



## Kapitel 8. Landnutzung und Klimawandel im Kontext der Nachhaltigen Entwicklungsziele

### Inhaltsverzeichnis

<b>8.1 Einleitung</b> .....	408
<b>8.2 Die SDGs: eine umfassende, unteilbare Agenda</b> .....	411
8.2.1 Politik(in)kohärenz und Bewertung der Interaktionen von SDGs .....	411
8.2.2 Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel: Interaktionen der SDGs .....	412
<b>8.3 Landnutzung und Klimawandel und die Umsetzung der SDGs in Österreich</b> .....	413
8.3.1 Datenlage und -lücken .....	414
8.3.2 Beteiligung diverser Akteur_innen an der Umsetzung der Agenda 2030 .....	416
<b>8.4 Eingangspforten für Transformation</b> .....	421
8.4.1 Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung/Verwirklichung .....	421
8.4.2 Nachhaltige und gerechte Ökonomien .....	425
8.4.3 Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung .....	428
8.4.4 Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang .....	432
8.4.5 Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume in Österreich .....	435
8.4.6 Globale Umwelt-Commons .....	437
<b>8.5 Hebel zur Transformation</b> .....	442
8.5.1 Governance .....	442
8.5.2 Wirtschafts- und Finanzwesen .....	443
8.5.3 Individuelles und kollektives Handeln .....	446
8.5.4 Wissenschaft und Technik .....	448
<b>Literatur</b> .....	450

#### Koordinierende Leitautor\_innen:

Georg Gratzer<sup>1</sup>, Kyoko Shinozaki<sup>2</sup>

#### Leitautor\_innen:

Doris Damyanovic<sup>1</sup>, Friedrich Hinterberger<sup>3</sup>, Andreas Koch<sup>2</sup>, Michael Obrovsky<sup>4</sup>, Marianne Penker<sup>1</sup>, Thomas Schinko<sup>5</sup>, Christian Sturmbauer<sup>6</sup>, Karin Weber<sup>1</sup>, Matthias Zessner-Spitzenberg<sup>7</sup>

#### Beitragende Autor\_innen:

Thomas Frank<sup>1</sup>, Markus Hametner<sup>8</sup>, Andreas Melcher<sup>1</sup>, Manuela Prieler<sup>9</sup>, Joachim Raich<sup>1</sup>, Nathalie Spittler<sup>1</sup>, Horst Steinmüller<sup>9</sup>, Birte Strunk<sup>10</sup>, Patricia Urban<sup>8</sup>, Elisabeth Worliczek<sup>11</sup>, Ottavia Zoboli<sup>7</sup>

#### Review-Editor\_innen:

Jan Habel<sup>2</sup>, Kirsten van Elverfeldt<sup>12</sup>

#### Zitiervorschlag:

Gratzer, G., Shinozaki, K., Damyanovic, D., Hinterberger, F., Koch, A., Obrovsky, M., Penker, M., Schinko, T., Sturmbauer, C., Weber, K., Zessner-Spitzenberg, M. 2024: Kapitel 8 Landnutzung und Klimawandel im Kontext der Nachhaltigen Entwicklungsziele. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 407–468.

<sup>1</sup> Universität für Bodenkultur Wien

<sup>2</sup> Paris Lodron Universität Salzburg

<sup>3</sup> Universität für angewandte Kunst Wien

<sup>4</sup> Österreichische Forschungsstiftung für Internationale Entwicklung

<sup>5</sup> Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)

- <sup>6</sup> Universität Graz  
<sup>7</sup> Technische Universität Wien  
<sup>8</sup> Wirtschaftsuniversität Wien  
<sup>9</sup> WIVA P&G – Wasserstoffinitiative Vorzeigeregion Austria Power & Gas  
<sup>10</sup> New School for Social Research  
<sup>11</sup> Climate Change Centre Austria  
<sup>12</sup> Universität Klagenfurt

## 8.1 Einleitung

Dieses Kapitel präsentiert und bewertet den aktuellen Stand des Wissens zum Thema Landnutzung und Klimawandel im Kontext Österreichs aus dem systemischen Blickwinkel der UN Agenda 2030 für eine Nachhaltige Entwicklung. Dabei wird dem Thema entsprechend auf die Verflechtungen zwischen den lokalen und nationalen Ebenen eingegangen.

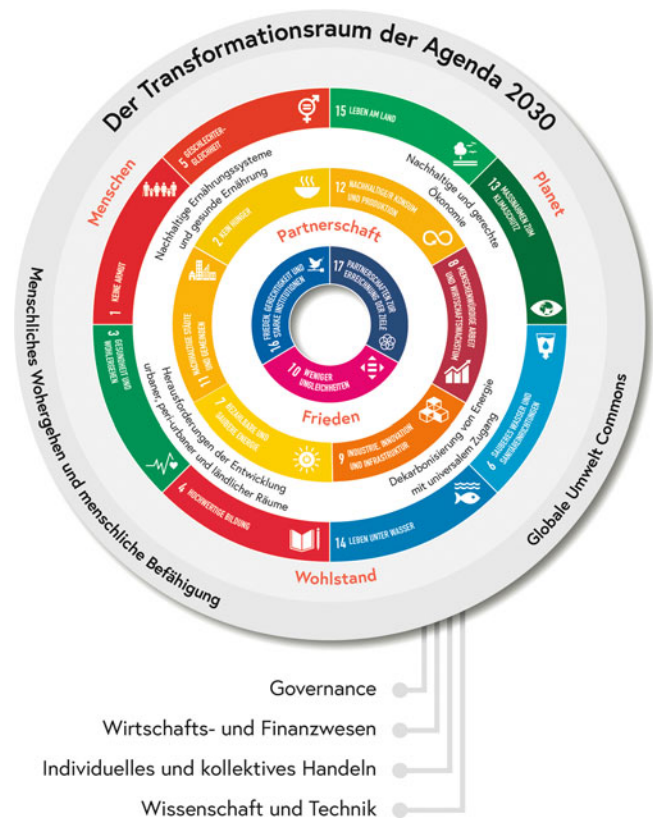
Die Menschheit befindet sich in kritischen, vielfältigen und vernetzten Krisen. Integrative und globale Lösungsansätze, wie sie in der Agenda 2030 festgeschrieben sind, haben für diese multiplen Krisen ein hohes Lösungspotenzial.

Der Klimawandel bedroht die Integrität der Biosphäre (IPCC, 2018) und verursacht humanitäre Krisen und Armut (Hallegatte & Rozenberg, 2017). Biodiversitätsverluste haben einerseits Ausmaße eines vom Menschen verursachten sechsten Massensterbens angenommen (Ceballos et al., 2015; IPBES, 2019; siehe Abschn. 1.4) und können Ernteerträge der Land- und Forstwirtschaft reduzieren. Während die Ungleichheit bezüglich des Einkommens zwischen Ländern relativ verringert wurde, hat sie *innerhalb* der Mehrheit der Länder bzw. innerhalb einer Region zugenommen (Hallegatte & Rozenberg, 2017; UNDESA, 2020). Soziale Ungleichheit, z. B. innerhalb von Europa, ist Grundlage für Arbeitsmigration, die für land- und forstwirtschaftliche Produktion, auch in Österreich, unter derzeitigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eine wichtige Grundlage darstellt.

Landnutzung ist einerseits eng mit diesen Herausforderungen verwoben, andererseits ist Landnutzung ein Verursacher der Klima- und Biodiversitätskrise: Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzung tragen global rund zu 23 %, in Österreich zu 9,2 % zu anthropogenen Treibhausgasemissionen bei (2007–2016, IPCC, 2019; Abschn. 2.2.3.2). Landnutzung ist der stärkste Treiber von Biodiversitätsverlusten (IPBES, 2019). Durch Importe von Nahrungsmitteln und Viehfutter hat Österreich Anteil an globalen Biodiversitätsverlusten (Crist et al., 2017) und an sozial prekären Produktionsbedingungen (ITC, 2017). Die Lösung dieser vernetzten Probleme stößt innerhalb der einzelnen Sektoren an ökonomische, administrative und legislative Barrieren. Deren Überwindung ist häufig nur durch Ände-

rung von übergeordneten Systemzusammenhängen möglich, z. B. Eingriff in Marktmechanismen (etwa durch geänderte Steuer- und Fördersysteme, die ökologische und soziale Kosten besser internalisieren), Produktionssysteme und Änderung von Konsumverhalten etc. Es ist daher eine „große Transformation“ nötig (APCC 2023, SYSTEMIQ, 2020; TWI2050, 2018; UN, 2019a; WBGU, 2011; World Economic Forum, 2020). Die Ziele des Europäischen Green Deals (EC, 2019) wie auch des aktuellen österreichischen Regierungsprogramms (BMK, 2020a) sind nur mit einer solchen „großen Transformation“ erreichbar.

Global nimmt sich die Agenda 2030 der Vereinten Nationen (UN, 2015a) dieser Herausforderungen auf umfassende Art und Weise an. Die Agenda 2030 für Nachhaltige Entwicklung definiert einen politischen Raum, innerhalb dessen die UN-Mitgliedsstaaten – auch Österreich – sich verpflichtet haben, entlang der großen Themen Menschen, Planet, Wohlstand, Frieden und Partnerschaft (in roter Schrift der Abb. 8.1), die Beziehungen innerhalb von menschlichen Gesellschaften und zwischen Gesellschaften und Natur fair und nachhaltig zu gestalten. Dieser Raum wird begrenzt durch ein Set von sozialen Zielen, die menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung definieren (linke Seite des ä-



**Abb. 8.1** Die SDGs (als Icons), die großen Themen der Agenda 2030 (in roter Schrift), die Eingangspforten zur Transformation (in schwarzer Schrift) und die Hebel zur Umsetzung der Agenda 2030 (links von den grauen Linien). (Geändert nach: UN, 2019a, S. 24)

berer Kreises in Abb. 8.1), und von Umweltzielen, die die Natur und die globalen Umwelt Commons sichern (rechte Seite des äußeren Kreises in Abb. 8.1). Ziele, die Partnerschaft und Frieden garantieren, liegen im Zentrum des inneren Kreises. Um eine gerechtere und ausgewogenere Entwicklung innerhalb des politischen Raumes der Agenda 2030 zu ermöglichen, ist es nötig, menschliche Aktivitäten (innerer Kreisring) nach diesen Themen und Zielen auszurichten. Dadurch soll die Welt auf einen Pfad der Transformation hin zu einer fairen und nachhaltigen Lebensweise, die niemanden zurücklässt, gebracht werden. Strukturiert entlang der großen Themen Menschen, Planet, Wohlstand, Frieden und Partnerschaft formuliert die Agenda 2030 die Vision einer Welt frei von Armut und Hunger, in der Konsum- und Produktionsmuster nachhaltig und fair gestaltet sind und in der alle ihr volles Potenzial in Harmonie mit der Umwelt entfalten können (UN, 2015a). Die Umsetzung dieser Agenda wurde von allen Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen, so auch von Österreich, verpflichtend angenommen. Die Agenda 2030, in deren Zentrum die 17 nachhaltigen Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals; SDGs) stehen, wird als die bislang ambitionierteste Agenda „gegen Armut und für den Planeten“ gesehen (Ban Ki-moon, 2016). In der Formulierung der Agenda 2030 liegt die Herausforderung in Bezug auf Politikkohärenz, aber auch das Potenzial zur Bewältigung der globalen Krisen. Die einzelnen SDGs weisen dabei synergistische und durchaus auch antagonistische Interaktionen untereinander auf, deren adäquate Berücksichtigung zu der in der Agenda 2030 geforderten Transformation führen kann. Die effizienteste und teilweise die einzige Möglichkeit, Fortschritt bei der Erreichung von Zielen und Zielvorgaben zu machen, ist die Nutzung dieser Synergien und die Vermeidung von negativen Interaktionen (UN, 2019a).

Auch wenn SDGs, wie alle anderen internationalen Konventionen, keine strengen rechtlichen Durchsetzungsmechanismen haben, können sie gesellschaftspolitische, wirtschaftliche und wissenschaftliche Diskurse – mit potenziell hoher Relevanz für die Landnutzung – auf der lokalen, nationalen und transnationalen Ebene beeinflussen, indem ein Narrativ um Nachhaltigkeit und Entwicklung kreiert wird. Der Fortschritt in der Umsetzung der SDGs wird von den Mitgliedstaaten regelmäßig an die UN berichtet, Österreich hat seinen ersten Bericht im Jahr 2020 eingereicht (BMK, 2020a).

Die Agenda 2030 ist universell, integriert und unteilbar.

- „Universell“ bedeutet, dass sie für die ganze Welt gilt. Insbesondere sollen die neuen Entwicklungsziele nicht nur für den Globalen Süden, sondern auch für den Globalen Norden und die Verflechtungen zwischen verschiedenen Weltregionen gelten. Diese inklusiven, zusammenhängenden Konzeptualisierungen machen die Verschiebung der Verantwortung für die nachhaltige Entwicklung in

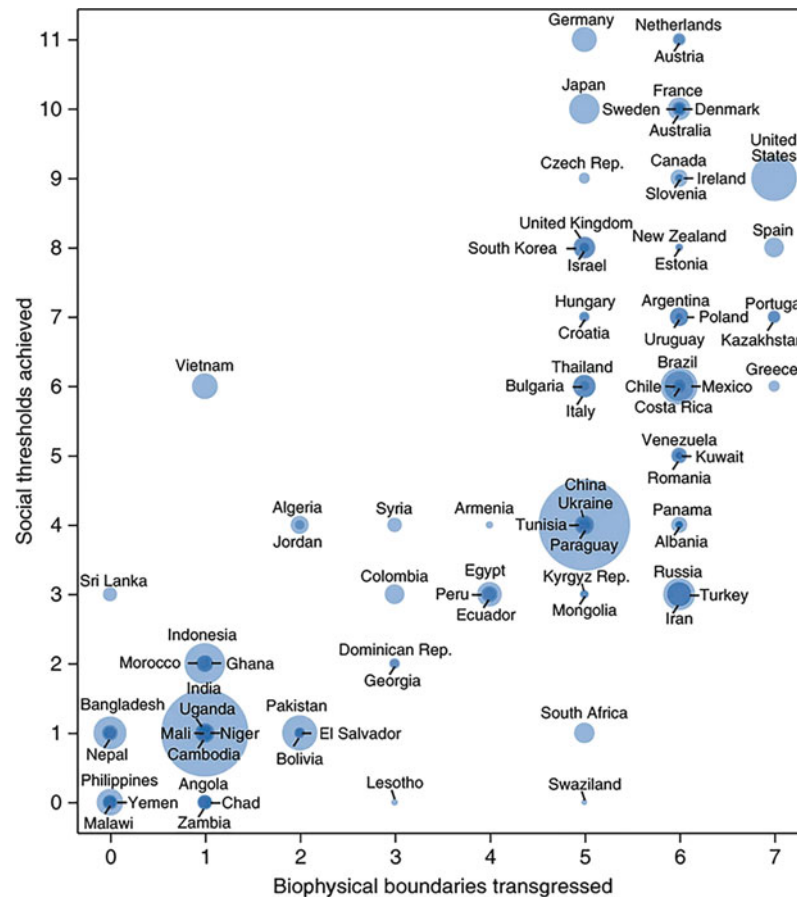
den vorangegangenen Millennium Development Goals (MDGs) obsolet (Fukuda-Parr & McNeill, 2019). Damit wird die Notwendigkeit der Entwicklung aller Staaten in Richtung der Erreichung sozialer Mindeststandards innerhalb biophysikalischer Grenzen gefordert. In Abb. 8.2 sind Länder entlang dieser beiden Achsen dargestellt (O'Neill et al., 2018). Dabei zeigt sich, dass kein Staat im oberen linken Quadranten angesiedelt ist, in dem diese beiden Kriterien erfüllt sind, und daher alle Länder Entwicklungsbedarf aufweisen.

- „Integriert“ beschreibt, dass die 17 Ziele und 169 Zielvorgaben in den drei Dimensionen von nachhaltiger Entwicklung (Wirtschaft, Sozialem und Umwelt) balanciert sind.
- „Unteilbar“ weist darauf hin, dass die Agenda in ihrer Gesamtheit zu adressieren und erreichen ist. Damit soll der möglichen Tendenz zur selektiven Bearbeitung von nur einzelnen Zielen vorgebeugt werden, die einem Fortschritt in der Erreichung der in der Agenda 2030 avisierten gesamtgesellschaftlichen Transformation entgegenstehen würde.

Aufbauend auf den Grundlagen der Agenda 2030 werden Eingangspforten und Hebel für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung identifiziert, die ergänzend zu den Betrachtungen der vorangegangenen Abschnitte die breiteren gesellschaftlichen Prioritäten integrativ mitberücksichtigen.

Kap. 8 nimmt die Auswirkungen der Landnutzung im Kontext des voranschreitenden Klimawandels auf die Erreichung der globalen SDGs sowie die möglichen Rückwirkungen der Verfolgung der SDGs auf die Landnutzung in den Blick. Landnutzungs- und Klimawandelaspekte spielen in vielen der 17 SDGs eine zentrale Rolle. So lautet etwa eine Zielvorgabe des SDG 2 „Kein Hunger“: *„Bis 2030 die Nachhaltigkeit der Systeme der Nahrungsmittelproduktion sicherstellen und resiliente landwirtschaftliche Methoden anwenden, die die Produktivität und den Ertrag steigern, zur Erhaltung der Ökosysteme beitragen, die Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen, extreme Wetterereignisse, Dürren, Überschwemmungen und andere Katastrophen erhöhen und die Flächen- und Bodenqualität schrittweise verbessern.“* Weitere relevante Aspekte, welchen sich dieses Kapitel im Detail zuwenden wird, betreffen unter anderem Landnutzungsrechte (SDG 1), Gendergerechtigkeit (SDG 5), Armut (SDG 1), nachhaltige und resiliente Wirtschaftssysteme (SDG 8, 9), erneuerbare Energien (SDG 7), nachhaltige Städte und Gemeinden (SDG 11) sowie die Auswirkungen von Landnutzung auf Landökosysteme (SDG 15) (siehe Tab. 6.1).

Dieses Kapitel besteht aus vier Unterkapiteln und einem Exkurs (Box 8.1). Nach der Erläuterung der SDGs und der Darstellung des Standes des Wissens über deren Interaktio-



**Abb. 8.2** Anzahl der erreichten sozialen Schwellenwerte im Vergleich zur Anzahl der überschrittenen biophysikalischen Grenzen für verschiedene Länder, skaliert nach Bevölkerungszahl. Nur Länder mit Daten für alle sieben biophysikalischen Indikatoren und mindestens zehn der elf sozialen Indikatoren sind dargestellt ( $N = 109$ ). Soziale Schwellenwerte werden anhand der folgenden Indikatoren bewertet: Lebenszufriedenheit, gesunde Lebenserwartung, Ernährung, sanitäre Einrichtungen, Einkommen, Zugang zu Energie, Bildung, soziale Unterstützung, demokratische Qualität, Gleichberechtigung und Beschäftigung. Die bio-

physikalischen Grenzen werden auf einer Pro-Kopf-Basis im Verhältnis zu den derzeit festgelegten Grenzwerten (z. B. eine  $2^{\circ}\text{C}$ -Grenze für die globale Erwärmung) bewertet und umfassen die folgenden Indikatoren:  $\text{CO}_2$ -Emissionen, Phosphor, Stickstoff, blaues Wasser, eHANPP (für „embodied Human Appropriation of Net Primary Production“, d. h. die durch den Konsum von Biomasseprodukten verursachte gesellschaftliche Aneignung von Netto-Primärproduktion), ökologischer Fußabdruck und materieller Fußabdruck. (Quelle: © SpringerNature, *Nature Sustainability*; O'Neill et al., 2018)

nen (Abschn. 8.2) werden die politischen Rahmenbedingungen von Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel im Kontext Österreichs mit Blick auf die Umsetzung der Agenda 2030 skizziert (Abschn. 8.3). Der darauffolgende Exkurs liefert eine quantitative Analyse über die bisher erzielten Fortschritte in Österreich. Die Gliederung der Abschn. 8.4 und 8.5 folgt den sechs Eingangspforten für die Transformation („entry points for transformation“), die durch den „Global Sustainable Development Report 2019“ identifiziert wurden (UN, 2019a). Eingangspforten für Transformation sind jene Handlungsfelder, wo die Zusammenhänge zwischen den sozio-ökonomischen und ökologischen Zielen und Vorgaben für eine nachhaltige Entwicklung besonders geeignet sind, um die notwendige Transformation mit der nötigen Effektivität und Geschwindigkeit voranzutreiben (UN, 2019a). Anschließend werden vier Hebel für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung identifiziert, die – ergän-

zend zu den Betrachtungen der vorangegangenen Unterkapitel – die breiteren gesellschaftlichen Prioritäten integrativ mitberücksichtigen (Abschn. 8.4; 8.5).

Dieser Ansatz stellt eine systemische Herangehensweise zur Implementierung der Agenda 2030 dar, die das Verhältnis zwischen Natur, Gesellschaft und Wirtschaft in den Blick nimmt. Diese systemische Betrachtungsweise erscheint im Lichte der grundlegenden gesamtgesellschaftlichen Transformationen, welche notwendig sein werden, um die SDGs – aber auch die diversen gesellschaftlichen Ansprüche an die Landnutzung – koordiniert und auf einander abgestimmt umzusetzen, als zielführender im Vergleich zu einer isolierten Betrachtung einzelner Ziele oder Clustern von Zielen.

## 8.2 Die SDGs: eine umfassende, unteilbare Agenda

Die in der Agenda 2030 festgelegten Ziele sind ebenso ambitioniert wie verschieden und stellen hohe Anforderungen an die umsetzenden Staaten (Abb. 8.3). Das kommt darin zum Ausdruck, dass die 17 SDGs mit insgesamt 169 den Zielen zugeordneten Zielvorgaben konkretisiert wurden. Diese Ziele und ihre Zielvorgaben sind eng miteinander verflochten und interdependent, stehen also in einer gegenseitigen Abhängigkeit (Lusseau & Mancini, 2019).

### 8.2.1 Politik(in)kohärenz und Bewertung der Interaktionen von SDGs

SDGs, Zielvorgaben und Indikatoren bzw. Maßnahmen, die getroffen werden, um die Ziele und Zielvorgaben zu erreichen, können einander sowohl auf eine wechselseitig verstärkende Weise (Synergien) als auch auf hinderliche Weise (Trade-offs) beeinflussen (Nilsson et al., 2016; Kroll et al., 2019; Cling et al., 2020).

Derartige Interaktionen zu identifizieren trägt zu einer schnelleren und effizienteren Umsetzung der SDGs bei (Kostetckaia & Hametner, 2022; Nilsson et al., 2018) und wird als Lösungsweg zur Bewältigung der großen Krisen dargestellt (UN, 2019a). Studien zu SDG-Interaktionen (ICSU, 2017; Pradhan et al., 2017; Weitz et al., 2018; Dawes, 2020; Pham-Truffert et al., 2020; Requejo-Castro et al., 2020) liefern Hinweise auf mögliche Synergien, die eine Annäherung an bestimmte Ziele und Zielvorgaben durch Maßnahmen erbringen, die für andere Ziele gesetzt wurden. Mit Synergien ist hier gemeint, dass eine Kombination von unterschiedlichen Handlungen und Maßnahmen – also im Kontext dieses Kapitels eine Kombination von Zielen (SDGs) und deren Unterzielen in deren gleichzeitigen Umsetzung – einander stärken. Dies hat zur Folge, dass das Ergebnis dieser In-

teraktion von mehreren (Unter-)Zielen bzw. Maßnahmen größer ist, als wenn einzelne (Unter-)Ziele bzw. Maßnahmen umgesetzt und addiert werden (Pedercini et al., 2019). Gleichzeitig können antagonistische Beziehungen potenzielle Bereiche mangelhafter Politikkohärenz sichtbar machen, in denen Maßnahmen, die zur Erreichung eines Ziels oder einer Zielvorgabe gesetzt wurden, eine Verschlechterung bei der Erreichung anderer Ziele bewirken (Kostetckaia & Hametner, 2022). Die Identifikation von Trade-offs zwischen den SDGs birgt damit das Potenzial einer Minderung dieser Zielkonflikte durch das Setzen entsprechender Maßnahmen (Nilsson et al., 2018). Während in der Literatur aufgrund von unterschiedlichen Methoden, regionalen Kontexten oder Analyseebenen keine Einigkeit über eine universale Natur von SDG-Interaktionen besteht (Olesen & Bindi, 2002; Le Blanc, 2015; Barbier & Burgess, 2017; Singh et al., 2018; Weitz et al., 2018; Thacker et al., 2019; Eisenmenger et al., 2020; Horvath et al. 2022), wird übereinstimmend festgestellt, dass die SDGs im Allgemeinen mehr Synergien als antagonistische Beziehungen (Trade-offs) aufweisen (Kostetckaia & Hametner, 2022; Kroll et al., 2019; Miola et al., 2019; Pradhan et al., 2017; Weitz et al., 2018). Dies gilt auch für den österreichischen Kontext, für den in einer Gesamtbetrachtung aller SDGs nach dem Wissensstand der Autor\_innen bisher nur eine einzige Studie vorliegt (Urban & Hametner, 2022). Allerdings wird derzeit im Projekt „Universitäten und Nachhaltige Entwicklungsziele“ (UniNETZ) – in Kooperation von 16 Universitäten, dem Climate Change Centre Austria, der Geologischen Bundesanstalt und dem studentischen Netzwerk forum n (Glatz et al., 2021), eine Gesamtbewertung der Interaktionen der Zielvorgaben mit im Projekt erarbeiteten Handlungsoptionen durchgeführt.

**Abb. 8.3** 17 globale Ziele für nachhaltige Entwicklung der Agenda 2030. (Quelle: Bundesregierung, 2022)



## 8.2.2 Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel: Interaktionen der SDGs

Menschliche Lebensweisen sowie Konsum- und Produktionsmuster existieren eingebettet in ein sozial-ökologisches System (siehe Box 1.2) und sind eng verwoben mit anderen Prozessen und Systemen – Schnittstellen, die besonders in Bezug auf Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel deutlich werden. Den wechselseitigen Einflüssen von Wirtschafts-, Sozial- und Umweltsystemen kommt in dem holistischen Rahmenwerk der SDGs und der entsprechenden Maßnahmengestaltung besondere Relevanz zu. Um wirkungsvoll auf identifizierte Trade-offs zwischen den SDGs zu reagieren und Synergien optimal zu nutzen, sind integrative und akteur\_innen- und sektorenübergreifende politische Strategien notwendig (Nilsson et al., 2018; Scherer et al., 2018; Weitz et al., 2018).

Ein Beispiel: Zwischen Wirtschaftswachstum und dem Erhalt der Umwelt entfalten sich grundlegende Konflikte (Hametner, 2022; Hickel & Kallis, 2020; Jackson, 2009; Kallis, 2011; Meadows et al., 1972; O'Neill et al., 2018; Rockström et al., 2009; Urban & Hametner, 2022). Wachsende Wirtschaftsleistung (SDG 8) ist eng verbunden mit steigendem Ressourcen- und Energieverbrauch (SDGs 12 und 7) sowie mit negativen Umwelteinflüssen, wie Druck auf Wasserressourcen (SDG 6), steigenden Treibhausgasemissionen (SDG 13), Entwaldung und Biodiversitätsverlust (SDG 15) (Parrique et al., 2019) oder mit Landverbrauch und Bodenversiegelung (Colsaet et al., 2018; Getzner & Kadi, 2020). Dieser fundamentale Zielkonflikt ist in Österreich nicht grundlegend anders, wobei hier für Wirtschaftsleistung und Ressourcen- und Energieverbrauch, wie in vielen Industrienationen, eine relative Entkopplung feststellbar ist (Wirtschaftsleistung steigt schneller als der Ressourcenverbrauch, aber beide steigen – und zwar in Konsumperspektive stärker als in territorialer Perspektive; BMK, 2020b). Für Österreich bestehen diesbezüglich ebensolche Trade-offs. Mit steigendem Bruttoinlandsprodukt (BIP) pro Kopf (SDG 8) nehmen negative Auswirkungen landwirtschaftlicher Variablen wie Pestizidrisiko und Ammoniakemissionen zu und die Verbreitung von Feldvögeln ab (SDG 15) (Urban & Hametner, 2022).

Effizienzgewinne, welche *ceteris paribus* eine Senkung des Material- und Energieverbrauchs erlauben würden, können durch Rebound-Effekte teilweise ausgeglichen oder sogar überkompensiert werden (Sorrell, 2007; Krausmann et al., 2009; Parrique et al., 2019). Ein steigender Ressourcen- und Energieverbrauch hängt wiederum mit steigenden Treibhausgasemissionen (SDG 13) zusammen (Ronzon & Sanjuan, 2019; Urban & Hametner, 2022).

Zwischen dem Anteil erneuerbarer Energien und Treibhausgasemissionen bestehen ebenfalls Synergien (Jacobson & Delucchi, 2011; ICSU, 2017; EEA, 2018; IRENA, 2019)

– dies gilt auch für Österreich (Urban & Hametner, 2022). In Österreich waren 2018 67% der Treibhausgase energiebezogen (Eurostat, 2020a), wodurch eine Abnahme der Treibhausgasemissionen in Österreich und damit der allgemeine Fortschritt zu SDG 13 (Klima) stark an eine Reduktion des Energieverbrauchs und an die Umstellung auf weniger emissionsintensive Energieträger geknüpft ist. Dieser Zusammenhang wurde bis dato für Österreich nicht aus einer ganzheitlichen Perspektive untersucht. Beispielsweise gehen mit Landnutzungsveränderungen oder der Herstellung der entsprechenden Technologien oftmals ein hoher Ressourcenverbrauch, Treibhausgasemissionen und negativen Auswirkungen auf Ökosysteme einher (Parrique et al., 2019; Lyytimäki et al., 2020).

Energiesicherheit (SDG 7) spielt eine wichtige Rolle für verschiedene Arten der Landnutzung (Abschn. 1.2.2), wie Landwirtschaft (SDG 2) und Siedlungsgebiete (SDG 11), die in hohem Maße von der Verfügbarkeit leistbarer und verlässlicher Energieversorgung abhängig sind (ICSU, 2017). Steigende Siedlungsfläche pro Kopf führt zu höherem Energie- und Materialverbrauch (Daniele et al., 2020). Dies gilt auch für Österreich, wo die Siedlungsfläche pro Kopf synergistisch mit dem inländischen Materialverbrauch sowie mit Primär- und Endenergiekonsum interagiert (Urban & Hametner, 2022) (zu energieeffizienter Raumentwicklung siehe Kap. 7). Landnutzungskonflikte betreffen, zwischen der Expansion von Städten und peri-urbanen Gebieten und landwirtschaftlichem Anbau, den Verlust von überdurchschnittlich fruchtbaren Böden sowie die Verfügbarkeit sauberer Wasserressourcen (SDG 6) (ICSU, 2017). Ebenso wirken sich landwirtschaftliche Aktivitäten durch tierische Abfälle, Dünger und Pestizide, die zur Steigerung landwirtschaftlicher Produktivität eingesetzt werden, negativ auf Wasserressourcen aus (ICSU, 2017). Gleichzeitig besteht die Gefahr, dass ein Fokus auf Produktivitätssteigerung antagonistisch mit dem Erhalt von Biodiversität interagiert (ICSU, 2017). Landwirtschaft ist einerseits einer der größten Treiber von Veränderungen hinsichtlich Landnutzung und Landdegradation (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), was auf einen Trade-off zwischen SDG 2 „Kein Hunger“ und SDG 15 „Leben and Land“ hinweist. Andererseits lassen sich auch Synergien zwischen Landwirtschaft und anderen Bereichen identifizieren: Für Österreich wirkt sich biologischer Landbau positiv auf die Wasserqualität inländischer Binnengewässer und auf die mit potenziellen Gesundheitsrisiken zusammenhängende Nitratkonzentration aus (Brender et al., 2013; Bao et al., 2017; Qasemi et al., 2018; Urban & Hametner, 2022) (zu Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft siehe die Abschn. 4.2 und 5.1.1). Auch Veränderungen im Konsum können diese Trade-offs verringern und Synergien mit anderen Bereichen schaffen: Ein Umstieg auf eine stärker pflanzenbasierte Ernährung kann laut einer Prognose für das Jahr 2050, verglichen

mit einem Referenzszenario, sowohl die globale vorzeitige Sterblichkeit (berechnet asynergistisch aus regionalen Daten für Personen über einem Alter von 20 Jahren) aufgrund von ungesunder Ernährung und Fettleibigkeit um 6–10% verringern, als auch die Treibhausgasemissionen des Ernährungssystems um 29–70% reduzieren (Springmann et al., 2016) (Abschn. 5.3.2.1). Dies weist somit auf potenziell synergistische Beziehungen zwischen SDG 2 „Kein Hunger“, SDG 3 „Gesundheit“ und SDG 13 „Maßnahmen zum Klimaschutz“ hin, deren Nutzung zu einer effizienteren und effektiveren Zielerreichung aller drei SDGs führen kann.

Treibhausgasemissionen sind das direkte Resultat menschlicher Konsum- und Produktionsmuster, weshalb SDG 13 „Maßnahmen zum Klimaschutz“ mit vielen anderen SDGs zusammenhängt und von deren Fortschritten abhängig ist (Weitz et al., 2018). Besonders relevant sind die Synergien zwischen Material- und Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen (Ronzon & Sanjuan, 2019). In Österreich führten in den letzten zwei Jahrzehnten Verbesserungen hinsichtlich der Höhe und Zusammensetzung des Energiekonsums auch zur Reduktion von Treibhausgasemissionen (Urban & Hametner, 2022). Darüber hinaus unterstützen Klimaschutzmaßnahmen (SDG 13) langfristig die Umsetzung anderer SDGs und somit der Agenda 2030 insgesamt (Lyytimäki et al., 2020).

Klimatische Bedingungen sind mit Ökosystemen und dem Wasserhaushalt eng verflochten und betreffen daher direkt SDG 6 „Sauberes Wasser“ sowie SDG 15 „Leben an Land“ (IPCC, 2014; IPBES, 2018; Ronzon & Sanjuan, 2019; Pham-Truffert et al., 2020; Requejo-Castro et al., 2020). Eine Studie zu SDG-Interaktionen mit Fokus auf Wasser stellte fest, dass Länder ihre Wasserressourcen weniger überlasten, wenn der Anteil von Wind- und Solarenergie im Vergleich zu fossilen Brennstoffen steigt (Requejo-Castro et al., 2020), was auf eine Synergie zwischen SDG 7 „Saubere Energie“ und SDG 6 „Sauberes Wasser“ hinweist; dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass Wind- und Solarenergie einen geringen Wasserbedarf, etwa für Kühlung, aufweisen (WWAP, 2014; Ali & Kumar, 2017). Dennoch sind auch erneuerbare Energien auf Wasser angewiesen, insbesondere für Wasserkraftanlagen oder den Anbau von Energiepflanzen (WWAP, 2014), wodurch Wasserkraft und Bioenergie neben den positiven ebenso erhebliche negative Auswirkungen auf Land- und Wasserressourcen sowie auf Ökosysteme haben können (Lyytimäki et al., 2020). Die Landwirtschaft gilt als der Sektor mit dem größten Wasserverbrauch auf globaler Ebene. Hinsichtlich der Wasserqualität wirkt sich in Österreich etwa die Abwasserbehandlung durch sekundäre Kläranlagen (betrifft SDG 11 „Nachhaltige Städte und Gemeinden“) positiv auf den biochemischen Sauerstoffbedarf in Flüssen, die Nitratkonzentration im Grundwasser und die Wasserqualität inländischer Binnengewässer aus (Urban & Hametner, 2022).

In Bezug auf Landnutzungskonflikte um kultivierbare Landflächen (z. B. zwischen der Lebensmittel- und Biokraftstoffproduktion) und durch nicht nachhaltige Landnutzung verursachte Landdegradierung und Verschmutzung von Ökosystemen können potenzielle Synergien zwischen nachhaltigem „Kein Hunger“ (SDG 2) und Ökosystemleistungen (SDG 15) genutzt werden (Pham-Truffert et al., 2020). In Österreich besteht z. B. eine synergistische Interaktion von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft und dem Index weit verbreiteter Feldvögel, indem bei geringen Ammoniakemissionen die Populationen der Feldvögel günstigere Erhaltungszustände aufweisen (Urban & Hametner, 2022). Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die verschiedenen SDGs und deren Zielvorgaben positiv miteinander interagieren können (Dawes, 2020), da Ökosystemleistungen Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen fördern, welche sich positiv auf nachhaltige landwirtschaftliche Produktion auswirken (Pham-Truffert et al., 2020).

---

### 8.3 Landnutzung und Klimawandel und die Umsetzung der SDGs in Österreich

In Österreich ist die Umsetzung der Agenda 2030 seit dem Regierungsprogramm 2020–2024 (BMK, 2020a) stärker verankert. Die Umsetzung der Nachhaltigkeitsziele ist den einzelnen Bundesministerien in ihren jeweiligen Kompetenzbereichen zugeordnet. Sowohl das Monitoring als auch das Berichtswesen wurden in Hinblick auf den Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele „Österreich und die Agenda 2030“ (BMK, 2020a) an das High Level Political Forum der UN im Juli 2020 vorangetrieben. Um die konkrete Umsetzung im Bereich Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel einordnen zu können, ist es hilfreich, die politischen Rahmenbedingungen des gesamten Umsetzungsprozesses der Agenda 2030 sowie die Herangehensweise an die Messung der Fortschritte bei den Zielen zu skizzieren.

Die österreichische Bundesregierung hat im Jahr 2015 auf Ebene der Bundesministerien mit einer internen Bestandserhebung begonnen, um sowohl die Kompetenz der Bundesministerien für die 17 Ziele als auch bereits vorhandene Maßnahmen, Strategien oder Programme zu erfassen, die den SDGs zugeordnet werden können (BKA, 2017). In einem Ministerratsvortrag vom 12. Jänner 2016 wurden alle Bundesministerien beauftragt, eine kohärente Umsetzung der Zielvorgaben der Agenda 2030 vorzunehmen (BKA & BMEIA, 2015). Dieser von der Bundesregierung als Mainstreaming-Ansatz bezeichnete Auftrag sieht vor, dass die Bundesministerien in ihrem jeweiligen Zuständigkeitsbereich „die Globalen Nachhaltigkeitsziele in die relevanten Strategien und Programme zu integrieren, gegebenenfalls entsprechende Aktionspläne und Maßnahmen auszuarbeiten

und dabei andere relevante staatliche Organe und Kooperationspartner auf Bundes-, Landes-, Städte- und Gemeindeebene sowie Sozialpartner, Zivilgesellschaft und Wissenschaft einzubeziehen“ haben (BKA & BMEIA, 2015).

### 8.3.1 Datenlage und -lücken

Eine „Gap Analyse“ (Lückenanalyse) zur Identifizierung strategischer und operativer Lücken, um die Nachhaltigkeitsziele erreichen zu können, wurde von der Bundesregierung nicht durchgeführt. Solche Analysen sind ein wichtiger Ansatz (Heinen, 2010) um zu untersuchen, wie effektiv Regierungen auf neue Herausforderungen reagieren, indem das aktuelle politische System analysiert und potenzielle Lücken und Möglichkeiten ermittelt werden (Hoberg et al., 2016). Für die SDGs wurde in der EU eine solche Analyse in einigen Ländern von oder mit unabhängigen Experten durchgeführt (Finnland, Polen, Italien) (Niestroy et al., 2020). In einer Beantwortung einer parlamentarischen Anfrage wird angeführt, dass eine „allgemeine Lückenanalyse zur Agenda-2030-Umsetzung in Österreich“ seit Mai 2019 mit der „Measuring Distance“-Publikation der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) vorliege (BKA, 2019). Die OECD stellt bei den Länderbewertungen fest (OECD, 2019), dass die Studie nicht zuletzt auch aufgrund der internationalen Vergleichbarkeit auf UN-SDG-Datenbanken sowie auf OECD-Daten basiert und daher nicht die aktuellen nationalen Gegebenheiten berücksichtigt. Aus diesem Grund wird auf den Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele verwiesen (BMK, 2020a).

Eine beachtenswerte Diskrepanz ergibt sich dennoch bei der Bewertung des SDG-Fortschrittes in Österreich durch die OECD und durch Eurostat sowie durch eine neue Studie über den Fortschritt der EU-Staaten in sozioökonomischen und Umweltdomänen (Hametner, 2022). Während bei der OECD-Studie Österreichs Umsetzungsstand und -trend als relativ gut bewertet werden, zeigt Eurostat (Monitoring-Be-

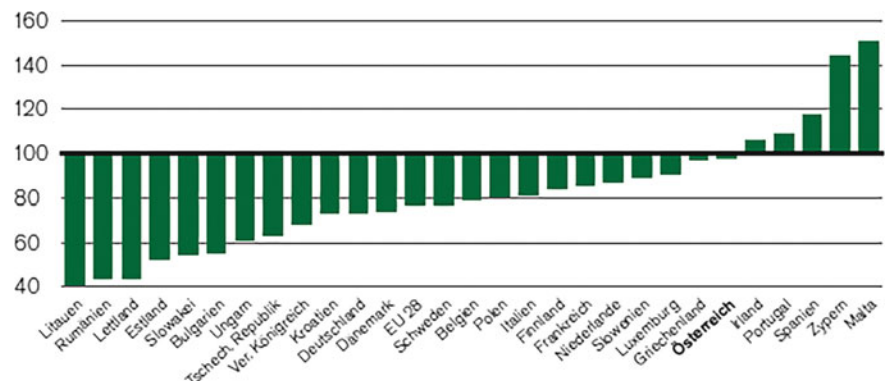
richt zur Umsetzung der Agenda 2030 in der EU, basierend auf dem EU-SDG-Indikatorset; Eurostat, 2021) nur unterdurchschnittliche Fortschritte. In der Studie von Hametner (2022) rangiert Österreich an drittletzter Stelle der EU-Staaten.

Die OECD (2019) stellt fest, dass Österreich bereits 17 Unterziele erreicht hat, und nur bei rund 2% der Ziele, etwa Tabakkonsum und rechtliche Rahmenbedingungen für Geschlechtergleichheit, befindet sich der Abstand zur Zielerreichung noch im größtmöglich messbaren Bereich. Für SDG 15 (Leben an Land), SDG 6 (Wasser), SDG 12 (Konsum und Produktion) und SDG 13 (Klima) gibt der Bericht Österreich eine hervorragende Bewertung (OECD, 2019). Dies steht teilweise im Widerspruch zu den Analysen von Eurostat (siehe weiter unten), bei denen Österreich beispielsweise für SDG 12 nur im Mittelfeld aller EU-Staaten zu finden ist (Eurostat, 2020b).

Als Vorarbeit für die Berichterstattung beim Hochrangigen Politischen Forum der Vereinten Nationen hat das Bundeskanzleramt und das Bundesministerium für Europa, Integration, Äußeres im Jahr 2017 eine Publikation herausgegeben, in der „Beiträge der Bundesministerien zur Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung durch Österreich“ zu den 17 Zielen vorgestellt werden (BKA, 2017).

Bei SDG 13 wird hier auf die globale Dimension zur Bekämpfung des Klimawandels verwiesen. Die Berücksichtigung von Klimaschutzmaßnahmen in nationalen Politiken, Strategien und Planungen (SDG 13.2) wird in diesem Bericht mit einer Tabelle mit Verweisen auf das Klimaschutzgesetz, die Österreichische Klimawandel-Anpassungsstrategie, die Integrierte Energie- und Klimastrategie, die Klimafinanzierungsstrategie, das Dreijahresprogramm der österreichischen Entwicklungspolitik und den strategischen Leitfaden des BMF für die internationalen Finanzinstitutionen abgedeckt. Österreichs Position bei der Emission von Treibhausgasen wird im europäischen Ländervergleich sowohl mit Blick auf die Datenquelle (EUROSTAT) als auch grafisch selbstkritisch dargestellt (Abb. 8.4). In der darunter stehenden

**Abb. 8.4** Emission von Treibhausgasen. (2014; Index mit Basisjahr 2014). (BKA, 2017)





Box im selben Dokument wird die Klimaschutzinitiative „klimaaktiv“ beschrieben. Zwar wird einerseits diese preisgekrönte Initiative als ein Governance-Ansatz vorgestellt und sehr generelle Maßnahmen wie Mobilitätsmanagement, Sanierungsmaßnahmen und Vernetzung von Akteur\_innen genannt. Aber was unerwähnt bleibt, sind andererseits konkretere Maßnahmen zur Eindämmung des Temperaturanstiegs (BKA, 2017).

Bei **SDG 15** werden die Nationalparks, die Naturschutzgebiete sowie Landschaftsschutzgebiete als Beleg für den Schutz der Landökosysteme angegeben. Die nachhaltige Bewirtschaftung aller Waldarten sowie die Erhaltung der biologischen Vielfalt werden mit dem Verweis auf die Waldstrategie 2020+ und die Biodiversitätsstrategie 2020+ und mit der Darstellung von Maßnahmen und Aktivitäten des BMLFUW untermauert. Ein Hinweis auf Maßnahmen des nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes und auf den Hochwasserisikomanagementplan soll belegen, dass die Unterziele des SDGs 15 in den Strategien und Programmen des BMLFUW berücksichtigt werden. Bei den Unterzielen Verhinderung von Wilderei und Handel mit geschützten Arten sowie bei der Reduktion und Kontrolle gebietsfremder invasiver Arten muss die Versicherung ausreichen, dass „das BMLFUW seit langer Zeit mit einem vielfältigen Portfolio an Maßnahmen aktiv“ ist. Allerdings werden Ziele und Indikatoren, bei denen Österreich sich weit von der Zielerreichung befindet und die eine wesentliche Herausforderung in der Überwindung der Biodiversitätskrise darstellen (z. B. Unterziele 15.5. Artenverlust bis 2020 stoppen, 15.3. Geschädigte Flächen und Böden sanieren), nicht dargestellt (siehe Abschn. 8.4.6).

Ein Prüfbericht des Rechnungshofes über die Umsetzung der Agenda 2030 in Österreich hat Empfehlungen formuliert, die politische und verwaltungstechnische Defizite und Hindernisse bei der Umsetzung der SDGs sichtbar machen (Rechnungshof, 2018). Die zentralen Kritikpunkte lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Es gibt keine Organisationseinheit bzw. Institution, die mit der Koordinierung der Umsetzung der Agenda 2030 befasst ist.
- Mit dem „Mainstreaming-Ansatz“ wird den einzelnen BM nicht nur die Verantwortung der Umsetzung der Agenda 2030 übertragen, sondern auch die Interpretation der Ziele.
- Der „Mainstreaming-Ansatz“ führt zu einer Fragmentierung des Umsetzungsprozesses, da eine klare politische Prioritätensetzung und eine zentrale kohärente Steuerung fehlen.
- Eine gesamtstaatliche Strategie für die Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele fehlt.
- Eine systematische Lückenanalyse, die bei allen Strategien, Programmen und Maßnahmen die Sollvorgaben mit den Ist-Zuständen vergleicht, fehlt.

- Bestandsaufnahmen der Ist-Zustände (ohne Lückenanalysen) wurden für Umsetzungspläne – sofern diese vorhanden sind – herangezogen.

Das Regierungsprogramm 2020–2024 berücksichtigt vor allem im Bereich Klimaschutz, Infrastruktur, Umwelt und Landwirtschaft die SDGs (BMK, 2020a). Obwohl das Regierungsprogramm durchaus als Nachhaltigkeits-Commitment der Bundesregierung kommuniziert wird, werden die beschriebenen Kritikpunkte des Rechnungshofberichtes nicht berücksichtigt.

