



Kapitel 3. Sozioökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich

Inhaltsverzeichnis

3.1 Einleitung	164
3.2 Landwirtschaft	164
3.2.1 Klimabezogene Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung	165
3.2.2 Sozio-ökonomische Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung	169
3.2.3 Zukünftige landwirtschaftliche Landnutzungsszenarien	174
3.3 Forstwirtschaft	180
3.3.1 Die Waldentwicklung in Österreich	180
3.3.2 Klimabezogene Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung: Störungen im Wald	180
3.3.3 Sozio-ökonomische Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung	182
3.3.4 Zukünftige forstwirtschaftliche Entwicklungen	186
3.4 Siedlungen und Infrastruktur	187
3.4.1 Auswirkungen von Klimaänderungen als Treiber für Siedlungen und Infrastruktur	187
3.4.2 Sozioökonomische Treiber für Siedlungen und Infrastruktur	187
3.4.3 Zukünftige Entwicklungen	191
3.5 Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen	195
3.5.1 Landwirtschaftlich genutzte Flächen	195
3.5.2 Forstwirtschaftlich genutzte Flächen	197
3.5.3 Siedlungsräume	199
3.5.4 Landschaftsebene	200
Literatur	202

Koordinierende Leitautor_innen:

Veronika Gaube¹, Stefan Schneider², Thomas Thaler¹

Leitautor_innen:

Stefan Borsky³, Mathias Kirchner¹, Wolfgang Loibl⁴, Bano Mehdi-Schulz¹, Uta Schirpke⁵, Maja Zuvela-Aloise²

Beitragende Autor_innen:

Martin Braun⁶, Josef Eitzinger¹, Tatjana Fischer¹, Michael Getzner⁷, Stephan Glatzel⁸, Thomas Gschwantner⁶, Gerald Kalt¹, Christian Lauk¹, Georg Leitinger⁵, Hermine Mitter¹, Andrea Obwegger⁹, Christian Scheidl¹, Helfried Scheifinger², Erich Tasser¹⁰, Sabina Thaler¹, Dominik Thom¹¹, Heidelinde Trimmel¹²

Review-Editoren:

Martin Jung¹³, Klaus Salhofer¹

Technische Unterstützung:

Bastian Bertsch-Hörmann¹

Zitiervorschlag:

Gaube, V., Schneider, S., Thaler, T., Borsky, S., Kirchner, M., Loibl, W., Mehdi-Schulz, B., Schirpke, U., Zuvela-Aloise, M., 2024: Kapitel 3 Sozioökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich. 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. 163–216.

¹ Universität für Bodenkultur

² GeoSphere Austria

³ Universität Graz

⁴ privat

- ⁵ Universität Innsbruck
- ⁶ Bundesforschungszentrum für Wald
- ⁷ Technische Universität Wien
- ⁸ Universität Wien
- ⁹ Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
- ¹⁰ Eurac Research
- ¹¹ Technische Universität München
- ¹² Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
- ¹³ Austrian Institute of Technology

3.1 Einleitung

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den klimatischen, ökologischen und sozioökonomischen treibenden Kräften, welche die Landnutzung in Österreich in der Vergangenheit und der Gegenwart maßgeblich bestimmt haben und die zukünftigen Entwicklungen beeinflussen werden. Es behandelt die in der Vergangenheit beobachteten und in der Zukunft erwarteten treibenden Kräfte von Landnutzungsänderungen in der Landwirtschaft (Abschn. 3.2), der Forstwirtschaft (Abschn. 3.3) und der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung (Abschn. 3.4). Abschließend werden die möglichen und erwarteten Auswirkungen dieser treibenden Kräfte auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen (ÖSL) beschrieben (Abschn. 3.5). Der Abbau von Mineralien wie Schotter oder Metalle wird aus Platzgründen nicht in diesem Kapitel behandelt, wenngleich es unumstritten ist, dass es sich auch dabei um landnutzungsrelevante Aktivitäten handelt.

Kap. 3 unterscheidet zwischen natürlichen und anthropogenen Faktoren und wie sich diese auf die Landnutzung ausgewirkt haben und auswirken. Die sozioökonomischen Auswirkungen berücksichtigen dabei allerdings nicht die möglichen Anpassungs- oder Minderungsstrategien der einzelnen Sektoren, da diese in den Kap. 4 und 5 gesondert dargestellt werden.

3.2 Landwirtschaft

Die Landwirtschaft ist im Laufe der Geschichte immer wieder von massivem Strukturwandel betroffen. Bis in die Zwischenkriegszeit ist der Großteil der österreichischen Bevölkerung in der Landwirtschaft beschäftigt (Bätzing, 2020; Butschek, 2012; Krausmann et al., 2003; Moser & Peterson, 1981; Tasser et al., 2012) und der steigende Landbedarf für die Landwirtschaft hat bis zur Industrialisierung der Landnutzung, die in Österreich vergleichsweise spät einsetzt, eine lange Phase der Entwaldung zur Folge. Im ausgehenden 19. Jahrhundert setzt eine Phase der Wiederbewaldung, be-

dingt durch den Rückgang von landwirtschaftlich genutzten Flächen bei gesteigerten landwirtschaftlichen Erträgen, ein (Gingrich et al., 2021, 2020, 2019), der sich nach 1945 beschleunigt. Diese Phase ist durch einen fundamentalen Strukturwandel geprägt (Box 3.1), in dem die Bedeutung der Landwirtschaft für das Bruttoinlandsprodukt wie auch der Anteil der Bevölkerung, die in der Landwirtschaft (und Forstwirtschaft) tätig ist, drastisch abnimmt (Bruckmüller et al., 2002; Butschek, 2012; Gingrich et al., 2018; Tasser et al., 2012), die Leistungsfähigkeit der Landwirtschaft jedoch massiv gesteigert wird: Während um das Jahr 1900 eine Landwirtschaft einen Überschuss für etwa vier Personen erwirtschaftet, steigert sich dies nach 1945 auf rund 135 Personen (Bätzing, 2020; Butschek, 2012). Diese Entwicklungen der Landnutzung sind eng mit den fundamentalen Veränderungen des gesellschaftlichen Metabolismus verbunden, insbesondere durch die Veränderung der energetischen Basis der Gesellschaft, die zusehends auf dem Einsatz von Fossilenergie basiert (Abschn. 2.6.1Kap. 6).

Diese fundamentalen Veränderungen zeigen dabei ausgeprägte geografische Unterschiede in Bezug auf die Landnutzung: Während besonders nach 1960 die Landwirtschaft in den Südlichen Kalkalpen und Westalpen von regelrechten Zusammenbrüchen gekennzeichnet ist und viele Betriebe aufgegeben werden (in manchen Gegenden der Karnischen Alpen werden heute beispielsweise nur mehr 25 % der ehemaligen Kulturlächen bewirtschaftet), sind die Zentralalpen und die Nördlichen Kalkalpen von diesem Strukturwandel weit weniger betroffen (hier werden noch 80–95 % der ehemaligen Kulturlächen bewirtschaftet). Im Gegensatz dazu wird in gut erreichbaren Gunstlagen in den Tieflagen und am Alpenrand die landwirtschaftliche Bewirtschaftung deutlich intensiviert.

Box 3.1 Almflächen

Die Almwirtschaft hat in Österreich eine lange Tradition, und den Almen werden als Teil eines landwirtschaftlichen Betriebes wichtige Aufgaben zugeschrieben (Aigner et al., 2003; Machatschek & Bergler, 2006). Die Entwicklung der Almwirtschaft lässt sich anhand der Almauftriebszahlen darstellen. In Österreich geht die Anzahl an Almen und aufgetriebenen Tieren kontinuierlich zurück. Seit 2000 wurden rund 14 % aller Almen aufgelassen. Darüber hinaus ging zwischen 2000 und 2019 die Anzahl der Betriebe mit Almauftrieb um knapp ein Viertel zurück. Ein Rückgang zeigt sich auch bei der Almfutterfläche, zum Teil aufgrund von Änderungen in der Flächendefinition/-erfassung und zum Teil durch Verwaldung und Verbuschung (Aigner et al., 2003; BMLRT, 2020a; Suske et al., 2012). Der Almauftrieb von Rindern ist seit rund

zehn Jahren kontinuierlich rückläufig (BMNT, 2019a; Hofer, 2019).

Es gibt eine Reihe von Gründen für diese Entwicklungen, beispielsweise ist durch den Klimawandel vor allem in trockenen Sommern die Wasserversorgung durch lokale Quellen nicht mehr überall gesichert, andererseits sind die Hygieneanforderungen an Almbetriebe gestiegen, insbesondere im Tourismus oder bei der Herstellung von Milchprodukten (Strasser, 2014). Neben dem agrarischen Strukturwandel, wie etwa der Betriebsaufgabe oder der Reduktion des Viehbestandes, spielen auch förderungstechnische Überlegungen eine Rolle hinsichtlich des Rückgangs der Anzahl an Almen (BABF, 2010). Mit der aktuellen Förderperiode 2014–2020 änderten sich die nationalen Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft, es wurden unter anderem die Fördervoraussetzungen und die Höhe öffentlicher Flächenzahlungen für die österreichische Almwirtschaft modifiziert, sowie die Milchquotenregelung und Mutterkuhprämie beendet. Obweger (2018) hat aufgezeigt, dass betriebsstrukturelle Veränderungen im Viehbestand eine Hauptursache für die Aufgabe des Almauftriebs in der Förderperiode 2014–2020 sind, gefolgt vom zu großen Aufwand des Almauftriebs und der Möglichkeit für Heimbetriebe, Flächen im Tal zu pachten. Allerdings würden zwei von drei Betrieben, die heute nicht mehr auftreiben, bei verbesserten Rahmenbedingungen ihr Vieh wieder auf die Alm auftreiben. Als wichtigster Grund zur möglichen Wiederaufnahme der Bewirtschaftung der Almen wurde ein steigender Flächenbedarf genannt, wobei dieser eng mit den zukünftigen Entwicklungen hinsichtlich der Viehwirtschaft verknüpft ist. Darüber hinaus spielt hier auch die Verfügbarkeit von Pachtflächen eine entscheidende Rolle. Auch eine Verbesserung der almwirtschaftlichen Gegebenheiten, etwa eine bessere Almerschließung oder Behirtung, die Verbesserung der Fördersituation sowie Vereinfachung der bürokratischen Abläufe wurden als Wiederauftriebsgründe genannt (Obweger, 2018).

3.2.1 Klimabezogene Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung

Dieser Abschnitt befasst sich mit den Auswirkungen der wesentlichen klimatischen Treiber Temperatur und Niederschlag und den darauf basierenden Extremereignissen auf die landwirtschaftliche Landnutzung.

3.2.1.1 Die Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Landwirtschaft

Der Einfluss von Temperaturveränderungen auf die Landwirtschaft ist sehr stark [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Temperatur beeinflusst die Aktivität und die Entwicklungsgeschwindigkeit vieler Organismen wie auch die Länge der saisonal warmen Periode in Mitteleuropa. Die Zunahme der Länge der Vegetationsperiode und der Wachstumsgradtage durch höhere Temperaturen ist für Europa gut dokumentiert (Linderholm, 2006; Menzel & Fabian, 1999; Sloat et al., 2020). Die Vegetationsperiode verlängerte sich in den letzten 25 Jahren in Österreich um 13,5 Tage auf derzeit insgesamt 212 Tage, wobei die stärkste Zunahme in den Niederungen Nord- und Ostösterreichs (bis zu 20 Tage) sowie in höhergelegenen Berg- und Tallagen an der Grenze zu Oberitalien gemessen wurden (Chimani et al., 2016; Abschn. 1.3.1). Durch die steigenden Temperaturen verändern sich Potenziale und Risiken im Anbau von spezifischen Nutzpflanzen (Eitzinger et al., 2013a, 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016). Dazu zählen eine Vorverschiebung der Entwicklungsstadien sowie eine beschleunigte Entwicklung bei Pflanzen und davon abhängiger Feldarbeiten wie Aussaat und Erntetermine. Änderungen in den pflanzen- und regionstypischen Wachstumsperioden von Nutzpflanzen sind zu beobachten (Eitzinger & Kersebaum, 2016; Thaler et al., 2013; Trnka et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das Ertragspotenzial von Nutzpflanzen ist abhängig vom Verhältnis der saisonalen wachstumsbestimmenden Witterungsparameter zu den (während der Entwicklung der Pflanzen auch variablen) optimalen Verhältnissen, wie neben der Wasserversorgung insbesondere der Temperatur, welche verschiedene physiologische Prozesse gleichzeitig beeinflusst. Zusätzlich hat die atmosphärische CO₂-Konzentration eine Auswirkung auf die Photosynthese und die Wassernutzungseffizienz von Pflanzenbeständen (Peters et al., 2018), allerdings mit großen Variationen bzw. Unsicherheiten in Bezug auf Umweltwechselwirkungen (inkl. gegenspielender Rückkoppelungseffekte wie einer verringerten Blattkühlung oder einem potenziell höheren Sättigungsdefizit der Umgebung durch verringerte Transpiration der Vegetation), Nutzpflanzensorten oder möglicher langfristiger Adaptionen der Pflanzen und Reduktion von potenziellen Pilzkrankheiten. Trotz dieser Unsicherheiten kann ein generell fotosynthese-steigender (und damit potenziell ertragssteigender) Effekt für Nutzpflanzen, insbesondere der C3-Pflanzen, angenommen werden (Toreti et al., 2020). Zum Beispiel werden durch eine CO₂-Zunahme von ca. 350 ppm (Bezugsbasis der nahen Vergangenheit) bis 550 ppm in der Atmosphäre nach FACE-Studien durchschnittlich etwa 20 % höhere Erträge (Biomasse bzw. geernteter Anteil) bei C3-Pflanzen (z. B. Gerste, Wei-

zen, Zuckerrübe) erwartet (Kimball, 2016). Hierbei können allerdings Ertragszuwächse in diversen Simulationsstudien durch bisher nicht berücksichtigte mögliche negative Klimaeffekte auf Pflanzen (Abschn. 3.2.1.3), insbesondere ohne wirksame Anpassungsmaßnahmen, wieder zunichte gemacht werden (Dmuchowski et al., 2022).

Der CO₂-Effekt beeinflusst Wachstumsprozesse (z. B. Paeßens et al., 2019), die neben dem quantitativen Ertragspotenzial auch Qualitätskomponenten beeinflussen, wie ein größeres C/N-Verhältnis in der Biomasse. Dies kann bei Getreide beispielsweise zu einer Abnahme der Backqualität oder Futterqualität führen, wenn keine Ausgleichsdüngung erfolgt (z. B. Dier et al. 2019, 2020). Bei C4-Pflanzen wie Mais werden die Erträge durch den Effekt steigender CO₂-Konzentration direkt kaum beeinflusst. Allerdings können bei einer höheren CO₂-Konzentration C4-Pflanzen wie Mais, so wie auch C3-Pflanzen, Trockenheit besser tolerieren, und geringere trockenheitsinduzierte Ertragsdepressionen sind die Folge (Kimball, 2016; Kimball et al., 2002; Manderscheid et al. 2010, 2009; Peters et al., 2018). Zusammengefasst ergeben sich durch diese vom Klimawandel forcierten Veränderungen in den Wachstumsbedingungen für viele Standorte neue Anbaumuster, Fruchtfolgen bzw. Möglichkeiten der Nutzung neuer (adaptierter) Nutzpflanzenarten und -sorten (Eitzinger & Kersebaum, 2016) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Höhere Temperaturen haben auch einen signifikanten Einfluss auf die Biodiversität; im Pflanzenbau werden insbesondere thermophile Schaderreger (wie Insekten) begünstigt und steigern das Ausfallrisiko (Eitzinger et al., 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016; Falkner et al., 2019; Hann et al., 2015; Kocmánková et al., 2011; Svobodová et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Höhere Wintertemperaturen beeinträchtigen bei Nutzpflanzen die Frostresistenz, begünstigen das Überleben von Schädlingen und fördern Pflanzenkrankheiten. Frühjahrstrockenheit wird durch eine fehlende Schneedecke und höhere Verdunstung im Winterhalbjahr begünstigt (Eitzinger et al., 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch Änderungen im Klima und des CO₂-Gehaltes der Atmosphäre finden Verschiebungen der Artenzusammensetzung und des Ertrags im Grünland statt (Andresen et al., 2018; Dumont et al., 2014; Lüscher & Aeschlimann, 2006; Suter et al., 2001; Tello-García et al., 2020), allerdings stark überlagert von der Grünlandbewirtschaftungsmethode [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ebenso finden Verschiebungen des Artenspektrums bei Unkräutern statt, wobei wärmeliebende und trockenresistente (sowie wurzelstarke) Arten begünstigt sind (Eitzinger & Kersebaum, 2016).

Die Zersetzung der organischen Substanz in der Streu beschleunigt sich bei günstigen Luft- oder Bodentemperaturen und kann zur Steigerung der Stickstoffmineralisierung

und der Nitratauswaschung führen (Djukic et al., 2013; Eitzinger & Kersebaum, 2016; Herman et al., 2007; Mehdi et al., 2016). Auch ändern höhere CO₂-Konzentrationen (440–550 ppm) die mikrobiellen Abläufe (Diao et al., 2020; Guenet et al., 2012) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Diese Zusammenhänge führen pauschal zu zukünftigen Herausforderungen für die Landwirtschaft, wie die Wahl und der Anbau neuer Arten, veränderte Schädlingsbekämpfung und Düngepraktiken [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

3.2.1.2 Die Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die Landwirtschaft

Die Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung sind ebenfalls hoch einzuschätzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei muss vor allem das Zusammenspiel der saisonalen Wasserbilanz im System Boden-Pflanze-Atmosphäre und der entwicklungs- und zeitabhängige Wasserbedarf von Nutzpflanzen beachtet werden. Änderungen in der Niederschlagsverteilung (z. B. saisonale Verteilung) können sich nicht nur kritisch auf die Wasserversorgung auswirken, sondern auch das Schadpotenzial und Anbaurisiko erhöhen (z. B. Starkniederschläge). Weitere Informationen zu Änderungen in für die Landwirtschaft relevanten Niederschlagsindikatoren sind in Abschn. 1.2 und 1.3 zu finden. Hier werden die wichtigsten Effekte auf die landwirtschaftliche Landnutzung beschrieben.

Wassermangel (Trockenperioden während der Wachstumsphasen) ist in den Ackerbauregionen Österreichs der häufigste limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum (BMLRT, 2020a; Bodner et al., 2016). Durch den Klimawandel nehmen die Trockenperioden zu (Haslinger et al., 2016; Trnka et al., 2011a, 2011b) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Signifikante Anpassungen im Anbauregime von Nutzpflanzen für trockenheitsresilientere Systeme sind absehbar [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig werden Starkregen und Regen statt Schnee im Winter in der Zukunft häufiger auftreten [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] und fördern Nährstoffausträge (Mehdi et al., 2015), Bodenerosion und Bodenstrukturen (Klik & Eitzinger, 2010). Zudem fördert eine fehlende Schneedecke (Schnee als Wasserspeicher) zunehmende Frühjahrstrockenheit durch fehlendes Schmelzwasser [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Unregelmäßige Wasserversorgung während der Wachstumsperioden führt zu höheren interannualen Ertragsschwankungen und höherem Ertragsrisiko (Eitzinger et al., 2013b; Thaler et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die Pflanzenproduktion werden stark von den Standort- und Bodeneigenschaften

(Topografie, Wasserspeicherkapazität, Grundwassereinfluss u. a.) mitbestimmt (Eitzinger et al., 2013b; Thaler et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In den am meisten betroffenen semi-ariden Gebieten (Norden, Osten und Süd-Osten Österreichs) mit aktuell < 600 mm/Jahr Niederschlag sind erhöhte Produktionskosten durch notwendige Investitionen in Bewässerungsanlagen bzw. Wasserbereitstellung und Maßnahmen für effizientere Wassernutzung zu erwarten. Alternativ ergeben sich Einbußen in den potenziellen Erträgen. Ökonomische Bewertungen sind für die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen zusätzlich entscheidend (Karner et al., 2019b; Mitter & Schmid, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Wasserverbrauch für Bewässerungen wird zu einem hohen Anteil von den Grundwasserreserven gedeckt. Insbesondere in den beiden Bundesländern Niederösterreich und Burgenland werden vorwiegend, jedoch nicht regelmäßig, landwirtschaftliche Flächen bewässert, sodass der aktuelle Wasserverbrauch für Beregnung in Österreich immer noch gering ausfällt (durchschnittliche Beregnungsmenge in 2010 von 70 Liter pro Quadratmeter und Jahr; BMFLUW, 2013). Trotzdem sind Wasserressourcen für Bewässerung in manchen Regionen Österreichs mit geringen Niederschlagsmengen nicht ausreichend vorhanden (z. B. nördliches Weinviertel; Kompetenzzentrum Bewässerung, 2020). In Zukunft wird aufgrund der erhöhten Verdunstung einerseits und der prognostizierten Zunahme der Frühjahrsabflüsse andererseits vor allem in den niederschlagsarmen Regionen Ostösterreichs eine Änderung der Grundwasserreserven erwartet (Blöschl et al., 2018) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Nutzpflanzen-spezifisch ist festzuhalten, dass sich Veränderungen bei Trockenheit insbesondere bei Kulturen auswirken, die weit in den Sommer hineinreichen (Mais, Zuckerrübe, Sonnenblume, Sojabohne, Kartoffel u. a.) und auf Böden mit geringem Wasserspeicherungspotenzial angebaut werden. Bei früh geernteten Kulturen und im speziellen bei Winterkulturen (Wintergetreide, Raps) werden hingegen die negativen Auswirkungen von Frühjahrs- und Sommer-trockenheit durch eine bessere Nutzung der Winterfeuchte während kritischer phänologischer Phasen (z. B. Blüte, Kornfüllung) im langjährigen Mittel geringer ausfallen.

3.2.1.3 Die Auswirkungen von Extremwetterereignissen (Trockenheit, Hagel, Starkniederschlag, Frost) auf die Landwirtschaft

Vor allem Extremwetterereignisse bedingen ein hohes Ertragsrisiko und Schadpotenzial für Nutzpflanzen und haben somit große potenzielle Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung (Eitzinger, 2019; Trnka et al., 2014). Extreme Witterungsereignisse sind dann relevant, wenn sie im Vergleich zur Vergangenheit in einer bestimmten Region entweder häufiger und/oder stärker auftreten als bisher und durch mangelnde Anpassung an diese neue Situation

auch mehr Schaden anrichten. Im letzteren Fall spielen auch andere Faktoren eine wesentliche Rolle, wie z. B. eine zum Teil stärkere Exposition von intensiven landwirtschaftlichen Produktionssystemen. So kann Bodenerosion in Zusammenhang mit zunehmenden Starkniederschlägen schleichend zur Degradierung von Böden führen, wenn sich Anbausysteme mit längeren Bracheperioden bzw. unbedeckten Böden im Ackerbau ausbreiten, wie dies z. B. im Maisanbau zu beobachten ist. Damit zusammenhängende Probleme sind auch zunehmende Stickstoffauswaschungen ins Grundwasser und Gewässereutrophierung. Eine Vermeidung von Bodenerosion auf geneigten Flächen kann z. B. mit pfluglosem Ackerbau oder reduzierter Bodenbearbeitung, der Anwendung von unterschiedlichen Mulcharten als Bodendeckung, der Einziehung von Erosionsschutzstreifen u. a. vorangetrieben werden (Abschn. 2.5).

Durch den Klimawandel bedingte Extremwetterereignisse wie Trockenstress, Hitzestress, Stürme und Gewitter und Spätfröste führen im Allgemeinen zu jährlichen Ertragschwankungen (Vogel et al., 2019), hauptsächlich Ertrags-einbußen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], können aber auch weiterreichende Folgen haben. Trockenstress bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen kann zu einer Änderung der Flächennutzung führen, zu stärkerer Bewässerung und/oder regional ungenügender Wasserversorgung für Bewässerung (Kahiluoto et al., 2019; Mäkinen et al., 2018; Trnka et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Rückgang der Grünlandnutzung durch verstärkte Trockenheit führt zu einem Rückgang der Produktionsmenge der Grünlandbiomasse in den Sommermonaten (Trnka et al., 2009). Besonders betroffen sind dabei die Regionen im Osten und Südosten Österreichs [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Hitzestress führt zu geringeren Wachstumsraten, zu geringerer Fruchtbarkeit der Pflanzen während der Reproduktionsphase (Lalić et al., 2014; Prasad & Jagadish, 2015) und damit reduziertem Ertrag (Bönecke et al., 2020; Eyshi Rezaei et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], ebenso wie einem verstärkten Auftreten von bodennahem Ozon, das z. B. den Spaltöffnungsmechanismus schädigt (Hansen et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Veränderung von Produktqualitäten im Acker- und Obstbau ist zu beobachten (z. B. geringere Größe der Äpfel oder Kartoffeln) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Kombinationseffekte von Extremen wie Hitze und Trockenheit lassen die Erträge deutlich sinken (Cohen et al., 2021); hier sind besonders Sommerungen betroffen (Eitzinger et al., 2013a; Miralles et al., 2019; Urban et al., 2018). Durch stärkere Stürme bzw. Gewitter ist mit höheren regionalen Sturm- und Hagelschäden zu rechnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Derzeit gibt es noch keine abgesicherte Tendenz von Spätfröstoffgefahr bei Obstkulturen in Österreich (Unterberger

et al., 2018); durch früheren Austrieb und Wachstumsbeginn könnte das Risiko jedoch ansteigen (Unterberger et al., 2018; und siehe Box 3.2) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Indirekte Auswirkungen von Extremereignissen könnten eine Schwächung oder Gewebeschäden der Pflanzen sein. Durch Vorschädigungen sind erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schaderregern und eine verstärkte Schadwirkung auf Wirtspflanzen möglich [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Box 3.2 Pflanzenphänologie – Spätfrost in Österreich

Der Anstieg der sommerlichen Mitteltemperaturen in Europa von etwa 2 °C seit etwa 1950 spiegelt sich in den Trends der phänologischen Zeitreihen (Menzel et al., 2020, 2006). Sowohl Obstbäume als auch Feldfrüchte zeigen eine allgemeine Vorverschiebung der Eintrittsdaten phänologischer Frühlings- und Sommerphasen in Deutschland (Chmielewski et al., 2004; Waldau & Chmielewski, 2018). Eine Analyse über den Zeitraum von 1951–2018 ergab eine mittlere Vorverschiebung der phänologischen Trends von Laubaustrieb und Blüte bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen und Wildpflanzen von 2,24 Tagen/Jahrzehnt (Menzel et al., 2020). Ziello et al. (2009; Blühbeginn von Wild- und Nutzpflanzen) und Vitasse et al. (2018b; Laubaustrieb von vier Wildbaumarten) berichten von einem stärkeren Trend phänologischer Phasen in höheren Lagen der Alpen, verursacht durch eine stärkere Erwärmung im Winter und Frühling. Dadurch wurde der Höhengradient der phänologischen Ereignisse von 34 Tagen/1000 m im Jahr 1960 auf 22 Tage/1000 m im Jahre 2016 verringert. Die landwirtschaftlichen Aktivitäten selbst haben sich nicht in demselben Ausmaß verschoben wie die phänologischen Phasen der Nutzpflanzen (Chmielewski et al., 2004; Estrela et al., 2007; Menzel et al., 2020). Dadurch wird die phänologische Entwicklung der Nutzpflanzen in einen wärmeren Abschnitt des Jahres hineinverschoben, sodass es zu einer verkürzten Fruchtentwicklung, früheren Reife und in Summe zu einer Verkürzung der landwirtschaftlichen Saison um etwa –1,5 Tage/Jahrzehnt gekommen ist. Daneben können auch Sortenzucht und Sortenwahl den Trend der phänologischen Entwicklung von Nutzpflanzen beeinflussen. Zusammenfassend wird aus den zitierten Arbeiten klar, dass der Hauptantrieb für die Vorverschiebung der phänologischen Frühlings- und Sommerphasen die steigenden Temperaturen sind [Konfidenz: hoch].

Die Pflanzen der mittleren und hohen Breiten müssen mit einer großen Jahresamplitude der Temperatur und einer starken täglichen Temperaturschwän-

kung im Spätwinter und Frühling zurecht kommen. Der Übergang von der winterlichen Knospenruhe zur vegetativ aktiven Phase ist mit einer zunehmenden Frostenthärtung verbunden. Während dieser Zeit können die Pflanzen durch Spätfrostereignisse Schaden erleiden (Vitasse et al., 2014). Der Hauptfaktor, der die zeitliche Entwicklung der Wahrscheinlichkeit von Spätfrostschäden bestimmt, ist das Verhältnis zwischen den phänologischen Trends und den Trends der Temperatur. Wenn sich die phänologischen Phasen rascher zu früheren Eintrittszeiten verschieben als das letzte Frostereignis im Frühjahr, steigt das Spätfrostisiko und umgekehrt. Daneben kann eine Veränderung der Variabilität der Temperatur die Wahrscheinlichkeit von Spätfrostereignissen verändern, auch wenn Temperatur und Phänologie selbst keine Trends zeigen (Rigby & Porporato, 2008).

Wenn man die diversen Studien zum Spätfrostisiko vergleicht, ist bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt der Schluss unvermeidlich, dass die Ergebnisse sehr uneinheitlich ausfallen. Trends des Spätfrostisikos scheinen von der Region, der Höhenlage und der Art abzuhängen [Konfidenz: gering]. Etliche Studien deuten auf eine Verringerung des Spätfrostisikos seit etwa 1950 in Europa hin, da sich die Länge der frostfreien Jahreszeit in größerem Ausmaß verlängert hat als die klimatologische Vegetationsperiode (Menzel et al., 2003). Ein Vergleich der Zeitreihe der letzten Fröste und der Eintrittszeiten diverser Frühlingsphasen führt zum selben Schluss (Ma et al., 2019; Scheiffinger et al., 2003). Klein et al. (2018) hingegen fanden für subalpine und alpine Pflanzen in der Schweiz, dass sich der Zeitpunkt der Schneeschmelze und des letzten Frühlingfrostes in gleichem Maß nach vor verschoben haben, sodass sich keine Änderung der Frosthäufigkeit und -intensität im Zeitraum von 1970 bis 2016 ergibt. Untersuchungen der Laubaustriebsphasen in der Schweiz stellten eine Zunahme des Spätfrostisikos seit etwa 1980 fest (Bigler & Bugmann, 2018; Vitasse et al., 2018a). Ebenso berichteten Liu et al. (2018) von einer Zunahme der Spätfrosthäufigkeit von 1982 bis 2012 in Europa. Auch immergrüne Baumarten kennen witterungsbedingte Schadsituationen im Zusammenhang mit Temperaturen unter 0 °C, wie beispielsweise Frosttrocknis (mangelnder Wassernachschub bei gefrorenem Boden und gleichzeitiger Transpiration; Körner, 1998), und extremen winterlichen Temperaturstürzen. Änderungen der Häufigkeit derartiger Ereignisse in Zusammenhang mit dem Klimawandel sind zu erwarten, wiewohl Angaben zum Vorzeichen der Trends nach gegenwärtigem Wissens-

stand noch nicht möglich sind (z. B. Hänninen, 2006; Jönsson et al., 2004; Man et al., 2009; Morin & Chuine, 2014). Die heimische Flora ist an das lokale Spätfrostisiko sehr gut angepasst (Körner et al., 2016; Lenz et al., 2013), während das nicht notwendigerweise auf eingeführte und gezüchtete Arten zutrifft. Daher gehören Spätfrostereignisse zu den gefürchteten Risiken im Obstbau. Sie können im Vergleich zu anderen Risiken im Obstbau große Verluste verursachen (de Cortazar Atauri et al., 2016; Morton et al., 2017; Neethling et al., 2017). So führte im Frühjahr 2017 ein Spätfrostereignis in Mitteleuropa zu großen Schäden (Vitasse & Rebetez, 2018). Die unmittelbar vor dem Einbruch polarer Kaltluft erreichten Wärmesummen waren sehr hoch und die damit verbundene phänologische Entwicklung schon sehr weit fortgeschritten. An zahlreichen Stationen in Süddeutschland und der Schweiz war die Kombination aus phänologischer Entwicklung und Temperatursturz über den mehr als hundertjährigen Messzeitraum einmalig.

Die Frage zur Entwicklung der Spätfrosthäufigkeit in künftigen Klimaszenarien lässt sich zurzeit genauso wenig eindeutig beantworten wie die Entwicklung des gegenwärtigen Spätfrostisikos. Die Ergebnisse der Arbeiten weisen sowohl auf eine geringe Erhöhung als auch Verringerung des Spätfrostisikos in der Zukunft hin, in Abhängigkeit von Region und verwendeten Klimaszenarien. Eine Studie aus der südlichen Steiermark ergibt über den hundertjährigen Zeitraum von 2000 bis 2100 keine wesentliche Änderung des Spätfrostisikos (Unterberger et al., 2018). Ebenso fanden Maier et al. (2018), dass nicht einmal das Vorzeichen des zukünftigen Spätfrostisikos für die Weinproduktion im Schweizer Rhonetal angegeben werden kann.

3.2.2 Sozio-ökonomische Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung

Dieser Abschnitt widmet sich den historischen und aktuellen Auswirkungen von sozioökonomischen Treibern auf die landwirtschaftliche Landnutzung. Kap. 6 widmet sich hingegen der Ausgestaltung zukünftiger sozioökonomischer Rahmenbedingungen und Strategien im Detail.

3.2.2.1 Gesellschaftliche Entwicklungen

Die Agrarpolitik ist eine zentrale Komponente der landwirtschaftlichen Entwicklung. Seit dem zweiten Weltkrieg haben agrarpolitische Entscheidungen massive Auswirkungen auf die Landnutzung in Österreich gehabt [robuste Evi-

denz, hohe Übereinstimmung]. Ein steigender Kostendruck und damit Effizienzsteigerung führten zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion. Eine Folge der Intensivierung ist eine Abnahme der Anzahl der Betriebe bei zunehmender Betriebsgröße und Kapitalintensität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Förderungen der zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU, beginnend mit 1992, und darin insbesondere das Österreichische Programm für Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) mit Fokus auf die Entwicklung des Ländlichen Raumes, wirkten diesem Intensivierungsdruck entgegen und hatten positive Auswirkungen auf viele Umweltindikatoren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Inwiefern sich die Umgestaltung der Säulen seit der letzten großen Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU 2013 auf den Strukturwandel und die Intensivierung auswirken, sollte Gegenstand zukünftiger Forschung sein [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

In der Zeit nach dem zweiten Weltkrieg war die österreichische Agrarpolitik vor allem auf eine Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln zu angemessenen Preisen, eine Sicherung des individuellen Einkommens der in der Landwirtschaft tätigen Personen und eine Erhöhung der Produktivität durch technischen Fortschritt fokussiert (Butschek, 2012; Abschn. 6.3.3) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hierzu wurden Marktpreisstützungen eingeführt und eine Förderung des technischen Fortschritts und der optimalen Nutzung der Produktionsmaßnahmen forciert (Krausmann et al., 2003). Mit dem Beitritt Österreichs in die Europäische Union im Jahr 1995 und einer Reihe davor stattgefundener Agrarreformen, wie zum Beispiel der MacSherry-Reform im Jahr 1992 und dem Agrarabkommen der Uruguay-Runde der Welthandelsorganisation im Jahr 1994, wurde in Österreich das bisherige System von Marktpreisstützungen durch direkte Ausgleichszahlungen ersetzt (Eickhout et al., 2007). Neben den Direktzahlungen gab und gibt es noch wichtige weitere Instrumente wie z. B. Flächenstilllegung oder Exportsubventionen. Gleichzeitig erhöhte sich die Exposition des österreichischen Agrarmarktes durch den Beitritt zur EU und in den Weltmarkt durch Abbau von Handelshemmnissen, wie zum Beispiel Zollpreissenkungen und Senkungen von Ausfuhrsubventionen als auch eine Harmonisierung von nichttarifären Handelshemmnissen. Der Außenhandel mit Agrargütern in Österreich ist in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich gestiegen, weist aber traditionell ein monetäres Handelsbilanzdefizit auf (Import-Werte sind größer als Export-Werte). Das „traditionelle Handelsbilanzdefizit“ umfasst Agrargüter, Nahrungsmittel und Getränke und betrug im Jahr 2020 14 Mio. Euro. Aktuell sind die wichtigsten Handelspartner Österreichs die Europäische Union und dort im speziellen Deutschland und Italien. In der Literatur herrscht hohe Übereinstimmung, dass die Verknüpfung von nationalen und

internationalen Nachfrage- und Angebotsstrukturen (Tramperend et al., 2019) wichtige Antriebsmotoren einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft und dem damit einhergehenden Fortschreiten des Strukturwandels mit weniger, aber größeren landwirtschaftlichen Betrieben darstellt (Haberl et al., 2007; MacDonald et al., 2000; Kastner et al., 2014; 2015).

Der wachsende Bedarf an landwirtschaftlich erzeugter Biomasse ist auf globaler Ebene als wesentlicher Treiber für Änderungen der Landnutzung beschrieben (Alexander et al., 2015). Die Versorgungsbilanzen landwirtschaftlicher Produkte sind in Österreich sehr unterschiedlich. Der Selbstversorgungsgrad (SVG) gibt dabei das Verhältnis von inländischer Erzeugung zu inländischem Verbrauch an. Er wird im Folgenden als Mittelwert der letzten sechs Jahre (2015–2020) angegeben (Statistik Austria, 2022). Ausgeglichene Bilanzen (= ca. 100 % SVG \pm 10 %) werden für Fleisch (insgesamt), die meisten Milchprodukte (ausgenommen Butter mit einem SVG von 72 %), sowie tierische Fette, Bier und Wein ausgewiesen. Innerhalb der Kategorie Fleisch gibt es große Unterschiede im SVG: z. B. 6 % für Fisch, 71 % für Geflügel, 103 % für Schwein und 143 % für Rind- und Kalbsfleisch. Der SVG von Getreide (insgesamt) liegt bei 90 %, der von Kartoffeln und Hülsenfrüchten bei 84 %. Einen niedrigen SVG gibt es bei Gemüse (57 %), Ölsaaten (50 %), Honig (48 %), Obst (46 %) und pflanzlichen Ölen (27 %). Auch hier gibt es große Unterschiede innerhalb der Kategorien. Der SVG für ausgewählte Gemüsesorten liegt bei 9 % für Pilze, 32 % für Zucchini und Paprika, 60 % für Rote Rüben, 83 % für Kraut und Salat, 96 % für Karotten, 104 % für Spinat und 128 % für Zwiebeln. Der SVG für ausgewählte Getreidesorten liegt bei 83 % für Körnermais, knapp über 90 % für Gerste, Hafer und Weichweizen, 100 % für Roggen und Triticale sowie 123 % für Hartweizen. Der SVG für spezifische Ölpflanzen liegt bei 37 % für Raps, 40 % für Sonnenblumen und 80 % für Sojabohnen. Darüber hinaus nahmen auch für Bereiche mit ausgeglichenem SVG Importe und Exporte in den letzten Jahrzehnten tendenziell zu, als Konsequenz der zunehmenden Integration Österreichs in den europäischen Markt. Aufgrund dieser Handelsverflechtungen wirkt der österreichische Konsum zunehmend auch auf die Landnutzung außerhalb des Landes, während umgekehrt die Landnutzung in Österreich durch den Konsum außerhalb der Landesgrenzen mitbestimmt wird. Komponenten des Konsums landwirtschaftlich erzeugter Biomasse sind gegenwärtig die menschliche Ernährung, Lebensmittelabfälle, stofflich und energetisch genutzte Biomasse und die Fütterung von Heimtieren und Freizeitpferden. Der landwirtschaftliche Flächenbedarf einer Region erklärt sich aus dem Zusammenspiel von Konsum und Produktivität des Biomassensystems. Für die Vergangenheit zeigen sich dabei für Österreich gegenläufige Tendenzen: Während Flächenproduktivität und Effizienz des Biomassensystems stiegen und

damit pro konsumierter Einheit weniger Fläche benötigt wird, erhöhte sich der Konsum und dessen Ressourcenintensität aufgrund der wachsenden Bevölkerung, sich ändernder Ernährungsgewohnheiten hin zu mehr Tierprodukten sowie der Ausweitung des Verbrauchs im technischen Bereich (Bioenergie und industriell genutzte Stoffe; Anca-Couce et al., 2021; BMK, 2020a). Während Flächenproduktivität und Effizienz des Biomassensystems stiegen und damit pro konsumierter Einheit weniger Fläche benötigt wird, erhöhten sich der Konsum und dessen Ressourcenintensität aufgrund der wachsenden Bevölkerung, sich ändernder Ernährungsgewohnheiten hin zu mehr Tierprodukten und der Ausweitung des Verbrauchs im technischen Bereich (Bioenergie und industriell genutzte Stoffe; Anca-Couce et al., 2021; BMK, 2020a). So stieg der gesamte Fleischverbrauch pro Kopf in Österreich zwischen 1951 und 2018 um den Faktor 2,5, also über dem weltweiten Durchschnitt von Faktor 1,9 (Arneith et al., 2019), wobei der Anstieg bis 1990 sehr steil war und seitdem deutlich abflachte (BMLRT, 2020b; Willerstorfer, 2013). 2018 wurden laut Versorgungsbilanzen pro Kopf 63,6 kg Fleisch konsumiert (BMLRT, 2020b) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf der globalen Ebene wurden als wichtigste Ursachen für den steigenden Fleischkonsum steigende Pro-Kopf-Einkommen sowie eine Erhöhung des Urbanisierungsgrads identifiziert (Milford et al., 2019). Jedoch geht die Bedeutung des Einkommens mit zunehmender wirtschaftlicher Entwicklung zurück (Vranken et al., 2014; Whitnall & Pitts, 2019), und kulturelle Einflüsse gewinnen an Bedeutung, die schwerer zu quantifizieren sind und noch nicht ausreichend, weder global noch für Österreich, erforscht sind (Barlösius, 2016; Littig & Brunner, 2017).

