

Herausgeber:



INSTITUT FÜR ENERGIE-
UND UMWELTFORSCHUNG
HEIDELBERG

Availability of residual biomass in developing countries for renewable energies and negative emissions

Environmental and social compatibility and competing uses /
global quantity framework

Dr. Wolfdietrich Peiker (atmosfair), Dr. Dietrich Brockhagen (atmosfair)

Berlin/Heidelberg, December 2025



**ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung
Heidelberg gGmbH**
Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg

telephone +49 (0)6 221 47 67-0
Email ifeu@ifeu.de

www.ifeu.de/en

atmosfair gGmbH
Harzer Straße 39, 12059 Berlin

telephone +49 (0)30 120 84 80-0
Email info@atmosfair.de

www.atmosfair.de/en

IMPRINT

Authors: Dr. Wolfdietrich Peiker, Dr. Dietrich Brockhagen

Publisher: ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH
Horst Fehrenbach
Wilckensstraße 3, D-69120 Heidelberg

Year of publication: 2025

74 Pages

Cover photos: Small pyrolysis plants in Ghana, biomass power plant for mustard straw in India (atmosfair gGmbH)

DOI: 10.5281/zenodo.18257571

Preface

Biomass is an important topic for climate protection: plants can extract CO₂ from the air and use it to build energy-rich structures without relying on fossil fuels. Biomass can then be used to produce electricity or fuels in a CO₂-neutral way. Biochar made from biomass can also permanently bind carbon in the soil.

However, biomass has also come under criticism as an energy source because its cultivation can harm biodiversity or jeopardise food security. In Indonesia, for example, large areas of rainforest have been cleared to create land for oil palm cultivation as a fuel source. Elsewhere, farmers grow rapeseed for fuel instead of grain for food if it is more profitable.

Unlike such energy crops, residual biomass is a waste product of food or timber production and may not pose any ecological or ethical problems. As a climate protection organisation, we ask ourselves two questions: What characterises “genuine” biomass residues that are sustainable and thus both environmentally and socially compatible? And how much of those genuine residues are available for climate protection applications?

The available studies on the quality and global availability of residual biomass are insufficient. Only a few analyses apply criteria for environmental and social compatibility, and even these are often not fully transparent. Moreover, few studies exist on the residual biomass potential in developing and emerging countries that are relevant to our work as a climate protection organisation focused on North-South justice. Previous studies either calculate a total global potential or limit themselves to specific regions, such as the European Union. We have therefore conducted our own comprehensive analysis of the environmentally and socially compatible residual biomass potential in the Global South. Our analysis is based on evaluations of databases and literature, as well as questionnaires completed by experts in the respective regions.

In the Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg (ifeu), we have an experienced partner that has supported us with its expertise, particularly in establishing criteria for environmental and social compatibility and in assessing specific cases of biomass. We also express our gratitude to PtX Lab Lausitz for reviewing this study and the German Biomass Research Centre (DBFZ) for their feedback. Dr. Carsten Loose provided valuable suggestions and additions, drawing on his many years of experience with the German Federal Government's Scientific Advisory Council on Global Environmental Change. Our sister company, Solarbelt gGmbH, contributed its practical experience in biomass-to-liquid production to the study. Special thanks go to the agricultural experts who supplied information on the environmental and social compatibility and availability of various types of residual biomass in the Global South through questionnaires and interviews. Finally, we would like to thank Joram Schwartzmann, who proofread the study and took care of the layout.

We hope you enjoy reading this publication – and we welcome suggestions for projects that tap into the enormous potential of residual biomass for climate protection.

Dr. Wolfdietrich Peiker

Dr. Dietrich Brockhagen

Abstract

Solid residual biomass is suitable for various climate protection applications that are essential for achieving the 1.5-degree target. It can be used to produce CO₂-neutral electricity through direct combustion or gasification, CO₂-neutral hydrocarbons such as kerosene through gasification, and biochar through pyrolysis, which ensures negative emissions. Residual biomass is more suitable for climate protection applications than energy crops, as it does not compete with food production. This raises the question of how much residual biomass is actually available for climate protection. To date, no quantitative analysis using comprehensive criteria for environmental and social compatibility exists. This study addresses that gap by combining both top-down and bottom-up approaches.

We focus on dry residues such as crop waste, wood chips, and sewage sludge because the data available for estimating their quantitative potential are significantly better than for wet residues such as food waste. We also limit the study to developing and emerging countries because they are the focus of atmosfair's activities as a North-South climate protection organisation.

In the top-down approach, the study derives a set of criteria from the United Nations Sustainable Development Goals and applies them to solid residual biomass. In the bottom-up approach, we use our own interviews and external studies to estimate quantities, creating a comprehensive quantitative structure for numerous countries and types of residues.

Based on an estimated global total of 7 billion tonnes of solid residual biomass produced each year, including 3.5 billion tonnes from developing and emerging countries, our analysis finds that 420 million tonnes of this residual biomass can be used in an environmentally and socially responsible manner.

This biomass could be used annually to generate 645 terawatt-hours of electricity, 125 million tonnes of biochar, or 60 million tonnes of synthetic hydrocarbons, including 40 million tonnes of kerosene. Through all three of these climate protection applications, residual biomass would not only help reduce CO₂ emissions but also support economic and social development in the Global South, where people are most affected by the consequences of climate change.

I. Executive summary

I. Aim of the study

This study examines the availability of environmentally and socially compatible solid residual biomass in the Global South for climate protection applications. Solid residues are suitable for the production of:

- CO₂-neutral electricity and heat through direct combustion or gasification in power plants
- CO₂-neutral hydrocarbons, such as kerosene, produced through gasification and subsequent Fischer-Tropsch synthesis (biomass-to-X, BtX)
- Biochar through pyrolysis

This study focuses on these three applications. While the first two avoid fossil CO₂ emissions, biochar used as a soil enhancer in fields can even generate negative emissions.

Scope and “genuine” residual biomass

Biomass contains energy that, when used, releases only as much CO₂ as the plants absorbed from the atmosphere during their growth and stored in their tissues. Therefore, the use of biomass is fundamentally CO₂-neutral. However, energy crops containing starch, sugar, or oil – such as sugarcane and oil palms – are criticised because their cultivation competes with food production for land. This study therefore focuses on genuine residual biomass produced in agriculture, forestry, or waste water treatment that is currently only incinerated or otherwise disposed of, remains unused, or is even harmful to the climate (such as harvest residues from wet rice cultivation). Specifically, we consider agricultural and wood residues as well as sewage sludge, because the data available for quantitatively estimating their usable potential is significantly better than for wet residues such as household waste or animal manure. However, these wet residues also likely offer a large, untapped energy potential.

In the study, we develop criteria to ensure that residual biomass is, from an environmental and social perspective, truly “genuine” waste with the above-mentioned properties, and we apply these criteria to the

global primary potential of residual biomass. The remaining quantities determined in this way can then be used for environmentally and socially compatible climate-protection applications. By applying these criteria, we exclude over 90 % of residual biomass because it should not be removed from the ecosystem (e.g., grain residues in arid and semi-arid zones), because it is already being put to better use elsewhere (e.g., as animal feed, for textiles, or in particle boards), or because its use would jeopardise smallholder structures.

The study focuses on residual biomass in developing and emerging countries in the Global South because these countries are particularly affected by climate change. Furthermore, the use of residual biomass can provide them with important impetus for economic and social development. The study concludes that a total of approximately 420 million tonnes of residual biomass is available annually in countries of the Global South. This could be used to produce 645 terawatt-hours of electricity, 125 million tonnes of biochar, or 60 million tonnes of hydrocarbons, including 40 million tonnes of kerosene which could cover 20 per cent of global air traffic in 2022. A rough estimate of the quantity of wet residues, such as food waste and animal manure, suggests that 1.25 billion tonnes of this material could potentially be used. Through biogas fermentation, this could generate a further 200 terawatt-hours of electrical energy.

From a development perspective, all three climate protection applications bring benefits to the local population in developing and emerging countries. By using the residues in power plants, they gain access to clean electricity, which is still in short supply in some countries. Biochar not only permanently binds carbon in the soil but also increases the fertility of arable land when used as a soil enhancer. Biomass-to-liquid kerosene (BtL) can be used within the producing countries themselves; however, it can also generate revenue as a high-quality export product.

II. Sequence in 5 steps

Figure (a) shows how we filter the world's solid residual biomass in five steps to estimate the actual usable potential of residual biomass:

1. **Technical suitability, no energy crops:** We start with all of the solid residual biomass worldwide that is technically suitable for our three climate protection applications. This includes, for example, shells, wood chips, or rice straw, as well as dried sewage sludge. We consider only waste and exclude energy crops that could compete with food production.
2. **Developing countries only:** We focus on countries in the Global South that are most affected by climate change and can benefit economically and socially from the use of residues.
3. **Environmental and social compatibility:** In this step, we determine the amount of residual biomass that meets the principle of sustainability and whose cultivation conditions are therefore both environmentally and socially compatible.
4. **No competing uses:** We identify the quantities of residual biomass that have no other use or are incinerated and therefore available for climate protection applications.
5. **Economic viability:** The quantity of residues that can actually be used economically is difficult to calculate; we therefore discuss this aspect only in qualitative terms.

III. Determination of environmental and social compatibility and availability

Top-down approach

We derive principles and criteria from the UN's Sustainable Development Goals (SDGs) to determine which solid residual biomass is environmentally and socially compatible:

- Principle 1 – Priority for food and biodiversity: Residues must not come from energy crops that compete with food crops for arable land. In addition, areas with high biodiversity, such as rainforests, must be protected.
- Principle 2 – Climate and environmental protection: Cultivation methods should not harm the climate, soil, water, or air. Therefore, for example, no pesticides or artificial fertilizers should be used.
- Principle 3 – Preserving and promoting human rights and smallholder structures: Residual biomass must not come from production that involves exploitation or human rights violations. Positive effects on the income of smallholder populations should predominate, and no dependencies should arise.
- Principle 4 – Priority use of residual biomass for food, soil improvement, material, and small-scale energy use: Since it is more environmentally and socially acceptable to use residual biomass as animal feed, fertilizer, building material, or fuel for smallholder households, these uses should be given priority.

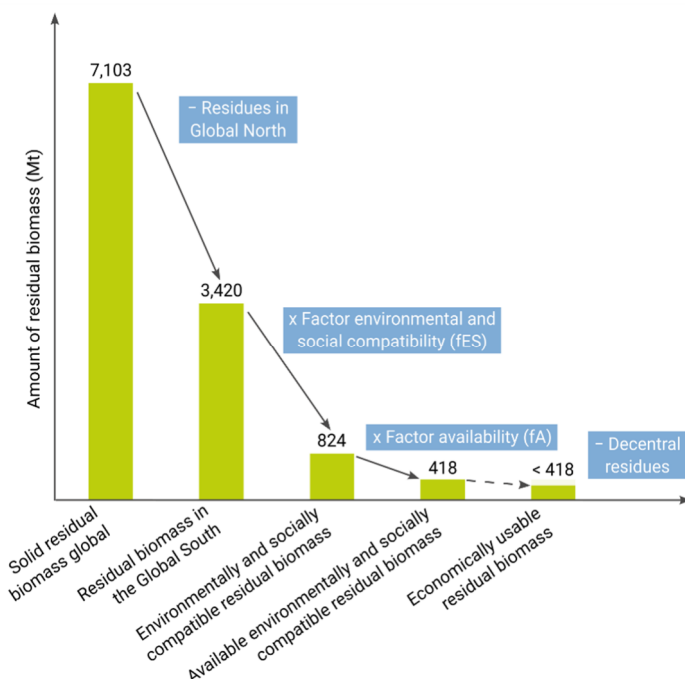


Figure a: Step-by-step approach of the study with results.

Table a: Rating of different residual biomasses according to environmental and social compatibility (excerpt). The last column does not represent a quantitative arithmetic average of the individual criteria, but rather an overall qualitative rating based on the criteria.

	Principle 1: Land use priority for food and biodiversity		Principle 2: Climate and environmental protection				Principle 3: Protect and promote human rights and smallholder farming structures		Principle 4: Priority use of residual biomass for food, soil improvement, material and small-scale energy			Overall rating
	Exclusion of energy crops	Preservation of biodiversity	Protection of soil	Protection of water	Protection of air	Reduction of greenhouse gas emissions	Ensure human rights and occupational safety	Development opportunities for smallholder farmers	Use as animal feed	Use for soil improvement and material use	Use as an optimal energy source	
Cocoa (pods)	1	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2
Maize (straw/spindles)	3	2	2	2	1	2	1	2	3	2	1	3*
Cassava (stalks)	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1
Oil palm (bunches/fibers/shells)	3	3	3	2	2	3	3	3	1	2	2	3
...

Bottom-up approach, qualitative and quantitative

We apply these principles to various types of residual biomass and initially classify them into three categories based on multiple studies and literature sources (Table a):

- Residual biomass that is generally environmentally and socially compatible, such as cassava stalks, rice straw, or sewage sludge (1)
- Residual biomass that may be, under certain circumstances, environmentally and socially compatible, such as cotton stalks, coffee husks, or sawmill by-products (2)
- Residual biomass that is predominantly not environmentally or socially compatible, such as oil palm residues. Maize and soy residues also fall into this category, as we consider only a small proportion of them acceptable, specifically the portion generated during human food production (3).

This qualitative classification serves as a guide for determining which residual biomass is considered suitable or problematic according to our criteria. We then subject nearly all of this residual biomass to a quantitative analysis. First, we calculate the proportion of each residual biomass that can be classified as environmentally and socially compatible in each country, using a combination of our own questionnaire-based interviews with agricultural experts and external studies. In a second step, we deduct the proportion already used as animal feed, fertilizer, material, or for small-scale energy. We also rely on interviews and studies for this purpose. If no data on alternative uses are available, we consider only the proportion of residues that has been incinerated to date and is therefore reliably available. This results in a comprehensive quantity structure for numerous types of residual biomass in countries of the Global South.

With this three-stage approach – comprising expert interviews, country-specific specialist literature, and cross-country studies – our analysis goes beyond previous studies of global biomass potential. Earlier studies either do not apply any sustainability criteria at all or give less attention to this key aspect. The criteria for environmental and social compatibility are not only suitable as a basis for the quantity estimates in this study but can also serve as a catalogue of criteria for evaluating individual stocks of residual biomass.

IV. Results: Environmentally and socially compatible available quantities of residual biomass

Of the seven billion tonnes of residual biomass produced worldwide each year, only six per cent meets our criteria for environmental and social compatibility and is available for our three climate-protection applications. The largest share consists of agricultural residues, followed by residues from wood production and, to a lesser extent, dried sewage sludge (Figure. b). Most of the suitable residual biomass is produced in Asia (excluding China, which we classify as an industrialised country), which has correspondingly large agricultural production due to its large population.

Due to our restrictive approach, it can be assumed that more residual biomass is actually available for climate protection applications than indicated here. It would be necessary to examine whether completely excluded residual biomass, such as sugarcane bagasse, could be acceptable in certain cases, and whether residual biomass would still be fully or partially available even if it were not incinerated. However, we can assume that the approximately 420 million tonnes are indeed environmentally and socially compatible and available. In practice, potentially suitable residual biomass should therefore always be assessed on a case-by-case basis.

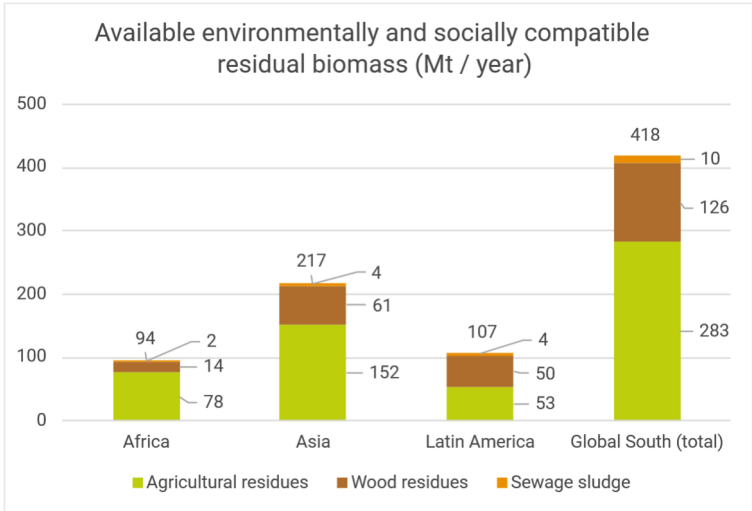


Figure b: Amounts of total available environmentally and socially compatible residual biomass by continent and across the Global

The proportion of this residual biomass that can be used economically depends on its cost and spatial distribution; whether it is generated at individual locations, such as factories, or at many locations spread across a wider area. Our rough estimate is that around 40 per cent of this residual biomass is generated at central locations and can be collected relatively efficiently if it is needed in centrally located power stations or gasification plants. However, residual biomass generated in decentralised locations can also be used efficiently if it is utilised locally at the village level.

The complete quantity structure used to calculate the residual biomass potential can be requested as a database from peiker@atmosfair.de or info@atmosfair.de for a nominal fee.

Inhalt

Preface	3
Abstract	4
I. Executive summary	5
I. Aim of the study	5
II. Sequence in 5 steps	6
III. Determination of environmental and social compatibility and availability	6
IV. Results: Environmentally and socially compatible available quantities of residual biomass	8
Inhalt	9
1. Einleitung und Ziele	10
2. Hintergrund und Methodik	12
2.1. Klimaschutzanwendungen fester Restbiomassen	12
2.2. Bisherige Studien zum Restbiomassenpotenzial	15
2.3. Vorgehensweise der Studie	17
2.4. Betrachtete Restbiomassen und Länder	19
3. Ableitung von Prinzipien und Kriterien für die Nutzung von Restbiomasse	22
3.1. Die Sustainable Development Goals als Basis für die Bewertung	22
3.2. Ableitung von Prinzipien und Kriterien	22
3.3. Zusammenfassung	28
4. Grundsätzliche Eignung unterschiedlicher Restbiomassen	31
4.1. Agrarreste	31
4.2. Holzreste	42
4.3. Klärschlamm	45
5. Verwendete Datenquellen	47
6. Ergebnisse: nutzbare Mengen echter Restbiomassen	49
6.1. Agrarreste	49
6.2. Holzreste	53
6.3. Klärschlamm	54
6.4. Zusammenfassung: nutzbare Restbiomassen für Klimaschutzanwendungen	55
7. Diskussion wirtschaftlicher Machbarkeit und Folgerungen	59
8. Literaturverzeichnis	64

1. Einleitung und Ziele

Was der Mensch mit hohem technischem Aufwand versucht, schaffen Pflanzen schon seit Jahrtausenden: Sie ziehen Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre und integrieren den Kohlenstoff unter Nutzung von Sonnenenergie in ihre Strukturen. Diese organischen Verbindungen enthalten Energie, die der Mensch nutzen kann. Wenn sich ihr Kohlenstoff bei der Verbrennung wieder mit Sauerstoff verbindet, gelangt nur so viel CO₂ in die Atmosphäre, wie die Pflanzen vorher während des Wachstums gebunden haben.

Solche CO₂-neutralen Energiequellen stellen eine dringend nötige Alternative für fossile Brennstoffe dar: Die Erderwärmung muss auf 1,5 °C gegenüber dem vorindustriellen Temperaturniveau begrenzt werden, damit die Folgen für Menschen und Umwelt auf einem beherrschbaren Niveau bleiben (IPCC 2018). Die Klimaschutzorganisation atmosfair trägt zum Klimaschutz bei, indem sie Infrastruktur zur Nutzung erneuerbarer Energien in Entwicklungs- und Schwellenländern des Globalen Südens aufbaut. Diese Länder haben historisch kaum etwas zur Erderwärmung beigetragen, aber sind aufgrund fehlender finanzieller Mittel für Klimaanpassung besonders stark von den Folgen des Klimawandels betroffen. Deshalb sollen sie im Sinne der Nord-Süd-Gerechtigkeit von den Klimaschutzprojekten profitieren. Dabei gehen die Projekte von atmosfair über den Klimaschutz hinaus und bieten neue Möglichkeiten zur wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung. Hierbei kommen unter anderem Restbiomassen zum Einsatz, weshalb es von großer Relevanz ist, welche Mengen von solchen biogenen Resten im Globalen Süden insgesamt zur Verfügung stehen. Dies ist Gegenstand dieser Studie.

Nur echte Reste sind nutzbare Biomasse

Wir sind uns bewusst, dass Biomasse problematisch sein kann, wenn die Vorteile beim Klimaschutz mit Nachteilen bei der Nachhaltigkeit einhergehen. Entscheiden sich Bauern dafür, lukrativere Energiepflanzen wie Ölpalmen oder Zuckerrohr anstelle von Nahrungsmitteln anzubauen, wird die Ernährungssicherung gefährdet (Teller-Tank-Konflikt). Aus diesem

Grund schließen wir Energiepflanzen aus und fokussieren uns auf echte Restbiomassen, die beispielsweise bei der Produktion von Nahrungsmitteln als Abfall übrigbleiben. Es handelt sich nur dann um „echten Rest“, wenn die Menschen vor Ort die Reststoffe nicht anderweitig verwenden, beispielsweise als Tierfutter, Dünger, Baumaterial oder um den Energiebedarf ihres Haushalts zu decken. Solche Nutzungen sind aus sozialer, aber auch ökologischer Sicht zu bevorzugen. Zusätzlich sollte der Anbau der Pflanzen, von denen die Reste stammen, auf nachhaltige Weise erfolgen.

Um dem Prinzip der Nachhaltigkeit gemäß den Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen gerecht zu werden, betrachten wir ausschließlich Restbiomassen, die umwelt- und sozialverträglich sind. Beispielsweise sollte der Anbau von Feldfrüchten, deren Abfälle wir als nutzbar einstufen, nicht die Biodiversität gefährden oder die Bodenqualität durch übermäßigen Pestizid- oder Düngereinsatz reduzieren. So wollen wir verhindern, durch den Abkauf von Restbiomassen Anreize für umweltschädliche Anbaupraktiken zu schaffen.

Feste Restbiomassen: vielseitig einsetzbar für den Klimaschutz

Wir betrachten in unserer Studie nur feste Restbiomassen wie Stroh oder Holzreste und keine feuchten Reststoffe wie Speisereste oder Gülle, da ihre verfügbaren Mengen einfacher zu quantifizieren sind. Sie lassen sich auf drei unterschiedliche Weisen für den Klimaschutz nutzen:

- **Verbrennung oder Gasifizierung für Strom und Wärme:** Feste Reste können direkt in Kraftwerken verbrannt werden. Ein höherer Wirkungsgrad als bei der direkten Verbrennung ist zu erreichen, wenn die Biomasse vor der Verbrennung zunächst gasifiziert wird.

- **Pyrolyse für negative Emissionen:** Mittels Pyrolyse lässt sich aus Pflanzenresten reiner Kohlenstoff herstellen. Diese Pflanzenkohle kann mit Nährstoffen vermischt die Fruchtbarkeit von Äckern verbessern und gleichzeitig Kohlenstoff dauerhaft im Boden binden.
- **Gasifizierung für CO₂-neutrale Kohlenwasserstoffe:** Das Biomass-to-X-Verfahren (BtX) gasifiziert trockene, feste Restbiomassen und stellt daraus mittels Fischer-Tropsch-Synthese Kohlenwasserstoffe unterschiedlicher Kettenlängen her. Ein großer Teil davon lässt sich in einer Raffinerie u. a. zu Flugkraftstoff umwandeln. Solches Biomass-to-Liquid-Kerosin (BtL) setzt bei der Verbrennung nur so viel CO₂ frei, wie die Pflanzen vorher aus der Atmosphäre gezogen haben.

BtL-Kerosin für Energiewende im Flugverkehr

Der Flugverkehr war im Jahr 2022 für 800 Millionen Tonnen CO₂-Emissionen verantwortlich (IEA 2023). Allerdings gibt es bislang keinen technischen Weg, um seine Dekarbonisierung vollständig zu erreichen, so dass sein THG-Ausstoß als „Hard-to-abate“-Emission gilt. Kurz- und mittelfristig kann der Luftverkehr nur durch Sustainable Aviation Fuels (SAF), also „nachhaltige Flugzeugkraftstoffe“, CO₂-neutral werden. Doch bis dahin ist es noch ein weiter Weg: Während der globale Kerosinbedarf im Jahre 2023 280 Millionen Tonnen betrug (Statista 2024), wurden im selben Jahr lediglich eine halbe Million Tonnen an SAF hergestellt. Dies war jedoch doppelt so viel als im Jahr zuvor (IATA 2023).

BtL-Kerosin stellt hierbei eine besonders attraktive Möglichkeit dar, weil es sich aus Reststoffen herstellen lässt, bei denen es keinen Teller-Tank-Konflikt gibt wie beim Anbau von Energiepflanzen. Außerdem ist die Technologie für BtL-Kerosin in Ländern des Globalen Südens entweder bereits verfügbar oder sie lässt sich dort relativ einfach aufbauen. Dies ist bei Power-to-Liquid-Kerosin (PtL) nicht der Fall. PtL ist eine weitere Form von synthetischem Kraftstoff aus erneuerbarem Strom, Wasser und CO₂ aus der Luft.

Auch wenn wir synthetisches Kerosin über BtL-Verfahren als mögliche Klimaschutzanwendung von Restbiomassen betrachten, distanzieren wir uns ausdrücklich davon, synthetische Kraftstoffe im Straßenverkehr einzusetzen. Hier sind Elektromotoren aufgrund ihrer höheren Effizienz den Verbrennungsmotoren vorzuziehen. Da die Kapazitäten für die Produktion synthetischen Kerosins lange Zeit begrenzt sein werden, sollte die Anwendung nur dort erfolgen, wo es (noch) keine Alternativen gibt, wie im Luftverkehr.

Aufbau dieser Studie

Nach einem Überblick über die technischen Hintergründe für Klimaschutzanwendungen von Restbiomassen sowie über bisherige Potenzialstudien von Restbiomassen folgt die Methodik. Hier wird das Vorgehen dieser Untersuchung erläutert und ihr Gegenstand eingegrenzt, sowohl was die betrachteten Restbiomassen als auch Länder angeht. In Kapitel 3 stellen wir eine Reihe von Kriterien auf, mit denen wir in Kapitel 4 die grundsätzliche Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit verschiedener Restbiomassen qualitativ analysieren. In einem zweiten Schritt schätzen wir das Potenzial der Restbiomassen quantitativ ab, welches für Klimaschutzanwendungen zur Verfügung steht (Kapitel 6). Dabei ermitteln wir keine zukünftigen, sondern aktuell in Ländern des Globalen Südens verfügbare Mengen an Restbiomassen. Diese Studie geht mit ihren Nachhaltigkeitskriterien über bisherige Untersuchungen hinaus. Umfangreiche Daten- und Literaturquellen ergänzen wir dabei mit Daten aus eigenen Fragebögen und Interviews mit Landwirtschaftsexperten des Globalen Südens. In einer abschließenden Diskussion beleuchten wir die Relevanz des Biomassenpotenzials für Klimaschutzanwendungen (Kapitel 7). Außerdem erörtern wir die wirtschaftliche Nutzbarkeit von Restbiomassen, was nicht Hauptgegenstand dieser Studie, aber dennoch relevant ist.

2. Hintergrund und Methodik

2.1. Klimaschutzanwendungen fester Restbiomassen

Biomasse ist bei ihrer energetischen Verwertung grundsätzlich CO₂-neutral, weil das Kohlenstoffdioxid, das bei der Verbrennung entsteht, vorher von den Pflanzen aus der Atmosphäre gezogen wurde (Abb. 2). Das trifft sowohl auf Restbiomassen als auch auf Energiepflanzen zu, die eigens zur Energiegewinnung angebaut werden. Ölpalmen, Mais oder Zuckerrüben enthalten besonders viel energiereiche Verbindungen wie Fette, Stärke oder Zucker (O'Malley *et al.* 2021, 2). Sie sind aber auch umstritten, weil sie in Flächenkonkurrenz zum Anbau von Nahrungsmitteln stehen („Teller-Tank-Debatte“).¹

Energiepflanzen konkurrieren mit dem Nahrungsanbau

Demnach können Kulturen von Energiepflanzen die Nahrungsmittelproduktion direkt verdrängen (direct land-use change, dLUC), vor allem dann, wenn durch Ausweitung der Agrarfläche andere Flächen wie z.B. Wald oder Weideland gerodet oder umgebrochen werden. Von indirekter Landnutzungsänderung (indirect land-use change, iLUC) ist die Rede, wenn Nahrungspflanzen ihre bisherigen Flächen wegen des Anbaus von Energiepflanzen nicht mehr zur Verfügung stehen und für deren Anbau an anderer Stelle natürliche Ökosysteme (z. B. Wälder oder Savannen) gerodet werden. Verschärft wird diese Problematik durch eine global zunehmende Nachfrage an Nahrungsmitteln allgemein und durch einen wachsenden Fleischkonsum (WBGU 2009). Ein Treiber für iLUC kann dabei auch sein, wenn die Produktion von Energiepflanzen für Bauern lukrativer ist als die Produktion von Nahrung.² Wenn sich so in einer Region zusätzliche Erwerbsmöglichkeiten ergeben, steigt der Preis von Nahrungsmitteln durch das knappere Angebot, was

vor allem für einkommensschwächere Bevölkerungsgruppen problematisch ist. Die dreifache Flächennutzungskonkurrenz (Ernährungssicherung, Klimaschutz, Erhalt von Biodiversität) wird als „Trilemma der Landnutzung“ bezeichnet und muss bei der Nutzung von Biomasse berücksichtigt werden. Prinzipiell kann eine nachhaltige Landnutzung einen Ausweg aus diesem Trilemma schaffen (WBGU 2020, 40).

Hierbei ist grundsätzlich der Anbau von Energiepflanzen auf degradierten Flächen interessant, wo kein Anbau von Nahrungsmitteln mehr erfolgt, weil ihre Fruchtbarkeit deutlich reduziert ist. Dort ist eine Nutzungskonkurrenz mit der Nahrungsproduktion zumindest theoretisch nicht gegeben. Allerdings darf der Anbau die lokale Biodiversität nicht bedrohen. Aus Klimaschutzsicht ist ein Anbau von Energiepflanzen auf degradierten Flächen nicht immer sinnvoll. In manchen Fällen kann es effizienter sein, auf brachliegenden Flächen Photovoltaikanlagen zu errichten (Rettenmaier *et al.* 2018, 99f.). Da sich in einer globalen Betrachtung schwer abschätzen lässt, ob verfügbare Flächen tatsächlich degradiert sind und ob eine Renaturierung aus ökologischen Gründen nicht sinnvoller sein kann, sehen wir von einer Betrachtung von Energiepflanzen auf degradierten Flächen ab. In dieser Studie befassen wir uns daher ausschließlich mit festen Reststoffen.

Verstromung fester Restbiomassen

Die wichtigsten Arten, Restbiomassen für den Klimaschutz zu nutzen, sind in Abbildung 1 dargestellt. Diese Studie fokussiert sich auf trockene, feste Reste, da die Datengrundlage für deren Berechnung deutlich besser ist als für feuchte Reste, mit Ausnahme von Klärschlamm. Feuchte Reste stellen jedoch ebenfalls ein wichtiges Potenzial für Klimaschutzanwendungen dar. Sie vergären zu Biogas, aus dem sich einerseits CO₂ abscheiden lässt. Das Methan im Biogas kann

¹ Auch Algen lassen sich energetisch nutzen. Da Algenkulturen nicht um Ackerland konkurrieren, sind sie aus ökologischer und sozialer Sicht weniger bedenklich. Algenkulturen zur Energiegewinnung befinden sich derzeit jedoch noch im Versuchsstadium, so dass sich gegenwärtig kein Produktionspotenzial hierfür bestimmen lässt.

² Hierbei ist zu beachten, dass manche Energiepflanzen wie Mais und Soja sowohl als Nahrung für Menschen als auch zur Energieproduktion nutzbar sind. Dann handelt es sich nicht um eine Flächen-, sondern um eine Nutzungskonkurrenz. Die Problematik ist jedoch grundsätzlich dieselbe.

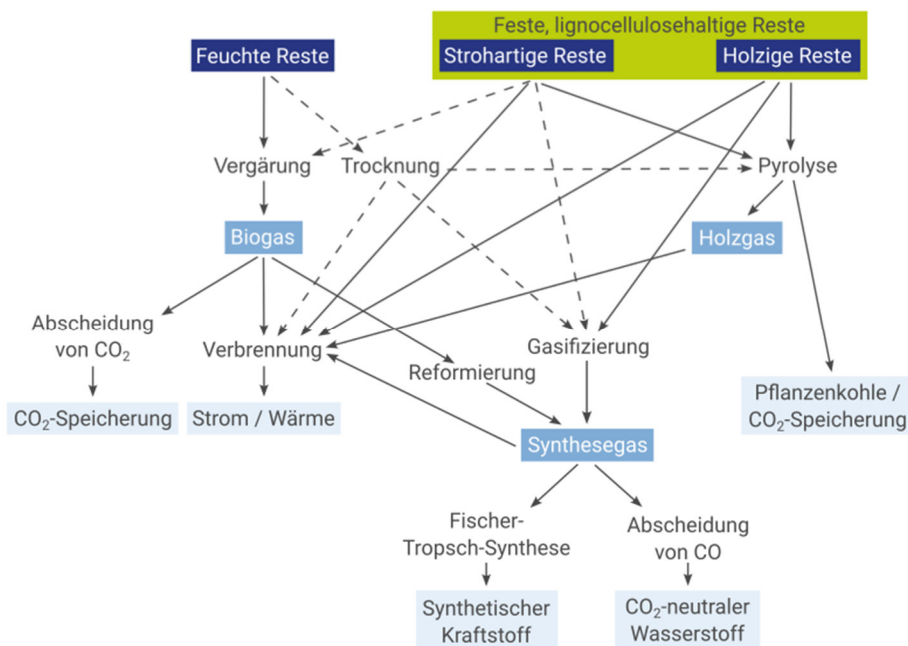


Abbildung 1: Mögliche Pfade der Energiegewinnung und CO₂-Speicherung mit Restbiomassen. Da bei der thermochemischen Vergasung von strohartigen Resten oder getrockneten feuchten Resten noch Herausforderungen bestehen, sind diese Pfeile gestrichelt dargestellt. Nicht berücksichtigt wird die Kompostierung feuchter Reste, bei der es sich nicht um eine energetische Verwendung handelt, obwohl sie ebenfalls dem Klimaschutz nützt.

wiederrum für die Stromerzeugung verbrannt oder in CO₂-neutralen Treibstoff umwandeln. Feste Reste lassen sich technisch am einfachsten in Biomassekraftwerken nutzen. Dort werden sie verbrannt, um so Dampfturbinen zur Stromerzeugung anzutreiben. Heizkraftwerke nutzen den Dampf anschließend dazu, als Fernwärme Gebäude zu heizen. Sie nutzen so einen deutlich größeren Anteil der Energie, die in der Biomasse steckt, als reine Biomassekraftwerke. Der Wirkungsgrad eines Biomassekraftwerks fällt höher aus, wenn die Reste zunächst gasifiziert werden und das Gas anschließend zur Stromerzeugung verbrannt wird (Roos 2010, 5). Biomassekraftwerke können Emissionen vermeiden, die entstehen, wenn fossile Energiequellen wie Kohle oder Erdgas in Kraftwerken verbrennen.

Pflanzenkohle für negative Emissionen

Während die Verstromung von Biomasse Treibhausgas-Emissionen theoretisch bis auf Null reduzieren kann, ist Biomasse in Pflanzenkohle umgewandelt sogar in der Lage, negative Emissionen schaffen. Um Pflanzenkohle herzustellen, müssen feste Reststoffe wie Stroh oder Holz unter weitgehendem Sauerstoffausschluss erhitzt werden. Bei dieser Pyrolyse entweichen brennbare Gase aus dem Pflanzenmaterial und reiner Kohlenstoff bleibt zurück. Diese Pflanzenkohle hat eine besondere Mikrostruktur, die Nährstoffe und Wasser festhält. Wenn sie mit Nährstoffen vermischt und als Dünger auf Äckern ausgetragen wird, verbessert sie die Fruchtbarkeit der Böden. Sie

ist außerdem chemisch inert und reagiert nicht mit potenziellen Reaktionspartnern. So verbleibt der Kohlenstoff, den die Pflanzen während des Wachstums aus dem CO₂ der Atmosphäre entfernt haben, dauerhaft im Boden. Zusätzlich lässt sich das Pyrolysegas als Energiequelle nutzen.

Es gibt grundsätzlich zwei verschiedene Arten, Pflanzenkohle herzustellen. Holzvergaser-Öfen ermöglichen eine dezentrale Herstellung von Pflanzenkohle in Haushalten. Bei der Produktion in industriellen Anlagen werden größere Mengen an Reststoffen zentral pyrolysiert.