Um die Wirksamkeit der Maßnahmen und somit die Fortschritte bei der Umsetzung der Agenda 2030 messen zu können, wurden sowohl auf UN- als auch auf EU- und Länderebene angepasste Indikatoren entwickelt. In Österreich wurde die Statistik Austria beauftragt, ein nationales Indikatorenset zu entwerfen, das sowohl eine Fortschrittsbewertung der Maßnahmen als auch Aussagen über Trends zulässt (Statistik Austria, 2017). 2017 wurden den einzelnen Zielen aus vorhandenen Datenquellen „Schlüsselindikatoren“ zugeordnet, die verschiedene Dimensionen von Wohlstand und Fortschritt in Österreich abbilden (Statistik Austria, 2017). Damit wurde ein Überblick über verfügbare und im SDG-Kontext relevante Datengrundlagen gelegt. Bei SDG 13 lassen sich die Schlüsselindikatoren zu den Treibhausgasemissionen sowie die Todesfälle durch klimabedingte Gefahren und Naturkatastrophen per 100.000 Einwohner als nationale SDG-Indikatoren verwenden. Den SDGs 6, 14, 15 und 17 wurden keine Schlüsselindikatoren zugeordnet (Statistik Austria, 2017).

Der Indikatorenbericht der Statistik Austria (2020a), veröffentlicht als statistische Grundlage für den Freiwilligen Nationalen Bericht (FNB) an die Vereinten Nationen, zeigt, dass in Österreich von 244 Indikatorenvorschlägen für die Hälfte entsprechende Daten verfügbar sind, während für 41 *keine* Daten vorhanden sind – was 18 % der Indikatorenvorschläge entspricht (Statistik Austria 2020a: 26). Somit bestehen große Datenlücken. Diese Datenlücken beziehen sich beispielsweise auf SDG 14 (Leben unter Wasser), SDG 15 (Landökosystem), SDG 16 (Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen) (Statistik Austria, 2020a: 97). Bei **SDG 13** konzentrieren sich die Aussagen auf die „Hitze-assoziierte Übersterblichkeit“ im Jahr 2018 und auf die Darstellung von Treibhausgasemissionen. Bei den Treibhausgasemissionen des Nicht-Emissionshandels, für den nach dem Klimaschutzgesetz ein nationaler Zielwert festgelegt wurde, wird ein negativer Trend angegeben. Der Bericht stellt fest, dass in Österreich keine eigenen quantitativen Unterziele für die Agenda 2030 definiert wurden, sodass letzten Endes eine Bewertung der Trends nur in wenigen Fällen möglich ist (Statistik Austria, 2020a). Bei einer Aktualisierung des SDG-Indikatorenberichts im November 2020 (Statistik Austria, 2020a) wurden auch Zielwerte und Bewertungen von Eurostat herangezogen und als Basis der Trendbewertung

die Daten von 2010 bis 2019 verwendet. Die Berücksichtigung von weiteren Unterzielen ermöglicht eine bessere Einschätzung der SDG-Umsetzung. Bei **SDG 13** wurde das Unterziel 13.3 (Aufklärung sowie personelle Kapazitäten betr. Klimawandel verbessern) ergänzt, wobei hier keine Daten zur Messung des Ziels vorhanden sind. Bei **SDG 15** wurden die Datenlücken bei den Indikatoren sichtbar gemacht. Damit werden auch die Hauptaussagen und die damit verbundene Trenderückschätzung bei SDG 15 des ersten Indikatorenberichts, die sich nur auf quantitative Daten des Ökosystems Wald stützten, relativiert. Die Analysen von Eurostat basieren für SDG 15 auf einer breiteren Datenbasis (siehe Box 8.1) und zeigen, dass sich Österreich im Mittelfeld aller EU-Staaten befindet, mit zudem nur geringem Fortschritt hin zur Zielerreichung über die letzten fünf Jahre (Eurostat, 2021).

Der FNB zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele „Österreich und die Agenda 2030“ an das High Level Political Forum der UN wurde im Juli 2020 präsentiert. Der Bericht basiert auf dem Indikatorenbericht der Statistik Austria und wird mit „Best-practice“-Beispielen ergänzt. Die Schwerpunktsetzung des Berichts auf Digitalisierung, Frauen, Jugend und „Leaving no one behind“ sowie auf Klimaschutz und Klimawandelanpassung sollen die Schwerpunktthemen Österreichs bei der SDG-Umsetzung widerspiegeln. Vor dem Hintergrund der Unterziele der SDGs und der gesamten Indikatorenliste zeigt sich, dass der Bericht aufgrund der Auswahl der Unterziele und der Erfolgsgeschichten und Flagship-Initiativen keine systematische Analyse der Umsetzung der SDGs in Österreich darstellt.

### 8.3.2 Beteiligung diverser Akteur\_innen an der Umsetzung der Agenda 2030

Da die Umsetzung der Agenda 2030 umso effektiver ist, wenn sich möglichst viele staatliche und nichtstaatliche Akteur\_innen („Whole of Society Approach“) beim Umsetzungsprozess engagieren, wird hier noch auf die nichtstaatliche Initiative „SDG Watch Austria“ verwiesen, die sich als Plattform von mehr als 200 zivilgesellschaftlichen und gemeinnützigen Organisationen für die Umsetzung der Agenda 2030 einsetzt und mit Hilfe gemeinsamer Informations-, Anwaltschafts-, Öffentlichkeits- und Vernetzungsarbeit die 17 Nachhaltigkeitsziele thematisiert und deren Umsetzung einfordert (SDGWATCH.at, 2022).

An den österreichischen Hochschulen und Universitäten wurde das Projekt UniNEtZ gegründet, bei dem die Universitäten als Zentren für Innovation und als Bildungsstätten Verantwortung für eine nachhaltige Zukunft übernehmen. Neben der Integration der SDGs in Forschung, Lehre und Weiterbildung ist auch die Erstellung eines Optionenberichts, wie

Österreich die SDGs umsetzen kann, ein wichtiges Ziel des UniNEtZ, wie im Memorandum of Understanding mit dem BMBWF definiert (Uninetz, 2022).

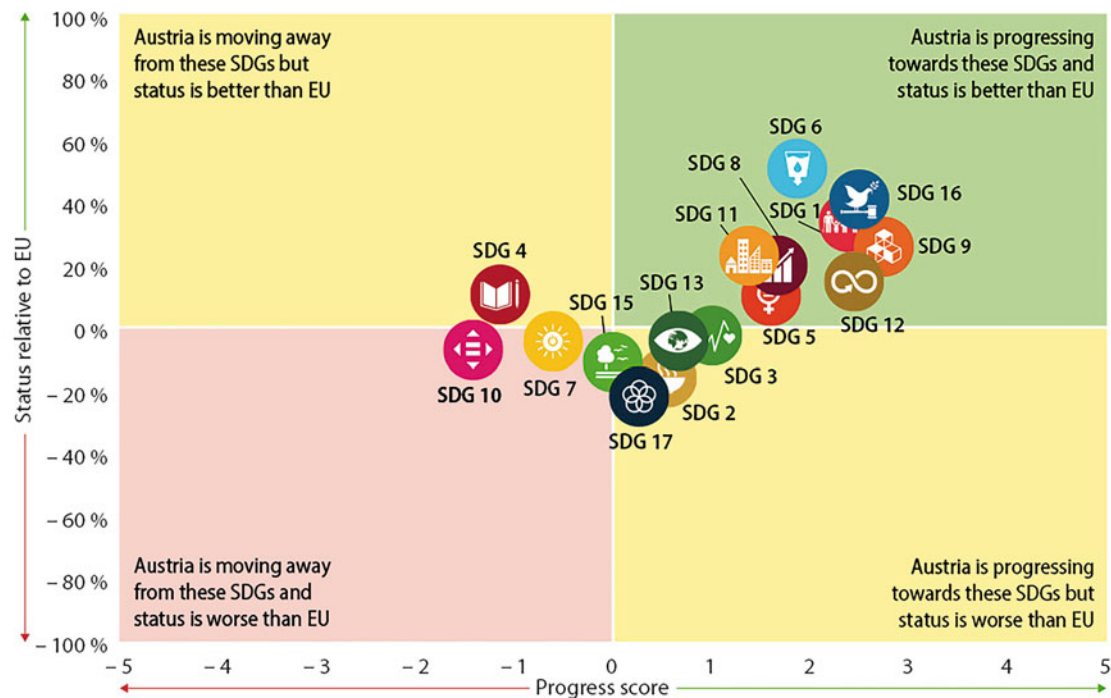
Im Bereich Wirtschaft und Industrie gibt es verschiedene Initiativen (z. B. respect; <https://www.respect.at/>), die die Nachhaltigkeitsziele aus einer Unternehmenssicht im Bereich der Corporate Social Responsibility verorten. Der Beitrag der Wirtschaft und Industrie zur Umsetzung der SDGs wird aber vorrangig von betriebswirtschaftlichen Zielsetzungen determiniert.

Beim Thema Umsetzung der Agenda 2030 in Österreich kann man davon ausgehen, dass „der Begriff der *Nachhaltigkeit* voll im Mainstream angekommen ist“, die moderne Gesellschaft aber ihren Wohlstand und Lebensstil entschiedener denn je verteidigt (Blühdorn, 2020). Die positiven Darstellungen Österreichs bei der Umsetzung der Agenda 2030 in nationalen (BMK, 2020a; Statistik Austria, 2020a) wie auch internationalen Publikationen und „country rankings“ (Sachs et al., 2020) resultieren vorwiegend aus einer sozio-ökonomisch zentrierten Perspektive der Bewertung, die bei den ökologischen Indikatoren Defizite aufweist (Wackernagel et al., 2017; Bissio, 2019). Der Sustainable Development Report 2020 (Sachs et al., 2020) diagnostiziert – trotz Rang 7 Österreichs im internationalen Vergleich – in Einklang mit den Analysen von Eurostat (Eurostat, 2020b) bei **SDG 13** „major challenges“ und bei **SDG 15** „significant challenges“ für Österreich.

#### Box 8.1 Österreichs Fortschritte zur Agenda 2030: Analyse ausgewählter SDGs

Dieser Abschnitt geht detaillierter auf die Entwicklungen ein, die den ausgewählten SDGs zugrunde liegen. Der Fokus liegt dabei auf den Themenfeldern Landwirtschaft, Energie und Klima sowie Wasser und Umwelt. Die hierfür herangezogenen Daten stammen großteils von Eurostat (2021) mit Ergänzungen aus dem Freiwilligen Nationalen Bericht (FNB) zur Umsetzung der SDGs in Österreich. Die Zahlen beider Berichte weichen in einigen Bereichen geringfügig voneinander ab, doch es gibt keine Fälle mit signifikanter Diskrepanz.

Die Auswertungen von Eurostat zeigen, dass Österreich in den letzten fünf Jahren (Betrachtungszeitraum 2014–2019 bzw. 2015–2020) im großen Teil der SDGs Fortschritte erreicht hat. Abb. 8.5 stellt einerseits Österreichs Entwicklung hinsichtlich der jeweiligen Ziele im genannten Zeitraum dar und bildet andererseits den relativen Status der SDGs im Vergleich zu den anderen EU-Mitgliedstaaten ab. Ein vergleichsweise hoher Status trifft daher keine Aussage darüber, wie nahe



**Abb. 8.5** Status und Fortschritt Österreichs in Bezug auf die SDGs. Der Status bezieht sich auf die aktuellsten verfügbaren Daten (2019 bzw. 2020), der Fortschritt auf den Betrachtungszeitraum 2014–2019 bzw. 2015–2020. (Quelle: Eurostat, 2021)

Österreich tatsächlich an der Zielerreichung ist, da auch die besten EU-Länder weit von einer solchen entfernt sind. Zudem zeigt sich, dass sich Österreich selbst bei jenen SDGs mit relativ hohem Status bestenfalls im oberen Mittelfeld der EU-Staaten befindet. Im Kontext von Landnutzung und Klimawandel sind vor allem **SDG 2** „Kein Hunger“, **SDG 6** „Sauberes Wasser“, **SDG 7** „Saubere Energie“, **SDG 11** „Nachhaltige Städte und Gemeinden“, **SDG 12** „Nachhaltiger Konsum und Produktion“, **SDG 13** „Klimaschutz“, **SDG 14** „Leben unter Wasser“ und **SDG 15** „Leben an Land“ unmittelbar relevant. Abb. 8.5 zeigt, dass sich Österreich bei den meisten dieser Ziele knapp über oder unter dem EU-Durchschnitt befindet. Den höchsten Status erreicht Österreich bei **SDG 6**, mit moderaten Fortschritten in den letzten Jahren. Der relative Status von Österreich bezüglich **SDGs 11** und **12** befindet sich etwas über dem EU-Durchschnitt, mit mäßig positiven Trends. Die **SDGs 2, 7, 13** und **15** haben in Österreich einen niedrigeren Status als der EU-Durchschnitt. Bei diesen Zielen gab es zudem kaum oder nur geringe Fortschritte, während Österreich bei **SDG 7** sogar Rückschritte gemacht hat.

Im Folgenden werden die Fortschritte bei diesen ausgewählten SDGs genauer in den Blick genommen.

**SDG 2 „Den Hunger beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft fördern“** Abb. 8.5 zeigt, dass SDG 2 sowohl hinsichtlich des Fortschritts in Richtung des Ziels als auch in Bezug auf Österreichs Performance im Vergleich zu den anderen EU-Ländern eine niedrige Wertung erzielt. Diese Situation ergibt sich aus den nachfolgend beschriebenen Aspekten.

**Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktion** Die österreichische Regierung investiert vergleichsweise wenig in landwirtschaftliche Forschung und Entwicklung (F&E) zur Innovation umweltfreundlicherer Produktionsmethoden. Diese Situation hat sich zwischen 2015 und 2020 kaum verbessert, von 4 Euro auf 4,1 Euro pro Einwohner\_in. In Bezug auf die Produktivität des landwirtschaftlichen Sektors, gemessen durch das landwirtschaftliche Faktoreinkommen in Jahresarbeitseinheiten (JAE; Eurostat, 2019), ist Österreichs Rang im EU-Vergleich etwas höher und liegt über

dem EU-Durchschnitt. Zwischen 2013 und 2018 war ein moderater Anstieg des landwirtschaftlichen Faktoreinkommens von 18.660 Euro pro JAE auf 20.029 Euro pro JAE zu beobachten. Der harmonisierte Risikoindikator für Pestizide, der die Risiken eines nicht nachhaltigen Einsatzes von Pestiziden für die menschliche Gesundheit und die Umwelt abschätzt (Eurostat, 2021), ist in Österreich vergleichsweise hoch – 2018 war Österreich hier unter den fünf schlechtesten EU-Ländern, mit deutlich negativem Trend. Im Gegensatz zu diesen drei Indikatoren befindet sich Österreich beim biologischen Landbau an der EU-Spitze, mit einem zudem äußerst positiven Trend. Der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche, die unter ökologischem Landbau bewirtschaftet wird, ist zwischen 2014 und 2019 von 19,4 auf 25,3 % angestiegen.

**Umweltbelastungen durch landwirtschaftliche Produktion** Österreichs Landwirtschaft produziert im Vergleich zu jener anderer EU-Mitgliedstaaten überdurchschnittlich hohe Ammoniakemissionen durch mineralische Dünger und tierische Abfälle, und dieser Trend hat sich in den letzten Jahren zudem noch verstärkt. Zwischen 2013 und 2018 sind Ammoniakemissionen von 19,9 kg/ha auf 22,3 kg/ha angestiegen. Die Nitratkonzentration im österreichischen Grundwasser lag 2018 aufgrund eines leicht positiven Trends mit 21,9 mg/L knapp unterhalb des EU-Durchschnitts. Bei Bodenerosion durch Wasser befindet sich Österreich im EU-Vergleich auf den hinteren Rängen, außerdem hat der Fortschritt zu diesem Indikator in den letzten Jahren stagniert. 2016 waren in Österreich 15,5 % der gesamten nicht künstlichen erosiven Landesfläche<sup>1</sup> von gravierender Bodenerosion (Verlust von jährlich mehr als zehn Tonnen Erdreich pro Hektar) bedroht. Seit 2010 hat diese Zahl nur geringfügig abgenommen: damals waren 15,6 % natürliche Bodenfläche von gravierendem Bodenverlustrisiko betroffen.

**Fehlernährung** Fehlernährung ist ein Indikator zu SDG 2, der unter anderem mittels Body Mass Index (BMI) bemessen wird. Österreich hat im Vergleich zu anderen Mitgliedstaaten eine durchschnittliche Fettleibigkeitsrate, jedoch lässt sich hier in den letzten Jahren ein Stillstand bzw. eine leichte Entfernung von der Zielvorgabe beobachten. Von 2014 bis 2017 ist der Anteil von erwachsenen Österreicher\_innen, die mit einem BMI von über 30 als fettleibig gelten, von 14,7 auf 15,0 % angestiegen.

**Energie und Klima (SDGs 7 und 13)** Wie sich Abb. 8.3 entnehmen lässt, befindet sich Österreich hinsichtlich **SDG 7** unterhalb des EU-Durchschnitts und hat zudem in den letzten Jahren eine negative Entwicklung zu verzeichnen. Der Fortschritt zu **SDG 13** war zwar moderat positiv, jedoch liegt die österreichische Performance auch hier unterhalb des EU-Durchschnitts. Auf Bezüge zu Landnutzung wird in Abschn. 8.4.4 genauer eingegangen.

**Zugang zu leistbarer Energie** Der Indikator zu Energiearmut ist der einzige im Bereich Energie und Klima, bei dem Österreich im EU-Vergleich tatsächlich im Spitzenfeld zu finden ist. 2019 waren 1,8 % der Bevölkerung nicht im Stande, ihre Wohnungen adäquat zu wärmen, womit Österreich hier EU-weit das beste Ergebnis erzielt. Der Trend zeigt zudem eine positive Entwicklung hin zur Erreichung des Ziels, denn 2014 lag dieser Anteil noch bei 3,2 % der Bevölkerung.

**Energieverbrauch** Der Primärenergieverbrauch misst den gesamten Energiebedarf eines Landes, d. h. den Energiekonsum von Endverbrauchern wie Industrie, Haushalte, Transport, Services oder Landwirtschaft sowie den Konsum des Energiesektors selbst für die Produktion und Transformation von Energie inklusive Energieverluste (Eurostat, 2021). Mit einem Primärenergiekonsum in 2019 von 32,2 Mio. Tonnen in Öläquivalenten (Mtoe/Jahr) befindet sich Österreich oberhalb des EU-Durchschnitts. Innerhalb der letzten Jahre hat hier eine leichte Distanzierung zur Zielerreichung stattgefunden; 2014 lag der Primärenergieverbrauch bei 30,8 Mtoe/Jahr. Selbiges gilt für den Energieendverbrauch, der den Verbrauch aller Endbenutzer wie Haushalte, Industrie, Landwirtschaft und Transport misst, nicht aber jenen des Energiesektors selbst. Österreich findet sich im EU-Vergleich auch hier auf den hintersten Rängen, mit moderat negativem Trend. Zwischen 2014 und 2019 ist der energetische Endverbrauch von 26,8 auf 28,3 Mtoe/Jahr gestiegen. Damit wird Österreich das Ziel verfehlen, den Energieendverbrauch bis 2020 auf 1050 Petajoule (PJ) zu reduzieren, was einer Reduktion auf ca. 25 Mtoe/Jahr entspräche (Statistik Austria, 2020a). Etwa ein Viertel des Energieendverbrauchs wird von Haushalten

<sup>1</sup> Dies bezieht sich auf die gesamte nicht künstliche erosive Landesfläche, siehe [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/sdg\\_15\\_50/default/table](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/sdg_15_50/default/table) (EC, 2021).

konsumiert (Eurostat, 2021). Österreichs Pro-Kopf-Energiekonsum von Haushalten betrug im Jahr 2019 754 kg Öläquivalente pro Kopf und Jahr, während er im Jahr 2014 noch 730 Öläquivalente ausmachte. Damit findet sich Österreich im EU-Vergleich auch hier auf den hinteren Rängen wieder. Die Energieproduktivität, die den ökonomischen Output pro Einheit von brutto verfügbarer Energie misst, ist in Österreich dagegen vergleichsweise hoch, mit steigendem Trend (9,76 Euro pro kg Rohöleinheit im Jahr 2019). Der Anstieg der Energieproduktivität ist hauptsächlich dem steigenden Wirtschaftswachstum zuzurechnen, da der Brutto-Inlandsverbrauch an Energie in den letzten Jahren tendenziell gestiegen ist – dies zeigt einen Effizienzgewinn der Wirtschaftsproduktion, aber keine Reduktion der Umweltbelastung. Die Intensität der Treibhausgasemissionen durch Energieverbrauch misst das Verhältnis zwischen energiebedingten Emissionen und Brutto-Inlandsverbrauch von Energie und zeigt, wie viele Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalent (CO<sub>2</sub>-e) pro Einheit konsumierter Energie ausgestoßen werden (Eurostat, 2021). Mit 1,6t CO<sub>2</sub>e pro Einheit konsumierter Energie im Jahr 2019 ist Österreich EU-weit diesbezüglich im unteren Mittelfeld, wobei der Trend in den letzten Jahren stagnierte.

**Energieversorgungsportfolio** Da der österreichische Energieverbrauch in den letzten Jahren gestiegen ist, spielt vor allem die Zusammensetzung der Energieversorgung eine große Rolle für die ökologische Nachhaltigkeit des Energiesektors. Bezüglich des Anteils erneuerbarer Energie am energetischen Brutto-Endverbrauch befindet sich Österreich im EU-Vergleich auf den vorderen Plätzen. Gleichzeitig gab es in den letzten Jahren allerdings keine Fortschritte auf diesem Gebiet: 2014 wie 2019 lag der Anteil erneuerbarer Energien in Österreich bei 33,6%. Damit liegt Österreich nur knapp unter dem nationalen Europa-2020-Zielwert von 34% (Statistik Austria, 2020a). Zudem ist auch die Abhängigkeit von Energieimporten in Österreich vergleichsweise hoch, mit negativen Entwicklungen in den vergangenen Jahren. Brennstoffimporte von außerhalb der EU machten 2019 71,7% des gesamten Energieverbrauchs aus, während es 2014 noch 65,6% waren. Damit liegt Österreich deutlich über dem EU-Durchschnitt von 60,7% in 2019.

**Bekämpfung des Klimawandels** Österreichs Treibhausgasemissionen sind zwischen 2013 und 2018 von

9,7t CO<sub>2</sub>-e pro Kopf auf 9,2t gesunken. Damit liegt Österreich über dem EU-Durchschnitt von 8,7t CO<sub>2</sub>-e pro Kopf im Jahr 2018 und befindet sich im EU-Ranking nur im unteren Mittelfeld. Laut dem österreichischen Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der SDGs ist die Reduktion der letzten Jahre nicht ausreichend, um das Ziel, Österreichs Emissionen aus den Nicht-Emissionshandelssektoren<sup>2</sup> gegenüber 2005 um 16% zu verringern, zu erreichen (BMK, 2020a). Außerdem berücksichtigen diese Zahlen nicht jene CO<sub>2</sub>-Emissionen, die in Importe eingebettet sind. 3,6t CO<sub>2</sub> pro Kopf waren im Jahr 2015 Teil der österreichischen Importe (Sachs et al., 2020). Verkehrsemissionen kommt in Österreich eine besondere Bedeutung zu. Die durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen neuer PKWs sind in Österreich mit einem Wert von 125,5g CO<sub>2</sub> pro km im Jahr 2019 vergleichsweise hoch, doch die Trendentwicklung der letzten Jahre zeigt eine Reduktion der Flottenemissionen von 128,5g CO<sub>2</sub> pro km im Jahr 2014.

**Unterstützung von Klimaschutzmaßnahmen** Der Konvent der Bürgermeister\_innen für Klima und Energie ist eine Klimainitiative, die 2008 von der Europäischen Kommission ins Leben gerufen wurde, um lokale Regierungen beim Erreichen der Klima- und Energieziele der EU zu unterstützen. Beteiligte Städte verpflichten sich dabei freiwillig zu Klimaschutzmaßnahmen wie der Reduktion von Treibhausgasemissionen (EC, 2015). 2020 lebten 24% der österreichischen Bevölkerung in Städten, die den Bürgermeister\_innenkonvent unterzeichnet haben. Damit liegt Österreich im Ranking der EU-Länder auf einem der hinteren Plätze. Zum Vergleich: Im EU-Durchschnitt lebten 2020 42,6% der Bevölkerung in Städten, die Teil dieses Klimabündnisses waren. Zudem hat Österreich seit 2015 diesbezüglich nur eine Verbesserung um 0,7 Prozentpunkte erzielt. Der österreichische Beitrag zur internationalen Mittelbindung von 100 Mrd. USD für Klimaschutzfinanzierungen im Rahmen des UNFCCC betrug 2019 332,82 Mio. Euro, was einem Anteil von 0,083% am Brutto-National-einkommen entspricht (Umweltdachverband, 2021).

<sup>2</sup> Jene Ziele zur Treibhausgasreduktion, die nicht unter das EU-Emissionshandelssystem (EU-EHS) fallen, sind in den Rechtsvorschriften zur Lastenteilung festgelegt. Diese verbindlichen Jahresziele im Zeitraum 2021–2030 betreffen Emissionen aus Sektoren wie Verkehr, Gebäude und Landwirtschaft, die für fast 60% der gesamten EU-Emissionen verantwortlich sind. Siehe [https://ec.europa.eu/clima/policies/effort/regulation\\_de](https://ec.europa.eu/clima/policies/effort/regulation_de).

Damit befindet sich Österreich diesbezüglich im oberen Mittelfeld der EU-Länder. Klimaschutzinitiativen wie KLAR und KEM, die vom österreichischen Klimafonds betreut werden (Kap. 6), werden im Eurostat-Bericht nicht berücksichtigt.

**Wasser und Umwelt (SDG 6 und 15)** In Österreich ist der Fortschritt zu und Status von **SDG 6** vergleichsweise hoch, dies gilt für alle drei Indikatorgruppen Hygiene, Wasserqualität und Effizienz der Wassernutzung. Laut dem Sustainable Development Report 2020 (Sachs et al., 2020) wäre die Wertung für SDG 6 jedoch weniger hoch, würde man den ‚indirekten‘ Konsum knapper Wasserressourcen, die in importierten Waren enthalten sind, einbeziehen. In Österreich wurden 2013 pro Einwohner in  $46 \text{ m}^3$  knappe Wasserressourcen konsumiert; der Trend stagniert (Sachs et al., 2020). Der Status von **SDG 15** ist niedriger als der Durchschnitt der EU-Mitgliedstaaten, außerdem hat Österreichs Fortschritt diesbezüglich in den letzten Jahren stagniert. Das liegt an der hohen Abhängigkeit vom globalen Supply Chain System, v. a. bezüglich der landwirtschaftlichen Produktion, bei der Land nicht nachhaltig genutzt wird (Sachs et al., 2020).

**Wassernutzung und -qualität** Der Wassernutzungsindex (WEI +) ist ein Maß für den gesamten Süßwasserverbrauch als Prozentsatz der erneuerbaren Süßwasserressourcen (Grundwasser und Oberflächenwasser) zu einem bestimmten Zeitpunkt und an einem bestimmten Ort und zeigt damit den Druck auf erneuerbare Süßwasserressourcen durch Wasserbedarf an (Eurostat, 2021). Mit einem Wassernutzungsindex von 1,8 % der erneuerbaren Süßwasserressourcen befand sich Österreich 2017 unter den führenden EU-Staaten. Allerdings zeigt der Trend der letzten Jahre eine negative Entwicklung an; 2012 lag der Index noch bei 1,3 %.

Die schadstoffliche Belastung von Wasser durch Phosphat und Nitrat ist in Österreich geringer als im EU-Durchschnitt. 2018 betrug die Konzentration von Phosphat in österreichischen Flüssen  $0,032 \text{ mg PO}_4$  pro Liter und die von Nitrat in österreichischem Grundwasser  $21,9 \text{ mg Nitrat}$  pro Liter. Beide Indikatoren weisen positive Trends auf. Der Indikator zur Wasserqualität in österreichischen Badegewässern zeigt überdies ein äußerst positives Bild. Die Verunreinigung von Badegewässern durch Fäkalbakterien aus Abwässern und landwirtschaftlichen Nutzflächen ist in Österreich sehr gering. 98,5 % der natürlichen Badeorte hatten 2019 eine exzellente Wasserqualität,

womit sich Österreich an der EU-Spitze befindet. In den letzten Jahren zeigt sich außerdem eine sehr positive Entwicklung dieses Werts, der 2014 noch bei 88,7 % lag. Der Indikator zum biochemischen Sauerstoffbedarf in Flüssen misst die Menge an Sauerstoff, die von aeroben Mikroorganismen benötigt wird, um organische Verschmutzungen unter Normalbedingungen zu zersetzen (BMK, 2020a; Eurostat, 2021). Hohe Werte von über  $15 \text{ mg/L}$  weisen auf eine schwere organische Verschmutzung hin, niedrige Werte von unter  $1 \text{ mg/L}$  zeigen, dass das Wasser sehr sauber ist (Eurostat, 2021). Österreich befand sich 2018 mit einem Wert von  $1,68 \text{ mg/L}$  im Mittelfeld des EU-Rankings. Allerdings hat sich der Wert stark verschlechtert; 2013 waren es noch  $1,43 \text{ mg/L}$ .

**Ökosystem-Status** Biochemischer Sauerstoffbedarf und Phosphatkonzentration in Flüssen sind Mehrzweckindikatoren und werden sowohl für **SDG 6** als auch für **SDG 15** verwendet. Diese beiden Indikatoren zeigen in Bezug auf ihren Status und auf ihren Fortschritt ein gemischtes Bild für Österreichs Landökosysteme. Darüber hinaus misst auch der Indikator zum Anteil der Waldfläche den Landökosystem-Status in Österreich. 2018 waren 48 % der gesamten Landesfläche gemäß FAO-Definition bewaldet. Damit liegt der Anteil von Österreichs Waldfläche knapp über dem EU-Durchschnitt.

**Biodiversität** Der Index weit verbreiteter Feldvogelarten, der die Vielfalt und Abundanz einer Auswahl von gängigen Ackerlandarten misst (Eurostat, 2021), zeigt für Österreich einen deutlichen Rückgang seit Beginn der 2000er-Jahre, wobei seit 2015 eine leichte Erholung der Bestände sichtbar ist. Dennoch ist der langfristige Rückgang von Feldvögeln in Österreich deutlich stärker ausgeprägt als in den anderen EU-Mitgliedsstaaten, für welche Daten verfügbar sind. Ein weiterer Eurostat-Indikator zur Evaluierung von Biodiversität ist der Anteil der Landesfläche, der unter Natura 2000 ausgewiesen ist. Natura 2000 ist ein Netzwerk an Schutzgebieten in ganz Europa, das die Biodiversität von Lebensräumen sowie Tier- und Pflanzenarten dauerhaft erhalten soll (EU, 2008). 2019 standen in Österreich 15 % der Landesfläche unter dem Schutz von Natura 2000, eine relativ niedrige Zahl im Vergleich zu anderen EU-Ländern. Seit 2014 ist dieser Anteil relativ unverändert geblieben. Zudem würden Fortschritte in diesem Bereich nicht notwendigerweise eine Verbesserung beim Schutz der Biodiversität

bedeuten, die auf ein entsprechendes Management der Schutzgebiete angewiesen ist. Laut dem Sustainable Development Report 2020 hat Österreich nach wie vor große Herausforderungen in Bezug auf die in Importen verankerten Risiken für Biodiversität zu bewältigen (Sachs et al., 2020).

**Landdegradation** Modellierungen des Joint Research Centre (JRC) der EU deuten auf eine vergleichsweise problematische Situation – mit stagnierendem Trend – in Österreich bezüglich Bodenerosion durch Wasser hin (siehe Abschn. 2.6). Auch Österreichs Bemühungen, der Versiegelung von Böden entgegenzuwirken, sind in den letzten Jahren zurückgegangen. 1523 km<sup>2</sup> der österreichischen Landesfläche waren 2018 durch undurchlässige Materialien versiegelt, mit steigendem Trend. Dies zeigt sich auch im Flächenverbrauch für Siedlungszwecke, ein Indikator für **SDG 11**, der nicht in der Gesamtwertung für **SDG 15** inkludiert ist: Die Siedlungsfläche pro Kopf ist zwischen 2015 und 2018 von 703,6 auf 740,1 m<sup>2</sup> gestiegen.

## 8.4 Eingangspforten für Transformation

Im Folgenden wird der Stand des Wissens mit Relevanz für die Landnutzung in Österreich entlang von sechs „Eingangspforten für Transformation“ diskutiert (Abb. 8.1, 8.6). Diese sind keine Cluster von einzelnen SDGs, sondern ein Rahmen, der die existierenden Systeme der Verflechtungen der gegenwärtigen Welt visualisiert (UN, 2019a). Die Eingangspforten sind eng miteinander verknüpft und verschaffen somit einen systemischen Blick auf Wege zur Transformation, die nachhaltige Entwicklung ermöglichen. Diese Eingangspforten sind:

1. Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung
2. Nachhaltige und gerechte Ökonomien
3. Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung
4. Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang
5. Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume, und
6. Globale Umwelt-Commons (Abb. 8.1. schwarze Schrift, fett gedruckt; Abb. 8.6)

Maßnahmen, die zu dieser Transformation führen, werden über vier Hebel (unten dargestellt, Abb. 8.1, 8.6) dann in Abschn. 8.5. diskutiert.

### 8.4.1 Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung/Verwirklichung

#### Box 8.2 Sozio-ökologische Dimension: Mensch-Natur-Interaktion

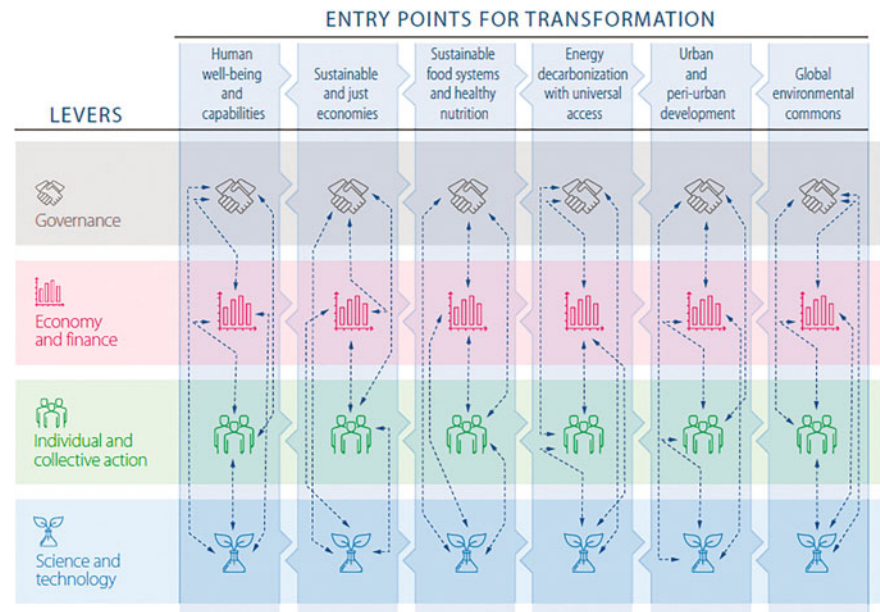
Die Eingangspforte „Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung“ bearbeitet Aspekte, die vor allem in den folgenden SDGs adressiert werden und dabei diese in Beziehung miteinander setzen: **SDG 1** „Keine Armut“, **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen“, **SDG 4** „Hochwertige Bildung“, **SDG 5** „Geschlechtergleichheit“, **SDG 8** „Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum“, **SDG 9** „Industrie, Innovation und Infrastruktur“, **SDG 10** „Weniger Ungleichheiten“, **SDG 11** „Nachhaltige Städte und Gemeinde“, **SDG 13** „Maßnahmen zum Klimaschutz“, **SDG 15** „Leben an Land“ sowie **SDG 16** „Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen“.

#### 8.4.1.1 Framing: Multidimensionale Ansätze

„Leave no one behind“ ist eines der Querschnittsprinzipien der UN-Agenda 2030. Vor allem zwei SDGs sind eng daran geknüpft: Verschiedene Formen und Dimensionen von Armut (SDG 1) und die Reduktion von Ungleichheiten (SDG 10). Alle Menschen sollen, so die Vision der Agenda 2030, unabhängig von Geschlecht, „Race“, Glauben, Staatsbürgerschaft, Alter und Herkunft ihr Potenzial in Würde und in einer gesunden und sicheren Umwelt entfalten können. Zu dieser transformativen Vision zählen sowohl menschliches Wohlergehen („Well-Being“), im materiellen wie im gesundheitlichen Sinne, als auch Zugang zu sicherer Umwelt, Bildung, politischer Stimme und Resilienz (Mohammed & Ghebreyesus 2018). Genauso zentral für die Transformation ist menschliche Befähigung. Der Ansatz der Befähigung „konzentriert sich auf das Leben, das Menschen führen können, und nicht auf ihre Ressourcen, das heißt den Besitz – oder die Nutzung – von Bedarfsgütern, über die sie verfügen.“ (Sen, 2010, S. 281). Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung sind fundamentale Voraussetzungen für ein gedeihliches gesellschaftliches Zusammenleben.

Die Ausprägungen menschlichen Wohlergehens dienen als wichtiger Gradmesser für die Beurteilung der sozialen Verfasstheit einer Gesellschaft (OECD, 2020). Hierfür spielen Kriterien eine Rolle, die auch im Zusammenhang mit Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel aus einer Armuts- und Ungleichheitsperspektive relevant sind. Unter „Sustainability of well-being over time“ in Verbindung mit menschlichem Wohlergehen sind Aspekte wie „Health Status“, „Environmental Quality“, „Personal Security“ oder „Housing“ hervorzuheben (OECD, 2020). Sie gehen auf den

**Abb. 8.6** Entwicklungspfade zur Transformation. (Visualisiert; UN, 2019a)



Note: Pathways are integrated and context specific combinations of levers to achieve transformational change towards sustainable development through the six entry points.

*mehrdimensionalen* Befähigungsansatz (Sen, 2010) zurück und stellen eine Form der Armuts- und Ungleichheitsbewertung dar, um den konventionellen engen, auf die Mikroökonomie reduzierten bzw. monetären Ressourcenansatz zu erweitern. Bei unserer Verwendung des Befähigungsansatzes geht es um ein ganzheitliches Verständnis der Lebenslage, die durch Geschlecht, Schicht, Migration, Alter und Sexualität strukturiert ist, v. a. um die Freiheit einer Person, Handlungsalternativen zu wählen.

#### Raum-undifferenzierter und eindimensionaler Armuts- und Ungleichheitsbegriff

Konventionelle Armuts- und Ungleichheitsforschung wurde für eine lange Zeit räumlich zu wenig differenziert erforscht (Hallegatte et al., 2018; Hillringhaus & Peichl, 2010; Weiss, 2005) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dominante nationale oder globale Wohlfahrtsindikatoren unterschlagen mit ihren auf aggregierten Daten basierenden Auswertungen signifikante regionale Unterschiede im persönlichen wie kollektiven Wohlergehen und damit Handlungsoptionen für resiliente Armutsbekämpfung. Gerade vulnerable Gruppen sind durch kleine, auch klimatisch bedingte Veränderungen in den Möglichkeiten der Landnutzung besonders betroffen. Naturrisiken können dazu beitragen, Armut zu verfestigen, indem in den betroffenen Gebieten weniger investiert wird. Damit sinken Quantität und Qualität wichtiger sozialer Infrastrukturen, die oftmals aber nicht zu Abwanderung der betroffenen Bevölkerung führen, sondern umgekehrt sogar Zuzug ärmerer Menschen durch deren Verdrängung aus prosperierenden Regionen nach sich ziehen. Dies verschärft die bereits angespannten Sozialbeziehungen und die Konkurrenz

um knappe Güter. Auf der Grundlage von vergleichsweise einfach zu erhebenden Wohlstandskategorien (Einkommen und verfügbare Güter) sind gerade arme Haushalte häufig dazu gezwungen, die natürlichen Ressourcen ihrer näheren Umgebung überproportional stark auszubeuten (Hallegatte et al., 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies nicht zuletzt, weil die natürliche Ausstattung dieser Gebiete von geringerer Qualität ist und gleichzeitig die Wahloptionen geringer sind (niedriger Wohnstandard, geringe ökonomische Kapitalausstattung, schlechte Infrastrukturausstattung).

Dieses Unterkapitel nimmt diese zwei konzeptionellen Ansätze als Ausgangspunkt, um ausgewählte Erkenntnisse zum Thema menschliches Wohlergehen und Befähigung im Zusammenhang von Landnutzung, Klimawandel und Armut bzw. Ungleichheit im Kontext Österreichs zusammenzufassen.

#### 8.4.1.2 Reurbanisierung, Schrumpfung und Suburbanisierung als schichtspezifische und vergeschlechtlichte Prozesse

In Österreich wurden bis 2019 7 % der Landesfläche und 18 % des Dauersiedlungsraums für Siedlungen, Verkehr und Betriebsgebiete in Anspruch genommen (ca. 7500 km<sup>2</sup>; Tab. 1.1). Der jährliche Verlust, hauptsächlich von Ackerfläche, variierte zwischen 2001 und 2019 zwischen 38 km<sup>2</sup> und 104 km<sup>2</sup>. Auch wenn seit 2009 der jährliche Zuwachs rückläufig ist, liegt der aktuelle Wert von 44 km<sup>2</sup> weit vom den laut Bundeskanzleramt angestrebten Zielwert von 9 km<sup>2</sup> (BKA, 2020) entfernt (Kap. 3, 6, 7).

Österreichische Städte wie Wien, Salzburg und Innsbruck verzeichnen steile Miet- und Eigentumspreiserhöhun-



gen (Van-Hametner et al., 2019). Dennoch entwickeln sich Städte unterschiedlich: Auch wenn die Alterung der Gesellschaft auf der nationalen Ebene zu beobachten ist, erlebt einerseits die Kernstadt Wien nach einer bis in die 1980er-Jahre andauernden Schrumpfphase wieder eine Zunahme der Bevölkerung („Reurbanisierung“; einen Zuwachs verzeichnen auch andere Nicht-Kernstädte, beispielsweise Seestadt Aspern), die auf den Zuzug von jungen Menschen zum Zweck der Ausbildung und Erwerbstätigkeit (Eder et al., 2018) sowie auf internationale Migration im Zug der EU-Osterweiterung (Giffinger & Kramar, 2012; Gruber & Franz, 2020) zurückzuführen ist. Dies entspricht dem generellen Verteilungsmuster internationaler Migrant\_innen in Österreich (Biffl, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Andererseits ging beispielsweise in den letzten zehn Jahren die Wohnbevölkerung im Salzburger Stadtzentrum um ca. 15 % zurück, obwohl die Bevölkerung der Stadt Salzburg insgesamt zugenommen hat. Die Tendenz in Salzburg ist im Wesentlichen auf zwei Faktoren zurückzuführen: Wohnimmobilien werden zunehmend entweder als Finanzanlagen gehandelt oder in der Tourismusbranche kurzzeitig lukrativ vermietet (Van-Hametner & Lang, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Fehlen einer nennenswerten Wohnpolitik in den letzten 30 Jahren hat diese Situation verschärft (Van-Hametner et al., 2019; Weichhart, 1988). Problematisch ist insbesondere – und die Stadt Salzburg ist hier lediglich ein Beispiel – das Missverhältnis zwischen Einwohner- und Wohnungsentwicklung, da relativ wesentlich mehr Wohnungen gebaut werden als Einwohner\_innen zuziehen (Stadt Salzburg, 2019). So wuchs die Zahl der Einwohner\_innen in Salzburg (Stadt) zwischen 1987 und 1997 um 5,7 %, die Zahl der Wohnungen jedoch um 11,6 % (1997–2007 war das Verhältnis +4,8 zu +8,4 %, 2007 bis 2017 +3 zu +9 %). Städtischer Boden wird somit auch durch wachsende Wohlstandsansprüche verbraucht.

Mit der Nutzung des Bodens (inklusive seiner Nicht-Nutzung) gehen vielfältige, auch widerstreitende Interessen und Machtansprüche einher. Politischer Interessens- und Machtgleich tendiert dabei nicht dazu, mit der Inanspruchnahme von Fläche sparsam umzugehen. Hohe Immobilienpreise zwingen vor allem Familien mit Kindern, kleinere Wohnung zu kaufen bzw. zu mieten (Van Hametner & Lang 2019). In Kombination mit global diskutiertem Massentourismus, hohem Verkehrsaufkommen und dem Wandel in Flächennutzung alltäglicher lokaler Infrastruktur (z. B. Einzelhandel; Freytag & Bauder, 2018; Sequera & Nofre, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] gefährdet der mangelnde Zugang zu adäquaten Wohnräumen menschliches Wohlergehen. In städtischen Räumen haben gerade Familien mit niedrigem Einkommen weniger Freiheit in Hinblick auf Wohnungsalternativen (zum Thema Luftqualität und „städtische Wärmeinsel“ siehe Abschn. 8.4.5.1). Dies kann die Realisierung menschlicher Befähigung negativ beeinflussen.

Parallel zur Reurbanisierung entstehen weiterhin neue Wohnsiedlungen im Stadtumland, was „Suburbanisierung“ genannt wird. Dabei handelt es sich um Wanderungen von primär jungen, wachsenden Familien, die auf der Suche nach einer leistbaren, größeren Wohnung aus den Städten, aber auch aus anderen Regionen im In- und Ausland, ins urbane Umland ziehen (Eder et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Suburbanisierung begünstigt eine Struktur, die mit dem Aspekt der Nachhaltigkeit in der Nutzung von Ressourcen und im gesellschaftlichen Zusammenhalt nicht zwingend vereinbar ist. Mehr als die Hälfte der aktiv Erwerbstätigen (53,3 %) arbeitet nicht in ihrer Wohngemeinde (Statistik Austria, 2020b). Während das öffentliche Verkehrsnetz *innerhalb* der Stadt Wien historisch wie in der Gegenwart im Vergleich zu anderen europäischen Metropolen gut ausgebaut war bzw. ist (Bärnthaler et al., 2023; Verwiebe et al., 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], sind die Bedürfnisse nach der Verbesserung der öffentlichen Verkehrsinfrastruktur bei den Familien, die im Eigenheim in peripheren Regionen Wiens wohnen, weiterhin sehr groß (Friesenecker et al., 2021) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Familien im südlichen Wiener Umland neigen dazu, wesentlich öfter PKWs zu nutzen als Wiener\_innen (Bärnthaler et al., 2023) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], wobei auch Pendelbewegungen zwischen Nicht-Metropolregionen verzeichnet wurden (Leber & Kunzmann, 2006). Bundesweit macht der motorisierte Individualverkehr 85 % der Pendler\_innen aus, wobei Burgenland und Oberösterreich mit 96 % Spitzenreiter\_innen sind (AK, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies trägt erstens zu Verschlechterung der Luftqualität durch erhöhte Emissionen bei, welche zu entzündlichen Veränderungen an den Atemwegen sowie oxidativem Stress und Zellschäden führen (APCC, 2018 S. 61; s. Kap. 3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zweitens weist laut dem Arbeitsklimaindex der Arbeiterkammer lange Pendelzeit auf gesellschaftliche Konsequenzen hin: Langpendler, die gerade bei männlichen gut gebildeten Führungskräften häufiger vorkommen, geben an, mit negativen Auswirkungen auf die Vereinbarkeit von Familie und Beruf konfrontiert zu sein (AK, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In diesem Zusammenhang kann durchaus argumentiert werden, dass die Suburbanisierung ein vergeschlechtlichter Gesellschaftsprozess ist, da sie die traditionelle Arbeitsverteilung zwischen Frauen und Männern (insbesondere Müttern und Vätern) strukturell verstetigt (Retraditionalisierung der Geschlechterrolle in Mittel- und Oberschichtshaushalten) (s. auch Bärnthaler et al., 2023 für das südliche Umland Wiens): Frauen bleiben länger oder überhaupt zu Hause, da neben der reinen Arbeitszeit noch (lange) Pendelzeiten eine (Teilzeit-)Beschäftigung erschweren oder gar verhindern. Dies trifft besonders für Mittel- und Oberschichtshaushalte zu. Dies hat wiederum Konsequenz

für die Befähigung von Frauen im Sinne der Selbstverwirklichung.

