümee und Schlussfolgerung

Die Idee, eine Stadt und ihre Bewohner_innen gegen negative Einflüsse und Katastrophen widerstandsfähig zu machen und nach einer Krise etablierte Strukturen möglichst schnell wieder aufzubauen, ist bereits Teil der Planungsdisziplin geworden und scheint sich weiter durchzusetzen. Dieser Trend ist auf zunehmende Unsicherheiten im Welthandel einerseits und auf extremere sowie häufigere Naturereignisse in Folge des Klimawandels andererseits zurückzuführen. Die in der Theorie angestrebten Ziele sind als positiv zu bewerten, da sie Menschen vor Naturkatastrophen oder negativen wirtschaftlichen Konsequenzen (etc.) schützen und eine effiziente sowie effektive Verwaltung gewährleisten sollen. Aus diesem Umfeld heraus soll es den Menschen im System (Stadt) ermöglicht werden innovativ zu wirken. Diese Aspekte müssen aber im Kontext des innewohnenden Konservatismus von Resilienzkonzepten (Wiederherstellung und Erhalt einer bestehenden Ordnung) und bestehender Machtstrukturen hinterfragt werden, um sozial gerecht wirken zu können.

Die drei vorherrschenden Resilienztheorien variieren in ihrer Konzeption deutlich und sind in sich nicht an eindeutige Kriterien gebunden, wodurch es zu einer losen Verwendung des Begriff „resilient“ kommt. Das erschwert einerseits die Vergleichbarkeit von Strategien zur Resilienzförderung zwischen Städten und andererseits können dadurch bestehende Konzepte nicht in unterschiedlichen urbanen Kontexten angewandt werden. Trotzdem lassen sich einige Faktoren ausmachen, wie etwa eindeutige Zuständigkeiten und einem systemtheoretischem Verständnis, die in jedem Kontext zu wirken scheinen und reproduzierbar sind.

Schlussfolgern lässt sich, dass die Resilienztheorie mit fortschreitendem Klimawandel voraussichtlich weiter an Bedeutung gewinnen wird. Die Theorie findet zwar häufig Anwendung in der Naturkatastrophenprävention, ist aber nicht expliziert darauf zugeschnitten. Diese vielseitige Anwendbarkeit des Konzepts stellt eine seiner Stärken, jedoch in Folge der nicht eindeutig definierten Bedeutung auch eine seiner Schwächen dar. In der wissenschaftlichen Debatte und in der öffentlichen Verwaltung wird die Resili-

enztheorie oft normativ angewandt, wodurch die Schwächen des Begriffs nicht ausreichend beachtet werden. Als Theorie außerhalb der kontextspezifischen Anwendung fehlt es dem Resilienzkonzept noch an eindeutigen Kriterien, die es ermöglichen ein System als resilient zu identifizieren. Eine Klärung dieser Kriterien würde die Lücken des wissenschaftlichen Fundaments der Resilienztheorie im Planungswesen, deren Vorteile in einer besseren Inte-

roperabilität von Lösungen zwischen verschiedenen Planungskontexten und einem wissenschaftlichen Konsens liegen würden, schließen.

Literaturverzeichnis

- Adger, W. N. (2000): Social and ecological resilience: Are they related? *Progress in Human Geography* 24(9): 347–364.
- Adger, W. N. (2006): Vulnerability. *Global Environmental Change* 16(3): 268–281.
- Alberti, M./ Marzluff, J. M./ Shulenberg, E./ Bradley, G./ Ryan, C./ Zumbrunnen, C. (2003): Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience* 53(12): 1169–1179.
- Berkes, F./ Folke, C./ Colding, J./ Hrsg. (2002): Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social–ecological systems. *Navigating Social-Ecological Systems*. Cambridge University Press: 352–387.
- Borsekova, K./ Nijkamp, P./ Guevara, P. (2018): Urban resilience patterns after an external shock: An exploratory study. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 31: 381–392.
- Brundtland, G.H. (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. United Nations, New York: 37–55.
- Bundy, J./ Pfarrer, M. D./ Short, C. E./ Coombs, W. T. (2017): Crises and Crisis Management: Integration, Interpretation, and Research Development. *Journal of Management* 43(6): 1661–1664.
- Campanella, T. J. (2006): Urban resilience and the recovery of new orleans. *Journal of the American Planning Association* 72(2): 141–146.
- Carlson, J. M./ Doyle, J. (2000): Highly optimized tolerance: Robustness and design in complex systems. *Physical Review Letters* 84(11): 2529–2532.
- Caputo, S./ Caserio, M./ Coles, R./ Jankovic, L./ Gaterell, M. R. (2015): Urban resilience: two diverging interpretations. *Journal of Urbanism* 8(3): 222–240.
- Chelleri, L./ Waters, J. J./ Olazabal, M./ Minucci, G. (2015): Resilience trade-offs: addressing multiple scales and temporal aspects of urban resilience. *Environment and Urbanization* 27(1): 181–198.
- Copeland, S./ Comes, T./ Bach, S./ Nagenborg, M./ Schulte, Y./ Doorn, N. (2020): Measuring social resilience: Trade-offs, challenges and opportunities for indicator models in transforming societies. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 51: 1–10.
- Cote, M./ Nightingale, A. J. (2012): Resilience thinking meets social theory: Situating social change in socio-ecological systems (SES) research. *Progress in Human Geography* 36(4): 475–489.
- Davoudi, S. (2012): Resilience: A Bridging Concept or a Dead End? *Planning Theory & Practice* 13(2): 299–333.
15. Folke, C./ Carpenter, S./ Walker, B./ Scheffer, M./ Chapin, T./ Rockstrom, J. (2010): Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society* 15(4): 20–28.
- Friborg, O./ Hjemdal, O./ Rosenvinge, J. H./ Martinussen, M. (2003): A new rating scale for adult resilience: What are the central protective resources behind healthy adjustment? *International Journal of Methods in Psychiatric Research* 12(2): 65–76.
- Gunderson, L. H./ Holling, C. S./ Ludwig, D. (2002): Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature, C. S. Gunderson und L. H. Holling (Hrsg.) *Resilience and adaptive cycles*. Island Press. Washington: 3–63.
- Holling, C.S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems* 4: 1–23.
- Holling, C.S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change, W.C. Clark und R.E. Munn (Hrsg.) *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press. London: 292–317.
- Holling, C.S., (1996): Engineering vs ecological resilience, Schultz, P. (Hrsg.) *Engineering within Ecological Constraints*. National Academy Press. Washington: 31–41.
- Kourtit, K./ Nijkamp, P./ Reid, N. (2014): The new urban world: Challenges and policy. *Applied Geography* 49: 1–3.
- Lew, A. A./ Ng, P. T./ Ni, C. Cheng (Nickel), Wu, T. Chiung (Emily). (2016): Community sustainability and resilience: similarities, differences and indicators. *Tourism Geographies* 18(1): 18–27.
- Magistrat der Stadt Wien (Hrsg.), (2019): Smart City Wien Rahmenstrategie 2019 – 2050: 20 ff.

- Meerow, S./ Newell, J. P./ Stults, M. (2016): Defining urban resilience: A review. *Landscape and Urban Planning* 147: 38–49.
- Meerow, S./ Newell, J. P. (2019): Urban resilience for whom, what, when, where, and why? *Urban Geography* 40(3): 309–329.
- Nunes, D. M./ Pinheiro, M. D./ Tomé, A. (2019): Does a review of urban resilience allow for the support of an evolutionary concept? *Journal of Environmental Management* 244: 422–430.
- Olsson, P./ Galaz, V./ Boonstra, W. J. (2014): Sustainability transformations: A resilience perspective. *Ecology and Society* 19(4): 1–13.
- Ostrom, E. (2004): Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. *Ecological Economics* 49(4): 488–491.
- Park, J./ Seager, T. P./ Rao, P. S. C./ Convertino, M./ Linkov, I. (2013): Integrating risk and resilience approaches to catastrophe management in engineering systems. *Risk Analysis* 33(3): 356–367.
- Pickett, S. T. A./ Cadenasso, M. L./ Grove, J. M. (2004): Resilient cities: Meaning, models, and metaphor for integrating the ecological, socio-economic, and planning realms. *Landscape and Urban Planning* 69(4): 369–384.
- Simmie, J./ Martin, R. (2010): The economic resilience of regions: Towards an evolutionary approach. *Cambridge Journal of Regions. Economy and Society* 3(1): 27–43.
- UN Habitat (2021): Resilience, <https://unhabitat.org/resilience> (Juni 2021), Nairobi.
- Vale, L. J. (2014): The politics of resilient cities: Whose resilience and whose city? *Building Research and Information* 42(2): 191–201.
- Wagner, I./ Breil, P. (2013): The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohydrology & Hydrobiology* 13(2): 113–134.
- Walker, B./ Holling, C. S./ Carpenter, S. R./ Kinzig, A. (2004): Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9(2): 1–9.
- Zampieri, M. (2021): Reconciling the ecological and engineering definitions of resilience. *Ecosphere* 12(2): 1–8.

Willingness-to-pay for reducing greenhouse gas emissions: Differences between urban and rural areas*

Harald Baron & Michael Getzner

Willingness-to-pay (WTP) for reducing greenhouse gas emissions (GHG) likely depends on the socio-economics of respondents in valuation studies. The location of respondents and their housing situation are rarely taken into account. Based on a representative household survey in Austria, mean WTP to reduce GHGs in a choice experiment (CE) amounts to EUR 186 per ton. The results of this paper indicate that – ceteris paribus – respondents in rural areas exhibit a lower WTP of about EUR 164 per ton while urban respondents state a WTP of roughly EUR 204 per ton. The results suggest that differences have their origin in the different housing conditions of respondents. Single-family homes in rural areas exhibit a higher energy consumption (kWh per m²), compared to multi-unit residential dwellings in urban and densely populated areas. Furthermore, socio-economics (e.g. level of education, age) of urban and rural populations explain different WTP bids. The individual concern about effects of climate change, such as urban heat islands (UHI) and heat stress, is different between urban and rural households. In addition, respondents strongly preferred information campaigns, incentives and energy consumption standards as climate change mitigation policy instruments compared to environmental taxation.

** This paper is in the state of a working paper; the authors plan to revise the paper and re-estimate marginal WTP with more advanced statistical methods and approaches.*

1 Introduction and background

Today, there is no doubt that anthropogenic GHG are the main cause of climate change (IPCC, 2014). While there are a lot of political and legally binding frameworks¹ to reduce GHG, the atmospheric abundance of CO₂ increased since pre-industrial time from 277ppm (1750) to more than 400 ppm in 2017 (WMO, 2018; Le Quéré et al., 2018). Austria's level of GHG emissions did not decrease either since 1990 (Umweltbundesamt, 2019). To reach the goal of limiting temperature increase to 2°C, or even 1,5°C, above pre-industrial levels (UNFCCC, 2015), it would be necessary to implement effective and substantial short-term mitigation policies (IPCC, 2018). These policies employ different

classes of environmental policy instruments such as economic incentives (taxes, subsidies), regulation (e.g. standards and mandatory norms for energy performances), information and education (e.g. energy audits und assessments; public information campaigns) and institutional frameworks (e.g. rights and obligations of property owners and tenants; see Laes et al., 2018). All of these are considered to have a positive impact on national GHG emissions (WIFO, 2007; Böhm and Getzner, 2016; Ó Broin et al., 2015; Laes et al, 2018).

The implementation of a carbon tax in Austria, for example, could reduce GHG emissions by at least 3 to 10% per year, depending on the level of the tax rate (carbon price) and the use of revenue (WIFO, 2018). Recent debates about the realization and the extent of CO₂ taxes as well as the need to have sufficient information about the benefits of GHG emission mitigation policies spurred ambi-

¹ E.g: Paris Agreement (UNFCCC, 2015); Kyoto Protocol (United Nations, 1998), 2020 climate and energy package of the European Union (European Commission, 2008).

tions to estimate the economic value of GHG. One way to determine the economic welfare of mitigation policies and, thus, the economic value of reducing GHG emissions is to ask respondents for their willingness to pay for these policies in discrete choice experiments (Alberini et al., 2018; Johnston et al. 2017).

This paper examines preferences of Austrian households regarding GHG mitigation policies in the field of housing, and the willingness-to-pay (WTP) to reduce GHG emissions in this sector using a discrete choice experiment. While there is evidence that WTP is, of course, driven by income (Alberini et al., 2018; Gupta, 2016; Tyllianakis and Skuras, 2016) and other socio-economic characteristics of respondents such as the level of education (Sundt and Rehman, 2015; Diederich and Goeschl, 2014), the effects of the location of the respondent's residence and his/her housing conditions (e.g., multi-story apartment blocks vs. single homes; owner-occupied vs. rented flats; rural vs. urban environments) on WTP is rarely observed. This fact is interesting as the housing conditions have strong impacts on the households' levels of GHG emissions (Tucker et al., 2010; Druckman und Jackson, 2008). Furthermore, the costs of abating GHG emissions are different owing to the available technologies of retrofitting different kinds of buildings.

For this reason, we investigate how different degrees of urbanization and housing conditions affect individual WTP to reduce GHG emissions as well as preferences for environmental policy instruments. A recent study, which estimated WTP in Italy and the Czech Republic (Alberini et al., 2018) served as starting for this paper. This facilitates to ascertain not only differences within Austria depending on socio-economics of respondents, but also an international comparison of WTP values. The novelty of this paper is therefore how WTP is driven by specific spatial factors, like different degrees of urbanization and housing situations.

The structure of the paper is as follows: A brief literature review on the methodology and empirical evidence of WTP for reducing GHGs is presented in Section 2. The empirical survey and the choice experiment are presented in Section 3. Descriptive and econometric results are discussed in section 4, while in Section 5, the results are summarized and conclusions are drawn.

2 Empirical and methodological overview: Willingness-to-pay for reducing greenhouse gas emissions

Several studies have recently estimated citizens' willingness-to-pay (WTP) for reducing GHG emissions in different countries (Table 1). As can be seen from the range of coun-

tries of the selected studies, there is no recent paper that has estimated WTP for reducing GHG emissions in Austria. There are, of course, different methods and approaches to elicit WTP and estimate benefits of climate policies that reduce GHGs. One approach is the Social Cost of Carbon (SCC), which estimates the monetary value of (reducing) damages of GHG and is associated with a one-metric-ton reduction in carbon dioxide (CO₂) (Pizer et al., 2014; Johnston, 2016).

The existing literature shows a broad range of SCC. Tol (2018) and Wang (2019) recently provided a meta-analysis that suggested that there are big differences between estimated SCC values. Mean SCC ranges from 44\$/tC (3% PRTP²) to 677\$/tC (0% PRTP), while the mode is between 28\$/tC (3% PRTP) and 220\$/tC (0% PRTP) (Tol, 2018). Wang (2019) reviewed 58 studies with 589 estimates, where the average SCC is clearly higher with 200\$/tC (3% PRTP).

Another approach to estimate the monetary value of mitigation policies are stated preference methods (SPM) such as contingent valuation (CVM) and discrete choice experiments (DCE). SPM are the only methods that can estimate values for non-use values of public goods such as environmental services (Johnston et al., 2017). Many studies (e.g. Alberini et al., 2018; Carlsson et al., 2012; Longo et al., 2012) used SPM to value environmental services. A lot of papers applying DCEs do not estimate the value of one ton of GHG directly, but measure WTP for a certain percentage reduction of GHG emissions (e.g. Carlsson et al. 2012), or set emission reductions in context to emissions of other sectors, like cars (e.g. Chalak, et al., 2012). To make results comparable, Table 1 presents an overview of selected papers that estimated WTP for reducing GHG directly from DCE or CV, and therefore ascertained the monetary value for (the reduction of) one metric ton of CO₂ or GHGs (measured as CO₂-equivalent). The overview shows that WTP values differ within a certain range, depending on the proposed climate change mitigation policy, and the country context (e.g., income).

In comparison to prices of GHGs that are traded on markets, the elicited WTP values are on average much higher. Based on the European Union's Emissions Trading System (EU ETS), prices for one ton CO₂ are currently about EUR 25€/t CO₂ (February 2020; see European Emission Allowances, 2020). Actual CO₂ taxes of the non-ETS sector differ greatly among EU-countries (OECD, 2018). However, market prices and tax rates of carbon taxes implemented are determined by political and economic contexts, and cannot readily be compared to WTP elicited in SPM. Furthermore, many tax schemes in European countries pose taxes on energy consumption (especially fossil fuels) which may only loosely be linked to carbon emissions, and thus may only include an implicit price of carbon.

² PRTP= pure rate of time preference.