CO₂-neutrales Kerosin im Biomass-to-Liquid-Verfahren

Das Biomass-to-Liquid (BtL)-Verfahren ist eine Möglichkeit, synthetisches Kerosin herzustellen (Kasten 1). Synthetische Kraftstoffe verbrennen CO₂-neutral, weshalb unter anderem der IPCC die Produktion und den Einsatz synthetischer Kraftstoffe in der Luftfahrt befürwortet, um das Klimaziel von 1,5 Grad zu erreichen (IPCC 2022, C.8). Im Gegensatz zu anderen SAFs wie fett- und alkoholbasierten Flugkraftstoffen aus Energiepflanzen konkurriert BtL-Kerosin nicht mit der Nahrungsproduktion (Matschegg *et al.* 2023, 11f.). Im Gegensatz zum PtL-Verfahren kann die Energie, die für die Synthese benötigt wird, aus der Biomasse selbst bezogen werden. Dadurch benötigt dieses Verfahren prinzipiell keine externe Energiezufuhr, auch wenn zusätzliche Energie den Prozess stabili-

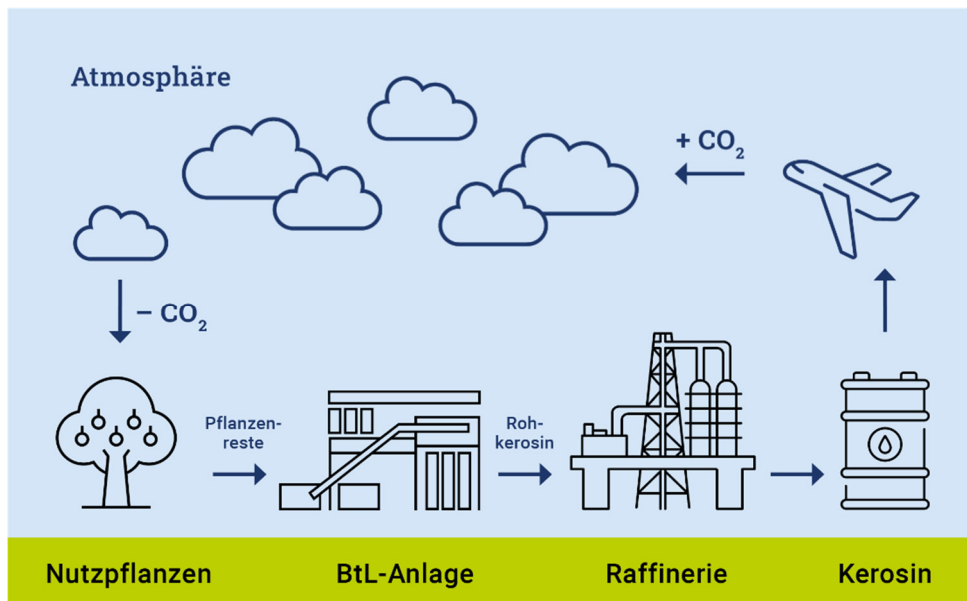


Abbildung 2: Darstellung des geschlossenen Kohlenstoffkreislaufs beim Einsatz synthetischen Kerosins aus BtL-Produktion.

sieren kann. Im BtL-Verfahren wird feste Restbiomasse bei Temperaturen von bis zu 900 °C thermochemisch vergast, die Sauerstoffzufuhr erfolgt dabei nur begrenzt (Slatter *et al.* 2022). Dabei zerlegen sich die Moleküle in kleinere Bestandteile und der Kohlenstoff oxidiert teilweise, wobei vor allem Wasserstoff und Kohlenstoffmonoxid entstehen. Anschließend wird dieses Synthesegas über das Fischer-Tropsch-Verfahren in Kohlenwasserstoffe mit unterschiedlichen Kettenlängen umgewandelt, die von einem bis 40 Kohlenstoffatomen reichen (Mahmoudi *et al.* 2017, 15). Diese sind Ausgangsmaterial für Kerosin, aber auch Grundstoffe für andere Treibstoffe und die chemische Industrie. Alternativ zur Fischer-Tropsch-Synthese lassen sich feste Reststoffe auch zu Ethanol und Methanol umwandeln, die sich ebenfalls als Treibstoff verwenden lassen (Hauschild *et al.* 2023, 21ff./91f., van Dyk/Saddler 2024, 33f.).

Das BtL-Verfahren befindet sich gegenwärtig noch in der Demonstrationsphase. Insgesamt steht es auf der Technology Readiness Level (TRL)-Skala bei Stufe sieben von neun, wobei einzelne Teile der Produktionsstrecke bereits ausgereifter sind als das gesamte Verfahren (DBFZ 2024, Hauschild *et al.* 2023, 66ff.). Eine Produktion

im industriellen Maßstab ist noch nicht möglich. Allerdings zeigen Versuche, dass dieses Prinzip zumindest für Biomassen mit bestimmten Eigenschaften funktioniert: So erzeugte beispielsweise die atmos-

Kasten 1: „Nachhaltige Flugkraftstoffe“

Um den Flugverkehr zu dekarbonisieren, schreibt die Europäische Kommission mit der „ReFuel EU“-Initiative Quoten für CO₂-neutrale Sustainable Aviation Fuels (SAFs) vor. Diese „nachhaltigen Flugkraftstoffe“ sollen 2030 von allen Flugzeugtreibstoffen, die in der EU vertankt werden, 6 % ausmachen. Bis 2050 soll die Quote auf 70 % steigen. Zu den SAF gehören:

- Kerosin aus hydrobehandelten Estern und Fettsäuren (Hydroprocessed Esters and Fatty Acids, HEFA): wird entweder aus fetthaltigen Pflanzen wie Ölpalmen oder Raps beziehungsweise aus Abfallfetten gewonnen
- Alcohol-to-Jet-Kerosin (AtJ): Treibstoff aus Ethanol, der bei der Vergärung von Zucker beziehungsweise Stärke aus Energiepflanzen wie Zuckerrohr oder Mais entsteht
- Power-to-Liquid-Kerosin (PtL): synthetisches Kerosin; erzeugt mit Wasser, Kohlenstoffdioxid aus der Luft und Strom aus erneuerbaren Energien
- Biomass-to-Liquid-Kerosin (BtL): synthetisches Kerosin; erzeugt aus festen Biomassen mittels Gasifizierung zu Synthesegas und anschließender Fischer-Tropsch-Synthese

Da Energiepflanzen aus ökologischer Sicht problematisch sind, schreibt die EU-Kommission zusätzlich Quoten für synthetische Kraftstoffe vor, deren Produktion ohne eigens angebaute Energiepflanzen auskommt. BtL- und PtL-Kerosin sollen im Jahr 2050 35 % des gesamten Kerosins ausmachen, also die Hälfte des vorgeschriebenen Anteils für nachhaltige Kraftstoffe (Europäisches Parlament und Rat 2023b).

fair-Schwesterorganisation Solarbelt gGmbH in Kooperation mit der österreichischen BEST GmbH im September 2024 erstmals erfolgreich Synthesegas aus Cashewschalen, die in der Elfenbeinküste als Abfall anfallen. Andere holzartige Restbiomassen sollten sich auf ähnliche Weise verwerten lassen. Allerdings ist noch nicht gesichert, dass sich strohartige Restbiomassen gleichermaßen zur Gasifizierung eignen, da Praxisversuche hierzu noch ausstehen. Experimente wie die Erzeugung von Pyrolyse-Slurry (Mielke *et al.* 2020) oder die Beimischung zu holzigen Biomassen lassen erwarten, dass es in Zukunft auch bei der Verarbeitung „schwierigerer“ Restbiomassen technische Fortschritte gibt.

BtL hat gegenüber PtL den Vorteil, dass es in Ländern des Globalen Südens nicht nur die benötigten Reststoffe, sondern zum Teil auch Infrastruktur für Gasifizierung sowie Fischer-Tropsch-Synthese gibt. Der geschlossene CO₂-Kreislauf von BtL-Kerosin ist in Abbildung 2 dargestellt. Es ist zu beachten, dass sich die Klimawirkung des Fliegens nicht auf den CO₂-Ausstoß allein beschränkt. Flugzeugemissionen enthalten Stickoxide und Rußpartikel, die Ozon bilden beziehungsweise Kondensstreifen erzeugen und das Klima ebenfalls erwärmen. Insgesamt umfasst die effektive Klimawirkung von Flugzeugemissionen das Zwei- bis Dreifache der reinen CO₂-Wirkung (Niklaß *et al.* 2020). Deshalb ist selbst CO₂-neutrales Kerosin nicht klimaneutral. Seine chemische Zusammensetzung lässt sich jedoch so beeinflussen, dass bei der Verbrennung weniger Stickoxide und Rußpartikel entstehen als bei fossilem Treibstoff (van Dyk/Saddler 2024, 16ff.).

2.2. Bisherige Studien zum Restbiomassenpotenzial

In der Vergangenheit haben mehrere Studien das globale Restbiomassepotenzial quantitativ abgeschätzt. Dabei wurden diese häufig zusammen mit Energiepflanzen und anderen energiehaltigen Stoffen betrachtet, um das gesamte Bioenergiepotenzial zu berechnen. Allerdings halten wir die Nachhaltigkeitskriterien, welche die Studien ansetzen, grundsätzlich nicht für ausreichend. Tabelle 1 fasst wichtige bisherige Analysen zum Energiepotenzial von Restbiomassen zusammen.

Dieser Tabelle ist zu entnehmen, dass global betrachtet Restbiomassen mit einem Energiepotenzial von

ca. 20 bis 280 Exajoule (EJ, d. h. 20 bis 280 Trillionen Joule) existieren. Diese Spannweite beschreibt die große Unsicherheit, die solchen Abschätzungen inneohnt. Grund dafür sind unter anderem die jeweils berücksichtigten Biomassearten, die unterschiedlichen Bezugszeiträume, die gewählte Methodik in der Potenzialabschätzung und die angesetzten Nachhaltigkeitskriterien, welche die verfügbare Menge weiter eingrenzen. Das Global Energy Assessment (GEA) berücksichtigt darüber hinaus die Tatsache, dass die landwirtschaftliche Produktion in Zukunft zunehmen wird. Für das Jahr 2050 erwartet sie daher Energiepotenziale, die mehr als 50 Prozent über den aktuellen Potenzialen des GEA liegen (Rogner 2012, 482ff.).

Bei den bisherigen Untersuchungen wird das Energiepotenzial der gesamten Welt berücksichtigt, wozu auch große Agrarproduzenten wie China und die USA gehören. Deshalb betrachtet diese Studie ausschließlich Restbiomassen im Globalen Süden. Außerdem wenden einige der bisherigen Studien bei ihrer Berechnung entweder gar keine, unzureichende beziehungsweise keine detailliert nachvollziehbaren Nachhaltigkeitskriterien an. Am weitesten geht hierbei noch die Studie der Energy Transitions Commission (ETC 2021). Sie berücksichtigt nur Holzreste aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern und verwendet umfangreiche Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Energiepflanzen. Diese wendet sie allerdings nicht auf Restbiomassen an, welche sie grundsätzlich als nachhaltig einstuft (ETC 2021, 18). Das Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) von 2009 schätzte die nachhaltig entnehmbare Restbiomasse von Landwirtschafts- und Forstabfällen auf gut die Hälfte der technisch entnehmbaren Restbiomasse ein, auf insgesamt 50 EJ/Jahr. Allerdings betonen dessen Autoren, dass dieser Wert sehr unsicher sei und weiterer Forschungsbedarf bestünde (WBGU 2009, 104ff.). Deren Studie empfiehlt weiterhin, der „Nutzung der Rest- und Abfallstoffe deutliche Priorität gegenüber der Nutzung von Energiepflanzen einzuräumen“ (WBGU 2009, 29ff.) und bestätigt damit unseren Ansatz. Die Concawe-Studie verwendet mit der Renewable Energy Directive (RED) II anerkannte und weitgehende Nachhaltigkeitskriterien, berechnet damit jedoch nur das Potenzial nachhaltiger Restbiomassen für die Europäische Union (Panoutsou/Maniatis 2021).

Tabelle 1: Übersicht ausgewählter Studien zum globalen Energiepotenzial von Restbiomassen.

Studie	Bezugs-jahr	Energiepotenzial Restbiomasse	Betrachtete Bio-massen	Nachhaltigkeitskriterien
Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU): „Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“ (WBGU 2009)	2050	ca. 80 EJ/Jahr gesamt, ca. 50 EJ/Jahr nachhaltig	Agrarreste, Holzreste, Tierdung, Siedlungsabfälle	Aufführung ökologischer / sozialer Leitplanken, jedoch nur grobe Abschätzung des nachhaltigen Potenzials
International Energy Agency (IEA): „Sustainable Production of Second-Generation Biofuels“ (Eisentraut 2010)	2030	ca. 140 EJ/Jahr gesamt, ca. 35 EJ/Jahr ungenutzt ¹	Agrarreste, Holzreste	nur ungenutzte Agrarreste und Holzreste berücksichtigt (25 % der Gesamtmenge von Agrar- und Holzresten)
Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): „Bioenergy“ (Chum <i>et al.</i> 2011)	2050	ca. 25 - 280 EJ/Jahr	Agrarreste, Holzreste, Siedlungsabfälle, Tierdung	Aufführung ökologischer / sozialer Aspekte, nachhaltiges Potenzial wird jedoch nicht quantitativ ermittelt
Global Energy Assessment (GEA) Council: „Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future“ (Rogner 2012)	2050	ca. 120 - 135 EJ/Jahr	Agrarreste, Holzreste, Siedlungsabfälle, Tierdung	keine Einschränkungen zur Nachhaltigkeit, nur „entnehmbares“ Potenzial berücksichtigt
World Economic Forum (WEF): „Clean Skies for Tomorrow - Sustainable Aviation Fuels as a Pathway to Net-Zero Aviation“ (Wolff/Riefer 2020)	2030	ca. 45 EJ/Jahr nachhaltig ²	Agrarreste, Holzreste, Siedlungsabfälle	nur ungenutzte Agrarreste berücksichtigt, Ausschluss von Holzresten aus Primärwäldern oder Schutzgebieten
Energy Transitions Commission (ETC): „Bioresources within a Net-Zero Emissions Economy“ (ETC 2021)	2050	ca. 20 - 40 EJ/Jahr nachhaltig	Agrarreste, Holzreste, Siedlungsabfälle, Tierdung	nur ungenutzte Agrarreste berücksichtigt, Ausschluss von Holzresten aus nicht nachhaltigen Forsten, Tierdung nur aus artgerechter Haltung und ohne Alternativnutzung

Bestimmung unterschiedlicher Potenziale an Restbiomassen

Während das GEA nur eine nicht näher definierte „entnehmbare“ Menge bestimmt, berücksichtigen die International Energy Agency (IEA), das World Economic Forum (WEF) und die ETC konkrete Alternativnutzungen. Sie schließen Agrarreste aus, die bereits als Tier

futter, Dünger, Erosionsschutz oder Brennstoff verwendet werden, auch wenn dieser Anteil nur auf groben Abschätzungen basiert (Eisentraut 2010, Wolff/Riefer 2020). Auch O'Malley *et al.* (2021) berücksichtigen in ihrer Studie zur Produktion nachhaltiger Flugzeugkraftstoffe in der EU, dass ein Teil der Restbiomassen für die Verbesserung des Nährstoffgehalts im Boden eingesetzt wird und daher auf dem

¹ Eigene Berechnung des Energiegehaltes der Trockenmasse.

² Eigene Berechnung des Energiegehaltes der Trockenmasse.

Kasten 2: Unterschiedliche Arten von Biomassepotenzialen

Die folgenden Definitionen basieren auf Brosowski 2021 (5f.) sowie WBGU 2009 (102ff.). Hierbei ist jedoch anzumerken, dass die Begriffe in bisherigen Publikationen nicht immer einheitlich verwendet werden.

Technisches Potenzial: Die Menge an Restbiomasse, die in einer bestimmten Region tatsächlich genutzt werden kann und keine Konkurrenznutzung erfährt.

Wirtschaftliches Potenzial: Die Menge an Restbiomasse, die sich tatsächlich auf wirtschaftlich profitable Weise nutzen lässt. Dabei müssen sowohl die Beschaffungskosten für Biomassen berücksichtigt werden als auch die Erlöse, die mit der Nutzung der Restbiomassen erzielt werden können. Das wirtschaftliche Potenzial ist somit kleiner als das technische Potenzial.

Ökologisch nachhaltiges Potenzial: Die Menge an Restbiomasse, die aus ökologisch-nachhaltiger Sicht unbedenklich ist. Hierbei ist zu beachten, dass sich nicht alle nachhaltigen Restbiomassen profitabel nutzen lassen. Umgekehrt sind nicht alle wirtschaftlich nutzbaren Restbiomassen ökologisch akzeptabel.

Acker bzw. im Wald verbleiben sollte. Diese Nachhaltigkeitskriterien berücksichtigen jedoch nicht sämtliche relevanten Dimensionen des Nachhaltigkeitsbegriffes. Darauf geht unsere Studie in Kapitel 3 näher ein. Die Gesamtmenge aller Restbiomassen, die in einer Region tatsächlich verfügbar sind und keine andere Verwendung erfahren, lässt sich als „technisches Potenzial“ bezeichnen (Kasten 2).

2.3. Vorgehensweise der Studie

Die breite Spanne an Ergebnissen bisheriger Studien zeigt den dringenden Bedarf einer Untersuchung des konkreten technischen und ökologisch-nachhaltigen Potenzials an echten Restbiomassen, welches sich für den Klimaschutz nutzen lässt. Die Abbildung 3 stellt das Vorgehen dieser Studie in grafischer Form dar. Wir fokussieren uns in mehreren Schritten auf eine Teilmenge aller Restbiomassen, die sich nach unseren Kriterien besonders zur Verstromung, Kerosinproduktion oder als Ausgangsmaterial für Pflanzenkohle eignet:

1. Nur feste Reste: Von der weltweiten Gesamtmenge aller Restbiomassen fokussieren wir uns zunächst auf feste Restbiomassen.
2. Nur Entwicklungsländer: Als zweiten Schritt wählen wir feste Restbiomassen aus Ländern des Globalen Südens aus. Biomassen aus Industrieländern berücksichtigen wird nicht.
3. Umwelt- und Sozialverträglichkeit: Wir bestimmen die Menge von Restbiomassen, die aus ökologischer und sozialer Sicht als akzeptabel einzustufen sind. Dabei werden einzelne problematische Restbiomassen komplett ausgeschlossen, während andere zu einem Teil in die Mengenabschätzung einfließen.
4. Keine Konkurrenznutzung: Im nächsten Schritt schließen wir alle ökologisch und sozial verträglichen Biomassen aus, die bereits eine Konkurrenznutzung erfahren und demnach nicht verfügbar sind. Somit bestimmen wir sowohl das technische als auch das ökologisch nachhaltige Potenzial.
5. Wirtschaftlichkeit: Im letzten Schritt bestimmen wir das wirtschaftliche Potenzial der Restbiomassen. Nur ein Teil der umwelt- und sozialverträglichen sowie verfügbaren Mengen lässt sich tatsächlich ökonomisch nutzen. Dieses Potenzial lässt sich nicht exakt quantitativ ermitteln, daher stellen wir grundsätzliche Überlegungen zu dessen Abschätzung an und gehen davon aus, dass zentral und semizentral anfallende Reste effizienter transportiert und nutzbar sind als dezentral anfallende Reste.

Ermittlung von Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit

Im Mittelpunkt der Studie steht die Bewertung der Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Restbiomassen einerseits und der Verfügbarkeit andererseits. Dazu verwenden wir sowohl einen Top-down- als auch Bottom-Up-Ansatz:

1. Top-Down-Ansatz: Ableiten von Prinzipien und Kriterien für nachhaltige Restbiomassen aus den Sustainable Development Goals (SDG) der UN.

2. Bottom-Up-Ansatz: Überprüfen dieser Kriterien für verschiedene Restbiomassen anhand von selbst geführten Interviews mit Landwirtschaftsexperten sowie Literaturquellen, dadurch wird die Auswahl umwelt- und sozialverträglicher, nutzbarer Restbiomassen möglich.
3. Mengenabschätzung: Berechnung umwelt- und sozialverträglicher sowie verfügbarer Restbiomassen anhand von Statistiken sowie den Informationen aus dem Bottom-Up-Ansatz.

Als Grundlage für den Top-Down-Ansatz dienen die Sustainable Development Goals, welche die Ziele der Agenda 2030 der Vereinten Nationen zusammenfassen (UNGA 2015). Da sie sowohl ökologische als auch soziale und wirtschaftliche Aspekte berücksichtigen, ist dies eine umfassende und allgemein anerkannte Quelle, um Prinzipien für Nachhaltigkeit zu definieren. Anhand dieser Ziele werden sowohl Prinzipien abgeleitet, welche für die Identifikation geeigneter Restbiomassen relevant sind, als auch

klare Kriterien, mit denen sich die verschiedenen Biomassen überprüfen lassen. Im Einzelnen werden die Prinzipien und Kriterien in Kapitel 3 hergeleitet und erläutert. Mit diesen Kriterien erfahren verschiedene, spezifische Typen von Restbiomasse im Rahmen eines Bottom-Up-Ansatzes eine kritische Überprüfung auf ihre ökologische und soziale Nachhaltigkeit hin. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass es einen Idealzustand von ökologisch und sozial völlig unproblematischen Anbaukulturen (und damit Restbiomassen) nicht gibt.

Durch seine Klimaschutzprojekte in Ländern des Globalen Südens hat atmosfair die Möglichkeit, Interviews mit Landwirtschaftsexperten zu führen. Diese geben Aufschluss zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Biomassen, wo dies mit Literatur nicht möglich ist. So wird bestimmt, welche Restbiomassen grundsätzlich umwelt- und sozialverträglich, unter Umständen umwelt- und sozialverträglich oder überwiegend nicht umwelt- und sozialverträglich sind. Letztere werden bei der darauffolgenden quantitativen Mengenabschätzung nicht berücksichtigt.

Grundprinzip der konservativen Abschätzung

Um die nutzbaren Mengen verschiedener Feldfrüchte und Schnittholz abzuschätzen, greift diese Studie zunächst auf die Datenbank der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT 2024) zurück. Der empirische Teil dieser Studie folgt dem Prinzip der „konservativen Abschätzung“, bei der aus dem Spektrum der verfügbaren Daten für die verfügbaren, umwelt- und sozialverträglichen Restbiomassen grundsätzlich eher niedrigere als höhere Anteile ausgewählt werden. Dadurch werden die realen Mengen eher unter- als überschätzt, wodurch die Sicherheit steigt, dass die berechneten Mengen auch tatsächlich nutzbar sind. Eine

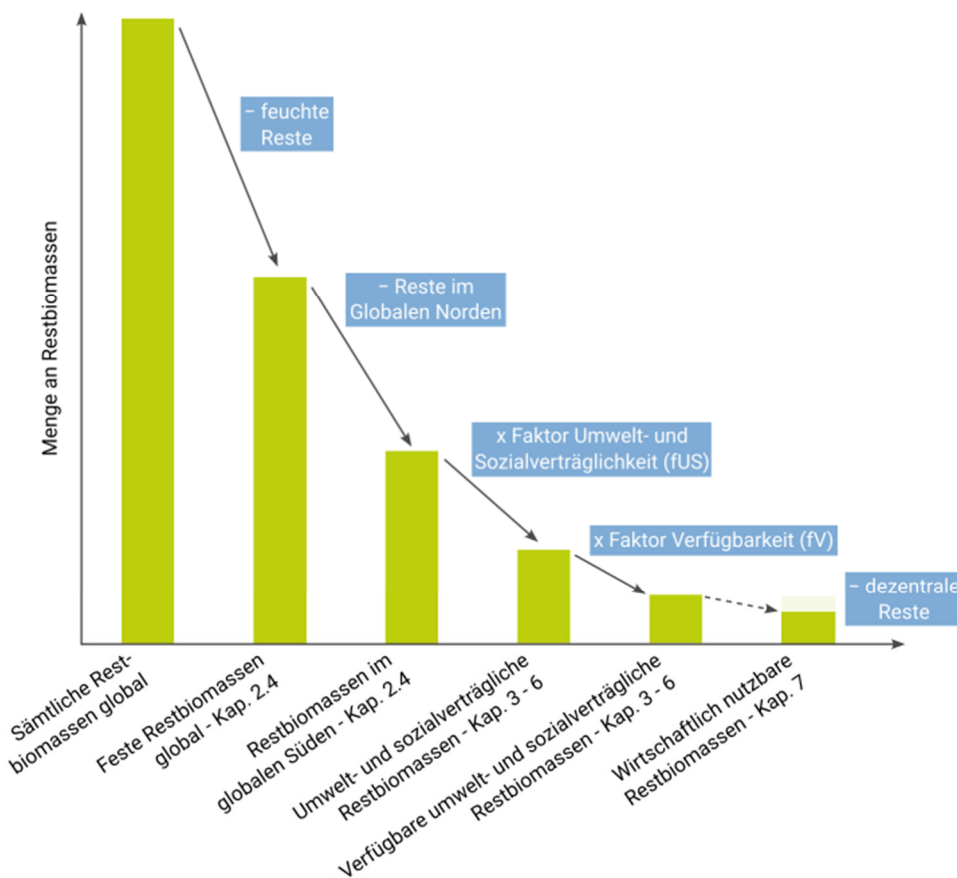


Abbildung 3: Vorgehensweise der Studie mit schrittweiser Begrenzung auf in besonderem Maße nutzbare Restbiomassen.

Überschätzung des Potenzials birgt die Gefahr einer übermäßigen Belastung der natürlichen Ressourcen mit entsprechend einhergehenden ökologischen und sozioökonomischen Risiken.

Vorgehensweise der quantitativen Mengenabschätzung

Die Mengenabschätzung erfolgt mittels eines tabellarischen Mengengerüsts, bei dem jede Zeile für eine spezifische Anbaukultur (beziehungsweise Holzprodukt oder geklärtes Abwasser) in einem bestimmten Land steht. In jeder Zeile findet eine mehrstufige Mengenabschätzung der umwelt- und sozialverträglichen sowie verfügbaren Restbiomassen statt, die dem Vorgehen in Abbildung 3 folgt. In einem ersten Schritt wird die gesamte produzierte Masse des eigentlichen Anbauproduktes mit der residue-to-product ratio RPR multipliziert, welche angibt, wie viel Restbiomasse im Verhältnis zur Produktmasse entsteht. Von der Restbiomasse wird außerdem der Feuchtigkeitsanteil abgezogen, da sich nur Feststoffe gasifizieren lassen.

Vor allem bei Restbiomassen, die gemäß der qualitativen Bewertung nur unter Umständen umwelt- und sozialverträglich sind, ist davon auszugehen, dass nur ein Teil von ihnen berücksichtigt werden kann. Um diesen Anteil zu bestimmen, multiplizieren wir die gesamte Restbiomasse mit dem Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit f_{US} . Auch bei der umwelt- und sozialverträglichen Restbiomasse ist davon auszugehen, dass sie nicht komplett entnommen und genutzt werden kann, da sie zum Teil andere Verwendungen hat, die der energetischen Nutzung vorzuziehen sind. Deshalb multiplizieren wir die umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse mit einem weiteren Faktor für Verfügbarkeit f_V , um die verfügbare, umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse zu erhalten. Die gesamte Formel für die Mengenabschätzung sieht folgendermaßen aus:

$$M_{\text{nutzbare Restbiomasse}} = M_{\text{Anbauprodukt}} * RPR * \text{Trockenanteil} * f_{US} * f_V$$

Der RPR-Wert lässt sich der Literatur entnehmen (v.a. Koopmans/Koppejan 1997, Ojolo *et al.* 2012, Yevich/Logan, 2003). Die Werte für f_{US} und f_V ermitteln wir mit vier unterschiedlichen Quellenarten, die sich nach Genauigkeit unterscheiden. Nur wenn sich ein Wert nicht aus einer genaueren Quelle ableiten

lässt, wird auf eine Quelle der nächsten, weniger genauen Stufe zurückgegriffen. Dies sind die vier Prioritätsstufen der Quellen:

1. Experteninterviews mit quantitativen Fragen, die speziell für diese Studie durchgeführt wurden, sind die präziseste Quelle zur Bestimmung von Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit einzelner Anbaukulturen in einzelnen Ländern. Diese Daten sind anderen Quellen vorzuziehen, jedoch nur für einen Teil der Anbaukulturen und Länder verfügbar.
2. Liegen für einzelne Anbaukulturen in einzelnen Ländern keine Interviews vor, werden nach Möglichkeit Interviewdaten auf Länder übertragen, die aufgrund ihrer geographischen Lage und allgemeinen Umwelt- und Sozialverträglichkeit der Landwirtschaft vergleichbar sind.
3. Lassen sich für einzelne Anbaukulturen in einzelnen Ländern auch keine Interviewdaten aus vergleichbaren Ländern übertragen, greifen wir auf spezifische Literaturquellen zurück. Diese verwenden jedoch – im Gegensatz zu unseren Experteninterviews – keine einheitlichen Fragestellungen und Kriterien.
4. Finden sich für einzelne Anbaukulturen in einzelnen Ländern auch keine spezifischen Literaturquellen, greifen wir auf globale Untersuchungen bzw. Statistiken zurück, die Informationen zum Anteil umwelt- und sozialverträglicher Agrarproduktion oder zum Anteil auf dem Feld oder am Feldrand verbrannter Restbiomassen für einzelne Länder oder Weltregionen liefern. Bei bisher offen verbrannten Biomassen ist anzunehmen, dass diese auf jeden Fall für BtL-Produktion entnommen werden können.

2.4. Betrachtete Restbiomassen und Länder

Dieses Kapitel widmet sich dem ersten und zweiten Fokussierungsschritt in Abbildung 3 und beschreibt die Auswahl der betrachteten Restbiomasse-Arten und Länder für diese Studie.

Für die drei Technologien Verbrennung, Pyrolyse und Gasifizierung eignen sich vor allem lignocellulosehaltige, feste Restbiomassen, die sowohl strohartig als auch holzig beschaffen sein können. Für die Kerosinproduktion mittels BtL-Verfahren sind vor allem holzartige Reste wie Cashewschalen, Baumwollstängel oder Holzschnitzel aus Sägewerken verwendbar. Diese lassen sich mit geringstem Aufwand vergasen und dabei in die Bestandteile Wasserstoff und Kohlenstoffmonoxid zerlegen. Strohartige Reste hingegen sind aufgrund des hohen Aschegehaltes schwieriger zu gasifizieren. Versuche zeigen jedoch, dass sich auch Stroh vergasen lässt, indem es zu einem kleinen Teil holzigen Resten beigemischt wird. Alternativ kann Stroh vor der Gasifizierung zunächst in einen Pyrolyse-Slurry umgewandelt werden (Mielke *et al.* 2020). Diese Technologie ist jedoch noch nicht kommerziell nutzbar.

Ausschluss feuchter Restbiomassen

Feuchte biogene Reststoffe wie Haushaltsabfälle, Tierdung oder Grünschnitt fallen ebenfalls in großen Mengen an, die bisher ungenutzt sind und bei der Vergärung häufig Methan emittieren. Ihre Nutzung würde nicht nur Energie erzeugen und den Verbrauch fossiler Brennstoffe vermeiden, sondern zusätzlich Emissionen eines Treibhausgases reduzieren, das über einen Zeitraum von 100 Jahren 27-mal klimaschädlicher ist als CO₂. In dieser Studie schließen wir sie dennoch von der Betrachtung aus, weil die Datenlage zur Menge feuchter Reststoffe sowie deren Umwelt- und Sozialverträglichkeit und Verfügbarkeit schlechter ist als bei festen Resten. Eine Ausnahme bei den feuchten Resten stellt Klärschlamm dar, dessen Aufkommen sich aus einer globalen Studie zur Menge behandelter Abwässer ableiten lässt (Jones *et al.* 2021). Die häufigste Verwendung von Klärschlamm ist die Vergärung zu Biogas, welches in einem Generator eingesetzt Strom erzeugt. In getrockneter Form eignet er sich aber auch für dieselben Klimaschutzanwendungen wie feste Reste, so dass wir seine Nutzbarkeit direkt mit Agrar- und Holzresten vergleichen können. Da Klärschlamm konzentriert in Kläranlagen anfällt, kann er dort relativ effizient mit Zentrifugen oder Pressen entwässert und anschließend getrocknet werden (CUTEC-Institut 2017, 44ff.). Selbst die Herstellung von Biokohle ist mit getrocknetem Klärschlamm technisch möglich. Dies hat gegenüber Pflanzenkohle sogar den Vorteil, dass mit Phosphor bereits ein wichtiger Nährstoff im Ausgangsmaterial

enthalten ist und nicht nachträglich hinzugefügt werden muss (Ledakowicz *et al.* 2019).

Diese Studie betrachtet die folgenden Reste:

- **Agrarreste:** Hierbei handelt es sich um Biomasse, die als Reststoff in der Landwirtschaft oder in Betrieben anfällt, die landwirtschaftliche Produkte verarbeiten. Unter diesem Begriff fassen wir Biomassen von einer Vielzahl unterschiedlicher Anbaukulturen zusammen, die entweder holzig oder strohartig sein können. Außerdem gehen wir davon aus, dass diese Kategorie die größte Gesamtmenge ausmacht, weshalb sie in dieser Studie den größten Raum einnimmt.
- **Holzreste:** Dies sind in erster Linie Reste, die bei der Verarbeitung von Holz in Sägewerken anfallen und keinem stofflichen Einsatzzweck dienen. Auch Reste aus der Rodung von Buschholz sowie Holzerntereste sind prinzipiell für Klimaschutzanwendungen nutzbar.
- **Klärschlamm:** Getrockneter Klärschlamm, der bei der Reinigung von Abwässern in Kläranlagen anfällt, hat ebenfalls Potenzial, als umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse in Biomassekraftwerken verbrannt, in BtL-Anlagen vergast oder mittels Pyrolyse in Biokohle umgewandelt zu werden.

Fokus auf Länder des Globalen Südens

Dem geographischen Fokus der Klimaschutzprojekte von atmosfair folgend richtet die vorliegende Studie ihren Fokus auf Restbiomassen in Lateinamerika, Afrika und den meisten Ländern Asiens, obwohl auch in Industrieländern feste Restbiomassen für Klimaschutzanwendungen zur Verfügung stehen (Fehrenbach *et al.* 2019, Panoutsou/Maniatis 2021, 8f.). Allerdings ist im Globalen Süden zu berücksichtigen, dass die lokale Bevölkerung bestimmte Restbiomassen zur Bodenverbesserung, stofflichen Nutzung, als Tierfutter oder als Brennmaterial in ihren Haushalten benötigt. So müssen sie weniger Futterpflanzen anbauen oder fossile Brennstoffe nutzen. Die stoffliche Verwendung zur Bodenverbesserung (Mulch, Dünger, Kompost) verringert den Einsatz von Kunstdünger, während Kohlenstoff in Baumaterialien für längere Zeit gebunden bleibt.

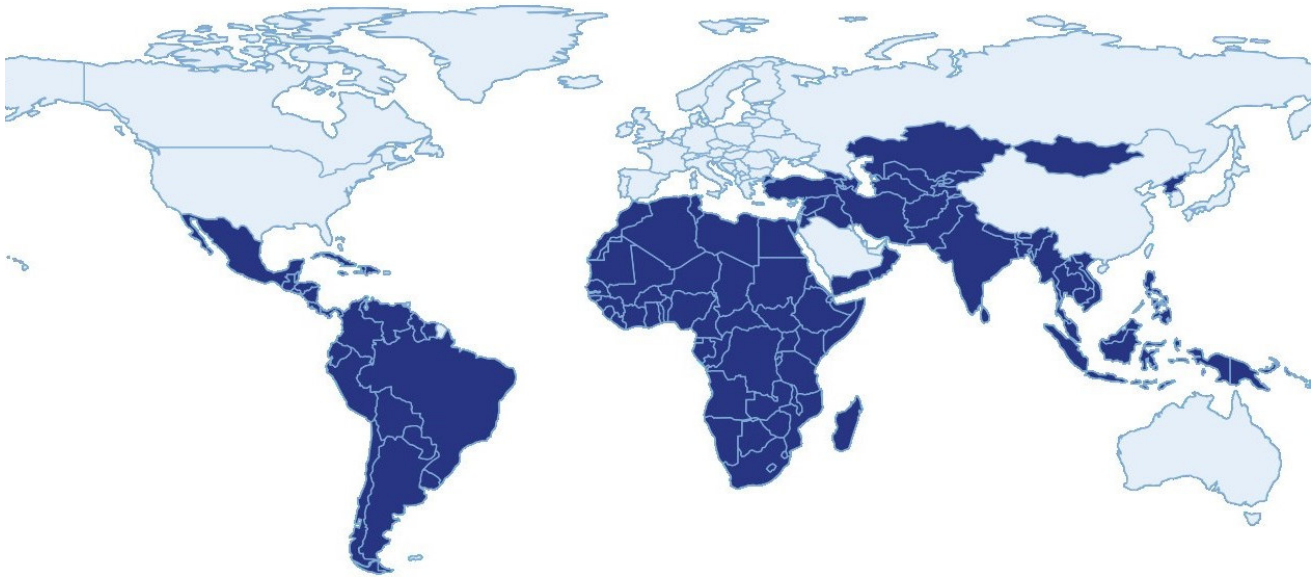


Abbildung 4: Betrachtete Länder zur Abschätzung der Restbiomassepotenziale aus der Landwirtschaft.

Nur Restbiomassen, die für diese Alternativnutzungen nicht in Frage kommen, berücksichtigen wir in unserer Mengenabschätzung. Für welche Klimaschutzanwendungen diese verfügbaren Reste letztendlich zum Einsatz kommen, bleibt den Menschen vor Ort überlassen. In vielen Fällen hat die lokale Energieversorgung mit Biomasse-Kraftwerken oder Bodenverbesserung mit Pflanzenkohle Priorität. Es kann aber auch eine sinnvolle Strategie sein, aus Restbiomassen BtL-Kerosin herzustellen, anstatt Reststoffe direkt für die Stromproduktion zu verbrennen. Kerosin stellt eine hochwertigere Energieform dar und lässt sich – wenn keine einheimische Nachfrage besteht – zu hohen Preisen exportieren, was gerade für wirtschaftlich schwächere Länder eine wichtige Einnahmequelle darstellt. Die Erlöse dieser Exporte lassen sich theoretisch in den Aufbau einer Elektrizitätsinfrastruktur – bevorzugt mit erneuerbaren Energien wie Photovoltaik – investieren. Dies gelingt dann, wenn die BtL-Produktion höhere Gewinne bringt als die Verstromung. Zukünftig steigende Preise für Flugzeugkraftstoffe könnten dafür sorgen.

Die Potenzialabschätzung umfasst mit insgesamt 111 Staaten nur einen Teil der Länder, die dem Globalen Süden zugerechnet werden (UNCTAD 2022). China berücksichtigen wir nicht, da es kumulativ betrachtet die zweitmeisten Treibhausgas-Emissionen von allen Staaten verursacht hat (Our World in Data 2023). Somit ist es den Verursachern der Erderwärmung zuzurechnen und nicht den besonders betroffenen Ländern, die im Sinne der Nord-Süd-Gerechtigkeit von Klimaschutzprojekten profitieren sollten. Im Globalen Süden schließen wir außerdem wohlhabende Staaten aus, die ausreichend finanzielle Mittel für Klimaanpassungsmaßnahmen sowie Klimaschutzprojekte aufweisen, in erster Linie auf der arabischen Halbinsel.¹ Und wir verzichten auf die Betrachtung kleiner Inselstaaten, die von der Gesamtmenge ihrer Restbiomassen nicht relevant sind und für die sich kaum Daten zur Verfügbarkeit sowie Umwelt- und Sozialverträglichkeit finden lassen.² Die folgende Karte (Abb. 4) zeigt alle Länder, die wir bei unserer Studie berücksichtigen.

¹ Sämtliche Staaten des Globalen Südens nach UNCTAD-Definition mit einem Pro-Kopf-Einkommen von über 25.000 US-Dollar im Jahr 2023 (UNSD 2024), im Einzelnen: Bahrain,

Brunei Darussalam, Kuwait, Qatar, Saudi-Arabien, Singapur, Vereinigte Arabische Emirate.

² Alle Inselstaaten mit einer Bevölkerung von weniger als zwei Millionen (UN DESA 2024).

3. Ableitung von Prinzipien und Kriterien für die Nutzung von Restbiomasse

3.1. Die Sustainable Development Goals als Basis für die Bewertung

Dieses Kapitel leitet Prinzipien und Kriterien für den dritten und vierten Fokussierungsschritt in Abbildung 3 (Kap. 2.3) ab, nämlich der Eingrenzung auf umwelt- und sozialverträgliche sowie verfügbare Restbiomassen (d. h. „echte Reste“).