#### **8.4.1.3 Land- und Forstwirtschaft und Tourismus: Abwanderung, Geschlechterungleichheit und migrantische Arbeitskräfte**

Auch in ländlichen Räumen können Veränderungen von klimatischen Bedingungen menschliches Wohlergehen im Kontext der dortigen Landnutzung gefährden. Der punktuell ausbleibende lokale Niederschlag, wie in den letzten Jahren (Abschn. 1.3.1), könnte unter bestimmten Bedingungen zur Konzentration von gefährlichen Stoffen, wie beispielsweise Nitrat, führen, was wiederum die Qualität des Grundwassers langfristig beeinträchtigen wird (Rechnungshof, 2015; APCC, 2018, S. 196) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Intensiverer Einsatz von aggressiven Chemikalien in der Land- und Forstwirtschaft, um dürrebedingte Abwehrschwächen bzw. wärmebegünstigte Pflanzenschädlinge zu bekämpfen, zählt zu einem weiteren Faktor für die spezifische Gesundheitsgefährdung ländlicher Räume (Olesen & Bindi, 2002). Zudem kann davon ausgegangen werden, dass in der Landwirtschaft tätige Personen dem durch Chemikalien und Hitze verursachten Gesundheitsrisiko besonders stark ausgesetzt sind [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Hier werden Migrant\_innen überproportional betroffen, da offiziell mehr als die Hälfte (53,4 %) der Arbeitskräfte in der Land- und Forstwirtschaft nicht österreichische Staatsbürger\_innen sind und es sich dabei im Wesentlichen um mobile und ‚billige‘ Saisonarbeiter\_innen aus Osteuropa handelt (Segert et al., 2012) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gerade bei Bio-Anbau ist die Arbeitsintensität am stärksten, je nach Produkt etwa 15–35 % höher als bei konventionellem Anbau (Fess & Benedito, 2018) (für den US-amerikanischen Kontext, s. Finley et al., 2018). Ohne die Implementierung fairer Arbeitsbedingungen und sozialer Absicherung steht nachhaltige Landnutzung in der Landwirtschaft nicht unbedingt in Einklang mit dem Wohlergehen der Arbeitskräfte, vor allem dem von in Migrant\_innen, die in der Land- und Forstwirtschaft überrepräsentiert sind und strukturell nachteilige Verhandlungsposition haben; somit kann dies den transnationalen gesellschaftlichen Zusammenhalt gefährden.

Insgesamt betrachtet, verzeichnen ländliche und strukturschwächere Regionen durch Abwanderung einen Bevölkerungsrückgang, während österreichische (sub-)urbane Räume wachsen. Vor allem ist im ländlichen Raum ein Rückgang der erwerbstätigen Bevölkerung zu beobachten (Statistik Austria, 2020b). Es bestehen Tendenzen zu geschlechterspezifischen Unterschieden in Abwanderungsmustern. Bei Frauen fängt die Abwanderung in Städte im jüngeren Alter bereits zum Zweck der Ausbildung an (ab 15 Jahre), während bei Männern die Abwanderungsbewegungen erst später berufsbedingt eintreten (Alterskohorte 25–29 Jahre) (Oedl-Wieser

et al., 2018) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Einerseits sind auf der subjektiven Ebene trotz der fehlenden Infrastruktur in ländlichen Räumen keine signifikanten Unterschiede in der Lebenszufriedenheit zwischen jungen Menschen von Regionen mit und ohne Bevölkerungsrückgang feststellbar (Oedl-Wieser et al., 2018) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Andererseits stellen Alterung und Abwanderung aus dem ländlichen Raum von Menschen mit höherem Bildungsabschluss und/oder weiblichen Personen Herausforderungen dar, die den Verlust von sozialem Zusammenhalt und Anpassungsfähigkeit mit sich bringen könnten.

Die soziodemografischen Veränderungen treffen besonders ältere Menschen und Frauen, denn wenn öffentliche Infrastruktur zusammengelegt wird, fehlt es ihnen an bedarfsgerechten verlässlichen Mechanismen informeller sozialer Sicherung (Rebhandl, 2020; Riederer et al., 2019). Beispiele derartiger Vulnerabilität sind versteckte Armut durch Arbeitslosigkeit (Chassé, 2019) sowie fehlende Kinderbetreuung vor allem bei (alleinerziehenden) Müttern und Altenpflege. Das sind gerade weiblich konnotierte Tätigkeiten: 86 bzw. 80 % der befragten Bäuerinnen gaben an, für Haushalt und Altenpflege nie externe Unterstützung beansprucht zu haben. Zum Vergleich: Solche Unterstützung wird für betriebliche Angelegenheiten stärker genutzt (LFI, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Diese Tendenz stellt eine Belastung für Frauen dar. Positiv hervorzuheben ist, dass betriebliche Entscheidungen mehrheitlich gemeinsam mit den Partnern getroffen werden (Bundesdurchschnitt bei ca. 76 %). Während etwa 50 % der Höfe bundesweit als gemeinsame Eigentümerschaft registriert sind, weisen jedoch einige Bundesländer wie Tirol und Kärnten wesentlich höhere Anteile an der Eigentümerschaft von ausschließlich männlichen Bauern aus (jeweils 65 und 58 % der befragten Bäuerinnen) (LFI, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dies deutet darauf hin, dass, obwohl alltägliche Entscheidungen eher partnerschaftlich getroffen werden, die Eigentumsstruktur in bestimmten Bundesländern hingegen durch Geschlechterungleichheit gekennzeichnet ist.

Die Zunahme klimawandelbedingter Extremereignisse und der damit einhergehende Verlust in der wirtschaftlichen Landnutzung (Bischof et al., 2017) kann die oben skizzierten gegenwärtigen Entwicklungen mit Blick auf Erwerbstätigkeit und Migration/Mobilität längerfristig beeinflussen. Dies gilt vor allem auch in Bezug auf das Ausfallen bzw. die Verzögerung der Ski-Saison im Wintersporttourismus (Berghammer & Schmude, 2014). Ein Ansatz ist es, auf die Diversifizierung des schneeunabhängigen Angebots durch beispielsweise Wandersport und Wanderurlaube zu setzen (APCC, 2014). Auf der anderen Seite ist der Tourismus nicht nur vom Klimawandel betroffen (APCC, 2021), sondern trägt selbst auch zum Klimawandel bei (Eisenstein, 2016). Global macht die Tourismusindustrie zwischen 3,9 und 6,5 %

der Treibhausgasemissionen aus (IPCC, 2014 zit. in Bischof et al., 2017). Die Zerstörung von Ökosystemen durch Skistenerschließung und künstliche Beschneigung steht z. B. in Widerspruch zu Einkommenssicherung in dieser Branche und österreichischer Identitätsbildung als „Wintersportland“. Offene Fragen sind, wie in diesem Zusammenhang der sogenannten Bio-Tourismus (beispielsweise im Land Salzburg) mit Blick auf die Ökologie vermarktet wird, und wie dieser sich in Bezug auf Arbeitsbedingungen generell, und jenen von Migrant\_innen insbesondere, als Thema der gesellschaftlichen Nachhaltigkeit verhält.

## 8.4.2 Nachhaltige und gerechte Ökonomien

### Box 8.3 Wirtschaftliche Dimension der sozio-ökologischen Nachhaltigkeit

Die Förderung von Wirtschaftswachstum, produktiver Vollbeschäftigung und menschenwürdiger Arbeit (SDG 8) ist ein entscheidender Einflussfaktor auf Klimawandel (SDG 13), Meeresverschmutzung (SDG 14) und Landnutzung (SDG 15). So entsteht ein immenser Widerspruch zwischen dem Ziel 8 und dem Schutz der natürlichen Umwelt. Mit der Auflösung dieses Widerspruchs beschäftigt sich unter anderem ganz wesentlich das SDG 12 (Nachhaltiger Konsum und Produktion). Diese „Ziel-8-Treiber“ stellen auch einen Bezug zu anderen SDGs her – insbesondere SDG 7 (Energie) und SDG 9 (Industrie, Innovation und Infrastruktur), aber auch SDG 3 (Gesundheit), SDG 4 (Bildung) und SDG 16 (Institutionen). Außerdem sind in SDG 1 (Armut vermeiden), SDG 5 (Gender) und SDG 10 (Gerechte Verteilung) Verteilungsfragen zu beachten.

### 8.4.2.1 Die Förderung von Wirtschaftswachstum, Arbeit und Vollbeschäftigung beeinflussen den Klimawandel und die Landnutzung

Wirtschaftswachstum führt dann zu mehr Flächenbeanspruchung, wenn diese nicht durch technischen Fortschritt (Effizienzsteigerung), Strukturwandel, erhöhten Arbeitseinsatz oder stärkere Nutzung weniger flächenbeanspruchender Produktionsprozesse kompensiert wird. Das gilt für die Gesamtwirtschaft, auch wenn sich einzelne Sektoren wie die Landwirtschaft anders entwickeln. In diesem Sinn kann Flächennutzung, wenn sie ausgeweitet wird, auch als Treiber für das Wachstum der gesamten Wirtschaft verstanden werden (FAO, 2016; Santarius, 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig treibt Wirtschaftswachstum auch den anthropogenen Klimawandel weiter an, solange keine absolute Entkoppelung zwischen Wachstum, Ressourcenein-

satz und Treibhausgasemissionen erreicht wird (Haberl et al., 2020; Jackson, 2009) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Haberl et al. (2020) kommen in ihrer empirischen Metaanalyse zu dem Schluss, dass absolute Reduktionen des Ressourcenverbrauchs und der Treibhausgasemissionen nicht durch die beobachteten Entkopplungsraten erreicht werden können, weshalb die aktuellen Maßnahmen durch suffizienzorientierte Strategien und die strikte Durchsetzung absoluter Reduktionsziele ergänzt werden müssen.

Land- und Forstwirtschaft\_innen sind wichtige Entscheidungsträger\_innen in Hinblick auf die Veränderungsprozesse im Kontext der Landnutzung und des Klimawandels (Pröbstl-Haider et al., 2016). Deshalb ist es für eine nachhaltige und gerechte wirtschaftliche Entwicklung im Landnutzungssektor von entscheidender Bedeutung, wie diese Akteur\_innen als Reaktion auf den Klimawandel sowie auf klimapolitische Maßnahmen ihr Landnutzungsverhalten ändern [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dazu kommt die Flächennutzung durch Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen sowie zur Gewinnung abiotischer Ressourcen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein weiterer wesentlicher Entscheidungsfaktor ist die Nachfrageseite. Nur wenn Konsument\_innen, Investor\_innen, der Staat und/oder das Ausland gleichzeitig mehr nachfragen, wird dieses Angebot letztlich zu Wachstum führen. Ähnliches gilt, wenn Preise aufgrund von Subventionen zu niedrig sind.

Wirtschaftswachstum trägt bei gegebener Arbeitszeit und gegebener Arbeitsproduktivität zur Schaffung bzw. zum Erhalt von Arbeitsplätzen bei (Jackson und Victor, 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weniger Erwerbsarbeit (etwa bedingt durch ein geringeres Arbeitsangebot in einer älter werdenden Gesellschaft) bedeutet nicht nur weniger Produktion und damit ein geringeres BIP (Wachstum), sondern auch Möglichkeiten, durch materiellen Konsum zum globalen Ressourcenverbrauch beizutragen (für eine konzeptionelle Diskussion siehe Kallis et al., 2013, für eine empirische Untersuchung Knight et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Denn nur in geringem Ausmaß haben Bürger\_innen direkten Zugriff auf Ressourcen, zum Beispiel im eigenen Garten – der Großteil läuft über den „Markt“.

Andererseits ist darauf zu verweisen, dass der Verbrauch knapper Ressourcen, Umweltzerstörung oder klimarelevante Emissionen im BIP gar nicht zu Buche schlagen und dass aus einer rein betriebswirtschaftlichen Sicht Umweltzerstörung ökonomisch rational sein kann.

Menschen sind aber auch tätig, wenn sie nicht einer Erwerbsarbeit nachgehen: sie arbeiten für sich selbst, für nahestehende Menschen und für die größere Gemeinschaft und den Planeten (Stocker et al., 2020). Insbesondere feministische Ökonom\_innen forschen viel zu diesem nicht markt-basierten Arbeitsbereich, genannt „Care Work“ (Biesecker et al., 1997; Biesecker & Hofmeister, 2010; Nelson, 2016).

Entscheidend ist nun, dass auch diese Arbeit – wie die Erwerbsarbeit – Lebensqualität produziert, etwa wenn wir kochen anstatt ins Restaurant zu gehen, wenn wir Angehörige versorgen, Kinder aufziehen und wenn wir uns ehrenamtlich oder politisch engagieren (Nørgård, 2013). Ein wesentlicher Unterschied liegt darin, dass das, was Nicht-Erwerbsarbeit produziert, nicht im BIP erfasst wird (Waring, 1988) und auch nicht unmittelbar auf Klima und Landnutzung wirkt, wohingegen gesellschaftlich unerwünschte Effekte wie der Verbrauch begrenzter Ressourcen sowie die durch Produktionsprozesse entstehenden umweltschädlichen Emissionen oder die Umweltzerstörung sehr wohl – und sogar mit positivem Vorzeichen – in das BIP miteinberechnet werden.

Erwerbsarbeit und Zeitverwendung sind nach Alter, Geschlecht und anderen sozialen Aspekten ungleich verteilt. Während die einen nach ihrer eigenen Einschätzung zu viel arbeiten, sind andere erwerbsarbeitslos – mit entsprechenden Konsequenzen für die Gesundheit, die Lebensqualität und das Einkommen. Gleichzeitig verschiebt sich das Verhältnis von Erwerbsarbeitenden zu Menschen jenseits der 65 deutlich zuungunsten ersterer, was bedeutet, dass ohne ausgleichende Tendenzen, wie technischen Fortschritt oder auch Zuwanderung, die Möglichkeit, mehr (BIP) zu produzieren, sinkt (Waring, 1988).

Szenarien zeigen, dass der Lebensstil eine entscheidende Rolle spielt, wenn es darum geht, Ressourcenverbrauch zu reduzieren (Reusswig, 2010). Ein zentraler Aspekt ist die Arbeitszeit (Zwickl et al., 2016). Neben der Reduktion des Produktionsniveaus durch gesunkene Arbeitsstunden (im Falle einer aggregierten Reduktion) spielt die Konsumseite eine Rolle. Hier wird davon ausgegangen, dass sich aus der Veränderung der Zeitverwendung auch eine Veränderung der Konsumstruktur ergeben kann. Empirische Studien zeigen, dass ein Zusammenhang zwischen langen Arbeitszeiten und nicht nachhaltigem Konsumverhalten besteht, etwa im Mobilitäts- oder Ernährungsverhalten (Devetter & Rousseau, 2011; Jalas, 2002; Knight et al., 2013; Rosnick & Weisbrot, 2007; Sanches, 2005; Schor, 2005). Ob eine Reduktion der Arbeitszeit im Umkehrschluss zu nachhaltigerem Verhalten führt, lässt sich nicht a priori bestimmen (Dengler & Strunk, 2018). Oft wird angenommen, dass Zeiten für arbeitsintensive Tätigkeiten genutzt werden, die dann nicht mehr am Markt erworben würden und sich dadurch die Schwarzarbeit erhöhe, was einen Rebound-Effekt mit sich bringen würde. Eine Studie für das deutsche Umweltbundesamt hat gezeigt, dass etwa 50 % des durch die Arbeitszeitverkürzung verursachten Konsumrückgangs durch veränderte Zeitverwendung kompensiert wird (Schumacher et al., 2019) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Empirisch sind in den letzten Jahrzehnten die Wachstumsraten stark zurückgegangen (von bis zu 10 % in den 1950er-Jahren auf gegenwärtig 1–2 %). Langfristige Prognosen zei-

gen, dass dieser Trend zur säkularen, also lang andauernden Wachstumsschwäche weitergeht und auch global beobachtet werden kann. Das Wirtschaftswachstum scheint eher linear (d. h., das BIP erhöht sich alle zehn Jahre in etwa um den gleichen Betrag) als exponentiell zu sein. Dieser Trend lässt sich auch ökonomisch erklären, wenn man beachtet, dass die oben genannten Angebots- und Nachfrage-, „Treiber“ im Zeitablauf abnehmen (Bourcarde & Herzmann, 2006; IMF, 2023; Klingholz & Slupina, 2017; Sinn, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

#### 8.4.2.2 Klimabedingte Risiken bremsen die wirtschaftliche Entwicklung

Die Auswirkungen des Klimawandels führen, in Kombination mit der Klimawandelanpassung, zu Änderungen in der Landnutzung in Österreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Selbst in Zeiten des anthropogenen Klimawandels können sich auf nationaler Ebene und im globalen Durchschnitt neue Chancen zu Landnutzung, landwirtschaftlicher Intensivierung, Produktivitätssteigerung und somit erhöhter wirtschaftlicher Tätigkeit ergeben – vor allem, wenn adäquate Anpassungsmaßnahmen gesetzt werden (Schönhart et al., 2016; Steininger et al., 2016). Diese Erkenntnisse beruhen auf Durchschnittsbetrachtungen. So wird es auf lokaler und regionaler Ebene, vor allem im Osten Österreichs, zu einem Verlust an Ertragsfähigkeit der Böden und ökonomischen Verlusten kommen (Haslmayr et al., 2018; Kirchner et al., 2016; Mitter et al., 2015a, 2015b) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung] und zukünftige „[...] Forschungsarbeiten sollten vermehrt auf die Auswirkungen von Extremereignissen in der Landwirtschaft eingehen und klären, ob die durchschnittlichen Produktivitätssteigerungen ausreichen, die Kosten einer erwarteten höheren Wettervariabilität zu kompensieren“ (Schönhart et al., 2014).

Globale ökonomische Analysen zeigen, dass regionale Klimaextreme bereits erhebliche negative Auswirkungen auf die nationale und internationale Wirtschaft haben (Chatzopoulos et al., 2020; IPCC, 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Österreichspezifische Untersuchungen von potenziellen ökonomischen Auswirkungen klimabedingter Extremereignisse im Landnutzungsbereich sind derzeit noch rar. Analysen mithilfe risikobasierter Modelle für Mais zeigen allerdings, dass durch den Klimawandel im Österreich-Durchschnitt die Maiserträge zwar tatsächlich steigen könnten, aber die Gefahren durch Extremereignisse bei einer solchen Durchschnittsbetrachtung massiv unterschätzt werden (Hochrainer-Stigler et al., 2019). Ein 500-jährliches Dürreereignis, welches durch den Klimawandel in Zukunft signifikant wahrscheinlicher wird, würde etwa zu einem um über 20 % geringeren Maisertrag in Österreich führen als in einem Durchschnittsjahr ohne Klimawandel. Dies stellt völlig neue Herausforderungen an das Risikoma-

nagement dar, z. B. in Form eines öffentlich subventionierten Versicherungssystems [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In der Forstwirtschaft stellt die Störung durch Schädlinge und Extremwetterereignisse ein Risiko dar, welches durch den Klimawandel in Zukunft verstärkt wird (Abschn. 3.3; 4.3); (Irauschek et al., 2017; Netherer & Schopf, 2010; Seidl et al., 2014; Temperli et al., 2013; Thom et al., 2017b) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Untersuchung der Fichtenbestände der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) zeigt, dass eine Kombination aus gewissen Bestandseigenschaften (hoher Fichtenanteil, erhöhtes Bestandalter und Bestandsdichte) sowie reichlicher Wirtsverfügbarkeit, günstigen Temperaturbedingungen für die Borkenkäferentwicklung und einer akuten Anfälligkeit der Bäume durch Trockenstress, sehr wahrscheinlich zu Borkenkäfermassenausbrüchen führen kann (Netherer et al., 2019). Irauschek et al. (2017) untersuchen die Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in den österreichischen Ostalpen und finden, dass bis 2100 in allen untersuchten Klimaszenarien der stehende Vorrat in Wäldern um bis zu 15 % im Vergleich zu einem Szenario ohne Klimawandeleinflüsse abnehmen könnte. Als Haupttreiber für diese Abnahme identifizieren sie die zunehmenden jährlichen Schäden durch Borkenkäfer, welche, je nach Klimaszenario, um das Zweif- bis Fünffache zunehmen könnten.

Die Auswirkung von Hitzestress auf die Arbeitsproduktivität ist eine weitere wichtige wirtschaftliche Auswirkung des Klimawandels, die sich auf die nationale Produktion und das Einkommen der Arbeitnehmer auswirken wird (Day et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die empirische Beziehung zwischen Hitzestress und der Aufgabenproduktivität einzelner Arbeitnehmer\_innen ist hinlänglich bekannt und robust (Lemke & Kjellstrom, 2012). Mit zunehmend steigenden Temperaturen und länger anhaltenden Hitzeperioden in Österreich wird es auch hierzulande zielgerichteter Anpassungsmaßnahmen bedürfen, um menschenwürdige Arbeitsbedingungen im landwirtschaftlichen Sektor (v. a. für Erntehelfer\_innen) aufrecht zu erhalten (Abschn. 8.4.1.3).

### 8.4.2.3 Klimawandelbedingte Landnutzungsänderungen gefährden die Transformation

Klimawandel- und klimapolitikbedingte Veränderungen in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen haben bei gleichbleibend traditionell geschlechtsspezifischen Arbeits- und Lebensbedingungen negative Auswirkungen auf die Gendergerechtigkeit (Oedl-Wieser, 2015; Smetschka et al., 2016, 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die steigende Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung sowie die Auswirkungen des Klimawandels und die möglichen Nebenwirkungen einzelner klimapolitischer

Maßnahmen (z. B. im Zusammenhang mit der intensiven Nutzung von Bioenergie der 1. Generation) führen österreichweit zu einer Verschlechterung der Umweltbedingungen, wie etwa dem Rückgang des Pflanzenartenreichtums, der Wasserqualität und Verschlechterung des Landschaftsbildes (Kirchner et al., 2016; Pröbstl-Haider et al., 2016; Schönhart et al., 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Verstärkt wird dieser negative Effekt des Klimawandels auf Umweltindikatoren noch durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU, welche die Intensivierung der landwirtschaftlichen Landnutzung weiter vorantreibt (Kirchner et al., 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Als Kernstück des europäischen *Green Deals* stellt die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 eine ambitionierte Gegenströmung zum Schutz der Natur und zur Umkehrung der Schädigung der Ökosysteme dar.

Während die gekoppelte Produktion von Eiweißfutter, Pflanzenöl und Bioenergie (z. B. Biodiesel und Ethanol) aus betriebswirtschaftlicher Sicht sinnvoll sein kann, können Subventionen für die inländische Produktion von Bioenergiepflanzen zu steigenden regionalen Nahrungs- und Futtermittelpreisen sowie zu höheren Bodenpreisen in einer bodenbegrenzten Wirtschaft führen (Stürmer et al., 2013). Diese Preiseffekte können wiederum negative gesamtwirtschaftliche Effekte zur Folge haben und sich negativ auf die Wohlfahrt auswirken (Schinko et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Weiters zeigen Ergebnisse eines durch die EU finanzierten Forschungsprojektes (POLFREE, 2015), dass zunehmender Landnutzungsdruck bei begrenzter Landverfügbarkeit und begrenztem Produktivitätssteigerungspotenzial zu steigenden Nahrungsmittelpreisen führen kann, was wiederum zu einer veränderten, einkommensabhängigen Konsumnachfrage führt. Der reale Anteil von Nahrungsmitteln und landwirtschaftlichen Produkten am Gesamtkonsum sinkt mit dem höheren Niveau des Gesamtkonsums und des Einkommens. Da die Preiselastizität negativ ist, verringert ein steigender realer Preis den realen Konsumanteil weiter. Der nominale Anteil sinkt ebenfalls (wenn auch weniger stark als der reale Anteil) mit dem höheren Niveau des Gesamtkonsums, der absolute Wert aber steigt mit dem realen Preis von Lebensmitteln, da seine Preiselastizität geringer ist als eins. Modellierungsergebnisse deuten darauf hin, dass der Anstieg des realen Preises so stark sein kann, dass der Effekt des steigenden Einkommens durch den Preiseffekt überkompensiert wird und somit sogar der nominale Anteil für Lebensmittel und landwirtschaftliche Produkte an den Gesamtkonsumausgaben der Haushalte steigt. Steigende nominale Ausgaben für den Konsum von Lebensmitteln und landwirtschaftlichen Produkten, abhängig von der drastischen Zunahme des realen Preises, haben natürlich viel dramatischere Auswirkungen für ärmere Haushalte als für den Durchschnittshaushalt. Im Falle der Entwicklungs- und Schwellenländer

gibt es möglicherweise eine relativ große Zahl von Haushalten, die bereits jetzt fast ihr gesamtes Einkommen für Lebensmittel und landwirtschaftliche Produkte benötigen bzw. in Zukunft benötigen werden (Ermann et al., 2017). Auch für Österreich können steigende Nahrungsmittelpreise, ausgelöst durch Landnutzungsänderungen (Stürmer et al., 2013), das Preisbewusstsein für Lebensmittel zumindest in manchen einkommensschwachen Konsument\_innengruppen heben und zu einer veränderten Konsumnachfrage führen, da Lebensmittelpreise neben dem verfügbaren Haushaltseinkommen den zentralen Faktor in den Konsumententscheidungen von Haushalten darstellen (Haider et al., 2022; Wallnoefer & Riefler, 2022) [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Konkurrenz um die begrenzte Ressource Boden verstärkt sich im Kontext des Klimawandels u. a. durch Landnutzungsänderungen im Rahmen von Klimawandelanpassung, die Auswirkungen des Klimawandels (z. B. durch Extremereignisse), die Zersiedelung (Abschn. 6.6), aber auch durch neue Nutzungsmöglichkeiten im Rahmen der Klimawandelvermeidung (Stichwort 1. Generation von Bioenergie und Kohlenstoffsenken). Auf der globalen Ebene zeigt der IPCC SR Land Use (IPCC, 2019), dass Bemühungen zur Eindämmung des Klimawandels, die große Landflächen benötigen (z. B. Bioenergie und Aufforstung/Wiederaufforstung), voraussichtlich mit den bestehenden Landnutzungen konkurrieren werden (Creutzig et al., 2016; Dooley & Kartha, 2018; Hasegawa et al., 2015; Henry et al., 2018; Roy et al., 2018; UN, 2015a) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Konkurrenz um Land könnte die Nahrungsmittelpreise erhöhen und zu einer weiteren Intensivierung (z. B. Düngemittel- und Wassernutzung) mit Auswirkungen auf die Wasser- und Luftverschmutzung und dem weiteren Verlust der Biodiversität führen (Creutzig, 2015; Hasegawa et al., 2018; Humpenöder et al., 2018; Santangeli et al., 2016; Searchinger et al., 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Solche Folgen würden die Fähigkeit der Gesellschaften gefährden, viele Ziele der nachhaltigen Entwicklung zu erreichen, die von Land abhängen (Creutzig et al., 2016; Dooley & Kartha, 2018; Hasegawa et al., 2015; Henry et al., 2018; UN, 2015a; Roy et al. 2018; Santangeli et al. 2016;) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Unter diesen Rahmenbedingungen kann es bei gleichbleibender, auf tierischen Nahrungsmitteln basierender Ernährungsweise durch die Globalisierung zu einer zunehmenden Verlagerung landwirtschaftlicher Produktion (entlang der gesamten Wertschöpfungskette, z. B. Futtermittel) in andere Länder und Weltregionen kommen. Diese Verlagerung erhöht den Landnutzungsdruck in den Produktionsländern und führt dort zu negativen sozioökonomischen und ökologischen Effekten (Fuchs et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### 8.4.3 Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung

#### Box 8.4 Bezug von Ernährung zu den SDGs und Klima

Die Bereitstellung ausreichender und gesunder Ernährung ist die zentrale Aufgabe einer landwirtschaftlichen Landnutzung. Dabei sind nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung auf vielen Ebenen mit der Erreichung der SDGs verknüpft. So wird die Bereitstellung gesunder Ernährung direkt im **SDG 2** „Kein Hunger“ und indirekt auch im **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen“ abgebildet und steht in unmittelbarem Zusammenhang mit **SDG 10** „Weniger Ungleichheit“. Nachhaltige Ernährung und ihre Bereitstellung betreffen zudem direkt die **SDGs 6** „Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen“, **12** „Nachhaltiger Konsum und Produktion“, **13** „Maßnahmen zum Klimaschutz“, **14** „Leben unter Wasser“ und **15** „Leben an Land“ (Rosa, 2017). Der Bezug zwischen dem Ziel, Ernährungssysteme nachhaltig und Ernährung gesund zu gestalten, und dem Klimawandel ist sowohl in Hinblick auf „Mitigation“ als auch in Hinblick auf „Anpassung“ gegeben. So tragen Ernährungssysteme in relevantem Ausmaß zur Emission klimarelevanter Gase bei. Ein verändertes Klima übt einen wesentlichen Einfluss auf bestehende Ernährungssysteme aus. Das folgende Kapitel stellt die Interaktionen zwischen Ernährung, Nahrungsmittelproduktion und Klimawandel im Lichte der Erreichung der SDGs dar. Dabei wird ausgehend von Österreich der Blickwinkel auf eine globale Betrachtungsebene erweitert.

#### 8.4.3.1 Hunger und Übergewicht

Chronische Unterernährung (800 Mio. Menschen) und Übergewicht (2 Mrd. Menschen) gemeinsam mit dem Klimawandel werden als „Syndemie“ bezeichnet, weil sie in ihrem Zusammenwirken heute zu den bedeutendsten Todesursachen in allen Regionen der Welt zählen (Swinburn et al., 2019). Auch wenn große Hungersnöte in den letzten Jahrzehnten weniger geworden sind (von Grebmer et al., 2019) stellen Unter- und Mangelernährung in vielen Ländern der Erde nach wie vor eine wesentliche Ursache für Krankheit und (Kinder-)Sterblichkeit dar (UNICEF/WHO/World Bank Group, 2018). Zudem ist nach einem kontinuierlichen Rückgang der globalen Prävalenz von Hunger die Anzahl der global Hungernden seit einigen Jahren wieder angestiegen. Im Jahr 2017 galten etwa 821 Mio. Menschen weltweit als unterernährt, das entspricht einer Zunahme von 37 Mio. in nur zwei Jahren (UN, 2019a). Unterernährung ist für rund 45 % der Todesfälle bei Kindern unter fünf Jahren

verantwortlich, vor allem in Ländern mit niedrigem und mittlerem Einkommen (Fanzo et al., 2018). Die Ursachen dafür sind vielfältig und können hier nicht im Detail ausgeführt werden. Jedoch wurde vielfach belegt, dass es sich dabei nicht um ein Produktions-, sondern ein Verteilungsproblem handelt (Wu et al., 2014). So können ausreichend Nahrungsmittel produziert werden, um die aktuelle Weltbevölkerung zu ernähren, allerdings verhindern globale und regionale Ungleichheitsprobleme eine entsprechende Verteilung der benötigten Nahrungsmittel. Dies trifft strukturschwache Regionen besonders schwer, vor allem auch, weil regionale Produktionsausfälle in Krisenzeiten (wie z. B. Dürre) nicht abgefedert werden können (Wu et al., 2014). Eine Zunahme klimabedingter Ernteausfälle ist bereits derzeit zu beobachten und kann auch in Zukunft weiter erfolgen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Europa stellen Übergewicht und Fehlernährung das vorwiegende Ernährungsproblem dar (EC, 2007). Im Österreichischen Special Report ASR18 „Gesundheit, Demographie und Klimawandel“ (APCC, 2018) wird festgestellt, dass der Fleischkonsum in Österreich das nach der österreichischen Ernährungspyramide gesundheitlich empfohlene Maß deutlich übersteigt, z. B. bei Männern um das Dreifache, während der Anteil an Getreide, Gemüse und Obst zu gering ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Österreich – wie auch in anderen Ländern – ist eine Zunahme ernährungsbezogener Erkrankungen zu beobachten. Tierische Produkte erhöhen das Risiko der Erkrankung an Diabetes mellitus Typ II, Bluthochdruck und Herz-Kreislauf-Erkrankungen deutlich (APCC, 2018). Auch die Umsetzung der Sustainable Development Goals der UN (SDGs) macht eine Ernährungsumstellung erforderlich, da das Unterziel 2.2 darauf verweist, „bis 2030 alle Formen der Fehlernährung (zu) beenden“ (APCC, 2018). In Österreich leiden jedoch 20 % aller Kinder unter fünf Jahren an Fehlernährung (Übergewicht). Die WHO weist darauf hin, dass weltweit heute mehr Menschen aufgrund von Übergewicht erkranken und sterben als aufgrund von Unter- und Mangelernährung (GDB Obesity Collaborators, 2017; WHO, 2020).

### 8.4.3.2 Ökologische Nachhaltigkeitsdefizite von Ernährungssystemen

Die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nahrungsmittelproduktion ist es, die Ernährung der (Welt-)Bevölkerung nachhaltig sicher zu stellen (SDG2 und SDG3). Dies ist seit Jahrhunderten mit einer umfassenden Veränderung von Landökosystemen einhergegangen (Ramankutty & Foley, 1999; Krausmann et al., 2003; Pongratz et al., 2008; Statuto et al., 2016; Gingrich & Krausmann, 2018). Mit Hilfe des Einsatzes von synthetischen Düngemitteln (Ammoniaksynthese, Abbau von Phosphor, Kaliumerzen), fossiler Energie, neuen Technologien, Züchtungen und institutionellen Reformen ist es vor allem in den letzten 100 Jahren gelungen, die

Produktivität auf landwirtschaftlichen Flächen massiv zu steigern (Jepsen et al., 2015). Diese Entwicklungen haben jedoch auch dazu geführt, dass Ökosysteme belastet werden. Dies gilt auf lokaler, regionaler und globaler Ebene. Zu den relevantesten Belastungen zählen die Verluste an Biodiversität durch Landnutzungsänderungen (SDG15), die Emissionen klimarelevanter Gase durch Landnutzungsänderungen und Viehzucht (SDG13), die Belastung von Landökosystemen (SDG3 und SDG15) und Grundwasser durch Pestizide (SDG6), die Nitratbelastung von Grundwasser (SDG6), die Trockenheit durch Übernutzung regionaler Wasservorkommen sowie die Nährstoffbelastung bzw. Eutrophierung von Flüssen, Seen (SDG15) und Meeren (SDG14) sowie nährstoffarmen Landökosystemen (SDG15) und die Übernutzung kritischer Ressourcen wie dem Phosphatgestein (SDG10, SDG12).

Der Verlust an Biodiversität durch Landnutzungsänderungen wird in Abschn. 8.4.5 im Detail behandelt. Betrachtet man die Herkunft der Emissionen klimarelevanter Gase, werden diese zu etwa 10 % von Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft in Österreich mitgeprägt (Kap. 2) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Konsum- und produktionsbasierte Berechnungen der Klimarelevanz der Ernährung weisen jedoch große Schwankungsbreiten auf – nicht zuletzt wegen der globalen Verflechtungen der Lebens- und Futtermittelmärkte. Basierend auf einer sehr guten Beweislage muss aber festgestellt werden, dass die Ernährung, und vor allem jene tierischen Ursprungs, nachteilig auf Klima, Wasserqualität und Biodiversität wirkt (Leip et al., 2015) (Abschn. 2.7).

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Pestiziden) hat in Österreich seit den 1960er-Jahren stark zugenommen. Dabei kam es jedoch zu einer Veränderung der eingesetzten Wirkstoffe, da eine Reihe von Wirkstoffen aufgrund ihrer Persistenz und Wasserlöslichkeit verboten wurde. Aufgrund der hohen Verweilzeit im Grundwasser werden allerdings auch heute noch Rückstände von z. B. Atrazin und dessen Metaboliten im Grundwasser gefunden, dessen Einsatz schon seit über 20 Jahren verboten ist. Dabei ist die Belastung rückläufig (BMLFUW, 2011). Die große Schwierigkeit bei der Überwachung liegt derzeit in der Vielzahl der eingesetzten Wirkstoffe, wo nur für eine begrenzte Anzahl von Leitparametern auch eine messtechnische Überwachung praktikabel ist. Risikoabschätzungen sind daher vielfach auf mathematische Modelle angewiesen (Fryer et al., 2006).

Durch Verluste von als Düngemittel eingesetzten Nährstoffen aus dem landwirtschaftlichen Produktionsbereich in die Luft (Ammoniakemissionen) über Auswaschung ins Grundwasser (überwiegend Nitrat) oder über Bodenerosion (überwiegen P) kommt es zu Belastungen angrenzender Ökosysteme und Wasserressourcen. Steffen et al. (2015) weisen in ihrem Konzept der planetaren Grenzen die biogeochemischen Kreisläufe von Stickstoff und Phosphor gar

als einen Bereich aus, in dem der sichere Handlungsraum verlassen wurde und eine hohes Risiko gravierender Folgen für den Planeten besteht. In Österreich werden in 10 % der Grundwassermessstellen die Schwellenwerte für Nitrat überschritten (BMLFUW, 2016) und für 25 % der Oberflächenwasserkörper besteht ein mögliches oder sicheres Risiko, den guten ökologischen Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie auf Grund von Nährstoffbelastungen zu verfehlen (BMLFUW, 2017). Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer werden in Österreich dabei durch Einträge aus der Landwirtschaft dominiert (Schilling et al., 2011). 96 % der österreichischen Staatsfläche entwässert in das Schwarze Meer, welches vor allem im Mündungsbereich der Donau eine hohe Sensibilität gegenüber Überdüngung mit Nährstoffen aufweist. Dies veranlasste die Donauschutzkommission dazu, Nährstoffemissionen durch die Landwirtschaft von vier einzugsgebietsweiten signifikanten Belastungen mit höchster Priorität auszuweisen (ICPDR, 2015).

Phosphatgestein, welches vor allem zur Produktion von Phosphordüngern verwendet wird, wird von der EU seit 2014 in der Liste der kritischen Rohstoffe geführt (EC, 2014). Als Kriterien für eine entsprechende Ausweisung werden zum einen die wirtschaftliche Bedeutung und zum anderen die Kritikalität der Verfügbarkeit herangezogen. Die Kritikalität der Verfügbarkeit für Phosphor bezieht sich darauf, dass es in Europa keine relevanten Lagerstätten gibt und dass sich generell die bekannten Lagerstätten auf wenige Länder der Welt beschränken (vor allem Marokko und China) (Cooper et al., 2011). Weitere Probleme, die sich mit der Nutzung von Rohphosphaten bei Düngemittelproduktion ergeben, sind die ökologischen Auswirkungen des Abbaus im Tagebau (Cordell et al., 2009). Weiters hat die teilweise hohe Belastung der Phosphaterze mit Störstoffen wie Cadmium und Uran (Kratz et al., 2016) zu einer Akkumulation dieser Schadstoffe in den landwirtschaftlichen Böden in Europa geführt (Nziguheba & Smolders, 2008).

Abseits einer Kreislaufführung im Zuge eines landwirtschaftlichen Betriebes (Güllemanagement) wird in Österreich Phosphor überwiegend linear eingesetzt (Tanzer & Rechberger, 2019). Phosphor, der über Nahrungsmittel, deren Verarbeitung und Verzehr, über Gewerbe und Toilettenwässer in das Abwasser und auf die Kläranlagen gelangt, wird dort über gezielte Phosphorentfernung zu etwa 80–90 % aus dem Abwasser entfernt und in Klärschlamm gebunden (Zessner & Lindtner, 2005). Insgesamt entspricht der so im Klärschlamm zurückgehaltene Phosphor bis zu 50 % des über Handelsdünger eingesetzten Phosphors und stellt damit einen äußerst relevanten Sekundärrohstoff dar (Zoboli et al., 2016), dessen Nutzung zur Schonung der Ressource Phosphor geboten ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Tatsächlich findet eine Nutzung des Phosphors aus dem Klärschlamm nur in geringem Ausmaß statt, da ein Einsatz als Klärschlamm oder Klärschlammkompost aufgrund von Bedenken bezüg-

lich der im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe (Metalle, Haushaltschemikalien, Pharmaka, Mikroplastik etc.) oft als kritisch gesehen wird [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Möglichkeiten einer verstärkten Nutzung des Phosphors aus Abwasser und Klärschlamm werden heute in einer gezielten Rückgewinnung aus Abwasser oder Klärschlamm gesehen (Zoboli et al., 2016). Dazu ist heute eine Reihe von Verfahrensweisen in Entwicklung und Erprobung (Egle et al., 2016), von denen einige auch in Hinblick auf ökologische Kriterien eine positive Bilanz aufweisen (z. B. Amann et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

#### 8.4.3.3 Einfluss des Klimawandels auf Ernährungssysteme

Temperaturzunahme, erhöhte Frequenz von Starkregenereignissen oder häufigeres Auftreten von Trockenphasen im Zuge des Klimawandels haben eine Reihe von direkten und indirekten Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nahrungsmittelproduktion in Österreich. Zu den direkten Auswirkungen zählen erhöhte Erosion bei Starkregen oder höherer Bewässerungsbedarf in Hitze- und Trockenperioden. Indirekte Auswirkungen bestehen darin, dass von Seiten der Bewirtschafter\_innen Anpassungen in Hinblick auf eine optimierte Bewirtschaftung bzw. sich ausbreitende Schadorganismen erfolgen, die zu Änderungen von Ertrags Erwartungen oder angebauten Fruchtfolgen (Eitzinger et al., 2013; Schönhart et al., 2016; Feusthuber et al., 2017) und damit zu Änderungen im Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden führen. (SDG 2.4, Nachhaltige Systeme der Nahrungsmittelproduktion und die Anwendung resilienter landwirtschaftlicher Methoden, die die Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen erhöhen).

Viele dieser Änderungen haben das Potenzial, die Nachhaltigkeitsdefizite des aktuellen Ernährungssystems zu verschärfen. Eine zukünftige Zunahme von Niederschlägen hat das Potenzial, den Ferntransport von Nährstoffen in Richtung Schwarzes Meer deutlich zu erhöhen, während eine Abnahme von Niederschlägen die Vulnerabilität von lokalen Gewässern und Grundwasser erhöht (Schönhart et al., 2018). Beide Szenarien haben Auswirkungen, die deutlich über jene der derzeit vorgesehenen Gewässerschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft hinausgehen können. Änderungen der Fruchtfolge hin zu einem verstärkten Anbau von Mais, wie von Eitzinger et al. (2013) prognostiziert, können ebenfalls zu verstärkten Bodenverlusten und Nährstoffeintrag in Gewässer führen. Dies wurde bereits für den Zeitraum von 2001 bis 2013 für Oberösterreichische Gewässer für die Vergangenheit gezeigt (Zessner et al., 2016): Aufgrund zunehmenden Anbaus von Hackfrüchten stieg die Feinsediment- und Phosphorbelastung der Gewässer trotz einer Reihe von Gewässerschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft (Österreichisches Programm für umweltfreundliche Landwirtschaft; ÖPUL). Hier wird die Verlinkung zwischen SDG 2.4 (s. o.),



und SDG 6 „Sauberes Wasser“ und SDG 14 „Leben unter Wasser“ deutlich.

Selbst dort, wo Gegenmaßnahmen gegen aktuelle Nachhaltigkeitsdefizite gesetzt werden, hat der Klimawandel das Potenzial, diese Maßnahmen überzukompensieren und daher die Situation weiter zu verschärfen. Es wird in Zukunft daher erforderlich sein, Anstrengungen gegen diese Defizite zu unternehmen, die deutlich über die derzeitige Maßnahmensetzung hinaus gehen (Schönhart et al., 2018).

#### 8.4.3.4 Aktuelle Ansätze und deren Grenzen

In der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) sind Umweltmaßnahmen auf verschiedenste Weise verankert. Dabei gibt es zum einen Maßnahmen, die verpflichtend umzusetzen sind. Zum anderen enthält das ÖPUL-Programm Umweltmaßnahmen, deren Umsetzung von den Bewirtschafter\_innen freiwillig gegen den Erhalt von Förderungen umgesetzt werden, die den Mehraufwand oder die Ertragsminderungen durch die umgesetzten Maßnahmen kompensieren sollen (Abschn. 6.2; 6.3). Die Wirksamkeit dieser Programme in Hinblick auf Umweltaspekte ist beschränkt bzw. umstritten (Wrbka et al., 2008; Kirchner et al., 2016; Alons, 2017; Darnhofer et al., 2017; Pe'er et al., 2019). Jedenfalls hat die etwa 25-jährige Geschichte entsprechender Programme nicht dazu geführt, die Nachhaltigkeitsdefizite des aktuellen Ernährungssystems zu beseitigen.

Ein Ansatz im Zuge einer Ökologisierung der landwirtschaftlichen Produktion ist die biologische Landwirtschaft. Entsprechende Umstellungen (Verzicht auf synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel) werden im Zuge des ÖPUL-Programmes gefördert, und in Österreich ist der Anteil an entsprechend wirtschaftenden Betrieben bzw. bewirtschafteten Flächen (21,3 bzw. 24,7 %) im internationalen Vergleich relativ hoch (BMNT, 2019a; Willer et al., 2017) (SDG 2.4). Bei dieser Produktionsweise kann die Umweltbelastung (Emissionen an Nährstoffen und klimarelevanten Gasen) pro bewirtschafteter Fläche und damit auch die Umweltbelastung im regionalen Kontext reduziert werden. Da bei der biologischen Landwirtschaft und anderen Formen der Extensivierung die Flächenerträge in der Regel geringer sind als in der konventionellen Landwirtschaft (Seufert et al., 2012; Shah et al., 2017; Skinner et al., 2014), ist der Befund einer Verringerung der Emissionen an Nährstoffen oder CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bezogen auf die landwirtschaftlichen Produkte nicht eindeutig. Er hängt stark von den Kulturarten, den Bewirtschaftungsbedingungen und den Rahmenbedingungen (z. B. Produktionsvolumen) ab (Biernat et al., 2020; Clark & Tilman, 2017; Steinmüller & Fazeni, 2011; Tuomisto et al., 2012) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Durch biologische Landwirtschaft oder durch Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion bzw. Stilllegungen kann einerseits also die Belastung von Ökosystemen in Österreich reduziert werden, damit geht andererseits das in-

nerösterreichische Produktionspotenzial der landwirtschaftlichen Flächen zurück (Thaler et al., 2015). Unveränderte Produktions- und Ernährungsmuster würden daher zu erhöhten Netto-Importen, z. B. an Futter- und Nahrungsmitteln, führen. Bereits heute stellt der Import an (Soja-)Futtermitteln einen relevanten Faktor dar, wo Produktionskapazität auf Ackerflächen im Ausland zur Aufrechterhaltung der Produktivität in Österreich genutzt werden (Millet, 2020; Zessner et al., 2011). Umweltbelastungen bei der Nahrungsmittelproduktion werden so externalisiert, was auch in Hinblick auf eine globale Nahrungsmittelversorgung kritisch zu bewerten ist (de Visser et al., 2014; Lathuilière et al., 2014; Fuchs et al., 2020). Je weiter daher Maßnahmen zur Erreichung der nachhaltigen Entwicklungsziele in Österreich im Sinne einer Extensivierung vorangetrieben werden, ohne dass parallel dazu die Ernährungs- und Produktionsmuster angepasst werden, desto größer wird die Gefahr, dass diese Entwicklung zu einer Nichterreichung der Nachhaltigkeitsziele im globalen Kontext beiträgt. McKenzie und Williams (2015) kommen daher zum Schluss, dass es nicht ausreicht, Einzelmaßnahmen zum Umweltschutz in Agrarsystemen zu setzen, sondern dass es einer Wende zu nachhaltigen Agrar- und Ernährungssystemen bedarf.