Author(s)	Country	Year of survey	N of participants	Environmental policy context	Method	WTP (EUR, mean, per capita, per ton of GHG emissions)
Alberini et al. (2018)	Italy / Czech Republic	2014	1,005 1,394	Public policies which reduce GHG from dwellings	DCE	133€ 94€ (2014)
Holm et al. (2015)	Germany	2015	178	Different procedures to reduce GHG	CV	-161€ to 644€ (2015)
Diederich and Goeschl (2013)	Germany	2010	1,640	Voluntary climate action	DCE	6.30€ (2010)
Achtnicht (2011)	Germany	2007 2008	600	GHG reduction in car manufacturing. Survey of potential car buyers	DCE	89€ to 256€ (2008)
Longo et al. (2008)	United Kingdom	2005	300	Program that promotes the production of renewable energy	DCE	967\$ (2005)
Schwirplies et al. (2019)	Germany	2014	1,005	Offset GHG-Emissions from travelling	DCE	53€ for a bus travel 11€ for a plane travel (2014)
Brouwer et al. (2008)	Netherlands	2006	400	Air travel passengers at Schipol Int. Compensation of GHG-emissions during flight.	CV (DB)*double bounded dichotomous choice	41€ (Europe) 17€ (NAmerica) 10€ (Asia) 25€ (*World)

Table 1: Overview of recent papers on the willingness-to-pay (WTP) to reduce greenhouse gas (GHG) emissions

Source: Authors' collection and assessment of selected papers.

3 The empirical survey

3.1 Survey and questionnaire administration

This paper presents the results of a representative Austrian household survey eliciting WTP for reducing one ton of GHG-emissions; and preferences for climate mitigation policy instruments. WTP values are elicited by using a discrete choice experiment (DCE) implemented as a web-based survey of 1,500 respondents in Austria. The survey was conducted as a nationwide representative survey with a randomized quota sample by a certified market research company (Marketagent) in April 2019. The sample was representative in terms of age (between 18 and 69), gender, and regional dispersion (at levels of federal states and different degrees of urbanization according to criteria of the European Commission (Eurostat, 2019)). As the summary statistics show, participants with a lower level of education and a below-average household income were slightly underrepresented (Table 2).

The questionnaire was developed between October 2018 and February 2019 by the authors; several experts and focus groups were asked for their assessment of the ques-

tionnaire regarding clarity and completeness (e.g., psychologists, sociologists, other members of the Institute of Spatial Planning, student groups) and pre-tested in the field with a sample of 129 respondents in March 2019. In the pre-test the questionnaire was checked for comprehensibility and the DCE for plausibility as well as dominant choice cards. As pre-test results showed no abnormalities, the survey was cleared to be carried out subsequently. The combination of choice cards and policy programs was computed by using the NGENE[®] software with the aim to produce N-efficient designs (see section 3.2).

To accomplish a clear and reliable questionnaire and spot potential biases several experts and focus groups were asked for their assessment of the questionnaire before the pre-test was conducted in the field. To make sure participants understood the task of the DCE a separate sheet (as a pdf file) with explanations of the attributes and levels was placed previous to the DCE.

The questionnaire was inspired by the one used in Alberini et al. (2018) and divided into several parts. Furthermore, the original questionnaire was extended and adapted to include questions specific for housing and the location of the residence of respondents. The survey started with questions about the individual living conditions and

Variable	Densely populated area	Intermediate density areas	Thinly populated areas	Total sample	Austrian Average
Observations	487	491	522	1.500	
Gender					
Male	48,9%	48,7%	52,3%	50,0%	50,8%
Female	51,1%	51,3%	47,7%	50,0%	49,2%
Education					(2016)
Compulsory school	12,5%	11,8%	12,3%	12%	26%
Apprenticeship	32,4%	41,1%	41,8%	38%	32%
School for Intermediate Vocational Education	10,7%	14,9%	16,3%	14%	14%
High school diploma	25,1%	19,3%	19,7%	21%	15%
University or similar	19,3%	12,8%	10,0%	14%	13%
Income ⁴					(2017)
< 1.250	12%	13%	8%	14%	20%
1.250 - 2.000€	22%	16%	15%	22%	30%
2.001 – 2.500€	13%	13%	9%	14%	20%
2.501 – 3.600€	19%	19%	24%	26%	20%
> 3.600€	16%	18%	22%	24%	10%
Missing income (refused)	(18%)	(21,2%)	(22,2%)	(20,3%)	0%

Table 2: Socioeconomics of respondents

Source: Authors' calculations, and Statistik Austria, 2019a and 2019b.

the respondent's household energy consumption and GHG-emissions. The DCE and questions about attitudes towards climate change were placed roughly in the middle of the questionnaire. The questionnaire ended with general questions about environmental policy approaches and also elicited the respondent's assessment of the causes and consequences of climate change.

3.2 Structure of the choice experiment

In contrast to CVM, where respondents are asked if they would vote for a certain policy change at specific costs, participants in choice experiments have to make a choice between at least two multi-attribute alternatives (programs) in an experimental setting based on their preferences. As several attributes describe every alternative, it is possible to rate every alternative individually (Johnston et al., 2017).

Like Alberini et al. (2018) we investigated public preferences for climate mitigation policies in the context of energy use in dwellings. To do so, respondents had to indicate their preference among three alternative policy packages. Every alternative was described by four attributes whose levels differed between the alternatives. Respondents were asked to choose between the status quo and two hypothetical policies, which would reduce GHG-emissions of private households. The CE-design of Alberini et al. (2018) served as a blueprint for our DCE to make our results comparable to results of Italy and the Czech Republic. As in their study, our alternatives were described by four attributes, a) the goal of the policy, b) the approach of the policy, c) GHG-emission reductions per household per year, and d) the costs of the policy to the respondent's household per year. Attributes a) and b) were included to measure preferences towards mitigation policies, while c) and d) were needed to estimate WTP for reducing GHG-emissions.

³ Percentage values are calculated without missing values. Categories were summarized to be comparable to Statistik Austria.

Attribute	Attribute levels
Goal of the policy	- Higher share of renewable energy - Improvement of energy efficiency
Approach	- Taxes - Incentives - Mandatory regulations - Information
GHG Reduction (per household for each of 10 years)	- 0.25 tons (-5%) - 0.5 tons (-10%) - 1.0 tons (-25%) - 1,65 tons (-33%)
Costs of the policy (per household for each of 10 years)	- 0.25 tons (-5%) - 0.5 tons (-10%) - 1.0 tons (-25%) - 1,65 tons (-33%)

Table 3: Attributes and attribute levels of the choice experiment

Source: Authors' draft

Every attribute was set at an average of 5 tons GHG emissions per household and year conforming to current direct household emissions in Austria⁴. The levels (GHG-reduction and costs) as well as the baseline of GHG reduction were also taken from Alberini et al. (2018) to make results comparable. Compared to the mentioned study where respondents had to answer five choice sets, participants had to respond to six choice sets in our questionnaire.

a final step, twelve computed choice sets were reviewed for plausibility and slightly adapted. In the survey, the sample was divided into two sub-samples, each with six choice sets based on the NGENE calculations. Every block was answered by 750 respondents, to reduce the impact of single choice sets on the results. Table 4 shows an exemplary choice set.

Due to the different attribute values more than 16,000 different choice set combinations are possible. To exclude dominant choice cards and define reasonable choice sets the most efficient combinations were computed by using NGENE[®], a software for designing choice experiments. In

3.3 Description of the Conditional Logit Model

Conditional Logit models, often also called Multinomial Logit models (MNL), are the most widely used method to model individual choices in research fields, such as environmental, urban and health economics as well as marketing, transportation and many others. Both models belong to the family of Random Utility Maximization mod-

⁴ Annual GHG emissions per household and year range from 2.1 tons (Umweltbundesamt, 2018) to 6.82 tons (CO2 Rechner, 2018). Own calculations based on data of Statistik Austria (2017) resulted in about 4.5 tons GHG emissions per HH and year.

Attribute	Policy A	Policy B	Status quo
Goal of the policy	Higher share of renewable energy	Improvement of energy efficiency	-
Approach	Taxes	Mandatory regulations	-
GHG Reduction (per household for each of 10 years)	-1.00 tons of GHG year (-20%)	-0.25 tons of GHG/year (-5%)	No reduction (Still 5 tons GHG-emissions/year)
Costs of the policy (per household for each of 10 years)	100€/year	50€/Year	0€/year
<p>Which policy would you prefer:</p> <p>a) Policy A</p> <p>b) Policy B</p> <p>c) Status quo</p>			

Table 4: Exemplary Choice Set Source: Authors' draft (translated from the German original).

els (RUM) (Sarrias and Daziano, 2017). McFadden (1974) indicated that individual choices among different alternatives are driven by nonstochastic, observable parameters as well as stochastic, idiosyncratic (unobservable) ones. Individuals would choose the one alternative, which maximizes his or her utility (Hauber et al., 2016). The utility function can be written in the form:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij}$$

where the individual i 's utility (U) from alternative j derives from V , which depends on observable parameters (attributes of the alternative), and ε , an error term that marks specific (unobservable) individual factors.

In our case the utility of the presented mitigation policy (U) derives from the goal of the program (G), the approach of the policy (A), the GHG-emission reduction per household delivered by the program (GHG) and the costs of the mitigation policy (C). The coefficients $\alpha_{1...4}$ describe the marginal utility of the attributes of the programs:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij} = \alpha_1 G + \alpha_2 A + \alpha_3 GHG + \alpha_4 C + \varepsilon_{ij}$$

The relative contribution of the attribute levels to the programs utility that interviewees assign to an alternative is represented by each estimated coefficient, which serve as preference weights (Hauber et al., 2016).

The error term ε is assumed to follow an independently and identically distributed type 1 extreme-value (i.i.d) distribution in conditional logit models, making the probability (PR) to choose one alternative (k) out of a set of alternatives (j) look like:

$$PR(k) = \frac{e^{V_k}}{\sum_{j=1}^3 e^{V_j}}$$

in our example. As a result of the model a coefficient and a corresponding standard error are estimated for all but one omitted level of each attribute (Hauber et al., 2016).

After coefficients for all attribute levels are estimated, one can calculate individual's willingness to pay (WTP) for certain attributes. To do so the coefficient of the attribute to be valued must be divided by the coefficient, which obtains the monetary value. In our case WTP for reducing GHG-emissions is estimated by α_3/α_4

This paper focuses on differences between urban and rural regions regarding WTP for reducing GHG Emissions and preferences towards climate mitigation policies. To compare different regions CL-models were estimated for every degree of urbanization⁵ individually in sub-samples of the above-sketched models.

4 Descriptive and econometric results

4.1 Descriptive results

In addition to the DCE, respondents were asked about their attitudes towards climate change, and whether they believe that GHG emissions would have an impact on climate change. 87% of the respondents stated that they felt a change in climate in the last few years. Regarding this question differences between respondents living in municipalities with different degrees of urbanization occurred. While 43% of participants who lived in highly density areas experienced a clear change in climate conditions, only 33% of respondents in intermediate density areas and 31% of rural interviewees felt accordingly. A reason might be the urban heat islands (UHI) effect, resulting in higher temperatures in cities in comparison to the countryside, especially at night.

Furthermore, 41% of respondents stated that GHG-emissions have a very strong impact on global warming, while 47% acknowledged that they have at least a certain impact on climate change. On the other side only 2% of the participants believed that GHG-emissions have no influence on climate change. Respondents who lived in urban areas (46%) rather believed that climate change is driven by anthropogenic GHG-emissions, compared to participants living in intermediate density areas (41%) and rural areas (36%).

The vast majority of respondents (more than 80%) believed that the sectors industry and mobility (traffic) are responsible for emitting most GHG-emissions. Concerning this statement, it seems legit that 89% of respondents stated that it would be the duty of industry and companies to reduce GHG-emissions. At the same time 87% of participants felt personally constrained to make a contribution to climate protection, while only 21% of the respondents actually made a carbon offset (e.g., emissions compensation of flights) in the last 5 years.

Regarding the consequences of climate change in Austria, 80% of respondents were afraid that global warming will lead to an increase in extreme weather. Most participants also believed that climate change has negative effects on economic development (76%), winter tourism (82%) and agriculture (62%). Generally, effects of climate change were perceived negatively among participants.

4.2 Econometric results

To fit the CL-model one omitted attribute-level had to be determined for every attribute (Hauber et al., 2016). The status quo was the omitted level for the goal of the policy,

⁵ Corresponding to criterias of the European Commission (Eurostat, 2019).

		<i>coef</i>	<i>se(coef)</i>	<i>signif</i>
Goal (<i>status quo</i>)	Higher share of renewables	0,2948492	0,0754855	***
	Improvement of energy efficiency	0,4883171	0,0822932	***
Approach (<i>taxes</i>)	Incentives	0,5710338	0,0551756	***
	Mandatory regulations	0,5297658	0,0544143	***
	Information	0,6323510	0,1775969	***
Reduction	GHG-emissions reductions	1,0148659	0,0460606	***
Cost	Cost of the policy	-0,0054709	0,0007665	***

Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

N = 1.500; *n* of observations = 27.000; *n* of events = 9.000

Concordance = 0,703 (*se* = 0,005)

Likelihood ratio test = 2672 on 7 *df*, *p* = < 2e16

Wald test = 2132 on 7 *df*, *p* = < 2e16

*R*²(McFadden) = 0,1351375

*R*²adjusted (McFadden) = 0,1344295

Log Likelihood at start = -9887,511

Log Likelihood at convergence = -8551,337

Table 5: Econometric estimation results – full sample

Source: Authors' calculations.

while taxes were the omitted level for the approach of the policy.

With respect to the full sample without differentiating between urban and rural respondents, the results of the DCE indicate that respondents preferred climate mitigation policies to reduce GHG-emissions in dwellings rather than the status quo. Regarding the policies, strategies which result in a higher share of renewable energy were favored over an improvement of energy efficiency. Both dummy coefficients were positive and strongly significant. Taxes were perceived as the most unpopular approach for reducing GHG-emissions, as coefficients of the remaining dummy levels were positive and highly significant. The dummy of information-based approaches had the highest magnitude.

Furthermore, the coefficient of the GHG-reduction dummy is positive and highly significant, indicating that participants preferred policies which resulted in higher GHG-emission reductions, while a higher level of costs had significantly negative effects on choosing a policy (see Table 5).

The WTP for reducing one ton of GHG-emissions is 185.5 Euro for the whole sample and is higher than WTP in Italy (133€) and the Czech Republic (94€) estimated in Alberini et al. (2018). The Austrian result might be explained because of the positive effect of higher income on WTP, as the average household income in Austria is higher than in Italy and the Czech Republic (OECD, 2019). Respondents with higher income were usually willing to pay more for environmental services than participants with

lower income (Duan et al., 2014; Gupta, 2016; Tylliankis & Skuras, 2016; Alberini et al., 2018; etc.). The effect of income and the level of education on WTP was also determined in this study⁶. WTP of households with an income of less than 1.250 Euro per month was nearly 50% lower than in households with a monthly income of more than 3.200€ (see Appendix A).

To determine differences between urban and rural areas regarding preferences towards climate mitigation policies and WTP for reducing GHG-emissions, CL-models were estimated for every degree of urbanization⁷ individually. As before, the status quo was the omitted level for the goal of the policy and taxes were the omitted category for the approach of the strategy. Table 6 presents the results of the CL-models.

The results presented in Table 6 strongly suggest that there are significant differences between various degrees of urbanization. Coefficients of the renewables dummy and energy efficiency dummy were positive and significant for highly density areas and intermediate density areas, indicating that climate mitigation policies were preferred over the status quo in these areas. The acceptance of these policies was lower in thinly populated areas, where only the renewables dummy was significantly positive.

⁶ A separate CL-model was estimated for different levels of income (income not reported, less than 1.250€/month, 1.251-2.000€/month, 2.001-3.200€/month, more than 3.200€/month) and education (corresponding to the levels presented in Table 2). All results are shown in Appendix A and B.

⁷ Corresponding to criterias of the European Commission (see Eurostat, 2019).

Densely populated areas (Typ 1) n=8766; n of events= 2922				
		coef	se(coef)	signif
Goal (status quo)	Higher share of renewables	0,4082636	0,1357496	**
	Improvement of energy efficiency	0,5732174	0,1484892	***
Approach (taxes)	Incentives	0,5511502	0,0999284	***
	Mandatory regulations	0,3863326	0,0972944	***
	Information	0,3729832	0,3176293	
Reduction	GHG-emissions reductions	1,1306308	0,0829640	***
Cost	Cost of the policy	-0,0055308	0,0013760	***
Concordance=	0,732 (se=0,009)			
Likelihood ratio test=	1060 on 7 df, p=<2e16			
Wald test=	822,6 on 7 df, p=<2e16			
R ² (McFadden)=	0,165175			
R ² adjusted (McFadden)=	0,1629944			
Log Likelihood at start=	-3210,145			
Log Likelihood at convergence=	-2679,909			
Intermediate density areas (Typ 2) n=8838; n of events=2946				
		coef	se(coef)	
Goal (status quo)	Higher share of renewables	0,33520364	0,12920183	**
	Improvement of energy efficiency	0,55241939	0,14018691	***
Approach (taxes)	Incentives	0,41212804	0,09385782	***
	Mandatory regulations	0,50007579	0,09353278	***
	Information	0,49446361	0,30730729	***
Reduction	GHG-emissions reductions	0,93114304	0,0789071	***
Cost	Cost of the policy	-0,00486964	0,00132232	***
Concordance=	0,698 (se=0,009)			
Likelihood ratio test=	805,3 on 7 df, p=<2e16			
Wald test=	650,4 on 7 df, p=<2e16			
R ² (McFadden)=	0,1244114			
R ² adjusted (McFadden)=	0,1222486			
Log Likelihood at start=	-3236,512			
Log Likelihood at convergence=	-2833,853			
Thinly populated areas (Typ 3) n=9396; n of events=3132				
		coef	se(coef)	
Goal (status quo)	Higher share of renewables	0,14955660	0,12820578	
	Improvement of energy efficiency	0,34550975	0,14011033	*
Approach (taxes)	Incentives	0,74691528	0,09400553	***
	Mandatory regulations	0,69797705	0,09270648	***
	Information	1,01921279	0,30020131	***
Reduction	GHG-emissions reductions	0,99937276	0,07830869	***
Cost	Cost of the policy	-0,00608207	0,00129284	***
Concordance=	0,689 (se=0,005)			
Likelihood ratio test=	854,7 on 7 df, p=<2e16			
Wald test=	690,3 on 7 df, p=<2e16			
R ² (McFadden)=	0,1241945			
R ² adjusted (McFadden)=	0,1221601			
Log Likelihood at start=	-3440,854			
Log Likelihood at convergence=	-3013,519			
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1				
N= 1.500; n of observations = 27.000; n of events = 9.000				

Table 6: Econometric estimation results – sub-samples of different degrees of urbanization

Source: Authors' calculations.