Die EU-Direktive RED II beinhaltet ökologische Kriterien wie den Schutz von Biodiversität und Emissionen von Treibhausgasen (THG), aber keine konkreten Vorschriften zu sozialen und ökonomischen Aspekten der Nachhaltigkeit (Europäisches Parlament und Rat 2023a, Art. 29). Als bessere und umfassendere Grundlage für unsere Studie dienen die Sustainable Development Goals (kurz SDGs), welches die Ziele der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nation sind. Die insgesamt 17 SDGs gelten für alle Länder und umfassen nicht nur ökologische, sondern auch soziale und ökonomische Ziele (UNGA 2015). Dadurch sind sie umfassend genug angelegt, um Nachhaltigkeitsprinzipien für die vorliegende Studie abzuleiten. Tabelle 2 zeigt eine Auswahl von neun Zielen für die Identifikation umwelt- und sozialverträglicher Restbiomassen, die bei der Produktion landwirtschaftlicher Güter anfallen.

3.2. Ableitung von Prinzipien und Kriterien

Aus den neun relevanten Zielen in Tabelle 2 lassen sich vier Prinzipien zur Identifikation nachhaltiger Restbiomassen ableiten, die in den folgenden Abschnitten näher erläutert werden:

1. Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität
2. Klima- und Umweltschutz
3. Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern
4. Verwendungsvorrang von Restbiomasse für Nahrung, Bodenverbesserung, stoffliche und klein-energetische Nutzung

Für jedes Prinzip formulieren wir konkrete Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit, anhand derer sich die verschiedenen Arten von Restbiomasse überprüfen lassen.

3.2.1. Prinzip 1: Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität

Dieses Prinzip basiert auf den SDG-Zielen zur Bekämpfung von Hunger und Mangelernährung sowie zum Schutz von Biodiversität, Ökosystemleistungen und Lebensräumen. Beide Ziele sind dadurch gefährdet, dass durch den Anbau bestimmter Kulturen zusätzliches Land benötigt wird, welches dann weder für die Nahrungsproduktion noch für den Naturschutz zur Verfügung steht. Hierbei ist zu beachten, dass die Landnutzungsänderung in beiden Fällen direkt (direct land-use change, dLUC) oder indirekt (indirect land-use change, iLUC) erfolgen kann.

Kriterium 1: Ausschluss von Energiepflanzen

Fruchtbarer Boden ist eine begrenzte Ressource, welche vorrangig der Ernährungssicherung dienen sollte. Schon jetzt überschreiten die Flächennutzungsansprüche die verfügbaren globalen Flächen. Besonders problematisch ist dabei, dass Energiepflanzen zur Produktion von Biotreibstoff häufig als nachhaltige Alternative zu fossilen Energieträgern dargestellt werden, obwohl sie in Konkurrenz zur Produktion von Nahrung steht (WBGU 2020, 22ff.).

Dieser „Teller-Tank-Konflikt“ wirkt sich auch auf die Nutzbarkeit von Restbiomasse aus. Demnach sollten keine Reste von Pflanzen genutzt werden, die der Produktion von Biokraftstoff dienen (z. B. Zuckerrohr, Energiemais). Die Verwertung von Resten aus der Produktion von Energiepflanzen würde Bauern zusätzliche finanzielle Anreize für deren Anbau geben. Dadurch reduzieren sich die Flächen, die der Nahrungsproduktion zur Verfügung stehen, weiter. Wir schließen ebenfalls Reste von Energiepflanzen aus, die auf degradierten Flächen angebaut werden.

Tabelle 2: Für die Bestimmung nachhaltiger Restbiomassen relevante Sustainable Development Goals (UNGA 2015). In der rechten Spalte stehen die Prinzipien zur Bewertung von Restbiomassen, die sich aus den jeweiligen Zielen ableiten lassen.

Ziel für nachhaltige Entwicklung	SDGs	Beschreibung	Abgeleitetes Bewertungsprinzip
Hunger und Mangelernährung beenden.	2.1 – 2.2	Bis 2030 sollen alle Menschen ganzjährig Zugang zu ausreichend Nahrung erhalten. Dabei sollte ebenfalls Mangelernährung bekämpft werden, die v.a. Kinder in ihrer Entwicklung beeinträchtigt.	P1 Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität
Landwirtschaftliche Produktivität und Einkommen steigern.	2.3	Produktivität und Einkommen kleinbäuerlicher Nahrungsproduzenten sollen verdoppelt werden, speziell von marginalisierten Gruppen wie Frauen und Indigenen. Der sichere Zugang zu fruchtbarem Land spielt hierbei eine besondere Rolle.	P3 Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern
Bodenqualität schrittweise verbessern.	2.4	Durch nachhaltige Nahrungsproduktion sollen die Bodenqualität erhöht und Ökosysteme geschützt werden. Wichtig ist außerdem die Erhöhung der Widerstandsfähigkeit gegenüber Extremwetterereignissen wie Dürren und Überschwemmungen.	P2 Klima- und Umweltschutz
Todesfälle und Erkrankungen durch Umweltgifte reduzieren.	3.9	Um dieses Ziel zu erreichen, ist es notwendig, den Einsatz gesundheitsschädlicher Chemikalien zu reduzieren sowie die Verschmutzung von Luft, Wasser und Böden zu beschränken.	P2 Klima- und Umweltschutz
Wasserqualität und Effizienz der Wassernutzung steigern.	6.3 – 6.4	Die Wasserqualität soll durch Reduktion des Chemikalieneinsatzes sowie die Behandlung von Abwässern erhöht werden. Um genügend Trinkwasser bereitzustellen, muss dessen Verwendung effizienter erfolgen.	P2 Klima- und Umweltschutz
Effiziente Nutzung der natürlichen Ressourcen erreichen.	12.2	Sämtliche verwertbare Stoffe, die bei der Produktion von Agrargütern anfallen, sollten bestmöglich genutzt werden.	P4 Verwendungsvorrang von Restbiomasse für Nahrung und Stoffe
Umgehend Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels und seiner Auswirkungen ergreifen.	13	Der Klimawandel muss durch Vermeidung von Treibhausgas (THG)-Emissionen bekämpft werden. Für die Landwirtschaft bedeutet dies, dass Kohlenstoff aus der Luft in Pflanzen oder dem Boden gebunden werden sollte. Außerdem sind THG-intensive Anbaupraktiken einzuschränken.	P2 Klima- und Umweltschutz
Landökosysteme schützen, wiederherstellen und deren nachhaltige Nutzung fördern.	15.1 – 15.3	Ökosysteme und ihre Biodiversität sollen geschützt werden, indem u. a. Wälder nachhaltig genutzt und in der Landwirtschaft Landdegradation bis hin zur Wüstenbildung vermieden bzw. rückgängig gemacht wird.	P1 Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität; P2 Klima- und Umweltschutz
Schutz natürlicher Lebensräume.	15.5	Die Zerstörung von Lebensräumen muss aufgehalten werden, um Biodiversität zu erhalten und bedrohte Tierarten zu schützen.	P1 Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität

Kasten 3: Der Teller-Tank-Konflikt erhöht Nahrungspreise

Preise für Nahrungsmittel sind ein Indikator für den „Teller-Tank-Konflikt“. Seit der wachsenden Nachfrage nach Biokraftstoffen sind sie deutlich angestiegen. So verdreifachte sich der Preis für Mais zwischen 2005 und 2008 zeitgleich zur zunehmenden Nutzung dieser Pflanze für die Bioethanol-Produktion. Im selben Zeitraum stiegen die Preise für andere Nahrungsmittel um ungefähr 50 Prozent, weil auf den begrenzt vorhandenen Ackerflächen zunehmend Mais als Spritlieferant angebaut wurde und sich so die Nahrungsproduktion verringerte (Mitchell 2008, 3f.).

Es lässt sich nämlich nicht mit Sicherheit feststellen, ob diese Flächen tatsächlich zu unfruchtbar für Nahrungsanbau sind. Außerdem wäre es oft sinnvoller, degradierte Flächen zu renaturieren, damit hier auf längere Sicht schützenswerte Ökosysteme entstehen. Damit ist unser Ansatz restriktiver als Studien wie von Wolff/Riefer (2020), die bei ihrer Berechnung des nachhaltigen Biomassepotenzials Ölpflanzen auf degradierten Flächen einschließen.

Kriterium 2: Biodiversität erhalten

Um lebensnotwendige Ökosystemleistungen zu erhalten, muss die Biodiversität unseres Planeten geschützt werden. Biodiversität meint die Vielfalt der Ökosysteme, die Artenvielfalt und die genetische Vielfalt (CBD 2024, Art. 2). Natürliche Landökosysteme sind jedoch ebenfalls durch den zunehmenden Flächenbedarf von Nahrungsproduktion und Energiepflanzen gefährdet, so dass Rodung von Wäldern und Grasland sowie Entwässerung von Feuchtgebieten eine der Hauptursachen für den Verlust biologischer Vielfalt sind. Je profitabler eine Anbaukultur ist, desto größer ist die Gefahr, dass schützenswerte Gebiete landwirtschaftlich genutzt und dabei deren Biodiversität zerstört wird.

Zu den schützenswerten Landökosystemen gehören auch Feuchtgebiete und insbesondere Moore, welche neben ihrer Biodiversität als CO₂-Senken dienen. Werden diese für die landwirtschaftliche Nutzung trockengelegt, gelangen große Mengen an CO₂, aber auch andere THG wie Methan in die Atmosphäre. Für die Biomassenutzung ist daher sicherzustellen, dass

diese nicht aus einem Anbau stammen, für den schützenswerte Biotope zerstört wurden oder werden.

Das Beispiel zum Zuckeranbau in Brasilien zeigt, dass Flächenumwandlungen häufig auch indirekt geschehen kann (iLUC). Dies ist dann der Fall, wenn ein Acker aufgrund der Produktion von Energiepflanzen nicht mehr zur Nahrungsproduktion zur Verfügung steht und zum Nahrungsanbau dafür an anderer Stelle natürliche Ökosysteme verdrängt werden (WBGU 2009, 219f.). Auf diese Weise verursacht der Anbau von Energiepflanzen THG-Emissionen, indem er zur Zerstörung von Wäldern beiträgt, was die CO₂-Bilanz dieser Energiequelle verschlechtert (Hamelinck/Knotter 2021, 10ff.). Deshalb muss das Prinzip „Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität“ auch Biomasse ausschließen, deren Anbau indirekt zu Flächenumwandlung geführt hat.

3.2.2. Prinzip 2: Klima- und Umweltschutz

Entgegen den Entwicklungszielen der UN schwächen bestimmte landwirtschaftliche Praktiken die Fruchtbarkeit von Böden oder verschmutzen Wasser und Luft. Dies gilt insbesondere für die industrielle Landwirtschaft, die auf großen Flächen mit hohem Einsatz von Maschinen, Düngemitteln und Pestiziden arbeitet. Die Verwendung von Restbiomassen scheint akzeptabel, sofern die negativen Umweltauswirkungen der damit verbundenen Land- bzw. Forstwirtschaft sich innerhalb umweltverträglicher Grenzen bewegen.

Kriterium 1: Boden schützen

Durch eine höhere Nachfrage an Nahrungsmitteln erhöht sich der Druck, die Produktion auf fruchtbaren Böden mit Methoden der industrialisierten Landwirtschaft zu erhöhen. Dabei können Böden jedoch auf vielfache Weise belastet werden:

- Der Nährstoffgehalt des Bodens wird durch Übernutzung reduziert. Große Flächen können zudem durch Wind- und Wassererosion geschädigt werden.
- Bei übermäßigen Mineraldüngergaben droht durch den Stickstoffüberschuss eine Versauerung der Böden sowie die Belastung von Gewässern (Eutrophierung) und Grundwasser.
- Der Einsatz von Pestiziden kann Böden und Wasser belasten.

- Kommt es bei künstlicher Bewässerung zu umfangreicher Verdunstung, ist es möglich, dass der Boden versalzt.
- Durch den Einsatz schwerer Landmaschinen verdichtet sich der Boden, so dass seine Fähigkeit zur Wasserspeicherung abnimmt. Dürren und Überschwemmungen können die Folge sein.

Industrialisierte Landwirtschaft kann zu Biodiversitätsverlust und Landdegradation führen (Birkhofer *et al.* 2021). Mit Landdegradation ist die Verschlechterung aller terrestrischer Systeme gemeint: Bis 2018 sind schon 25 % der Produktivität von Ackerflächen, 23 % von Wäldern sowie 33 % von Weideflächen durch Landdegradation verlorengegangen (Hill *et al.* 2018). Besonders auf dem afrikanischen Kontinent stellt Landdegradation ein großes Problem dar, weil hier steigender Nutzungsdruck zu Bewirtschaftungspraktiken ohne ausreichende Regenerationszeiten für den Boden führte. Schätzungsweise 45 Millionen ha sind direkt vom Verlust von Bodennährstoffen betroffen. Wird der Verlust von Boden und somit Nährstoffen durch Erosion hinzugerechnet, sind 68 % der afrikanischen Agrarflächen betroffen (Jones *et al.* 2013, 148ff.). Erschwerend kommt hinzu, dass in ostafrikanischen Ländern mit hohem oder sehr hohem Grad an Bodennährstoffverlusten mehr als 25 % der Gesamtbevölkerung an Unterernährung leiden (Jones *et al.* 2013, 153ff.). Demnach erhöht eine fehlende oder unzureichende Rückführung von Nährstoffen in den Boden das Risiko von Fehl- und Mangelernährung.

Restbiomasse aus industrialisierter Landwirtschaft erfordert eine kritische Analyse der Anbauformen, wobei zu beachten ist, dass es so gut wie keine Restbiomassen aus vollständig umweltverträglichem Anbau geben wird. Gerade der Einsatz von mineralischen Düngern ist auf nährstoffarmen Flächen kaum zu vermeiden. Allerdings sollte darauf geachtet werden,

Kasten 4: Zerstörung von Regenwäldern für Ölpalmen

Ein Beispiel für besonders starke direkte Zerstörung natürlicher Biotope ist der Anbau von Ölpalmen auf Borneo. Hier führte der Ausbau von Plantagen zwischen 1975 und 2015 dazu, dass 50 Prozent der natürlichen Wälder zerstört wurden. Mehr als 50 Prozent der neuen Plantagenflächen entstanden dabei direkt auf ehemaligen Waldflächen (dLUC) (Meijaard *et al.* 2020).

Kasten 5: Indirect land-use change durch Zuckerranbau

Die zunehmende Nachfrage nach Bioethanol seit 2000 machte den Anbau von Zuckerrohr lukrativer. Das brasilianische Cerrado-Gebiet bietet ideale Anbaubedingungen für Zuckerrohr, was einerseits dazu führt, dass die ökologisch wertvolle Savanne für Landwirtschaft gerodet wird (dLUC). Andererseits werden Weiden oder Sojafelder an Zuckerproduzenten verkauft. Dadurch verursacht die expandierende Zuckerproduktion jedoch iLUC, weil als Ersatz für die Flächen im Cerrado am Rand des Amazonasgebietes Primärwälder gerodet werden, um Land für Weideflächen und Sojaproduktion zu gewinnen. Zwischen 2002 und 2012 gingen insgesamt 16.300 km² an Wald durch Akteure verloren, die durch den expandierenden Zuckerrohranbau ihre Aktivitäten aus dem Cerrado verlagerten. Dieser Verlust an Wald führte zu Emissionen von fast 200 Millionen Tonnen CO₂ (Jusys 2017).

dass die Düngung nicht zur Übersäuerung des Bodens führt.

Kriterium 2: Wasser schützen

Überdüngung kann nicht nur den Boden, sondern auch Gewässer durch Eutrophierung belasten, wodurch es zu starkem Algenwachstum und Biodiversitätsverlust durch kippende Gewässer kommt. Pestizide können sowohl der Biodiversität als auch der menschlichen Gesundheit schaden. Hinzu kommt, dass intensive Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen die Wasserversorgung von Menschen und Ökosystemen gefährdet. Die Landwirtschaft ist mit ca. 72 % der weltweiten Nachfrage verantwortlich für den größten Süßwasserverbrauch. Gleichzeitig leben mehr als 2,3 Mrd. Menschen in Regionen mit Wasserstress und 3,6 Mrd. Menschen haben mindestens einen Monat im Jahr nur unzureichenden Zugang zu Süßwasser (Cullmann *et al.* 2021, 5ff.). Mit zunehmenden Dürren ist davon auszugehen, dass der Anteil weiter steigen wird.

Angesichts dieser Probleme muss bei der Bewertung der Nutzbarkeit von Restbiomasse die eingesetzte Menge an Süßwasser und mögliche Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächenwasser berücksichtigt werden.

Kasten 6: Ökologische Auswirkungen des Baumwollanbaus

Besonders problematisch für Süßwasservorkommen ist die Baumwollproduktion. Die Pflanze selbst ist zwar mehrjährig, wird aber in Monokulturen einjährig kultiviert, um höchstmögliche Erträge zu erzielen. Insbesondere als Monokultur ist Baumwolle besonders anfällig gegenüber Schädlingen und Unkraut, weshalb oft hohe Mengen von Pestiziden und Herbiziden eingesetzt werden. Weiterhin verbrauchen Baumwollpflanzen viel Wasser. Die besten Erträge lassen sich in Wüsten mit künstlicher Bewässerung erzielen, mit einem enorm hohen Wassereinsatz von 3.600–26.900 Liter pro Kilogramm Baumwolle (Paulitsch et al. 2004).

Kriterium 3: Luft schützen

Wenn Erntereste offen auf Feldern verbrannt werden oder Feuerrodung erfolgt, kommt es zu einer Belastung der Luft mit Feinstaub. Eine hohe Feinstaubbelastung kann zu vermehrten Atemwegserkrankungen sowie Lungenkrebs bei der lokalen Bevölkerung führen. Das Abbrennen von Ernteresten ist beispielsweise in Südasien weit verbreitet, unter anderem, um durch die Asche den Nährstoffgehalt im Boden zu erhöhen. Gleichzeitig stellt die schlechte Luftqualität für Menschen in dieser Region ein besonders hohes Gesundheitsrisiko dar (Lin/Begho 2022).

Feuer zur Landgewinnung wird häufig aufgrund von wirtschaftlichem Druck und Landkonflikten eingesetzt. Hierbei besteht die Gefahr unkontrollierter Ausbreitung und Entwicklung von Waldbränden, welche die Luft massiv mit Rauch verschmutzen. In Asien trägt dieses Phänomen den Namen Southeast Asian Haze und wirkt sich negativ auf Gesundheit und Wirtschaft in den betroffenen Regionen aus (Purnomo et al. 2018).

Nach unseren Prinzipien darf die Produktion von Feldfrüchten die Luft nicht mit Feinstaubpartikeln verschmutzen, wozu vor allem Brandrodung oder das Verbrennen von Ernteresten auf den Feldern führt.

Kriterium 4: Treibhausgase reduzieren

Nicht nur Industrie, Stromproduktion und Verkehr, sondern auch die Landwirtschaft verursacht THG-Emissionen. Dies liegt u. a. am Einsatz von mineralischem Dünger, der sowohl bei seinem Produktionsprozess als auch beim Einsatz auf Feldern THG-

Emissionen verursacht. Dort entsteht bei mikrobieller Zersetzung Lachgas (N_2O), das die 300-fache Klimawirkung von CO_2 hat. Der Einsatz von Maschinen verursacht Kohlenstoffdioxid-Emissionen durch fossile Treibstoffe. Allerdings ist hierbei ebenfalls zu berücksichtigen, dass Öko-Landbau weniger ertragreich ist und die THG-Intensität für eine bestimmte Menge an Agrargütern daher höher sein kann als bei konventionellem Anbau (WBGU 2020, 140ff.). Wir gehen jedoch grundsätzlich davon aus, dass bei einer Betrachtung sämtlicher Umweltaspekte industrielle Landwirtschaft gegenüber Öko-Landbau im Nachteil ist.

Bei Energiepflanzen können die THG-Emissionen, die beim Anbau und der Verarbeitung der Pflanzen freigesetzt werden, die THG-Neutralität der Biokraftstoffe relativieren. Es ist möglich, dass Kunstdünger mit seinen Lachgasemissionen und Maschinen für Ernte, Transport und Verarbeitung mit ihrem CO_2 -Ausstoß dafür sorgen, dass die THG-Einsparung bei der Nutzung von Biokraftstoff gegenüber fossilen Treibstoffen im Extremfall nicht mehr relevant ist (Lark et al. 2022). Neben den problematischen Aspekten, die wir bereits in Kapitel 3.2.1 beschrieben haben, ist die in bestimmten Fällen fragwürdige Energiebilanz ein weiterer Grund, Restbiomassen von Energiepflanzen von der Betrachtung dieser Studie auszuschließen.

Kasten 7: Soziale Auswirkungen des Ölpalmenanbaus

Vor allem in Regenwaldgebieten sind als Folge des lukrativen Ölpalmenanbaus häufig starke Landnutzungskonflikte zu beobachten. Typischerweise treten diese Konflikte zwischen Gemeinden, Kleinbauern und Palmölunternehmen auf (Abram et al. 2017). Besonders häufig sind indigene Völker hiervon betroffen, da ihre angestammten Landrechte oft nicht anerkannt werden und ihr Land ohne Mitspracherecht an Palmölunternehmen überschrieben wird. Indigene und Kleinbauern werden oft in die natürlichen Wälder verdrängt, wo sie Flächen für die Subsistenzlandwirtschaft roden, so dass es zu i-LUC kommt. Darüber hinaus sind Menschenrechtsverletzungen wie Zwangs- und Kinderarbeit, aber auch Ausbeutung von Arbeitern, bspw. durch Lohndumping, zu beobachten (Muhammad et al. 2019, Phung/Utlu 2020).

3.2.3. Prinzip 3: Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern

Im Sinne der SDG-Ziele müssen auch die wirtschaftlichen und sozialen Entwicklungschancen sowie Risiken für die kleinbäuerliche Bevölkerung betrachtet werden; insbesondere, da wir Restbiomassen aus Ländern des Globalen Südens bewerten. Ähnlich wie bei den Auswirkungen auf Umwelt- und Klimaschutz lassen sich auch bei diesem Prinzip keine allgemeingültigen Aussagen für die Nachhaltigkeit einzelner Restbiomassen treffen, weil die sozialen und ökonomischen Auswirkungen sich zwischen den Regionen und Anbaupraktiken sehr unterscheiden können.

Kriterium 1: Menschenrechte und Arbeitsschutz bewahren

Aus dem Anbau von Feldfrüchten, die als Nutzung von Restbiomasse in Frage kommen, können sich neben ökologischen auch soziale Risiken ergeben. Werfen in einer Region bestimmte Feldfrüchte hohe Erträge ab, kann dies zu illegalem Landraub – auch Land Grabbing genannt – führen. Dadurch steht fruchtbares Land der kleinbäuerlichen Bevölkerung nicht mehr zur Verfügung, welches diese dringend für ihr Überleben benötigt. Auch auf Ackerflächen, die nicht durch Land Grabbing eingenommen wurden, können die Arbeitsbedingungen problematisch sein. Weitere mögliche Probleme in der Landwirtschaft sind fehlende oder mangelhafte Arbeitsschutzmaßnahmen sowie Kinderarbeit.

Daher schließen wir Restbiomassen aus Anbaupraktiken aus, die Menschenrechte verletzen, die ländliche Bevölkerung ausbeuten oder Land Grabbing beinhalten.

Kriterium 2: Entwicklungschancen für Kleinbauern ermöglichen

Durch Verwertung von Restbiomassen hat die kleinbäuerliche Bevölkerung die Möglichkeit, ihr Einkommen zu erhöhen. Dadurch lässt sich der Lebensstandard der ländlichen Bevölkerung steigern, wovon vor allem auch benachteiligte Gruppen wie Frauen und Indigene profitieren können. Diese haben durch geringen politischen Einfluss kaum andere Möglichkeiten, ihre Situation zu verbessern. Außerdem ist es möglich, durch höheres Einkommen die Anbaupraktiken

selbst effizienter sowie umwelt- und sozialverträglicher zu gestalten, zum Beispiel im Sinne von Good Agricultural Practices (GLOBALG.A.P. 2025).

Zusätzliche Einkommensquellen können die Landwirte dazu veranlassen, sich auf einzelne profitable Feldfrüchte zu konzentrieren, anstatt ihre Anbaukulturen im Hinblick auf Biodiversität oder immer häufigere Extremwetterereignisse zu diversifizieren. Eine solche einseitige Landwirtschaftsstruktur kann im Extremfall den Komplettausfall der Ernte zur Folge haben und führt zu hohem Druck auf verbliebene natürliche Ökosysteme. Andererseits besteht das Risiko der Verdrängung bisheriger Nahrungsmittelproduktion durch Marktfrüchte (Cash Crops). Obwohl Studien gezeigt haben, dass Cash Crops das Einkommen der Landwirte und dadurch die Ernährungssicherheit erhöhen können (Kuma *et al.* 2019), kann ein Ausfall der Ernte einzelner Marktfrüchte z. B. durch Dürren oder Schädlingsbefall regional Einkommens- und Ernährungskrisen verschärfen (Achterbosch *et al.* 2014). Angesichts dieser Überlegungen berücksichtigen wir ausschließlich Restbiomasse, deren Anbau das Einkommen der Kleinbauern verbessert, ohne sie in wirtschaftliche Abhängigkeiten zu bringen.

3.2.4. Prinzip 4: Verwendungsvorrang von Restbiomasse für Nahrung, Bodenverbesserung, stoffliche und kleinerenergetische Nutzung

Zu den SDG-Zielen für nachhaltige Entwicklung gehört auch die effiziente Nutzung natürlicher Ressourcen. Klimaschutzanwendungen müssen danach bewertet werden, ob sie tatsächlich der beste und effizienteste Verwendungszweck einer Restbiomasse sind.

Kasten 8: Anwendung der Prinzipien in quantitativer Analyse

In der quantitativen Mengenabschätzung wird das Prinzip Nummer 4 durch den Faktor Verfügbarkeit f_V ausgedrückt, während die Prinzipien 2 und 3 sowie das Kriterium „Biodiversität erhalten“ in den Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit f_{US} einfließen. Das Kriterium „Ausschluss von Energiepflanzen“ berücksichtigen wir in Form eines zusätzlichen Faktors, der dem Produktionsanteil für menschliche Nahrung entspricht.

Wenn knapper, fruchtbarer Boden zum Anbau von Pflanzen genutzt wird, dann muss Ernährungssicherung Priorität haben. Manche Restbiomassen aus der Pflanzenproduktion erfüllen in der Tierhaltung eine wichtige Rolle als Futter oder Einstreu. Auch stoffliche Nutzungen wie für Bodenverbesserung (z. B. Mulch, Kompost) oder als Baumaterial sehen wir gegenüber den energetischen Verwertungen als vorrangig an. Mit Mulch lässt sich der Einsatz von Kunstdünger reduzieren und im Baumaterial bleibt das in der Biomasse gebundene CO₂ länger gespeichert. Die energetische Verwendung sollte die niedrigste Priorität haben, weil das in den Pflanzen gebundene CO₂ sofort emittiert wird. Sie ist nur dann zu bevorzugen, wenn keine höherwertige Verwendung der Reste möglich und der Reststoffcharakter am ausgeprägtesten ist.

Kriterium 1: Nutzung als Tiernahrung bevorzugen

Auch wenn sich Erntereste nicht mehr als Nahrung für Menschen eignen, können sie durchaus gutes Futter für Tiere sein. Maisstroh ist ein Beispiel für eine Restbiomasse, die sich besonders gut als Tiernahrung eignet, in erster Linie für Kühe und Schafe. Industrielle Fleischproduktion ist zwar grundsätzlich nicht als umwelt- und sozialverträglich einzustufen. Sofern der Anbau der Pflanzen jedoch nicht dadurch motiviert ist, in erster Linie Tierfutter zu produzieren, ist es akzeptabel, deren Reste für Tiere zu nutzen. Eine Verwendung als Tierfutter ist einer energetischen Verwendung vorzuziehen, auch um den Bedarf an Anbaufläche für Futtermittel zu senken.

Kriterium 2: Nutzung für Bodenverbesserung und stoffliche Verwendung bevorzugen

Wenn sich Restbiomassen nicht als Tierfutter eignen, kann es sinnvoller sein, sie einer stofflichen als einer energetischen Verwendung zuzuführen. Für den Bodenschutz ist es von Vorteil, wenn einige der Reste als Mulch auf dem abgeernteten Feld bleiben, eingearbeitet oder kompostiert werden, so dass sie als natürlicher Dünger den Boden mit organischem Kohlenstoff und mit Nährstoffen versorgen können. Mulch schützt Böden außerdem vor Erosion durch Wind und Regen. Dies ist z. B. in weiten Teilen Afrikas relevant, wo Nährstoffmangel ein großes Problem für die Landwirtschaft ist (AUDA-NEPAD 2023). Allerdings sollte hierbei abgewogen werden, ob die Restbiomasse als

Pflanzenkohle nicht wirksamer ist als der direkte Auftrag von Resten auf die Felder. Andere Restbiomassen wiederum eignen sich zur Produktion von Baustoffen, wie beispielsweise Sägespäne als Ausgangsmaterial für Pressspanplatten oder Stroh als Beimischung zu Lehm für den Bau. Dabei bleibt der Kohlenstoff längerfristig gebunden.

Kriterium 3: Optimale energetische Nutzung bevorzugen

Restbiomassen, die sich weder als Tierfutter noch für stoffliche Verwendung eignen, können in kleinbäuerlichen Haushalten genutzt werden, um Energie zum Kochen oder zum Heizen zu erzeugen. Diese Nutzung als Brennmaterial ist aus sozialer Hinsicht zu bevorzugen, weil sie die Menschen wirtschaftlich weniger belastet als der Kauf von Feuerholz und im Gegensatz zu fossilen Brennstoffen CO₂-neutral ist. Vor allem holzige Reste werden von der lokalen Bevölkerung häufig als Brennstoff genutzt; hier bringt die Einführung energieeffizienter Öfen große Vorteile (atmosfair 2024b).

3.3. Zusammenfassung

Die systematische Anwendung der vier Prinzipien „Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität“ (P1), „Klima- und Umweltschutz“ (P2), „Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern“ (P3) sowie „Verwendungsvorrang von Restbiomasse für Nahrung, Bodenverbesserung, stoffliche und klein-energetische Nutzung“ (P4) reduziert die insgesamt verfügbare Restbiomasse auf den tatsächlichen Anteil verwertbarer Restbiomasse. Ihre Nutzung für die Produktion von Strom, BtL-Kerosin oder Pflanzenkohle stellt keine zusätzliche Belastung für Mensch und Umwelt dar.

Die vier Prinzipien mit ihren einzelnen Kriterien haben wir in Tabelle 3 mit kurzer Beschreibung zusammengefasst. Damit die Zusammenhänge zwischen diesen Prinzipien deutlicher werden, fassen wir in Abbildung 5 zusammen, wie sich die Gesamtmenge an Restbiomassen mit der Anwendung jedes einzelnen Kriteriums weiter reduziert, bis letztendlich diejenigen Biomassen übrigbleiben, die tatsächlich umwelt- und sozialverträglich beziehungsweise verfügbar sind.

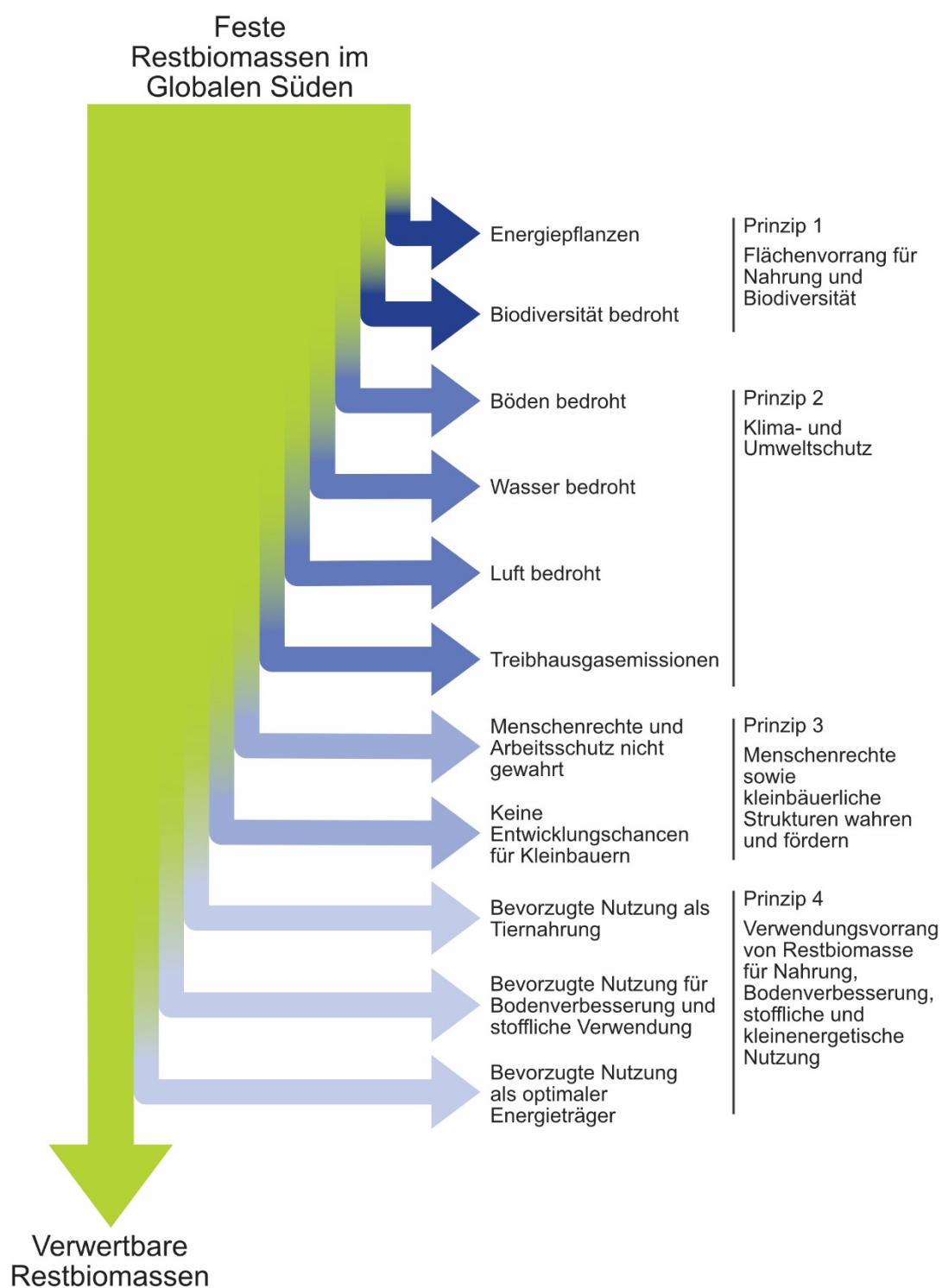


Abbildung 5: Darstellung der schrittweisen Selektion Zusammenhänge zwischen den vier Prinzipien.

Tabelle 3: Prinzipien und Kriterien für die Bewertung von Restbiomassen.

Prinzip	Kriterium	Erläuterung	SDG-Ziele
Prinzip 1: Flächenvorrang für Nahrung und Biodiversität	K1: Ausschluss von Energiepflanzen	Kulturen, aus denen die Restbiomasse stammt, dürfen dem Anbau für Nahrungsmittelproduktion kein Ackerland wegnehmen, wie es bspw. bei Energiepflanzen für Treibstoffproduktion der Fall ist	2.1 – 2.2
	K2: Biodiversität erhalten	Restbiomasse darf nicht von Flächen stammen, die vor der Nutzung schützenswerte Biotope bildeten bzw. deren Anbau indirekte Flächenumwandlungen (iLUC) provoziert hat	15.1 – 15.3, 15.5
Prinzip 2: Klima- und Umweltschutz	K1: Boden schützen	Restbiomasse aus industrialisierter Landwirtschaft muss kritisch geprüft werden, da diese mit Nährstoffverlust, Pestizideinsatz und Bodenversauerung einhergehen kann; Biomasse von Pflanzen, deren Anbau Landdegradation entgegenwirkt, ist positiv zu bewerten	2.4, 3.9, 15.1 – 15.3
	K2: Wasser schützen	Restbiomasse aus industrialisierter Landwirtschaft muss kritisch geprüft werden, da diese durch Überdüngung und Pestizide Süßwasser belasten oder Wasserressourcen übernutzen können (nicht nachhaltige Bewässerung)	3.9, 6.3 – 6.4
	K3: Luft schützen	Landwirtschaftliche Produktion sollte die Luft nicht über Abbrennen von Ernteresten oder Brandrodungen belasten; wird Restbiomasse dank BtL-Verwertung nicht mehr verbrannt, ist dies positiv zu bewerten	3.9
	K4: Treibhausgase reduzieren	Biomasse aus industrialisierter Landwirtschaft ist kritisch zu betrachten, da diese höhere THG-Emissionen verursacht; Reste von Energiepflanzen sind zu vermeiden	13
Prinzip 3: Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern	K1: Menschenrechte und Arbeitsschutz wahren	Restbiomasse sollte nicht aus Anbaupraktiken stammen, die Menschenrechte verletzen, indem sie zu Land Grabbing oder gesundheitsschädlichen Arbeitsbedingungen führen	2.3
	K2: Entwicklungschancen für Kleinbauern ermöglichen	Nutzung von Restbiomasse sollte das Einkommen der Kleinbauern verbessern, ohne Anreize zu geben, ihre diversifizierte Nahrungsproduktion zugunsten einzelner profitabler Kulturen aufzugeben	2.3
Prinzip 4: Verwendungsvorrang von Restbiomasse für Nahrung, Bodenverbesserung, stoffliche und kleinenergetische Nutzung	K1: Nutzung als Tiernahrung bevorzugen	Ausschluss von Restbiomasse, die als Tierfutter verwendet werden kann	12.2
	K2: Nutzung für Bodenverbesserung und stoffliche Verwendung bevorzugen	Ausschluss von Restbiomasse, die sich zur Bodenverbesserung oder als Baustoff eignet	12.2
	K3: Optimale energetische Nutzung bevorzugen	Ausschluss von Restbiomasse, die bereits von der lokalen Bevölkerung als Brennstoff genutzt wird	12.2

4. Grundsätzliche Eignung unterschiedlicher Restbiomassen

Dieses Kapitel wendet die Prinzipien und Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit aus Kapitel 3.2 in einer qualitativen Analyse auf unterschiedliche feste Restbiomassen an. Es soll eine Orientierung darüber geben, welche Restbiomassen eher unbedenklich beziehungsweise eher problematisch sind und an welchen Kriterien dies jeweils liegt, bevor wir das Potenzial umwelt- und sozialverträglicher sowie verfügbarer Restbiomassen quantitativ ermitteln. Jede Restbiomasse wird anhand unserer Kriterien (Tab. 3) folgendermaßen bewertet:

- **1**: Die Restbiomasse ist aufgrund dieses Kriteriums grundsätzlich umwelt- und sozialverträglich oder deren Nutzung sorgt sogar für zusätzliche Nachhaltigkeit.
- **2**: Die Restbiomasse ist aufgrund dieses Kriteriums unter Umständen nicht umwelt- und sozialverträglich.
- **3**: Die Restbiomasse ist aufgrund dieses Kriteriums überwiegend nicht umwelt- und sozialverträglich.

