

Schlussbericht

Monitoring der Bioökonomie: SYMOBIO – Systemisches Monitoring und Modellierung der Bioökonomie

Teilprojekt: Universität Kassel

Bringezu, Stefan
Schaldach, Rüdiger
Graß, Rüdiger
Egenolf, Vincent
Schomberg, Anna
Schüngel, Jan
Wimmer, Florian
Jung, Christopher
Manche, Achim
Mostert, Clemens

Universität Kassel
34109 Kassel

Juli 2022

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Inhalt

1. Kurze Darstellung	4
1.1. Aufgabenstellung.....	7
1.2. Voraussetzungen	7
1.3. Planung und Ablauf	8
1.4. Wissenschaftlicher und technischer Stand	9
1.5. Zusammenarbeit	10
2. Eingehende Darstellung	11
2.1. SYMOBIO	11
2.1.1. Modellierungs- und Monitoring-System (WP2)	11
2.1.2. Konzept des Systemmodells (WP2.1).....	11
2.1.3. Agrarischer Landfußabdruck (WP2.2)	14
2.1.4. Forstfußabdruck (WP2.3)	15
2.1.5. Wasserfußabdruck: Bewässerung (WP2.4)	17
2.1.6. Treiber der Bioökonomie (WP3).....	18
2.1.6.1. Landwirtschaft und Klimawandel (WP3.1)	18
2.1.6.2. Ernährungsmuster (WP3.2)	20
2.1.7. Modellierung von Trends und Wirkungen (WP4)	22
2.1.7.1. Analyse historischer Trends (WP4.1).....	22
2.1.7.2. Modellierung ökonomieweiter künftiger Trends (WP4.3)	28
2.1.8. Entwicklung eines Monitoring-Systems (WP6)	32
2.1.8.1. Monitoring-Report (WP6.1)	32
2.1.8.2. Web-Seite und Web-Tool (WP6.2)	32
2.1.8.3. Fernerkundung von Landnutzungsänderungen (WP6.3)	34
2.1.8.4. Datenmanagement für regelmäßige Berichterstattung (WP6.4).....	38
2.1.9. Projektmanagement und -organisation (WP7)	39
2.1.9.1. Projektkoordination (WP7.1).....	39
2.1.9.2. Internes Datenmanagement (WP7.2)	39
2.1.9.3. Austausch mit den anderen Dimensionen (WP7.3)	40
2.2. SymbioPLUS.....	40
2.2.1. Klimaeffekte der BÖ	40
2.2.2. Biodiversitätseffekte	42
2.2.2.1. Datenaufbereitung	42
2.2.2.2. Biodiversitäts-Modelle	44

2.2.2.3.	Fallstudie	45
2.2.3.	Düngemittel-/Pestizideinsatz	48
2.2.4.	Weiterentwicklung Web-Tool	49
2.3.	Zahlenmäßiger Nachweis	51
2.4.	Notwendigkeit und Angemessenheit	51
2.5.	Verwertbarkeit der Ergebnisse.....	51
2.6.	Fortschritt bei anderen Stellen.....	51
2.7.	Eigene Veröffentlichungen	52
2.8.	Literatur	53

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersicht der Arbeitspakete (WP) im Projekt SYMOBIO.....	8
Abb. 2: Komponenten des in SYMOBIO entwickelten Systemmodells für Fußabdruckanalysen, wobei das Zusammenspiel der Modellkomponenten am Beispiel des Wasserfußabdrucks illustriert wird. ...	11
Abb. 3: Historische Entwicklung des deutschen Forstfußabdrucks des Konsums in Rundholzäquivalenten ohne Rinde (u.b.) von Laubholz (c) und Nadelholz (nc) aus dem In- und Ausland von 1995 bis 2015.....	16
Abb. 4: Historischer Verlauf und Projektion des deutschen Forstfußabdrucks des Konsums aus dem In- und Ausland und des Gesamtdurchsatzes an Rundholzäquivalenten ohne Rinde (u.b.) in Form des Indikators Fußabdruck der Produktion von 2020 bis 2030.....	17
Abb. 5: Prozentuale Ertragsveränderungen in Abhängigkeit von Temperaturänderungen für die drei wichtigsten Anbaukulturen weltweit, n=1084 Erhebungen in 66 Studien ohne (orange) und mit (blau) Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel (Challinor et al., 2014).....	19
Abb. 6: Zusammenfassung simulierter Ertragsveränderungen von Getreideerträgen bei unterschiedlichen Emissionsszenarien weltweit, bezogen auf das Ertragsniveau Ende des 20. Jahrhunderts (Porter et al., 2014).	20
Abb. 7: Globale Karte der mit dem Landnutzungsmodell LandSHIFT berechneten räumlichen Verteilung der Acker- und Weideflächen im Jahr 2015. Zur besseren Übersicht werden die Ackerflächen als Aggregat dargestellt. In den der Karte zugrundeliegenden räumlichen Daten wird zwischen 12 Feldfrüchten unterschieden (Bringezu et al., 2021).	22
Abb. 8: (a) Globale Flächenbelegung durch Acker- und Weideland im historischen Zeitraum bis 2015 und in der Trendfortschreibung bis 2030. (b) Globale Flächenumwandlung in jedem Zeitschritt pro Person unterteilt in verschiedene Risikoklassen (Bringezu et al., 2021).....	23
Abb. 9: Globale Karte mit dem Anteil bewässerter Ackerflächen für jede 5-Bogenminuten Rasterzelle im Jahr 2015, berechnet mit dem Landnutzungsmodell LandSHIFT. Zur besseren Übersicht werden die Ackerflächen als eine einheitliche Landnutzungsart dargestellt. In den zugrundeliegenden räumlichen Daten wird zwischen 12 Feldfrüchten unterschieden (Bringezu et al., 2021).	23
Abb. 10: Flächenbelegung mit Acker- und Grünland (a) pro Kopf für den globalen und den deutschen Konsum und (b) für den deutschen Konsum differenziert nach Flächen im In- und Ausland. Summenwerte für alle Anbaukulturen, alle Produktgruppen und alle Herkunftsregionen (Bringezu et al., 2020).....	24
Abb. 11: Durch die Nutzung von Biomasse verursachte Flächenumwandlung pro Person und Jahr in Deutschland und im Ausland.....	24
Abb. 12: Wasserfußabdruck der Bewässerung für die Produktion landwirtschaftlicher Güter, die im Jahr 2015 in Deutschland konsumiert wurden.	25
Abb. 13: Aufwand an Bewässerungswasser für den deutschen Konsum nach Herkunftsregion und Feldfruchtart (Herkunftsregion: Feldfruchtart), differenziert nach Wasserstress am Ort der Wasserentnahme für die Jahre 2015 und 2030 (Trendanalyse).	26
Abb. 14: Vergleich des Wasserfußabdrucks für den Konsum und den Export Deutschlands in 2015 und 2030, unterteilt nach Wasserstressniveau am Ort der Wasserentnahme.	26
Abb. 15: Entwicklung des Wasserfußabdrucks Deutschlands nach Feldfruchtarten	27

Abb. 16: Anteile landwirtschaftlicher Produktion von Feldfrüchten nach Wasserstressklasse im Anbaubereich (bewässerte und nicht bewässerte Flächen) für das Jahr 2015.	28
Abb. 17: Startseite der Web-Seite www.symbio.de	33
Abb. 18: Startseite des Prototyps des SYMOBIO-Web-Tools.	33
Abb. 19: Mittlere installierte elektrische Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene im Untersuchungsgebiet Nordhessen im Jahr 2015.	35
Abb. 20: Veränderung der Anbaufläche von Silomais im Zeitraum 2000-2015 im Untersuchungsgebiet Nordhessen.	36
Abb. 21: Veränderung der strukturellen Diversität als Parameter der Landschaftsveränderung im Zeitraum 2000-2015 im Untersuchungsgebiet Nordhessen.	36
Abb. 22: Veränderung der „edge-density“ als Parameter der strukturellen Diversität in Abhängigkeit von der durchschnittlich installierten elektrischen Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene.	37
Abb. 23: Veränderung der Maisanbaufläche im Zeitraum 2000-2015 in Gemeinden ohne (0, links) und mit (1, rechts) Biogasanlagen im Untersuchungsgebiet Nordhessen.	37
Abb. 24: Prognose der Veränderung der Maisanbaufläche auf Gemeindefläche in Abhängigkeit der installierten Biogasanlagenleistung und der Höhe der Anbauflächen als signifikante Treiber.	38
Abb. 25: Übersicht von Kohlenstoffflüssen und -reservoirs (Vita und Bringezu in Vorb.).	41
Abb. 26: Vergleich der Wald- und Landbedeckungsklassen in Indonesien im Jahr 2015 basierend auf Lesiv et al. (2022).	45
Abb. 27: Flächenbezogen gewichteter durchschnittlicher Artenverlust für die Landnutzungstypen in Indonesien für das Jahr 2015 in relativen und absoluten Werten (als Grundlage der in Abb. 28 gezeigten Karten).	46
Abb. 28: Vergleich des Artenverlustes von vier Taxa auf Basis des cSAR Modells durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen am Beispiel Indonesien für das Jahr 2015.	47
Abb. 29: Arten-Abundanz-Verlust auf Basis des BII durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen am Beispiel Indonesien für das Jahr 2015.	48
Abb. 30: Qualitativer Wasserfußabdruck der deutschen Bioökonomie zur Verdünnung von Phosphordünger. Datenbasis FAOSTAT, EXIOBASE und IMAGE-GNM 1995.	49
Abb. 31: Client-Server Architektur des Web-Tools.	50
Abb. 32: Aufbau des öffentlichen Web-Tool-Frontends.	50

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Trends beim Verbrauch von Nahrungsmitteln in kg pro Kopf in Deutschland.....	21
Tabelle 2: Variationsbreite des Agrarischen Landfußabdrucks für Deutschland unterteilt nach Konsum, Exporten und Gesamtproduktion im Jahr 2030.....	31
Tabelle 3: Variationsspannen des projizierten Wasserfußabdrucks von Konsum, Export und Produktion agrarischer Güter in 2030.....	31
Tabelle 4: Anbauflächen von Grünland, Mais, Sommer- und Winterkulturen im Untersuchungsgebiet Nordhessen im Vergleich der Jahre 2000 und 2015 sowie die damit verbundene Veränderung.....	35
Tabelle 5: Auflistung der berücksichtigten fünf Kategorien an Landnutzung und 14 verschiedenen Landnutzungsintensitäten.....	43

1. Kurze Darstellung

1.1. Aufgabenstellung

Das Forschungsverbundprojekt SYMOBIO hatte die Aufgabe, die wissenschaftlichen Grundlagen für die Modellierung und ein systemisches Monitoring der Bioökonomie (BÖ) in Deutschland zu erarbeiten. Dazu wurden folgende Ziele verfolgt:

1. Einen geeigneten Rahmen für ein systemisches BÖ-Monitoring zu definieren, der die Weiterentwicklung des Nachhaltigkeitsmonitorings im Allgemeinen und die verschiedenen Stakeholder-Erwartungen im Detail einbezieht und dabei auch die Dynamik der erwarteten Entwicklung berücksichtigt.
2. Die Entwicklung eines Modellsystems zur Quantifizierung und Bewertung der Nachhaltigkeitsleistung der deutschen BÖ auf nationaler und internationaler Ebene.
3. Die Abschätzung der möglichen zukünftigen Entwicklung von Schlüsseltreibern der BÖ-Transformation.
4. Die Modellierung der zukünftigen Entwicklung der deutschen BÖ und ihrer ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen, einschließlich der relevanten Fußabdrücke.
5. Die Analyse des konzeptionellen Ansatzes von Zertifizierungssystemen für Unternehmen im Hinblick auf ihr Potenzial im BÖ-System.
6. Die Erstellung eines Pilot-Monitoring-Berichts.
7. Die Entwicklung eines Monitoring-Systems, das kontinuierlich aktualisiert werden kann und die Nutzer über die wesentlichen Merkmale der BÖ informiert.

1.2. Voraussetzungen

Das Projekt wurde auf Grundlage der Förderrichtlinien zum Aufbau eines systemischen Monitorings der Bioökonomie (Modul IV im Rahmen des Konzepts „Bioökonomie als gesellschaftlicher Wandel“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert (Förderkennzeichen 031B0281A–031B0281II).

Das Projekt wurde vom Center for Environmental Systems Research (CESR) der Universität Kassel koordiniert und auf Basis der Vorhabenbeschreibung vom 30. Juni 2016 im Zeitraum von März 2017 bis August 2021 durchgeführt. Die Bearbeitung erfolgte in Kooperation mit weiteren Forschungsinstitutionen und Unternehmen (vgl. 1.5 Zusammenarbeit).

Die 1. Phase der Zuwendungsperiode umfasste den Zeitraum März 2017 bis August 2020 inkl. sechs Monate einer kostenneutralen Verlängerung (SYMOBIO). Die 2. Phase der Zuwendungsperiode umfasste den Zeitraum September 2020 bis August 2021 (SymobioPLUS).

1.3. Planung und Ablauf

Für die Erreichung der o.g. Ziele wurde das Projekt SYMOBIO in die folgenden sieben Arbeitspakete (WP) unterteilt und entsprechend bearbeitet (**Abb. 1**).

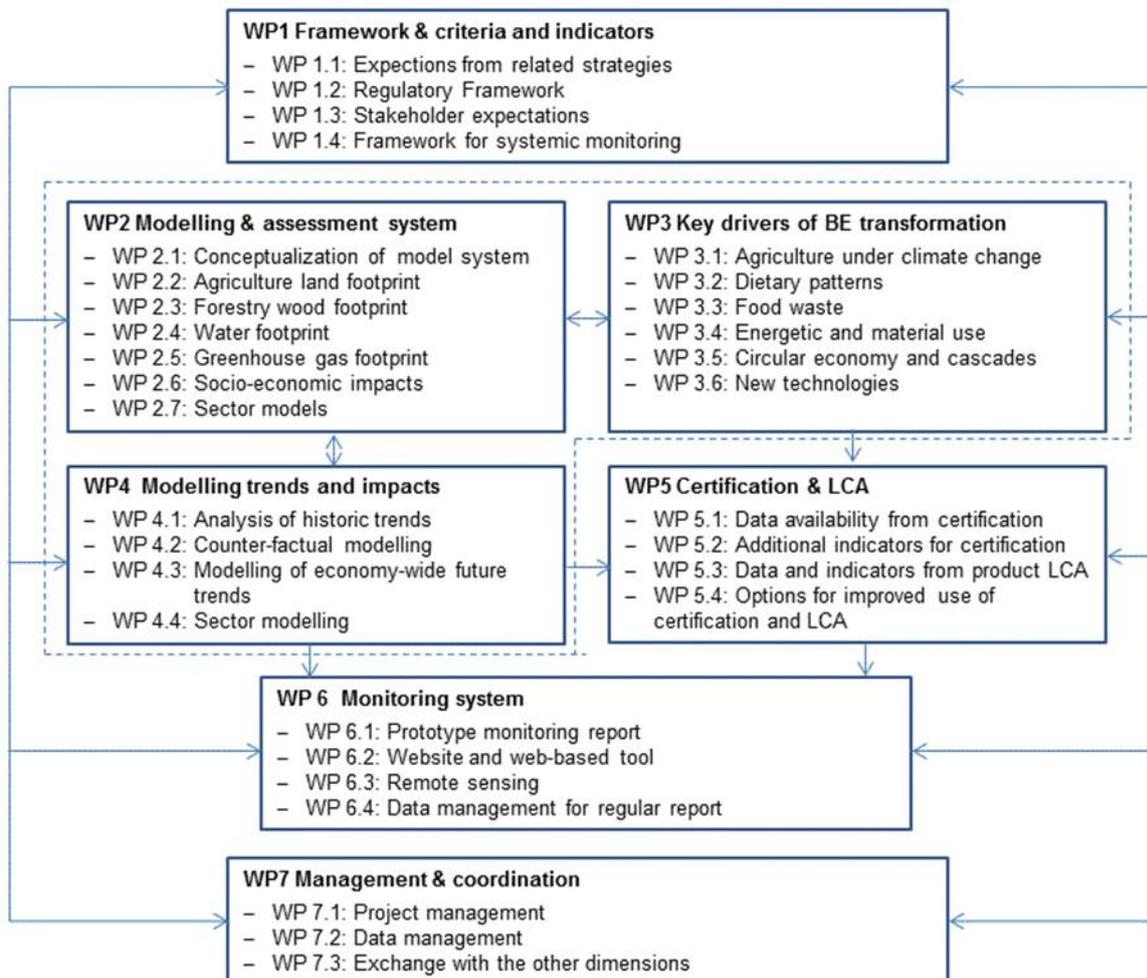


Abb. 1: Übersicht der Arbeitspakete (WP) im Projekt SYMOBIO

WP1: Entwicklung eines Rahmens für ein systemisches Monitoring: Die Erwartungen an die BÖ durch Politik, Wirtschaft, Nichtregierungsorganisationen und Wissenschaft wurden systematisiert und wichtige Kriterien und Indikatoren zur Bewertung der Entwicklung der BÖ ermittelt.

WP2: Entwicklung eines Modellierungs- und Bewertungssystems: Ein System zur mehrskaligen Analyse der BÖ und zu ihrer Bewertung unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten wurde entwickelt. Stoffstrommodelle, Input-Output-Datenbasen, ökonometrische Modelle und Modelle für die Land- und Wassernutzung wurden verknüpft, um die Fußabdrücke der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen, Wald, Wasser und der Emission von Treibhausgasen sowie die sozioökonomische Bilanz der BÖ zu ermitteln.

WP3 Analyse der Schlüsseltreiber für die Transformation der BÖ: Die trendbestimmenden Faktoren wurden analysiert: landwirtschaftliche Produktionssysteme, Ernährungsmuster, Nahrungsmittelabfälle, energetische und stoffliche Verwendung von Biomasse, Kreislaufwirtschaft und Kaskadennutzung sowie neue Technologien.

WP4 Modellierung der Trends und ihrer umweltbezogenen und sozioökonomischen Auswirkungen:

Vergangene Trends und der Status quo wurden analysiert. Die Kontrafaktische Modellierung wurde exploriert, um die Effekte der BÖ abschätzen zu können. Ebenfalls wurden künftige Entwicklungstrends und ihre Auswirkungen modelliert.

WP5 Indikatoren und Daten der Zertifizierung und Ökobilanzierung: Die Nutzungsmöglichkeiten und Erweiterungsoptionen der in Zertifizierungsverfahren und bei der Produktökobilanzierung erhobenen Daten und Indikatoren für ein Monitoring wurden geprüft.

WP6 Entwicklung eines Monitoring-Systems: Ein prototypischer Monitoring-Bericht zur BÖ in Deutschland wurde erstellt und eine interaktive Webseite zur Exploration von Daten und Charakteristika der BÖ entwickelt. Methoden der Fernerkundung wurden im In- und Ausland erprobt, um Landnutzungsänderungen und Auswirkungen auf die Biodiversität abzubilden und für das Monitoring und die Zertifizierung nutzbar zu machen.

WP7 Projektkoordination und -management: Die Projektkoordination der Universität Kassel war auch für die Organisation des Informationsaustauschs innerhalb des Projektverbunds und mit zwei parallellaufenden BÖ-Projekten unter Leitung des Thünen-Instituts (gefördert vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) und des ifo-Instituts (gefördert vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie) verantwortlich.

In SymbioPLUS (2. Phase) wurden auf Basis der erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse für die Entwicklung eines systemischen Monitorings der deutschen BÖ weitere wichtige Fragen behandelt:

- 1) **Abklärung der Datengrundlage für ein regelmäßiges BÖ-Monitoring**
- 2) **Vertiefte Analyse von BÖ-Wirkungen**
- 3) **Entwicklungen in der Landwirtschaft**
- 4) **Konsolidierung und Aktualisierung der Projektionen bis 2030**
- 5) **Externe Kommunikation und Weiterentwicklung des BÖ-Monitoring-Instrumentariums**

1.4. Wissenschaftlicher und technischer Stand

Mit einer verstärkt „biobasierten Ökonomie“ werden verschiedene Erwartungen verbunden. Zum einen soll im Sinne des Klimaschutzes der nicht nachhaltige Einsatz fossiler Rohstoffe vermindert werden. Zum anderen erhofft sich der ländliche Raum eine Stärkung und die Wirtschaftsbereiche von der Land- und Forstwirtschaft bis zur Pharma- und Kosmetikindustrie sichere Arbeitsplätze und durch technische Innovationen eine erhöhte Wettbewerbsfähigkeit. Zugleich ist in den letzten Jahren deutlich geworden, dass eine steigende Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen nicht allein aus dem Inland gedeckt werden kann und dass die Importe Deutschlands in den Herkunftsregionen zur Verschärfung von Umweltproblemen beitragen können. Die deutsche BÖ entwickelt sich im Kontext globaler Dynamiken wie der steigenden Weltbevölkerung und sich veränderter Konsumgewohnheiten, zunehmender Risiken in Folge des Klimawandels und vor dem Hintergrund begrenzt verfügbarer natürlicher Ressourcen. Wie sich die Produktion und der Konsum von Nahrungs- und Futtermitteln sowie von Bioenergie und nachwachsenden Rohstoffen entwickelt, entscheidet über die Versorgungssicherheit, den weiteren Strukturwandel und den Grad der erreichten Nachhaltigkeit bezogen auf Ressourcennutzung und Klimaveränderung. Daher hat die Bundesregierung ein

umfassendes BÖ-Monitoring initiiert, das die Aufgabe hat, den „Transformationsprozess hin zu einer nachhaltigen, biobasierten und an natürlichen Kreisläufen orientierten Wirtschaftsweise zu beobachten, zu messen und bewertbar zu machen“ (Bundesregierung, 2020).

1.5. Zusammenarbeit

Die Projektbearbeitung erfolgte in Kooperation der folgenden Partner:

Universität Kassel: Koordination und Management sowie wichtige Beiträge zur Konzeptentwicklung, zur Analyse des ökologischen Fußabdrucks und zur integrierten Modellierung, einschließlich der Auswirkungen von Wasser- und Landnutzung, Center for Environmental Systems Research (CESR). Einbringung von Know-how über landwirtschaftliche Produktionssysteme und Möglichkeiten der Fernerkundung zum Monitoring der Pflanzenleistung und der biologischen Vielfalt, Fachgebiet Grünlandwirtschaft und Nachwachsende Rohstoffe (GNR).

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ): Rahmen für das systemische Monitoring durch Analyse der BÖ-Strategien und der Einbeziehung von Stakeholdern, Technologien und neue stoffliche Nutzung als zukünftige Treiber, Gesamtleistung der Kaskadennutzung, unterstützende Konzeptentwicklung.

Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (DBFZ): Analyse von Lebensmittelabfällen und Energienutzung als zukünftige Treiber, Entwicklung von Zertifizierungen zur Unterstützung des BÖ-Monitorings.

Gesellschaft für Wirtschaftliche Strukturforschung mbH (GWS): Sozio-ökonomische Modellierung, Fußabdruck von Treibhausgasemissionen, Integration der MRIO-Datenbank.

Öko-Institut: Land Footprinting und Bewertung der Umweltauswirkungen von Landnutzungsänderungen, Entwicklung von Systemdynamikmodellen.

INFRO - Informationssysteme für Rohstoffe: Analyse der gesamten holzigen Biomasse (Primärholz, Reststoffe und Recyclingmaterial) sowie der wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Auswirkungen der Holzströme in Deutschland.

Meo Carbon Solutions GmbH (Meo): Entwicklung eines Verfahrens zum Landnutzungsmonitoring mittels Fernerkundungsdaten und Analyse der Zertifizierung in der BÖ, um zur Sicherung der Nachhaltigkeit beizutragen und um einen Beitrag zur makroökonomischen Überwachung zu leisten und daraus zu lernen.

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH (IFEU): Untersuchung der Rolle von Produkt-Ökobilanzen in einem prospektiven Monitoring.

Um einheitliche Ausgangsbedingungen für alle Modelle zu schaffen und den Datenaustausch während eines Simulationslaufs zu ermöglichen, wurden Modellannahmen und Daten innerhalb des Systemmodells harmonisiert. Beispielsweise verwenden die Modelle dieselbe Klassifizierung von Feldfrüchten (Weizen, Grobgetreide, Ölsaaten, Zuckerpflanzen, Reis, sonstige Ackerpflanzen) und es wurde eine einheitliche räumliche Skalenhierarchie definiert. Landnutzung und hydrologische Prozesse werden auf einem globalen 5-Bogenminuten Raster simuliert. Dies entspricht einer Zellgröße von ca. 9 km x 9 km am Äquator. Jede Rasterzelle ist einem von 140.000 Wassereinzugsgebieten und einem Land zugeordnet. Jedes Land wiederum ist einer Region zugeordnet. Hier werden weltweit 49 Regionen unterschieden (44 einzelne Länder und fünf zusammengefasste „Rest“-Regionen). Die Einteilung dieser Regionen orientiert sich an den Vorgaben der globalen, multi-regionale Input-Output (MRIO) Datenbank EXIOBASE 3.4 (Stadler et al., 2018). Der Datenaustausch zwischen den Modellen entlang des jeweiligen Workflows erfolgt dateibasiert. Im Folgenden werden die drei Modelle kurz vorgestellt.

Materialflussmodell

Das Materialflussmodell umfasst Informationen zu den Kategorien (1) Konsum von Produkten in Deutschland, unterteilt in verschiedene Kategorien (Sektoren), die der BÖ zugeordnet werden, (2) Produktion von Agrargütern (Feldfrüchte, Nutztiere) in verschiedenen Erzeugerregionen sowie (3) Biomasseflüsse zwischen den Erzeugerregionen und den Produktkategorien im Zielland. Intern ist das Modell als eine in Tabellen strukturierte Datenbank realisiert. Die erforderlichen Daten können auf unterschiedliche Weise generiert und dann in die Datenbank eingepflegt werden. Direkte Biomasseströme können beispielsweise aus Handelsstatistiken abgeleitet werden, während zur Abbildung von Biomasseströmen entlang von Lieferketten Daten aus MIRO Datenbanken Verwendung finden, welche Informationen auch über Zwischen- und Endprodukte enthalten. In SYMOBIO wurden die für das Materialflussmodell benötigten Daten zur Agrarproduktion und den Biomasseflüssen in das Zielland Deutschland für den historischen Zeitraum aus der Datenbank EXIOBASE 3.4 abgeleitet. Trendberechnungen wurden mit den dynamischen Wirtschaftsmodellen PANTA RHEI (Meyer et al., 2005) und GINFORS (Lutz et al., 2010) vom Projektpartner GWS durchgeführt (Bringezu et al., 2021). Die Modellentwicklung und die ökonomische Modellierung wurde ebenfalls in enger Kooperation mit dem Projektpartner GWS durchgeführt.