Area	MWTP	95% confidence interval of WTP	
		Lower bound	Upper bound
High density areas	204,43€/t	144,33€/t	341,64€/t
Intermediate density areas	191,12€/t	132,41€/t	339,15€/t
Thinly populated areas	164,31€/t	121,31€/t	250,57€/t

Table 7: Willingness-to-pay for reducing GHG emissions between urban and rural populations

Source: Authors' calculations.

Regarding the approach of the policies, taxes were viewed as the most unpopular strategy to reduce GHG-emissions in all types of area. Differences emerged in respect of the most popular approach in between the different degrees of urbanization. While the information dummy was strongly significant and positive in thinly populated areas, the same dummy was not significant in the others. In rural regions information was perceived as the most popular approach to reduce GHG-emissions in dwellings, whereas the mandatory regulations dummy has its highest magnitude in intermediate density areas, while in cities, incentives were regarded as the most popular instrument to reduce GHG-emissions.

Coefficients of the reduction dummy were positive and strongly significant in all areas, implying that the higher GHG-emission reduction the more attractive the policy. The cost dummy was negative and strongly significant across all samples, indicating that the higher the costs the lower the probability for choosing an alternative. The different magnitude of booth dummies suggests that WTP varies between the different degrees of urbanization (Table 7).

WTP for reducing one ton of GHG-emissions was about 164€ in thinly populated areas and increased with a higher degree of urbanization from 191€ in intermediate density areas to more than 204€ in densely populated areas. A reason to explain differences in between various degrees of urbanization is that values are often assumed to decline by a higher distance to the valued object (Wamberg-Broch et al., 2013). This is consistent to findings of Campbell et al. (2009), who determined an increase of WTP for landscape improvements with lower population density in Ireland and results of this paper as effects of climate change are perceived stronger by participants living in cities than in rural areas (see 4.2). Furthermore, education level of respondents living in highly density areas is higher than in less densely areas (see Table 2). WTP for environmental services also depends on participants' level of education (Adaman, 2010; Bliem and Getzner, 2012). This effect was also estimated in this study (see appendix). As level of education was higher in densely areas than in thinly populated areas it seems plausible that the determined WTP is lower in rural areas than in cities.

5 Discussion, summary and policy conclusions

We estimated respondents' willingness-to-pay (WTP) for reducing GHG emissions in the context of energy use in private households in Austria applying a DCE. The DCE was part of a nationwide representative survey with a randomized quota sample. The sample was representative in terms of gender, age and regional dispersion at levels of federal states as well as different degrees of urbanization according to criteria of the European Commission. Results show that a substantial WTP for reducing GHG in the housing sector exists.

Average WTP for respondents is about 186€ per household and ton of reduced GHG-emissions in context of energy use in dwellings. This value is much higher than existing energy or carbon taxation, especially with respect to Austrian energy taxation (OECD, 2018). In comparison to other studies our WTP is higher than estimated WTP in Italy and the Czech Republic (Alberini et al., 2018) and is also nearer to the average of studies estimating the social costs of carbon (SCC; see Wang, 2019). The comparatively higher WTP in our study might be owing to higher household income in Austria in comparison to other countries. Like in other studies (Adaman, 2010; Alberini et al., 2018; Carlsson, 2012; Duan et al., 2014) our estimations show that a higher income and a higher level of education both have a positive effect on respondent's WTP. Households with low income and a low level of education, however, were slightly underrepresented in our sample, indicating that actual WTP could be higher.

Regarding the research question whether WTP is driven by specific spatial factors such as different degrees of urbanization, our results indicate that substantial differences between urban and rural areas may exist. WTP in high density areas (e.g., larger cities, regional centers) was more than 204€ per ton of avoided GHG-emissions in context of energy use in dwellings. WTP decreased with a lower degree of urbanization from 191€ per ton in intermediate density areas to 164€ per ton in thinly populated areas. A possible explanation is the higher level of education of respondents living in urban areas compared

to rural areas. Furthermore, effects of climate change (urban heat islands [UHI], heat stress) are perceived much stronger among respondents living in highly density areas. This is consistent to findings that WTP is often assumed to decline with a higher distance to the valued object (Wamberg-Broch et al., 2013), and that WTP should also correlate with respondent's information and experience. Although respondents' income was higher in rural than in urban areas, WTP increased with a higher degree of urbanization, indicating that WTP in these areas is driven rather by the level of education and perception of climate change than by income.

In addition, different policy instruments to reduce GHG emissions in dwellings were preferred between urban and rural regions. While taxes were generally perceived as the most unpopular instrument to reduce GHG emissions, the most preferred approach varied between different degrees of urbanization. Providing more information to reduce emissions was the most popular approach to reduce GHGs in rural areas, whereas mandatory regulations were favored in intermediate density areas, and economics incentives (subsidies) were preferred in cities. We therefore find substantial preferences heterogeneity not only with respect to the socio-economics, but also in regard to the place of residence of respondents.

Although taxes were perceived as the most unpopular instrument to reduce private households' GHGs among participants in Austria, environmental taxation (carbon taxes) is, of course, absolutely necessary to reduce GHG emissions on a national level. The results of this study strongly suggest that it is important to respect that discrepancies between urban and rural areas exist. Besides showing a different WTP, the avoidance costs of mitigating carbon emissions differ between rural and urban regions. Costs for retrofitting single homes are higher than for retrofitting multi-dwellings (per m²), and a larger dependence on private transport (cars) in thinly populated areas results in a substantially higher fuel consumption, and lower share of public transport use. Furthermore, socio-economics such as income and education are different between urban and rural areas. It should be noted that the sample was representative for Austrian households. The random sample was not specially adapted and drawn for the different degrees of urbanization, what could bias results. Results were only estimated by using CL-models and not verified with other models, like mixed logit models or weighted log likelihoods. Furthermore, results concerning differences in WTP between varying degrees of urbanization were not checked for confounding variables.

As a general conclusion of this paper, spatially responsive policy instruments, at least over the first couple of years should be introduced. Such policies need to tackle the characteristics of rural areas, and, for instance, support the expansion of public transport, or result in a subsidy scheme for retrofitting buildings. However, the problem

of conserving carbon-intensive infrastructures and settlement structures as well as commuting has to be solved at another policy level (national and European). In addition, information campaigns are necessary to raise awareness on environmental topics like climate change but not sufficiently strong to change behaviors to an extent needed for achieving emission reduction goals. The results of this study also indicate that renewable energy is much more accepted among respondents than increasing energy efficiency. But without a significant increase in energy efficiency (or energy sufficiency), climate goals will not be met.

Acknowledgements

The authors thank Milan Ščasný and the rest of the team, Anna Alberini, Andrea Bigano and Iva Zvěřinová for providing more detailed information about their CE (of Alberini et al., 2018) and the anonymous reviewers who gave many helpful suggestions for substantial improvements of the paper. All errors are, of course, the responsibility of the authors.

6 Appendix

6.1 Appendix A

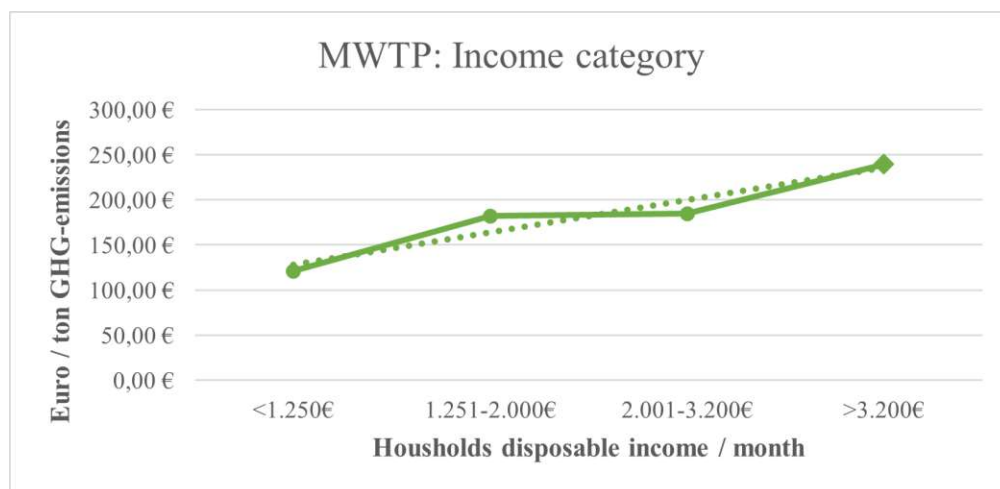
Table A1: MWTP regarding different income categories

Source: Authors' calculations.

Income Category	MWTP	95% confidence interval of WTP	
		Lower bound	Upper bound
<1.250€	120,84€	58,05€	451,37€
1.251-2.000€	181,98€	107,43€	498,13€
2.001-3.200€	184,62€	118,36€	406,91€
>3.200€	239,51€	152,50€	523,79€
Income not reported	158,35€	98,22€	358,69€

Figure A1: Chart of WTP per household disposable income (per month)

Source: Authors' calculations.



6.2 Appendix B

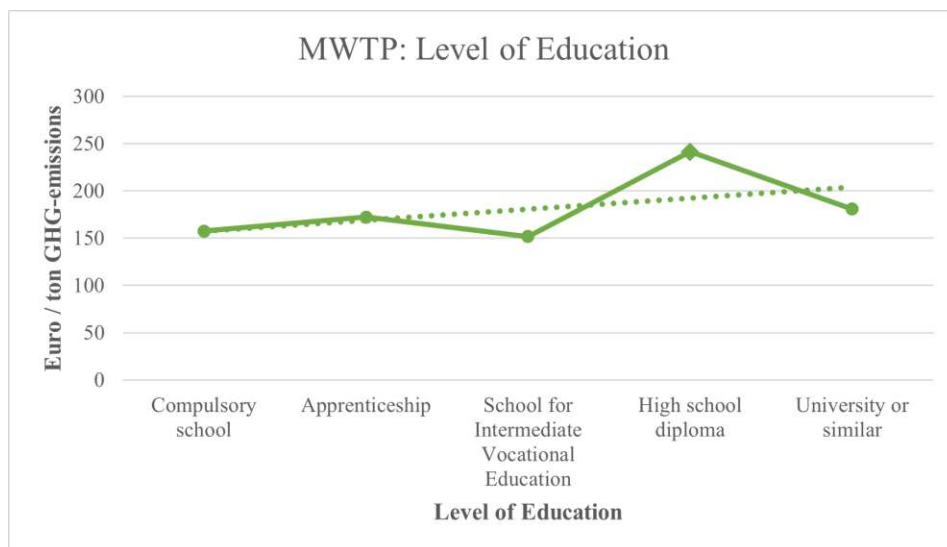
Table B1: MWTP regarding different levels of education

Source: Authors' calculations.

Levels of education	MWTP	95% confidence interval of WTP	
		Lower bound	Upper bound
Compulsory school	157,48€	81,30€	591,78€
Apprenticeship	172,14€	112,74€	341,82€
School for Intermediate Vocational Education	151,79€	95,18€	335,84€
High school diploma	241,40€	144,14€	661,45€
University or similar	180,74€	115,30€	396,17€

Figure B1: Chart of WTP regarding respondents level of education

Source: Authors' calculations.



References

- Achtnicht, M., (2011): German car buyers' willingness to pay to reduce CO2 emissions. *Climatic Change* 113, 679-697.
- Alberini, A., Bigano, A., Ščasný, M., Zvěřinová, I. (2018): Preferences for Energy Efficiency vs. Renewables: What Is the Willingness to Pay to Reduce CO2 Emissions? *Ecological Economics* 144, 171-185.
- Adaman, F., Karali, N., Kumbaroglu, G., Or, I., Özkaynak, B., Zenginobuz, Ü., (2010): What determines urban households' willingness to pay for CO2 emission reductions in Turkey: A contingent valuation survey. *Energy Policy* 39, 689-698.
- Bliem, M., Getzner, M. (2012). Willingness-to-pay for river restoration: differences across time and scenarios. *Environmental Economics and Policy Studies* 14, 241-260.

- Böhm, M., Getzner, M. (2016): Ökonomische Wirkungen der thermisch-energetischen Sanierung von Wohnungsgebäuden in Österreich [Economic effects of thermal-energetic renovation of residential buildings in Austria]. LIT Verlag, Vienna.
- Brouwer, R., Brander, L., Van Beukering, P., (2008): "A convenient truth": air travel passengers' willingness to pay to offset their CO2 emissions. *Climate Change* 90, 299-313.
- Campbell, D., Hutchinson, W.G., Scarpa, R., (2009): Using choice experiments to explore the spatial distribution of willingness to pay for rural landscape improvements. In: *Environment and Planning A* 41, 97-111.
- Carlsson, F., Kataria, M., Krupnick, A., Lampi, E., Löfgren, A., Qin, P., Chung, S., Sterner, T., (2012): Paying for Mitigation: A multiple country study. *Land Economics* 88, 326-340.
- Chalak, A., Hecht, J., Reid, S., Abiad, M. (2012): Willingness-to-pay for greenhouse gas reductions: A Bayesian investigation of distributional patterns. *Environmental Science & Policy* 19-20, 147-157.
- Diederich, J., and Goeschl, T., (2014): Willingness to Pay for Voluntary Climate Action and Its Determinants: Field-Experimental Evidence. *Environmental and Resource Economics* 57, 405-429.
- Druckman, A., and Jackson, T., (2008): Household energy consumption in the UK: A highly geographical and socio-economical disaggregated model. *Energy Policy* 26, 3177-3192.
- Duan, H.X, Lu, Y.L., Li, Y., (2014): Chinese Public's Willingness to Pay for CO2 Emissions Reductions: A Case Study from Four Provinces/Cities. *Advances in Climate Change Research* 5, 100-110.
- European Emission Allowance (2019): EU Emission Allowances | Secondary Market Price. Online: <https://www.eex.com/de/marktdaten/umweltprodukte/spotmarkt/european-emission-allowances#/> (11.12.2019)
- Eurostat (2019): Territorial typologies manual- degree of urbanization. Online: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Territorial_typologies_manual_-_degree_of_urbanisation (28.01.2020)
- Gupta, M., (2016): Willingness to pay for carbon tax: A study of Indian road passenger transport. *Transport Policy* 45, 46-54.
- Hauber, A., Gonzalez, J.M., Groothuis-Oudshoorn, M., Prior, T., Marshall, D., Cunningham, C., Ijzermann, M., Bridges, J., (2016): Statistical Methods for the Analysis of Discrete Choice Experiments: A Report of the ISPOR Conjoint Analysis Good Research Practices Task Force. *Value in Health* 19, 300-315.
- Holm, T., Latacz-Lohmann, U., Loy, J.P., Schulz, N., (2015): Abschätzung der Zahlungsbereitschaft für CO2-Einsparung- Ein Discrete-Choice-Experiment. *German Journal of Agricultural Economics* 64, No. 2.
- IPCC, (2014): *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.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- 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.
- Johnston, J.S., (2016): The Social Cost of Carbon: How is it derived and how is it used to justify America's climate policy?, *Regulation* 39, 36-44.
- Johnston, R., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A., (2017): Contemporary Guidance for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4, 319-405.
- Laes, E., Mayeres, I., Renders, N., Valkering, P., Verbeke, S., (2018): How do policies help to increase the uptake of carbon reduction measures in the EU residential sector? Evidence from recent studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 94, 234-250.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A.C., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Boden, T.A., Tans, P.P., Andrews, O.D., Arora, V.K., Bakker, D.C.E., Barbero, L., Becker, M., Betts, R.A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Cosca, C.E., Cross, J., Currie, K., Gasser, T., Harris, I., Hauck, J., Haverd, V., Houghton, R.A., Hunt, C.W., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Kato, E., Kautz, M., Keeling, R.F., Klein, Goldewijk, K., Körtzinger, A., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Lima, I., Lombardozzi, D., Metz, N., Millero, F., Monteiro, P.M.S., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S.-I., Nojiri, Y., Padin, X.A., Peregon, A., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Reimer, J., Rödenbeck, C., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Stocker, B.D., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., van Heuven, S., Viovy, N., Vuichard, N., Walker, A.P., Watson, A.J., Wiltshire, A.J., Zaehle, S., Zhu, D., (2018): *Global Carbon Budget 2017*. *Earth System Science Data* 10, 405-448.
- Longo, A., Markandya, A., Petrucci, M., (2008): The internalization of externalities in the production of electricity: Willingness to pay for the attributes of a policy for renewable energy. *Ecological Economics* 67, 140-152.
- McFadden, D., (1974): Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Zarembka P, ed. *Frontiers in Econometrics*. New York, NY: Academic Press, 1974, p. 105-142.