Die Bewertung erfolgt anhand von diversen Literaturquellen. Wenn sich keinerlei Hinweise zu möglichen Risiken finden und sich diese auch nicht theoretisch herleiten lassen, wird das entsprechende Kriterium mit **1** bewertet. Es gibt im globalen Vergleich große Unterschiede bei Anbautechniken, Industrialisierung der Landwirtschaft und Menschenrechtsverstößen. Eine detaillierte Aufschlüsselung dieser Aspekte auf regionaler Ebene übersteigt den Rahmen dieser Studie. Daher stufen wir die unterschiedlichen Restbiomassen so ein, dass die Bewertung für den größten Teil der Reste im Globalen Süden zutrifft. Restbiomassen mit der Gesamteinschätzung „überwiegend nicht umwelt- und sozialverträglich“ können demnach im konkreten Fall dennoch verwendbar sein. Tabelle 4 fasst die Einzel- und Gesamtbewertung verschiedener Restbiomassen zusammen. Detaillierte Überlegungen für die einzelnen Restbiomassen werden im Folgenden ausgeführt.

In der quantitativen Analyse in Kapitel 6 berücksichtigen wir fast alle Arten von Restbiomassen gleichermaßen, unabhängig von ihrer qualitativen Bewertung. Von überwiegend problematischen Restbiomassen, für die ein Produktionsanteil für menschliche Nahrung vorliegt, berücksichtigen wir nur diesen, um der Teller-Tank-Problematik gerecht zu werden. Da für Zuckerrohr kein globaler Produktionsanteil für menschliche Nahrung vorliegt, schließen wir dessen Reste komplett von der Berechnung aus. Bei Ölpalmen gibt es zwar Daten zum Produktionsanteil für menschliche Nahrung. Da die ökologischen und sozialen Aspekte des Anbaus jedoch überwiegend problematisch sind und sich Palmöl für viele Anwendungen durch andere Pflanzenöle ersetzen lässt (Noleppa/Cartsburg 2016, 9ff.), verzichten wir auf die Berechnung dieses Potenzials der Einfachheit halber ganz.

4.1. Agrarreste

4.1.1. Baumwolle

Baumwolle ist nach Kunstfasern die zweitwichtigste Quelle für Textilfasern. Während die Textilproduktion mit zunehmendem Bevölkerungs- und Einkommenswachstum weltweit zunimmt, stagniert die Ackerfläche für Baumwollproduktion seit 1990, da die zusätzliche Nachfrage vor allem mit synthetischen Fasern gedeckt wird. Heutzutage findet sich Baumwolle weltweit auf 32 Millionen Hektar beziehungsweise zwei Prozent der gesamten globalen Ackerfläche und es werden 25 Millionen Tonnen des Rohstoffs pro Jahr produziert (FAOSTAT 2024). Da sich die Ackerfläche seit Jahrzehnten nicht nennenswert ausgedehnt hat, lassen sich auch keine Verdrängungsvorgänge auf Kosten der Nahrungsproduktion oder von Ökosystemen beobachten (P1).

Tabelle 4: Bewertung verschiedener Restbiomassen anhand der Prinzipien und Kriterien aus Kapitel 3.2. Die Spalte „Gesamtbewertung“ gibt an, ob die jeweilige Restbiomasse grundsätzlich zur Nutzung geeignet ist (1), nur eingeschränkt als umwelt- und sozialverträglich einzustufen ist (2) oder überwiegend problematisch ist (3). Wird die Restbiomasse nach maximal zwei Kriterien schlechter als mit 1 bewertet, erhält sie eine Gesamtbewertung von 1. Wird die Restbiomasse nach mindestens drei Kriterien mit 2 bewertet, aber maximal nach einem Kriterium mit 3, erhält sie eine Gesamtbewertung von 2. Wird die Restbiomasse nach mindestens zwei Kriterien mit 3 bewertet, erhält sie eine Gesamtbewertung von 3.

[illegible]

Auswirkungen der Baumwollproduktion auf Mensch und Umwelt

Bei den Anbau- und Erntebedingungen von Baumwolle gibt es große Unterschiede: Während viele Großbetriebe auf hochmechanisierte Weise arbeiten, finden sich vor allem im Globalen Süden auch kleinbäuerliche Betriebe, in denen von Hand geerntet wird. Die Umweltbelastungen des Baumwollanbaus sind im Vergleich mit anderen Anbaukulturen eher hoch.

Wie bereits in Kapitel 0 erläutert, setzen Produzenten häufig künstliche Bewässerung ein, um den hohen Wasserbedarf der Pflanzen zu stillen. Je nach klimatischen Bedingungen werden für die Produktion eines Kilogramms Baumwolle bis zu 20.000 Liter Wasser verwendet (Paulitsch *et al.* 2004). Allerdings variiert das Ausmaß der künstlichen Bewässerung zwischen verschiedenen Regionen, immerhin die Hälfte aller Baumwollfelder auf der Welt werden in erster Linie mit Regen bewässert (Zhang *et al.* 2023). Auch auf die Fruchtbarkeit des Bodens kann sich der Baumwollanbau negativ auswirken, wenn die Zeit zwischen Ernte und Nachsaat so kurz ist, dass sich keine Zwischenfrüchte säen lassen. Hoher Einsatz von Mineraldünger soll dies kompensieren (Paulitsch *et al.* 2004), was mit THG-Ausstoß wie Lachgas verbunden ist.

Weil die Monokulturen häufig von Schädlingen befallen werden, entfallen über 10 Prozent des gesamten globalen Pestizideinsatzes auf den Baumwollanbau, welche die verbliebenen Süßwasservorkommen kontaminieren (P2). Dennoch stellt der Baumwollanbau durch seinen hohen Exportwert auch eine Chance für Kleinbauern dar, ihr Einkommen zu erhöhen, welches sich durch den Verkauf von Ernteresten für Klimaschutzanwendungen weiter steigern ließe. Viele Bauern sind jedoch abhängig von der Baumwolle, was entsprechende Probleme mit sich bringt, sobald es zu Ernteaussfällen kommt. Gerade in Indien – dem größten Baumwollproduzenten der Welt – fehlt der kleinbäuerlichen Bevölkerung für diese Fälle eine entsprechende Absicherung (Tirado 2010) (P3).

Nutzbarkeit von Baumwollstängeln

Als nutzbare Restbiomasse verbleiben nach der Ernte hölzerne Stängel auf den Feldern, welche sich weder zur Verbesserung der Bodenqualität noch als Tierfutter eignen. Einzige mögliche Konkurrenznutzung ist die Verwendung als Feuerholz, vor allem in kleinbäu-

erlichen Regionen mit Brennstoffmangel (P4). Ansonsten werden die Reste meistens auf den Feldern abgebrannt, was zur Emission von THG und Feinstaub beiträgt (Yevich/Logan 2003, S. 4). Eine alternative Verwendung für Strom- oder BtL-Produktion beziehungsweise als Pflanzenkohle würde hier die Luftqualität verbessern (P2 K3). Dadurch erscheinen Baumwollstängel – trotz ökologischer Probleme vor allem bei industrieller Produktionsweise – als grundsätzlich nutzbare Restbiomasse, wobei die Anbaubedingungen im Einzelfall auf ihre Umwelt- und Sozialverträglichkeit hin geprüft werden müssen.

4.1.2. Getreide

In diesem Abschnitt diskutieren wir die Eignung von Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Hirse und Sorghum für Klimaschutzanwendungen. Obwohl diese Pflanzen unterschiedliche Eigenschaften aufweisen und Verbreitungsgebiete haben, sind sie angesichts der Nachhaltigkeitsprinzipien ähnlich zu bewerten. Bei Reis und Mais handelt es sich ebenfalls um Getreide. Deren Anbau weist jedoch eigene Charakteristiken auf und wird in gesonderten Abschnitten behandelt.

Nach der Ernte bleibt als Reststoff vor allem Stroh übrig. Dieses Stroh ist zum Teil als Tierfutter nutzbar; vor allem Sorghumstroh ist für einen Reststoff relativ nahrhaft und sollte ausschließlich zu diesem Zweck eingesetzt werden. Stroh lässt sich grundsätzlich zu Humus kompostieren oder auch direkt in die Felder einarbeiten, womit es dem Boden als natürliche Düngung dient. Gerade im subsaharischen Afrika würde eine weitgehende Entnahme des Strohs für Energieanwendungen die Bodenfruchtbarkeit erheblich gefährden (Yevich/Logan 2003). Dies gilt insbesondere für semiaride und aride Regionen wie der Sahelzone südlich der Sahara, wo möglichst die gesamten Strohreste eine Nutzung als natürlicher Dünger erfahren sollten (Yin *et al.* 2023) (P4).

Anbauformen von Getreide

Sorghum wird auch als Energiepflanze angebaut. Diese Verwendung ist jedoch nicht als wesentlich für dieses Getreide anzusehen, Hauptzweck bleibt der Nahrungsanbau. Grundsätzlich sind beim Anbau von Getreide nur selten Verdrängungsprozesse auf Kosten der Biodiversität zu beobachten (P1). Landdegradation durch Übernutzung des Ackerbodens lässt sich durch geeignete Anbaumethoden minimieren. Allerdings gibt es auch hier industrielle Anbauformen

mit Risiken für Böden und Gewässer wie dem Einsatz von Mineraldüngern, Pestiziden, dem Einsatz schwerer Maschinen sowie Vernachlässigung der Fruchtfolge (P2). Beim Anbau von Getreide sind Menschenrechtsverletzungen wie Landraub oder Kinderarbeit – im Gegensatz zum Anbau von Cash Crops wie Kakao oder Ölpalmen – eher selten. Der Verkauf von Stroh wiederum bietet gerade Kleinbauern die Chance, ihr Einkommen zu steigern (P3). Deshalb ist Stroh für Klimaschutzanwendungen gut geeignet, sofern es nicht als Nährstofflieferant für den Boden benötigt wird.

4.1.3. Kaffee

Kaffee gehört zu den profitabelsten Cash Crops. Die Ausdehnung der weltweiten Kaffeeproduktion kann unter Umständen zum Verlust von Wäldern und Biodiversität beitragen, in Peru beispielsweise wird sie für 25 Prozent der gesamten Entwaldung verantwortlich gemacht. Global gesehen jedoch spielen Kaffeeplantagen aufgrund ihrer insgesamt kleineren Gesamtfläche für die Entwaldung keine so große Rolle wie die Palmöl- oder Sojaproduktion (Barreto Peixoto *et al.* 2023, 293). Bei umweltverträglichen Kaffeeplantagen wachsen die Pflanzen im Schatten größerer Bäume, wodurch deren Plantagen eine relativ hohe Biodiversität aufweisen (P1).

Konkurrenznutzung von Kaffeespelzen

Bei Kaffeespelzen handelt es sich um die Hülsen, die die eigentliche Kaffeebohne umgeben und bei der Weiterverarbeitung nach der Ernte entfernt werden. Kaffeespelzen haben einen begrenzten Nährwert als Tiernahrung und werden zum Teil als Futterbeimischung verwendet, eignen sich jedoch vor allem als Nährboden zum Anbau essbarer Pilze und zur Produktion bestimmter Getränke (Barreto Peixoto *et al.* 2023, 310) (P4). Hinsichtlich ökologischer Auswirkungen sind vor allem Monokulturen als problematisch anzusehen, die jedoch nur einen Teil des weltweiten Kaffeeanbaus ausmachen. Im Gegensatz zu traditioneller Anbauweise im Schatten größerer Bäume sind diese Sonne und Regen stärker ausgesetzt, was zu erhöhter Bodenerosion führt (Barreto Peixoto *et al.* 2023, 293f.). Auch haben Kaffeemonokulturen geringere Speicherkapazitäten für CO₂ als traditionelle Plantagen mit zusätzlichen größeren Bäumen. Der Einsatz von Kunstdünger und Pestiziden stellt weitere Belastungen für Böden und Wasser dar. Besonders kritisch zu bewerten ist der hohe Einsatz von Wasser für die Trennung von Fruchtfleisch und Kernen, dem

sogenannten Washing (P2) (Barreto Peixoto *et al.* 2023, 293f.). Als Alternative zum Washing gibt es jedoch den „Natural“-Prozess, bei dem die Beeren an der Sonne getrocknet und danach vom Fruchtfleisch befreit werden. Kaffee aus Natural-Produktion ist grundsätzlich als umweltverträglicher einzustufen.

Soziale Auswirkungen der Kaffeeproduktion

Obwohl der Kaffeekonsum und damit der Erlös für die Bohnen weltweit steigen, kommt oft nicht ausreichend Geld bei den Kaffeeproduzenten an, um sich und ihren Arbeitern einen ausreichenden Lebensstandard zu finanzieren. Dies liegt daran, dass ein Großteil der Wertschöpfung bei den weiterverarbeitenden Betrieben und dem Vertrieb erfolgt. Hunger und fehlender Zugang zu Gesundheit und Bildung sind in kaffeeproduzierenden Ländern keine Seltenheit. Auch Menschenrechtsverletzungen wie Kinderarbeit kommen bei der Kaffeeproduktion vor (Barreto Peixoto *et al.* 2023, 291f.). Es gibt verschiedene Fair Trade-Initiativen, welche diese negativen sozialen Auswirkungen reduzieren. Daher lassen sich durchaus Teile der weltweiten Kaffeeproduktion gemäß dem Prinzip 3 „Menschenrechte sowie kleinbäuerliche Strukturen wahren und fördern“ als akzeptabel einstufen (P3). Grundsätzlich ist bei Kaffee eine kritische Betrachtung erforderlich, um eine Entscheidung über seine Umwelt- und Sozialverträglichkeit zu treffen, was auch auf andere Plantagenfrüchte zutrifft.

4.1.4. Kakao

Als Restbiomassen fallen bei Kakao leere Schoten an, in denen sich die Kakaobohnen befinden und die einen großen Teil der gesamten Fruchtmasse ausmachen. Diese Schoten eignen sich aufgrund ihres hohen Faser- und geringen Proteingehaltes kaum als Tierfutter und haben nur begrenzten Nutzen als

Kasten 9: Kinderarbeit auf Kakaoplantagen

Auf Kakaoplantagen ist Kinderarbeit immer noch weit verbreitet. So arbeiten in Ghana und der Elfenbeinküste rund 1,5 Millionen Kinder auf Kakaofarmen (Hofmann, 2022). Den arbeitenden Kindern und Jugendlichen wird dadurch nicht nur der Zugang zur Schule verwehrt. Sie sind zudem massiven Gesundheitsrisiken ausgesetzt, wie Unfällen und Pestizidverseuchung (Wildenberg/Sommeregger 2016).

Mulch, meistens verrotten sie auf den Plantagen (Lacconi/Jayanegara 2015, 344). Daher sind Kakaoschoten hinsichtlich der Konkurrenznutzung für Klimaschutzanwendungen nutzbar (P4).

Auf der anderen Seite kann Kakaoanbau für Mensch und Umwelt negative Auswirkungen haben. Vor allem in Westafrika sind viele Kleinbauern vom Kakaoanbau finanziell abhängig, während sie in diesem Sektor durchschnittlich weniger als 1,25 US-Dollar pro Tag verdienen und damit unter der Armutsgrenze leben. Auch wenn Kakao als lukrative Cash Crop gilt, so kommen die Erlöse häufig nicht bei den Bauern selbst an. Allerdings gibt es hier – ähnlich wie bei Kaffee – sozialverträglichere Anbauweisen, die etwa durch Fair-Trade-Initiativen gefördert werden (P3).

In der Elfenbeinküste werden seit den 1960er Jahren große Monokulturen für den Anbau von Kakao angelegt, was auch auf Kosten von Primär- und Sekundärwald geschieht. Eine Auswertung von Satellitenbildern legt nahe, dass in dem westafrikanischen Land 37 Prozent des Verlustes an geschütztem Wald (bzw. 360.000 Hektar) zwischen 2000 und 2020 auf Kakao-plantagen zurückzuführen sind (Kalischek *et al.* 2022, 388). Dadurch wurde wertvolle Biodiversität zerstört

(P1). Durch zu intensive landwirtschaftliche Nutzung kann sich zudem die Bodenqualität verschlechtern und der Einsatz von hoch toxischen Pestiziden wie Endosulfan bringt gesundheitliche Risiken für die Bauern und erhebliche Umweltbelastungen mit sich (P2) (Hofmann 2022, Wildenberg/Sommeregger 2016). Ähnlich wie für die Kaffeeproduktion gilt jedoch auch für den Kakaoanbau, dass mögliche soziale Auswirkungen problematischer sind als Folgen für die Umwelt. Daher ist die Restbiomasse Kakaoschoten nicht grundsätzlich auszuschließen, erfordert jedoch eine genaue und kritische Betrachtung der jeweiligen Umstände.

4.1.5. Mais

Mais ist neben Zuckerrohr die einzige Kulturpflanze mit einer globalen Jahresproduktion von über einer Milliarde Tonnen pro Jahr (Abb. 6), so dass auch von den Restbiomassen weltweit große Mengen verfügbar sind. Mais ist zudem eine sehr wichtige Energiepflanze, was der Hauptgrund dafür ist, dass die Maisproduktion in den letzten Jahren stetig zunahm (Abb. 7). Aus der Maisstärke kann Bioethanol gewonnen werden, aber die Pflanze eignet sich auch gut als Rohstoff für die Biogasproduktion. Dies führt dazu, dass Mais sehr häufig als Energiepflanze angebaut wird und damit nicht als Nahrung zur Verfügung steht. Maisproduktion zur Energiegewinnung kann neben direkter Konkurrenz zur Nahrung (Mitchell 2008) aber auch in indirekter Konkurrenz zum Schutz von Biodiversität stehen, falls Anbauflächen zur Nahrungsproduktion an Stelle von Primärwäldern entstehen. Ebenfalls problematisch ist die Tatsache, dass mit über 60 Prozent der größte Teil der Produktion von Mais als Tierfutter verwendet wird¹ (Abb. 8). Durch die dominante Verwendung von Mais in der wenig effizienten Fleischproduktion beziehungsweise als Energiepflanze ist die weltweite Menge an Maisresten zu großen Teilen nicht als umwelt- und sozialverträglich einzustufen, obwohl Mais auch als Nahrungsmittel für Menschen dient (P1).

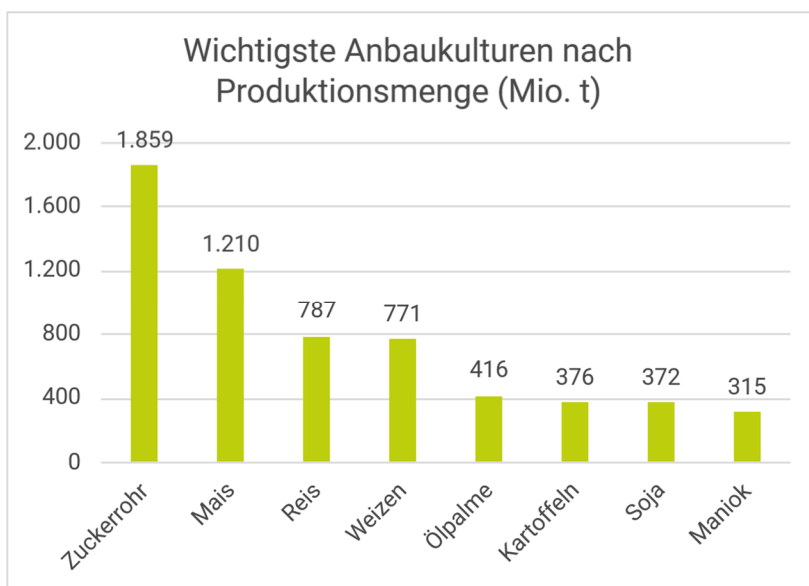


Abbildung 6: Wichtigste Anbaukulturen nach Produktionsmenge 2021 (FAOSTAT 2024). Die Masse der Zuckerrohrernte bezieht sich auf geerntete Rohre vor dem Pressen.

¹ Die Verwendung der eigentlichen Feldfrucht ist nicht zu verwechseln mit der Verwendung der Restbiomassen. Auch wenn wir die Nutzung von Restbiomassen wie Maisstroh als Tierfutter positiv bewerten, ist der Anbau von Maiskörnern als Futter

für Tiere anstelle menschlicher Nahrung nicht mit unseren Nachhaltigkeitsprinzipien vereinbar.

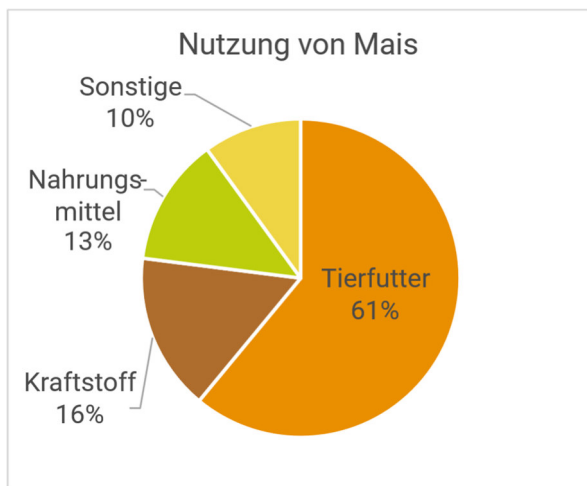


Abbildung 8: Nutzungen der globalen Maisproduktion 2021 (Serna 2022)

Ökologische Risiken der Maisproduktion

Auch beim Maisanbau hängen die ökologischen Risiken von der jeweiligen Anbauform ab, gerade auf großen Monokulturen erfolgt umweltschädlicher Dünger- und Pestizideinsatz. Grundsätzlich ist junger Mais erosionsgefährdet, weil er erst zu einem späten Zeitpunkt in der Wachstumsphase die Flächen zwischen den Pflanzen überdeckt und damit den Reihenschluss erreicht. Dadurch liegt der Boden länger offen und ist damit der Gefahr von Wind- und Wassererosion ausgesetzt. Beim industriellen Maisanbau werden oft schwere Landmaschinen eingesetzt, die den Boden verdichten, was sowohl Dürren als auch Überschwemmungen fördern kann (Nestler 2012). Auf der anderen Seite ist Mais selbstverträglich, was bedeutet, dass der wiederholte Anbau von Mais als Folgefrucht zu guten Erträgen führt (P2). Als einkommens-trächtige Energiepflanze kann Mais für die ländliche Bevölkerung immerhin zusätzliches Einkommen generieren, wobei hier jedoch ebenfalls Risiken durch finanzielle Abhängigkeit von Monokulturen drohen (P3).

Alternativnutzungen der Restbiomasse

Nach der Ernte bleibt Maisstroh übrig, wozu Blätter, Pflanzenstängel, Maiskolben ohne Körner und Hül-senblätter gehören. Maisstroh eignet sich als gutes Futter für Tiere, weil es unter den Getreidestroharten einen der höchsten Protein- und Energiegehalte aufweist. Darüber hinaus lässt es sich auch als natürlicher Dünger verwenden, um den Boden mit Nährstoffen zu versorgen (Rusinamhodzi *et al.* 2015), oder aufgrund seines hohen Stärkegehalts zur Produktion von

Biokunststoffen. Bei einer solchen stofflichen Verwendung bleibt der Kohlenstoff, der zuvor aus der Luft entnommen wurde, entweder gebunden oder ersetzt Kunstdünger mit seinen THG-Emissionen (P4). Aufgrund dieser höherwertigen Alternativnutzungen ist der Reststoffcharakter von Maisstroh demnach gering. Neben der ausgeprägten Teller-Tank-Problematik ist dies ein weiterer Grund dafür, dass Maisstroh für die Produktion von Strom, Kerosin oder Pflanzenkohle nur teilweise als geeignet einzustufen.

4.1.6. Maniok

Maniok wird auch als Cassava bezeichnet. Seine stärkehaltige Wurzel dient in vielen Ländern des Globalen Südens als Grundnahrungsmittel. Nach der Ernte verbleiben holzige Stängel auf den Feldern, die sich jedoch nicht jedes Jahr als Reststoff nutzen lassen. Maniok wird häufig als zweijährige Kultur bewirtschaftet. Danach werden 10 bis 20 Prozent der Stängel zum Züchten der Pflanzen für die Folgesaison genutzt. Sie lassen sich außerdem zu Hackschnitzeln verarbeiten und können so als Mulch der Bodenerosion vorbeugen. Dieses Verfahren ist jedoch nicht weit verbreitet, weil die Hackschnitzel sich nur langsam zersetzen (Zhu *et al.* 2015). Maniokbauern verwenden den verbliebenen Rest der Stängel entweder als Brennholz oder verbrennen ihn direkt auf dem Acker. In manchen Fällen verrotten die Reste auch ungenutzt, wie beispielsweise in Indonesien (Andini *et al.* 2016, 2f.). Daher ist es nachhaltiger, Maniokreste für Klimaschutzanwendungen zu verwenden (P4).

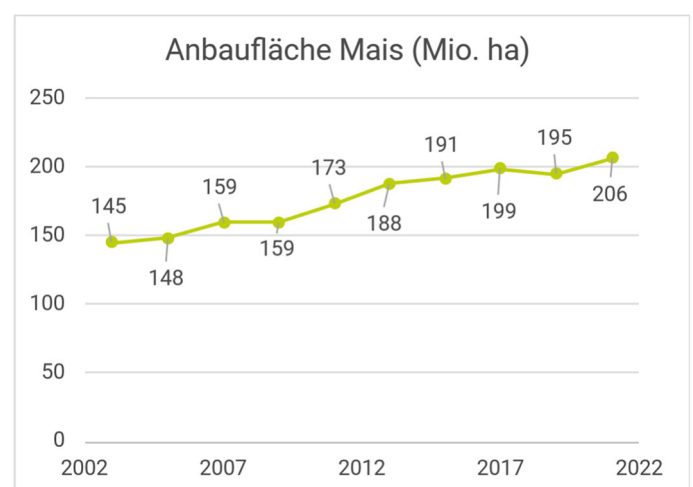


Abbildung 7: Zunahme der weltweiten Anbaufläche von Mais (FAOSTAT 2024)

Maniok spielt keine relevante Rolle bei Flächenumwandlungen (P1) und der Großteil der Bearbeitung von Boden und Pflanze bis zur Ernte geschieht manuell. Allerdings wird neben organischem auch mineralischer Dünger eingesetzt, was zu THG-Emissionen führen kann (Le *et al.* 2013). Die Emissionen fallen beim Maniokanbau jedoch insgesamt geringer aus als bei anderen Feldfrüchten. Problematischer ist die Bodenerosion, da wegen der langsamen Entwicklung der Pflanzen und der großen Abstände zwischen den einzelnen Pflanzen große Bodenflächen offen liegen (Howeler/Oates 2018). Die ökologischen Auswirkungen der Kultivierung von Maniok können insgesamt als gering eingeschätzt werden und lassen sich zudem mit einfachen Mitteln auf ein Minimum reduzieren (P2), so dass die Nutzung dieser Restbiomasse der kleinbäuerlichen Bevölkerung zusätzliche Entwicklungschancen bietet (P3). Sowohl die materielle Beschaffenheit als auch fehlende Konkurrenznutzungen und grundsätzlich wenig problematische Anbaubedingungen machen Maniokstängel zu einer besonders gut geeigneten Restbiomasse.

4.1.7. Ölpalme

Ölpalmen sind die wichtigste Quelle für Pflanzenöl, gefolgt von Soja und Raps. Um deren Fette für die Weiterverarbeitung zu extrahieren, werden ihre Früchte beziehungsweise ihre Kerne in Mühlen ausgepresst, wobei unterschiedliche Rückstände anfallen. Neben Fruchtständen und dem Presskuchen aus den Früchten sind die Schalen des Kerns die wichtigste Restbiomasse, die bei der Produktion übrigbleibt. Zusätzlich fallen bei der Neubepflanzung bis zu 90 Tonnen Trockenmasse aus Blättern und Stämmen pro Hektar an (Awalludin *et al.* 2015). Prinzipiell lassen sich manche Teile der Biomasse – vor allem der Blätter- und Holzschnitt – zerkleinern und als Mulch verwenden. Allerdings fallen bei Ölpalmen so große Mengen an Restbiomasse an (in Malaysia bspw. 83 Megatonnen im Jahr 2012), dass sehr viel Material ungenutzt bleibt. Dieses wird jedoch immer häufiger in Biogasanlagen verwendet, was eine wichtige Nutzungsalternative zur Strom-, BtL- und Pflanzenkohleproduktion ist (P4).

Flächennutzungskonflikte

Mehr als 80 Prozent der weltweiten Palmölproduktion erfolgt in Malaysia und Indonesien. Besonders problematisch ist hierbei, dass für den Anbau von Ölpal-

men häufig Primärwald mit hoher Biodiversität zerstört wird, wodurch außerdem Kohlenstoffspeicher verloren gehen (Kap. 3.2.1). Ölpalmpflanzungen finden sich im malaysischen Teil von Borneo zur Hälfte auf Flächen, auf denen zuvor artenreicher Regenwald stand, und zur anderen Hälfte auf Acker- und Weideflächen (Meijaard *et al.* 2020). Damit beanspruchen Ölpalmen auf direkte Weise sowohl Flächen für Nahrungsanbau als auch Biodiversitätsgebiete (dLUC). Palmöl wird nicht nur als Zusatz für die Nahrungsmittelindustrie, sondern auch zur Produktion von Biodiesel oder für Anwendungen in der Kosmetik angepflanzt. Auch wenn es Beispiele aus Afrika oder Südostasien gibt, wo für die Ölproduktion keine Rodung von Wäldern erfolgte (Vijay *et al.* 2016), ist die Flächennutzungskonkurrenz global betrachtet ein großes Problem (P1).

Umweltfolgen der Palmölproduktion

Die sozialen Auswirkungen des Palmölanbaus behandelte bereits Kapitel 3.2.3, welche aufgrund von Landraub, Kinderarbeit und Lohndumping ebenfalls überwiegend negativ zu bewerten sind (Phung/Utlu 2020) (P3). Zusätzlich zur Flächenkonkurrenz und sozioökonomischen Folgen ist die Palmölproduktion auch ökologisch problematisch. Tropischer Boden hat grundsätzlich einen niedrigen Nährstoffgehalt, der durch intensiv bewirtschaftete Plantagen weiter reduziert wird. Um dies auszugleichen, wird oft in großem Maßstab mineralischer Dünger eingesetzt, der wiederum THG-intensiv ist und zu weiterer Versauerung des Bodens führen kann (Comte *et al.* 2013). Für das Grundwasser besteht durch den intensiven Düngereinsatz die Gefahr, eutrophiert zu werden (P2).

Aufgrund dieser vielfältigen Probleme stufen wir Restbiomassen der Ölpalme überwiegend als nicht geeignet für Klimaschutzanwendungen ein. Dennoch ist an dieser Stelle festzuhalten, dass deren Reste akzeptabel sein können, sofern es sich um eine Plantage handelt, die ausschließlich Öl für menschliche Nahrung erzeugt und unseren Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit entspricht. Ölpalmen sind nämlich – trotz aller Problematiken – mit einem Ertrag von 3,3 Tonnen Öl pro Hektar die effizienteste Ölpflanze. Kokosnusspalmen erzeugen nur 0,7 und Sojapflanzungen lediglich 0,4 Tonnen pro Hektar (Noleppa/Cartsburg 2016, 6). Ein Ausweichen auf andere Ölpflanzen könnte durch den größeren Flächenverbrauch ebenfalls ökologische Probleme nach sich

ziehen, selbst wenn die Anbaubedingungen weniger problematisch wären.

4.1.8. Reis

Reis ist mit einer Jahresproduktion von über 780 Mio. Tonnen – neben Mais – das am häufigsten zu Nahrungszwecken angebaute Getreide der Welt (Abb. 6) und ist in vielen Ländern Grundnahrungsmittel. Die Produktion erfolgt im Wesentlichen auf zwei unterschiedliche Arten: Nass- und Trockenanbau.

Nassreisanbau

Beim klassischen Nassanbau steht die Wurzel der Reispflanze unter Wasser oder in durchnässter Erde. Dies hat den Vorteil, dass der Befall durch Schädlinge und Unkraut weitgehend verhindert wird und weniger Pestizide eingesetzt werden müssen. Der Sauerstoffausschluss führt jedoch zu anaerober Vergärung organischen Materials der Pflanze und damit zum Ausstoß des Treibhausgases Methan (Adhya *et al.* 2014, 3ff.). 80 Prozent der Reisproduktion stammt aus Nassanbau, weil dabei die Erträge höher sind als beim Trockenanbau.

Nassanbau führt grundsätzlich kaum zu Bodenerosion und auch der Bodenkohlenstoff-Gehalt (SOC) ist dort um 20 Prozent höher als bei Trockenfeldern (Liu *et al.* 2021). Nährstoffe lassen sich auf Terrassen besser halten und durch fließendes Wasser sogar erneuern, so dass der Verlust von Nährstoffen und der Einsatz von Kunstdünger kaum eine Rolle spielen. Die Reisproduktion benötigt zwar viel Wasser. Allerdings lässt sich hier Wasser von Regenfällen oder Überschwemmungen mit Systemen aus Kanälen und Becken effizient nutzen, um Übernutzung von Süßwasservorkommen zu vermeiden (Arouna *et al.* 2023). Werden die Reste der Reispflanzen von den Feldern entfernt, bevor sie zu Methan vergären, lassen sich THG-Emissionen weitgehend vermieden (P2).

Trockenreisanbau

Trockenanbau erfolgt häufig in wasserärmeren Lagen im Hochland, wo es nicht möglich ist, ganze Felder unter Wasser zu setzen. Jedoch muss auch hier viel Wasser eingesetzt werden, so dass es zur Nutzung begrenzter Süßwasserreservoirs kommt (Liu *et al.* 2011). Bei dieser Anbauform sind spezielle Reissorten nötig, die Wassermangel besser vertragen, wobei die Erträge hier grundsätzlich geringer ausfallen

als beim Nassanbau. Der Vorteil durch fehlenden Methanausstoß wird zumindest teilweise durch erhöhten Pestizidbedarf wieder relativiert.

Trockenanbau ist häufig Folge einer Verdrängung der Nahrungsproduktion aus tieferen Lagen durch profitablere Cash Crops. Um im Hochland Platz zum Reisanbau zu gewinnen, werden teilweise Wälder mittels Slash-and-Burn-Praktiken gerodet, wodurch es zum Verlust von Biodiversität kommen kann. Aus der prekären Situation der Kleinbauern ergeben sich mitunter Landnutzungsstreitigkeiten (Ketterings *et al.* 1999). Solche Phänomene sind jedoch nur für einen kleinen Teil der weltweiten Reisproduktion relevant, da grundsätzlich Nassanbau dominiert (P1).

Nutzen von Reisstroh und -spelzen

Nach der Ernte fallen zwei Arten von Reststoffen an: Einerseits das Reisstroh, das aus den Halmen der Pflanze besteht und andererseits die Spelzen, die das Reiskorn umschließen und in der Reismühle abgetrennt werden. Reisstroh und -spelzen besitzen nur einen geringen Nährwert, weshalb sie sich weder als besonders gutes Tierfutter noch als biologischer Dünger eignen. Der Reststoffcharakter ist demnach hoch, weshalb die Restbiomassen häufig verbrannt werden oder verrotten. Allerdings unterscheidet sich der Anteil an Reisabfällen, der verbrannt wird, stark zwischen den Ländern: In Indonesien wird bis zu 80 Prozent des Reisstrohs als Futter oder Dünger verwendet (Andini *et al.* 2016) und auch in Thailand und Bangladesch sind die Verbrennungsquoten mit unter 10 Prozent sehr niedrig. Die Reisproduzenten in Bangladesch beispielsweise nutzen Reisspelzen häufig als Energiequelle für die Reismühlen (Ahiduzzaman 2007, 4). In Tansania und Vietnam hingegen werden die Reste zum großen Teil offen verbrannt. Im Mittelfeld liegen Länder wie Nigeria oder die Philippinen, in denen um die 30 Prozent der Restbiomasse nach der Ernte durch Feuereinsatz beseitigt werden (Omari *et al.* 2020, Pham 2016, Singh *et al.* 2021).

Eine vietnamesische Studie (Pham 2026) kommt zu dem Schluss, dass die Gasifizierung in BtL-Anlagen die effizienteste Verwendung für Reisabfälle sei, weshalb diese bevorzugt werden sollte (P4). Wenn die Reste der Reisproduktion nicht mehr auf den Feldern verbrannt werden und sich dadurch die Luftqualität verbessert, lassen sich mitunter tödliche Krebs- und Atemwegserkrankungen reduzieren. In Indien macht

Reisstroh 40 Prozent aller verbrannten Erntereste aus (Lan *et al.* 2022, Lin/Begho 2022). Eine Verwertung dieser Reste könnte gerade der kleinbäuerlichen Bevölkerung monetären Nutzen bringen (P3).

Zusammengefasst sind Reisstroh und -spelzen eine grundsätzlich gut geeignete Restbiomasse. Die Probleme bei Reis beschränken sich auf möglichen Methanausstoß bei Nassreisanbau und die Verdrängung von Wäldern bei Trockenanbau, die im Einzelfall vor Nutzung mit einer gesonderten Untersuchung geprüft werden müsste. Die strohartige Konsistenz von Reisstroh wiederum kann speziell bei der Gasifizierung herausfordernd sein.

4.1.9. Schalenfrüchte

Die Schalenfrüchte mit dem größten potenziellen Mengen an Restbiomasse sind Cashewkerne, Kokos- und Erdnüsse. Trotz unterschiedlicher Anbaupraktiken ähneln sie sich angesichts der Art und Verwendbarkeit ihrer Reststoffe. Nach Entfernen der eigentlichen Frucht bleiben bei allen drei Anbaukulturen hölzerne Schalen übrig, die sich weder als Tierfutter noch zur Düngung des Bodens eignen. Die wichtigste Konkurrenznutzung ist die als Brennstoff, bei Kokosnüssen in Form von Pflanzenkohle, die bei der Herstellung jedoch oft verunreinigt wird und sehr unterschiedliche Qualität aufweist (Zafar 2022). Kokosnussreste bleiben ansonsten häufig ungenutzt und werden weggeworfen oder verbrannt, mit entsprechenden Folgen für Luft und Gesundheit (Obeng *et al.* 2020), weshalb eine Alternativnutzung zur Strom- oder BtL-Produktion sinnvoll ist. Bei Erdnüssen hingegen ist auch eine Nutzung als Dünger möglich (Witcombe/Tiemann 2022). Der Reststoffcharakter ist bei den Restbiomassen von Schalenfrüchten stark ausgeprägt und das wichtigste Argument für eine Klimaschutz-Nutzung (P4). Bei den anderen Nachhaltigkeitskriterien zeichnet sich ein differenzierteres Bild je nach Anbaukultur.