Neben technologischen Ansätzen für mehr Öko-Effizienz wie z. B. Digitalisierung in der Landwirtschaft, „Green Logistics“, „Precision Farming“, „Vertical Farming“ oder „Indoor Farming“, sind Ansätze einer Wende zu nachhaltigen Agrar- und Ernährungssystemen besonders gut untersucht: zum einen die Effizienz der Nahrungsmittelaufbereitung zur erhöhten Nutzung der produzierten Nahrungsmittel und damit die Reduktion der Biomasse oder Ernährungsabfälle, zum anderen eine Veränderung, eine Ernährungsumstellung. Das jährliche Aufkommen an vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Haushaltsbereich wird auf ca. 19 kg/Einwohner\_in geschätzt (Lampert et al., 2014), dazu kommen erhebliche, aber noch nicht abgeschätzte Mengen biogener Abfälle aus dem Vertrieb der Nahrungsmittel. Eine Reduktion der vermeidbaren Abfälle kann somit eine Reduktion des Flächenverbrauchs oder einer Extensivierung der Produktion erlauben [hohe Konfidenz]. Für Österreich bietet sich ein weiterer entscheidender Ansatz durch Ernährungsumstellung. Männer konsumieren im Schnitt 300, Frauen 150 % der Menge an Fleisch, die laut österreichischer Ernährungspyramide empfohlen wird (Rust et al., 2017) (SDG 2.2, Fehlernährung). Eine an den planetaren Grenzen ausgerichtete Diät würde eine Reduktion des Fleischkonsums auf etwa ein Viertel nahelegen (Willett et al., 2019) und dadurch weltweit Flächen freisetzen, die bisher für den Anbau von Futtermitteln genutzt wurden. Auch wenn bei der Tierhaltung das größte Potenzial zur Reduktion von Treibhausgasen liegt (Havlík et al., 2014; Valin et al., 2013), zeigen Studien große Unterschiede zwischen Nutztierarten und Futtermitteln. Aufgrund der Nahrungskonkurrenz zwischen Nutztier und Mensch,

etwa bei Soja und Getreide, liegt besonders großes Potenzial im Verzicht auf Kraftfutter bzw. in der Verwertung von Gras, von Nebenprodukten aus der Agrar-Ernährungswirtschaft und von Lebensmittelabfällen (z.B. über Insekten) als Futtermittel (van Hal et al., 2019; Scherhauser et al., 2020; Derler et al., 2021). Ein höherer Grasanteil in der Futtermittellieferung könnte zudem die Kohlenstoffbindung im Boden verbessern (Knudsen et al., 2019). Damit könnte auch der Bedarf an Futtermittelimporten und damit die Externalisierung von Umweltbelastungen auch im Falle der Extensivierung einer landwirtschaftlichen Produktion aufgrund lokaler Nachhaltigkeitskriterien deutlich begrenzt werden (Thaler et al., 2015; Westhoek et al., 2014; Zessner et al., 2011). Wesentliche Ansätze zur Beseitigung von Nachhaltigkeitsdefiziten des aktuellen Ernährungssystems adressieren daher auch die Ernährungsmuster der Bevölkerung (etwa über Bildung, öffentliche Beschaffung oder Steuerung des Angebots im Einzelhandel). Lösungen können daher im komplexen Zusammenspiel von Anforderungen der Konsument\_innen an die Ernährung, Initiativen von Industrie und Handel, Ansprüchen der Landwirt\_innen auf ein ausreichendes Auskommen für die Nahrungsmittelproduktion und politischen Steuerungsmaßnahmen gesucht werden.

Auch die Frage nach einer effizienten Nutzung des kritischen Rohstoffes Phosphor steht im Spannungsfeld zwischen der Suche nach einem nachhaltigen Ernährungssystem, nationalen Interessen und globalem Ausgleich. So sind derzeit hohe Umsätze und die überwiegend lineare Nutzung des Phosphors wirtschaftlich starken Ländern vorbehalten, da diese sich die Ressourcen am Weltmarkt sichern können. In wirtschaftlich armen Ländern herrscht vielfach ein Minderertrag auf landwirtschaftlichen Flächen aufgrund von Nährstoffdefiziten vor (van der Velde et al., 2014). In beiden Fällen liegt ein wesentlicher Ansatz zur Verbesserung in verstärkter Kreislaufführung (Withers et al., 2014a). Der große Unterschied dabei ist, dass es im einen Fall um Mangelverwaltung geht und im anderen Fall darum, einen Beitrag dazu zu leisten, diese begrenzte Ressource im globalen Kontext qualitativ hochwertig verfügbar und die eigene Abhängigkeit vom Weltmarktgeschehen geringer zu halten (Nesme & Withers, 2016; Rosemarin & Ekane, 2016). Ein wesentlicher Ansatz ist eine effiziente Nutzung des Phosphors in der Landwirtschaft (Withers et al., 2014b; Zoboli et al., 2016); ein Aspekt, der wesentlich mit den oben dargestellten Fragen der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft ist. Darüber hinaus hängt eine Verbesserung des Phosphormanagements im Wesentlichen an einer effizienten Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm als den wesentlichen Sekundärrohstoffen für Phosphor. Da diese Nutzung des Phosphors derzeit keine wirtschaftlichen Vorteile gegenüber der Nutzung von Phosphaterzen aus Primärlagerstätten aufweist, liegt es an politischen Steuerungselementen, eine entspre-

chende Umsetzung in die Wege zu leiten (Hukari et al., 2016).

#### 8.4.4 Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang

##### Box 8.5 Dekarbonisierung der Energie mit universalem Zugang und die SDGs in Österreich

Die Dekarbonisierung von Energie steht in Zusammenhang mit folgenden SDGs: **SDG 1** „Keine Armut“, **SDG 2** „Kein Hunger“, **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen“, **SDG 4** „Hochwertige Bildung“, **SDG 6** „Sauberes Wasser und sanitäre Einrichtungen“, **SDG 7** „Erneuerbare Energie“, **SDG 8** „Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum“, **SDG 9** „Industrie, Innovation und Infrastruktur“, **SDG 10** „Weniger Ungleichheiten“, **SDG 11** „Nachhaltige Städte und Gemeinden“, **SDG 12** „Verantwortungsvoller Konsum“, **SDG 13** „Maßnahmen zum Klimaschutz“ sowie **SDG 15** „Leben an Land“.

Biogene, nachwachsende Ressourcen sind nicht unbegrenzt verfügbar, daher ist es notwendig, diese einer ressourceneffizienten Nutzung zu unterziehen (Gärtner et al., 2013; Steffl et al., 2018). Bei einer rein energetischen Betrachtung wird der Fokus auf die quantitativen Verluste gelegt. Außer Acht gelassen wird dabei die optimale Ausnutzung der vorhandenen Energie im Sinne der Qualität – Exergie. Energie lässt sich in zwei Anteile aufteilen: Exergie und Anergie. Unter Exergie wird jener Energieanteil verstanden, welcher ohne Einschränkungen bei einem bestimmten thermodynamischen Umgebungszustand in jede andere Form von Energie umgewandelt werden kann. Anergie entspricht jenem Energieanteil, der nicht Exergie ist (Herwig & Wenterodt, 2011). Bei der Verbrennung von Biomasse in einem Heizwerk wird ausschließlich Wärme erzeugt und damit eine Energieform niedriger Qualität (geringer Exergiegehalt). Wenn auch der energetische Wirkungsgrad bei der thermischen Verwertung von Biomasse hoch ist, ist der Exergiegehalt verhältnismäßig gering (Lindner et al., 2014; Costa et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Der exergetische Wirkungsgrad bei der thermischen Nutzung ist somit in Vergleich zur elektrischen oder mechanischen Nutzung am geringsten (Kranzl et al., 2012; Lindner et al., 2014). Daraus ergeben sich Nachteile einer alleinigen thermischen Nutzung von Biomasse. Im Vergleich zur Verbrennung von Biomasse in einem Heizwerk ist folglich ihre Verwertung im Rahmen einer Kraft-Wärme-Kopplung unter dem Gesichtspunkt der Exergie deutlich zweckmäßiger

(Kranzl et al., 2012; Lindner et al., 2014) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die österreichische Bundesregierung hat sich im Rahmen der #Mission 2030 (BMNT & BMVIT, 2018) und des aktuellen Regierungsprogramms (BKA, 2020) die Dekarbonisierung des Energiesystems zum Ziel gesetzt. Bis 2030 soll 100 % des Gesamtstromverbrauchs (national, bilanziell) aus erneuerbaren Energiequellen gedeckt werden, und bis 2050 wird ein Ausstieg aus der fossilen Energiewirtschaft angestrebt. Ebenso soll die Primärenergieintensität, d. h. der Primärenergieverbrauch unter Berücksichtigung der Wirtschaftsleistung (BIP), kontinuierlich gesenkt werden (minus 25–30 % als Ziel im Jahr 2030 gegenüber 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Energiebilanz Österreichs aus dem Jahr 2018 zeigt, dass der Brutto-Inlandsverbrauch bei 1422,4 PJ liegt. Die Primärenergieerzeugung beträgt 499,6 PJ, der Import 1327,3 PJ und der Export 411,9 PJ. Importiert werden nach Österreich vor allem fossile Energieträger. Eine Übersicht zur Entwicklung des Brutto-Inlandsverbrauchs im zeitlichen Verlauf findet sich in Abschn. 1.3.2 (Abb. 1.10). Der Ausbau der erneuerbaren Energie kann daher dazu beitragen, nicht nur die Dekarbonisierung voranzutreiben, sondern auch die Importabhängigkeit zu reduzieren. Die Sicherstellung der Naturverträglichkeit beim Ausbau und der Erschließung kann helfen, Zielkonflikte zu vermeiden (BMNT, 2019b) (Abschn. 1.3; 9.3).

Die Prognosen zur künftigen Energiebereitstellung in Österreich gehen von einem deutlichen Anstieg bei der Stromerzeugung aus Photovoltaik und Windkraft aus (Christian, 2014; Simoes et al., 2017; BMNT & BMVIT, 2018). Der Anteil von Wasserkraft am inländischen Energiemix kann sich zwar erhöhen, dennoch sind die Potenziale hier begrenzt. Pöyry (2018) nennt ein technisch-wirtschaftliches Restpotenzial außerhalb hochsensibler Gebiete von 11,0 TWh (39,6 PJ), wobei 10,0 TWh (36,0 PJ) sich aus Neuerschließung und 1,0 TWh (3,6 PJ) aus Optimierung begründen. Anzumerken ist, dass beim Ausbau und der Nutzung von Wasserkraft ein Spannungsfeld zwischen Klimaschutz- und ökologischen Schutzziele besteht (Schmutz et al., 2010; Klinglmair & Bliem, 2014; Overhoff & Keller, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Transition im Energiesystem ist verbunden mit dem vermehrten Einsatz von fluktuierenden Energieträgern, wie Photovoltaik- und Windenergie. Bioenergie kann zum Ausgleich solcher Energieangebotsschwankungen genutzt werden und einen Beitrag zur Stabilität des Energiesystems leisten (Dammasch, 2016; IEA Bioenergy, 2020; Klepper & Thran, 2019; Millinger et al., 2017; Tafarte et al., 2017; Thran et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von Bioenergie wird als vielversprechende Möglichkeit zur Verringerung der Treibhausgasemissionen und damit Eindämmung des Klimawandels angesehen

(Ediger, 2019; Awasthi et al., 2020; Bilgili et al., 2017) (Abschn. 5.2.1.1; 5.3.2.1). Allerdings kann die Bioenergienutzung auch mit ungewollt hohen Umweltwirkungen einhergehen, und es kann zu Landnutzungskonflikten kommen (Myllyviita et al., 2012; Dunkelberg & Aretz, 2013). Bedeutend ist somit, die Umweltwirkung über den ganzen Lebenszyklus zu betrachten, von der Biomassebereitstellung bis hin zur Nutzung bzw. Verwertung (vgl. diverse Life Cycle Assessments [LCAs], wie z. B. Dale et al., 2015; Prieler et al., 2019; Rosenfeld et al., 2019). Eine Übersicht über vorhandene LCAs im europäischen Raum mit Bezug zum Thema Bioenergie bietet die Literaturstudie von Roos und Ahlgren (2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Der Einsatz erneuerbarer Energieträger gewinnt zunehmend an Bedeutung, wobei weltweit betrachtet (siehe Abschn. 1.3.2) biogene Rohstoffe derzeit den wichtigsten erneuerbaren Energieträger darstellen (Bilgili et al., 2017; Dogan & Inglesi-Lotz, 2017; Scarlat et al., 2010; Schüch et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von Bioenergie spielt eine stabilisierende Rolle (Baur, 2010; OECD & IEA, 2017) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung] in der Dekarbonisierung des Energiesystems und erfordert nach OECD und IEA (2017) eine fünffache Erhöhung des Einsatzes dieser Energiequelle. Biogene Reststoffe und Abfälle können nach dessen Ausführungen zwei Drittel dieses Bedarfs decken. Daher wird in Zukunft auch speziell für die Energiegewinnung angebaute Biomasse benötigt werden [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Anzumerken ist hier, dass Biomassepotenziale von der Produktivität des Anbaus, der zur Verfügung stehenden Fläche und der Nutzung von anfallenden Reststoffen, Nebenprodukten sowie Abfällen abhängen. Ein Ausbau der Bioenergie kann die Sicherheit der heimischen Energieproduktion verbessern und sich positiv auf die Treibhausgasbilanz auswirken, wenn die genannten Punkte berücksichtigt werden (Bilgili et al., 2017; Junginger et al., 2019; Scholz et al., 2011; Scholz, 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Verfügbarkeit von nachwachsenden Rohstoffen ist limitiert. Um möglichen künftigen Limitationen entgegenzuwirken, muss bereits jetzt eine effiziente Verwertung im Sinne einer kaskadischen Nutzung angestrebt werden. Darunter wird eine Hintereinanderschaltung von stofflicher und energetischer Nutzung verstanden, die zu einer Verknüpfung des Material- und Energiesektors führt. Eine effiziente Ressourcennutzung im Sinne einer kaskadischen Nutzung von Biomasse wäre am Anfang stofflich und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch. Biomasse für die energetische Verwertung fällt bei der Urproduktion im Wald oder auf landwirtschaftlichen Flächen, der Verarbeitung zu Produkten bis hin zur Entsorgung an. Zeitgleich stellt sie relevante Mengen an Energie für die Produktion stofflicher Produkte. Die kaskadische Nutzung hat zur Folge, dass die

Rohstoffeffizienz gesteigert und zugleich die Flächennutzung optimiert wird. Für die kaskadische Nutzung sprechen zudem Nutzungskonkurrenzgründe. Relevant für die Bioenergiebereitstellung ist somit insbesondere der Einsatz von organischen Reststoffen. Eine Potenzialeinschätzung dazu findet sich im Abschn. 5.2.1.2 (Arnold et al., 2009; Awasthi et al., 2020; Böhmer et al., 2014; Fehrenbach et al., 2017; Haberl & Geissler, 2000; Mamilla et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen bedeutet nicht automatisch, dass deren Kultivierung, Ernte und Umwandlung auch nachhaltig ist (Buchholz et al., 2009; Junginger et al., 2019). Buchholz et al. (2009) haben im Rahmen eines Literaturreviews 35 Nachhaltigkeitskriterien identifiziert, welche regelmäßig in Zusammenhang mit Bioenergie diskutiert werden, und anschließend durch 137 Expert\_innen in diesem Bereich evaluiert. Als wichtigste Kriterien in Zusammenhang mit dem Einsatz von Bioenergie werden dabei die Treibhausgas- und Energiebilanz eingestuft, zudem gibt es allerdings eine Vielzahl weiterer Aspekte, welche keinesfalls vernachlässigt werden sollen (Buchholz et al., 2009), sowie die berücksichtigten Indikatoren bei Life Cycle Assessments [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine nachhaltige Forstwirtschaft kann zur Deckung des zusätzlichen Bedarfs einen Beitrag leisten, wenn diese ökologische, soziale und ökonomische Aspekte berücksichtigt (siehe auch Box 1.1). Neben der Forstwirtschaft spielt die Nutzung von Biomasse aus der Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Hierbei müssen jedenfalls negative Auswirkungen durch eine Landnutzungsveränderung (Abschn. 5.2) vermieden werden. Wichtig ist hierbei eine ökologisch angepasste Intensivierung der Produktion und somit eine Verbesserung der Produktivität bestehender landwirtschaftlicher Nutzungsflächen durch Anbau von Zwischenfrüchten und unter Einsatz einer zweckdienlichen Fruchtfolge (Ludwiczek, 2017; OECD & IEA, 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Bei der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen ist es zielführend, nicht alleinig auf den Ertrag zu fokussieren, sondern auch auf den Erhalt der Biodiversität (Immerzeel et al., 2014; Manning et al., 2015). Bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung mit gut konzipierten Agrarumweltmaßnahmen können wildtierfreundliche Anbaumethoden zur Erhaltung der biologischen Vielfalt beitragen. Ebenso können Bioenergieanbauflächen strategischer angeordnet werden, indem der Landschaftskontext berücksichtigt wird und die Auswirkungen auf die Biodiversität und die Ökosystemleistungen berücksichtigt werden (Manning et al., 2015; Landis, 2017). Beispiele für solche biodiversitätserhaltenden Maßnahmen wären etwa der Erhalt von Bäumen, Büschen, Mooren, der Anbau von Mischkulturen sowie Einschränkung beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Zusammenhang mit der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen für Bioenergie ist eine Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion zu bedenken. Es erscheint zweckmäßig, dass die Verwendung von biogenen Rohstoffen als Ernährungsgrundlage höchste Priorität hat (Jering et al., 2013; Frondel & Thomas, 2020; Harvey & Pilgrim, 2011; World Bank, 2008; OECD-FAO, 2008); Es ist davon auszugehen, dass die Priorisierung von landwirtschaftlichen Erzeugnissen als Nahrung gegenüber Energie auch in Zukunft Bestand haben wird (Hoogwijk et al., 2005) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Zu beachten ist auch, dass landwirtschaftliche Nutzflächen weit mehr als lediglich eine Grundlage zur Herstellung von Lebensmitteln oder Energie sind. Land ist eine äußerst flexible und multifunktionale Ressource, die nicht nur Lebensmittel im engeren Sinn, sondern auch eine Reihe anderer Produkte (z. B. Futtermittel, Düngemittel, Blumen) sowie Artenvielfalt, Lebensgrundlagen, Kulturwerte und andere Ökosystemleistungen bereitstellt (Holm-Müller, 2003; Knickel et al., 2004; Tomei & Helliwell, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Veränderungen im Landnutzungssystem sind ein wesentlicher Treiber des Umweltwandels. Neben anderen nachteiligen Auswirkungen führen Landnutzungsänderungen oftmals zu einem Verlust der biologischen Vielfalt, Änderungen in Ökosystemen, Boden- und Ökosystemdegradation. Um nachteiligen Auswirkungen vorzubeugen, wird die Verwendung organischer Reststoffe zur Bioenergienutzung priorisiert (Scarlat et al., 2010; Schüch et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Zweckdienlichkeit des vorrangigen Einsatzes von organischen Reststoffen gegenüber anderer Biomasse spiegelt sich in der sozialen Akzeptanz wider (Delshad & Raymond, 2013; Dragojlovic & Einsiedel, 2015; Halder et al., 2012). Beispielhaft kamen Dragojlovic und Einsiedel (2015) zum Ergebnis, dass der Zuspruch und die Akzeptanz für Biokraftstoffe aus Mais deutlich geringer ist als für Biokraftstoffe aus land- und forstwirtschaftlichen Abfällen. Generell sind Biokraftstoffe der zweiten und dritten Generation gegenüber jenen der ersten Generation zu präferieren (Ho et al., 2014). Bei den Biotreibstoffen der zweiten Generation bestehen positive Wechselwirkungen für die Landwirtschaft durch Eiweißfuttermittel, die bei der Produktion von Pflanzenöl, Biodiesel oder Ethanol anfallen. Außerdem können Überschussmengen und Produkte aus qualitativ schlechten Ernten verwertet werden. Nähere Erläuterungen zu Biokraftstoffen finden sich im Abschn. 3.2.2 [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Verwertung von organischen Reststoffen erweist sich als zweckmäßig, da diese ansonsten als ungenützte Abfallströme einzustufen sind (Lozano & Lozano, 2018; Wietschel et al., 2019). Allerdings ist zu beachten, dass am Feld verbleibende Erntereste auch für andere Zwecke dienlich sein

können, z. B. für den Humusaufbau. Erläuterungen zum Erhalt des Humusgehalts und der Bodenfunktionalität finden sich in Abschn. 4.2 [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Veränderungen der Wirtschaftsweisen im Sinne einer Intensivierung der Landwirtschaft und Ertragssteigerungen sowie Änderungen bei der Ernährungsweise der Menschen können bis 2050 mit einer deutlichen Erhöhung der Bioenergiepotenziale abseits der Nutzung von organischen Reststoffen einhergehen (Haberl et al., 2011; Batidzirai et al., 2012). Allerdings gilt es hierbei zu beachten, welche Umweltwirkungen damit verbunden sind (Batidzirai et al., 2012) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine Optimierung der Lebensmittel- und Energieerzeugung auf der Grundlage einer Kaskadennutzung von biogenen Rohstoffen ist jedenfalls unabdingbar (Kap. 5; Haberl et al., 2011; Keegan et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

### 8.4.5 Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume in Österreich

#### Box 8.6 Bezug von Entwicklung urbaner, peri-urbaner Räume zu SDGs in Österreich

Die Entwicklung urbaner, peri-urbaner Räume wird in **SDG 11** „Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten“ adressiert. Anknüpfungspunkte bestehen darüber hinaus zu folgenden Zielen: **SDG 1** und der Vermeidung von Armut in Städten, **SDG 4** und der Sicherstellung von Ausbildungsstätten in Städten, dem peri-urbanen und ländlichen Raum, **SDG 5** und dem Thema der Zugangsfragen, Gerechtigkeitsfragen und Gleichheitsfragen zu Land, **SDG 6** und dem Management von Wasser- und Abfall insbesondere in Städten, **SDG 7**, in dem Heizung und Kühlung/Nutzung von Energie in Städten eine besondere Rolle spielen, **SDG 8**, Einkommensdisparitäten in Städten sowie Stadt-Land-Gefällen, **SDG 9** zum Ausbau öffentlicher Verkehrsnutzung, **SDG 10** Telecouplings und die Verflechtung von Waren und Gütern der Städte mit ihrem Umland sowie international, sowie **SDG 12** und städtischen Lebensstilen, Konsummustern.

Der Resolution der Vereinten Nationen (Agenda 2030, UN, 2015b) und Artikel 34 zufolge sind eine nachhaltige Stadtentwicklung und ein nachhaltiges Stadtmanagement von entscheidender Bedeutung für die Lebensqualität der Bevölkerung. Als umfassendes Ziel wird formuliert, „die Auswirkungen der Städte auf das globale Klimasystem so gering wie

möglich zu halten“. Politik- und Investitionsentscheidungen, die heute gemacht werden, haben tiefgreifende und langanhaltende Wirkungen auf die Konzentration von Menschen in urbanen Bereichen, deren wirtschaftliche Aktivität und Mobilität, die sich auf große Bevölkerungsgruppen sowie über Generationen hinweg manifestieren („Pfadabhängigkeit und Lock-in-Effekte“). In SDG 11 wird das Ziel „Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten“ formuliert. Wie eine nachhaltige Stadt definiert wird, hängt vom Kontext ab. Die Konzepte der nachhaltigen Stadt umfassen das physische (baulich-räumliche) System bestehend aus Straßen, Gebäuden, Parks und Gewässern sowie das soziale System der Gemeinschaft innerhalb der Stadt (UN, 2017). Der Zusammenhang zwischen nachhaltigen Städten und nachhaltiger Entwicklung wird seit einigen Jahrzehnten diskutiert (z. B. „multi-level governance“, Bulkeley & Betsill, 2013; Frameworks und internationaler Kontext zur nachhaltigen Stadtentwicklung, Satterthwaite, 2008; Stadt-Umland-Beziehungen, Haughton, 1997; öffentliche Grünräume und Stadtökosysteme, Breuste et al., 2016). Unter der Annahme einer Trendfortschreibung der Urbanisierung soll ein zunehmender Anteil der Weltbevölkerung etwa von 70 (UN-Habitat, 2004) bis 55 % (EC et al., 2020) bis zum Jahr 2050 in urbanen Gebieten leben [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Urbane Gebiete nehmen global gesehen etwa 1–2 % der globalen eisfreien Landfläche ein (IPCC, 2019). Unterschiedliche Definitionen zur Abgrenzung von urbanem und ländlichem Raum erschweren robuste Vergleiche und valides Monitoring der SDGs auf internationaler Ebene (EC, 2020a; UN, 2018) und führen zu Schwankungen des Anteils an Siedlungsfläche in Österreich zwischen 6,8 und 0,9 %.

Die Ausdehnung der urbanen und peri-urbanen Gebiete nimmt global gesehen zu und führte auch in Österreich zu dem Wandel von einer Agrar- in eine Industriegesellschaft. Die damit einhergehende (Sub-)Urbanisierung (Kap. 3) und Zersiedelung schreiten voran, vor allem aufgrund von Zuwanderungen in Städte, das städtische Umland und zentrale Orte. Aktuell nimmt der Trend der steigenden Flächeninanspruchnahme unter anderem aufgrund laufender Raumordnungsmaßnahmen ab, die absolute Flächeninanspruchnahme steigt jedoch aufgrund steigender Nachfrage der siedlungsbezogenen Infrastruktur vor allem im städtischen Umland weiter an (wie in Kap. 7 beschrieben, fehlt auch hier eine valide Datenbasis). Die prognostizierte Bevölkerungsentwicklung in Österreich weist deutliche räumliche Unterschiede auf (Kap. 3), mit Bevölkerungszuwächsen in Ballungszentren und deren Umland (Zersiedelung, Suburbanisierung und Donut-Effekt; Kap. 7) und dadurch entstehenden Nutzungskonflikten durch zunehmende Bodenversiegelung (Abb. 1.6 und Kap. 7).

Städte gelten zudem als Verursacher von negativen Auswirkungen auf die Menschen und die Umwelt. Städte tragen

zu globalen Treibhausgasemissionen bei, wobei das Ausmaß je nach Studien stark variiert von 37–49 % (Seto & Reenberg, 2014), 50 % (Satterthwaite, 2008) bis zu 70 % (UN, 2019a) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. In vielen Städten ist die Luftqualität durch lokale Verunreinigungen (v. a. Verkehr, Industrie, Gewerbe) beeinträchtigt. Eine langanhaltende Exposition von Feinstaub und Luftschadstoffen kann gesundheitliche Folgen verursachen (Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen). Internationale Standards und Grenzwerte variieren.<sup>3</sup> In Österreich zeigen die Städte Wien, Linz und Graz verminderte Luftgüte und Feinstaubbelastung in moderater Ausprägung von 10–15 µg/m<sup>3</sup>/Jahr (EEA, 2020a), wobei Wetterereignisse sowie das Verkehrsaufkommen die Belastung beeinflussen (Almbauer et al., 2000). Das Ziel der Verbesserung der Luftgüte ist insbesondere mit **SDG 3** und **SDG 7** vernetzt. Geruchsbelästigungen sind neben Lärm häufige Ursache für Beschwerden der Wohnbevölkerung. Da sich die Stallungen oftmals in Ortsgebieten oder in Randlagen von Siedlungsgebieten befinden, werden Grundstücke in ihrem Wert gemindert bzw. in ihrer Nutzung eingeschränkt, die sich innerhalb eines solchen Schutzabstandes befinden (Bazen & Fleming, 2004; Hribar & Schultz, 2010). Das führt zu einem steigenden Bedarf an Siedlungsfläche. Eine mögliche langfristige Maßnahme ist die Verlagerung von Stallungen aus dem Siedlungsgebiet in das Grünland. Die Rahmenbedingungen müssten dazu in der Raumordnung verankert werden. Weitere negative Effekte auf die menschliche Gesundheit entstehen zudem durch den Eintrag von Schwermetallen in städtische Böden (Simon et al., 2013).

Städten und urbanen Gebieten wird sowohl ein großer Anteil des globalen Energiebedarfs – zwischen 67 und 76 % (Creutzig, 2015) – als auch anthropogen verursachter Treibhausgasemissionen zugeschrieben – zwischen 37 und 80 % [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Global gesehen besteht geringe Übereinstimmung<sup>4</sup> in Bezug auf Pro-Kopf-Emissionen von Stadtbewohner\_innen im Vergleich zum nationalen Durchschnitt. Muñoz et al. (2020) zeigten für Österreich geringere Emissionen bei Haushalten aus dem städtischen Bereich, gefolgt von Haushalten in ländlichen und peri-urbanen Regionen. Als wirtschaftlich offenes System sind Städte auf Importe von Waren und Dienstleistungen aus ihrem Umland (national und global) angewiesen, gesellschaftliche Stoffwechselprozesse sind international verflochten (zu internationaler Verflechtung von Stoffwechselprozessen zwischen Stadt und Land siehe Behrsin & De Rosa, 2020; Blečić et al., 2014; Chen & Chen, 2012; Conke & Ferreira, 2015; Pichler et al., 2017; Zhang et al., 2015) [robuste

Evidenz, Hohe Übereinstimmung]. Eine mögliche Betrachtung – neben Pro-Kopf-Emissionen – bietet das Konzept vom Stoffwechsel einer Stadt („urban metabolism“, u. a. Broto et al., 2012). Indirekte Stoffströme werden durch den Einbezug von wechselseitigen Beziehungen ökologischer und ökonomischer Prozesse (Stoff-, Energie- und Nährstoffflüsse) einer Stadt mit ihrem Umland sichtbar (CO<sub>2</sub>-Fußabdruck und der Verbrauch von Fläche im Hinterland; Gassner et al., 2018). In Wien sind beispielsweise die Energieproduktion und das Bauwesen zwei wesentliche Komponenten, die die Kohlenstoffemissionen direkt und indirekt beeinflussen (Chen & Chen, 2012).<sup>5</sup> Zusammenfassend sind Energiekonsum, Einkommen und Bevölkerungswachstum stark mit Urbanisierung verknüpft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

#### **8.4.5.1 Klimawandel, urbaner Wärmeinseleffekt und spezifische Bedrohung für die Stadtbevölkerung**

Der Anstieg der Temperatur mit längeren und intensiveren Hitzeperioden führt in Siedlungsgebieten zu verstärkter Hitzebelastung (Abschn. 3.4.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Schlüsselement zur Reduktion des urbanen Wärmeinseleffekts ist die Erhöhung des Anteils an grüner Infrastruktur und Wasserflächen in der Stadt (Abschn. 4.4). Auch Gebäudestrukturen, Materialien, Wohndichte und Begrünung wirken städtischen Wärmeinseln entgegen (Abschn. 3.4), die Energieraumplanung (Kap. 7) liefert ein mögliches Steuerungsinstrument in der Raumplanung. Die negativen Auswirkungen des Temperaturanstiegs auf die Bevölkerung umfassen neben wirtschaftlichen vor allem gesundheitliche Aspekte, auf die in APCC SR Gesundheit (APCC, 2018) genauer eingegangen wurde [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da ein starker Zusammenhang zwischen Extremtemperaturen und Mortalität sowie Arbeitsproduktivität besteht (APCC, 2014; IPCC, 2019), wird angenommen, dass eine Zunahme extremer Hitzeperioden (Abschn. 3.5.3) die zukünftigen Bedingungen für die Bevölkerung in Städten verschlechtern wird, wodurch negative Auswirkungen auf die Erreichung von SDG 11.5 möglich sind (Zahl der durch Katastrophen, einschließlich Wasserkatastrophen, bedingten Todesfälle und der davon betroffenen Menschen deutlich reduzieren). Ein Zusammenspiel von Faktoren der Exposition und Sensitivität besonders vulnerabler und einkommensschwacher Personengruppen kann zu einer besonderen Herausforderung werden. Dies betrifft unter anderem ältere Menschen und Menschen mit Migrationshintergrund (APCC, 2018, 2014; Arnberger et al., 2017; Khomenko et al., 2020; van Vliet et al., 2016;

<sup>3</sup> Grenzwerte für Langzeitbelastung, Feinstaub zwischen < 10 µg/m<sup>3</sup>/Jahr (WHO-Standards) und < 25 µg/m<sup>3</sup>/Jahr (Europäische Union).

<sup>4</sup> Divergierende Ergebnisse zu Pro-Kopf-Emissionen in Städten führen zum Beispiel Muñoz et al. (2020) an.

<sup>5</sup> Außerhalb des Administrativen liegende, am Metabolismus teilhabende Aktivitäten wurden in Chen & Chen (2012) berücksichtigt (Netzwerkanalyse verschiedener Sektoren).

Wanka et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ein Unterziel der Agenda 2030 ist die Bereitstellung von angemessenem, sicherem und bezahlbarem Wohnraum bis 2030 zur Grundversorgung für alle. Ein wichtiger Schritt in Richtung Zielerreichung ist die Sicherstellung des Zugangs zu klimawandelangepasster Bebauung für die gesamte Bevölkerung. Wie in Abschn. 5.1.3 beschrieben, ist in dichten Siedlungsstrukturen mit steigendem Energiebedarf für die Gebäudekühlung zu rechnen. Im Fall eines Verzichts auf Kühlung ist mit Komforteinbußen durch extreme Hitzeperioden im Sommer zu rechnen (APCC, 2014). Darüber hinaus bezieht sich „sicherer Wohnraum“ auf Wohnen in hochwassersicheren Gebäuden und auf den Schutz vor innerstädtischem Hochwasser (z. B. durch den Rückhalt von Regenwasser und die Anwendung des „Schwammstadtprinzips“; Abschn. 4.4).

#### 8.4.5.2 Zugangsfragen, Gerechtigkeitsfragen und Gleichheitsfragen

Wirtschaftlich motivierte Erwartungen sind treibende Kraft für Zuwanderung in Ballungsräume (Abschn. 3.4). Jedoch stehen die Erwartungen auf bessere Chancen auf attraktivere Lebensbedingungen der Tatsache gegenüber, dass Ballungsräume und Städte global wie österreichweit potenzieller Hotspot für Einkommensdisparitäten sind (Konnex zu SDG 1, SDG 8). In Österreich ist der Unterschied der Beschäftigungsquote und der von Armut oder sozialer Ausgrenzung bedrohten Personen zwischen Stadt und Land im Vergleich zu anderen europäischen Mitgliedsstaaten besonders groß (Koceva et al., 2016). Starke Preissteigerungen von Mieten und die Wohnungsfrage belasten viele Haushalte, besonders Niedrigverdiener\_innen, nicht nur in Großstädten, sondern auch in mittleren Städten wie beispielsweise Salzburg (VanHametner et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Gegensatz zu SDG 5 stehen Ausgrenzungsprozesse, Deregulierung und Privatisierung der Wohnversorgung, welche zu sozialräumlicher Polarisierung und Quartieren der Ausgrenzung beitragen.

Investitionen in Transport, Gebäude, Informations- und Kommunikationstechnologie steigern das Wirtschaftswachstum, schaffen Arbeitsplätze und verbessern die Lebensqualität für Stadtbewohner\_innen. Eine nachhaltig geplante Stadt- und Siedlungsstruktur kann positiv auf den Energieverbrauch und Stoffwechsel einer Stadt einwirken (Davoudi & Sturzaker, 2017; IPCC, 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. In Österreich wird seit den 1970er-Jahren in Bezug auf die Entwicklung der Siedlungsstruktur das Ziel einer „kompakten“ Stadt (Abschn. 6.6), gemeinsam mit einer Funktionsmischung, verfolgt. Dies ermöglicht den Verkehrsteilnehmer\_innen, vor allem innerstädtisch, mehr Wege mit dem öffentlichen Personennahverkehr, dem Rad oder zu Fuß zurückzulegen (APCC, 2014). Dem gegenüber stehen

in strukturell schwachen ländlichen Gemeinden insbesondere Personengruppen mit eingeschränkter Mobilität und ohne stabile soziale Netzwerke vor besonderen Herausforderungen, den Alltag zu bewältigen (Fischer & Born, 2018). Darüber hinaus haben ältere Personen zudem mit abnehmender Besiedlungsdichte ein höheres Armutsrisiko (Angel, 2010). Mit der „kompakten“ Stadt verknüpft ist die positive Auswirkung auf die Möglichkeit zu regelmäßiger sportlicher Aktivität u. a. bei Kindern (Fonds Gesundes Österreich, 2018), wobei das Vorhandensein von öffentlichen Grünflächen eine wichtige Rolle spielt. Städtische Grünräume haben darüber hinaus eine wichtige Rolle in der Klimawandelanpassung (z. B. grüne und blaue Infrastruktur, Abschn. 4.4) und tragen zu SDG 11.7 bei (Bis 2030 den allgemeinen Zugang zu sicheren, inklusiven und zugänglichen Grünflächen und öffentlichen Räumen gewährleisten, insbesondere für Frauen und Kinder, ältere Menschen und Menschen mit Behinderung).

#### 8.4.6 Globale Umwelt-Commons

##### Box 8.7 Bezug von globalen Umwelt-Commons und den SDGs in Österreich

In der Agenda 2030 sind die globalen Umwelt-Commons und ihre Erhaltung zentral in den SDGs 13, 14 und 15 und teilweise in den SDGs 2, 4, 6, 8 und 12 verankert. Alle 17 Ziele interagieren auf verschiedene Weise mit den biosphärischen Zielen, in denen die globalen Umwelt-Commons geregelt sind (Lusseau & Mancini, 2019; Miola et al., 2019; Pradhan et al., 2017; Sebestyén et al., 2019; UN, 2019a; Weitz et al., 2018). Nach Vergleich des Fortschritts in der Erreichung aller SDGs hat die EU in der Erreichung der SDGs 13 und 15 (gemeinsam mit den SDGs 9 und 12) bisher die geringsten Fortschritte gemacht (für die Ziele 6 und 14 konnte kein Trend errechnet werden) (Eurostat, 2020b) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Mit globalen Umwelt-Commons werden Systeme und Eigenschaften von Systemen bezeichnet, deren Bestand über regionale und nationale Grenzen bzw. Jurisdiktion hinweg direkt oder indirekt zur Aufrechterhaltung der Funktionen des Erdsystems oder der Erhaltung von Leben beiträgt (UN, 2019a). Das umfasst Biodiversität, die Atmosphäre, die Kryosphäre, die Hydrosphäre, die Pedosphäre und Wälder.

In diesem Bericht werden Aspekte von Landnutzung und Klimawandel in Bezug auf Atmosphäre, Kryosphäre, Hydrosphäre, Pedosphäre und Wald in den Kap. 2, 4 und 5 behandelt. Biodiversität als globales Umwelt-Commons wird in diesem Unterkapitel dargestellt.

#### 8.4.6.1 Der Beitrag von Biodiversität zu menschlichem Wohlergehen im Kontext von Landnutzung

Umwelt-Commons im Allgemeinen und Biodiversität im Besonderen ermöglichen menschliches Überleben durch die vielfältigen Leistungen, die sie erbringen (Box 1.2). Sie werden aber von menschlichen Eingriffen wie der Landnutzung beeinflusst bzw. beeinträchtigt. So wurde z. B. auf globaler und europäischer Ebene nachgewiesen, dass Bestäubungsleistung und natürliche Schädlingskontrolle signifikant positiv mit der Artenzahl an bestäubenden Insekten bzw. Raubinsekten korreliert sind und somit einen direkten positiven Einfluss auf den Ernteertrag landwirtschaftlicher Produkte haben (Clough et al., 2020; Dainese et al., 2019; Kirchweger et al., 2020). Diese Beziehungen werden weitgehend von der Größe der Felder und der Randliniendichten von Landschaften bestimmt. Für europäische Agrarlandschaften mit über 70 % landwirtschaftlicher Nutzfläche und Randliniendichten unter 0,1 km/ha ist die Bestäubungsleistung gering, während in Landschaften mit Randliniendichte über 0,4 km/ha und einem Anteil von 20 % semi-natürlicher Lebensräume (Hecken, Gräben, unbewirtschaftetes Grünland, Gebüsche, Brachflächen) die Erträge hoch sind (Martin et al., 2019). Beziehungen von zunehmendem Ernteertrag mit steigender Artenzahl oder Individuenzahl an bestäubenden Insekten (bei vergleichbaren Düngeregimen) wurden auch auf regionaler Ebene beobachtet, z. B. für Äpfel (Mallinger & Gratton, 2015) oder Erdbeeren (Castle et al., 2019). Der Wert der Bestäubung von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (Obst-, Gemüse-, Ölfrüchte- und Hülsenfrüchte) durch Insekten wurde für Österreich für das Jahr 2008 auf 298 Mio. Euro geschätzt (Zulka & Götzl, 2015), der Wert von Schädlingskontrolle durch Insekten auf knapp 330 Mio. Euro pro Jahr (Umweltbundesamt, 2020a). Allerdings bedeuten höhere Erträge nicht automatisch höhere Einkünfte der Landwirt\_innen. Einsparungen bei Arbeitszeit und Treibstoffkosten und Einsatz größerer Maschinen sowie die aktuelle Förderungsstruktur bewirken, dass derzeit größere Felder trotz geringerer Erträge und größerer Einbußen bei Biodiversität höhere Einkünfte bewirken (Clough et al., 2020).

Biodiversität leistet aber auch für die menschliche Gesundheit in mehrfacher Hinsicht essenzielle Beiträge und damit auch zur Erreichung von SDG 3: Sie ist entscheidend für die Regulierung von Pathogenen und Krankheiten – insbesondere Infektionskrankheiten; sie ist grundlegend für Ernährungssicherheit und ermöglicht eine gesunde Ernährung; sie ist als genetische Vielfalt eine Schlüsselressource, um angesichts des Klimawandels in Zukunft resiliente und anpassungsfähige Nutzpflanzen zu haben; und nicht zuletzt ist die Vielfalt der Pflanzenwelt die Hauptquelle von Innovationen in der Medizin (IPBES, 2019).

Eine hohe Biodiversität schützt vor Infektionskrankheiten (Cazzolla Gatti et al., 2021; IPBES, 2020; Jones et al., 2008; Ostfeld & Keesing, 2012; Randolph & Dobson, 2012), da sie dazu beiträgt, dass Pathogene nicht hochkonzentriert in einigen wenigen Arten auftreten, sondern auf viele Wirtspezies verteilt und dadurch „verdünnt“ sind, was auch als „dilution effect“ bezeichnet wird (Keesing et al., 2010; Keesing & Ostfeld, 2015; Randolph & Dobson, 2012). Auch bei Zoonosen (Infektionskrankheiten, die vom Tier auf den Menschen überspringen), die über 60 % aller neu auftauchenden Infektionskrankheiten ausmachen (Jones et al., 2008), ist dieser Effekt gegeben. Das heißt, dass eine hohe Wildnis-Biodiversität das Risiko für Zoonosen vermindert – durch das Eindringen in und Zerstören von Wildnishaabiten sowie deren Biodiversität wird es hingegen erhöht [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Sars-CoV-2 ist eine in einer Reihe von vielen Zoonosen (z. B. Ebola, West-Nil-Virus, Schweine- und Vogelgrippe), deren Auftreten als Folge der menschlichen Eingriffe in Wildnishaabiten und des damit einhergehenden globalen Biodiversitätsverlustes gesehen wird (Keesing & Ostfeld, 2021). Aber auch die Übertragungswahrscheinlichkeit von Infektionskrankheiten, die nicht von Mensch zu Mensch übertragen werden, wie die von Zecken übertragene Lyme-Borreliose, erhöht sich durch den Biodiversitätsverlust (Ostfeld & Keesing, 2000).

Die Vielfalt des globalen Nahrungsangebots ist drastisch gesunken, da im 21. Jahrhundert von den insgesamt 7000 essbaren Nutzpflanzen in der Menschheitsgeschichte nur zwölf Nutzpflanzen und fünf Tierarten verwendet werden, um 75 % der Nahrungsmittel der Welt zu produzieren (IPBES, 2019). Das hat zum einen sowohl die Arten- als auch die genetische Vielfalt ausgehöhlt und stellt somit ein Risiko für die Ernährungssicherheit dar. Zum anderen hängt dieses weniger diverse Nahrungsangebot mit einer weniger gesunden Ernährung zusammen, weil die Hohertragspflanzen (Reis, Weizen, Mais) einen tendenziell geringeren Gehalt an Spurenelementen aufweisen und so zu Fehlernährung beitragen können (IPBES, 2019).

Darüber hinaus ist es eine Leistung von Biodiversität, sowohl eine Quelle von pflanzlichen Arzneimitteln als auch eine Inspirationsquelle von Innovationen für neue (synthetische) Arzneimittel zu sein. So sind etwa 4 Mrd. Menschen primär auf natürliche Arzneimittel angewiesen und gegenwärtig über 28.000 Pflanzenarten als medizinisch nutzbar registriert. Außerdem sind etwa 70 % der Krebs-Medikamente entweder natürlicher Art oder als synthetische Produkte durch die Natur inspiriert (IPBES, 2019).

Aus der Einsicht, dass menschliche Gesundheit und die Gesundheit der Ökosysteme vielfältig verwoben sind und die Zukunft der Biodiversität mit der Zukunft menschlicher Gesundheit eng zusammenhängt (IPBES, 2019), wird in der



Forschung zunehmend ein „One Health“-Ansatz vertreten. Damit ist ein Ansatz gemeint, der die die Gesundheit von Menschen mit der Gesundheit von Tieren und verschiedenen Umweltsystemen direkt in Verbindung setzt und Gesundheit als systematische Eigenschaft sieht (IPBES, 2020).

#### 8.4.6.2 Der Status der Biodiversität in Österreich

SDG 15, Target 5 postuliert den Stopp von Biodiversitätsverlust bis 2020. Unabhängig von den verschiedenen Konzeptualisierungen von Wissen ermöglicht Kenntnis von Biodiversität deren Schutz (Purvis et al., 2019). Österreich weist eine hohe geologische, geomorphologische und klimatische Vielfalt auf und, bedingt durch das Zusammenspiel dieser Faktoren, eine hohe Vielfalt an Arten und Lebensräumen. Es zählt zu den artenreichsten Ländern in Europa (Sauberer et al., 2008) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Derzeit sind in Österreich 54.125 Tierarten beschrieben. Dazu zählen ca. 100 Säugetierarten sowie ca. 40.000 Insektenarten (Geiser, 2018). Die Anzahl von Wirbeltieren hat in Österreich in den letzten 30 Jahren um durchschnittlich 40 % abgenommen (Semmelmayer & Hackländer, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bezüglich einzelner Tiergruppen werden in den Roten Listen bedrohter Arten in Österreich 45 % der Säugetiere, 57 % der Brutvögel und 100 % der Kriechtiere und Lurche als in unterschiedlichem Ausmaß bedroht geführt (Spitzenberger et al., 2005; Gollmann et al., 2006; Holzinger et al., 2009; Arche Austria, 2010; Nicklfeld, 1999; Kew, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Allerdings sind diese roten Listen über zehn Jahre alt und nicht auf dem aktuellen Stand der Artenverluste. Ähnlich stellt sich die Lage in Österreichs Fließgewässern dar, wo nur mehr 17 % freie Fließstrecken existieren. Von den 58 nachgewiesenen Fischarten sind 39 (67 %) entweder gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Wolfram & Mikschi, 2007).