- Ó Broin, E., Nässén, J., Johnsson, F., (2015): Energy efficiency policies for space heating in EU countries: A panel data analysis for the period 1990–2010. *Applied Energy* 150, 211-223.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2018): *Effective Carbon Rates 2018: Pricing Carbon Emissions Through Taxes and Emissions Trading*. OECD Publishing, Paris
- OECD, (2019): *Average annual wages 2018*. Online: https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV_AN_WAGE# (29.01.2020).
- Pizer, W., Adler, M., Aldy, J., Anthoff, D., Cropper, M., Gillingham, K., Greenstone, M., Murray, B., Newell, R., Richels, R., Rowell, A., Waldhoff, S., Wiener, J., (2014): Using and improving the social cost of carbon: Regular institutionalized updating and review are essential. *Science* 346 (6214), 1189-1190.
- Sarrias, M., und Daziano, R., (2017): Multinomial Logit Models with Continuous and Discrete Individual Heterogeneity in R: The gmln Package. *Journal of Statistical Software* 2017/79, Issue 2.
- Schwirplies, C., Dütschke, E., Schleich, J., Ziegler, A., (2019): The willingness to offset CO2 emissions from traveling: Findings from discrete choice experiments with different framings. *Ecological Economics* 165, 106384.
- Statistik Austria (2017): *Gesamteinsatz aller Energieträger 2015/2016*. Online: https://www.statistik.at/wcm/idc/idcplg?IdcService=GET_NATIVE_FILE&RevisionSelectionMethod=LatestReleased&dDocName=022720 (08.01.2019).
- Statistik Austria (2019a): *Bevölkerung nach der höchsten abgeschlossenen Ausbildung, Geschlecht und Altersgruppen 2016*. Online abrufbar unter: http://statistik.at/web_de/statistiken/menschen_und_gesellschaft/bevoelkerung/volkszaehlungen_registerzaehlungen_abgestimmte_erwerbsstatistik/bevoelkerung_nach_dem_bildungsstand/078561.html (13.09.2019).
- Statistik Austria (2019b): *Unselbständig Erwerbstätige nach Nettomonatseinkommen, Geschlecht und sozioökonomischen Merkmalen - Absolutwerte Jahresdurchschnitt 2017*. Online abrufbar unter: http://statistik.at/web_de/statistiken/menschen_und_gesellschaft/soziales/personen-einkommen/nettomonatseinkommen/057212.html (13.10.2019).
- Sundt, S., Rehdanz, K., (2015): Consumers' willingness to pay for green electricity: A meta-analysis of the literature. *Energy Economics* 51, 1-8.
- Tol, R.S.J., (2018): *The Economic Impacts of Climate Change*. *Environmental Economics and Policy* 12, 4-25.
- Tukker, A., Cohen, M. J., Hubacek, K., Mont, O., (2010): The Impacts of Household Consumption and Options for Change. *Journal of Industrial Ecology* 14, 13-30.
- Tyllianakis, E., und Skuras, D., (2016): The income elasticity of Willingness-To-Pay (WTP) revisited: A meta- analysis of studies for restoring Good Ecological Status (GES) of water bodies under the Water Framework Directive (WFD). *Journal of Environmental Management* 182, 531-541.
- Umweltbundesamt (2018): *Klimaschutzbericht 2018*. Bd. Rep-0660, Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2019): *Klimaschutzbericht. Analyse der Treibhausgas-Emissionen bis 2017*. Wien.
- UNFCC, United Nations Framework Convention on Climate Change, (2015): *Adoption of the Paris Agreement: FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1*. (Accessed November 25, 2019).
- United Nations (1998): *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*.
- Wamberg-Broch, S., Strange, N., Jacobsen, J.B., Wilson, K.A., (2013): Farmers' willingness to provide ecosystem services and effects of their spatial distribution. *Ecological Economics* 92, 78-86.
- Wang, P., Deng, X., Zhou, H., Yu, S., (2019): Estimates of the social cost of carbon: A review based on metaanalysis. *Journal of Cleaner Production* 209, 1494-1507.
- WIFO, Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, (2007): *Umweltsteuern in Österreich: Theorie des Föderalismus und empirische Ergebnisse*. WIFO Monatsberichte Heft 2/2007, WIFO, Wien.
- WIFO, (2018): *CATs –Carbon Taxes in Austria. Implementation Issues and Impacts*. Wien.
- WMO, World Meteorological Organization, (2018): *WMO Greenhouse Gas Bulletin: The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2017*. Geneva.

The role of municipal and provincial social expenditure in reducing local income inequality*

Tatjana Neuhuber & Antonia Schneider

This paper investigates the role of municipal, regional and provincial characteristics for local income inequality in Austria, giving special attention to the effects of public expenditure at different spatial levels. A spatial multilevel model is utilized, which combines hierarchical models with the widely in spatial regression frameworks used concept of spatial effects. This method has two main advantages over an approach that employs only one of the two. First, it allows us to acknowledge that municipalities are nested within districts which are nested in provinces. Ignoring such a clustered nature of the data might violate the assumption of independence. Second, by introducing interaction effects and hence, spatial spillovers, between municipalities, the dependence between regional observations on the lowest level is acknowledged.

We find that not only local characteristics influence municipal income inequality but also variables on higher administrative levels. This suggests that municipal features depend on wider regional characteristics due to the economic and social interdependence of municipalities nested in the same district or province. Furthermore, our analysis shows that the effect of public social spending on local Gini indices not only differs across provinces but also across municipalities. This indicates that the potential cushioning effect of social expenditure is highly localized.

**This version is a working paper*

1 Introduction

Economic inequality negatively affects societies in multiple ways. Countries with higher inequality were found to be connected with higher rates of health and social problems, ranging from higher crime rates to lower life expectancy and reduced social mobility (Pickett and Wilkinson 2015). Equalizing income is, next to the idea of equal opportunities and public responsibility, one of the founding principles of welfare states (Encyclopaedia Britannica 2022). Therefore, the contribution of public social spending to the reduction of economic inequality has always been a central topic in welfare state research (see, e.g., Grey 1975, Korpi and Palme 1998, Palme 2006, Lee 2021).

Over the last decades, population ageing, globalization, migration and economic restructuring have increased within-country inequality and put pressure on many welfare states. Against this background, most welfare states have undergone major changes, such as increased invest-

ment in service infrastructure (Taylor-Gooby 2004). While there is a broad debate on the retrenchment of the welfare state (Levy 2010), in most OECD countries, public social expenditure has been rising for more than thirty years. On average, social spending in these countries rose from 14.5 per cent of GDP in 1980 to a peak value of 20.6 per cent in 2010 after the financial crisis. As economies rebounded in the following years, average expenditure declined slightly to 20 per cent in 2019. In 2019, some countries, such as France, Austria and Norway, spent more than 25 per cent of their GDP on the provision of public social goods and services (OECD 2020).

Public social expenditure encompasses direct support for particular groups in terms of social insurance and social assistance, for example, families, unemployed or elderly, as well as the costs of providing public goods and (social) services. In this paper, social spending is defined across three main areas:

(1) education, mostly regarding the provision of schools and training, (2) health, such as the maintenance of hospitals, and (3) social protection, e.g. cash transfers such as housing subsidies, child support or other kinds of social assistance.

Based on different understandings of the role of the state and municipalities across countries, there are also large differences regarding which administrative level of authority is responsible for providing social services and goods. For instance, historically, Nordic countries, such as Finland, Sweden and Norway, have a larger share of government expenditures centered at the local level compared to other European countries (Sellers and Lidström 2007, Andersson n.d.). In recent years, a tendency of fiscal decentralization could be observed, as authority over certain fiscal competencies, including those connected with social policy, were redistributed from the national to subordinate levels, such as regional and local governments (Oduro 2018). While it is often argued that local governments can provide goods and services for the local population more effectively (see, e.g., Sow and Razafimahefa 2015, Hooghe and Marks 2001), the effect of different levels responsible for public social expenditure on economic equality was so far, given little attention in research.

This paper addresses this gap by taking a closer look at the multi-level nature of social expenditure as well as drivers of regional economic inequality for the case of Austria. More precisely, it analyzes the effects of municipal as well as provincial social public spending on local income inequality while also acknowledging other crucial determinants of local inequality on three spatial dimensions (municipalities, districts and provinces). In short, this paper aims to answer the following two research questions:

- What are the municipal, district-level and provincial characteristics influencing local income inequality?
- What are the contributions of municipal and provincial social public expenditure to the reduction of local income inequality?

Firstly, understanding the drivers of local income inequality on different spatial levels is crucial for policies aimed at the reduction of disparities across municipalities. As Fontes et al. (2010) note, wage differences are affected by the economic structure of the regions individuals live in. This also indicates that besides municipal characteristics, the wider regional context municipalities are embedded in might be crucial to consider. In order to capture the effects of the different spatial levels, variables on three different spatial dimensions are chosen: municipal, district-level and provincial. This allows us to consider the effects of the economic structure of higher administrative levels on local inequality. Secondly, by explicitly accounting for pub-

lic expenditure on two levels (municipal and provincial), the contribution of the different spending levels on local inequality can be assessed.

The rest of this paper is structured as follows: Section 2 gives a brief overview of the role of public (social) expenditure. In Section 3, the data and descriptive statistics are presented before summarising the methodology in Section 4. Results are given and discussed in Section 5. Section 6 concludes.

2 The role of public (social) expenditure for the reduction of inequality

It is a widely agreed goal of redistributive policies to lower inequalities. Accordingly, an OECD report shows that market income in OECD countries is far more unequal than disposable income, which is the income after taxes and transfers OECD (2011). In Austria, the Gini index for disposable income for the year 2018 was 0.29, while the Gini index for market income was 0.36.

So far, the role of different levels of social fiscal authority (national or subordinate) was given little attention in research. While there is a vast literature on the effects of state-level expenditure on inter-state inequality and municipal expenditure on inter-municipal expenditure, investigations on the relative importance of each level are still rare. An extensive strand of literature concerned with the effects of different levels of government spending on the reduction of inequality has been framed under a fiscal decentralization perspective. While it has been proposed to equalize social spending per capita across territories, critics of this approach have highlighted that a homogeneous approach to social spending could lead to welfare losses (Oates 1999) and reinforce spatial inequalities (Prud'Homme 1995). Proponents of a more centralized approach, however, have pointed toward the problem of political self-interest, reduced economic gains and a potential race to the bottom regarding local budgets (Rodden 2003, Charbit 2011). Furthermore, Glaeser et al. (2009) argue that while cities have the capability to influence income inequality, they mainly do so by generating incentives for richer citizens to leave as they generally favour lower social expenditure and lower taxes. Hence, increasing local social expenditure can reduce inequality but at least partly by decreasing the average income as poorer people, who benefit most from social protection, stay while richer people move away.

Previous studies have shown that province-level expenditure can lower inequality between states in the US (see, e.g., Lee 2021, Moldogaziev et al. 2018). Additionally,

scholars have analyzed the effects of state-level educational expenditure (Kayet and Mondal 2015) and health expenditure (Contarato et al. 2019, Behera and Dash 2018) on inequality and have found that both types of social spending can reduce inequalities. Others focus on the role of municipal spending and hence, argue that the local level is crucial for reducing income inequalities (Lobao et al. 2021, Andreotti and Mingione 2016). Correspondingly, Rodrigues-Silveira (2019) argues that context-sensitive social policies could be more effective than universal approaches on a national or provincial level. Other studies reach similar conclusions (see, e.g., Al-Samarrai and Lewis 2021 for a focus on education spending and Jiménez-Rubio et al. 2010 with a focus on health). There are a few studies that investigate the role of different governance levels in the alleviation of inequality. For example, Kang (2021) finds that in New York - contrarily to national or state expenditure - local spending on education increases graduation rates, which in the long run might reduce inequalities. Contrarily, Xu and Warner (2016) conclude that a more centralist approach in the US might be more efficient in reducing local inequalities since local expenditure patterns vary greatly and are subject to discretion and political will.

Besides public expenditure for social protection, the fiscal strength and the authority of provinces or municipalities to make spending decisions are found to impact intra-regional inequality. Respectively, studies highlight that the regional debt level (Thakur 2022, Abeysingh et al. 2020), limited decision-making power (Deller et al. 2021) and regressive policy designs (Branco and Costa 2019) could potentially reinforce spatial inequalities. Contrarily, other types of spending, e.g. infrastructure (Hooper et al. 2021), might reduce inequality. Lastly, regional funding schemes and sectoral investments could have a hampering effect on local inequality (Ribeiro et al. 2020).

3 Data and Descriptives

Proceeding from the findings presented in Section 2, it can be assumed that inequality within municipalities is influenced by the socio-economic structure of the districts they are nested in. As we are interested in the effects of municipal and provincial public expenditure as well as other economic and demographic variables, a dataset which exploits the spatial dimensions of Austria is utilized. We use data on incomes and wages of all individuals paying taxes in Austria to calculate the local Gini indices. This data stems from the Integrated Wage and Income Tax Statistics provided by Statistics Austria. Household income, comprising wage income as well as income from self-employment and capital, is calculated from disposable income after taxes and transfers and adjusted using the "OECD-modified" scale (OECD 2013). Our main inter-

est lies in the impact of municipal and provincial expenditure on municipal inequality. The 10-year lag of the variables Social expenditure pc and Prov. social expenditure pc is used rather than the respective values for the year 2018 as we assume that the effects of social expenditure materialize with a temporal lag.

Figure 1 shows the distribution of municipal Gini indices for each province³. Burgenland exhibits the lowest mean inequality with a Gini index of 0.259, followed by Upper Austria with a mean Gini index of 0.264. Vorarlberg is the most unequal province, with a mean Gini index of 0.285. Tyrol and Vorarlberg show the highest standard deviation in local inequality, indicating that between-municipalities inequality is specifically high in these two provinces.

Figure 2 shows the log of municipal social expenditure for the year 2008 on the x-axis and the Gini index for the year 2018 on the y-axis¹. As already visible in Figure 1, Austrian provinces have different municipal Gini index distributions. Municipalities in Burgenland show a rather similar income inequality, while other provinces have a much wider spread in local Gini indices. In Lower Austria and Tyrol, one finds municipalities with a Gini of almost 0.45, while one municipality in Upper Austria has a Gini index just below 0.17. Moreover, the plot visualizes differences in the level of spending on the y-axis. For instance, there is little variation in social expenditure across Carinthian municipalities compared to provinces like Tyrol or Salzburg. It can be seen that the relationship between these two variables is slightly negative in five provinces: Burgenland, Styria, Lower Austria, Tyrol and Salzburg. In the remaining three provinces, the relationship between local income inequality and social expenditure is slightly positive.

While the plot implies some relationship between inequality and public expenditure, further investigation is needed for which a regression framework will be applied.

¹ Vienna is not depicted as social expenditure in Vienna is aggregated to province level. Hence, we exclude Vienna from our analysis.