Cashew

Cashewkerne sind profitable Cash Crops und können das Pro-Kopf-Einkommen eines Landes steigern, vor allem der Westen Afrikas ist für sie die bedeutendste Anbauregion. In Guinea-Bissau machen sie beispielsweise fast 90 Prozent der Exporte aus, wobei Indien Hauptabnehmer ist (Seca *et al.* 2021, 386). Dadurch geraten die Kleinbauern jedoch in Abhängigkeit von Exportmärkten, weshalb Ernteaussfälle ihre Existenz

bedrohen können. Auch die Arbeitsbedingungen der Cashewproduktion können problematisch sein, wenn die giftige Außenhülle der Cashewkerne manuell und ohne ausreichenden Arbeitsschutz wie etwa Handschuhe verarbeitet wird (P3). Auf der anderen Seite kommen zumindest in den Hauptproduktionsländern in Afrika nur selten Dünger oder Pestizide zum Einsatz (P2), wodurch die Produktionsbedingungen nicht als besonders umweltschädlich einzuordnen sind (World Bank 2022, 35f.). Aufgrund der hohen Profitabilität erfolgt der Anbau teilweise auf Kosten von Primärwald und seinen Ökosystemen (Seca *et al.* 2021, 391f.). Deshalb muss die Nachhaltigkeitsbewertung von Cashewschalen im Einzelfall erfolgen, auch wenn umweltfreundliche Anbauformen und eine Verwendung der Restbiomassen zur Energiegewinnung grundsätzlich möglich sind (P1).

Kokosnüsse

Der Kokosnussanbau erfolgt überwiegend in Indonesien, den Philippinen, Indien und Brasilien. Der Ernteaufwand bei Kokosnüssen ist recht hoch, da Kletterer die Früchte einzeln aus den Wipfeln der hohen Bäume pflücken müssen. Daher gibt es keine mechanisierten Großplantagen, weshalb der Kokosnussanbau aus ökologischer Sicht grundsätzlich unproblematischer ist als andere Anbaukulturen. Der größte Teil der Produktion ist kleinbäuerlich geprägt, in Indonesien besitzen 50 Prozent der Bauern Kokosflächen von drei bis vier Hektar und nur zwei Prozent mehr als fünf Hektar (Mawari/Ersilya 2023, 39ff.). Gemäß dem Prinzip „Klima- und Umweltschutz“ sind Kokosnussschalen durchaus als umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse einzustufen (P2). Menschenrechtsverletzungen wie Kinderarbeit kommen auch beim Kokosnussanbau vor, wie beispielsweise für die Philippinen belegt ist (HAUMAN 2021). Allerdings wird Kinderarbeit für den Kokosnussanbau zumindest seltener dokumentiert als für andere Plantagenkulturen (P3). Größere Verdrängungen von Biodiversitätsgebieten durch den Kokosnussanbau sind nicht bekannt (P1).

Erdnüsse

Anbauländer für Erdnüsse sind neben den USA und China vor allem Indien, Nigeria und der Senegal. Als nahrhafte und proteinreiche Ölfrüchte sind sie in vielen Anbauregionen ein wichtiges Nahrungsmittel. Erdnüsse werden gerade im Globalen Süden oft im Rahmen von Subsistenzwirtschaft für die Selbstversorgung angebaut, wobei der Verkauf der Schalen den

Kleinbauern zusätzliches Geld einbringen könnte (P3). Es gibt verschiedene Anbaumethoden, von ganzjährigen bis saisonalen Erntezyklen und von Mono- bis Mischkulturen. Teilweise erfolgt künstliche Bewässerung, mehrheitlich kommt aber Regenbewässerung zum Einsatz (Talawar 2004). Die Erdnuss kann als Zwischenfrucht Böden mit Stickstoff anreichern, wodurch sie Mineraldünger ersetzt. Allerdings ist es möglich, dass es zu Landdegradation kommt, wenn zwischen den Pflanzen recht große Abstände bestehen (Witcombe/Tiemann 2022) (P2).

Durch ihre holzige Konsistenz und begrenzte Konkurrenznutzungen eignen sich Nussschalen grundsätzlich gut für Klimaschutzanwendungen. Die verschiedenen Nussarten werden hauptsächlich als Nahrung für Menschen angebaut, so dass die Teller-Tank-Problematik zu vernachlässigen ist. Allerdings ist zu überprüfen, ob die Plantagen nicht auf Kosten von Primärwäldern angelegt werden und es dort zu Menschenrechtsverletzungen kommt.

4.1.10. Soja

Die Sojabohne ist eine der wichtigsten Kulturpflanzen, sowohl vom Produktions- als auch vom Handelsvolumen her. Zwischen 1997 und 2017 hat sich die weltweite Produktion von 144 auf 353 Millionen Tonnen verdoppelt (Leuba 2019, 8), während die Anbaufläche in den letzten 20 Jahren von 80 auf 130 Millionen Hektar anwuchs (Abb. 9). Drei Viertel der Sojaproduktion werden als Futtermittel für Tiere verwendet, der Rest als Proteine für die menschliche Ernährung und ein kleiner Teil als Rohstoff für Biokraftstoffe (Abb. 10).

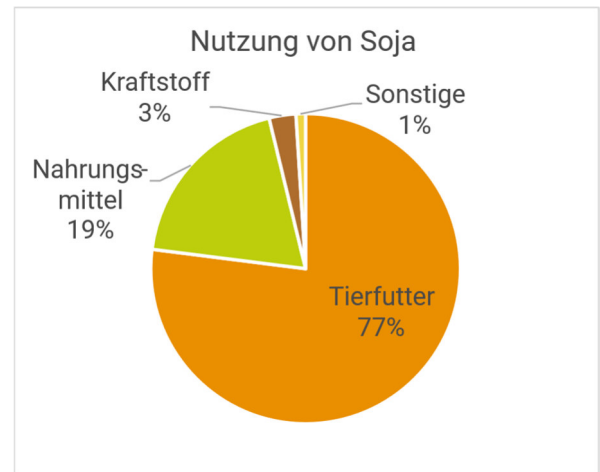


Abbildung 10: Nutzungen der globalen Sojaproduktion 2017-2019 (Ritchie 2024)

Somit stehen die meisten Anwendungen in direktem Konflikt zu (effizienterer) Nahrungsproduktion, die Verwendung als Tierfutter entspricht nicht den angelegten Nachhaltigkeits-Kriterien. In Brasilien, dem Land mit der größten Produktionsmenge, erfolgt Sojaanbau häufig in der Feuchtsavanne des Cerrado, wo wertvolle Ökosysteme zerstört. Noch größer ist der Schaden im Amazonasgebiet, wo für Sojaplantagen Primärwälder mit hoher Biodiversität gerodet werden (Fearnside 2001, Leuba 2019). Zwischen 2000 und 2019 nahm die Fläche von Sojaplantagen im Amazonasgebiet um das Zehnfache zu, von 0,4 auf 4,6 Megahektar (Song et al. 2021). Da Soja sowohl mit der Nahrungsproduktion in Konkurrenz steht als auch Biodiversität gefährdet, lässt sich seine Restbiomasse zu großen Teilen als nicht umwelt- und sozialverträglich bewerten (P1).

Resteverwendung und Anbaubedingungen von Sojakulturen

Bei den Restbiomassen von Soja handelt es sich um das Stroh sowie die Schoten, in der die Bohnen heranwachsen. Sojastroh als Tierfutter hat einen geringeren Nährwert als Getreide- oder Maisstroh. Allerdings sollte ein Großteil der Erntereste auf den Feldern verbleiben, um den Boden mit Nährstoffen zu versorgen (Rees et al. 2018), was vor allem auf den grundsätzlich nährstoffarmen tropischen Böden wichtig ist (P4). Soja kann Stickstoff aus der Luft entnehmen und damit auch auf nährstoffarmen Böden wachsen. Deshalb wird Soja häufig auf übernutzten Weideflächen angebaut, für die vorher Regenwald abgeholzt wurde. Die Umweltkosten des Sojaanbaus sind

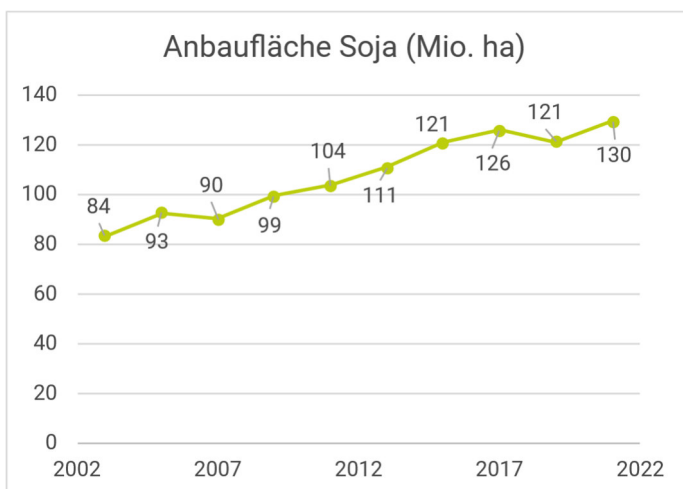


Abbildung 9: Zunahme der weltweiten Anbaufläche von Soja (FAOSTAT 2024)

grundsätzlich hoch, da er meist in industrieller Monokultur auf intensiv bewirtschafteten Flächen mit hohem Einsatz an Pestiziden, Kalk und Landmaschinen erfolgt. Außerdem kommt es durch die Brandrodung von Wäldern zu erheblichen Schadstoff- und CO₂-Emissionen (Escobar *et al.* 2020, Leuba 2019). Der Boden wird für den Anbau von Soja stark bearbeitet, da die Fruchtfolge oft eng ist. Der offene Boden zwischen den Pflanzen und der hohe Einsatz von Agrarchemikalien führen zu Bodendegradation (Then *et al.* 2018, Vitali 2011) (P2).

Gerade im Amazonasgebiet und im Cerrado in Brasilien gibt es schwerwiegende Konflikte zwischen Agrarunternehmen der Sojaindustrie und der kleinbäuerlichen, lokalen Bevölkerung. Häufig wird Land für den Sojaanbau illegal angeeignet und vorherige Nutzer vertrieben wurden, darunter oft auch indigene Gruppen. Durch den hohen Grad an Mechanisierung entstehen für die lokale Bevölkerung kaum Arbeitsplätze auf den Sojaplantagen, wodurch sie höchstens indirekt am Profit der Plantagen teilhaben können, auf denen sie vorher Subsistenzwirtschaft betrieben haben (Leuba 2019, Miersch 2018) (P3). Die Verwendung der Restbiomasse aus Sojaproduktion widerspricht damit im Allgemeinen allen vier Nachhaltigkeitsprinzipien, auch wenn der Produktionsanteil, der direkt als Nahrung für Menschen dient, grundsätzlich akzeptabel ist.

4.1.11. Zuckerrohr

Eine Jahresproduktion von fast zwei Milliarden Tonnen macht Zuckerrohr zur weltweit am meisten produzierten Kulturpflanze (Abb. 6).¹ Nachdem das Zuckerrohr geerntet und der Saft herausgepresst wurde, bleiben große Mengen faseriger Reste zurück, die sogenannte Bagasse. Dieses Material lässt sich weder als Tierfutter noch als Dünger verwenden, weshalb es nur für energetische Nutzung in Frage kommt. Häufig nutzen Zuckermühlen die Bagasse selbst, um bis zu 30 Prozent ihres Energiebedarfs zu decken. Der Rest der Bagasse wird in der Regel einfach offen verbrannt (Andini *et al.* 2016, Omari *et al.* 2020), womit dieser Teil der Restbiomasse für die Nutzung in BtL-Anlagen zur Verfügung stehen könnte (P4).

Zuckerrohr als Quelle für Bioethanol

Zuckerrohr dient zum großen Teil als Energiepflanze. Zu Bioethanol verarbeitet spielt es gerade in Schwellenländern wie Brasilien und Indien eine wichtige Rolle im Verkehrssektor. In diesen Hauptanbauländern lässt sich die Zuckerproduktion nicht von der Ethanolproduktion trennen, aus dem Saft der Pflanzen wird grundsätzlich sowohl Zucker als auch Ethanol gewonnen (Ferreira-Leitão *et al.* 2010, 66). Ob die Zuckermühlen den Schwerpunkt ihrer Produktion auf Nahrungszusatz oder Treibstoff legen, hängt von der Preisentwicklung auf dem Rohstoffmarkt ab (Wright 2021). Deshalb lässt sich – anders als bei Mais und Soja – kein konkreter Anteil des Zuckerrohranbaus nennen, welcher ausschließlich dem Menschen und nicht als Energiepflanze dient. Als Energiequelle genutzt, kann Zuckerrohr sowohl direkt als auch indirekt den Anbau von Nahrungsmitteln verdrängen beziehungsweise Biodiversitätsgebiete zerstören. In der Cerrado-Savanne im Südwesten Brasiliens beispielsweise wurde die Anbaufläche zwischen 2006 und 2013 stark ausgeweitet. Jeder zusätzliche Hektar Zuckerrohr verdrängte dabei 0,14 Hektar natürliche Vegetation und 0,47 Hektar Weideland (Ferreira Filho/Horridge 2014). Darüber hinaus sind indirekte Landnutzungsänderungen zu beobachten (iLUC), wenn der Zuckeranbau Viehweiden und Sojafelder in Regenwaldgebiete abdrängt (Kasten 5, Kap. 3.2.1). Zuckerrohrreste sind nur dann als umwelt- und sozialverträglich einzustufen, wenn es keine Verbindung zur Ethanolproduktion gibt (P1).

Wirtschaftliche Auswirkungen der Zuckerproduktion

Die Zucker- und Bioethanolindustrie hat insbesondere in Brasilien zur positiven wirtschaftlichen Entwicklung beigetragen (Moraes *et al.* 2015). So steigert der Anbau von Zuckerrohr, verglichen mit einer Flächennutzung als Weideland, Einkommen und wirtschaftliche Produktion. Diese hohe Rentabilität führt jedoch auch zu Korruption und Landraub, der unter anderem mit Waffengewalt durchgesetzt wird. Solche Probleme treten jedoch nur in manchen Ländern und Regionen auf (bspw. in Kambodscha oder dem Staat Pernambuco in Brasilien), in anderen Zuckeranbaugebieten hingegen nicht (bspw. in Thailand oder dem Staat Sao

¹ Die FAO erfasst das Gesamtgewicht der geernteten Zuckerrohre, bevor der Zuckersaft ausgepresst wird.

Paulo in Brasilien), weshalb sich dazu keine allgemeingültigen Aussagen treffen lassen (Pred 2013, Falck 2015). Die sozioökonomischen Auswirkungen der Zuckerrohrproduktion sind somit regional unterschiedlich und variieren daher von akzeptabel bis nicht akzeptabel (P3).

Die Flächenknappheit führt zu einer Intensivierung des Zuckeranbaus, die mit erhöhten Umweltkosten durch Bodendegradation und Grundwasserbelastung einhergeht, da mehr Landmaschinen, Dünger und Pestizide eingesetzt werden (Hunke *et al.* 2015). In manchen Ländern wie bspw. Thailand ist es immer noch üblich, vor der Ernte Unkraut zu verbrennen und Mücken zu vertreiben, um die Ernte selbst zu erleichtern. Diese Praxis belastet die Luft mit Feinstaub (P2). Bagasse ist aus diesen Gründen und vor allem wegen der Teller-Tank-Problematik in vielen Fällen nicht als umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse einzustufen, trotz großer verfügbarer Mengen. In manchen Fällen hingegen ist sie durchaus nutzbar, beispielsweise dort, wo der Anbau ausschließlich für die Nahrungsproduktion erfolgt.

4.2. Holzreste

Von den folgenden Betrachtungen ist Altholz ausgenommen. Dies ist zwar ebenfalls ein Reststoff, der sich grundsätzlich verwenden lässt. Allerdings existieren zu dessen internationaler Verfügbarkeit kaum Daten (European Commission *et al.* 2016), weshalb diese Bestände sich nicht abschätzen lassen und in dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

4.2.1. Sägenebenprodukte

Wenn gefällte Baumstämme (Rundholz) in Sägewerken verarbeitet oder Sperrholzplatten produziert werden, fallen sogenannte Sägenebenprodukte (SNP) an. Dabei handelt es sich um größere Hackschnitzel und feineres Sägemehl.¹ Vor allem letzteres lässt sich in gepresster Form für die Herstellung von Faser- oder Spanplatten verwenden. Diese Nutzung ist einer energetischen Verwendung vorzuziehen, da der Kohlenstoff dadurch im Material gebunden bleibt und weniger Rundhölzer dem Wald entnommen werden müssen. Grundsätzlich ist es auch denkbar, dass die lokale Bevölkerung größere Hackschnitzel direkt als Brennmaterial verwendet, wodurch sie keine fossilen

Brennstoffe benötigt. Allerdings werden SNP gerade im Globalen Süden entweder in Gewässern abgeladen oder am Straßenrand verbrannt (Onochie *et al.* 2018). Diese ungenutzten Mengen bieten Potenzial für Klimaschutzanwendungen. Vor allem die Kerosinproduktion bringt grundsätzlich mehr Wertschöpfung mit sich als die direkte Nutzung als Feuerholz (P4). Dabei muss jedoch die konkrete Bedarfslage für Brennholz in kleinbäuerlichen Haushalten beachtet werden. Ein möglicher Grund für geringe Nutzung von SNP liegt in nicht ausreichender Transport- und Logistikinfrastruktur, die eine möglicherweise bestehende lokale Nachfrage nicht bedienen kann.

Kriterien für ökologische Waldwirtschaft

Bei der Verwendung als Baumaterial hat Holz eine grundsätzlich bessere Klimabilanz als Zement. Holz in Bauwerken bindet langfristig CO₂, während die Zementproduktion große Mengen an CO₂ emittiert (WBGU 2020, 223ff.). Allerdings kommen nach unseren Prinzipien nicht alle SNP für eine Verwendung in Frage. Illegal geschlagenes Holz aus artenreichen Urwäldern ist nur die offensichtlichste Rohstoffquelle, die im Sinne der Umweltverträglichkeit auszuschließen ist. Solch illegaler Holzeinschlag geschieht unter anderem bei iLUC, der durch Ausdehnung des Energiepflanzen-Anbaus verursacht wird (s. Kap. 3.2.1). Für die Umweltverträglichkeit von legal gefälltem Holz gibt es zwar zur Orientierung die weltweit verwendeten Siegel des Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC) beziehungsweise des Forest Stewardship Council (FSC). Vor allem letztere Organisation steht aber in der Kritik, weil sie in einigen Fällen keinen ausreichenden Schutz für intakte Ökosysteme gewährleistet und Holz aus Primärwäldern zertifiziert (Engert *et al.* 2023, Greenpeace International 2021, 84ff.). Wir sehen die FSC- oder PEFC-Zertifizierung eines Waldes als nicht ausreichend an, um die Umweltverträglichkeit des Holzes zu garantieren.

Inwiefern sich Holzreste für Klimaschutzanwendungen eignen, hängt aus Sicht von atmosfair von der Art des Waldes ab (P1). Die folgenden Waldtypen sind in absteigender Reihenfolge nach ihrem ökologischen Wert sortiert, wobei zu beachten ist, dass nicht alle

¹ Auch bei der Herstellung von Faser- und Spanplatten fallen Reste an, nämlich Schleifstaub und Feinabsiebungen. Diese

machen ca. 10 Prozent der verwendeten Holzmenge aus und werden ebenfalls in unserer Analyse berücksichtigt.

Wälder mit einem bestimmten Wert gleichermaßen geschützt sind:

- Holz aus Naturschutzgebieten nach den Kategorien Ia bis IV der International Union for Conservation of Nature (IUCN; Day *et al.* 2019, 2) sehen wir nicht als umweltverträglich an. Eine Ausnahme besteht, wenn die Entnahme von Holz dem Erhalt des Ökosystems dient, wie beim Schlagen von Brand-schneisen.
- Holz aus Primärwäldern mit hoher Biodiversität, die keinen offiziellen Status als Schutzgebiet aufweisen, stufen wir ebenfalls als ungeeignet ein – mit Ausnahme von Holz, welches bei Schutzmaßnahmen anfällt.
- Bei Wäldern aus Gebieten der IUCN-Kategorien V (geschützte Kulturlandschaften) und VI (Schutzgebiet mit nachhaltiger Nutzung) ist die Nutzung von Resten akzeptabel, wenn die Bewirtschaftung den Erhalt dieser Schutzgebiete nicht gefährdet.
- Naturnahe Wirtschaftswälder zeichnen sich auch ohne offiziellen Schutzstatus durch eine höhere Biodiversität aus als Monokulturen. Diese muss bei der Holzproduktion erhalten bleiben, damit das Holz als umweltverträglich eingestuft werden kann.
- Holzplantagen werden eigens für die Bewirtschaftung angelegt und sind durch Monokulturen und eine grundsätzlich niedrige Biodiversität geprägt. Dies ist insbesondere dann problematisch, wenn sie artenreichere Ökosysteme wie Primärwälder verdrängen (Bremer/Farley 2010, 3899ff.). In der Forstwirtschaft des Globalen Südens entstehen zunehmend industrielle Baumplantagen, bei denen die Holzproduktion mit hohem Einsatz von Wasser und Dünger maximiert wird (Overbeek *et al.* 2012, 30ff.). Schnellwachsende Bäume wie Eukalyptus können den natürlichen Wasserhaushalt auch ohne künstliche Bewässerung wesentlich beeinflussen (Alvarez-Garretton *et al.* 2019). Deshalb stellt atmosfair folgende Anforderungen an Plantagen, von denen das Holz stammt, dessen Sä-gereste für Klimaschutzanwendungen in Frage kommen:
 - Die Holzplantage darf nicht zulasten von um-
liegendem Primärwald oder anderen natürli-
chen Ökosystemen ausgedehnt werden
(P1).
 - Die Plantage darf nicht an Stelle von schüt-
zenswerten Primärwäldern oder anderen na-
türlichen Ökosystemen mit hoher Biodiversi-
tät angelegt worden sein (P1).
 - Trotz wirtschaftlicher Nutzung müssen Plan-
tagenbetreiber eine minimale Biodiversität in
den Forsten aufrechterhalten, beispielsweise
durch ungenutzte Biotopinselfen und im Wald
belassenes Totholz (P1).
 - Der Plantagenbetrieb darf den Grundwasser-
piegel nicht absenken, was sowohl durch in-
tensive künstliche Bewässerung als auch al-
lein durch hohen Wasserverbrauch be-
stimmter Bäume geschehen kann (P2).
 - Eine Überdüngung der Böden, die zur Ver-
sauerung und zu THG führt, ist zu vermeiden
(P2).

In der Praxis ist es notwendig, die einzelnen Holzbe-
triebe und das von ihnen verwendete Rohmaterial in
eigenen Einzelfallstudien zu überprüfen. Die vorlie-
gende Studie kann nur eine grobe Abschätzung über
die prinzipiell zur Verfügung stehenden Mengen an
nutzbaren SNP bieten. Die Begrenzung auf SNP wie-
derum stellt sicher, dass die Plantagen primär für die
Produktion von Schnittholz betrieben wird und nicht
für eine Ganzbaumnutzung wie in der Papier- oder
Zellstoffindustrie.

Im Gegensatz zu illegalem Holzeinschlag in ge-
schützten Wäldern ist Landraub in der Forstwirt-
schaft nur selten anzutreffen und findet sich vorwie-
gend bei oben angesprochenen industriellen Planta-
gen (Overbeek *et al.* 2012, 63f.). Mangelhafte
Sicherheitsvorkehrungen oder fehlende soziale Absi-
cherung können jedoch vor allem für Saisonarbeiter
ein Problem sein. Ein großer Teil der Forstarbeiten ge-
schieht informell (FAO *et al.* 2023, 1ff.). Eine neue Ver-
wertungsmöglichkeit von SNP kann der ländlichen
Bevölkerung zusätzliche Einkommensmöglichkeiten
bieten (P3).

4.2.2. Buschholz aus Wiederherstellung von Grassavannen

Seit Ende des 19. Jahrhunderts breiten sich hölzerne Büsche in grasdominierten Savannensystemen aus, was auch als "bush encroachment" (BE) bezeichnet wird. Ein Grund dafür ist die Überweidung von Savannen, welche die Grasnarbe zerstören kann, so dass sich Büsche gegenüber Gräsern durchsetzen. Der erhöhte CO₂-Gehalt in der Atmosphäre begünstigt diesen Prozess ebenso wie die Abwesenheit von buschfressenden Wildtieren. Trockene und warme Temperaturen ermöglichen es Büschen, den Kohlenstoff aus der Luft schneller zu verstoffwechseln als Gräser, wodurch einen kompetitiven Vorteil im Ökosystem haben. In Namibia wurde so vormalig grasdominierte Savannenlandschaft vollständig von Buschwerk eingenommen (O'Connor *et al.* 2014). Dann stehen den Menschen in Regionen, die von Verbuschung betroffen sind, weniger Weideflächen zur Verfügung (Kyriakarakos *et al.* 2023, 21ff.).

Aus diesem Grund wird das wachsende Buschholz häufig entfernt und könnte sich potenziell für Klimaschutzanwendungen verwenden lassen. Eine höherwertige Konkurrenznutzung gibt es nicht, da das gerodete Buschwerk sich weder als Tierfutter noch für stoffliche Verwendung eignet (P4). Die ökologischen Folgen der Rodung von Buschholz zur Wiederherstellung von Grassavannen hingegen werden teils kontrovers diskutiert. Auch wenn dadurch der lokalen Bevölkerung mehr Weideflächen zur Verfügung stehen (P3), ist es aus Klimaschutzsicht vorteilhaft, zumindest einen Teil des Buschbestandes stehen zu lassen. Büsche binden deutlich mehr CO₂ in ihrer Biomasse als Gras. Außerdem wirkt sich Buschvegetation positiv darauf aus, wie viel Kohlenstoff Böden speichern können (P2) (Schick/Ibisch 2021, 11f.). Mit weiterer Sukzession von holziger Vegetation kann sich längerfristig eine Trockenwaldformation herausbilden, die nochmals höhere CO₂-Speicherpotenziale hat.

Biodiversität und Verbuschung

Die Biodiversität von Savannen scheint bei einem Anteil verbuschter Fläche von 20 bis 40 Prozent an höchsten zu sein, nämlich dann, wenn Gras- und Buschvegetation nebeneinander existieren (und so die natürliche Entwicklung hin zu Trockenwald zumindest teilweise ermöglichen). Vor allem Insekten und kleinere Raubtiere können Buschvegetation als Lebensraum nutzen. Eine weitergehende Verbuschung hingegen gefährdet das in der Grasdecke lebende Ökosystem, wie Reptilien und Nagetiere (Dreber/Blaum 2016, 212f.). Für einen bestmöglichen Schutz der Biodiversität ist ausschließlich die Nutzung von Buschholz aus nur teilweise entbuschten Gebieten geeignet (P1). Für einen Kompromiss zwischen Biodiversität und dem Bedarf an Weideland scheint es grundsätzlich akzeptabel, dass der Anteil entbuschter Fläche bei 80 Prozent oder sogar mehr liegt (P3). Da Savannenbüsche sich auch nach der Rodung wieder ausbreiten, ist es möglich, über längere Zeiträume größere Mengen an Restbiomassen zu gewinnen, ohne Savannen komplett zu entbuschen (Kyriakarakos *et al.* 2023, 23f.). Sofern der Schnitt von Buschholz die Anforderungen von Biodiversität respektiert, handelt es sich um eine umwelt- und sozialverträgliche Restbiomasse.

4.2.3. Holzerntereste

Holzerntereste sind Teile der Vegetation, die nach dem Fällen der Bäume zurückbleiben. Dabei handelt es sich vor allem um abgesägte Äste und Stämme, die sich nicht in Sägewerken weiterverwenden lassen. Häufig werden diese Reste nach dem Fällen der Bäume verbrannt, um Platz für neue Anpflanzungen zu schaffen. Aufgrund fehlender Konkurrenznutzung lassen sich solche Reste durchaus für Klimaschutzanwendungen nutzen. Sofern ein Teil der Reste jedoch dazu benötigt wird, dem Boden Nährstoffe zuzuführen, sollte von einer vollständigen Entnahme abgesehen werden (P4). Für die Forste, aus denen die Holzerntereste stammen, gelten dieselben ökologischen und sozialen Kriterien wie für die Wälder, aus denen das Holz von SNP stammt (P1, P2, P3 in Kap. 4.2.1).

4.3. Klärschlamm

Klärschlamm fällt in Kläranlagen an, wenn feste Bestandteile aus Abwässern gefiltert oder durch andere technische Verfahren abgetrennt werden. Er besteht zum großen Teil aus organischen Substanzen und eignet sich in getrockneter Form grundsätzlich für dieselben Klimaschutzanwendungen wie Agrar- und Holzreste. Es ist sogar möglich, ihn mittels Pyrolyse in Biokohle zu verwandeln. Für feuchten Klärschlamm sind weitere energetische Anwendungen relevant, die ebenfalls dem Klimaschutz dienen (Blagojević *et al.* 2021, S. 306ff.):

- Biogaserzeugung mittels anaerober Vergärung
- Indirekte Stromerzeugung mittels Verbrennung und Gasturbinen
- Direkte Stromerzeugung in mikrobiellen Brennstoffzellen

Hierbei ist jedoch zu beachten, dass bei der Verbrennung umweltschädliche Abgase entstehen können und dass die Technologie mikrobieller Brennstoffzellen noch nicht ausgereift ist. Deshalb ist vor allem die energetische Verwendung in Biogasanlagen als relevante Alternative zur Trocknung und anschließenden Verbrennung bzw. Gasifizierung anzusehen. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn keine Abwärme zur Trocknung des Schlamms verfügbar ist.

Kasten 10: Rückgewinnung des Phosphors in Klärschlamm

Im Klärschlamm befinden sich neben organischen Substanzen und Schwermetallen auch wertvolle Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor. Da sich Phosphate als Dünger eignen und nur an bestimmten Orten auf der Welt vorkommen, sollte der Phosphor vor der energetischen Verwendung von Klärschlamm extrahiert werden. Hierzu existieren bereits technische Verfahren, die in Deutschland bis 2030 flächendeckend zum Einsatz kommen sollen (Schaum *et al.* 2020). Diese Verfahren erhöhen jedoch die Behandlungskosten für Klärschlamm. Die Erlöse für den daraus gewonnenen Phosphor können nicht mit den primären Rohphosphatpreisen konkurrieren, solange die globalen Phosphorvorkommen noch nicht ausgeschöpft sind.

Grundsätzlich handelt es sich bei Klärschlamm um einen Abfallstoff, dessen umweltschonende Entsorgung technisch aufwendig ist, da er neben organischen Schadstoffen auch giftige Schwermetalle enthalten kann. Aufgrund seines Stickstoff- und Phosphorgehaltes lässt er sich grundsätzlich als Dünger einsetzen, was vor allem im Globalen Süden, aber auch in Industrieländern geschieht. Während der Einsatz von Klärschlamm auf Feldern in Europa streng reguliert wird und die vorherige Entfernung von Giftstoffen vorgeschrieben ist (Bachmann 2015, 7f.), existieren im Globalen Süden häufig keine entsprechenden Vorschriften (Wiśniowska *et al.* 2019, 215ff.). Unter diesen Umständen ist es nur als umwelt- und sozialverträglich einzustufen, wenn der Klärschlamm eine energetische Verwendung erfährt und nicht in die Umwelt gelangt, auch nicht als Dünger auf Feldern (P2). Sofern eine ausreichende Reinigung des Klärschlammes von Schadstoffen erfolgt, ist es jedoch sinnvoller, ihn als Dünger auf Feldern einzusetzen. Hier ist eine Prüfung im Einzelfall notwendig (P4). Da die Phosphorvorkommen weltweit begrenzt sind, sollte dieses wertvolle Element unbedingt aus dem Klärschlamm entfernt werden, bevor dieser getrocknet und vergast oder verbrannt wird (Kasten 10).

Die Verwendung von Klärschlamm unterscheidet sich zwischen Ländern mit unterschiedlicher Gesetzgebung, selbst innerhalb der Europäischen Union (Blagojević *et al.* 2021, S. 308). Klärschlamm in Lateinamerika, Afrika und Asien wird vor allem als Dünger in der Landwirtschaft und grundsätzlich selten in Biogasanlagen eingesetzt (Wiśniowska *et al.* 2019, 215ff.). Konkrete Daten hierzu sind jedoch nur lückenhaft verfügbar (Hanum *et al.* 2019, 4).

Fäkalienentsorgung im Globalen Süden

Der Anteil des Abwassers, welcher in Kläranlagen behandelt wird und Klärschlamm abwirft, variiert stark von Land zu Land und hängt vor allem vom Ausbauzustand seiner Infrastruktur ab. Global werden schätzungsweise 52 Prozent aller Abwässer behandelt (Jones *et al.* 2021), wobei Klärschlamm anfällt, der einer energetischen Nutzung zur Verfügung steht. In Ländern, in denen keine flächendeckenden Kanalisationssysteme existieren, werden Fäkalien häufig in Tanks oder Klärgruben gesammelt und gelangen erst gar nicht in ein Abwassersystem. Teilweise wird dieser Fäkalschlamm als Dünger in der Landwirtschaft ge-

nutzt, trotz toxischer Substanzen oder Krankheitserregern, die in ihm enthalten sind (Wiśniowska *et al.* 2019, 217). In manchen Ländern des subsaharischen Afrikas gibt es bereits Pilotprojekte, bei denen solcher Fäkalien Schlamm aus Klärgruben in Biogasanlagen energetisch genutzt wird (UNEP 2020). Allerdings ist die Abschätzung dieser Mengenpotenziale deutlich schwieriger als die Abschätzung der Klärschlammmenge aus behandelten Abwässern, weshalb wir sie in dieser Studie nicht berücksichtigen.

Kasten 11: Einzelfallbetrachtung im Anwendungsfall

Ziel dieser Studie ist eine Abschätzung des globalen Restbiomassen-Potenzials, weshalb sie einige Verallgemeinerungen hinsichtlich der Umwelt- und Sozialverträglichkeit bestimmter Restbiomassen vornimmt. In der Praxis sollte jedoch immer eine Betrachtung des Einzelfalls erfolgen, um zu entscheiden, ob bestimmte Reststoffe die Kriterien für eine nachhaltige Kerosinproduktion erfüllen. Hierzu lässt sich unsere Tabelle (Tab. 4) mit den einzelnen Kriterien als eine Checkliste verwenden. Es ist möglich, dass bestimmte Reststoffe, die unter Umständen oder überwiegend als nicht umwelt- und sozialverträglich eingestuft werden, im Einzelfall eine umwelt- und sozialverträgliche, nutzbare Restbiomasse abgeben.

5. Verwendete Datenquellen

Für die Potenzialabschätzung echter Restbiomassen im Globalen Süden erstellen wir ein Mengengerüst, bei dem jede Zeile für eine bestimmte Anbaukultur, Holzart oder behandelte Abwässer in einem bestimmten Land steht. Dies kann beispielsweise „Reis in Indien“, „Laubrundholz in Kolumbien“ oder „Behandelte Abwässer in Südafrika“ sein. Um das Mengenpotenzial an Reststoffen in jeder Zeile zu bestimmen, verwenden wir folgende Quellen:

1. Die **Produktionsmengen** der Feldfrüchte und Holzprodukte in den betrachteten Ländern entnehmen wir der Datenbank der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT 2024), das Volumen von Buschholz einer Fallstudie für Namibia und für Südafrika (Stafford *et al.* 2017) und das Volumen behandelter Abwässer je Land einer globalen Studie, welche eine Abschätzung mittels Regressionsanalyse durchführt (Jones *et al.* 2021). Im Gegensatz zur Holzproduktion liegen für die globale Menge an Holzernteresten keine Statistiken vor, so dass wir diese Restart in der quantitativen Analyse nicht berücksichtigen.
2. **RPR-Werte und Feuchtigkeitsanteile** für die einzelnen Feldfrüchte und Holzprodukte, mit denen die Menge der trockenen Restbiomassen berechnet wird, lassen sich in verschiedenen Literaturquellen finden. Dies gilt sowohl für Agrar- als auch für Sägereste (v.a. Koopmans/Koppejan 1997, Ojolo *et al.* 2012, Yevich/Logan, 2003).¹ Für die Berechnung der Klärschlammmenge, die bei der Behandlung von Abwässern anfällt, nutzen wir den Medianwert der Länder der Europäischen Union,

für die ausführliche Daten vorliegen (Eurostat 2023, FAO 2024).

3. Den **Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit f_{US}** erhalten wir für 33 Zeilen aus unseren Interviews und können diese Werte auf 107 weitere Zeilen übertragen.² Den f_{US} für alle anderen Zeilen leiten wir aus der Sustainable Agriculture Matrix (Zhang *et al.* 2021) ab, welche bisher die einzige verfügbare Studie zur Quantifizierung nachhaltiger Landwirtschaft auf globaler Ebene ist.³ Sowohl die Daten aus den Interviews als auch die Daten aus Zhang *et al.* (2021) beziehen sich vor allem auf ökologische Aspekte, da soziale und wirtschaftliche Aspekte schwer zu quantifizieren sind. Wir gehen jedoch davon aus, dass es einen Zusammenhang zwischen ökologischen und sozialen Aspekten der Nachhaltigkeit gibt. Zur Bestimmung der umwelt- und sozialverträglichen Menge von Holzresten nehmen wir den Anteil an der gesamten Holzproduktion eines Landes, der nicht illegal geschlagen wird (World Bank 2019, 43).
4. Den **Faktor Verfügbarkeit f_V** können wir ebenfalls für 33 Zeilen mit Interviews ermitteln. Der f_V für weitere 153 Zeilen lässt sich spezifischen Literaturquellen entnehmen, welche den Anteil verbrannter beziehungsweise nicht genutzter Restbiomassen für einzelne Länder nennen.⁴ Dabei ist zu berücksichtigen, dass in einem Land mit bekannter Verbrennungsquote auch Restbiomassen, die nicht verbrannt werden, durchaus ungenutzt sein und zur Verfügung stehen können. Die Verbrennungsquote unterschätzt demnach die tatsächlich nutzbare Menge. Sofern sich keine spezifische Literatur finden lässt, greifen wir auf

¹ Bei Unterschieden zwischen den verschiedenen Quellen nehmen wir den Wert, der in mindestens zwei Quellen identisch ist, beziehungsweise den niedrigsten Wert bei durchgehend unterschiedlichen Werten.

² Die Übertragung des f_{US} einer bestimmten Feldfrucht eines Landes auf dieselbe Feldfrucht in anderen Ländern erfolgt nur dann, wenn diese Länder in derselben geographischen Region liegen und nach Zhang *et al.* 2021 grundsätzlich einen ähnlichen Nachhaltigkeitsgrad aufweisen.