Räumliche Verortung von Agrarfläche

Die globale Landnutzung und deren Veränderung in Raum und Zeit wurde mit dem Modell LandSHIFT berechnet (Schaldach et al., 2011; Schüngel et al., 2022). Es arbeitet auf einem globalen Raster mit einer räumlichen Auflösung von 5-Bogenminuten, wobei jede Rasterzelle im Sinne der im Systemmodell etablierten Skalenhierarchie genau einem Land, einer Region und einem Wassereinzugsgebiet zugeordnet ist. Daten zu den Modelltreibern in der Vergangenheit und für zukünftige Entwicklungspfade werden auf Länderebene spezifiziert. In den SYMOBIO-Simulationen umfassen diese im Wesentlichen Angaben zur Agrarproduktion und Flächennutzung (siehe unten). Das Modell baut auf dem Konzept der Landnutzungssysteme auf und umfasst Module für die Landnutzungsaktivitäten Ackerbau und Weidenutzung. Beim Ackerbau werden zwölf Klassen von Feldfrüchten unterschieden, wobei zusätzlich zwischen Bewässerungs- und Regenfeldbau differenziert wird. Das Modell arbeitet in Zeitschritten von fünf Jahren. Zu Beginn jedes Simulationszeitschritts wird die Eignung jeder Rasterzelle für die verschiedenen Landnutzungsaktivitäten ermittelt. Danach setzt das Modell die länderspezifischen Modelltreiber in ein räumliches Landnutzungsmuster um, indem es die angegebene Nachfrage nach Acker- und Weideland auf die am besten geeigneten Rasterzellen verteilt. In SYMOBIO wurde das in Schaldach et al. (2012) vorgestellte Modul zur Verortung von Bewässerungsflächen grundlegend überarbeitet (Bringezu et al., 2021). Zwei Fachpublikationen dazu finden sich in Vorbereitung (Stand Juli 2022).

Abhängig vom aktuellen Zeitschritt der Simulation arbeitet LandSHIFT entweder im Initialisierungs-Modus oder im Szenario-Modus. Für den historischen Zeitraum der in SYMOBIO durchgeführten Analysen (1995-2015) wurden Landnutzungskarten im Initialisierungs-Modus durch die Fusion von globalen Fernerkundungsdaten über die Landbedeckung mit Daten aus statistischen Datenquellen über die Acker- und die Weideflächen in den einzelnen Ländern erstellt (Bringezu et al., 2021). Im Gegensatz dazu wurden die Trendberechnungen mit dem Zeithorizont 2030 im Szenario-Modus durchgeführt. Hier wird jeweils so viel Anbaufläche und Weidefläche zugewiesen wie nötig ist, um die in den Modelltreibern vorgegebenen Produktionsmengen für alle Feldfrüchte und beweideten Viehbestände in den einzelnen Ländern zu erreichen. Die Angaben zu Acker- und Weideflächen sowie Produktionsmengen werden durch das Materialflussmodell bereitgestellt. Aufbauend auf den von LandSHIFT erzeugten globalen Karten kann dann in Kombination mit den ebenfalls durch das Materialflussmodell beschriebenen Biomasseflüssen die Berechnung von Fußabdrücken mit unterschiedlichen nachgeschalteten Modellen und Assessment-Tools erfolgen.

Hydrologie und Wassernutzung

Für die Simulation von hydrologischen Prozessen sowie der Nutzung und Entnahme von Bewässerungswasser in der Landwirtschaft wird das ebenfalls am CESR entwickelte globale Wassermodell WaterGAP3 (Verzano, 2009; Flörke et al., 2013; aus der Beek et al., 2010) genutzt. Hierbei handelt es sich um ein gitterbasiertes integratives Werkzeug zum Assessment von Wasserressourcen, das auf dem gleichen globalen Raster wie LandSHIFT arbeitet. Das Modell wurde bereits in mehreren globalen Studien zur Bewertung heutiger und zukünftiger Wasserqualität und -quantität erfolgreich eingesetzt (z.B. Alcamo et al., 2003, Alcamo et al., 2007; Reder et al., 2015). Im Rahmen von SYMOBIO werden zwei Module des Modells genutzt: (i) Das hydrologische Modell zur dynamischen Berechnung der globalen Wasserflüsse bzw. der einzelnen hydrologischen Speicher und (ii) das Wassernutzungsmodul zur Berechnung der Wassernutzungen in Haushalten, in konventionellen Kraftwerken zur Energiewandlung, in der verarbeitenden Industrie, und durch Bewässerungsfeldbau in der Landwirtschaft (Flörke et al., 2013, aus der Beek et al., 2010). Sowohl für die Berechnung der Hydrologie als auch die Wassernutzung für Bewässerung wird auf Klimadaten mit einer täglichen Auflösung zurückgegriffen.

WaterGAP3 kommt insbesondere für die Berechnung des Bewässerungswasserfußabdrucks zur Anwendung. Mit dem hydrologischen Modell wird zunächst für jedes der in der Skalenhierarchie definierten Einzugsgebiete die jährliche Wasserverfügbarkeit berechnet. Anschließend bestimmt das Wassernutzungsmodell die Wasserentnahmen durch die oben genannten Aktivitäten. Während für Haushalte, Kraftwerke und Industrie auf bestehende Datenbanken zurückgegriffen wird, werden die Wasserentnahmen zur Bewässerung basierend auf den von LandSHIFT generierten Landnutzungskarten in einem zweistufigen Verfahren berechnet.

Im ersten Schritt bestimmt WaterGAP3 das Aussaatdatum der jeweiligen Vegetationsperiode. Dabei wird der am besten geeignete 150-Tage-Zeitraum innerhalb jedes modellierten Jahres auf der Grundlage von Lufttemperatur- und Niederschlagskriterien aus Allen et al. (1998) gewählt. Das Temperaturkriterium gewährleistet eine kontinuierliche Energieversorgung der Pflanzen und optimale Wachstumsbedingungen, während das Niederschlagskriterium die Wasserversorgung fördert und darauf abzielt, Ernteperioden während Trockenheit zu vermeiden. Wenn beide Kriterien eine zweite 150-tägige Wachstumsperiode innerhalb desselben Jahres zulassen, folgt diese direkt auf die erste Periode (Doppelanbau). Im zweiten Schritt wird für jede bewässerte Rasterzelle mit dem CROPWAT-Modellansatz (Smith, 1992) der Netto-Bewässerungsbedarf I_{net} berechnet, aus welchem dann die Wasserentnahmen für die Bewässerung abgeleitet werden können:

$$I_{net} = k_c * E_{pot} - P_{eff} \quad \text{für} \quad E_{pot} > P_{eff} \quad (1)$$

$$I_{\text{net}} = 0 \quad \text{für} \quad E_{\text{pot}} \leq P_{\text{eff}} \quad (2)$$

mit

I_{net} = Nettobewässerungswasserbedarf pro Flächeneinheit [mm/d]

P_{eff} = Effektiver Niederschlag [mm/d]

E_{pot} = Potenzielle Evapotranspiration [mm/d]

k_c = Ackerfrucht-Koeffizient [-]

Die potenzielle Evapotranspiration E_{pot} wird nach Priestley und Taylor (1972) als Funktion der Nettostrahlung und der Lufttemperatur berechnet, was Weiß und Menzel (2008) als die am besten geeignete Methode für großräumige hydrologische Anwendungen identifiziert haben. Wie in aus der Beek et al. (2011) beschrieben, weisen die k_c -Werte eine für jede Feldfrucht spezifizierte Verteilungskurve über die gesamte Wachstumsperiode auf und stehen in engem Zusammenhang mit der LAI-Entwicklung (Liu und Kang, 2007), da sie die Pflanzenentwicklung nachahmen. Jede Ackerpflanze hat drei bis vier verschiedene Entwicklungsstadien während ihrer 150-tägigen Wachstumsperiode: Aufwuchs (nur Reis), Entwicklung der Kultur, Mitte der Saison und Ende der Saison. Bei Gerste beispielsweise steigt k_c zwischen Tag 1 und Tag 120 von 0,3 auf 1,2 und sinkt dann bis zum Tag 150 wieder. Zur Berechnung der Bewässerungswasserentnahme wird anschließend der Netto-Bewässerungsbedarf I_{net} um einen Faktor, der die jeweils angewendete Bewässerungstechnologie abbildet, korrigiert.

Der regionale Wasserstress wird dann für jedes der 140.000 Einzugsgebiete als das Verhältnis von Wasserentnahme zur mit WaterGAP3 berechneten Wasserverfügbarkeit ausgedrückt. Dieser Indikator wird auch als „withdrawal to availability“ (wta) bezeichnet. Wasserentnahmen umfassen die Bereiche Haushalte, Kraftwerke, Industrie und Landwirtschaft. Wasserstress wird in drei Klassen eingeteilt: hoher ($wta > 0,4$), mittlerer ($0,2 < wta \leq 0,4$) und geringer ($wta \leq 0,2$) Wasserstress (Hanasaki et al., 2018).

2.1.3. Agrarischer Landfußabdruck (WP2.2)

Der Agrarische Landfußabdruck quantifiziert die im In- und Ausland belegte Acker- und Weidefläche für den Endverbrauch von Gütern in Deutschland. Zusätzlich wird auch der Agrarfußabdruck der Exporte ausgewiesen.

Die Berechnung basiert auf Informationen in Form von globalen Landnutzungskarten und Biomasseflüssen, die mit dem in 2.1.2 vorgestellten Systemmodell generiert wurden. Biomasseflüsse nach Deutschland wurden aus dem Materialflussmodell abgeleitet, während die räumliche Verortung von Acker- und Weideflächen durch das Landnutzungsmodell LandSHIFT erfolgt. Für die automatisierte Berechnung des Agrarischen Landfußabdrucks wurde in Zusammenarbeit von Öko-Institut und CESR eine Software konzipiert und implementiert. Die in SYMOBIO entwickelte Methode zum Agrarischen Landfußabdruck umfasst dabei zwei Elemente:

Flächenbelegung: Hierzu zählt die Fläche, die innerhalb eines Bilanzzeitschritts von fünf Jahren für die Produktion von Agrargütern belegt wird. Differenziert wird dabei nach Herkunftsregionen, Feldfrüchten und den im Materialflussmodell definierten Produktgruppen. Zudem wird die Landbedeckungskategorie (Primärwald etc.) ausgewiesen, die zu Beginn des Zeitschritts gegeben war.

Flächenumwandlungsrate: Negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt sind insbesondere zu erwarten, wenn sogenannte Risikoflächen (Definition siehe unten) neu in Nutzung genommen werden. Es wird entsprechend berechnet, mit welcher jährlichen Rate diese Risikoflächen von Beginn bis Ende eines Zeitschritts umgewandelt werden. Die Zuweisung von Risikoflächen im Herkunftsland berücksichtigt dabei die Veränderungen der Importe nach Deutschland und die Veränderung der

Produktion im Herkunftsland (z.B. über Ertragssteigerungen und Flächenausdehnung). Steigen z.B. Importe nach Deutschland nicht oder nur im Umfang der Produktionssteigerung im Herkunftsland an, wird den Importen nach Deutschland nur Fläche der Kategorie „in Nutzung“ und keine Flächenumwandlung zugewiesen. Anstiege der Importe, die darüber hinaus gehen, werden der Umwandlung von Risikoflächen zugeordnet.

Wie im vorigen Absatz beschrieben, werden bei der Berechnung des Agrarischen Landfußabdrucks Indikatoren zur Charakterisierung der naturräumlichen Eigenschaften der in Acker- oder Weideland konvertierten Fläche berücksichtigt, die eine einfache Risikoeinschätzung zu Auswirkungen auf die biologische Vielfalt erlauben. So wird angenommen, dass die Konvertierung von Primärwald, biodiversem Wald, biodiversem Grünland, anderem biodiversem Land, Torfmoor, Feuchtgebieten, Wald, ungenutztem Grünland und genutztem Grünland zu Ackerland mit einem erhöhten Risiko für die biologische Vielfalt verbunden ist (Risikoflächen). Für Flächen „in Nutzung“ wie genutzte Ackerflächen (inklusive Brache) und Siedlungsflächen wird dieses Risiko als deutlich geringer eingeschätzt. Bei einer neuen Grünlandnutzung wird bereits genutztes Grünland generell als „in Nutzung“ angenommen. Eine Flächenkonvertierung in Schutzgebieten wird in den Berechnungen ausgeschlossen.

2.1.4. Forstfußabdruck (WP2.3)

Methode

Der Forst-Fußabdruck umfasst die Menge der im In- und Ausland für deutschen Endkonsum aufgewendeten Rohholzäquivalente abzüglich der Menge an im Inland extrahierten, aber anschließend exportierten Rohholzäquivalenten. Die Berechnung erfolgt auf Basis der in Abschnitt 2.1.2 beschriebenen Vorgehensweise unter Verwendung von EXIOBASE 3.4. Im Rahmen der durchgeführten Arbeiten wurden mehrere Teile der Datenbank angepasst: Neben der direkten Verwendung von Daten der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAOSTAT) zur forstwirtschaftlichen Produktion in m^3 - statt der Umrechnung in kt wie in EXIOBASE - betreffen diese Anpassungen insbesondere Handelsvolumina und -richtungen von Industrierundholz, Holzbrennstoffen sowie Schnittholz und Hackschnitzeln. Hintergrund dieser Anpassungen ist, dass die Auswertung von EXIOBASE ergab, dass die Rolle der deutschen Direktimporte aus dem Rest der Welt deutlich überschätzt wird.

Im nächsten Schritt wurde die angepasste Datenbank bis zum Jahr 2030 projiziert. Die Fortschreibung der Rundholzproduktionsmengen der einzelnen Länder und Regionen basiert dabei auf einer Trendfortschreibung der Entwicklung zwischen 1995 und 2017. Der Zeitraum zwischen 2017 und 2020 wurde durch eine sogenannte „Nowcasting-Periode“ dargestellt und modelliert.

Im letzten Schritt wird die Projektion der bereinigten monetären EXIOBASE-Daten durch eine Fortschreibung der Produktionspreise biotischer Ressourcen auf Basis ökonomischer Untersuchungen der entsprechenden historischen Preisabhängigkeiten durchgeführt. Dabei entspricht die Entnahme biotischer Ressourcen dem Produkt aus dem Produktionswert (in aktuellen €) und dem Kehrwert des Produktionspreises (in m^3 pro € im Falle von industriellem Rundholz und Brennholz). Eine automatisierte Routine stellt dabei sicher, dass diese Ressourcenentnahmen innerhalb einer plausiblen Bandbreite liegen oder exogen vorgegebenen Szenarien und länder- oder weltregionalspezifischen Entwicklungspfaden entsprechen und passt die Produktionspreise an, wenn dies nicht der Fall ist.

Historischer Forst-Fußabdruck 1995 bis 2015

Der Forstfußabdruck weist über die betrachtete vergangene Periode von 1995 bis 2015 einen schwankenden Verlauf auf (**Abb. 3**).

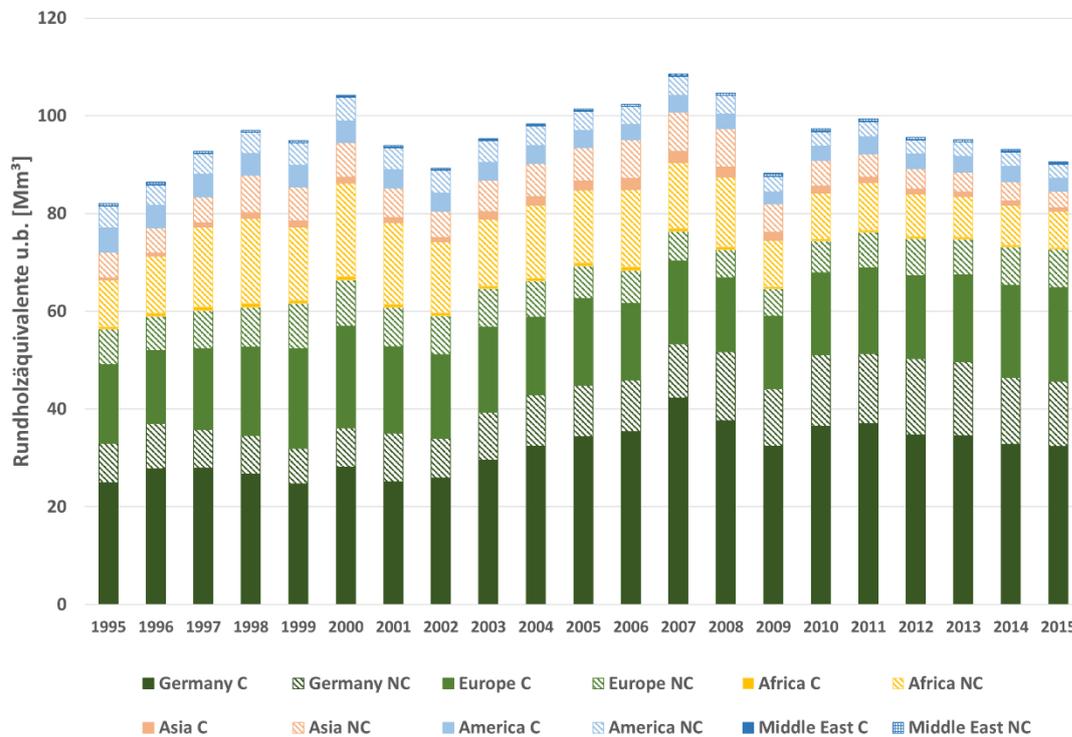


Abb. 3: Historische Entwicklung des deutschen Forstfußabdrucks des Konsums in Rundholzäquivalenten ohne Rinde (u.b.) von Laubholz (c) und Nadelholz (nc) aus dem In- und Ausland von 1995 bis 2015

Deutlich zu sehen sind die Auswirkungen der Stürme „Lothar“ Ende 1999 und „Kyrill“ in 2007. In Folge dessen stieg die inländische Produktion durch anfallendes Kalamitätsholz, was zur Vermeidung einer verstärkten Ausbreitung des Borkenkäfers zügig aus dem Wald entfernt werden musste, stark an. Insgesamt fällt auf, dass der Großteil der Rundholzäquivalente des deutschen Konsums aus dem Inland und nahem Ausland (Europa) stammt und zu einem dominierenden Anteil (ca. 60%) aus Nadelholz besteht. Der Anteil des Nadelholzes am gesamten inländischen Einschlag liegt mit durchschnittlich 75% über die betrachtete Periode sogar noch höher. Aus dem außereuropäischen Ausland stammt der größte Anteil an Rundholzäquivalenten aus Afrika. Dieser machte im Jahr 2015 ca. 9% des gesamten Forstfußabdrucks aus, gefolgt von Amerika mit ca. 6% und Asien mit ca. 5%. Das Schlusslicht bildet die waldarme Region des mittleren Ostens, die nur 1% des Forstfußabdrucks in 2015 ausmacht. Die gezeigten Ergebnisse wurden bereits von Egenolf et al. (2021) veröffentlicht.

Projektion des Forstfußabdrucks bis 2030

Die modellierte Projektion des Forstfußabdrucks zeigt, dass ein Anstieg von ca. 11% von 2015 bis 2030 zu erwarten ist (**Abb. 4**). Der Forstfußabdruck bewegt sich damit voraussichtlich in dem von WEHAM Naturpräferenz-Szenario (NPS) und Holzpräferenz-Szenario (HPS) aufgespannten Korridor. Die projizierte inländische Entnahme unterschreitet das laut des NPS zu erwartende Rohholzpotenzial und wäre somit nachhaltig verfügbar. Der projizierte Gesamtdurchsatz an Rohholzäquivalenten im Rahmen der deutschen Produktion überschreitet allerdings den vom HPS und NPS aufgespannten Korridor.

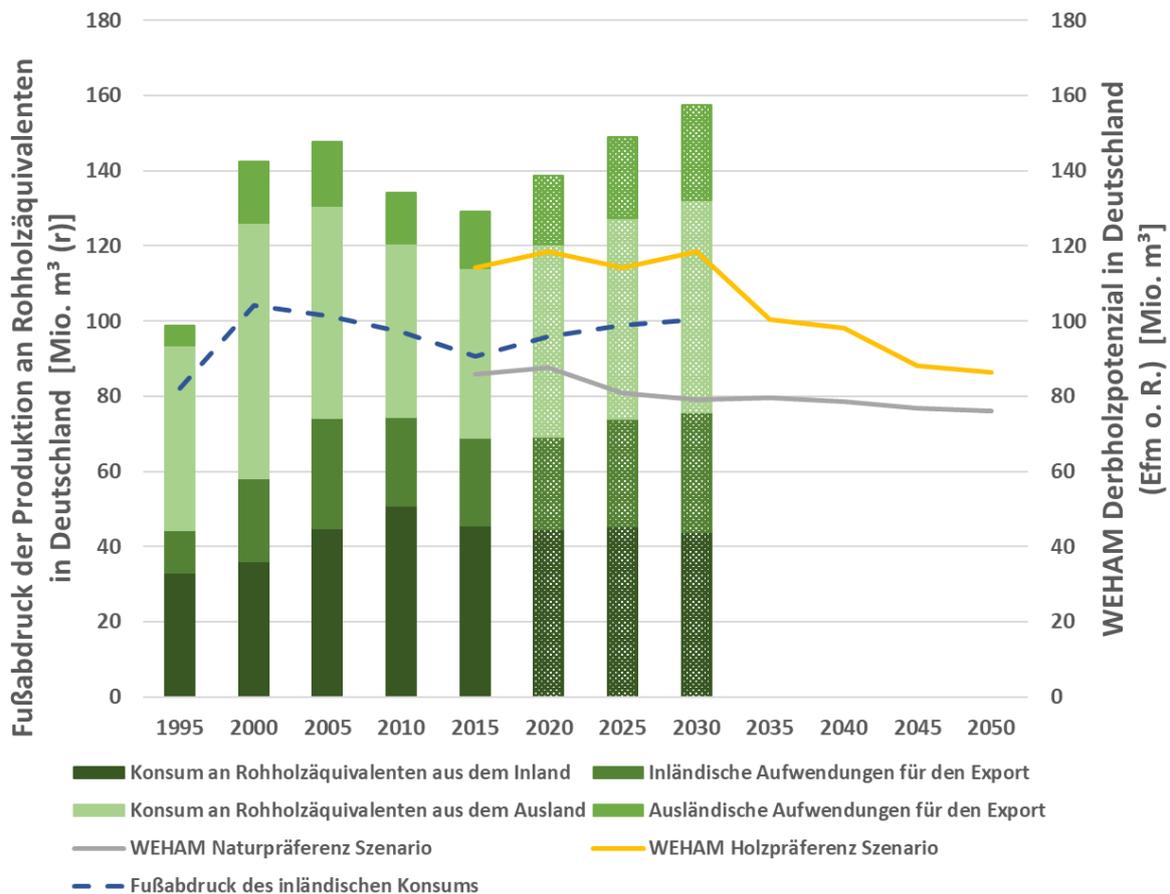


Abb. 4: Historischer Verlauf und Projektion des deutschen Forstfußabdrucks des Konsums aus dem In- und Ausland und des Gesamtdurchsatzes an Rundholzäquivalenten ohne Rinde (u.b.) in Form des Indikators Fußabdruck der Produktion von 2020 bis 2030

2.1.5. Wasserfußabdruck: Bewässerung (WP2.4)

Der Wasserfußabdruck beschreibt die Wasserentnahme aus Oberflächengewässern und Grundwasser für die Bewässerung bei der Produktion von agrarischen Gütern in den Herkunftsregionen für den Konsum in Deutschland. Zusätzlich wurde analog auch ein Indikator für den Fußabdruck der deutschen Exporte berechnet. Die Wassernutzung im Zuge der weiteren Verarbeitung dieser Güter im Kontext von internationalen Lieferketten ist dabei nicht berücksichtigt.

Global entfällt der mit Abstand größte Teil der Wassernutzung auf die Bewässerung von Feldfrüchten. Da insbesondere dort bewässert wird, wo die Wasserverfügbarkeit relativ gering ist, verursacht die Landwirtschaft regional häufig hohen Wasserstress. Um potentiell negative Auswirkungen auf die Umwelt aufzuzeigen muss ein Monitoring der BÖ die durch den Konsum in Deutschland verursachten Entnahmen von Bewässerungswasser, vor allem in Gebieten mit hohem Wasserstress, erfassen. Die Berechnung des Wasserfußabdrucks umfasst vier Schritte:

- 1) Im Materialflussmodell erfolgt eine Spezifikation des Anteils der Produktion von Feldfrüchten in den Erzeugerregionen, die bewässert werden. Es wird ferner angenommen, dass dieser Anteil auch für die Biomasseflüsse nach Deutschland Gültigkeit besitzt.

- 2) Auf Grundlage der von LandSHIFT berechneten globalen Landnutzungskarten werden mit WaterGAP3 für jede Zelle mit einer bewässerten Feldfrucht die Wasserentnahmen für die Bewässerung berechnet. Darauf aufbauend erfolgt die Berechnung des Wasserstress in den verschiedenen Einzugsgebieten.
- 3) Für jedes Land, jede Region und jede bewässerte Feldfrucht wird unter Berücksichtigung der oben genannten Wasserstressklassen die durchschnittliche Wasserentnahme berechnet, die für die Erzeugung von 1 t dieser Kultur erforderlich ist. Anschließend werden diese Wasserintensitäten mit den feldfruchtspezifischen Biomasseflüssen multipliziert.
- 4) Diese Beiträge zum Wasserfußabdruck in einem bestimmten Jahr, die für eine bestimmte Kombination aus Erzeugerregion, Wasserstress in dieser Region und Hauptfeldfrucht spezifisch sind, werden zum gesamten Wasserfußabdruck bzw. seinen Anteilen (z. B. Wasserfußabdruck in Verbindung mit einer bestimmten Feldfrucht oder Wasserfußabdruck in Einzugsgebieten mit hohem Wasserstress) addiert.