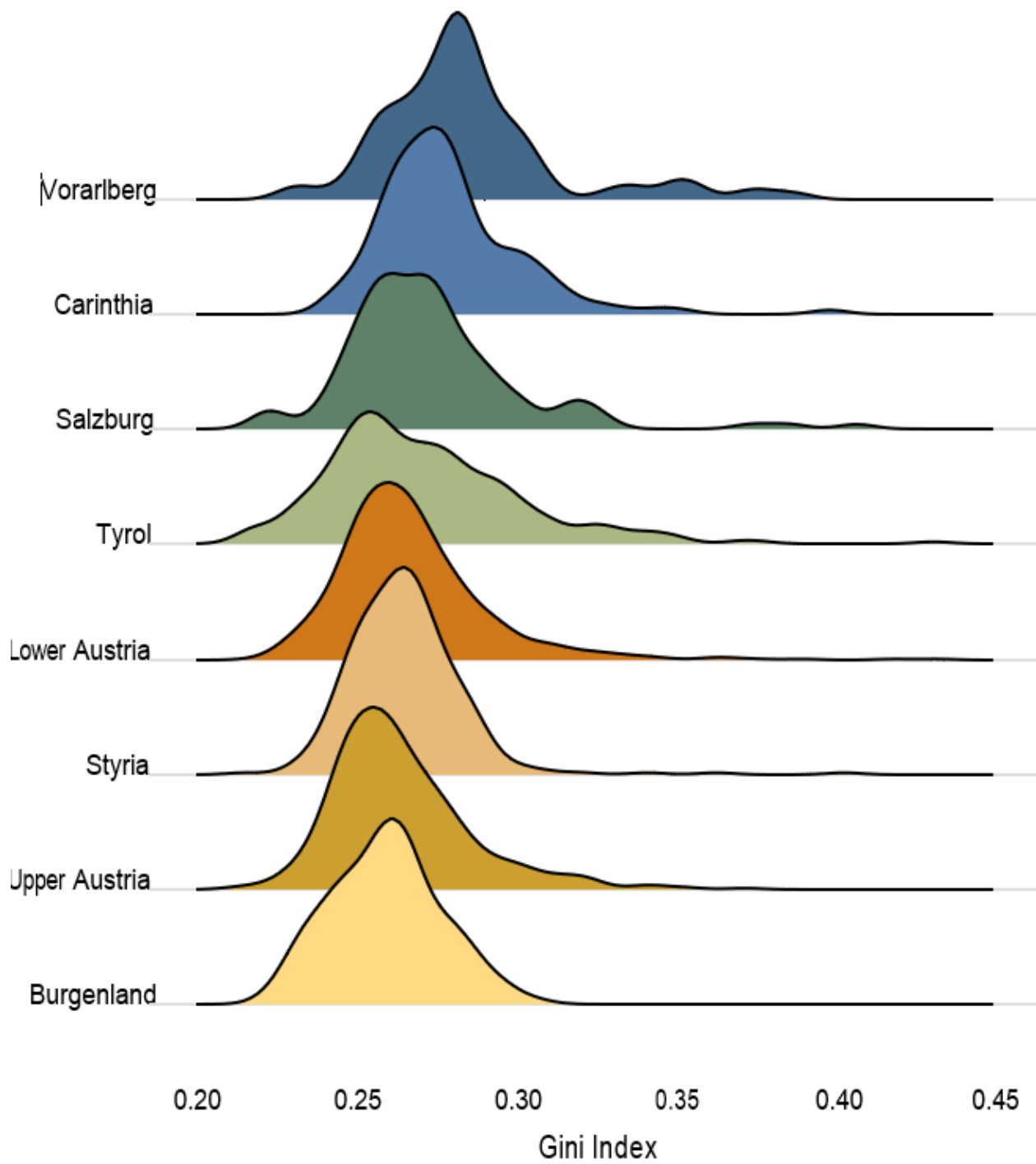


Figure 1: Distribution of municipal Gini indices grouped by province

Note: Vertical lines represent the mean province Gini index.

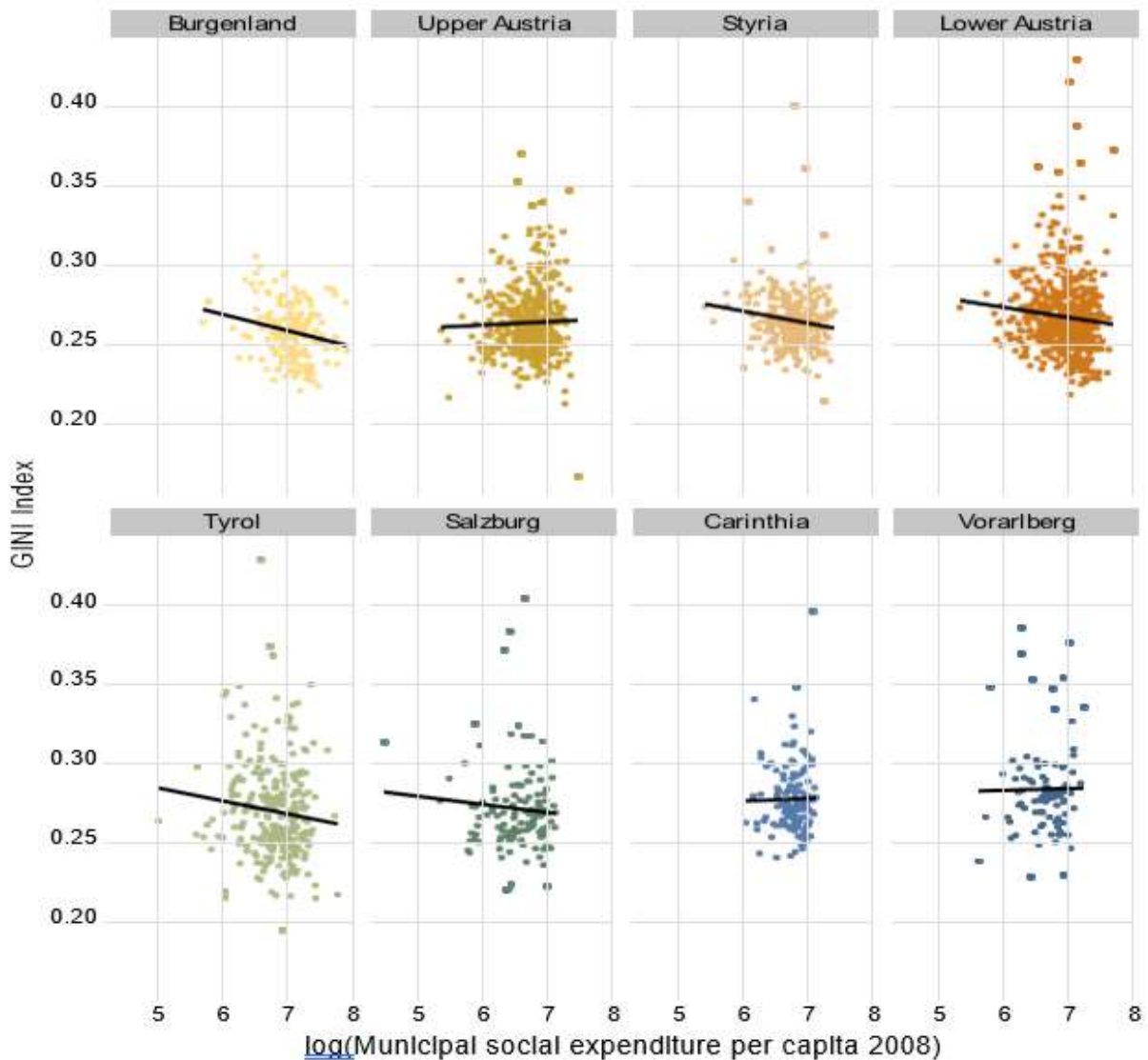


Figure 2: Gini index (2018) and log municipal social expenditure per capita (2008)

4 Methodology

When conducting research on phenomena which are characterized by hierarchical data structures, employing a single-level model might lead to various estimation problems, such as the aggregation bias, misestimated precision and the "unit of analysis" problem (Raudenbush and Bryk 2002). Hence, in this case, scholars suggest the usage of multi-level models, also known as hierarchical models or mixed models. Choosing this kind of model that acknowledges the multi-level structure of the determinants of municipal inequality has two main advantages in the context of this paper. First, relations between the different spatial levels can be analyzed, and the influence of higher-level variables on the dependent variable at the municipal level can be measured. This allows us to estimate the effects of provincial and municipal expenditure on municipal inequality. Second, group effects can be explicitly modelled by calculating within- group and between-group vari-

ances. On this basis, we are able to estimate how much of the variation of inequality is due to differences between municipalities and how much is attributable to districts and provinces, respectively.

In order to account for the possible spatial auto-correlation in the data set, we include spatial spillovers in the first level of the model. The combination of spatial econometric models and hierarchical models allows us to include interactions between different municipalities while also acknowledging that data on level-1 are not independent from data on higher spatial levels. Furthermore, spatial econometric models account for externalities caused, for example, by human capital or technological interdependence between observations. We estimate the three-level hierarchical model using the integrated nested Laplace approximation (INLA) first proposed by Rue et al. (2009)².

² Details on the methodology and estimation can be found in the full paper.

5 Results and Discussion

On the municipal level, only Leeway pc, Household size and Number of children have no effect on the local Gini index. Contrarily, labour market-related factors seem to be crucial for explaining income disparities. Accordingly, the local unemployment rate positively affects the Gini index, which is in line with other studies (see, e.g., Saunders 2002, Sen 1997, Ukpere and Slabbert 2009). Although transfers are included in our income definition, unemployment benefits seem to be not high enough to cushion the effect of unemployment on inequality. Hence, as people lose their jobs, they also lose a significant share of their income which leads to an increase in inequality. Additionally, the share of people who are self-employed drives inequality. This can be explained by two phenomena. On the one hand, many people who are self-employed in Austria practise professions that generate little income. On the other hand, self-employment can also lead to a significantly higher income as many jobs that are linked to self-employment fall into the high-skilled sector, such as telecommunication, accounting and legal services.

The share of people working part-time also increases inequality. Since part-time work is most often linked to lower income and we do not account for hours worked, this effect seems reasonable. Yet, this impact could especially be one potential reason for high inequality in certain municipalities as part-time rates are especially high in some Austrian regions. Female employment, however, exerts a negative influence on local income inequality. As more women enter the labour market, household income increases which leads to the convergence of incomes between households. This has also been stressed by several other studies in different contexts (see, e.g., Harkness 2013, Kollmeyer 2013) but also in Austria (Moser and Schnetzer 2017).

Furthermore, a few demographic factors drive local inequality. For example, the dependency ratio affects income disparities positively. This finding is also expected and in line with earlier studies (see, e.g., Lam 1997, Williamson 2001). Although Austria has a low national dependency ratio compared to other European countries, there are vast differences within the country. While the ratio of people outside and within working age is lower in the West and North of Austria, this share is higher in the East and South. The higher the municipal dependency ratio, the fewer people are able to earn money resulting in a lower average household income. Furthermore, the share of single households with children increases inequality. Single households, especially in the presence of children, usually generate lower income than other household types. Therefore, municipalities in which high rates of single households are observed tend to have a lower mean income. Moreover, single parents are more likely to work fewer hours, resulting in lower household income. This finding also emphasizes the arguments made by previous

studies that stress the effect of household composition on inequality more generally (see, e.g., Sørensen 2005, Owens 2016, Bover 2010).

Similarly, Population change drives inequality. This indicates that, as more people move to municipalities, income disparities increase and, with it, inequality. To put this into context, especially the South of Austria but also the border regions in Lower Austria have been affected by emigration over the last decade. Many people who move away from, most often, rural municipalities are well-educated and take on jobs in regional centers - the regions with the highest population growth. This potentially results in a decrease in average income in rural areas and eventually in a rise in income disparities in more urbanized areas. This phenomenon is likely to be linked to the impact of average income on inequality. As the mean income in a municipality rises, inequality increases. Our results also indicate that especially regional centers and municipalities that grew over the 10-year period demonstrate higher income inequality. Since the average income tends to be higher in regional centers and regional centers are subject to population growth at least partly caused by the migration of high-skilled people, income inequality is likely to be reinforced in those areas. Contrarily, our findings suggest that rural areas and rural areas close to a center are less unequal than urban or regional centers. These arguments are also underlined by the positive effect that the share of people with tertiary education has on income inequality.

At district level, the share of people employed in the high-skilled sector was found to drive inequality within municipalities. This emphasizes the effect of local drivers of inequality, such as the share of people with tertiary education. Accordingly, the more jobs in high-skilled areas there are within a district, the more people with tertiary education will live in this district, split across the various municipalities nested within this district. The same is true for the number of universities: districts that have one or more universities tend to be more unequal. This is also in line with other results as districts with universities tend to be more urbanized. Furthermore, universities attract firms which rely on high-skilled workers, which again could reinforce income disparities. Lastly, the share of people working in the secondary or tertiary sector negatively affect inequality.

At province level, all variables included in the model have an influence on the Gini index within municipalities. We found that provinces that are governed by the social democratic party exhibit lower local inequality. This also applies to provinces with a higher 10-year lag of per capita social expenditure. Contrarily, higher per capita R&D expenditure, as well as higher gross regional products, positively affect local Gini indices. Regarding the effect of R&D spending, one explanation could be that provinces that spend more on R&D also have a higher density of universities as well as high-skilled workers, which also drive

local inequality. The effect of GRP per capita also fits this line of argument, suggesting that provinces that have a higher GRP per capita also attract more productive firms, which again require high-skilled workers and the respective infrastructure, such as universities or closeness to other firms.

Besides the multi-level determinants of local inequality, one focus of this paper lies on the local effects of social expenditure. Hence, we tested whether the impact of public expenditure differs across provinces and municipalities. Figure 3 shows the mean effects of the 10-year lag of municipal and provincial social expenditure per province. In the solid (upper) part of the bar plot, the effects of provincial social expenditure on municipalities can be seen. In Burgenland, public spending has the strongest negative effect on local inequality (-0.00055), followed by Tyrol (-0.00029) and Lower Austria (-0.00021). This means that

for each per cent increase of the 10-year lag of provincial social expenditure in Burgenland, the local inequality is reduced by 0.00055. This effect seems not large but must be put in relation to the generally narrow range of Gini values across Austrian municipalities.

The effects of municipal social spending on inequality, depicted in the dashed part of the bars, are ordered for each province according to their magnitude. Burgenland has, also in this regard, the strongest effects, ranging between -0.00035 and -0.0005. In Salzburg and Upper Austria, strong outliers can be identified. The municipalities Dienten (S) and Mayrhof (UA) have coefficients which are more than one-third higher than those of the other municipalities in their respective province. Contrarily, there are also some municipalities with positive coefficients, for instance, Saalbach-Hinterglemm (S) and Schröcken (V). Theoretically, this would mean that the public spending in

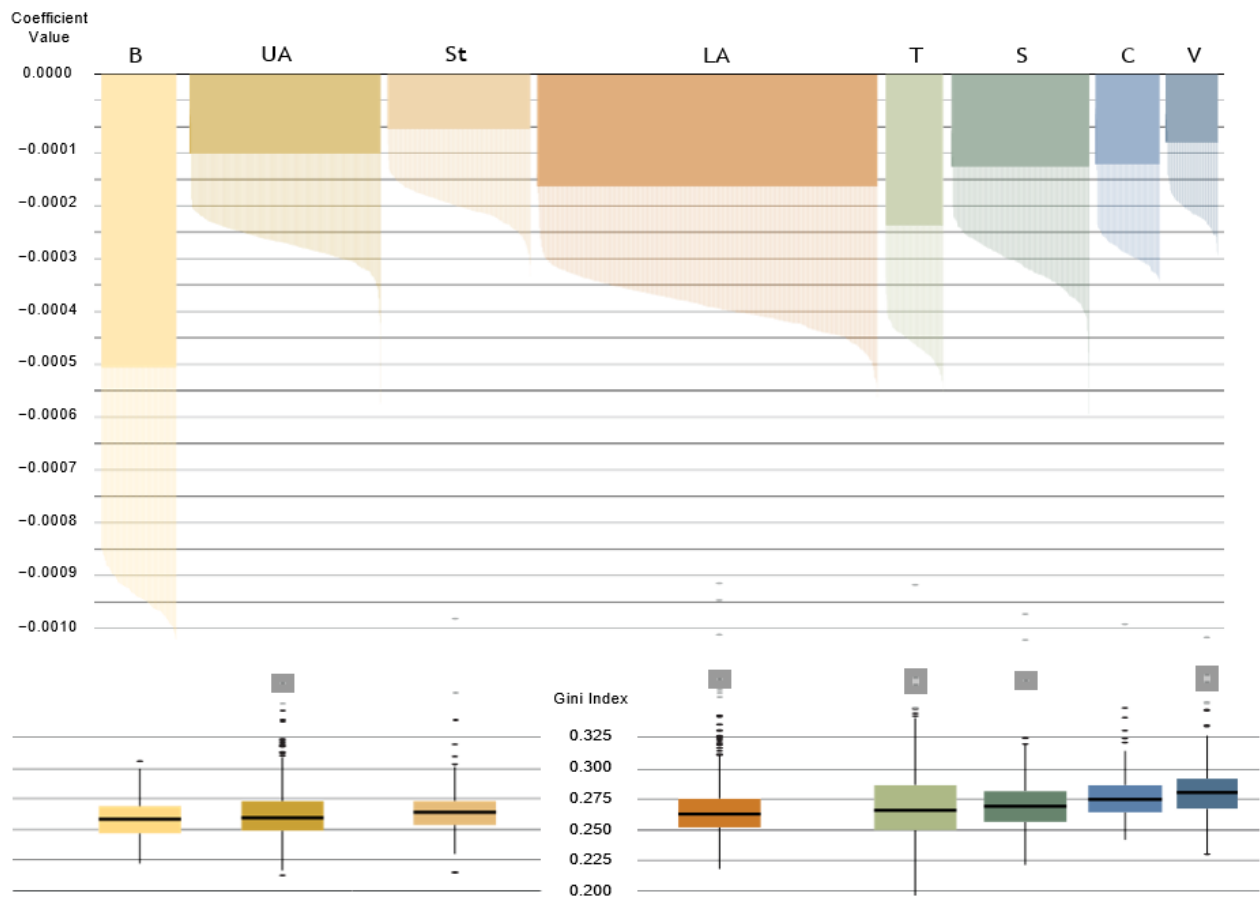


Figure 3: Mean effect of municipal and provincial social expenditure on inequality and Gini indices for each province

Note: The upper graph shows the coefficients of provincial and municipal social spending on inequality. The solid (upper) part of the bar plot represents the effects of provincial social expenditure on municipalities. The dashed (lower) part depicts the effects of social expenditure of each municipality on its inequality. The bottom graph shows box-plots of the Gini indices grouped by province.

B = Burgenland, UA= Upper Austria, St = Styria, LA = Lower Austria, T = Tyrol, S = Salzburg, C = Carinthia, V = Vorarlberg

these municipalities aggravates inequality. Looking at both bars combined, similarities between the coefficients of municipal and provincial social public expenditure become apparent. Accordingly, the average municipal effect is similar to the respective provincial effect suggesting that the effects of public spending are localized for each province.