³ Um das SDG-Ziel zur Ausweitung einer nachhaltigen Landwirtschaft bis 2030 zu evaluieren, entwickelte die FAO ein methodisches Regelwerk (FAO 2018). Daten, die nach diesen Prinzipien erhoben wurden, liegen zum Zeitpunkt dieser Studie jedoch nur für die Europäische Union vollständig vor.

⁴ Auf Grundlage von Zoma/Sawadogo 2023 und Obeng *et al.* 2020 nehmen wir an, dass es für Cashew- und Kokosnussschalen grundsätzlich keine höherrangigen Alternativnutzungen gibt, weshalb wir hier für alle Länder einen $V_f = 1$ veranschlagen.

einen generellen Anteil von Agrarabfällen zurück, der in den einzelnen Weltregionen verbrannt wird (Rogner 2012, 479). Für die Verfügbarkeit von Holzresten ziehen wir von der Gesamtmenge an Resten die Menge ab, die sich in der Pressspanplatten-Produktion eines Landes recyceln ließe.¹

Zur Bestimmung umwelt- und sozialverträglicher Restbiomassen wenden wir für die Mais- und Soja-Produktion einen weiteren Faktor an: Den Anteil der Produktion, der als Nahrung für Menschen dient (Kap. 4.1.5, 4.1.10). Nur dieser Anteil entspricht den Prinzipien unserer Studie, die Produktion von Tierfutter oder Energiepflanzen schließen wir aufgrund der Flächenkonkurrenz zur Nahrungsproduktion für Menschen aus. Da sich für Zuckerrohr keine Produktionsanteile finden, die nicht der Energiegewinnung dienen, und da Palmöl für viele Anwendungen in der Nahrungsmittelindustrie aufgrund seiner ausgeprägten Problematiken durch andere Pflanzenöle ersetzt werden sollte, nehmen wir diese Anbaukulturen von der Mengenabschätzung komplett aus und setzen den Faktor auf 0.

Auch hinsichtlich der Verfügbarkeit kommt für bestimmte Zeilen ein weiterer Faktor für Getreidestroh in semiariden und ariden Regionen zum Einsatz. Wie in Kapitel 0 erwähnt, ist Stroh in trockenen Gebieten als natürlicher Dünger besonders wertvoll. Aus diesem Grund schließen wir Getreidereste in ariden Regionen komplett und in semiariden Regionen zur Hälfte aus unserer Potenzialabschätzung aus.²

Kasten 12: Illegaler Holzeinschlag in Nigeria

Insgesamt 87 Prozent des Holzeinschlages in Nigeria erfolgen illegal (World Bank 2019, 43). Dies ist besonders problematisch angesichts der Tatsache, dass die Baumvegetation im Norden des Landes eine bedeutende natürliche Barriere gegen die Ausbreitung der Sahara-Wüste darstellt. Ein Grund für die Abholzung der Bäume ist die Beschaffung von Feuerholz. Damit die Menschen weniger Feuerholz verbrauchen, fördert atmosfair Produktion und Vertrieb von Save 80-Öfen, die zum Kochen nur 20 Prozent der bisherigen Feuerholzmenge benötigen.

¹ Den Anteil von Pressspan- und Faserplattenmaterial, welcher aus Holzresten recycelt wird, entnehmen wir einer Statistik der Europäischen Union (Reichenbach *et al.* 2016, 260). In Ländern des Globalen Südens wird dieser Anteil eher darunter als darüber liegen, wodurch wir die verfügbare Restmenge auch hier eher unterschätzen.

² Flächenanteile von semiariden und ariden Gebieten für jedes Land werden UNEP-WCMC (2007) entnommen. Der Einfachheit halber gingen wir von einer gleichmäßigen räumlichen Verteilung der Agrarproduktion in den jeweiligen Ländern aus. Da sich Landwirtschaft vor allem auf feuchtere Regionen konzentriert, erhalten wir mit unserem Vorgehen eine geringere Restmenge als tatsächlich zur Verfügung steht, was dem Prinzip der konservativen Abschätzung entspricht.

6. Ergebnisse: nutzbare Mengen echter Restbiomassen

In Kapitel 3 haben wir Kriterien abgeleitet, mit denen sich die Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit von festen Restbiomassen bestimmen lässt. Diese wendeten wir in Kapitel 4 mit einer qualitativen Analyse auf verschiedene Arten fester Restbiomassen an, um zu bestimmen, in welchem Maße diese Restarten grundsätzlich unseren Kriterien entsprechen. Fast alle dieser Restarten berücksichtigen wir ebenfalls in der folgenden quantitativen Analyse, in der wir berechnen, welche Mengen an grundsätzlich akzeptablen Resten in den Ländern des Globalen Südens zur Verfügung stehen. Lediglich Abfälle von Ölpalmen und Zuckerrohr schließen wir aufgrund der

Teller-Tank-Problematik und fehlenden Informationen zum Produktionsanteil für menschliche Nahrung vollständig aus.

6.1. Agrarreste

Bei den Mengen, die dieses Kapitel präsentiert, handelt es sich um feste Restbiomassen, die unseren Kriterien entsprechen und sich sowohl für die Verstromung, BtL-Produktion oder Pflanzenkohle-Produktion eignen. Die ökonomische Nutzbarkeit wird in Kapitel 7 diskutiert.

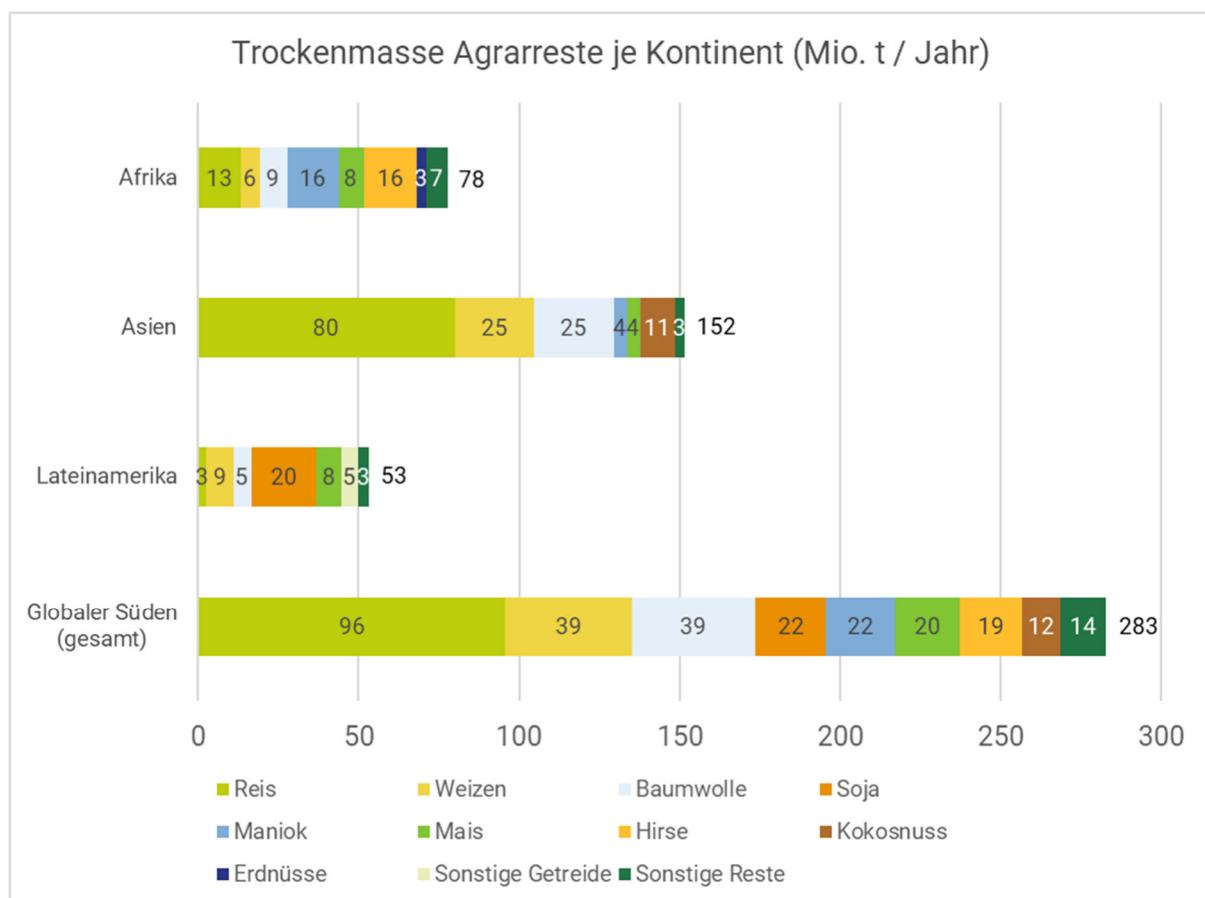


Abbildung 11: Jährlich anfallende Trockenmasse der umwelt- und sozialverträglichen sowie verfügbaren Agrarreste nach Anbaukultur und Kontinent.

Tabelle 5: Mengenreichste umwelt- und sozialverträgliche sowie verfügbare Restbiomassen in den drei bevölkerungsreichsten Ländern jedes Kontinents

Kontinent	Land	Am meisten anfallende Restbiomasse pro Jahr	Am zweitmeisten anfallende Restbiomasse pro Jahr	Am drittmeisten anfallende Restbiomasse pro Jahr
Lateinamerika	Brasilien	11 Mio. t Sojaschoten und -stroh	3,4 Mio. t Baumwollstängel	1,9 Mio. t Maisstroh
	Mexiko	1 Mio. t Maisstroh	687 Tsd. t Hirsestroh	679 Tsd. t Baumwollstängel
	Kolumbien	117 Tsd. t Reisstroh und -spelzen	70 Tsd. t Maisstroh	70 Tsd. t Kaffeespelzen
Afrika	Nigeria	2,6 Mio. t Hirsestroh	1,7 Mio. t Reisstroh und -spelzen	1,7 Mio. t Maniokstängel
	Äthiopien	1,2 Mio. t Hirsestroh	815 Tsd. t Weizenstroh	610 Tsd. t Maisstroh
	Ägypten	2,6 Mio. t Weizenstroh	1,2 Mio. t Reisstroh und -spelzen	553 Tsd. t Maisstroh
Asien	Indien	23 Mio. t Reisstroh und -spelzen	21 Mio. t Weizenstroh	20 Mio. t Baumwollstängel
	Indonesien	28 Mio. t Reisstroh und -spelzen	3,5 Mio. t Kokosnussschalen	1,2 Mio. t Maisstroh
	Pakistan	224 Tsd. t Baumwollstängel	136 Tsd. t Weizenstroh	45 Tsd. t Reisstroh und -spelzen

Ein Vergleich der drei Kontinente unserer Studie zeigt, dass sich die Zusammensetzung der Agrarreste aufgrund unterschiedlicher Agrarstruktur der betrachteten Länder stark unterscheidet. Während in Afrika vor allem Hirsestroh und Maniokstängel anfallen, stehen in Südamerika große Mengen an Soja- und Maisstroh zur Verfügung. Diese Feldfrüchte gehören dort zu den wichtigsten Restbiomassen, obwohl wir einen Großteil der Abfälle ausschließen, weil sie aus der Produktion von Tierfutter und Energie stammen. In Asien dominieren Reisstroh und -spelzen sowie Baumwollstängel (Abb. 11). Da auf diesem Kontinent mit 150 Millionen Tonnen Trockenmasse pro Jahr mit Abstand die meisten Agrarreste anfallen, prägt Asien auch die Zusammensetzung des gesamten Globalen Südens (Abb. 11).

Tabelle 5 zeigt, welche Restbiomassen in den bevölkerungsreichsten Ländern jedes Kontinents auf häufigsten sind. Trotz großer Ausschlüsse dominiert in Brasilien die Sojaproduktion, während Maisstroh

nicht nur in Brasilien, sondern auch in Mexiko und Kolumbien zu den wichtigsten Restbiomassen gehört. In den bevölkerungsreichsten Ländern Afrikas fallen von allen Ernteresten am meisten Hirse-, Weizen und Reisreste an. In Indien und Indonesien sind große Mengen an Spelzen und Stroh aus der Reisproduktion für Klimaschutzanwendungen verfügbar. Das trocken-warme Pakistan, aber auch Indien könnten große Mengen an holzigen Baumwollstängeln nutzen, die sich besonders für die Produktion von BtL-Kerosin, aber ebenfalls gut für die Herstellung von Pflanzkohle und Strom eignen. Manche Staaten spezialisieren sich auf die Produktion einer bestimmten Anbaukultur, die global betrachtet ein geringeres Restevolumen hat. Dies ist beispielsweise bei Kaffeespelzen in Kolumbien oder Kokosnussschalen in Indonesien der Fall.

Tabelle 6 erläutert anhand von fünf Beispielen unterschiedlicher Anbaukulturen, wie wir die nutzbare

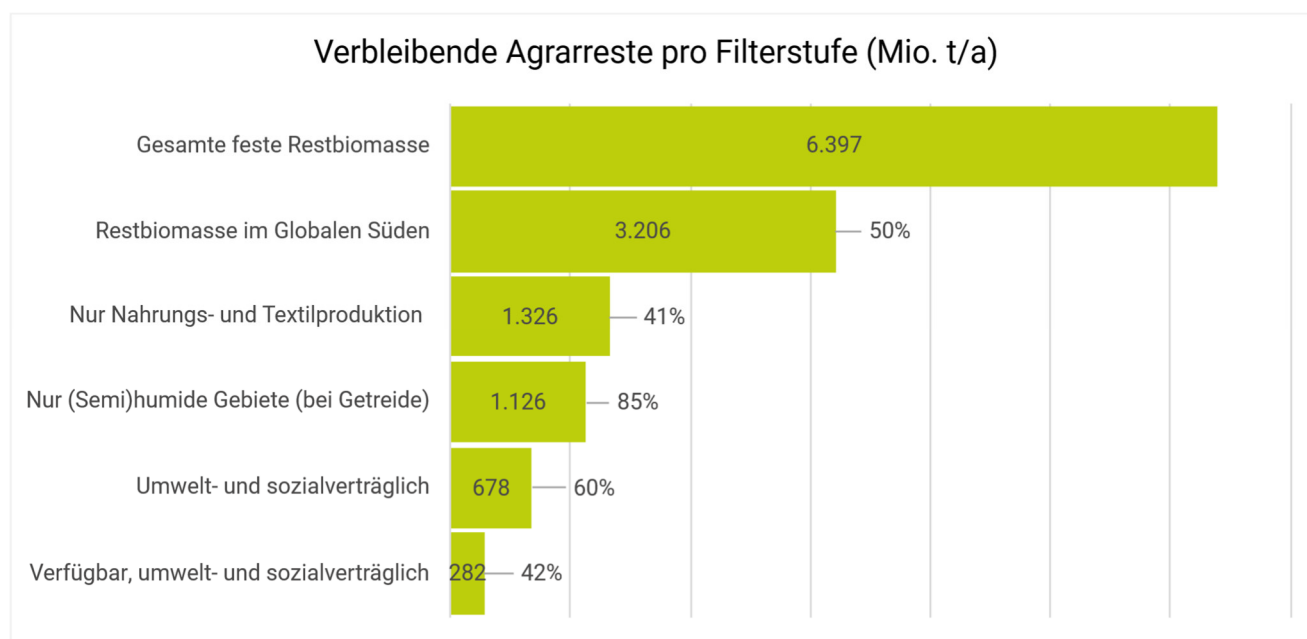


Abbildung 12: Menge von Restbiomassen aus der Agrarproduktion, die bei jeder Filterstufe unserer Mengenabschätzung übrigbleibt, sowie prozentuale Änderung gegenüber der vorherigen Stufe

Restbiomasse in mehreren Filterstufen aus der gesamten Agrarproduktion berechnen. Bei Betrachtung derselben Restbiomasse in unterschiedlichen Ländern fällt auf, dass sich die Faktoren f_{US} und f_V von Land zu Land teils stark unterscheiden.

- Getreidestroh spielt gerade in trockenen Gebieten mit nährstoffarmen Böden eine wichtige Rolle als natürlicher Dünger. Deshalb schließen wir in ariden Regionen sämtliche Getreidereste aus und in semi-ariden Regionen die Hälfte. Da es in Ländern mit trockenen Regionen grundsätzlich weniger Landwirtschaft gibt, wirkt sich dieser Ausschluss nur schwach aus.
- Da zur Bestimmung der Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Agrarresten in den meisten Fällen auf eine Studie zurückgegriffen wird, die diese Nachhaltigkeit gegenüber unseren Interviews grundsätzlich unterschätzt (f_{US} Prioritätsstufe 4), wirkt der Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit mit dem weiteren Ausschluss einer Hälfte der betrachteten Menge ebenfalls sehr restriktiv.

- Bei der Verfügbarkeit wirkt ebenfalls die verwendete allgemeine Studie am restriktivsten, die keine Unterschiede zwischen einzelnen Anbaukulturen macht (f_V Prioritätsstufe 4). Außerdem berücksichtigt sie nur den Anteil der Agrarreste, der verbrannt wird und den tatsächlich nutzbaren Teil höchstwahrscheinlich unterschätzt. Sofern Daten aus Interviews oder länder- und anbaukulturspezifische Literaturquellen zu Alternativnutzungen vorliegen (Prioritätsstufe 1-3), wirkt dieser Schritt weniger restriktiv.

Tabelle 6: Exemplarische Berechnung der umwelt- und sozialverträglichen sowie verfügbaren Restbiomassen verschiedener Feldfrüchte.

Anbaukultur	Land	Gesamtproduktion der Feldfrucht (Mio. t/a)	Art der Restbiomasse	RPR	Feuchtigkeitsanteil	Trockene Restbiomasse (Mio. t/a)	Davon Restbiomasse aus Nahrungs- und Textilproduktion, d. h. nicht aus Biosprit- oder Tierfutterproduktion (Mio. t/a)	Davon Restbiomasse in (semi)humiden Gebieten, nur für Getreide angewendet (Mio. t/a)	Davon umwelt- und sozialverträglich (Mio. t/a)	Davon verfügbar (Mio. t/a)	Anteil umwelt- und sozialverträglicher sowie verfügbarer Restbiomasse
Weizen	Nepal	2	Stroh	1,2	15 %	2	2	2	1	0,3	15 %
Mais	Südafrika	16	Stroh / Spelzen / Kolben	2,47	14 %	34	4	3	2	0,8	2 %
Maniok	Nigeria	61	Stängel	0,2	15 %	10	10	10	8	2	16 %
Baumwolle	Indien	15	Stängel	4	17 %	50	50	50	32	20	41 %
Reis	Indien	196	Stroh / Spelzen	0,7 / 0,2	13 % / 2 %	158	158	128	102	23	15 %

Wichtigste Gründe für Ausschlüsse von Agrarresten

Bei unserer Mengenabschätzung verbleiben von global insgesamt 6 Milliarden Tonnen an festen Agrarresten letztendlich nur 283 Millionen Tonnen (d. h. knapp 5 Prozent), die unseren – strengen – Kriterien entsprechen. Dies liegt daran, dass bei den vier wesentlichen Selektionsschritten jeweils ungefähr die Hälfte der Restbiomassen wegfällt (Abb. 12).

Bei den einzelnen Selektionsschritten geschieht in erster Linie folgendes:

- Bereits der Ausschluss von Ländern des Globalen Nordens sorgt dafür, dass von allen festen Restbiomassen ganze drei Milliarden Tonnen überhaupt nicht berücksichtigt werden. Allein auf die großen Agrarproduzenten China und USA entfällt dabei jeweils etwa eine Milliarde Tonnen.

- Der Ausschluss von Resten aus Energie- und Tierfutterproduktion führt dazu, dass die weltweit in sehr großen Mengen vorkommenden Mais- und Sojareste nur zu einem kleinen Teil berücksichtigt werden, nämlich dem Teil, der direkt als Nahrung für den Menschen dient. Dadurch fällt eine ganze Milliarde Tonnen im Globalen Süden weg, dennoch dominieren beide Anbaukulturen die Agrarreste in Lateinamerika. Durch den kompletten Ausschluss von Zuckerrohr- und Ölpalmresten aus unserer Abschätzung entfallen weitere 628 Millionen Tonnen.

6.2. Holzreste

Grundsätzlich erfolgt die Berechnung der verfügbaren umwelt- und sozialverträglichen Holzreste ähnlich wie in Tabelle 6 am Beispiel von Agrarresten gezeigt. Allerdings multiplizieren wir diese Reste hier nicht mit einem Verfügbarkeitsfaktor, sondern ziehen von der umwelt- und sozialverträglichen Restbiomasse die Menge ab, die sich in der jeweiligen Region in Pressspan- und Faserplatten recyceln ließe. Der Einfachheit halber gehen wir davon aus, dass sich die verschiedenen Restarten zu gleichen Anteilen in Platten recyceln lassen, obwohl es hier durchaus Unterschiede geben kann. Abbildung 13 zeigt die verfügbaren, umwelt- und sozialverträglichen Holzreste für verschiedene Arten von Holzprodukten je Kontinent sowie im gesamten Globalen Süden.

Bei Betrachtung der Gesamtmengen fällt zunächst auf, dass in Lateinamerika mit 50 Millionen Tonnen pro Jahr fast genauso viele Holzreste anfallen wie im deutlich bevölkerungsreicheren Asien. In Lateiname-

rika spielt Holzproduktion für den Export eine wichtigere Rolle als für den Eigenbedarf, was sich im besonders hohen Anteil von Rundholzresten widerspiegelt. Diese stellen jedoch auf jedem Kontinent den größten Teil aller Holzreste, weil gerade beim Zerlegen von Baumstämmen viele Reste übrigbleiben. Die Produktion von Sperrholz sowie Pressspan- und Faserplatten hingegen ist in Asien am ausgeprägtesten.

In Afrika ermitteln wir mit 14 Millionen Tonnen mit Abstand die wenigsten Holzreste. Dies liegt zunächst daran, dass die statistisch erfasste Holzproduktion dort relativ niedrig ist. Hauptgrund ist jedoch der geringe Anteil an Holzresten, der sich als umwelt- und sozialverträglich einstufen lässt, wenn eine Studie der Weltbank zu Rate gezogen wird, die den größten Teil des Holzeinschlages auf dem Kontinent als illegal einstuft (World Bank 2019, 43). Auch wenn diese Studie das Problem illegaler Abholzung überschätzen sollte, eignet sie sich dennoch für unser Prinzip der konservativen Schätzung. Aufgrund der geringen Gesamtmenge an Holzresten macht das jährlich zur Wiederherstellung von Grassavannen entnehmbare Busch-

holz in den zwei Staaten Namibia und Südafrika mit seinen fünf Millionen Tonnen (Staford et al. 2017, 4) 37 Prozent aller Holzreste in Afrika aus.

Wichtigste Gründe für Ausschlüsse von Holzresten

Abbildung 14 zeigt, welche Schritte im Ausschlussverfahren bei Holzresten die größte Wirkung haben. Es fällt auf, dass – im Gegensatz zu den Agrarresten – die Selektionsschritte unterschiedlich restriktiv ausfallen. Bei der Auswahl von Ländern des Globalen Südens fallen hier gegenüber der globalen Menge etwa zwei Drittel der Holzreste weg, die in der FAO-Datenbank erfasst sind. Die Herstellung von Holzprodukten erfolgt in erster Linie im Globalen Norden, wo sich die Mehrheit der Forstwälder befindet.

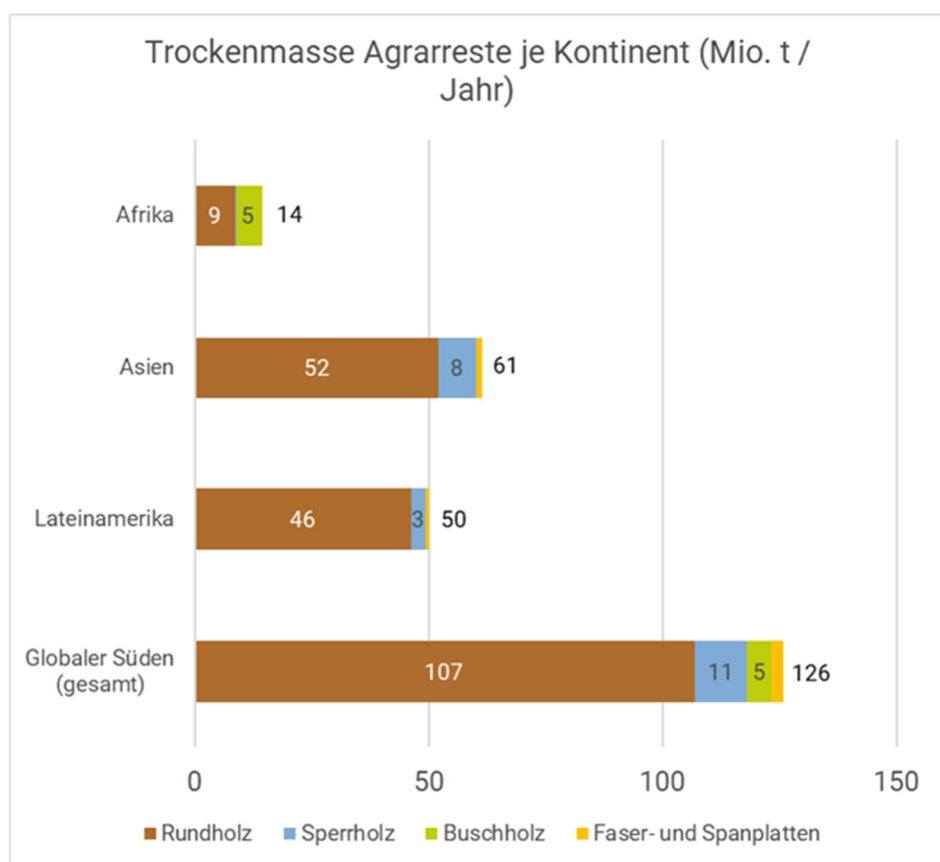


Abbildung 13: Jährlich anfallende Trockenmasse der verfügbaren umwelt- und sozialverträglichen Holzreste nach Kontinent und Art der Holzprodukte.

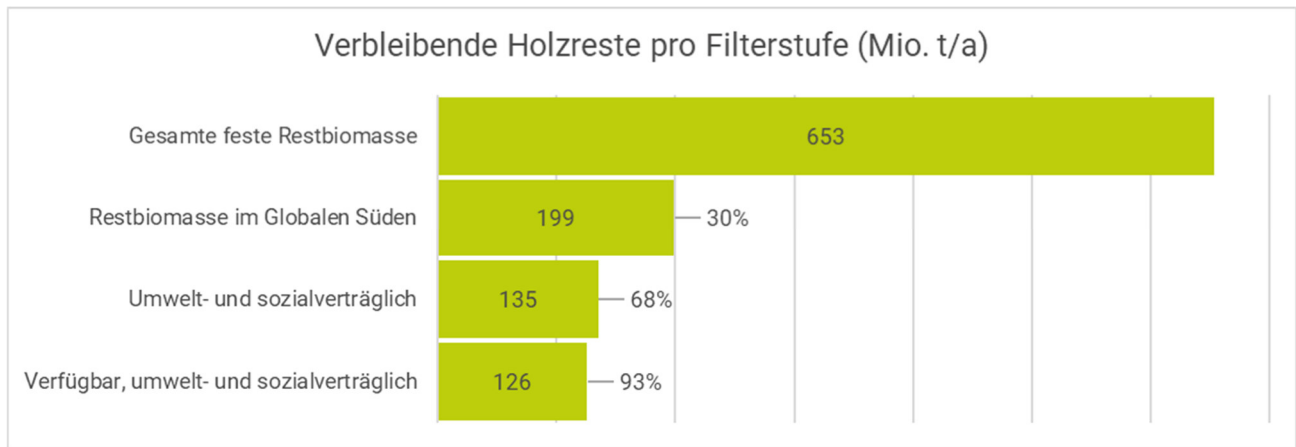


Abbildung 14: Menge von Restbiomassen aus der Holzproduktion, die bei jeder Filterstufe unserer Mengenabschätzung übrigbleiben, sowie prozentuale Änderung gegenüber der vorherigen Stufe

Wenn wir unsere Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit auf die gesamten Holzreste im Globalen Süden anwenden, müssen wir ein Drittel ausschließen, welches von illegal geschlagenen Bäumen stammt. Dies ist weniger als bei der entsprechenden Filterstufe für Agrarreste, was vermutlich daran liegt, dass Umwelt- und Sozialverträglichkeit in der Agrarproduktion mehrere Dimensionen umfasst und bei Holzprodukten mit illegalem Holzeinschlag nur eine. Von den umwelt- und sozialverträglichen Holzresten sind etwa 90 Prozent für Klimaschutzanwendungen verfügbar, nachdem der Teil abgezogen wurde, der in Form von Pressspanplatten recycelt werden könnte. Im Globalen Süden wird von beidem (noch) nicht ausreichend produziert, um einen wesentlichen Teil der Holzabfälle zu recyceln.

Insgesamt lassen sich – unseren Prinzipien folgend – von den gesamten globalen Holzresten 19 Prozent verwenden, was ein deutlich größerer Anteil ist als die 5 Prozent der Agrarreste. Dies liegt vor allem daran, dass der Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit *fUS* hier weniger selektiv wirkt. Die Unterschiede bei der Wirksamkeit des Verfügbarkeitskriteriums sind – neben vielseitigeren Nutzungsmöglichkeiten von Agrarresten – vermutlich auf unterschiedliche Verfahrenswesen zurückzuführen. Bei den Agrarresten nehmen wir für die Mehrzahl der Zeilen die Abfälle, die verbrannt werden, wodurch wir die tatsächlich nutzbaren Reste höchstwahrscheinlich unterschätzen. Bei Holzresten hingegen ziehen wir nur die Mengen ab, die sich tatsächlich durch Recycling stofflich nutzen ließen, wodurch wir die tatsächlich nutzbare Restmenge wahrscheinlich nicht unterschätzen.

Kasten 13: Nutzung von Buschholzschnitt in Afrika

Zur Gesamtfläche verbuschter Grassavannen existieren keine globalen Untersuchungen, sondern lediglich Fallstudien für einzelne Länder beziehungsweise Regionen. Wir berücksichtigen nur Südafrika und Namibia, die weltweit die größte Gesamtproduktion an Buschholz aufweisen und entsprechend untersucht wurden. In unsere Untersuchung fließt eine konservative Schätzung ein, der zufolge sich in jedem der beiden Länder jährlich knapp drei Mio. t an holziger Restbiomasse entnehmen ließen (Stafford *et al.* 2017, S. 4), was die betroffenen Flächen – im Sinne unserer Nachhaltigkeitsprinzipien – nur zum Teil entbuschen würde. Allerdings gibt es zum Potenzial von Buschholzschnitt unterschiedliche Angaben: Der PtX Hub geht alleine für Namibia von einem jährlichen Potenzial vom 17 Mio. t Buschholzschnitt aus (Kyriakarakos *et al.* 2023, 23).

6.3. Klärschlamm

In den von uns untersuchten Ländern des Globalen Südens errechnen wir insgesamt knapp 10 Millionen Tonnen an trockener Klärschlammmasse pro Jahr (Stand: 2015), die sich prinzipiell zur Stromproduktion verbrennen, gasifizieren oder sogar in Biokohle verwandeln ließe. Die größten Mengen fallen dabei in Brasilien, Ägypten und Indonesien an, mit jeweils über einer Million Tonnen pro Jahr. Bei Brasilien und Ägypten handelt es sich um Länder mit großer Bevölkerung und relativ gut ausgebauter Infrastruktur, in denen die Klärschlammmenge 9 beziehungsweise 14 Kilogramm pro Einwohner beträgt. In Indonesien hingegen errechneten wir nur 3 Kilogramm pro Einwohner, was auf einen geringeren Anteil an Abwäs-

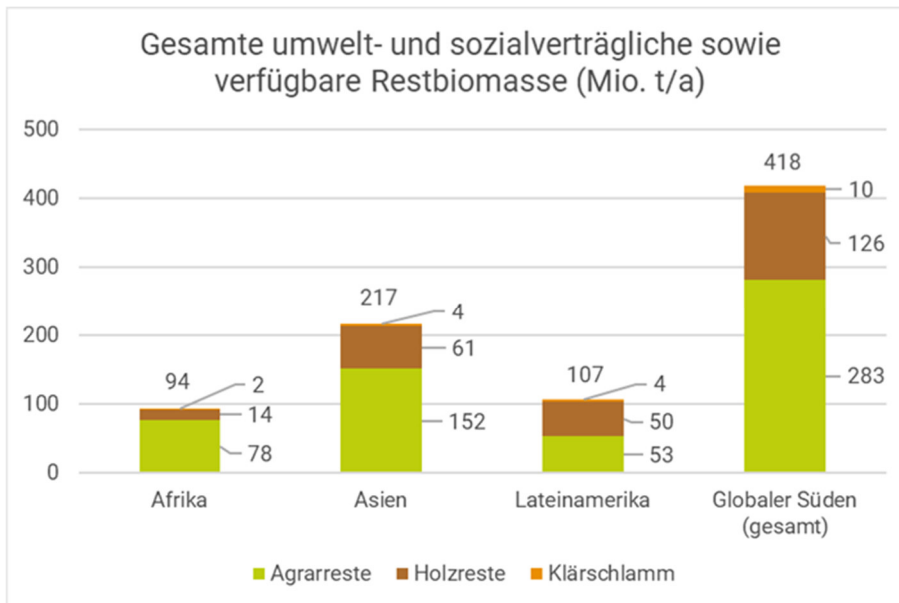


Abbildung 15: Mengen der gesamten verfügbaren umwelt- und sozialverträglichen Restbiomassen nach Kontinent und im gesamten Globalen Süden.

Südens keine entsprechenden Daten existieren. Allerdings ist es möglich, dass durch unterschiedliche Klärtechnik die Klärschlammmenge pro Abwasservolumen in verschiedenen Ländern variiert. Auf der anderen Seite ist anzunehmen, dass die Schätzungen auf Basis des Jahres 2015 nicht mehr aktuell sind und die Klärschlammmenge mittlerweile höher liegt. Seitdem ist die Bevölkerung gewachsen – und wahrscheinlich wurde auch die Abwasserinfrastruktur in Ländern des Globalen Südens ausgebaut.

sern zurückzuführen ist, die überhaupt geklärt werden. Auf den hinteren Rängen¹ nach absoluter Klärschlammmenge liegen Länder wie Nigeria, die Philippinen und Bangladesch, wo der Kläranteil von Abwässern Jones *et al.* (2021) zufolge niedrig ist. Dies zeigt, wie groß die Unterschiede bei der Abwasserbehandlung im Globalen Süden sind. Zum Vergleich: In Deutschland filtern Kläranlagen aus Abwässern jedes Jahr ca. 20 Kilogramm Schlamm pro Einwohner (Eurostat 2023). Der Ausschluss von Ländern des Globalen Nordens wirkt sich beim Klärschlamm deutlich stärker aus als bei Agrar- und Holzresten. Bei diesem Fokussierungsschritt fallen ganze 37 von 47 Millionen Tonnen weg. Dies liegt daran, dass in diesen Ländern Kanalisationssysteme weiter verbreitet sind und dass ein deutlich höherer Anteil ihrer Abwässer in Kläranlagen behandelt wird.

Hierbei ist allerdings anzumerken, dass sowohl die Daten zum Volumen des geklärten Abwassers als auch die Berechnung der Klärschlammmenge lediglich auf Schätzungen basieren. Die Klärschlammmenge ermitteln wir, indem wir das von Jones *et al.* (2021) geschätzte Volumen geklärten Abwassers mit einem Faktor multiplizieren, der auf dem Medianwert von EU-Ländern basiert, weil für Länder des Globalen

6.4. Zusammenfassung: nutzbare Restbiomassen für Klimaschutzanwendungen

Abbildung 15 zeigt die Gesamtmengen aller drei Restbiomassekategorien je Kontinent. Das bevölkerungsreiche Asien bietet ein Potenzial von über 200 Millionen Tonnen nutzbarer, fester Restbiomassen. Afrika und Lateinamerika kommen je auf ungefähr 100 Millionen Tonnen an Restbiomasse pro Jahr. Bei der Zusammensetzung zeigt sich, dass Holzreste in Afrika nur eine kleine Rolle spielen, in Lateinamerika jedoch fast die Hälfte aller nutzbaren Restbiomassen ausmachen. Was die Art der Restbiomassen angeht, fällt auf, dass Agrarreste die größte Bedeutung haben, gefolgt von Holzresten. Getrockneter Klärschlamm stellt mit zwei Prozent die kleinste Menge an festen Restbiomassen.

Abbildung 16 greift die Abbildung zur Vorgehensweise aus dem Methodenkapitel 2.3 wieder auf und zeigt, wie wir in mehreren Fokussierungsschritten die Menge der nutzbaren Restbiomassen schrittweise reduzieren. In der Grafik nicht dargestellt ist die Fokussierung auf feste Restbiomassen, da es zur weltwei-

¹ Nicht für alle Länder, die wir in der Studie betrachten, konnten Jones *et al.* (2021) Daten zur Menge des geklärten Abwassers schätzen.

ten Gesamtmenge von feuchten Resten (außer Klärschlamm) nur grobe Schätzungen gibt. An Lebensmittelabfällen fallen in Haushalten, im Einzelhandel sowie in der Gastronomie Schätzungen zufolge jedes Jahr 1,05 Milliarden Tonnen an (UNEP 2024, 46) und an Tierdung drei Milliarden Tonnen (FAIRR 2022). Demnach würden weltweit jährlich knapp 12 Milliarden Tonnen an Restbiomassen anfallen, von denen 7 Milliarden zu den festen Resten gehören (einschließlich getrockneten Klärschlamms). Diese 7 Milliarden Tonnen reduzieren wir in drei Schritten, so dass von ihnen lediglich gut 400 Millionen Tonnen pro Jahr übrigbleiben. Die Gesamtmenge sinkt pro Schritt entweder um die Hälfte oder in einem Fall (Faktor Umwelt- und Sozialverträglichkeit) sogar auf ein Viertel. Zum ökonomisch nutzbaren Potenzial können wir keine konkrete Zahl liefern, stellen in der folgenden Diskussion jedoch Überlegungen hierzu an.

Diese 418 Millionen Tonnen an fester Restbiomasse haben einen Energiegehalt von 7,73 EJ , was deutlich weniger ist als in bisherigen Schätzungen zum globalen Restbiomassenpotenzial (Kapitel 2.2). Tabelle 7 zeigt, wie sie sich für verschiedene Klimaschutzanwendungen nutzen ließen.