2.1.6. Treiber der Bioökonomie (WP3)

2.1.6.1. Landwirtschaft und Klimawandel (WP3.1)

Identifikation der wichtigsten Treiber hinsichtlich der landwirtschaftlichen Entwicklung

In der Literatur werden drei Skalenebenen unterschieden, auf denen unterschiedliche Treiber für Entwicklungen und Veränderungen in der Landwirtschaft wirksam werden (Hazel und Wood, 2008):

- a) Globale Skalenebene
- b) Länderspezifische Skalenebene
- c) Regionale/Lokale Skalenebene

Ein zentraler Treiber auf der globalen Skalenebene ist der Klimawandel (Hazel und Wood, 2008), der die Entwicklung der Landwirtschaft massiv beeinflusst (Olesen et al., 2011; Challinor et al., 2014). Dabei werden zwar unterschiedliche Auswirkungen des Klimawandels in verschiedenen Regionen der Erde prognostiziert (IPCC, 2014), dennoch ist die Erde in ihrer Gesamtheit betroffen. Ein ebenso universell wirkender Treiber ist die BÖ, besonders mit der Hinwendung zu erneuerbaren Rohstoffen zur energetischen und stofflichen Verwertung (Schmidt et al., 2012; McCormick und Kautto, 2013), die die Nutzung landwirtschaftlicher Flächen infolge steigender Nachfrage nach Biomasse verändern wird. Ferner können steigende Energiepreise sich rückkoppelnd auf die Nutzungsart landwirtschaftlicher Flächen auswirken (Hazel und Wood, 2008), so dass insgesamt mit einer Zunahme der Flächennutzung für die Biomasse zur energetischen bzw. stofflichen Nutzung zu rechnen ist (Weltagrarbericht, 2008), was wiederum Konkurrenzsituationen zur Nahrungs- und Futtererzeugung hervorruft.

Andere globale Treiber wirken weniger universell und sind z.B. hinsichtlich Industrie- und Entwicklungsländer zu unterscheiden z.B. Bevölkerungswachstum, veränderte Nahrungsgewohnheiten etc. Ein signifikant veränderter Fleischkonsum wirkt sich beispielsweise direkt auf die Flächennutzung aus (Gerbens-Leens und Nonhebel, 2005). Ferner wird weltweit ein gesteigertes Umweltbewusstsein mit der Hinwendung zu nachhaltigeren Strategien der Weiterentwicklung erwartet (Hazel und Wood, 2008; Schmidt et al., 2012).

In diesem Zusammenhang ist auch die Ausdehnung der Ökologischen Landwirtschaft zu sehen, die weltweit Zuwächse verzeichnet (Willer und Lernoud, 2018) und damit ebenfalls die Landnutzung beeinflusst. Weitere Treiber wie Handelsaspekte wie z.B. Marktzugang, Zölle, Produktpreise etc. sind ebenfalls von großer Bedeutung (Hazel und Wood, 2008), wirken sich aber sehr unterschiedlich aus

und sind in ihrer zukünftigen Bedeutung schwieriger zu kalkulieren. Daher werden sie hier nicht in die Betrachtungen weiter einbezogen. Alle Treiber besitzen auch Wirkungsgrade auf der länderspezifischen bzw. der lokalen/regionalen Ebene, die aber in diesem Projekt nur z.T. Berücksichtigung finden können.

Treiber Klimawandel

Der Klimawandel wird sich weltweit auswirken und Erträge landwirtschaftlicher Erzeugung beeinflussen. In ihrer Meta-Studie beschreiben Challinor et al. (2014) weltweite Ertragsrückgänge der wichtigsten Anbaukulturen Weizen, Mais und Reis aufgrund des Klimawandels und des damit verbundenen Temperaturanstiegs, wenn keine Anpassungsmaßnahmen ergriffen werden (**Abb. 5**).

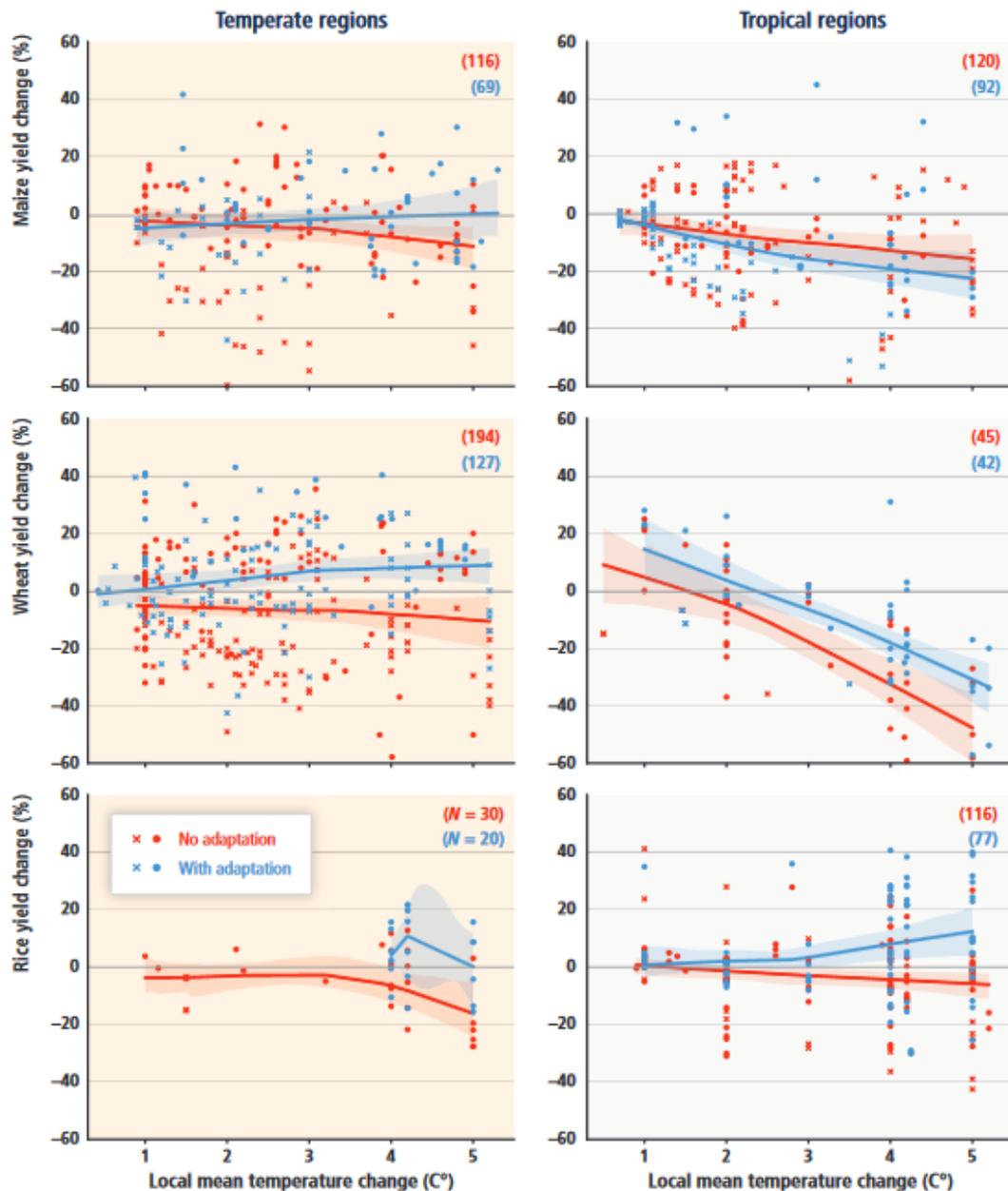


Abb. 5: Prozentuale Ertragsveränderungen in Abhängigkeit von Temperaturänderungen für die drei wichtigsten Anbaukulturen weltweit, n=1084 Erhebungen in 66 Studien ohne (orange) und mit (blau) Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel (Challinor et al., 2014).

Asseng et al. (2015) prognostizieren global einen Rückgang der Weizenerträge um 6% bei einem Temperaturanstieg um 1°C. Deutlich wird, dass die Ertragsrückgänge in tropischen Breiten stärker als in gemäßigten Breiten ausfallen. Die Entwicklung dieser drei Kulturpflanzen lässt sich als Indikator für andere Pflanzenarten verwenden.

Diese Entwicklungen werden durch Untersuchungen von Bindi und Olesen (2011) sowie Mäkinen et al. (2017) bestätigt. Dabei wird deutlich, dass besonders Wetterextreme wie lange Trockenphasen, längere Hitzeperioden, Starkregen aber auch extreme Frostereignisse sich negativ auswirken. Die Auswirkungen sind regional unterschiedlich (Mäkinen et al., 2017) und müssen hinsichtlich von Anpassungsmaßnahmen auch regional betrachtet werden (Bindi und Olesen, 2011).

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Erträge werden den Projektionen zufolge in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts höher ausfallen als in der ersten. Dabei überwiegen ab 2030 Ergebnisse von Modellberechnungen mit Ertragsrückgängen der Kulturpflanzen (Porter et al., 2014), die bis 2100 immer stärker ausfallen (**Abb. 6**).

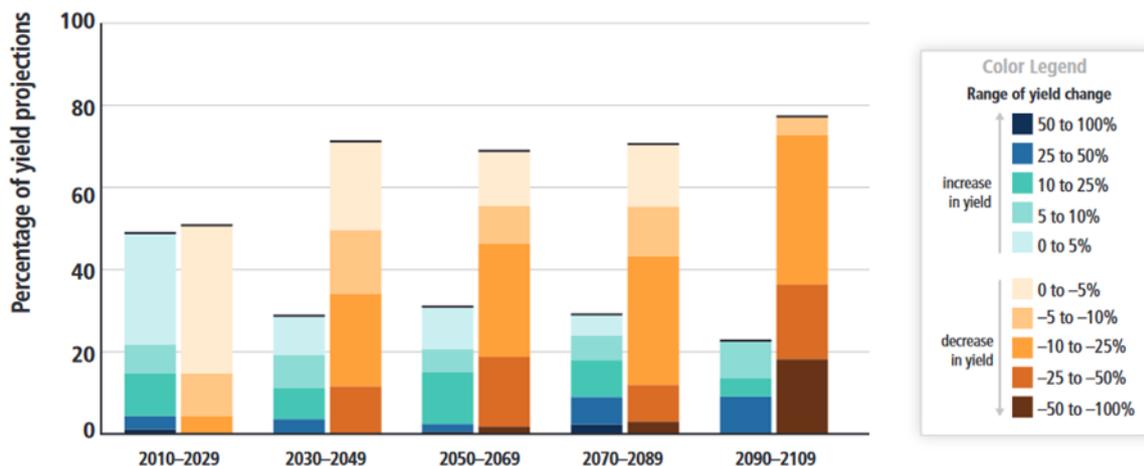


Abb. 6: Zusammenfassung simulierter Ertragsveränderungen von Getreideerträgen bei unterschiedlichen Emissionsszenarien weltweit, bezogen auf das Ertragsniveau Ende des 20. Jahrhunderts (Porter et al., 2014).

Insgesamt ist eine präzise Vorhersage der Ertragsentwicklungen der Kulturpflanzen sehr schwierig (Muller et al., 2017). Bei Berücksichtigung der Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Erträge wie z.B. Klimawandel, Zuchtfortschritt, CO₂-Düngung, Anpassungsmaßnahmen etc. könnte eine zusammenfassende Bewertung zum Ergebnis haben, dass sich in gemäßigten Klimaregionen die Erträge im Durchschnitt auf dem heutigen Niveau einpendeln – bei jahresbedingten relativ starken Schwankungen. Für tropische Regionen ist eher mit einem durchschnittlichen Ertragsrückgang zu rechnen (Chalinor et al., 2014).

2.1.6.2. Ernährungsmuster (WP3.2)

Es wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, um die relevanten Faktoren zu ermitteln, die die Ernährungsgewohnheiten und -muster der Verbraucher in Deutschland bestimmen. Dabei wurden die aktuell verfügbaren Daten erhoben und zusammengetragen. Als eine hoch relevante Datenquelle wurde die NEMONIT-Studie identifiziert, die das Max-Rubner-Institut (2008) aus Karlsruhe im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) erstellt hat. In dieser Studie wurden annähernd 20.000 Personen hinsichtlich ihrer Ernährungsmuster befragt, um auf dieser Grundlage repräsentative Daten zu ermitteln. Weitere Daten wurden direkt aus den Daten des

BMEL (2021) entnommen. Die Werte für 2030 sind Resultat eigener Zeitreihenanalysen auf Grundlage der vorliegenden Daten. Im Ergebnis zeigt sich, dass sich das Ernährungsverhalten in Deutschland seit 1990 nicht grundlegend verändert hat (**Tabelle 1**).

Tabelle 1: Trends beim Verbrauch von Nahrungsmitteln in kg pro Kopf in Deutschland

	1990	2000	2010	2017		2030
Getreideerzeugnisse (Mehlwert)	73,5	76,0	93,4	82,6	kein Trend	82,6
Reis	2,6	4,0	5,0	5,6	+0,12 kg p.a.	7,2
Kartoffeln	73,3	70,0	64,5	57,9	-0,65 kg p.a.	49,4
Gemüse, Obst (Marktanbau)	197,1	204,3	224,1	199,9	kein Trend	199,9
Zucker einschl. Rübensaft (Weißzuckerwert)	34,7	35,3	34,6	33,8	kein Trend	33,8
Fleisch und Fleisch- erzeugnisse (Schlachtgewicht)	102,1	91,5	91,2	87,8	-0,41 kg p.a.	82,4
Fische und Fischerzeugnisse (Fanggewicht)	13,8	13,7	16,0	13,5	kein Trend	13,5
Milch und Milcherzeugnisse	116,1	118,7	121,8	120,9	+0,21 kg p.a.	123,6

Die Bedeutung der Kartoffel im Speiseplan hat in dieser Zeit abgenommen, wohingegen der Reisverbrauch stetig zugenommen hat. Beim durchschnittlichen Pro-Kopf-Verbrauch von Fleisch- und Fleischerzeugnissen kam es zu einem leichten Rückgang, wobei sich der beobachtete negative Trend bei zeitreihen-analytischen Überprüfungen als signifikant erweist. Auf der anderen Seite ist der Verbrauch von Milch und Milcherzeugnissen leicht gestiegen, wobei auch hier davon auszugehen ist, dass sich diese Tendenz in der Zukunft fortsetzt.

Im Projekt wurden unterschiedliche Varianten geprüft, um die künftigen Trends der Ernährungsmuster und Nährstoffzufuhr der Bevölkerung in Deutschland abzubilden, u.a. durch Nutzung der vergangenen Dynamiken, die in EXIOBASE enthalten sind. Dazu wurden die in der NEMONIT aufgeführten Konsumangaben den in EXIOBASE enthaltenen Kategorien zugeordnet. Diese Trends von 2005 bis 2011 wurden dann als Basis für Projektionen bis 2030 und 2050 herangezogen.

Diese Erkenntnisse sind bei der Trendprojektion bis 2030 für die Entwicklung der Fußabdruck-Indikatoren der deutschen BÖ berücksichtigt worden.

2.1.7. Modellierung von Trends und Wirkungen (WP4)

2.1.7.1. Analyse historischer Trends (WP4.1)

Zielsetzung und Vorgehensweise

Die Analyse historischer Trends umfasst die Jahre 2000, 2005, 2010 und 2015 als Zeitschritte. Wo es möglich war, wurde darüber hinaus das Jahr 1995 berücksichtigt. Die Uni Kassel war verantwortlich für die Berechnung der Landnutzung sowie für die Bestimmung des Agrarischen Landfußabdrucks (zusammen mit Öko-Institut), des Wasserfußabdrucks und des Forstfußabdrucks. Für die Analysen wurde das im Rahmen des Projekts entwickelte Systemmodell genutzt. Im ersten Schritt erfolgte die Aufstellung des Materialflussmodells für die untersuchten Zeitschritte basierend auf EXIOBASE- Daten. Im zweiten Schritt wurde mit dem Landnutzungsmodell LandSHIFT die räumliche Verortung der Agrarflächen und als Teil davon der Bewässerungsflächen berechnet. Die globalen Landnutzungskarten für die Zeitschritte bildeten dann zusammen mit den Daten des Materialflussmodells die Grundlage zur Berechnung der verschiedenen Fußabdrücke.

Landnutzung

Die folgende Abbildung zeigt die modellierte räumliche Verortung der globalen Acker- und Weideflächen für das Jahr 2015 als Rasterkarte (**Abb. 7**).

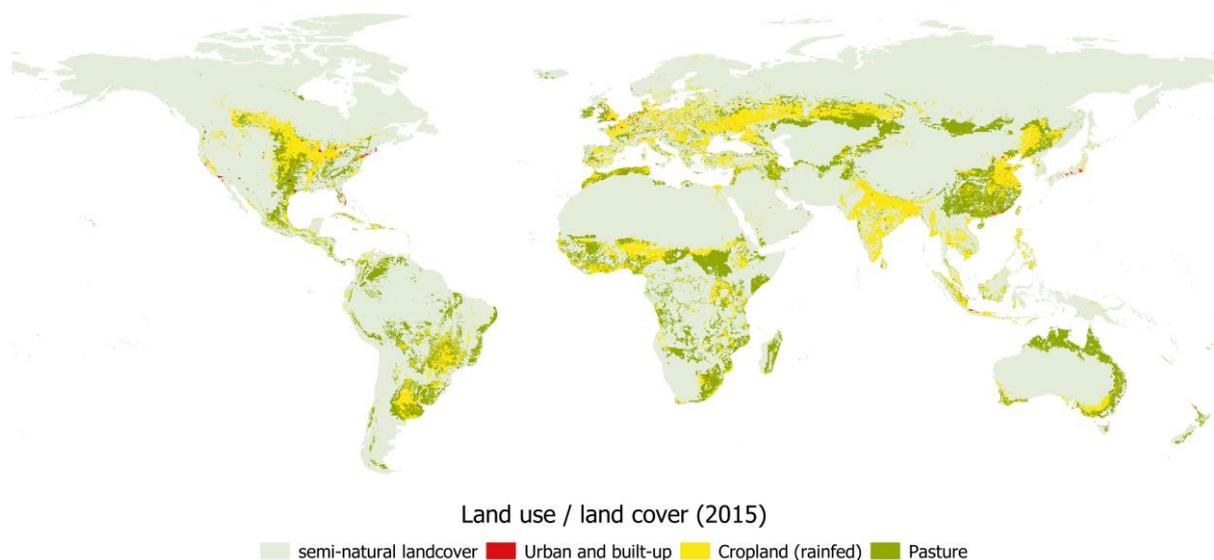


Abb. 7: Globale Karte der mit dem Landnutzungsmodell LandSHIFT berechneten räumlichen Verteilung der Acker- und Weideflächen im Jahr 2015. Zur besseren Übersicht werden die Ackerflächen als Aggregat dargestellt. In den der Karte zugrundeliegenden räumlichen Daten wird zwischen 12 Feldfrüchten unterschieden (Bringezu et al., 2021).

Die weltweite Flächenbelegung für die Produktion von Agrargütern stieg zwischen 2000 und 2015 von ca. 4,35 Mrd. ha auf ca. 4,44 Mrd. ha an (**Abb. 8a**). Im Jahr 2000 entfielen von der gesamten Agrarfläche 69% (2,99 Mrd. ha) auf Weideland und 31% (1,35 Mrd. ha) auf Ackerland. Diese Anteile verschoben sich bis 2015 zu 66% Weideland und 34% Ackerland.

Fand die Ausdehnung von Agrarfläche im Zeitschritt 2000 hauptsächlich auf Kosten der Waldfläche statt, verschiebt sie sich in den folgenden Zeitschritten auf die Konversion von Grünland.

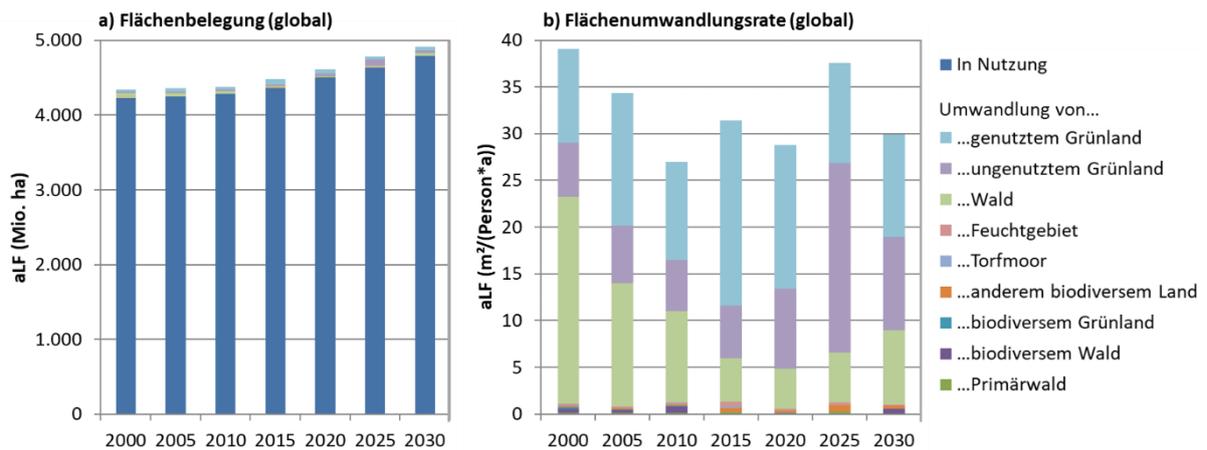


Abb. 8: (a) Globale Flächenbelegung durch Acker- und Weideland im historischen Zeitraum bis 2015 und in der Trendfortschreibung bis 2030. (b) Globale Flächenumwandlung in jedem Zeitschritt pro Person unterteilt in verschiedene Risikoklassen (Bringezu et al., 2021).

Die räumliche Verteilung der Bewässerungsflächen für das Jahr 2015 ist in **Abb. 9** dargestellt. Dabei wird für jede Rasterzelle der Anteil der dort verorteten Bewässerungsfläche angegeben. Die weltweite Bewässerungsfläche stieg von 209,8 Mio. ha im Jahr 2000 auf 232,1 Mio. ha im Jahr 2015, was einem Anstieg von ca. 11% entspricht.

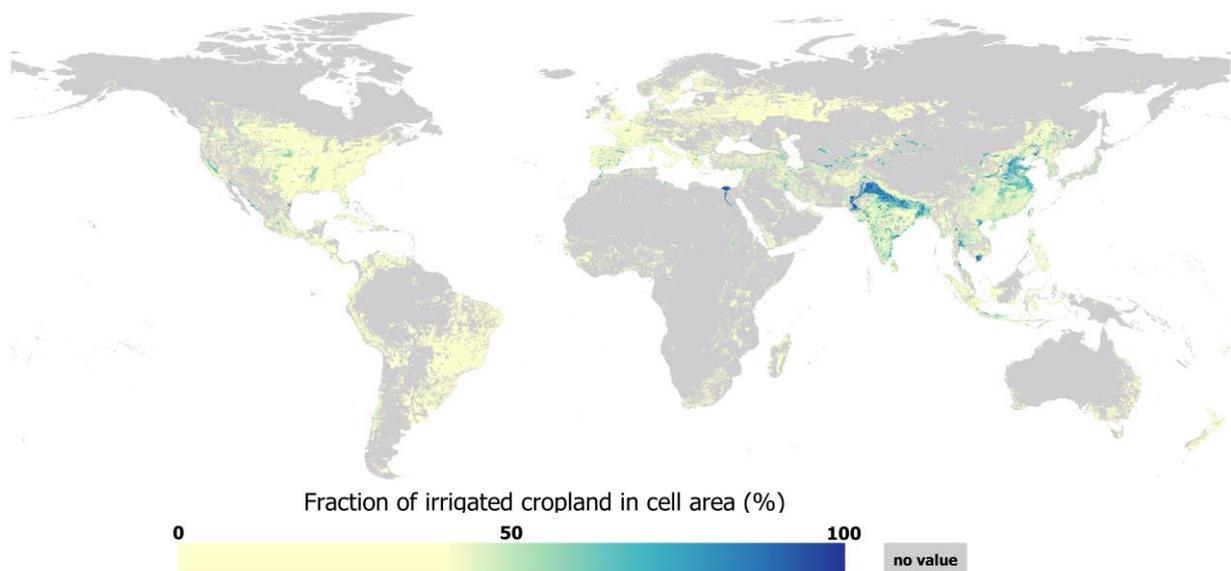


Abb. 9: Globale Karte mit dem Anteil bewässerter Ackerflächen für jede 5-Bogenminuten Rasterzelle im Jahr 2015, berechnet mit dem Landnutzungsmodell LandSHIFT. Zur besseren Übersicht werden die Ackerflächen als eine einheitliche Landnutzungsart dargestellt. In den zugrundeliegenden räumlichen Daten wird zwischen 12 Feldfrüchten unterschieden (Bringezu et al., 2021).

Agrarischer Landfußabdruck

Mit den am CESR entwickelten Software-Tools wurden die Berechnungen für die Bestimmung des Agrarischen Landfußabdrucks der BÖ durchgeführt. Die Auswertung wurde in enger Zusammenarbeit mit dem Projektpartner Öko-Institut vorgenommen. Detaillierte Ergebnisse finden sich im Pilotbericht (Bringezu et al., 2020) sowie in Bringezu et al. (2021) und Hennenberg et al. (2022). Im Folgenden werden die zentralen Ergebnisse dieser Studien zusammengefasst.