The box plots at the bottom of the plot visualize the distribution of municipal Ginis grouped by province. Tyrol has an appreciably larger interquartile range compared to the other provinces. Moreover, the box plots show the presence of upper outliers in most provinces.

The provinces are ordered according to their mean Gini index, from the most equal province (Burgenland) on the left to the most unequal (Vorarlberg) on the right. Interestingly, the highest coefficients (municipal and provincial) can be found in Burgenland - the most equal province - while Vorarlberg exhibits the highest inequality and the lowest coefficients. However, this relationship only holds for the extremes. This argument does not hold for the remaining provinces.

6 Conclusion

This paper found that local income inequality is a phenomenon not only influenced by the economic structure of municipalities but also by the wider regional context municipalities are embedded. As it is one of the main goals of welfare states to decrease economic inequality within territorial borders, research and policymakers must be sensitive to the multiple spatial dimensions on which influential factors, especially social policy, operate. Firstly, this paper analyzed the influence of different municipal, district-level and provincial characteristics on local economic inequality in Austria, and, secondly, it took a closer look at the contribution of public expenditure to reduce income disparities. To account for the nested structure of influencing factors as well as spatial effects between municipalities, we utilized a spatial multilevel model approach.

It was not the aim of this paper to determine the efficiency of public spending nor to argue for the allocation of resources from the municipal to the provincial level or vice versa - as it is part of the centralization or decentralization debate. Rather this paper highlighted the importance of spatial levels when analyzing inequality, as we find significant drivers of local income inequality at the municipal, district-level and provincial level. Correspondingly, our analysis shows that not only municipal factors but also variables in higher administrative units, such as the economic structure, affect local inequality.

For instance, our results show that at the municipal level, higher mean income is associated with higher inequality, while at the provincial level, a rise in GRP increases ine-

quality. Interesting in this regard is Burgenland. The province exhibits the lowest average Gini index and a very low variation in inequality across municipalities. Furthermore, both the average income in most municipalities in this province as well as its provincial GRP are lower than in other regions. Burgenland is at the same time one of Austria's least developed areas and was the only province eligible for an EU Objective 1 program in the funding period 2000-2006, a program designed for regions whose economic development is lower compared to other regions (European Commission 2022). Against this background, it must be cautiously asked whether the achievement of equality itself is a viable goal, as it is not necessarily connected with a general improvement of well-being. Our results suggest that inequality increases not only when parts of the population suffer economically, for instance, as they lose their employment or reduce working hours, but also when people improve their economic situation, e.g. by receiving tertiary education. This stresses the point that to reduce inequality Pareto efficiently (without putting others in a worse-off situation), the focus must be on enabling lower-income households to improve their economic situation. This, for example, is underlined by the effect of increasing female employment on the convergence of incomes between households.

Both social expenditure on a municipal and provincial level have a negative effect on inequality. While government spending directly affects the income distribution by transferring income to the less well-off, the provision of public goods, especially in the field of education and social protection, can also improve the situation of disadvantaged groups. As shown in our analysis, there are large differences between the provinces in how a one percent increase in public spending translates into a reduction of inequality. This might not only be connected to the overall amount of spending but also the efficiency of local systems in utilizing the provided resources.

A limitation of this study is the focus on income instead of wealth, implying that the value of homes, stock, or other possessions is not accounted for. Wealth disparities are known to be more pronounced than income disparities, and Austria is the leading OECD country when it comes to the concentration of wealth at the top of the distribution (the 10% of the wealthiest households hold more than 60% of the net wealth) (OECD 2017). While our analysis covers capital income, e.g. dividends or rental revenue, the effect of property as a long-term asset, protecting against short-term economic shocks and securing the social status of future generations, is not included as specific data is not available. Furthermore, prevailing measures of inequality tend to neglect that costs to cover basic needs differ between regions. Using the approach of residual income, measured as the post-tax disposable household income deducted by costs for necessities, could allow for a better understanding of the locally varying effect of income and, therefore, be a potential area of future research.

References

- Abeyasingh, Tilak, Ke Mao, and Xuyao Zhang (2020): "Welfare spending and fiscal sustainability: segmented-trend panel-regression analysis of Chinese provinces". In: *Journal of the Asia Pacific Economy*, pp. 1–21.
- Andersson, Markku (n.d.): *The role of Local and Regional Authorities in the provision of social services*.
- Andreotti, Alberta and Enzo Mingione (2016): "Local welfare systems in Europe and the economic crisis". In: *European Urban and Regional Studies* 23 (3), pp. 252–266.
- Behera, Deepak Kumar and Umakant Dash (2018): "Examining the state level heterogeneity of public health expenditure in India: an empirical evidence from panel data". In: *International Journal of Healthcare Technology and Management* 17 (1), pp. 75–95.
- Bover, Olympia (2010): "Wealth inequality and household structure: US vs. Spain". In: *Review of Income and Wealth* 56 (2), pp. 259–290.
- Branco, Rui and Edna Costa (2019): "The golden age of tax expenditures: Fiscal welfare and inequality in Portugal (1989–2011)". In: *New Political Economy* 24 (6), pp. 780–797.
- Charbit, Claire (2011): "Governance of public policies in decentralised contexts: The multi-level approach". In: *Ciência & Saúde Coletiva* 24, pp. 4415–4426.
- Contarato, Priscilla Caran, Luciana Dias de Lima, and Rodrigo Mendes Leal (2019): "Crisis and federalism: trends and regional patterns of health revenues and expenditures in the Brazilian states". In: *Ciência & Saúde Coletiva* 24, pp. 4415–4426.
- Deller, Steven, Craig Maher, and Judith Stallmann (2021): "Do tax and expenditure limitations exacerbate rising income inequality?" In: *Economics & Politics* 33 (3), pp. 611–643.
- Encyclopaedia Britannica (2022): *Welfare State*. <https://www.britannica.com/topic/welfare-state>.
- European Commission (2022): *Objective 1 programme for Burgenland*. https://ec.europa.eu/regional_policy/en/atlas/programmes/2000-2006/austria/objective-1-programme-for-burgenland.
- Fontes, Gustavo G, Rodrigo F Simões, and AM Hermeto Camilo De Oliveira (2010): "Urban attributes and wage disparities in Brazil: a multilevel hierarchical model". In: *Regional Studies* 44 (5), pp. 595–607.
- Glaeser, Edward L, Matt Resseger, and Kristina Tobio (2009): "Inequality in cities". In: *Journal of Regional Science* 49 (4), pp. 617–646.
- Grey, Thomas C (1975): "Property and Need: The Welfare State and Theories of Distributive Justice". In: *Stan.L. Rev.* 28, p. 877.
- Harkness, Susan (2013): "Women's employment and household income inequality". In: *Income inequality: Economic disparities and the middle class in affluent countries*, pp. 207–233.
- Hooghe, Liesbet and Gary Marks (2001): "Multi-level governance". In: *New York, Rowan and Littlefield*.
- Hooper, Emma, Sanjay Peters, and Patrick A Pintus (2021): "The impact of infrastructure investments on income inequality: Evidence from US states". In: *Economics of Transition and Institutional Change* 29 (2), pp. 227–256.
- Jiménez-Rubio, Dolores et al. (2010): "Is fiscal decentralization good for your health? Evidence from a panel of OECD countries". In: *Health, Econometrics and Data Group Working Paper* 10, p. 30.
- Kang, Eunju (2021): "Whose money matters in public education: A "public" good that parents purchase". In: *Policy Futures in Education*, p. 14782103211034348.
- Kayet, Mr Aniruddha and Debasish Mondal (2015): "Effects of public school education expenditure on income inequality: Evidence from 15 major States of rural India". In: *Scholars Journal of Economics Business and Management* 2 (10A), pp. 1021–1031.
- Kollmeyer, Christopher (2013): "Family structure, female employment, and national income inequality: A cross-national study of 16 western countries". In: *European sociological review* 29 (4), pp. 816–827.
- Korpi, Walter and Joakim Palme (1998): "The paradox of redistribution and strategies of equality: Welfare state institutions, inequality, and poverty in the Western countries". In: *American sociological review*, pp. 661–687.
- Lam, David (1997): "Demographic variables and income inequality". In: *Handbook of population and family economics* 1, pp. 1015–1059.
- Lee, Hak-Seon (2021): "State expenditures and inequality in the US". In: *The Social Science Journal*, pp. 1–14.
- Levy, Jonah D (2010): "Welfare retrenchment". In: *The Oxford handbook of the welfare state*.
- Lobao, Linda, Alexandra Tsvetkova, Gregory Hooks, and Mark Partridge (2021): "Seeing the local state: Poverty and income inequality across the United States during the great recession". In: *Sociology of Development* 7 (3), pp. 253–284.
- Moldogaziev, Tima T, James E Monogan, and Christopher Witko (2018): "Income inequality and the growth of redistributive spending in the United States (US) states: is there a link?" In: *Journal of Public Policy* 38 (2), pp. 141–163.
- Moser, Mathias and Matthias Schnetzer (2017): "The income-inequality nexus in a developed country: Small-scale regional evidence from Austria". In: *Regional Studies* 51 (3), pp. 454–466.

- Oates, Wallace E** (1999): "An essay on fiscal federalism". In: *Journal of economic literature* 37 (3), pp. 1120–1149. Oduro, Kojo (2018): Fiscal decentralization and local finance in developing countries.
- OECD** (2011): *Divided we stand: Why inequality keeps rising*. OECD publishing Paris.
- (2013): *OECD Framework for Statistics on the Distribution of Household Income, Consumption and Wealth*.
- (2017): *Understanding the socio-economic divide in Europe*.
- (2020): *Social Expenditure Database*. <https://www.oecd.org/social/expenditure.htm>.
- Owens, Ann** (2016): "Inequality in children's contexts: Income segregation of households with and without children". In: *American Sociological Review* 81 (3), pp. 549–574.
- Palme, Joakim** (2006): "Welfare states and inequality: Institutional designs and distributive outcome". In: *Research in Social Stratification and Mobility* 24 (4), pp. 387–403.
- Pickett, Kate E and Richard G Wilkinson** (2015): "Income inequality and health: a causal review". In: *Social science & medicine* 128, pp. 316–326.
- Prud'Homme, Remy** (1995): "The dangers of decentralization". In: *The world bank research observer* 10 (2), pp. 201–220.
- Raudenbush, Stephen W and Anthony S Bryk** (2002): *Hierarchical linear models: Applications and data analysis methods*. Vol. 1. sage.
- Ribeiro, Luiz Carlos De Santana, Renata De Melo Caldas, Kênia Barreiro De Souza, Débora Freire Cardoso, and Edson Paulo Domingues** (2020): "Regional funding and regional inequalities in the Brazilian Northeast". In: *Regional Science Policy & Practice* 12 (1), pp. 43–59.
- Rodden, Jonathan** (2003): "Reviving Leviathan: fiscal federalism and the growth of government". In: *International Organization* 57 (4), pp. 695–729.
- Rodrigues-Silveira, Rodrigo** (2019): "Public policy provision from a sub-national perspective: Context, institutions and spatial inequality". In: *Regional & Federal Studies* 29 (2), pp. 275–294.
- Rue, Håvard, Sara Martino, and Nicolas Chopin** (2009): "Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations". In: *Journal of the royal statistical society: Series b (statistical methodology)* 71 (2), pp. 319–392.
- Al-Samarrai, Samer and Blane Lewis** (2021): *The Role of Intergovernmental Fiscal Transfers in Improving Education Outcomes*. World Bank Publications.
- Saunders, Peter** (2002): "The direct and indirect effects of unemployment on poverty and inequality". In: *Australian Journal of Labour Economics* 5 (4), pp. 507–529.
- Sellers, Jefferey M and Anders Lidström** (2007): "Decentralization, local government, and the welfare state". In: *Governance* 20 (4), pp. 609–632.
- Sen, Amartya** (1997): "Inequality, unemployment and contemporary Europe". In: *Int'l Lab. Rev.* 136, p. 155.
- Sørensen, AM** (2005): "Family structure, gender roles and social inequality". In: *Analyzing inequality. Life chances and social mobility in comparative perspective*, pp. 108–128.
- Sow, Mousse and Mr Ivohasina Fizara Razafimahefa** (2015): *Fiscal decentralization and the efficiency of public service delivery*. International Monetary Fund.
- Taylor-Gooby, Peter** (2004): *New risks, new welfare: the transformation of the European welfare state*. OUP Oxford.
- Thakur, Sudhir** (2022): "Public debt and regional inequality in India: patterns, determinants, and implications". In: *GeoJournal*, pp. 1–21.
- Ukpere, Wilfred I and Andre D Slabbert** (2009): "A relationship between current globalisation, unemployment, inequality and poverty". In: *International Journal of Social Economics*.
- Williamson, Jeffrey G** (2001): "Demographic change, economic growth, and inequality". In: *Population matters: Demographic change, economic growth, and poverty in the developing world*, pp. 106–136.
- Xu, Yuanshuo and Mildred E Warner** (2016): "Does devolution crowd out development? A spatial analysis of US local government fiscal effort". In: *Environment and Planning A* 48 (5), pp. 871–890.

Sind Hoffnungen in Bezug auf privates Kapital im Sinne von „nachhaltigen Investitionen“ als Treiber für den sozial-ökologischen Umbau im Gebäudebereich berechtigt?

Michael Getzner

Keynote-Vortrag beim 72. Wohnsymposium mit dem Titel „Leistbar oder unzumutbar“, Mai 2022, Wien (überarbeitet und gekürzt)

1 Einleitung

Das 72. Wohnsymposium – eine regelmäßige Tagung unter Federführung der österreichischen Tageszeitung „Der Standard“ – befasste sich Mitte Mai 2022 mit der Frage, wie die Erreichung der vorgegebenen und unbedingt notwendigen Klimaschutz- und Klimawandelanpassungsziele finanziert werden könnte.

Von den Veranstaltern der Tagung wurden eine Reihe von Fragen formuliert, mit denen sich die Vorträge als auch die Gesprächsrunden der Tagung befassen sollten. Zugrundegelegt wurde der Gestaltung der Tagung die Hypothese, dass der Investitionsbedarf für den klimapolitischen Umbau von Wohngebäuden einerseits sehr hoch sei, und andererseits die Klassifizierung von Investitionen als nachhaltig – gemäß der kürzlich in Kraft getretenen Taxonomie-Verordnung der Europäischen Union – die Mobilisierung oder Umlenkung von finanziellen Mitteln in den Gebäudesektor erleichtern würde. Die Fragen der Tagung lauteten:

- Kann der Finanzmarkt die Mittel für Klimaschutz im Wohnbau mobilisieren?
- Oder ist dafür vor allem der Staat gefordert?
- Was muss geschehen, damit das Wohnen den noch leistbar bleibt?

Im Folgenden werden einige Dimensionen dieser Fragen erörtert; zunächst wird die EU-Taxonomie-Verordnung sowie die Bedeutung dieser für den österreichischen Gebäudesektor dargestellt. Hernach wird die Frage beantwortet, ob ein neues Klassifikationssystem überhaupt in der Lage ist, finanzielle Ressourcen umzulenken. Eine Reihe von klima-, wohnungs- und sozialpolitischen Gesichtspunkten wird abschließend erörtert.

2 EU-Taxonomie: Klassifizierung von „nachhaltigen“ Investitionen

Es ist in praktisch allen beruflichen und privaten Lebensbereichen zu beobachten, dass Güter und Dienstleistungen, aber auch verschiedenste Bereiche der Wirtschaft, mit Bezeichnungen versehen werden, um diese aus ökologischer Sicht attraktiver, weniger umweltbelastend oder fairer und sozial gerechter darzustellen. Die Nachprüfbarkeit dieser Ansprüche ist für Nachfrager*innen (z.B. Konsument*innen, Investor*innen) aufgrund der bestehenden Informationsasymmetrien, Unsicherheiten und Informationsdefizite grundsätzlich schwierig.

Unter anderem aus diesen Informationsproblemen ergibt sich eine wesentliche staatliche Aufgabe, die in der Sicherstellung von Standards liegt, unter denen produziert, konsumiert und finanziert werden kann. Die staatlichen Instrumente umfassen hierbei beispielsweise Informationspflichten, vertragliche Bedingungen (z.B. Konsument*innen-Schutz), aber auch Standards (Ge- und Verbote), die in der Produktion einzuhalten sind. Die ökonomischen Begründungen sind hierbei, dass informierte Entscheidungen eine wesentliche Grundlage für die Effizienz der Marktprozesse (z.B. Angebot und Nachfrage, Preise) bilden. Sind die Voraussetzungen für die Informationssammlung und -verarbeitung nicht gegeben oder sind diese zu teuer (hohe Transaktionskosten), kommt es zu Verzerrungen von Preisen und Mengen auf den Märkten.

Im Bereich der Lebensmittelproduktion sind seit Jahrzehnten Bezeichnungen im Einsatz, die anzeigen, dass biologische Lebensmittel unter bestimmten, kontrollierten Bedingungen produziert werden (z.B. Bio-Futtermittel, Verbot von bestimmten Düngemitteln und Pestiziden, Haltungsbedingungen für Nutztiere). Für Konsument*innen wäre es mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden, bei jeder Kaufentscheidung zu überprüfen, ob die Behauptungen auf der Lebensmittelverpackung tatsächlich zutreffen. Aus dieser Perspektive erleichtert ein festgelegter Produktionsstandard, der auch entsprechend ausgewiesen wird („Bio-Label“), die Konsumententscheidung maßgeblich.