Trotz des – aufgrund des ansteigenden Fleischkonsums – erhöhten Bedarfs nach Futtermitteln nahm laut Erb (2004) der landwirtschaftliche Flächenbedarf des österreichischen Konsums im Zeitraum 1926 bis 2000 aufgrund gegenläufiger Produktivitätssteigerungen deutlich ab. Dabei ging die Grünlandfläche besonders deutlich, von 4,3 Mio. ha im Jahr 1926 auf 1,7 Mio. ha im Jahr 2000, zurück, was zu einem stetigen Anstieg der Waldflächen (in Österreich und ganz Europa) führte (Gingrich et al., 2019; Abb. 1.5). Die Ackerlandflächen gingen im selben Zeitraum von 3,4 auf 2,2 Mio. Hektar zurück. In einer gesamtheitlichen Betrachtung muss dabei beachtet werden, dass die Steigerung der Flächenproduktivität durch den vermehrten Einsatz fossil-energetisch basierter Betriebsmittel ermöglicht wurde [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein weiterer möglicher Faktor für die höhere Flächenproduktivität kann eine durch veränderte Handelsmuster bedingte Verschiebung hin zu produktiveren landwirtschaftlichen Gebieten sein. Angesichts des im Wesentlichen erst nach 2000 entstehenden Rohstoffbedarfs für Biotreibstoffe und Biogas stellt sich darüber hinaus die Frage einer Trendwende in den letzten 20 Jahren (Stürmer et al.,

2013; Tribl, 2006) [niedrige Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Ernährung bleibt für die Landwirtschaft der gesellschaftlich zentrale und bedeutendste Bereich des Konsums. Laut Thaler et al. (2013) nahm in der Periode 2001–2006 die Produktion österreichischer Nahrungsmittel (inkl. Lebensmittelabfälle) 3.621 m²/Person/Jahr landwirtschaftliche Flächen in Anspruch, davon 1.879 m²/Person/Jahr für Grünland und 1.742 m²/Person/Jahr für Ackerland [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten hin zu vor allem weniger Fleisch wird nicht nur aus einer Gesundheitsperspektive empfohlen, sondern könnte auch den damit verbundenen Flächenbedarf für Nahrungsmittelproduktion reduzieren (Erb et al., 2016; Godfray et al., 2018). Für Österreich kommen Thaler et al. (2015) zu einer möglichen potenziellen Reduktion des mit der Ernährung verbundenen Flächenbedarfs um –28 % (–43 % Grünland, –8 % Ackerland) bei fleischärmerer Ernährung (–50 %).

Der Einfluss der GAP auf die Entkoppelung von Produktions- und Umweltleistung und ÖPUL wird in den Abschn. 6.2 und 6.3 beschrieben.

Im Jahr 1995 wurde das ÖPUL eingeführt, das maßgeblich zur Ausweitung von extensiverer und biologischer Landnutzung (BMLRT, 2020b; Kletzan et al., 2004) und zu positiven Effekten auf Umweltindikatoren (z. B. Bodenhumusgehalt, Stickstoffemissionen) beiträgt (BMLFUW, 2015; Freudenschuß et al., 2010; Hofreither et al., 2000; Schmid, 2004; Sinabell et al., 2019, 2016; Umweltbundesamt, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ökonomische Modellstudien zeigen zudem den großen Einfluss von Agrarumweltzahlungen auf Landnutzungsentscheidungen (Kirchner et al., 2016; Schmid & Sinabell, 2007; Schönhart et al., 2018). Mehr Details zum Beitrag von Maßnahmen des ÖPUL für den Klimaschutz finden sich in Kap. 5.

Mit Anfang 2000 kam es durch die Agenda 2000, den Mid Term Review 2003 (produktionsentkoppelte Einkommenszahlungen, welche an die Einhaltung von verpflichtenden Standards in den Bereichen Umwelt, Lebensmittelsicherheit, Tierkennzeichnungspflichten und Tierschutz gebunden ist, „Cross Compliance“, finanzielle Stärkung der Entwicklung des Ländlichen Raums) sowie dem Health Check 2008 (weitere Entkopplung, Beendigung der Milchquote, Abschaffung der Flächenstilllegung, Erhöhung der Modulationssätze) zu einer kontinuierlichen Stärkung der zweiten Säule der GAP (Heinrich et al. 2013; Kurz 2018). Unter anderem wurden Anpassungen der Direktzahlungen an konkrete Umweltleistungen („Cross Compliance“) vorgenommen, mit dem Ziel, dass Landwirt_innen Maßnahmen setzen, die zu mehr Nachhaltigkeit und Klimaschutz in der Landwirtschaft führen (Hambrusch, 2014). Während die Reformen des Mid Term Review für Österreich in Ex-ante-Studien (Schmid et al., 2007; Schmid & Sinabell, 2007, 2006) zu einer Extensiv-

vierung der landwirtschaftlichen Landnutzung beigetragen haben, führte die letzte große Reform der GAP 2013 zu einer Schwächung der zweiten Säule. Als Ausgleich für den Rückgang an Zahlungen in der zweiten Säule, und damit auch ÖPUL, wurde das „Cross Compliance“ durch ein strengeres „Greening“ der Direktzahlungen ergänzt (5 % Brachfläche, Mindestvoraussetzung für Fruchtfolgen, Erhalt von Dauergrünland), dessen Vorgaben jedoch von den meisten Landwirt_innen in Österreich ohne weitere Einschränkungen ohnehin erfüllt werden. Entsprechend den Erwartungen (Heinrich et al., 2013; Pe’er et al., 2014) zeigte eine weitere Ex-ante-Studie (Kirchner et al., 2016), dass die GAP-Reform 2013 gegenüber einer Fortsetzung des alten Programmes in Österreich zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Landnutzung führen würde (besonders in Gunstlagen). Eine Ausnahme bilden dabei die Zahlungen und die absolute Anbaufläche für biologischen Landbau, der auch in dieser Periode gestiegen ist (BMLRT, 2020b). Dennoch zeigt sich eine Wechselwirkung, d. h. Beginn einer Extensivierung landwirtschaftlicher Landnutzung mit der Einführung der verstärkten Förderung der zweiten Säule (1992) bis 2013, und danach ein neuerlicher Anstieg der Intensivierung ab ca. 2013, zum Großteil auch in empirischen Daten von Nachhaltigkeitsindikatoren in der Landwirtschaft, wie z. B. Stickstoffbilanz, Treibhausgasemissionen oder Pflanzenschutzmittel (Sinabell, 2018).

Neben den oben beschriebenen Rahmenbedingungen gibt es in Österreich noch weitere politische Instrumente, die Einfluss auf die Entwicklung von ökologischen Indikatoren nehmen, wie Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor diffusen Einträgen, Reduzierung von Stickstoffemissionen oder Bodenhumusaufbau (Abschn. 6.3). Die Düngergaben in der Landwirtschaft können durch verpflichtende Maßnahmen, wie das Aktionsprogramm Nitrat, aber auch durch freiwillige Maßnahmen, wie Förderungen für Agrarumweltmaßnahmen im Zuge des ÖPUL, stark beeinflusst werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Metastudie von Jepsen et al. (2015), in welcher die Treiber der Landbewirtschaftung in Europa in den letzten 200 Jahren untersucht wurden, zeigt, dass Mineraldünger einer der wichtigsten Treiber für Österreich war (insbesondere nach 1945). Dementsprechend wirksam sind Instrumente, die die Nutzung des Stickstoffdüngereinsatzes beeinflussen können. Neben ÖPUL-Maßnahmen sind dies: das Aktionsprogramm Nitrat – Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie (EEC 676, 1991) (sowie Beratungsaktivitäten und Bewusstseinsbildung in den Bundesländern; z. B. Umweltberatung Steiermark, Nitratinformationsdienst Niederösterreich, Wasserschutzberatung Oberösterreich) und insbesondere die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2016a). Ein wichtiger Treiber für die Ausformulierung von ÖPUL-Maßnahmen zum Gewässerschutz wie auch dem Aktionsprogramm Nitrat ist zudem die europäische Wasserrahmenrichtlinie

(EU 60, 2000; siehe auch Box 1.3; Schenker & Fenz, 2010).

Die Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie (EEC 676, 1991) haben in Österreich das Düngeverhalten geänderte (BMLFUW, 2016b), vor allem, weil die Ausbringung von Wirtschaftsdünger in ganz Österreich seit dem Inkrafttreten der AP Nitrat 2003 auf maximal 170 kg Stickstoff/ha auf Acker (Kletzan et al., 2004) und auf 210 kg/ha im Grünland (BMLFUW, 2017) pro Jahr beschränkt ist. Die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2017) und weitere Instrumente zur Optimierung der Bewirtschaftung, wie z. B. die Digitalisierung, dienen dazu, eine möglichst optimale und bedarfsgerechte Stickstoffversorgung zu erreichen und einen Stickstoffüberschuss zu vermeiden (Umweltbundesamt, 2019).

Über die politischen Instrumente hinaus haben auch technologische Fortschritte dazu beigetragen, Nährstoffausträge zu verringern. Mit dem Ausbau der Abwasserreinigung seit dem Jahr 1999 stammen Nährstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor hauptsächlich aus der Landwirtschaft als auch aus der Natur- und Waldlandschaft und nicht aus Punktquellen (BMLFUW, 2016c; Umweltbundesamt, 2019). Dazu sind die Stickstoffausträge aus Grünlandstandorten ins Grundwasser (Nitratauswaschung) im Vergleich zu Austrägen aus Ackerflächen um ein Zehnfaches geringer (BMLFUW, 2016b). Allgemein ergab sich mit Beginn der 1990er-Jahre eine deutliche Verbesserung der Bewirtschaftungsmethoden im Sinne von Gewässerschutz und Bodenumus auf Ackerflächen (BMLFUW, 2016b; Umweltbundesamt, 2019). Bestimmte ÖPUL-Maßnahmen wie biologischer Landbau, reduzierte Bodenbearbeitung und Fruchtfolgenvorgaben können den Humusgehalt und teilweise auch Stickstoffemissionen beeinflussen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Jedoch zeigen Zahlen zum Stickstoffdüngereinsatz als auch zur Stickstoffbilanz per ha einen steigenden Trend seit Anfang 2000 auf (Umweltbundesamt, 2019; besonders seit 2013; BMNT, 2019a; Abschn. 2.2).

3.2.2.2 Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung durch Bioenergie

Landwirtschaftliche Biomasse kann in vielfacher Weise für energetische Nutzungspfade verwendet werden und in Kraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol) oder Strom und Wärme (Thermische Nutzung, anaerobe Fermentation, sowie Biomasse- und Biogasanlagen) umgewandelt werden. Die Bereitstellung landwirtschaftlicher Flächen für die Produktion von Biomasse zur Energieerzeugung wird v. a. durch die Entwicklung des Rohölpreises, die Flächenkonkurrenz zur Lebens- und Futtermittelproduktion und durch politische Vorgaben beeinflusst (Schmidt et al., 2011; Stürmer, 2011). Die maßgeblichsten aktuellen politischen Förderinstrumente sind die verpflichtende Beimischung (Kraftstoffverordnung) von Agrokraftstoffen (Biodiesel, Bioethanol) und deren Mi-

neralölsteuerbefreiung (Mineralölsteuergesetz) als auch Einpreisstarife für Ökostrom aus Biogas- und Biomasseanlagen (Ökostromgesetz) sowie Investitionszuschüsse für diese. In den Jahren 2003 bis 2009 war auch eine Energiepflanzenprämie vorhanden. Fokus dieses Abschnittes ist es, die Auswirkungen dieser Treiber auf landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich aufzuzeigen. Bzgl. möglicher wirtschaftlicher und ökologischer Auswirkungen und einer kritischen Diskussion zur Nutzung von Biomasse sei auf Box 3.4 verwiesen. Wie im APCC (2014) gezeigt wurde, führt eine starke Ausweitung von Biomasseproduktion für Energiezwecke auf landwirtschaftlichen Flächen in Österreich zu Flächenkonkurrenz mit Lebens- und Futtermittelproduktion, erhöht dementsprechend Importe und zieht so eine Intensivierung der Landnutzung und somit eine Verschlechterung von Umweltindikatoren mit sich, sofern nicht auf ein integriertes Fruchtfolgesystem umgestellt wird, wobei dadurch die Flächenkonkurrenz nicht vollständig behoben werden kann (Abschn. 2.2.1 in APCC, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Auf Grund internationaler Handelsströme und ohne explizite Förderung der einheimischen Biomasseproduktion fallen die Auswirkungen der Entwicklung der Bioenergienachfrage, -produktion und -politik auf die landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich im Allgemeinen eher gering aus [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Daran wird sich vermutlich auch in Zukunft wenig ändern, da ökonomisch und politisch mit keiner großen Ausweitung der Beimischung von Agrokraftstoffen erster Generation sowie Biogas- und Biomasseanlagen gerechnet werden kann [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dabei gilt es, besonders die indirekten Landnutzungsänderungen in anderen Regionen und deren mögliche negativen Auswirkungen auf Treibhausgasemissionen und Biodiversität zu berücksichtigen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So zeigt der derzeitige Bericht für Agrokraftstoffe 2019 (BMNT, 2019b), dass die einheimische Biodieselproduktion im Jahr 2018 nur 57 % des Bedarfs deckt (der 85 % des gesamten Agrokraftstoffabsatzes ausmacht) und nur 26 % der dafür verwendeten Rohstoffe (nach Anteilen: Altspeiseöl 45 %, Raps 36 %, Tierfette 9 %, Fettsäure 6 %, Soja 3 % und Sonnenblumen 1 %) aus Österreich stammen (der Rest der Rohstoffe wird fast ausschließlich aus der EU importiert). Die Bioethanolproduktion im Jahr 2018 war mehr als doppelt so hoch wie der inländische Bedarf (231 %). Woher die dafür verwendeten Rohstoffe (nach Anteilen: Mais 47 %, Weizen 40 %, Stärke-schlamm 7 % und Triticale 6 %) kommen, wird im Bericht des BMNT nicht erörtert.

Vergleicht man Daten zum Feldfruchtanbau (Statistik Austria, 2020a) mit den Daten des Agrokraftstoffberichtes (BMNT, 2019b) bzw. der Gesamtenergiebilanz (Statistik Austria, 2020b), so ergibt sich keine starke Korrelation zwischen der Entwicklung der inländischen Agrokraftstoffpro-

duktion bzw. des -verbrauchs (starker Anstieg zwischen 2005 und 2010, danach eher stagnierend) und den dafür verwendeten Feldfrüchten (v. a. Raps, Sojabohnen, Sonnenblumen, Körnermais, Weizen, Triticale). Wie in Kap. 5 aufgezeigt wird, gilt es daher, v. a. die indirekten Landnutzungsänderungen auf globaler Ebene mit zu berücksichtigen (Banse et al., 2008; Havlík et al., 2011). In Zukunft ist eine mengenwirksame Zunahme des Bedarfs an Biomasse aus landwirtschaftlichen Flächen kurz- bis mittelfristig nicht zu erwarten, da im Bereich Verkehr nun stärker auf Elektromobilität gesetzt wird und Biogas- und Biomasseanlagen mit anderen Energiequellen ohne entsprechende Mehrförderungen für die Stromerzeugung nicht konkurrenzfähig sind. Weitere lokale Auswirkungen können eine Verstärkung des Strukturwandels sein, weil größere Betriebe eher Anreize besitzen, in Biogasanlagen zu investieren, sowie eine Verschiebung der Ackerkulturen hin zu Mais und Energiepflanzen, eine Intensivierung von Grünland (Grassilage) und die Aufgabe von Brachen, wie eine Studie für das Allgäu in Deutschland zeigt (Appel et al., 2016).

Box 3.3 Spezialthema: Moorentwässerung

Unter Subsistenzbedingungen waren Moore schon früh Energielieferanten im bäuerlichen Torfstich und in Hanglagen als Streuwiesen hilfreich für die Stallhaltung. Die mangelnden Möglichkeiten zur Entwässerung der Moore, mangelndes Know-how sowie eine gewisse Angst, manche Moore zu betreten, waren dafür verantwortlich, dass deren Inkulturnahme verzögert stattfand. Nährstoffreiche Niedermoore wurden lange vor den nährstoffarmen Hochmooren durch primitive Entwässerung und Beweidung der Bruchwälder genutzt. 1520 begann die Entwässerung der Pinzgauer Moore, und 1698–1740 wurde das Leopoldskroner Moor bei Salzburg landwirtschaftlich erschlossen (Göttlich & Kuntze, 1990). All diese Maßnahmen waren jedoch punktuell bzw. nicht in der Lage, große Moorflächen tief zu drainieren. Dies geschah erst im 20. Jahrhundert, als es technisch möglich wurde, Moore tief zu drainieren und das zunächst betriebene Abbrennen von Mooren („Moorbrandkultur“) durch mechanisierte Verfahren zur Moornutzung abgelöst wurde. Für das (vor-)alpine Österreich ist davon auszugehen, dass die resultierende landwirtschaftliche Nutzung der Moorböden überwiegend als Grünland ist. Noch 1990 beschreiben Göttlich und Kuntze (1990) voralpine Moorböden als „geborene Grünlandböden“. So war der technische Fortschritt bislang der wichtigste Treiber der Entwässerung von Moorböden. Die Nachfrage war stets vorhanden – sie änderte sich ledig-

lich, ausgehend von Subsistenzzwecken, hin zu einer immer stärkeren Marktorientierung. Heute treibt die globale Nachfrage die Milchproduktion und damit die fortgesetzte Entwässerung von Mooren. Der Milchexport aus Österreich stieg in den letzten Jahren stark an (AMA, 2020).

Ein moorspezifischer Treiber der Drainagierung (gemeinsam mit mineralischen Auböden) ist die gezielte Entwässerung und „Korrektur“ von Flusstälern. Mit dem Hauptziel der Hochwassersicherheit, aber auch anderen Zielen, wurden seit Mitte des 19. Jhd. die großen Flüsse Österreichs kanalisiert, umgeleitet, verkürzt und die Talauen entwässert (Güntschl, 1960; Michlmayr, 1997). Einer dieser damals willkommenen Nebeneffekte war die Entwässerung der Moore im Tal (Knöbl, 1960) zur Förderung des Torfabbaus und der Landwirtschaft. Heute werden einige Maßnahmen kritisch betrachtet, und es wird wieder versucht, das Wasser in den Tälern und Auen zuzulassen. Die Entwässerung von Mooren ist mit vielen negativen Auswirkungen verbunden. Hierzu zählen der Verlust an Biodiversität, die erhöhte Freisetzung klimarelevanter Spurengase (Abschn. 2.4), die Verdichtung und Sackung des Torfs und die damit verbundene Hochwasser verstärkende erniedrigte Fähigkeit zur Speicherung und Leitung von Wasser. Diese negativen Effekte können durch die Wiedervernässung von Mooren bzw. den Anbau von Paludikulturen zumindest teilweise rückgängig gemacht werden (Abschn. 5.1.3).

Der Klimawandel verstärkt die Entwässerung vieler Moore Österreichs. Essl et al. (2012) prognostizierten den Verlust von >45 % der naturnahen Hoch- und Niedermoore bis in die Mitte dieses Jahrhunderts, vor allem durch erhöhte Sommertemperaturen. In sehr feuchten Landschaften Österreichs wie dem Bregenzer Wald ist der Klimawandel in diesem Jahrhundert (noch) kein Treiber der Moorentwässerung. Die Entwässerung von Mooren ist nicht nur eine Konsequenz der hier beschriebenen Entwicklungen, sondern durch die erhöhte aerobe Mineralisierung des Torfs selbst ein Treiber der erhöhten Freisetzung von Treibhausgasen (Abschn. 2.4).

3.2.2.3 Beratungsorganisationen und Ausbildung

Neben klimatischen, ökonomischen, politischen und technologischen Rahmenbedingungen gelten Aus- und Weiterbildung, Beratungsaktivität und Bewusstseinsbildung als wichtige Treiber für die Anwendung von Düngeempfehlungen und Agrarumweltmaßnahmen [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die stetige landwirtschaftliche Beratung und Ausbildung spielt eine essenzielle Rolle dabei, Landwirt_innen das Wissen und die Möglichkeiten zu vermitteln, um Veränderungen frühzeitig zu erkennen und darauf zu reagieren. Verschiedene Studien zeigen (Darnhofer et al., 2010; Fischer et al., 2012; Kirner et al., 2015), dass zunehmend anspruchsvollere Unterstützung nötig war und ist, um individuelle Lösungen zu finden. Allerdings ist auf Grund des Zusammenspiels unterschiedlichster Faktoren und Treiber, die auf einen landwirtschaftlichen Betrieb wirken, ein kausaler Zusammenhang insbesondere in der Abwägung gegenüber der Bereitschaft zu Maßnahmen des Naturschutzes zwischen landwirtschaftlicher Beratung und Ausbildung und tatsächlicher Landnutzungsänderung meistens nicht eindeutig feststellbar. Wenngleich Pröbstl-Haider et al. (2016) beispielsweise aufzeigten, dass bei hohen zu erwartenden Erträgen das Engagement für den Naturschutz sinkt sowie das Risiko bei der Entscheidung weniger beachtet wird.

Es ist dennoch davon auszugehen, dass Beratung – v. a. in der Anwendung von Düngeempfehlungen und Agrarumweltmaßnahmen – standortangepasste Produktionsweisen sowie extensivere Produktionsmethoden, die eine Kulturarartenvielfalt und damit Biodiversität ermöglichen, fördert. In Oppermann et al. (2018) finden sich zahlreiche Beispiele, wie sich Naturschutzberatung auf landwirtschaftliche Praxen auf der Fläche (z. B. Anlagen von Blühstreifen, Greening) in Österreich und vielen weiteren europäischen Ländern positiv auswirkt.

Gegenwärtige Bildungs- und Beratungsangebote in Österreich zielen überwiegend auf die Produktion mit Fokus auf die Rentabilität ab. Allerdings ist zu erwarten, dass der Klimawandel die Diversifizierung in Österreich weiter vorantreiben und professionalisieren wird und somit künftig ein noch höheres Angebot in der Bildung und Beratung wichtig sein wird (Kirner et al., 2018). In den letzten Jahren ist jedenfalls zu erkennen, dass Online-Informationen am meisten genutzt und zielgruppenspezifische Weiterbildungsangebote am besten angenommen werden. Schwieriger ist es, zu beurteilen, wie sich landwirtschaftliche Berufsausbildung (in landwirtschaftlichen Schulen beispielsweise) auf die Landnutzung auswirkt. Leider ist das noch selten Gegenstand wissenschaftlicher Betrachtungen, weshalb keine evidenzbasierten Aussagen diesbezüglich möglich sind.

3.2.3 Zukünftige landwirtschaftliche Landnutzungsszenarien

Es gibt eine Vielzahl an Studien, die die Auswirkungen von Klima- und/oder sozio-ökonomischen Szenarien auf die landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich untersuchen. Der zeitliche Horizont erstreckt sich dabei meist auf die

Mitte des 21. Jahrhunderts. Hier wird ein kurzer Überblick über diese Szenarien gegeben, da in vorhandenen Österreichstudien immer wieder unterschiedliche Klima- und sozio-ökonomische Szenarien zur Anwendung gekommen sind.

Frühere Studien verwendeten auf Österreich heruntergebrochene Daten aus globalen Klimamodellen (Global Circulation Models – GCMs), die v. a. im Zuge des IPCC Assessment Reports 4 (IPCC, 2007) zur Anwendung kamen (Thaler et al., 2012; Schönhart et al., 2014). Seit 2016 sind die räumlich hoch aufgelösten Klimaszenarien der ÖKS15-Studie frei verfügbar (Chimani et al., 2016; <https://data.ccca.ac.at/>). Diese basieren auf den Emissionsszenarien „Representative Concentration Pathways RCP“ des IPCC AR5 (IPCC, 2014) – Abschn. 1.3. Es gibt zurzeit nur wenige abgeschlossene Studien mit Bezug zu landwirtschaftlicher Landnutzung, die diese Daten verwenden (z. B. die ACRP-Projekte STARC-Impact, UncertProp, AGROFORECAST oder NitroClim.AT). Seit dem APCC (2014) wurde in modellbasierten Studien zu Klimawandel und landwirtschaftlicher Landnutzung (Feusthuber et al., 2017; Kirchner et al., 2015, 2016, 2016; Kirchner & Schmid, 2013; Mitter et al., 2013, 2014a, 2014b, 2015a; Mitter & Schmid, 2019; Schirpke et al., 2013; Schönhart et al., 2016, 2018; Zessner et al., 2017) vor allem auf das statistische Klimamodell ACLiReM von Strauss et al. (2013a; 2013b) zurückgegriffen.

Sozio-ökonomische Szenarien beschreiben plausible, in sich konsistente zukünftige Entwicklungen und berücksichtigen dabei eine Bandbreite an Treibern und deren Wechselwirkungen (Boschetti et al., 2016), die v. a. auf die unterschiedlichen Fokusse der Studien und die Präferenzen von Stakeholdern zurückgehen (Karner et al., 2019a; Schönhart et al., 2018). Allen gemeinsam ist die Anwendung eines „Business as usual“- oder Basis-Referenzpfades, der annimmt, dass der Status quo im Großen und Ganzen beibehalten wird. Für Österreich gibt es ein Landwirtschafts-Referenzszenario von Sinabell et al. (2018). Diese Referenzszenarien werden oft mit alternativen sozio-ökonomischen Szenarien verglichen. Um Modellanalysen über Sektoren und Skalen hinweg vergleichbar zu machen, wurden die auf globaler Ebene entwickelten Shared Socio-economic Pathways (Eur-Agri-SSPs; O’Neill et al., 2017) für die europäische Landwirtschaft ausdifferenziert (Mitter et al., 2020). Gleich wie die globalen Szenarien spannen auch die Eur-Agri-SSPs den zukünftigen Unsicherheitsraum entlang der beiden Achsen „Herausforderungen für die Klimawandelanpassung“ und „Herausforderungen für den Klimaschutz“ auf. Sie beschreiben fünf plausible zukünftige Entwicklungspfade für den europäischen Agrarsektor, die in einem nächsten Schritt für Österreich ausgearbeitet werden. Studien mit diesen Szenarien sind daher noch nicht verfügbar.

Im Gegensatz zu diesen europäischen und globalen Szenarien und Analysen, in denen unterschiedliche Annah-

men zu Treibern wie Bevölkerungswachstum, technologische Entwicklung und internationale Beziehungen im Fokus stehen (O'Neill et al., 2017; Riahi et al., 2017), fokussieren viele Modellanalysen für die österreichische Landwirtschaft auf die Ausformulierung von politischen Handlungsmöglichkeiten und Instrumenten bzgl. Agrarpolitik (Kirchner et al., 2016), Klima- und Umweltschutz (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016, 2014), Wasserschutz (Heumesser et al., 2012; Schönhart et al., 2018) oder Änderungen im Konsummuster (Fazeni & Steinmüller, 2011; Thaler et al., 2015). Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung bis 2050 sind neben politischen und sozio-ökonomischen Entwicklungen stark abhängig von den Veränderungen im saisonalen Niederschlags- und Temperaturverlauf sowie in der Änderung der Frequenz und Stärke von Extremwetterereignissen, deren Bandbreite mit hohen Unsicherheiten verbunden ist, als auch den regionalen topografischen Gegebenheiten (Abschn. 1.2.3). Selbst unter der Annahme unveränderter sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen wird angenommen, dass sich Landwirt_innen an die veränderten Gegebenheiten, je nach regionalen Bedingungen und Ressourcenausstattung, anpassen (Dullinger et al., 2020; Olesen et al., 2011). Solche autonomen Anpassungen umfassen vielfältige Landnutzungsentscheidungen, wie z. B. Intensivierung in Gebieten, die kurz- bis mittelfristig von höheren Temperaturen profitieren (Grünlandgebiete in Westösterreich mit ausreichend Niederschlag), Extensivierung in Gebieten mit verstärkt klimatischem Stress (u. a. wegen Dürreperioden), Veränderungen in der Fruchtfolge; Verlagerung von Sommer- zu Winterkulturen (bessere Nutzung der Winterfeuchte) oder die Nutzung von effizienten Bewässerungstechnologien, die Änderung von Betriebsgröße und -struktur (Pröbstl-Haider et al., 2016). Weiters können internationale Handelsverflechtungen und Marktpreise den ökonomischen Einfluss des Klimawandels auf die Landwirtschaft stark beeinflussen (Leclère et al., 2014; Schmid et al., 2016). Es wird im Folgenden daher getrennt auf Ergebnisse mit und ohne Berücksichtigung solcher autonomen Anpassungsmaßnahmen eingegangen.

Auswirkungen von Klimaszenarien auf die Erträge ohne autonome Anpassungsmaßnahmen

Biophysikalische Modellsimulationen der Klimaszenarien von 2013 (Strauss et al., 2013a, 2013b) bis 2040 (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a) bzw. des IPCC AR4 (2007) bis 2050 (Schönhart et al., 2014; Thaler et al., 2012) zeigen für bereits jetzt schon relativ trockene Gebiete (Nord-Ost bis Süd-Ost) im Durchschnitt negative Auswirkungen auf Pflanzenerträge, während v. a. Grünland-dominierte Gebiete von höheren Temperaturen im Durchschnitt profitieren können (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014). In diesen Gebieten kann eine Er-

höhung des Niederschlages jedoch auch zu einer negativen Auswirkung auf Pflanzenerträge führen (Schönhart et al., 2016). Insgesamt zeigt sich eine Erhöhung der Unsicherheit und Varianz in Pflanzenerträgen durch den Klimawandel (Balkovič et al., 2018).

Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch eine Studie von Haslmayr et al. (2018), die Auswirkungen von zwei Klimaszenarien (moderat mit RCP4.5 und extrem mit RCP8.5) für die Periode 2036–2065 (Referenz: 1981–2010) auf Bodenbonität und Ertragspotenziale auf Acker- und Grünlandflächen untersucht. Auch hier kommt es zu regional und je nach Klimaszenario sehr differenzierten Ergebnissen. Generell zeigen sich Ertragsverluste in eher trockenen Gebieten und mögliche Ertragssteigerungen in feuchteren Gebieten. Unter Annahme von Flächenverlusten durch Bodenversiegelung und Bevölkerungsentwicklung und ohne Berücksichtigung von autonomen Anpassungsmaßnahmen (z. B. Bewässerung) sowie technologischer Entwicklung sinkt in beiden Szenarien der Selbstversorgungsgrad für Ackerkulturen. Aktuelle Ertragssimulationen auf Basis der ÖKS15-Projektionen zeigen für den Zeitraum 2071–2100 gegenüber 1981–2010 eine Ertragszunahme für Winterweizen und Sommergerste. Höhere Temperaturen und vor allem mehr Niederschlag im Frühjahr begünstigten hier die simulierten Erträge, insbesondere bei Böden mit guter Wasserspeicherfähigkeit. Mais, bewässert und nicht bewässert, hingegen weist wegen einer verkürzten Wachstumsperiode bei unveränderter Reifegruppe sowie höheren Sommertemperaturen und deutlichen Sommer-Niederschlagsabnahmen eine Ertragsreduktion in drei Untersuchungsgebieten (Poysdorf, Kremsmünster, Bad Gleichenberg) auf. Die größten Abnahmen wurden mit dem Modell MOHC-HadGEM – CLM simuliert. Da in der Praxis allerdings mit der Erwärmung wegen des höheren Ertragspotenzials immer spätere Reifegruppen verwendet werden, dürfte sich dieser negative Ertragseffekt nicht in diesem Ausmaß realisieren (Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b). Vergleicht man die relative Ertragsänderung von RCP-4.5-Simulationen mit jenen des RCP 8.5 im Zeitraum 2071–2100 bei z. B. einem mittel- bis hochwertigen Ackerboden, erkennt man kaum bzw. negative Änderungen beim Körnermais (C4-Pflanze), jedoch sehr große positive Abweichungen bei Sommergerste und Winterweizen (C3-Pflanzen; Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b). Die räumliche Verteilung des agroklimatischen Indexes „Hitze-Stress-Tage“ für Winterweizen in Österreich für den Zeitraum 2071–2100 zeigt eine deutliche Dominanz in Ostösterreich mit Maximalwerten im Seewinkel, in dem sich auch die „wärmste“ ZAMG-Station Österreichs in Andau befindet. Dies deutet darauf hin, dass regional unterschiedliche Entwicklungen bei bestimmten Stressindikatoren für Nutzpflanzen möglich sind, die dann eine stärkere regionale

Differenzierung in den nutzpflanzenbezogenen Produktionspotenzialen bedingen können (Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b).

Auswirkungen von Klimaszenarien auf die Landnutzung unter Berücksichtigung autonomer

Anpassungsmaßnahmen

Autonome Anpassungsmaßnahmen, wie z. B. bodenschonende Bearbeitungsmethoden (Mulch- und Direktsaat, Winterbegrünung), Düngemanagement, Fruchtfolgenwahl oder Bewässerung, können die negativen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum minimieren bzw. positive Auswirkungen verstärken (Karner et al., 2019b; Mitter et al., 2014b, 2015a; Mitter & Schmid, 2019; Schönhart et al., 2014, 2016; Thaler et al., 2012). Die Auswirkungen der Klimaszenarien auf Landnutzung und Umweltindikatoren sind ebenfalls stark abhängig von autonomen Anpassungsreaktionen. Ökonomische Landnutzungsmodelle (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014, 2016) zeigen, dass es in Gunstlagen zur Intensivierung der Landnutzung sowie in Grenzertragsregionen zu Extensivierung oder Aufgabe der Bewirtschaftung kommen kann. So können bei Vorliegen von entsprechenden Wetterinformationen Trockenperioden durch Bewässerungsmaßnahmen besser überbrückt werden (Mitter & Schmid, 2019). Dadurch werden negative Umwelteffekte, wie z. B. Stickstoff- und Treibhausgasemissionen (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014, 2016) oder Verlust an Biodiversität (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016), entweder verstärkt (Intensivierung) oder verringert (Extensivierung/Aufgabe). Bodenerosion ist stark abhängig von der Veränderung des Niederschlags, kann mit bodenschonenden Bearbeitungsmethoden jedoch effektiv reduziert werden (Mitter et al., 2014b). Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt hängen mit der Veränderung der Mineralisierungsrate (meist negativ durch höhere Temperaturen) und der Erhöhung der Biomasseproduktion (oft positiv) zusammen und können daher stark variieren (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2014). Risikoaversion erhöht die Diversität an Fruchtfolgen und die Anwendung von extensiveren Bewirtschaftungsmaßnahmen (Mitter et al., 2015a). Insgesamt und im österreichischen Durchschnitt scheint der Klimawandel den Biomassertrag und die Wertschöpfung des Landwirtschaftssektors bis Mitte diese Jhdt. positiv zu beeinflussen, stark getragen durch höhere Erträge der Grünlandflächen und deren Verwertung in der Tierhaltung (Kirchner et al., 2016, 2015; Mitter et al., 2015a, 2015b; Schönhart et al., 2016).

Die Unsicherheit der klimawandelbedingten Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Erträge und Landnutzung ist generell hoch und hängt v. a. mit der hohen Bandbreite an Niederschlagsszenarien [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] wie auch den autonomen Anpassungsmaßnahmen zusammen [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Hier gilt es, noch besser als bisher Wetterextreme, andere Faktoren (z. B. Schädlingsbefall), Anpassungsmaßnahmen (z. B. neue Kulturarten, Züchtungen) und verbleibende Wissenslücken (z. B. zum Effekt von Ozon und CO₂ auf das Pflanzenwachstum) in den Klimaimpaktsimulationen zu berücksichtigen. Diese schwer einzuschätzenden Störfaktoren beeinflussen die Differenz zwischen klimatisch und ökonomisch potenziellen und tatsächlich erreichbaren Erträgen. Sollte es zum Eintreten extremer Klimaszenarien kommen (z. B. starke Temperaturerhöhung mit ungünstiger Niederschlagsentwicklung und einer Zunahme an Wetterextremen), kann sich dieser Effekt aber schon bis zur Mitte dieses Jhdt. ins Gegenteil verkehren [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Sozio-ökonomischen Szenarien

Im Zuge des ACRP-Projektes CC2BEE (Schmid et al., 2016; Abb. 3.1.) wurden globale Simulationen zu den SSPs (Shared Socio-economic Pathways) des IPCC durchgeführt (O'Neill et al., 2012). Die SSPs unterscheiden sich in ihrer Annahme zu Maßnahmen für (1) Treibhausgasminderungen und (2) Klimawandelanpassung. Das SSP2 („Middle of the Road“-Szenario) wurde dabei als Basis-Referenzpfad angenommen und mit SSP1 („Sustainability“ – geringe Herausforderung für Klimaminderungen und -anpassung) und SSP3 („Fragmentation“ – hohe Herausforderung für Klimaminderungen und -anpassung) verglichen. Diese Szenarien wurden quantifiziert (Riahi et al., 2017) und können online abgerufen werden (IIASA, 2018). Der Zeithorizont der Szenarien beträgt 2050 mit einem Referenzjahr 2010. In allen SSPs steigt die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Landwirtschaft, denn durch technologischen Fortschritt sinken die realen Preise für europäische landwirtschaftliche Güter (ca. –14 % im SSP2 im Jahr 2050) stärker als im globalen Durchschnitt (ca. –3 %). Die agrarische Produktion in Europa (und auch Österreich) steigt dadurch stark an (+63 %, +68 % und +60 % für SSP1, SSP2 und SSP3), während die Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse in SSP1 und SSP2 nur mäßig steigt (+14 % bzw. +12 %) und im SSP3 auf Grund des Rückgangs der Bevölkerung sogar zurückgeht (–9 %). Damit wird Europa zum Netto-Exporteur landwirtschaftlicher Güter. Während die Ackerfläche in allen SSPs in ganz Europa leicht zurück geht (ca. –2 %), gibt es hohe Variabilität unter den europäischen Mitgliedsstaaten. So steigt die Ackerfläche in Österreich um +9 %. Es gibt zudem einen Trend zu einer Extensivierung der Ackerproduktion. Dullinger et al. (2020) wiesen in der Eisenwurzen (Oberösterreich) ähnliche Ergebnisse auf regionaler Ebene auf.