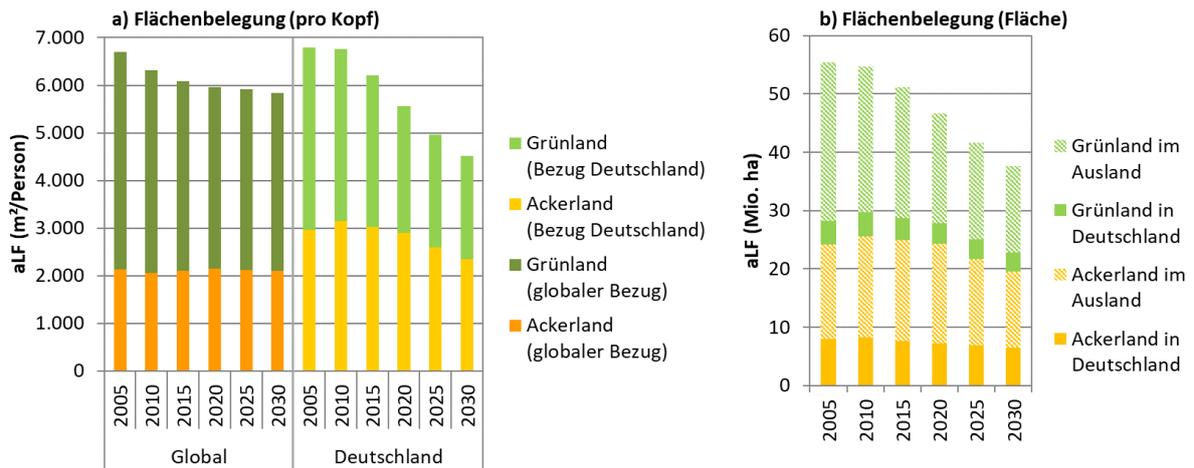


Abb. 10: Flächenbelegung mit Acker- und Grünland (a) pro Kopf für den globalen und den deutschen Konsum und (b) für den deutschen Konsum differenziert nach Flächen im In- und Ausland. Summenwerte für alle Anbaukulturen, alle Produktgruppen und alle Herkunftsregionen (Bringezu et al., 2020).

Ein zentrales Ergebnis der Analyse ist, dass Deutschland im Jahr 2015 weltweit eine Agrarfläche zur Deckung seines Biomassebedarfs nutzte, die in etwa dreimal so groß war wie die heimische landwirtschaftlich genutzte Fläche (51 Mio. ha im Vergleich zu 17 Mio. ha). Die Entwicklung dieses Teils des Agrarischen Landfußabdrucks ist dabei seit 2005 rückläufig (**Abb. 10b**). Obwohl die gesamte globale Agrarfläche, wie oben beschrieben, bis 2015 kontinuierlich zunimmt, sank aufgrund des weltweiten Bevölkerungswachstums die pro Person genutzte Fläche deutlich (**Abb. 10a**). Für den Konsum in Deutschland lag die Flächenbelegung in den Jahren 2005 und 2015 bei etwa 6.200 m²/Person und damit leicht über dem globalen Durchschnitt. Dies liegt damit immer noch deutlich über dem Wert von 2.000 m²/Person (0.2 ha), der als Safe Operating Space (SOS) Wert vorgeschlagen wurde (Egenolf und Bringezu, 2019).

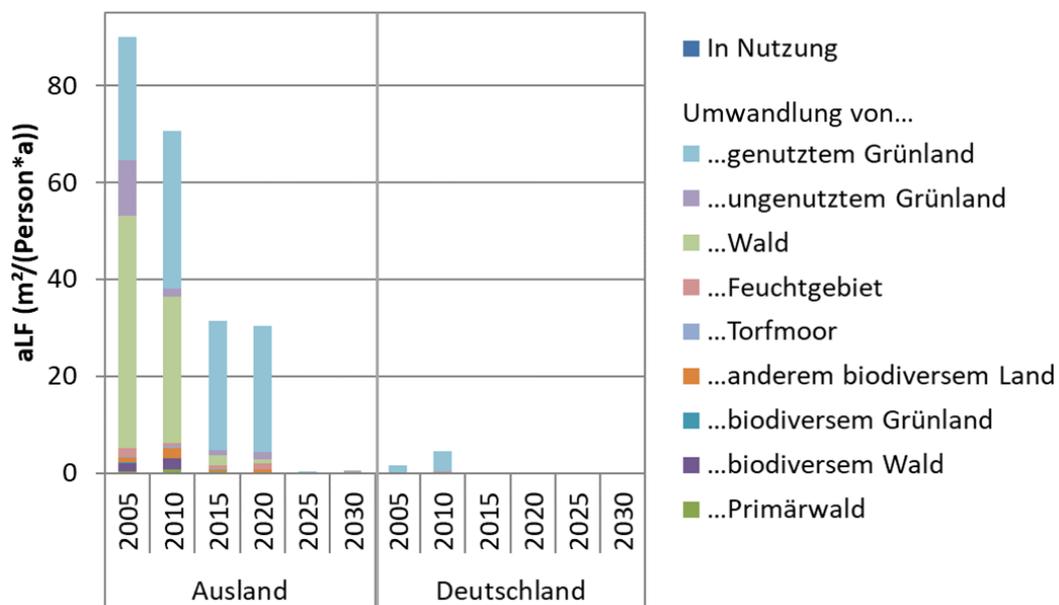


Abb. 11: Durch die Nutzung von Biomasse verursachte Flächenumwandlung pro Person und Jahr in Deutschland und im Ausland.

Das Verfahren zur Bestimmung des Agrarischen Landfußabdrucks ermöglicht auch die Analyse des Einflusses der Biomassenutzung der deutschen BÖ auf die Umwandlung von Flächen im In- und Ausland. Während die weltweite durchschnittliche jährliche Umwandlungsrate zwischen den Jahren 2000 und 2015 zwischen 27 m²/Person und 39 m²/Person schwankte, sanken die von Deutschland induzierten Landnutzungsänderung von 90 m²/Person im Zeitraum 2000-2005 auf 32 m²/Person im Jahr 2015 (**Abb. 11**). Die Umwandlung von Risikoflächen findet dabei fast ausschließlich im Ausland statt, was mit einer starken Regulierung der Flächennutzung in Deutschland erklärt werden kann.

Wasserfußabdruck

Bezogen auf die Einwohnerzahlen ergibt sich für den Wasserfußabdruck der deutschen BÖ ein Wert von 192 m³ pro Person in 2015. Die größten Mengen an Bewässerungswasser für importierte Agrargüter werden 2015 in Zentralasien und Südostasien aufgewandt (**Abb. 12**).

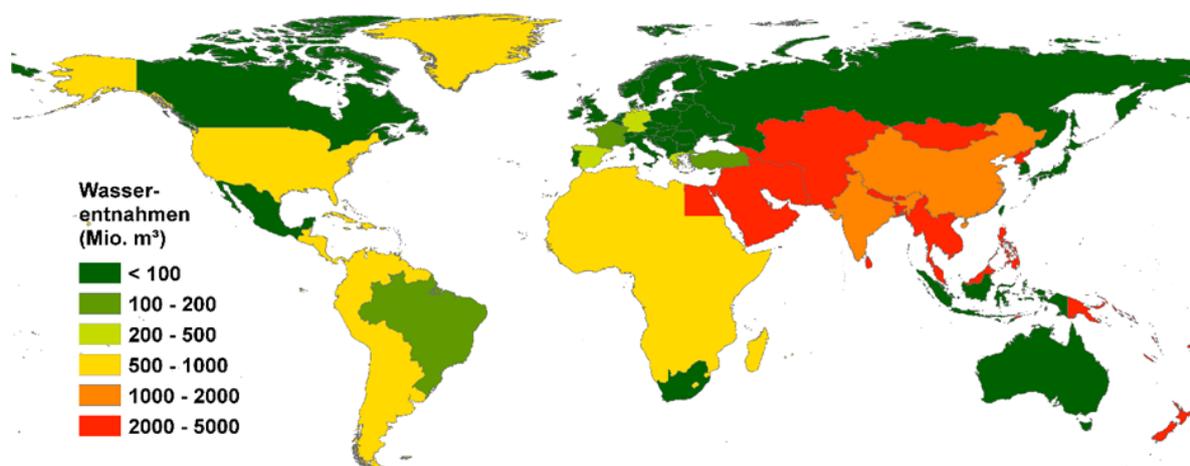


Abb. 12: Wasserfußabdruck der Bewässerung für die Produktion landwirtschaftlicher Güter, die im Jahr 2015 in Deutschland konsumiert wurden.

Dies betrifft insbesondere den Anbau von Reis, Baumwolle, Weizen sowie Früchten und Gemüse (**Abb. 13**). An zweiter Stelle der Mengen an Bewässerungswasser liegt der Nahe Osten. Von dort werden insbesondere Früchte und Gemüse importiert. Allein für die in Deutschland verbrauchten Kartoffeln, Tomaten und Pistazien werden dort rund 61.000 ha Ackerfläche bewässert. Die wichtigsten Anbauländer in dieser Region sind Iran, Ägypten und Irak. Die drei Länder nutzen insgesamt etwa 3,4 Mio. ha bewässerte Anbaufläche, wovon etwa 6% auf Produkte, die in Deutschland konsumiert werden, entfallen. In dieser Region ist der Wasserstress besonders hoch. Knapp zwei Drittel des für deutschen Konsum aufgewendeten Bewässerungswassers wird dort in Gebieten mit hohem Wasserstress eingesetzt.

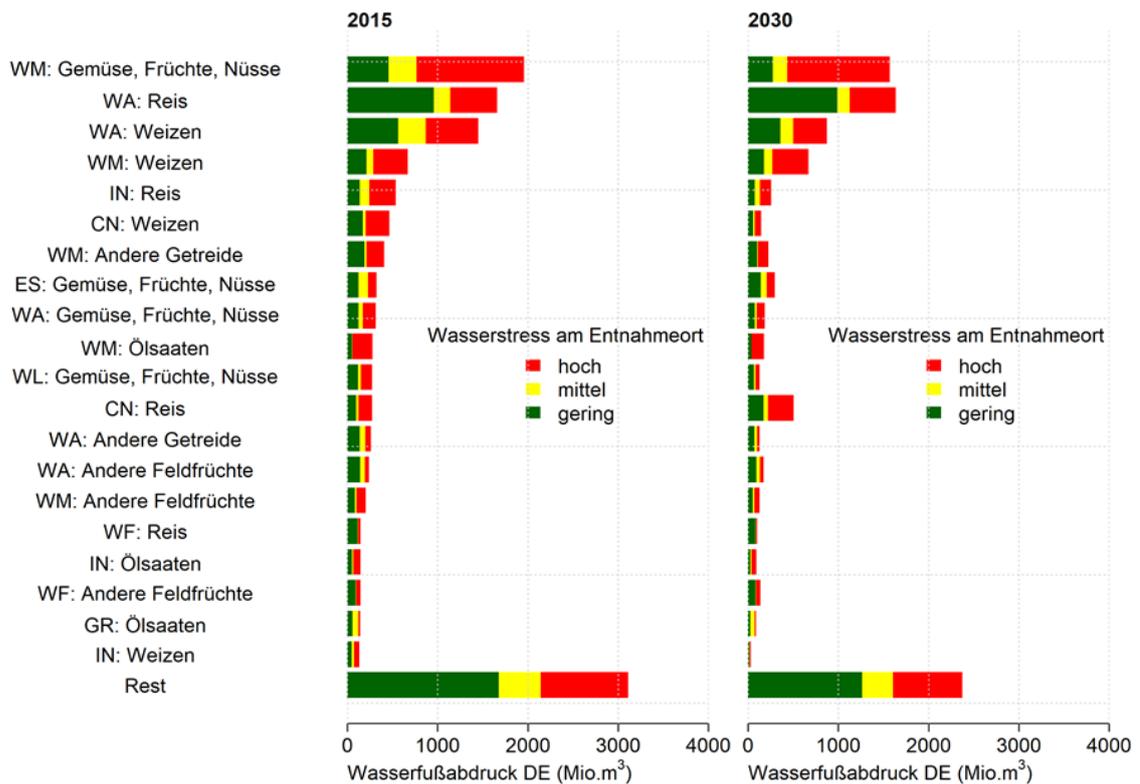


Abb. 13: Aufwand an Bewässerungswasser für den deutschen Konsum nach Herkunftsregion und Feldfruchtart (Herkunftsregion: Feldfruchtart), differenziert nach Wasserstress am Ort der Wasserentnahme für die Jahre 2015 und 2030 (Trendanalyse).

Insgesamt wird für alle in Deutschland konsumierten Agrargüter, die auf Bewässerung angewiesen sind, zu 42% Wasser aus Regionen mit hohem Wasserstress eingesetzt. Dieser Anteil ist annähernd so hoch wie der Anteil der Wasserentnahmen in Gebieten mit ausreichendem Wasserdargebot (44%) (**Abb. 14**). Dies betrifft sowohl die Wasserentnahme insgesamt als auch den Wasserverbrauch (ca. 40% der Entnahmen), also jenen Teil der Entnahme, der nicht wieder den Gewässern zugeführt wird, sondern durch Verdunstung für das jeweilige Gebiet verloren geht.

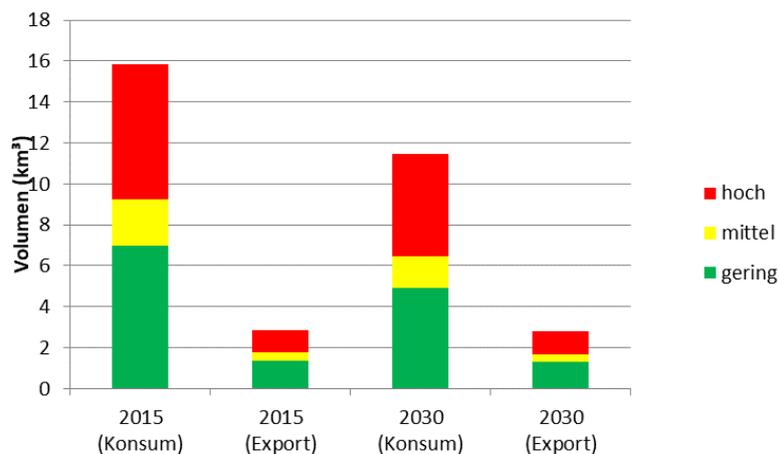


Abb. 14: Vergleich des Wasserfußabdrucks für den Konsum und den Export Deutschlands in 2015 und 2030, unterteilt nach Wasserstressniveau am Ort der Wasserentnahme.

Betrachtet man den Bewässerungsaufwand für die verschiedenen Feldfrüchte, die von Deutschland seit 1995 bezogen werden, so fallen zwei Trends ins Auge (**Abb. 15**).

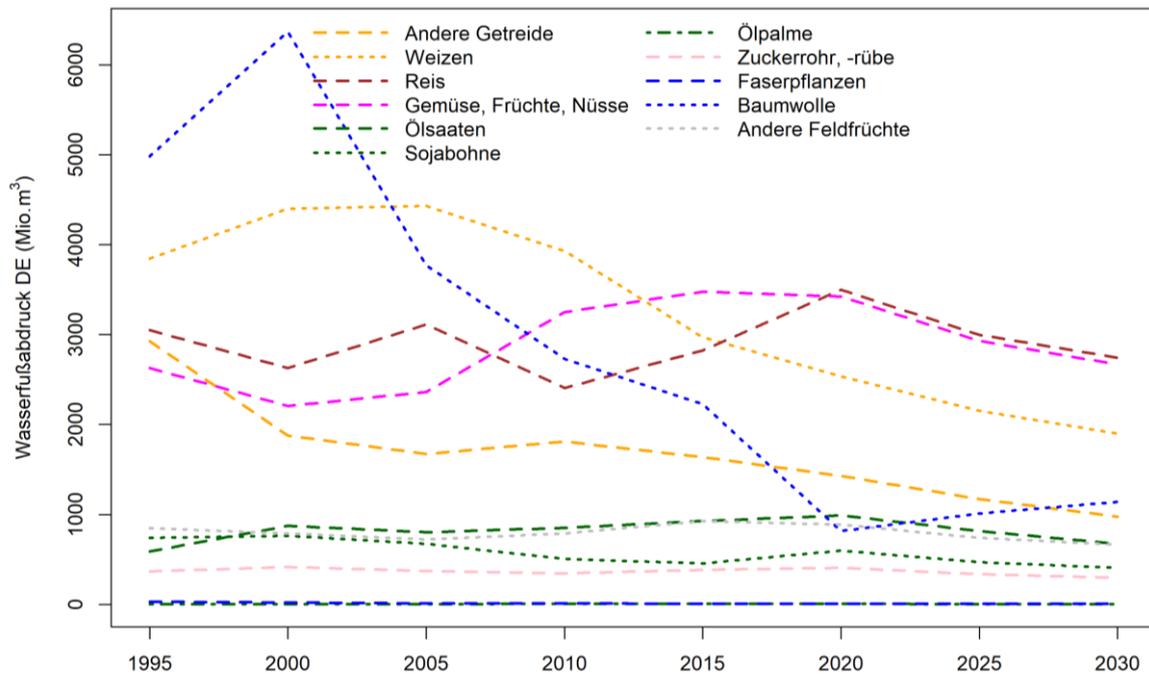


Abb. 15: Entwicklung des Wasserfußabdrucks Deutschlands nach Feldfruchtclassen

Zum einen ist der Wasserfußabdruck für Baumwolle deutlich gesunken. Dies beruht auf einem Rückgang der Importe um mehr als 45% und einem steigenden Anteil der Importe aus Bezugsregionen mit geringerem Wassereinsatz pro produzierter Menge Baumwolle. Zum anderen ist bis 2015 der Wasserfußabdruck für Importe von Gemüse, Früchten und Nüssen um 60% gestiegen.

In Deutschland selbst spielt Bewässerung bislang nur eine untergeordnete Rolle. Dies kann sich bei weiter verstärkten Wetterextremen in den kommenden Jahren allerdings ändern. Die östlichen Bundesländer erhalten auf Grund ihrer geografischen Lage im Schnitt deutlich weniger Niederschlag als die westlichen. Die Gesamtproduktion agrarischer Güter innerhalb von Deutschland ist aktuell nur zu 25% wasserstressgefährdet und zu 7% hoch wasserstressgefährdet (**Abb. 16**).

Das Wasserstressmuster der deutschen Importe spiegelt im Wesentlichen das der weltweiten Agrarwirtschaft wider. Es fällt etwas günstiger aus, da Deutschland auch von europäischen Nachbarn mit eher geringem Wasserstress Agrargüter bezieht. Der Konsum agrarischer Güter, die aus dem Inland stammen, ist mit etwas höherem Wasserstress verbunden als die inländische Produktion, was damit zusammenhängt, dass die deutschen Exporte eher aus Regionen mit weniger Wasserstress stammen.

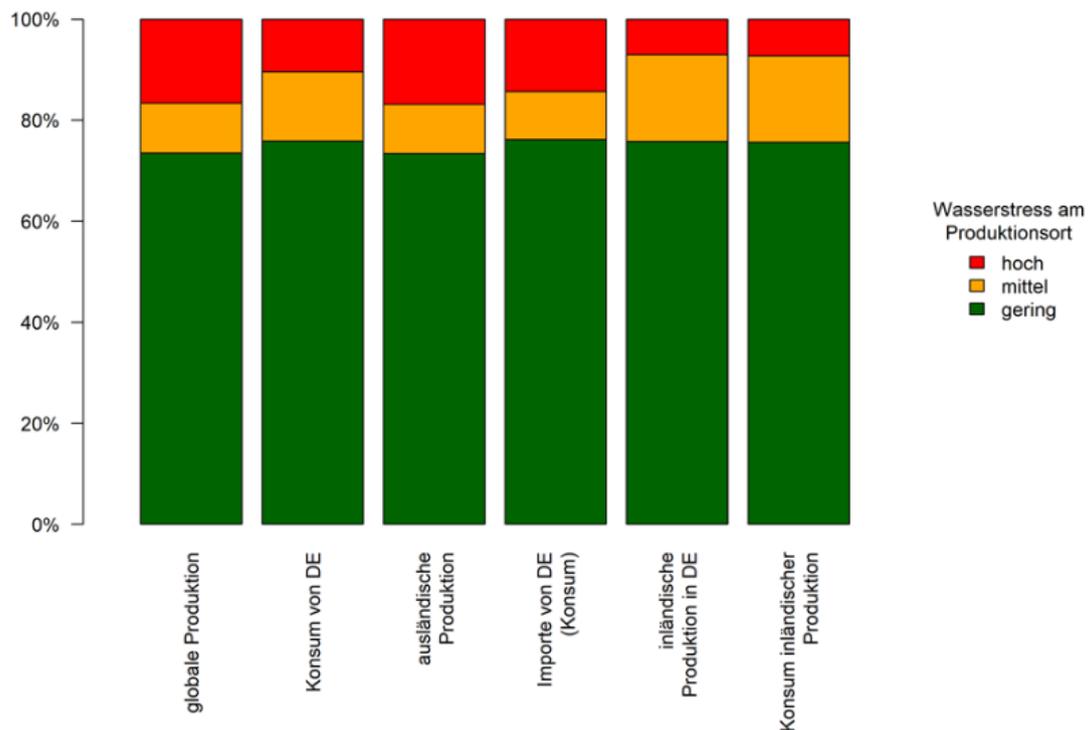


Abb. 16: Anteile landwirtschaftlicher Produktion von Feldfrüchten nach Wasserstressklasse im Anbaugebiet (bewässerte und nicht bewässerte Flächen) für das Jahr 2015.

2.1.7.2. Modellierung ökonomieweiter künftiger Trends (WP4.3)

Zielsetzung und Vorgehensweise

Ziele dieses Arbeitspakets waren (1) die Entwicklung und modellbasierte Analyse eines Trendszenarios der BÖ-Entwicklung in Deutschland bis zum Jahr 2030 sowie (2) die Untersuchung der Variationsbreite dieses Szenarios im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse. Die Arbeiten fanden in enger Kooperation mit den Projektpartnern GWS und Öko-Institut statt.

Das im Kontext des SYMOBIO Projekts entwickelte Szenario geht von einer Fortschreibung der jüngsten beobachteten Trends aus und orientiert sich an den Annahmen des IPCC SSP2 „Middle of the road“ Szenarios (O’Neill et al. 2017). Daten aus diesem Szenario wurden dabei auch für die Projektion der Pro-Kopf Nachfrage nach Agrargütern in anderen Ländern und Weltregionen verwendet.

Annahmen zur Bevölkerungsentwicklung wurden aus den UN Bevölkerungsprojektionen abgeleitet, während die Projektion des Bruttoinlandsprodukts (BIP) auf Publikationen der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) beruht. Für Deutschland wurden detaillierte Daten aus einem Langfristszenario verwendet, das vom Projektpartner GWS in enger Zusammenarbeit mit verschiedenen Institutionen im Rahmen einer nationalen Vulnerabilitätsanalyse entwickelt wurde.

Ausgehend von den beschriebenen Szenario-Annahmen erfolgte vom Projektpartner GWS mit den dort entwickelten ökonomischen Modellen PANTA RHEI und GINFORS eine Fortschreibung der EXIOBASE-Datenbasis bis zum Jahr 2030. Die Ergebnisse wurden anschließend in das Materialflussmodell des SYMOBIO-Systemmodells eingepflegt und analog zur Analyse der historischen Entwicklung für die Berechnung der verschiedenen Fußabdrücke in 5-Jahresschritten bis 2030 genutzt.

Trend der Landnutzung

In der Trendfortschreibung ab dem Jahr 2015 fällt der Anstieg der globalen Agrarfläche deutlich stärker aus als für den betrachteten historischen Zeitraum und lässt im Jahr 2030 einen Wert von 4,92 Mrd. ha erwarten. Dieser Anstieg resultiert aus dem global stark ansteigenden weltweiten Konsum von Biomasse. Er geht zudem einher mit einer deutlichen Zunahme der Umwandlung von Risikoflächen. Während Anfang der 2000er Jahre vorrangig Waldflächen abgeholzt wurden, werden im Trendszenario vorwiegend Grünlandflächen in Agrarflächen konvertiert. Sehr sensible Risikoflächen wie Primärwälder oder hoch biodiverse Flächen werden deutlich seltener umgewandelt, da sie insgesamt nur relativ geringe Flächenanteile einnehmen, in wenig erschlossenen Gebieten liegen oder nach Umwandlung niedrige Ernteerträge aufweisen.

Aufgrund des Bevölkerungswachstums und einer zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft sinkt auf globaler Ebene die pro Kopf genutzte Agrarfläche auf etwa 5.850 m². Dies resultiert hauptsächlich aus einer kontinuierlichen Abnahme der pro Kopf genutzten Grünlandfläche (2005: 4.550 m²/Person; 2030: 3.750 m²/Person), während die Flächenbelegung für Ackerland über den gesamten Zeitraum recht konstant bei 2.100 m²/Person liegt.

Trend des Agrarischen Landfußabdrucks bis 2030

Der Agrarische Landfußabdruck des Konsums in Deutschland nimmt im Trend-Szenario bis 2030 auf rund 4.500 m²/Person ab. Da die deutsche Flächenbelegung pro Person für Grünland besonders stark zurückgeht, wird bis 2030 zur Deckung des deutschen Konsums voraussichtlich eine kleinere Flächenbelegung pro Person als im globalen Mittel benötigt.

Die für den Konsum in Deutschland genutzte Agrarfläche sinkt im Trend-Szenario bis 2030 auf knapp 10 Mio. ha. Die übrige landwirtschaftliche Fläche in Deutschland wird für Exportprodukte verwendet. Die Flächenbelegung im Ausland für den Konsum in Deutschland nimmt in der Trendfortschreibung auf einen Wert von 28 Mio. ha ab (13 Mio. ha Ackerland, 15 Mio. ha Grünland).

Parallel zur Entwicklung der Flächenbelegung nimmt die Flächenumwandlungsrate für Importe nach Deutschland in der Trendfortschreibung deutlich von über 90 m²/Person im Jahr 2005 auf Werte unter 1 m²/Person in den Jahren 2025 und 2030 ab. Dies liegt daran, dass die Zunahme der Importe nach Deutschland zurückging und die Importe ab 2020 abnehmen dürften. Dadurch werden Deutschland geringere Flächenanteile der in den Herkunftsländern umgewandelten Flächen zugewiesen.

Trend des Wasserfußabdrucks bis 2030

Im Zuge des Klimawandels werden sich die Niederschlagsmengen in einigen Weltregionen und damit die Wasserverfügbarkeit ändern. In ariden Regionen wird die Notwendigkeit der Bewässerung damit in großem Umfang zunehmen. Die Modellierung des Trend-Szenarios lässt bis 2030 erwarten, dass sich die globalen Wasserentnahmen für Bewässerung im Vergleich zu 2015 (ca. 1.935 km³) um bis zu ca. 21% erhöhen werden.