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass sich mit unseren festen Restbiomassen am meisten fossiles CO₂ vermeiden lässt, wenn sie in einem Kraftwerk eingesetzt werden. Dies ist jedoch nur dann der Fall, wenn der Strom einer Region bisher ausschließlich oder weitgehend aus fossilen Quellen wie Kohle gewonnen wird. Mit Hinblick auf den Wirkungsgrad ist die Verbrennung in einem Biomassekraftwerk jedoch am ineffizientesten, weil hier viel Energie in Form von Wärme verloren geht. In Ländern, in denen Gebäude

Tabelle 7: Mengenpotenzial für unterschiedliche Klimaschutzanwendungen für 418 Mio. t fester Restbiomassen mit einem Energiegehalt von 7,73 EJ

Klimaschutzanwendung	Gesamter energetischer Wirkungsgrad ¹	Gesamtmenge Endprodukte	Energiegehalt Endprodukte (EJ)	Energiegehalt Endprodukte (TWh)	Beitrag zum Klimaschutz
Verbrennung oder Gasifizierung zu Strom	30 % ²	645 TWh Strom	2,32	645	spart 580 Mio. t CO ₂ ein ³
Gasifizierung zu synthetischen Kohlenwasserstoffen ⁴	34 %	60 Mio. t Kohlenwasserstoffe (davon 40 Mio. t Kerosin)	2,6	720	spart 180 Mio. t CO ₂ ein ⁵
Pyrolyse zu Pflanzenkohle ⁶	60 % (Kohle + Strom)	125 Mio. t Kohle + 150 TWh Strom	4,71 (Kohle + Strom)	1.315 (Kohle + Strom)	bindet 350 Mio. t CO ₂ -Äquivalent langfristig im Boden + spart 135 Mio. t CO ₂ ein ⁷

¹ Der energetische Wirkungsgrad setzt die Energiemenge des Endproduktes (Strom, Kohlenwasserstoffe oder Pflanzenkohle) in Relation zur Energiemenge in der trockenen Restbiomasse.
² Typischer Wirkungsgrad für neuere Biomasse-Kraftwerke mit direkter Verbrennung (Jenkins *et al.* 2019)
³ Unter der Annahme, dass der Strom ansonsten mit Braunkohle erzeugt wird, das Braunkohlekraftwerk einen Wirkungsgrad von 40 % hat (BUND 2022), eine Tonne Braunkohle 12 GJ Energie enthält und die Verbrennung von 1 t Braunkohle 1,2 t fossiles CO₂ freisetzt (Greenhouse Gas Institute 2024).

⁴ Basierend auf Versuchen und Berechnungen der Solarbelt gGmbH.
⁵ 1 t Kerosin setzt bei der Verbrennung 3,16 t CO₂ frei und 1 t sonstige Kohlenwasserstoffe bei Verbrennung oder Verwitterung 2,7 t CO₂.
⁶ Basierend auf Versuchen und Berechnungen der atmosfair gGmbH.
⁷ Unter der Annahme, dass der Strom ansonsten mit Braunkohle erzeugt wird, das Braunkohlekraftwerk einen Wirkungsgrad von 40 % hat (BUND 2022), eine Tonne Braunkohle 12 GJ Energie enthält und die Verbrennung von 1 t Braunkohle 1,2 t fossiles CO₂ freisetzt (Greenhouse Gas Institute 2024).

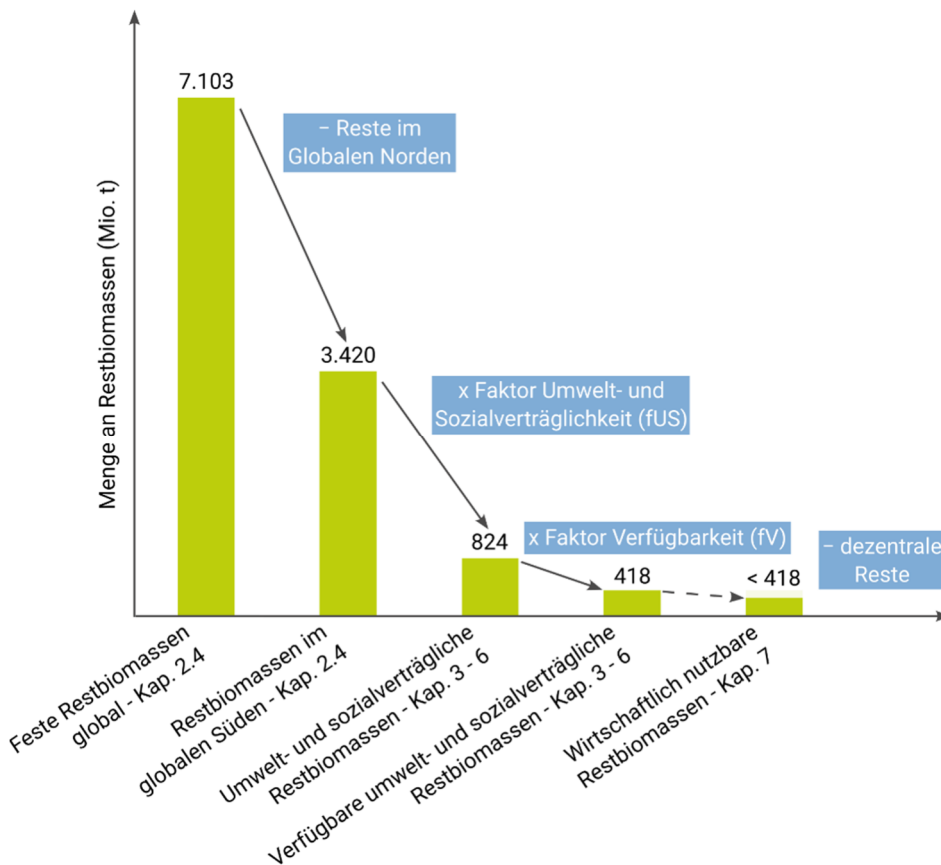


Abbildung 16: Schrittweise Begrenzung auf in besonderem Maße nutzbare Restbiomassen mit Zahlen aus unserer Erhebung.

beheizt werden müssen, ließe sich diese Energie jedoch als Fernwärme nutzen, wodurch der Wirkungsgrad wesentlich höher wäre. Wenn bereits ein großer Teil des Strommixes einer Region aus erneuerbaren Quellen stammt, ist es deshalb sinnvoller, die Restbiomassen in Pflanzenkohle oder mittels BtL-Verfahren in synthetische Kohlenwasserstoffe wie Kerosin umzuwandeln.

Pflanzenkohle hat den Vorteil, dass sich mit ihr CO₂ aus der Luft dauerhaft im Boden binden lässt. Solche negativen Emissionen tragen noch mehr zum Klimaschutz bei als die Vermeidung von Emissionen und sind ein notwendiger Baustein, um das Netto-Null-Ziel bis 2050 oder früher zu erreichen. Zusätzlich können die Holzgase, die bei der Pyrolyse entweichen, zur Stromerzeugung verbrannt werden und fossile Energieträger ersetzen.

Das BtL-Verfahren hat einen gesamten energetischen Wirkungsgrad von insgesamt 34 %, sofern wir nicht nur das Kerosin berücksichtigen, sondern auch die Energie in sonstigen Kraft- und Kunststoffen, die sich aus den Molekülen der Fischer-Tropsch-Synthese herstellen lassen. Etwa 65 Prozent des

Fischer-Tropsch-Outputs können insgesamt zu Kerosin weiterverarbeitet werden, damit ließen sich 125 Millionen Tonnen an fossilen CO₂-Emissionen im Flugverkehr vermeiden. Hierbei handelt es sich um Hard-to-Abate-Emissionen, die gegenwärtig nur mit BtL-Kerosin CO₂-neutral werden können. Angesichts der Tatsache, dass es für die Stromerzeugung CO₂-freie Optionen gibt, erscheint die BtL-Produktion grundsätzlich als sinnvolle

Klimaschutzanwendung. Dies ist jedoch immer von den lokalen Gegebenheiten abhängig. Die CO₂-Einsparung der Kohlenwasserstoffe beschränkt sich nicht auf den Flugverkehr beziehungsweise Treibstoffe.

Diese präzisen Zahlen sollen nicht den falschen Eindruck erwecken, dass eine exakte Berechnung des Potenzials an Restbiomassen vorliegt. Es handelt sich dabei lediglich um eine Schätzung, weshalb eine Spanne von möglichen Werten sinnvoller wäre. Da wir jedoch für die Faktoren zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie Verfügbarkeit aus der Literatur nur Einzelwerte und keine Wertespanssen entnehmen können, drücken wir unsere Ergebnisse ebenfalls in Einzelwerten aus.

Abschätzung des Energiepotenzials feuchter Reste

Um ein breiteres Bild vom Energiepotenzial aller Restbiomassen zu erhalten, rechnen wir zum Abschluss anhand der Schätzungen zu Lebensmittelabfällen und Tierdung (FAIRR 2022, UNEP 2024) aus, welches Klimaschutzpotenzial diese feuchten Reste bieten könnten.

Dabei nehmen wir aus Gründen der Einfachheit an, dass die Hälfte aller feuchten Reste im Globalen Süden anfällt, also 2 Milliarden Tonnen. Sowohl Tierdung als auch Lebensmittelabfälle lassen sich zwar als Biodünger nutzen, der treibhausgasintensive, mineralische Düngemittel ersetzt. Diese Verwendung steht jedoch nicht in Konkurrenz zur Biogasproduktion: Die Rückstände in der Biogasanlage enthalten immer noch genügend Nährstoffe, um anschließend auf Feldern ausgetragen zu werden. Der Verfügbarkeitsfaktor V_f ist somit bei 100 % anzusetzen.

Stufen wir die Verwendung von Lebensmittelabfällen komplett und die Nutzung von Tierdung zur Hälfte als umwelt- und sozialverträglich ein¹, erhalten wir eine verfügbare, umwelt- und sozialverträgliche Menge von jährlich 1,25 Milliarden Tonnen. Obwohl die Gesamtmenge von feuchten Resten geringer ist als die von festen Resten, entspricht ein deutlich größerer Anteil davon unseren Kriterien, weil wir V_f und N_f bei feuchten Resten als weniger restriktiv einschätzen. Diese Reste könnten in Biogasanlagen ungefähr 90 Milliarden m³ Biogas abgeben, mit denen sich wiederum 200 TWh Strom generieren ließen.² Diese Nutzung könnte jährlich also grob geschätzt etwa 180 Millionen Tonnen CO₂ einsparen.

¹ Der Ausschluss von Restbiomassen aus der Energieproduktion, den wir bei Agrarresten vornehmen, entfällt hierbei.

² Bei Lebensmittelresten gehen wir von einer Biogasproduktion von 100 m³/t aus und bei Tierdung von 50 m³/t sowie einem

Methananteil am Biogas von 60 %. Der Heizwert von Methan beträgt 9,97kWh/m³ und ein Blockheizkraftwerk erreicht mit Biogas einen Wirkungsgrad von ca. 40 %. Basierend auf Berechnungen von atmosfair.

7. Diskussion wirtschaftlicher Machbarkeit und Folgerungen

Diese Studie zeigt, dass im Globalen Süden jedes Jahr über 400 Millionen Tonnen umwelt- und sozialverträglicher Biomasse mit einem Energiegehalt von 7,73 EJ zur Verfügung stehen. Andere Studien zu diesem Thema ermitteln größere Mengen an Restbiomassen (Kap. 2.2), was daran liegt, dass wir strengere Kriterien zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit und Verfügbarkeit ansetzen und uns auf den Globalen Süden beschränken. Dafür können wir sicher sein, dass sich die hier ermittelten Restbiomassen tatsächlich für Klimaschutzanwendungen einsetzen ließen.

Mit diesen festen Resten lassen sich 125 Millionen Tonnen Pflanzkohle, 645 Terawattstunden an Strom oder 60 Millionen Tonnen an Kohlenwasserstoffen herstellen, darunter 40 Millionen Tonnen Ke-

rosin mit einem Energiegehalt von 480 Terawattstunden (Tab. 7). Unserer Studie zufolge könnte die mittels BtL produzierbare Kerosinmenge 20 Prozent des weltweiten Bedarfs an Flugzeugkraftstoffen decken (Abb. 17), wodurch sich die Klimabilanz des Luftverkehrs zumindest teilweise verbessern ließe. Für das Jahr 2040 wird ein Gesamtverbrauch an Kerosin von weltweit 390 Millionen Tonnen erwartet (Hungerland *et al.* 2024, 25f.), wovon die Restbiomassen von 2022 immer noch 10 Prozent abdecken könnten. Dies ist jedoch nur möglich, wenn das in begrenzten Mengen erzeugbare BtL-Kerosin ausschließlich für die Luftfahrt und nicht für Verbrennungsmotoren im Straßenverkehr eingesetzt wird, wo Elektroantriebe wesentlich effizienter sind.

Je nach Einsatzort kann es jedoch sinnvoller sein, die Reste in Pflanzkohle zu verwandeln oder zur Stromproduktion zu verwenden. Letzteres verdient einen differenzierteren Blick: Die Gesamtmenge an Strom, die sich mit unseren Resten erzeugen lässt, fällt mit dem 2,5-fachen der gesamten erneuerbaren Stromproduktion Deutschlands (254 TWh) beziehungsweise 8 Prozent der weltweit erzeugten regenerativen Energie (8.524 TWh) im Jahr 2022 (BMWK 2023, 18/93) eher gering aus. Die Energieerzeugung mit Solaranlagen ist – gerade in sonnenreichen Ländern des Globalen Südens – der Biomasseverstromung an Effizienz überlegen. Allerdings kann sich die Verwendung von Reststoffen in Biomassekraftwerken dort lohnen, wo es Industrien gibt, die für ihre Produktion eine grundlastfähige Energieversorgung benötigen. In solchen Nischen sind Restbiomassen – trotz begrenzter Menge – dazu in der Lage, der Wirtschaft neue Entwicklungsmöglichkeiten zu geben.

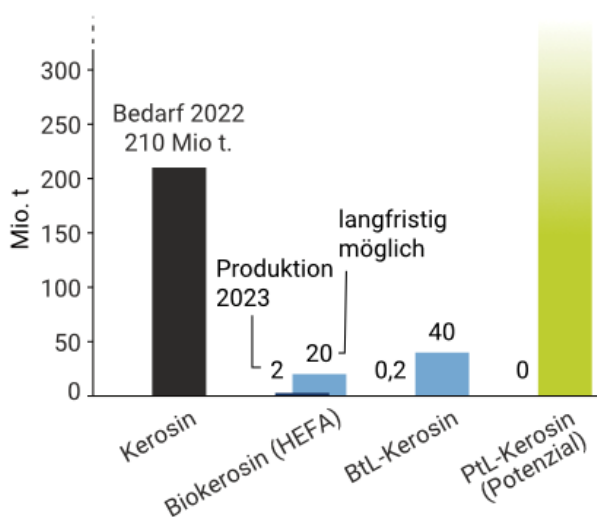


Abbildung 17: Gegenwärtig mögliche Produktionsmengen an SAF-Treibstoffen sowie deren langfristiges Produktionspotenzial und gegenwärtiger, weltweiter Bedarf an Kerosin. An PtL-Kerosin ließen sich theoretisch große Mengen herstellen, die den Bedarf der Luftfahrt um ein Vielfaches übersteigen würden. Voraussetzung dafür ist eine ausreichende Produktion an grünem Strom (CENA 2023, 11, Statista 2024).

Wirtschaftliches Potenzial von Restbiomassen für Klimaschutzanwendungen

Klimaschutzanwendungen sind in der Praxis nur dann möglich, wenn die Preise für Endprodukte wie Strom, BtL-Kerosin oder Dünger auf Grundlage von

Kasten 14: Preise von Cashewschalen und Senfstroh

Bei einem Versuchsprojekt der Solarbelt FairFuel gGmbH zur energetischen Nutzung von Cashewschalen stellte sich heraus, dass der Preis für Restbiomassen sehr volatil sein kann: Er schwankte innerhalb eines Jahres zwischen 0 und 60 Euro pro Tonne, was vor allem an unterschiedlichen Konkurrenzsituationen zwischen den Abnehmern lag.

Im indischen Rajasthan wird Senfstroh bei einem von der atmosfair gGmbH unterstützten Projekt zur Stromerzeugung verwendet. Eine Tonne Senfstroh kostet dort zwischen 25 und 28 Euro, diese Preise haben sich demnach über viele Jahre stabilisiert.

Pflanzkohle wettbewerbsfähig sind. Dies ist dann der Fall, wenn die Kosten für Biomassen eine bestimmte Grenze nicht überschreiten. Kosten für Restbiomasse setzen sich aus folgenden Punkten zusammen:

1. Kaufpreis der Restbiomassen
2. Kosten für die Logistik, d. h. den Transport und die Lagerhaltung der Restbiomassen
3. Kosten für die Weiterverarbeitung, die bei manchen Restbiomassen erfolgen muss (bspw. Zerkleinerung oder Pelletierung vor der Gasifizierung)

Wir nehmen an dieser Stelle keine quantitative Berechnung der wirtschaftlich nutzbaren, echten Restbiomassen vor, sondern stellen lediglich Überlegungen zu ihren Transportkosten an. Das wirtschaftlich nutzbare Potenzial ist jedoch auf jeden Fall kleiner als die verfügbare Menge an Resten, die wir in Kapitel 6 ermittelt haben.

Um das wirtschaftliche Potenzial von Restbiomassen auf Grundlage der Transportkosten zu beurteilen, gruppieren wir alle Restarten in eine von drei Kategorien ein, je nachdem, ob sie eher zentral an wenigen Orten oder verteilt über große Flächen anfallen. Dabei treffen wir die vereinfachte Annahme, dass bestimmte Reste von Anbaukulturen in allen Ländern im gleichen Maße zentral beziehungsweise dezentral zu finden sind.

Verteilung von Restbiomassen

Grundsätzlich ist die wirtschaftliche Erschließung von Restbiomassen am effizientesten, wenn sie an einem bestimmten Punkt anfallen, so dass sich größere Mengen auf einmal einsammeln lassen. Dies ist vor allem bei weiterverarbeitenden Betrieben der Fall, wo beispielsweise Cashewschalen oder Reisspelzen als Reste anfallen. Aber auch Holzreste von Sägewerken oder Klärschlamm sind den zentral lokalisierten Restbiomassen zuzuordnen (Abb. 18). Unsere Einteilung vereinfacht dabei die Realität, da es auch bei weiterverarbeitenden Betrieben Unterschiede in der geographischen Konzentration geben kann. Reismühlen beispielsweise sind in manchen Ländern vorwiegend kleine Betriebe, die innerhalb eines Reisanbaugebietes weit verstreut liegen können, was deren Erschließung bereits teurer macht. Auch können der Ort des Anbaus und der Standort der Weiterverarbeitung in unterschiedlichen Ländern liegen. Cashewkerne beispielsweise werden in manchen Fällen nicht einmal in ihrem Produktionsland Elfenbeinküste, sondern im Importland Indien geschält. Für eine globale Potenzialabschätzung spielt es jedoch keine wesentliche Rolle, in welchem Land die Restbiomassen letztendlich anfallen.

Bei semizentral verfügbaren Restbiomassen handelt es sich um Abfälle, die beim ersten Verarbeitungsschritt auf Bauernhöfen anfallen, beispielsweise Getreidestroh oder Kakao- und Sojaschoten. Auch wenn die Abfälle hier ebenfalls an einzelnen Punkten anfallen, kann der logistische Aufwand gerade bei kleinbäuerlicher Landwirtschaft dennoch aufwändig sein,

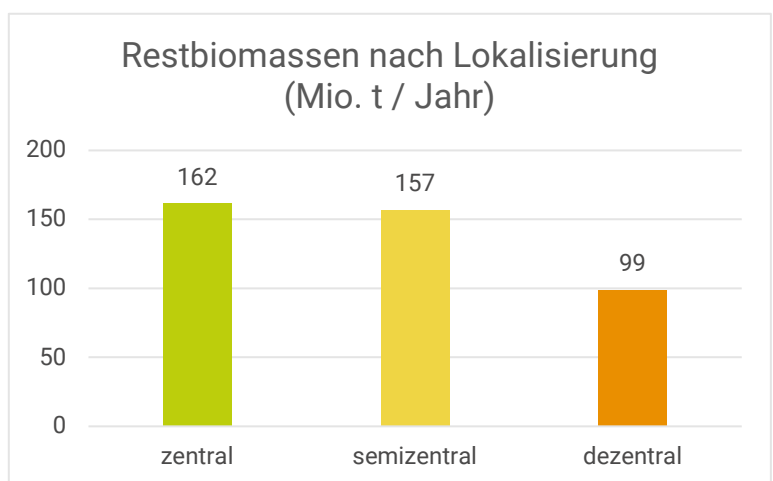


Abbildung 18: Lokalisierung der verfügbaren umwelt- und sozialverträglichen Restbiomassen.

wenn eine Vielzahl kleiner Betriebe aufgesucht werden muss. Den größten Aufwand macht es, auf ganzen Feldern verteilte Erntereste zu beschaffen. Dabei handelt es sich neben Baumwoll- und Maniokstängeln auch um Buschholz. Allerdings entfällt auf dezentrale Restbiomassen nur ein Viertel der gesamten von uns abgeschätzten Menge, während effizienter zu erwerbende semizentral und zentral lokalisierte Reste jeweils 40 Prozent ausmachen.

Aus der Lokalisierung von Restbiomassen ergibt sich eine Problematik für unseren Anspruch an Sozialverträglichkeit: Einerseits möchten wir vor allem Kleinbauern fördern, bei denen das Einsammeln von Agrarresten durch die Vielzahl an kleinen Bauernhöfen jedoch wenig effizient ist. Die Reste von Großbetrieben lassen sich mit weniger Aufwand besorgen, allerdings haben diese grundsätzlich weniger Bedarf an wirtschaftlicher Unterstützung. Kooperativen wären auch beim Verkauf von Ernteresten eine attraktive Option für Kleinbetriebe, um ihren Handel effizienter zu organisieren.

Neben dem eigentlichen Transport fallen bei Feldfrüchten, die nur zu bestimmten Jahreszeiten geerntet werden, außerdem Kosten für Lagerhaltung an, bis die Restbiomassen zur Verbrennung in Kraftwerken oder zur Gasifizierung benötigt werden. Darüber hinaus kann es bei bestimmten Restbiomassen notwendig sein, sie vorzubereiten und beispielsweise in eine gasifizierbare Form zu bringen, was für zusätzliche Kosten sorgt. So müssen Reisspelzen erst zu Pellets gepresst oder Kokosnussschalen zerkleinert werden, bevor sie sich in eine BtL-Anlage geben lassen. Allerdings lassen sich durch solche Vorverarbeitung auch Volumen und Gewicht von Restbiomassen reduzieren, wodurch ihr Transport wieder günstiger wird (van Dyk/Saddler 2024, 38f.). Durch all diese Kostenpunkte ist es möglich, dass manche im Globalen Süden verfügbaren umwelt- und sozialverträglichen Restbiomassen von der ökonomischen Erschließung her nicht rentabel sind, vor allem dann, wenn die Verarbeitung der Biomassen zentral erfolgt.

BtL-Anlagen, Biomassekraftwerke und industrielle Pyrolyseanlagen sind zentrale Betriebe, die ihre Biomassen aus einem weiteren Umland beziehen. Für sie kann die Verwendung dezentraler Biomassen unrentabel sein, weil die Transportkosten steigen, wenn Agrarreste in vielen einzelnen Dörfern eingesammelt

werden müssen. Anders hingegen sieht es bei dezentraler Verwendung aus, wie atmosfair sie beispielsweise bei seinem Pflanzenkohle-Projekt in Ghana fördert. Dort haben wir 300 Dörfer mit Kleinpyrolyseanlagen ausgestattet, mit denen die Menschen ihre Erntereste direkt vor Ort zu Pflanzenkohle verarbeiten. Sie lässt sich als Bodenverbesserer auf den Feldern ihres Dorfes einsetzen. So lassen sich Restbiomassen für den Klimaschutz nutzen, ohne dass hohe Kosten für das Einsammeln großer Mengen an dezentralen Resten anfallen.

Kasten 15: Zukünftige Entwicklung der Restbiomassenmenge

Es ist davon auszugehen, dass die Gesamtmenge an Restbiomassen in Zukunft eher zu- als abnehmen wird, da der Bedarf an Nahrungsmitteln und damit ihre Produktion durch eine weiterhin wachsende Weltbevölkerung steigen werden. Auch die Menge an Klärschlamm wird in Zukunft zunehmen, sowohl aufgrund des Bevölkerungswachstums als auch durch den Ausbau von Abwassersystemen.

Hinsichtlich der Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Restbiomassen lässt sich festhalten, dass der Anteil an ökologischer Landwirtschaft in jüngerer Vergangenheit gestiegen ist (Meier *et al.* 2022, 51). Dieser Anstieg ließe sich auch bei einer insgesamt höheren Nachfrage nach Nahrungsmitteln beibehalten. Angesichts begrenzter Agrarflächen ist dies jedoch nur möglich, wenn die Menschheit zu einer effizienteren und fleischärmeren Ernährungsweise wechselt.

Produktionskosten von BtL-Kerosin

BtL-Kerosin ist die kostenintensivste der drei hier betrachteten Klimaschutzanwendungen, weshalb wir ihre Konkurrenzfähigkeit hier näher betrachten. Eine Studie des World Economic Forum (2020) schätzte die Kosten für eine Tonne BtL-Kerosin auf ungefähr 2.000 US-Dollar, während der Kerosinpreis zum Zeitpunkt der Studie (im Jahre 2019) zwischen 600 und 700 Dollar schwankte. Im Vergleich mit anderen Sustainable Aviation Fuels (SAF) ist BtL jedoch durchaus wettbewerbsfähig (Abb. 19).

Der zukünftig zu erwartende Preis von PtL-Kerosin und damit die Wettbewerbsfähigkeit hängt vom lokal verfügbaren Potenzial erneuerbarer Energien ab, weshalb die Spannweite von 1.500 bis fast 6.000 US-Dollar pro Tonne reicht. Mit weiterem Ausbau von erneuerbaren Energien und Skaleneffekten sind jedoch

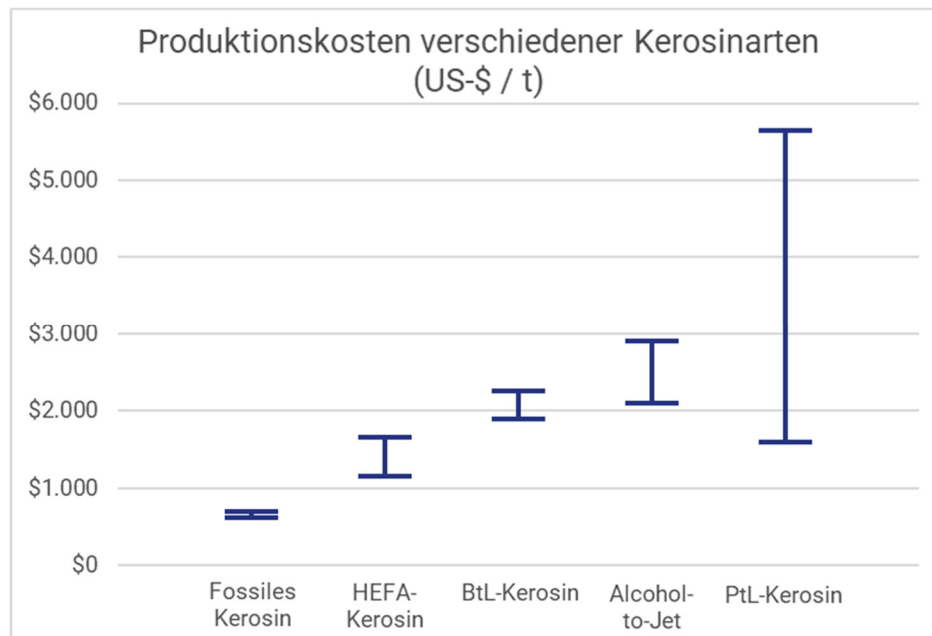


Abbildung 19: Vergleich der Produktionskosten verschiedener Arten von Kerosin.

HEFA steht für „hydrobehandelte Ester und Fettsäuren“ aus Fettabfällen oder Ölpflanzen (Wolff/Riefer 2020, 34, EIA 2024)

auch hier sinkende Kosten zu erwarten. PtL-Kerosin hat im Gegensatz zu BtL und vor allem HEFA-Kraftstoffen den Vorteil, dass das theoretische Potenzial (d. h. die auf der Erde verfügbare erneuerbare Energie) weit über dem Energiebedarf der Luftfahrt liegt (Abb. 17). Im Europäischen Wirtschaftsraum sind gegenwärtig PtL-Anlagen geplant, die im Jahr 2030 insgesamt 1,7 Millionen Tonnen e-Kerosin pro Jahr produzieren sollen (Transport and Environment 2024, 8ff.). Allerdings ist es fraglich, ob diese Kapazitäten bis dahin tatsächlich aufgebaut werden.

HEFA-Kerosin ist grundsätzlich günstiger herzustellen, jedoch dann als problematisch einzustufen, wenn die Fettsäuren nicht aus Abfällen gewonnen werden, sondern aus Energiepflanzen wie Ölpalmen stammen. Wird HEFA ausschließlich aus Abfallfetten hergestellt, sind die weltweit verfügbaren Mengen stärker begrenzt als das hier ermittelte Potenzial an BtL-Kerosin aus Restbiomassen (Abb. 17). Alcohol-to-Jet-Kerosin ist teurer zu produzieren als BtL-Treibstoff und wird überwiegend aus eigens angebauten Energiepflanzen hergestellt. Deshalb ist es weder von der Umwelt- und Sozialverträglichkeit noch von den Produktionskosten her ein starker Konkurrent zu Kerosin mittels Gasifizierung und Fischer-Tropsch-Synthese.

Angesichts der zu erwartenden Produktionskosten von PtL-Kerosin sollte der Gesamtpreis pro Liter BtL-

Flugzeugkraftstoff drei Euro nicht überschreiten (EIA 2024). Diese Grenze lässt sich nach aktuellem Stand einhalten, wenn die Kosten der Restbiomassen, die in der BtL-Anlage eingesetzt werden, nicht über 100 Euro pro Tonne Trockenmasse liegen. Die Kosten der gesamten Kerosinproduktion hängen jedoch nicht nur von den Restbiomassen selbst ab, deren Kaufpreis aufgrund erster Schätzungen ungefähr 10 bis 20 Prozent des finalen Produktes ausmacht. Eine große Rolle spielt hierbei auch die Technologie und Effizienz des BtL-Verfahrens selbst.

Restriktive Begrenzungen durch konservative Abschätzung

Bisherige Studien zur Abschätzung des gesamten Biomassenpotenzials aus Reststoffen kommen auf einen Bereich zwischen 20 und 50 EJ jährlich (Kap. 2, Tab. 1). Daneben erscheint der Energiegehalt unserer Restbiomassen mit 7,7 EJ eher gering. Dies liegt einerseits daran, dass die anderen Studien entweder Einschränkungen zur Umwelt- und Sozialverträglichkeit oder zur Verfügbarkeit vornehmen. Wir setzen beide Arten von Kriterien an, wodurch sich die Gesamtmenge stärker reduziert. Andererseits berücksichtigen bisherige Studien die Biomasseproduktion der gesamten Welt, während wir unseren Fokus auf den Globalen Süden legen. Im Globalen Norden würden (zusätzlich zu den 283 Mio. t im Globalen Süden) möglicherweise noch einmal 320 Millionen Tonnen

an prinzipiell geeigneten Agrarresten pro Jahr anfallen, alleine 225 davon in den USA und China.¹

Dem Prinzip der konservativen Abschätzung folgend ist es besser, eine kleinere Menge zu berechnen, die dafür garantiert auf umwelt- und sozialverträgliche Weise nutzbar ist. Es ist aus folgenden Gründen davon auszugehen, dass tatsächlich mehr Reste nutzbar wären als wir mit unserer Studie errechnet haben:

- Manche Biomassen wie Ölpalmreste und Zuckerrohrbagasse haben wir grundsätzlich als nicht akzeptabel eingestuft und von der Betrachtung komplett ausgeschlossen. Hier ließe sich jedoch auch argumentieren, dass die Verwendung von deren Restbiomassen akzeptabel ist, sofern der Anbau ökologischen Kriterien entspricht. Auch wenn es sich dabei nicht um Nahrungsmittel handelt, die für eine ausgewogene Ernährung notwendig sind.
- Andere Reste wie Maisstroh und Sojaschoten bzw. -stroh wurden nur mit einem kleinen Anteil aufgenommen, welcher der direkten Nahrungsproduktion für Menschen entspricht. Es bleibt zu diskutieren, ob der Aufkauf von Restbiomassen aus dem Anbau von Futter- oder Energiepflanzen einen Pull-Faktor für eine Ausdehnung dieser Anbaukulturen darstellt oder ob diese Restbiomassen unter bestimmten Bedingungen wie ökologischem Anbau akzeptabel wären.
- Zu vielen Ländern standen weder Interviews noch Literaturquellen zu Alternativnutzungen von Restbiomassen zur Verfügung. Daher griffen wir auf Daten zur Verbrennung von Ernteresten zurück, die sicher als verfügbar einzustufen sind. Es ist jedoch davon auszugehen, dass deutlich mehr Biomassen verfügbar sind, die zwar nicht verbrannt werden, aber auch keine Alternativnutzung erfahren und beispielsweise am Feldrand verrotten.

Bei der SAM-Studie zur Quantifizierung nachhaltiger Landwirtschaft handelt es sich um eine Analyse, die für sämtliche Anbaukulturen eines Landes gilt. Allerdings können sich die Anbaubedingungen zwischen unterschiedlichen Anbaukulturen desselben Landes stark voneinander unterscheiden. Auch ein und dieselbe Anbaukultur kann – je nach Land – auf mehr oder weniger umweltschonende Weise angebaut und

verarbeitet werden, wie unter anderem am Beispiel von Baumwolle und Kaffee gezeigt (Kap. 4.1). Für eine genauere Bewertung der jeweiligen Anbaukulturen lassen sich verschiedene Nachhaltigkeitssiegel nutzen (Meier *et al.* 2022). Da sich die Kriterien für die einzelnen Siegel voneinander unterscheiden, sind sie als Grundlage für eine allgemeine Studie wie diese jedoch ungeeignet.

Mengenpotenzial feuchter Reste

Die Menge an umwelt- und sozialverträglichen Restbiomassen, die für Klimaschutzanwendungen zur Verfügung steht, würde noch größer ausfallen, wenn wir feuchte Reste wie Tierdung und Lebensmittelabfälle mitberücksichtigen. Die 1,25 Milliarden Tonnen aus unseren Schätzungen (Kap. 6.4) sind für den Klimaschutz vor allem als Biogas nutzbar, welches als Kochgas oder in einem Biogaskraftwerk fossile Energieträger ersetzt. Sogar für die SAF-Produktion lässt sich Biogas verwenden, da sich Methan in Methanol umwandeln lässt, welches Ausgangsmaterial für den neuartigen Methanol-to-Jetfuel-Prozess ist.

Unsere Analyse ergibt eine konservative Abschätzung der global verfügbaren Gesamtmenge umwelt- und sozialverträglicher Restbiomassen. Wenn eine bestimmte Restbiomasse für Klimaschutzanwendungen interessant erscheint, sollte jedoch nicht unsere stark generalisierte Analyse zurate gezogen werden. Stattdessen ist es sinnvoller, eine Betrachtung des Einzelfalls vorzunehmen. Es ist möglich, dass sich eine bestimmte Anbaukultur in einer bestimmten Region durchaus als umwelt- und sozialverträglich einstufen lässt, obwohl sie in unserer Studie grundsätzlich als nicht akzeptabel bewertet wurde. Die Nachhaltigkeitsprinzipien aus Kapitel 3.2 mit ihren einzelnen Kriterien bieten auch für diese Einzelfallbetrachtungen einen geeigneten Katalog, um die Umwelt- und Sozialverträglichkeit von Restbiomassen zu überprüfen. Einen Idealfall von ökologisch und sozial hundertprozentig einwandfreien Restbiomassen wird es jedoch nicht geben, weshalb gewisse Kompromisse notwendig sind. Dafür haben nachhaltig genutzte Restbiomassen ein großes Potenzial, das Klima zu schützen und gleichzeitig die energetische Entwicklung im Globalen Süden voranzutreiben.

¹ Unter der Annahme, dass bei der und Nachhaltigkeits- und Verfügbarkeitsbetrachtung ebenfalls 10 Prozent an Restbiomassen übrigbleiben würden.

8. Literaturverzeichnis

- Abram, N. K., Meijaard, E., Wilson, K. A., Davis, J. T., Wells, J. A., Ancrenaz, M., Budiharta, S., Durrant, A., Fakhruzzi, A., Runting, R. K., Gaveau, D., Mengersen, K. (2017). Oil palm-community conflict mapping in Indonesia: A case for better community liaison in planning for development initiatives. *Applied Geography*, 78, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.10.005>
- Achterbosch, T., Berkum, S. van, Meijerink, Gerdien, Asbreuk, Henk, Oudendag, D. A. (2014). Cash crops and food security: Contributions to income, livelihood risk and agricultural innovation. *LEI Wageningen UR (University & Research centre), Report 2014-015*. <http://edepot.wur.nl/305638>
- Adhya, T. K., Linquist, B., Searchinger, T., Wassmann, R., Yan, X. (2014). Wetting and Drying: Reducing Greenhouse Gas Emissions and Saving Water from Rice Production. *World Resources Institute, Installment 8*. https://agritech.tnau.ac.in/ta/Agriculture/pdf/csa_pdf/Wetting_and_drying.pdf
- Ahiduzzaman, M. (2007). Rice Husk Energy Technologies in Bangladesh. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*, 1(IX.), 1-9.
- Alvarez-Garretón, C., Antonio Lara, A., Boisier, J. P., Galleguillos, M. (2019). The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile. *Forests*, 10(6), 473-490.
- Andini, A., Rousset, P., Hasanudin, U., Bonnet, S. (2016). Assessment of the proportion of crop residues subject to open burning available as energy feedstock in Indonesia. *Energy and climate change: Innovating for a sustainable future*, 1-4. Bangkok.
- Arouna, A., Dzomeku, I. K., Shaibu, A-G., Nurudeen, A. R. (2023). Water Management for Sustainable Irrigation in Rice (*Oryza sativa* L.) Production: A Review. *Agronomy*, 13(6), 1522-1540.
- Atepor, L. (2020). Development of Cocoa Pod Husk Fueled Dryer for Rural Cocoa Farmers. *International Journal of Agriculture Innovations and Research*, 9(2), 2319-1473.
- atmosfair (2024b). Nigeria: Effiziente Öfen. <https://www.atmosfair.de/de/klimaschutzprojekte/energieeffizienz/nigeria/>
- AUDA-NEPAD – African Union Development Agency-NEPAD (2023). Addressing Africa’s soil health challenges through the ten-year African Fertilizer and Soil Health Action Plan (2024-2034) and the longer-term Soil Initiative for Africa Framework. <https://www.nepad.org/publication/briefing-note-addressing-africas-soil-health-challenges-through-ten-year-african>
- Awalludin, M. F., Sulaiman, O., Hashim, R., Nadhari, W. N. A. W. (2015). An overview of the oil palm industry in Malaysia and its waste utilization through thermochemical conversion, specifically via liquefaction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 1469–1484. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.085>
- Bachmann, N. (2015). Sustainable biogas production in municipal wastewater treatment plants. *iea Energy Technology Network*. https://task37.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/32/2022/02/Wastewater_biogas_grey_web-1.pdf
- Barreto Peixoto, J. A., Silva, J. F., Oliveira, M. B. P., Alves, R. C. (2023). Sustainability issues along the coffee chain: From the field to the cup. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 2023(22), 287–332.
- Birkhofer, K., Fliessbach, A., Gavín-Centol, M. P., Hedlund, K., Ingimarsdóttir, M., Jørgensen, H. B., Kozjek, K., Meyer, S., Montserrat, M., Moreno, S. S., Laraño, J. M., Scheu, S., Serrano-Carnero, D., Truu, J., Kundel, D. (2021). Conventional agriculture and not drought alters relationships between soil biota and functions. *Scientific Reports*, 11(1), 23975. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03276-x>
- Blagojević, V., Šuštersiĉ, V., Božičković, S. (2021). Pyrolysis and gasification in the process of sewage sludge treatment. *Zaštita Materijala*, 58(2017), 305-312.
- BMWK – Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (2023). Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung im Jahr 2022. https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/erneuerbare-energien-in-zahlen-2022.pdf?__blob=publicationFile&v=8

Bremer, L. L., Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers Conserv*, 19, 3893–3915.