Abb. 3.1 zeigt Szenarienergebnisse des globalen Landnutzungsmodells GLOBIOM im Zuge des ACRP-Projektes CC2BEE (Schmid et al., 2016). Das „Basisszenario SSP2“ enthält quantifizierte Annahmen zum IPCC-Szenario Shared Socio-economic Pathways (SSP) 2 („Middle of the Road“

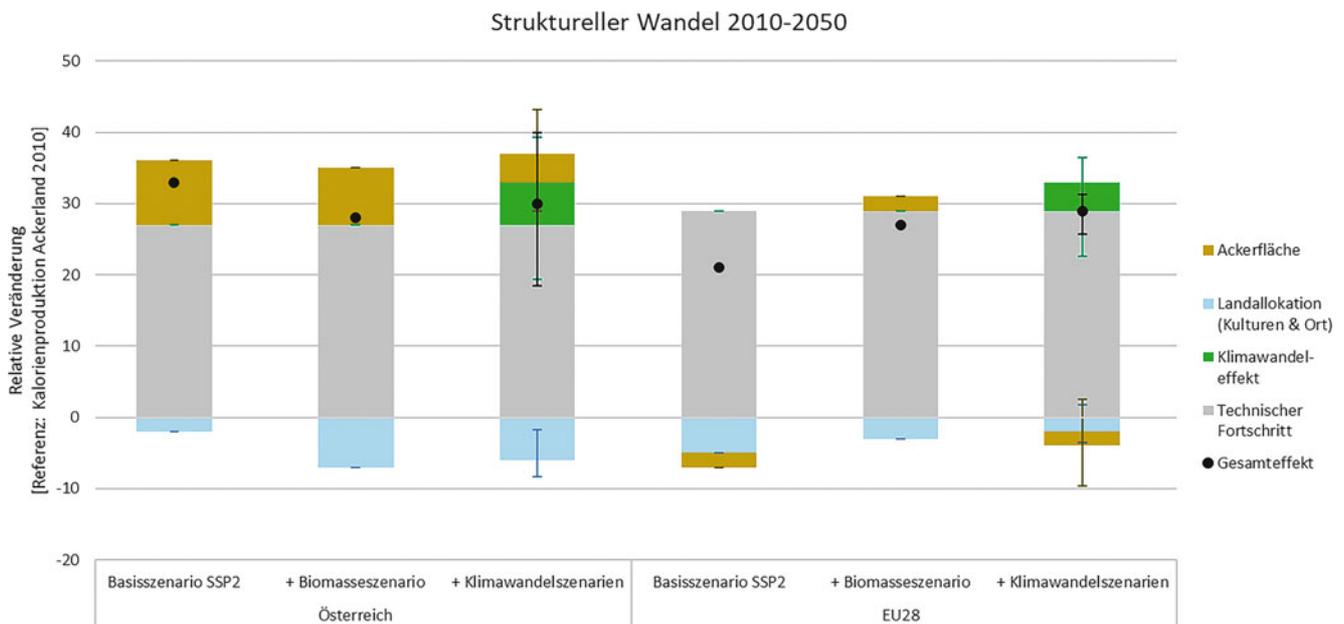


Abb. 3.1 Struktureller Wandel zwischen 2010–2050 in der Landwirtschaft in Österreich (Schmid et al., 2016)

– Mitte des Weges), das mittlere Herausforderung bzgl. Klimaschutz und Klimaanpassung annimmt (IIASA, 2018). Das Szenario „+ Biomasseszenario“ enthält zusätzlich zu SSP2 Annahmen zu einer verstärkten Nachfrage für land- und forstwirtschaftliche Biomasse für fortgeschrittene Biomaterialien (z. B. Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen). Das Szenario „+ Klimawandelszenarien“ enthält zusätzlich zu SSP2 und den Biomasseszenarien auch Klimawandelauswirkungen von vier Klimaszenarien und fünf Klimamodellen (insgesamt neun Szenarien). Die Unsicherheitsbandbreite in den Ergebnissen zeigt die Bandbreite der Ergebnisse innerhalb dieser neun Klimaszenarien und -modelle. Die strukturellen Effekte sind unterteilt in (i) Landallokation (d. h. die Verschiebung von Produktion in andere Regionen und/oder die Substitution zwischen Feldfrüchten), (ii) technischer Fortschritt (d. h. exogene Annahmen zur Erhöhung der Effizienz), (iii) Veränderung der Ackerfläche und (iv) Effekt des Klimawandels auf Erträge.

Die Ergebnisse von Schmid et al. (2016) zeigen, dass die Unsicherheiten nicht nur in den Szenarioannahmen, sondern auch in den Modellanalyseergebnissen sehr hoch sind [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Szenarien eintreten, nicht ermittelbar. Jedoch können quantitative Szenarioanalysen mit ökonomischen Modellen den signifikanten Einfluss wichtiger Treiber, wie Marktentwicklungen (Preise, Handel), technologische Entwicklung (Produktivität, Effizienz) und politische Instrumente, aufzeigen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Damit wird ermöglicht, den Handlungsspielraum von Entscheidungsträger_innen und Landwirt_innen zu identifizieren und hervorzuheben. Das zeigt sich v. a. in Studien mit spezifischem Fokus auf politische Instrumente.

Studien, die sowohl Klima- als auch sozio-ökonomische Szenarien berücksichtigen, lassen – zumindest innerhalb der Systemgrenzen und unter den Annahmen der angewandten Methoden bzw. Modelle – Rückschlüsse auf Wechselwirkungen und Wichtigkeit dieser Treiber zu. Rückschlüsse aus empirischen Studien zu ziehen ist schwierig, da die großen klimatischen Veränderungen erst bevorstehen (Abb. 3.2, 3.3). Es gibt eine Reihe an interdisziplinären Studien, die zusätzlich zu Klimaszenarien auch sehr spezifische sozio-ökonomische Szenarien beinhalten, die oft auf Präferenzen von Stakeholdern zurückgehen und einen konkreten Zielfokus auf Reformen der Agrarpolitik (Kirchner et al., 2016), des Klima- und Umweltschutzes (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016, 2014) oder des Wasserschutzes (Heumesser et al., 2012; Schönhart et al., 2018) besitzen.

Es sei vorangestellt, dass in der Ausarbeitung von sozio-ökonomischen Szenarien prinzipiell mehr Freiraum in der Ausgestaltung von Parametern zur Verfügung steht als in Klimaszenarien. Diese Parameter sind aber auch entsprechend stärker durch politische Entscheidungsträger_innen steuerbar als klimatische Parameter. Mit der Entwicklung der Eur-Agri-SSPs sollte zumindest bald eine einheitliche und für alle verfügbare Bandbreite an sozio-ökonomischen Landwirtschaftsszenarien vorhanden sein.

Abb. 3.2 zeigt Szenarienergebnisse des räumlich expliziten Landnutzungsmodells PASMA[pixel] für Österreich (Kirchner et al., 2016). Es wurden zum einen die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen in der Periode 2013–2020 („GAP

Maßnahmen) und zum anderen die Auswirkungen von Szenarien zur Erreichung der Klimaziele für 2050 (z. B. SSP2, SSP3, SSP5) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen in Österreich im Vergleich zu den Auswirkungen der Klimaziele für 2050 relativ geringfügig sind. Die Auswirkungen der Klimaziele für 2050 sind deutlich größer und betreffen vor allem die Ackerfläche und die Produktion von Getreide und anderen landwirtschaftlichen Produkten.

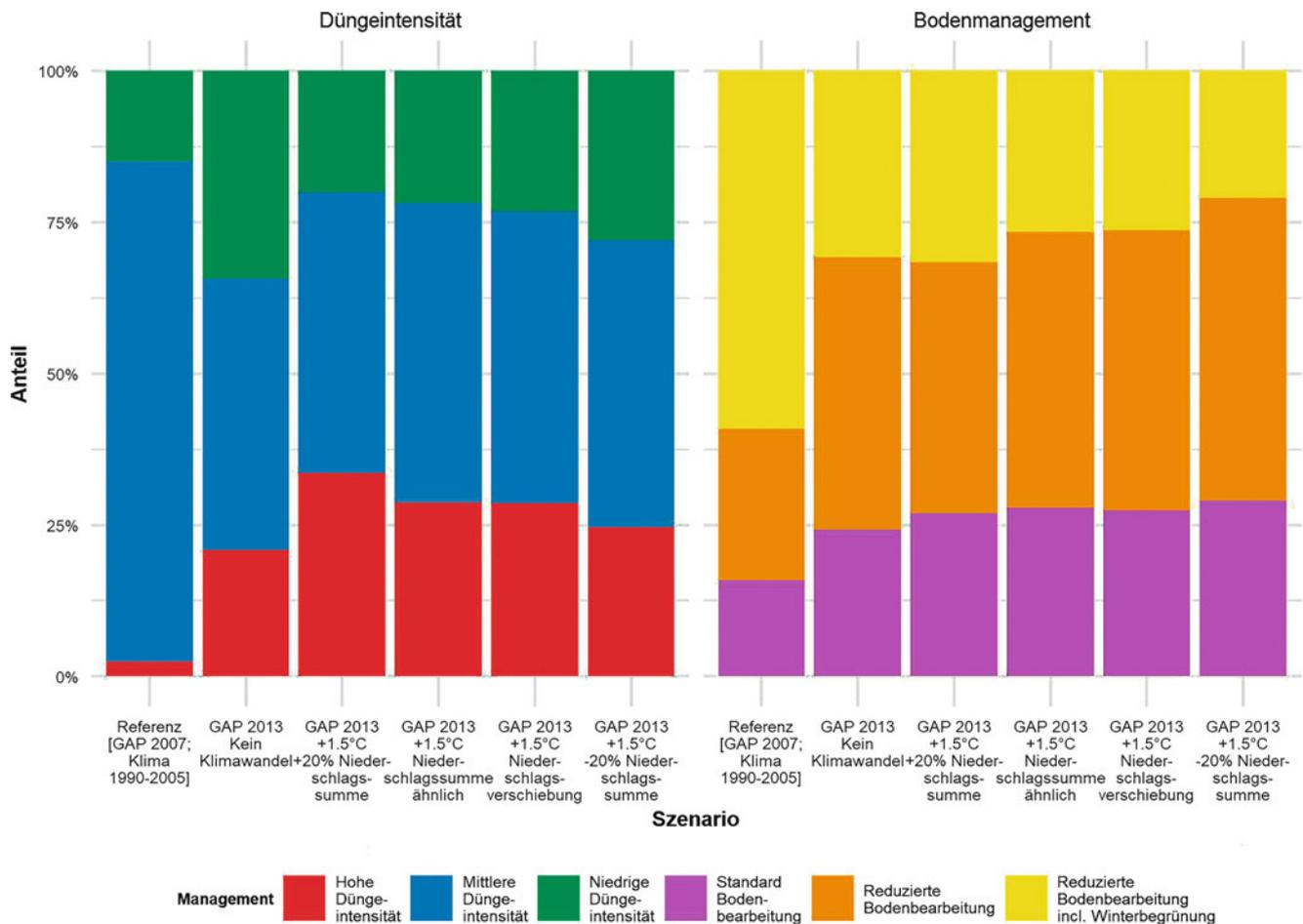


Abb. 3.2 Zukünftige Änderungen in der Düngeintensität und Bodenmanagement in der österreichischen Landwirtschaft. (Kirchner et al., 2016)

2013“) sowie vier Klimawandelszenarien für den Zeitraum 2025–2040 untersucht. Die Ergebnisse beziehen sich auf ganz Österreich, regionale Unterschiede können jedoch sehr groß sein. Im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ zeigt sich ein erhöhter Anteil von intensiven Managementmaßnahmen (höhere Düngeintensität und mehr konventionelle Bodenbearbeitung), da die Agrarumweltzahlungen im Vergleich zur GAP-Periode 2007–2012 reduziert worden sind. Die Klimawandelszenarien für die Periode 2025–2040 verstärken diesen Intensivierungseffekt insgesamt, da es in vielen Regionen mit genügend Niederschlag in den biophysikalischen Simulationen zu Ertragszuwächsen kommt. Die Auswirkungen können regional jedoch sehr unterschiedlich ausfallen. So kommt es in Regionen mit klimabedingten Ertragsrückgängen auch zur Anwendung von extensiveren Managementmaßnahmen (v. a. im Osten und Südosten Österreichs).

Abb. 3.3 zeigt Szenarienergebnisse des räumlich expliziten Landnutzungsmodells PASMA[pixel] für Österreich (Kirchner et al., 2016). Es wurden zum einen die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen in der Periode 2013–2020 („GAP 2013“) sowie vier Klimawandelszenarien für den Zeitraum

2025–2040 untersucht. Die Ergebnisse beziehen sich auf ganz Österreich, regionale Unterschiede können jedoch sehr groß sein. Die Produzentenrente geht in allen Szenarien leicht zurück. Im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ liegt der Hauptgrund in der Reduktion von Agrarumweltzahlungen. Die Klimawandelszenarien wirken sich, bis auf das Szenario mit –20% Niederschlags-summe, auf Grund der insgesamt positiven Ertragsauswirkungen leicht positiv auf die Produzentenrente aus, machen den Verlust an Agrarumweltzahlungen aber nicht wett. Biomasseproduktion, Stickstoff- und Phosphordüngung sowie Treibhausgasemissionen steigen in allen Szenarien an, am meisten jedoch in den Klimawandelszenarien auf Grund der insgesamt positiven Ertragsauswirkungen. Diese vier Indikatoren verdeutlichen den Intensivierungseffekt aller Szenarien (Abb. 3.2). Der Bodenkohlenstoffgehalt geht im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ v. a. auf Grund des Rückgangs an Zwischenfrüchten (die Förderung dieser Agrarumweltmaßnahme wurde in der GAP-Periode 2013–2020 reduziert) zurück. Die Klimawandelszenarien wirken sich alle positiv auf den Bodenkohlenstoffgehalt aus (v. a. auf Grund der höheren Biomasserträge und damit Ernterückstände), und je

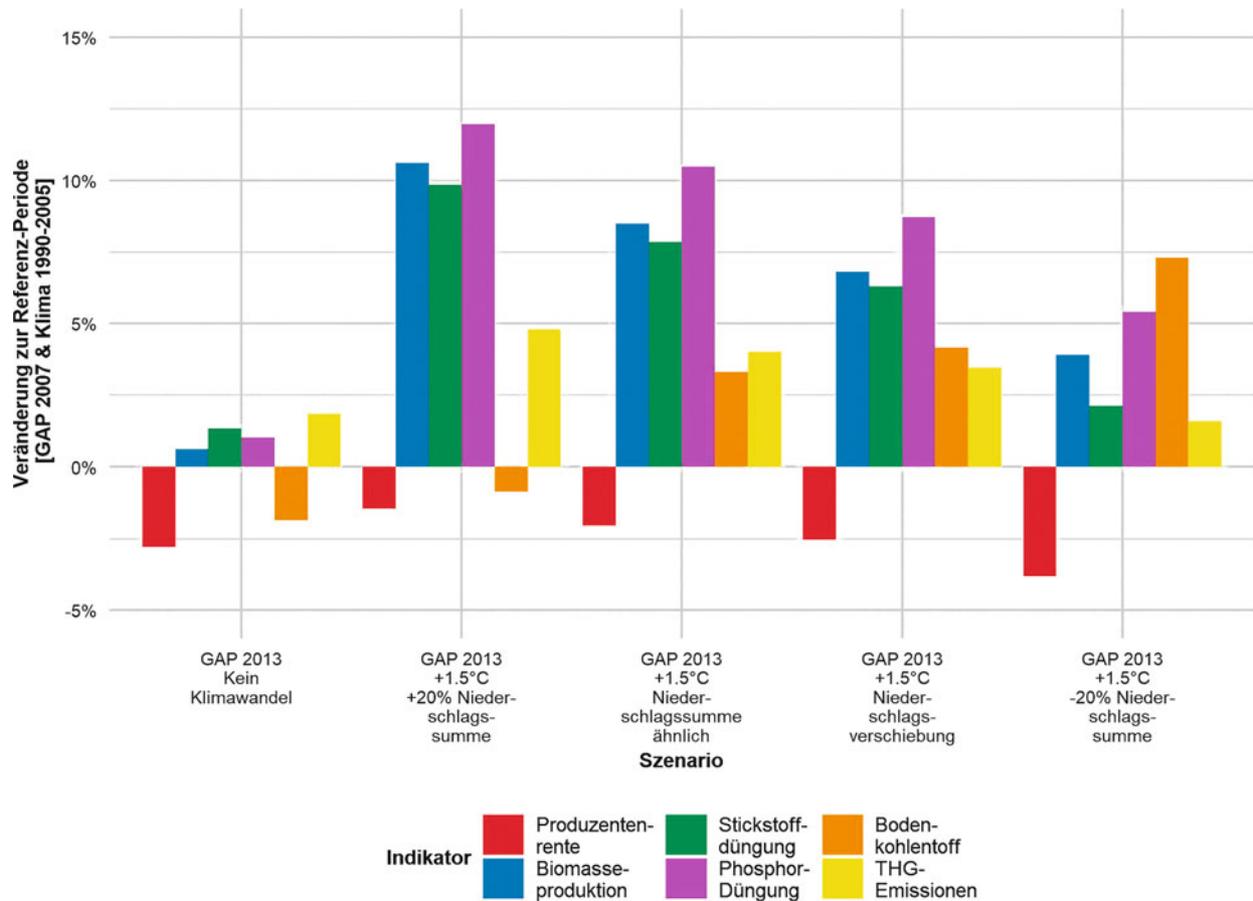


Abb. 3.3 Zukünftige ökonomische und biophysikalische Entwicklungen in der österreichischen Landwirtschaft. (Kirchner et al., 2016)

trockener, desto besser (v. a. auf Grund der geringeren Erosion).

In den oben zitierten Studien zeigt sich, dass Landnutzungsentscheidungen wie Düngeintensität und Bodenbearbeitungssysteme zwar stärker durch sozio-ökonomische Treiber (Szenarien) beeinflusst werden (Kirchner et al., 2016, 2015; Schönhart et al., 2016, 2014), die Veränderungen in klimatischen Parametern (Temperatur, Niederschlag) aber teilweise stärker auf biophysikalische Prozesse und damit auch stärker auf viele Agrarumweltindikatoren bzw. Ökosystemdienstleistungen, wie Biomasseproduktion, Stickstoff-, Treibhausgasemissionen oder Bodenkohlenstoffgehalt wirken (Kirchner et al., 2016, 2015; Schönhart et al., 2016, 2014). Zudem wird der Einsatz von Bewässerungsmaßnahmen stärker durch Veränderungen im Niederschlag beeinflusst als durch sozio-ökonomische Treiber (Mitter & Schmid, 2021, 2019).

Am Ende sollte noch auf die möglichen Wechselwirkungen von sozio-ökonomischen Szenarien und Klimawandelszenarien hingewiesen werden. So könnte ein doppelter Intensivierungsdruck auftreten: zum einen durch Realisierung klimatisch bedingter erhöhter Ertragspotenziale in man-

chen Regionen und zum anderen durch eine Änderung von Förderungen von Agrarumweltmaßnahmen (Kirchner et al., 2016). Ein gegenteiliger Effekt könnte in Regionen eintreten, die von klimatischem Stress stark betroffen sind und wenn Agrarumweltzahlungen erhöht werden (z. B. Kirchner et al., 2015). Politische Instrumente können aber meist so gewählt werden (abgebildet durch unterschiedliche sozioökonomische Szenarien in den Modellsimulationen), dass sie die Risiken des Klimawandels für Landwirt_innen minimieren und auf eine ausgewogene Wirkung von Agrarumweltindikatoren bzw. ÖSL achten (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2018, 2016, 2014; Kap. 6). Das umfasst v. a. Agrarumweltmaßnahmen zur Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes, Erhalt des Bodenkohlenstoffes und der Biodiversität, Wasserschutzmaßnahmen und nachhaltige Bewässerungssysteme.

3.3 Forstwirtschaft

3.3.1 Die Waldentwicklung in Österreich

Seit den 1960er-Jahren, dem Beginn des großräumig repräsentativen und kontinuierlichen Waldmonitorings durch die Österreichische Waldinventur (Gschwantner et al., 2010), hat die Waldfläche von 3,69 Mio. ha auf derzeit 4,02 Mio. ha zugenommen (Russ, 2019). Die Waldflächenzugänge haben in den letzten Jahrzehnten besonders häufig in höheren Lagen, vorwiegend auf ehemaligen Almen, Weiden und Mähwiesen, stattgefunden, und befinden sich hauptsächlich im bäuerlichen Kleinwaldbesitz (Russ, 2019, 2011, 2004) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zuletzt nahmen die Waldflächen durchschnittlich um 3.400 ha/Jahr zu, das ist weniger als in den Waldinventuren von 1992/96 (7.700 ha/Jahr), 2000/02 (5.100 ha/Jahr) und 2007/09 (4.500 ha/Jahr).

Die Österreichische Waldstandsaufnahme von 1952/1956 ergab eine Waldfläche von 3,35 Mio. ha (BMLF & FBVA, 1960). Auch die Holzvorräte haben zugenommen, von 780 Mio. Festmeter (fm) im Ertragswald in den 1960er-Jahren zu aktuell 1.173 Mio. fm (Gschwantner, 2019). Das entspricht durchschnittlichen Vorräten pro Hektar Ertragswaldfläche von 241 fm/ha und 351 fm/ha.

Die Waldentwicklung der letzten 200 Jahre ist auf den Wandel von landwirtschaftlicher Subsistenz zu einer industrialisierten Volkswirtschaft zurückzuführen, verbunden mit einer Abnahme des Nutzungsdruckes auf die Wälder, unter anderem durch den Ersatz von Brennholz und Holzkohle durch fossile Energieträger, den Rückgang des landwirtschaftlichen Flächenbedarfes aufgrund von Produktivitätssteigerungen und Verringerung landwirtschaftlicher Nebennutzungen im Wald (Gingrich et al., 2007; Krausmann, 2001; Krausmann & Haberl, 2002) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig führte eine gezielte, ökonomisch orientierte Waldbewirtschaftung mit künstlicher Verjüngung, Bestandspflege; und forciertem Nadelholzanbau zu Ertragssteigerungen (Johann, 2007). Das Vorkommen der Fichte und der Weißkiefer wurde deutlich über ihr natürliches Verbreitungsgebiet ausgeweitet, vorwiegend in den randalpinen Bereichen, im Alpenvorland und im Mühl- und Waldviertel (Gschwantner & Prskawetz, 2005). Eine deutliche langfristige Steigerung der Zuwachsleistung während der letzten hundert Jahre wurde mehrfach festgestellt (Katzensteiner &

Englisch, 2007; Neumann & Schadauer, 1995; Schadauer, 1996) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben Änderungen in der Waldbewirtschaftung wurden in der Vergangenheit verschiedene Gründe für die Wachstumszunahmen genannt, wie Stickstoffeintrag, Kohlenstoffdioxid-(CO₂-)Anstieg und geänderte Klimabedingungen (Hasenauer et al., 1999; Jandl et al., 2012, 2007). In mehrjährigen Anreicherungsexperimenten in der Schweiz hatte die CO₂-Konzentration jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf das Wachstum, und nach einer Phase hoher Stickstoffdeposition ist inzwischen die Verfügbarkeit anderer Bodennährstoffe wachstumslimitierend (Bader et al., 2013; Klein et al., 2016). Auf die Waldschadensproblematik der 1980er-Jahre ist ebenfalls hinzuweisen. Zuletzt gab es Hinweise für abnehmende Zuwachstrends (z. B. Bosela et al., 2021; Gschwantner, 2019), besonders auf Tieflagenstandorten und bei eingeschränkter Bodenwasserversorgung (Ols et al., 2019; Vospernik & Nothdurft, 2018). Aufgrund der derzeitigen Durchmesserstruktur und dem zusehends größeren Anteil älterer Bestände kann sich der rückläufige Zuwachstrend weiter fortsetzen (Gschwantner, 2019; Ledermann et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Der seit den 1990er-Jahren ansteigende Anteil von Laubbaumarten (Tab. 3.1) wird möglicherweise ebenfalls Auswirkungen auf die Zuwachsleistung zeigen (Ledermann et al., 2020).

3.3.2 Klimabezogene Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung: Störungen im Wald

Wind und Borkenkäfer sind die wichtigsten Störungsagenten für den Wald in Österreich und haben während der letzten Jahrzehnte als Folge des Klimawandels und historischer Bewirtschaftungspraktiken stark zugenommen (Abb. 3.4; Seidl et al., 2011; Thom et al., 2013). Der Klimawandel verursacht wärmere und trockenere anhaltende Wetterlagen, während die Forstwirtschaft arten- und strukturarme Fichtenbestände gefördert hat. Insbesondere gelten der erhöhte Fichtenanteil in tieferen Lagen und gestiegene Bestandsdichten als treibende Faktoren des Störungsanstiegs (Seidl et al., 2011; Thom et al., 2013). In den letzten Jahren wurde mehrfach der Rekord für die Schadholzmenge durch Borkenkäfer gebro-

Tab. 3.1 Anteile von Nadelholz und Laubholz am Holzvorrat im österreichischen Ertragswald. (Quelle: Österreichische Waldinventur, Waldinventuren 1985 bis 2018; Gschwantner et al., 2019)

Baumartengruppe	Anteil am Holzvorrat (%)					
	1981/85	1986/90	1992/96	2000/02	2007/09	2016/18*
Nadelholz	82,4	82,4	81,9	81,0	80,2	79,0
Laubholz	17,6	17,6	18,1	19,0	19,8	21,0

* Zwischenauswertung

Schadholzmengen durch Sturm, Schnee und Borkenkäferbefall

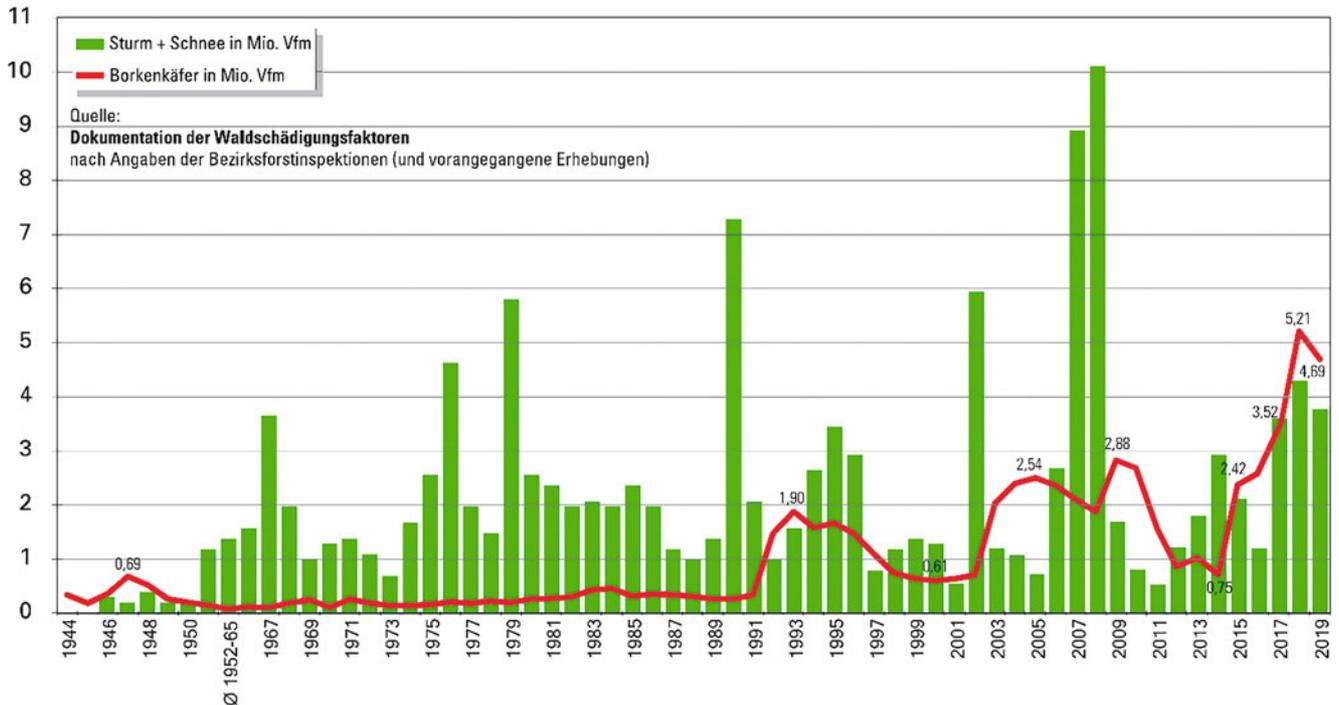


Abb. 3.4 Schadholzmengen in Österreich infolge von Sturm, Schnee und Borkenkäferbefall. (Steyrer et al., 2020)

chen, was v. a. auf die starke Erwärmung und Wassermangel während der Vegetationsperiode in den letzten Jahrzehnten zurückzuführen ist (Abschn. 1.3). Im Jahr 2018 lag der Rekord bei 5,21 Mio. fm (Hoch & Steyrer, 2020). Besonders stark waren das Wald- und Mühlviertel durch Borkenkäfer betroffen (Hoch & Steyrer, 2020; Jandl, 2020). Die Schadholzmengen der letzten Jahre haben gezeigt, was in Zukunft häufiger zu erwarten ist. Die Erderwärmung führt zu einer höheren Borkenkäferaktivität und mehr Generationen, während zusätzlich Trockenheit die Abwehr von Bäumen gegenüber Schädlingen schwächt (Bentz et al., 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine Metaanalyse, die 674 wissenschaftliche Veröffentlichungen erfasst, geht von einer weltweiten Zunahme aller Hauptstörungsfaktoren aus, mit Ausnahme von Schnee und Eis (Seidl et al., 2017). Die Zunahme von Störungen ist regional unterschiedlich. Zum Beispiel sind warme Regionen mit hohen Fichtenanteilen in Österreich, wie die südliche Steiermark, wahrscheinlich besonders durch Borkenkäfer gefährdet (Lexer et al., 2002; Seidl et al., 2008; Thom et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zusätzlich schwächen periodisch auftretende Trockenperioden die Fichtenbestände und machen sie anfällig für Borkenkäferstörungen (Seidl et al., 2007a). Ein ausgeprägter Störungsanstieg wird im 21. Jahrhundert v. a. durch den Buchdrucker erwartet, wohingegen Windstörungen auf ähnlichem Niveau

bleiben könnten (Thom et al., 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Veränderung des Windregimes im Klimawandel ist jedoch nicht abschließend geklärt (Matulla et al., 2008; McInnes et al., 2011). Selbst eine geringe Zunahme der Windböengeschwindigkeit kann überproportional starke Auswirkungen haben [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Eine Simulationsstudie des Nationalparks Kalkalpen ergab, dass eine Erhöhung der Windböengeschwindigkeit um 10 % im Klimawandel in einem Zeitraum von 200 Jahren die Windstörungen um 42,6 % erhöht (Thom et al., 2017). Ebenso könnten zukünftige Windstörungen durch eine Veränderung der Sturmrichtung beeinflusst werden, jedoch liegen hierzu bislang keine Studien vor.

Die Zunahme von Störungen stellt die zukünftige Bereitstellung von ÖSL in Österreichs Wäldern in Frage (Albrich et al., 2018; Irauschek et al., 2017a; Maroschek et al., 2015; Seidl et al., 2019; Thom & Seidl, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das ist besonders besorgniserregend, zumal die Reduktion klimarelevanter Leistungen den Klimawandel weiter verstärken wird (Thom et al., 2017). In Abschn. 5.1.2 wird die potenzielle zukünftige C-Senkenwirkung des österreichischen Waldes diskutiert. Diese Senke wird zunehmend durch Störungen gefährdet (Seidl et al., 2008) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das zukünftige Potenzial zur Kohlenstoffspeicherung wird regional neben dem Klimawandel von der historischen Bewirtschaftung

tung abhängen (Thom et al., 2018). Vergangene intensive Bewirtschaftung hatte jüngere, arten- und strukturarme Wälder zur Folge, in Österreich sind dies v. a. Fichtenmonokulturen. Diese können in frühen Entwicklungsphasen noch wenig störungsanfällig sein, jedoch steigt das Störungsrisiko mit dem Bestandsalter rasant an (Overbeck & Schmidt, 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Ergebnisse der österreichischen Waldinventur (<http://www.waldinventur.at>) lassen jedoch auf einen Trend zu höheren Laubholzanteilen schließen, wodurch sich zukünftige Störungen reduzieren könnten.

Kurzfristige kurative Maßnahmen wie Sanitätshiebe reduzieren den Befallsdruck, jedoch ist die Wirkung kurativer Maßnahmen zur Bekämpfung von Borkenkäfern limitiert (Stadelmann et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Studie zeigt, dass 95 % der befallenen Fichten entnommen werden müssten, um die Borkenkäferausbreitung im Klimawandel effektiv zu reduzieren (Dobor et al., 2020). Konzepte zur langfristigen präventiven Verbesserung der Kohlenstoffsenke wie „Climate-Smart Forestry“ (Verkerk et al., 2020) haben deshalb auch in Österreich in den letzten Jahren an Popularität gewonnen (Jandl et al., 2018). Hierbei wird auch die Resistenz und Resilienz (d. h. die Erholungsrate) von Wäldern gegenüber Störungen und deren Wirkung auf Kohlenstoffspeicher diskutiert. Jedoch wurden andere klimaregulierende Leistungen von Wäldern bei solchen Konzepten in Österreich bisher stark vernachlässigt. Dazu zählen insbesondere oberflächennahe Energieflüsse, welche maßgeblich das lokale Klima beeinflussen. Die Albedo (d. h. das Rückstrahlungsvermögen) wird durch Störungen angehoben, wodurch weniger Strahlungsenergie am Ort verbleibt und mehr Strahlung in Richtung Weltraum reflektiert wird (Beck et al., 2011). Dieser positive Effekt für das Klima scheint in österreichischen Wäldern eher gering auszufallen und kann nicht den negativen Effekt des Verlustes von Kohlenstoff ausgleichen (Thom et al., 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Von besonderer Bedeutung ist der Störungseffekt auf das Mikroklima. Das Mikroklima ist ein wesentlicher Puffer für zukünftige makroklimatische Änderungen, denn je wärmer es wird, desto stärker gleicht ein intaktes Kronendach die Temperaturzunahme aus (De Frenne et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Störungen sorgen für eine Verringerung des Unterschieds zwischen Mikro- und Makroklima [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine aktuelle Studie belegt eine Zunahme bodennaher Extremtemperaturen von 0,42 °C bei einer Reduktion der Überschildung um 10 % in Buchenwäldern (Thom et al., 2020). Gleichzeitig steigt das Dampfdruckdefizit um 0,04 kPa, wodurch Pflanzen schneller vertrocknen. Zukünftige Strategien zur Optimierung der klimaregulierenden Funktion des Waldes sollten daher nicht nur Kohlenstoffspeicherung und -stabilität, sondern auch andere Faktoren, wie das Mikroklima, berücksichtigen.

3.3.3 Sozio-ökonomische Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung

3.3.3.1 Marktwirtschaftliche Entwicklungen in Österreich

Forstwirtschaft, holzverarbeitende Industrie und Betriebe erzielten 2015 eine Wertschöpfung von etwa 4,7 Mrd. Euro. Der Anteil an der Ur- und Warenproduktion betrug 9,6 % und der Anteil am Bruttoinlandsprodukt 1,6 %. Der Sektor ist stark außenhandelsorientiert (Braun et al., 2020; Schwarzbauer & Braun, 2017). Ein Großteil des Holzes aus der österreichischen Produktion und aus Importen wird zunächst stofflich genutzt; etwa 20 % werden direkt energetisch verwendet. Die Kaskadennutzung wird in Österreich bei der Holzverarbeitung verfolgt (Sathre & Gustavsson, 2006) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die österreichische Forstwirtschaft unterliegt dem gesellschaftlichen Strukturwandel, weg von „traditionellen“ Waldbesitzer_innen, die mit dem Wald ein (Neben-)Einkommen erwirtschaften, hin zu „waldfernen“ Waldbesitzer_innen, die stärker diversifizierte Interessen bezüglich Waldbesitz und -nutzung zeigen (Hogl et al., 2003; Huber et al., 2013; Weiss et al., 2007). Pröbstl-Haider et al. (2017) zeigten, dass die Mehrheit der Waldbesitzer den Klimawandel als Herausforderung erkennt, aber unsicher über die erforderlicher Maßnahmen ist. Für Kleinwaldeigentümer gibt es ein breites Angebot an Informationsmaterial und Dienstleistungen über die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder. Dies reicht von Strategien und Maßnahmen zur Nachbarschaftshilfe bis zu Verträgen, welche die Waldpflege und Bewirtschaftung an Unternehmer übergeben (Huber, 2007; Huber et al., 2013; Mostegl et al., 2019; Wilkes-Allemann et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Auf europäischer Ebene verzeichnete der Markt für Holzprodukte aufgrund zunehmender Spannungen im Außenhandel, langsamerem globalem Wachstum und erhöhter Unsicherheit auf Rohstoffmärkten einen Rückgang der Wirtschaftstätigkeit in der UNECE-Region für das Jahr 2019 (UNECE & FAO, 2020). Dieser Rückgang betraf Papier und Pappe (−3,4 %) und Schnittholz, Span- und Faserplatten (−0,9 % bei Schnittholz und −1,5 % bei Span- und Faserplatten). [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung] (UNECE & FAO, 2020). Der europäische Holzmarkt war in den letzten Jahren stark von Kalamitätsereignissen betroffen, wobei diese einen steigenden Trend zeigen (Glasberg & Strimitzer, 2020). Starker Borkenkäferbefall und Windwürfe führten zu einem höheren Rohholzangebot, zu niedrigeren Preisen und einem Anstieg der Exporte aus den am stärksten betroffenen Ländern. Wegen großer internationaler Nachfrage sind 2021 die Holzpreise wieder massiv angestiegen. Von diesem Anstieg profitiert in Österreich vor allem die Sägeindustrie.

In der Forst- und Holzwirtschaft steigt die Wertschöpfung nicht in dem Maße wie das BIP (Hetemäki & Hurme-

koski, 2016; Hurmekoski & Hetemäki, 2013; Khanam et al., 2017; Rougieux, 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dies ist durch die zunehmende Bedeutung des tertiären Sektors sowie durch Restrukturierungen und eine Zunahme der Marktkonzentration vor allem in der Sägeindustrie geprägt (Schwarzbauer et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Heute produzieren die acht größten Sägewerke mehr als die Hälfte der Gesamtproduktion (Strimitzer, 2020). Dieser Trend wird sich in den nächsten Jahren fortsetzen (Braun et al., 2020). Dennoch sind die holzverarbeitenden Betriebe überwiegend klein- bis mittelständisch strukturiert und tragen wesentlich zur Wertschöpfung im Ländlichen Raum bei (Strimitzer, 2020). Nachgelagerte Branchen wie die Möbel-, Fenster- oder Türenindustrie und die weitere stoffliche und energetische Nutzung von Koppelprodukten sind in hohem Maße von der Sägeindustrie abhängig (Schwarzbauer et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Im Jahr 2019 wurden in der Sägeindustrie etwa 18 Mio. fm Holz eingeschnitten, davon etwa 57 % aus heimischen Quellen (Fachverband der Holzindustrie, 2020). Die Schnittholzproduktion betrug in diesem Jahr 10,5 Mio. m³ (Fachverband der Holzindustrie, 2020, 2019). Etwa 7,9 Mio. m³ Holz werden als Sägenebenprodukte (SNP) entweder stofflich genutzt (Papier, Pappe, Span- und Faserplatten), im Betrieb energetisch verwertet (Trocknung in der Säge, Fasertrocknung und Papierlinie in der Papierindustrie) oder energetisch genutzt (Heizanlagen; Herstellung von Pellets, Presslingen). Pellets und Holzbriketts werden zu etwa 57 % aus heimischen Holz gemacht (Strimitzer, 2020).