Veränderte Importmuster in der Trendprojektion führen jedoch dazu, dass der Wasserfußabdruck des deutschen Konsums sich im Vergleich zu 2015 um 28% verringern dürfte (von 15,9 km³ auf 11,5 km³). Für den Wasserfußabdruck der deutschen Produktion ist ein geringerer Rückgang um etwa 24% zu erwarten, weil der Wasserfußabdruck der deutschen Exporte voraussichtlich nur um ca. 3% (von 2,9 km³ auf 2,8 km³) absinken wird. Bezogen auf die Einwohnerzahlen ergibt sich für den Wasserfußabdruck des deutschen Konsums eine Abnahme von 192 m³ pro Person in 2015 bis auf ca. 140 m³ pro Person im Jahr 2030.

Die Anteile der mit dem Konsum verbundenen Wasserentnahmen aus Bereichen mit unterschiedlichem Wasserstressniveau werden sich von 2015 bis 2030 etwas verschieben. Der Rückgang des

Wasserfußabdrucks ist in Gebieten mit geringem Wasserstress stärker (30%) als in Gebieten mit hohem Wasserstress (24%).

Betrachtet man den Bewässerungsaufwand pro Feldfrucht, zeigt das Trend-Szenario auf Grund sich verändernder Konsummuster, dass von 2020 bis 2030 für die meisten Feldfrüchte ein abnehmender Trend einsetzt, der zu Reduktionen um 22% (Reis, Gemüse, Früchte und Nüsse) bis zu 35% (Ölpalmprodukte) führt. Ab 2020 zunehmende Tendenz lassen die Wasserfußabdrücke für Baumwolle (+40%) und sonstige Faserpflanzen (+3%) erwarten.

Variation der Trendprojektionen

Die künftige Entwicklung wichtiger Einflussfaktoren, die die Ausprägung der Fußabdrücke bestimmen, ist mit Unsicherheiten verbunden, die zunehmen, je weiter man in die Zukunft schaut. Um die mögliche Variationsbreite des Trend-Szenarios bis 2030 abzubilden, wurden daher, ausgehend von einer mittleren Entwicklung, Variationen wichtiger Einflussgrößen in einer realistischen Spannweite angenommen. Diese Spannweite ergibt sich aus

- der Variation der Änderungen der Ernteerträge,
- der Variation der Annahmen zur Ausbreitung von Siedlung und Verkehr sowie Flächennutzung für die Wiedervernässung agrarischer Flächen,
- der möglichen Substitution von Importen durch zusätzlichen Anbau von Feldfrüchten in Deutschland und
- der Variation der Annahmen zur Änderung der Wasserintensität bei Erhöhungen der Ernteerträge (Wasserfußabdruck).

Für die Analysen wurde neben dem Trend-Szenario jeweils eine Variante mit einer Kombination der Einflussgrößen konzipiert, die zu einer Erhöhung (Variante Maximal) und Verringerung des Flächenfußabdrucks führen (Minimal).

Die Annahmen zur Veränderung der Ernteerträge bis 2030 hat einen direkten Einfluss auf die Agrarfläche, die im In- und Ausland für die Nachfrage der deutschen BÖ nach agrarischen Gütern belegt wird.

Die inländische Agrarproduktion ist bei einer geringeren Steigerung der Ernteerträge als im Trend-Szenario zusammen mit einer stärkeren Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen und der Flächen für Wiedervernässung niedriger als im Trend-Szenario. Hieraus resultieren erhöhte Importe von Agrargütern nach Deutschland und damit eine erhöhte Flächenbelegung im Ausland. Im umgekehrten Fall ist mit einer höheren inländischen Produktion mit verringerten Biomasseflüssen von importierten Agrargütern bzw. einer verringerten Flächenbelegung im Ausland zu rechnen.

Für alle Länder außer Deutschland beruhen die Annahmen zu Ertragsänderungen auf einer Projektion für „Business As Usual“ der FAO (2018). Als Variationsbreite wurden +/- 20% angenommen. Für Deutschland wurden eigene Trendprojektionen für die Hauptfeldfrüchte auf der Basis linearer Regressionen für den Zeitraum 1995-2017 durchgeführt, die bis 2030 extrapoliert wurden. Ausgehend vom Trend-Szenario wurden wiederum +/- 20% angenommen. Diese Spanne berücksichtigt auch mögliche Ausweitungen des Ökolandbaus und die damit verbundenen niedrigeren Ernteerträge. Dem Trend der letzten 5-10 Jahre zufolge ist ein Anstieg des Ökolandbaus von ca. 1 Mio. ha in 2015 auf 2-3 Mio. ha in 2030 zu erwarten. Für die Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsfläche wurde ausgehend von der mittleren Projektion ebenfalls eine Spanne von +/- 20% angenommen; für die Ausweitung der Wiedervernässung entspricht die Spanne von Minimal- bis Maximalabschätzung einer Variation von +/-34% gegenüber der mittleren Trendprojektion.

Daraus ergeben sich folgende Variationsbreiten für den Agrarischen Landfußabdruck (**Tabelle 2**). Für die gesamte Produktion von Agrargütern, die mit der BÖ in Deutschland in Zusammenhang steht, beträgt dieser Fußabdruck im Trend-Szenario 45 Mio. ha und hat eine Variationsbreite von - 14 bis +15 %. Die Schwankungsbreite ist beim Fußabdruck des Konsums vergleichbar, beim Export jedoch leicht vermindert. Da die Parametervariation jeweils von Schwankungen von +/- 20% ausgegangen ist, lässt dieses Ergebnis die projizierten Ergebnisse als durchaus robust erscheinen.

Tabelle 2. Variationsbreite des Agrarischen Landfußabdrucks für Deutschland unterteilt nach Konsum, Exporten und Gesamtproduktion im Jahr 2030.

Agrarischer Landfußabdruck [Mio. ha]	Konsum in Deutschland	Export und Re-Export	Produktion
Maximal	43,1	18,6	51,8
Trend-Szenario	37,6	16,7	45,0
Minimal	33,1	15,4	38,7
Spannbreite	-12 % bis +15%	-7,8 % bis +11 %	-14 % bis +15 %

Minimal: im Vergleich zur Trend-Szenario +20% Ertragssteigerung und -20% weniger Flächennutzung für Siedlung bzw. -- 34% Wiedervernässung agrarischer Fläche. Maximal: im Vergleich zur Trendprojektion -20% Ertragssteigerung und +20% mehr Flächennutzung für Siedlung bzw. 34% mehr für Wiedervernässung agrarischer Fläche.

Die Erfordernisse der Bewässerung zur Deckung des agrarischen Bedarfs basieren auf der von LandSHIFT berechneten Flächenbelegung im In- und Ausland. Daher sind die oben beschriebenen Parametervariationen auch hier grundlegend.

Zusätzlich wurden für den Wasserfußabdruck die Annahmen zur Änderung der Wasserintensität bei Ertragsänderung variiert. In der mittleren Variante wurden der Wasserbedarf der Pflanze pro Flächeneinheit und auch die Bewässerungseffizienz als konstant angenommen. Diese Variante wurde als Grundlage der oben ausgeführten Ergebnisse herangezogen. Für eine Maximalabschätzung wurde angenommen, dass der Wasserbedarf pro Flächeneinheit mit dem Ertrag steigt, während die Bewässerungseffizienz gleichbleibt. Für eine Minimalabschätzung wurde hingegen angenommen, dass der Wasserbedarf der Pflanzen pro Flächeneinheit konstant bleibt und die Bewässerungseffizienz um den gleichen Faktor wie der Ertrag steigt, jedoch auf maximal 90% begrenzt bleibt.

Daraus ergeben sich für den Wasserfußabdruck die in **Tabelle 3** dargestellten Variationsspannen. Diese sind deutlich höher als jene des Agrarfußabdrucks, nicht zuletzt, weil sie auf dessen Variationsbreite aufbauen und diese durch die Unsicherheiten bei der Entwicklung von Bewässerungseffizienz und Wasserbedarf der Pflanzen noch erhöht. Das bedeutet, dass die Wasserfußabdrücke von Konsum, Export und Produktion bis 2030 um die Hälfte geringer oder bis zu einem Drittel höher ausfallen könnten als in der mittleren Projektion.

Tabelle 3. Variationsspannen des projizierten Wasserfußabdrucks von Konsum, Export und Produktion agrarischer Güter in 2030.

Wasserentnahme [Mio. m ³]	Konsum	Export	Produktion
Maximal	15.132	3.579	18.711
Mittel	11.482	2.786	14.269
Minimal	5.421	1.269	6.689
Spanne um Mittel	-53 % bis +32 %	-54 % bis +28 %	-53 % bis +31 %

2.1.8. Entwicklung eines Monitoring-Systems (WP6)

2.1.8.1. Monitoring-Report (WP6.1)

Im Rahmen von SYMOBIO wurde erstmals ein zusammenfassender, Übersicht vermittelnder Bericht zur Ausprägung der deutschen BÖ vorgelegt. Der *Pilotbericht zum Monitoring der deutschen Bioökonomie* wurde 2020 veröffentlicht. Er wurde vom CESR der Universität Kassel und dem Johann Heinrich von Thünen-Institut (TI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei mit den Fachinstituten für Marktanalyse (TI-MA), für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie (TI-WF) und für Seefischerei (TI-SF), zusammen mit den Kooperationspartnern des SYMOBIO-Projekts (siehe Liste der beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler) erstellt. Die Koordination des Berichts lag bei Prof. Stefan Bringezu in Zusammenarbeit mit Prof. Martin Banse.

Die Erstellung wurde im Rahmen des SYMOBIO-Projekts vom BMBF gefördert. Die Arbeiten des Thünen-Instituts wurden über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) durch das BMEL gefördert. Die Arbeiten vom Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (FhG-ISI) basieren auf der Forschungsstudie „Ermittlung wirtschaftlicher Kennzahlen und Indikatoren für ein Monitoring des Voranschreitens der Bioökonomie“ die vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) in Auftrag gegeben wurde (Konsortium unter Leitung des ifo-Instituts).

Begleitet wurde die Erstellung von der Steuerungsgruppe zum Monitoring der BÖ, in der die drei genannten Ministerien vertreten waren.

Der Bericht wurde als Printversion erstellt und ist online verfügbar. Er kann wie folgt zitiert werden:

Bringezu S., Banse M., Ahmann L., Bezama N. A., Billig E., Bischof R., Blanke C., Brosowski A., Brüning S., Borchers M., Budzinski M., Cyffka K.-F., Distelkamp M., Egenolf V., Flaute M., Geng N., Gieseking L., Graß R., Hennenberg K., Hering T., Iost S., Jochem D., Krause T., Lutz C., Machmüller A., Mahro B., Majer S., Mantau U., Meisel K., Moesenfechtel U., Noke A., Raussen T., Richter F., Schaldach R., Schweinle J., Thrän D., Uglich M., Weimar H., Wimmer F., Wydra S., Zeug W. (2020): Pilotbericht zum Monitoring der deutschen Bioökonomie. Hrsg. vom Center for Environmental Systems Research (CESR), Universität Kassel, Kassel.

<https://doi.org/10.17170/kobra-202005131255>.

Eine leicht aktualisierte englische Version wurde 2021 publiziert. Diese ist ebenfalls online verfügbar und kann wie folgt zitiert werden:

Bringezu S., Banse M., Ahmann L., Bezama N. A., Billig E., Bischof R., Blanke C., Brosowski A., Brüning S., Borchers M., Budzinski M., Cyffka K.-F., Distelkamp M., Egenolf V., Flaute M., Geng N., Gieseking L., Graß R., Hennenberg K., Hering T., Iost S., Jochem D., Krause T., Lutz C., Machmüller A., Mahro B., Majer S., Mantau U., Meisel K., Moesenfechtel U., Noke A., Raussen T., Richter F., Schaldach R., Schweinle J., Thrän D., Uglich M., Weimar H., Wimmer F., Wydra S., Zeug W. (2021): Pilot report on the monitoring of the German bioeconomy. Published by the Center for Environmental Systems Research (CESR), University of Kassel, Kassel, Germany.

<https://doi.org/10.17170/kobra-202201115406>.

2.1.8.2. Web-Seite und Web-Tool (WP6.2)

Erstes Ergebnis dieses Arbeitspakets ist die Webseite www.symobio.de, die im Wesentlichen der Außendarstellung des Projekts dient (**Abb. 17**).



Abb. 17: Startseite der Web-Seite www.symobio.de.

Sie stellt aktuelle Projektinhalte und die am SYMOBIO-Projekt beteiligten Institutionen vor und bietet darüber hinaus einen Zugang zu den generierten Publikationen wie z.B. Arbeitspapiere, Fact Sheets und Pilotbericht.

Neben der Website wurde der Prototyp eines webbasierten Werkzeuges zur Exploration der im Pilotbericht dargestellten Daten des SYMOBIO-Projekts konzipiert und implementiert (Abb. 18). Der Schwerpunkt liegt dabei auf den mit dem Systemmodell generierten Informationen zu den verschiedenen Fußabdrücken.

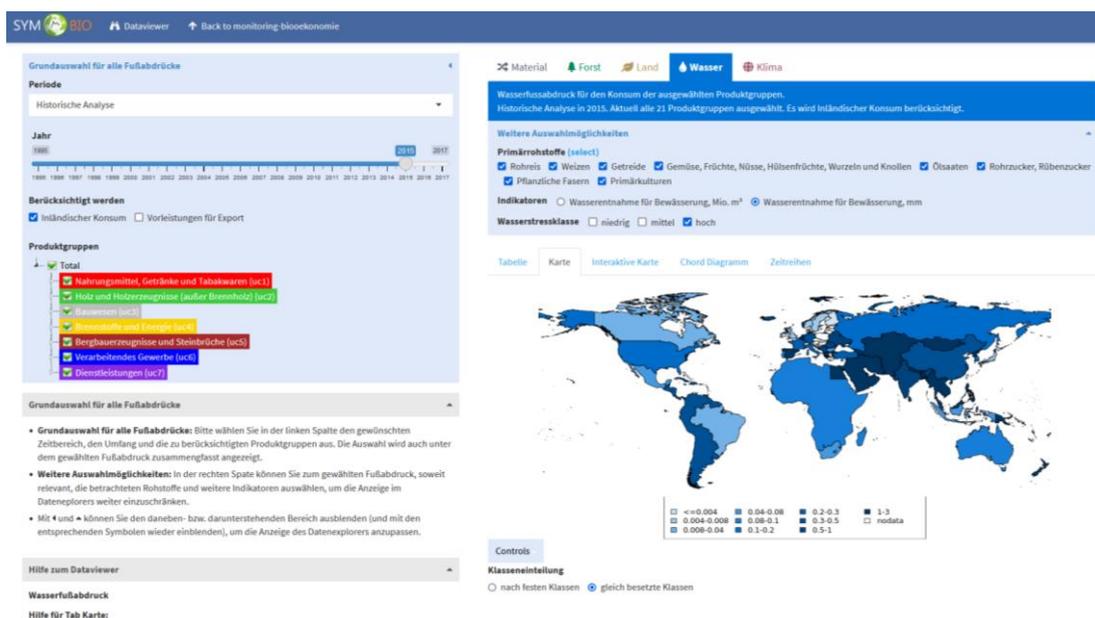


Abb. 18: Startseite des Prototyps des SYMOBIO-Web-Tools.

Der Prototyp des Web-Tools wurde in der Programmiersprache R mit dem Packet Shiny entwickelt, das die Programmierung von interaktiven Webseiten unterstützt. Die Daten wurden in der während der Hauptphase des Projekts implementierten Version in Form einer strukturierten Datei verwaltet. Der Web-Zugang wurde über den Cloud-Anbieter shinyapps.io realisiert.

Das Web-Tool bietet die Möglichkeit, die vorhandenen Datenbestände interaktiv, z.B. in Form von Diagrammen und Karten, zu visualisieren, d.h. die Abbildungen werden dynamisch auf Grundlage der verfügbaren Daten generiert. Die Nutzeroberfläche bietet dabei eine Reihe von Möglichkeiten, die darzustellenden Daten und die Art der Darstellung selbst auszuwählen. Für jeden Fußabdruck können Betrachtungszeiträume, die Inklusion von Exportvorleistung und Produktgruppen selektiert werden. Bei den Fußabdrücken selbst können zusätzlich noch spezifische Aspekte zur Betrachtung ausgewählt werden, wie z. B. beim Wasserfußabdruck die Primärrohstoffe oder die Wasserstressklassen.

2.1.8.3. Fernerkundung von Landnutzungsänderungen (WP6.3)

Die im Rahmen der BÖ-Strategie angestrebte Substitution fossiler Rohstoffe zur Energieerzeugung bzw. zur Verwendung in industriellen Prozessen beinhaltet die verstärkte Nutzung von Biomassen. Dies wird sowohl zu einer verstärkten Nutzung von Restbiomassen als auch zu einer Zunahme des gezielten Anbaus von Biomasse für die energetische und industrielle Verwertung führen (Energie- und Industriepflanzen) mit der Folge von Landnutzungsänderungen (LUC=Land Use Change).

Eine solche Entwicklung konnte in der Vergangenheit bereits bei der landwirtschaftlichen Biogaserzeugung beobachtet werden. Aufgrund gesetzlicher Regelungen im Rahmen des Erneuerbaren-Energie-Gesetzes (EEG) war ab 2004 ein deutlicher Anstieg landwirtschaftlicher Biogasanlagen zu verzeichnen. Damit einhergehend erfolgte auch eine deutliche Zunahme der Maisanbauflächen. Diese Entwicklung wurde und wird sehr kritisch diskutiert, da mit herkömmlichen Maisanbausystemen verschiedene Umweltgefährdungen verbunden werden:

- Bodenerosion
- Nährstoffaustrag, insbesondere Nitrat
- Rückgang der Biodiversität – Anbau in großflächigen Monokulturen.

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung der Energieerzeugung und von industriellen Prozessen im Rahmen der BÖ-Strategie sollte eine solche Verschärfung von Umweltgefährdungen möglichst vermieden werden.

Es wurden Instrumente für ein Monitoring und zur Modellierung der Entwicklung der Landnutzung im Rahmen der Biogaserzeugung entwickelt. Dazu wurden fernerkundliche Methoden („Remote sensing“) gewählt und weiterentwickelt, die auf Grundlage eines multitemporalen und multisensoralen Ansatzes basieren. Für die Untersuchungsregion Nordhessen wurden dazu Satellitendaten (Landsat und Sentinel -2 Daten) mit INVEKOS-Daten verknüpft, die eine flächenscharfe Determinierung der angebaute Feldfrüchte im Zeitraum 2000-2015 ermöglichen. Folgende Parameter wurden dazu näher untersucht:

- Installierte Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene (Durchschnittswert)
- Entwicklung des Mais- und Wintergetreideanbaus (bevorzugte Substrate für die Biogaserzeugung)
- Entwicklung des Grünlands als Parameter für Biodiversität
- Entwicklung der Feldstruktur bzw. -größe („edge density“) als Parameter der strukturellen Diversität (Grundlage: Je größer die Felder, umso geringer die Diversität und umso geringer die Habitate in der Landschaft (Parameter für Biodiversität))

In **Tabelle 4** sind die Entwicklungen der Flächenanteile für die vier Kulturpflanzen(-gruppen) Grünland, Mais, Winterkulturen und Sommerkulturen aufgeführt.

Tabelle 4: Anbauflächen von Grünland, Mais, Sommer- und Winterkulturen im Untersuchungsgebiet Nordhessen im Vergleich der Jahre 2000 und 2015 sowie die damit verbundene Veränderung.

Crop type	2000		2015		Change in area	
	Area (km ²)	Share (%)	Area (km ²)	Share (%)	(km ²)	(%)
Grassland	1212.58	41.01	1010.03	35.32	-202.55	-5.69
Maize	139.38	4.71	198.76	6.95	+59.38	+2.24
Summer crops	384.06	12.99	206.30	7.21	-177.76	-5.77
Winter crops	1220.85	41.29	1444.49	50.51	+223.64	+9.23

Dabei wird deutlich, dass die Anbaufläche von Grünland und Sommerkulturen (ohne Mais) im Zeitraum von 2000 bis 2015 abgenommen und zugleich der Anbau von Mais und Winterkulturen zugenommen hat.

Diese Daten wurden im multivariaten Ansatz der Modellierung für den Untersuchungszeitraum in Verbindung mit der Veränderung der Feldstruktur (edge-density) und der durchschnittlich installierten elektrischen Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene gesetzt (**Abb. 19, Abb. 20, Abb. 21**).

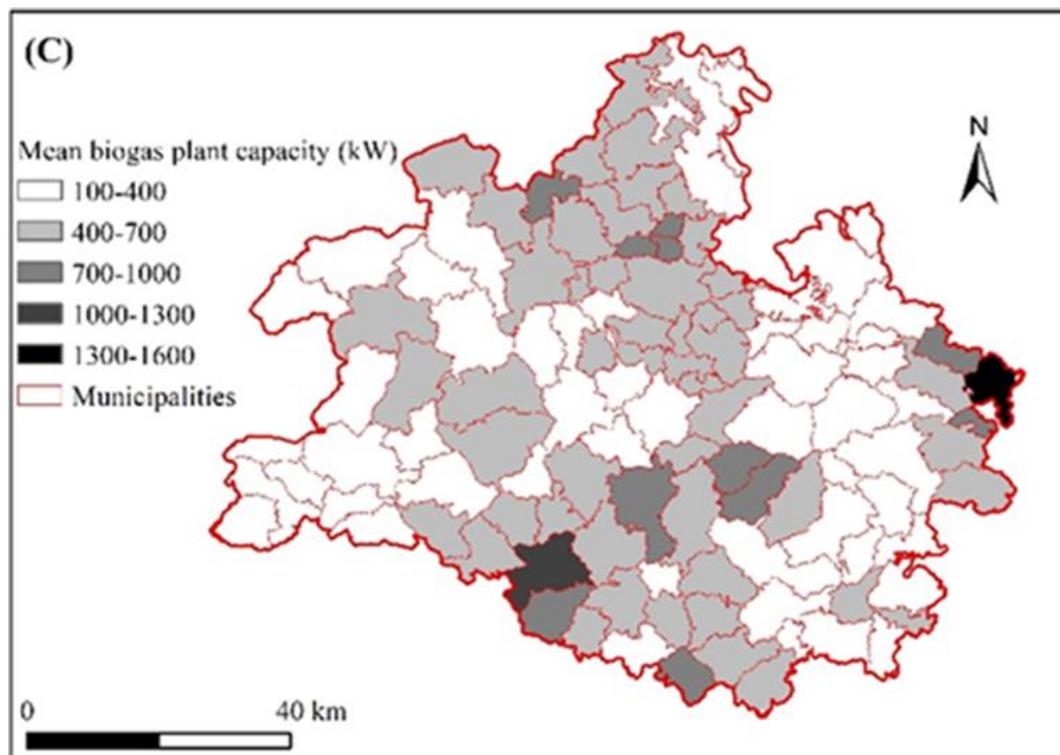


Abb. 19: Mittlere installierte elektrische Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene im Untersuchungsgebiet Nordhessen im Jahr 2015.

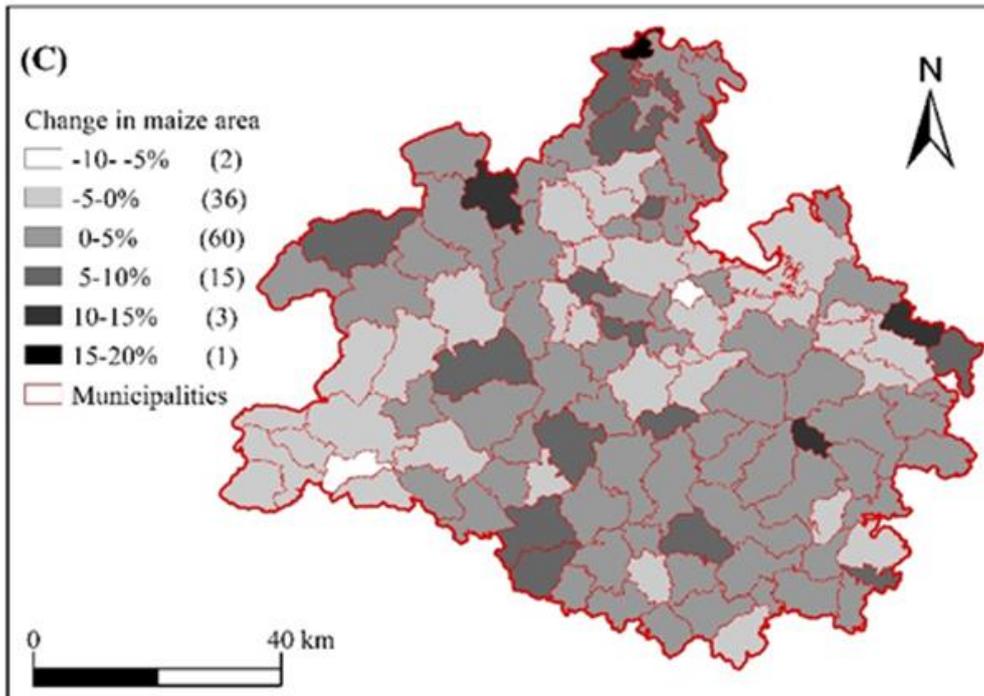


Abb. 20: Veränderung der Anbaufläche von Silomais im Zeitraum 2000-2015 im Untersuchungsgebiet Nordhessen.