Für (Direkt-) Investitionen (z.B. Unternehmensanteile, -anleihen, -aktien) war bislang eine einheitliche Regelung für Standards nachhaltiger Investitionen nicht verbindlich bzw. nicht ausreichend. Ein Blick in das Angebot beispielsweise von Investitionsfonds zeigt, dass eine breite Vielfalt an „nachhaltigen“ oder „sozial verträglichen“ Investitionsmöglichkeiten angeboten wird, die vor allem auch auf den Berichten und Eigeneinschätzungen von Unternehmen (z.B. im Bereich der CSR [Corporate Social Responsibility]) beruhen.

Diese Lücke gemeinsamer und nachprüfbarer Standards wurde durch eine neue Verordnung der Europäischen

Union geschlossen. Ziel ist, durch eine klare und überprüfbare Kennzeichnung nachhaltiger wirtschaftlicher Aktivitäten und somit nachhaltiger Investitionen die Erreichung der vielfältigen Klima- und Energieziele der Europäischen Union durch die Umlenkung von finanziellen Mitteln zu erleichtern.

Die Europäische Union argumentiert dies folgendermaßen (siehe Europäische Union, 2022; Übersetzung M.G.): „Um die EU-Klima- und Energieziele für 2030 zu erreichen und auch die Vorhaben des europäischen ‚Green Deal‘ zu verwirklichen, ist es entscheidend, dass Investitionen in nachhaltige Projekte und Aktivitäten gelenkt werden. Die [...] Pandemie hat gezeigt, dass finanzielle Ressourcen in nachhaltige Projekte umgeleitet werden müssen, um die europäischen Volkswirtschaften, Unternehmen und Gesellschaften – vor allem die Systeme der Gesundheitsversorgung – widerstandsfähiger (resilienter) gegen Klima- und Umweltschocks zu machen. [...] Um dies zu erreichen, sind eine gemeinsame Sprache und eine klare Definition des Begriffs ‚nachhaltig‘ erforderlich.“

Die EU-Taxonomie-Verordnung, die in den letzten Jahren entwickelt und kürzlich in Kraft getreten ist, bietet einheitliche Rahmenbedingungen und Definitionen für Investitionen, die als nachhaltig gelten können. Diese Definitionen sind dementsprechend abhängig von der betrachteten wirtschaftlichen Aktivität. Die Standardisierung erleichtert die Übersicht über nachhaltige und nicht-nachhaltige Investitionen, wobei der Schwerpunkt auf ökologische und klimabezogene Nachhaltigkeit liegt.

Die Taxonomie etabliert sechs umweltpolitische Zielsetzungen, für die Investitionen als nachhaltig gelten können (Europäische Union, 2022):

- Klimawandel-Mitigation (Klimaschutz).
- Klimawandel-Anpassung.
- Nachhaltige Nutzung und Schutz des Wassers und mariner Ressourcen.
- Transformation zu einer Kreislaufwirtschaft.
- Emissionsvermeidung und-reduktion.
- Schutz und Wiederherstellung der Biodiversität und von Ökosystemen.

In einer ersten Phase werden Investitionen zugunsten der beiden ersten Zielsetzungen als nachhaltig bezeichnet, wobei drei Grundsätze für die Klassifikation von Investitionen gelten: erstens müssen Investitionen zur Zielerreichung einen substanziellen Beitrag leisten, zweitens dürfen Investitionen nicht andere Zielsetzungen verletzen, und drittens müssen Investitionen bestimmten Mindeststandards („minimum safeguards“) genügen.

3 Bedeutung der EU-Taxonomie zu nachhaltigen Investitionen für Gebäude

Der österreichische Verband gemeinnütziger Bauvereinigungen hat Anfang dieses Jahres in einer Kurzstudie die Bedeutung der EU-Taxonomie für Wohngebäuden analysiert. Bedeutung kann die Definition nachhaltiger Investitionen im Neubau, bei der Sanierung von Altgebäuden, beim Erwerb von Gebäuden sowie bei Einzelmaßnahmen (z.B. Reparatur, Wartung, Technologie-Umbau) erlangen (siehe dazu und im Folgenden Kössl, 2022).

Für Neubauten muss der Primärenergiebedarf (inkl. grauer Energie) 10% unter dem Schwellenwert eines Niedrigstenergiehauses liegen; ein entsprechender Energieausweis muss nachgewiesen werden. Für Gebäudesanierungen ist anzustreben, dass die Energieeinsparung mindestens 30% gegenüber dem unsanierten Zustand beträgt. Für den Erwerb von Gebäuden ist zusammengefasst ein Standard wie bei Neubauten vorgesehen. Unter Einzelmaßnahmen fallen beispielsweise der Fenstertausch oder die Umstellung von Heizsystemen sowie Photovoltaik-Anlagen.

Die EU-Taxonomie-Verordnung betrifft den Gebäudesektor nur indirekt, d.h., dass dieser Sektor als ein Bereich nachhaltiger Investitionen etabliert wird. Sowohl für den Neubau als auch Sanierungen müssen die Energieeinsparungen bzw. die Dekarbonisierung mit entsprechenden Dokumenten und Berechnungen (z.B. Datenblätter, Energieausweis) nachgewiesen werden.

Durch die Erfassung des Gebäudesektors mit den genannten Kriterien als „Zielgebiet“ nachhaltiger Investitionen wird für Investor*innen (private, Banken, Fonds, Versicherungen; Einzel- oder Projektfinanzierungen) eine gewisse Rechtssicherheit in Bezug auf die Nachhaltigkeit ihres Investments geschaffen. Mit der Transparenz der Kriterien, d.h. der Effektivität in Bezug auf den Klimaschutz, ist es somit in Zukunft möglich, nachhaltige Investitionsmöglichkeiten auszumachen, und diese – bei institutionellen Anleger*innen – entsprechend zu vermarkten.

4 Mobilisierung privaten Kapitals für die Nachhaltigkeits- und Dekarbonisierungs-transformation durch die EU-Taxonomie

Die Frage, welche Bedeutung die EU-Taxonomie-Verordnung für die Mobilisierung privaten Kapitals im Gebäude- und Wohnbereich erlangen kann, ist mit den bisherigen Ausführungen noch nicht beantwortet. Gleichmaßen

unklar ist, ob durch die Definition nachhaltiger Investitionen schon per se die Finanzierung der notwendigen sozial-ökologischen Transformation gesichert ist.

Zunächst ist festzuhalten, dass seit mehreren Jahrzehnten verschiedene Rahmenbedingungen geschaffen wurden, in welchen die Nachhaltigkeit von Unternehmen in ökologischer als auch sozialer Hinsicht geprüft wird. So ist die Umwelt- und Nachhaltigkeitsberichterstattung von Unternehmen mittlerweile weit verbreitet (CSR; Corporate Social Responsibility). Gleiches gilt für die anzuwendenden Methoden, z.B. Life-Cycle-Analyses, Cradle-to-Cradle-Konzepte, Ökobilanzierung, THG-Bilanzen.

Auch für den Finanzsektor wurden eine Reihe von Initiativen und Konzepten auf unterschiedlichen Ebenen präsentiert, z.B. die United Nations Principles for Sustainable Investment, und ESG-Kriterien („Environment, social, and governance“) implementiert.

Eine aktuelle Schätzung des Finanz-Informationdienstleisters Bloomberg geht davon aus, dass 2021 weltweit etwa 37 Billionen USD als nachhaltige Investitionen im weiteren Sinne getätigt werden. Bis 2025 wird das Volumen derartiger Investitionen auf geschätzte 50 Billionen USD anwachsen. Die genannten Beträge repräsentieren etwa ein Drittel aller weltweit getätigten Investitionen. Das Wirtschaftsberatungsunternehmen KPMG schätzt, dass etwa 20% der wirtschaftlichen Aktivitäten in der EU als nachhaltig bezeichnet werden können. Diese Anteile zeigen die enorme Herausforderung der sozial-ökologischen Transformation der Wirtschaft zur Erreichung der EU-Klimaziele (Dekarbonisierung bis 2050, für Österreich lt. Regierungsprogramm bis 2040).

Ob eine neue und standardisierte Definition von nachhaltigen Investitionen die Zielgebiete und Investitionsobjekte verändern kann, hängt vom Risiko-Rendite-Verhältnis ab. Die Kernaufgabe von Finanzmärkten (Kapitalmärkten) ist (bzw. sollte sein) eine aus Sicht der Anleger*innen effiziente Allokation finanzieller Ressourcen (Mittel) zu Verwendungsmöglichkeiten auf Basis des Risikos der Veranlagung und der erwarteten Rendite. Wesentlich sind somit für die Wahl einer Veranlagung unter anderen die subjektive Risikobereitschaft und die gewünschte Rendite der Investition (d.h. der Kapitalerträge).

In Bezug auf nachhaltige Investitionen stellen sich daher mehrere Fragen:

- Sind grüne Investitionen risikoärmer, bzw. verdienen höhere Renditen, als herkömmliche Veranlagungen?
- Warum haben Investor*innen vermehrt nachhaltige bzw. soziale Kriterien in ihre Veranlagungsentscheidungen aufgenommen?
- Tragen grüne Investitionen dazu bei, dass Unter-

nehmen sich „grüner“ verhalten, d.h. dass sie durch ihre nachhaltigeren Unternehmensentscheidungen grünes Kapital anziehen wollen; m.a.W., wie ist der Zusammenhang zwischen Kapitalallokation und nachhaltigen Unternehmensentscheidungen?

Neben diesen empirisch zu beantwortenden Fragen stellt sich naturgemäß auch noch eine mögliche grundlegende Unvereinbarkeit: Die Anlagehorizonte von Investitionen (z.B. Sachanlageinvestitionen entsprechend dem unternehmenseigenen Investitionszyklus) gehen selten über weniger Jahre hinaus. Dies widerspricht im Regelfall den langfristigen Folgewirkungen der getätigten Investitionen (z.B. Treibhausgasemissionen) sowie den notwendigen Transformationsprozessen zur Dekarbonisierung. Auch sind Investitionen in wirtschaftliches Wachstum, selbst wenn diese „nachhaltig“ sind, mit Rebound-Effekten verbunden, die die spezifischen Umweltentlastungseffekte substanzial kompensieren können.

Wie Nykvist und Maltas (2022) in ihrer neuen und zusammenfassenden Studie ausführen, können auf Basis vorhandener empirischer Untersuchung die folgenden Schlussfolgerungen gezogen werden.

Verschiedene Studien kommen deutlich zum Schluss, dass es hinsichtlich des notwendigen Kapitals zur Energietransformation und Dekarbonisierung keinen Kapitalmangel gibt. Knappe finanzielle Ressourcen spielen bei nachhaltigen Investitionen keine entscheidende Rolle: Es ist derzeit und in Zukunft ausreichend Kapital vorhanden, und bei einem entsprechenden Risiko-Rendite-Verhältnis sind keine Finanzierungsengpässe bei Investitionen zur Dekarbonisierung auszumachen.

Jedoch wird ohne eine Veränderung des Risiko-Rendite-Verhältnisse zugunsten grüner Investitionen der Finanzsektor aus sich heraus keinen anderen oder verstärkten Beitrag zur Nachhaltigkeitstransformation leisten. Veranlagungsentscheidungen sind Portfolioentscheidungen: Risikomanagement, Risikostreuung und Diversifizierung sind hierbei die wesentlichen Parameter. Das (zumindest kurz- bis mittelfristige) finanzielle Risiko einer Investition ist nicht deshalb geringer, weil es sich um nachhaltige Veranlagungen handelt. Das Gegenteil kann der Fall sein: Grüne Investitionen können mit größerer Unsicherheit verbunden, da die sozio-technischen Veränderungen über längere Zeitspannen und in verschiedenen Subsektoren, z.B. Transport, Industrien, und Energiewirtschaft stattfinden, und Innovationen, die zur Dekarbonisierung beitragen, bestehende Investitionen unrentabel machen können.

Somit müsste für einen substanzialen Beitrag des Finanzsektors dieser selbst fundamental transformiert werden, d.h. dass beispielsweise längere Veranlagungszyklen bei der Investitionsentscheidung berücksichtigt werden. Bis dato hat der Finanzsektor kaum auf die Klimakrise

reagiert, da die grundsätzlichen Parameter der Investitionsentscheidung nicht wesentlich verändert wurden.

Empirische Untersuchungen zeigen darüber hinaus, dass nachhaltigere (grünere) Unternehmen durchaus mehr an Rendite bei gegebenem Risiko erwirtschaften. Allerdings ist die Kausalität dieses Zusammenhangs bis dato ungeklärt: Haben „grüne“ Investitionen eine höhere Rendite, oder sind „grüne“ Unternehmen grundsätzlich besser geführt? Diese haben häufig eine bessere Unternehmensberichterstattung und eine besserer Corporate Governance, die risikomildernd wirken kann. Im Einzelfall lässt sich das nachweisen, für eine gesamte Branche oder grüne Investitionen per se gibt es dafür keine umfassenden Belege. Letzteres ist auch aus der Funktionsweise des Kapitalmarktes erklärbar: Würden „grüne“ Unternehmen bei sonst vergleichbarem Risiko im Durchschnitt höhere Renditen erwirtschaften, würden Anleger*innen bei einem funktionierenden Kapitalmarkt unverzüglich ihre Investitionsentscheidungen ändern und ihre finanziellen Ressourcen umlenken; dies hätte wiederum einen Ausgleich des Risiko-Rendite-Verhältnisses zur Folge. Somit dürfte ein dauerhaftes Ungleichgewicht nicht bestehen können (Getzner und Grabner-Kräuter, 2004).

Aus dem bisher Gesagten ergibt sich aber die durchaus spannende Frage, warum auf den Kapitalmarkt überhaupt „grüne“ Investitionsmöglichkeiten (z.B. Nachhaltigkeitsfonds) angeboten werden. Die Antwort liegt darin, dass private Anleger*innen Präferenzen für nachhaltige Investitionen haben, die beispielsweise von Investmentfonds durch eine Vielzahl unterschiedlicher Angebote befriedigt werden.

Unter Finanzmarktakteur*innen gibt es laut einer aktuellen schwedischen Untersuchung (Nykvist und Maltas, 2022) eine große Einigkeit darüber, dass die Nachhaltigkeitstransformation ohne weiteres Zutun der Klimapolitik nicht durch Finanzsektor ausgelöst oder unterstützt werden wird, sondern nur durch eine wirksame Klimapolitik, beispielsweise mit CO₂-Steuern, anderen Anreizen, Ver- und Geboten sowie Subventionen. Somit ist die Grundlage der Beteiligung des Finanzsektors die gesamte Palette an klimapolitischen Instrumenten. Durch diese werden Risiken und Renditen so verändert, dass Veranlagungsentscheidungen für nachhaltige Investitionen attraktiver werden.

Staatliche Klimapolitik ist somit der Schlüssel zur sozial-ökologischen Transformation mit dem Ziel der Nachhaltigkeit und des Klimaschutzes. Staatliche Instrumente gehen voran und verändern das Risiko-Rendite-Verhältnis von Veranlagungen.

Dies bedeutet aber auch, dass eine bessere Taxonomie grüner Investitionen per se kaum mehr Investitionen in die überlebenswichtige Transformation mobilisieren kann und wird.

5 Die ökologische und soziale Frage in der Wohnungspolitik

5.1 Ökologische und soziale Zielsetzungen

Ökologische und soziale Fragen sind gerade in der Wohnraumbereitstellung und damit in der Wohnungspolitik eng miteinander verknüpft (Vollmer und Michel, 2020). Für Österreich wurden die Klimaschutzvorhaben lt. derzeit geltendem Regierungsprogramm gegenüber den internationalen und den EU-Verpflichtungen ambitionierter formuliert: Für die Dekarbonisierung bis 2040 (lt. Regierungsprogramm) sind die CO₂-Emissionen bereits bis 2030 um 55% zu senken.

Für den Gebäudebereich bedeutet dies, dass der Energieverbrauch und die THG-Emissionen weiter zu senken sind. Beispielsweise hat die Stadt Wien in ihrem „Klimafahrplan“ bzw. in der „Smart City-Strategie“ eine Reihe von Zielen festgelegt: So soll in der Stadt der Endenergieverbrauch für Heizen, Kühlen und Warmwasser in Gebäuden pro Kopf bis 2030 um 20 % und bis 2040 um 30 % reduziert werden. Die damit verbundenen CO₂-Emissionen sollen pro Kopf bis 2030 um 55 % und bis 2040 auf Null gesenkt werden.

Diese grundsätzlichen Zielsetzungen sollen mit einer Reihe von Maßnahmen erreicht werden, u.a. der Nutzung von Gebäuden zur solaren Energiegewinnung; der Begrünung, Beschattung, und passiven Kühlung von Gebäuden, wobei eine aktive Kühlung durch erneuerbare Energien erfolgen soll; das kreislauffähige Planen und Bauen zur maximalen Ressourcenschonung soll ab 2030 ein verbindlicher Standard bei Neubau und Sanierung sein; bis 2040 soll die Wiederverwendbarkeit mindestens 70% aller Bauelemente betragen; die Produktion von Fernwärme wird dekarbonisiert, und fossile Heizsysteme sollen vollständig ersetzt werden.