Die Plattenindustrie versorgt die Bau- und Möbelindustrie und setzte 2019 ca. 2,5 Mio. m³ Holz ein, mehr als 50 % davon aus SNP. Ca. 80 % der von der Plattenindustrie genutzten Rohstoffe sind aus heimischen Quellen, ca. 30 % des gesamten Rohstoffeinsatzes ist Altholz. Im Vergleich zu 2010 ist der Anteil an SNP in den letzten Jahren gesunken (Fachverband der Holzindustrie, 2020, 2019). Die Produktion an Leimbindern (Brettsperrholz, Brettschichtholz und andere verklebte Vollholzprodukte) ist in Österreich zentral. Tschechien, Deutschland, Italien, Österreich und Schweiz produzieren 80 % der globalen Produktion an Brettschichtholz (Jauk, 2019).

Der Holzeinsatz in der österreichischen Papierindustrie betrug 2018 8,8 Mio. fm, davon ca. 70 % aus dem Inland. Bei der Papierherstellung steigt die Nutzung von Sägenebenprodukten und Hackschnitzeln. Hackgut und Rinde werden neben Schwarzlauge zunehmend als Brennstoffe genutzt. Zusätzlich zu Primärfasern wurden 2018 2,6 Mio. t Altpapier eingesetzt, wovon 42 % aus der Sammlung im Inland stammte. Die Produktion von Papier und Pappe bewegte sich auf gleichbleibenden Niveau von etwa 5 Mio. t (Austropapier, 2019).

3.3.3.2 Einfluss des Außenhandels auf die österreichische Forstwirtschaft

Mit einem Importanteil von ca. 25 % ist die österreichische Holzwirtschaft ein Netto-Importeur von Industrierundholz und ein zentraler Veredler von Holz in Europa (Schwarzbauer et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine wichtige Rolle in der österreichischen Forst- und Holzwirtschaft nimmt die Sägeindustrie ein, die überwiegend aus Nadelrundholz Schnittholz produziert, das zum Teil für bauliche Verwendung weiterverarbeitet wird (z. B. als Bauholz, Brettsperrholz oder Brettschichtholz). Die Forst- und Holzwirtschaft ist ein Netto-Exporteur von Halbwaren: Der Exportanteil der Sägeindustrie liegt bei ca. 60 %, der Anteil der Span- und Faserplattenproduktion bei ca. 80 % (Fachverband der Holzindustrie, 2020). Die Entwicklung der Exporte hängt von der Rohstoffverfügbarkeit und der Entwicklung der Importnachfrage und somit der Nachfrage für die weitere Verarbeitung dieser Halbwaren ab (Schwarzbauer et al., 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Es ist zu erwarten, dass die Exporte von Halbwaren aus Österreich aufgrund der globalen Nachfrageentwicklung weiterhin zunehmen werden (Braun et al., 2021a). Günstige Warenstruktureffekte zeigen sich für Schnittholz und Halbwaren für die bauliche Verwendung (Braun et al., 2021a) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine szenariobasierte Analyse der Wettbewerbsfähigkeit der österreichischen Forst- und Holzwirtschaft zeigt, dass Wettbewerbseffekte zu einer Zunahme der Importnachfrage anderer Länder nach in Österreich hergestellten Halbwaren führen (Braun et al., 2021a) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das hängt von der wirtschaftlichen Konjunktur in Österreich, den Beschaffungs- und Absatzmärkten der Forst- und Holzwirtschaft sowie dem Rohholzangebot und den Kalamitätsereignissen ab. Würde es zu einer Verringerung der Rohholzverfügbarkeit für den Import nach Österreich kommen, würde es nicht notwendigerweise zu einer Verringerung der Ressourcennutzung kommen (Pendril et al., 2019); Sägewerke können in anderen europäischen Ländern ihre Kapazitäten zur Lieferung von Halbwaren für die Weiterverarbeitung zu Bauholz, Möbeln und Verpackungen ausbauen. Damit würden auch Sägenebenprodukte und Holzabfälle in anderen Ländern vermehrt in KWK-Anlagen und für die Prozessdampfzeugung eingesetzt werden. Die Nutzung von Brennholz (Scheitholz) und Waldhackgut würde nicht wesentlich abnehmen, während die Importabhängigkeit von Pellets wahrscheinlich zunehmen würde. Holzimporte werden aus wohlhabenden Ländern mit geringer Bevölkerungsdichte und stabilen Wäldern oder relativ armen Ländern mit abnehmenden Wäldern für den Verbrauch an „weit entfernten Orten“ erfolgen (Kastner et al., 2011).

Pendril et al. (2019) stellten fest, dass Länder, die ihre Waldfläche vergrößern, die Landnutzung tendenziell ins

Ausland verlagern. Die land- und forstwirtschaftliche Landnutzung wird durch die Importnachfrage anderer Länder mitbestimmt (Krausmann, 2001; Krausmann et al., 2004). Außenhandelsdaten für Österreich zeigen, dass Importe für die volumenmäßig wichtigeren Importströme Österreichs (Energieholz, Rohholz, Zellstoff) aus Nachbarländern getätigt werden, die nach Pendrill et al. (2019) ebenfalls zu Ländern mit zunehmender Waldfläche gehören [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Ca. 7 % der Schnittholzexporte und 6 % der Spanplattenexporte im Zeitraum 2008–2018 wurden nach Japan getätigt, ca. 11 % der Faserplattenexporte nach Kanada (Tendenz sinkend) und in die USA (7 %, Tendenz steigend). 7 % der Zellstoffexporte wurden nach China getätigt (Tendenz steigend; Braun et al., 2021a). Die Waldinventur zeigt die Zunahme des Holzvorrates im österreichischen Wald (Gschwantner, 2019) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine Herausforderung für Mitteleuropa ist, dass – verglichen mit z. B. Nordamerika – der Zusammenhalt und das Integrationsniveau der Waldbesitzer mit den Branchen der Holzwirtschaft gering ist (BMLFUW, 2015; Huber et al., 2013; Schwarzbauer et al., 2012; UNECE & FAO, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Diese sehen sich als Mitglieder verschiedener Branchen und als Konkurrenten, obwohl sie aufgrund der gemeinsamen Nutzung des Rohstoffes vor den gleichen Herausforderungen stehen. Analysen zeigen, dass der Verbrauch von Holz in Finnland, Schweden und Österreich wahrscheinlich seinen Zenit erreicht hat (Wolf, 2018), wogegen der aktuelle UNECE-Marktbericht für Österreich einen Anstieg der Nachfrage nach Bauholz konstatiert (BMLRT, 2020c). Vermehrtes Arbeiten von zu Hause aus führte zu einem Anstieg der Käufe bestimmter holzbasierter Produkte (z. B. Büromöbel und Holz für Heimwerkerprojekte; UNECE & FAO, 2020), auch entwickelte sich die Nachfrage nach Bauholz und Holzprodukten besser als von Branchenvertretern erwartet, da die Renovierungstätigkeit im Jahr 2020 zugenommen hat. Der Einschlag von Holz aus regulärer Nutzung war, im Gegensatz zu Schadholz, rückläufig. Die Verarbeitungstätigkeit der Sägeindustrie stagniert und verzeichnet nur eine leichte Zunahme des Einschnitts in den letzten Jahren, vermutlich aufgrund des hohen Aufkommens an Schadholz und dem damit zusammenhängenden Preisverfall für Rundholz (Ebner, 2019). Durch die global gesteigerte Nachfrage sind vor allem Preise für Schnittholz und Leimbinder stark gestiegen. Durch die geplante Förderung des Holzbaus in Österreich ist mit einer deutlich erhöhten Nachfrage nach Bauholz zu rechnen.

Box 3.4 Biomasseflüsse und Biomassenutzung in Österreich

Im Durchschnitt der letzten 20 Jahre betrug die Biomasseextraktion von heimischen Flächen knapp 36 Mio. Tonnen Frisch- bzw. gut 27 Mio. Tonnen Trockenmasse. Holz aus der Waldnutzung und Futter (Feldfutterbau, Gras und Ernterückstände) machten jeweils rund 35 % und Ackerfrüchte exklusive Futterpflanzen etwa 30 % aus (BMK, 2020b; Eurostat, 2020). Sonstige Biomasseaufkommen wie Fischerei oder Jagd sind in diesem Kontext vernachlässigbar gering. Abgesehen von jährlichen Schwankungen, die im Fall von Holz in erster Linie auf Extremwetterereignisse und Schädlingskalamitäten (Abschn. 3.3.2) und im Fall von Ackerfrüchten auf wetterbedingte Variabilität der Erträge (Statistik Austria, 2020a) zurückzuführen sind, war die Biomasseextraktion in Österreich während der letzten zwei Jahrzehnte relativ konstant (Eisenmenger et al. 2020; Eurostat, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Beim Außenhandel zeigt sich hingegen eine klar steigende Tendenz sowohl bei den Importen (im Jahr 2019 +61 % gegenüber 2000 und +22 % gegenüber 2010) als auch hinsichtlich der Exporte (+55 % gegenüber 2000 bzw. +13 % gegenüber 2010). Das von Kalt (2015) erstellte „Biomasseflussbild“ für Österreich (Abb. 3.5) bezieht sich auf das Jahr 2011, spiegelt also insbesondere hinsichtlich der Außenhandelsströme nicht den aktuellsten Stand wider. Abgesehen davon zeigt es anschaulich die Größenverhältnisse der verschiedenen Biomasseaufkommen und -nutzungsarten sowie die Verflechtungen der Biomasseflüsse. Die nachfolgenden Ausführungen dazu basieren auf Kalt (2015) bzw. Kalt und Amtmann (2014). Im Kontext der Biomasseflüsse wird im Folgenden auf die verschiedenen Bereiche der Biomassenutzung in Österreich eingegangen, mit besonderem Augenmerk auf energetische Biomassenutzung und Flächenbedarf.

Während Biomasse in offiziellen Statistiken zu Materialflüssen mit (teilweise standardisierten) Wassergehalten berichtet wird (Eurostat & Statistisches Amt, 2018), ist die Maßeinheit im Biomasseflussbild Tonnen Trockenmasse. In dieser Betrachtung stellen die Biomasseflüsse der Holzverarbeitenden Industrie den quantitativ relevantesten Teilbereich dar. Sowohl beim Biomasse-Außenhandel als auch beim inländischen Aufkommen fließen die größten Mengen über die Säge-, Papier- und Zellstoff- bzw. Plattenindustrie [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Rohstoffe beziehen diese Branchen zu erheblichen Anteilen aus dem Ausland: Bei Industrieholz beliefen sich die Im-

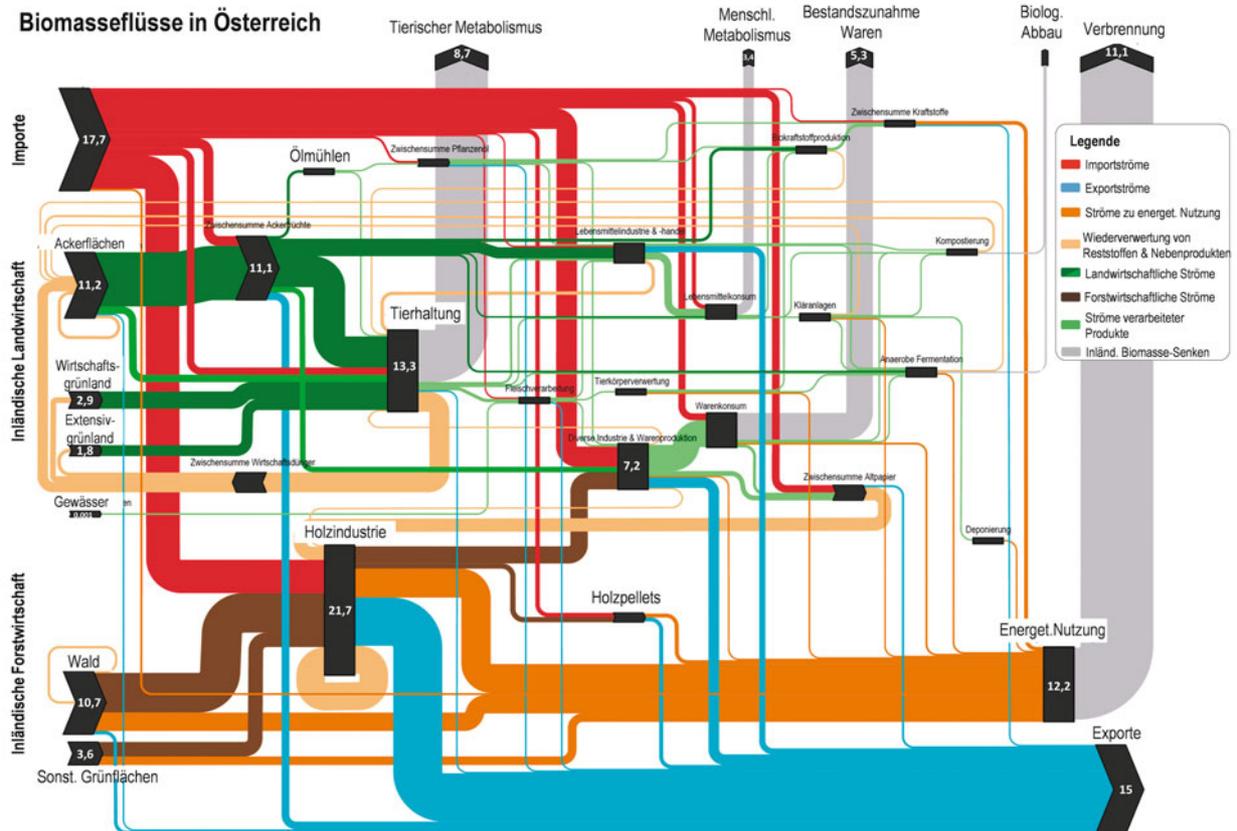


Abb. 3.5 Biomasseflüsse in Österreich im Jahr 2011 in Tonnen Trockenmasse. (Quelle: Kalt & Amtmann, 2014b; © Elsevier, Kalt 2015)

porte seit dem Jahr 2000 auf durchschnittlich 65 % des Inlandsaufkommens (FAO, 2021). Der Sägeindustrie kommt eine zentrale Rolle bei der Rohstoffversorgung der anderen Branchen zu, da die bei der Schnittholzproduktion anfallenden Sägenebenprodukte großteils von der Papier- und Zellstoff- bzw. Plattenindustriestofflich genutzt werden (Strimitzer et al., 2020).

Auch hinsichtlich der energetischen Biomassenutzung spielt die Holzverarbeitende Industrie eine zentrale Rolle [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]: Einerseits hinsichtlich Eigenversorgung mit Strom und Wärme (insbesondere der beträchtliche Energiebedarf der Papier und Zellstoffindustrie in der Höhe von durchschnittlich rund 65 PJ pro Jahr wurde seit 2010 mehr als zur Hälfte mit biogenen Energieträgern gedeckt; Austropapier, 2021); und andererseits durch die Bereitstellung von Sägenebenprodukten, Holzpellets und -briketts für Heizwerke, Kraft-Wärmekopplungsanlagen und dezentrale Wärmeerzeugung. Da diese Biomassefraktionen in inländischen Betrieben anfallen, werden sie in der Energiebilanz (Statistik Austria,

2021) als Energieträger österreichischen Ursprungs ausgewiesen. Aufgrund der hohen Industrieholzimporte stammt jedoch ein beträchtlicher Anteil dieser Energieträger nicht aus österreichischen Wäldern. Insofern basiert der österreichische Bioenergie-Sektor wesentlich stärker auf importierter Biomasse, als die Energiebilanz suggeriert: Für das Jahr 2009 haben Kalt und Kranzl (2012) für den gesamten österreichischen Bioenergie-Sektor einen Importanteil von 33 % berechnet, während der Importanteil laut Energiebilanz nur 16 % betrug.

Während die für Bioenergie relevanten Sortimente der Holzernte sowie Sägenebenprodukte hauptsächlich im Inland verwertet werden, geht der Großteil der stofflichen Holzprodukte in den Export: Bei Papier und Holzwerkstoffen betrug der Exportanteil in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten über 80 % und bei Schnittholz deutlich über 50 % (FAO, 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wobei die Exporte der Schnittholz verarbeitenden Sparten (z. B. Möbeldindustrie) noch nicht berücksichtigt sind.

Importe und Exporte von Biomasse speziell zur energetischen Verwertung sind von relativ geringer Bedeutung. Verhältnismäßig große Relevanz haben sie bei biogenen Kraftstoffen und Holzpellets, was in erster Linie in deren hohen spezifischen Energieinhalten – und daher vorteilhaften Eigenschaften zum Transport über längere Entfernungen – begründet liegt (Kalt & Kranzl, 2012; Kranzl et al., 2013; Schipfer et al., 2020a, 2020b). Im Gesamtkontext der energetischen Biomassenutzung bzw. der Außenhandelsströme sind diese Import- und Exportströme jedoch von relativ geringer Relevanz [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Beim Holzaufkommen zeigt sich gegenüber dem statistisch erfassten Einschlag (FAO, 2021) eine erhebliche Differenz, die in Abb. 3.5 als Auskommen von „sonstigen Grünflächen“ und im Holzflussbild der Österreichischen Energieagentur (Strimitzer et al., 2020) mit „sonstigem Holzaufkommen“ ausgewiesen ist. Für das Jahr 2018 beziffern Strimitzer et al. (2020) diese Aufkommen mit 3 Mio. fm Brennholz, 400.000 fm Hackgut, 500.000 fm Industrieholz und rund 1 Mio. fm Sägerundholz. Bei Brennholz und Hackgut dürfte es sich dabei in erster Linie um Flurgehölz und vor allem nicht registriertes Aufkommen aus Kleinwald handeln, die diesbezüglichen Unsicherheiten sind jedoch sehr groß.

Weiters erklären Strimitzer et al. (2020) die Inkonsistenz zwischen Gesamtaufkommen und -nutzung mit Holzrecycling und Lagerstandsänderungen. Abgesehen davon stellen Brennholz und Waldhackgut im Wesentlichen Koppelprodukte der Rundholzernte dar, sodass auch die Verfügbarkeit dieser Energieträger mit der stofflichen Holznutzung in enger Verbindung steht. Insgesamt machen holzbasierte Brennstoffe rund vier Fünftel der energetisch genutzten Biomasse aus (Statistik Austria, 2021).

Zahlreiche weitere, wenn auch quantitativ weitaus weniger relevante Biomasseflüsse von verschiedenen „Verarbeitungsknoten“ zu energetischer Nutzung verdeutlichen die Vielfalt biogener Energieträger sowie die Tatsache, dass Bioenergie in Österreich zumeist Teil einer Nutzungskaskade ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Großteil davon sind Abfallströme; so etwa biogener Hausmüll, Klärschlamm und Klärgas, getrennt gesammelte Bioabfälle, Abfälle der Fleischproduktion und Deponiegas. Abhängig von jährlichen Schwankungen machen diese Fraktionen in Summe etwa 10–15 % des gesamten Biomasse-Primärenergieeinsatzes aus (Statistik Austria, 2021). In Bezug auf die Klimaneutralität von Holz sei auf „De-

batten zur Klimaneutralität von Bioenergie“ (Box 1.1) verwiesen.

3.3.4 Zukünftige forstwirtschaftliche Entwicklungen

Simulationen der zukünftigen Entwicklung der Forst- und Holzwirtschaft zeigen langfristig angebotsseitige Verknappungseffekte durch eine Abnahme des Zuwachses im österreichischen Wald, die sich vor allem auf die Verfügbarkeit von Industrierundholz auswirkt, während die Versorgung mit Sägerundholz in den nächsten Jahrzehnten in einem ähnlichen Ausmaß wie in den letzten Jahren sichergestellt werden kann (Braun et al., 2021b). Da in Zukunft ein verstärktes Auftreten von Kalamitäten zu erwarten ist (Hanewinkel et al., 2013; Seidl et al., 2017, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wird eine etwaige Verknappung an (Industrie-)Rundholz zum Teil auch in Zukunft durch tendenziell höheres Schadholzaufkommen kompensiert. Eine effizientere kaskadische Nutzung, aber auch gesteigerte Energieeffizienz, wärmere Winter, bessere Gebäudedämmung sowie gesteigerte Energieeffizienz bei Holzfeuerungsanlagen führen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem Rückgang des Verkaufs an Brennholz (Kranzl et al., 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein hoher Anteil der Brennholznutzung findet über die Eigennutzung von nicht direkt marktgängigen Sortimenten statt, wobei hier eine Korrelation der Nutzung mit dem Preis von Waldhackgut gegeben ist: Ist der Preis für Waldhackgut attraktiv, wird tendenziell weniger Brennholz zur Eigennutzung ausgewiesen und mehr Waldhackgut verkauft (Braun & Schwarzbauer, 2018). Nicht genutzte Energieholzsortimente könnten zum Teil für die stoffliche Nutzung von Holz verwendet werden. Insbesondere in Bezug auf die Eigennutzung ist auch die Abgeltung einer Nicht-Nutzung dieser Sortimente eine Option (Maier et al., 2021). Für Österreich ist eine Evaluierung dieser Optionen noch eingehender zu beforschen. Es wird erwartet, dass die Produktion an Schnittholz sowie Papier und Pappe den Trends der letzten Jahre folgt, während die Produktion an Span- und Faserplatten aus heimischem Holz aufgrund von zunehmender Preiskonkurrenz bei Koppelprodukten und Restholz in Zukunft zurückgeht (Braun et al., 2021b). Generell ist zu erwarten, dass die Nachfrage nach Bauholz sowie nach holzbasierten Fasern in Zukunft stark zunehmen und die Importnachfrage steigen wird (Kalt, 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], es wird jedoch erwartet, dass das Exportangebot in den Beschaffungsmärkten abnehmen wird (Mantau et al., 2010; Schwarzbauer & Stern, 2010) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Hier ist ein Anstieg der Importe der bisherigen Partnerländer

in Europa zu erwarten. Eine Bewertung der Entwicklung des Außenhandels ist aufgrund der Pandemie, des Schadholzaufkommens und der starken Preisschwankungen der letzten Jahre schwierig.

3.4 Siedlungen und Infrastruktur

3.4.1 Auswirkungen von Klimaänderungen als Treiber für Siedlungen und Infrastruktur

Städte zählen zu jenen kritischen Bereichen, in denen deutliche Auswirkungen des Klimawandels beobachtet werden und weiter zu erwarten sind. Auf Grund städtischer Wärmeinseln ist die Hitzebelastung in Städten im Allgemeinen höher als im Umland [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Erhöhung der Temperaturen ergibt sich aus einer veränderten Energiebilanz innerhalb der bebauten Gebiete, da Sonnenenergie von versiegelten Flächen und Gebäuden stärker absorbiert und gespeichert wird (Oke, 1995, 1982; Oke et al., 2017). Besonders in der Nacht ist die Abkühlung innerhalb der städtischen Räume vermindert. So kann auch in österreichischen Städten in windschwachen, wolkenlosen Nächten die Lufttemperatur um mehrere Grad höher sein als im nicht verbauten Umland (z. B. Auer et al., 1989; Böhm, 1979).

Die Wärmebelastung in österreichischen Städten hat in den letzten Dekaden stark und signifikant zugenommen und zeigt eine deutliche Differenzierung zwischen bebauten und unbebauten Gebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Abb. 3.6 zeigt den gemessenen Lufttemperaturanstieg in den Sommermonaten sowie die räumliche Verteilung der mittleren Anzahl der Sommertage für die Klimanormalperiode 1981–2010 am Beispiel der Stadt Wien. Ähnliche Entwicklung der Hitzebelastung wurde in anderen österreichischen Städten (z. B. Graz, Salzburg, Linz, Klagenfurt) beobachtet (ZAMG, 2021). Wachsende Verdichtung und Versiegelung in Siedlungsgebieten vor allem größerer Städte führt zu immer mehr kleinräumigen Hitzeinseln. Li et al. (2020) und auch Zhou et al. (2017) zeigten anhand von Regressionsfunktionen deutlich den Einfluss von Dichte, Größe und Form von Städten auf eine wachsende (modellerte) Hitzeinselintensität.

Städtischen Wärmeinseln wurde in Österreich früher weniger Beachtung geschenkt, erst in den letzten Jahren kamen sie durch die langen Hitzeperioden im Sommer (acht der zehn wärmsten Sommer der österreichischen Messgeschichte wurden in den letzten zehn Jahren beobachtet) in das Bewusstsein der Bevölkerung und werden nach und nach zu einem wichtigen Kriterium für Vorbeuge- und Anpassungsmaßnahmen im Zuge einer klimasensitiven Raumplanung (Loibl et al., 2021, 2019; MA 22, 2018; Reinwald et al., 2019; Vuckovic et al., 2020; Kap. 4, 6, 7). Neben den städti-

schen Wärmeinseln spielen auch andere Naturgefahren, wie z. B. Starkniederschläge und dabei entstehende Hochwasserereignisse, welche durch wachsende Bodenversiegelung verstärkt werden, Stürme, Lawinen und Massenbewegungen (die durch Klimawandel – etwa durch das Zurückweichen der Permafrostböden – verstärkt werden) eine Rolle. Speziell im alpinen Raum ergeben sich daraus erhebliche Risiken für Siedlungs- und Infrastrukturflächen, zumal der Dauersiedlungsraum dort sehr begrenzt ist, vergleiche hierzu den ExtremA-Bericht (Glade et al., 2020).

3.4.2 Sozioökonomische Treiber für Siedlungen und Infrastruktur

In Österreich wurden bis zum Jahr 2019 insgesamt 5729 km² Boden für Siedlungen und Infrastruktur „verbraucht“, das entspricht 7 % der Landesfläche und 18 % des Dauersiedlungsraumes (Umweltbundesamt, 2020). Einer der Haupttreiber für die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Infrastrukturnutzung zu Lasten von Böden für Ökosysteme oder land- und forstwirtschaftlicher Nutzungen ist der steigende Wohlstand in der Bevölkerung, der sich in einer kontinuierlichen Zunahme der Wohnfläche pro Person und zunehmend ressourcenintensiven Wohnansprüchen auf Grund sich ändernder sozio-demografischen Strukturen manifestiert (Box 3.5).

Die aktuellen Zahlen des Umweltbundesamtes zeigen, dass der Zuwachs der Flächeninanspruchnahme in Österreich zurückgeht. So konnte die tägliche zusätzliche Flächeninanspruchnahme in Österreich seit 2009 (im Jahr 2020) auf 11,5 ha und damit gegenüber etwa 2007 deutlich auf 38,5 km²/Jahr verringert werden: Der versiegelte Anteil lag in den letzten drei Jahren bei rund 41–42 % der jährlichen Flächeninanspruchnahme (Abb. 1.6). Das entspricht rund 15–20 km² pro Jahr. Als Zielwert wurde im Regierungsprogramm 2020–2024 ein Flächenverbrauch von 2,5 ha/Tag genannt, hier ist noch einiges an Einsparungsmaßnahmen nötig (Umweltbundesamt, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Wachsende ökonomische Aktivitäten (Produktion, Dienstleistungen, vor allem Logistik, Lagerung und Handel) führen zu einem wachsenden Bedarf nach Industrie-, Gewerbe- und Verkaufsflächen, wobei dies wegen des großen Bauland- und (Park-)Platzbedarfs, wegen der besseren Erreichbarkeit (Autobahnanschluss, Bahnanschluss) sowie der günstigeren Grundpreise zu Verbauung am Stadtrand bzw. im Stadtumland geschieht (Loibl et al., 2018). Der Wunsch nach einem „Haus im Grünen“ führt – unterstützt durch Wohnbauförderung, dichter Straßennetze und geringerer Baulandpreise im Stadtumland – zur Abwanderung aus den Städten und zu wachsender Nachfrage an Wohn-

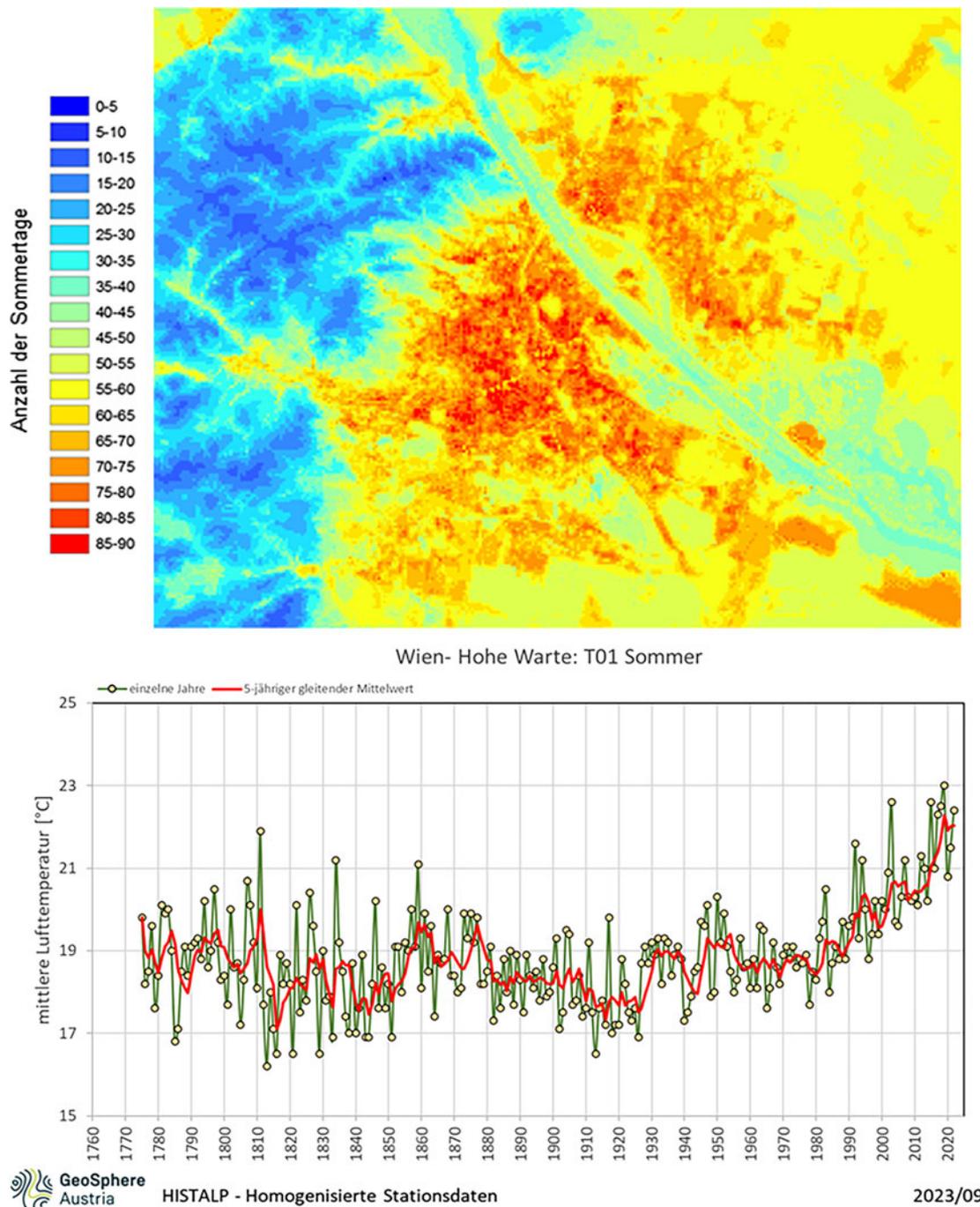


Abb. 3.6 Räumliche und zeitliche Entwicklung der Hitzebelastung in städtischen Gebieten am Beispiel der Stadt Wien. Mittlere jährliche Anzahl der Sommertage ($T_{max} \geq 25 \text{ °C}$) im Zeitraum 1981–2010 basierend auf klimatologischen Daten und Modellsimulationen für die

Stadt Wien (Bokwa et al., 2018) und beobachteter Anstieg der Lufttemperatur in Sommermonaten an der Station Wien Hohe Warte. (Quelle: ZAMG, 2021)

baufäche in den Stadtumlandgemeinden (Eder et al., 2018; Fassmann, 2010).

Infrastruktur (für Verkehr, Energieversorgung und Informations- und Kommunikationstechnologie, IKT) ist einerseits ein Treiber für Siedlungsentwicklung, andererseits selbst Auslöser von Versiegelung und Verbrauch von Freiflächen. Vor allem hochrangige Straßen- und Schienentras-

sen verbrauchen landwirtschaftliche Flächen in Gunstlagen, „zerschneiden“ Landschaften und stören damit Ökosysteme und führen zu Habitat- und Biodiversitätsverlust (Joanneum Research, 2010). Von besonderer Bedeutung ist demnach, dass die noch verbliebenen Lebensraumkorridore außerhalb von Waldgebieten nachhaltig freigehalten werden. Die Flächeninanspruchnahme durch Straßenbau beträgt in den letz-

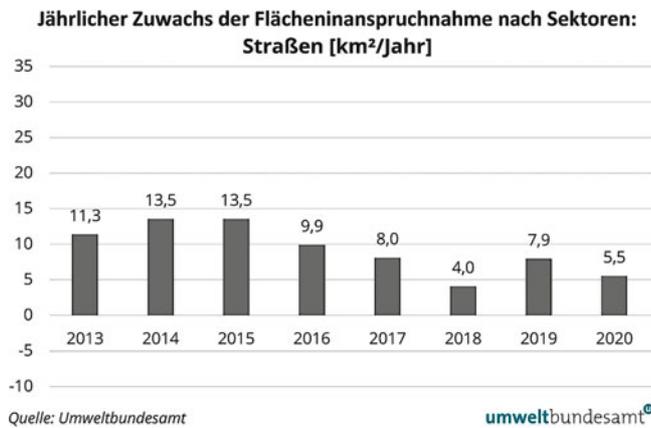


Abb. 3.7 Flächeninanspruchnahme durch Straßen. (© Umweltbundesamt, 2020)

ten Jahren zwischen 4 und 14 km²/Jahr (Abb. 3.7), Tendenz sinkend: 2019 betrug der Anteil 5,5 km²/Jahr (Umweltbundesamt, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Erst der Bau von Strom- und Gasleitungen, Telefon- und Datenleitungen, sowie Wasser- und Abwasserleitungsnetzen ermöglicht die Errichtung neuer Siedlungen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Gewichtungen verschieben sich dabei heute: IKT-Infrastruktur wird immer mehr zum Standortfaktor und damit ein deutlicher Treiber für Raum- und Siedlungsentwicklung – gerade im Ländlichen Raum. IKT-Infrastruktur kann der Landflucht entgegenwirken, indem die Digitalisierung des Ländlichen Raumes vorangetrieben wird.

Energieerzeugungsinfrastruktur steht teilweise in Konkurrenz zu naturnahen und Agrarflächen. Sowohl konventionelle thermische Kraftwerke wie auch Anlagen zur Gewinnung erneuerbarer Energie wie Windparks und Wasserkraftwerke benötigen große Freiflächen. Pro Windturbine werden ca. 0,1 ha benötigt, wobei Windparks die Flächen zwar nicht zur Gänze erfordern, aber die Agrar-Bewirtschaftung stören. Sie sind vor allem in Ostösterreich in Regionen mit den hochwertigsten landwirtschaftlich genutzten Böden konzentriert. Auch Photovoltaik kann ein Thema der Flächenkonkurrenz werden. Auch wenn PV-Anlagen vor allem in bebauten Gebieten errichtet werden (Dächer, Fassaden, etc.), werden immer öfter auch landwirtschaftliche Nutzflächen bzw. Grünland dafür in Betracht gezogen. Bei den Wasserkraftwerken nehmen Speicherkraftwerke durch Stauseen nicht nur Flächen in Gebirgsräumen in Anspruch, sondern erfordern auch die Umleitung von Gebirgsbächen, was zu einer empfindlichen Störung der Gebirgslandschaft mit versiegenden Wasserfällen und Wildbächen und damit zur Störung von Ökosystemen führen kann. Auch bei der Errichtung von (großen) Laufkraftwerken gehen Aulandschaften und damit Ökosysteme verloren. Die Möglichkeiten der Errichtung großer Wasserkraftwerke sind in Österreich zu rund 70 % ausgeschöpft. Die letzte Wasserkraftpotenzialstudie für

Österreich nennt als technisch-wirtschaftliches Wasserkraftpotenzial 56 TWh, wobei der Bestand rund 40 TWh liefert und 15 TWh, bei Ausschluss von sensiblen Gebieten noch 10 TWh, erschlossen werden könnten (Pöyry, 2018). Windenergie und Photovoltaik gelten als wesentliche erneuerbare Energietechnologien mit großem Wachstumspotenzial (Gass et al., 2013; Krenn et al., 2011; Mayr et al., 2014; Mikovits et al., 2021; Schmidt et al., 2013; Streicher et al., 2010; VEE, 2022).

Erneuerbare Energie erfordert durch ihre schwankenden Erzeugungsmengen zusätzlich eine weiträumige Verteilung großer Strommengen, was wieder die Errichtung von neuen Hochspannungsleitungen bedingt, welche Landschaft und Ökosysteme empfindlich stören können [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Ob die Kernstädte oder das Stadtumland künftig wachsende Einwohnerzahlen zeigen, hängt von den Wanderungsbewegungen und von Raumordnungsmaßnahmen ab. In Wien und in einigen Landeshauptstädten wächst die Bevölkerung aufgrund der positiven Zuwanderungssalden ebenso kontinuierlich wie im Stadtumland. Diese Ballung in den Stadtregionen kann in Zukunft, getrieben durch die unterschiedliche (touristische und landschaftliche) Attraktivität und Entwicklungspotenziale ländlicher Regionen (Eder et al., 2018; Schirpke et al., 2019a), zur Fortsetzung der räumlichen Umverteilung der Bevölkerung zwischen den städtischen Ballungsräumen und den (stadtnahen) ländlichen Räumen führen (Abb. 3.8). In peripheren Regionen nimmt das Siedlungswachstum ab: Dies zeigt sich in fast allen Alpentälern (Ausnahme Nordtirol und Lienz) sowie in peripheren Gebieten entlang des Alpenhauptkammes und den Grenzgebieten im Norden, Osten und Südosten (König et al., 2014). Dieser Trend hat sich seit 2001 verstärkt (Statistik Austria, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Gleichzeitig ist eine Zunahme exponierter Gebäude in Gefährdungsbereichen seit 1960 zu beobachten, wobei die stärksten Zunahmen zwischen 1960 bis 1980 stattfanden. Eine Zunahme exponierter Gebäude ist auch in (alpin-peripheren) Regionen mit Bevölkerungsrückgang zu beobachten [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung] (Löschner et al., 2017). Heute befinden sich 118.272 Gebäude in einer roten bzw. gelben Gefahrenzone (Gefährdung durch Wildbach- und Lawinenabgang; Fuchs et al., 2017, 2015) Raumordnerische Maßnahmen wie die Gefahrenzonenplanung trugen wesentlich dazu bei, dass die Zuwachsraten in Österreich in den letzten 40 Jahren kontinuierlich abnahmen [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Infrastruktur (Abb. 1.5, 3.7) erfolgt meist zu Lasten landwirtschaftlich genutzter Böden (Umweltbundesamt, 2020). In den Jahren 2014–2016 wurden pro Tag durchschnittlich 14,7 ha an Boden bebaut. Das bedeutet einen Rückgang gegenüber der letzten Periode 2013–2015, in der täglich nahezu

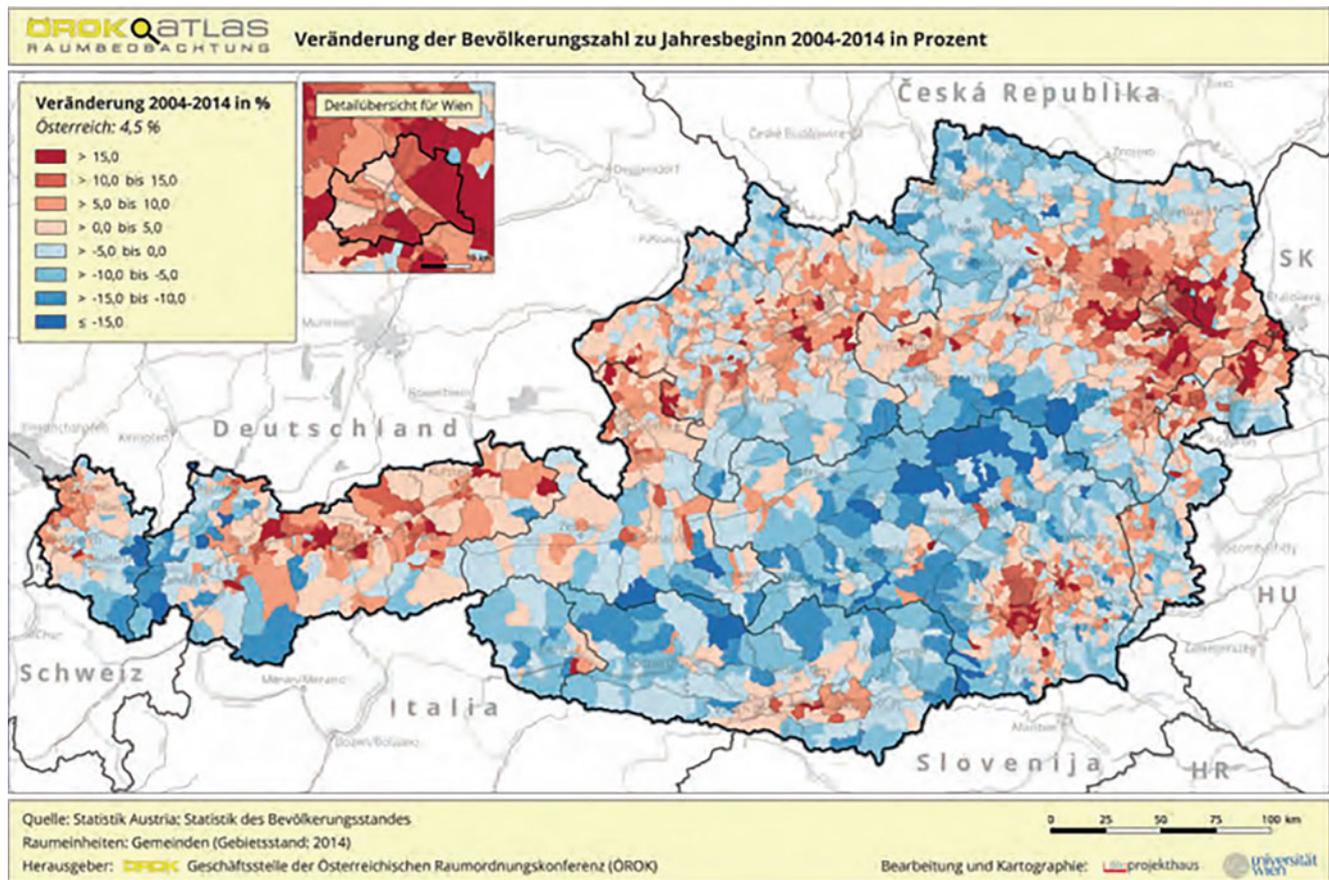


Abb. 3.8 Veränderung der Bevölkerung 2004–2014. (Quelle: ÖROK, 2015)

20 Hektar verbaut wurden. Seit 2009 ist das Siedlungsflächenwachstum vor allem auf raumordnerische Maßnahmen zurückzuführen, etwa aufgrund restriktiver Neuwidmung von Bauland, durch Bebauungspläne mit höherer Bebauungsdichte sowie Baulandmobilisierung (etwa von ungenutzten Industrieflächen oder Bahntrassen).