Für Österreich sind keine flächendeckenden Monitoringdaten für Bestand und Entwicklung von Insekten vorhanden (Rabitsch et al., 2020). Gut ist die Datenlage bei Insekten jedoch in unseren Nachbarländern Deutschland und der Schweiz. Eine deutsche Studie beschreibt einen Verlust an Insektenbiomasse in Naturschutzgebieten von 76 % in den letzten 27 Jahren (Hallmann et al., 2017). Diese Ergebnisse werden durch eine aktuelle Studie für Deutschland bestätigt, die seit 2008 einen Rückgang von 67 % der Arthropoden-Biomasse, 78 % der Abundanz und 34 % der Arten beschreibt (Seibold et al., 2019; Seibold et al. 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die bislang vorliegenden Befunde für einzelne Gebiete in Österreich zeigen vergleichbare Muster in Bezug auf das Insektensterben (Umweltbundesamt, 2020a; Zulka, 2020).

Dies ist insofern ein besonders verlässliches Alarmzeichen, weil Insekten nicht nur die bei Weitem artenreichste

Gruppe stellen, sondern deren Biomasseabnahme große Kollateralschäden auf andere Gruppen bzw. ganze Ökosysteme hat. Für brütende Vögel, Fledermäuse oder Reptilien stellen Insekten eine wichtige und in manchen Fällen die einzige Nahrungsgrundlage dar (Hallmann et al., 2017; Umweltbundesamt, 2020a) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Von den etwa 3000 Farn- und Blütenpflanzen gelten 33 % zumindest als gefährdet (Kew, 2016; Nicklfeld, 1999) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die mikrobielle Diversität inklusive der Diversität der Pilze ist besonders unvollständig dokumentiert. Die Gesamtzahl aller in Österreich vorkommenden Pilzarten wird auf 16.648 geschätzt (Dämon & Krisai-Greilhuber, 2016). Das derzeitige vorliegende Artenverzeichnis (Dämon & Krisai-Greilhuber, 2016) legt auch eine neu bearbeitete Version der Roten Liste gefährdeter Pilze Österreichs vor. Von den über 4450 Pilzarten im vorliegenden Verzeichnis gelten ca. 1300 Arten (29 %) als gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht, weitere 790 Arten (17 %) als potenziell gefährdet.

In Österreich wurden insgesamt 488 Biotoptypen ausgewiesen. Davon wurde die Hälfte als bedroht eingeschätzt (Essl & Egger, 2010) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Von den 71 Lebensraumtypen, die in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) ausgewiesen und alle sechs Jahre bewertet werden, befanden sich im Zeitraum von 2013 bis 2018 18 % in einem günstigen Erhaltungszustand, 35 % in einem ungünstig-unzureichenden und 44 % in einem ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (für 3 % war die Datengrundlage für eine Bewertung nicht ausreichend) (Ellmauer et al., 2019).

In Bezug auf Arten, die in den Anhängen der Richtlinie als Schutzgüter angeführt und für Österreich bewertet werden, gehört Österreich zu den sieben EU-Mitgliedstaaten, bei denen mehr als 30 % einen ungünstigen Erhaltungszustand aufweisen (Ellmauer et al., 2019). Im Vergleich der letzten beiden Berichtspflichten haben sich mehr Schutzgüter verschlechtert als verbessert (Ellmauer et al., 2019).

Für eine umfassende landesweite Beurteilung der Situation und Entwicklung der Biodiversität in Österreich ist die Datenlage momentan nicht ausreichend. Ein umfassendes österreichweites Biodiversitätsmonitoring ist zur Beurteilung der Situation von Arten- und Habitatgefährdung unerlässlich (Umweltbundesamt, 2020a).

Erste Ansätze für den landwirtschaftlich genutzten Raum wurden im Monitoringprogramm BINATS (Biodiversity – NATure – Safety) I (Erhebungen 2007 und 2008) und BINATS II (Erhebungen 2017–2018) verwirklicht (Pascher et al., 2011, 2020). Dieses Programm erhebt die Biodiversität anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen, allerdings nur in relativ artenarmen Agrarlandschaften mit Schwerpunkt auf Mais- und Rapsanbauflächen.

Eine Basiserhebung eines österreichweiten Biodiversitätsmonitorings im Grünland wurde vom Umweltbundesamt durchgeführt. Eine Fortführung dieses Monitorings ist eine kritische Grundlage zur Bestimmung der Biodiversitätsgefährdung in Österreich und somit auch für eine Ist-Zustandsanalyse für SDG 15 unabdingbar (Umweltbundesamt, 2017).

Im Rahmen der EU-FFH-Richtlinie (EWG 43, 1992) werden die in den Anhängen der Richtlinie angeführten Schutzgüter alle sechs Jahre nach europaweit einheitlichen Kriterien bewertet. Für Österreich liegt der dritte Bericht für den Zeitraum von 2013 bis 2018 für 211 Tier- und Pflanzenarten und 71 Lebensraumtypen vor (Ellmayer et al., 2019). Die Zusammenfassung des aktuellen Berichts ist auf der EEA-Homepage (EEA, 2021) abrufbar. Für einzelne Artengruppen werden von Vereinen oder Forschungseinrichtungen Monitoringaufgaben wahrgenommen, z. B. für Vögel von BirdLife Österreich, für Fische vom Institut für Hydrobiologie an der Universität für Bodenkultur (IMMA, 2020). In den Bundesländern Tirol und Vorarlberg gibt es seit 2018 bzw. ab 2020 das erste systematische Tagfalter-Monitoring in Österreich (viel-falter.at, 2022).

#### 8.4.6.3 Ursachen der Biodiversitätsverluste in Österreich

Globale, aber auch europäische Biodiversitätsverluste sind eng an Wirtschaftswachstum gekoppelt (Marques et al., 2019; Otero et al., 2020). Mit dem Wirtschaftswachstum einhergehender gesteigerter Ressourcenverbrauch und höhere Emissionen sind die generellen Ursachen für die Verluste an Biodiversität (Otero et al., 2020). Die unmittelbaren Ursachen für die Biodiversitätsverluste sind vielfältig, lassen sich jedoch in die zwei Hauptgruppen „Landnutzung“ und „Klimawandel“ (Dullinger et al., 2012; Engler et al., 2011) zusammenfassen. Im Bereich der Landnutzung sind folgende Aspekte für die drastischen Rückgänge verantwortlich:

- 1) Intensivierung der Landnutzung (Allan et al., 2015; Allen et al., 2014; Niedrist et al., 2008; Manning et al., 2015; Blüthgen et al., 2016; Auffret et al., 2018; Busch et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
- 2) Aufgabe der extensiven landwirtschaftlichen Nutzung bei starker laufender Nutzungsaufgabe (Fischer et al., 2008; Niedrist et al., 2008; Zimmermann et al., 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
- 3) Lebensraum- und Landnutzungsänderung (Bowler et al., 2019; Cardoso et al., 2020; Teufelbauer & Seaman, 2017)
- 4) Stickstoffeinträge (Habel et al., 2016; Payne et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
- 5) Verbauung und Verdichtung (Umweltbundesamt, 2020b)
- 6) Invasive gebietsfremde Arten (Essl & Rabitsch, 2002; Keller et al., 2011; Seebens et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
- 7) Touristische Landnutzung (Sato et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich wurden im Rahmen des FFH-Berichtes nach Art. 17 die wesentlichen Belastungen und Bedrohungen („pressures and threats“) zusammengefasst (EEA, 2020b)

Ein großer Teil der Biodiversitätsverluste wird über Handelsbeziehungen externalisiert. Westeuropa und Nordamerika waren 2011 für 48 % der Biodiversitätsverluste durch internationalen Handel verantwortlich (Marques et al., 2019). Viehzucht ist global der größte Treiber von Biodiversitätsverlusten, während der Anbau von Ölsaaten die größten Zunahmen im Einfluss auf Biodiversität aufweist (Marques et al., 2019).

Neobiota sind ein bislang eher vernachlässigtes Problem für den Naturschutz. Einige der gebietsfremden Arten sind invasiv und haben aus naturschutzfachlicher Sicht negative Auswirkungen auf die natürliche Biodiversität (Pyšek et al., 2020). Während bei Tieren wie Wandermuschel und Schwarzmundgrundel wenig Chance auf Eindämmung besteht, werden seit der Jahrtausendwende bei Neophyten wie Riesenspringkraut, Akazie, Eschen-Ahorn und Staudenknöterich Maßnahmen zur Bekämpfung gesetzt. Durch das Fortschreiten des Klimawandels wird die Ausbreitung einiger invasiver Neobiota begünstigt (Umweltbundesamt, 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Klimawandel kann direkt auf die Biodiversität durch Änderungen von Temperatur und Niederschlag wirken (Meyer et al., 2022). Besonders für Wald werden indirekte Effekte durch Änderungen der Störungsregime (Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen) ausgelöst. Störungsintensitäten werden mit zunehmender Klimaänderung zunehmen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage) (IPCC, 2022; Seidl et al., 2014), und Häufigkeiten des Auftretens verschiedener Störungsursachen werden sich verändern (Seidl et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Biodiversität nimmt nach Störungen im Wald für einige Dekaden zu (Hilmers et al., 2018; Kortmann et al., 2021; Lehnert et al., 2013; Swanson et al., 2011; Thom et al., 2017b; Thom & Seidl, 2016; Viljur et al., 2022; Winter et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Aufarbeitung von Totholz nach Störungen reduziert Biodiversität (Thom et al., 2017a) [hohe Übereinstimmung, starke Beweislage]. Frühe und sehr späte sukzessionale Entwicklungsstadien im Wald weisen die höchste Biodiversität auf (Hilmers et al., 2018; Kaufmann et al., 2017) [hohe Übereinstimmung, hohe Beweislage]. Gleichzeitig sind solche Flächen nur in geringem Ausmaß vorhanden (Gratzer, 2012; Sabatini et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Erhöhung des Anteils von Schutzgebieten, in denen keine Nutzungen und keine Aufarbeitung von Störungsflächen durchgeführt werden, würde den Anteil früh sukzessionaler Stadien nach

Störungen und den Anteil spät sukzessionaler Flächen und damit die Biodiversität im Wald erhöhen (Lindenmayer & Noss, 2006; Paillet et al., 2010; Thom et al., 2017c) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Modellierung der Treibhausgasbilanz des waldbasierten Sektors (Weiss et al., 2020) untersucht in verschiedenen Szenarien bis 2150, welchen Effekt die Forstwirtschaft und die nachgeschaltete Wertschöpfungskette auf die Treibhausgasemissionen haben. Die Ergebnisse der Bewertung von verschiedenen Nutzungsszenarien in dieser Studie und in Studien mit ähnlichen Zielsetzungen haben Auswirkungen auf die Entwicklung der Biodiversität im Wald und werden aus diesem Grund besprochen. Ein Szenario, bei dem bis im Jahr 2150 zusätzlich Flächen durch (monetär abgegoltenen) Nutzungsverzicht im Ausmaß von 5 % der Ertragswaldfläche (von derzeit 1,2 % der Ertragswaldfläche) bereitgestellt werden, weist die größte Senkenstärke bis 2100 im Vergleich zu verschiedenen intensiveren Nutzungsszenarien auf (Box 5.1).

Untersuchungen in Buchenurwäldern in der Slowakei zeigen, dass diese Wälder oberirdisch um 20 % höhere Kohlenstoffvorräte aufwiesen als benachbarte Wirtschaftswälder knapp vor der Nutzung. Die Bodenkohlenstoffvorräte dieser Urwälder waren um 13 % höher und die Totholzorganomasse um 310 % höher als in den vergleichbaren Wirtschaftswäldern. Für den gesamten ökosystemaren Kohlenstoffvorrat ergab sich dadurch um 75 t/ha mehr Kohlenstoff in den Urwäldern. Die oberirdische Netto-Primärproduktion war in den Ur- und Wirtschaftswäldern gleich hoch (Glatthorn et al., 2018, 2017; Kaufmann et al., 2017; Klingenberg & Leuschner, 2018). Für Gefäßpflanzen, Flechten und Moose war der regionale Artenpool in diesen Urwäldern bei Flechten doppelt so groß, bei Moosen um 50 % größer und bei den Gefäßpflanzen gleich groß wie im Wirtschaftswald [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Dieses Ergebnis wird kontrovers interpretiert, da der um knapp 4 %-Punkte erhöhte Nutzungsverzicht weniger zur potenziellen Substitution von fossilen Brennstoffen beiträgt. In die Berechnungen wurden Biodiversitätsindikatoren nicht einbezogen. Schutz von Naturwaldrelikten (Sabatini et al., 2020) und Nutzungsverzicht auf einem Teil der Waldfläche führt zur Erhöhung der Biodiversität und wirkt der Biodiversitätskrise entgegen (Eckelt et al., 2018).

Eine Szenarienmodellierung der Ökosystemleistungen, die von den Österreichischen Bundesforsten (ÖBF) unter verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien erbracht werden, bestätigt dies (Getzner et al., 2020). Drei Szenarien wurden zu möglichen Managementstrategien der ÖBF formuliert: „Intensivierung Forstwirtschaft“, „Ökologie & Ökonomie“ und „Intensivierung Naturschutz“. Das Ziel der Studie war, die ÖBF ökologisch, räumlich und ökonomisch zu erfassen und zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, dass das Szenario „Intensivierung Naturschutz“ im Vergleich zum „Status quo 2016“ einen jährlichen Wohlfahrtsgewinn (volkswirt-

schaftlicher Nutzeffekt) von rund 180,7 Mio. Euro aufweist. Durch eine höhere Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse (anstatt der Holzernte für Holzprodukte und zum Ersatz fossiler Brennstoffe) entsteht für dieses Szenario ein Wertzuwachs von 6 Mio. Euro pro Jahr. Die Verringerung des ökonomischen Wertes der Holzproduktion durch den Wohlfahrtsgewinn wird durch die Intensivierung von Naturschutz bei anderen Ökosystemleistungen (Schutz der Biodiversität, Erholungsleistungen, Erosionsschutz, Speicherung von Kohlenstoff) aufgewogen. In dieser Studie wirken sich eine Erhöhung der nachhaltigen Holzproduktion und ein damit einhergehender höherer Ersatz fossiler Rohstoffe durch Biomasse negativ auf die Kohlenstoffbilanz aus. Das wird mit der hohen Kohlenstoffspeicherung durch Zuwachs, in kurzen Nutzungen von Gütern im Holzproduktetpool und in der „vergleichsweise weniger effizienten energetischen Nutzung von Biomasse“ in Hinblick auf Energieeinsatz, -umwandlung und -nutzung begründet (Getzner et al., 2020). Insgesamt ist bei dem in dieser Studie gewählten Forschungsansatz zu beachten, dass die dargestellten ökonomischen Bewertungen bzw. Wertschätzungen Präferenzen veranschaulichen und die Bewertungen in Geldeinheiten zum besseren Vergleich dienen und keine monetären Betriebserfolge darstellen (Getzner et al., 2020, 2018; Getzner & Meyerhoff, 2020) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Für den rapiden Artenrückgang von Arthropoden fällt der Landwirtschaft wegen ihres großen Flächenanteils in den einzelnen Ländern eine zentrale Rolle zu. Strukturarme Agrarlandschaften mit einem geringen Anteil an naturnahen Lebensräumen verfügen über geringere Insektenzahlen als strukturreiche Agrarlandschaften, und über eine geringere natürliche Schädlingskontrollleistung, was sich in reduzierten Ernteerträgen widerspiegeln kann (Clough et al., 2020; Grab et al., 2018). Auch die Artenzahlen von Spinnen, die eine wichtige Rolle in der natürlichen Schädlingskontrolle spielen, nehmen mit dem Anteil an naturnahen Lebensräumen zu, wie in Agrarlandschaften Ostösterreichs nachgewiesen wurde (Drapela et al., 2008). Ackerflächen weisen auch geringere Diversität von Bodenfauna auf (Rüdissler et al., 2015). Intensiv genutzte Obstbaumplantagen und Weingärten weisen jedoch teilweise sehr hohe Mikroarthropoden-diversität auf, was auf Mulchen und Bewässerung und die damit verbunden Aufrechterhaltung von ausreichend Bodenfeuchte zurückgeführt wird (Rüdissler et al., 2015).

Darüber hinaus hat landwirtschaftliche Intensivierung, speziell durch den Einsatz von Insektiziden, negative Effekte auf Insekten und die von Insektennützlingen ausgehende natürliche Schädlingskontrolle sowie auf die Bodenfauna (Geiger et al., 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine wesentliche Bedeutung des Biodiversitätsverlusts kommt der Überversorgung von Lebensräumen mit Nährstoffen zu. Neben Phosphor, der sich als extrem nachteilig

für die Arten- und Individuenzahlen von Pflanzen erwiesen hat (Ceulemans et al., 2013), führt vor allem Stickstoff zu einem massiven Artenrückgang. Der über die Luft verdriftete Stickstoff verändert Pflanzengemeinschaften von Magerstandorten, indem seltene anspruchsvolle Arten von nährstoffliebenden Pflanzen verdrängt werden. Dies kann dazu führen, dass gefährdete Tagfalterarten ihre Futterpflanzen verlieren und die Artengemeinschaft von einigen wenigen generalistischen Tagfalterarten dominiert wird (Habel et al., 2016). Und selbst innerhalb häufiger Schmetterlingsarten kann die Stickstoffanreicherung in Raupenpflanzen zu einer erhöhten Sterblichkeit der Raupen von häufigen Arten führen (Kurze et al., 2018). Auch im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings Schweiz hat man beobachtet, dass hoher Stickstoffeintrag zu einem massiven Rückgang von Schmetterlingen führt, vor allem von gefährdeten anspruchsvollen Arten (Roth et al., 2021). Somit ist Stickstoffüberschuss neben oben erwähnten Faktoren ein wesentlicher Treiber des Biodiversitätsverlustes in verschiedenen terrestrischen Lebensräumen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Innerhalb der EU sticht Österreich durch einen überproportional hohen Anteil an jährlicher Versiegelung des Bodens durch Verbauung von Agrarflächen hervor (Eurostat, 2020b; Umweltbundesamt, 2020a), was sich negativ auf die Bodenorganismen (Geisen et al., 2019; Jeffery & Gardi, 2010) auswirkt [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

## 8.5 Hebel zur Transformation

Nachdem der State of the Art zum Thema Klimawandel und Landnutzung aus der Perspektive der Agenda 2030 in den vorangegangenen Unterkapiteln diskutiert wurde, setzt sich Abschn. 8.5 mit möglichen Wegen auseinander, wie die aktuellen Herausforderungen grundlegend und strukturell bewältigt werden können. Kurz: Es geht um die Vision der Transformation, die als „grundlegender und intendierter Abschied vom ‚Business as usual‘“ (UN, 2019a: 5) definiert wird. Bei der Transformation, wie bei einem anderen, aber ähnlichen Begriff „sozialer Wandel“, handelt es sich um jene Änderungen, die „die Charakteristik der Sozialstruktur einer Gesellschaft, ihre grundlegenden Institutionen, Beziehungs- und Kulturmuster signifikant betreffen“ (Meyer, 2014). Die vier Hebel zur Transformation (Abb. 8.6) berücksichtigen die vielfältigen, sich ergänzenden Rollen unterschiedlicher Akteur\_innen und Organisationen bei der Herbeiführung von Veränderungen. Jeder Hebel kann individuell zum systemischen Wandel beitragen. Nur durch ihre kontextabhängigen Kombinationen wird es möglich, die Transformationen herbeizuführen, die notwendig sind, um die Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung auszugleichen. Dabei handelt es sich bei diesen Kombinationen um integrative Transformationspfade.

### 8.5.1 Governance

Im Kontext der Landnutzung und des Klimawandels geht es bei Governance um die Koordination von oft widersprüchlichem Handeln nicht nur durch staatliche Organisationen, sondern auch durch Markt- und zivilgesellschaftliche Akteur\_innen. Dementsprechend umfassen die Eckpfeiler der Governance effektive, transparente, zugängliche und inklusive Institutionen, wie Markt, Behörde, Schulen und zivilgesellschaftliche Organisationen (UN, 2019a).

#### SDG-orientierte Koordination fragmentierter und widersprüchlicher Landnutzungspolitiken

Governance von oben ist insbesondere dort gefragt, wo widersprüchliche Agrar-, Gesundheits-, Raumordnungs-, Sozial- und Umweltpolitiken koordiniert, kontraproduktive oder gar schädliche Zuschüsse beendet werden müssen oder Steuersysteme auf ökologische und soziale Prioritäten auszurichten sind (SAPEA, 2020). Die Agenda 2030 stellt für eine solche systemische und sektorübergreifende Landnutzungspolitik einen umfassenden Legitimationsrahmen dar. In den letzten Jahren wurden zwar sogenannte integrierte Strategien (Nachhaltigkeits-, Klimaanpassungs-, Biodiversitätsstrategie etc.) formuliert, die aber derzeit nur als Kommunikationswerkzeug eingesetzt werden (Casado-Asensio & Steurer, 2014), da sie keine anderen Rechtsinstrumente anleiten können und nicht rechtlich verbindlich sind (Pülzl et al., 2018). Neben integrierten Strategien kann die Verknüpfung über mehrere Sektoren, aber auch von Stadt-Land oder zwischen Produzent\_innen und Konsument\_innen, durch regionale und auch soziale Nähe dabei helfen, fragmentierte Governance-Strukturen zu überbrücken (Berner et al., 2019; Edelmann et al., 2020b, 2020a; Karner, 2009; Milestad et al., 2010; Niedermayr et al., 2018; Oedl-Wieser et al., 2020; Schönhart et al., 2009; Smith et al., 2019).

Widersprüchliche gesetzliche und wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen auf nationalstaatlicher wie auch auf Bundesländerebene, allenfalls auch mit Blick auf die internationalen Rahmenbedingungen, sind so umzugestalten, dass eine möglichst nachhaltige Landnutzung in Österreich auch in Zeiten des fortschreitenden Klimawandels gewährleistet ist (detaillierte Diskussion in Abschn. 8.4.3).

Ein an diversen Framings und Werten orientierter Mix von Politik-, Handlungs- und Unternehmensstrategien, Wohnraum, Nahrung, Wasser, Energie und Erholungsflächen sowie Arbeit können als marktwirtschaftliche Güter betrachtet werden, aber genauso als Gemeinschaftsgut oder Menschenrecht. Diese unterschiedlichen Framings sind auch mit sehr heterogenen gesellschaftlichen Zielen und Hebeln zur Steuerung der Landnutzung verbunden (OHCHR, 2014; SAPEA, 2020). So steht z. B. die Umsetzung eines Menschenrechts auf Wohnen – und damit der Funktion des Wohnens als Teil der sozialen Infrastruktur – in Konkurrenz zur Woh-

nung als marktwirtschaftlichem Gut. In diesem Fall dienen bebaute und unbebaute Flächen der möglichst profitorientierten Kapitalverwertung. Um sozialen und ökologischen Nachhaltigkeitszielen gegenüber ökonomischen hinreichend Rechnung zu tragen, werden Maßnahmen der Dekommodifizierung und (Re-)Kommunalisierung diskutiert. Mögliche Steuerungsinstrumente reichen von gemeinnütziger Wohnbauförderung (Kuhnert & Leps, 2017) und einer sozialgerechten Bodenordnung nach dem Beispiel des „Münchener Modells“ – ein Modell der „sozialgerechten Bodenordnung“ –, wo u. a. 30 % von neu geschaffenem Planungsrecht für geförderten Wohnungsbau vorgesehen werden (Kaltenbrunner & Schnur, 2014; Mütter & Waltersbacher, 2014), über eine Diversifizierung des Wohnungsangebots (Koch, 2020) bis hin zu regionalen Wohnungsbaumodellen (Kopatz, 2017).

Landnutzer\_innen und Konsument\_innen orientierten sich nicht nur an finanziellen Anreizen und Preisen. Eine zunehmende Zahl an Studien für Österreich zeigt, dass auch hedonistische, altruistische oder biophile Werte ihr Handeln motivieren (Braitto et al., 2020; Hampl & Loock, 2013; Maurer et al., 2021; Niedermayr et al., 2018; Walder et al., 2019; Walder & Kantelhardt, 2018). Daher braucht es einen Mix an Politiken, Handlungs- und Unternehmensstrategien, um diese diversen Werte und Framings ansprechen zu können.

### **Verstärkung der Transformationsfähigkeit durch inklusive Governance und experimentelle Zugänge**

Um flexibel und regionsspezifisch auf den Klimawandel – oder auch auf die bereits in die Literatur eingeflossene COVID-19-Krise – reagieren zu können, braucht es eine Balance zwischen kurzfristiger ökonomischer Effizienz und langfristig orientierter Anpassungs- und Transformationsfähigkeit, sind Pfadabhängigkeiten zu überwinden und Bedingungen für Anpassung und Veränderung in der Landwirtschaft zu schaffen (Darnhofer, 2021; Grüneis et al., 2018; Knickel et al., 2017; Mitter et al., 2019). Im Umgang mit klimabedingten Extremereignissen bedarf es auch einer umfassenden Überarbeitung der Entscheidungsstrukturen und Rahmenbedingungen. Eine stärkere Vernetzung der derzeit in Österreich an der Schnittstelle von Klimawandelanpassung und Naturgefahrenmanagement tätigen Institutionen (z. B. CCCA und DCNA) wäre ein zentraler erster Schritt (Schinko et al., 2017). Hierzu wird ein möglichst partizipativer Ansatz unter Miteinbeziehung aller relevanten Akteur\_innen empfohlen (Lintschnig et al., 2019). Die Versicherungswirtschaft könnte im Bereich des Risikomanagements in Hinblick auf klimabedingte Extremereignisse eine zentralere Rolle als derzeit einnehmen. Hiermit gilt es im Zusammenspiel mit privater Vorsorge und dem staatlichen Katastrophenfonds ein möglichst umfassendes und vorausschauendes sowie effektives und effizientes Klimarisikomanagement in Österreich zu etablieren (Schinko et al.,

2017). Zusätzlich ist eine verstärkte internationale Kooperation in Hinblick auf den Umgang mit den Auswirkungen klimabedingter Katastrophenszenarien notwendig. Hierbei könnte auf den Erfahrungen des EU-Solidaritätsfonds aufgebaut werden (Hochrainer-Stigler et al., 2017).

Bottom-up-Initiativen von Unternehmen, Gemeinden und der Zivilgesellschaft versprechen experimentelle Zugänge und eine Diversität innovativer und transformativer Nachhaltigkeitslösungen (SAPEA, 2020). Städten wird, global gesehen, eine Vorreiterrolle in der Umsetzung von Governance-Maßnahmen zugeschrieben, die Raum für Innovationen und Experimente („urban living labs“) ermöglicht, beispielsweise zur Umsetzung kohlenstoffarmer europäischer Städte (Karvonen & van Heur, 2014; Voytenko et al., 2016) oder der Implementierung urbaner grüner Infrastruktur (Buijs et al., 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Solche Ansätze könnten auch mehr in ländlichen Regionen zur Geltung kommen.

Inklusive Governance bildet Grundlagen für eine breite Unterstützung und hohe Legitimität einer transformativen Agenda im Sinne der SDGs. Auch Österreich setzt auf neue Formen der Governance: Open Government der Stadt Wien (Kornberger et al., 2017) oder E-Government in Österreich (Stember et al., 2019), partizipative Stadtplanung unter genderspezifischen Aspekten (Horelli & Damjanovic, 2019) und die Partizipation der lokalen Bevölkerung im ländlichen Raum (Enengel et al., 2014; Meyer et al., 2019; Oedl-Wieser et al., 2020), wobei die Beweislage zur Umsetzung von Governance-Maßnahmen in peri-urbanen und ländlichen Räumen zur Klimawandelanpassung fragmentiert vorliegt. Daher bedarf es weiterer Forschung, um die Lücken in diesen Räumen zu schließen (Link zu SDG 15 „Leben an Land“). Im Sinne der „New Urban Agenda“ tragen Städtepartnerschaften und Stadt-Umland-Kooperationen zur Erreichung von Ziel 11 bei. Die Umsetzung von nachhaltiger Stadtentwicklung beruht jedoch auf einem gut geplanten, evidenzbasierten Verfahren, das auf integrative Weise Stadtverwaltungen, Unternehmen, Zivilgesellschaft, Organisationen und Einzelpersonen sowie nationale Regierungen und Behörden in den Nachbarländern sowie peri-urbane und ländliche Gebiete in Entscheidungsprozesse und Entwicklungen miteinbezieht.

## **8.5.2 Wirtschafts- und Finanzwesen**

### **Reduktion der Wachstumsabhängigkeit im Wirtschaftssystem**

Grundsätzlich zeigt die wissenschaftliche Literatur in großer Übereinstimmung und mit robuster Evidenz, dass das Wirtschaftswachstum nach wie vor eng mit Flächeninanspruchnahme korreliert ist, insbesondere die Umwandlung fruchtbaren Ackerlandes in Siedlungs-, Verkehrs- und Betriebs-

flächen sowie die Ausdehnung der Städte („urban sprawl“) (Colsaet et al., 2018). Getzner & Kadi (2020) wiesen nach, dass die Bodenversiegelung in Österreich (Inanspruchnahme von Boden für Siedlungs-, Gewerbe- und Infrastrukturf lächen) nach wie vor mit dem BIP ansteigt, wenn auch der Zuwachs des Bodenverbrauchs pro Kopf durch die Urbanisierung und das generelle Bevölkerungswachstum langsamer wird. Um somit dem absoluten Zuwachs des Flächenverbrauchs Einhalt zu gebieten, bedarf es einer Reduktion der Wachstumsabhängigkeit in unserem Wirtschaftssystem. Ein zentraler Aspekt dabei ist die Arbeitszeit (Distelkamp & Meyer, 2019; Stocker et al., 2020). Eine deutliche Verringerung in den früh industrialisierten Gesellschaften wird dabei insbesondere von der Degrowth-Bewegung als wesentlicher Beitrag dafür gesehen, Arbeitsplätze zu erhalten und gleichzeitig die Klima- und Ressourcenziele zu erreichen, wobei aber auch zu beachten ist, dass im Zuge zurückgehender Wachstumsraten auch der Produktivitätsfortschritt säkular zurückgeht (Baily und Montalbano 2016). Einer Verringerung der durchschnittlichen Arbeitszeit können gesetzliche Regulierungen, aber auch Kollektivverträge dienen.

### Eigentumsverhältnisse und Marktmacht

Eine Konzentration von Eigentum an Boden kann zu Schief lagen etwa bei Agrarförderungen führen, wenn Eigentümer\_innen einen Großteil der Förderungen über erhöhte Pachtpreise abschöpfen (Feichtinger & Salhofer, 2013). Ein steigender Anteil an Pachtflächen wurde in mehreren anderen Ländern nachweislich auch mit Bodendegradation in Verbindung gebracht; ein Zusammenhang, der so für Österreich empirisch nur teilweise bestätigt wurde (Eder et al., 2021; Leonhardt et al., 2019). Auch wenn der Trend in die Gegenrichtung geht, ist im Agrarraum eine Größenreduktion der einzelnen Ackerparzellen („land sharing“) anzustreben, weil sich eine kleinstrukturierte Landschaft außerordentlich positiv auf die Biodiversität auswirkt (Clough et al., 2020). Eine Verkleinerung der Ackerparzellen von 5 auf 2,8 ha führt zu demselben Zuwachs an Biodiversität wie eine Ausweitung naturnaher Habitate von 0,5 auf 11 % (Sirami et al., 2019). Dies ist vor allem dort anzustreben, wo keine Möglichkeit oder Bereitschaft besteht, Ackerland zyklisch aus der Nutzung zu nehmen.

Aus einer ökonomischen Nachhaltigkeitsperspektive auf die Agrar-Ernährungswende wird u. a. die Verteilung von und der Zugang zu Ressourcen wie Geldmitteln, Saatgut, Boden, Energie, Netzwerke, Bildung und Wissen diskutiert. Internationale Organisationen und die Literatur problematisieren die hohe Konzentration von Marktmacht bei den der Landwirtschaft vor- und nachgelagerten Unternehmen (Salhofer et al., 2012; FAO, 2018). Innovativen Start-ups und Nachhaltigkeitsinitiativen hingegen mangelt es oftmals an Zugang zu Risikokapital, Boden, Wissen und Netzwerken, um in einem geschützten Rahmen mit neuen, mehr oder we-

niger disruptiven Lösungen für die Lebensmittelversorgung experimentieren und diese breiter implementieren zu können (Gugerell & Penker, 2020; SAPEA, 2020).

Für die Bewältigung der Biodiversitätskrise sind umfassende Anpassungen bzw. Umorientierungen der Landnutzung nötig. Grundsätzlich stehen dafür drei Zugänge zur Verfügung (Fischer et al., 2013):

- 1) die ausreichende Bereitstellung von Ökoflächen, auf denen keine land- und forstwirtschaftliche Nutzung, sondern nur etwaig nötige ökologische Erhaltungsmaßnahmen stattfinden („land sparing“),
- 2) eine Kombination von Landnutzung und Biodiversitätserhaltung auf derselben Fläche, meist durch extensive Landnutzung (land sharing), und
- 3) die sofortige massive Einschränkung der erschließbaren – vor allem landwirtschaftlichen – Bebauungsflächen durch Neuregelung der Flächenwidmungspläne.

Angesichts der Intensität und des Umfangs der Biodiversitätsverluste sind Kombinationen aller drei Zugänge nötig (Grass et al. 2021), und eine ausreichende Bereitstellung von Ökoflächen (land sparing) ist unabdingbar. Als Minimum sieht die EU-Biodiversitätsstrategie dafür 10 % der Landfläche für die EU vor, die unter strengen Schutz gestellt werden (EC, 2020b). Für Österreich sollen darüber hinaus „mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche in jedem landwirtschaftlichen Betrieb mit biodiversitätsreichen Landschaftselementen, wie Pufferzonen, Brachflächen, Hecken, Einzelbäumen, Trockenmauern oder Teichen“ (Expert\_innenpapier basierend auf den Biodiversitätsdialogen 2030, #4) ausgestattet sein (Biodiversitätsdialog2030). Gegen Maßnahmen zur Minderung der Biodiversitätskrise insgesamt, besonders gegen die Einrichtung von Ökoflächen, formiert sich zunehmend Widerstand von politisch stark vernetzten und finanziell gut ausgestatteten Gruppen. Dieser Widerstand findet in der internationalen Forschung Beachtung (Lees et al., 2020) und wird analog zur „Klimawandel-Leugnung“ (Björnberg et al., 2017; Lewandowsky et al., 2015) als „Aussterbe-Leugnung“ bzw. Biodiversitätskrisen-Leugnung gerahmt. Besonders nach Veröffentlichung des Globalen Assessments zu Biodiversität und Ökosystemleistungen des Weltbiodiversitätsrates IPBES (2019) hat er stark zugenommen (Lees et al., 2020). Lees et al. (2020) unterscheiden drei Kategorien der Leugnung:

- 1) „Wörtliche Leugnung“, d. h. die Behauptung, dass etwas unwahr ist, z. B. die Beweise für stark erhöhte Raten der Bedrohung und des Aussterbens von Arten,
- 2) „Interpretative Leugnung“, bei der die reinen Fakten nicht bestritten, sondern anders interpretiert werden, z. B. die Verwendung von Beweisen aus gemäßigten Ökosystemen, um Behauptungen über geringere Auswirkungen in

den Tropen aufzustellen, die Verwendung von Diversitätsdaten von Gefäßpflanzen oder Baumdiversität, um auf andere bzw. alle Artengruppen zu schließen,

- 3) „Implikatives Leugnen“, bei dem nicht die Daten gelehnet werden, sondern die Implikationen, z. B. die Behauptung, dass transformative Veränderungen der sozio-ökologischen Systeme nicht erforderlich sind, um das Artensterben abzuwenden.

Widerstand gegen Biodiversitätsschutz zeigt sich auch in Österreich (z. B. Titschenbacher, 2021), wissenschaftlich analysiert wurde diese Debatte in Österreich aber noch nicht.

### Wirtschaftspolitik

Übermäßiger Landverbrauch hat seinen Ursprung auch darin, dass Ressourcenpreise und auch Kosten der Landnutzung im Vergleich zu Kosten der Arbeit und des Kapitals gering sind und nicht die externen Effekte (Kosten) der Landnutzung widerspiegeln (Loehr, 2010). Die Bereitstellung ungenutzter Flächen für die Erhaltung der Biodiversität erfordert deutliche Zunahmen von Ausgleichsmaßnahmen, Ausgleichszahlungen und Förderungen. Solch höhere agro-ökologische Zahlungen führen auch, wie in Modellierungsstudien gezeigt (Kirchner et al., 2015), zu extensiveren Landnutzungspraktiken („land sharing“) und einer Erhöhung der Biodiversität. Die Integration von Ökosystem- und Biodiversitätswerten in nationale und lokale Planungsprozesse, Armutsstrategien und die Kostenrechnung, wie sie in SDG 15.9. gefordert wird, steckt in Österreich noch in den Anfängen, weil Umweltzielsetzungen bis dato nicht in relevanten Politikbereichen (z. B. Finanz- und Wirtschaftspolitik) integriert wurden (Pülzl et al., 2018).

Die Pendler\_innenpauschale dient als eine der wichtigsten steuerlichen Maßnahmen, um die Erwerbstätigkeit zu fördern. Die zunehmende Belastung für die Umwelt durch das hohe Pendelverkehraufkommen und die Bodenversiegelung durch den Siedlungs- und Straßenbau gilt es mit einer Reform der Pendlerpauschale im Bereich des motorisierten Individualverkehrs (MIV), welcher auf der Bundesebene 85 % des Pendler\_innenverhaltens ausmacht (AK, 2019), zu reduzieren. Gleichzeitig bedarf es stärkerer Anreize für den Ausbau der öffentlichen Verkehrsmittel sowie deren Nutzung, was wiederum verstärkte Stadt-Umland-Land-Kooperationen (siehe Abschn. 8.4.2) voraussetzt, wie sie bei der Einführung des Klimatickets umgesetzt wurden. Eine nicht zu unterschätzende Rolle kann in diesem Zusammenhang die zukünftig zu erwartende Intensivierung von Homeoffice-Regelungen spielen.

Bisher wurden umweltschädliche Subventionen nur mit Schwerpunkt auf direkte Subventionen bzw. steuerliche Maßnahmen in den Bereichen Energieerzeugung, Energienutzung und Verkehr (siehe das Beispiel Pendler\_innenpauschale im vorigen Absatz) in Österreich erho-

ben (Kletzan-Slamanig & Köppl, 2016). Wenn die Biodiversitätskrise bewältigt und SDG 15 erreicht werden soll, sind diese umweltschädlichen Subventionen für die Bereiche Land- und Forstwirtschaft sowie Tourismus und Raumplanung ebenso zu erheben und so umzugestalten, dass Begünstigungen von umwelt- und insbesondere biodiversitätsschädigendem Verhalten beendet werden.

Investitionsentscheidungen über den Ausbau der (öffentlichen) Verkehrssysteme prägen die Stadtlandschaft und das Umland nachhaltig („Lock-in-Effekte“). SDG 11.2 zielt darauf ab, „den Zugang zu sicheren, bezahlbaren, zugänglichen und nachhaltigen Verkehrssystemen für alle zu ermöglichen und die Sicherheit im Straßenverkehr zu verbessern.“ Es besteht Potenzial zur Verbesserung der Verkehrssysteme in Städten (SDG 11) sowie im ländlichen Raum (SDG 15), damit sie sowohl umweltfreundlich sind als auch die Bedürfnisse von Menschen in prekären Situationen, Frauen, Kinder Menschen mit Behinderungen und älteren Menschen unterstützen und dadurch potenzielle Synergien zu SDG 5 herstellen (Chaloupka et al., 2015). Im Sinne einer „Ökonomie des Alltagslebens“ könnten auch weitere Investitionen in die Daseinsvorsorge so gestaltet werden, dass weniger Raum verbaut wird, dieser aber mehr Menschen zugutekommt (öffentliche Parks statt individuelle Gärten, Schwimmteiche statt privater Pools und Gemeinschaftsräume bei gleichzeitig reduzierter Baukubatur pro Einwohner\_in).

### Energiepolitik

Um die hohe Versorgungssicherheit mit Energie bei gleichzeitiger Dekarbonisierung des Wirtschaftssystems in Österreich zu erhalten, bedarf es eines Ausbaus von erneuerbarer Energie und einer Verringerung der Abhängigkeit von Importen fossiler Energieträger aus Drittstaaten. Die Dringlichkeit ist spätestens seit dem Ukraine-Krieg deutlicher denn je. Dies bietet die Chance, regionale Erzeugungsstrukturen aufzubauen, und damit verbunden, neue Geschäftsmodelle zu entwickeln. Wenn auch der Regionalität der Rohstoffe eine hohe Bedeutung zuzumessen ist, darf bei Biomasse keinesfalls eine kaskadische Nutzung vernachlässigt werden. Biomasse spielt als gespeicherte Sonnenenergie eine wichtige Rolle bei der Bereitstellung von Energiedienstleistungen. Eine Merit Order bei der Biomassenutzung ist dabei allerdings notwendig. Erst wenn keine organischen Reststoffe verfügbar sind, soll explizit für die energetische Nutzung kultivierte Biomasse eingesetzt werden. Um armutsverstärkende Effekte und eine Verschlechterung bei SDG 1 und 2 zu vermeiden, ist zu beachten, dass für energetische Nutzung von Biomasse, die über die Nutzung von Reststoffen hinausgeht, die Nahrungsmittelversorgung gesichert sein muss. Preissteigerungen bei Nahrungsmitteln durch die Erzeugung von Agrotreibstoffen wurden z. B. in der Nahrungsmittelpreiskrise von 2007 bis 2008 für einen Teil (3–30 %) des Preisanstieges verantwortlich gemacht, wurde aber nicht als

Haupttreiber identifiziert (Mueller et al., 2011). Angesichts potenzieller zukünftiger Landnutzungsänderungen besteht daher ein Bedarf an einer entsprechenden Regulierung, auch unter Einbeziehung von Biodiversitätsagenden. Nicht nur die Rohstoffbasis, sondern auch der Einsatzzweck ist zu beachten. Zielführend ist die energetische Nutzung von organischen Reststoffen und hierfür kultivierter Biomasse, wenn die Anwendungen einen hohen Exergiegehalt verlangen.

Im Hinblick auf den subventionierten Ausbau erneuerbarer Energieträger gilt es bei der Ausgestaltung des Fördersystems in Betracht zu ziehen, dass v. a. eine forcierte Nutzung von Bioenergie der ersten Generation zu Landnutzungskonflikten, steigenden Nahrungs- und Futtermittelpreisen, Biodiversitätsverlusten und in weiterer Folge gesamtwirtschaftlich negativen Konsequenzen führen kann (Schinko et al., 2020; Stürmer et al., 2013). Um die geforderten erneuerbaren Strommengen in Österreich erzeugen zu können, wird vorrangig auf Photovoltaik und Windkraft gesetzt werden. Hierbei sind aber auch Biodiversitätsüberlegungen bei der Standortwahl zu berücksichtigen.

Die noch verbliebenen 17 % freie Fließstrecken österreichischer Flüsse gilt es aus Gründen der Biodiversitätserhaltung als unangetastet zu bewahren. Das gilt auch europaweit, besonders für Flüsse von einzigartiger grenzüberschreitender Bedeutung (z. B. Schiemer et al., 2020). Um dem Druck zur erneuerbaren Energiegewinnung zu widerstehen, sind beispielsweise bestehende Anlagen zu modernisieren bzw. optimieren.

### Internationale Koordination

Eine nationale Wende hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung und Ernährung kann nicht entkoppelt von wirtschafts-, handels-, wettbewerbs- und finanzpolitischen Änderungen auf europäischer und internationaler Ebene gedacht werden. In diesem Zusammenhang verweist die Literatur u. a. auf prioritären Handlungsbedarf bei einer europäisch abgestimmten Umsetzung internationaler Klima- und Biodiversitätsabkommen, bei der verstärkten Verankerung sozial-ökologischer Standards in bilateralen und multilateralen Handelsabkommen, bei umweltschädlichen Subventionen einzelner Maßnahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und bei der Etablierung einer gemeinsamen Ernährungspolitik (SAPEA, 2020).

Neben der nachhaltigkeitsorientierten Ausgestaltung des nationalen landwirtschaftlichen Steuer- und Fördersystems spielt auch die internationale Koordination eine zentrale Rolle. Hier gilt die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU als zentrale Stellschraube (Kirchner et al., 2016). Bei der Ausgestaltung der GAP scheint insbesondere eine Verschiebung von Direktzahlungen zur Abgeltung von Umweltleistungen geboten, um Trade-offs für Landnutzer\_innen zu reduzieren und die Bereitstellung von öffentlichen Leistungen zu sichern, welche von der Gesellschaft mitunter bedeutender

eingeschätzt werden als die Produktionsfunktion (Clough et al., 2020; Eder et al., 2021; Niedermayr et al., 2018; Schaller et al., 2018). Zudem müssen gerade Agrar-Umweltzahlungen den Landnutzer\_innen direkt zugutekommen und sich nicht in steigenden Kauf- und Pachtpreisen von Land kapitalisieren (Salhofer & Feichtinger, 2021).

Die Reform der EU-Entsenderichtlinie (96/71/EG, 1997) wurde 2020 auf der nationalen Ebene umgesetzt, bei der es im Wesentlichen um das Ziel „Gleicher Lohn für gleiche Arbeit am gleichen Ort“ gehen soll. Für diesen vorliegenden Bericht sind im Kontext Österreich einige Sektoren, wie Land- und Forstwirtschaft (Segert et al., 2012) und Pflege (Dobusch & Kreissl, 2020), besonders relevant, um in diesen Sektoren gesellschaftlichen Zusammenhalt in Verbindung mit ökologischer Nachhaltigkeit (Abschn. 8.3.2) herzustellen.

### 8.5.3 Individuelles und kollektives Handeln

Gesellschaftliches Engagement ist eine essenzielle Kraft, um nachhaltige Entwicklung voranzutreiben (UN, 2019b). Kollektives Einfordern politischer Zielvorstellungen und Maßnahmen kann eine Aufwärtsspirale von Selbstermächtigung und Wirksamkeit in Gang setzen.