Neben diesen ökologischen Zielsetzungen werden in den erwähnten Konzepten der Stadt Wien aber auch soziale Zielsetzungen normiert, beispielsweise die Sicherstellung leistbaren Wohnens, die Bereitstellung eines ausreichend hohen Anteils geförderten Wohnbaus, und Bauträgerwettbewerbe, die soziale Innovationen und die Klimawandelanpassung vorantreiben sollen.

5.2 Rentable Investitionen

Vielfach sind Investitionen in Ziele und Maßnahmen, die im vorigen Kapitel 5.1 genannt wurden, nicht nur volkswirtschaftlich rentabel und im Sinne des Klimaschutzes unbedingt notwendig für die Dekarbonisierung (positives Nutzen-Kosten-Verhältnis, hohe interne Verzinsung;

tw. hohe inländische Wertschöpfung und Beschäftigung), sondern auch betriebswirtschaftlich rentabel (z.B. Böhm und Getzner, 20XX).

So ist seit vielen Jahren nachgewiesen, dass im Bereich des Gebäudebestands Maßnahmen u.a. der Wärmedämmung, des Umstiegs auf erneuerbare Heizsysteme, sowie des Fenstertauschs, betriebswirtschaftlich rentable Investitionen mit einem sehr geringen Risiko darstellen.

Im Neubaubereich gilt häufig, dass die zusätzlichen Kosten hoher thermisch-energetischer Standards (z.B. Niedrigstenergie- oder Passivhaus) im Vergleich zu Gebäuden, die gerade den Bauordnungen entsprechen, vielfach sehr gering sind, und Investitionen hierbei ebenfalls mit einer hohen Rendite verbunden. Günstige Renditen zeigen auch Investitionen in eine erneuerbare Wärmebereitstellung: hierbei stehen allenfalls höheren Investitionskosten deutlich geringeren Betriebskosten gegenüber (z.B. Wärmepumpen).

In Bezug auf die ungenügenden Investitionen in betriebs- und volkswirtschaftlich rentable Investitionen stellt sich somit im Lichte der oben erwähnten Effizienz des Kapitalmarktes und privater Investitionsentscheidungen die Frage, warum auch rentable Investitionen im Gebäudebereich (z.B. hohe thermisch-energetische Standards bei Sanierungen oder im Neubau) nicht vorgenommen werden.

Die Gründe für dieses „Marktversagen“ sind vielfältig, beispielsweise zu nennen sind die bislang nur unzureichend gelöste Eigentümer-Nutzer-Problematik, der manchmal höhere Investitionsbedarf auch bei an sich rentablen Investitionen (längere Amortisationsdauern ab etwa 7-10 Jahren für energetische Sanierungen), Planungs- und Baufehler sowie für private Eigentümer*innen von Einzelobjekten durchwegs hohen Informations- und Transaktionskosten.

Somit sind aus der Sicht der Erreichung klimapolitischer Zielsetzung auch bei rentablen Investitionsmöglichkeiten staatliche Instrumente notwendig. Diese umfassen in Bezug auf den Gebäudebereich ökonomische Instrumente (z.B. CO₂-Steuern, Wegfall umweltkontraproduktiver Subventionen) aber auch reformierte und neue rechtliche Rahmenbedingungen (z.B. Bauordnung & energietechnische Standards, Wegfall der Stellplatzverpflichtungen) sowie neue Modelle innovativer Beschaffung und Contracting-Modelle.

5.3 Zur Leistbarkeit des Wohnens und der „Mobilisierung“ privaten Kapitals

„Leistbares Wohnen“ wird durch den Anteil der Wohnkosten (z.B. Miete, Betriebskosten, Energiekosten für Heizung

und Warmwasser) am Haushaltseinkommen gemessen. Statistik Austria (2022) weist nach, dass die Wohnkostenbelastung im Durchschnitt über alle Hauptmietwohnungen 26% des Netto-Haushaltseinkommens beträgt. Bei Eigentumswohnungen scheint dieser Anteil mit 11% geringer auszufallen, jedoch sind hier einerseits die Opportunitätskosten des Kapitaleinsatzes sowie allfällige Darlehensstilgungen nicht berücksichtigt, und andererseits ist ein starkes Einkommensgefälle zwischen Haushalten, die in Eigentums- bzw. Mietwohnungen wohnen, festzuhalten. Jedenfalls ist der Wohnkostenanteil bei armutsgefährdeten Haushalten mit 38% wesentlich höher. Besonders betroffen sind davon kleine Haushalte wie Ein-Personen Haushalte oder alleinerziehende Eltern, die einen überdurchschnittlich hohen Anteil für die Wohnkosten aufbringen müssen.

Die Gründe des derzeit stark ansteigenden Wohnkostenanteils liegen einerseits unter anderen in den derzeit hohen Energiepreisen, andererseits aber in der zunehmenden Finanzialisierung und Kommodifizierung von Wohnungen. Gerade privates Anlegerkapital aus unterschiedlichen Quellen sucht nach werthaltigen Investments (z.B. Grundstücke, Gebäude). Vorsorgewohnungen in Anlegerobjekte, und die hohe Nachfrage nach Boden vor allem in den Städten sorgen seit Jahren für einen kontinuierlich ansteigenden Bodenpreis. Eine Studie aus 2022 mit dem Titel „My home is an asset class“ (Gabor und Kohl, 2022) weist nach, in welchem hohen Ausmaß Wohnungen als institutionelle Anlageobjekte betrachtet werden. Hierbei wird die Logik von Finanzmärkten (Risiko, Rendite) auf Wohnungen übertragen – Güter, die fundamentale Bedürfnisse des Menschen befriedigen, und die mit grundlegendem Marktversagen behaftet sind.

Sowohl aus Sicht der Effizienz von Marktentscheidungen auf dem Boden- und Wohnungsmarkt, als auch aus Sicht der sozialen Verteilungsgerechtigkeit und der verschiedenen ethischen Grundüberlegungen führen Investitionslogiken auf diesen Märkten zu einer substantiellen Verringerung der Leistbarkeit des Wohnens, und der Verfügbarkeit von Wohnungen für die breite Bevölkerung.

Neben den angesprochenen moralökonomischen Überlegungen steigen die Wohnkosten durch die absolute Begrenztheit verfügbarer Flächen, durch die Urbanisierung und das Bevölkerungswachstum in den Städten, aber auch durch den sozio-ökonomischen Wandel.

Die Stadt Wien hat beispielsweise durch eine neue Widmungskategorie (geförderter/förderbarer Wohnbau) reagiert. Allerdings scheinen die bisherigen Instrumente ungenügend, und weitere Maßnahmen und Instrumente wären zu diskutieren. Unter diese fallen beispielsweise die Dekommodifizierung im Sinne eines strikten Mieter*innen-Schutzes und der verschärften Regulierung des Mietniveaus (allenfalls differenziert nach Segmenten, z.B. Marktregulierung (privater Wohnungsmarkt), geförderter

Wohnbau (nicht auf Gewinn orientierte Wohnbaugenossenschaften), Gemeindewohnungen. Aber auch die Leerstandsabgabe, Wiedereinführung bzw. Anhebung vermögensbezogene Steuern (Grundsteuer, Erbschaftssteuer, Vermögenssteuer), die Sanierungspflicht und Abgaben auf unsanierte Wohnungen, sowie allgemeine sozial- und lohnpolitische Instrumente i.S. der Umverteilung sind dringend geboten.

Lösungsansätze, die privates Kapital beinhalten, sind in der obigen Liste nicht enthalten. Private Investitionen können in diesem Sinn eher als Teil des Problems, denn als Teil der Lösungsmöglichkeiten aufgefasst werden.

6 Zusammenfassung

Eine nüchterne Betrachtung der Finanzierungsquellen für die sozial-ökologische Transformation (z.B. Klimaschutz, Klimawandelanpassung) zeigt, dass einerseits keine Knappheit an finanziellen Mitteln besteht, andererseits aber Investitionsentscheidungen auf Basis von Risiko-Rendite-Abwägungen getroffen werden. Klimapolitische Zielsetzungen müssen in diese Kategorien „übersetzt“ werden; abgesehen von den ethischen Überlegungen privater Anleger*innen, die nachhaltige Investitionsmöglichkeiten nachfragen, ist diese Übersetzung nur durch die Regulierung und Schaffung geeigneter Rahmenbedingungen staatlicher Institutionen (z.B. Gesetzgebung) möglich.

Die vorhandenen theoretischen und empirischen Untersuchungen zeigen somit, dass aus sich heraus die Finanzmärkte keinen wesentlichen, eigenen Beitrag zur Transformation leisten kann und wird. Die notwendige staatliche Rahmensetzung erfolgt durch die Schaffung der gesamten Bandbreite klimapolitischer Instrumente (z.B. CO₂-Steuern, Ge- und Verbote).

Hoffnungen, dass privates Kapital auch zur Leistbarkeit des Wohnens beitragen könnte, sind im Lichte der Finanzialisierung und Kommodifizierung des Wohnens (Übertragung der Finanzierungs- und Investitionslogik auf Wohnraum) ebenfalls nicht erfüllbar. Auch hier schafft der Staat durch wohnungspolitische Instrumente entsprechende Rahmenbedingungen.

Schlussendlich darf auch nicht vergessen werden, dass die notwendige Transformation (Dekarbonisierung) eng mit der sozialen Frage verknüpft ist. Die gesamte Palette verteilungspolitischer Instrumente (insb. vermögensbezogene Steuern) trägt zu einem sozialen Ausgleich bei. Immerhin tragen auch jene Haushalte mit überdurchschnittlichem Einkommen überproportionale Verantwortung an Treibhausgasemissionen und am Bodenverbrauch.

Zusammenfassend kann somit festgehalten werden, dass die EU-Taxonomie, die nachhaltige Investitionen defi-

Sind Hoffnungen in Bezug auf privates Kapital im Sinne von „nachhaltigen Investitionen“ als Treiber für den sozial-ökologischen Umbau im Gebäudebereich berechtigt?

niert, für die Transparenz des Marktes und das Ausmaß an Informationen einen sicherlich wertvollen Beitrag leistet. Zielsetzungen des Klimaschutzes oder der Leistbarkeit des Wohnens werden damit nicht wesentlich erfüllt – nur wenn der Staat die entsprechenden klima- und verteilungspolitischen Rahmenbedingungen schafft, und

damit auch die Risiko-Rendite-Verhältnisse entsprechend ändert, werden ausreichende Finanzmittel in die Dekarbonisierung und die sozial-ökologische Transformation gelenkt werden können.

Literatur- und Quellenverzeichnis

- Böhm, M., Getzner, M. (2017). Ökonomische Wirkungen der thermisch-energetischen Sanierung von Wohngebäuden in Österreich. Lit-Verlag, Wien/New York.
- Europäische Kommission (2022). EU taxonomy for sustainable activities. ec.europa.eu (abgerufen 7. Mai 2022).
- Gabor, D., Kohl, S. (2022). The Financialization of Housing in Europe: “My Home is an Asset Class”. Study published by The Greens/EFA in the European Parliament, Brussels.
- Getzner, M., Grabner-Kräuter, S. (2004). Consumer preferences and marketing strategies for "green shares": specifics of the Austrian market. *International Journal of Bank Marketing* 22, 260-278.
- Kössl, G. (2022). Die EU-Taxonomie-Verordnung und dessen Auswirkungen auf gemeinnützige Bauvereinigungen. Policy Brief des Österreichischen Verbands gemeinnütziger Bauvereinigungen, Wien.
- Nykvist, B., Maltais, A. (2022). Too risky – The role of finance as a driver of sustainability transitions. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 42, 219-231.
- Statistik Austria (2021). Daten zur Leistbarkeit des Wohnens. Statistik Austria, Wien.
- Vollmer, L., Michel, B. (2020). Wohnen in der Klimakrise – Die Wohnungsfrage als ökologische Frage: Aufruf zur Debatte. *sub\urban zeitschrift für kritische stadtforschung* 8, 163-166.

Die AutorInnen dieser Ausgabe

Georg Aichholzner

Georg Aichholzner was a long-time staff member and project director and now is a freelance collaborator at the Institute of Technology Assessment (ITA), Austrian Academy of Sciences. Major research areas of the sociologist include electronic governance, electronic democracy and citizen participation.

Arne Arnberger

Arne Arnberger is associated professor for recreation and protected area planning at the University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna. His research focusses on outdoor recreation planning, social carrying capacities, visitor monitoring, protected area management, and linkages between landscape and human health.

Monika Auinger

Monika Auinger is junior researcher in the UNESCO Chair team on Sustainable Management of Conservation Areas at Carinthia University of Applied Sciences. The human geographer has a focus on transdisciplinary research designs in protected areas.

Harald Baron

Harald Baron, DI, Raumplaner, arbeitet als Planer für Windkraftanlagen bei der PÜSPÖK Erneuerbare Energie GmbH, Parndorf; vormals Forschungsassistent am FOB Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, TU Wien.

Valerie Braun

Valerie Braun has a PhD in eco-physiology of alpine plants and is now working as a scientist at the Institut for Interdisciplinary Mountain Research at the Austrian Academy of Sciences covering topics on protected mountain areas.

Martino Comelli

Martino Comelli is a PhD Candidate in Political Science at Central European University. Martino's academic interests include household debt, social policy and economic sociology.

Renate Eder

Renate Eder, PhD, is senior researcher and lecturer at the University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna. Her research focusses on outdoor recreation planning, environmental education, public acceptance of nature conservation management, and linkages between landscape and human health.

Michael Getzner

Univ.-Prof. Dr., Universitätsprofessor für Finanzwissenschaft und Infrastrukturökonomie am Institut für Raumplanung, TU Wien.

Alexander Grassl

Alexander Graßl ist derzeit Masterstudent der Raumplanung und Raumordnung an der Technischen Universität Wien. Seinen fachlichen Fokus legt er dabei auf den Bereich GIS-gestützter Raumanalytik.

Michael Jungmeier

Michael Jungmeier is professor for nature conservation and sustainability at Carinthia University of Applied Sciences. The ecologist and human geographer holds an UNESCO Chair on Sustainable Management of Conservation Areas.

Christine Klenovec

Christine Klenovec is ecologist and manager of protected areas. Actually, she is working in the management of the biosphere reserve Großes Walsertal. Fields of interests are the interaction and common development of nature protection and sustainable regional development in protected areas based on a high level of participation.

Tobias Maroschek

Tobias Maroschek studiert Raumplanung und Raumordnung im Master an der TU Wien. Sein Interessensgebiet liegt in der Stadt- und Regionalforschung sowie im Städtebau. Seine Bachelorarbeit zu Resilience Planning bildet die Grundlage für seinen Beitrag.

Tatjana Neuhuber

Tatjana Neuhuber studierte Soziologie und Volkswirtschaft in Wien und International Social and Public Policy an der London School of Economics and Business. Derzeit ist sie als Universitätsassistentin am Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik am Institut für Raumplanung der TU Wien tätig, wo sie ihre Dissertation zu räumlicher Ungleichheit verfasst. Ihre weiteren Forschungsinteressen sind unter anderem territoriale Kohäsion, partizipative Raum- und Regionalentwicklung sowie Regional Governance.

Christina Pichler-Koban

Christina Pichler-Koban works for E.C.O. Institute for Ecology and the University of Klagenfurt. Her focus is on inter- and transdisciplinary research and educational projects on socio-ecological issues.

Franz Rauch

Franz Rauch, is a Professor at the Institute of Instructional and School Development (IUS) at the Alpen-Adria University Klagenfurt (Austria). His areas of research, teaching and publication are education for sustainable development, networks in education, school development, science education, continuing education for teachers and action research.

Dietmar Rossmann

Dietmar Rossmann is Managing Director of the UNESCO Biosphere Reserve Carinthian Nockberge. He has many years of experience as a part-time farmer and hunter in the biosphere reserve.

Markus Schaflechner

Markus Schaflechner, MSc MBA is general manager of the biosphere reserve Salzburger Lungau and the Lungau Regional Association. His academic backgrounds are the management of organisational and personal development as well as executive management.

Antonia Schneider

Antonia Schneider hat Raumplanung und Raumordnung an der Technischen Universität und Umwelt- und Bioressourcen Management an der BOKU studiert. Derzeit verfasst sie ihre Dissertation am Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik des Instituts für Raumplanung wo sie als Projektassistentin arbeitet. Ihre Themenschwerpunkte liegen aktuell auf nachhaltiger Stadtplanung, Wohnungsmarkt und Klimawandeladaptation, dabei gilt ihre große Begeisterung insbesondere der raumbezogenen Datenanalyse und (Umwelt-)Bewertungsmethoden.

Andreas Weiss

Andreas Weiss is Managing Director of the Wienerwald Biosphere Reserve Management. Since studying ecology and landscape planning, he has worked in the field of regional development and regional management.

Lisa Wolf

Lisa Wolf is project manager and head of department "Sustainability" at E.C.O. Institute of Ecology. The geographer's work focuses on UNESCO Biosphere reserves and their development.