In Zusammenhang mit Fragen der zusätzlichen Flächeninanspruchnahme gilt es, auf das Massenphänomen der multilokalen Lebensführung hinzuweisen. Mit multilokaler Lebensführung oder Multilokalität bezeichnet man die Lebensführung von Personen mit mehreren Wohnsitzen bzw. Lebensmittelpunkten, an denen sie ihre Daseinsgrundfunktionen – vor allem Wohnen, Arbeiten, Ausbilden, Erholen – erfüllen und sich dazu an den verschiedenen Orten aufhalten (Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 2020; Othengrafen et al., 2021). Multilokal lebende Personen benötigen entsprechende Wohn- und Infrastrukturangebote an diesen Orten (Fischer, 2020), was in zusätzlicher Flächeninanspruchnahme mündet. Darüber hinaus steht Multilokalität in engem Zusammenhang mit der Stellung im Lebenszyklus, dem sozioökonomischen Status (Wisbauer et al., 2015) und dem Bedarf an weiterer physischer Raumüberwindung, was zusätzlichen Verkehr erzeugt (Scheiner, 2020).

Box 3.5 Makroökonomische Bestimmungsgründe der Landnutzung

Der gesamtwirtschaftliche (makroökonomische) Zusammenhang der Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen, d. h. auch des Bodens, wird durch die Erforschung der Korrelationen zwischen dem gesamtwirtschaftlichen Einkommen (Bruttoinlandsprodukt auf nationaler oder regionaler Ebene) und der Veränderung des Umweltverbrauchs empirisch erfasst. Während für verschiedene atmosphärische Schadstoffe (z. B. NO_x , SO_2) in einer Reihe von Ländern die EKC-Hypothese (Environmental Kuznets Curve; Sarkodie & Strezov, 2019) bestätigt scheint, gibt es vergleichsweise nur wenige empirische Untersuchungen, die sich mit Indikatoren der Landnutzung befassen (Sarkodie & Strezov, 2019). Bezüglich der Entkoppelung der Entwaldung vom Wirtschaftswachstum bietet Caravaggio (2020) im Ländervergleich ebenfalls empirische Hinweise [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Keinen Nachweis einer (absoluten) Entkoppelung des Wirtschaftswachstums vom Landverbrauch fanden Bi-

monte und Stabile (2017a, 2017b) für Italien, Pontarollo und Mendieta Muñoz (2020) für Ecuador, und Pontarollo und Serpieri (2020) für Rumänien [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Colsaet et al. (2018) bestätigten in ihrem internationalen Studienvergleich den bestimmenden Einfluss des Einkommens auf den Landverbrauch, insbesondere die Umwandlung fruchtbaren Ackerlandes in Siedlungs-, Verkehrs- und Betriebsflächen und damit die Ausdehnung der Städte (Zersiedelung) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich liegen zum Zusammenhang zwischen dem Ressourcenverbrauch und dem BIP nur wenige quantitative Untersuchungen vor. Friedl und Getzner (2003) sahen für den Ausstoß von Treibhausgasen keinen abnehmenden Verlauf; Getzner (2009) wies einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Materialverbrauch und dem BIP sowie eine signifikante Korrelation mit der industriellen Produktion nach. Steinberger et al. (2013) sahen einen ähnlichen Zusammenhang für Österreich im weltweiten Vergleich. Zuletzt wiesen Getzner und Kadi (2020) nach, dass die Flächeninanspruchnahme für Siedlung, Gewerbe und Infrastruktur in Österreich nach wie vor mit dem BIP ansteigt, wenn auch der Zuwachs des Bodenverbrauchs pro Kopf durch die Verdichtung und das generelle Bevölkerungswachstum langsamer wird. Grundsätzlich zeigt die wissenschaftliche Literatur, dass das Wirtschaftswachstum nach wie vor eng mit dem Ressourcenverbrauch korreliert ist, jedoch in durchaus unterschiedlicher Weise in Abhängigkeit des betrachteten Umweltindicators [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zumindest für die Ausdehnung von Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen weisen die oben zitierten Untersuchungen dies nach. Hierbei ist jedoch auch auf den „importierten“ Bodenverbrauch hinzuweisen: Auch wenn die Intensität der Landnutzung und die Bodenversiegelung in Österreich in den letzten Jahren in Hinblick auf ihren Zuwachs abgebremst wurden, zeigen Untersuchungen, dass dafür insbesondere zwei Faktoren ausschlaggebend sind. Einerseits führt der Strukturwandel der Wirtschaft (Tertiärisierung sowie der technische Fortschritt) zu einer Verringerung des spezifischen Ressourcenverbrauchs (d. h. pro BIP-Einheit) im Inland. Andererseits ist diese Verringerung auch mit einer Zunahme von Importen verknüpft, d. h., dass landnutzungs- und ressourcenintensive Güter zunehmend importiert werden (Abschn. 3.1; de Boer et al., 2019; Friedl & Getzner, 2003).

3.4.3 Zukünftige Entwicklungen

3.4.3.1 Klimaszenarien und deren Effekte auf Siedlungen

Temperaturmittel und Temperaturspitzen sowie Zahl und Intensität der Extremereignisse bei Hitzeperioden werden in Zukunft sehr wahrscheinlich stark ansteigen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Im Zeitraum 2071–2100 ergibt sich für Österreich im Mittel für das gemäßigte Szenario RCP 4.5 (IPCC, 2014) eine Zunahme von 18 Sommertagen (Streuung von 13,1 bis 29,8 Tagen) relativ zum Klimamittel für den Referenzzeitraum 1971–2000, welches 29,8 Sommertage im Jahr beträgt. Die Anzahl der Hitzetage steigt von 5,0 (Klimamittel im Referenzzeitraum) auf 7,0 (Streuung von 4,6–13,1 Tagen) Tage im Jahr. Das extremere Szenario RCP 8.5 zeigt durchschnittlich 35 Sommertage (Streuung von 25,4 bis 55,6 Tagen) bzw. 17,4 Hitzetage (Streuung von 11,2 bis 32,4 Tagen) mehr (Chimani et al., 2016). Die Hitzeperioden (eine zumindest drei Tage andauernde durchgängige Episode mit einer Maximaltemperatur $> 30^\circ\text{C}$ und einem gleichzeitigen nächtlichen Minimum $> 18^\circ\text{C}$) zeigen eine ähnliche zukünftige Entwicklung. In der nahen Zukunft (Zeitraum 2021–2050) ist eine Zunahme von 1,2 Tagen (Streuung von 0,7–2,0 Tagen) beim Szenario RCP 4.5 Szenario und von 0,7–2,7 Tagen beim Szenario RCP 8.5) relativ zum Klimamittel von 4,1 Tagen im Referenzzeitraum zu finden.

Der Anstieg der Temperatur während längerer und intensiverer Hitzeperioden führt wegen des zusätzlichen Wärmeineffekts zu verstärkter Hitzebelastung in Siedlungsgebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] (Abschn. 4.4). Am Beispiel von Wien wird daher für die nahe Zukunft ein Anstieg der mittleren jährlichen Zahl der Sommertage (Flächen-Mittelwert) von 16,2 beim RCP-4.5-Szenario und 17,6 beim RCP-8.5-Szenario prognostiziert. In der fernen Zukunft ist beim RCP-4.5-Szenario mit einer mittleren Zunahme von 24,6 Tagen und beim RCP-8.5-Szenario mit 48 Tagen zu rechnen (Bokwa et al., 2018). Der Anstieg der lokalen Hitzebelastung ist auch mit künftigen Landnutzungsänderungen verbunden. Mehr Versiegelung, Erhöhung der Bebauungsdichte und der Bauvolumina führen zum Anstieg der nächtlichen Minimaltemperaturen und damit zur weiteren Verstärkung des Wärmeineffekts [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] (z. B. Trimmel et al., 2021). Deshalb sollten auch die lokale Stadt/Umland-Zirkulation, und (nächtliche) Kaltluftbildungszonen („Belüftungsschneisen“) besonders beachtet werden. Im Wiener Umland steigen aufgrund der geringeren Bodenfeuchte während Hitzeperioden die nächtlichen Temperaturen im Vergleich zu den Tagesmaximaltemperaturen am Nachmittag voraussichtlich nur wenig an. Daher ist die Intensivierung des Wärmeineffekts in Wien sowohl dem geringeren Anstieg der nächt-

Tab. 3.2 2 m Lufttemperaturminima/-maxima in °C für statistisch ausgewählte 15-jährliche Hitzewellen für heutige und künftige Klimabedingungen Mitte des Jahrhunderts für die Wiener Innenstadtbezirke (*ur*) und ein unbebautes Referenzgebiet im Umland (*ru*) von jeweils 9 km²

	MIN			MAX		
	1988–2017 ur/ru (ur-ru)	2036–2065 ur/ru (ur-ru)	Differenz von ur (ur-ru) 2036–2065 – 1988–2017	1988–2017 ur/ru (ur-ru)	2036–2065 ur/ru (ur-ru)	Differenz von ur (ur-ru) 2036–2065 – 1988–2017
REF	24,8/21,8 (3,0)	28,0/23,4 (4,6)	3,2 (+1,6)	34,2/34,5 (–0,4)	40,9/42,5 (–1,6)	6,7 (–1,3)
SPR	25,2/22,0 (3,2)	28,2/23,4 (4,8)	3,4 (+1,6)	34,2/34,6 (–0,4)	40,9/42,5 (–1,6)	6,7 (–1,2)
OPT	24,0/21,5 (2,5)	27,4/23,5 (3,9)	2,6 (+1,4)	33,9/34,5 (–0,6)	40,6/42,4 (–1,7)	6,5 (–1,1)

für aktuelle Bebauung (*REF*), ein Stadterweiterungsszenario (*SPR*) und ein Optimierungsszenario mit erhöhter Bebauungsdichte, erhöhter Albedo und verbesserter Isolation (*OPT*)

Raumtypen Österreichs

Schematische Darstellung nach ÖREK 2030*

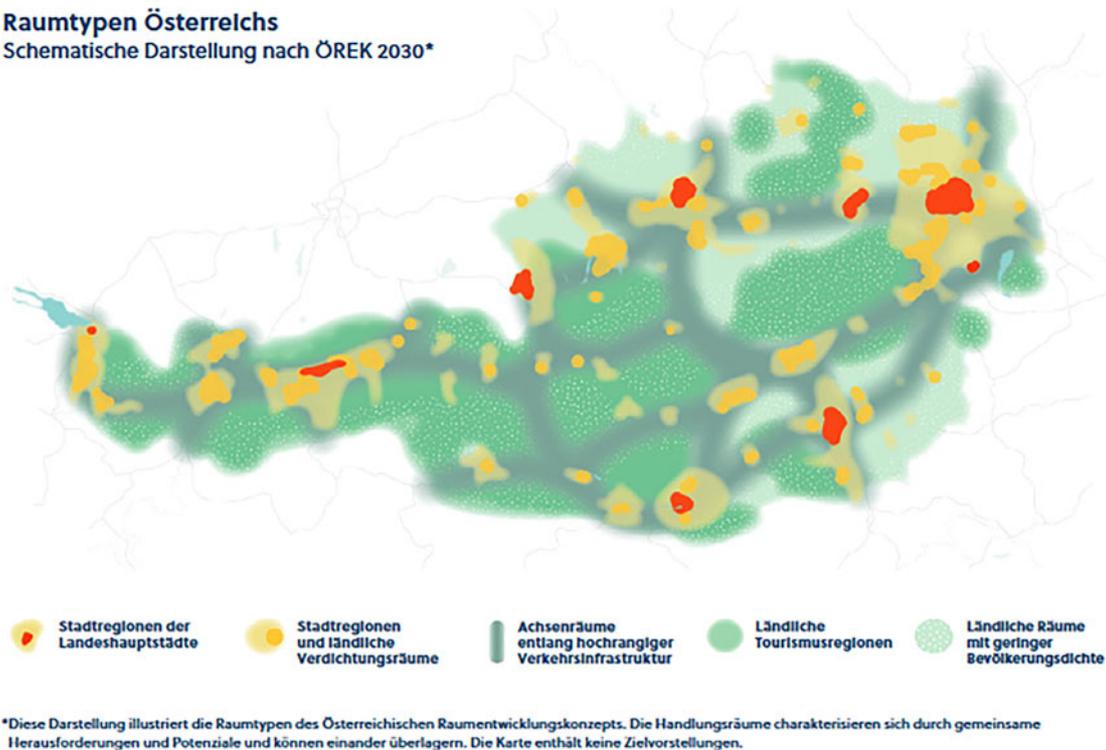


Abb. 3.9 ÖREK 2030 – Raumtypen Österreichs. (© Österreichische Raumordnungskonferenz ÖROK, 2021)

lichen Temperaturen im Umland als auch der Erwärmung in der Stadt zuzuschreiben. Tagsüber kann die bodennahe Lufttemperatur im Umland gerade aufgrund der trockeneren Böden sogar über 1 °C heißer werden als innerhalb des Stadtgebietes, wo zumindest Gebäude tagsüber beschatten (Tab. 3.2; Loibl et al., 2021; Trimmel et al., 2021).

Durch eine Vielzahl an Maßnahmen (Abschn. 4.4), wie eine Reduktion der Wärmespeicherfähigkeit der Gebäude durch thermische Isolierung, Erhöhung der Verdunstung durch Entsiegelung, Beschattung und Durchlüftung durch gezielte Baumpflanzungen, sowie die Art der Bebauung wird dem Wärmeinseleffekt bereits jetzt in vielen österreichischen Siedlungsräumen entgegengewirkt.

3.4.3.2 Künftige räumliche Entwicklung

Am 20. Oktober 2021 wurde das Österreichische Raumentwicklungskonzept ÖREK 2030 von der Österreichischen Raumordnungskonferenz beschlossen und veröffentlicht

(ÖROK, 2021). Die ÖROK, bestehend aus Vertreter_innen des Bundeskanzleramtes, aller Bundesländer, des Städte- und des Gemeindebundes, muss ihre Beschlüsse einstimmig fassen. Wohl deshalb konnte man sich, anders als etwa im Raumkonzept Schweiz (Schweizerischer Bundesrat et al., 2012), in dem mehrere Karten zu Raumentwicklungsstrategien enthalten sind und in dem explizite Aussagen zu einzelnen „Metropolen“ (Stadregionen) gemacht wurden, im ÖREK 2030 nicht auf räumlich explizite Ziele festlegen und ließ dies in der Kompetenz der Länder und Ministerien.

Die einzige Abbildung mit räumlicher Festlegung ist die Karte Abb. 3.9 mit der Verortung von Raumtypen. In der Fußnote zur Karte ist extra angeführt, dass die Karte keine Zielvorstellungen enthält (ÖROK, 2021)!

Das ÖREK 2030 wird als „Philosophie“ kommuniziert und will „Antworten auf Fragen geben“: zur räumlichen Entwicklung in Hinblick auf mehr Klimaneutralität und Nachhaltigkeit, zum zukünftigen Zustand der Regionen, zur

Nutzung der knappen Ressourcen und zu Österreichs Beitrag zur europäischen Raumentwicklung.

Als Megatrends werden folgende genannt (ÖROK, 2021): Klimawandel und Klimakrise, Digitalisierung (mit noch schwer abzuschätzenden räumlichen Wirkungen), Globalisierung (mit Personen-, Waren-, Dienstleistungs-, Informations- und Finanzströmen), demografischer Wandel (mit Migration und Veränderung der Altersstruktur), gesellschaftlicher Wandel (mit individuellen Lebensentwürfen und Multilokalität), fortschreitende Urbanisierung und Suburbanisierung, steigender Energiebedarf und sich änderndes Raumverhalten von Personen und Unternehmen.

Bezüglich des künftigen Raumverhaltens wurden folgende sich verstärkende Trends erkannt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]:

- Zuzug von Wohnungssuchenden, Arbeitskräften, Auszubildenden sowie wissens- und innovationsorientierten Unternehmen in Stadtregionen und Verdichtungsräume mit damit verbundener Verteuerung des Wohnraums
- Anhaltende Nachfrage nach Wohnstandorten in Stadt- und Stadtrandgebieten mit damit verbundener Steigerung des Verkehrsaufkommens
- Nachfrage nach Standorten für flächenintensive Produktions- und Logistik-Unternehmen entlang hochrangiger Infrastruktur
- Zumindest zeitweilige Abwanderungen wegen Ausbildung und Beruf aus ländlichen Regionen, die bereits jetzt schon von Bevölkerungsrückgang betroffen sind
- Nachfrage nach Zweit- und Freizeitwohnsitzen in attraktiven Räumen sowie Tourismusregionen mit hoher Angebotsdichte und hohem Image
- Umnutzung von Wohnungen für touristische Zwecke in Städten und Tourismusorten
- An- und Abschwellen der Bevölkerungszahl in den Tourismusregionen durch Saisonarbeitskräfte

Als weitere künftig mögliche Entwicklungen wurden folgende genannt [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung]:

- Schließung oder Neunutzung von Einkaufszentren
- Rückkehr von Dienstleistungen in Stadt- und Ortszentren
- Umnutzungen von Büroflächen, falls sich Home-Office-Arbeit als dauerhaftes Phänomen erweist
- Umnutzung von touristisch genutzten Appartements/Zimmern für (Zweit-)Wohnnutzungen
- Tageweise oder dauerhafte Auslagerung von Arbeitsplätzen in den Wohnbereich
- Verstärkte Nutzung von Zweit- und Freizeitwohnsitzen als Arbeitsorte (Home-Office)
- Nachfrage nach Flächen für die Energieproduktion aus erneuerbaren Energieträgern
- Chancen für ländliche Regionen als Standorte für regionale und lokale Ressourcen

- Neue regionale Disparitäten durch die Versorgung mit Breitbandinfrastruktur

Dabei wird betont, dass die abgeschätzten Trends weder in der Richtung noch im Ausmaß feststehen. Es geht laut ÖREK 2030 „vielmehr darum, Ansatzpunkte zu erkennen“, wie das Raumverhalten verschiedener Gruppen im Sinne der räumlichen Grundsätze und Ziele beeinflusst und gelenkt werden kann (ÖROK, 2021).

Folgende ÖREK-2030-Ziele wurden zur Lenkung dieser Trends angeführt (ÖROK, 2021):

Räumliche Strukturen dem Klimawandel anpassen, den Ausbau der erneuerbaren Energien und Netze räumlich steuern, kompakte Strukturen mit qualitätsorientierter Nutzungsmischung fördern, gleichwertige Lebensbedingungen in allen Regionen bedarfsorientiert verbessern, polyzentrische Strukturen für eine hohe Versorgungsqualität stärken, Achsen und Knoten des öffentlichen Verkehrs zur Siedlungsentwicklung nutzen, in funktionalen Lebensräumen denken und planen, regionale Resilienz stärken, regionale Potenziale fördern. Freiräume schützen und ressourcenschonend entwickeln, Kulturlandschaft und schützenswerte Kulturgüter erhalten.

Die oben angeführten Trends werden durch regionalisierte Prognosen der Statistik Austria zur Bevölkerungs-, Erwerbstätigen- und Haushaltsentwicklung bis 2030 – mit einem Ausblick bis 2050 – untermauert und liefern konkretere Hinweise zur potenziellen Entwicklung der Siedlungs- und Infrastruktur. Nach dem Hauptszenario wird die Bevölkerungszahl von heute rund 8,8 Mio. Einwohner_innen bis zum Jahr 2030 auf etwa 9,2 Mio., bis 2050 auf etwa 9,6 Mio. ansteigen (Statistik Austria, 2019). Abb. 3.10 zeigt die erwarteten räumlichen Muster: In der Großregion Wien, dem Donauraum und den Landeshauptstädten sowie in deren Umland wird (mit Ausnahme von Kärnten) bis 2040 ein deutlicher Anstieg der Bevölkerungszahlen und damit eine entsprechende Nachfrage nach Wohnungen und weiterer Siedlungsfläche erwartet [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Zahl der Haushalte wird durch Zuwachs an Ein- und Zwei-Personenhaushalten, Alleinerzieher_innen und kinderlosen Paaren ebenfalls weiter ansteigen (ÖROK, 2011; Statistik Austria, 2019). Durch diese sowie durch Personen mit mehreren Wohnsitzen (multilokale Lebensstile) wird auch die Zahl an Wohnungen steigen – von etwa 3,97 Mio. (2020) auf über 4,18 Mio. (2030) bzw. 4,47 Mio. (2050). Mit der Bevölkerung wird auch die Zahl an Erwerbstätigen steigen: von 4,55 (2017) auf 4,7 (2030) bzw. 4,75 Mio. (2050) (Statistik Austria, 2019). Die Zuwächse der Haushalte, Wohnungen wie auch der Arbeitsplätze steigern den Bedarf an Wohnbauland und an Flächen für Büro-, Service, Produktions-, Verkaufs- und Lagerräume und steigern so die Nachfrage nach mehr Siedlungsfläche [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

ÖROK-Regionalprognose: Bevölkerungsveränderung 2018–2040 in Prozent, insgesamt

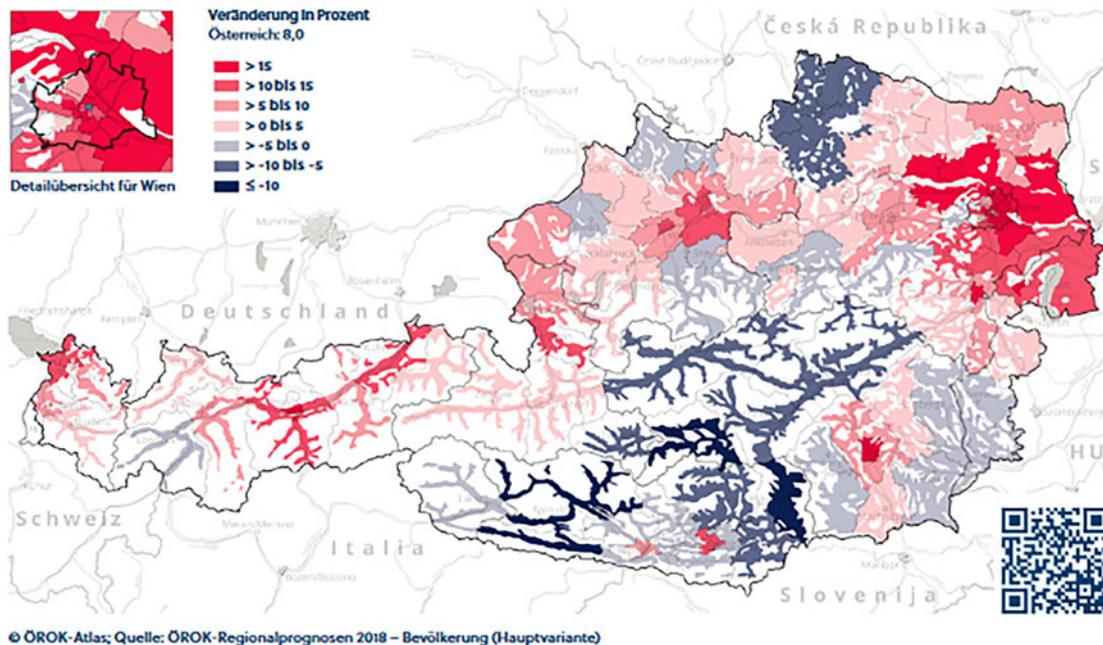


Abb. 3.10 Bevölkerungsveränderung 2018–2040 in Prozent gegenüber 2018. (ÖROK, 2021)

Bezüglich Straßeninfrastruktur sind große Bauprojekte im Umfeld der Ballungsräume Wien und Linz und bei einigen Transitstrecken (Tauernautobahn, Inntalautobahn, Südbahn, S6 Semmering-Schnellstraße) geplant.

Eine Reihe hochrangiger Straßenverbindungen wird derzeit jedoch einer neuerlichen Evaluierung unterzogen. Ausgewählte Straßenbaumaßnahmen – wie etwa der geplante S1-Lobau-Tunnel in Wien – wurden inzwischen gestoppt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Bei der Bahn stehen neben der Bestandssanierung der Ausbau der großen Verkehrsachsen entlang der Weststrecke, Südstrecke und Brennerroute im Mittelpunkt. Hier geht es um den Ausbau von Gleisen pro Trasse, um Hochgeschwindigkeitsabschnitte sowie um die Erneuerung von Bahnhöfen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Abb. 3.11 zeigt den geplanten Lückenschluss bei den hochrangigen Verkehrsnetzen. Ein großes Ziel, den öffentlichen Personenverkehr attraktiver zu machen, wurde mit November 2021 mit dem Beschluss eines Klimatickets – gegliedert in österreichweite, bundeslandübergreifende und bundeslandweite Jahresnetzkarten – erreicht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Flächen für Bahnanlagen werden durch Auffassung von Nebenbahnen und nicht mehr benötigten Bahnhofsarealen abnehmen, während Straßenverkehrsflächen zunehmen werden, dies auf Grund des kaum abnehmenden motorisierten Individualverkehrs (Umweltbundesamt, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Großräumige Inanspruchnahme von landwirtschaftlich produktiven Böden durch In-

frastrukturmaßnahmen führt häufig durch die Inanspruchnahme neuer Ausgleichsflächen durch den Naturschutz zu einem größeren Verlust landwirtschaftlicher Nutzflächen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Energieversorgung wird ebenfalls zu einem weiteren Flächenverbrauch führen, wobei diese Nutzungen in Konkurrenz zu Siedlungserweiterungen sowie zur Agrarnutzung in den attraktiven Tal- und Beckenlagen stehen werden (ÖROK, 2021) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Austrian Power Grid (APG) plant, den Hochspannungsleitungsring für Österreich bis 2030 zu schließen (ÖROK, 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Ballungsraum Wien, das Salztal, Inntal, Klagenfurter Becken und Rheintal zeichnen sich hier als potenzielle Konfliktbereiche ab.



Abb. 3.11 Infrastrukturprojekte 2013–2025. (© BMVIT, 2012)

3.5 Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen (ÖSL) schließen sowohl die oben beschriebenen Versorgungsleistungen als auch Regulierungsleistungen (z. B. Erhalt der Bodenfruchtbarkeit) und kulturelle Leistungen (z. B. Erholung, kulturelle Identität) ein. Änderungen der ÖSL stehen mit verschiedenen Treibern in Zusammenhang, die ihren Ursprung in gesellschaftlichen Trends haben und das sozio-ökologische System beeinflussen (Box 1.2). Direkte Treiber, die ÖSL schwächen oder stärken können, wirken unmittelbar auf lokaler Ebene und schließen sowohl direkte menschliche Aktivitäten (z. B. Landnutzung) als auch indirekt durch den Menschen beeinflusste Prozesse (z. B. Nährstoffkreislauf, Klimawandel), die

durch die Gesellschaft beeinflusst werden, ein (Kohler et al., 2017; Lavorel et al., 2017; Seidl et al., 2016). Zu diesen indirekten Treibern gehören auch gesellschaftliche Prozesse, die nicht unmittelbar die Ökosysteme beeinflussen (z. B. demografische, ökonomische, politische oder soziokulturelle Prozesse), aber starken Einfluss auf die Nachfrage nach ÖSL haben (Huber et al., 2020) und so zu Landnutzungsänderungen führen können. (Für eine detaillierte Beschreibung der Treiber siehe Abschn. 3.2–3.4.)

3.5.1 Landwirtschaftlich genutzte Flächen

Die Landwirtschaft stellt neben den Versorgungsleistungen wichtige ÖSL bereit (z. B. Erhalt der Bodenfruchtbarkeit,

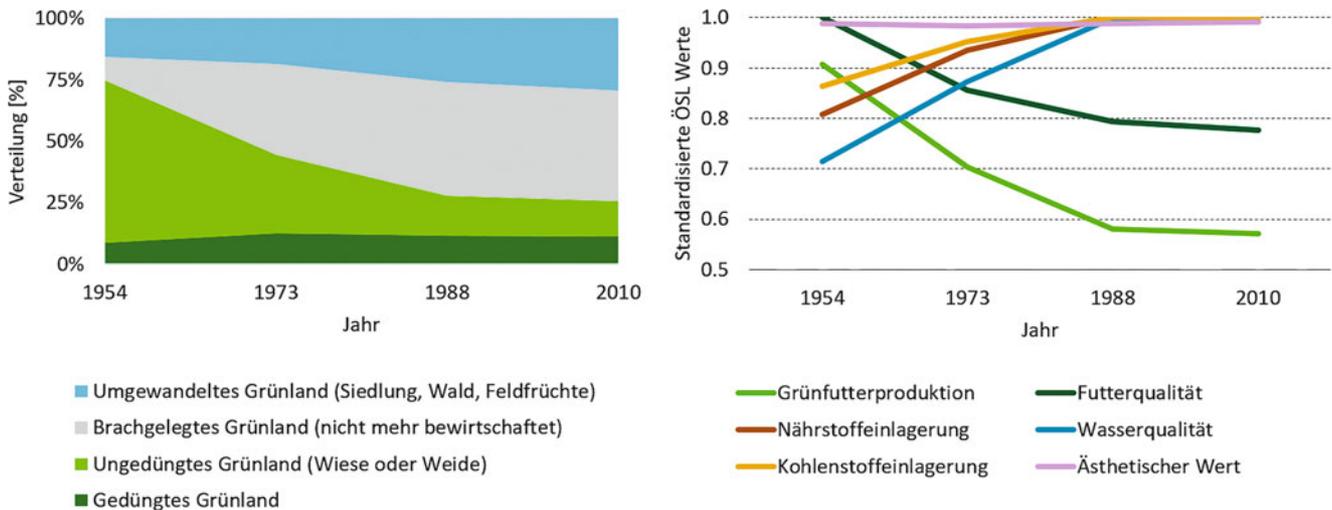


Abb. 3.12 Änderungen der Grünlandflächen und Auswirkungen auf ausgewählte ÖSL in den letzten 50 Jahren im Stubaital. (Verändert nach Lavorel et al., 2017)

Erholungsraum, kulturelle Identität). Änderungen in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung können positive sowie negative Auswirkungen auf diese ÖSL haben. In der Vergangenheit hat beispielsweise eine Intensivierung der Landwirtschaft in Tallagen zu höheren Erträgen geführt, aber auch zu verringerter Wasserverfügbarkeit und -qualität, reduzierter Kohlenstoffspeicherung und erhöhter Eutrophierung sowie Erosion (Tasser et al., 2020). Im Allgemeinen hat die Intensivierung der Landwirtschaft größtenteils negative Auswirkung auf regulierende und kulturelle ÖSL (Schirpke et al., 2019b, 2013; Tasser et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Im Almbereich fand eine Verschiebung von ÖSL aufgrund der Auffassung von Grünland statt. Daher nahmen typische ÖSL von Grünland wie beispielsweise Grünfutterproduktion, Bereitstellung von Lebensräumen, Erholung und Ästhetik ab (Lavorel et al., 2017; Schirpke et al., 2019a; Tasser et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So zeigt Abb. 3.12 am Beispiel des Stubaitals, wie sich bis ca. 1990 aufgrund der starken Abnahme der Grünlandfläche die Futterproduktion und -qualität (Stickstoffkonzentration, Verdaulichkeit) verringert haben, während Nährstoff- und Kohlenstoffeinlagerung in der Vegetation und Wasserqualität aufgrund von Wiederbewaldung der Flächen zugenommen haben. Nach 1990 hingegen gab es nur noch geringe Änderungen in den ÖSL (Lavorel et al., 2017).

Eine besondere Bedeutung kommt der Landwirtschaft auch beim Erhalt der Biodiversität zu (Emmerson et al., 2016; Lukasch et al., 2011; Rüdiger et al., 2015, 2012; Sauberer et al., 2004; Schmitzberger et al., 2005; Zimmermann et al., 2010). Diese Studien zeigen, dass die Intensivierung und Vereinheitlichung der landwirtschaftlichen Nutzung der vergangenen Jahrzehnte zu einem gravierenden Verlust an Biodiversität in der Kulturlandschaft geführt

hat [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig führt die zunehmende Extensivierung und Brachlegung auf Grenzertragsflächen (Almbereich, steile Kulturflächen) langfristig zu einer Verringerung der Biodiversität (Flury et al., 2013; Niedrist et al., 2008; Tappeiner et al., 1998; Tasser & Tappeiner, 2002). Dementsprechend ist der Erhalt von extensiv genutzten, vielfältigen Kulturlandschaften eine wichtige Herausforderung für eine nachhaltige Entwicklung im Agrarsektor (Abschn. 3.2).

In Bergregionen, wie beispielsweise dem Stubaital und dem Ötztal, zeigen Szenarien, dass Pluri-Aktivität mit verschiedenen Einkommensquellen Landnutzungsänderungen vermindern und die Stabilität landwirtschaftlicher Systeme positiv beeinflussen kann (Huber et al., 2020; Kohler et al., 2017; Stotten et al., 2019b, 2019a; Wilson et al., 2018). Im Gegensatz dazu sind Kürzungen von Subventionen und Änderungen des Verbraucherverhaltens die wichtigsten Treiber, die zu einer deutlichen Aufgabe von Grünland, vorwiegend in der subalpinen Zone, führen (Hinojosa et al., 2019; Kohler et al., 2017). Solche gegensätzlichen Entwicklungen haben unterschiedlich starke Auswirkungen auf verschiedene ÖSL. In Tallagen führen eine weitere Intensivierung der Nutzung und der Umstieg auf andere Kulturformen und -sorten zumindest in einigen Regionen noch zu einem leichten Anstieg der bereitstellenden Leistungen (z. B. Nahrungsmittelproduktion), während eine weitere Reduzierung der Grünlandflächen im Almbereich den Anstieg vieler regulierender Leistungen mit sich bringt, aber auch einen weiteren Verlust von kulturellen Leistungen sowie Biodiversität bedeuten kann (Schirpke et al., 2020), wenn auch in geringerem Ausmaß im Vergleich zu den letzten 50 Jahren (Egarter Vigl et al., 2016). Aufgrund der fortschreitenden Wiederbewaldung der aufgelassenen Grünlandflächen sind aber weitere Verschiebungen von ÖSL in Richtung Wald-

ÖSL zu erwarten (Schirpke et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies kann beispielsweise zukünftig zu einem generellen Rückgang von ästhetischen Werten um –10 % im Stubaital führen (Schirpke et al., 2016).

3.5.2 Forstwirtschaftlich genutzte Flächen

ÖSL von Wäldern sind sehr vielfältig (Versorgungsleistungen: z. B. Bau- und Brennholz; Regulierungsleistungen: z. B. Hoch- und Trinkwasserschutz, Regulierung von Erdbeben und Erosion, Klimaregulierung, Bereitstellung von Lebensraum; kulturelle Leistungen: z. B. Erholung, Tourismus, Umweltpädagogik). Wälder liefern außerdem wichtige Basisleistungen wie die Aufrechterhaltung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs oder die Bodenbildung (Tasser et al., 2020; Thom & Seidl, 2016). Nach Huber et al. (2018) lässt sich der Beitrag der Waldbewirtschaftung inklusive wichtiger ÖSL mit etwa 270 Mio. Euro beziffern. 46 % des Gesamtwertes entfallen dabei auf Leistungen, die nicht aus der Forstwirtschaft und der Produktion von Holz resultieren. Die Jagd macht mit 19,6 % den größten Anteil aus, gefolgt von der Christbaumproduktion (17,4 %) und dem Tourismus (11,7 %). Waldstrukturen, Nutzung und Art des Managements können dabei die Bereitstellung von ÖSL beeinflussen (Abschn. 3.3; Seidl et al., 2007b). Prinzipiell dienen weltweit nur etwa 5 % der Wälder, in Österreich sogar nur 0,8 %, einem einzigen Ziel: der Sicherung der natürlichen Waldfunktionen inklusive einer natürlichen Biodiversität ohne bzw. mit minimalen menschlichen Eingriffen (Thom & Seidl, 2016; Umweltbundesamt, 2004). In Österreich stellen den überwiegenden Anteil davon (ca. 19.600 ha) die Naturzonen der drei großen „Wald-Nationalparks“ Donau-Auen, Thayatal und Kalkalpen sowie das Wildnisgebiet Dürrenstein (3.500 ha). Weitere 8.500 ha kommen aus den Naturwaldreservaten (Vertragsnaturschutz) und den wenigen Waldflächen des Nationalparks Hohe Tauern. Gleichzeitig werden weltweit etwa auch 5 % der Waldfläche als Energieholz-Plantagen für die Produktion von Holz und Biomasse ausgewiesen ist (Thom & Seidl, 2016). In Österreich ist dieser Anteil mit einer Gesamtfläche von 1.300 ha bedeutend geringer (Weitz et al., 2013).