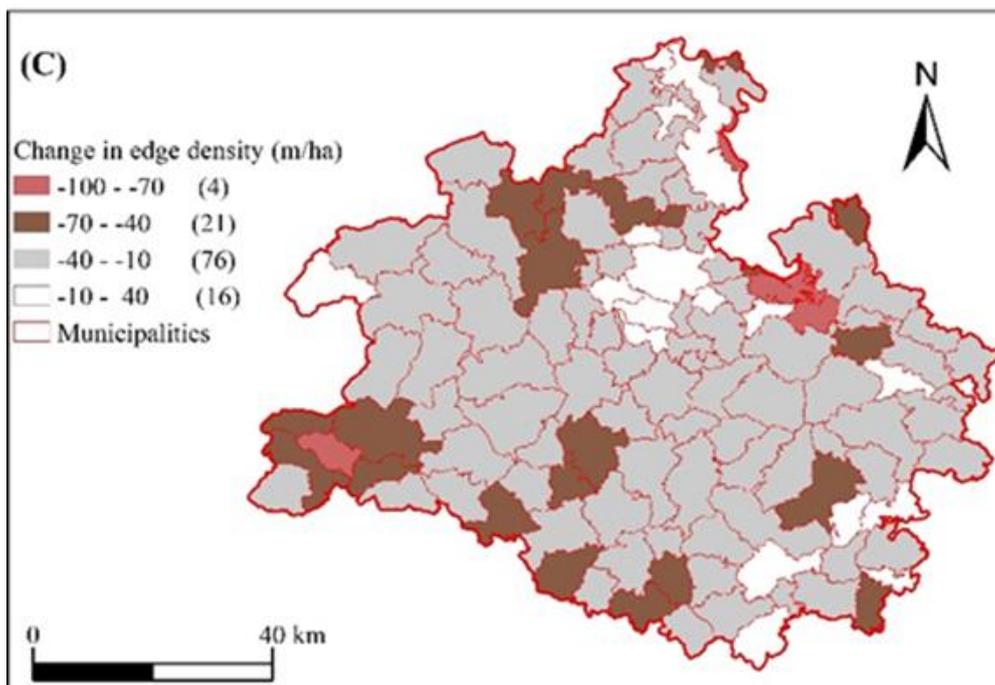


Abb. 21: Veränderung der strukturellen Diversität als Parameter der Landschaftsveränderung im Zeitraum 2000-2015 im Untersuchungsgebiet Nordhessen.

Durch Verknüpfung der unterschiedlichen Datensätze in Regressionsmodellen konnten somit neuartige Zusammenhänge und Informationen in den Untersuchungsgebieten identifiziert werden.

Wie in **Abb. 22** zu sehen ist nimmt die Verringerung der strukturellen Diversität mit einer Zunahme der durchschnittlichen Biogasanlagegröße ab.

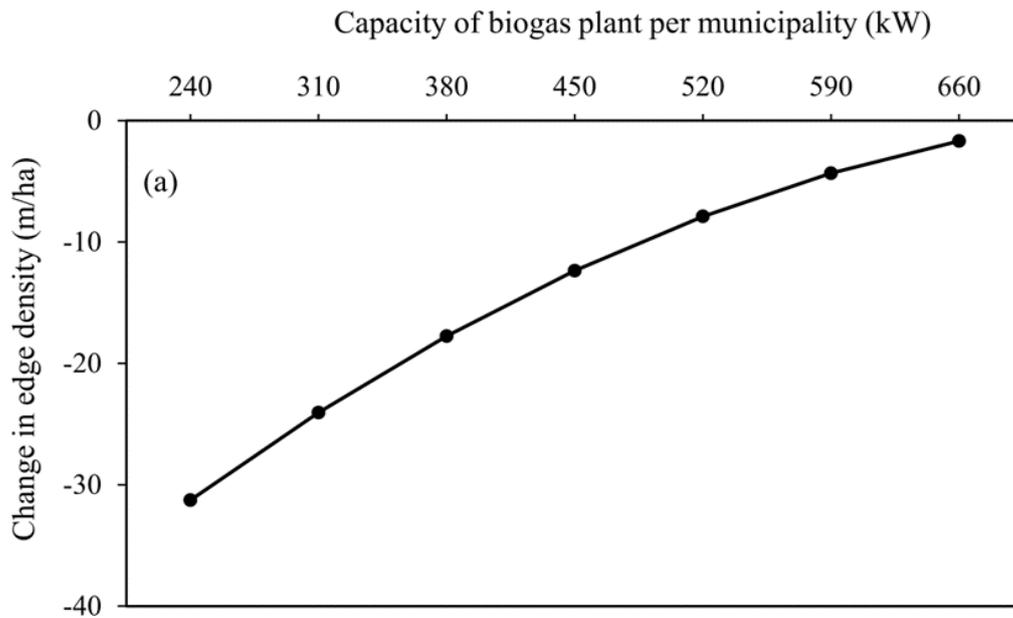


Abb. 22: Veränderung der „edge-density“ als Parameter der strukturellen Diversität in Abhängigkeit von der durchschnittlich installierten elektrischen Leistung je Biogasanlage auf Gemeindeebene.

Das bedeutet, dass bei geringerer Leistung der Biogasanlagen die Veränderung der Feldstrukturen größer war. Im Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen des EEG eher bäuerliche-kleinere Anlagen installiert (oft nur 1-2 je Gemeinde), die dann aber zur Strukturveränderung beitrugen. Bei großen Anlagen bestanden i.d.R. bereits größere Feldstrukturen vor Errichtung der Biogasanlage, so dass diese kaum noch zu größeren Veränderungen führten. Ferner wurde ermittelt, dass in Gemeinden mit Biogasanlagen die Maisanbaufläche um durchschnittlich 3% zugenommen hat, während diese in Gemeinden ohne Biogasanlagen im Durchschnitt gleichgeblieben ist (**Abb. 23**).

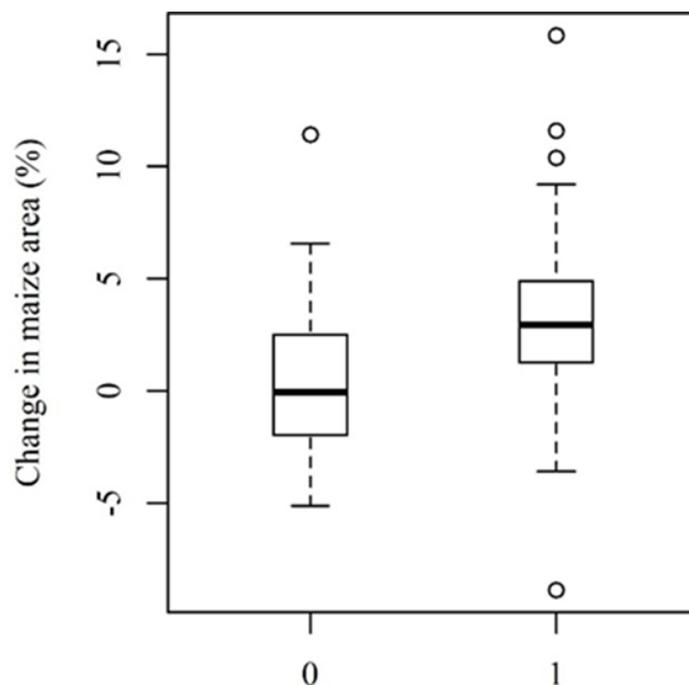


Abb. 23: Veränderung der Maisanbaufläche im Zeitraum 2000-2015 in Gemeinden ohne (0, links) und mit (1, rechts) Biogasanlagen im Untersuchungsgebiet Nordhessen.

Aus den multitemporalen und -variaten Untersuchungen und Modellierungen lassen sich Prognosen erstellen, wie sich z.B. die Maisanbaufläche verändert. Ein solches Beispiel ist in **Abb. 24** zu sehen. Dabei wird deutlich, dass die Zunahme des Maisanbaus besonders in niedrigeren Höhenlagen erfolgt, wo für den Mais bessere, klimatische Bedingungen herrschen, und größere Anlagenkapazitäten bestehen.

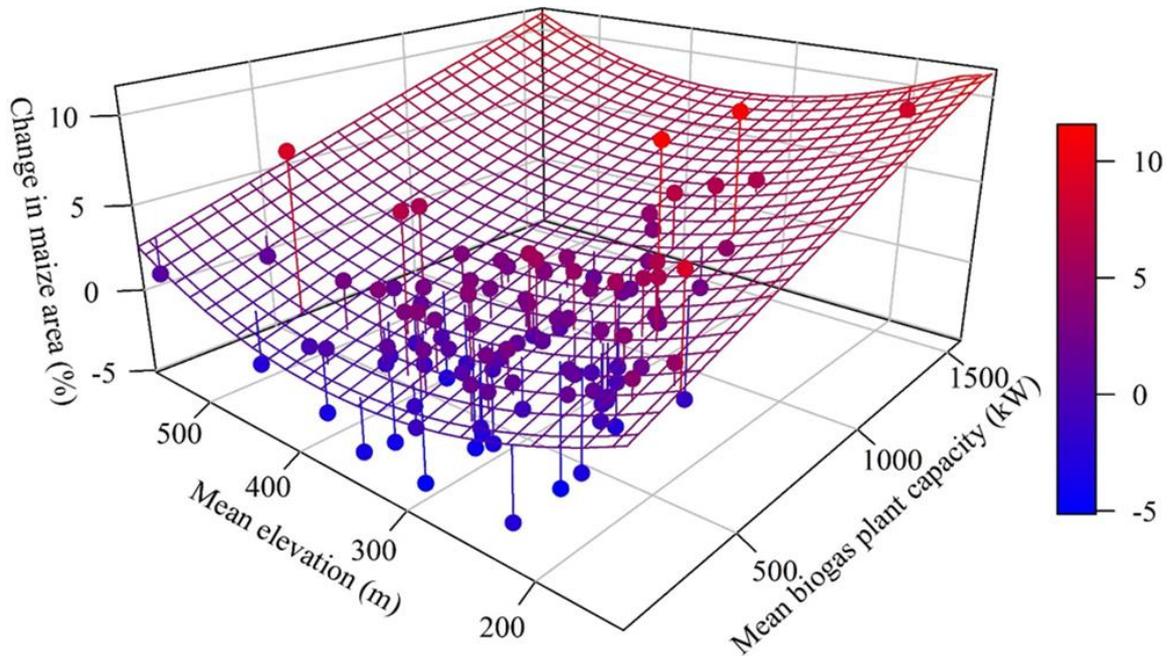


Abb. 24: Prognose der Veränderung der Maisanbaufläche auf Gemeindefläche in Abhängigkeit der installierten Biogasanlagenleistung und der Höhe der Anbauflächen als signifikante Treiber

Insgesamt zeigte sich, dass mit den entwickelten Modellen und fernerkundlichen Methoden der multitemporalen und -variaten Ansätze eine Veränderung der Landnutzung im Rahmen der Ausweitung der Biogaserzeugung gut in der gewählten Untersuchungsregion Nordhessen erfasst und dokumentiert werden kann. Ferner können Auswirkungen z.B. hinsichtlich der Veränderung angebaute landwirtschaftlicher Kulturen oder der Veränderung der strukturellen Diversität als Parameter der Biodiversität evaluiert werden. Der Einfluss anderer Parameter wie die Höhenlage der Anbaufläche auf die angebaute Kulturen kann in den Modellen verrechnet werden, so dass eine Evaluierung der Landschaftsveränderung auf breiter Basis erfolgen kann.

Damit wurden Instrumente entwickelt, die zur Evaluierung in anderen Untersuchungsregionen mit anderen Strukturen Anwendung finden können.

2.1.8.4. Datenmanagement für regelmäßige Berichterstattung (WP6.4)

Ziel dieses Arbeitspakets war die Entwicklung eines Datenmanagements für die regelmäßige Berichterstattung. Wesentliche Aspekte waren dabei die Identifikation von Datensätzen, auf die ein Monitoring aufbauen kann sowie der Entwurf eines methodischen Ansatzes, wie diese Daten organisiert und im Rahmen eines Monitorings genutzt werden können.

Ein zentrales Ergebnis war die Auswahl von der Datenbank EXIOBASE 3.4 durch den Projektpartner GWS als geeignete Datenbasis für die Berechnung von Zeitreihen von Fußabdrücken sowie von

geeigneten globalen Fernerkundungsdatensätzen für den Bereich Landnutzung (u.a. CCI Landcover, Bringezu et al. (2021)). In beiden Fällen muss bei einer späteren Operationalisierung des Monitorings sichergestellt werden, dass in regelmäßigen Abständen eine Aktualisierung der Datenbestände erfolgt. Hier konnte noch keine abschließende Lösung gefunden werden. Die oben genannten Aspekte des Datenmanagements wurden im Rahmen des SYMOBIO-Systemmodelles prototypisch realisiert. Das Materialflussmodell ist dazu in der Lage, Zeitreihen der Biomasseströme nach Deutschland zu verwalten und Nutzern zugänglich zu machen. Dabei ist das Modell so flexibel, dass die notwendigen Daten aus unterschiedlichen Quellen (MRIO-Datenbank, Handelsdaten, ökonomische Modelle etc.) herangezogen werden können. Weiterhin können die Modelle Fußabdrücke für alle Zeitschritte, für die im Materialflussmodell Daten hinterlegt sind, berechnen.

2.1.9. Projektmanagement und -organisation (WP7)

2.1.9.1. Projektkoordination (WP7.1)

Im Rahmen der Projektkoordination war das CESR für die Planung, Durchführung und Kontrolle eines ordnungsgemäßen Managements des SYMOBIO-Projekts verantwortlich. Dazu gehörte eine klare Zuweisung der Zuständigkeiten an die Teammitglieder im Projektverbund, eine angemessene Zeitplanung im Voraus und, falls erforderlich, eine Anpassung im Laufe des Projekts. Das Projekt-Controlling umfasste die Überprüfung von Zeitplänen und die vorherige Erinnerung der Partner an die Einhaltung von Terminen. Es wurden Qualitätssicherungsmechanismen eingeführt, wie z.B. das Vier-Augen-Prinzip für die Genehmigung von Ergebnissen und die Einbeziehung von Partnern aus verschiedenen Arbeitsgruppen, um eine fachübergreifende Sprache und ein fachübergreifendes Verständnis zu gewährleisten.

Die Zusammenarbeit der Partner wurde durch die Organisation interner Workshops sowie den Aufbau und die Pflege einer Plattform für den Austausch von Daten und Berechnungsergebnissen (Sharepoint) unterstützt. Projektergebnisse wurden über die Projektweb-Seite (www.symobio.de) veröffentlicht. Die Projektkoordination war für die Organisation der Verbundtreffen mit allen Partnern zur Besprechung des Arbeitsprogramms, der Schnittstellen zu den Partnern und des Zeitplans verantwortlich (09. März 2017, 21. März 2018, 14. November 2018, 18. März 2019, 20. September 2019, 14. Dezember 2020). Zusätzlich hat die Projektkoordination die beiden Statuskonferenzen (20. März 2018, 19. September 2019) in Berlin vor- und nachbereitet. Die Arbeiten im Projekt SYMOBIO wurden durch einen wissenschaftlichen Beirat begleitet, dessen Mitglieder sowohl zur Teilnahme an den Statuskonferenzen als auch den Verbundtreffen eingeladen wurden.

2.1.9.2. Internes Datenmanagement (WP7.2)

Wesentliche Elemente für das interne Datenmanagement im Projekt sind bereits in der Struktur des SYMOBIO Systemmodells angelegt. Zum einen wurden Schnittstellen zwischen den verschiedenen in den einzelnen Arbeitspaketen des Projekts verwendeten Modellen zum Austausch von Daten entwickelt. Zum anderen stellt das Materialflussmodell eine konsistente Datenbank als Repository bereit, auf welche die Berechnungen der verschiedenen Fußabdrücke aufbauen. Aus Gründen der IT-Sicherheit wurde auf die Realisierung einer Datenbanklösung, die für alle Projektpartner online zugänglich ist, zunächst verzichtet. Die vorstrukturierten Daten der Partner-institutionen wurden nach Kassel transferiert und dort in die Datenbank integriert.

2.1.9.3. Austausch mit den anderen Dimensionen (WP7.3)

Die wissenschaftliche Projektleitung nahm an den regelmäßigen Treffen der Steuerungsgruppe zum Monitoring der BÖ in Berlin teil (18. Mai 2107, 19. Juni 2018, 20. November 2018, 26. Juli 2019, 03. Dezember 2019, 02. März 2020). Diese Treffen dienten zur Besprechung des aktuellen Stands der Arbeiten in den drei Dimensionen des Monitorings. Es erfolgte eine Abstimmung zur weiteren Zusammenarbeit, zur Erstellung des Pilotberichts und zur Organisation der Statuskonferenzen. Zusätzlich wurde für den fachlichen Austausch zwischen den Dimensionen vom CESR ein Workshop zum Thema Nachhaltigkeitsbewertung am 05. September 2018 in Kassel organisiert.

2.2.SymbioPLUS

In SymbioPLUS wurden die Arbeiten von SYMOBIO ergänzt und erweitert. So wurden in SYMOBIO die THG-Emissionen der Prozessketten berücksichtigt, nicht jedoch die Emissionen aus der Landtransformation (Land Use Change, LUC). Substitutionsprozesse waren zunächst in einer fokussierten kontrafaktischen Modellierung berücksichtigt worden. Die Darstellung der THG-Emissionen im Pilotbericht wich teilweise von der amtlichen Emissionsberichterstattung ab. Die Beeinträchtigung der Biodiversität wurde bislang nur indirekt über die Nutzung bzw. Transformation verschiedener Landnutzungskategorien abgebildet. Der Wasserfußabdruck wurde bislang ausschließlich auf der Basis des Umfangs von Bewässerungswasser in Relation zur Wasserknappheit in der jeweiligen Region bestimmt, qualitative Veränderungen, z.B. durch Nährstoffeinträge, blieben unberücksichtigt.

2.2.1. Klimateffekte der BÖ

Um insbesondere die Wirkungen von LUC auf die THG-Bilanz in einem methodisch konsistenten Rahmen zu beschreiben, wurde eine umfangreiche Auswertung der rapide wachsenden Literatur zu diesem Thema begonnen. Dabei wurde u.a. deutlich, dass die Kohlenstoffreservoirs in land- und forstwirtschaftlichen Böden häufig nicht getrennt von der darüber wachsenden Vegetation ausgewiesen werden, wenngleich sie eine wesentlich bedeutendere Rolle spielen. Die Lager von CO₂-basiertem Kohlenstoff in der Technosphäre werden selbst bei anerkannt autoritativen Projekten wie dem Global Carbon Budget (Friedlingstein et al. 2022) erst rudimentär berücksichtigt. Im Rahmen von SymbioPLUS wurde ein umfangreiches Arbeitspapier erstellt, bei dem das System zur Analyse und Bilanzierung von Kohlenstoffflüssen erweitert wurde (**Abb. 25**).

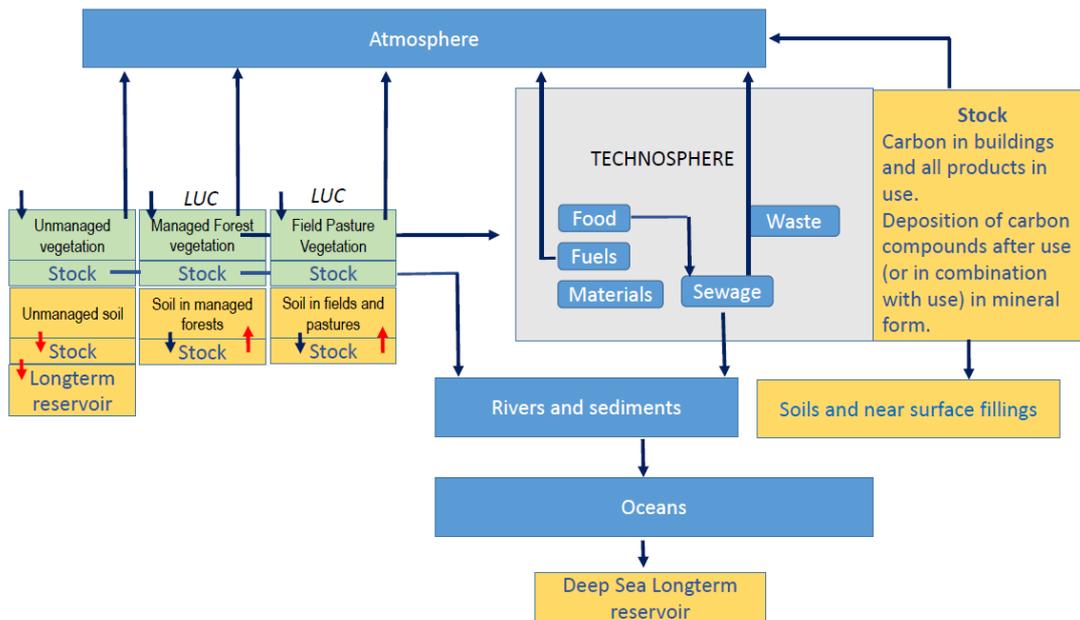


Abb. 25: Übersicht von Kohlenstoffflüssen und -reservoiren (Vita und Bringezu, in Vorb.).

Das erweiterte System dient als Grundlage für die Einordnung der bisher verfügbaren Untersuchungen. Aktuell ist hierzu eine Publikation in Vorbereitung: Vita, G., Bringezu, S.: Challenges and options for carbon balancing with a focus on land use.

Um die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen, die mit dem SYMOBIO-Systemmodell räumlich berechnet werden, in eine umfassende Analyse von Kohlenstoffflüssen zu integrieren, wurde in SymobioPlus eine bereits am CESR bestehende Software (Arbeitstitel: CO₂-Calculator), die bisher für Anwendungen in Brasilien und Indien limitiert war (Hinz et al., 2020; Schaldach et al., 2017), für globale Anwendungen weiterentwickelt. Das Programm implementiert einen empirischen (datengetriebenen) Ansatz zur Bestimmung von charakteristischen Kohlenstoffbestände für die Ausgangslandnutzung und für die veränderte Landnutzung. Diese Pools umfassen dabei sowohl den Boden, die Vegetation sowie Einflüsse über das jeweilige land- oder forstwirtschaftliche Management. Eine Annualisierung der CO₂-Flüsse findet vereinfacht über einen Zeitraum von 20 Jahren statt. Dieses Verfahren spiegelt wider, dass einige Emissionen während des Umwandlungsprozesses selbst entstehen, während andere über einen langen Zeitraum nach der Umwandlung anfallen. Der Berechnungsansatz orientiert sich dabei an der IPCC Tier 1 Methode (IPCC, 2006, 2019; EC, 2010). Die folgende Gleichung zeigt die Funktionsweise:

$$el = (CS_R - CS_A) * F * 1/Y \quad (3)$$

mit

el = Annualisierte Emissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen durch Landnutzungsänderungen [tCO₂]

CSR = Kohlenstoffbestand im Boden und in der Vegetation der Ausgangslandnutzung [tC ha⁻¹]

CSA = Kohlenstoffbestand im Boden und in der Vegetation der veränderten Landnutzung [tC ha⁻¹]

F = Faktor für die Umrechnung von C in CO₂ (Standard = 3,664)

Y = Annualisierung der Kohlenstoffbestandsänderungen über einen Zeitraum von 20 Jahren

Über die Informationen zur Konversion von Flächen zu Agrarsystemen, die für den Agrarflächen-Fußabdruck ermittelt werden, lassen sich die damit einhergehenden Kohlenstoffflüsse bestimmen und an die entsprechenden Biomasseflüsse nach Deutschland, die im Materialflussmodell hinterlegt sind koppeln.

2.2.2. Biodiversitätseffekte

Im Pilotbericht werden die Auswirkungen von Landnutzungsänderung auf die Biodiversität lediglich indirekt über die Analyse der Konversion von Risikoflächen (Primärwald, Flächen mit hoher Biodiversität, Wald, Grünland etc.) als Teil des Agrarischen Landfußabdrucks berücksichtigt.

Im Rahmen von SymbioPLUS wurde untersucht, inwieweit Indikatoren zur direkten Messung des Einflusses von Landnutzung auf Biodiversität in den Kontext des Systemmodells integriert werden können. Zur Berechnung solcher Indikatoren wurden zwei Modelle ausgewählt, die bereits erfolgreich für globale Analysen verwendet wurden, und prototypisch als neue Teilmodelle in das SYMOBIO-Systemmodell implementiert.

Im Einzelnen sind dies das Countryside Species-Area-Relationship Modell (cSAR), das u.a. in Chaudhary and Brooks (2018) beschrieben wird, sowie der Biodiversity Intactness Index (BII). Der zuletzt genannte wurde ursprünglich für Analysen im südlichen Afrika entwickelt (Biggs et al., 2008). In neueren Veröffentlichungen im Zusammenhang mit dem Planetary Boundary-Konzept wurde er als geeigneter Indikator zur Messung des Verlusts an funktionaler Artenvielfalt vorgeschlagen (Steffen et al., 2015) und für kontinentale und globale Analysen genutzt (Newbold et al. 2016; Hinz et al., 2020).

Im Folgenden werden zunächst die Verfahren zur Datenaufbereitung und zur Berechnung des Biodiversitätsverlustes mit den beiden Modellen/Indikatoren beschrieben. Als Berechnungsgrundlage wurde im Sinne der Philosophie des Systemmodells eine in sich konsistente Datenbasis verwendet. Anschließend erfolgt die Anwendung für eine Fallstudie in Indonesien.

2.2.2.1. Datenaufbereitung

Untersuchte Spezies

Im Rahmen der beschriebenen Arbeiten wurden die räumlichen, theoretischen Habitat-Grenzen der Spezies von vier Taxa untersucht. Dabei wurden 10.964 Vogelarten (Quelle: BirdLife International, Daten verfügbar auf Nachfrage), 5.596 Säugetierarten (Quelle: International Union for Conservation of Nature (IUCN), Daten frei verfügbar), 7.848 Reptilienarten (Quelle: Global Assessment of Reptile Distribution Database (GARD), Daten frei verfügbar) und 6.919 Amphibienarten (Quelle: IUCN, Daten frei verfügbar) berücksichtigt. Die Daten wurden entsprechend des Vorkommens und Ursprungs der Tierarten nach den Kartierstandards der IUCN Red List vorselektiert. Es wurden alle Arten erfasst, deren „Vorkommen“ als „vorhanden“ (Presence-Code 1, 2, 3) oder „ausgestorben“ (4, 5) und deren „Ursprung“ als „einheimisch“ und „wieder angesiedelt“ (Origin-Code 1, 2) klassifiziert sind. Damit sind alle Arten, deren „Präsenz ungeklärt“ ist und die „nicht einheimisch“, „unsicher“ und „vom Menschen eingeführt“ sind, nicht Teil der Analyse. Unterarten werden mit der jeweiligen übergruppierten Art zusammengeführt.

Landbedeckungs- und Landnutzungskarten

Die Landbedeckungskarte der Europäischen Weltraumorganisation - Initiative zum Klimawandel (ESA, 2017) – CCI Landcover - des Jahres 2015 wird als Basiskarte verwendet. Deren Waldflächen werden durch detailliertere Nutzungsinformationen nach Lesiv et al. (2022) für sechs Waldklassen („Primärwald“, „Sekundärwald“, „Gepflanzte Waldflächen“, „Forstplantagen (Schnellwuchs)“, „Ölpalmenplantagen“ und „Agroforst-Systeme“) ergänzt. Die beiden CCI-Klassen „Ackerland“ und „Grünland“ werden durch zusätzliche Nutzungsinformationen nach Hoskins et al. (2016) in „extensive“

und „intensive“ Nutzung unterteilt. Insgesamt werden 14 verschiedene Landnutzungsklassen unterschieden (**Tabelle 5**).