#### Neue soziale Bewegungen und ihre Wirkung

Zwar gibt es die Ansicht, dass Österreich im Gegensatz etwa zu Deutschland nicht zu einer „social movement society“ (Meyer & Tarrow, 1998) zählt, in der Protestaktivitäten Politik und Gesellschaft primär formieren (Rosenberger, 2018). Jedoch zeigen die jüngsten Protestbewegungen, wie der Klimaprotest von jungen Menschen (Fridays for Future, Systems Change Not Climate Change, Extinction Rebellions) und die Black-Lives-Matter-Bewegung, deutlich, dass sich in den globalen Verflechtungen diese bisherige Betrachtungsweise durchaus grundlegend und rasch wandeln kann. Die Fridays-for-Future-Bewegung hat bereits ein Jahr nach ihrer Entstehung zu einem politisch-gesellschaftlichen Wandel beigetragen (Wahlergebnisse auf Europa- als auch nationalen Ebenen, u. a. in Österreich) (von Wehrden et al., 2019). Die Wirksamkeit dieser Bewegung wird auf ihr starkes Narrativ (Erwachsene zerstören die Zukunft der Kinder), das Element von zivilem Ungehorsam (Schulstreik) und das Formulieren des Interesses aller Menschen, nicht nur einzelner Gruppen, zurückgeführt (Reinhardt, 2019). Hervorzuheben ist auch, dass neben der Klimakrise auch Habitat- und Biodiversitätsverluste adressiert werden. Diese Integration verschiedener Herausforderungen und die Ausrichtung auf eine große Transformation sind derzeit in sektoralen Bewegungen, wie z. B. der Naturschutzbewegung, weniger stark ausgeprägt. Im Bereich von Artenschutz stellt das bayerische Volksbegehren „Artenvielfalt – Rettet die Bienen!“, das Anfang 2019



abgehalten wurde, einen Meilenstein in kollektivem Handeln für Biodiversität dar. Das Volksbegehren erzielte über 1,7 Mio. Eintragungen (18,3 % der Bevölkerung) und wurde das erfolgreichste Volksbegehren in Bayern. Anfang Mai 2019 nahm der Bayerische Landtag den Gesetzesentwurf des Volksbegehrens unverändert an und verabschiedete das Gesetz im Juli 2019. Für dieses Volksbegehren (wie auch für die Fridays-for-Future-Bewegung) stellen wissenschaftliche Ergebnisse über kritische Entwicklungen und deren mediale Darstellung eine wichtige Grundlage dar (Basset & Lamarre, 2019).

### **Konsum- und Produktionsentscheidungen als Hebel zur Transformation**

Individuelles Handeln wird in Bezug auf Konsumententscheidungen häufig als wesentliche Stellschraube für die Erreichung notwendiger Transformationen geortet. So wird einer Ernährungstransition, die zu einer Reduktion des Fleischkonsums führt, über die Senkung des Flächenanspruchs der Landwirtschaft eine positive Wirkung auf Biodiversitätserhaltung in Österreich und in Produktionsländern von Futtermitteln zugeschrieben (Schlatzer & Lindenthal, 2018; Millet, 2020). In der internationalen Literatur herrscht jedoch weitgehender Konsens darüber, dass staatliche Eingriffe in Strukturen wirksamer sind als weiche Interventionen wie Aufklärung, Labels oder freiwillige Maßnahmen der Wirtschaft (SAPEA, 2020). So zeigte etwa eine Befragung von mehr als 1200 Personen in Österreich, Ungarn und den Niederlanden die enge Verknüpfung von Ernährungspraktiken mit Arbeitsstrukturen und daraus resultierenden zeitlichen Restriktionen (Backhaus et al., 2015). Diese Strukturen und die verfügbaren Ernährungsalternativen, zwischen denen Konsument\_innen wählen können, lassen sich auf individueller Ebene – ohne staatliche Weichenstellungen – nicht beeinflussen. Die Effektivität von Interventionen, wie etwa Aufklärungskampagnen, Schulprogrammen oder Labels, ist durchgängig gering. Sie basieren oftmals auf simplifizierenden Annahmen, lassen konsum- und industrieseitige Substitutionsreaktionen außer Acht und können politische Regulative nicht ersetzen (GBD 2017 Diet Collaborators, 2019).

Ähnliches gilt für Geschlechterungleichheit (SDG-Ziel 8.3.2.): Elternkarenz oder Teilzeitbeschäftigung aufgrund von Betreuungsverpflichtungen wird häufig als individuelle Entscheidung argumentiert. Allerdings werden diese „individuellen Entscheidungen“ überwiegend von Frauen getroffen: Bei 46 % der Eltern mit Kindern unter 15 Jahren war der Vater vollzeit- und die Mutter teilzeiterwerbstätig. Lediglich bei 14,6 % der Paare waren beide Partner\_innen vollzeiterwerbstätig (Statistik Austria, 2020b). Erstens macht diese Betrachtungsweise (freies, individuelles Handeln) die armutsbezogenen vergeschlechtlichten Benachteiligungsstrukturen v. a. im fortgeschrittenen Alter unsichtbar. Deutlich wird, dass individuelles Handeln durch staatliche Rahmenbedingungen

besonders, aber auch durch gesellschaftliche Werthaltungen geprägt ist (Stachura, 2012). Zweitens hängt dieses traditionelle Geschlechterarrangement bei jungen Mittelschichtfamilien mit der Entstehung der Suburbanisierung (Bodenversiegelung durch Kauf eines Neubaus) und mit langer PKW-Pendelzeit bei Männern zusammen (Abschn. 8.4.1). Das Zwei-Hauptverdiener\_innen-Modell, kombiniert mit einem alternativen Wohnarrangement mit Gemeinschaftsräumen und -gärten unweit von der Arbeitsstelle, kann dabei helfen, die Transformation herbeizuführen.

Wie im IPCC (2019) festgestellt, tragen Maßnahmen zur urbanen grünen Infrastruktur zur Mitigation anthropogener Einflüsse – also direkt oder indirekt vom Menschen verursachten Veränderungen der Umwelt – bei, haben allerdings im Vergleich zu den Gesamtemissionen von Städten eine geringe Wirkung [mittlere Evidenz]. Jedoch sind Städte potenzieller Ausgangspunkt für die Entwicklung lokaler Nischennetze im Übergang zu einem nachhaltigen Lebensmittelbereich, wie am Beispiel Wiens von Gugerell und Penker (2020) dargelegt. Formen der städtischen Nahrungsmittelproduktion können die Interaktion und das soziale Leben innerhalb einer Nachbarschaft sowie zwischen Konsument\_innen und Produzent\_innen fördern (z. B. Vogl et al., 2004; Mayrhofer, 2018; Berner et al., 2019). Dies wiederum trägt zur Veränderung im Konsumverhalten und damit kollektivem Handeln (Schermer et al., 2018) und somit zur Erreichung von SDG 12 bei.

Ergänzend zu individuellen Anpassungen bei Konsum- und Produktionsmustern braucht es also adäquate Organisations- und Governance-Strukturen, um gemeinsame Visionen und Regeln für eine nachhaltige Lebensmittelversorgung zu entwickeln (Schäfer et al., 2018). Dazu zählen regionale Netzwerke und Nachhaltigkeitsinitiativen, wie Ernährungsräte oder offene Food Labs, Community Supported Agriculture, Initiativen zur Lebensmittelrettung und Vermeidung von Abfällen (Berner et al., 2019; Edelmann et al., 2020b, 2020a; Göttl & Penker, 2020; Gugerell & Penker, 2020; Gugerell et al., 2019; Karner, 2009; Plieninger et al., 2018; Schneider, 2013; Wlcek & Zollitsch, 2004) sowie förderliche Beziehungen zwischen alternativen Netzwerken und etablierten Wirtschaftsunternehmen und staatlichen Organisationen, wie etwa eine retrospektive Analyse der österreichischen Bio-Erfolgsgeschichte verdeutlicht (Darnhofer et al., 2019). Ein Review von 115 Papers zeigt, dass – trotz des verbreiteten Konsens zum Nachhaltigkeitsbeitrag alternativer Lebensmittelnetzwerke – die ökologischen Aspekte in der Literatur allerdings am wenigsten entwickelt sind (Molina & Lopez-Garcia, 2021).

### **Die Rolle von gewerkschaftlicher Solidarität in der Landnutzung**

Neben dem Sozialbewegungsansatz ist die Rolle der gewerkschaftlichen Solidarität und Interessenvertretung für die

Frage gerechter Arbeitsbedingungen im Allgemeinen und bei migrantischen Arbeitskräften im Besonderen von Bedeutung. Gewerkschaftliche Solidarität ist aber auch und gerade in der konservativen Land- und Forstwirtschaft Österreichs wichtig, um die sozial-ökologische Zukunftsfähigkeit dieses Sektors zu gewährleisten.

Historisch bewegten sich Gewerkschaften im Spannungsverhältnis eines allgemeinen Bekenntnisses zur internationalen Solidarität und einer organisationspolitischen Logik der Ressourcenstabilisierung und Einflussoptimierung, die der Sicherung nationalstaatlicher Interessen Vorrang einräumt. Im Zweifelsfalle positionierten sich Gewerkschaften dabei eher als Vertretung „starker“ Mitgliederinteressen denn als Vertretung für die „schwachen“ Interessen von Arbeitsmigrant\_innen. Im Projekt „Faire Mobilität“ des Deutschen Gewerkschaftsbunds (DGB) können sich mobile Arbeitskräfte vor allem aus den neuen EU-Ländern bei arbeitsrechtlichen Fragen an die Beratungsstelle des DGB in verschiedenen deutschen Städten wenden. „Faire Mobilität“ stellt eine Kurskorrektur dar, auch wenn diese Beratungsangebote einen „Projektcharakter“ aufweisen. Neue Formen der Solidarität für mobile Arbeitskräfte finden derzeit nicht im „Kern“ der gewerkschaftlichen Organisation statt (Pries & Shinozaki, 2015).

Um menschenwürdige Arbeitsbedingungen auch hierzulande dauerhaft aufrechtzuerhalten, bedarf es zielgerichteter Anpassungsmaßnahmen (Day et al., 2019). Das kann durch gemeinsame Entwicklung solcher Maßnahmen durch Arbeitnehmer\_innenvertretungen auf nationaler Ebene, aber auch im Zusammenspiel mit gleichgestellten internationalen Institutionen wie Gewerkschaften (die meisten Erntehelfer\_innen und Forstarbeiter\_innen in Österreich stammen aus den Nachbarstaaten bzw. aus Osteuropa), der landwirtschaftlichen Interessensvertretung, NGOs und den österreichischen Entscheidungsträger\_innen erreicht werden.

## 8.5.4 Wissenschaft und Technik

### Wie wird Wissen zur Erreichung der SDGs geschaffen und geteilt

Nie zuvor hatten wir Zugang zu einem so großen Wissensbestand zu Landnutzung im Kontext des Klimawandels. Dieses Wissen und die Kapazitäten der Natur-, Ingenieurs-, Sozial- und Geisteswissenschaften sind jedoch bei Weitem noch nicht für eine effektive Verfolgung der SDGs ausgeschöpft. Derzeit stehen 10 % der weltweiten Forschungsleistung direkt mit den SDGs in Verbindung (Digital Science, 2020). Das International Science Council, eine Nichtregierungsorganisation, in der mehr als 200 internationale wissenschaftliche Vereinigungen und Verbände sowie nationale und regionale wissenschaftliche Organisationen, einschließlich Akademien und Forschungsräte, vertreten sind, bezeichnet

im Bericht „Unleashing Science – Delivering Missions for Sustainability“ (International Science Council, 2021) das existierende Wissenschaftssystem als „not fit for purpose“ (International Science Council, 2021), um zu den transformativen Veränderungen beizutragen, die für das Gedeihen im 21. Jahrhundert und darüber hinaus notwendig sind. Es wird als eng fokussiert, fragmentiert und abstrakt, elitistisch, unkritisch in Bezug auf bestehende Machtstrukturen und in Wachstumsdenken gefangen gesehen, in dem wissenschaftliches Wissen häufig als Ware betrachtet wird, und in dem Schnelligkeit vor Qualität und Wettbewerb vor Zusammenarbeit gehen (Fazey et al., 2020). Weit davon entfernt, im Zentrum der konzertierten Bemühungen der Wissenschaftssysteme weltweit zu stehen, bleibt die Nachhaltigkeitswissenschaft ein begrenzter Bereich in der breiteren Wissenschaftslandschaft, und andere relevante Wissenschaft wird in politischen Debatten nicht effektiv genutzt (UN, 2019a).

Nachhaltigkeitsinnovationen stoßen auf Barrieren, wie inkompatible technische Standards oder Infrastrukturen; auch die vorherrschenden Strukturen des Wissenschaftssystems bevorzugen inkrementellen Wissenszuwachs gegenüber bahnbrechenden Forschungsideen (Smith & Raven, 2012). Mode 2 Science (Gibbons et al., 1994) oder Post-Normal Science (Funtowicz & Ravetz, 1993) verweisen auf eine neue Art der Wissensproduktion, die auf Transdisziplinarität, problemorientierten und partizipativen Ansätzen beruht. Dazu zählt u. a. auch die Einbeziehung von lokalem bzw. Praxiswissen (Schunko et al., 2012; Vogl et al., 2016; Winter et al., 2011). Diesen Forschungszugängen wird die Kapazität zugeschrieben, vernetzte Probleme zu erfassen, zu analysieren und näher an die Umsetzung zu bringen.

Das Natur-Mensch-Verhältnis in seinem eigentlichen Sinne kann erst umfassend verstanden werden, wenn gesellschaftlicher Zusammenhalt sowie wirtschaftliche und ökologische Nachhaltigkeit miteinander verknüpft – anstatt in Isolation voneinander – analysiert werden. Daraus lassen sich nationale und internationale Förderungen für interdisziplinäre Forschungszusammenarbeit als zukunftsweisend ableiten, wie z. B. das UniNEtZ-Projekt (Box 8.8) bzw. die FWF-Zukunftskollegs, ein Postdoc-Programm für innovative, interdisziplinäre Teams aus Nachwuchswissenschaftler\_innen. Letzteres Programm wurde allerdings aus Kostengründen nicht weiterfinanziert. Wenn die Herausforderungen zur Lösung kritischer Zukunftsfragen adäquat beforscht werden sollen und wenn Wissenschaftler\_innen darin ausgebildet werden sollen, in inter- und transdisziplinären Teams zu arbeiten, ist eine ausreichende Dotierung solcher Forschungsprogramme unabdingbar.

Analog zur „Public Sociology“ (Burawoy, 2005) kann „Public Science“ mittels Public Engagement ein nachvollziehbarer und reflexiver Schritt sein, um sich mit der Rolle der Wissenschaft in der Gesellschaft kritisch auseinanderzusetzen. Dies kann z. B. durch öffentliche Vorträge und

Diskussionen in „Citizen Fora“ sowie durch Kooperationen mit Künstler\_innen realisiert werden (Shinozaki, 2021).

Um kohärente Lösungsansätze für die komplexe und umfassende Agenda 2030 zu entwickeln, sind daher einerseits inter- und transdisziplinäre Zugänge nötig, aber andererseits eine doppelte Verzahnung von Wissenschaft mit der Gesellschaft: einerseits durch Ermächtigung der Öffentlichkeit, Wissensproduktion zu betreiben, wie z. B. in Zugängen von Citizen Science, und andererseits, indem Wissenschaftler\_innen sich an die Schnittstellen zum politischen und gesellschaftlichen Raum begeben und dort beratend, informierend, diskutierend, aber auch lernend tätig werden (Gratzer et al., 2019; Schinko et al., 2020). Wissenschaftler\_innen sind bei solchen Zugängen gefordert, ihre Komfortzonen zu verlassen (Schinko et al., 2020), Universitäten und Forschungsinstitutionen benötigen neue Bewertungssysteme der Leistungen, die Wissenschaftler\_innen erbringen, sowie neue attraktive Karrieremöglichkeiten. Fördergeber\_innen benötigen neue Förderschienen die so hoch dotiert sein müssen, dass sie, über intrinsische Motivationen von Wissenschaftler\_innen hinaus, starke Anreize darstellen, solche Forschungsansätze zu verfolgen.

#### Box 8.8 Das Projekt UniNETZ

Universitäten und Forschungseinrichtungen als Zentren für Innovation und als Bildungsstätten für künftige Entscheidungsträger\_innen spielen eine bedeutende Rolle für die Umsetzung der UN Agenda 2030 (Körfggen et al., 2018; Gratzer et al., 2019). Das österreichweite UniNETZ – Universitäten und Nachhaltige Entwicklungsziele – ist ein Projekt, in dem sich ca. 250 Wissenschaftler\_innen von 16 Universitäten in Österreich zusammengeschlossen haben, mit dem Ziel, ein Optionenpapier für die österreichische Bundesregierung zu erstellen, das zukunftsorientierte Handlungsoptionen im Sinne der vom Ministerrat beschlossenen Umsetzung der SDGs identifiziert und evaluiert. Das Projekt ist hinsichtlich der sehr breit angelegten Integration verschiedenster wissenschaftlicher und künstlerischer Zugänge beispielgebend für die faktenbasierte Umsetzung der umfassenden Agenda 2030.

#### Welches Wissen trägt zur Erreichung der SDGs bei

Die Agenda 2030 zielt auf eine gesamtgesellschaftliche Transformation ab. Das erfordert sowohl eine theoretische Auseinandersetzung mit Transformation (Schneidewind & Brodowski 2014) und den Auswirkungen des herrschenden Wirtschaftssystems hinsichtlich der ökologischen Krise (APCC, 2023; Brand et al., 2020), aber auch die Entwicklung von gangbaren, v. a. wirtschaftlichen, Alternativen (Otero

et al., 2020). Durch die Entwicklung eines umfassenden SDG-basierten Wirtschaftsmodelles wäre es insgesamt möglich, die Komplexität der Agenda 2030 in Bezug auf die Auswirkung konkreter Maßnahmen abzubilden. Dies könnte Vorreitercharakter für andere Länder haben und im besten Fall EU-weit richtungweisend sein.

In der gegenwärtigen Wissensgesellschaft ist anzunehmen, dass aktuellste Forschungserkenntnisse zum Thema Landnutzung, Klimawandel und SDGs vorhanden wären. Es wird viel Wissen produziert, das zwar für den notwendigen gesellschaftlichen Wandel zur Nachhaltigkeit relevant ist, aber nicht in die Diskussionen und Aktionspläne für Nachhaltigkeit, z. B. in Bezug auf Governance, Verhaltensänderung, Kommunikation und Kreislaufwirtschaft Eingang findet (ISC, 2021). Weit davon entfernt, im Zentrum der konzertierten Bemühungen der Wissenschaftssysteme weltweit zu stehen, bleibt die Nachhaltigkeitswissenschaft ein begrenzter Bereich in der breiteren Wissenschaftslandschaft, und andere relevante Wissenschaft wird in politischen Debatten nicht effektiv genutzt (UN, 2019a).

„Wissensvorräte“ zu den von der Politik gewollten Themen sind zwar verfügbar, relevante Aspekte werden jedoch oftmals nicht umfassend oder mit nicht adäquaten Methoden analysiert, was unter anderem zu folgenden konkreten Wissenslücken führt:

- Während z. B. sozialwissenschaftliche Ungleichheitsforschung im Sinne des vorliegenden Berichts hauptsächlich im Kontext urbaner Räume vorangetrieben worden ist, sind ländliche Räume in der Erforschung dieses Themas eher „randständig“ geblieben. Auf einigen Forschungsgebieten, wie zum Beispiel „Gender and Time Use“ (siehe verschiedene Unterkapitel zum Thema „Nachhaltige und gerechte Ökonomien“ dieses Kapitels), hat sich Österreich in den vergangenen Jahren an internationalen Studien nicht mehr beteiligt. Diese Wissenslücken haben für eine evidenzbasierte Erfassung des Status quo ernsthafte Konsequenzen. Diese Lücken können durch die Wiederaufnahme einer Zeitverwendungsstudie wieder geschlossen werden, und die Ergebnisse sind über einen langen Zeitraum zu analysieren.
- Weiters fehlt es an einer risikobasierten Analyse der Auswirkungen von klimabedingten Extremereignissen auf die Landnutzung und die damit einhergehenden sozioökonomischen Folgeeffekte auf individueller aber auch kollektiver Ebene. Derzeitige, auf Durchschnittswerten basierende ökonomische Analysemodelle können die möglicherweise existenziellen Risiken durch Extremereignisse nicht abbilden und geben somit ein verzerrtes Bild wieder. Erst eine risikobasierte Analyse ermöglicht den wissenschaftlich begleiteten Aufbau eines umfassenden Risikomanagementsystems, um vorausschauend und möglichst effektiv und effizient mit den durch den Klimawandel

zunehmenden Wetter- und Klimaextremen sowie deren Auswirkungen auf die Landnutzung umgehen zu können.

- Ein zentraler Punkt, um die Effektivität und die Effizienz bei der Bereitstellung von Bioenergie steigern zu können, ist eine laufende Evaluierung aller Prozesse und abgeleitet von den dabei erlangten Erkenntnissen die Verbesserung dieser. Dabei sollen insbesondere Lebenszyklusbetrachtungen und die Möglichkeiten und Erweiterungen der kaskadischen Nutzung in den Fokus gerückt werden.
- Sowohl für Fragen von Armut, Ungleichheit, Geschlechtergerechtigkeit, aber auch hinsichtlich der Biodiversitätserhaltung bedarf es umfassender Monitoringtätigkeiten zur Erfolgskontrolle der Zielerreichung der SDGs. So bewertet Statistik Austria derzeit nur zwei von neun Targets von SDG 15 und stellt keine Daten zur Bewertung von Biodiversitätsverlust bereit (Statistik Austria, 2020a). Hier besteht in Österreich dringender Bedarf für ein umfassendes Langzeit-Biodiversitätsmonitoring. Es gibt aktuelle punktuelle Biodiversitätsmonitorings in Österreich (Schindler et al., 2017; Pascher et al., 2020), die in Zukunft regelmäßig durchgeführt werden müssen, um den Zustand der Biodiversität in Österreich nahtlos zu dokumentieren und bei Bedarf regional angepasst die richtigen Maßnahmen setzen zu können.

Die oben anhand der Landnutzung diskutierten Hebel der Transformation analysieren konkrete Ansatzpunkte für eine systemische und tiefgreifende Transformation in den der Landnutzung zugrunde liegenden Systemen. Angesichts der Ambitionen der SDGs und der Dringlichkeit der großen Herausforderungen verweist die Nachhaltigkeitsliteratur auf die Notwendigkeit eines systemischen und tiefgreifenden Wandels, der weit über sektorale und inkrementelle Anpassungen hinausreicht.

## Literatur

- AK, 2019. Arbeit, die nichts mehr wert ist. Schlechte Bezahlung, geringer sozialer Status. [WWW Document]. Arbeiterkammer. [https://oe.arbeiterkammer.at/beratung/arbeitsgesundheit/arbeitsklima/arbeitsklima\\_index/Arbeitsklima\\_Index\\_2019\\_November.html#heading\\_IMMERS\\_MEHR\\_PENDLER](https://oe.arbeiterkammer.at/beratung/arbeitsgesundheit/arbeitsklima/arbeitsklima_index/Arbeitsklima_Index_2019_November.html#heading_IMMERS_MEHR_PENDLER) (accessed 8.17.20).
- Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., Böhm, S., Grassein, F., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Morris, E.K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schrupp, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Fischer, M., 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters* 18, 834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Allen, T., Prospero, P., Cogill, B., Flichman, G., 2014. Agricultural biodiversity, social-ecological systems and sustainable diets. *Proceedings of the Nutrition Society* 73, 498–508. <https://doi.org/10.1017/S002966511400069X>
- Ali, B., Kumar, A., 2017. Development of water demand coefficients for power generation from renewable energy technologies. *Energy Conversion and Management* 143, 470–481. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.028>
- Almbauer, R.A., Piringer, M., Baumann, K., Oetl, D., Sturm, P.J., 2000. Analysis of the Daily Variations of Wintertime Air Pollution Concentrations in the City of Graz, Austria. *Environmental Monitoring and Assessment* 65, 79–87. <https://doi.org/10.1023/A:1006464225727>
- Alons, G., 2017. Environmental policy integration in the EU's common agricultural policy: greening or greenwashing? *Journal of European Public Policy* 24, 1604–1622. <https://doi.org/10.1080/13501763.2017.1334085>
- Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., Egle, L., 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling* 130, 127–139. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002>
- Angel, S., 2010. Raumspezifische Armutsgefährdung im Alter. *ÖZS* 35, 38–58. <https://doi.org/10.1007/s11614-010-0062-z>
- APCC, 2023. A Österreichischer Special Report Strukturen für ein klimafreundliches Leben (APCC SR Klimafreundliches Leben) [Görg, C., V. Madner, A. Muhar, A. Novy, A. Posch, K. Steininger und E. Aigner (Hrsg.)]. Springer Spektrum: Berlin/Heidelberg.
- APCC, 2021. Österreichischer Special Report Tourismus und Klimawandel (SR 19). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-61522-5>
- APCC, 2018. Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 340 Seiten, ISBN 978-3-7001-8427-0
- APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2
- Arche Austria, V. zur E. seltene H., 2010. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Alte Haustierrassen, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.
- Arnberger, A., Allex, B., Eder, R., Ebenberger, M., Wanka, A., Kolland, F., Wallner, P., Hutter, H.-P., 2017. Elderly resident's uses and preferences for urban green spaces during heat periods. *Urban Forestry & Urban Greening* 21, 102–115. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.012>
- Arnold, K., Bienge, K., von Geibler, J., Ritthoff, M., Targiel, T., Zeiss, C., Meinel, U., Kristof, K., Bringezu, S., 2009. Klimaschutz und optimierter Ausbau erneuerbarer Energien durch Kaskadennutzung von Biomasse: Potenziale, Entwicklungen und Chancen einer integrierten Strategie zur stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse. Wuppertal Report.
- Auffret, A.G., Kimberley, A., Plue, J., Waldén, E., 2018. Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. *Nature Communications* 9, 3464. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05991-y>
- Awasthi, M.K., Sarsaiya, S., Patel, A., Juneja, A., Singh, R.P., Yan, B., Awasthi, S.K., Jain, A., Liu, T., Duan, Y., 2020. Refining biomass residues for sustainable energy and bio-products: An assessment of technology, its importance, and strategic applications in circular bioeconomy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 127, 109876.
- Backhaus, J., Wieser, H., Kemp, R., 2015. Disentangling practices, carriers, and production-consumption systems: A mixed-method study of (sustainable) food consumption, in: *Putting Sustainability into Practice: Applications and Advances in Research on Sustainable Consumption*. pp. 109–133. <https://doi.org/10.4337/9781784710606.00016>

- Baily, M. N., Montalbano, N. (2016). Why is US productivity growth so slow? Possible explanations and policy responses. Brookings Institution, Hutchins Center Working Paper, 22.
- Ban Ki-moon, 2016. Secretary-General Announces Common Ground Initiative, with Advertising's 'Big Six' Supporting Sustainable Development Goals [WWW Document]. <https://www.un.org/press/en/2016/envdev1683.doc.htm>
- Bao, Z., Hu, Q., Qi, W., Tang, Y., Wang, W., Wan, P., Chao, J., Yang, X.J., 2017. Nitrate reduction in water by aluminum alloys particles. *Journal of Environmental Management* 196, 666–673. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.080>
- Barbier, E.B., Burgess, J.C., 2017. The Sustainable Development Goals and the systems approach to sustainability. *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal* 11, 1–23.
- Bärnthaler, R., Novy, A., Stadelmann, B., 2023. A Polanyi-inspired perspective on social-ecological transformations of cities. *Journal of Urban Affairs* 45, 117–141. <https://doi.org/10.1080/07352166.2020.1834404>
- Basset, Y., Lamarre, G.P.A., 2019. Toward a world that values insects. *Science* 364, 1230. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7071>
- Batidzirai, B., Smeets, E., Faaij, A., 2012. Harmonising bioenergy resource potentials – Methodological lessons from review of state of the art bioenergy potential assessments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 6598–6630.
- Baur, F., 2010. Effiziente Nutzung von Biomasse-Reststoffe, Nutzungskonkurrenzen und Kaskadennutzung. SI: FVEE.
- Bazen, E.F., Fleming, R.A., 2004. An economic evaluation of livestock odor regulation distances. *Journal of Environmental Quality* 33, 1997–2006.
- Behrsin, I., De Rosa, S.P., 2020. Contaminant, Commodity and Fuel: A Multi-sited Study of Waste's roles in Urban Transformations from Italy to Austria. *The International Journal of Urban and Regional Research* 44, 90–107. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12880>
- Berghammer, A., Schmude, J., 2014. The Christmas – Easter Shift: Simulating Alpine Ski Resorts' Future Development under Climate Change Conditions Using the Parameter 'Optimal Ski Day'. *Tourism Economics* 20, 323–336. <https://doi.org/10.5367/te.2013.0272>
- Berner, S., Derler, H., Rehorska, R., Pabst, S., Seebacher, U., 2019. Roadmapping to Enhance Local Food Supply: Case Study of a City-Region in Austria. *Sustainability* 11, 3876. <https://doi.org/10.3390/su11143876>
- Biernat, L., Taube, F., Vogeler, I., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., 2020. Is organic agriculture in line with the EU-Nitrate directive? On-farm nitrate leaching from organic and conventional arable crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 298, 106964. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106964>
- Biesecker, A., Hofmeister, S., 2010. Focus: (Re)productivity: Sustainable relations both between society and nature and between the genders. *Ecological Economics* 69, 1703–1711. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.025>
- Biesecker, A., Jochimsen, M., Knobloch, U., 1997. Vorsorgendes Wirtschaften. *ÖW* 12. <https://doi.org/10.14512/ow.v12i3-4.887>
- Biffi, G., 2019. Migration and Labour Integration in Austria. SOPEMI Report on Labour Migration Austria 2017–18. Report of the Austrian SOPEMI correspondent to the OECD. Monograph Series Migration and Globalisation, Krems (Edition Donau-Universität Krems).
- Bilgili, F., Koçak, E., Bulut, Ü., Kuşkaya, S., 2017. Can biomass energy be an efficient policy tool for sustainable development? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 71, 830–845. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.109>
- Bischof, M., Schmude, J., Bauer, M., 2017. Tourismus und Klimawandel – Eine nachfrageseitige Analyse zu Wahrnehmung und Reaktion am Beispiel der Alpen. *Zeitschrift für Tourismuswissenschaft* 9. <https://doi.org/10.1515/tw-2017-0014>
- Bissio, R., 2019. SDG Indicators and BS/Index: The Power of Numbers in the Sustainable Development Debate. *Development* 62, 81–85. <https://doi.org/10.1057/s41301-019-00202-7>
- Björnberg, K.E., Karlsson, M., Gilek, M., Hansson, S.O., 2017. Climate and environmental science denial: A review of the scientific literature published in 1990–2015. *Journal of Cleaner Production* 167, 229–241. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.066>
- BKA, 2020. Regierungsprogramm 2020–2024, Aus Verantwortung für Österreich. Bundeskanzleramt Österreich, Wien.
- BKA, 2019. Parlamentarische Anfragebeantwortung zur Umsetzung der Empfehlungen des RH-Berichtes zur Agenda 2030 (3557/AB).
- BKA, 2017. Beiträge der Bundesministerien zur Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung in Österreich. Darstellung 2016. Bundeskanzleramt Österreich, Wien.
- BKA, BMEIA, 2015. Vortrag an den Ministerrat 86/11, Gipfeltreffen der Vereinten Nationen vom 25.–27. September 2015: Annahme der 2030 Agenda für Nachhaltige Entwicklung, Umsetzung durch Österreich.
- Blečić, I., Cecchini, A., Falk, M., Marras, S., Pyles, D.R., Spano, D., Trunfio, G.A., 2014. Urban metabolism and climate change: A planning support system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26, 447–457. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.08.006>
- Blühdorn, I., 2020. Nachhaltige Nicht-Nachhaltigkeit Warum die ökologische Transformation der Gesellschaft nicht stattfindet. Transcript Verlag.
- Blüthgen, N., Simons, N.K., Jung, K., Prati, D., Renner, S.C., Boch, S., Fischer, M., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Tschapka, M., Weisser, W.W., Gossner, M.M., 2016. Land use imperils plant and animal community stability through changes in asynchrony rather than diversity. *Nature Communications* 7, 10697. <https://doi.org/10.1038/ncomms10697>
- BMK, 2020a. Österreich und die Agenda 2030, Freiwilliger Nationaler Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele / SDGs (FNU). Bundeskanzleramt, Wien.
- BMK, 2020b. Ressourcennutzung in Österreich 2020. Band 3. Institut für Soziale Ökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.
- BMLFUW, 2017. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015.
- BMLFUW, 2016. Aktionsprogramm Nitrat 2016 Umweltbericht im Rahmen der strategischen Umweltprüfung gem. RL 2001/42/EG.
- BMLFUW, 2011. Leitfaden UVP für Intensivierhaltungen. Umweltverträglichkeitserklärung Einzelfallprüfung. Bundesministerium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, Wien.
- BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft (Report). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMNT, 2019b. Energie in Österreich Zahlen, Daten, Fakten. BMNT, Wien.
- BMNT, BMVIT, 2018. #mission 2030 – Austrian Climate and Energy Strategy. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
- Böhmer, S., Gössl, M., Krutzler, T., Pölz, W., 2014. Effiziente Nutzung von Holz: Kaskade versus Verbrennung. Umweltbundesamt Wien. Online verfügbar unter: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0493.pdf>.
- Bourcarde, K., Herzmann, K., 2006. Normalfall exponentielles Wachstum? – ein internationaler Vergleich. IWS – Institut für Wachstumstudien 2.
- Bowler, D.E., Heldbjerg, H., Fox, A.D., Jong, M. de, Böhning-Gaese, K., 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology* 33, 1120–1130. <https://doi.org/10.1111/cobi.13307>

- Braitto, M., Leonhardt, H., Penker, M., Schauppenlehner-Kloyber, E., Thaler, G., Flint, C.G., 2020. The plurality of farmers' views on soil management calls for a policy mix. *Land Use Policy* 99, 104876. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104876>
- Brand, U., Görg, C., Wissen, M., 2020. Overcoming neoliberal globalization: social-ecological transformation from a Polanyian perspective and beyond. *Globalizations* 17, 161–176. <https://doi.org/10.1080/14747731.2019.1644708>
- Brender, J.D., Weyer, P.J., Romitti, P.A., Mohanty, B.P., Shinde, M.U., Vuong, A.M., Sharkey, J.R., Dwivedi, D., Horel, S.A., Kantamneni, J., Huber, J.C., Zheng, Q., Werler, M.M., Kelley, K.E., Griesenbeck, J.S., Zhan, F.B., Langlois, P.H., Suarez, L., Canfield, M.A., 2013. Prenatal Nitrate Intake from Drinking Water and Selected Birth Defects in Offspring of Participants in the National Birth Defects Prevention Study. *Environmental Health Perspectives* 121, 1083–1089. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206249>
- Breuste, J., Pauleit, S., Haase, D., Sauerwein, M., 2016. *Stadtökosysteme*, 1. Auflage. ed. Lehrbuch. Springer Spektrum, Berlin; Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-55434-6>
- Broto, V.C., Allen, A., Rapoport, E., 2012. Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism: Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 16, 851–861. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00556.x>
- Buchholz, T., Luzadis, V.A., Volk, T.A., 2009. Sustainability criteria for bioenergy systems: results from an expert survey. *Journal of cleaner production* 17, S86–S98.
- Buijs, A.E., Mattijssen, T.J., Van der Jagt, A.P., Ambrose-Oji, B., Andersson, E., Elands, B.H., Steen Møller, M., 2016. Active citizenship for urban green infrastructure: fostering the diversity and dynamics of citizen contributions through mosaic governance. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 22, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.002>
- Bulkeley, H., Betsill, M.M., 2013. Revisiting the urban politics of climate change. *Environmental Politics* 22, 136–154. <https://doi.org/10.1080/09644016.2013.755797>
- Bundesregierung.de, 2022. Nachhaltige Entwicklung in Zeiten der Corona-Krise [WWW Document]. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/nachhaltigkeitspolitik/nachhaltige-entwicklung-in-zeiten-der-corona-krise-1757138> (accessed 6.16.22).
- Burawoy, M., 2005. For Public Sociology. *American Sociological Review* 70, 4–28. <https://doi.org/10.1177/000312240507000102>
- Busch, V., Klaus, V.H., Schäfer, D., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Chisté, M., Mody, K., Blüthgen, N., Fischer, M., Hölzel, N., Kleinebecker, T., 2019. Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 30, 674–686. <https://doi.org/10.1111/jvs.12749>
- Cardoso, P., Barton, P.S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C.S., Gaigher, R., Habel, J.C., Hallmann, C.A., Hill, M.J., Hochkirch, A., Kwak, M.L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A.B., Pedraza, F., Pryke, J.S., Roque, F.O., Settele, J., Simaika, J.P., Stork, N.E., Suhling, F., Vorster, C., Samways, M.J., 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242, 108426. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>
- Casado-Asensio, J., Steurer, R., 2014. Integrated strategies on sustainable development, climate change mitigation and adaptation in Western Europe: communication rather than coordination. *Journal of Public Policy* 34, 437–473.
- Castle, D., Grass, I., Westphal, C., 2019. Fruit quantity and quality of strawberries benefit from enhanced pollinator abundance at hedgerows in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 275, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.003>
- Cazzolla Gatti, R., Menéndez, L.P., Laciny, A., Bobadilla Rodríguez, H., Bravo Morante, G., Carmen, E., Dorninger, C., Fabris, F., Grunstra, N.D.S., Schnorr, S.L., Stuhlträger, J., Villanueva Hernandez, L.A., Jakab, M., Sarto-Jackson, I., Caniglia, G., 2021. Diversity lost: COVID-19 as a phenomenon of the total environment. *Science of The Total Environment* 756, 144014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144014>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O., 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? Does N or P drive species loss? *Global Ecology and Biogeography* 22, 73–82. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00771.x>
- Chaloupka, C., Kölbl, R., Loibl, W., Molitor, R., Nentwich, M., Peer, S., Risser, R., Sammer, G., Schützhofer, B., Seibt, K., 2015. Nachhaltige Mobilität aus sozioökonomischer Perspektive Diskussionspapier der Arbeitsgruppe „Sozioökonomische Aspekte“ der ÖAW-Kommission „Nachhaltige Mobilität“.
- Chassé, K.A., 2019. Armut im ländlichen Raum, in: Nell, W., Weiland, M. (Eds.), *Dorf: Ein Interdisziplinäres Handbuch*. J.B. Metzler, Stuttgart, pp. 203–211. [https://doi.org/10.1007/978-3-476-05449-4\\_28](https://doi.org/10.1007/978-3-476-05449-4_28)
- Chatzopoulos, T., Pérez Domínguez, I., Zampieri, M., Toreti, A., 2020. Climate extremes and agricultural commodity markets: A global economic analysis of regionally simulated events. *Weather and Climate Extremes* 27, 100193. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2019.100193>
- Chen, S., Chen, B., 2012. Network Environ Perspective for Urban Metabolism and Carbon Emissions: A Case Study of Vienna, Austria. *Environmental Science & Technology* 46, 4498–4506. <https://doi.org/10.1021/es204662k>
- Christian, R., 2014. Energiewende für Österreich! Technische Optionen einer Vollversorgung für Österreich mit erneuerbaren Energien.
- Clark, M., Tilman, D., 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters* 12, 064016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5>
- Cling, J.-P., Eghbal-Teherani, S., Orzoni, M., Plateau, C., 2020. The interlinkages between the SDG indicators and the differentiation between EU countries: It is (mainly) the economy! *Statistical Journal of the IAOS* 36(2), 1–16.
- Clough, Y., Kirchweber, S., Kantelhardt, J., 2020. Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation Letters* 13, e12752. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>
- Colsaet, A., Laurans, Y., Levrel, H., 2018. What drives land take and urban land expansion? A systematic review. *Land Use Policy* 79, 339–349. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.017>
- Conke, L.S., Ferreira, T.L., 2015. Urban metabolism: Measuring the city's contribution to sustainable development. *Environmental Pollution* 202, 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.027>
- Cooper, J., Lombardi, R., Boardman, D., Carliell-Marquet, C., 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources, Conservation and Recycling* 57, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009>
- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change, Traditional Peoples and Climate Change* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Costa, V., Tarelho, L., Sobrinho, A., 2019. Mass, energy and exergy analysis of a biomass boiler: A portuguese representative case of the pulp and paper industry. *Applied Thermal Engineering* 152, 350–361.

- Creutzig, F., 2015. Towards typologies of urban climate and global environmental change. *Environmental Research Letter* 10, 101001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/101001>
- Creutzig, F., Fernandez, B., Haberl, H., Khosla, R., Mulugetta, Y., Seto, K.C., 2016. Beyond Technology: Demand-Side Solutions for Climate Change Mitigation. *Annual Review of Environment and Resources* 41, 173–198. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085428>
- Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science* 356, 260–264. <https://doi.org/10.1126/science.aal2011>
- Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D.S., Kennedy, C.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Letourneau, D.K., Marini, L., Poveda, K., Rader, R., Smith, H.G., Tschamntke, T., Andersson, G.K.S., Badenhausser, I., Baensch, S., Bezerra, A.D.M., Bianchi, F.J.J.A., Boreux, V., Bretagnolle, V., Caballero-Lopez, B., Cavigliasso, P., Četković, A., Chacoff, N.P., Classen, A., Cusser, S., Silva, F.D. da S. e, Groot, G.A. de, Dudenhöffer, J.H., Ekroos, J., Fijen, T., Franck, P., Freitas, B.M., Garratt, M.P.D., Gratton, C., Hipólito, J., Holzschuh, A., Hunt, L., Iverson, A.L., Jha, S., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Klatt, B.K., Klein, A.-M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Larsen, A.E., Lavigne, C., Liere, H., Maas, B., Mallinger, R.E., Pachon, E.M., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., Mitchell, M.G.E., Molina, G.A.R., Nesper, M., Nilsson, L., O'Rourke, M.E., Peters, M.K., Plečaš, M., Potts, S.G., Ramos, D. de L., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Rusch, A., Sáez, A., Scheper, J., Schleuning, M., Schmack, J.M., Sciligo, A.R., Seymour, C., Stanley, D.A., Stewart, R., Stout, J.C., Sutter, L., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Tschumi, M., Viana, B.F., Westphal, C., Willcox, B.K., Wratten, S.D., Yoshioka, A., Zaragoza-Trello, C., Zhang, W., Zou, Y., Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5, eaax0121. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>
- Dale, V.H., Efroymson, R.A., Kline, K.L., Davitt, M.S., 2015. A framework for selecting indicators of bioenergy sustainability. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9, 435–446.
- Dammach, A., 2016. Integration von fluktuierenden erneuerbaren Energien in den Bilanzkreis mittels flexibel steuerbarer Erzeugung aus Blockheizkraftwerken 14. Presented at the Symposium Energieinnovation, Graz/Österreich.
- Dämon, W., Krisai-Greilhuber, I., 2016. Die Pilze Österreichs. Verzeichnis und Rote Liste 2016. Teil Makromyzetten. Wien: Österreichische Mykologische Gesellschaft.
- Daniele, E., Deborah, B., Sliuzas, R., 2020. Measuring and understanding global human settlements patterns and processes: innovation, progress and application. *International Journal of Digital Earth*, 13:1, 2–8. <https://doi.org/10.1080/17538947.2019.1630072>
- Darnhofer, I., 2021. Resilience or how do we enable agricultural systems to ride the waves of unexpected change? *Agricultural Systems* 187, 102997. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102997>
- Darnhofer, I., D'Amico, S., Fouilleux, E., 2019. A relational perspective on the dynamics of the organic sector in Austria, Italy, and France. *Journal of Rural Studies* 68, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2018.12.002>
- Darnhofer, I., Schermer, M., Steinbacher, M., Gabillet, M., Daugstad, K., 2017. Preserving permanent mountain grasslands in Western Europe: Why are promising approaches not implemented more widely? *Land Use Policy* 68, 306–315. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.005>
- Davoudi, S., Sturzaker, J., 2017. Urban form, policy packaging and sustainable urban metabolism. *Resources, Conservation and Recycling* 120, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.011>
- Dawes, J.H., 2020. Are the Sustainable Development Goals self-consistent and mutually achievable? *Sustainable Development* 28, 101–117.
- Day, E., Fankhauser, S., Kingsmill, N., Costa, H., Mavrogianni, A., 2019. Upholding labour productivity under climate change: an assessment of adaptation options. null 19, 367–385. <https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1517640>
- de Visser, C., Schreuder, R., Stoddard, F., 2014. The EU's dependence on soya bean import for the animal feed industry and potential for EU produced alternatives. <https://doi.org/10.1051/ocl/2014021>
- Delshad, A., Raymond, L., 2013. Media framing and public attitudes toward biofuels. *Review of Policy Research* 30, 190–210.
- Dengler, C., Strunk, B., 2018. The Monetized Economy Versus Care and the Environment: Degrowth Perspectives On Reconciling an Antagonism. *Feminist Economics* 24, 160–183. <https://doi.org/10.1080/13545701.2017.1383620>
- Derler, H., Lienhard, A., Berner, S., Grasser, M., Posch, A., Rehorska, R., 2021. Use Them for What They Are Good at: Mealworms in Circular Food Systems. *Insects* 12, 40. <https://doi.org/10.3390/insects12010040>
- Devetter, F.-X., Rousseau, S., 2011. Working Hours and Sustainable Development. *Review of Social Economy* 69, 333–355.
- Digital Science, 2020. Contextualizing Sustainable Development Research. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.12200081>
- Distelkamp, M., Meyer, M., 2019. Pathways to a Resource-Efficient and Low-Carbon Europe. *Ecological Economics* 155, 88–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.014>
- Dobusch, L., Kreissl, K., 2020. Privilege and burden of im-/mobility governance: On the reinforcement of inequalities during a pandemic lockdown. *Gender Work Organ* gwao.12462. <https://doi.org/10.1111/gwao.12462>
- Dogan, E., Inglesi-Lotz, R., 2017. Analyzing the effects of real income and biomass energy consumption on carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) emissions: empirical evidence from the panel of biomass-consuming countries. *Energy* 138, 721–727.
- Dooley, K., Kartha, S., 2018. Land-based negative emissions: risks for climate mitigation and impacts on sustainable development. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics* 18, 79–98. <https://doi.org/10.1007/s10784-017-9382-9>
- Dragojlovic, N., Einsiedel, E., 2015. What drives public acceptance of second-generation biofuels? Evidence from Canada. *Biomass and Bioenergy* 75, 201–212.
- Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G., Frank, T., 2008. Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography* 31, 254–262. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5250.x>
- Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A., Willner, W., Plutzer, C., Leitner, M., Mang, T., Caccianiga, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J.-C., Psomas, A., Schmatz, D.R., Silc, U., Vittoz, P., Hülber, K., 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Clim Change* 2, 619–622. <https://doi.org/10.1038/nclimate1514>
- Dunkelberg, E., Aretz, A., 2013. Ökobilanzen technischer Optionen zur Bioenergie-bereitstellung und -nutzung. *Schriftenreihe des IÖW* 203, 13.
- EC, 2021. Geschätzte Bodenerosion durch Wasser – von schwerer Erosionsrate betroffenes Gebiet [WWW Document]. [data.europa.eu. https://data.europa.eu/data/datasets/vzwzhx4vtxy416h37qfag?locale=de](https://data.europa.eu/data/datasets/vzwzhx4vtxy416h37qfag?locale=de)
- EC, 2020a. Report from the Commission to the European Parliament and the Council On the experience gained by Member States on the implementation of national targets established in their National Action Plans and on progress in the implementation of Directive 2009/128/EC on the sustainable use of pesticides. COM(2020) 204 final. Brussels.