Box 3.6 Schutzwald

Österreichs Wälder leisten einen wesentlichen Beitrag zum Schutz vor Naturgefahren in alpinen Regionen. Im Zusammenhang mit häufig auftretenden Naturgefahrenprozessen stellen Schutzwälder einen wesentlichen Faktor bei der Risikoreduktion für Objekte (Objektschutzwald) bzw. als Standortschutzwald zum Schutz des Standortes selbst dar. In Abhängigkeit ihres Vor-

kommens und ihrer strukturellen Integrität sind Wälder in der Lage, sowohl das Auftreten als auch das Ausmaß von Naturgefahrenereignissen regional und über lange Zeiträume zu verringern. Derzeit wird rund 30 % der Waldfläche in Österreich eine Schutzfunktion zur Vermeidung von Naturgefahrenereignissen zugeordnet (Perzl et al., 2015). Laut der österreichischen Waldinventur nimmt dieser Anteil zu (Gschwantner et al., 2019). Die gleichen Inventardaten zeigen auch, dass nur die Hälfte dieser klassifizierten Schutzwälder eine stabile Struktur aufweist bzw. nur von 15 % der österreichischen Waldfläche eine ideale Schutzwirkung nach momentanem Stand des Wissens erwartet werden kann. Gründe hierfür sind

- eine deutliche Überalterung der österreichischen Schutzwaldbestände aufgrund fehlender Naturverjüngung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], sowie
- mangelnde Resistenz des Schutzwaldes gegenüber natürlichen Störungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung];

allesamt Ursachen, die neben sehr oft nachweisbarem übermäßigem Wilddruck naturgemäß auch auf klimatische Veränderungen reagieren. Mit dem zu erwartenden Anstieg der mittleren Oberflächentemperatur in Österreich von 1,5 bis 4,5 °C bis 2100 gegenüber dem ersten Jahrzehnt des 20. Jahrhunderts (Chimani et al., 2016) ist es daher notwendig, den Stand des Wissens im Schutzwaldmanagement auf zukünftige Szenarien zu adaptieren. Dies gilt umso mehr für Wälder mit direkter Schutzfunktion (Objektschutzwälder), welche zur optimalen Erfüllung ihrer Schutzwirkung eine besondere Bewirtschaftung benötigen.

Natürliche Störungen wie Waldbrände, Windwürfe, Schnee- und Eisbruch sowie Insektenausbrüche werden in den kommenden Jahrzehnten wahrscheinlich zunehmen. Studien zeigen, dass der Klimawandel die Häufigkeit, Intensität, Dauer und den Zeitpunkt solcher natürlichen Störungen verändern kann (Dale et al., 2001; Seidl et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Schutzwälder weisen aufgrund ihrer Standorte von Natur aus eine geringe Resilienz auf – mit Folgen auf die Schutzwirkung (Niese, 2011). Eine Studie basierend auf Daten von mehr als 10.000 Wildbacheinzugsgebieten in Österreich (Sebald et al., 2019) hat gezeigt, dass natürliche Störungen die Wahrscheinlichkeit von Wildbacheignissen in den letzten 32 Jahren erhöht haben. Dass natürliche Störungen jedoch auch einen beschleunigten Baumartenwechsel

mit einhergehender Zunahme der Wurzelkohäsion bewirken können und damit das Risiko vor Rutschungen in Zukunft in alpinen bis sub-alpinen österreichischen Schutzwäldern verringern könnten, zeigte das ACRP-Projekt PROTECTED (Scheidl et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Auch auf die Auslösung von Lawinen können natürliche Störungen aufgrund der Öffnung des Kronendaches auf Freiflächen mit kritischen Größen einen signifikanten Einfluss nehmen (Helbig et al., 2020; Teich et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Noch unklar ist, wie sehr die gegenwärtige Klimaerwärmung aufgrund einer Verringerung der Schneedecke, der Verkürzung der Schneedeckendauer sowie mit einer Ausdehnung der Baumgrenze nach oben die Disposition von Lawinen beeinflusst (Fujihara et al., 2017; Gądek et al., 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. In jedem Fall verdeutlichen bisherige Ergebnisse, dass Schutzwaldmanagement komplexe Zusammenhänge von globaler Erwärmung, Prozessabläufen im Bereich der Regeneration oder im Wasser- und Nährstoffhaushalt, Waldentwicklung und gesellschaftlicher Entwicklung zu berücksichtigen hat; Herausforderungen, denen sich allerdings schon jetzt das Naturgefahrenmanagement in Schutzwäldern stellen muss. Beispielhaft sei hier die Bewirtschaftung von Hochlagenaufforstungen angeführt, welche technische Schutzbauten gegen Naturgefahren ergänzen oder gar ersetzen sollen. In Österreich sind von den mehr als 3.200 Aufforstungsgebieten (eingerrichtet zwischen 1906 und 2017) heute rund 520 Gebiete älter als 40 Jahre und bedecken ca. 3.800 ha (mehr als ein Drittel der bis 2017 aufgeforsteten Gesamtfläche; Scheidl et al., 2021). Solche Hochlagenaufforstungen, die von einem frühen Stadium in ein sogenanntes Jungstadium übergegangen sind, erfordern schon heute waldbauliche Bewirtschaftungsstrategien, die die künftigen Auswirkungen eines sich ändernden Klimas berücksichtigen, um die Schutzwirkung auf einem akzeptablen Niveau zu halten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Obwohl Richtlinien wie die Initiative Schutz durch Wald (ISDW; Perzl, 2008) oder Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald (NaiS; Frehner et al., 2005) gezielte waldbauliche Eingriffe zur Verbesserung oder Erhaltung der Schutzwirkung von Wäldern anbieten, bleibt die Frage, wie das Naturgefahrenmanagement angepasst werden kann, um den Auswirkungen des Klimawandels in Österreichs Schutzwäldern entgegenzuwirken.

Neben einer zu erwartenden erheblichen Veränderung der Schutzwirkung von Wäldern durch den

Klimawandel darf nicht auf die starke inhärente Fähigkeit zur Anpassung an sich ändernde Bedingungen des Ökosystems „Schutzwald“ vergessen werden. Vorrangiges Ziel muss es daher sein, die Forschungs- und Handlungsfelder zur Sicherstellung der Schutzwirkung gegen Naturgefahrenprozesse im Einklang mit den vorhandenen natürlichen und biogenen Ressourcen zu stärken. Momentan können wir von einer hohen Akzeptanz der Schutzwirkung des Waldes vor Naturgefahren ausgehen. Um der Aussage „Wald schützt vor Naturgefahren“ aber auch in Zukunft gerecht zu werden, muss sich das Naturgefahrenmanagement in österreichischen Wäldern auf eine evidenzbasierte Grundlage stützen können. Dies erfordert eine kontinuierliche Evaluierung des Schutzwaldmanagements und daraus abgeleitet eine Adaptierung des aktuellen Wissensstandes.

Auch wenn das zentrale Interesse der Forstwirtschaft in der Holzproduktion zu finden ist (Schmithüsen, 2013), hat sie bereits unter Maria Theresia begonnen, auch andere Aspekte wie den Schutz vor Naturgefahren zu verfolgen. Die Forstwirtschaft unternimmt seither zunehmend Anstrengungen, um eine nachhaltigere Bewirtschaftung und damit die Förderung und den Erhalt möglichst vieler Funktionen des Waldes zu gewährleisten (Box 3.6). Ein wesentliches Ziel ist dabei, die Widerstandsfähigkeit der Wälder gegen externe Störungen (z. B. Waldbrand, Windwurf, Borkenkäfer, Dürre) zu erhöhen (Thom & Seidl, 2016). Maßnahmen wie die Förderung der Einzelbaumstabilität durch Durchforstung, die Anpassung der landschaftsweiten Holzerntemuster und die Wahl einer Rotationsperiode, die das Störungsrisiko mit wirtschaftlichen Überlegungen ausgleicht, werden daher in der Forstwirtschaft seit Langem praktiziert. Problematisch war und ist jedoch vor allem die gezielte Förderung von ertragsreichen Baumarten, allen voran der Fichte, was großräumig zu einer Entmischung der Wälder geführt hat und eine verringerte Resistenz und Resilienz gegenüber dem Klimawandel herausgestellt hat (Kazda & Pichler, 1998). In Anbetracht der Tatsache, dass nicht nur die externen Störungen, sondern auch das Spektrum und die Nachfrage nach gesellschaftlich relevanten ÖSL (Abb. 3.13) zugenommen haben, wird ein abgestimmtes Management von Waldökosystemen eine zentrale Herausforderung der Zukunft sein.

Eine zentrale Herausforderung für die Forstwirtschaft ist die verstärkte Adaptierung und Resistenzerhöhung gegenüber dem Klimawandel (Albrich et al., 2018). Der Klimawandel hat grundsätzlich unterschiedliche Auswirkungen auf den Wald und dessen Erbringung von ÖSL. In höheren Lagen wird ein verstärktes Wachstum auf Grund der ansteigenden Temperaturen erwartet (Irauschek et al., 2017a, 2017b;

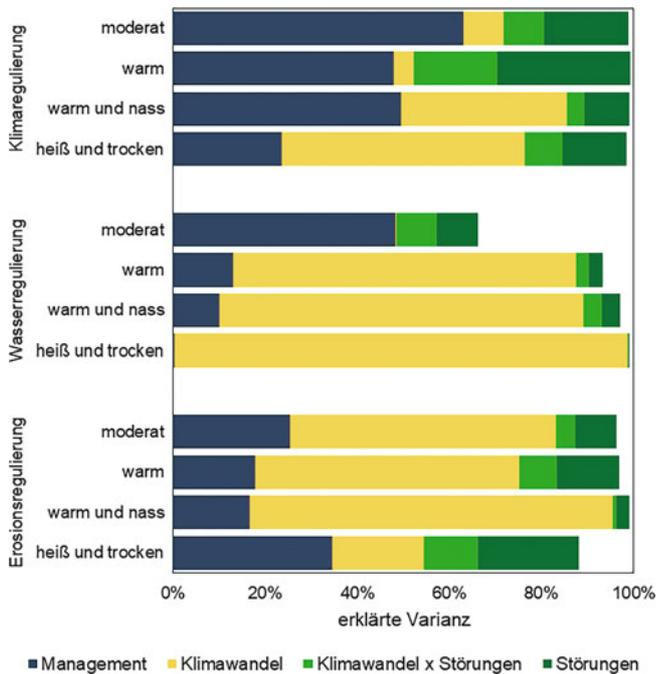


Abb. 3.13 Auswirkungen von Treibern auf die zukünftige Bereitstellung regulierender ÖSL. Die Bedeutung der Treiber ist als Prozentsatz ihrer modellierten Wirkung auf die Bereitstellung von ÖSL ausgedrückt. Klimawandel \times Störungen bezeichnet den Wechselwirkungseffekt zwischen diesen beiden Faktoren. Klimaszenarien bis 2081–2100: moderat (+2,6 °C, keine signifikanten Änderungen des Niederschlags), warm (+4,7 °C, keine signifikanten Änderungen des Niederschlags), warm und nass (+4,6 °C und +6,2 % mehr Niederschlag), heiß und trocken (+6,3 °C und –18,3 % weniger Niederschlag). (© Elsevier, Seidl et al., 2019)

Lexer et al., 2015; Seidl et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], mit positiven Effekten auf versorgende Leistungen wie die Holzproduktion (Irauschek et al., 2017a, 2017b; Maroschek et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und auf regulierende Leistungen (z. B. Klimaregulierung, Regulierung von Erosion; Irauschek et al., 2017a, 2017b; Seidl et al., 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass die zunehmende Trockenheit zu gravierenden Problemen führen wird (Obojes et al., 2018; Schuldt et al., 2020; Seidl et al., 2019). Viele Baumarten, vor allem die Fichte, werden in manchen Regionen an ihre Wachstumskapazität stoßen und damit anfälliger gegenüber externen Störungen wie Schadinsekten und Waldbrand werden (Gartner et al., 2009; Netherer et al., 2019; Seidl et al., 2019). Reine Fichtenwälder werden dort langfristig zusammenbrechen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Um diesen Anforderungen zukünftig gerecht zu werden, ist ein Umbau der Wälder durch eine vermehrte Baumartendurchmischung bzw. durch trockenheitsresistentere Baumarten von zentraler Bedeutung (Seidl et al., 2011, 2018; Pretzsch et al., 2013; Schueler et al., 2013; Albrich et al., 2018; Abschn. 4.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Darüber hinaus wird der

Handlungsspielraum der Forstwirtschaft, dem Klimawandel durch Eingriffe in die Waldstruktur entscheidend entgegenzuwirken, eingeschränkt sein. Studien belegen, dass in Berggebieten die direkten Auswirkungen des Klimawandels einen stärkeren Einfluss auf das künftige Angebot an Regulierungsleistungen haben als Management und natürliche Störungen (Abb. 3.13; Mina et al., 2017; Seidl et al., 2019). In Anbetracht der Tatsache, dass nicht nur die externen Störungen, sondern auch die Nachfrage nach nicht versorgenden ÖSL zunehmen werden, wird ein abgestimmtes Management von Waldökosystemen eine wesentliche Anforderung in der Zukunft sein (Abschn. 4.3).

3.5.3 Siedlungsräume

Wenige Studien konzentrierten sich, trotz ihrer hohen Bedeutung (Hansen et al., 2015), bisher auf ÖSL in Siedlungsräumen. Versiegelung führt grundsätzlich zu Verlust von regulierenden ÖSL, während Grünanlagen, Friedhöfe und Gärten beispielsweise die Biodiversität, das Stadtklima (Abschn. 3.4) oder die Luftqualität aufgrund der Filterwirkung der Vegetation positiv beeinflussen (Morelli et al., 2018; Wurster & Artmann, 2014; Xie & Bulkeley, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grüne Infrastruktur ist nicht nur für regulierende ÖSL wichtig, sondern stellt auch kulturelle und versorgende Leistungen, wobei die Versorgungsleistung nur eine geringe Rolle spielt und an Bedeutung verloren hat (Breuste & Artmann, 2015). Allerdings nimmt das Interesse an Gartenbau im Siedlungsraum (Urban Farming) und damit der Bezug zur Produktion von Lebensmitteln in letzter Zeit wieder zu [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung], und Synergien mit kulturellen ÖSL (Umweltbildung, Treffpunkte verschiedener Gesellschaftsschichten) sind gegeben (Exner & Schützenberger, 2018). Eine zentrale Bedeutung haben Fließgewässer in Städten. Waren sie einst wichtige Adern für die Wasserversorgung oder als Verkehrswege, so hat sich ihre Rolle zunehmend in Richtung Erholungsraum, innerstädtischer Treffpunkt, als Hotspot urbaner Biodiversität und Beitrag zum Stadtklima verändert (Sanon et al., 2012).

Derzeitige und zukünftige Entwicklungen in Siedlungsräumen sind in Abschn. 3.4 detailliert beschrieben. Der anhaltende Trend zur Verstädterung kann bei gleichzeitig starker Versiegelung naturnaher Ökosysteme im Dauersiedlungsraum sowie bei starker Zersiedelung zur Verschlechterung der Lebensraumqualität führen (Sauter et al., 2019). Gleichzeitig steigt die Nachfrage nach ÖSL, beispielsweise nach Trinkwasser (Meisch et al., 2019) oder Erholungsmöglichkeiten (Sauter et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grünanlagen innerhalb der Städte wie auch das nahe ländliche Umland gewinnen daher an Bedeutung für eine ausgewogene ÖSL-Bereitstellung in Siedlungsräu-

men (Breuste & Artmann, 2015; Schirpke et al., 2018). Diese Entwicklungen sind vor allem für wirtschaftlich prosperierende Regionen mit Wanderungsgewinnen zu erwarten (Tappeiner et al., 2008). In Österreich werden davon vor allem die Stadtregion Wien und die Regionen Innsbruck/Hall/Wattens sowie Imst in Tirol, Salzburg/Wals-Siezenheim/Freilassing in Salzburg (AT/DE) und abgeschwächt die Region Liezen in der Steiermark betroffen sein (Tappeiner et al., 2008). Auf der anderen Seite werden wirtschaftlich schwächere Regionen ein weit geringeres Siedlungswachstum aufweisen, wobei von einer allgemeinen Ausdehnung des Siedlungsraums im Zentral- und Nordalpenraum auszugehen und damit der tendenziellen Verschärfung dieser Trends auszugehen ist (Schirpke et al., 2020).

3.5.4 Landschaftsebene

Die Vielfalt der ÖSL erhöht sich mit einer vielfältig genutzten Landschaft (Huber et al., 2020; Tasser et al., 2020), während eine Konzentration auf die Maximierung von Versorgungsleistungen häufig zu Lasten von vor allem regulierenden und kulturellen ÖSL führt (Kirchner et al., 2015; Schirpke et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In der Vergangenheit kam es durch die oben beschriebenen Entwicklungen auch zu Verschiebungen der ÖSL. So verlagerte sich der Fokus in Bergregionen, insbesondere den Almbereichen, von überwiegend bereitstellenden zu regulierenden ÖSL (Egarter Vigl et al., 2016; Huber et al., 2020; Tasser et al., 2012). Die massive Auffassung von Grünland führte zu Abnahme oder sogar Verlust von typischen Grünland-ÖSL, wie der Futterproduktion oder verschiedenen regulierenden und kulturellen ÖSL (Lavorel et al., 2017), und die nachfolgende Wiederbewaldung führte zu einer Zunahme der Wald-ÖSL (z. B. Holz, Pilze, Klimaregulierung). Die Reduktion des Schwerpunkts auf Landwirtschaft führte zu Landnutzungsänderungen und einer höheren Multifunktionalität der Landschaft, die vor allem für touristische Nutzungen, aber auch für die lokale Identität, die Lebensqualität und ihre ökologischen Funktionen (Rüdisser et al., 2019) vorteilhaft sind (Egarter Vigl et al., 2017, 2016; Huber et al., 2020; Lavorel et al., 2017; Schirpke et al., 2020, 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Abnahme der Vielfalt und Komplexität der Landschaft und die Zunahme des Waldes führen zu einer Abnahme des ästhetischen Wertes der Landschaft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Trotz der Bemühungen, die Authentizität der österreichischen Landschaft zu erhalten und unbeabsichtigte Landschaftsveränderungen weitest möglich zu verhindern (Penker, 2009), wurde die Kulturlandschaft in vielen Regionen stark zersiedelt, was sich negativ auf das Landschaftsbild

ausgewirkt hat (Hinojosa et al., 2019; Schmitzberger et al., 2005; Sklenicka et al., 2014).

Zusammenfassend sind aufgrund der Abnahme landwirtschaftlich genutzter Flächen und einer zunehmenden Zersiedlung in Österreich in den letzten 20 Jahren folgende generelle großräumigen Trends der ÖSL zu erkennen (Abb. 3.14): Abnahme aller ÖSL, und grundsätzlich eine stärkere Abnahme der versorgenden ÖSL als der regulierenden und kulturellen ÖSL, vor allem im nördlichen Voralpenland und Hochland, in den Südalpen mit Klagenfurter Becken sowie in den Zentralalpen.

Die Ergebnisse verschiedener Studien weisen darauf hin, dass bis etwa 2050 sozioökonomische Treiber größeren Einfluss auf ÖSL haben werden als klimabedingte Treiber (Egarter Vigl et al., 2017; Kirchner et al., 2015). Ab der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts könnte der fortschreitende Klimawandel zum dominierenden Treiber für Änderungen von ÖSL auf Ökosystemebene werden (Schirpke et al., 2017; Seidl et al., 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], wobei zeitverzögerte Effekte, wie nachhaltige Landschaftsänderungen, ein dominierender Treiber für Änderungen bzw. Verschiebungen von ÖSL bleiben (Schirpke et al., 2017; Tasser et al., 2017) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Ersatz von subalpinem Grünland, alpinen Rasen- und Pionierformationen durch Waldformationen wird den Wasserhaushalt der gesamten Landschaft beeinflussen und Trockenheit noch verstärken (Strasser et al., 2019) sowie zu einem Rückgang der Biodiversität führen (Dirnböck et al., 2003; Greenwood & Jump, 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Klimawandel wird auch langfristig zu einer vermehrten Artendurchmischung der Wälder und zur Ausbildung von Laubwäldern führen (Tasser et al., 2017). Auch das führt zu unterschiedlichen Veränderungen vor allem der kulturellen ÖSL (Zoderer et al., 2019).

Es ist insgesamt anzunehmen, dass es zu einer weiteren räumlichen Verlagerung dominierender ÖSL kommt (Schirpke et al., 2018). Aufgrund des fortschreitenden Klima- und Strukturwandels werden regulierende ÖSL durch die Ausbreitung der Waldfläche in höheren Lagen an Bedeutung gewinnen, während die Tief- und Randlagen (aber zunehmend auch höhere Lagen) in Österreich in Abhängigkeit der Wasserverfügbarkeit auf bereitstellende ÖSL fokussieren. Kulturelle Leistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen, wie ästhetische oder symbolische Werte, könnten durch die zunehmende Bewaldung bzw. Intensivierung der Landnutzung weiter zurückgehen (Rüdisser et al., 2019; Schirpke et al., 2019a, 2016; Tasser et al., 2020; Zoderer et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Außerdem erfordert die steigende Nachfrage in Siedlungsgebieten zunehmend den Transport der Güter von ländlichen Gebieten in urbane Zentren (Schirpke et al., 2019c), oder

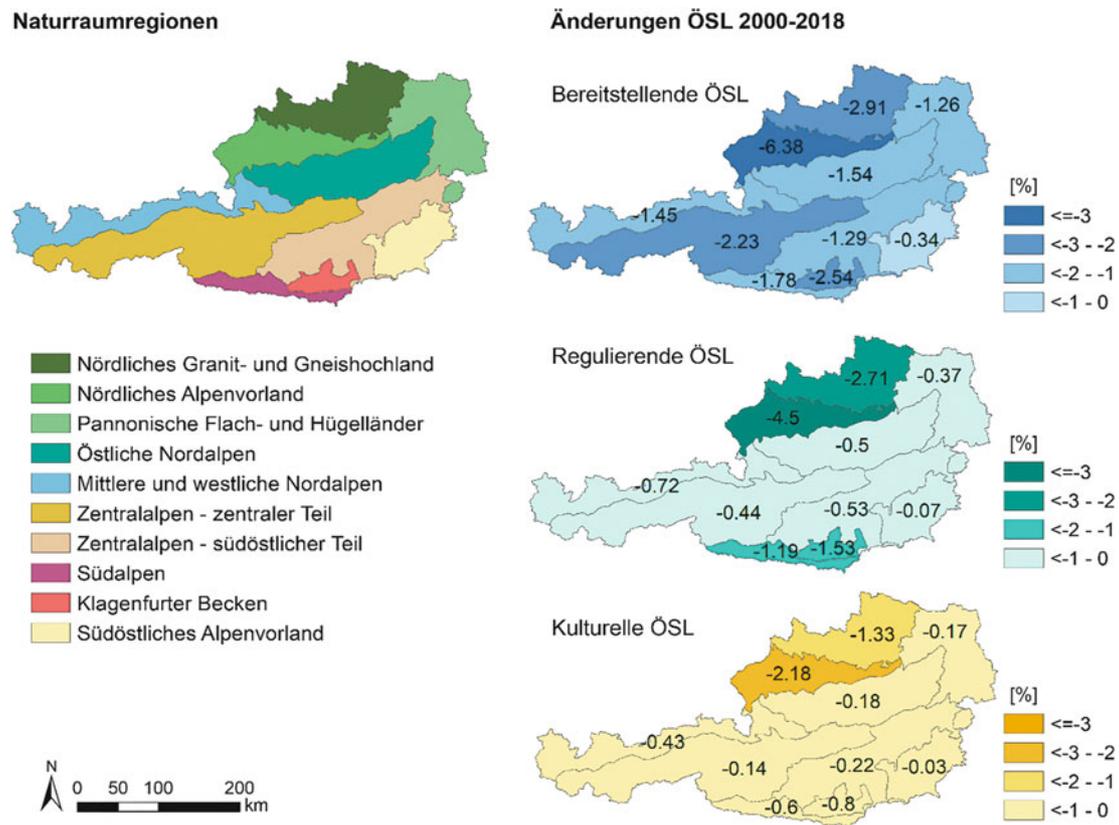


Abb. 3.14 Mittlere Änderungen in der Bereitstellung der drei ÖSL-Kategorien, unterschieden nach Naturraumregionen. Datengrundlagen: Landbedeckungskarten CORINE 2000 und 2018 (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>); ÖSL-Werte von Bagstad et al., 2020; Tasser et al., 2020, 2008; Zoderer et al., 2019, Naturraumregionen nach Sauberer & Grabherr, 1995

umgekehrt das Reisen von Erholungssuchenden in die Natur (Schirpke et al., 2018). Aufgrund des fortschreitenden Klima- und Strukturwandels werden regulierende ÖSL durch die Ausbreitung der Waldfläche in höheren Lagen weiter an Bedeutung gewinnen, während die Tief- und Randlagen in Abhängigkeit der Wasserverfügbarkeit auf bereitstellende ÖSL fokussieren. Kulturelle Leistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen, wie ästhetische oder symbolische Werte, könnten durch die zunehmende Bewaldung bzw. Intensivierung der Landnutzung weiter zurückgehen (Rüdiger et al., 2019; Schirpke et al., 2019a, 2016; Tasser et al., 2020; Zoderer et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Um zukünftige Entwicklungen, Wechselwirkungen und sozio-ökologische Perspektiven besser verstehen zu können, kann in Bezug auf ÖSL folgender Forschungsbedarf aus der erwähnten Literatur abgeleitet werden.

- **Bereitstellung von ÖSL:** Aus Sicht der ÖSL ist derzeit vor allem Forschungsbedarf in der raumzeitlichen Analyse zur Bereitstellung von ÖSL vorhanden. Eine zentrale Frage dabei ist, in welchem Raum unter welchen topografischen, klimatischen und Landnutzungsbedingungen

welche ÖSL vorwiegend produziert werden. In diesem Zusammenhang ist auch weiterer Forschungsbedarf zu Zielkonflikten bei der Bereitstellung von ÖSL ersichtlich.

- **Nachfrage an ÖSL:** Forschungsbedarf ist auch bei der Quantifizierung und Qualifizierung der Nachfrage von ÖSL ersichtlich. Offene Fragen sind beispielsweise, wie sich die Nachfrage unter möglichen Szenarien von veränderten sozio-ökologischen Systemen verändern wird und wie das die ÖSL beeinflussen kann. Dadurch wird eine verbesserte Entscheidungsgrundlage geschaffen.
- **Anwendung von ÖSL:** Obwohl sich das Konzept der ÖSL in der Wissenschaft etablieren konnte, sind bisher nur erste Ansätze in Politik, Planung und Management zur Integration von ÖSL vorhanden (Abschn. 6.4.2). Dies liegt möglicherweise an verschiedenen Ursachen, wie beispielsweise teilweise unklaren Definitionen, Interpretationsschwierigkeiten der wissenschaftlichen Ergebnisse bzw. Umsetzungsschwierigkeiten in der Praxis, sowie offenen Forschungsfragen und fehlenden methodischen Ansätzen. Daher sind weitere Anstrengungen notwendig, um einerseits die Akzeptanz des ÖSL-Konzeptes zu verbessern und andererseits dahingehend weiterzuentwickeln, konkrete Handlungsstrategien definieren zu können und in der Praxis besser anwendbar zu machen. Dazu gehört

auch ein tieferes Verständnis der Interaktionen zwischen Mensch–Natur bzw. sozio-ökologischen Systemen unter Berücksichtigung der konzeptionellen, funktionalen und normativen Ebene.

Literatur

- Aigner, S., Egger, G., Gindl, G., Buchgraber, K., 2003. Almen bewirtschaften. Pflege und Management von Almweiden, Praxisbuch. Leopold Stocker Verlag, Graz.
- Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 2020. Multilokale Lebensführung und räumliche Entwicklungen. Akademie für Raumforschung und Landesplanung = Positionspapier aus der ARL 104. Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover.
- Albrich, K., Rammer, W., Thom, D., Seidl, R., 2018. Trade-offs between temporal stability and level of forest ecosystem services provisioning under climate change. *Ecological Applications* 28, 1884–1896. <https://doi.org/10.1002/eap.1785>
- Alexander, P., Rounsevell, M.D.A., Dislich, C., Dodson, J.R., Engström, K., Moran, D., 2015. Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change* 35, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011>
- AMA, 2020. Marktbericht – Milch und Milchprodukte – Dezember 2020. Agrarmarkt Austria, Wien.
- Anca-Couce, A., Hochenauer, C., Scharler, R., 2021. Bioenergy technologies, uses, market and future trends with Austria as a case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 135, 110237. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110237>
- Andresen, L.C., Yuan, N., Seibert, R., Moser, G., Kammann, C.I., Luterbacher, J., Erbs, M., Müller, C., 2018. Biomass responses in a temperate European grassland through 17 years of elevated CO₂. *Global Change Biology* 24, 3875–3885. <https://doi.org/10.1111/gcb.13705>
- 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.
- Appel, F., Ostermeyer-Wiethaup, A., Balmann, A., 2016. Effects of the German Renewable Energy Act on structural change in agriculture – The case of biogas. *Utilities Policy* 41, 172–182. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2016.02.013>
- Arneth, A., Denton, F., Agus, F., Elbehri, A., Erb, K.-H., Elasha, B.O., Rahimi, M., Rounsevell, M., Spence, A., Valentini, R., 2019. Framing and Context. 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 77–129.
- Auer, I., Böhm, R., Mohnl, H., 1989. Klima von Wien - Beiträge zur Stadtforschung, Stadtentwicklung und Stadtgestaltung, Band 20: Eine anwendungsorientierte Klimatographie; Forschungsprojekt (Projekt WC8) im Rahmen der Bund-Bundesländer-Kooperation auf dem Gebiet der Rohstoff- und Energieforschung. Magistrat der Stadt Wien, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.
- Austropapier, 2021. Website von Austropapier. Daten und Fakten. Energie. <https://austropapier.at/>
- Austropapier, 2019. Branchenbericht 2018/19. Vereinigung der Österreichischen Papierindustrie, Wien.
- BABF, 2010. Almstatistik 2009: Zahlen und Fakten zur österreichischen Almwirtschaft. Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.
- Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Keel, S.G., Siegwolf, R.T.W., Hagedorn, F., Schleppei, P., Körner, C., 2013. Central European hardwood trees in a high-CO₂ future: synthesis of an 8-year forest canopy CO₂ enrichment project. *Journal of Ecology* 101, 1509–1519. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12149>
- Bagstad, K.J., Ingram, J.C., Lange, G., Masozera, M., Ancona, Z.H., Bana, M., Kagabo, D., Musana, B., Nabahungu, N.L., Rukundo, E., Rutebuka, E., Polasky, S., Rugege, D., Uwera, C., 2020. Towards ecosystem accounts for Rwanda: Tracking 25 years of change in flows and potential supply of ecosystem services. *People and Nature* 2, 163–188. <https://doi.org/10.1002/pan3.10062>
- Balkovič, J., Skalský, R., Folberth, C., Khabarov, N., Schmid, E., Madarasz, M., Obersteiner, M., Velde, M. van der, 2018. Impacts and Uncertainties of +2 °C of Climate Change and Soil Degradation on European Crop Calorie Supply. *Earth's Future* 6, 373–395. <https://doi.org/10.1002/2017EF000629>
- Banse, M., van Meijl, H., Tabeau, A., Woltjer, G., 2008. Will EU bio-fuel policies affect global agricultural markets? *European Review of Agricultural Economics* 35, 117–141. <https://doi.org/10.1093/erae/jbn023>
- Barlösius, E., 2016. Soziologie des Essens. Eine sozial- und kulturwissenschaftliche Einführung in die Ernährungsforschung. Beltz Juventa, Weinheim, Basel.
- Bätzing, W., 2020. Das Landleben – Geschichte und Zukunft einer gefährdeten Lebensform. CH Beck Verlag.
- Beck, P.S.A., Goetz, S.J., Mack, M.C., Alexander, H.D., Jin, Y., Randerson, J.T., Lorant, M.M., 2011. The impacts and implications of an intensifying fire regime on Alaskan boreal forest composition and albedo: Fire Regime Effects on Boreal Forests. *Global Change Biology* 17, 2853–2866. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02412.x>
- Bentz, B.J., Régnière, J., Fettig, C.J., Hansen, E.M., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G., Negrón, J.F., Seybold, S.J., 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *BioScience* 60, 602–613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
- Bigler, C., Bugmann, H., 2018. Climate-induced shifts in leaf unfolding and frost risk of European trees and shrubs. *Scientific reports* 8, 9865.
- Bimonte, S., Stabile, A., 2017a. EKC and the income elasticity hypothesis Land for housing or land for future? *Ecological Indicators* 73, 800–808. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.039>
- Bimonte, S., Stabile, A., 2017b. Land consumption and income in Italy: a case of inverted EKC. *Ecological Economics* 131, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.016>
- Blöschl, G., Komma, J., Nester, T., Rogger, M., Salinas, J.L., Viglione, A., 2018. Die Wirkung des Waldes auf Hochwässer. *Zeitschrift für Wildbach-, Lawinen-, Erosions- und Steinschlagschutz*, 181, 288–296.
- BMK, 2020a. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2020. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien, Wien.
- BMK, 2020b. Ressourcennutzung in Österreich 2020. Band 3. Institut für Soziale Ökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.
- BMLF und FBVA, 1960. Österreichische Waldstandsaufnahme 1952/56 – Gesamtergebnis. Wien.
- BMLFUW, 2017. Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland – Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft – 7. Auflage. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
- BMLFUW, 2016a. Grüner Bericht 2016 – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
- BMLFUW, 2016b. EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG: Österreichischer Bericht 2016 – Gemäß Artikel 10 der EU Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz von Gewässern vor der Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen über den Zeitraum 2011–2015.

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
- BMLFUW, 2016c. Kommunales Abwasser: Österreichischer Bericht 2016. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
- BMLFUW, 2015. Boden und Klima Einflussfaktoren, Daten, Massnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
- BMLFUW, 2013. Evaluierung des Programms LE07-13 „Abschätzung der bewässerten und bewässerungsbedürftigen landwirtschaftlichen Flächen sowie Integration der Daten in die INVEKOS-Datenbank“. (No. BMLFUW-LE.1.3.7/0019-II/5/2010). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLRT, 2020a. INVEKOS-Datenbestand des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.
- BMLRT, 2020b. Grüner Bericht Österreich [WWW Document]. Grüner Bericht – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <https://gruenerbericht.at/cm4/> (accessed 6.19.20).
- BMLRT, 2020c. Austrian Market Report 2020. Statement submitted by the Austrian Delegation to the 78th Session of the ECE Committee on Forests and the Forest Industry (COFFI).
- BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft (Report). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMNT, 2019b. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2019. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- BMVIT, 2012. Gesamtverkehrsplan für Österreich. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
- Bodner, G., Kaul, H.-P., Maccaigne, P., Loiskandl, W., Eitzinger, J., 2016. Analyse der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen im Trockengebiet, in: ALVA Jahrestagung 2016, Eiweißpflanzen – Strategien Und Chancen Für Landwirtschaft Und Industrie. Presented at the ALVA – Jahrestagung 2016 – 30.05.–31.05., Klagenfurt, pp. 152–154.
- Böhm, R., 1979. Starke Niederschläge im Wiener Stadtgebiet. Wetter und Leben 31, 207–230.
- Bokwa, A., Dobrovolný, P., Gál, T., Geletič, J., Gulyás, Á., Hajto, M.J., Holec, J., Hollósi, B., Kielar, R., Lehnert, M., Skarbit, N., Štastný, P., Švec, M., Unger, J., Walawender, J., Žuvela-Aloise, M., 2018. Urban climate in Central European cities and global climate change. *Acta climatologica* 51-52, 7–35. <https://doi.org/10.14232/acta.clim.2018.52.1>
- Bönecke, E., Breitsameter, L., Brüggemann, N., Chen, T., Feike, T., Kage, H., Kersebaum, K., Piepho, H., Stützel, H., 2020. Decoupling of impact factors reveals the response of German winter wheat yields to climatic changes. *Global Change Biology* 26, 3601–3626. <https://doi.org/10.1111/gcb.15073>
- Boschetti, F., Price, J., Walker, I., 2016. Myths of the future and scenario archetypes. *Technological Forecasting and Social Change* 111, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.06.009>
- Bosela, M., Tumajer, J., Cienciala, E., Dobor, L., Kulla, L., Marčič, P., Popa, I., Sedmák, R., Sedmáková, D., Sitko, R., Šebeň, V., Štěpánek, P., Büntgen, U., 2021. Climate warming induced synchronous growth decline in Norway spruce populations across biogeographical gradients since 2000. *Science of The Total Environment* 752, 141794. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141794>
- Braun, M., Hesser, F., Schwarzbauer, P., 2021a. Adaptive forest management and its effect on the competitiveness on the Austrian forest-based sector.
- Braun, M., Schwarzbauer, P., 2018. The effect of subsistence use of fuelwood on market availability (sales) in Austria. Presented at the 7th international scientific conference on sustainable development of agriculture and economy, JUN 20–23 2018, Ulaanbaatar, MONGOLIA.
- Braun, M., Schwarzbauer, P., Hesser, F., 2020. Wirtschaftliche Entwicklung des Forst- und Holzsektors – eine Analyse der Wettbewerbsfähigkeit. *BFW Praxisinformation* 51, 25–28.
- Braun, M., Schwarzbauer, P., Hesser, F., Gschwandtner, T., Kindermann, G., Schadauer, K., Jandl, R., Ludvig, A., Weiss, G., Fritz, D., Pözl, W., Schmid, C., Weiss, P., 2021b. Analysis of the CO2 effects of forest and timber utilisation in Austria.
- Breuste, J.H., Artmann, M., 2015. Allotment Gardens Contribute to Urban Ecosystem Service: Case Study Salzburg, Austria. *Journal of Urban Planning Development* 141. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000264](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000264)
- Bruckmüller, E., Hanisch, E., Sandgruber, R., 2002. Geschichte der Land- und Forstwirtschaft: Regionen – Betriebe – Menschen. Carl Ueberreuter, Wien.
- Butschek, F., 2012. Österreichische Wirtschaftsgeschichte – Von der Antike bis zur Gegenwart. Böhlau Verlag Wien.
- Caravaggio, N., 2020. A global empirical re-assessment of the Environmental Kuznets curve for deforestation. *Forest Policy and Economics* 119, 102282. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102282>
- Chimani, B., Heinrich, G., Hofstätter, M., Kerschbaumer, M., Kienberger, S., Leuprecht, A., Lexer, A., Peßenteiner, S., Poetsch, M., Salzmann, M., 2016. ÖKS15-Klimaszenarien für Österreich. Daten, Methoden und Klimaanalyse, Report. CCCA, Vienna.
- Chimani, B., Matulla, C., Eitzinger, J., Hiebl, J., Hofstätter, M., Kubu, G., Maraun, D., Mendlik, T., Schellander-Gorgas, T., Thaler, S., 2018. STARC-Impact Guideline zur Nutzung der ÖKS15-Klimawandelsimulationen sowie der entsprechenden gegitterten Beobachtungsdatensätze.
- Chmielewski, F.-M., Müller, A., Bruns, E., 2004. Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 121, 69–78. [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(03\)00161-8](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(03)00161-8)
- Cohen, I., Zandalinas, S.I., Huck, C., Fritsch, F.B., Mittler, R., 2021. Meta-analysis of drought and heat stress combination impact on crop yield and yield components. *Physiol Plantarum* 171, 66–76. <https://doi.org/10.1111/ppl.13203>
- 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>
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J., Wotton, B.M., 2001. Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience* 51, 723–734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Darnhofer, I., Bellon, S., Dedieu, B., Milestad, R., 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 30, 545–555. <https://doi.org/10.1051/agro/2009053>
- de Boer, B.F., Rodrigues, J.F.D., Tukker, A., 2019. Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. *Ecological Economics* 164, 106300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.012>
- de Cortazar Atauri, I.G., Duchêne, E., Destrac, A., Barbeau, G., De Reseguier, L., Lacombe, T., Parker, A.K., Saurin, N., Van Leeuwen, C., 2016. Grapevine phenology in France: from past observations to future evolutions in the context of climate change. *Oeno One* 51, 115–126.
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., Lenoir, J., 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Eco-*