Tabelle 5: Auflistung der berücksichtigten fünf Kategorien an Landnutzung und 14 verschiedenen Landnutzungsintensitäten

Ackerland	Ackerland (Minimalnutzung oder degradiert) Ackerland (extensiv genutzt) Ackerland (intensiv genutzt)
Wald	Primärwald Sekundärwald Gepflanzte Waldflächen Forstplantagen (Schnellwuchs) Ölpalmenplantagen Agroforst-Systeme
Grasland	Primäres Grasland Weideland Weideland (intensiv genutzt)
Stadtfläche	Stadtflächen
Kahlflächen	Kahlflächen

Ökoregionen

Darüber hinaus wurde die globale Klassifizierung terrestrischer Ökoregionen aus Olson et al. (2001) übernommen. Dabei werden 14 Biome unterschieden, die sich in 811 Ökoregionen aufteilen lassen:

- Tropische und subtropische feuchte Laubwälder
- Tropische und subtropische trockene Laubwälder
- Tropische und subtropische Nadelwälder
- Gemäßigte Laub- und Mischwälder
- Gemäßigte Nadelwälder
- Boreale Wälder / Taiga
- Tropisches und subtropisches Grasland, Savannen und Strauchland
- Grasland der gemäßigten Zonen, Savannen und Strauchland
- Überschwemmtes Grasland und Savannen
- Montane Gras- und Strauchlandschaften
- Tundra
- Mediterrane Wälder und Strauchlandschaften
- Wüsten und xerische Strauchlandschaften
- Mangroven

2.2.2.2. Biodiversitäts-Modelle

Countryside Species-Area Relationship (cSAR)

Das regionale Modell der Arten-Flächen-Beziehung zeigt die Reaktion des Artenreichtums auf Landnutzungsänderungen. Dabei werden Arten in funktionale Gruppen eingeteilt, die eine ausgeprägte Affinität zu einem bestimmten Nutzungstyp und einer bestimmten Nutzungsintensität der Flächen haben (Pereira et al., 2014; Pereira and Daily, 2006). In dieser Studie wird der Biodiversitätsverlust nach dem Ansatz von Chaudhary and Brooks (2018) auf Grundlage von Pereira and Daily (2006) berechnet. Die Berechnung lautet wie folgt:

$$S_{loss,t,e} = S_{org,t,e} * \left(1 - \left(\frac{A_{new,e} + \sum_{u=1}^{14} h_{t,u,e} * A_{u,e}}{A_{org,e}} \right)^{z_j} \right) \quad (4)$$

wobei $S_{org,t,e}$ die Gesamtzahl der im Gebiet $A_{org,e}$ jeder Ökoregion e vor jeglichem menschlichen Eingriff vorhandenen Arten ist. $A_{new,e}$ ist die derzeitige natürliche Lebensraumfläche in der Ökoregion (in m^2). $A_{u,e}$ ist die derzeitige Fläche des Landnutzungstyps u in m^2 . z_j ist der SAR-Exponent für die Ökoregion und $h_{t,u,e}$ ist die Affinität des Taxons t zum Landnutzungstyp u in der Ökoregion e . Der Artenreichtum der jeweiligen Taxa pro Ökoregion $S_{org,t,e}$ wird durch Überlagerung der Art-Flächenbeziehungs-Karten der vier genannten Taxa mit räumlich expliziten Informationen zur Landbedeckung/Landnutzung (Hoskins et al., 2016) und den terrestrischen Ökoregionen der Welt (Olson et al., 2001) erzeugt. Die z_j -Werte wurden von Drakare et al. (2006) übernommen.

Biodiversity Intactness Index (BII)

Der BII (Scholes und Biggs, 2005) ist ein Index, der die mittlere Artenvielfalt und -abundanz (MSA) einer Gruppe von Organismen in einem bestimmten geographischen Gebiet im Vergleich zu ihrer "natürlichen" Referenzpopulation darstellt und bewertet. Der hierzu genutzte MSA-Indikator drückt die durchschnittliche Abundanz von Arten in einem durch menschliche Eingriffe gestörten Lebensraum im Verhältnis zum ungestörten natürlichen Zustand des Lebensraums aus. Der MSA ist ein häufig verwendeter Indikator, um die Auswirkungen des Menschen auf die Artenvielfalt auszudrücken. Er wird zum Beispiel im GLOBIO-Modell (Alkemade et al., 2009) und im FAO Biodiversity Integrated Assessment and Computation Tool (FAO, 2020) verwendet und dient als Indikator für den Verlust der biologischen Vielfalt beim BII. Angegeben ist der MSA als %-Wert, der den natürlichen Zustand des Lebensraums wiedergibt. Je höher der MSA, desto natürlicher ist der Lebensraum.

Der Biodiversity Intactness Index ist wie folgt definiert:

$$BII = \frac{\sum_t \sum_e \sum_u I_{t,u,e} R_{t,e} A_{u,e}}{\sum_t \sum_e \sum_u R_{t,e} A_{u,e}} \quad (5)$$

wobei $R_{t,e}$ der Artenreichtum des Taxons t im Ökosystem e und $A_{u,e}$ die Fläche des Landnutzungstyps u im Ökosystem e ist. $I_{t,u,e}$ ist die spezifische mittlere Artenabundanz aller Taxa in einer Ökoregion e zu einem Landnutzungstyp u . Die in dieser Studie verwendeten Werte für die mittlere Artenhäufigkeit stammen aus den "Leitlinien und Berechnungshilfe zur integrierten Bewertung der biologischen Vielfalt" der FAO (2020).

2.2.2.3. Fallstudie

Beide Indikatoren wurden für die Fallstudienregion Indonesien verwendet. Die **Abb. 26** zeigt die Wald- und Landbedeckungsklassen Indonesiens, die den berechneten Biodiversitätsverlusten auf Basis des cSAR (**Abb. 27, Abb. 28**) und des BII (**Abb. 29**) zugrunde liegen. Hier werden die zuvor beschriebenen sechs Waldklassen nach Lesiv et al. (2022) unterschieden, die den beiden Biodiversitätsmodellen zugrunde liegen. Während auf Papua (am rechten Bildrand) noch Primärwälder dominieren, sind die Einwirkung des Menschen auf Java und Sumatra deutlich sichtbar (Forstplantagen und Agroforst-Systeme).

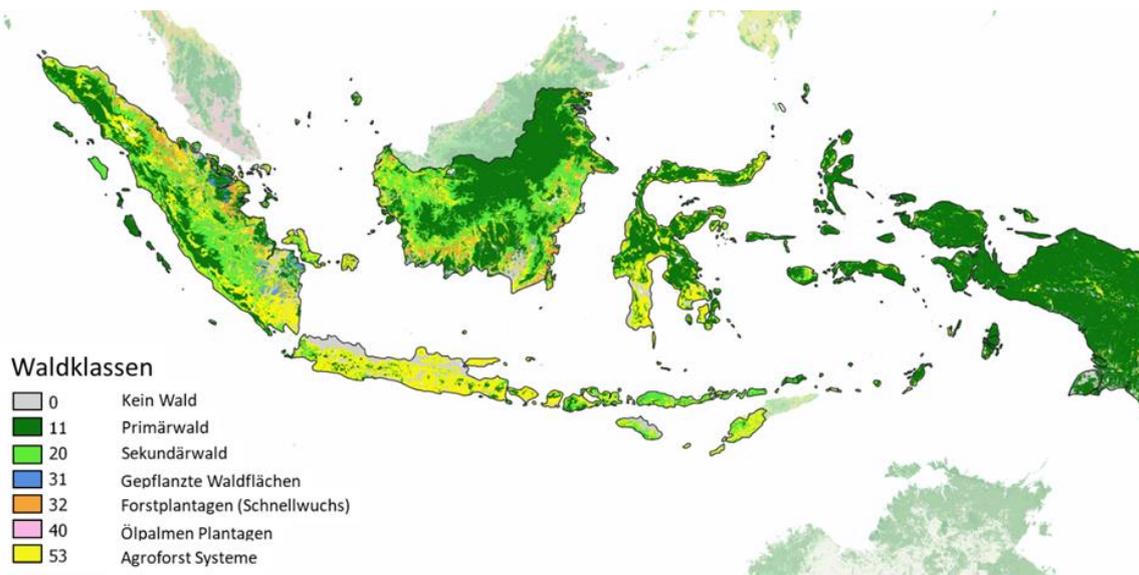
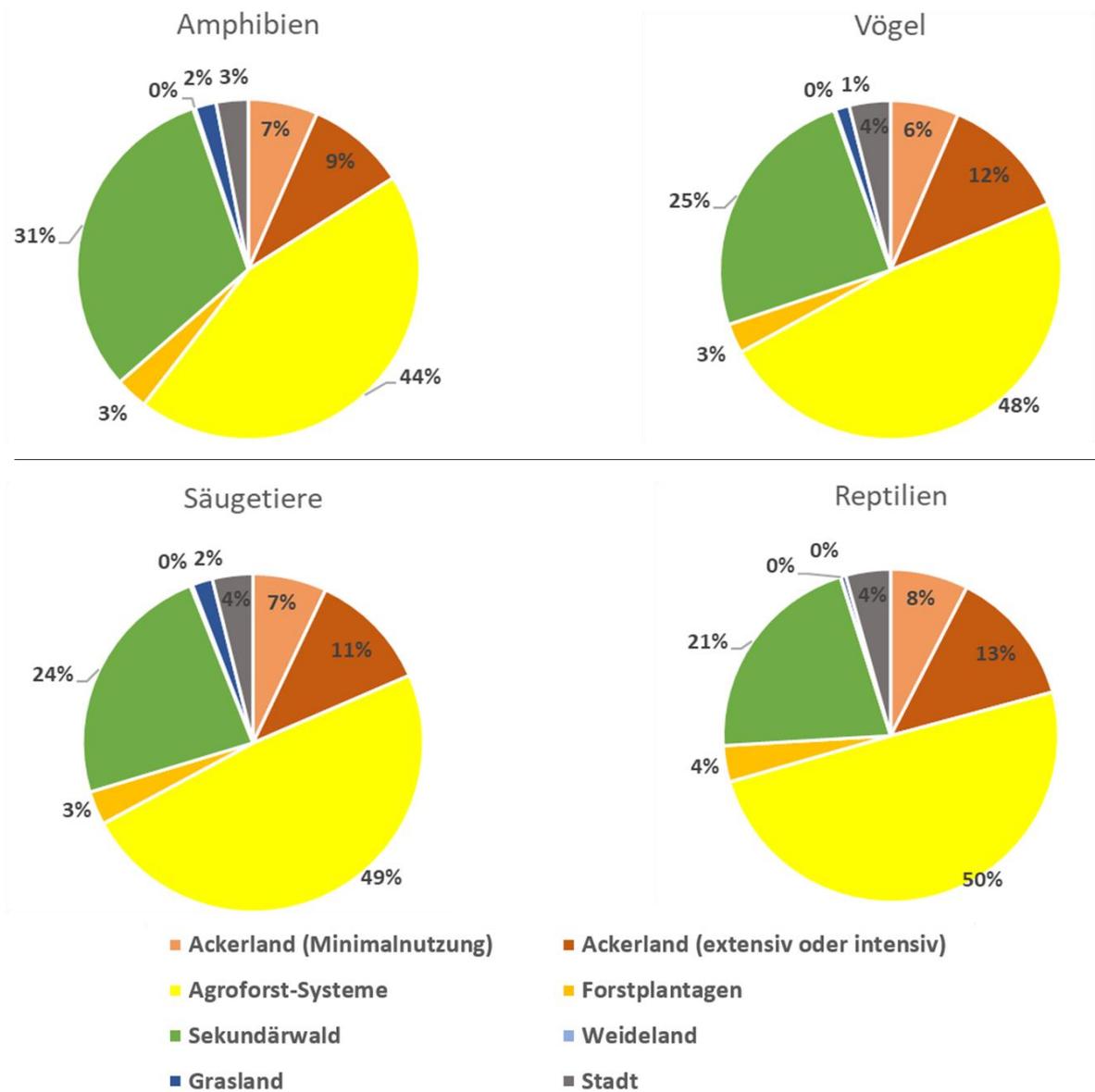


Abb. 26: Wald- und Landbedeckungsklassen in Indonesien im Jahr 2015 basierend auf Lesiv et al. (2022).

Der Arten-Anzahl-Verlust der vier Taxa Amphibien, Vögel, Säugetiere und Reptilien wurde mit dem cSAR räumlich explizit berechnet. Am Beispiel Indonesiens wird dies hier durch Rasterzellen mit einer Auflösung von 1 km dargestellt (**Abb. 27, Abb. 28**). Wichtig ist dabei, dass der absolute Artenverlust nach der Fläche des entsprechenden Landnutzungstyps gewichtet dargestellt wird. So kann es sein, dass ein Landnutzungstyp (z.B. Forstplantagen), der per se einen höheren spezifischen Artenverlust zum Ursprung darstellt als ein Agroforst-System, in der Summe über eine ganze Ökoregion hinweg durch seine relativ geringere Fläche einen niedrigeren gewichteten Gesamtverlust erzeugt. Sichtbar ist dies in dem gezeigten Beispiel Indonesiens an der Höhe des Artenverlusts auf der Landnutzungs-kategorie Agroforst-System.

Während der maximale Artenverlust (dargestellt in dunkelrot) bei Vögeln und Reptilien sich hauptsächlich flächendeckend auf der Insel Java feststellen lässt, ist dies bei Säugetieren nur im westlichen Teil von Java und bei Amphibien verstärkt auf Sumatra der Fall.

Mittlerer Artenverlust relativ



	Mittlerer Artenverlust absolut			
	Amphibien	Vögel	Säugetiere	Reptilien
Ackerland (Minimalnutzung)	0.20	2.45	0.72	0.45
Ackerland (extensiv oder intensiv)	0.29	4.61	1.18	0.80
Acker-Forst-Systeme	1.36	18.34	5.00	3.01
Forstplantagen	0.09	1.08	0.33	0.21
Sekundärwald	0.96	9.42	2.44	1.27
Weideland	0.01	0.06	0.02	0.00
Grasland	0.06	0.50	0.20	0.03
Stadt	0.09	1.48	0.40	0.26

Abb. 27: Flächenbezogen gewichteter durchschnittlicher Artenverlust auf Basis des cSAR Modells für die Landnutzungstypen in Indonesien für das Jahr 2015 in relativen und absoluten Werten (als Grundlage der in **Abb. 28** gezeigten Karten).

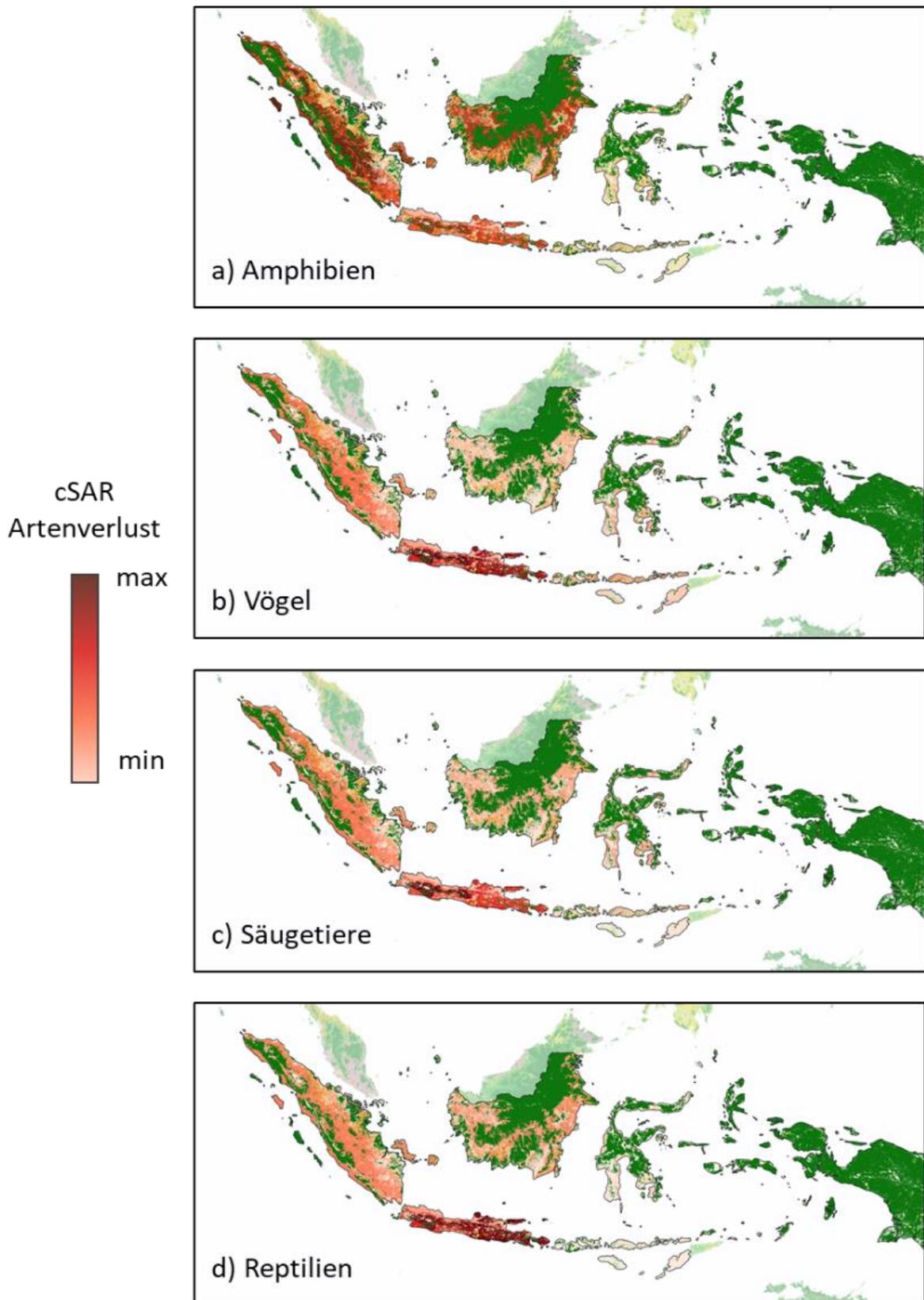


Abb. 28: Vergleich des Artenverlustes von vier Taxa auf Basis des cSAR Modells durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen am Beispiel Indonesien für das Jahr 2015

Zusätzlich zum Artenverlust in absoluten Zahlen durch das cSAR Modell wurde der relative Art-Abundanz-Verlust mit dem BII berechnet (**Abb. 29**). Da bei der Berechnung ein identisches Landnutzungsmuster zum cSAR zugrunde gelegt wurde, ähneln sich die Auswirkungen. Abweichungen entstehen durch die MSA-Faktoren des BII, die sich von vergleichbaren Faktoren von cSAR für einen bestimmten Landnutzungstyp in ihrer Höhe unterscheiden. Die Ergebnisse des BII sind im Gegensatz zum cSAR über alle Taxa aggregiert. Es wird somit der gemittelte Gesamt-Abundanz-Verlust dargestellt.

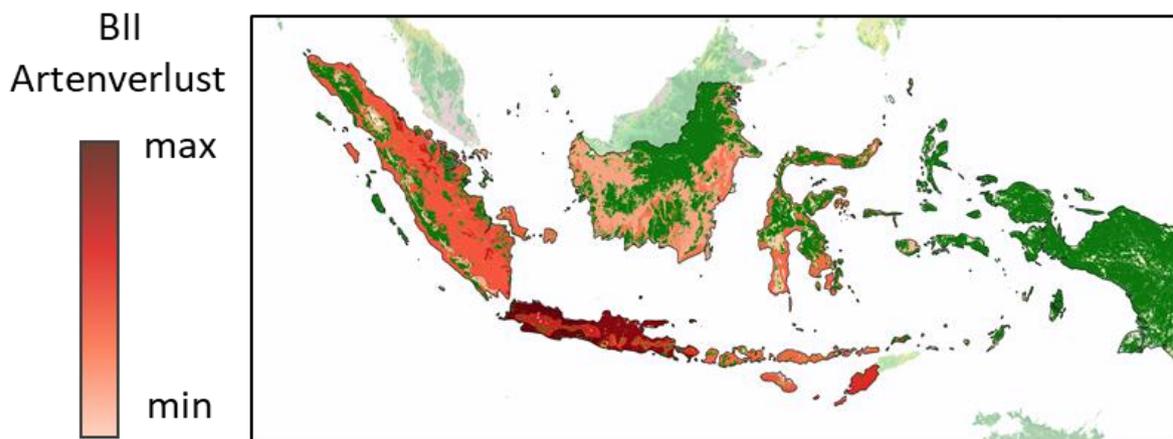


Abb. 29: Arten-Abundanz-Verlust auf Basis des BII durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen am Beispiel Indonesien für das Jahr 2015.

Die Veröffentlichung der Ergebnisse in Rahmen einer Fachpublikation ist in Vorbereitung: Egenolf et al.: Biodiversity impact of the German timber consumption.

2.2.3. Düngemittel-/Pestizideinsatz

Der Pilotbericht berücksichtigte beim Wasserfußabdruck zunächst nur Wasserentnahmen zur Bewässerung agrarischer Kulturen. Daher wurde in SymobioPLUS das Konzept zur Berechnung des Wasserfußabdrucks um eine Abschätzung der Beeinflussung von Wasserqualität durch Einträge von Düngemitteln und Pestiziden aus der Landwirtschaft erweitert.

Ziel des neuen Ansatzes ist es, diese Analysen mit den in SYMOBIO verfügbaren Modellierungsinstrumenten konsistent zur bereits implementierten Risikoklassifizierung des Wasserfußabdrucks in Bezug auf Wasserstress durchführen zu können. Dabei wird für die Verschmutzung von Wasser durch ausgewählte Substanzen im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Produktion für die deutsche BÖ die Menge an Wasser berechnet, die notwendig wäre, um die Verschmutzung so zu verdünnen, dass bestimmte länderspezifische Grenzwerte nicht überschritten werden. Mit Hilfe dieses virtuellen Verdünnungsvolumens kann Wasserverschmutzung in Volumina übersetzt werden und mit physischen Wasserverbräuchen wie zum Beispiel Bewässerung direkt verglichen werden.

Vorläufige Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Wasserverschmutzung durch Düngemittel einen ganz erheblichen Anteil des Wasserfußabdrucks ausmacht: Der gesamte qualitative Wasserfußabdruck der deutschen BÖ zur Verdünnung von Phosphordünger, der nach der Aufbringung auf Felder durch Oberflächenabfluss und Auswaschung weltweit in Gewässer transportiert wird, beläuft sich auf fast

300.000 Liter (L) pro Einwohner Deutschlands. Damit ist er sogar höher als Wasserentnahmen für Bewässerung weltweit, die etwa 200.000 Liter pro Einwohner ausmachen (Bringezu et al. 2021). Dies könnte ein Hinweis sein, dass die Bedeutung von Wasserverschmutzung für den Wasserfußabdruck in bisherigen Analysen unterschätzt wurde.

Die vorläufigen Ergebnisse zeigen außerdem, dass Deutschland aus zahlreichen Ländern agrarische Güter bezieht, wo ein hoher qualitativer Wasserfußabdruck auf ein hohes Wasserstresslevel trifft. Hierzu gehören unter anderem die Vereinigten Staaten, Mexico, Argentinien, Südafrika, einige europäische Länder, weite Teile Asiens und Australien. Da Wasserverschmutzung zu Wasserknappheit beitragen kann, wenn verschmutztes Wasser von Nutzern mit höheren Qualitätsansprüchen nicht mehr genutzt werden kann, ist dies bedenklich (**Abb. 30**).

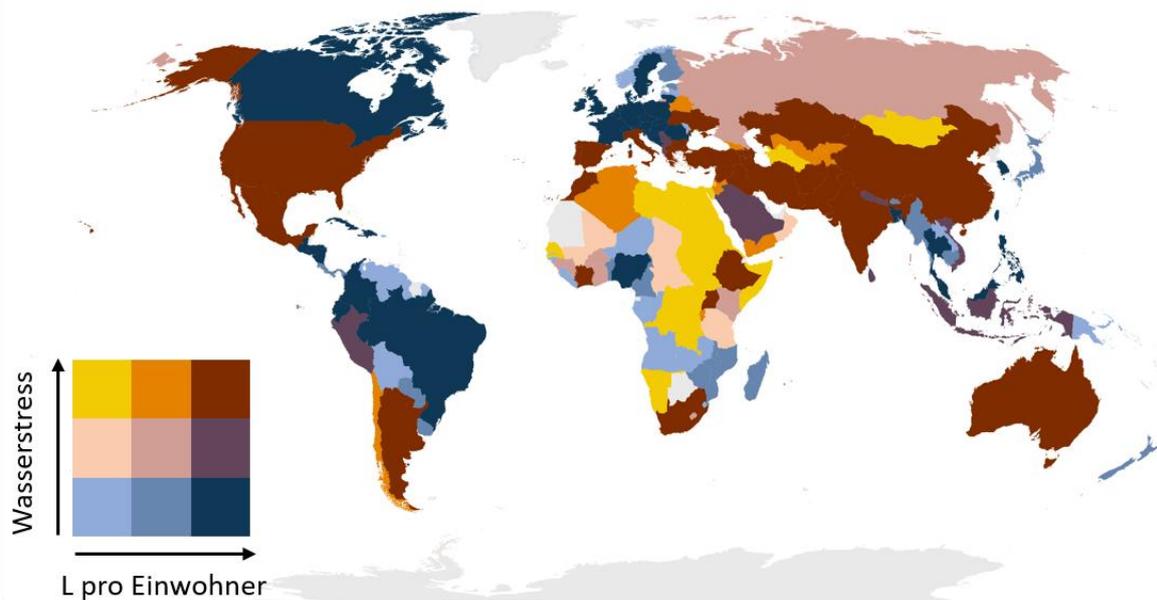


Abb. 30: Qualitativer Wasserfußabdruck der deutschen Bioökonomie zur Verdünnung von Phosphordünger. Datenbasis FAOSTAT, EXIOBASE und IMAGE-GNM 1995.