- EC, 2020b. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 – Mehr Raum für die Natur in unserem Leben.
- EC, 2019. The European Green Deal (No. COM(2019) 640 final vom 11.12.2019). European Commission, Brussels.
- EC, 2014. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social Committee and the Committee of the Regions. On the review of the list of critical raw materials for the EU and the implementation of the Raw Materials Initiative, /\* COM/2014/0297 final \*/.
- EC, 2007. Strategy on nutrition, overweight and obesity-related health issues [WWW Document]. Public Health – European Commission. [https://ec.europa.eu/health/nutrition\\_physical\\_activity/policy/strategy\\_en](https://ec.europa.eu/health/nutrition_physical_activity/policy/strategy_en) (accessed 2.21.21).
- EC, 2015. Why a covenant of Mayors, connecting local action with global and European initiatives [WWW Document]. Covenant of Mayors – Europe. <https://eu-mayors.ec.europa.eu/en/about>
- EC, FAO, UN-Habitat, OECD, World Bank, 2020. Applying the degree of urbanisation: a methodological manual to define cities, towns and rural areas for international comparisons : 2020 edition.
- Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel, H., Bußler, H., Chittaro, Y., Cizek, L., Frei, A., Holzer, E., Kadej, M., Kahlen, M., Köhler, F., Möller, G., Mühle, H., Sanchez, A., Schaffrath, U., Schmidl, J., Smolis, A., Szallies, A., Németh, T., Wurst, C., Thorn, S., Christensen, R.H.B., Seibold, S., 2018. „Primeval forest relict beetles“ of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *J Insect Conserv* 22, 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0028-6>
- Edelmann, H., Quiñones-Ruiz, X.F., Penker, M., 2020a. Analytic Framework to Determine Proximity in Relationship Coffee Models. *Sociologia Ruralis* 60, 458–481. <https://doi.org/10.1111/soru.12278>
- Edelmann, H., Quiñones-Ruiz, X.F., Penker, M., Scaramuzzi, S., Broscha, K., Jeanneaux, P., Belletti, G., Marescotti, A., 2020b. Social learning in food quality governance – Evidences from geographical indications amendments. *International Journal of the Commons* 14, 108–122. <https://doi.org/10.5334/ijc.968>
- Eder, A., Salhofer, K., Scheichel, E., 2021. Land tenure, soil conservation, and farm performance: An eco-efficiency analysis of Austrian crop farms. *Ecological Economics* 180, 106861. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106861>
- Eder, J., Gruber, E., Görgl, P., Hemetsberger, M., 2018. Wie Wien wächst: Monitoring aktueller Trends hinsichtlich Bevölkerung und Siedlungsentwicklung in der Stadtregion Wien. *Raumforschung und Raumordnung* 76, 327–343. <https://doi.org/10.1007/s13147-018-0546-z>
- Ediger, V.S., 2019. An integrated review and analysis of multi-energy transition from fossil fuels to renewables. *Energy Procedia* 156, 2–6.
- EEA, 2021. National summary dashboards – Habitats Directive – Art. 17 Prod-ID: DAS-110-en [WWW Document]. <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards>
- EEA, 2020a. Air quality in Europe – 2020 report (No. 09/2020). European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- EEA, 2020b. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013–2018 (EEA Report No 10/2020.). European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EEA, 2018. Renewable energy in Europe – 2018: Recent growth and knock-on effects (No. 20/2018). European Environment Agency, Luxembourg.
- EWG 43, 1992, Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment* 571, 522–542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- Eisenmenger, N., Pichler, M., Krenmayr, N., Noll, D., Plank, B., Schalmann, E., Wandl, M.-T., Gingrich, S., 2020. The Sustainable Development Goals prioritize economic growth over sustainable resource use: a critical reflection on the SDGs from a socio-ecological perspective. *Sustainability Science* 15, 1101–1110.
- Eisenstein, B., 2016. Klimawandel und Tourismus. *Tourismus: Opfer oder Täter?*, in: *Tourismusatlas Deutschland*. UVK, pp. 120–121.
- Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Šiška, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Žalud, Z., 2013. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. *The Journal of Agricultural Science* 151, 787–812. <https://doi.org/10.1017/S0021859612000767>
- Ellmauer, T., Viktoria, I., Kudrnovsky, H., Moser, D., Paternoster, D., 2019. Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagen-erstellung für den Bericht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019 Teil 2: Artikel 17-Bericht.
- Enengel, B., Penker, M., Muhar, A., 2014. Landscape co-management in Austria: The stakeholder’s perspective on efforts, benefits and risks. *Journal of Rural Studies* 34, 223–234. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.02.003>
- Engler, R., Randin, C.F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N.E., Araújo, M.B., Pearman, P.B., Le Lay, G., Piedallu, C., Albert, C.H., Choler, P., Coldea, G., De Lamo, X., Dirnböck, T., Gégout, J.-C., Gómez-García, D., Grytnes, J.-A., Heegaard, E., Høistad, F., Nogués-Bravo, D., Normand, S., Puşcaş, M., Sebastià, M.-T., Stanišić, A., Theurillat, J.-P., Trivedi, M.R., Vittoz, P., Guisan, A., 2011. 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17, 2330–2341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02393.x>
- Ermann, U., Langthaler, E., Penker, M., Schermer, M., 2017. *Agro-Food Studies*, 1. Aufl. ed. Böhlau Verlag Wien.
- Essl, F., Egger, G., 2010. Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf: Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. *Naturwiss. Verein für Kärnten*.
- Essl, F., Rabitsch, 2002. *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien 432.
- EU, 2008. *Natura 2000* [WWW Document]. Environment. [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm), Zugriff am 22.5.2023
- Eurostat, 2021. Sustainable development in the European Union. Monitoring report on progress towards the SDGs in an EU context. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Eurostat, 2020a. Greenhouse gas emissions by source sector [WWW Document]. [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_air\\_gge&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_air_gge&lang=en), Zugriff am 22.5.2023
- Eurostat, 2020b. Sustainable development in the European Union. Monitoring Report on progress towards the SDGs in an EU context, 2020th ed. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- eurostat, 2019. Glossary:Annual work unit (AWU) [WWW Document]. Statistics Explained. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Annual\\_work\\_unit\\_\(AWU\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Annual_work_unit_(AWU)), Zugriff am 4.5.2023
- Fanzo, J., Hawkes, C., Udomkesmalee, E., Afshin, A., Allemandi, L., Assery, O., Baker, P., Battersby, J., Bhutta, Z., Chen, K., Corvalan, C., Di Cesare, M., Dolan, C., Fonseca, J., Grummer-Strawn, L., Hayashi, C., McArthur, J., Rao, A., Rosenzweig, C., Schofield, D., 2018. 2018 Global Nutrition Report: Shining a light to spur action on nutrition [WWW Document]. <https://globalnutritionreport.org/reports/global-nutrition-report-2018/> (accessed 7.14.20).



- FAO, 2018. The future of food and agriculture: Alternative pathways to 2050 [WWW Document]. <http://www.fao.org/publications/fofa/en/> (accessed 6.18.20).
- FAO, 2016. State of the World's Forests. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. FAO, Rome.
- Fazey, I., Schäpke, N., Caniglia, G., Hodgson, A., Kendrick, I., Lyon, C., Page, G., Patterson, J., Riedy, C., Strasser, T., Verveen, S., Adams, D., Goldstein, B., Klaes, M., Leicester, G., Linyard, A., McCurdy, A., Ryan, P., Sharpe, B., Silvestri, G., Abdurrahim, A.Y., Abson, D., Adetunji, O.S., Aldunce, P., Alvarez-Pereira, C., Amparo, J.M., Amundsen, H., Anderson, L., Andersson, R., Asquith, M., Augenstein, K., Barrie, J., Bent, D., Bentz, J., Bergsten, A., Berzonsky, C., Bina, O., Blackstock, K., Boehnert, J., Bradbury, H., Brand, C., Böhme (born Sangmeister), J., Bøjer, M.M., Carmen, E., Charli-Joseph, L., Choudhury, S., Chunhachoti-ananta, S., Cockburn, J., Colvin, J., Connon, I.L.C., Cornforth, R., Cox, R.S., Cradock-Henry, N., Cramer, L., Cremaschi, A., Dannevig, H., Day, C.T., de Lima Hutchison, C., de Vrieze, A., Desai, V., Dolley, J., Duckett, D., Durrant, R.A., Egermann, M., Elsner (Adams), E., Fremantle, C., Fullwood-Thomas, J., Galafassi, D., Gobby, J., Golland, A., González-Padrón, S.K., Gram-Hanssen, I., Grandin, J., Grenni, S., Lauren Gunnell, J., Gusmao, F., Hamann, M., Harding, B., Harper, G., Hesselgren, M., Hestad, D., Heykoop, C.A., Holmén, J., Holstead, K., Hoolohan, C., Horcea-Milcu, A.-I., Horlings, L.G., Howden, S.M., Howell, R.A., Huque, S.I., Inturias Canedo, M.L., Iro, C.Y., Ives, C.D., John, B., Joshi, R., Juarez-Bourke, S., Juma, D.W., Karlsen, B.C., Kliem, L., Kläy, A., Kuenkel, P., Kunze, I., Lam, D.P.M., Lang, D.J., Larkin, A., Light, A., Luederitz, C., Luthé, T., Maguire, C., Mahecha-Groot, A.-M., Malcolm, J., Marshall, F., Maru, Y., McLachlan, C., Mmbando, P., Mohapatra, S., Moore, M.-L., Moriggi, A., Morley-Fletcher, M., Moser, S., Mueller, K.M., Mukute, M., Mühlemeyer, S., Naess, L.O., Nieto-Romero, M., Novo, P., O'Brien, K., O'Connell, D.A., O'Donnell, K., Olsson, P., Pearson, K.R., Pereira, L., Petridis, P., Peukert, D., Phear, N., Pisters, S.R., Polisky, M., Pound, D., Preiser, R., Rahman, Md.S., Reed, M.S., Revell, P., Rodriguez, I., Rogers, B.C., Rohr, J., Nordbø Rosenberg, M., Ross, H., Russell, S., Ryan, M., Saha, P., Schleicher, K., Schneider, F., Scoville-Simonds, M., Searle, B., Sebhatu, S.P., Sesana, E., Silverman, H., Singh, C., Sterling, E., Stewart, S.-J., Tàbara, J.D., Taylor, D., Thornton, P., Tribaldos, T.M., Tschakert, P., Uribe-Calvo, N., Waddell, S., Waddock, S., van der Merwe, L., van Mierlo, B., van Zwanenberg, P., Velarde, S.J., Washbourne, C.-L., Waylen, K., Weiser, A., Wight, I., Williams, S., Woods, M., Wolstenholme, R., Wright, N., Wunder, S., Wyllie, A., Young, H.R., 2020. Transforming knowledge systems for life on Earth: Visions of future systems and how to get there. *Energy Research & Social Science* 70, 101724. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101724>
- Fehrenbach, H., Köppen, S., Kauertz, B., Detzel, A., Wellenreuther, F., Breitmayer, E., Essel, R., Carus, M., Kay, S., Wern, B., 2017. Biomassekaskaden: mehr Ressourceneffizienz durch Kaskadennutzung von Biomasse; von der Theorie zur Praxis.
- Feichtinger, P., Salhofer, K., 2013. What do we know about the influence of agricultural support on agricultural land prices? *German Journal of Agricultural Economics* 62, 71–85.
- Fess, T., Benedito, V., 2018. Organic versus Conventional Cropping Sustainability: A Comparative System Analysis. *Sustainability* 10, 272. <https://doi.org/10.3390/su10010272>
- Feusthuber, E., Mitter, H., Schönhart, M., Schmid, E., 2017. Integrated modelling of efficient crop management strategies in response to economic damage potentials of the Western Corn Rootworm in Austria. *Agricultural Systems* 157, 93–106. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.011>
- Finley, L., Chappell, M.J., Thiers, P., Moore, J.R., 2018. Does organic farming present greater opportunities for employment and community development than conventional farming? A survey-based investigation in California and Washington. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 42, 552–572. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1394416>
- Fischer, M., Oswald, K., Adler, W., 2008. *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*, 3rd ed. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., et al. (2013). Land sparing versus land sharing: moving forward. *Aspects of Applied Biology*, 121, 105–107.
- Fischer, T., Born, K.M., 2018. Rural Poverty and its Consequences in Structurally Weak Rural Areas of Austria from the Mayors' Perspective. *European Countryside* 10, 210–231. <https://doi.org/10.2478/euco-2018-0013>
- Fonds Gesundes Österreich (Ed.), 2018. *Aktive Mobilität – Argumentarium Kompakt. Intersektorale Argumente zur Förderung Aktiver Mobilität in Österreich.*
- Freytag, T., Bauder, M., 2018. Bottom-up touristification and urban transformations in Paris. *Tourism Geographies* 20, 443–460. <https://doi.org/10.1080/14616688.2018.1454504>
- Friesenecker, M., Riederer, B., Cucca, R., 2021. Environmental quality for everyone? Socio-structural inequalities in mobility, access to green spaces and air quality, in: Kazepov, Y., Verwiebe, R. (Eds.), *Vienna: Still a Just City?* Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781003133827>
- Frondel, M., Thomas, T., 2020. Dekarbonisierung bis zum Jahr 2050? Klimapolitische Maßnahmen und Energieprognosen für Deutschland, Österreich und die Schweiz (No. 3863047052). DICE Ordnungspolitische Perspektiven.
- Fryer, M., Collins, C.D., Ferrier, H., Colvile, R.N., Nieuwenhuijsen, M.J., 2006. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications. *Environmental Science & Policy* 9, 261–274. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.011>
- Fuchs, R., Brown, C., Rounsevell, M., 2020. Europe's Green Deal off-shores environmental damage to other nations. *Nature* 586, 671–673. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-02991-1>
- Fukuda-Parr, S., McNeill, D., 2019. Knowledge and Politics in Setting and Measuring the SDGs: Introduction to Special Issue. *Global Policy* 10, 5–15. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.12604>
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739–755. [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L)
- Gärtner, S., Hienz, G., Keller, H., Müller-Lindenlauf, M., 2013. *Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz – Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich.* Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg, Germany.
- Gassner, A., Lederer, J., Kanitschar, G., Ossberger, M., Fellner, J., 2018. Extended ecological footprint for different modes of urban public transport: The case of Vienna, Austria. *Land Use Policy* 72, 85–99. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.012>
- GBD 2017 Diet Collaborators, 2019. Health effects of dietary risks in 195 countries, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet* 393, 1958–1972. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(19\)30041-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(19)30041-8)
- GDB Obesity Collaborators, 2017. Health Effects of Overweight and Obesity in 195 Countries over 25 Years. *The New England Journal of Medicine* 377, 13–27. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa1614362>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamtké, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on Euro-

- pean farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Geisen, S., Wall, D.H., van der Putten, W.H., 2019. Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* 29, R1036–R1044. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.007>
- Geiser, E., 2018. How many animal species are there in Austria? Update after 20 Years. *Acta ZooBot Austria* 155/2, 1–18.
- Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. *European Planning Studies* 28, 1095–1117.
- Getzner, M., Kirchmeier, H., Berger, V., Huber, M., Jäger, M., Jungmeier, M., Gutheil-Knopp-Kirchwald, G., Kreimer, E., Schneider, A., Wuttej, D., Zak, D., 2020. Bewertung der Ökosystemleistungen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf). Studie der TU Wien (Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, Institut für Raumplanung) und des E.C.O. Instituts für Ökologie (Klagenfurt) im Auftrag der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) AG.
- Getzner, M., Meyerhoff, J., 2020. The Benefits of Local Forest Recreation in Austria and Its Dependence on Naturalness and Quietude. *Forests* 11, 326. <https://doi.org/10.3390/f11030326>
- Getzner, M., Meyerhoff, J., Schläpfer, F., 2018. Willingness to Pay for Nature Conservation Policies in State-Owned Forests: An Austrian Case Study. *Forests* 9, 537. <https://doi.org/10.3390/f9090537>
- Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., 1994. *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*. SAGE Publications Ltd, London ; Thousand Oaks, Calif.
- Giffinger, R., Kramar, H., 2012. Kleinstädte als Wachstumsmotoren ländlich-peripherer Regionen: Das Beispiel Waldviertel. *disP – The Planning Review* 48, 63–76. <https://doi.org/10.1080/02513625.2012.721609>
- Gingrich, S., Krausmann, F., 2018. At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830–2010. *Science of The Total Environment* 645, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074>
- Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C., 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. *Ecosystems* 21, 704–722. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0179-z>
- Glatthorn, J., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C., 2017. Effects of forest management on stand leaf area: Comparing beech production and primeval forests in Slovakia. *Forest Ecology and Management* 389, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.025>
- Glatz, I., Allerberger, F., Fehr, F., Gratzner, G., Horvath, S.-M., Keller, L., Kreiner, H., Kromp-Kolb, H., Lang, R., Liedauer, S., Lindenthal, T., Passer, A., Payerhofer, U., Preiml, S., Schneeberger, A., Steinwender, D., Weidl, L.-M., Stötter, J., 2021. Den 17 Nachhaltigen Entwicklungszielen den Weg bereiten: UniNetZ: der Weg von der Theorie in die Praxis. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 30, 54–56. <https://doi.org/10.14512/gaia.30.1.11>
- Gollmann, G., Mikschi, E., Wofram, G., Huemer, P., Reischütz, P., 2006. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.
- Göttl, I., Penker, M., 2020. Institutions for collective gardening: A comparative analysis of 51 urban community gardens in anglophone and German-speaking countries. *International Journal of the Commons* 14, 30–43. <https://doi.org/10.5334/ijc.961>
- Grab, H., Danforth, B., Poveda, K., Loeb, G., 2018. Landscape simplification reduces classical biological control and crop yield. *Ecological Applications* 28, 348–355. <https://doi.org/10.1002/eap.1651>
- Grass, I., Batáry, P., Tschamntke, T., 2021. Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes, in: *Advances in Ecological Research* 64, 251–303. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.002>
- Gratzner, G., 2012. Urwälder in Mitteleuropa – die Reste der Wildnis. *Silva fera* 1, 16–29.
- Gratzner, G., Muhar, A., Winiwarter, V., Lindenthal, T., Radinger-Peer, V., Melcher, A., 2019. The 2030 Agenda as a challenge to life sciences universities. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 28, 100–105. <https://doi.org/10.14512/gaia.28.2.7>
- Gruber, E., Franz, Y., 2020. What Can the Housing Market Teach Us? University Fieldtrips Identify Current Transitions in Vienna's Urban Development and Housing Market Policies. *Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft* 1, 379–394. <https://doi.org/10.1553/moegg161s379>
- Grüneis, H., Penker, M., Höferl, K.-M., Schermer, M., Scherhauser, P., 2018. Why do we not pick the low-hanging fruit? Governing adaptation to climate change and resilience in Tyrolean mountain agriculture. *Land Use Policy* 79, 386–396. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.025>
- Gugerell, C., Penker, M., 2020. Change Agents' Perspectives on Spatial-Relational Proximities and Urban Food Niches. *Sustainability* 12, 2333. <https://doi.org/10.3390/su12062333>
- Gugerell, K., Penker, M., Kieninger, P., 2019. What are participants of cow sharing arrangements actually sharing? A property rights analysis on cow sharing arrangements in the European Alps. *Land Use Policy* 87. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104039>
- Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W., Schmitt, T., 2016. Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30, 754–762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K., 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. *Biomass and bioenergy* 35, 4753–4769.
- Haberl, H., Geissler, S., 2000. Cascade utilization of biomass: strategies for a more efficient use of a scarce resource. *Ecological Engineering* 16, 111–121. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00059-8\(00\)00059-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00059-8(00)00059-8)
- Haberl, H., Wiedenhofer, D., Virág, D., Kalt, G., Plank, B., Brockway, P., Fishman, T., Hausknost, D., Krausmann, F., Leon-Gruchalski, B., Mayer, A., Pichler, M., Schaffartzik, A., Sousa, T., Streeck, J., Creutzig, F., 2020. A systematic review of the evidence on decoupling of GDP, resource use and GHG emissions, part II: synthesizing the insights. *Environmental Research Letters* 15, 065003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab842a>
- Haider, V., Essl, F., Zulka, K.P., Schindler, S., 2022. Achieving Transformative Change in Food Consumption in Austria: A Survey on Opportunities and Obstacles. *Sustainability* 14. <https://doi.org/10.3390/su14148685>
- Halder, P., Prokop, P., Chang, C.-Y., Usak, M., Pietarinen, J., Havu-Nuutinen, S., Pelkonen, P., Cakir, M., 2012. International Survey on Bioenergy Knowledge, Perceptions, and Attitudes Among Young Citizens. *BioEnergy Research* 5, 247–261. <https://doi.org/10.1007/s12155-011-9121-y>
- Hallegatte, S., Fay, M., Barbier, E., 2018. Poverty and Climate Change: introduction. *Environment and Development Economics* 23, 217–233.
- Hallegatte, S., Rozenberg, J., 2017. Climate change through a poverty lens. *Nature Climate Change* 7, 250–256. <https://doi.org/10.1038/nclimate3253>
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Gousson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hametner, M., 2022. Economics without ecology: How the SDGs fail to align socioeconomic development with environmental sustain-

- ability. *Ecological Economics* 199, 107490. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107490>
- Hampl, N., Loock, M., 2013. Sustainable Development in Retailing: What is the Impact on Store Choice? *Business Strategy and the Environment* 22, 202–216. <https://doi.org/10.1002/bse.1748>
- Harvey, M., Pilgrim, S., 2011. The new competition for land: Food, energy, and climate change. *Food policy* 36, S40–S51.
- Hasegawa, T., Fujimori, S., Havlík, P., Valin, H., Bodirsky, B.L., Doelman, J.C., Fellmann, T., Kyle, P., Koopman, J.F.L., Lotze-Campen, H., Mason-D’Croz, D., Ochi, Y., Pérez Domínguez, I., Stehfest, E., Sulser, T.B., Tabeau, A., Takahashi, K., Takakura, J., van Meijl, H., van Zeist, W.-J., Wiebe, K., Witzke, P., 2018. Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. *Nature Climate Change* 8, 699–703. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0230-x>
- Hasegawa, T., Fujimori, S., Takahashi, K., Masui, T., 2015. Scenarios for the risk of hunger in the twenty-first century using Shared Socioeconomic Pathways. *Environmental Research Letter* 10, 014010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014010>
- Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Nadeem, I., Formayer, H., 2018. BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich. Erweiterte Zusammenfassung.
- Houghton, G., 1997. Developing sustainable urban development models. *Cities* 14, 189–195. [https://doi.org/10.1016/S0264-2751\(97\)00002-4](https://doi.org/10.1016/S0264-2751(97)00002-4)
- Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, M.C., Mosnier, A., Thornton, P.K., Böttcher, H., Conant, R.T., Frank, S., Fritz, S., Fuss, S., Kraxner, F., Notenbaert, A., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. *PNAS* 111, 3709–3714. <https://doi.org/10.1073/pnas.1308044111>
- Heinen, J.T., 2010. The Importance of a Social Science Research Agenda in the Management of Protected Natural Areas, with Selected Examples. *The Botanical Review* 76, 140–164. <https://doi.org/10.1007/s12229-010-9043-y>
- Henry, R.C., Engström, K., Olin, S., Alexander, P., Arneth, A., Rounsevell, M.D.A., 2018. Food supply and bioenergy production within the global cropland planetary boundary. *PLOS ONE* 13, e0194695. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194695>
- Herwig, H., Wenterodt, T., 2011. Entropie für Ingenieure, Erfolgreich das Entropie-Konzept bei energietechnischen Fragestellungen anwenden. Vieweg + Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Hickel, J., Kallis, G., 2020. Is green growth possible? *New political economy* 25, 469–486.
- Hillringhaus, Peichl, 2010. Die Messung von Armut unter Berücksichtigung regional divergierender Lebenshaltungskosten und öffentlicher Leistungen. Discussion Paper des Forschungsinstituts zur Zukunft der Arbeit.
- Hilmers, T., Friess, N., Bäessler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J., 2018. Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55, 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- Ho, D., Ngo, H., Guo, W., 2014. A mini review on renewable sources for biofuel. *Bioresour. technology* 169. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.022>
- Hoberg, G., Peterson St-Laurent, G., Schittecatte, G., Dymond, C.C., 2016. Forest carbon mitigation policy: A policy gap analysis for British Columbia. *Forest Policy and Economics* 69, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.05.005>
- Hochrainer-Stigler, S., Balkovič, J., Silm, K., Timonina-Farkas, A., 2019. Large scale extreme risk assessment using copulas: an application to drought events under climate change for Austria. *Computational Management Science* 16, 651–669. <https://doi.org/10.1007/s10287-018-0339-4>
- Hochrainer-Stigler, S., Linnerooth-Bayer, J., Lorant, A., 2017. The European Union Solidarity Fund: an assessment of its recent reforms. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 22, 547–563. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9687-3>
- Holm-Muller, K., 2003. Bewertung nicht-marktfähiger Leistungen der Landwirtschaft – eine Herausforderung für die Forschung. *German Journal of Agricultural Economics* 52, 353–355.
- Holzinger, W., Komposch, C., Malicky, H., Petutschnig, J., 2009. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.
- Hoogwijk, M., Faaij, A., Eickhout, B., de Vries, B., Turkenburg, W., 2005. Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. *Biomass and Bioenergy* 29, 225–257.
- Horelli, L., Damyanovic, D., 2019. Evaluation of spatial development from the gender+ perspective: a methodological proposal, in: Zibell, B., Damyanovic, D., Sturm, U. (Eds.), *Gendered Approaches to Spatial Development in Europe: Perspectives, Similarities, Differences*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429503818>
- Horvath, S.-M., Muhr, M.M., Kirchner, M., Toth, W., German, V., Hundscheid, L., Vacik, H., Scherz, M., Kreiner, H., Fehr, F., et al. 2022. Handling a complex agenda: A review and assessment of methods to analyse SDG entity interactions. *Environ. Sci. Policy*, 131, 160–176.
- Hribar, C., Schultz, M., 2010. Understanding concentrated animal feeding operations and their impact on communities. Bowling Green, OH: National Association of Local Boards of Health. Retrieved February 18, 2013.
- Hukari, S., Hermann, L., Nättorp, A., 2016. From wastewater to fertilisers – Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Science of The Total Environment, Special Issue on Sustainable Phosphorus Taking stock: Phosphorus supply from natural and anthropogenic pools in the 21st Century* 542, 1127–1135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064>
- Humpenöder, F., Popp, A., Bodirsky, B.L., Weindl, I., Biewald, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Klein, D., Kreidenweis, U., Müller, C., Rolinski, S., Stevanovic, M., 2018. Large-scale bioenergy production: how to resolve sustainability trade-offs? *Environmental Research Letter* 13, 024011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9e3b>
- ICPDR, 2015. The Danube River Basin District Management Plan Update 2015. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna.
- ICSU, A., 2017. Guide To SDG Interactions: From Science to implementation, DJ Griggs, M. Nilsson, A. Stevance, D. McCollum. International Council for Science, Paris.
- IEA Bioenergy, 2020. Roles of bioenergy in energy system pathways towards a „well-below-2-degrees-Celsius (WB2)“ worldWorkshop report and synthesis of presented studies.
- IMF, 2023. World Economic Outlook Database [WWW Document]. International Monetary Fund. Normalfall exponentielles Wachstum? – ein internationaler Vergleich.
- IMMA, 2020. IMMA: Inegrative Modellierung und Management aquatischer Ökosysteme [WWW Document]. <https://boku.ac.at/wau/ihg/arbeitsgruppen/imma>, Zugriff am 22.4.2023
- Immerzeel, D.J., Verweij, P.A., van der Hilst, F., Faaij, A.P., 2014. Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. *Gcb Bioenergy* 6, 183–209.
- International Science Council, 2021: *Unleashing science: Delivering missions for sustainability*, p. 49.
- IPBES, 2020. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. .

- IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- IPBES, 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPCC, 2022. Summary for Policymakers, in: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Tignor, M., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Lösschke, S., Möller, M., Okem, A., Rama, B. (Eds.), *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- IPCC, 2018. Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5 deg C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 deg 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*. World Meteorological Organization.
- IPCC, 2014. *IPCC Fifth Assessment Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: World Meteorological Organization.
- Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? *Regional Environmental Change* 17, 33–48. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0908-9>
- IRENA, 2019. *Global energy transformation: A roadmap to 2050* (2019 edition). International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.
- ISC, 2021. *Unleashing Science: Delivering Missions for Sustainability*. International Science Council, Paris.
- ITC, 2017. *The State of Sustainable Markets 2017*. International Trade Centre (ITC), International Institute for Sustainable Development (IISD), Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Geneva, Switzerland.
- Jackson, T., 2009. *Prosperity without growth? The transition to a sustainable economy*. Sustainable Development Commission
- Jackson, T., Victor, P.A., 2011. Productivity and work in the 'green economy'. *Some theoretical reflections and empirical tests*, *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1, 101–108.
- Jacobson, M.Z., Delucchi, M. A., 2011. Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part I: Technologies, energy resources, quantities and areas of infrastructure, and materials. *Energy policy* 39, 1154–1169.
- Jalas, M., 2002. A time use perspective on the materials intensity of consumption. *Ecological Economics* 41, 109–123. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00018-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00018-6)
- Jeffery, S., Gardi, C., 2010. Soil biodiversity under threat – A review. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 74, 7–12.
- Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A., 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>
- Jering, A., Klatt, A., Seven, J., Ehlers, K., Günther, J., Ostermeier, A., Mönch, L., 2013. *Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen*. Berlin: Umweltbundesamt.
- Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J.L., Daszak, P., 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451, 990–993. <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Junginger, H.M., Mai-Moulin, T., Daioglou, V., Fritsche, U., Guissson, R., Hennig, C., Thrän, D., Heinimö, J., Hess, J.R., Lamers, P., Li, C., Kwant, K., Olsson, O., Proskurina, S., Ranta, T., Schipfer, F., Wild, M., 2019. The future of biomass and bioenergy deployment and trade: a synthesis of 15 years IEA Bioenergy Task 40 on sustainable bioenergy trade. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 13, 247–266. <https://doi.org/10.1002/bbb.1993>
- Kallis, G., 2011. In defence of degrowth. *Ecological economics* 70, 873–880.
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., Zografos, C., 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics* 94, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.002>
- Kaltenbrunner, R., Schnur, O., 2014. Kommodifizierung der Quartiersentwicklung. Zur Vermarktung neuer Wohnquartiere als Lifestyle-Produkte. *Informationen zur Raumentwicklung* 4, 373–382.
- Karner, S., 2009. „ALMO“: A bottom-up approach in agricultural innovation, in: *Ethical Futures: Bioscience and Food Horizons*. pp. 222–225. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-673-1>
- Karvonen, A., van Heur, B., 2014. Urban Laboratories: Experiments in Reworking Cities: Introduction. *The International Journal of Urban and Regional Research* 38, 379–392. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12075>
- Kaufmann, S., Hauck, M., Leuschner, C., 2017. Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. *Forest Ecology and Management* 400, 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.043>
- Keegan, D., Kretschmer, B., Elbersen, B., Panoutsou, C., 2013. Cascading use: A systematic approach to biomass beyond the energy sector. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7, 193–206.
- Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468, 647–652. <https://doi.org/10.1038/nature09575>
- Keesing, F., Ostfeld, R.S., 2021. Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. *PNAS* 118, e2023540118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023540118>
- Keesing, F., Ostfeld, R.S., 2015. Is biodiversity good for your health? *Science* 349, 235–236. <https://doi.org/10.1126/science.aac7892>
- Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., Kühn, I., 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23, 23. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-23>
- Kew, R.B.G., 2016. *The state of the world's plants report–2016*. Royal Botanic Gardens, Kew 80.
- Khomenko, S., Nieuwenhuijsen, M., Ambròs, A., Wegener, S., Mueller, N., 2020. Is a liveable city a healthy city? Health impacts of urban and transport planning in Vienna, Austria. *Environmental Research* 183, 109238. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109238>
- Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Pretenthaler, F., Rüdiger, J., Schauppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes – The impact of policy and climate change scenarios

- on trade-offs and synergies. *Ecological Economics* 109, 161–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
- Kirchner, M., Schönhart, M., Schmid, E., 2016. Spatial impacts of the CAP post-2013 and climate change scenarios on agricultural intensification and environment in Austria. *Ecological Economics* 123, 35–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.12.009>
- Kirchwegger, S., Clough, Y., Kapfer, M., Steffan-Dewenter, I., Kantelhardt, J., 2020. Do improved pollination services outweigh farm-economic disadvantages of working in small-structured agricultural landscapes? – Development and application of a bio-economic model. *Ecological Economics* 169, 106535. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106535>
- Klepper, G., Thrän, D., 2019. Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik., Schriftenreihe Energiesysteme der Zukunft. Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften Union der deutschen Akademien der Wissenschaften, München.
- Kletzan-Slamanig, D., Köppl, A., 2016. Subventionen und Steuern mit Umweltrelevanz in den Bereichen Energie und Verkehr, WIFO Studies. WIFO.
- Klingenberg, E., Leuschner, C., 2018. A belowground perspective of temperate old-growth forests: Fine root system structure in beech primeval and production forests. *Forest Ecology and Management* 425, 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.035>
- Klingholz, R., Slupina, M., 2017. Was tun, wenn das Wachstum schwindet? Warum auf Staat, Bürger und Wirtschaft eine neue Normalität zukommen könnte. Berlin-Institut für Bevölkerung und Entwicklung, Berlin.
- Klinglmair, A., Bliem, M.G., 2014. Die Erschließung vorhandener Wasserkraftpotenziale in Österreich im Spannungsfeld von Energiepolitik und ökologischen Schutzziele. *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 38, 13–26.
- Knickel, K., Redman, M., Darnhofer, I., Ashkenazy, A., Chebach, T., Šūmane, S., Tisenkopfs, T., Zemeckis, R., Atkočiūniene, V., Rivera, M., Strauss, A., Kristensen, L., Schiller, S., Koopmans, M., Rogge, E., 2017. Between aspirations and reality: Making farming, food systems and rural areas more resilient, sustainable and equitable. <https://doi.org/10.1016/J.JRURSTUD.2017.04.012>
- Knickel, K., van der Ploeg, J.D., Renting, H., 2004. Multifunktionalität der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes: Welche Funktionen sind eigentlich gemeint und wie sind deren Einkommens- und Beschäftigungspotenziale einzuschätzen? Proceedings „Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues eV“ 39, 75–83.
- Knight, K.W., Rosa, E.A., Schor, J.B., 2013. Could working less reduce pressures on the environment? A cross-national panel analysis of OECD countries, 1970–2007. *Global Environmental Change* 23, 691–700. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.02.017>
- Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Djomo, S.N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production* 215, 433–443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- Koceva, M.M., Brandmüller, T., Lupu, I., Önnersfors, Å., Corselli-Nordblad, L., Coyette, C., Johansson, A., Strandell, H., Wolff, P., Europäische Kommission (Eds.), 2016. Urban Europe: statistics on cities, towns and suburbs, 2016 edition. ed, Statistical books / Eurostat. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Koch, A., 2020. Stadtökologie statt Ökologie. sub'urban. zeitschrift für kritische stadtforschung 8, 167–176. <https://doi.org/10.36900/suburban.v8i1/2.564>
- Kopatz, M., 2017. Ökoroutine als politisches Konzept. politische ökologie Band 148.
- Körffgen, A., Förster, K., Glatz, I., Maier, S., Becsi, B., Meyer, A., Kromp-Kolb, H., Stötter, J., 2018. It's a Hit! Mapping Austrian Research Contributions to the Sustainable Development Goals. *Sustainability* 10, 3295. <https://doi.org/10.3390/su10093295>
- Kornberger, M., Meyer, R.E., Brandtner, C., Höllerer, M.A., 2017. When Bureaucracy Meets the Crowd: Studying „Open Government“ in the Vienna City Administration. *Organization Studies* 38, 179–200. <https://doi.org/10.1177/0170840616655496>
- Kortmann, M., Müller, J.C., Baier, R., Bässler, C., Buse, J., Cholewińska, O., Förchler, M.I., Georgiev, K.B., Hilszczański, J., Jaroszewicz, B., Jaworski, T., Kaufmann, S., Kuijper, D., Lorz, J., Lotz, A., Łubek, A., Mayer, M., Mayerhofer, S., Meyer, S., Morinière, J., Popa, F., Reith, H., Roth, N., Seibold, S., Seidl, R., Stengel, E., Wolski, G.J., Thorn, S., 2021. Ecology versus society: Impacts of bark beetle infestations on biodiversity and restorativeness in protected areas of Central Europe. *Biological Conservation* 254, 108931. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108931>
- Kostetckaia, M., Hametner, M., 2022. How Sustainable Development Goals interlinkages influence European Union countries' progress towards the 2030 Agenda. *Sustainable Development* 30, 916–926. <https://doi.org/10.1002/sd.2290>
- Kranzl, L., Müller, A., Matzenberger, J., Bayr, M., 2012. LowEx – Das Konzept der Exergie in energieökonomischen Analysen. Berichte aus Energie- und Umweltforschung. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie BMVIT.
- Kratz, S., Schick, J., Schnug, E., 2016. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *Science of The Total Environment*, Special Issue on Sustainable Phosphorus Taking stock: Phosphorus supply from natural and anthropogenic pools in the 21st Century 542, 1013–1019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.046>
- Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., 2009. Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics* 68, 2696–2705.
- Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Darge, E., Gaube, V., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria – Part I: driving forces of land-use change: 1950–1995. *Land Use Policy* 20, 1–20. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(02\)00048-0](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00048-0)
- Kroll, C., Warchold, A., Pradhan, P., 2019. Sustainable Development Goals (SDGs): Are we successful in turning trade-offs into synergies? *Palgrave Communications* 5, 140. <https://doi.org/10.1057/s41599-019-0335-5>
- Kuhnert, J., Leps, O., 2017. Die Wohnungsgemeinnützigkeit in Österreich., in: Neue Wohnungsgemeinnützigkeit. Springer VS, pp. 179–186.
- Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T., 2018. Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* 188, 1227–1237. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4266-4>
- Lampert, C., Reisinger, H., Zethner, G., 2014. Bioabfallstrategie. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Landis, D.A., 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology* 18, 1–12.
- Lathuilière, M.J., Johnson, M.S., Galford, G.L., Couto, E. G., 2014. Environmental footprints show China and Europe's evolving resource appropriation for soybean production in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letter* 9, 074001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/7/074001>
- Le Blanc, D., 2015. Towards integration at last? The sustainable development goals as a network of targets. *Sustainable Development* 23, 176–187.
- Leber, N., Kunzmann, K.R., 2006. Entwicklungsperspektiven ländlicher Räume in Zeiten des Metropolenfiebers. *disP – The Planning Review* 42, 58–70. <https://doi.org/10.1080/02513625.2006.10556963>

- Lees, A.C., Attwood, S., Barlow, J., Phalan, B., 2020. Biodiversity scientists must fight the creeping rise of extinction denial. *Nature Ecology & Evolution* 4, 1440–1443. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01285-z>
- Lehnert, L.W., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Müller, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *Journal for Nature Conservation* 21, 97–104. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.11.003>
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M.A., Vries, W. de, Weiss, F., Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letter* 10, 115004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Lenke, B., Kjellstrom, T., 2012. Calculating Workplace WBGT from Meteorological Data: A Tool for Climate Change Assessment. *Industrial Health* 50, 267–278. <https://doi.org/10.2486/indhealth.MS1352>
- Leonhardt, H., Penker, M., Salhofer, K., 2019. Do farmers care about rented land? A multi-method study on land tenure and soil conservation. *Land Use Policy* 82, 228–239. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.006>
- Lewandowsky, S., Oreskes, N., Risbey, J.S., Newell, B.R., Smithson, M., 2015. Seepage: Climate change denial and its effect on the scientific community. *Global Environmental Change* 33, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.013>
- LFI, 2016. Situation der Bäuerinnen in Österreich 2016. Arbeitsgemeinschaft Österreichische Bäuerinnen in der Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.
- Lindenmayer, D.B., Noss, R.F., 2006. Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation: Overview of Salvage Logging. *Conservation Biology* 20, 949–958. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Lindner, M., Bachhiesl, U., Stigler, H., 2014. Das Exergiekonzept als Analyseverfahren am Beispiel Deutschlands. Presented at the Proceedings of the 13th Symposium Energieinnovation, Graz, Austria, pp. 12–14.
- Lintschnig, M., Kabas, T., Schinko, T., Bednar-Friedl, B., 2019. Community level Climate Risk Management case study – a role-play simulation, RESPECT Working Paper. University of Graz; IIASA.
- Loehr, D., 2010. External Costs as Driving Forces of Land Use Changes. *Sustainability* 2, 1035–1054. <https://doi.org/10.3390/su2041035>
- Lozano, F.J., Lozano, R., 2018. Assessing the potential sustainability benefits of agricultural residues: Biomass conversion to syngas for energy generation or to chemicals production. *Journal of cleaner production* 172, 4162–4169.
- Ludwiczek, N., 2017. Biokraftstoffe und Landkonkurrenz. Springer.
- Lusseau, D., Mancini, F., 2019. Income-based variation in Sustainable Development Goal interaction networks. *Nature Sustainability* 2, 242–247. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0231-4>
- Lyytimäki, J., Lonkila, K.-M., Furman, E., Korhonen-Kurki, K., Lähteenoja, S., 2020. Untangling the interactions of sustainability targets: synergies and trade-offs in the Northern European context. *Environment, Development and Sustainability* 23 (2021): 3458–3473.
- Mallinger, R.E., Gratton, C., 2015. Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. *Journal of Applied Ecology* 52, 323–330. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12377>
- Mamilla, J.L., Novak, U., Grilc, M., Likožar, B., 2019. Natural deep eutectic solvents (DES) for fractionation of waste lignocellulosic biomass and its cascade conversion to value-added bio-based chemicals. *Biomass and bioenergy* 120, 417–425.
- Manning, P., Taylor, G., E. Hanley, M., 2015. Bioenergy, Food Production and Biodiversity – An Unlikely Alliance? *GCB Bioenergy* 7, 570–576. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12173>
- Marques, A., Martins, I. S., Kastner, T., Plutzer, C., Theurl, M.C., Eisenmenger, N., Huijbregts, M.A.J., Wood, R., Stadler, K., Bruckner, M., Canelas, J., Hilbers, J.P., Tukker, A., Erb, K., Pereira, H.M., 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution* 3, 628–637. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3>
- Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Hassan, D.A., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Dufnot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Féon, V.L., Marshall, J., Moonen, A.-C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschamtko, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Maurer, L., Schenkenfelder, J., Winckler, C., 2021. Resource, Collaborator, or Individual Cow? Applying Q Methodology to Investigate Austrian Farmers' Viewpoints on Motivational Aspects of Improving Animal Welfare. *Frontiers in Veterinary Science* 7, 607925. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.607925>
- Mayrhofer, R., 2018. Co-Creating community gardens on untapped terrain – lessons from a transdisciplinary planning and participation process in the context of municipal housing in Vienna. *Local Environment* 23, 1207–1224. <https://doi.org/10.1080/13549839.2018.1541345>
- McKenzie, F.C., Williams, J., 2015. Sustainable food production: constraints, challenges and choices by 2050. *Food Security* 7, 221–233. <https://doi.org/10.1007/s12571-015-0441-1>
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W., 1972. *The limits to growth*. New York, Universe, 102, 27.
- Meyer, A.L.S., Bentley, J., Odoulami, R.C., Pigot, A.L., Trisos, C.H., 2022. Risks to biodiversity from temperature overshoot pathways. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 377, 20210394. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0394>
- Meyer, D.S., Tarrow, S.G. (Eds.), 1998. *The social movement society: contentious politics for a new century, People, passions, and power*. Rowman & Littlefield Publishers, Lanham.
- Meyer, I., Hama, M., Jandl, R., Leitner, M., Keuschnig, M., Anders, I., Fritz, O., Berthold, H., Eder, B., 2019. Co-creating a desirable and resilient future for Lienz, Austria – a local case study in socio-economic scenario development. *Regional Environmental Change* 19, 1059–1071. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1439-y>
- Meyer, T., 2014. Sozialer Wandel. Wörterbuch der Soziologie.
- Milestad, R., Bartel-Kratochvil, R., Leitner, H., Axmann, P., 2010. Being close: The quality of social relationships in a local organic cereal and bread network in Lower Austria. *Journal of Rural Studies* 26, 228–240. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2010.01.004>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Millet, O.C.M., 2020. Remote Environmental Responsibility: the biodiversity footprint caused by the production of Brazilian soybean for Austria.
- Millinger, M., Tafarte, P., Dotzauer, M., Oehmichen, K., Kanngießer, A., Meyer, B., Anna, G., Anne, H., 2017. BalanceE – Synergien.