- logy & Evolution 3, 744–749. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>
- Diao, T., Peng, Z., Niu, X., Yang, R., Ma, F., Guo, L., 2020. Changes of Soil Microbes Related with Carbon and Nitrogen Cycling after Long-Term CO₂ Enrichment in a Typical Chinese Maize Field. *Sustainability* 12, 1250. <https://doi.org/10.3390/su12031250>
- Dier, M., Hüther, L., Schulze, W., Erbs, M., Köhler, P., Weigel, H.-J., Manderscheid, R., Zörb, C., 2020. Elevated Atmospheric CO₂ Concentration Has Limited Effect on Wheat Grain Quality Regardless of Nitrogen Supply. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 68(12), 3711–3721. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b07817>
- Dier, M., Sickora, J., Erbs, M., Weigel, H.-J., Zörb, C., Manderscheid, R., 2019. Positive effects of free air CO₂ enrichment on N remobilization and post-anthesis N uptake in winter wheat. *Field Crops Research* 234, 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.013>
- Dirnböck, T., Dullinger, S., Grabherr, G., 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation: Alpine vegetation change. *Journal of Biogeography* 30, 401–417. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00839.x>
- Djukic, I., Zehetner, F., Watzinger, A., Horacek, M., Gerzabek, M.H., 2013. In situ carbon turnover dynamics and the role of soil microorganisms therein: a climate warming study in an Alpine ecosystem. *FEMS Microbiology Ecology* 83, 112–124. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01449.x>
- Dmurchowski, W., Baczewska-Dąbrowska, A.H., Gworek, B., 2022. Agronomy in the temperate zone and threats or mitigation from climate change: A review. *CATENA* 212, 106089. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106089>
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., Seidl, R., 2020. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology* 57, 67–76. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13518>
- Dullinger, I., Gatttringer, A., Wessely, J., Moser, D., Plutzer, C., Willner, W., Egger, C., Gaube, V., Haberl, H., Mayer, A., Böhner, A., Gilli, C., Pascher, K., Essl, F., Dullinger, S., 2020. A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. *Global Change Biology* 26, 2336–2352. <https://doi.org/10.1111/gcb.14977>
- Dumont, B., Leemans, V., Ferrandis, S., Bodson, B., Destain, J.-P., Destain, M.-F., 2014. Assessing the potential of an algorithm based on mean climatic data to predict wheat yield. *Precision Agriculture* 15, 255–272. <https://doi.org/10.1007/s11119-014-9346-9>
- Ebner, G., 2019. Starke Monatsverluste bei Rund- und Schnittholz.
- Eder, J., Gruber, E., Görgl, P., Hemetsberger, M., 2018. Wie Wien wächst: Monitoring aktueller Trends hinsichtlich Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung in der Stadtregion Wien. *Raumforschung und Raumordnung* 76, 327–343. <https://doi.org/10.1007/s13147-018-0546-z>
- EEC 676, 1991. Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, 91/676/EEC.
- Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., Tappeiner, U., 2016. Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landscape Ecology* 31, 1903–1918. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3>
- Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2017. Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Regional Environmental Change* 17, 2237–2250. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1132-6>
- Eickhout, B., van Meijl, H., Tabeau, A., van Rheenen, T., 2007. Economic and ecological consequences of four European land use scenarios. *Land Use Policy* 24, 562–575. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.01.004>
- Eisenmenger, N.; Plank, B.; Milota, E.; Gierlinger, S. (2020): Resource use in Austria 2020. Federal Ministry of Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK), Vienna
- Eitzinger, J., 2019. Extreme weather impacts on crop production – research challenges, in: E-Proceedings of the 9th International Symposium on Atmospheric Sciences. Presented at the 9th International Symposium on Atmospheric Sciences, Istanbul Technical University.
- Eitzinger, J., Kersebaum, K.-Ch., 2016. Klimawandel und Pflanzenbau. *Geographische Rundschau* 3/2016, 4–11.
- Eitzinger, J., Thaler, S., Schmid, E., Strauss, F., Ferrise, R., Moriondo, M., Bindi, M., Palosuo, T., Rötter, R., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Patil, R.H., Şaylan, L., Çaldağ, B., Çaylak, O., 2013a. Sensitivities of crop models to extreme weather conditions during flowering period demonstrated for maize and winter wheat in Austria. *The Journal of Agricultural Science* 151, 813–835. <https://doi.org/10.1017/S0021859612000779>
- Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Šiška, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Žalud, Z., 2013b. 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>
- Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Lijra, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tschardtke, T., Weisser, W., Clement, L., Bengtsson, J., 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 43–97. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005>
- Erb, K.-H., 2004. Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on Ecological Footprint assessments. *Land Use Policy, Land use and sustainability Indicators* 21, 247–259. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.010>
- Erb, K.-H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M.C., Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communication* 7, 11382. <https://doi.org/10.1038/ncomms11382>
- Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W., Kleinbauer, I., 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation* 21, 655–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Estrella, N., Sparks, T.H., Menzel, A., 2007. Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. *Global Change Biology* 13, 1737–1747.
- EU 60, 2000. EU 2000/60 Wasserrichtlinie, RL 200/60/EG.
- Eurostat, 2020. Website of Eurostat. Material flow accounts. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/view/AEI_EF_IR
- Eurostat, Statistisches Amt, 2018. Economy-wide material flow accounts. Handbook. 2018 edition. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Exner, A., Schützenberger, I., 2018. Creative Natures. Community gardening, social class and city development in Vienna. *Geoforum* 92, 181–195. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.04.011>
- Eyshy Rezaei, E., Webber, H., Gaiser, T., Naab, J., Ewert, F., 2015. Heat stress in cereals: Mechanisms and modelling. *European Journal of Agronomy* 64, 98–113. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.003>
- Fachverband der Holzindustrie, 2020. Branchenbericht 2019/20. Fachverband der Holzindustrie, Wien.
- Fachverband der Holzindustrie, 2019. Branchenbericht 2018/19. Fachverband der Holzindustrie, Wien.
- Falkner, K., Mitter, H., Moltchanova, E., Schmid, E., 2019. A zero-inflated Poisson mixture model to analyse spread and abundance of the Western Corn Rootworm in Austria. *Agricultural Systems* 174, 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.010>

- FAO, 2021. Website von FAOSTAT. Forestry production and trade.
- Fassmann, H., 2010. AGII Gesellschafts- und Bevölkerungsentwicklung Orientierungspapier 3. Fassung – Jänner 2010. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK).
- Fazeni, K., Steinmüller, H., 2011. Impact of changes in diet on the availability of land, energy demand, and greenhouse gas emissions of agriculture. *Energy, Sustainability and Society* 1, 6. <https://doi.org/10.1186/2192-0567-1-6>
- 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>
- Fischer, M., Gruber-Rotheneder, B., Payrhuber, A., 2012. Struktur- und Wirkungsforschung in der agrarischen Bildung, Weiterbildung und Beratung, in: Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik (Ed.), *Agrarischer Bildungs- und Beratungsbericht*. pp. 139–192.
- Fischer, T., 2020. Soziale Infrastrukturen und Multilokalität, in: *Multilokale Lebensführungen Und Räumliche Entwicklungen – Ein Kompendium. Forschungsberichte Der ARL 13. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover*, pp. 140–146.
- Flury, C., Huber, R., Tasser, E., 2013. Future of Mountain Agriculture in the Alps, in: Mann, S. (Ed.), *The Future of Mountain Agriculture*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 105–126. https://doi.org/10.1007/978-3-642-33584-6_8
- Frehner, M., Wasser, B., Schwitter, R., 2005. Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemaßnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion, Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Freudenschuß, A., Sedy, K., Zethner, G., Spiegel, H., 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit, Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung.
- Friedl, B., Getzner, M., 2003. Determinants of CO₂ emissions in a small open economy. *Ecological Economics* 45, 133–148. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00008-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00008-9)
- Fuchs, S., Keiler, M., Zischg, A., 2015. A spatiotemporal multi-hazard exposure assessment based on property data. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 15, 2127–2142. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-2127-2015>
- Fuchs, S., Röthlisberger, V., Thaler, T., Zischg, A., Keiler, M., 2017. Natural Hazard Management from a Coevolutionary Perspective: Exposure and Policy Response in the European Alps. *Annals of the American Association of Geographers* 107, 382–392. <https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1235494>
- Fujihara, Y., Takase, K., Chono, S., Ichion, E., Ogura, A., Tanaka, K., 2017. Influence of topography and forest characteristics on snow distributions in a forested catchment. *Journal of Hydrology* 546, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.021>
- Gądek, B., Kaczka, R.J., Rączkowska, Z., Rojan, E., Casteller, A., Bebi, P., 2017. Snow avalanche activity in Żleb Żandarmerii in a time of climate change (Tatra Mts., Poland). *CATENA* 158, 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.005>
- Gartner, K., Nadezhdina, N., Englisch, M., Čermak, J., Leitgeb, E., 2009. Sap flow of birch and Norway spruce during the European heat and drought in summer 2003. *Forest Ecology and Management* 258, 590–599. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.028>
- Gass, V., Schmidt, J., Strauss, F., Schmid, E., 2013. Assessing the economic wind power potential in Austria. *Energy Policy* 53, 323–330. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.079>
- Getzner, M., 2009. „Determinants of (de-) materialization of an industrialized small open economy“. *International Journal of Ecological Economics and Statistics* 14, 3–13.
- Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. *European Planning Studies* 28, 1095–1117.
- Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. *Regional Environmental Change* 7, 37–47. <https://doi.org/10.1007/s10113-007-0024-6>
- Gingrich, S., Güldner, D., Schmid, M., 2020. Eine sozial-ökologische Interpretation der „Forest Transition“ in den österreichischen Alpenländern der 19. Jahrhunderts, in: *Ressourcen in Historischer Perspektive – Landschaft, Literatur Und Nachhaltigkeit*. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen, pp. 117–146.
- Gingrich, S., Lauk, C., Krausmann, F., Erb, K.-H., Le Noë, J., 2021. Changes in energy and livestock systems largely explain the forest transition in Austria (1830–1910). *Land Use Policy* 109, 105624. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105624>
- Gingrich, S., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pichler, M., Schaffartzik, A., Schmid, M., Magerl, A., Le Noë, J., Bhan, M., Erb, K., 2019. Hidden emissions of forest transitions: a socio-ecological reading of forest change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 38, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.005>
- Gingrich, S., Theurl, M.C., Erb, K., Krausmann, F., 2018. Regional specialization and market integration: agroecosystem energy transitions in Upper Austria. *Regional Environmental Change* 18, 937–950. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1145-1>
- Glade, T., Mergili, M., Sattler, K., 2020. ExtremA 2019: Aktueller Wissensstand zu Extremereignissen alpiner Naturgefahren in Österreich. Vienna University Press, Wien <https://www.vandenhoeck-ruprecht-verlage.com/themen-entdecken/sozial-rechts-und-wirtschaftswissenschaften/natur-landschaft/55101/extrema-2019> (accessed 3.4.21).
- Glasberg, L., Strimitzer, L., 2020. Schadholz und Corona. Ein Weg aus der zweifachen Krise.
- Godfray, H.C.J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J.W., Key, T.J., Lormer, J., Pierrehumbert, R.T., Scarborough, P., Springmann, M., Jebb, S.A., 2018. Meat consumption, health, and the environment. *Science* 361. <https://doi.org/10.1126/science.aam5324>
- Göttlich, K., Kuntze, H., 1990. Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft, in: Göttlich, K. (Ed.), *Moor- Und Torfkunde*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- Greenwood, S., Jump, A.S., 2014. Consequences of Treeline Shifts for the Diversity and Function of High Altitude Ecosystems. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46, 829–840. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.4.829>
- Gschwantner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. *BFW Praxisinfo* 50, 8–12.
- Gschwantner, T., Klaus Gabler, Schadauer, K., Weiss, P., 2010. National forest inventory reports: Austria, in: *National Forest Inventories – Pathways for Common Reporting*. Springer, Heidelberg, pp. 57–71.
- Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. *BFW-Praxisinformation* 6, 11–13.
- Gschwantner, T., Russ, W., Freudenschuss, A., Zaunbauer, F., Schadauer, K., Koukal, T., Ols, C., Bontemps, J.-D., Bauerhansl, C., Schöttl, S., Aufreiter, C., Löw, M., 2019. Zwischenauswertung der Waldinventur 2016/18, BFW, Praxisinformation 50.
- Guenet, B., Lenhart, K., Leloup, J., Giusti-Miller, S., Pouteau, V., Mora, P., Nunan, N., Abbadie, L., 2012. The impact of long-term CO₂ enrichment and moisture levels on soil microbial community structure and enzyme activities. *Geoderma* 170, 331–336. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.002>
- Güntschl, E., 1960. 100 Jahre Ennsregulierung. Festschrift. Verlag Natur und Technik, Wien.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007. Quantifying

- and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS USA* 104, 12942. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- Hambusch J., 2014. The 2013 Common Agricultural Policy reform and its impact on small ruminant farming in Austria. *Studies in Agricultural Economics* 116, 13–17.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3, 203–207. <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>
- Hann, P., Trska, C., Wechselberger, K.F., Eitzinger, J., Kromp, B., 2015. Phyllopertha horticola (Coleoptera: Scarabaeidae) larvae in eastern Austrian mountainous grasslands and the associated damage risk related to soil, topography and management. *Springerplus* 4. <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0918-6>
- Hänninen, H., 2006. Climate warming and the risk of frost damage to boreal forest trees: identification of critical ecophysiological traits. *Tree Physiology* 26, 889–898. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.7.889>
- Hansen, E.M.Ø., Hauggaard-Nielsen, H., Launay, M., Rose, P., Mikkelsen, T.N., 2019. The impact of ozone exposure, temperature and CO₂ on the growth and yield of three spring wheat varieties. *Environmental and Experimental Botany* 168, 103868. <https://doi.org/10.1016/j.enxpb.2019.103868>
- Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., Kain, J.-H., Artmann, M., Pauleit, S., 2015. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. *Ecosystem Services* 12, 228–246. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.013>
- Hasenauer, H., Nemani, R.R., Schadauer, K., Running, S.W., 1999. Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria. *Forest Ecology and Management* 122, 209–219. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00010-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00010-9)
- Haslinger, K., Schöner, W., Anders, I., 2016. Future drought probabilities in the Greater Alpine Region based on COSMO-CLM experiments – spatial patterns and driving forces. *metz* 25, 137–148. <https://doi.org/10.1127/metz/2015/0604>
- 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 14.
- Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S.D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy* 39, 5690–5702. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Heinrich, B., Holst, C., Lakner, S., 2013. The Reform of the Common Agricultural Policy: On the Right Track to Become Greener and Fairer? *GAIA* 22, 20–24.
- Helbig, N., Moeser, D., Teich, M., Vincent, L., Lejeune, Y., Sicart, J.-E., Monnet, J.-M., 2020. Snow processes in mountain forests: interception modeling for coarse-scale applications. *Hydrology and Earth System Sciences* 24, 2545–2560. <https://doi.org/10.5194/hess-24-2545-2020>
- Herman, F., Smidt, S., Butterbach-Bahl, K., Englisch, M., Gebertrother, E., Jandl, R., Katzensteiner, K., Lexer, M., Strebl, F., Zechmeister-Boltenstern, S., 2007. Modeling of Nitrogen Dynamics in an Austrian Alpine Forest Ecosystem on Calcareous Soils: A Scenario-Based Risk Assessment under Changing Environmental Conditions. *The Scientific World JOURNAL* 7, 159–165. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.9>
- Hetemäki, L., Hurmekoski, E., 2016. Forest Products Markets under Change: Review and Research Implications. *Current Forestry Report* 2, 177–188. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0042-z>
- Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Strauss, F., Schmid, E., 2012. Investment in Irrigation Systems under Precipitation Uncertainty. *Water Resources Management* 26, 3113–3137. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0053-x>
- Hinojosa, L., Tasser, E., Rüdiger, J., Leitinger, G., Schermer, M., Lambin, E.F., Tappeiner, U., 2019. Geographical heterogeneity in mountain grasslands dynamics in the Austrian-Italian Tyrol region. *Applied Geography* 106, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.03.006>
- Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.
- Hofer, O., 2019. Landwirtschaft in der Statistik: Rund 16 % der Rinder werden gealpt. *Der Alm- und Bergbauer* 2019, 11–15.
- Hofreither, M.F., Eder, M., Feichtinger, F., Kniepert, M., Liebhard, P., Salhofer, K., Schmid, E., Sinabell, F., Streicher, G., 2000. Modellanalyse von ökonomischen Instrumenten zum Grundwasserschutz im Zusammenhang mit dem ÖPUL-Programm (Endbericht No. 113). Forschungsprojekt im Auftrag des BMLF und BMUJF. Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, Universität für Bodenkultur, Vienna.
- Hogl, K., Pregernig, M., Weiß, G., 2003. Wer sind Österreichs WaldeigentümerInnen? Einstellungen und Verhalten traditioneller und „neuer“ Waldeigentümergruppen im Vergleich.
- Huber, L., Schirpke, U., Marsoner, T., Tasser, E., Leitinger, G., 2020. Does socioeconomic diversification enhance multifunctionality of mountain landscapes? *Ecosystem Services* 44, 101122. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101122>
- Huber, P., Gindra-Vady, L., Pousek, C., Wolfslehner, B., Vacik, H., 2018. Dokumentation zum Reporting der Indikatoren „Non Wood Products“ und „Forest Services“. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.
- Huber, W., 2007. Metastudie zur Mobilisierung von Holzreserven aus dem österreichischen Kleinwald. Systematischer Review von Kleinwaldstudien aus fünf Jahrzehnten.
- Huber, W., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2013. Analyse der Motive österreichischer Kleinwaldeigentümer als Schlüssel für die Holzmobilisierung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 164, 278–284. <https://doi.org/10.3188/szf.2013.0278>
- Hurmekoski, E., Hetemäki, L., 2013. Studying the future of the forest sector: Review and implications for long-term outlook studies. *Forest Policy and Economics* 34, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.05.005>
- IIASA, 2018. Welcome to the SSP Database (Shared Socioeconomic Pathways) – Version 2.0 [WWW Document]. SSP Public Database, Version 2.0. <https://secure.iiasa.ac.at/web-apps/ene/SspDb/dsd?Action=htmlpage&page=welcom>
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis – Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017a. 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>
- Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017b. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. *European Journal of Forest Research* 136, 1051–1069. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1051-6>

- Jandl, R., 2020. Climate-induced challenges of Norway spruce in Northern Austria. *Trees, Forests and People* 1, 100008. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100008>
- Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P., 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. *Forests* 9, 592. <https://doi.org/10.3390/f9100592>
- Jandl, R., Neumann, M., Eckmüller, O., 2007. Productivity increase in Northern Austria Norway spruce forests due to changes in nitrogen cycling and climate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170, 157–165. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521943>
- Jandl, R., Smidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., Dirnböck, T., 2012. Acidification and Nitrogen Eutrophication of Austrian Forest Soils. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, ID 632602. <https://doi.org/10.1155/2012/632602>
- Jauk, G., 2019. 100,000 m³ cross-laminated timber factories as default? Timber Online.
- 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., Niederscheider, 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>
- Joanneum Research, 2010. Arbeitspapier AG II „Umwelt-Klimawandel-Ressourcen.“
- Johann, E., 2007. Traditional forest management under the influence of science and industry: The story of the alpine cultural landscapes. *Forest Ecology and Management* 249, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.049>
- Jönsson, A.M., Linderson, M.-L., Stjernquist, I., Schlyter, P., Barring, L., 2004. Climate change and the effect of temperature backlashes causing frost damage in *Picea abies*. *Global and Planetary Change* 44, 195–207. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.06.012>
- Kahiluoto, H., Kaseva, J., Balek, J., Olesen, J.E., Ruiz-Ramos, M., Gobin, A., Kersebaum, K.C., Takáč, J., Ruget, F., Ferrise, R., Bezak, P., Capellades, G., Dibari, C., Mäkinen, H., Nendel, C., Ventrella, D., Rodríguez, A., Bindi, M., Trnka, M., 2019. Decline in climate resilience of European wheat. *PNAS USA* 116, 123. <https://doi.org/10.1073/pnas.1804387115>
- Kalt, G., 2018. Carbon dynamics and GHG implications of increasing wood construction: long-term scenarios for residential buildings in Austria. *Carbon Management* 9, 265–275. <https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1469948>
- Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. *Resources, Conservation and Recycling* 95, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006>
- Kalt, G., Amtmann, M., 2014. Biogene Materialflüsse in Österreich. Derzeitiger Stand und Perspektiven für eine verstärkte stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in den Bereichen Biokunststoffe und Dämmstoffe (Projekt im Rahmen des Programms „klimaaktiv nawaro markt“). Österreichische Energieagentur – Austrian Energy Agency, Vienna, Austria.
- Kalt, G., Kranzl, L., 2012. An assessment of international trade related to bioenergy use in Austria – Methodological aspects, recent developments and the relevance of indirect trade. *Energy Policy* 46, 537–549. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.026>
- Karner, K., Cord, A.F., Hagemann, N., Hernandez-Mora, N., Holzkämper, A., Jeangros, B., Lienhoop, N., Nitsch, H., Rivas, D., Schmid, E., Schulp, C.J.E., Strauch, M., van der Zanden, E.H., Volk, M., Willaarts, B., Zarrineh, N., Schönhart, M., 2019a. Developing stakeholder-driven scenarios on land sharing and land sparing – Insights from five European case studies. *Journal of Environmental Management* 241, 488–500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.050>
- Karner, K., Mitter, H., Schmid, E., 2019b. The economic value of stochastic climate information for agricultural adaptation in a semi-arid region in Austria. *Journal of Environmental Management* 249, 109431. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109431>
- Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H., 2015. Global Human Appropriation of Net Primary Production for Biomass Consumption in the European Union, 1986–2007. *Journal of Industrial Ecology* 19, 825–836. <https://doi.org/10.1111/jiec.12238>
- Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H., 2014. Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letter* 9, 034015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034015>
- Kastner, T., Erb, K.-H., Nonhebel, S., 2011. International wood trade and forest change: A global analysis. *Global Environmental Change* 21, 947–956. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.05.003>
- Katzensteiner, K., Englisch, M., 2007. Sustainable biomass production from forests: lessons from historical experience and challenges for ecological research. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 124, 199–212.
- Kazda, M., Pichler, M., 1998. Priority assessment for conversion of Norway spruce forests through introduction of broadleaf species. *Forest Ecology and Management* 102, 245–258. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00166-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00166-7)
- Khanam, T., Rahman, A., Mola-Yudego, B., Pykäläinen, J., 2017. Identification of structural breaks in the forest product markets: how sensitive are to changes in the Nordic region? Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 22, 469–483. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9681-9>
- Kimball, B.A., 2016. Crop responses to elevated CO₂ and interactions with H₂O, N, and temperature. *Current Opinion in Plant Biology* 31, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2016.03.006>
- Kimball, B.A., Kobayashi, K. and M. Bindi, 2002. Responses of agricultural crops to free-air CO₂ enrichment. *Advances in Agronomy* 77, 293–368.
- Kirchner, M., Schmid, E., 2013. Integrated regional impact assessment of agricultural trade and domestic environmental policies. *Land Use Policy* 35, 359–378. <https://doi.org/doi:10.1016/j.landusepol.2013.06.008>
- Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Pretenthaler, F., Rüdiger, J., Schuppenlehner, 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>
- Kirner, L., Payrhuber, A., Proding, M., Hager, V., 2018. Professionalisierung der Weiterbildung und Beratung in der österreichischen Rinder- und Schweinehaltung (Projektbericht). Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik, Wien.
- Kirner, L., Payrhuber, A., Winzheim, M., 2015. Weiterbildung und Beratung im Bereich der Unternehmensführung in Österreich (Forschungsbericht). Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik, Wien.

- Klein, G., Rebetez, M., Rixen, C., Vitasse, Y., 2018. Unchanged risk of frost exposure for subalpine and alpine plants after snowmelt in Switzerland despite climate warming. *International journal of biometeorology* 62, 1755–1762.
- Klein, T., Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Mildner, M., Schleppei, P., Siegwolf, R.T.W., Körner, C., 2016. Growth and carbon relations of mature *Picea abies* trees under 5 years of free-air CO₂ enrichment. *Journal of Ecology* 104, 1720–1733. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12621>
- Kletzian, D., Sinabel, F., Schmid, E., 2004. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Sektor Landwirtschaft – Ökonomische Analyse der Wassernutzung: Entwicklung von methodischen Ansätzen. Studie des WIFO im Auftrag des BMLFUW, Wien.
- Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. *Journal of Agricultural Science* 148, 529–541. <https://doi.org/10.1017/S0021859610000158>
- Knöbl, G., 1960. Die Moore im Ennstal, in: Güntschl, E. (Ed.), 100 Jahre Ennsregulierung. Festschrift. Verlag Natur u. Technik, Wien, pp. 74–81.
- Kocmánková, E., Trmka, M., Eitzinger, J., Dubrovský, M., Štěpánek, P., Semerádová, D., Balek, J., Skalák, P., Farda, A., Juroch, J., Žalud, Z., 2011. Estimating the impact of climate change on the occurrence of selected pests at a high spatial resolution: a novel approach. *The Journal of Agricultural Science* 149, 185–195. <https://doi.org/10.1017/S0021859610001140>
- Köhler, M., Stotten, R., Steinbacher, M., Leitinger, G., Tasser, E., Schirpke, U., Tappeiner, U., Schermer, M., 2017. Participative Spatial Scenario Analysis for Alpine Ecosystems. *Environmental Management* 60, 679–692. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0903-7>
- Kompetenzzentrum Bewässerung, 2020. Eine Initiative des Landes Niederösterreich und der Landwirtschaftskammer-NÖ [WWW Document]. Kompetenzzentrum Bewässerung. <http://kompetenzzentrum-bewaesserung.at/>
- König, M., Loibl, W., Steiger, H., Aspöck, B., Bednar-Friedl, B., Brunner, K.-M., Haas, W., Höferl, K.-M., Hüttenlau, M., Walochnik, J., Weisz, U., 2014. Kapitel 6: Der Einfluss des Klimawandels auf die Anthroposphäre, in: APCC (Ed.), APCC Österreichische Sachstandsbericht 2014. ÖAW, Wien, pp. 641–704.
- Körner, C., 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115, 445–459. <https://doi.org/10.1007/s004420050540>
- Körner, C., Basler, D., Hoch, G., Kollas, C., Lenz, A., Randin, C.F., Vitasse, Y., Zimmermann, N.E., 2016. Where, why and how? Explaining the low-temperature range limits of temperate tree species. *Journal of Ecology* 104, 1076–1088. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12574>
- Kranzl, L., Matzenberger, J., Kalt, G., Zwiauer, K., et al, 2013. Technology Gaps bei der Erreichung der Klimaziele 2050: Bioenergie-Technologien, Ressourcen und Nachhaltigkeit. Vienna University of Technology, Vienna.
- Kranzl, L., Müller, A., Maia, I., Büchele, R., Hartner, M., 2018. Wärmekunft 2050. Erfordernisse und Konsequenzen der Dekarbonisierung von Raumwärme und Warmwasserbereitstellung in Österreich (Endbericht). Technische Universität, Wien.
- Krausmann, F., 2001. Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy* 18, 17–26. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(00\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(00)00042-9)
- Krausmann, F., Haberl, H., 2002. The process of industrialization from the perspective of energetic metabolism. *Ecological Economics* 41, 177–201. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00032-0)
- Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.-H., Wackernagel, M., 2004. Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society–nature interaction for sustainability. *Land Use Policy, Land use and sustainability Indicators* 21, 215–230. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.005>
- 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)
- Krenn, A., Winkelmeier, J., Tiefengraber, C., Cattin, R., Müller, S., Truhetz, H., Biberacher, M., Gadocha, S., 2011. Austrian Wind Atlas and Wind Potential Analysis. Wien.
- Kurz, P., 2018. Between Smallholder Traditions and „Ecological Modernisation“ – Agricultural Transformation, Landscape Change and the Cap in Austria 1995–2015. *European Countryside* 10, 158–179. <https://doi.org/10.2478/euco-2018-0010>
- Lalić, B., Eitzinger, J., Thaler, S., Vučetić, V., Nejedlik, P., Eckersten, H., Jaćimović, G., Nikolić-Djorić, E., 2014. Can Agrometeorological Indices of Adverse Weather Conditions Help to Improve Yield Prediction by Crop Models? *Atmosphere* 5, 1020–1041. <https://doi.org/10.3390/atmos5041020>
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Köhler, M., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2017. Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. *Regional Environmental Change* 17, 2251–2264. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4>
- Leclère, D., Havlík, P., Fuss, S., Schmid, E., Mosnier, A., Walsh, B., Valin, H., Herrero, M., Khabarov, N., Obersteiner, M., 2014. Climate change induced transformations of agricultural systems: insights from a global model. *Environmental Research Letter* 9, 124018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124018>
- Ledermann, T., Kindermann, G., Jandl, R., Schadauer, K., 2020. Klimawandelanpassungsmaßnahmen im Wald und deren Einfluss auf die CO₂-Bilanz. BFW-Praxisinformation 51.
- Lenz, A., Hoch, G., Vitasse, Y., Körner, C., 2013. European deciduous trees exhibit similar safety margins against damage by spring freeze events along elevational gradients. *New Phytologist* 200, 1166–1175. <https://doi.org/10.1111/nph.12452>
- Lexer, M.J., Hönninger, K., Scheffinger, H., Matulla, C., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M., 2002. The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climate change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 162, 53–72.
- Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Pretenthaler, F. (Eds.), *Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria*, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.
- Li, Y., Schubert, S., Kropp, J.P., Rybski, D., 2020. On the influence of density and morphology on the Urban Heat Island intensity. *Nature Communication* 11, 2647. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16461-9>
- Linderholm, H.W., 2006. Growing season changes in the last century. *Agricultural and Forest Meteorology* 137, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.006>
- Littig, B., Brunner, K.-M., 2017. Nachhaltige Produktion, nachhaltiger Konsum, nachhaltige Arbeit. The greening of capitalism, in: *Die Sozial-Ökologische Transformation Der Welt*. Campus, Frankfurt am Main, pp. 215–242.
- Liu, Q., Piao, S., Janssens, I. A., Fu, Y., Peng, S., Lian, X., Ciais, P., Myeni, R.B., Peñuelas, J., Wang, T., 2018. Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. *Nature Communications* 9, 426.
- Loibl, W., Etminan, G., Gebetsroither-Geringer, E., Neumann, H.-M., Sanchez-Guzman, S., 2018. Characteristics of Urban Agglomerations in Different Continents: History, Patterns, Dynamics, Drivers and Trends, in: Ergen, M. (Ed.), *Urban Agglomeration*. intechopen.

- Loibl, W., Ghazal, E., Österreicher, D., Ratheiser, M., Stollnberger, R., Tschannett, S., Tötzer, T., Vuckovic, M., Walal, K., 2019. Urban Densification and Urban Climate Change – Assessing Interaction through Densification Scenarios and Climate Simulations, in: *Is this the Real World? Perfect Smart Cities vs. Real Emotional Cities*. Presented at the Proceedings of REAL CORP 2019, 24th International Conference on Urban Development, Regional Planning and Information Society, REAL CORP, pp. 809–817.
- Loibl, W., Vuckovic, M., Etminan, G., Ratheiser, M., Tschannett, S., Österreicher, D., 2021. Effects of Densification on Urban Microclimate – A Case Study for the City of Vienna. *Atmosphere* 12, 511. <https://doi.org/10.3390/atmos12040511>
- Löschner, L., Herrnegger, M., Apperl, B., Senoner, T., Seher, W., Nachtnebel, H.P., 2017. Flood risk, climate change and settlement development: a micro-scale assessment of Austrian municipalities. *Regional Environmental Change* 17, 311–322. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1009-0>
- Lukasch, B., Frank, T., Schulze, C.H., 2011. Short-term effects of recent land-use changes in Eastern Austria on farmland bird assemblages in a human-dominated landscape. *Biodiversity Conservation* 20, 1339–1352. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0030-3>
- Lüscher, A., Aeschlimann, U., 2006. Effects of Elevated [CO₂] and N Fertilization on Interspecific Interactions in Temperate Grassland Model Ecosystems, in: Nösberger, J., Long, S.P., Norby, R.J., Stitt, M., Hendrey, G.R., Blum, H. (Eds.), *Managed Ecosystems and CO₂: Case Studies, Processes, and Perspectives*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 337–350. https://doi.org/10.1007/3-540-31237-4_19
- MA 22, 2018. Urban Heat Island – Strategieplan Wien. <https://www.wien.gv.at/umweltschutz/raum/uh-i-strategieplan.html>
- Ma, Q., Huang, J.-G., Hänninen, H., Berninger, F., 2019. Divergent trends in the risk of spring frost damage to trees in Europe with recent warming. *Global Change Biology* 25, 351–360.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J.G., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59, 47–69.
- Machatschek, M., Bergler, F., 2006. Ökonomische Funktion, in: Resi, W., Glatz, S., Egger, G., Bogner, D. (Eds.), *Programm Und Plan Zur Entwicklung Der Almwirtschaft. ALP Austria: Programm Zur Sicherung Und Entwicklung Der Alpenen Kulturlandschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Land Kärnten, Land Oberösterreich, Land Salzburg, Land Steiermark, Land Tirol, Land Vorarlberg*, pp. 51–60.
- Maier, C., Hebermehl, W., Grossmann, C.M., Loft, L., Mann, C., Hernández-Morcillo, M., 2021. Innovations for securing forest ecosystem service provision in Europe – A systematic literature review. *Ecosystem Services* 52, 101374. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101374>
- Mäkinen, H., Kaseva, J., Trnka, M., Balek, J., Kersebaum, K.C., Nendel, C., Gobin, A., Olesen, J.E., Bindi, M., Ferrise, R., Moriondo, M., Rodríguez, A., Ruiz-Ramos, M., Takáč, J., Bezák, P., Ventrella, D., Ruget, F., Capellades, G., Kahiluoto, H., 2018. Sensitivity of European wheat to extreme weather. *Field Crops Research* 222, 209–217. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.008>
- Man, R., Kayahara, G.J., Dang, Q.-L., Rice, J.A., 2009. A case of severe frost damage prior to budbreak in young conifers in Northeastern Ontario: Consequence of climate change? *The Forestry Chronicle* 85, 453–462. <https://doi.org/10.5558/tfc85453-3>
- Manderscheid, R., Pacholski, A., Frühauf, C., Weigel, H.-J., 2009. Effects of free air carbon dioxide enrichment and nitrogen supply on growth and yield of winter barley cultivated in a crop rotation. *Field Crops Research* 110, 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.08.002>
- Manderscheid, R., Pacholski, A., Weigel, H.-J., 2010. Effect of free air carbon dioxide enrichment combined with two nitrogen levels on growth, yield and yield quality of sugar beet: Evidence for a sink limitation of beet growth under elevated CO₂. *European Journal of Agronomy* 32, 228–239. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.12.002>
- Mantau, U., Saal, U., Prins, K., Steierer, F., Lindner, M., Verkerk, H., Eggers, J., Leek, N., Oldenburger, J., Asikainen, A., Anttila, P., 2010. Real potential for changes in growth and use of EU Forests, EUwood – Final report. Hamburg.
- Maraun, D., Chimani, B., Matulla, C., Eitzinger, J., Hiebl, J., Hofstätter, M., Kubu, G., Mendlik, T., Schellander-Gorgas, T., Thaler, S., 2018. Endbericht: STARC-Impact – Supporting the Austrian Research Community in using recent Climate Change Projections for Climate Impact Studies (Endbericht), ACRP 8th call.
- Maroschek, M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Using a novel assessment framework to evaluate protective functions and timber production in Austrian mountain forests under climate change. *Regional Environmental Change* 15, 1543–1555. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0691-z>
- Matulla, C., Schöner, W., Alexandersson, H., von Storch, H., Wang, X.L., 2008. European storminess: late nineteenth century to present. *Climate Dynamics* 31, 125–130. <https://doi.org/10.1007/s00382-007-0333-y>
- Mayr, D., Schmidt, J., Schmid, E., 2014. The potentials of a reverse auction in allocating subsidies for cost-effective roof-top photovoltaic system deployment. *Energy Policy* 69, 555–565. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.01.029>
- McInnes, K.L., Erwin, T.A., Bathols, J.M., 2011. Global Climate Model projected changes in 10 m wind speed and direction due to anthropogenic climate change. *Atmospheric Science Letters* 12, 325–333. <https://doi.org/10.1002/asl.341>
- Mehdi, B., Ludwig, R., Lehner, B., 2016. Simulated future changes of extreme nutrient loads in a mesoscale agricultural watershed in Bavaria / Simulierte zukünftige Änderungen der Extremwerte für Nährstofffrachten in einem mesoskaligen landwirtschaftlichen Einzugsgebiet in Bayern. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* 67, 77–90. <https://doi.org/10.1515/boku-2016-0008>
- Mehdi, B., Ludwig, R., Lehner, B., 2015. Evaluating the impacts of climate change and crop land use change on streamflow, nitrates and phosphorus: A modeling study in Bavaria. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4, 60–90. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.04.009>
- Meier, M., Fuhrer, J., Holzkämper, A., 2018. Changing risk of spring frost damage in grapevines due to climate change? A case study in the Swiss Rhone Valley. *International Journal of Biometeorology* 62(6), 991–1002.
- Meisch, C., Schirpke, U., Huber, L., Rüdiger, J., Tappeiner, U., 2019. Assessing Freshwater Provision and Consumption in the Alpine Space Applying the Ecosystem Service Concept. *Sustainability* 11, 1131. <https://doi.org/10.3390/su11041131>
- Menzel, A., Fabian, P., 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397, 659–659. <https://doi.org/10.1038/17709>
- Menzel, A., Jakobi, G., Ahas, R., Scheifinger, H., Estrella, N., 2003. Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 23, 793–812.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12, 1969–1976. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x>
- Menzel, A., Yuan, Y., Matiu, M., Sparks, T., Scheifinger, H., Gehrig, R., Estrella, N., 2020. Climate change fingerprints in recent European