Diese vorläufigen Ergebnisse werden noch um einen qualitativen Wasserfußabdruck für Stickstoffdünger und Pestizide und eine Projektion nach 2030 erweitert sowie mit neueren Handelsdaten aktualisiert. Dadurch werden sich noch klarere Aussagen über den Beitrag der deutschen BÖ zur globalen Wasserverschmutzung ableiten lassen. Insbesondere können so Brennpunkte identifiziert werden, wo einerseits die durch deutsche Nachfrage indirekt entstehende Wasserverschmutzung groß ist und andererseits regionale Wasserressourcen bereits in hohem Maße gestresst sind. Aktuell in Vorbereitung ist eine Publikation: Schomberg A., Bringezu S., Wimmer F., Beusen A.: Water quality footprint of the German bioeconomy.

2.2.4. Weiterentwicklung Web-Tool

Der in SYMOBIO entwickelte Prototyp für das Web-Tool zur Exploration und Visualisierung der BÖ-Monitoring-Daten wurde in zwei Bereichen weiterentwickelt. Zum einen umfasst dies die Erweiterung der technischen Basis und zum anderen die Konkretisierung der Inhalte, die im Web-Tool abgebildet werden.

Auf technischer Ebene erfolgte die Implementierung des Web-Tools in einer Client-Server Architektur (**Abb. 31**).

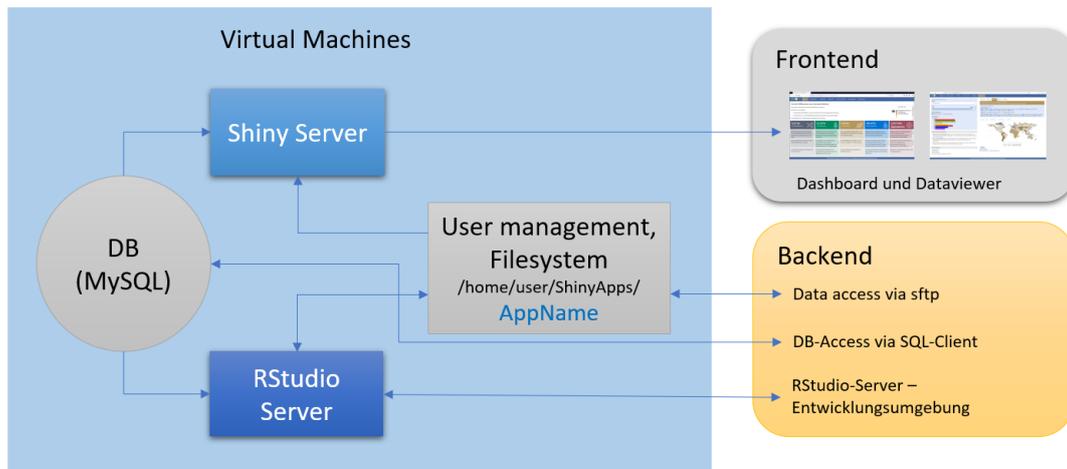


Abb. 31: Client-Server Architektur des Web-Tools.

Die Server-Seite umfasst einen MySQL-Datenbank-Server zur Organisation der Fußabdruckdaten, einen Shiny-Server zur Visualisierung dieser Inhalte und einem RStudio-Server, der als Entwicklungsumgebung dient. Durch die neue Serverumgebung in einer virtuellen Maschine wird die ursprünglich genutzte Cloud-Lösung ersetzt, was eine wesentlich effizientere Verwaltung der Datenbestände ermöglicht. Der Server wurde im Rechenzentrum der Universität Kassel als Virtuelle Maschine aufgesetzt und kann im Gegensatz zur Cloud-Lösung vollständig vom CESR konfiguriert werden. Auf der Client-Seite steht das Backend zum Zugriff auf die Entwicklungsumgebung, die Datenbank und das Dateisystem bereit. Diese Zugriffe werden über ein Berechtigungskonzept beschränkt.

Für den unbeschränkten Zugriff bietet die Client-Seite ein Frontend, bestehend aus zwei Web-Applikationen, die miteinander verknüpft sind (**Abb. 32**).



Redaktionell aufbereitete Inhalte, u.a. auf Basis des Pilotberichts zum Monitoring der deutschen Bioökonomie.

Navigation in den bzw. Filterung und Visualisierung der vorhandenen detaillierten Analysedaten.

Abb. 32: Aufbau des später öffentlichen Web-Tool-Frontends

Zunächst ist dies eine Kontext-Webseite, die redaktionell aufbereitete Inhalte wie Grafiken und Texte enthält. Gestalterisches Hauptelement der Seite ist ein Dashboard, das eine Übersicht über wichtige Kennzahlen der in SYMOBIO berechneten Fußabdrücke bereitstellt. Über eine Menüleiste gelangt der Nutzer in Bereiche, in denen ausgewählte Ergebnisse aus dem Pilotbericht (Bringezu et al., 2020) zu den Fußabdrücken, die dort nochmals detailliert beschrieben werden. Weiterhin kann das Web-Tool (Dataviewer) genutzt werden, das eine Exploration und Visualisierung der Datenbestände zu den Fußabdrücken ermöglicht. Das Web-Tool selbst wurde technisch weiter konsolidiert: Die Benutzeroberfläche wurde überarbeitet, die Datenzugriffe optimiert und die zugrundeliegenden Datenbestände erweitert, so dass sie ein größeres Spektrum des Pilotberichts umfassen.

Am 25. Oktober 2021 wurde das Tool dem Projektträger und Mitarbeitenden des BMBF vorgestellt. Die neu entwickelte Web-Applikation stellt eine belastbare technische und konzeptionelle Basis für eine künftig mögliche institutionelle Verstetigung des BÖ-Monitorings dar.

2.3. Zahlenmäßiger Nachweis

Der zahlenmäßige Nachweis wurde von der Universität Kassel ausgestellt und an PTJ versendet. Wichtigster Posten sind die Personalausgaben für das wissenschaftliche Personal sowie Sachkosten zu Verbreitung der Projektergebnisse.

2.4. Notwendigkeit und Angemessenheit

Vor Beginn des Projekts existierten keine wissenschaftlichen Grundlagen für die Erstellung eines Monitorings der deutschen BÖ. Mit den entwickelten systemischen Ansätzen für die Modellierung der BÖ konnte die erforderliche Basis für ein Monitoring-System geschaffen werden, das sowohl Nachhaltigkeitsaspekte auf internationaler Ebene als auch die Ziele der Agenda 2030 berücksichtigt.

2.5. Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die erzielten Projektergebnisse bilden die wesentliche Grundlage für das Folgeprojekt SYMOBIO2.0, welches das Monitoring und die Modellierung der deutschen BÖ seit 2022 fortsetzt, verstärkt und erweitert. Damit kann die Beteiligung der Interessengruppen am Monitoring noch stärker gefördert und die Öffentlichkeit noch intensiver über die Leistung, Chancen und Risiken der BÖ informiert werden.

2.6. Fortschritt bei anderen Stellen

Im Zeitraum der Durchführung des Projekts wurde neue Fachliteratur zu den Fragestellungen in SYMOBIO veröffentlicht, die vom Projektteam gesichtet und bei den laufenden Arbeiten berücksichtigt wurde.

2.7. Eigene Veröffentlichungen

Bringezu S., Banse M., Ahmann L., Bezama N. A., Billig E., Bischof R., Blanke C., Brosowski A., Brüning S., Borchers M., Budzinski M., Cyffka K.-F., Distelkamp M., Egenolf V., Flaute M., Geng N., Giesecking L., Graß R., Hennenberg K., Hering T., Iost S., Jochem D., Krause T., Lutz C., Machmüller A., Mahro B., Majer S., Mantau U., Meisel K., Moesenfechtel U., Noke A., Raussen T., Richter F., Schaldach R., Schweinle J., Thrän D., Uglik M., Weimar H., Wimmer F., Wydra S., Zeug W. (2020): Pilotbericht zum Monitoring der deutschen Bioökonomie. Hrsg. vom Center for Environmental Systems Research (CESR), Universität Kassel, Kassel.

<https://kobra.uni-kassel.de/handle/123456789/11591>.

Bringezu S., Banse M., Ahmann L., Bezama N. A., Billig E., Bischof R., Blanke C., Brosowski A., Brüning S., Borchers M., Budzinski M., Cyffka K.-F., Distelkamp M., Egenolf V., Flaute M., Geng N., Giesecking L., Graß R., Hennenberg K., Hering T., Iost S., Jochem D., Krause T., Lutz C., Machmüller A., Mahro B., Majer S., Mantau U., Meisel K., Moesenfechtel U., Noke A., Raussen T., Richter F., Schaldach R., Schweinle J., Thrän D., Uglik M., Weimar H., Wimmer F., Wydra S., Zeug W. (2021): Pilot report on the monitoring of the German bioeconomy. Published by the Center for Environmental Systems Research (CESR), University of Kassel, Kassel.

<https://kobra.uni-kassel.de/handle/123456789/13534>.

Bringezu S., Distelkamp M., Lutz C., Wimmer F., Schaldach R., Hennenberg K. J., Böttcher H., Egenolf V. (2021): Environmental and socioeconomic footprints of the German bioeconomy. *Nat Sustain* 4, 775–783.

<https://doi.org/10.1038/s41893-021-00725-3>.

Egenolf V., Bringezu S. (2019): Conceptualization of an Indicator System for Assessing the Sustainability of the Bioeconomy. *Sustainability* 2019, 11, 443.

<https://doi.org/10.3390/su11020443>.

Egenolf, V., Vita, G., Distelkamp, M., Schier, F., Hübner, R., Bringezu, S. (2021): The Timber Footprint of the German Bioeconomy — State of the Art and Past Development. *Sustainability* 13, 3878.

<https://doi.org/10.3390/su13073878>.

Egenolf, V., Distelkamp, M., Morland, C., Beck-O'Brien, M., Bringezu, S.: The timber footprint of German bioeconomy scenarios compared to the planetary boundaries for sustainable roundwood supply. In Review.

Hennenberg, K. J., Gebhardt, S., Wimmer, F., Distelkamp, M., Lutz, C., Böttcher, H., Schaldach, R. (2021): Germany's Agricultural Land Footprint and the Impact of Import Pattern Allocation. *Sustainability*, 14(1), 105.

<https://doi.org/10.3390/su14010105>.

Jung, C., Wimmer F., Kynast E., Schaldach R. Water for food: A new land use change model to simulate the global expansion of irrigated cropland areas. In Vorbereitung.

Kyere I., Astor T., Graß R., Wachendorf M. (2019): Multi-temporal Agricultural Land-Cover Mapping Using Single-Year and Multi-Year Models Based on Landsat Imagery and IACS Data. *Agronomy* 2019, 9 (6), 30.

<https://doi.org/10.3390/agronomy9060309>.

Kyere I., Astor T., Graß R., Wachendorf M. (2020): Agricultural crop discrimination in a heterogeneous low-mountain range region based on multi-temporal and multi-sensor satellite data. *Computers and Electronics in Agriculture* 179, 2020, ISSN 0168-1699.

<https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105864>.

Kyere I., Astor T., Graß R., Fricke T., Wachendorf M. (2021): Spatio-temporal analysis of the effects of biogas production on agricultural lands. *Land Use Policy* 2021, 102, 105240.

<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.10524>.

Schomberg A., Bringezu S., Wimmer F., Beusen A.: Water quality footprint of the German bioeconomy. In Vorbereitung.

Vita, G., Bringezu, S.: Challenges and options for carbon balancing with a focus on land use. In Vorbereitung.

Wimmer F., Jung, C., Distelkamp M., Kynast E., Schaldach R. An integrated model to calculate environmental footprints. In Vorbereitung.

2.8. Literatur

Alcamo, J. et al. (2003): Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. *Hydrological Science Journal* 48, 339-348.

Alcamo, J., Flörke, M., Märker, M. (2007): Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal* 52(2), 247-275.

<https://doi.org/10.1623/hysj.52.2.247>.

Alkemade, R., Van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., Ten Brink, B. (2009): GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12, 374–390. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998): *FAO Irrigation and Drainage Paper 56 - Crop Evapotranspiration - Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Asseng S., Ewert F., Martre P., Rötter R.P., Lobell D., Cammarano D., Kimball B., Ottman M.J., Wall G., White J.W. (2015): Rising temperatures reduce global wheat production. *Nat. Clim. Change* 5, 143–147. <https://doi.org/10.1038/nclimate2470>.

aus der Beek, T., Flörke, M., Lapola, D. M., Schaldach, R., Voß, F., Teichert, E. (2010): Modelling historical and current irrigation water demand on the continental scale: Europe. *Advances in Geosciences* 27, 79-85. <https://doi.org/10.5194/adgeo-27-79-2010>.

aus der Beek, T., Voß, F., Flörke, M. (2011): Modelling the impact of global change on the hydrological system of the Aral Sea basin. *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 684-694.

<https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.03.004>.

Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R. J., Eickhout, B., van Vuuren, D., & Alkemade, R. (2008): Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. *Global Environmental Change*, 18(2), 296-309. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.02.001>.

Bindi M., Olesen J.E. (2011): The responses of agriculture in Europe to climate change. *Reg Environ Change*, 11 (Suppl 1): S151–S158. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0173-x>.

BMEL (2018): Ernte 2018.

https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ernte-Bericht/ernte-2018.pdf?__blob=publicationFile&v=2.

BMEL (2021): Tabellen zur Ernährung und Fischerei.

<https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung-fischerei/tabellen-zu-ernaehrung-und-fischerei>.

Bringezu, S. et al. (2020): Pilotbericht zum Monitoring der deutschen Bioökonomie. Hrsg. vom Center for Environmental Systems Research (CESR), Universität Kassel, Kassel.

<https://kobra.uni-kassel.de/handle/123456789/11591>.

Bringezu S. et al. (2021): Environmental and socioeconomic footprints of the German bioeconomy. *Nat Sustain* 4, 775–783. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00725-3>.

Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland (2020): Nationale Bioökonomiestrategie.

https://biooekonomie.de/sites/default/files/2022-04/bmbf_nationale_biooekonomiestrategie_langfassung_DE_22.pdf.

Calvo Buendia E., Tanabe K., Kranjc A., Baasansuren J., Fukuda M. S. N., Osako A., Pyrozhenko Y., Shermanau P., Federici S. (2019): Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories—Volume 4 agriculture, forestry and other land use (pp. 11.1–11.48).

<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>.

Challinor A. J., Watson J., Lobell D.B., Howden S.B., Smith D.R., Chhetri N. (2014): A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nature Climate Change*, vol 4, p 287-291.

<https://doi.org/10.1038/nclimate2153>.

Chaudhary, A., Brooks, T. M. (2018). Land use intensity-specific global characterization factors to assess product biodiversity footprints. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5094-5104.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>.

Drakare, S., Lennon, J.J., Hillebrand, H. (2006): The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. *Ecol. Lett.* 9, 215–227.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00848.x>.

EC, European Commission (2010): Commission Decision of 10 June 2010 on guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC. OJL 2010 151, 19–41. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:151:0019:0041:EN:PDF>.

Egenolf V., Bringezu S. (2019): Conceptualization of an Indicator System for Assessing the Sustainability of the Bioeconomy. *Sustainability* 2019, 11, 443.

<https://doi.org/10.3390/su11020443>.

Egenolf, V., Vita, G., Distelkamp, M., Schier, F., Hübner, R., Bringezu, S. (2021): The Timber Footprint of the German Bioeconomy—State of the Art and Past Development. *Sustainability* 2021, 13, 3878.

<https://doi.org/10.3390/su13073878>.

Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe (2017): V4 agriculture, forestry and other land use, 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories (pp. 11.1–11.54).

<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

ESA (2017): CCI. © ESA Climate Change Initiative – Land Cover led by UCLouvain.

<http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/download.php>.

FAO (2018): The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050. Rome, Italy. ISBN: 978-92-5-130158-6. <https://www.fao.org/3/I8429EN/i8429en.pdf>.

FAO (2020): Biodiversity Integrated Assessment and Computation Tool | B-INTACT – Guidelines. <https://doi.org/10.4060/cb3393en>.

Flörke, M., Kynast, E., Bärlund, I., Eisner, S., Wimmer, F., Alcamo, J. (2013): Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. *Global Environmental Change* 23 (1), 144–156. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.018>.

Friedlingstein et al. (2022): Global Carbon Budget 2021. *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 1917–2005. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022>.

Gerbens-Leenes W., Nonhebel S. (2005): Food and land use. The influence of consumption patterns on the use of agricultural resources. *Appetite* 45 (2005) 24–3. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2005.01.011>.

Hanasaki, N., Yoshikawa, S., Pokhrel, Y., Kanae, S. (2018): A quantitative investigation of the thresholds for two conventional water scarcity indicators using a state-of-the-art global hydrological model with human activities. *Water Resources Research* 54(10), 8279-8294. <https://doi.org/10.1029/2018WR022931>.

Hazell P., Wood S. (2008): Drivers of change in global agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2008) 363, 495–515. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2166>.

Hennenberg, K. J., Gebhardt, S., Wimmer, F., Distelkamp, M., Lutz, C., Böttcher, H., Schaldach, R. (2021): Germany's Agricultural Land Footprint and the Impact of Import Pattern Allocation. *Sustainability*, 14(1), 105. <https://doi.org/10.3390/su14010105>.

Hinz, R., Sulser, T.B., Huefner, R., Mason-D' Croz, D., Dunston, S., Nautiyal, S., Ringler, C., Schuengel, J., Tikhile, P., Wimmer, F., Schaldach, R. (2020). Agricultural Development and Land-Use Change in India: A Scenario Analysis of Trade-Offs between UN Sustainable Development Goals (SDGs). *Earth's Futur.* 2050, 1–19. <https://doi.org/10.1029/2019EF001287>.

Högy P., Keck M., Niehaus K., Franzaring J., Fangmeier A. (2010): Effects of atmospheric CO₂ enrichment on biomass, yield and low molecular weight metabolites in wheat grain. *J. Cereal Sci.* 52, 215–220. <https://doi.org/10.1016/j.jcs.2010.05.009>.

Hoskins, A.J., Bush, A., Gilmore, J., Harwood, T., Hudson, L.N., Ware, C., Williams, K.J., Ferrier, S. (2016): Downscaling land-use data to provide global 30" estimates of five land-use classes. *Ecol. Evol.* 6, 3040–3055. <https://doi.org/10.1002/ece3.2104>.

IPCC (2019) Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S., Eds.; IPCC: Geneva, Switzerland, 2019. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>.

IPCC (2014): Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summaries, Frequent Asked Questions, and Cross-Chapter Boxes. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York NY USA. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-PartA_FINAL.pdf.

JRC, European Commission Joint Research Centre (2011): Support to Renewable Energy Directive. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/support-renewable-energy-directive>.

Lesiv, M., Schepaschenko, D., Buchhorn, M., See, L., Dürauer, M., Georgieva, I., Jung, M., Hofhansl, F., Schulze, K., Bilous, A., Blyshchyk, V., Mukhortova, L., Brenes, C.L.M., Krivobokov, L., Ntie, S., Tsogt, K., Pietsch, S.A., Tikhonova, E., Kim, M., Fulvio, F. Di, Su, Y.-F., Zadorozhniuk, R., Sirbu, F.S., Pangin, K., Bilous, S., Kovalevskii, S.B., Kraxner, F., Rabia, A.H., Vasylyshyn, R., Ahmed, R., Diachuk, P., Kovalevskiy, S.S., Bungnamei, K., Bordoloi, K., Churilov, A., Vasylyshyn, O., Sahariah, D., Tertysnyi, A.P., Saikia, A., Malek, Ž., Singha, K., Feshchenko, R., Prestele, R., Akhtar, I. ul H., Sharma, K., Domashovets, G., Spawn-Lee, S.A., Blyshchyk, O., Slyva, O., Ilkiv, M., Melnyk, O., Sliusarchuk, V., Karpuk, A., Terentiev, A., Bilous, V., Blyshchyk, K., Bilous, M., Bogovyk, N., Blyshchyk, I., Bartalev, S., Yatskov, M., Smets, B., Visconti, P., Mccallum, I., Obersteiner, M., Fritz, S. (2022): Global forest management data for 2015 at a 100 m resolution. *Nat. Sci. Data* 9, 199. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01332-3>.

Liu, H.J., Kang, Y. (2007): Sprinkler irrigation scheduling of winter wheat in the North China Plain using a 20 cm standard pan. *Irrigation Science* 25 (2), 149-159.

Lutz, C., Meyer, B., Wolter, M. I. (2010): The global multisector/multicountry 3-E model GINFORS. A description of the model and a baseline forecast for global energy demand and CO2 emissions. *International Journal of Global Environmental Issues* 10(1-2), 25-45. <https://doi.org/10.1504/IJGENVI.2010.030567>.

Mäkinen H., J. Kaseva, M. Trnka, J. Balekc, K.C. Kersebaum, C. Nendel, A. Gobin, J.E. Olesen, M. Bindi, R. Ferrise, M. Moriondo, A. Rodríguez, M. Ruiz-Ramos, J. Takáč (2017): Sensitivity of European wheat to extreme weather. *Field Crops Research*. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.008>.

Max-Rubner-Institut (Hg.) (2008): Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 1: Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. MRI. <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:ka51-2008080507>.

McCormick W., Kautto N. (2013): The Bioeconomy in Europe: An Overview. *Sustainability* 2013, 5, 2589-2608. <https://doi.org/10.3390/su5062589>.

Meyer, B. (2005): The Economic-Environmental model PANTA RHEI and its Application (No. 2005/3). GWS Discussion Paper. <https://papers.gws-os.com/gws-paper05-3.pdf>.

Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, K., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U. (2017): Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture, *Nature Communications* 8:1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.

Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., Palma, A. De, Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A. (2016): Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*. 353, 6296, 288-291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>.

Olesen J.E., Trnkab M., Kersebaum K.C., Skjelvagd A.O., Seguine B., Peltonen-Sainio P., Rossig F., Kozyrah J., Micalei, F. (2011): Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *Europ. J. Agronomy* 34 (2011) 96–112.

- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. (2001): Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *Bioscience* 51, 933–938.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- O'Neill, B. C., Krieglner, E., Ebi, K. L et al. (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>.
- Pereira, H.M., Ziv, G., Miranda, M. (2014): Countryside species-area relationship as a valid alternative to the matrix-calibrated species-area model. *Conserv. Biol.* 28, 874–876.
<https://doi.org/10.1111/cobi.12289>.
- Pereira, H.M., Daily, G.C. (2006): Modeling biodiversity dynamics in countryside landscapes. *Ecology* 87, 1877–1885. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1877:MBDICL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1877:MBDICL]2.0.CO;2).
- Porter, J.R., Xie, L., Challinor, A.J., Cochrane, K., Howden, S.M., Iqbal, M.M., Lobell, D.B. & Travasso, M.I. (2014): Food security and food production systems. In IPCC (2014): *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 485–533. Cambridge, UK and New York, USA, Cambridge University Press.
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-Chap7_FINAL.pdf.
- Priestley, C. H. B., Taylor, R. J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Monthly Weather Review* 100, 81–92.
[https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2).
- Reder, K., Flörke, M., Alcamo, J. (2015): Modeling historical fecal coliform loadings to large European rivers and resulting in-stream concentrations. *Environmental Modelling & Software* 63, 251-263.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.10.001>.
- Schaldach, R., Alcamo, J., Koch, J., Kölking, C., Lapola, D. M., Schüngel, J., Priess, J. A. (2011). An integrated approach to modelling land-use change on continental and global scales. *Environmental Modelling & Software* 26(8), 1041-1051. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.02.013>
- Schaldach, R., Koch, J., der Beek, T. A., Kynast, E., Flörke, M. (2012): Current and future irrigation water requirements in pan-Europe: An integrated analysis of socio-economic and climate scenarios. *Global and Planetary Change* 94, 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.06.004>.
- Schaldach, R., Goepel, J., & Klingler, M. (2017): The role of future land-use change in Southern Amazonia to reach the aims of Brazil's National Climate Plan. *Erdkunde*, 213-230.
<https://www.jstor.org/stable/pdf/26380274.pdf>.
- Schmidt O., Padel S., Levidow L. (2012): The Bio-Economy Concept and Knowledge Base in a Public Goods and Farmer Perspective. *Bio-based and Applied Economics*, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 47-63, mar. 2012. ISSN 2280-6172. <https://doi.org/10.13128/BAE-10770>.
- Scholes, R.J., Biggs, R. (2005): A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45–49.
<https://doi.org/10.1038/nature03289>.
- Schüngel, J., Stuch, B., Fohry, C., Schaldach, R. (2022): Effects of initialization of a global land-use model on simulated land change and loss of natural vegetation. *Environmental Modelling & Software* 148, 105287. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105287>.
- Smith, M. (1992): *Irrigation and Drainage Pap. 46, CROPWAT - A Computer Program for Irrigation Planning and Management*. Food and Agric. Org. of the U.N., Rome, Italy.

Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T. et al. (2018): EXIOBASE 3: Developing a time series of detailed environmentally extended multi-regional input-output tables. *Journal of Industrial Ecology* 22(3), 502-515. <https://doi.org/10.1111/jiec.12715>.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Stephen, R., Vries, W. De, Wit, C.A. De, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Linn, M. (2015): Planetary Boundaries: Guiding Human Development on a Changing Planet. *Science*. 347, 6223. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.

Steffen, W., Rockström, J., Richardson et al. (2018): Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>.

Verzano, K. (2009): Climate change impacts on flood related hydrological processes: Further development and application of a global scale hydrological model (Doctoral dissertation, University of Kassel, Kassel). https://pure.mpg.de/rest/items/item_993926_5/component/file_993925/content.

Weiß, M., Menzel, L. (2008): A global comparison of four potential evapotranspiration equations and their relevance to stream flow modelling in semi-arid environments. *Advances in Geosciences* 18, 15–23. <https://doi.org/10.5194/adgeo-18-15-2008>.

Weltagrarbericht (2008): mit aktualisierten Datenbanken: www.weltagrarbericht.de/themen-des-weltagrarberichts/agrarsprit-und-bioenergie.html.

Willer H., Lernoud J. (2018): The world of organic agriculture – Statistics and emerging trends. www.organic-world.net/yearbook/yearbook-2018.html.