- Wechselwirkungen und Konkurrenzen beim Ausgleich fluktuierender erneuerbarer Energien im Stromsektor durch erneuerbare Optionen: Endbericht.
- Miola, A., Borchardt, S., Neher, F., Buscaglia, D., 2019. Interlinkages and policy coherence for the Sustainable Development Goals implementation: An operational method to identify trade-offs and co-benefits in a systemic way. Joint Research Centre (JRC), Luxembourg.
- Mitter, H., Heumesser, C., Schmid, E., 2015a. Spatial modeling of robust crop production portfolios to assess agricultural vulnerability and adaptation to climate change. *Land Use Policy* 46, 75–90. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.010>
- Mitter, H., Larcher, M., Schönhart, M., Stöttinger, M., Schmid, E., 2019. Exploring Farmers' Climate Change Perceptions and Adaptation Intentions: Empirical Evidence from Austria. *Environmental Management* 63, 804–821. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01158-7>
- Mitter, H., Schönhart, M., Meyer, I., Mechtler, K., Schmid, E., Sinabell, F., Bachner, G., Bednar-Friedl, B., 2015b. Agriculture, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W., Pretenthaler, F. (Eds.), *Economic Evaluation of Climate Change Impacts*, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham.
- Mohammed, A.J., Ghebreyesus, T.A., 2018. Healthy living, well-being and the sustainable development goals, *Bulletin of the World Health Organization* 96(9), 590–590A.
- Molina, M.G.D., Lopez-Garcia, D., 2021. Principles for designing Agroecology-based Local (territorial) Agri-food Systems: a critical revision. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45(7), 1050–1082.
- Mueller, S.A., Anderson, J.E., Wallington, T.J., 2011. Impact of biofuel production and other supply and demand factors on food price increases in 2008. *Biomass and Bioenergy* 35, 1623–1632. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.030>
- Muñoz, P., Zwick, S., Mirzabaev, A., 2020. The impact of urbanization on Austria's carbon footprint. *Journal of Cleaner Production* 263, 121326. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121326>
- Müther, A.M., Waltersbacher, M., 2014. Wie Wohnungsmärkte und Wohnungspolitik den Wandel von Quartieren beeinflussen. *Informationen zur Raumentwicklung* 4, 333–348.
- Myllyviita, T., Holma, A., Antikainen, R., Lähtinen, K., Leskinen, P., 2012. Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). *Journal of cleaner production* 29, 238–245.
- Nelson, J.A., 2016. Husbandry: a (feminist) reclamation of masculine responsibility for care. *Cambridge Journal of Economics* 40, 1–15.
- Nesme, T., Withers, P.J.A., 2016. Sustainable strategies towards a phosphorus circular economy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 104, 259–264. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9774-1>
- Netherer, S., Panassiti, B., Pennerstorfer, J., Matthews, B., 2019. Acute Drought Is an Important Driver of Bark Beetle Infestation in Austrian Norway Spruce Stands. *Frontiers in Forest and Global Change* 2, 39. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039>
- Netherer, S., Schopf, A., 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management* 259, 831–838. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.034>
- Nicklfield, H. (Ed.), 1999. Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs, 2. Auflage, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Jugend, Umwelt und Familie.
- Niedermayr, A., Schaller, L., Mariel, P., Kieninger, P., Kantelhardt, J., 2018. Heterogeneous Preferences for Public Goods Provided by Agriculture in a Region of Intensive Agricultural Production: The Case of the Marchfeld. *Sustainability* 10, 2061. <https://doi.org/10.3390/su10062061>
- Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., Tappeiner, U., 2008. Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology* 202, 195. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x>
- Niestroy, I., Hege, E., Dirth, E., Zondervan, R., 2020. Europe's approach to implementing the Sustainable Development Goals., in: *Governance for Sustainable Development Volume 4: Challenges and Opportunities for Implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Friends of Governance for Sustainable Development., London.
- Nilsson, M., Chisholm, E., Griggs, D., Howden-Chapman, P., McCollum, D., Messerli, P., Neumann, B., Stevance, A.-S., Visbeck, M., Stafford-Smith, M., 2018. Mapping interactions between the sustainable development goals: lessons learned and ways forward. *Sustainability Science* 13, 1489–1503. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0604-z>
- Nilsson, M., Griggs, D., Visbeck, M., 2016. Policy: map the interactions between Sustainable Development Goals. *Nature News* 534(7607), 320–322.
- Nørgård, J.S., 2013. Happy degrowth through more amateur economy. *Journal of Cleaner Production* 38, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.006>
- Nziguheba, G., Smolders, E., 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of The Total Environment* 390, 53–57. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.031>
- OECD, 2020. How's Life? Measuring Well-being.
- OECD, 2019. Measuring Distance to the SDG Targets 2019. An Assessment of Where OECD Countries Stand. OCED, Paris. <https://doi.org/10.1787/a8caf3fa-en>
- OECD-FAO, 2008. Bioenergy, food security and sustainability. Towards a new international framework.
- OECD/IEA, 2017. Technology Roadmap. Delivering Sustainable Bioenergy.
- Oedl-Wieser, T., 2015. Gender equality: a core dimension in Rural Development Programmes in Austria? *Gender, Place and Culture* 22, 685–699. <https://doi.org/10.1080/0966369X.2013.879103>
- Oedl-Wieser, T., Fischer, Michael, M., Dax, T., 2018. Bevölkerungsrückgang in ländlichen Regionen Österreichs: Lebensphasen- und geschlechterspezifische Wanderungsbewegungen vor dem Hintergrund von Motiven und Lebensqualität. *Austrian Journal of Agricultural Economics and Rural Studies* 27, 151–159.
- Oedl-Wieser, T., Hausegger-Nestelberger, K., Dax, T., Bauchinger, L., 2020. Formal and Informal Governance Arrangements to Boost Sustainable and Inclusive Rural-Urban Synergies: An Analysis of the Metropolitan Area of Styria. *Sustainability* 12, 10637. <https://doi.org/10.3390/su122410637>
- OHCHR, 2014. The Right to Adequate Housing. Fact Sheet 21.
- Olesen, J.E., Bindi, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16, 239–262. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00004-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00004-7)
- O'Neill, D.W., Fanning, A.L., Lamb, W.F., Steinberger, J.K., 2018. A good life for all within planetary boundaries. *Nature sustainability* 1, 88–95.
- Ostfeld, R.S., Keasing, F., 2012. Effects of Host Diversity on Infectious Disease. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43, 157–182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145022>
- Ostfeld, R.S., Keasing, F., 2000. Biodiversity and Disease Risk: the Case of Lyme Disease. *Conservation Biology* 14, 722–728. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99014.x>
- Otero, I., Farrell, K.N., Pueyo, S., Kallis, G., Kehoe, L., Haberl, H., Plutzer, C., Hobson, P., García-Márquez, J., Rodríguez-Labajos, B.,

- Martin, J., Erb, K., Schindler, S., Nielsen, J., Skarin, T., Settele, J., Essl, F., Gómez-Baggethun, E., Brotons, L., Rabitsch, W., Schneider, F., Pe'er, G., 2020. Biodiversity policy beyond economic growth. *Conservation Letters* 13. <https://doi.org/10.1111/conl.12713>
- Overhoff, G., Keller, T., 2015. „Ökologische optimierte Wasserkraft“ – Innovationsvorhaben in Bayern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67, 292–298.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovář, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Parrique, T., Barth, J., Briens, F., Kerschner, C., Kraus-Polk, A., Kuokkanen, A., Spangenberg, J., 2019. Decoupling debunked. Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. A study edited by the European Environment Bureau EEB.
- Pascher, K., Hainz-Renetzed, C., Sachslehner, L., Frank, T., Pachinger, B., 2020. Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen – 2. Erhebungsdurchgang. (Studie im Auftrag der Bundesministerien für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) sowie für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMSGK), Endbericht des Forschungsprojekts GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0067-PR/8/2016, Institut für Integrative Naturschutzforschung, Wien.
- Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Saubner, N., Traxler, A., Grabherr, G., Frank, T., 2011. Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants – an Austrian case study for oilseed rape and maize. *Environ Sci Eur* 23, 12. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-12>
- Payne, R.J., Dise, N.B., Field, C.D., Dore, A.J., Caporn, S.J., Stevens, C.J., 2017. Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 431–436. <https://doi.org/10.1002/fee.1528>
- Pedercini, M., Arquitt, S., Collste, D., Herren, H., 2019. Harvesting synergy from sustainable development goal interactions. *PNAS U.S.A.* 116, 23021–23028. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817276116>
- Pe'er, G., Zingrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezák, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., Möckel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J., Lakner, S., 2019. A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365, 449–451. <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>
- Pham-Truffert, M., Metz, F., Fischer, M., Rueff, H., Messerli, P., 2020. Interactions among Sustainable Development Goals: Knowledge for identifying multipliers and virtuous cycles. *Sustainable development* 28, 1236–1250.
- Pichler, P.-P., Zwickel, T., Chavez, A., Kretschmer, T., Seddon, J., Weisz, H., 2017. Reducing Urban Greenhouse Gas Footprints. *Scientific Reports* 7, 14659. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15303-x>
- Plieninger, T., Kohsaka, R., Bieling, C., Hashimoto, S., Kamiyama, C., Kizos, T., Penker, M., Kieninger, P., Shaw, B.J., Sioen, G.B., Yoshida, Y., Saito, O., 2018. Fostering biocultural diversity in landscapes through place-based food networks: a „solution scan“ of European and Japanese models. *Sustainability Science* 13, 219–233. <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0455-z>
- POLFREE, 2015. Report about integrated scenario interpretation GIN-FORS / LPJmL results (Projektbericht No. D3.7a).
- Pongratz, J., Reick, C., Raddatz, T., Claussen, M., 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles* 22. <https://doi.org/10.1029/2007GB003153>
- Pöyry (2008) Wasserkraftpotentialstudie Österreich. Verband der Elektrizitätsunternehmen Österreichs (VEÖ), Wien
- Pradhan, P., Costa, L., Rybski, D., Lucht, W., Kropp, J.P., 2017. A Systematic Study of Sustainable Development Goal (SDG) Interactions. *Earth's Future* 5, 1169–1179. <https://doi.org/10.1002/2017ef000632>
- Prieler, M., Lindorfer, J., Steinmüller, H., 2019. Life-cycle assessment of green biorefinery process options. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 13, 1391–1401.
- Pries, L., Shinozaki, K., 2015. Neue Migrationsdynamiken und Folgerungen für gewerkschaftliche Politiken. *WSI-Mitteilungen* 68(5), 374–382.
- Pröbstl-Haider, U., Mostegl, N.M., Kelemen-Finan, J., Haider, W., Formayer, H., Kantelhardt, J., Moser, T., Kapfer, M., Trenholm, R., 2016. Farmers' Preferences for Future Agricultural Land Use Under the Consideration of Climate Change. *Environmental Management* 58, 446–464. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0720-4>
- Pülzl, H., Wydra, D., Hogl, K., 2018. Piecemeal Integration: Explaining and Understanding 60 Years of European Union Forest Policy-Making. *Forests* 9. <https://doi.org/10.3390/f9110719>
- Purvis, A., Molnár, Z., Obura, D., Ichii, K., Willis, K., Chettri, Nakul, Dulloo, Mohammad, Hendry, Andrew, Gabrielyan, Bardukh, Gutt, Julian, Jacob, Ute, Keskin, Emre, Niamir, Aidin, Öztürk, Bayram, Salimov, Rashad, Jaureguiberry, Pedro, 2019. Chapter 2.2 Status and Trends – Nature, in: Brondizio, E.S., Diaz, S., Settele, J., Ngo, H.T. (Eds.), *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, Deutschland. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3832005>
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J., Richardson, D.M., 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Review* 95, 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- Qasemi, M., Afsharnia, M., Farhang, M., Bakhshizadeh, A., Allahdadi, M., Zarei, A., 2018. Health risk assessment of nitrate exposure in groundwater of rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran. *Environmental Earth Sciences* 77, 551. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7732-8>
- Rabitsch, W., Zulka, K.P., Götzl, M., 2020. Insekten in Österreich: Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung (No. Reports, Band 0739). Umweltbundesamt, Vienna, Austria.
- Ramankutty, N., Foley, J.A., 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Randolph, S.E., Dobson, A.D.M., 2012. Pangloss revisited: a critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. *Parasitology* 139, 847–863. <https://doi.org/10.1017/S0031182012000200>
- Rebhandl, N., 2020. Resilienz im Kontext der Lebens- und Arbeitswelt von Bäuerinnen und Bauern. *Zeitschrift für Psychodrama und Soziometrie* 19, 77–84. <https://doi.org/10.1007/s11620-020-00529-1>
- Rechnungshof, 2018. Bericht des Rechnungshofes, Nachhaltige Entwicklungsziele der Vereinten Nationen, Umsetzung der Agenda 2030 in Österreich (No. BUDN 2018/34).
- Rechnungshof, 2015. Bericht des Rechnungshofes. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Bereich Grundwasser im Weinviertel. Rechnungshof, Wien.
- Reinhardt, S., 2019. Fridays For Future – Moral und Politik gehören zusammen. *GWP – Gesellschaft. Wirtschaft. Politik* 68(2), 159–162. <https://doi.org/10.3224/gwp.v68i2.01>
- Requejo-Castro, D., Giné-Garriga, R., Pérez-Foguet, A., 2020. Data-driven Bayesian network modelling to explore the relationships



- between SDG 6 and the 2030 Agenda. *Science of The Total Environment* 710, 136014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136014>
- Reusswig, F., 2010. Sustainability Transitions Through the Lens of Lifestyle Dynamics, in: Lebel, L., Lorek, S., Daniel, R. (Eds.), *Sustainable Production Consumption Systems: Knowledge, Engagement and Practice*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 39–59. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-3090-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-90-481-3090-0_3)
- Riederer, B., Verwiebe, R., Seewann, L., 2019. Changing social stratification in Vienna: Why are migrants declining from the middle of society? Declining migrant middle class in Vienna. *Population, Space and Place* 25, e2215. <https://doi.org/10.1002/psp.2215>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society* 14(2), 32.
- Ronzon, T., Sanjuan, A., 2019. Friends or foes? A compatibility assessment of bioeconomy-related Sustainable Development Goals for European policy coherence. *Journal of Cleaner Production* 254, 119832. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119832>
- Roos, A., Ahlgren, S., 2018. Consequential life cycle assessment of bioenergy systems – A literature review. *Journal of Cleaner Production* 189, 358–373.
- Rosa, W. (2017). Goal 2. End hunger, achieve food security and improved nutrition, and promote sustainable agriculture. *A New Era in Global Health: Nursing and the United Nations*, 2030, 257.
- Rosemarin, A., Ekane, N., 2016. The governance gap surrounding phosphorus. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 104, 265–279. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9747-9>
- Rosenberger, S., 2018. Political Protest in Asylum and Deportation. An Introduction, in: Rosenberger, S., Stern, V., Merhaut, N. (Eds.), *Protest Movements in Asylum and Deportation*, IMISCOE Research Series. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–25. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-74696-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-74696-8_1)
- Rosenfeld, D.C., Lindorfer, J., Fazeni-Fraisl, K., 2019. Comparison of advanced fuels – Which technology can win from the life cycle perspective? *Journal of Cleaner Production* 238, 117879.
- Rosnick, D., Weisbrot, M., 2007. Are Shorter Work Hours Good for the Environment? A Comparison of U.S. and European Energy Consumption. *International Journal of Health Services* 37, 405–417.
- Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Meier, R., Amrhein, V., 2021. Negative effects of nitrogen deposition on Swiss butterflies. *Conservation Biology* 35.13744. <https://doi.org/10.1111/cobi.13744>
- Roy, J., Tschakert, P., Waisman, H., Halim, S.A., Antwi-Agyei, P., Dasgupta, P., Hayward, B., Kanninen, M., Liverman, D., Okereke, C., Pinho, P.F., Riahi, K., Rodriguez, A.G.S., 2018. Sustainable development, poverty eradication and reducing inequalities, in: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T. (Eds.), *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*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, pp. 445–538.
- Rüdiger, J., Tasser, E., Peham, T., Meyer, E., Tappeiner, U., 2015. The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ). *Ecological Indicators* 53, 240–246. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.006>
- Rust, P., Hasenegger, V., König, J., 2017. *Österreichischer Ernährungsbericht 2017*.
- Sabatini, F.M., Keeton, W.S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P.J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burrascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Ódor, P., Panayotov, M., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svensson, J., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O., Vandekerckhove, K., Volosyanichuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., Kummerle, T., 2020. Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity & Distribution* 26, 1646–1662. <https://doi.org/10.1111/ddi.13158>
- Sachs, J., Schmidt-Traub, G., Kroll, C., Lafortune, G., Fuller, G., Woelm, F., 2020. *The Sustainable Development Goals and COVID-19*. Sustainable Development Report 2020. Cambridge University Press, Cambridge.
- Salhofer, K., Feichtinger, P., 2021. Regional differences in the capitalisation of first and second pillar payments of the CAP into land rental prices. *European Review of Agricultural Economics* 48, 8–41. <https://doi.org/10.1093/erae/jbaa028>
- Salhofer, K., Tribl, C., Sinabell, F., 2012. Market power in Austrian food retailing: the case of milk products. *Empirica* 39, 109–122. <https://doi.org/10.1007/s10663-011-9166-3>
- Sanches, S., 2005. Sustainable consumption à la française? Conventional, innovative, and alternative approaches to sustainability and consumption in France. *Sustainability: Science, Practice and Policy* 1, 43–57. <https://doi.org/10.1080/15487733.2005.11907964>
- Santangeli, A., Toivonen, T., Pouzols, F.M., Pogson, M., Hastings, A., Smith, P., Moilanen, A., 2016. Global change synergies and trade-offs between renewable energy and biodiversity. *GCB Bioenergy* 8, 941–951. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12299>
- Santarius, T., 2012. Der Rebound-Effekt: Über die unerwünschten Folgen der erwünschten Energieeffizienz, *Impulse zur Wachstums-Wende*. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal.
- SAPEA, 2020. *A Sustainable Food System for the European Union* (No. 978-3-9820301-3-5). Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA), Berlin. <https://doi.org/10.26356/sustainablefood>
- Sato, C.F., Wood, J.T., Lindenmayer, D.B., 2013. The Effects of Winter Recreation on Alpine and Subalpine Fauna: A Systematic Review and Meta-Analysis. *PLOS ONE* 8, e64282. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064282>
- Satterthwaite, D., 2008. Cities' contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions. *Environment and Urbanization* 20, 539–549. <https://doi.org/10.1177/0956247808096127>
- Sauberer, N., Dietmar, M., Grabherr, G., 2008. *Biodiversität in Österreich, Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt*. Haupt, Bern.
- Scarlat, N., Martinov, M., Dallemard, J.-F., 2010. Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: potential and limitations for bioenergy use. *Waste management* 30, 1889–1897.
- Schäfer, M., Hielscher, S., Haas, W., Hausknost, D., Leitner, M., Kunze, I., Mandl, S., 2018. Facilitating low-carbon living? A comparison of intervention measures in different community-based initiatives. *Sustainability (Switzerland)* 10. <https://doi.org/10.3390/su10041047>
- Schaller, L., Targetti, S., Villanueva, A., Zasada, I., Kantelhardt, J., Arriaza, M., Bal, T., Bossi Fedrigotti, V., Giray, H., Häfner, K., Majewski, E., Malak Rawlikowska, A., Nikolov, D., Paoli, J.-C., Piore, A., Rodríguez-Entrena, M., Ungaro, F., Verburg, P., Viaggi, D., 2018. Agricultural landscapes, ecosystem services and regional competitiveness – Assessing drivers and mechanisms in nine European case study areas. *Land Use Policy* 76. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.001>
- Scherer, L., Behrens, P., de Koning, A., Heijungs, R., Sprecher, B., Tukker, A., 2018. Trade-offs between social and environmental Sustainable Development Goals. *Environmental science & policy* 90, 65–72.
- Scherhauser, S., Davis, J., Metcalfe, P., Gollnow, S., Colin, F., De Menna, F., Vittuari, M., Östergren, K., 2020. Environmental assessment of the valorisation and recycling of selected food production side

- flows. *Resources, Conservation and Recycling* 161, 104921. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104921>
- Schermer, M., Stotten, R., Strasser, U., Meibl, G., Marke, T., Förster, K., Formayer, H., 2018. The role of transdisciplinary research for agricultural climate change adaptation strategies. *Agronomy* 8. <https://doi.org/10.3390/agronomy8110237>
- Schiemer, F., Beqiraj, S., Drescher, A., Graf, W., Egger, G., Essl, F., Frank, T., Hauer, C., Hohensinner, S., Miho, A., Meulenbroek, P., Paill, W., Schwarz, U., Vitecek, S., 2020. The Vjosa River corridor: a model of natural hydro-morphodynamics and a hotspot of highly threatened ecosystems of European significance. *Landscape Ecology* 35, 953–968. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00993-y>
- Schilling, C., Zessner, M., Kovacs, A., Hochedlinger, G., Windhofer, G., Gabriel, O., Thaler, S., Parajka, J., Natho, S., 2011. Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 63, 105–116. <https://doi.org/10.1007/s00506-011-0295-5>
- Schindler, S., Österreich, Umweltbundesamt, 2017. Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität.
- Schinko, T., Bednar-Friedl, B., Truger, B., Bamreiter, R., Komendantova, N., Hartner, M., 2020. Economy-wide benefits and costs of local-level energy transition in Austrian Climate and Energy Model Regions. *Graz Economic Papers*. University of Graz, Graz.
- Schinko, T., Mechler, R., Hochrainer-Stigler, S., 2017. A methodological framework to operationalize climate risk management: managing sovereign climate-related extreme event risk in Austria. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 22, 1063–1086. <https://doi.org/10.1007/s11027-016-9713-0>
- Schatler, M., Lindenthal, T., 2018. 100 % Biolandbau in Österreich – Machbarkeit und Auswirkungen. Auswirkungen einer kompletten Umstellung auf biologische Landwirtschaft in Österreich auf die Ernährungssituation sowie auf ökologische und volkswirtschaftliche Aspekte [WWW Document]. [https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL\\_gWN\\_-Bericht\\_-100P-Bio\\_Finalversion\\_21Mai18.pdf](https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL_gWN_-Bericht_-100P-Bio_Finalversion_21Mai18.pdf) (accessed 5.14.20).
- Schmutz, S., Schinegger, R., Muhar, S., Preis, S., Jungwirth, M., 2010. Ökologischer Zustand der Fließgewässer Österreichs–Perspektiven bei unterschiedlichen Nutzungsszenarien der Wasserkraft. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 62, 162–167.
- Schneider, F., 2013. The evolution of food donation with respect to waste prevention. *Waste Management* 33, 755–763. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.025>
- Schneidewind, U., Singer-Brodowski, M., 2014. Transformative Wissenschaft. Klimawandel im deutschen Wissenschafts- und Hochschulsystem, 2. Auflage, Metropolis, Marburg
- Scholz, V.G., Heiermann, M., Kern, J., Balasus, A., 2011. Environmental impact of energy crop cultivation. *Archives of Agronomy and Soil Science* 57, 805–837. <https://doi.org/10.1080/03650340.2010.498011>
- Scholz, Y., 2010. Möglichkeiten und Grenzen der Integration verschiedener regenerativer Energiequellen zu einer 100 % regenerativen Stromversorgung der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2050 (Endbericht No. 42), Materialien zur Umweltforschung. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt.
- Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Georg, H., Heinrich, G., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation Measures in Austrian Agriculture. *German Journal of Agricultural Economics* 63, 1–21. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.253157>
- Schönhart, M., Penker, M., Schmid, E., 2009. Sustainable local food production and consumption: Challenges for implementation and research. *Outlook on Agriculture* 38, 175–182. <https://doi.org/10.5367/000000009788632313>
- Schönhart, M., Schuppenlehner, T., Kuttner, M., Kirchner, M., Schmid, E., 2016. Climate change impacts on farm production, landscape appearance, and the environment: Policy scenario results from an integrated field-farm-landscape model in Austria. *Agricultural Systems* 145, 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.008>
- Schönhart, M., Trautvetter, H., Parajka, J., Blaschke, A.P., Hepp, G., Kirchner, M., Mitter, H., Schmid, E., Strenn, B., Zessner, M., 2018. Modelled impacts of policies and climate change on land use and water quality in Austria. *Land Use Policy* 76, 500–514. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.031>
- Schor, J.B., 2005. Sustainable Consumption and Worktime Reduction. *Journal of Industrial Ecology* 9, 37–50. <https://doi.org/10.1162/1088198054084581>
- Schüch, A., Sprafke, J., Nelles, M., 2020. Role of Biogenic Waste and Residues as an Important Building Block Towards a Successful Energy Transition and Future Bioeconomy – Results of a Site Analysis. *detrius* 10, 109–117. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13919>
- Schumacher, K., Wolff, F., Cludius, J., Fries, T., Hüneck, K., Postpischil, R., Steiner, D., 2019. Arbeitszeitverkürzung – gut fürs Klima? Treibhausgasminimierung durch Suffizienzpolitiken im Handlungsfeld „Erwerbsarbeit“. Wien, Umweltbundesamt.
- Schunke, C., Grasser, S., Vogl, C.R., 2012. Intracultural variation of knowledge about wild plant uses in the Biosphere Reserve Grosses Walsertal (Austria). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 8. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-8-23>
- SDGWATCH.at, 2022. SDGWATCH Austria, Wer wir sind [WWW Document]. SDGWATCH Austria. <https://www.sdgwatch.at/de/wer-wir-sind/sdg-watch-austria/> (accessed 6.17.22).
- Searchinger, T.D., Estes, L., Thornton, P.K., Beringer, T., Notenbaert, A., Rubenstein, D., Heimlich, R., Licker, R., Herrero, M., 2015. High carbon and biodiversity costs from converting Africa’s wet savannahs to cropland. *Nature Climate Change* 5, 481–486. <https://doi.org/10.1038/nclimate2584>
- Sebestyén, V., Bulla, M., Rédey, Á., Abonyi, J., 2019. Data-driven multilayer complex networks of sustainable development goals. *Data in Brief* 25, 104049. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104049>
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearson, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8, 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Segert, A., Heil, E., Walch, D., 2012. Erwerbstätige MigrantInnen im Tourismus. Beitrag des touristischen Arbeitsmarktes zur Integration von Menschen mit Migrationshintergrund (Research Report). Institut für Höhere Studien (IHS), Wien.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- Seibold, S., Rammer, W., Hothorn, T., Seidl, R., Ulyshen, M. D., Lorz, J., et al. (2021). The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*, 597(7874), 77–81.
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verker, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4, 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer,

- M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7, 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Semmelmayer, K., Hackländer, K., 2020. Monitoring vertebrate abundance in Austria: developments over 30 years. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 71, 19–30. <https://doi.org/10.2478/boku-2020-0003>
- Sen, A., 2010. *Die Idee der Gerechtigkeit*. C.H. Beck, München.
- Sequera, J., Nofre, J., 2019. Touristification, transnational gentrification and urban change in Lisbon: The neighbourhood of Alfama. *Urban Studies* 004209801988373. <https://doi.org/10.1177/0042098019883734>
- Seto, K.C.-Y., Reenberg, A. (Eds.), 2014. Rethinking global land use in an urban era, Strüngmann forum reports. The MIT Press, Cambridge, MA.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Shah, A., Askegaard, M., Rasmussen, I.A., Jimenez, E.M.C., Olesen, J.E., 2017. Productivity of organic and conventional arable cropping systems in long-term experiments in Denmark. *European Journal of Agronomy* 90, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.001>
- Shinozaki, K., 2021. Reflexivity and its enactment potential in gender and migration research, in: *The Palgrave Handbook on Gender and Migration*. Palgrave Macmillan.
- Simoes, S., Zeyringer, M., Mayr, D., Huld, T., Nijs, W., Schmidt, J., 2017. Impact of different levels of geographical disaggregation of wind and PV electricity generation in large energy system models: A case study for Austria. *Renewable energy* 105, 183–198.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I., Tóthmérés, B., 2013. Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 917–924. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>
- Singh, G.G., Cisneros-Montemayor, A.M., Swartz, W., Cheung, W., Guy, J.A., Kenny, T.-A., McOwen, C.J., Asch, R., Geffert, J.L., Wabnitz, C.C., 2018. A rapid assessment of co-benefits and trade-offs among Sustainable Development Goals. *Marine Policy* 93, 223–231.
- Sinn, H.-W., 2014. Austerity, Growth and Inflation: Remarks on the Eurozone's Unresolved Competitiveness Problem. *The World Economy* 37, 1–13. <https://doi.org/10.1111/twec.12130>
- Sirami, C., Gross, N., Bailod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguët, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-García, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschamtké, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *PNAS* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Skinner, C., Gattinger, A., Müller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 468–469, 553–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098>
- Smetschka, B., Gaube, V., Lutz, J., 2016. Time Use, Gender and Sustainable Agriculture in Austria, in: Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Winiwarter, V. (Eds.), *Social Ecology: Society-Nature Relations across Time and Space*. Springer International Publishing, Cham, pp. 505–522. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-33326-7\\_26](https://doi.org/10.1007/978-3-319-33326-7_26)
- Smetschka, B., Gaube, V., Lutz, J., 2014. Working Time of Farm Women and Small-Scale Sustainable Farming in Austria, in: Fischer-Kowalski, M., Reenberg, A., Schaffartzik, A., Mayer, A. (Eds.), *Ester Boserup's Legacy on Sustainability: Orientations for Contemporary Research*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 221–238. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8678-2\\_14](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8678-2_14)
- Smith, A., Raven, R., 2012. What is protective space? Reconsidering niches in transitions to sustainability. *Research Policy* 41, 1025–1036. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2011.12.012>
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K.V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Land-Management Options for Greenhouse Gas Removal and Their Impacts on Ecosystem Services and the Sustainable Development Goals. *Annual Review of Environment and Resources* 44, 255–286. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>
- Sorrell, S., 2007. The Rebound Effect: an assessment of the evidence for economy-wide energy savings from improved energy efficiency. *Spitzenberger, F., Frühauf, J., Berg, H.M., Zechner, L., Jäch, M., Dietrich, F., Gepp, J., Höttinger, H., 2005. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.*
- Springmann, M., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2016. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *Proc Natl Acad Sci USA* 113, 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>
- Stachura, M., 2012. Normative Innovationen und die Distinktion sozialen Handelns. *KZfSS, Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie* 64, 649–671.
- Stadt Salzburg, 2019. *Gebäude, Wohnungen & Grundstückspreise 2017*.
- Statistik Austria, 2020a. *Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung in Österreich – SDG-Indikatorenbericht*. Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.
- Statistik Austria, 2020b. *Pendlerinnen und Pendler. Menschen und Gesellschaft*. [https://www.statistik.at/web\\_de/statistiken/menschen\\_und\\_gesellschaft/bevoelkerung/volkszaehlungen\\_registerzaehlungen\\_abgestimmte\\_erwerbsstatistik/pendlerinnen\\_und\\_pendler/index.html](https://www.statistik.at/web_de/statistiken/menschen_und_gesellschaft/bevoelkerung/volkszaehlungen_registerzaehlungen_abgestimmte_erwerbsstatistik/pendlerinnen_und_pendler/index.html) (accessed 8.17.20).
- Statistik Austria, 2017. *Wie geht's Österreich? Schlüsselindikatoren und Überblick. Kurzfassung inklusive Sonderkapitel UN Agenda 2030 im Kontext von „Wie geht's Österreich?“*. Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.
- Statuto, D., Cillis, G., Picuno, P., 2016. Analysis of the effects of agricultural land use change on rural environment and landscape through historical cartography and GIS tools. *Journal of Agricultural Engineering* 47, 28–39. <https://doi.org/10.4081/jae.2016.468>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffl, T., Kisser, J., Reinberg, V., Sajtos, B., 2018. Stoffliche Nutzung von fossilen Rohstoffen mit Blick auf eine biobasierte Substitution in Österreich.
- Steininger, K.W., Bednar-Friedl, B., Formayer, H., König, M., 2016. Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria. *Climate Services* 1, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.cliser.2016.02.003>
- Steinmüller, H., Fazeni, K., 2011. Energy balances of Austrian agriculture assuming changed nutrition habits. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 63, 129–138. <https://doi.org/10.1007/s00506-011-0291-9>

- Stember, J., Eixelsberger, W., Spichiger, A., Neuron, A., Habel, F.-R., Wundara, M. (Eds.), 2019. Handbuch E-Government: Technikinduzierte Verwaltungsentwicklung. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-21402-9>
- Stocker, A., Hinterberger, F., Strasser, S., 2020. Mischarbeit und das Konzept der Halbtagsgesellschaft, in: Schaffer, A., Stahmer, C. (Eds.), Die Halbtagsgesellschaft – Konkrete Utopie Für Eine Zukunftsfähige Gesellschaft. Nomos.
- Stürmer, B., Schmidt, J., Schmid, E., Sinabell, F., 2013. Implications of agricultural bioenergy crop production in a land constrained economy – The example of Austria. *Land Use Policy* 30, 570–581. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.020>
- Swanson, M. E., Franklin, J.F., Beschta, R.L., Crisafulli, C.M., DellaSala, D.A., Hutto, R.L., Lindenmayer, D.B., Swanson, F.J., 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 117–125. <https://doi.org/10.1890/090157>
- Swinburn, B.A., Kraak, V.I., Allender, S., Atkins, V.J., Baker, P.I., Bogard, J.R., Brinsden, H., Calvillo, A., Schutter, O.D., Devarajan, R., Ezzati, M., Friel, S., Goenka, S., Hammond, R.A., Hastings, G., Hawkes, C., Herrero, M., Hovmand, P.S., Howden, M., Jaacks, L.M., Kapetanaki, A.B., Kasman, M., Kuhnlein, H.V., Kumanyika, S.K., Larijani, B., Lobstein, T., Long, M.W., Matsudo, V.K.R., Mills, S.D.H., Morgan, G., Morshed, A., Nece, P.M., Pan, A., Patterson, D.W., Sacks, G., Shekar, M., Simmons, G.L., Smit, W., Tootee, A., Vandevijvere, S., Waterlander, W.E., Wolfenden, L., Dietz, W.H., 2019. The Global Syndemic of Obesity, Undernutrition, and Climate Change: The Lancet Commission report. *The Lancet* 393, 791–846. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32822-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32822-8)
- SYSTEMIQ, 2020. A System Change Compass – Implementing the European Green Deal in a Time of Recovery. SYSTEMIQ.
- Tafarte, P., Hennig, C., Dotzauer, M., Thrän, D., 2017. Impact of flexible bioenergy provision on residual load fluctuation: a case study for the TransnetBW transmission system in 2022. *Energy, Sustainability and Society* 7, 1–12.
- Tanzer, J., Rechberger, H., 2019. Setting the Common Ground: A Generic Framework for Material Flow Analysis of Complex Systems. *Recycling* 4, 23. <https://doi.org/10.3390/recycling4020023>
- Temperli, C., Bugmann, H., Elkin, C., 2013. Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. *Ecological Monographs* 83, 383–402. <https://doi.org/10.1890/12-1503.1>
- Teufelbauer, N., Seaman, B., 2017. Farmland Bird Index für Österreich: Indikatorenmittlung 2015 bis 2020. <https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:fe45b012-b0a4-46ba-a314-03731411fe33/Bericht%20Farmland%20Bird%20Index%202019.pdf>.
- Thacker, S., Adshead, D., Fay, M., Hallegatte, S., Harvey, M., Meller, H., O'Regan, N., Rozenberg, J., Watkins, G., Hall, J.W., 2019. Infrastructure for sustainable development. *Nature Sustainability* 2, 324–331.
- Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H., 2015. Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. *Agricultural Systems* 136, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006>
- Thom, D., Rammer, W., Dirnböck, T., Müller, J., Kobler, J., Katzensteiner, K., Helm, N., Seidl, R., 2017a. The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54, 28–38. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12644>
- Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017b. The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. *Ecological Monographs* 87, 665–684. <https://doi.org/10.1002/ecm.1272>
- Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017c. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology* 23, 269–282. <https://doi.org/10.1111/gcb.13506>
- Thom, D., Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. *Biological Review* 91, 760–781. <https://doi.org/10.1111/brv.12193>
- Thrän, D., Dotzauer, M., Lenz, V., Liebetrau, J., Ortwein, A., 2015. Flexible bioenergy supply for balancing fluctuating renewables in the heat and power sector – a review of technologies and concepts. *Energy, Sustainability and Society* 5, 35.
- Titschenbacher, F., 2021. Aktive Waldbewirtschaftung ist die beste Kohlenstoffsenke., in: Biomasseverband (Ed.), Wald. Holz. Energie. Kohlenstoffsenke Holzwirtschaft. p. 102.
- Tomei, J., Helliwell, R., 2016. Food versus fuel? Going beyond biofuels. *Land use policy* 56, 320–326.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- TWI2050, 2018. Transformations to Achieve the Sustainable Development Goals. Report prepared by The World in 2050 initiative., The World in 2050. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- Umweltbundesamt, 2020a. Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung (No. REP-0739). BMNT, Wien.
- Umweltbundesamt, 2020b. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. <https://www.umweltbundesamt.at/umwelthemen/boden/flaecheninanspruchnahme> (accessed 6.22.20).
- Umweltbundesamt, 2017. Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft: Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität (No. REP-0739). Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Umweltbundesamt, 2016. Elfter Umweltkontrollbericht – Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0600). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.
- Umweltdachverband, 2021. Hintergrund: UN-Klimakonferenzen [WWW Document]. <https://www.umweltdachverband.at/inhalt/cop21> (accessed 7.14.21).
- UN, 2019a. Global Sustainable Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development. Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General, New York.
- UN, 2019b. Progress towards the Sustainable Development Goals. United Nations, Economic and Social Council
- UN, 2018. The world's cities in 2018. Data Booklet.
- UN, 2017. New Urban Agenda: H III: Habitat III: Quito 17–20 October 2016.
- UN, 2015a. Paris Agreement.
- UN, 2015b. Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung, Resolution der Generalversammlung, verabschiedet am 25. September 2015.
- UNDESA, 2020. UNDESA World Social Report 2020 [WWW Document]. <https://www.un.org/development/desa/dspd/world-social-report/2020-2.html/> (accessed 3.8.21).
- UN-Habitat (Ed.), 2004. The state of the world's cities: globalization and urban culture. Earthscan, Sterling, Va.
- UNICEF / WHO / World Bank Group, 2018. Levels and Trends in Child Malnutrition.
- Uninetz, 2022. Uninetz [WWW Document]. <https://www.uninetz.at/> (accessed 6.17.22).
- Urban, P., Hametner, M., 2022. The Economy – Environment Nexus: Sustainable Development Goals Interlinkages in Austria. *Sustainability* 14. <https://doi.org/10.3390/su141912281>

- Valin, H., Havlík, P., Mosnier, A., Herrero, M., Schmid, E., Obersteiner, M., 2013. Agricultural productivity and greenhouse gas emissions: trade-offs or synergies between mitigation and food security? *Environmental Research Letter* 8, 035019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035019>
- van der Velde, M., Folberth, C., Balkovič, J., Ciaïis, P., Fritz, S., Janssens, I. A., Obersteiner, M., See, L., Skalský, R., Xiong, W., Peñuelas, J., 2014. African crop yield reductions due to increasingly unbalanced Nitrogen and Phosphorus consumption. *Global Change Biology* 20, 1278–1288. <https://doi.org/10.1111/gcb.12481>
- van Hal, O., de Boer, I.J.M., Muller, A., de Vries, S., Erb, K.-H., Schader, C., Gerrits, W.J.J., van Zanten, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. *Journal of Cleaner Production* 219, 485–496. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.329>
- van Vliet, J., Magliocca, N.R., Büchner, B., Cook, E., Rey Benayas, J.M., Ellis, E.C., Heinemann, A., Keys, E., Lee, T.M., Liu, J., Mertz, O., Meyfroidt, P., Moritz, M., Poeplau, C., Robinson, B.E., Seppelt, R., Seto, K.C., Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio* 45, 15–28. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>
- Van-Hametner, A., Lang, M., 2019. (Verträglicher) Höhenflug am Immobilienmarkt? Untersuchung der Nachfrage nach Immobilieneigentum in Salzburg. Universität Salzburg, Salzburg.
- Van-Hametner, A., Smigiel, C., Kautzschmann, K., Zeller, C., 2019. Die Wohnungsfrage abseits der Metropolen: Wohnen in Salzburg zwischen touristischer Nachfrage und Finanzanlagen. *Geographica Helvetica* 74, 235–248. <https://doi.org/10.5194/gh-74-235-2019>
- Verwiebe, R., Haindorfer, R., Dorner, J., Liedl, B., Riederer, B., 2020. Lebensqualität in einer wachsenden Stadt: Wiener Lebensqualitätsstudie 2018. Werkstattbericht Nummer 187. (Werkstattbericht 187). Stadt Wien, Stadtentwicklung und Raumplanung, Vienna.
- viel-falter.at, 2022. Tagfalter-Monitoring [WWW Document]. viel-falter.at. <https://viel-falter.at/cms/>. Universität Innsbruck, Zugriff am 22.4.2023
- Viljur, M., Abella, S.R., Adámek, M., Alencar, J.B.R., Barber, N.A., Beudert, B., Burkle, L.A., Cagnolo, L., Campos, B.R., Chao, A., Chergui, B., Choi, C., Cleary, D.F.R., Davis, T.S., Dechnik-Vázquez, Y.A., Downing, W.M., Fuentes-Ramirez, A., Gandhi, K.J.K., Gehring, C., Georgiev, K.B., Gimbutas, M., Gongalsky, K.B., Gorbunova, A.Y., Greenberg, C.H., Hylander, K., Jules, E.S., Korobushkin, D.I., Köster, K., Kurth, V., Lanham, J.D., Lazarina, M., Leverkus, A.B., Lindenmayer, D., Marra, D.M., Martín-Pinto, P., Meave, J.A., Moretti, M., Nam, H., Obrist, M.K., Petanidou, T., Pons, P., Potts, S.G., Rapoport, I.B., Rhoades, P.R., Richter, C., Saifutdinov, R.A., Sanders, N.J., Santos, X., Steel, Z., Tavella, J., Wendenburg, C., Wermelinger, B., Zaitsev, A.S., Thorn, S., 2022. The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. *Biological Reviews* brv.12876. <https://doi.org/10.1111/brv.12876>
- Vogl, C.R., Vogl, C.R., Axmann, P., Vogl-Lukasser, B., 2004. Urban organic farming in Austria with the concept of „Selbsternte“ (self-harvest): An agronomic and socio-economic analysis. *Renewable Agriculture and Food Systems* 19, 67–79. <https://doi.org/10.1079/RAFS200062>
- Vogl, C.R., Vogl-Lukasser, B., Walkenhorst, M., 2016. Local knowledge held by farmers in Eastern Tyrol (Austria) about the use of plants to maintain and improve animal health and welfare. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 12. <https://doi.org/10.1186/s13002-016-0104-0>
- von Grebmer, K., Bernstein, J., Patterson, F., Wiemers, M., Ní Chéilleachair, R., Foley, C., Gitter, S., Ekstrom, K., Fritschel, H., 2019. 2019 Global Hunger Index: The challenge of hunger and climate change – World [WWW Document]. ReliefWeb. <https://reliefweb.int/report/world/2019-global-hunger-index-challenge-hunger-and-climate-change> (accessed 7.14.20).
- von Wehrden, H., Kater-Wettstädt, L., Schneidewind, U., 2019. Fridays for Future aus nachhaltigkeitswissenschaftlicher Perspektive. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 28, 307–309. <https://doi.org/10.14512/gaia.28.3.12>
- Voytenko, Y., McCormick, K., Evans, J., Schliwa, G., 2016. Urban living labs for sustainability and low carbon cities in Europe: towards a research agenda. *Journal of Cleaner Production* 123, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.053>
- Wackernagel, M., Hanscom, L., Lin, D., 2017. Making the Sustainable Development Goals Consistent with Sustainability. *Frontiers in Energy Research* 5. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2017.00018>
- Walder, P., Kantelhardt, J., 2018. The environmental behaviour of farmers – capturing the diversity of perspectives with a Q methodological approach. *Ecological Economics* 143, 55–63.
- Walder, P., Sinabell, F., Unterlass, F., Niedermayr, A., Fulgeanu, D., Kapfer, M., Melcher, M., Kantelhardt, J., 2019. Exploring the Relationship between Farmers’ Innovativeness and Their Values and Aims. *Sustainability* 11, 5571. <https://doi.org/10.3390/su11205571>
- Wallnoefer, L.M., Riefler, P., 2022. Short-Term Effects of the COVID-19 Outbreak on Consumer Perceptions of Local Food Consumption and the Local Agri-Food Sector in Austria. *Agronomy* 12. <https://doi.org/10.3390/agronomy12081940>
- Wanka, A., Arnberger, A., Alex, B., Eder, R., Hutter, H.-P., Wallner, P., 2014. The challenges posed by climate change to successful ageing. *Zeitschrift für Gerontologie und Geriatrie* 47, 468–474. <https://doi.org/10.1007/s00391-014-0674-1>
- Waring, M., 1988. *If Women Counted: A New Feminist Economics*. Harper and Row, San Francisco.
- WBGU, 2011. Hauptgutachten. Welt im Wandel: Gesellschaftsvertrag für eine große Transformation. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU), Berlin.
- Weichhart, P., 1988. Wohnsitzpräferenzen und „neue Wohnungsnot“ – Das Beispiel Salzburg. *disP – The Planning Review* 24, 44–51. <https://doi.org/10.1080/02513625.1988.10708591>
- Weiss, A., 2005. The Transnationalization of Social Inequality: Conceptualizing Social Positions on a World Scale. *Current Sociology* 53, 707–728. <https://doi.org/10.1177/0011392105052722>
- Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., Koller, T., Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Zusammenschau der Treibhausgasergebnisse des waldbasierten Sektors für verschiedene CareForParis Szenarien. *BFW Praxisinformation* 51, 20–24.
- Weitz, N., Carlsen, H., Nilsson, M., Skånberg, K., 2018. Towards systemic and contextual priority setting for implementing the 2030 Agenda. *Sustainability science* 13, 531–548.
- Westhoek, H., Lesschen, J.P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., van Grinsven, H., Sutton, M.A., Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe’s meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>
- WHO, 2020. Factsheet: Obesity and overweight.
- Wietschel, L., Thorenz, A., Tuma, A., 2019. Spatially explicit forecast of feedstock potentials for second generation bioconversion industry from the EU agricultural sector until the year 2030. *Journal of Cleaner Production* 209, 1533–1544.
- Willer, H., Schaack, D., Lernoud, J., 2017. Organic Farming and Market Development in Europe and the European Union, in: *The World of Organic Agriculture – Statistics and Emerging Trends 2017*. Willer H, Lernoud J. Frick and Bonn: FiBL and IFOAM.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell,

- Ma, Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., Vries, W.D., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT – Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393, 447–492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)
- Winter, M.-B., Ammer, C., Baier, R., Donato, D.C., Seibold, S., Müller, J., 2015. Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase. *Forest Ecology and Management* 338, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.019>
- Winter, S., Penker, M., Kriechbaum, M., 2011. Integrating farmers' knowledge on toxic plants and grassland management: A case study on Colchicum autumnale in Austria. *Biodiversity and Conservation* 20, 1763–1787. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0060-x>
- Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R., Talboys, P.J., 2014a. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. *Environmental Science & Technology* 48, 6523–6530. <https://doi.org/10.1021/es501670j>
- Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R., Talboys, P.J., 2014b. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. *Environmental Science & Technology* 48, 6523–6530. <https://doi.org/10.1021/es501670j>
- Wlcek, S., Zollitsch, W., 2004. Sustainable pig nutrition in organic farming: By-products from food processing as a feed resource. *Renewable Agriculture and Food Systems* 19, 159–167. <https://doi.org/10.1079/RAFS200476>
- Wolfram, G., Miksch, E., 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreich.
- World Bank, 2008. The challenges of high food and fuel prices, Paper to the Commonwealth Finance Ministers Meeting, 6–8 October.
- World Economic Forum, 2020. The Global Risk Report 2020. World Economic Forum, Geneva.
- Wrbka, T., Schindler, S., Pollheimer, M., Schmitzberger, I., Peterseil, J., 2008. Impact of the Austrian Agri-environmental scheme on diversity of landscapes, plants and birds. *Community Ecology* 9, 217–227. <https://doi.org/10.1556/comec.9.2008.2.11>
- Wu, S.-H., Ho, C.-T., Nah, S.-L., Chau, C.-F., 2014. Global Hunger: A Challenge to Agricultural, Food, and Nutritional Sciences. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 54, 151–162. <https://doi.org/10.1080/10408398.2011.578764>
- WWAP, 2014. The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy. UNESCO, Paris.
- Zessner, M., Helmich, K., Thaler, S., Weigl, M., Wagner, K.H., Haider, T., Mayer, M.M., Heigl, S., 2011. Ernährung und Flächennutzung in Österreich. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 63, 95–104. <https://doi.org/10.1007/s00506-011-0293-7>
- Zessner, M., Lindtner, S., 2005. Estimations of municipal point source pollution in the context of river basin management. *Water Sci Technol* 52, 175–182. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0313>
- Zessner, M., Zoboli, O., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2016. Shedding Light on Increasing Trends of Phosphorus Concentration in Upper Austrian Rivers. *Water* 8, 404. <https://doi.org/10.3390/w8090404>
- Zhang, Y., Yang, Z., Yu, X., 2015. Urban Metabolism: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. *Environmental Science & Technology* 49, 11247–11263. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03060>
- Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010>
- Zoboli, O., Zessner, M., Rechberger, H., 2016. Supporting phosphorus management in Austria: Potential, priorities and limitations. *Science of The Total Environment* 565, 313–323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.171>
- Zulka, K.P., 2020. Insektensterben – eine österreichische Perspektive\*\*Vortrag, gehalten auf der Tagung der Österreichischen Entomologischen Gesellschaft in Linz am 2. 2019. *Entomologica Austriaca* 27, 269–283.
- Zulka, K.P., Götzl, M., 2015. Ecosystem Services: Pest Control and Pollination, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W., Prettenhaler, F. (Eds.), *Economic Evaluation of Climate Change Impacts: Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria*, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham, pp. 169–189. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-12457-5\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-12457-5_10)
- Zwickl, K., Disslbacher, F., Stagl, S., 2016. “Work-Sharing for a Sustainable Economy.” *Ecological Economics* 121(1): 246–53.

**Open Access** Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