Brosowski, A. (2021). National Resource Monitoring for Biogenic Residues, By-products and Wastes. *Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Report 41*. https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_41.pdf

BUND - Landesverband Nordrhein-Westfalen (2022). Braunkohlenkraftwerke - Klimasünder Nr. 1. <https://www.bund-nrw.de/braunkohle/hintergruende-und-publikationen/braunkohlenkraftwerke-contra-klimaschutz/>

CBD – Convention on Biological Diversity (2024). Text of the Convention. <https://www.cbd.int/convention/text>

CENA Hessen – Kompetenzzentrum für Klima- und Lärmschutz im Luftverkehr (2023). CENA SAF-Outlook 2024-2030. Eine Analyse von Mengen, Technologien und Produktionsstandorten für nachhaltige Flugtreibstoffe. https://redaktion.hessen-agentur.de/publication/2024/4240_CENA_SAF_Outlook_2024_2030.pdf

Chum, H., Faaij, A., Moreira, J., Berndes, G., Dhamija, P., Dong, H., Gabrielle, B., Goss Eng, A., Lucht, W., Mapako, M., Masera Cerutti, O., McIntyre, T., Minowa, T., Pingoud, K. (2011). Bioenergy. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., von Stechow, C. (Hrsg.): *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press, Cambridge und New York.

Comte, I., Colin, F., Grünberger, O., Follain, S., Whalen, J. K., & Caliman, J.-P. (2013). Landscape-scale assessment of soil response to long-term organic and mineral fertilizer application in an industrial oil palm plantation, Indonesia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 169, 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.010>

Cullmann, J., Dilley, M., Egerton, P., Grasso, V. F., Honoré, C., Lúcio, F., Luterbacher, J., Nullis, C., Power, M., Rea, A., Repnik, M., Stander, J. (2021). 2021 State of climate services – water. *World Meteorological Organization (WMO)*. https://library.wmo.int/viewer/57630/download?file=1278_en.pdf&type=pdf&navigator=1

CUTEC-Institut – Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (2017). DBU-Grundsatzstudie: Technologiebewertung thermochemischer Konversionsverfahren von Klärschlamm als Alternative zur Verbrennung unter besonderer Berücksichtigung der Potenziale zur Nährstoffrückgewinnung. *DBU Abschlussbericht, Aktenzeichen 32919/01, Projektnummer 60 3547*. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32919.pdf>

Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., Wells, S. and Wenzel, L. (2019). Guidelines for applying the IUCN protected area management categories to marine protected areas. IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-019-2nd%20ed.-En.pdf>

DBFZ – Deutsches Biomasseforschungszentrum (2024). Technologien zur Bereitstellung erneuerbarer Energieträger. <https://www.dbfz.de/monitoring-ee-im-verkehr/technologien>

dena – Deutsche Energie-Agentur (2021). Natürliche Senken – Kurzgutachten im Rahmen der dena Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität. *Ökoinstitut e. V.* https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Kurzgutachten_Natuerliche_Senken_OEkoinstitut.pdf

Dreber, N., Blaum, N. (2016). Verbuschung afrikanischer Savannen: Eine Gefährdung für die Artenvielfalt? In: Lozán, J. L., Breckle, S.-W., Müller, R., Rachor, E. (Hrsg.): *Warnsignal Klima: Die Biodiversität*, 210-215. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.

EIA – U.S. Energy Information Administration (2024). Petroleum and other Liquids. https://www.eia.gov/dnav/pet/hist/LeafHandler.ashx?n=PET&s=EMA_EPPK_PWG_NUS_DPG&f=M

Eisentraut, A. (2010). Sustainable Production of Second-Generation Biofuels: Potential and Perspectives in Major Economies and Developing Countries. *IEA Energy Papers, 2010/01*. OECD Publishing, Paris. https://iea.blob.core.windows.net/assets/42da53f9-d2ce-499d-9d65-31d0effa13d0/second_generation_biofuels.pdf

Engert, M., Grieger, F., Schneider, I., Struckmeier, L., Strunz, B., Braun, A., Blum, P. (2023). Zertifikate für ein gutes Gewissen. *tagesschau, 02.03.2023*. <https://www.tagesschau.de/investigativ/ndr-wdr/holzpapier-nachhaltigkeit-zertifikate-101.html>

- Escobar, N., Tizado, E. J., zu Ermgassen, E. K. H. J., Löfgren, P., Börner, J., & Godar, J. (2020). Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. *Global Environmental Change*, 62, 102067. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102067>
- ETC – Energy Transitions Commission (2021). Biore-sources within a Net-Zero Emissions Economy: Mak-ing a Sustainable Approach Possible. [https://www.energy-transitions.org/wp-content/up-loads/2021/07/ETC-bio-Report-v2.5-lo-res.pdf](https://www.energy-transitions.org/wp-content/uploads/2021/07/ETC-bio-Report-v2.5-lo-res.pdf)
- Europäisches Parlament und Rat (2023a). Richtlinie 2018/2001 vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung). [https://eur-lex.europa.eu/legal-con-tent/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018L2001](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018L2001)
- Europäisches Parlament und Rat (2023b). Verordnung 2023/2405 vom 18. Oktober 2023 zur Gewährleistung gleicher Wettbewerbsbedingungen für einen nachhaltigen Luftverkehr (Initiative „ReFuelEU Aviation“). [https://eur-lex.europa.eu/legal-con-tent/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202302405](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202302405)
- Eurostat (2023). Sewage sludge production and disposal from urban wastewater (in dry substance (d.s)). [https://data.europa.eu/data/da-tasets/hzwkcfkt5mxeafijeo?locale=en](https://data.europa.eu/data/datasets/hzwkcfkt5mxeafijeo?locale=en)
- FAIRR - Farm Animal Investment Risk & Return (2022). How Animal Waste Mismanagement Drives Biodiversity Loss and Accelerates Climate Risk. Collier FAIRR Protein Producer Index, 2021/22. [https://www.fairr.org/resources/reports/index-2021-how-animal-waste-mismanagement-drives-biodiver-sity-loss-and-accelerates-climate-risk](https://www.fairr.org/resources/reports/index-2021-how-animal-waste-mismanagement-drives-biodiversity-loss-and-accelerates-climate-risk)
- Falck, M. (2015). Die dunkle Seite des Zuckers: Multi-media-Reportage über die Abgründe des Zuckerrohranbaus in Brasilien. *FAZ*, 01.04.2015. <https://www.faz.net/aktuell/wissen/natur/die-dunkle-seite-des-zuckers-multimedia-reportage-ueber-die-ab-gruende-des-zuckerrohranbaus-in-brasilien-13515865.html>
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2018). SDG Indicator 2.4.1, Proportion of Agricultural Area under Productive and Sustainable Agriculture, Methodological Note. <https://www.fao.org/3/CA2639EN/ca2639en.pdf>
- FAO – Food and Agriculture Organization, International Labour Organization, United Nations (2023). Occupational safety and health in the future of forestry work. *Forestry Working Paper, No. 37*. [https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bit-streams/29360741-327c-474d-9bbb-23b213f3cbd5/content](https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/29360741-327c-474d-9bbb-23b213f3cbd5/content)
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2024). AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture. <https://www.fao.org/aquastat/en/>
- FAOSTAT (2024). FAOSTAT statistical database. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/faostat/>
- Fearnside, P. M. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28(1), 23–38. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Köppen, S., Wern, B., Pertagnol, J., Baur, F., Hünecke, K., Dehoust, G., Bulach, W., Wiegmann, K. (2019). BioRest-Verfügbarkeit und Nutzungsoptionen biogener Abfall-und Reststoffe im Energiesystem (Strom-, Wärme-und Verkehrssektor): Abschlussbericht. *Umweltbundesamt, Texte 115/2019*. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/fi-les/medien/1410/publikationen/2019-09-24_texte_115-2019_biorest.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-09-24_texte_115-2019_biorest.pdf)
- Ferreira Filho, J. B. de S., Horridge, M. (2014). Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. *Land Use Policy*, 36, 595–604. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.10.015>
- Ferreira-Leitão, V., Gottschalk, L. M. F., Ferrara, M. A., Nepomuceno, A. L., Molinari, H. B. C., Bon, E. P. S. (2010). Biomass Residues in Brazil: Availability and Potential Uses. *Waste and Biomass Valorization*, 1(1), 65–76.
- GLOBALG.A.P. (2025). Impact areas and claims. <https://www.globalgap.org/about/impact-areas-and-claims/>
- Greenhouse Gas Institute (2024). Emission Factors for Cross Sector Tools V2.0. [https://ghgproto-col.org/sites/default/files/2024-05/Emission_Fac-tors_for_Cross_Sector_Tools_V2.0_0.xlsx](https://ghgprotocol.org/sites/default/files/2024-05/Emission_Factors_for_Cross_Sector_Tools_V2.0_0.xlsx)
- Greenpeace International (2021). Destruction: Certified. Certification; not a solution to deforestation, forest Degradation and other ecosystem conversion.

https://www.greenpeace.org/static/planet4-international-stateless/2021/04/b1e486be-greenpeace-international-report-destruction-certified_finaloptimised.pdf

Gummert, M., Van Hung, N., Chivenge, P., Douthwaite, B. (2020). Sustainable Rice Straw Management. Springer, Cham.

Hamelinck, C., Knotter, L. (2021). Greenhouse gas savings from biofuels in Germany. Certified emissions and ILUC impacts. VOF studio Gear Up, Amsterdam. https://biokraftstoffverband.de/wp-content/uploads/2023/05/21-04-19_sGU_Greenhouse-gas-savings-from-biofuels-in-Germany_DEF.pdf

Hanum, F., Yuan, L.C., Kamahara, H., Aziz, H.A., Atsuta, Y., Yamada, T., Daimon, H. (2019). Treatment of Sewage Sludge Using Anaerobic Digestion in Malaysia: Current State and Challenges. *Frontiers in Energy Research*, 7(9), 1-7.

HAUMAN – Halad Uma Alang sa Nasud Accociation, Inc (2021). Child Labor in the Supply Chain in Coconut Crop Agriculture in Aleosan, North Cotabato. <https://www.dol.gov/agencies/ilab/child-labor-supply-chain-coconut-crop-agriculturein-aleosan-north-cotabato>

Hauschild, S., Costa de Paiva, G., Neuling, U., Zitscher, T., Köchermann, J., Görsch, K. (2023). Produktions-technologien zur Bereitstellung von erneuerbaren Kraftstoffen. In: Schröder, J., Naumann, K. (Hrsg.): *Monitoring erneuerbarer Energien im Verkehr. DBFZ Report 44*, Leipzig.

Hill, J., Von Maltitz, G., Sommer, S., Reynolds, J., Hutchinson, C., Cherlet, M. (2018). World atlas of desertification – Rethinking land degradation and sustainable land management. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/06292>

Hofmann, C. (2022). Kakaoanbau: Ausbeutung - dokumentiert heißt nicht beseitigt. tagesschau.de. <https://www.tagesschau.de/ausland/afrika/kakaoanbau-lieferketten-101.html>

Howeler, R. H., Oates, C. G. (2018). An Assessment of the Impact of Cassava Production and Processing on the Environment. *Conference: Cassava in Vietnam 2001*. Ho Chi Minh City.

Hungerland, T., Meißner, L., Abel, S., Nögel, L., Czerniak-Wilmes, J. (2024). Innovative Antriebe und Kraftstoffe für einen klimaverträglichen Luftverkehr.

TAB – Büro für Technikfolgen-Abschätzung, Kurzstudie Nr. 6. <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000170399/152821689>

Hunke, P., Mueller, E. N., Schröder, B., Zeilhofer, P. (2015). The Brazilian Cerrado: Assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology*, 8(6), 1154–1180.

IATA – International Air Transport Association (2023). SAF Volumes Growing but Still Missing Opportunities. <https://www.iata.org/en/pressroom/2023-releases/2023-12-06-02/>.

IEA – International Energy Agency (2023). Aviation. <https://www.iea.org/energy-system/transport/aviation>

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2018). 1,5 °C globale Erwärmung. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2020/07/SR1.5-SPM_de_barrierefrei.pdf

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change, Summary for policy makers. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/resources/spm-headline-statements/>

Jenkins, B. M., Baxter, L. L., Koppejan, J. (2019). Biomass Combustion. In: Brown, R. C. (Hrsg.): *Thermochemical Processing of Biomass: Conversion into Fuels, Chemicals and Power, Second Edition*. John Wiley & Sons Ltd, Hoboken.

Jones, A., Breuning-Madsen, H., Brossard, M., Dampha, A., Deckers, J., Dewitte, O., Gallali, T., Hallett, S., Jones, R., Kilasara, M. (2013). Soil atlas of Africa. ESDAC – European Soil Data Centre. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-map-soil-atlas-africa>

Jones, E. R., van Vliet, M. T. H., Qadir, M., Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>

Junpen, A., Pansuk, J., Kamnoet, O., Cheewaphongphan, P., Garivait, S. (2018). Emission of Air Pollutants from Rice Residue Open Burning in Thailand. *Atmosphere*, 9(11), 1-23.

Jusys, T. (2017). A confirmation of the indirect impact of sugarcane on deforestation in the Amazon. *Journal of Land Use Science*, 12(2-3), 125-137.

Kalischek, N., Lang, N., Renier, C., Daudt, R. C., Addoah, T., Thompson, W., Blaser-Hart, W.-J., Garrett, R.,

- Schindler, K., Wegner, J. D. (2022). Cocoa plantations are associated with deforestation in Côte d'Ivoire and Ghana. *Nature Food*, 4(May 2023), 384–393.
- Ketterings, Q. M., Tri Wibowo, T., van Noordwijk, M., Penot, E. (1999). Farmers' perspectives on slash-and-burn as a land clearing method for small-scale rubber producers in Sepunggur, Jambi Province, Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 120(1), 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00532-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00532-5)
- Koopmans, A., Koppejan, J. (1997). Agricultural and forest residues-generation, utilization and availability. *Regional consultation on modern applications of biomass energy*, 6.
- Kuma, T., Dereje, M., Hirvonen, K., Minten, B. (2019). Cash Crops and Food Security: Evidence from Ethiopian Smallholder Coffee Producers. *The Journal of Development Studies*, 55(6), 1267–1284. <https://doi.org/10.1080/00220388.2018.1425396>
- Kyriakarakos, G., Shafudah, N., Lindeque, C. (2023). Development of a sustainable carbon carrier for PtX use. From Namibia to a global market. *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)*. https://ptx-hub.org/wp-content/uploads/2023/10/Development-of-a-sustainable-carbon-carrier-for-PtX-use_from-Namibia-to-a-global-market.pdf.
- Laconi, E. B., Jayanegara, A. (2015). Improving Nutritional Quality of Cocoa Pod (*Theobroma cacao*) through Chemical and Biological Treatments for Ruminant Feeding: In vitro and In vivo Evaluation. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 28, 343-350.
- Lan, R., Eastham, S. D., Liu, T., Norford, L. K., Barrett, S. R. H. (2022). Air quality impacts of crop residue burning in India and mitigation alternatives. *Nature Communications*, 13(1), 1-13.
- Lark, T. J., Hendricks, N. P., Smith, A., Pates, N., Spawn-Lee, S. A., Bougie, M., Booth, E. G., Kucharik, C. J., Gibbs, H. K. (2022). Environmental outcomes of the US Renewable Fuel Standard. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(9), e2101084119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2101084119>
- Le, L. T., van Ierland, E. C., Zhu, X., Wesseler, J. (2013). Energy and greenhouse gas balances of cassava-based ethanol. *Biomass and Bioenergy*, 51, 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.011>
- Leuba, C. (2019). Hooked on Meat—Wie die europäische Nachfrage nach Soja die Klimakrise verschärft (Übersetzung: V. Reithinger). Greenpeace. <https://www.greenpeace.de/publikationen/20190802-greenpeace-report-hooked-on-meat-deutsch.pdf>
- Lin, M., Begho, T. (2022). Crop residue burning in South Asia: A review of the scale, effect, and solutions with a focus on reducing reactive nitrogen losses. *Journal of Environmental Management*, 314, 1-8.
- Liu, J., Cao, G., Zheng, C. (2011). Sustainability of groundwater resources in the North China Plain. In: Jones, J. A. A. (Hrsg.): *Sustaining groundwater resources*, 69-87. Springer.
- Liu, Y., Ge, T., van Groenigen, K. J., Yang, Y., Wang, P., Cheng, K., Zhu, Z., Wang, J., Li, Y., Guggenberger, G., Sardans, J., Penuelas, J., Wu, J., Kuzyakov, Y. (2021). Rice paddy soils are a quantitatively important carbon store according to a global synthesis. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 154. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00229-0>
- Mahmoudi, H., Mahmoudi, M., Doustdar, O., Jahangiri, H., Tsolakis, A., Gu, S., Wyszynski, M. L. (2017). A review of Fischer Tropsch synthesis process, mechanism, surface chemistry and catalyst formulation. *Biofuels Engineering*, 2(1), 11-31.
- Mawari, M., Ersilya, L. (2023). Study of Coconut Farming in Supporting Farmers' Income in Kambowa District, North Buton Regency. *Jurnal Geografi*, 20(2), 37-42.
- Matschegg, D., Bacovsky, D., da Costa Barbosa, P. I., Martins Henriques, R., da Costa, A. O., Rangel do Nascimento, J., Wu, Y., Li, J., Schramm, J., Winther, K., Huck, L., Müller-Langer, F., Hauschild, S., Stolz, B., Lee, U. Liu, X., Chen, P., Wang, M., Stork, K. (2023). Sustainable Aviation Fuels – Status quo and national assessments. *Advanced Motor Fuels Technology Collaboration Programme, Report No. 63*. https://iea-amf.org/app/webroot/files/file/Annex%20Reports/AMF_Task_63.pdf
- Meijaard, E., Brooks, T. M., Carlson, K. M., Slade, E. M., Garcia-Ulloa, J., Gaveau, D. L. A., Lee, J. S. H., Santika, T., Juffe-Bignoli, D., Struebig, M. J., Wich, S. A., Ancrenaz, M., Koh, L. P., Zamira, N., Abrams, J. F., Prins, H. H. T., Sendashonga, C. N., Murdiyarso, D., Furumo, P. R., ... Sheil, D. (2020). The environmental impacts of palm oil in context. *Nature Plants*, 6(12), Article 12. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-00813-w>
- Meier, C., Sampson, G., Larrea, C., Schlatter, B., Bermudez, S., Dang, D., and Willer, H. (2022). The State of

Sustainable Markets 2021: Statistics and Emerging Trends. ITC, Genf.

Mgaya, J., B. Shombe, G., C. Masikane, S., Mlowe, S., B. Mubofu, E., Revaprasadu, N. (2019). Cashew nut shell: A potential bio-resource for the production of bio-sourced chemicals, materials and fuels. *Green Chemistry*, 21(6), 1186–1201.

<https://doi.org/10.1039/C8GC02972E>

Mielke, K., Kolb, T., Müller, M. (2020). Chemical fractionation of inorganic constituents in entrained flow gasification of slurry from straw pyrolysis. *Biomass and Bioenergy*, 141, 1–11.

Miersch, M. (2018). Ökologische und soziale Aspekte des globalen Sojaanbaus. *Taifun Sojainfo*, 35. https://www.sojafoerderung.de/wp-content/uploads/2018/08/Sojainfo_35_%C3%96kologische-und-soziale-Aspekte-des-globalen-Sojaanbaus_Ver-Juli-2018.pdf

Mitchell, D. (2008). A Note on Rising Food Prices. *The World Bank Development Prospects Group, Policy Research Working Paper 4682*. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/229961468140943023/pdf/WP4682.pdf>

Moraes, M. A. F. D., Oliveira, F. C. R., Diaz-Chavez, R. A. (2015). Socio-economic impacts of Brazilian sugarcane industry. *Environmental Development*, 16, 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.06.010>

Muhammad, K. I., Sharaai, A. H., Ismail, M. M., Harun, R., Yien, W. S. (2019). Social implications of palm oil production through social life cycle perspectives in Johor, Malaysia. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(5), 935–944. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1540-y>

Nasidi, M., Agu, R., Deeni, Y., Walker, G. (2016). Utilization of whole sorghum crop residues for bioethanol production. *Journal of the Institute of Brewing*, 2(122), 268–277.

Nestler, R. (2012). Interview: „Mais, Mais, Mais ist keine gute Idee“. *Tagesspiegel*, 20.01.2012. <https://www.tagesspiegel.de/wissen/mais-mais-mais-ist-keine-gute-idee-2048548.html>

Niklaß, M., Dahlmann, K., Grewe, V., Maertens, S., Plohr, M., Scheelhaase, J., Schwieger, J., Brodmann, U., Kurzböck, C., Repmann, M., Schweizer, N., von Unger, M. (2020). Integration of Non-CO₂ Effects of Aviation in the EU ETS and under CORSIA. *Umweltbundesamt*,

CLIMATE CHANGE 20/2020. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-28_climatechange_20-2020_integrationsononco2effects_finalreport_.pdf

Noleppa, S., Carlsburg, M. (2016). Auf der Ölspur. Berechnungen zu einer palmölfreieren Welt. WWF Deutschland, Berlin. https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF-Studie_Auf_der_OElspur.pdf

Obeng, G. Y., Amoah, D. Y., Opoku, R., Sekyere, C. K. K., Adjei, E. A., Mensah, E. (2020). Coconut Wastes as Bio-resource for Sustainable Energy: Quantifying Wastes, Calorific Values and Emissions in Ghana. *Energies*, 13(9), 2178–2190.

O'Connor, T. G., Puttick, J. R., Hoffman, M. T. (2014). Bush encroachment in southern Africa: Changes and causes. *African Journal of Range & Forage Science*, 31(2), 67–88.

<https://doi.org/10.2989/10220119.2014.939996>

Ojolo, S. J., Orisaleye, J. I., Ismail, S. O. 1, Abolarin, S. M. (2012). Technical Potential of Biomass Energy in Nigeria. *Ife Journal of Technology*, 21(2), Article 2.

Olukanni, D. O., Olatunji, T. O. (2018). Cassava Waste Management and Biogas Generation Potential in Selected Local Governments Areas in Ogun State Nigeria. *Recycling*, 3(4), 58–69.

O'Malley, J., Pavlenko, N., Searle, S. (2021). Estimating sustainable aviation fuel feedstock availability to meet growing European Union demand. *International Council on Clean Transportation, Working Paper 2021-13*. <https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Sustainable-aviation-fuel-feedstock-eu-mar2021.pdf>

Omari, A. M., Tesha, J., Sarakikya, H. (2020). Energy Generation from Biomass in Tanzania Impacts and Challenges: An Overview. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, 9(5), 789–793.

Onochie, U. O., Orhorhoro, E., Oyiboruona, P. (2018). Economic Potential and Benefits of Sawdust in Nigeria. *International Journal of Research Publications*, 9(1), 134–141.

Overbeek, W., Kröger, M., Gerber, J.-F. (2012). An overview of industrial tree Plantations in the global South. Conflicts, trends and resistance struggles. *Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade (EJOLT), Report No. 03*. <https://www.wrm.org.uy/wp-content/uploads/2013/01/EJOLTplantations.pdf>

- Organisations, Liabilities and Trade (EJOLT), Report No. 03. <https://www.wrm.org.uy/wp-content/uploads/2013/01/EJOLTplantations.pdf>
- Our World in Data (2023). Per capita, national, historical: how do countries compare on CO₂ metrics? <https://ourworldindata.org/co2-emissions-metrics>
- Panoutsou, C., Maniatis, K. (2021). Sustainable biomass availability in the EU, to 2050. Imperial College London, London. <https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Sustainable-Biomass-Availability-in-the-EU-Part-I-and-II-final-version.pdf>
- Pant, K. P. (2013). Monetary Incentives to Reduce Open-Field Rice-Straw Burning in the Plains of Nepal. *South Asian Network for Development and Environmental Economics (SANDEE), Working Paper 81-13*. https://www.sandeeonline.org/uploads/documents/publication/1024_PUB_Final_Working_Paper_81_13_WEB.pdf
- Paulitsch, K., Baedeker, C., Burdick, B. (2004). Am Beispiel Baumwolle: Flächennutzungskonkurrenz durch exportorientierte Landwirtschaft. *Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Wuppertal Papers 148*.
- Pham, T. M. T. (2016). Environmental and economic potential of Rice husk use in An Giang province, Vietnam. *Journal of Vietnamese Environment, 8(3)*, 206-211.
- Phung, S., Utlu, D. (2020). Menschenrechte im Palmölsektor. Deutsches Institut für Menschenrechte. <https://www.institut-fuer-menschenrechte.de/publikationen/detail/menschenrechte-im-palmoelsektor>
- Prakobboon, N., Vahdati, M., Shahrestani, M. (2019). Social practices required for the recovery of cassava waste for heat generation in Thailand. *International Journal of Biomass & Renewables, 8(1)*, 12-24.
- Pred, D. (2013). Bittersweet Harvest: A Human Rights Impact Assessment of the European Union's Everything But Arms Initiative in Cambodia. Equitable Cambodia and Inclusive Development International. https://www.inclusivedevelopment.net/wp-content/uploads/2020/01/bittersweet_harvest_web-version.pdf
- Purnomo, H., Okarda, B., Dewayani, A. A., Ali, M., Achdiawan, R., Kartodihardjo, H., Pacheco, P., Juniwaty, K. S. (2018). Reducing forest and land fires through good palm oil value chain governance. *Forest Policy and Economics, 91(2018)*, 94-106.
- Reddy, K. J., Goudra, S. (2023). A review on crop residue burning: Impact and its Management. *The Pharma Innovation Journal 2023, 12(1)*, 2457-2462.
- Rees, J., Wortmann, C., Drewnoski, M., Glewen, K., Pryor, R., Whitney, T. (2018). What is the Value of Soybean Residue? Cropwatch, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska-Lincoln. <https://cropwatch.unl.edu/2018/what-value-soybean-residue>
- Reichenbach, J., Mantau, U., Vis, M., Essel, R., Allen, B. (2016). CASCADES. Study on the optimised cascading use of wood. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2873/827106>
- Rettenmaier, N., Schmehl, M., Gärtner, S., Reinhardt, G. (2018). Final report on environmental assessment covering LCA & LC-EIA. SEEMLA Project Reports, 691874. IFEU - Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg, Heidelberg. https://www.seemla.eu/wp-content/uploads/2019/01/SEEMLA_D-4.3_Final-report-on-environmental-assessment_IFEU_2018-12-14.pdf
- Ritchie, H. (2024). Drivers of Deforestation. *Our World in Data*. <https://ourworldindata.org/drivers-of-deforestation#is-our-appetite-for-soy-driving-deforestation-in-the-amazon>
- Rogner, H.-H. (2012). Energy Resources and Potentials. In: Johansson, T. B., Nakicenovic, N., Patwardhan, A., Gomez-Echeverri, L. (Hrsg.): *Global Energy Assessment - Towards a Sustainable Future*, 423-512. Cambridge University Press, Cambridge und New York, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- Roos, C. J. (2010). Clean Heat and Power Using Biomass Gasification for Industrial and Agricultural Projects. WSU Extension Energy Program, WSUEEP08-033, Rev. 5. https://www.energy.wsu.edu/documents/biomassgasification_2010.pdf
- Rusinamhodzi, L., Wijk, M. T., Corbeels, M., Rufino, M. C., Giller, K. E. (2015). Maize crop residue uses and trade-offs on smallholder crop-livestock farms in Zimbabwe: Economic implications of intensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 214(2015)*, 31-45.
- Schaum, C., Hubert, C., Steiniger, B., Steinle, E., Athanasiadis, K., Mix-Spagl, K., Bleisteiner, S. (2020). Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserbehandlung. *Institut für Wasserwesen, 130(2020)*.

- Schick, A., Ibisch, P. L. (2021). Namibian 'Bush encroachment' in context: an ecological perspective on current and future dryland greening, its causes and consequences. Centre for Ecomics & Ecosystem Management, Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde. https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Kohlekraftwerke/DUH-Gutachten_Namibian.Bush.encroachment.in.context.pdf
- Seca, A. I., Pereira, H. S., Silva, S. C. P. (2021). Expansion of Cashew Cultivation and its Environmental and Economic Impacts on Guinea-Bissau. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 56(3), 385-397.
- Serna, L. (2022). Maize stomatal responses against the climate change. *Frontiers in Plant Science*, 13(952146), 1-9.
- Singh, G., Gupta, M. K., Chaurasiya, S., Sharma, V. S., Pimenov, D. Y. (2021). Rice straw burning: a review on its global prevalence and the sustainable alternatives for its effective Mitigation. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 32125–32155.
- Slatter, N. L., Vichanpol, B., Natakaranakul, J., Wattanavichien, K., Suchamalawong, P., Hashimoto, K., Tsubaki, N., Vitidsant, T., Charusiri, W. (2022). Syngas Production for Fischer-Tropsch Synthesis from Rubber Wood Pellets and Eucalyptus Wood Chips in a Pilot Horizontal Gasifier with CaO as a Tar Removal Catalyst. *ACS Omega*, 7(49), 44951-44961.
- Song, X.-P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. V., Di Bella, C. M., Conde, M. C., Copati, E. J., Fernandes, L. B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S. M., Pickens, A. H., Turubanova, S., Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability*, 4, 784–792.
- Soto Veiga, J. P., Losada Valle, T., Feltran, J. C., Bizzo, W. A. (2016). Characterization and productivity of cassava waste and its use as an energy source. *Renewable Energy*, 93(C), 691-699.
- Stafford, W., Birch, C., Etter, H., Blanchard, R., Mudavanhu, S., Angelstam, P., Blignaut, J., Ferreira, L., & Marais, C. (2017). The economics of landscape restoration: Benefits of controlling bush encroachment and invasive plant species in South Africa and Namibia. *Ecosystem Services*, 27, 193–202.
- Statista (2024). Weltweiter Treibstoffverbrauch aller kommerziellen Fluggesellschaften von 2004 bis 2024. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1371574/umfrage/weltweiter-treibstoffverbrauch-in-der-luftfahrt/>
- Talawar, S. (2004). Peanut in India: History, Production, and Utilization. *Peanut in Local and Global Food Systems, Report No. 5*. https://esploro.libs.uga.edu/view/pdfCoverPage?instCode=01GALI_UGA&filePid=13662253790002959&download=true
- Then, C., Miyazaki, J., Bauer-Panskus, A., Reichert, T. (2018). Gentechnik-Soja in Südamerika: Flächenverbrauch, Pestizideinsatz und die Folgen für die globalen Ziele für nachhaltige Entwicklung. Testbiotech e. V. und Germanwatch e. V. <https://www.germanwatch.org/de/node/15896>
- Theng, D., Lor, L., Chhoem, C., Sambath, K., Vong, P., Srour, S., Chamroeun, V., Eang, D., Lay, M., Pradhan, R., Hitzler, G. (2021). Production and Utilization of Crop Residues in Cambodia: Rice Straw, Corn Stalk, and Cassava Stem. *IJERD – International Journal of Environmental and Rural Development*, 12(2), 110-115.
- Tirado, R. (2010). Picking Cotton - The choice between organic and genetically-engineered cotton for farmers in South India. *Greenpeace Research Laboratories, GRL-TN 03/2010*. https://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2011/05/Picking_Cotton1.pdf
- Tolessa, A. (2023). Bioenergy potential from crop residue biomass resources in Ethiopia. *Heliyon*, 9, 1-13.
- Transport and Environment (2024). The challenges of scaling up e-kerosene production in Europe. https://www.transportenvironment.org/wp-content/uploads/2024/01/2024_01_E-kerosene_Tracker_TE.pdf
- UNCTAD – United Nations Conference on Trade and Development (2022). Handbook of Statistics 2022. https://unctad.org/system/files/official-document/tdstat47_en.pdf
- UN DESA – United Nations Department of Economic and Social Affairs (2024). World Population Prospects 2024. <https://population.un.org/wpp/>
- UNEP – United Nations Environment Programme (2020). Faecal sludge management in Africa: Socioeconomic aspects and human and environmental health

implications. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/34350/FSM.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

UNEP – United Nations Environment Programme (2024). Think Eat Save – Tracking Progress to Halve Global Food Waste. <https://www.unep.org/resources/publication/food-waste-index-report-2024>

UNEP-WCMC – United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (2007). A spatial analysis approach to the global delineation of dryland areas of relevance to the CBD Programme of Work on Dry and Subhumid Lands. Dataset based on spatial analysis between WWF terrestrial ecoregions (WWF-US, 2004) and aridity zones (CRU/UEA; UNEPGRID, 1991). Dataset checked and refined to remove many gaps, overlaps and slivers (July 2014). Cambridge. <https://resources.unep-wcmc.org/products/789fcac8959943ab9ed7a225e5316f08>

UNGA – United Nations General Assembly (2015). Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution Adopted by the General Assembly. *United Nations, A/RES/70/1*.

UNSD – United Nations Statistics Division (2024). <https://data.un.org/>

van Dyk, S., Saddler, J. (2024). Progress in Commercialization of Biojet/Sustainable Aviation Fuels (SAF): Technologies and policies. *IEA Bioenergy Task, 39*. <https://task39.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/37/2024/05/IEA-Bioenergy-Task-39-SAF-report.pdf>

Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J. (2016). The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. *PLOS ONE, 11*(7), e0159668. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159668>

Vitali, I. (2011). Soya and the Cerrado: Brazil's forgotten jewel. *World Wildlife Foundation Report – Conservation, Sustainability, Climate Change*.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2009). Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. WBGU, Berlin.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. (2020). Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration: Hauptgutachten. WBGU, Berlin.

Wildenberg, M., Sommeregger, C. (2016). Bittersüße Schokolade – Hinter den Kulissen der internationalen Schokoladenindustrie. Südwind, Innsbruck. <https://www.global2000.at/sites/global/files/Report%20Bitters%C3%BC%C3%9Fe%20Schokolade%20Kurzfassung.pdf>

Wiśniowska, E., Grobelak, A., Kokot, P., Kacprzak, M. (2019). Sludge legislation-comparison between different countries. In: Prasad, M. N. V., Vithanage, M., Mohan, S. V., Favas, P. J. d. C. (Hrsg.): *Industrial and municipal sludge: emerging concerns and scope for resource recovery*, 201-224.

Witcombe, A. M., Tiemann, L. K. (2022). Potential Contribution of Groundnut Residues to Soil N and the Influence of Farmer Management in Western Uganda. *Frontiers in Sustainable Food Systems, 5*(691786), 1-18.

Wolff, C., Riefer, D. (2020). Clean Skies for Tomorrow: Sustainable Aviation Fuels as a Pathway to Net-Zero Aviation. *World Economic Forum, Insight Report November 2020*. https://www3.weforum.org/docs/WEF_Clean_Skies_Tomorrow_SAF_Analytics_2020.pdf

World Bank (2019). Illegal logging, fishing, and wildlife trade: The Costs and how to combat it. <https://the-docs.worldbank.org/en/doc/482771571323560234-0120022019/original/WBGReport1017Digital.pdf>

World Bank (2022). Cashew in Mozambique - Challenges and Opportunities for its Sustainable Development. https://www.forestcarbonpartnership.org/system/files/documents/cashew_report_eng.pdf

Wright, C. (2021). Ethanol vs sugar: the price relationship that keeps Brazil's sugar market guessing. C Czarnikow. <https://www.czarnikow.com/blog/brazil-sugar-market-ethanol-sugar>

Yevich, R., Logan, J. A. (2003). An assessment of bio-fuel use and burning of agricultural waste in the developing world. *Global Biogeochemical Cycles, 17*(4). <https://doi.org/10.1029/2002GB001952>

Yin, W., Y., Fan, Z., Hu, F., Fan, H., He, W., Sun, Y., Wang, F., Zhao, C., Yu, A., Chai, Q. (2023). No-tillage with straw mulching boosts wheat grain yield by improving the eco-physiological characteristics in arid regions. *Journal of Integrative Agriculture, 22*(11), 3416-3429.

Zafar, S. (2022). Energy Potential of Coconut Biomass. *Bioenergy Consult, 1.10.2022*. <https://www.bioenergyconsult.com/coconut-biomass/>

Zhang, X., Yao, G., Vishwakarma, S., Musumba, M. Heyman, A., Davidson, E. A. (2021). Quantitative assessment of agricultural sustainability reveals divergent priorities among nations. *One Earth*, 4, 1262–1277.

Zhang, Z., Huang, J., Yao, Y., Peters, G., Macdonald, B., La Rosa, A. D., Scherer, L. (2023). Environmental impacts of cotton and opportunities for improvement. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4, 703-715.
<https://doi.org/10.1038/s43017-023-00476-z>

Zhu, W., Lestander, T. A., Örberg, H., Wei, M., Hedman, B., Ren, J., Xie, G., Xiong, S. (2015). Cassava stems: A new resource to increase food and fuel production. *GCB Bioenergy*, 7(1), 72–83.
<https://doi.org/10.1111/gcbb.12112>

Zoma, F., Sawadogo, M. (2023). A multicriteria approach for biomass availability assessment and selection for energy production in Burkina Faso: A hybrid AHP-TOPSIS Approach. *Heliyon*, 9(10), 2-17.

Datensatz zu dieser Studie

Das komplette Mengengerüst, mit dem wir das Restbiomassenpotenzial berechnet haben, können Sie über peiker@atmosfair.de beziehungsweise info@atmosfair.de gegen eine Schutzgebühr anfordern.