- plant phenology. *Global Change Biology* 26, 2599–2612. <https://doi.org/10.1111/gcb.15000>
- Michlmayr, F., 1997. Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel: Donauregulierungen im Wiener Stadtgebiet. *Stapfia* 51, 13–25.
- Mikovits, C., Schuppenlehner, T., Scherhauer, P., Schmidt, J., Schmalzl, L., Dworzak, V., Hampl, N., Sposato, R.G., 2021. A Spatially Highly Resolved Ground Mounted and Rooftop Potential Analysis for Photovoltaics in Austria. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 10. <https://doi.org/10.3390/ijgi10060418>
- Milford, A.B., Le Mouel, C., Bodirsky, B.L., Rolinski, S., 2019. Drivers of meat consumption. *Appetite* 141, 104313.
- Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopčič, M., Pardos, M., Cailleret, M., 2017. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology* 54, 389–401. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12772>
- Miralles, D.G., Gentile, P., Seneviratne, S.I., Teuling, A.J., 2019. Land-atmospheric feedbacks during droughts and heatwaves: state of the science and current challenges. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1436, 19–35. <https://doi.org/10.1111/nyas.13912>
- 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., Heumesser, C., Schmid, E., 2014a. Crop production portfolio optimization in managing climate-induced risks in Austria. *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 23, 121–130.
- Mitter, H., Kirchner, M., Schmid, E., Schönhart, M., 2014b. The participation of agricultural stakeholders in assessing regional vulnerability of cropland to soil water erosion in Austria. *Regional Environmental Change* 14, 385–400. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0506-7>
- Mitter, H., Kirchner, M., Schönhart, M., Schmid, E., 2013. Assessing the vulnerability of cropland to soil water erosion under climate change in Austria. *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 22, 13–22.
- Mitter, H., Schmid, E., 2021. Informing groundwater policies in semi-arid agricultural production regions under stochastic climate scenario impacts. *Ecological Economics* 180, 106908. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106908>
- Mitter, H., Schmid, E., 2020. Efficient land and water use under stochastic climate scenarios and groundwater restrictions in a semi-arid region, in: *Book of Abstracts. Second International Crop Modelling Symposium*. Presented at the iCOPM2020. Crop Modelling for the Future, Montpellier, FRANCE, FEB 3-5, 2020, pp. 211–212.
- Mitter, H., Schmid, E., 2019. Computing the economic value of climate information for water stress management exemplified by crop production in Austria. *Agricultural Water Management* 221, 430–448. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.005>
- 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., Prettenhaler, F. (Eds.), *Economic Evaluation of Climate Change Impacts*, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham.
- Mitter, H., Techen, A.-K., Sinabell, F., Helming, K., Schmid, E., Bodirsky, B.L., Holman, I., Kok, K., Lehtonen, H., Leip, A., Le Mouél, C., Mathijs, E., Mehdi, B., Mittenzwei, K., Mora, O., Øistad, K., Øygarden, L., Priess, J.A., Reidsma, P., Schaldach, R., Schönhart, M., 2020. Shared Socio-economic Pathways for European agriculture and food systems: The Eur-Agri-SSPs. *Global Environmental Change* 65, 102159. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102159>
- Morelli, F., Mikula, P., Benedetti, Y., Bussière, R., Tryjanowski, P., 2018. Cemeteries support avian diversity likewise urban parks in European cities: Assessing taxonomic, evolutionary and functional diversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 36, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.011>
- Morin, X., Chuine, I., 2014. Will tree species experience increased frost damage due to climate change because of changes in leaf phenology? *Can. J. For. Res.* 44, 1555–1565. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0282>
- Morton, L.W., Mahaffee, W., Gleason, M., 2017. Climate, Weather and Wine Grapes.
- Moser, W., Peterson, J., 1981. Limits to Obergurgl's growth. *Ambio* 10, 68–72.
- Mostegl, N.M., Pröbstl-Haider, U., Jandl, R., Haider, W., 2019. Targeting climate change adaptation strategies to small-scale private forest owners. *Forest Policy and Economics* 99, 83–99. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.001>
- Neethling, E., Petitjean, T., Quénel, H., Barbeau, G., 2017. Assessing local climate vulnerability and winegrowers' adaptive processes in the context of climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 22, 777–803.
- 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 Forests and Global Change* 2, 39. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039>
- Neumann, M., Schadauer, K., 1995. Die Entwicklung des Zuwachses in Österreich an Hand von Bohrkernanalysen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 166, 230–234.
- 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>
- Niese, G., 2011. Österreichs Schutzwälder sind total überaltert. *BFW-Praxisinformation* 24, 29–31.
- Obojes, N., Meurer, A., Newesely, C., Tasser, E., Oberhuber, W., Mayr, S., Tappeiner, U., 2018. Water stress limits transpiration and growth of European larch up to the lower subalpine belt in an inner-alpine dry valley. *New Phytologist* 220, 460–475. <https://doi.org/10.1111/nph.15348>
- Obwegger, A., 2018. Analyse des Rückgangs der Almauftriebszahlen in Österreich (Master's Thesis). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Oke, T.R., 1995. The Heat Island of the Urban Boundary Layer: Characteristics, Causes and Effects, in: Cermak, J.E., Davenport, A.G., Plate, E.J., Viegas, D.X. (Eds.), *Wind Climate in Cities*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 81–107. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3686-2_5
- Oke, T.R., 1982. The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 108, 1–24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>
- Oke, T.R., Mills, G., Christen, A., Voogt, J.A., 2017. *Urban climates*. Cambridge University Press.
- Olesen, J.E., Trnka, M., Kersebaum, K.C., Skjelvåg, A.O., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rossi, F., Kozyra, J., Micale, F., 2011. Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy* 34, 96–112. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.11.003>
- Ols, C., Kålås, I.H., Drobyshev, I., Söderström, L., Hofgaard, A., 2019. Spatiotemporal variation in the relationship between boreal forest productivity proxies and climate data. *Dendrochronologia* 58, 125648. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.125648>
- O'Neill, B.C., Carter, T.R., Ebi, K.L., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kemp-Benedict, E., Kriegler, E., Mearns, L., Moss, R., Riahi, K., van Ruijven, B., van Vuuren, D.P., 2012. Workshop on The Nature and Use of New Socioeconomic Pathways for Climate Change Research. National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, CO.
- O'Neill, B.C., Kriegler, E., Ebi, K.L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D.S., van Ruijven, B.J., van Vuuren, D.P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., Solecki, W., 2017. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the

- 21st century. *Global Environmental Change* 42, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>
- Oppermann, E., Strengers, Y., Maller, C., Rickards, L., Brearley, M., 2018. Beyond Threshold Approaches to Extreme Heat: Repositioning Adaptation as Everyday Practice. *Weather, Climate, and Society* 10, 885–898. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-17-0084.1>
- ÖROK, 2021. Österreichisches Raumentwicklungskonzept ÖREK 2030 kompakt, Raum für Wandel, Beschluss der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK) 20. Oktober 2021.
- ÖROK, 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe / Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.
- ÖROK, 2015. Österreichische Raumordnungskonferenz Wien 2015 – Analysen und Berichte zur räumlichen Entwicklung Österreichs 2012–2014.
- ÖROK, 2011. ÖROK-Regionalprognosen 2010–2030: Bevölkerung, Erwerbspersonen und Haushalte.
- Othengrafen, F., Lange, L., Greinke, L. (Hrsg.), 2021. Temporäre An- und Abwesenheiten in ländlichen Räumen. Auswirkungen multilokaler Lebensweisen auf Land und Gesellschaft. Springer VS, Wiesbaden.
- Overbeck, M., Schmidt, M., 2012. Modelling infestation risk of Norway spruce by Ips typographus (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management* 266, 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.011>
- Paeßens, B., Manderscheid, R., Pacholski, A., Varga, B., Erbs, M., Kage, H., Sieling, K., Weigel, H.-J., 2019. Effects of free-air CO₂ enrichment and drought on root growth of field grown maize and sorghum. *Journal of Agronomy and Crop Science* 205, 477–489. <https://doi.org/10.1111/jac.12339>
- Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A.V., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344, 1090–1092. <https://doi.org/10.1126/science.1253425>
- Pendrill, F., Persson, U.M., Godar, J., Kastner, T., 2019. Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. *Environ. Res. Lett.* 14, 055003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0d41>
- Penker, M., 2009. Landscape governance for or by the local population? A property rights analysis in Austria. *Land Use Policy* 26, 947–953. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.11.007>
- Perzl, F., 2008. Der ISDW-Dokumentationsstandard für die Erfassung der Schutzwirkungen des Waldes (No. 15), BFW. Praxisinformation. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft.
- Perzl, F., Huber, A., Fromm, R., 2015. Verbesserung der Erfassung der Schutzwirkungen für die forstliche Raumplanung. Methodik – Prozessmodellierung Lawine für die Kartierung von Wald mit Lawinen-Objektschutzfunktion (Technischer Bericht). BFW, Wien.
- Peters, W., van der Velde, I.R., van Schaik, E., Miller, J.B., Ciais, P., Duarte, H.F., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Molen, M.K., Scholze, M., Schaefer, K., Vidale, P.L., Verhoef, A., Wårlind, D., Zhu, D., Tans, P.P., Vaughn, B., White, J.W.C., 2018. Increased water-use efficiency and reduced CO₂ uptake by plants during droughts at a continental scale. *Nature Geoscience* 11, 744–748. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0212-7>
- Pontarollo, N., Mendieta Muñoz, R., 2020. Land consumption and income in Ecuador: A case of an inverted environmental Kuznets curve. *Ecological Indicators* 108, 105699. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105699>
- Pontarollo, N., Serpieri, C., 2020. Testing the Environmental Kuznets Curve hypothesis on land use: The case of Romania. *Land Use Policy* 97, 104695. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104695>
- Pöyry, 2018. Österreichs E-Wirtschaft Wasserkraftpotentialstudie Österreich Aktualisierung 2018, Bericht 119000433.
- Prasad, P.V.V., Jagadish, S.V.K., 2015. Field Crops and the Fear of Heat Stress – Opportunities, Challenges and Future Directions. *Procedia Environmental Sciences, Agriculture and Climate Change – Adapting Crops to Increased Uncertainty (AGRI 2015)* 29, 36–37. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.144>
- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E., 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* 15, 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>
- Pröbstl-Haider, U., Mostegl, N.M., Jandl, R., Formayer, H., Haider, W., Pukall, K., Melzer, V., 2017. Willingness to adapt to climate change by small forest owners in Austria. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 188, 113–126. <https://doi.org/10.23765/afz0002007>
- 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>
- Reinwald, F., Ring, Z., Kraus, F., Kainz, A., Tötzer, T., Damyanovic, D., 2019. Green Resilient City – A framework to integrate the Green and Open Space Factor and climate simulations into everyday planning to support a green and climate-sensitive landscape and urban development. *IOP Conference Series: Earth Environmental Science* 323, 012082. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012082>
- Riahi, K., van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J.C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., Ebi, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Da Silva, L.A., Smith, S., Stehfest, E., Bosetti, V., Eom, J., Gernaat, D., Masui, T., Rogelj, J., Streffer, J., Drouet, L., Krey, V., Luderer, G., Harmsen, M., Takahashi, K., Baumstark, L., Doelman, J.C., Kainuma, M., Klimont, Z., Marangoni, G., Lotze-Campen, H., Obersteiner, M., Tabeau, A., Tavoni, M., 2017. The Shared Socio-economic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change* 42, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Rigby, J.R., Porporato, A., 2008. Spring frost risk in a changing climate. *Geophysical Research Letters* 35, L12703.
- Rougieux, P., 2017. Modelling European forest products consumption and trade in a context of structural change. Université de Lorraine, Nancy.
- Rüdiger, J., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2019. Symbolic entities in the European Alps: Perception and use of a cultural ecosystem service. *Ecosystem Services* 39, 100980. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100980>
- Rüdiger, J., Tasser, E., Tappeiner, U., 2012. Biodiversität in Österreich – ihre Erfassung und der Einfluss der Landnutzung, in: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (Eds.), *Angewandte Geoinformatik 2012*, 24. VDE Verlag GmbH, Berlin/Offenbach, pp. 786–794.
- Rüdiger, J., Walde, J., Tasser, E., Frühauf, J., Teufelbauer, N., Tappeiner, U., 2015. Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology* 30, 1851–1863. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0215-3>
- Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.
- Russ, W., 2011. Mehr Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 24, 3–5.
- Russ, W., 2004. Mehr Wald – ein positiver Trend!? BFW-Praxisinfo 3, 4–9.
- Sanon, S., Hein, T., Douven, W., Winkler, P., 2012. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vien-

- na, Austria. *Journal of Environmental Management* 111, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>
- Sarkodie, S.A., Strezov, V., 2019. A review on Environmental Kuznets Curve hypothesis using bibliometric and meta-analysis. *Science of The Total Environment* 649, 128–145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.276>
- Sathre, R., Gustavsson, L., 2006. Energy and carbon balances of wood cascade chains. *Resources, Conservation and Recycling* 47, 332–355. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.12.008>
- Sauberer, N., Grabherr, G., 1995. Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der FFH-Richtlinie, Schwerpunkt Lebensräume (No. 115). Umweltbundesamt, Wien.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzer, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H., Grabherr, G., 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117, 181–190. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00291-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00291-X)
- Sauter, I., Kienast, F., Bolliger, J., Winter, B., Pazúr, R., 2019. Changes in demand and supply of ecosystem services under scenarios of future land use in Vorarlberg, Austria. *Journal of Mountain Science* 16, 2793–2809. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-5124-x>
- Schadauer, K., 1996. Growth trends in Austria, in: *Growth Trends in European Forests: Studies from 12 Countries*. Springer, Berlin, pp. 275–289.
- Scheidl, C., Heiser, M., Kamper, S., Thaler, T., Klebinder, K., Nagl, F., Lechner, V., Markart, G., Rammer, W., Seidl, R., 2020. The influence of climate change and canopy disturbances on landslide susceptibility in headwater catchments. *Science of The Total Environment* 742, 140588. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140588>
- Scheidl, C.N., Heiser, M., Lechner, V., Perzl, F., Frank, G., Thaler, T., Markart, G., 2021. Forest stands from high elevation afforestation in the Austrian Alps – past, present and future at a glance, in: *Natural Hazards in a Changing World*. Presented at the 14th Congress INTERPRAEVENT 2021, International Research Society INTERPRAEVENT, Bergen, pp. 356–364.
- Scheifinger, H., Menzel, A., Koch, E., Peter, C., 2003. Trends of spring time frost events and phenological dates in Central Europe. *Theoretical and Applied Climatology* 74, 41–51.
- Scheiner, J., 2020. Verkehr: Bedeutung von Verkehrsangeboten für Multilokalität, in: *Multilokale Lebensführungen Und Räumliche Entwicklungen: Ein Kompendium*. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover, pp. 154–159.
- Schenker, P., Fenz, R., 2010. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich – Bedeutung für die Landwirtschaft, in: *2. Umweltökologisches Symposium 2010*. Presented at the 2. Umweltökologisches Symposium 2010, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein, pp. 5–8.
- Schipfer, F., Kranzl, L., Olsson, O., Lamers, P., 2020a. The European wood pellets for heating market – Price developments, trade and market efficiency. *Energy* 212, 118636. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118636>
- Schipfer, F., Kranzl, L., Olsson, O., Lamers, P., 2020b. European residential wood pellet trade and prices dataset. *Data in Brief* 32, 106254. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106254>
- Schirpke, U., Alzinger, A., Leitinger, G., Tasser, E., 2019a. Change from agricultural to touristic use: Effects on the aesthetic value of landscapes over the last 150 years. *Landscape and Urban Planning* 187, 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.03.004>
- Schirpke, U., Candiago, S., Egarter Vigl, L., Jäger, H., Labadini, A., Marsoner, T., Meisch, C., Tasser, E., Tappeiner, U., 2019b. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Science of The Total Environment* 651, 928–941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.235>
- Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E., Tappeiner, U., 2017. Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. *Ecosystem Services* 26, 79–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.008>
- Schirpke, U., Leitinger, G., Tasser, E., Schermer, M., Steinbacher, M., Tappeiner, U., 2013. Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 9, 123–135. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.751936>
- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T., Tappeiner, U., 2018. Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. *Ecosystem Services* 31, 336–350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.017>
- Schirpke, U., Tappeiner, U., Tasser, E., 2019c. A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. *Science Report* 9, 6678. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z>
- Schirpke, U., Timmermann, F., Tappeiner, U., Tasser, E., 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. *Ecological Indicators* 69, 78–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.001>
- Schirpke, U., Tscholl, S., Tasser, E., 2020. Spatio-temporal changes in ecosystem service values: Effects of land-use changes from past to future (1860–2100). *Journal of Environmental Management* 272, 111068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111068>
- Schmid, E., 2004. Das Betriebsoptimierungssystem FAMOS (Farm Optimization System), (No. Diskussionspapier DP-09-2004). Universität für Bodenkultur, Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, Wien.
- Schmid, E., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Streicher, G., Schmidt, J., Deppermann, A., Havlík, P., Kranzl, L., 2016. CC2BBE – Vulnerability of a bio-based economy to global climate change impact (Publizierter Endbericht No. KR12AC5K01355). ACRP – Austrian Climate Research Program.
- Schmid, E., Sinabell, F., 2007. On the choice of farm management practices after the reform of the Common Agricultural Policy in 2003. *Journal of Environmental Management* 82, 332–340. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.027>
- Schmid, E., Sinabell, F., 2006. The Austrian agricultural sector in 2013 – Management and environmental perspectives. *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 15, 35–43.
- Schmid, E., Sinabell, F., Hofreither, M.F., 2007. Phasing out of environmentally harmful subsidies: Consequences of the 2003 CAP reform. *Ecological Economics* 60, 596–604. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.12.017>
- Schmidt, J., Leduc, S., Dotzauer, E., Schmid, E., 2011. Cost-effective policy instruments for greenhouse gas emission reduction and fossil fuel substitution through bioenergy production in Austria. *Energy Policy* 39, 3261–3280. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.018>
- Schmidt, J., Lehecka, G., Gass, V., Schmid, E., 2013. Where the wind blows: Assessing the effect of fixed and premium based feed-in tariffs on the spatial diversification of wind turbines. *Energy Economics* 40, 269–276. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2013.07.004>
- Schmithüsen, F.J., 2013. Three hundred years of applied sustainability in forestry (Working Paper). ETH, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Department Environmental Sciences. <https://doi.org/10.3929/ethz-a-009955604>
- Schmitzberger, I., Wrba, Th., Steurer, B., Aschenbrenner, G., Peterseil, J., Zechmeister, H.G., 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108, 274–290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.009>
- 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., Schauppenlehner, 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.agry.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>
- Schueler, S., Kapeller, S., Konrad, H., Geburek, T., Mengl, M., Bozzano, M., Koskela, J., Lefèvre, F., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C., 2013. Adaptive genetic diversity of trees for forest conservation in a future climate: a case study on Norway spruce in Austria. *Biodiversity Conservation* 22, 1151–1166. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0313-3>
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T.E.E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson, D.B., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N.K., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C.S., Kahmen, A., 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45, 86–103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Schwarzbauer, P., Braun, M., 2017. Auswirkungen von Nutzungsrestriktionen auf die Wertschöpfungskette Holz – Beispiel Österreich. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 168, 41–48. <https://doi.org/10.3188/szf.2017.0041>
- Schwarzbauer, P., Huber, W., Koch, S.P., Stern, T., 2012. Das Angebotsverhalten der österreichischen Forstwirtschaft hinsichtlich veränderter Rahmenbedingungen – eine ökonomische Analyse. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 183, 45–55.
- Schwarzbauer, P., Stern, T., 2010. Energy vs. material: Economic impacts of a „wood-for-energy scenario“ on the forest-based sector in Austria – A simulation approach. *Forest Policy and Economics, Forest sector models and their application* 12, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.09.004>
- Schwarzbauer, P., Stern, T., Ettwein, F., 2014. Central-European outlook, in: *What Science Can Tell Us. Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy*. European Forest Institute, Joensuu, pp. 65–76.
- Schwarzbauer, P., Weinfurter, S., Stern, T., Koch, S., 2015. Simulating possible impacts of roundwood procurement problems in Austria on wood-based energy production and forest-based industries. *Biomass and Bioenergy* 81, 602–611. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.001>
- Schwarzbauer, P., Weinfurter, S., Stern, T., Koch, S., 2013. Economic crises: Impacts on the forest-based sector and wood-based energy use in Austria. *Forest Policy and Economics* 27, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.11.004>
- Schweizerischer Bundesrat, KdK, BPUK, SSV, SGV, 2012. Raumkonzept Schweiz (No. 812.091.d). Schweizerischer Bundesrat, Bern.
- Sebald, J., Senf, C., Heiser, M., Scheidl, C., Pflugmacher, D., Seidl, R., 2019. The effects of forest cover and disturbance on torrential hazards: large-scale evidence from the Eastern Alps. *Environmental Research Letters* 14, 114032. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4937>
- Seidl, R., Albrich, K., Erb, K., Formayer, H., Leidinger, D., Leitinger, G., Tappeiner, U., Tasser, E., Rammer, W., 2019. What drives the future supply of regulating ecosystem services in a mountain forest landscape? *Forest Ecology and Management* 445, 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.047>
- Seidl, R., Albrich, K., Thom, D., Rammer, W., 2018. Harnessing landscape heterogeneity for managing future disturbance risks in forest ecosystems. *Journal of Environmental Management* 209, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.014>
- Seidl, R., Baier, P., Rammer, W., Schopf, A., Lexer, M.J., 2007a. Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. *Ecological Modelling* 206, 383–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.002>
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W.S., Lexer, M.J., 2007b. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management, Meeting the challenges of process-oriented management*. 248, 64–79. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.035>
- Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Lexer, M.J., 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management* 256, 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.002>
- Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 694–706. <https://doi.org/10.1139/x10-235>
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, 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., Spies, T.A., Peterson, D.L., Stephens, S.L., Hicke, J.A., 2016. REVIEW: Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 53, 120–129. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>
- 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., Reyser, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7, 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Sinabell, F., 2018. Eine Auswahl von Nachhaltigkeitsindikatoren für die österreichische Land- und Forstwirtschaft im internationalen Vergleich. Aktualisierung 2018. WIFO, Wien.
- Sinabell, F., Bock-Schappelwein, J., Firgo, M., Friesenbichler, K.S., Piribauer, P., Streicher, G., Gerner, L., Kirchner, M., Kantelhardt, J., Niedermayr, A., Schmid, E., Schönhart, M., Mayer, C., 2019. Eine Zwischenbilanz zu den Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2014–2020 (No. 2019/143/A/WIFO-Projekt Nummer: 1618). Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.
- Sinabell, F., Pennerstorfer, D., Streicher, G., Kirchner, M., 2016. Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2007/2013 in Österreich auf den Agrarsektor, die Volkswirtschaft und ausgewählte Bereiche der Lebensqualität (No. 2016/084-2/S/WIFO-Projekt Nummer: 1015). Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Wien.
- Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., 2018. Austrian Agriculture 2020–2050. Scenarios and Sensitivity Analyses on Land Use, Production, Livestock and Production Systems. Wirtschaftsforschungsinstitut (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Vienna, Austria.
- Sklenicka, P., Šímová, P., Hrdinová, K., Salek, M., 2014. Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. *Applied Geography* 47, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.12.006>

- Sloat, L.L., Davis, S.J., Gerber, J.S., Moore, F.C., Ray, D.K., West, P.C., Mueller, N.D., 2020. Climate adaptation by crop migration. *Nature Commun* 11, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15076-4>
- Stadelmann, G., Bugmann, H., Meier, F., Wermelinger, B., Bigler, C., 2013. Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (*Ips typographus* L.) infestations. *Forest Ecology and Management* 305, 273–281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.003>
- Statistik Austria, 2022. Ein Blick auf die Gemeinde [WWW Document]. Gemeindedaten. <https://www.statistik.at/blickgem/index> (accessed 6.21.21).
- Statistik Austria, 2021. Website von Statistik Austria. Energiebilanzen: Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2019 (Detailinformation).
- Statistik Austria, 2020a. Feldfruchtproduktion ab 1970.
- Statistik Austria, 2020b. Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2016. <https://www.statistik.at/statistiken/energie-und-umwelt/energie/energiebilanzen>
- Statistik Austria, 2019. Bevölkerungsentwicklung [WWW Document]. StatCube. [https://statcube.at/statistik.at/ext/statcube/jsf/tableView/tableView.xhtml#Statistik Austria](https://statcube.at/statistik.at/ext/statcube/jsf/tableView/tableView.xhtml#Statistik%20Austria)
- Steinberger, J.K., Krausmann, F., Getzner, M., Schandl, H., West, J., 2013. Development and Dematerialization: An International Study. *PLOS ONE* 8, e70385. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070385>
- Steyrer, G., Cech, T.L., Fürst, A., Hoch, G., Perny, B., 2020. Waldschutzsituation 2019 in Österreich: Schäden durch Borkenkäfer weiter extrem hoch, in: BFW (2020): Waldschutzsituation 2016–2019 in Österreich. Erhebungen und Diagnosen des BFW und Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren 2016–2019. Forstschutz Aktuell 64. pp. 33–44.
- Stotten, R., Maurer, M., Herrmann, H., Schermer, M., 2019a. Different Forms of Accommodation in Agritourism: The Role of Decoupled Farmer-Based Accommodation in the Ötztal Valley (Austria). *Sustainability* 11, 2841. <https://doi.org/10.3390/su11102841>
- Stotten, R., Maurer, M., Schermer, M., 2019b. Agrotourismus. Eine Untersuchung zum Einfluss der bäuerlichen Gästebeherbergung auf die landwirtschaftlichen Strukturen im Ötztal. Universität Innsbruck, Innsbruck.
- Strasser, G., 2014. Das Entwicklungspotential der Almen im Lungau. Eine Analyse des touristischen Entwicklungspotentials der Almen in der Gemeinde Zederhaus., in: Landschaft Und Nachhaltige Entwicklung, INTERREG IV-A Projekt Almregione Bayerisch-Salzbürger Kalkalpen. Selbstverlag der Arbeitsgruppe für Landschaft und Nachhaltige Entwicklung, Salzburg.
- Strasser, U., Förster, K., Formayer, H., Hofmeister, F., Marke, T., Meißl, G., Nadeem, I., Stotten, R., Schermer, M., 2019. Storylines of combined future land use and climate scenarios and their hydrological impacts in an Alpine catchment (Brixental/Austria). *Science of The Total Environment* 657, 746–763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.077>
- Strauss, F., Formayer, H., Schmid, E., 2013a. High resolution climate data for Austria in the period 2008–2040 from a statistical climate change model. *International Journal of Climatology* 33, 430–443. <https://doi.org/10.1002/joc.3434>
- Strauss, F., Moltchanova, E., Schmid, E., 2013b. Spatially Explicit Modeling of Long-Term Drought Impacts on Crop Production in Austria. *American Journal of Climate Change* 02, 1–11. <https://doi.org/10.4236/ajcc.2013.23A001>
- Streicher, W., Schnitzer, H., Tatzber, F., Hausberger, S., Haas, R., Kalt, G., Damm, A., Steininger, K., Oblasser, S., 2010. Energieautarkie für Österreich 2050 (Endbericht Klima- und Energiefonds).
- Strimitzer, L., 2020. Industrien der Holzverarbeitung (Marktinformationen). MBK, Klimaaktiv, Wien.
- Strimitzer, L., Höher, M., Nemesothy, K., 2020. Holzströme in Österreich 2018. Austrian Energy Agency, Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.
- Stürmer, B., 2011. Ökonomische Potentialanalysen zur landwirtschaftlichen Biomasse- und Bioenergieproduktion in Österreich / eingereicht von Bernhard Stürmer.
- 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>
- Suske, W., Tomek, H., Gattermaier, S., Huber, J., Steurer, B., Unterwiesing, M., Aschenbrenner, G., Pfefferkorn, W., Teufelbauer, N., Schernhammer, T., Ellmauer, T., Seiberl, M., 2012. Evaluierung des Programms zur Ländlichen Entwicklung im Bereich der Almen. SUSKE Consulting, Wien.
- Suter, D., Nösberger, J., Lüscher, A., 2001. Response of Perennial Ryegrass to Free-Air CO₂ Enrichment (FACE) Is Related to the Dynamics of Sward Structure during Regrowth. *Crop Science* 41, 810–817. <https://doi.org/10.2135/cropsci2001.413810x>
- Svobodová, E., Trnka, M., Žalud, Z., Semerádová, D., Dubrovský, M., Eitzinger, J., Štěpánek, P., Brázdil, R., 2014. Climate variability and potential distribution of selected pest species in south Moravia and north-east Austria in the past 200 years – lessons for the future. *The Journal of Agricultural Science* 152, 225–237. <https://doi.org/10.1017/S0021859613000099>
- Tappeiner, U., Borsdorf, A., Tasser, E., 2008. Alpenatlas = Atlas des alpes: society – economy – environment. Spektrum Akademischer Verl., Heidelberg.
- Tappeiner, U., Tasser, E., Tappeiner, G., 1998. Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. *Ecological Modelling* 113, 225–237. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00145-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00145-8)
- Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2017. Climate change versus land-use change – What affects the mountain landscapes more? *Land Use Policy* 60, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019>
- Tasser, E., Schermer, Markus, Siegl, G. (Eds.), 2012. Wir Landschaftsmacher: vom Sein und Werden der Kulturlandschaft in Nord-, Ost- und Südtirol. Athesia, Bozen.
- Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B.M., Tappeiner, U., 2020. Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. *Ecosystem Services* 42, 101082. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101082>
- Tasser, E., Sternbach, E., Tappeiner, U., 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. *Ecological Indicators* 8, 204–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.01.005>
- Tasser, E., Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science* 5, 173–184. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x>
- Teich, M., Giunta, A.D., Hagenmüller, P., Bebi, P., Schneebeil, M., Jenkins, M.J., 2019. Effects of bark beetle attacks on forest snowpack and avalanche formation – Implications for protection forest management. *Forest Ecology and Management* 438, 186–203. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.052>
- Tello-García, E., Huber, L., Leitinger, G., Peters, A., Newesely, C., Ringler, M.-E., Tasser, E., 2020. Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. *Environmental and Experimental Botany* 169, 103921. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103921>
- Thaler, S., Eitzinger, J., Kubu, G., Chimani, B., Matulla, C., Hiebl, J., Hofstätter, M., Maraun, D., Mendlik, T., 2019a. Anwendung der ÖKS15-Klimaprojektionen in Agrarmodellen, in: Klimatag 2019. Presented at the 20. Österreichischer Klimatag 2019, APR 24–26, Vienna, pp. DACH2019-46–1.
- Thaler, S., Eitzinger, J., Kubu, G., Chimani, B., Matulla, C., Hiebl, J., Hofstätter, M., Maraun, D., Mendlik, T., 2019b. Einfluss von

- Klimaszenarien unterschiedlicher Auflösung auf die Ergebnisse agrarmeteorologischer Modelle in unterschiedlichen Regionen Österreichs, in: Kurzfassungen Der Meteorologentagung DACH. Presented at the Meteorologentagung DACH, Garmisch-Partenkirchen, Deutschland, 18.–22. März 2019, pp. DACH2019-46–1.
- Thaler, S., Eitzinger, J., Trnka, M., Dubrovsky, M., 2012. Impacts of climate change and alternative adaptation options on winter wheat yield and water productivity in a dry climate in Central Europe. *Journal of Agricultural Science* 150, 1–19. <https://doi.org/10.1017/S0021859612000093>
- Thaler, S., Zessner, M., Mayr, M.M., Haider, T., Kroiss, H., Rechberger, H., 2013. Impacts of human nutrition on land use, nutrient balances and water consumption in Austria. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 1-2, 24–39. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.04.003>
- 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., Garstenauer, R., Seidl, R., 2018. Legacies of past land use have a stronger effect on forest carbon exchange than future climate change in a temperate forest landscape. *Biogeosciences* 15, 5699–5713. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5699-2018>
- Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017. 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., 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>
- Thom, D., Seidl, R., Steyrer, G., Krehan, H., Formayer, H., 2013. Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 307, 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.017>
- Thom, D., Sommerfeld, A., Sebal, J., Hagge, J., Müller, J., Seidl, R., 2020. Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 291, 108066. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066>
- Toreti, A., Deryng, D., Tubiello, F.N., Müller, C., Kimball, B.A., Moser, G., Boote, K., Asseng, S., Pugh, T.A.M., Vanuytrect, E., Pleijel, H., Webber, H., Durand, J.-L., Dentener, F., Ceglar, A., Wang, X., Badeck, F., Leclercq, R., Wall, G.W., van den Berg, M., Hoegy, P., Lopez-Lozano, R., Zampieri, M., Galmarini, S., O'Leary, G.J., Manderscheid, R., Mencos Contreras, E., Rosenzweig, C., 2020. Narrowing uncertainties in the effects of elevated CO₂ on crops. *Nature Food* 1, 775–782. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-00195-4>
- Tramberend, S., Fischer, G., Bruckner, M., van Velthuisen, H., 2019. Our Common Cropland: Quantifying Global Agricultural Land Use from a Consumption Perspective. *Ecological Economics* 157, 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.005>
- Tribl, C., 2006. Ökonomische Auswirkungen der neuen gesetzlichen Rahmenbedingungen bezüglich biogener Treibstoffe in Österreich. Kammer für Arbeiter und Angestellte für Wien, Wien.
- Trimmel, H., Weihs, P., Faroux, S., Formayer, H., Hamer, P., Hasel, K., Laimighofer, J., Leidinger, D., Masson, V., Nadeem, I., Oswald, S.M., Revesz, M., Schoetter, R., 2021. Thermal conditions during heat waves of a mid-European metropolis under consideration of climate change, urban development scenarios and resilience measures for the mid-21st century. *Meteorologische Zeitschrift* 30, 9–32. <https://doi.org/10.1127/metz/2019/0966>
- Trnka, M., Brázdil, R., Dubrovský, M., Semerádová, D., Štěpánek, P., Dobrovolný, P., Možný, M., Eitzinger, J., Málek, J., Formayer, H., Balek, J., Žalud, Z., 2011a. A 200-year climate record in Central Europe: Implications for agriculture. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 631–641. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0038-9>
- Trnka, M., Eitzinger, J., Hlavinka, P., Dubrovský, M., Semerádová, D., Štěpánek, P., Thaler, S., Žalud, Z., Možný, M., Formayer, H., 2009. Climate-driven changes of production regions in Central Europe. *Plant Soil Environment* 55, 257–266. <https://doi.org/10.17221/1017-pse>
- Trnka, M., Feng, S., Semenov, M. A., Olesen, J.E., Kersebaum, K.C., Rötter, R.P., Semerádová, D., Klem, K., Huang, W., Ruiz-Ramos, M., Hlavinka, P., Meitner, J., Balek, J., Havlík, P., Büntgen, U., 2019. Mitigation efforts will not fully alleviate the increase in water scarcity occurrence probability in wheat-producing areas. *Science Advances* 5, eaau2406. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2406>
- Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Žalud, Z., Semenov, M. A., 2014. Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change* 4, 637–643. <https://doi.org/10.1038/nclimate2242>
- Trnka, M., Schaumberger, A., Formayer, H., Eitzinger, J., Hlavinka, P., Semerádová, D., Dubrovský, M., Možný, M., Thaler, S., Žalu, Z., 2011b. Evaluating drought risk for permanent grasslands under present and future climate conditions. Presented at the *Procedia Environmental Sciences*, Elsevier B.V., pp. 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.02.010>
- Umweltbundesamt, 2020. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. <https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme> (accessed 6.22.20).
- Umweltbundesamt, 2019. Zwölfter Umweltkontrollbericht – Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0684). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.
- Umweltbundesamt, 2004. Wald in Schutzgebieten. Kategorisierung von Waldflächen in Österreich anhand der Kriterien der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) (No. M-165). Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- UNECE/FAO, 2020. Forest products annual market review 2019–2020 (No. ECE/TIM/SP/50). UNECE, FAO, Geneva.
- Unterberger, C., Brunner, L., Nabernegg, S., Steininger, K.W., Steiner, A.K., Stabentheiner, E., Monschein, S., Truhetz, H., 2018. Spring frost risk for regional apple production under a warmer climate. *PLOS ONE* 13, e0200201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200201>
- Urban, O., Hlaváčová, M., Klem, K., Novotná, K., Rapantová, B., Smutná, P., Horáková, V., Hlavinka, P., Škarpa, P., Trnka, M., 2018. Combined effects of drought and high temperature on photosynthetic characteristics in four winter wheat genotypes. *Field Crops Research* 223, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.02.029>
- VEE, 2022. Österreich Klimaneutral, Potenziale, Beitrag und Optionen zur Klimaneutralität mit erneuerbaren Energien, Eine Studie von Erneuerbare Energie Österreich. Verein Erneuerbare Energie Österreich, Wien.
- Verkerk, P.J., Costanza, R., Hetemäki, L., Kubiszewski, I., Leskinen, P., Nabuurs, G.J., Potočník, J., Palahí, M., 2020. Climate-Smart Forestry: the missing link. *Forest Policy and Economics* 115, 102164. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102164>
- Vitasse, Y., Lenz, A., Körner, C., 2014. The interaction between freezing tolerance and phenology in temperate deciduous trees. *Frontiers in Plant Science* 5, 541.
- Vitasse, Y., Rebetez, M., 2018. Unprecedented risk of spring frost damage in Switzerland and Germany in 2017. *Climatic change* 149, 233–246.
- Vitasse, Y., Schneider, L., Rixen, C., Christen, D., Rebetez, M., 2018a. Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring

- frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. *Agricultural and forest meteorology* 248, 60–69.
- Vitasse, Y., Signarbieux, C., Fu, Y.H., 2018b. Global warming leads to more uniform spring phenology across elevations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, 1004–1008.
- Vogel, E., Donat, M.G., Alexander, L.V., Meinshausen, M., Ray, D.K., Karoly, D., Meinshausen, N., Frieler, K., 2019. The effects of climate extremes on global agricultural yields. *Environmental Research Letters* 14, 054010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab154b>
- Vospertnik, S., Nothdurft, A., 2018. Can trees at high elevations compensate for growth reductions at low elevations due to climate warming? *Canadian Journal of Forest Research* 48, 650–662. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0326>
- Vranken, L., Avermaete, T., Petalios, D., Mathijs, E., 2014. Curbing global meat consumption: Emerging evidence of a second nutrition transition. *Environmental Science & Policy* 39, 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.009>
- Vuckovic, M., Tötzer, T., Stollnberger, R., Loibl, W., 2020. Urban transformation and heat island: Potential of urban design alternatives to mitigate the effects of urban overheating in Austrian cities. *Journal of Urban Environment* 03–14. <https://doi.org/10.34154/2020-JUE-0101-03-14/eurass>
- Waldau, T., Chmielewski, F., 2018. Spatial and temporal changes of spring temperature, thermal growing season and spring phenology in Germany 1951?2015. *Meteorologische Zeitschrift* 27, 335–342. <https://doi.org/10.1127/metz/2018/0923>
- Weiss, G., Hogl, K., Rametsteiner, E., Sekot, W., 2007. Privatwald in Österreich – neu entdeckt | Private forest property in Austria – newly discovered. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 158, 293–301. <https://doi.org/10.3188/szf.2007.0293>
- Weitz, M., Klippel, C., Peschel, T., 2013. Energieholzplantagen.
- Whitnall, T., Pitts, N., 2019. Global trends in meat consumption. *Agricultural Commodities*.
- Wilkes-Allemann, J., Deuffic, P., Jandl, R., Westin, K., Lieberherr, E., Foldal, C., Lidestav, G., Weiss, G., Zabel, A., Živojinović, I., Pecurul-Botines, M., Koller, N., Haltia, E., Sarvašová, Z., Sarvaš, M., Curman, M., Riedl, M., Jarský, V., 2021. Communication campaigns to engage (non-traditional) forest owners: A European perspective. *Forest Policy and Economics* 133, 102621. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102621>
- Willerstorfer, T., 2013. Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950–2010. Trends und Drivers als Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage. *Social Ecology Working Paper* 139. Institute of Social Ecology, Vienna.
- Wilson, G.A., Schermer, M., Stotten, R., 2018. The resilience and vulnerability of remote mountain communities: The case of Vent, Austrian Alps. *Land Use Policy* 71, 372–383. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.022>
- Wisbauer, A., Kausl, A., Marik-Lebeck, A., Venningen-Fröhlich, H., 2015. Multilokalität in Österreich: Regionale und soziodemographische Struktur der Bevölkerung mit mehreren Wohnsitzen, in: *Mobil Und Doppelt Sesshaft. Studien Zur Residenziellen Multilokalität. Abhandlungen zur Geographie und Regionalforschung*, Wien, pp. 83–120.
- Wolf, G., 2018. *Forstwirtschaft und Holzverarbeitung, Branchen Bericht*. Bank Austria, Wien.
- Wurster, D., Artmann, M., 2014. Development of a Concept for Non-monetary Assessment of Urban Ecosystem Services at the Site Level. *AMBIO* 43, 454–465. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0502-2>
- Xie, L., Bulkeley, H., 2020. Nature-based solutions for urban biodiversity governance. *Environmental Science & Policy* 110, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.002>
- ZAMG, 2021. *Historical Instrumental Climatological Surface Time Series Of The Greater Alpine Region – Langzeitklimareihen der mittleren Lufttemperatur in Sommer für die Station Wien – Hohe Warte*.
- Zessner, M., Schönhart, M., Parajka, J., Trautvetter, H., Mitter, H., Kirchner, M., Hepp, G., Blaschke, A.P., Strenn, B., Schmid, E., 2017. A novel integrated modelling framework to assess the impacts of climate and socio-economic drivers on land use and water quality. *Science of The Total Environment* 579, 1137–1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.092>
- Zhou, B., Rybski, D., Kropp, J.P., 2017. The role of city size and urban form in the surface urban heat island. *Science Rep* 7, 4791. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04242-2>
- Ziello, C., Estrella, N., Kostova, M., Koch, E., Menzel, A., 2009. Influence of altitude on phenology of selected plant species in the Alpine region (1971–2000). *Climate Research* 39, 227–234.
- 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>
- Zoderer, B.M., Tasser, E., Carver, S., Tappeiner, U., 2019. An integrated method for the mapping of landscape preferences at the regional scale. *Ecological Indicators* 106, 105430. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.061>

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.

